



行政院環境保護署

111年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

應用電漿系統循環使用受污染土壤資源 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： 中原大學／環境工程學系
專案主持人： 江政傑助理教授
專案執行期間： 111 年09月01日起至
112 年08月31日止

中 華 民 國 112 年 08 月 印 製



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	111 年度	計畫類型	☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型
計畫類別	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他		主持人：王雅玢 NO：A12
計畫名稱	應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究		
審查意見		執行單位回覆	
委員一 1. 本計畫以電漿技術進行土壤污染整治，此一技術近年來廣泛受到重視與研究。 2. 本計畫採用過熱蒸氣提供熱源，執行過程應注意能源耗用與整治成效的成本效益評估。		感謝委員肯定。 謝謝委員建議。本計畫是利用電漿化學氣化或裂解有機污染物，因此參酌無線電波加熱的氣提法，估計每噸受污染土壤成本約 28,000-40,000 元。若考量土壤修復的角度，並非將土壤玻璃化，或化學穩定化等(處理後土壤無法再使用)，利用電漿修復土壤是值得期待。	
委員二 1. 計畫主題過去在土壤整治應用較少，研究成果有發表期刊論文的潛力。 2. 本計畫屬於高能耗技術，建議能在計畫中評估能耗、碳排、及成本，以供下一階段技術持續開發之參考。		感謝委員肯定。本團隊戮力執行計畫，並期於國際期刊發表研究成果。 謝謝委員建議。團隊將於統整實驗結果後，就最佳操作範圍，進行能耗及成本計算，以利進行經驗及能源之效益評估。	
委員三 1. 有關本計畫採用熱蒸氣結合電漿技術去除土壤中之有機污染物，惟其參考文獻中載明若以電漿技術整治受污染之土壤，將對土壤微生物群落結構及酶活性產生影響，並降低土壤微生物之多樣性及均勻指數，建議補充說明熱蒸氣結合電漿技術對土壤中微生物之影響評估，以利相關單位參考。 2. 有關本計畫結合熱蒸氣及電漿技術分解土壤中有機污染物，部分污染物含有氯等成份，其經高溫重組後可能產生如戴奧辛等具強烈毒性物質，建議宜確認污染物降解機制，並研擬後續相關規劃，以減緩二次污染產生。		感謝委員肯定。本團隊整合過熱蒸汽裝置及電漿技術，運用過熱水蒸汽強化熱脫附效果，並利用電漿重組有機污染土壤中之揮發性有機污染物，發展去污後維持土壤功能的永續循環程序，符合循環經濟及綠色協議之概念，也為永續韌性整治提供另一技術選擇。 謝謝委員建議。本計畫採用過熱蒸氣電漿修復土壤，是極有發展前景的整治技術。本團隊將於計畫執行期間藉由蒐集國內外研究文獻以及執行實驗檢測，以完善研究成果。	



委員四 1. 研究主題符合土壤及地下水污染整治基金補助精神、探討課題實際、整體研究架構明確方法可行、技術未來應用及推廣性應加強。	謝謝委員建議。以往的整治方法對於含水率過高或含氯、含難以分解物質的土壤有其限制，如微波電漿受限於輻射波長衰減的問題、電動力分離法受限污染物需具離子性、熱處理法需含水率低等。本計畫是針對以往難處理的有機污染土壤，嘗試利用水蒸氣電漿修復土壤，是極具吸引人的新穎技術，但同時，還有一些挑戰有待解決和突破。
委員五 1. 衍生產物的分析可能含高沸點(非揮發性)有機物及水溶性有機物是否也納入分析。	謝謝委員建議。本團隊會盡力彙整國內外研究文獻再藉由檢測分析，以期對衍生產物有更多了解。
委員六 1. 本計畫擬結合過熱蒸汽及電漿技術以整治有機污染場址。 2. 建議評估過熱蒸氣對於維持土壤功能的影響。	感謝委員肯定。 謝謝委員建議。本計畫以微波輻射產生的交流電場，迅速且高效能和無選擇性地加熱滲透到受污染土壤，處理後的土壤達到去除污染物但保留其土壤肥力之功能，實現土壤非劣化循環使用。
3. 本案使用過熱蒸氣搭配電漿系統，建議評估節能減碳的效益。	謝謝委員建議。整合過熱蒸汽裝置及電漿技術為本團隊之創新發想，針對難處理的有機污染的土壤，利用電漿的電化學角度，來驅動土壤修復，且保留土壤的物理特性，為求經濟可行性，擬提供過熱蒸氣來裂解土壤中的 POPs，電漿具有快速、高效、無二次污染等優點，在土壤修復中具有良好的應用前景。
4. 建議評估電漿系統於現地整治的設備建置方式與產生機制。	謝謝委員建議。團隊將先以最佳處理效能為目標，獲致能耗及經濟成本數據。就分析結果評估使用現地能源或產氣即用等方式，提出實場應用建議。
委員七 1. 請補充說明過熱蒸氣/微波電漿處理技術之成本及能源(或碳排)效益之評估分析方法，並於期末成果中予以量化呈現。 2. 本計畫對於執行方法(含實驗規劃條件)、實施步驟以及預期處理污染土壤之成效(KPI)，似未能妥善規劃與說明，請補充修正，以利後續計畫之追蹤查核。	謝謝委員建議。本團隊會再針對相關文獻彙整後進行研究規劃以進行測試，獲致較佳的參數範圍後，再嘗試針對耗費之能量及成本進行統計分析。 謝謝委員建議。本團隊首要獲得適當操作的參數範圍，再參考文獻針對二次污染衍生物進行探討，並統整能耗及成本資訊。



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

審查意見回復對照表

計畫年度	111 年度	計畫類型	☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型
計畫類別	☒ 整治 ☐ 調查 ☐ 其它	主持人：王琳麒 NO：A7	
計畫名稱	應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究		
委員審查意見		執行單位回覆	
委員一 1. 有關計畫書之完整性，本計畫書內缺少包含專案性質及經費分析等計畫相關之基本資料，建議應補充之。 2. 有關本計畫之水蒸氣電漿處理之實驗參數，其數值之設定標準之目的及參考依據為何，建議宜詳細說明之，以利相關單位評估該實驗之合理性。 3. 為提升該技術未來應用可行性，建議宜針對產業及政策面進行補充，如相關產業合作、技術專利申請及場址管理策略等進一步補充說明，以利相關單位評估整體效益及未來發展性。 4. 本計畫結合過熱蒸氣及電漿技術，進行整治受有機污染之場址，透過水蒸氣之脫附效果，並利用電漿重組有機污染土壤中之揮發性有機污染物，使去污後之土壤可維持永續循環，具實場應用性。		感謝委員建議。本研究建置一套水蒸氣電漿系統設備，針對受有機物污染之土壤進行試驗，實驗過程中因應分析需求及設備極限...等，均貫徹實驗精神進行修正，仍獲致具意義之實驗結果，對於執行實場應用應能有一定貢獻。 謝謝委員建議。本團隊重新建置系統設備，故有多項實驗參數與原設想不同，含水率以無添加、添加 15%、添加 30%進行；反應時間採 10 分鐘、15 分鐘、20 分鐘、30 分鐘、60 分鐘...等，並以萃取液濃度換算處理系統之去除率，過程中多次回饋修正。 謝謝委員建議。本實驗結果除獲得極佳的 PAHs 處理效率以及土壤肥力效果，未來評估模組化後應用至實地整治之可能性。 感謝委員肯定。	
委員二 1. 建議補充說明電漿處理對於土壤性質所造成的影響。 2. 通常自由基存在的壽命較短，並取決於存在的環境。建議評估水蒸氣電漿可以處理的尺寸範圍。		謝謝委員建議。本團隊於實驗前後對受測土樣進行粒徑與肥份檢測，經由系統處理後之土壤其粒徑均有增大，其營養鹽中以氮含量的增加最為顯著，詳請參考期末報告第五章。 謝謝委員建議。依本團隊之實驗結果顯示，只要經過水蒸氣電漿系統進行 10 分鐘處理，對於 PAHs	



3. 本研究所開發的強化水蒸氣熱脫附及電漿處理有機污染土壤系統，包括高溫水蒸氣產生及電漿處理設備。建議評估兩個單元個別對於有機污染物去除效率。	污染物去除率就可超過九成，應可迅速且大量的處理受污土壤。 謝謝委員指教。本研究初衷即是要結合水蒸氣與微波電漿，藉由具氧化力分子及提供高能量環境，有效快速地破壞有機污染物，鑒於計畫期程無法個別執行，唯結果發現使用水蒸氣於電漿系統尚有運用自然界物質、強化能量擴散或滲透、協助土壤固氮等額外優勢。
委員三 1. 文獻收集具體詳細。實驗流程方法及執行進度與預定進度查核相符。成果說明討論清晰。 2. 擬開發之技術處理成本建議參考目前污染土壤熱處理廠處理收費。 3. 請參考目前現場和離場污染土壤熱處理廠都採用連續進料以優化處理量及降低處理成本。	感謝委員肯定。 感謝委員建議。本研究結果顯示能源效率則為 1.46~1.49g Naphthalene /(kw·h)，整體系統處理污染土壤每公噸需 40,000 元。詳請參考期末報告第五章。 感謝委員建議。本計畫已獲得初步成果，包含系統環境調整、小量進料測試、偉氣建議處理方式...等。因 PAH 為管制藥品，若未來有持續性衍生計畫，建議可放大系統規模，進行進料方式之規劃與系統成本之探討。
委員四 本研究雖然是屬於研究型科研計畫，但有建置一套強化水蒸氣熱脫附及電漿處理有機污染土壤系統，應該屬於應用研究，且已經採用實驗室配置樣品以及實廠樣本進行試驗，有達到模場試驗的規模，期待能夠實際應用在現場。以下針對期中報告建議供參： 1. 熱脫附反應爐建議以專業的蒸氣鍋爐稱之。 2. 由於前半年，均在建置過熱蒸氣裝置與電漿技術結合模組處理系統，因為建置也算是工作項目，建議提出設計的理念及依據；同時也提出田口式實驗設計的因子(factors)與水準(levels)，建議說明如何去決定這些因子與水準。	謝謝委員指教。本計畫採用蒸氣產生器產生 3kg/min 水蒸氣、出口溫度約在 185 °C。 感謝委員建議。本計畫擬定的實驗計畫法參考變數及水準詳列於期末報告第五章。研究係利用電漿炬轟擊工作氣體中的水蒸氣，產生自由基粒子破壞有機污染物，達到整治的目的。



3. 請說明所建置模組處理系統之處理量。 4. 所需的土壤以 SiO_2 加入 1%(wt)柴油及添加 PAHs 標準品，先行進行實驗，建議說明如何添加柴油及 PAHs 標準品，會使每一批次人工合成土壤樣本污染物才有一致性。 5. 由於已進行水蒸氣熱脫附及電漿處理有機污染土壤系統之操作測試，測試結果請補充說明。	感謝委員建議。受限於 PAHs 標準品為管制藥品，無法進行大量的添加操作，本研究僅以每次進料 500 克土樣的方式進行實驗。 感謝委員建議。初步實驗載體為柴油加石英砂添加固體 Naphthalene(萘)2g 混合石英砂 98.2 g，後續實驗則將土壤樣品添加標準品，執行過程如期末報告圖 5-13 所示。 感謝委員建議。實驗結果發現，無論土壤含水率影響，本系統都能有 94%以上的去除率。尾氣可藉水洗塔冷凝水蒸氣再回收使用，另活性碳吸附器可應用處理有害廢氣，依 GC/MS 針對尾氣的檢測，幾乎無檢測出 PAHs 的成分。
委員五 1. 雖本計畫不斷強調此技術之永續性，及對土壤之影響低，但對於處理前後土壤品質變化之評估甚為缺乏。且其高耗能及排碳是否符合 GSR 之精神，請列入評估。 2. 整治技術之成效會受到土壤性質之影響，但本計畫並未針對其適用之土壤性質進行評估。 3. 報告書中有許多表格不易辨識，請修正。	謝謝委員指教。本研究結果顯示能源效率則為 1.46~1.49g Naphthalene / (kw·h)，處理後土壤中的氮含量是增加的。 感謝委員建議。本研究亦有針對土壤粒徑與肥分進行分析，結果顯示團粒粒徑變大，而檢測硝態氮、磷、鉀，意外發現可增強土壤固氮作用。 感謝委員建議，已更新於期末報告。
委員六 1. 本計畫已完成設備系統建置及操作測試，並自行購置巨量 TGA 串接 GC/MS 執行熱脫附的尾氣分析，以及依據理論推估操作條件及規劃實驗操作參數，執行進度符合預定進度。 2. 請補充本計畫水蒸氣電漿系統建置完成後的相關操作測試紀錄，建立基礎工作的基線資料。 3. 請執行團隊依「六、後續工作說明」完成本計畫預定工作項目並達成研究預期效益。 4. 請依徵求書附件 12 格式補充主要研究人力、產業界資源投入表。	謝謝委員肯定。 感謝委員建議。已詳實補充實驗操作過程及相關紀錄於期末報告第五章。 感謝委員建議。本團隊已依計畫規劃完成相關實驗操作，並提出實驗結果進行探討，說明於期末報告第五章。 感謝委員建議。已補充說明研究人力及產業界資源。



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」

☐構想書 ☐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	111 年度	計畫類型	☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型
計畫類別	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他		主持人：江政傑 NO：A7
計畫名稱	應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究		
委員審查意見		執行單位回覆	
委員一			
1. 本研究利用水蒸氣電漿進行 POPs 有機污染土壤處理之可行性探討，其達成有機污染土壤之整治應用，確保土地永續利用之目標，其已具體說明執行之研究流程及方法，且文獻回顧具完整性，惟建議宜補充說明未來規劃及實場應用之建議。		感謝委員的寶貴意見。研究團隊於本計畫中運用水蒸氣電漿技術針對土壤有機污染之整治成效進行實驗研究，探討反應機制、確立操作參數也獲致能耗資訊，惟其中發現反應性氯化劑動線長度過長、反應器熱損較大及土壤與蒸氣接觸效率不佳等的缺點，故增列補充相關未來規劃及實場應用之建議於 <u>期末報告 P.110</u> 。	
2. 本計畫無執行進度落後，執行進度與預定進度查核表與標準達成情形相符合。		感謝委員肯定。	
3. 為提升未來應用可行性，建議可針對產業及政策面向進行相關補充說明，如產業合作、技術專利申請等，以利提供相關單位參考，並有助於評估整體效益及發展價值。		感謝委員的寶貴意見。目前團隊尚聚焦在反應動力與熱力上精進，並對於實場應用進行完善思考，若能有明確具體想法，將積極尋求技術專利與產學合作之可能。	
4. 綜上所述，整體研究成果尚符合預期成果，惟現已期末建議仍需強化成果績效自評學術面產出之國內投稿績效。		感謝委員的寶貴意見。團隊對於計畫成果已有初步結論，刻正檢視實驗過程、查對參考文獻、補強反應機制，著手撰寫英文期刊初稿中。	
5. 未來實地整治中需考量能源消耗與系統設備要求，同時嚴格控制處理過程與可能產生之副產物處理，以確保符合最佳處理效果並兼具永續之理念。		感謝委員的寶貴意見。若有更深入之精進計畫，研究團隊將著眼於反應副產物與能源分析，獲致更完備的環境機制與完整的成本解析，以供實場整治之應用參考。	



6. 利用電漿重組有機污染土壤中之揮發性有機污染物，維持土壤功能的永續循環，對去除有機污染物，恢復土壤之功能，同時最大限度地減少對資源的消耗，實現土壤之可持續利用有其相對之助益。	感謝委員肯定。
委員二 1. 本研究擬建置一套強化水蒸氣電漿處理有機污染土壤系統，設備包含蒸氣供給單元、電漿產生單元、反應單元以及尾氣處理單元。設備單元規劃完整。 2. 本計畫將以 SEE 技術執行。藉由注入土壤的蒸氣經液化放熱等反應，達成土壤中有機污染物的脫附，建議評估電漿的耗能效率。 3. 建議探討水蒸氣電漿技術處理較深層的有機物污染土壤的效益。 4. 建議評估水蒸氣對於電漿材質的影響。	感謝委員的寶貴意見。本計畫的重點在於使用較接近模廠的小型電漿，且為熱電漿系統，未來可以擴充應付現地大量受污染土壤的治理。 感謝委員的寶貴意見。經比對文獻中的能源效率定義為去除 Naphthalene g/kw.h，本計畫約為 1.5 g Nap/kw.h (含周邊設備的能耗，批次處理 10 公斤的土壤)，低於文獻的 2.2-3.6 g/kw.h，未來仍需加強改善反應器的反應效率，減少不必要的熱擴散能耗。 感謝委員的寶貴意見。對於欲利用水蒸氣電漿處理受有機污染物深層土壤，以目前研發的技術，尚需克服自由基的半衰期過短的問題以及過熱水蒸汽加壓輸送至深層土壤的技術難關。 感謝委員的寶貴意見。本計畫所使用的電漿電極為銅合金材質，可以承受氧氣等氧化劑的影響；其次，透過微量空氣作為工作氣體，在電漿炬產生電漿，再以水蒸氣作為攜帶氣體，電漿與水蒸氣混合後，成為電漿煙流(plasma plume)，再導入反應器中，因此水蒸氣對於電漿炬的腐蝕影響較小。
委員三 1. 本計畫擬開發結合水蒸氣及電漿技術以熱脫附受污染土壤然後將揮發之污染物以電漿反應去除。以合成及實際污染之土壤確認操作參數，系統均可達 94%以上的去除率。期末成果符合計畫書工作項目、預期目標與效益。	感謝委員肯定。



2. 然國內現行商業化運轉土壤熱脫附系統，土壤 TPH 破壞率可達 98%以上。以污染整治成本面向，處理污染土壤成本每公噸最好低於 1 萬元，本研究發展之技術宜考量成本。	感謝委員的寶貴意見。本計畫主要鎖定難處理的高濃度或者是持久性有機污染物，目前尚屬技術成熟前的研發階段，故成本較高。但是，對於沸點較高的 SVOCs 或 POPs 等難治理的污染物，提供一種可行的整治方法。
委員四 1. 所使用污染土壤之基本性質僅有水分、灰分、可燃分及粒徑，常用之性質如 pH、EC、質地、有機質等皆未分析。土壤中之氮磷鉀也僅以試紙分析，數值為一範圍，無法呈現肥力狀態，且農業上常會使用有效性養分濃度來呈現。試紙所呈現的為含量還是有效性濃度？鉀為何會上升？其原因未解釋。 2. 15%及 30%水是甚麼意思？是否能轉換成土壤含水量？ 3. 以 500g、5kg 或 10kg 土壤進行試驗，最後之分析是否有重複？如有，數據請加入 SD。 4. 是否有未進行電漿處理之前後比較？以確保試驗之品質。 5. 污染土壤受到苯及 TPH 污染，是否會影響結果？有分析處理後之苯及 TPH 嗎？	感謝委員的寶貴意見。使用市售農業肥力的試紙檢測，是為了便宜及快速進行田間測試時的使用。因顯色卡是代表區間的濃度，以鉀的濃度上升為例，除比色卡研判的偏差、土壤樣品製備過程的擾動或因添加 PAHs 溶液的溶出干擾，以及經水蒸氣電漿處理後，土壤經過蒸乾後可能的濃縮效果等誤差。如同實驗室化驗，均存在測試取樣量的偏差，以及土壤基質干擾的數據可信度及再現性等風險。 感謝委員的寶貴意見。即原受污染土壤再添加 15%及 30%的水分，因為本計畫是取得現地受污染的土壤，事先並無該土壤的基本資料，因此以額外添加水分的方式進行測試。 感謝委員的寶貴意見。本計畫取得的受污染土壤量有限，且 PAHs 標準品為列管化學品，因此沒有足夠的土壤樣品及 PAHs 可進行重複試驗。 感謝委員的寶貴意見。研究團隊於處理前土壤樣品之檢測，其 PAHs 濃度資訊在<u>期末報告表 5-2</u>中羅列。 感謝委員的寶貴意見。苯的沸點約 80.1°C，本計畫先前測試 TPH 經由熱重分析的結果，當反應器中溫度超過沸點後產生蒸氣，在熱重分析儀中呈現熱重損失。實驗過程有進行水蒸氣電漿處理土



	壤中 PAHs 的尾氣檢測，經過 GC/MS 分析，無明顯的濃度被 MS 推論為苯等。
委員五	
1. Page 71 有關高熱蒸氣電漿爐系統結構及原理示意圖中，攔網的孔隙大小為何？其中有指出液態污染物滴落，蓋土壤上所含之 PAH 物質應該不會因重力而滴落，請確認。且此處「文獻[4-1]中指出，PAH 的熱裂解速率與加熱溫度及存在形態有直接相關……」的內容和本小節主題無關，建議刪除。	感謝委員的寶貴意見。 <u>期末報告圖 4-4</u> 為試驗反應器的示意圖；而本試驗的反應器設置為攪拌土壤，方便與電漿煙流(plume)接觸，當反應時因為水蒸氣熱焓加上電漿提供的電能量，一旦與污染物形成氣化反應，是不易冷凝再滴入反應器的。
2. 上述的反應鍋爐好像並未使用，實際上是採取外部開放空間測試(圖 5-1 及 5-2)，請確認。	感謝委員的寶貴意見。 <u>期末報告圖 5-1</u> 之照片確實是外部測試，為了方便觀察電漿煙流及自由基檢測的進行，實際運作時是在密閉的電漿產生器產生水蒸氣電漿，隨後導入反應器中，與受污染土壤進行反應。
3. 第四章研究方法內容有關以高熱蒸氣電漿系統修復後土壤的肥份評估(page 71)，僅以「並與原生土壤比較，原含有之有機、肥份等成分可能亦被蒸除」作說明，建議說明土壤肥力分析的實際執行方法。	感謝委員的寶貴意見。經處理後的土壤，殘留的 PAHs 含量低。經過添加 30g 的 Nap 高劑量處理測試及比對巨量 TGA/MS 的熱重檢測，其廢氣僅檢測出少量的 Nap 濃度，因此印證水蒸氣電漿的反應機制對於半揮發性污染物具有蒸除的能力。同樣地，因為較高溫度及水分的關係，可能造成水溶性肥分或土壤腐植質的改變，因此推論有此可能被蒸除。
4. 表 5-4 受 PAHs 土壤水蒸氣電漿處理測試作業中已經發現水蒸氣電漿處理的 10 分鐘，取得較佳的去除率，然而在擬定的實驗計畫法之處理暴露時間卻訂在 15、30 及 60 分鐘，請說明原因，從結果看來，暴露時間由於過長，處理效果是一樣的，無法找出最佳參數。此外，將水分訂為變數的原因何在？	感謝委員的寶貴意見。為了衡量能源效率的去除效率，因此在測試過程中，由反應時間的長短來取代電漿電功率的調整。結果發現，水蒸氣電漿暴露 10 分鐘已能將 PAHs 污染物去除絕大部分，即使延長暴露電漿煙流的時間，也無法提升去除率。至於水分含量，本計畫添加水分是為探討文獻中的大多數利用低溫電漿處理 PAHs 時，其水分含量會影響去除率，所進行的比對。



5. 研究結果顯示使用小量空氣充作電漿工作氣體+水蒸氣混入電漿煙流的方式，替代純水蒸氣的電漿煙流的使用模式，意外收獲能創造土壤固氮的效果，結果具參考價值。然而，要了解土壤肥份的變化，建議仍需採取「土壤肥力分析」的標準作業程序，比較具有參考價值。	感謝委員的寶貴意見。本計畫蒐集比對文獻中的論述，印證電漿具有固氮的作用。因為計畫的本質在探討水蒸氣電漿的去除 PAHs 能力，對於土壤肥力的檢測，未能依據農業部所公布的標準方法，僅透過土壤肥力快篩檢測套組，來進行反應前後的快速比對測試，雖可能不具有標準方法的數據品質，但其中土壤中氮的含量增加是有明顯的差異。
委員六 1. 有關本計畫學術產出預定投稿研討會論文部分，未有說明，請補充。 2. 關於本計畫的微波電漿系統,請補充說明微波是作用於產生高溫水蒸氣或作用於加熱受污染土壤，或作用於激發電漿？ 3. 本計畫結合電漿材料與土壤環境科學領域，建議表列專有名詞中英對照及簡介，以利瞭解與掌握本計畫背景技術、工作方法及研究成果。	感謝委員的寶貴意見。本計畫成果已獲致初步結論，團隊將彙整論文資料投稿適當之研討會。 本計畫是交流電高溫電漿系統，非微波電漿系統，此階段是利用交流電讓電漿炬產生，再立即與水蒸氣接觸，形成具高能量的水蒸氣電漿煙流，此煙流含大量自由基、電子及高能量水蒸氣，再與受污染土壤接觸進行氣化、氧化反應。 謝謝委員建議，匯整本報告相關專有名詞，表列詳如<u>期末報告專有名詞中英對照</u>。



專案基本資料表

專案性質		☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質		專案類別(單選)		☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型	
研究主題		☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他					
申請機構系所		中原大學環境工程學系					
機構地址		桃園市中壢區中北路200號					
專案主持人		江政傑		職等/職稱		助理教授	
協同主持人		吳重霖		職等/職稱		廠長	
專案名稱	中文	應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究					
	英文	Research on Recycling Contaminated Soil Resources Using Plasma System					
	關鍵字	微波電漿系統, 土壤資源循環					
執行期程		自民國 111 年 9 月 1 日起至民國 112 年 8 月 31 日止					
專案主持人		姓名：江政傑		E-mail：jjjiang@cycu.edu.tw		專線：03-2654909 手機：	
專兼任人員		姓名：曾文妮		E-mail：73667@cycu.org.tw		專線：03-2654909 手機：	
經費分析總表 (僅模場試驗專案需填寫兩年度金額)	專案預估經費			第一年金額	第二年金額	編列說明	
	1.	人事費用		400,000		(1~6 項相加之 50%為限)	
	2.	設備使用含維護費		0		(與計畫實驗相關)	
	3.	耗材與主要費用		354,545		(與計畫主體相關)	
	4.	其它研究相關費用		0		(含差旅與租賃費用)	
	5.	雜支費用		0		(1~6 項相加之 5%為限)	
	6.	行政管理費		75,455		(1~6 項相加之 10%為限)	
	7.	自籌款				(自行籌備款項)	
	申請補助金額(1~6 項)			830,000		總金額：830,000	
計畫總金額(1~7 項)			830,000		總金額：830,000		

請蓋大小章

專案主持人(簽名及蓋章)：

日期：112 年 8 月 25 日



研究成果中英文摘要

一、中文摘要：

本計畫結合水蒸氣及電漿技術以整治有機污染場址，運用過熱水蒸氣強化熱脫附效果，並利用電漿重組有機污染土壤中之揮發性有機污染物，發展去污後維持土壤功能的永續循環程序。

本研究建置一套強化水蒸氣電漿處理有機污染土壤系統，設備包含蒸氣供給單元、電漿產生單元、反應單元以及尾氣處理單元，針對實驗室配置樣品以及實廠樣本進行試驗，修正選定實驗操作參數包含電漿處理時間、土壤含水率以及不同濃度負荷。實驗結果顯示，本研究系統均可達94%以上的去除率，且針對土壤肥力的檢測顯示能獲致土壤固氮的效果。能源效率則為1.46~1.49g Naphthalene /(kw·h)，整體系統處理污染土壤每公噸需40,000元。

系統藉由水蒸氣將微波輻射滲透到受污染土壤，迅速且高效能和無選擇性地破壞有機污染物，讓處理後的土壤達到污染物去除但保留其土壤肥力之功能，實現土壤非劣化循環使用，符合循環經濟及綠色協議之概念，也為永續韌性整治提供另一技術選擇。



二、英文摘要：

This project combines superheated steam and plasma technology to remediate organically polluted sites, uses water vapor steam to enhance thermal desorption effect, and uses plasma to recombine volatile organic pollutants in organically polluted soil, and maintain soil function after decontamination perpetual loop program.

In this study, an enhanced water vapor plasma treatment system for organically polluted soil was built. The equipment includes a steam supply unit, a plasma generation unit, a reaction unit and an exhaust gas treatment unit. Experiments were performed on laboratory samples and samples from actual contaminated sites, with corrections for selected experiments. Operating parameters included plasma treatment time, soil moisture content, and different concentration loads. Experimental results show that this research system can achieve a removal rate of more than 94%, and soil fertility tests show that the effect of soil nitrogen fixation can be obtained. The energy efficiency is 1.46~1.49g Naphthalene/(kw·h), and the overall system needs NT40,000 per metric ton to treat polluted soil.

The system uses water vapor steam to infiltrate microwave radiation into the contaminated soil, quickly, efficiently and non-selectively destroying organic pollutants, allowing the treated soil to achieve the function of removing pollutants but retaining its soil fertility, and realizing the soil non-degradation cycle. The use is in line with the concept of circular economy and green agreement, and it also provides another technical choice for sustainable and resilient renovation.



專有名詞中英對照

英文	中文
polybrominated diphenyl ethers, PBDEs	多溴聯苯醚
Polychlorinated biphenyl, PCBs	多氯聯苯
polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans, PCDD/Fs	戴奧辛
active oxidizing agents	活性氧化劑
advanced oxidation processes, AOPs	高級氧化處理技術
air sparging	空氣注入法
avalanche ionization	崩潰電離
benzene, BTEX	苯
bioslurping	生物漱洗法
bioventing	生物通氣法
carbon adsorption unit	活性炭吸附設備
carrier Gas	電漿攜帶氣體
cold Plasma	冷電漿
dipole moment	偶極距
dual-phase Extraction	雙相抽除法
electrical resistive heating, ERH	電阻加熱
electron impact ionization	電子衝擊離子化
electron kinetic energy, eV	電子動能
electron temperature, Te	電子溫度
ethylbenzene	乙苯
excess enthalpy	過剩的熱焓
ex-situ thermal desorption, ESTD	異位熱脫附
fragmentation patterns	碎片型態
free product	自由相
gas temperature, Tg	氣體溫度
groundwater extraction	抽出處理法
hot spot	主污染區
humic substance, HS	腐質化物質
incorporated	嵌入
in-situ	現地
ion temperature, Ti	離子溫度
lipophilicity	高親脂性
low temperature plasma	低溫電漿
low-temperature thermal desorption, LTDD	低溫加熱脫附法
metastable states	亞穩態
multi-phase extraction	多相抽除法



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究

英文	中文
negative resonance energy	負振動能量
non aqueous phase liquid, NAPL	非水相液體
non-thermal plasma	非熱電漿
non-transferred DC plasma torch	非傳輸型直流電漿火炬
non-selective	沒有選擇性
off-site	離場
on-site	現場
oxidative radicals	氧化力的自由基
passive and/or active	被動和/或主動運輸過程
plasma-assisted combustion	電漿輔助燃燒
persistent organic pollutants, POPs	持久性有機污染物
phytoextraction	植物吸收作用
phytotransformation	植物轉換
plasma plume	電漿煙流
plasma working gas	電漿工作氣體
polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs	多環芳香烴碳氫化合物
radical cation	陽離子自由基
reactive oxygen species, ROS	反應性氧化物種
rhizofiltration	根系過濾作用
rotational temperature, Tr	旋轉溫度
secondary treatment	二次處理
semi-volatile organic compounds, SVOCs	半揮發性有機物
soil roasting	熱烤
soil vapor extraction, SVE	土壤氣體抽除法
steam enhanced extraction, SEE	蒸氣加熱
steam plasma	水蒸氣電漿
superheated steam	過熱蒸氣
thermal conduction heating, TCH	熱傳導加熱
thermal desorption/destruction	熱脫附技術
thermal stripping	熱脫附
thermal volatilization	熱揮發
thermal water vapor plasma	熱水蒸氣電漿
toluene	甲苯
total petroleum hydrocarbons, TPH	總石油碳氫化合物
unconsolidated materials	未固結物質
vacuum-enhanced extraction	真空抽除法
vadose zone	通氣層
vibrational temperature, Tv	振動溫度
volatile organic compounds, VOCs	揮發性有機物



英文	中文
water vapor plasma	水蒸氣電漿
xylenes	二甲苯
ex-situ thermal desorption, ESTD	異位熱脫附
steam enhanced extraction, SEE	蒸氣加熱
water vapor plasma assisted gasification	水蒸氣電漿輔助氣化反應
excess enthalpy	超額焓
high temperature steam gasification, HTSG	高溫氣化反應
transferred	傳輸型
non-transferred	非傳輸型
pulse corona discharge	脈衝電暈放電
hexachlorocyclohexane, HCH	六氯環己烷
plasma torch gasification	電漿炬熱氣化
energy efficiency	能量效率
critical temperature	臨界溫度
solid-phase microextraction, SPME	固相微萃取



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究



目次

第一章	前言	1
第二章	研究目的	5
第三章	文獻探討	13
第四章	研究方法與過程(含工作進度甘特圖)	65
第五章	結果與討論(含結論與建議)	73
第六章	參考文獻	111
111年度專案成果績效自評表		I



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究



圖次

圖3-1 線性水蒸氣電漿火炬.....	32
圖3-2 (a)水蒸氣電漿操作圖示 (b)實際運作時情形	33
圖3-3 熱水蒸氣電漿處理丙烷方式，均導入腔體內進行	34
圖3-4 熱水蒸氣電漿處理(a)廢橄欖果渣 (b)含廢油土壤，均將電漿炬連接於反應槽側邊 ...	35
圖3-5 熱水蒸氣電漿處理(a)廢食用油 (b)含廢油土壤(改傾斜45度角).....	36
圖3-6 熱水蒸氣電漿處理廢甘油3階段進化—(a)電漿炬與進油噴嘴垂直 (b)兩者呈45度角 (c) 全熱水蒸氣電漿反應.....	37
圖3-7 水蒸氣電漿產生器實際運作示意圖	38
圖3-8 熱電漿與非熱電漿的溫度差異	39
圖3-9 Naphthalene 自由基陽離子裂解模式	42
圖3-10 $C_{10}H_8$ 和 C_7H_8 電漿重整反應機理	43
圖3-11 水分子的解離平衡示意圖	46
圖3-12 電漿反應的電子平均動能的函數關係.....	48
 圖4-1 強化水蒸氣熱脫附及電漿處理有機污染土壤系統示意圖.....	67
圖4-2 高熱蒸氣電漿系統結構及原理示意圖	68
圖4-3 實驗流程規劃	69
圖4-4 高熱蒸氣電漿系統結構及原理示意圖	71
圖4-5 工作進度甘特圖	72
 圖5-1 本計畫實驗系統設備	73
圖5-2 水蒸氣電漿處理示意圖	75
圖5-3 巨量熱重高溫爐串聯 GC/MS 設備	76
圖5-4 熱重分析熱分解的重量變化(以柴油為測試例)	77
圖5-5 高解析度光譜分析儀簡介	77
圖5-6 水蒸氣電漿產生測試(2023.04.27~05.26)	78
圖5-7 電漿(工作氣體空氣)OH·自由基特徵光譜	79
圖5-8 水蒸氣電漿 OH 自由基特徵光譜	80
圖5-9 水蒸氣電漿煙流的溫度量測	81
圖5-10 污染石英砂爐溫差、熱損比率圖	86



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究

圖5- 11 污染土高溫爐溫度與累積重量熱損率圖	86
圖5- 12 Napthalene 固體熱重採氣分析-質譜圖比對	87
圖5- 13 土壤添加 PAHs 標準液(例).....	88
圖5- 14 頂空固相微萃取器	91
圖5- 15 受污染土壤(添加 PAHs) TIC 經水蒸氣電漿處理10min 採氣分析	91
圖5- 16 TIC 圖23.65min 的質譜圖	102
圖5- 17 市售土壤營養源快篩組.....	105
圖5- 18 土壤營養源呈色試劑 S 流程(以磷呈色為例).....	106



表次

表2-1 16 種 PAHs 的物理化學性質	7
表2-2 16 種 PAHs 毒性資料	7
表2-3 受 PAHs 污染之土壤整治現況彙整	9
表3-1 整治有機污染物土壤的高級氧化技術比較	27
表3-2 蒸氣抽取技術對不同有機污染物的處理效率比較	30
表3-3 熱水蒸氣電漿處理及產生物文獻比較	33
表3-4 有機物不同的鍵結能量	41
表3-5 化學鍵的解離能量	44
表3-6 VOCs 的化學結構和解離效率	44
表3-7 不同的 NO _x 生成反應的生成常數	49
表3-8 不同中性物種的電離能量	49
表3-9 電漿處理 VOCs 的能量效率	58
表3-10 不同研究對芳香族和脂肪族 VOC 去除效率的比較	59
表3-11 不同電漿反應器的比較及處理氣體的能量效率	59
表3-12 不同電漿處理 VOC 的能量效率比較	60
表3-13 不同的 VOC 的去除效率	60
表3-14 不同電暈電漿放電的解離參數比較	61
表3-15 非熱電漿降解土壤中污染物的總覽	62
表4-1 不同氣體的定壓比熱(C _p) (kcal/kmol K)	70
表4-2 不同工作氣體流量下的電漿煙流溫度(推估計算)	70
表5-1 PAHs 標準品及內標準品化合物資料表	84
表5-2 污染土壤添加 (PAHs)熱重爐反應成分變化	89
表5-3 污染土壤添加 (PAHs)熱重爐反應排氣成分	89
表5-4 受 PAHs 土壤水蒸氣電漿處理測試作業	90
表5-5 本計畫擬定的實驗計畫法參考變數及水準	92
表5-6-1 污染土壤添加 PAHs(無外加水分)不同水蒸氣電漿反應時間(1)	93



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究

表5-7-1 污染土壤添加 PAHs(添加15%水)不同水蒸氣電漿反應時間(2)	94
表5-8-1 污染土壤添加 PAHs(添加30%水)不同水蒸氣電漿反應時間(3)	95
表5-9-1 污染土壤添加 PAHs(無外加水分)不同水蒸氣電漿反應時間(4)	96
表5-10-1 污染土壤添加 PAHs(添加15%水)不同水蒸氣電漿反應時間(5)	97
表5-11-1 污染土壤添加 PAHs(添加30%水)不同水蒸氣電漿反應時間(6).....	98
表5- 12 污染土壤添加 PAHs 水在不同水蒸氣電漿反應效果彙整	99
表5- 13 水蒸氣電漿處理土壤中 Naphthalene 的能源效率	103
表5- 14 污染土壤的三成分分析結果.....	104
表5- 15 污染土壤粒徑分析	104
表5- 16 硝酸態氮、磷、鉀(檢測類別：土壤)快篩結果	104



第一章 前言

土壤是人類社會賴以生存的重要基礎物質。由於工業在製造生產過程中原料的不當儲存、使用及運送，以及廢棄物的不當處理處置，造成污染物侵入土壤層，甚至進入地下含水層而影響到人體健康。因此我國環保署於民國89年02月02日正式實施土壤及地下水污染整治法(於民國99年02月03日修正簡稱為土污法)，在土污法公布實施後，環保機關也陸續針對可疑之農地重金屬污染、加油站儲槽及大型儲槽等進行監測並建立基本資料，加上民眾對自然環境的保護尊重與鄉土情懷與日俱增，相關陳情與訴願案例大幅增加，也間接讓土壤及地下水污染案例不斷爆發出來。有機污染物佔土壤污染的很大比例，常見的土壤有機污染可以分成石化類碳氫化合物以及含氯有機溶劑兩大類污染，這些污染物會在多種生物體上累積，同時產生毒性作用，對人類健康和生態環境構成極大威脅，因此有機污染土壤的整治甚受重視。

電漿係指完全或部分離子化的氣體，放電電漿降解有機污染物的原理主要是粒子非彈性的碰撞行為和活性物質的氧化作用。放電電漿中富含高能電子、自由基、離子等，高能電子與放電空間中的載氣發生非彈性碰撞，將電子能量轉化為載氣分子的內能，使載氣分子激發、電離、解離，產生強氧化性活性物質，且高能電子可以直接與污染物分子碰撞，使污染物在激發狀態下被激活，甚至解離；另一方面，高能電子碰撞產生的活性物質會與污染物發生反應，使其被氧化和降解，除了高能電子碰撞產生的活性物質外，放電還會產生紫外線輻射、高溫熱解、衝擊波等作用，有助於有機污染物的降解。總而言之，放電電漿是利用放電產生的物理化學作用作用於有機污染物，使其在短時間內降解。有機污染物受到物理和化學效應的作用後，發生開環、斷鍵等反應，逐漸降解為小分子，最終分解為二氧化碳和水分子。鑑於放電電漿具綠色去毒技術的本質，很多研究者對中間體的毒性進行了多方面的評價，說明放電電漿可以降低土壤環境中可能存在的風險，放電電漿被證明是一種快速、有效、環保的土壤整治技術，同時可以減輕土壤毒性，提高土壤活力。

本計畫鎖定以過熱蒸氣提供熱源，係利用加熱之方式提高受有機污染土壤的溫度，使吸附於土壤中之有機物揮發成氣態後再分離處理，類似以熱脫附技術(Thermal Desorption/Destruction)讓污染物揮發至氣相，透過加熱使污



染區域土壤的溫度上升，藉此改變土壤中有機污染物的物化性質(蒸氣壓及溶解度增加，粘度、表面張力、亨利係數及土水分配係數減小)，以提高氣相中污染物的濃度，達到土壤中污染物的去除。如同土壤被加熱後，土壤中的揮發性有機物(Volatile Organic Compounds, VOCs)和半揮發性有機物(Semi-Volatile Organic Compounds, SVOCs)會汽化或通過：1.蒸發；2.蒸餾；3.沸騰；4.氧化；5.高溫分解...等機制而被降解。雖說一般熱脫附技術也可有效降解、去除含氯有機物(Chlorinated-VOCs)、苯系物(BTEX)、石油烴類(TPH)、汞(Hg)、農藥、多氯聯苯(PCBs)、戴奧辛以及自由相污染物(NAPL)等有機污染物，但或許因為混合不同沸點污染物的緣故，也或許受限土壤的特性，使得處理上有其不確定性。且其對於土壤中持久性有機污染物(Persistent Organic Pollutants, POPs)污染問題僅能進行單一成本目標的整治，而存在整治後土壤的使用價值降低或喪失其功能等二次危害。因此本計畫嘗試以電漿處理揮發出的污染物，加速其裂解或重組，以水土保持的角度進行土壤的修復(Repair)，也就是強調土壤淨化後，仍保有土壤的特性，處理後再通過調理如水分、養分、pH值等土壤特性因子，解決受到 POPs 污染土壤的修復問題。

在此同時，本計畫擬採異位熱脫附(Ex-Situ Thermal Desorption, ESTD)的理念，目標為針對高濃度熱區的污染物，直接挖除分離後進行降解，進而有效避免二次污染。而按照不同的加熱方式，分別有電阻加熱(Electrical resistive heating, ERH)、熱傳導加熱(Thermal conduction heating, TCH)和蒸氣加熱(Steam enhanced extraction, SEE)等類型，本計畫將以 SEE 技術執行。通常 SEE 技術是依靠注入土壤的蒸氣經液化放熱等反應，達成土壤中有機污染物的脫附，一般由蒸氣注入土壤進行加熱，依據溫度可分為高溫熱脫附及低溫熱脫附。首先，揮發性的有機物可隨熱蒸氣氣化而被收集或處理，因此反應系統環境的溫度需要過剩的熱焓(excess enthalpy)，作為加速熱脫附運行的速度。其次，為了裂解或液化半揮發性有機污染物，反應的環境需要有適當品質的貧氧狀態，為了涵蓋處理高沸點的 POPs，因此設計的熱焓需有效脫附半揮發性有機污染物，而以上均為物理特性的變化。最重要的是，利用電漿的特殊能力，一方面可在常壓下加熱水蒸氣，另一方面電漿的電化學能力可將持久性有機物加速轉化，透過激發態的電子或離子，將大分子轉化/重組成小分子，或是將水分子轉化及高氧化活性的自由基，在碰撞後裂解/氣



化 POPs。因此，本計畫主要鎖定水蒸氣電漿來熱脫附有機污染物。此技術相較其他技術而言，不僅不會產生二次污染物，且因反應快速，可將受污染土壤回用，還可將污染土壤的有機物重組成替代能源的氣體，實現了從搖籃到搖籃的資源循環概念，也為永續韌性整治提供另一技術選擇。



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究



第二章 研究目的

持久性有機污染物(Persistent Organic Pollutants, POPs)是指在各種環境介質中能夠長距離遷移，並擁有較長期的半衰期進而對人類健康和環境有嚴重危害的有機污染物質。多環芳香烴碳氫化合物(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)在環境中不具活性，但經食物鏈進入人體後，容易被人體代謝或活化後，與產生突變、畸形及致癌等有直接之關係。例如 Pyrene 即為多環芳香烴碳氫化合物的一種，具有四個相聯的苯環結構，正辛醇-水之分配係數(K_{ow})達 2×10^5 ，易被吸附於土壤或累積在生物體中，已被美國環保署列為16種優先列管毒性物質之一[2-1]。除人體健康危害外，以往土壤中 POPs 污染問題僅進行單一成本的目標進行整治，而存在整治後土壤的使用價值降低或喪失等二次危害，因為土壤是農業生產最重要的資源之一，一旦土壤受到人為污染重金屬或有機污染物污染等，將因而喪失原有的功能，稱為土壤退化或劣化，包括土壤物理性劣化、土壤酸化、鹽化、氮過多等。一旦受到污染，土壤的品質將會出現問題，導致土壤受壓實而使根部不易生長，以及喪失微生物物種與活力等，連帶農產品產量將下降，土壤退化後會直接影響農作物的產量與品質，在產量方面會降低，甚至完全死亡；農產品品質亦明顯下降。

單環的芳香族化合物較易在好氧環境中進行生物降解，而多環芳香烴則端視其環數多少而定，原則上二環的萘及三環的蒽及菲相對較容易被微生物所降解，尤其是在好氧條件下萘更能有效的經由生物復育程序被分解去除。PAHs 污染物的生物復育程序能否有效的進行，其分解性是關鍵，但另一關鍵是生物可及性。除萘之外，三環以上的 PAHs 因分子量大、水溶性低，故其生物復育成效往往受限於生物的可及性。就單純的芳香族或脂肪族有機化合物而言，分子量大者較不易被降解，但二者之間，一般則認為芳香族較易在好氧環境下被分解利用；而脂肪族則相對較適合採厭氧的生物復育程序。但若污染物的結構同時含有芳香族的環及脂肪族的酸或是烷基，則其生物分解性需視於該烷基或是脂肪酸中的那一個碳和環相結合，若其結合位置為脂肪酸中的最後一個碳(ω 位置)而不是 α 的位置，則較易被分解；若脂肪酸以其較中間位置的碳和環結合，則此化合物會較難分解[2-2]。PAHs 為目前已知污染環境的重要有機化合物之一群，係由二個或多個苯環互相鍵結形成各類型之碳氫化合物，其分子結構對稱，因此其偶極距很小(dipole moment)，



通常屬於非極性物質，在水中溶解度低、脂溶性高。在室溫常壓下，蒸氣壓介於 $10^{-4} \sim 10^{-11}$ mmHg 之間，因此被歸類屬於半揮發性有機化合物(SVOCs, Semi-Volatile Organic Compounds)，揮發性是隨著分子量之增加而降低。此外，大部份的 PAHs 為疏水性及非極性物質，幾乎不溶於水，因此被歸類於高親脂性(lipophilicity)、低水溶解度、高沸點之非水相液體(non aqueous phase liquid, NAPL)。PAHs 污染物(如雙環的萘及三環的蒽)，其環數愈高溶解度愈低、log Kow 值愈大，愈不易揮發、沸點愈大，相對的，其生物可及性也愈低。PAHs 經由不同途徑污染，如水、土壤、空氣及植物等，因其化學穩定性高，在自然環境中存在時間長，具累積性，經食物鏈之關係在逐級傳遞中使污染物濃度增大，毒害作用變大，故容易對生態環境造成污染[2-3]。因為 PAHs 之化學結構穩定，具有很大之負振動能量(negative resonance energy)，因此生物分解時，需要有甚高的活化能，使得 PAHs 不易在自然界中自行分解。如表2-1所示。多環芳香烴化合物具有苯環結構，微生物不容易直接將環破解，通常是利用氧分子嵌入(incorporated) PAHs 之苯環結構，或是利用基質產生取代基將環上氫原子置換。復育過程所添加之界面活性劑因具親疏水性質，特別容易累積於環境中固相(土壤)與液相(水)之界面，成為二次污染物，傷害生態環境，並經由生物累積作用威脅人體健康。不幸的是，PAHs 是目前世界上已知致癌物質中最龐大的一群，如表2-2所示。如此一來，便加重土壤中 PAHs 污染整治的急迫性[2-4]。



表 2- 1 16 種 PAHs 的物理化學性質 [2-4]

化合物	縮寫	分子式	分子量	熔點 (°C)	沸點 (°C)	溶解度 (mg/L)	log K _{ow}	蒸氣壓 (mmHg)
Naphthalene	NaP	C ₁₀ H ₈	128	81	218	31	3.37	7.8×10 ⁻²
Acenaphthylene	AcPy	C ₁₂ H ₈	152	93	270	3.9	4.00	6.7×10 ⁻³
Acenaphthene	AcP	C ₁₂ H ₁₀	154	96	279	3.4	3.92	2.2×10 ⁻³
Fluorene	Flu	C ₁₃ H ₁₀	166	117	294	1.9	4.18	6.0×10 ⁻⁴
Phenanthrene	Phe	C ₁₄ H ₁₀	178	101	340	1.1	4.57	1.2×10 ⁻⁴
Anthracene	Ant	C ₁₄ H ₁₀	178	216	340	0.07	4.54	6×10 ⁻⁶
Fluoranthene	Flth	C ₁₆ H ₁₀	202	111	383	0.26	5.22	9.2×10 ⁻⁶
Pyrene	Pyr	C ₁₆ H ₁₀	202	156	404	0.14	5.18	4.5×10 ⁻⁶
Chrysene	Chr	C ₁₈ H ₁₂	228	256	448	0.002	5.86	6.4×10 ⁻⁹
Benz [a]anthracene	BaA	C ₁₈ H ₁₂	228	162	435	0.01	5.91	2.1×10 ⁻⁷
Benzo[k]fluoranthene	BkF	C ₂₀ H ₁₂	252	217	481	0.0006	6.00	3.91×10 ⁻⁹
Benzo[b]fluoranthene	BbF	C ₂₀ H ₁₂	252	168	481	0.0012	5.80	3.76×10 ⁻⁹
Benzo[a]pyrene	BaP	C ₂₀ H ₁₂	252	177	496	0.0038	6.04	5.6×10 ⁻⁹
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	INP	C ₂₂ H ₁₂	276	163	534	0.0006	7.00	9.78×10 ⁻¹¹
Dibenz [a,h]anthracene	DBA	C ₂₂ H ₁₄	278	270	535	0.0005	6.75	1.04×10 ⁻¹⁰
Benzo[g,h,i]perylene	BghiP	C ₂₂ H ₁₂	276	278	542	0.00026	6.50	1.01×10 ⁻¹¹

表 2- 2 16 種 PAHs 毒性資料 [2-4]

物質名稱	對象	影響器官	文獻資料	毒性劑量及致癌分組
Naphthalene	老鼠口服試驗	減低男性末端身體之重量	Battelle's Columbus Laboratories (BCL), 1980a	RfD: 2.0×10 ⁻² mg/kg-day IARC: 2B
	老鼠慢性吸入性試驗	鼻腔影響，包含呼吸組織變形與增值、嗅覺影響	National Toxicology Program (NTP), 1992a	RfC: 3.0×10 ⁻³ mg/m ³
Acenaphthylene	—	—	—	—
Acenaphthene	老鼠口服試驗	產生肝毒素	U.S. EPA., 1989	RfD: 6.0×10 ⁻² mg/kg/day IARC: 3
Fluorene	老鼠口服試驗	降低紅血球和血紅	U.S. EPA., 1989	RfD: 4.0×10 ⁻² mg/kg/day IARC: 3
Phenanthrene	—	—	—	IARC: 3
Anthracene	老鼠毒性試驗	無身體影響	U.S. EPA., 1989.	RfD: 0.3 mg/kg/day IARC: 3
Fluoranthene	老鼠試驗	腎臟疾病、肝腫大、血液改變	U.S. EPA., 1988.	RfD: 4.0×10 ⁻² mg/kg/day IARC: 3
Pyrene	老鼠口服試驗	腎臟影響，包含腎臟重量降低	U.S. EPA., 1989.	RfD: 3.0×10 ⁻² mg/kg/day IARC: 3



表 2-2(續) 16 種 PAHs 毒性資料 [2-4]

物質名稱	對象	影響器官	文獻資料	毒性劑量及致癌分組
Chrysene	老鼠肝臟、皮膚試驗	肝腫瘤、淋巴瘤、乳癌	Buening et al., 1979; Wislocki, P.G., E.S. Bagan, A.Y.H. Lu, et al. 1986; Buening, M.K., W. Levin, J.M. Karle, H. Yagi, D.M. Jerina, and A.H. Conney. 1979.	Oral Slope Factor: $7.30 \times 10^{-3} \text{ (mg/kg-day)}^{-1}$. Inhalation Unit Risk: $8.8 \times 10^{-4} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$. Dermal Slope Factor: $2.35 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg-day)}^{-1}$. IARC: 2B
Benz[a]anthracene	動物試驗	造血系統、淋巴系統影響，包含貧血、白血球缺乏；肝癌、肺癌、乳癌	Robinson, J.R., Felton, J.S., Levitt, R.C. Thorgiersson, S.S. and Nebert, D.W., 1975; Cawein, M.J. and Sydnor, K.L. 1968; U.S. EPA, 1991.	Slope Factor: $6.1 \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$ Inhalation Unit Risk: $1.7 \times 10^{-3} \text{ (g/m}^3\text{)}^{-1}$ Oral Slope Factor: $7.3 \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$ Drinking water Unit Risk: $2.1 \times 10^{-4} \text{ (g/L)}^{-1}$ IARC: 2B
Benzo[b]fluoranthene	老鼠試驗	皮膚癌、肺癌、多形性肉瘤	Sellakumar, A. and P. Shubik., 1974.	IARC: 2B

物質名稱	對象	影響器官	文獻資料	毒性劑量及致癌分組
Benzo[k]fluoranthene	老鼠試驗	皮膚癌、肺癌、肉瘤	Wynder, E.L. and D. Hoffmann., 1959. Lacassagne, A., Buu-Hoi, N.P. Zajdela, F. et al. 1963.	Oral Slope Factor: $7.30 \times 10^{-2} \text{ (mg/kg-day)}^{-1}$. Inhalation Unit Risk: $8.8 \times 10^{-3} \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$. Dermal Slope Factor: $0.235 \text{ (mg/kg-day)}^{-1}$. IARC: 2B
Benzo[a]pyrene	老鼠試驗	懷孕難產、胎兒畸形、肺癌、陰囊瘤、皮膚癌	Legraverend C., T.M. Guenther and D.W. Nebert. 1984; Pott, P. 1775.	Slope Factor: $7.3 \text{ (mg/kg/day)}^{-1}$ (EPA, 1994) Unit Risk: $2.1 \times 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g/L)}^{-1}$ IARC: 2B
Dibenz[a,h]anthracene	老鼠試驗	肝癌、腎臟癌、肺癌	Hoch-Ligeti, C. 1941; Platt, K. L., Pfeiffer, E. Petrovic, P. et al. 1990; EPA, 1995.	IARC: 2A
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	老鼠試驗	乳癌、皮膚癌、肺疾病	U.S. EPA, 1991.	IARC: 2B
Benzo[g,h,i]perylene	動物皮下注射試驗	沒有充分的數據證實對身體有影響	U.S. EPA, 1992.	IARC: 3

許多有機污染物直接或間接進入自然環境之過程，土壤常為最後之歸宿，有機污染物化學結構會決定有機污染物之化學特性，並影響土壤膠體之吸附作用。PAHs 在土壤/水系統中以分佈作用為主，因此土壤中有機質的成份與含量為決定 PAHs 在土壤中傳輸行為的主因，有機質含量極高之土壤，PAHs 主要以分佈作用被吸收至土壤中；不含有機質之土壤，PAHs 則以吸附作用



作用於土壤中。PAHs 的苯環數愈多，水溶解度越低，分佈作用愈明顯。雖然 PAHs 被釋放到環境中的程度主要和土壤有機質所含50%~80%的腐質化物質(humic substance, HS)有關[2-5]，當與 HS 結合後能增加其移動性，並且減少 PAH 的生物有效性和毒性。但是 PAHs 的水溶性低，在土壤顆粒上的吸附或鍵結作用，使得 PAHs 的毒性降低，PAHs 多為親脂性，因此當 PAHs 進入水體很快的會被固態物質或生物所吸附，進而造成環境和生物累積。植物從環境的土壤和水吸收傳輸有機毒性污染物對於食物鍊來說是很重要的關鍵，而土壤對有機污染物的傳輸行為包括兩種主要的機制，一個為無機質表面的吸附作用，另一個是土壤有機質兩相分佈作用[2-6]。當分佈係數越高，有機污染物在土壤/水系統中分佈於土壤有機質之傾向作用越明顯。PAHs 在土壤/水系統中以分佈作用為主，因此土壤中有機質的成份與含量為決定 PAHs 在土壤中傳輸行為的主因。PAHs 的特性容易累積在土壤或水體沉積物或底泥中，學者指出[2-7]二仁溪下游底泥中之 PAHs 濃度約為45 mg kg⁻¹(乾重)，以二環之萘之濃度為8.79~18.86 mg kg⁻¹(乾重)為最高。當底泥中 PAHs 濃度為4~190 ppm，對淡水及海水生物即顯出急毒性，二仁溪底泥中 PAHs 濃度顯然過高，有整治復育之必要。一般已經接受芳香族容易吸附在腐植質中，由於 PAHs 具有很低的水溶性，容易被吸附(adsorption)和分佈(partition)到土壤中，若只以生物復育法進行整治，經常造成在土壤復育上的困難[2-8]。本團隊彙整羅列受 PAHs 污染之土壤整治現況於表2-3，由表中可看出，要有效移除有機污染物多選用高級氧化技術，若要短時間即看到成效，則會選擇排客土方式，就是受限於有機污染物的高移除難度。

表 2- 3 受 PAHs 污染之土壤整治現況彙整

序號	濃度	處理技術	現況	國家/地點	資料來源
1	總石油碳氫化合物:3,020(mg/Kg)	排客土法	2018年度-TPH 達背景值	台灣/桃園市華通電腦股份有限公司一廠	107年度桃園市土壤及地下水調查及查證工作計畫期末報告定稿本
2	總石油碳氫化合物:19,400(mg/Kg)	排客土法	2018年11月-107-HT-S01-06: TPH:1,200(mg/kg); 107-HT-S02-03: TPH:8,730(mg/kg); 107-HT-S04-03: TPH:8,160(mg/kg)	台灣/桃園市易增股份有限公司	107年度桃園市土壤及地下水調查及查證工作計畫期末報告定稿本
3	2006年-苯:22.7(mg/Kg); 二甲苯:718(mg/Kg);	氣體抽除法 生物復育	2019年-N.D.	台灣/臺南市統一精工小北加油站	110年台南小北土壤及地下水第三次變更污染整治計畫書



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究

序號	濃度	處理技術	現況	國家/地點	資料來源
	總石油碳氫化合物: 6,380(mg/Kg)	法 化學氧化 法			
4	2006年4月1日進場施 作- 總石油碳氫化合 物: 10,200(mg/Kg)	土壤清洗 法	2010年12月23日 - 解除列管	台灣/新北市某加 油站	2013年4月中興工程第 119期
5	2011年- 總石油碳氫化合物 (柴油類污染): 2810(mg/kg)	生物復育 法 土壤離場	改善期限至2023年 9月30日	台灣/金門縣金門 酒廠實業股份有限 公司自用加油站污 染控制場址)	110年度金門縣土壤及地 下水污染調查及查證工 作計畫期末報告定稿
6	2016年局現勘油料庫 房- 總石油碳氫化合 物(柴油類污染): 3,320(mg/kg)	生物復育 法 土壤離場	2021年底尚未發包	台灣/金門縣新頭 三營區土壤污染控 制場址	110年度金門縣土壤及地 下水污染調查及查證工 作計畫期末報告定稿
7	2020年自行 S9- 總石 油碳氫化合物: 1,410(mg/kg)	排客土法	2020年 EPB-S02- 總石油碳氫化合 物: 50(mg/kg)	台灣/台中市勝華 科技股份有限公司 建國三廠	110年臺中市土壤及地下 水污染調查及應變措施 工作計畫期末報告
8	1993- PCP: 34(mg/kg)	土壤淋洗 生物整治	2017- PCP: 2.2(mg/kg)	美國/Montana Pole and Treating Plant Butte, MT	Superfund 網站
9	1995- PCP: 56.6(mg/kg)	焚化處理	1999- PCP: 2~15(mg/kg)	美國/Southern Maryland Wood Treating Hollywood, MD	Superfund 網站
10	1999年- 揮發性石油碳氫化合 物: 1,155~8,788(mg/kg) BTEX: 50~1,670(mg/kg)	雙相真空 抽除技術	系統運轉5.5個月 後，場址內之監測 井即未測出地下水 中之 LNAPL。系 統停止運作前，土 壤中殘餘揮發性石 油碳氫化合物濃度 範圍: 205~8,878(mg/kg)	加拿大/溫哥華某 加油站場址	土壤及地下水污染雙相 抽除法整治技術及案例 介紹
11	2000年- 戴奧辛類檢測濃度: 36~16,000 pg-TEQ/g	蒸氣加熱 分解 鹼劑脫氯 技術	2006年- 戴奧辛類檢測值平 均濃度: 90 pg- TEQ/g	日本/東京都大田 區大森南四丁目	日本戴奧辛類污染土壤 整治技術及案例介紹

PCP：五氯酚(Pentachlorophenol)

BTEX：苯(Benzene)、甲苯(Toluene)、乙苯(Ethylbenzene)、二甲苯(Xylenes)之合稱

以往土壤中 POPs 污染問題僅進行單一成本的目標進行整治，而存在整
治後土壤的使用價值降低或喪失等二次危害。因為土壤是農業生產最重要的



資源之一，一旦土壤受到人為污染重金屬或有機污染物污染等，將因而喪失原有的功能，稱為土壤退化或劣化，包括土壤物理性劣化、土壤酸化、鹽化、氮過多等。一旦受到污染，土壤的品質將會出現問題，導致土壤受壓實而使根部不易生長，以及喪失微生物物種與活力等，連帶農產品產量將下降，土壤退化後會直接影響農作物的產量與品質，在產量方面會降低，甚至完全死亡；農產品品質亦明顯下降。為了涵蓋處理高沸點的 POPs，因此設計操作的熱烔需有效脫附半揮發性有機污染物，本團隊利用電漿的特殊能力，一方面可在常壓下加熱水蒸氣，另一方面電漿的電化學能力可將持久性有機物加速轉化，透過激發態的電子或離子，將大分子轉化/重組成小分子，或是將水分子轉化及高氧化活性的自由基，在碰撞後裂解/氣化 POPs，此技術可處理含有鹵素元素的有機物質如多溴聯苯醚(PBDEs)、多氯聯苯(PCBs)、戴奧(PCDD/Fs)以及氟氯碳化物或全氟化物。因此，本計畫主要鎖定水蒸氣電漿來熱脫附有機污染物。

基於上述背景可知目前土壤整治技術亦有部分受限條件，藉由微波電漿技術可將土壤中之有機污染物進行脫附及分解，具有處理受有機物污染土壤之發展潛勢，故本研究嘗試利用水蒸氣電漿進行 POPs 有機污染土壤處理之可行性探討，期達成有機污染土壤之整治應用，確保土地永續利用之目標。



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究



第三章 文獻探討

一. 土壤污染整治技術

污染場址整治技術可依受污染土壤之取出與否、整治機制、處理程度差異及待整治之污染物濃度分類，受污染土壤之取出與否可分為現地方法及離地方法。依整治技術所使用之機制歸屬可分為物理化學方法、生物方法、熱處理方法等[3-1]。在進行有機物污染土壤整治技術選取之前，須瞭解並無一種整治技術能適用於所有場址，並保證其整治成效。一個成功的整治場址，往往具有許多客觀的條件來達成，且大部分可以在整治之前作進一步釐清，以節省整治所需之時間及費用。以下就常見之整治技術進行說明[3-2]。

1. 土壤氣體抽除法

(1) 原理

土壤氣體抽除法(Soil Vapor Extraction, SVE)係針對不飽和層或通氣層(Vadose Zone)土壤中高揮發性污染物進行整治之方法。此技術利用真空抽氣，使存在於土壤中之污染物產生揮發作用，污染物由固相或液相轉移為氣相，並因抽氣井使污染區土壤產生負壓，使污染物隨土壤氣體往抽氣井方向移動而被抽出，被抽除土壤氣體再進行回收或經處理後排放。此技術於操作時，常在地表上覆蓋一層不透水布，以避免產生短流現象，並增加抽氣井影響半徑及處理效率。

(2) 適用時機及環境介質

土壤氣體抽除法成功地運用在處理位於中透氣性及高透氣性土壤中含有揮發性污染物成分，並被大量運用在含氯溶劑污染的場址中。其限制說明如下：

A. 不適用於低揮發性或低亨利常數之污染物，亦不適合處理水分含量高或黏土質之土壤，更不適用於低透氣性的土壤環境中。雖可以運用工程技術克服上述不利的條件，但會顯著增加整治之經費。

B. 土壤對揮發性有機物之吸附力，會降低土壤氣體抽除系統對揮發性有機物之萃取率，亦即將揮發性有機物轉化為氣體之效率，土壤對污染物吸



附力的影響，在整治階段後期最為明顯，土壤氣體抽除法將需要更長的操作時間，以處理最後殘留於土壤的揮發性有機物。

C. 土壤的異質性亦將影響土壤氣體抽除系統的成效，氣體易在大粒徑土壤中流動，但不易在粒徑小的黏土中流動，且在一般情形下，揮發性有機物亦累積在黏土表面，因此，相對地流過高污染土壤的氣流量將極為有限。

(3) 優點

- A. 在國外相關整治成效已被證明，使用者容易取得設備，設置安裝容易。
- B. 對場址運作之干擾最小。
- C. 整治期程短，在理想情況下，一般整治期程約6個月至2年。
- D. 整治價格具競爭性。
- E. 易與其他技術結合運用，如空氣注入法、生物整治法、生物漱洗法等。
- F. 可運用於建築物下方或其他不能進行開挖的地方。

(4) 缺點

- A. 污染物濃度降低90%以上不易達成。
- B. 當應用於低滲透性土壤或分層土壤之場址時，其處理效果之可靠性低。
- C. 經抽除後之土壤氣體，為符合空氣排放標準，其廢氣處理費用可能需支付較昂貴的處理費用。
- D. 僅適用不飽和層土壤污染之整治；飽和層土壤及地下含水層部分需要採用其他整治方法。

(5) 對於環境的影響

土壤氣體抽除法對環境造成之影響，主要在於其抽出之氣體是否有效的被處理，如無設置適當之尾氣處理設備，可能會造成空氣污染。

2. 生物通氣法



(1) 原理

生物通氣法(Bioventing)是一種常用的現地(in-situ)的處理技術，主要係針對吸附於不飽和層土壤間隙的有機物污染物，進行抽取移除的機制。其處理程序類似土壤氣體抽除法，亦即其主體設備仍為土壤氣體抽除設備，藉以抽除土壤層中的揮發性有機污染物，但其中比較特別的是多加了一個整治程式單元，於土壤層中添加了營養鹽(Nutrient)的成份，其目的係為增加土壤的生物分解作用，以加速土壤層中污染物質降解速率，使得部分分子量較大、揮發性較低，或是吸附於土壤顆粒微細間隙、吸附引力較強、不易抽離的污染物，可以藉由生物降解作用，將污染物水解或分解成小分子中間產物，而得以再繼續藉由抽氣引力，離開土壤微細間隙，或是較容易抽離土壤層。

生物通氣法適用於油品類污染，例如汽油、柴油、航空燃油等，但在處理柴油、航空燃油等污染時更具成效，因為汽油污染往往使用 SVE 即可得達到良好的成效(揮發性相較高)，但柴油、航空燃油等污染，SVE 所能達成的成效就有限，利用生物通氣法的生物降解輔助作用，可加強其功效。

(2) 適用時機及環境介質

關於污染物濃度，建議總石油碳氫化合物(TPH)濃度不大於25,000 ppm，而重金屬也必須小於2,500 ppm。若超出建議濃度範圍是否可以執行，必須另外進行生物毒性試驗，或是必須延長預估整治時間期程。

(3) 優點

- A. 簡單可得之工具器材，容易設置。
- B. 操作的空間較小。
- C. 較短的處理時間，在已調整為最適的操作狀況之下，平均約6個月至2年間可以完成整治工作。
- D. 每噸土壤處理費用約45~140美元，較其他地面處理程式便宜。
- E. 可以和簡單地和其他類型的整治技術結合，例如整治地下水的空氣注入法(air sparging)、抽出處理法(groundwater extraction)等。



F. 可能不需要昂貴的尾氣處理費用。

(4) 缺點

A. 濃度太高的成份，可能對於微生物造成毒性。

B. 在低透水性、黏土質高的土壤層，可能不適用，或是地質條件未調查明確的情況下可能效能有減低的現象。

C. 土壤若有分層，恐造成效能降低。

D. 無法達到太低的污染物濃度處理目標。

(5) 對於環境的影響

地下水的曝氣作用可能造成地層擾動，因此務必遵照設計操作參數操作。除此之外，整治過程中有可能產生好氧微生物，協助進行污染物分解，因此須注意地下水下游地區是否有過量之生菌數。

3. 低溫加熱脫附法

(1) 原理

低溫加熱脫附法(Low-Temperature Thermal Desorption, LTDD)。低溫加熱脫附法被歸類為離地(ex-situ)型態的處理技術，針對受到油品類污染之土壤，利用「物理性」處理方式，移除受污染之土壤，主要係將受污染土壤挖除之後，送入加熱脫附機，使得污染物和土壤分離。低溫加熱脫附法之加熱脫附機內主要污染物去除機制可能由下列三項單元組成：a.熱揮發(thermal volatilization)、b.熱脫附(thermal stripping)、c.熱烤(soil roasting)，被移除之污染物因屬於有機氣體成分，因此需要利用後續「二次處理」(secondary treatment)設施進行處理，例如：a.焚化：設置焚化器(incinerator)，將污染物焚化成二氧化碳及水。b.觸媒氧化：設置觸媒氧化器(catalytic oxidation chamber)，同樣將污染物分解成無機性之二氧化碳及水。c.冷凝：設置凝結器(condenser)等，將含污染物高溫氣體凝集之後收集，蒐集之液體再進行後續處理。d.吸附：設置活性碳吸附設備(carbon adsorption unit)吸附氣體中之污染物，將其移除。部分污染土壤必須進行初篩工作，以避免大型土壤顆粒或石塊進入低溫加熱脫附器之中，通常篩選器設定土壤粒徑應至少小於2英



吋(約5公分)較佳。

低溫加熱脫附處理器可分為「移動型設備」及「非移動型設備」。移動型設備可以搬至污染場址內，現場直接處理挖除的土壤；而非移動型設備則因設置於場外，污染土壤可能會有運送行為產生，必須注意運送過程中，避免土壤二次污染產生，以及進行必要的運送管制作業。低溫加熱脫附法對於處理油品類污染土壤相當有用，但對於地下含水層污染而言，本項方法並不適用。至於加熱溫度一般經常控制於150~540°C，最高不超過650°C左右下操作。較低溫度下可以脫附油品類物質中汽油等成分，而不產生燃燒作用；柴油、煤油等則必須達到370°C以上；至於不具揮發性的潤滑油、加熱用油等，則需要更高的加熱溫度才能脫附。

(2)適用時機及環境介質

低溫加熱脫附法僅適用於處理受污染之土壤，對於地下水含水層污染並不適用。

(3)優點

- A. 現場(on-site)或離場(off-site)的技術及設備上取得容易，已經商業化。
- B. 非常快速的處理時間，商業化系統每小時處理量可達25噸土壤。
- C. 處理大量土壤時(大於 765 立方公尺)，具有競爭優勢，每噸土壤處理費用約30~70美元，但不包括離場(off-site)處理方式的土壤運輸費用。可以快速處理主污染區(hot spot)的高濃度油品污染。
- D. 可以簡單的和其他技術再進行結合處理，例如空氣注入法等。
- E. 經處理土壤可以回填原場址，或是做為原污染場址以外地方之其他填土用途(惟必須經環保機關同意)。
- F. 可持續降低 TPH 至10 ppm 以下，以及 BTEX 至100 ppb 以下，或甚至更低。

(4)缺點

- A. 必須挖除土壤，但一般限制在地表以下深度7.6公尺以內。



- B. 現地處理必須有足夠的設備設置空間(大約大於2,000平方公尺)，離場(off-site)處理方式的土壤運輸費用較高。
- C. 欲處理地下水面以下之含水層土壤者，必須以抽水等方式先降低地下水位元。

(5)對於環境的影響

VOCs 氣體逸散濃度必須符合國內相關空氣污染防治法令。此外，以焚化方式處理尾氣者，另會產生粒狀污染物，粒狀污染物經集塵袋等處理之後，其排放濃度亦必須符合我國「固定污染源空氣污染物排放標準」規定，依據煙囪高度、管徑大小等，計算粒狀污染物之排放許可濃度。若遭污染土壤中含有 PCBs 或是其他含氯化合物，即有可能在處理過程中產生戴奧辛，須考量採取戴奧辛去除之措施。

4. 空氣注入法

(1)原理

空氣注入法(Air Sparging)被視為最常用的現地(in-situ)的處理技術，主要針對吸附於土壤或溶解於地下水中的揮發性或半揮發性有機物質進行處理，將未受污染的乾淨空氣注入地下水污染區(通入含水層)中，藉由水中曝氣作用，使得有機物質從溶解的液相中吹出移除，當其到達不飽和層之土壤層中，可藉由土壤氣體抽除設備如 SVE(Soil Vapor Extraction)等抽除。其經評估對於遭受油品污染的地下水，有相當良好的效果。

(2)適用時機及環境介質

有關使用空氣注入法的適用性，可藉由初步篩選、細部評估、系統設計、操作及監控等四個流程進行評估。

(3)優點

- A. 簡單可得之工具器材，容易設置。
- B. 操作空間較小。
- C. 較短的處理時間，在特定條件操作下，整治期程小於1至3年。



- D. 每噸土壤處理費用約20~50美元，較其他地面處理程式便宜。
- E. 不須移除、處理、儲存、處置遭受污染的地下水。
- F. 可以 SVE 加強處理效能。

(4)缺點

- A. 若有自由相浮油存在，不能同時處理，必須先移除浮油。
- B. 不能處理遭特殊地質侷限之污染團。
- C. 土壤若有分層，恐造成效能降低。
- D. 一些化學性、物理性、生物性的交互作用尚不清楚。
- E. 缺乏實場及實驗室數據支持設計考量因數，場址差異性影響參數，不能通用。
- F. 會造成組成物的移動須細部設計模場試驗，確認氣體揮發之控制。

(5)對於環境的影響

地下水的曝氣作用可能造成地層擾動，因此務必遵照設計操作參數操作。除此之外，整治過程中有可能產生好氧微生物，協助污染物分解，但必須注意地下水下游地區是否有過量之生菌數[3-3]。

5. 現地化學氧化法

(1)原理

現地化學氧化法，係利用各種化學氧化劑，注入土壤或地下水污染層中，氧化油品污染所造成環境中存在之各項化合物，使其成為二氧化碳及水。現地化學氧化法之特點為處理時間較快，然因為地質條件限制，以及各種氧化劑的特性，都會限制氧化的時間以及效果，故在氧化劑的選擇上須加以評估。現地化學氧化法最主要的考量因數是土壤與氧化劑的反應性，如果土壤中含有大量的其他有機質，則有可能會消耗大量的化學藥劑，造成成本的浪費。

(2)適用時機及環境介質



現地化學氧化法適用於土壤、地下水污染併同處理。但可能因化學藥劑較貴，考量經濟因素下，往往優先應用於小污染區域場址，或是為了縮小污染區範圍之目的而使用。在使用現地化學氧化法前，必須先進行自由相(free product)之回收，在確定場址內沒有浮油層之後，才會使用現地化學氧化法，其理由有兩點：a.避免發生浮油與氧化劑產生劇烈的氧化作用而發生危險；b.避免浪費太多化學藥劑，造成成本浪費。基於安全的理由，現地化學氧化法常常搭配其他整治技術，例如土壤氣體抽除法(SVE)一併施行，以幫助緩和安全問題，控制可能因各種化學氧化劑添加所產生的氧化作用，所引起含有揮發性有機物(VOCs)、氧氣和其它反應副產物的尾氣[3-4]。

(3)優點

- A. 污染物可以在現地被破壞移除。
- B. 處理效率較為快速。
- C. 處理過程中沒有廢棄物、廢水等產生，場址中加藥氧化過程產生的氣體也不多。
- D. 可以氧化 MTBE 等油品類較難分解污染物。
- E. 減少操作及監測成本。
- F. 殘餘的碳氫化合物可以持續由氧化劑產生的溶氧等，加強後續的生物分解作用。
- G. 對於場址運作干擾最小。

(4)缺點

- A. 初設成本及總成本可能較高。
- B. 滲透性較差的地方，化學氧化劑可能無法到達以及氧化污染物。
- C. 過氧化氫可能在現場產生危害性氣體，可能需要輔以其他設備抽除，避免危險。
- D. 在處理數週至數月後，溶解性的水中污染物濃度可能回升。



- E. 污染團結構及範圍可能在施作數週之後改變。
- F. 化學藥劑之使用，有健康風險以及場址作業安全之考量。
- G. 僅用現地化學氧化法將場址整治至非常低的濃度是不經濟的甚至技術上很難達成的。
- H. 化學藥劑有可能浪費在與土壤層中其他物質作用而消耗。
- I. 有可能造成沉澱性固體，阻塞土壤層中的顆粒間隙。

(5)對於環境的影響

➤ 過氧化氫

- A. 可能有逸散氣體進入附近建物，造成民眾健康風險，因此，可能要加裝氣體抽除裝置如 SVE
- B. 增加污染團結構改變的風險。
- C. 氧化劑不可能在短時間內穿透低滲透性的土壤層氧化污染，可能產生不被預期產生的有害副產物。
- D. 需要現地儲槽。
- E. 有可能造成沉澱性固體，而阻塞了土壤層中的顆粒間隙。

➤ 高錳酸鹽

- A. 氧化劑不可能在短時間內穿透低滲透性土壤層氧化污染。
- B. 可能產生不被預期產生的有害副產物。
- C. 需要現地儲槽。
- D. 有可能造成沉澱性固體，而阻塞了土壤層中的顆粒間隙。

➤ 臭氧

- A. 可能有逸散氣體進入附近建物，造成民眾健康風險，因此，可能要加裝氣體抽除裝置如 SVE 等。
- B. 增加污染團結構改變的風險。



- C. 氧化劑不可能在短時間內穿透低滲透性的土壤層氧化污染。
- D. 需要現地氣體產生機。
- E. 可能產生不被預期產生的有害副產物。
- F. 需要現地儲槽。

6. 雙相抽除法

(1)原理

雙相抽除法(Dual-phase Extraction)亦稱為多相抽除法(Multi-phase extraction)、真空抽除法(vacuum-enhanced extraction)以及生物漱洗法(bioslurping)，屬於現地處理方式之一。主要於污染區土壤上方，挖設一個回收整治井，井中設置泵，由泵抽離、移除土壤及地下水中以不同型態存在的污染物質[3-5]，其中包括液態之地下水自由相(free product)、溶解相，以及不飽和土壤層中以氣相存在之揮發性有機物等物質，屬於油、水、氣可同時抽除處理之整治技術[3-6]。

(2)適用時機及環境介質

雙相回收抽除系統適用於土壤、地下水污染併同處理，甚至包括浮油之回收，具有氣、液、油共同處理之適用優勢。

雙相回收抽除系統的適用條件包括：

- A. 低到中等的透水性地質(<10⁻³ cm/s)或較薄的浮油厚度(<15cm)。
- B. 地下水位介於1.5到6公尺。
- C. 傳統的抽出法或回收溝技術不適用。
- D. 浮油位於鋪面或不透氣表面之下。

當雙相回收系統之浮油回收體積不夠多的時候，就該考慮停止操作，所以訂定停止運作之標準也是系統建置時必須審慎考慮的條件。停止運作的標準可能包括總浮油回收率(例如：每個月少於 2 加侖或者浮油回收體積對地下水抽出速率的比例小於0.1%)與回收/監測井中浮油厚度 (例如：小於3公



分)。浮油厚度應按季或按月進行監測，以確保回收/監測井中的浮油厚度在規定時間內(如2年)沒有超過閾值(如3公分)，此閾值也可同時作為重新啟動回收設備的參考。

(3)單泵雙相抽除法優缺點

優點：

- A. 在低滲透性地質特性場址中，整治較有效。
- B. 操作空間較小。
- C. 較短之處理時間(一般在最適條件下操作約為至6個月至2年)。
- D. 增加污染地下水之抽除速率。
- E. 可以應用於有浮油的場址，並且可以結合其他整治技術併行，例如空氣注入法、生物整治法等。
- F. 在有建物或其他地上物之地方，也能輕易施工建置。

缺點：

- A. 在高滲透性地質特性場址中，要達到整治目標所需之經費較高。
- B. 在地下水水位變動較大之區域難以處理。
- C. 處理抽除之土壤氣體或是分離油、水兩相之經費可能較高。
- D. 在地面上，必須設置能夠處理大量地下水的設備。
- E. 須有特殊的機器設備以及有經驗的操作及試驗技術。
- F. 操作期間需要複雜的操作、控制以及監測計畫。

(4)雙泵雙相抽除法優缺點

優點：

- A. 廣泛適用於各種條件之地質狀況，機具設備較容易獲得。
- B. 處理設施運作之空間需求較小。較短之處理時間(一般在最適條件下操作約為6個月至2年)。



- C. 對於地下水位變化較大的區域有較大的彈性運用空間。
- D. 可以應用於有浮油的場址，並且可以結合其他整治技術併行，例如空氣注入法、生物整治法等。
- E. 在有建物或其他地上物之地方，也能輕易施工建置。

缺點：

- A. 對於地下環境之資訊不完整之場址有使用上的限制，可能較無效。
- B. 氣體處理需要較多的經費。
- C. 分離油、水兩相，經費可能較高。
- D. 操作期間需要複雜的操作、控制以及監測計畫。

(5)對於環境的影響

抽取地下水可能造成地下水擾動，以及局部性的水位變化。地下水抽井位置除了需要符合污染整治效率需求之外，也必須仔細評估是否會影響到地下水污染管制區外的地下水文流向、流速及水質，必要時應規劃足夠的水文緩衝區。一般建議進行小規模抽水試驗，並求得影響半徑，藉此再推估大規模整治工程之可能影響範圍，再選擇合適之設備。抽水量必遵照規劃設計操作參數操作。抽出的地下水進行油水分離的處理，油的部分可回收或送交處理業者進行有害廢棄物處理。地下水後續處理可能進行排放，若場址位於工廠之內，一般建議納入工廠之污水處理設施處理，但必須符合污水處理設備之處理量；若污染場址附近並無既存運轉之污水處理設備，處理後之放流水須符合「放流水標準」。

7. 植生整治

(1)原理

綠色植生污染整治技術的過程有很多不同的功能，這邊主要針對植物吸收作用(Phytoextraction)：藉由植物根系作用，吸收污染物質，並運送至地面以上植株部位，以鏟除植被方式達到除污之目的(也稱為植物轉換(Phytotransformation)，和根系過濾作用(Rhizofiltration)：藉由植物根系外的



吸收與沉澱作用，或是植物根系內的吸收作用，排除根際污染物質。植物復育法乃直接利用綠色植物於現地或其他地點行光和作用後產生驅動及過濾能力，將污染土壤、底泥或地下水中之重金屬移除、降解或安定。植物復育法除可用來處理重金屬外，也可用於清除農藥、溶劑、爆炸物質、原油、多環芳香烴碳氫化合物、BETX、PCB、三氯乙烯等含氯溶劑、重金屬及掩埋之滲出物質。主要包括以下的污染物去除機制：a 植物分解：由於植物本身之代謝或酵素分解污染物；b 植物吸取：由植物根部吸收後並傳輸至根部上部，針對重金屬之去除機制，乃在於後續妥善地收割及植物處理處置，植物根部亦有將污染物沉澱固定之功能；c 植物蒸發：由植物吸收污染物後，透過植物本身轉化機制將污染物轉為無害之二氧化碳蒸發；d 植物根部附近微生物作用：透過植物根部附近微生物之分解作用將污染物分解，若為好氧性微生物，通常可在根部加入通氣管。

有機污染物進入植物的根部可能靠被動和/或主動運輸過程(passive and/or active)然後在植物體內轉移流動到其他植物部位。被動運輸主要為擴散傳輸，其影響因素為不同植物組織部位有不同的有機物質組成和水分。學者研究發現植物體內的非離子污染物的累積濃度和外界水裡或是泥土水溶液的濃度有關，這些污染物進入植物體內大部分是經過被動運輸。主動運輸的過程也許和電化學梯度有關係，這樣的過程發生在有部份營養物和其他的有機或無機離子。植物的吸收效率主要依賴來源污染物的濃度、污染物的特性、植物的種類和組成、吸收時間、還有其他系統干擾。

(2)優點

- A. 可同時去除多種污染物，包含有機物及重金屬等。
- B. 可就地處理污染物質：在人口稠密的區域，污染土壤之離場處理常造成搬運過程之危害曝露風險。植物復育法適合運用人口密集區域，且不需挖除任何污染之土壤。
- C. 可提供污染物完全去除的整治效率：植物復育法幾乎可完全去除大部分之污染物，可使污染土地於整治後作永續之利用。
- D. 可作為中間處理之選擇：植物復育法可作為配合其他整治方式之前置處理作為，主要可將污染物質先行固定，防止污染範圍擴散。



- E. 初設及操作費低：植物復育法通常較其他污染場址整治技術便宜，且亦有協助污染場址造景之功能，可為大部分民眾所接受。植物復育法無需外加之機械動力，主要藉太陽為主要能量來源，提供植物光合作用所需；且植物無需移除污染土壤及運送可就地處理污染物。然而植物復育法需要完善之污染場址監測，以確保污染物之去除，且監測之時間隨污染物之去除效果而需增長。

(3)缺點

通常影響植物復育計畫中最重要的指標即是從土壤中移除目標污染物之速率，此速率包括單位面積之收割植物產量、植物中之目標污染物平均濃度及每季收成數量。

綜上而言，有機污染場址整治技術因污染物常吸附於土壤有機質中、藏於土壤微小孔隙中或非水相液體形式存在，故依其對污染物之處理程度差異而採取不同的整治技術，傳統的土壤整治技術可分為物理方法、化學方法和生物方法。物理方法是指通過各種物理過程分離或去除土壤中的有機化合物[3-4]；傳統的化學方法主要是在土壤中添加氧化劑，使其直接與土壤污染物發生反應[3-3]；生物方法指的是利用微生物或植物將土壤中的有機污染物降解為二氧化碳和水[3-5]，然而有很多缺點限制了傳統土壤整治方法的發展；物理方法難以有效降解土壤中的高毒性和高濃度有機污染物[3-6]；化學法在整治過程中可能對環境造成二次污染，且化學藥劑價格昂貴，整治成本高[3-7]；生物法對土壤環境要求高，整治週期長[3-8]。近年來高級氧化處理技術(advanced oxidation processes, AOPs)因其高效、環保而在土壤整治領域引起越來越多的關注，表3-1為整治有機污染土壤之高級氧化處理技術比較彙整[3-9][3-10]。



表 3-1 整治有機污染物土壤的高級氧化技術比較

AOPs	反應機制	優點	缺點	能源效率 (Ee)
光催化	在光照下，半導體材料產生導帶電子和電洞，進一步用於氧化土壤中的有機污染物。	(1)反應條件溫和 (2)氧化能力強 (3)降解速度快	(1)光催化量子效率低 (2)處理能力小 (3)受土壤深層厚度的限制 (4)光觸媒回收困難	Ee : 9.41×10^{-11} g/kWh 土樣：粘土 30.22%、淤泥 40.20%、砂 29.58% C0(PCDDs) : 1.569 pg/g BiVO ₄ /Bi ₂ O ₃ : 25 wt%
臭氧氧化	土壤中有機污染物的直接氧化或催化生成·OH。	(1)快速反應 (2)技術簡單	(1)臭氧發生器設備投資大，運轉成本高 (2)選擇性氧化 (3)催化劑回收困難	Ee : 3.54×10 g/kWh 土樣：沙子 60.3% C0(PHE) : 0.2 mg/g O ₃ 通量 : 3 g/L 酸鹼度 : 7.6
過硫酸鹽氧化	氧化產生過硫酸根，用於土壤中的有機污染物。	(1)氧化反應溫和 (2)氧化效果好 (3)修復週期短 (4)穩定的氧化劑性能	(1)化學反應的影響 (2)二次污染 (3)對土壤生態的影響	Ee : 11.3×10 g/kWh 土樣：淤泥 1.6%、粘土 16% C0(PFOS) : 36 µg/kg [PS] ₀ = 5 g/L 酸鹼度 : 7.6
芬頓氧化	Fe ²⁺ 催化 H ₂ O ₂ 產生·OH。	(1)氧化能力強 (2)可靈活操作 (3)初期設計成本低	(1)受 pH 限制 (2)芬頓試劑回收困難 (3)二次污染	Ee : 3.18×10 g/kWh 土樣：粘土 97%、淤泥 3% 陽極 : 7% H ₂ O ₂ pH : 5.6 二氧化碳(苯丙氨酸) : 200 mg/kg
放電電漿	物理效應和化學效應共同作用於土壤中的有機污染物。	(1)快速降解 (2)效率高 (3)無二次污染物	(1)能效較低 (2)處理能力小	Ee : 2.28×10 g/kWh 峰值電壓 : 40 kV 氣體(空氣)流量 : 0.8 L/min 土壤含水量 : 7.9 % C0(汽油) : 2000 mg/kg



因為土壤是農業生產最重要的資源之一，一旦土壤受到人為污染重金屬或有機污染物污染等，將因而喪失原有的功能，稱為土壤退化或劣化，包括土壤物理性劣化、土壤酸化、鹽化、氮過多。土壤一旦受到污染，土壤的品質將會出現問題，導致土壤受壓實而使根部不易生長，以及喪失微生物物種與活力等，連帶農產品產量將下降，土壤退化後會直接影響農作物的產量與品質，在產量方面會降低，甚至完全死亡；農產品品質亦明顯下降。所以，無害去毒的放電電漿被認為是最有前途的土壤整治技術之一，因為它快速、高效且無二次污染[3-11]。

二. 氣體抽除法應用於受有機物污染土壤

本研究運用強化水蒸氣熱脫附及電漿處理有機污染土壤系統，其機制類似土壤氣體抽除法(Soil Vapor Extraction, SVE)，均以蒸氣萃取污染物或促其揮發、氣體化，並將污染物隨蒸氣移除。故團隊針對熱脫附、電漿技術蒐集資料並加以彙整做為參考。

熱脫附技術(Thermal Desorption)是指在真空條件下或通入載氣時，通過直接或間接熱交換，將土壤中的有機污染物加熱到足夠的溫度，以使有機污染物從污染介質上得以揮發或分離，進入氣體處理系統的過程。將污染物從一相轉化為另一相的物理分離過程，在修復過程中並不出現對有機污染物的破壞作用，以通過直接或間接的熱量交換方式，使污染土壤中的有機污染物受熱揮發而與土壤分離。熱脫附主要包含兩個基本過程：一是加熱待處理物質，將目標污染物揮發成氣態分離；二是將含有污染物的尾氣進行冷凝、收集以及焚燒等處理至達標後排放至大氣中。藉由將污染土壤加熱至目標污染物的沸點以上，通過控制系統溫度和停留時間選擇性地促使污染物氣化揮發，使目標污染物與土壤顆粒分離、去除。熱脫附過程可以使土壤中的有機化合物揮發和裂解等物理化學變化，當污染物轉化為氣態之後，其流動性將大大提高，揮發出來的氣態污染物透過收集和捕獲後進行淨化處理。2016年 Gitipour 等人的實驗結果顯示，SVE 技術高度適用於有機污染土壤，其對樣品中 BTEX(苯 Benzene、甲苯 Toluene、乙苯 Ethylbenzene、二甲苯 Xylenes) 化合物的去除效率達99%[3-12]；Yu 等人於2019年的研究也顯示，SVE 技術對有機污染土壤的整治效率高，對於與粗石英砂混合的正構烷烴污染粉質土



壤在實驗的30.8小時(總執行時間)內，總正構烷烴的平均土壤濃度從最初的3106.5降至202.4mg/kg，相當於93.4%的質量去除，而其實驗土壤樣品中殘留的 C10、C11、C13 和 C14正構烷烴含量均降至10mg/kg 以下[3-13]；Henrique 等2022年的實驗結果表明處理時間達15天後，四種 HCH 異構體的去除率均超過 90%[3-14]。

針對受有機污染物污染之土壤進行處理時，會影響處理效能之因子除了設備本身之設計參數外，土壤或是污染物本身之理化特性也是重要影響因子：

1. 土壤類型和特徵(如土壤組成、有機質含量、土壤 pH 值、含水量、粒徑分布、透氣度等)

就熱傳導及物理特性來說，粗礫石、砂及小礫石等未固結物質(unconsolidated materials)在加熱處理過程中不會固結成團，因此具有具大之表面積供脫附作用，如 Soares 等在2010年的實驗結果顯示 SVE 技術對於沙質土壤的整治效率高於 92%，對腐殖土的效率則為78%，其修復時間為2至45小時，而實驗過程中也觀察到低氣流速率會延長修復所需時間[3-15]；2008年 Albergaria 等提出對於黏土和天然有機質含量可忽略不計的乾燥沙質土壤，SVE 的整治效率均高於90%[3-16]，其團隊在2012年再提出土壤含水量的增加會因質傳限制，造成蒸氣壓較低和水溶性較低的污染物的土壤修復期拉長[3-17]。Shah 等人於1995的研究發現，土壤粒度的增加會顯著提高苯的回收效率，尤其是在空氣注入的早期階段[3-18]。Boudouch 等則發現透氣性變化對 SVE 數學模型預測能力的影響，2012年的實驗結果顯示對相對滲透率的不恰當評估可能會在設計 SVE 系統時產生重大錯誤[3-19]。

2. 污染物屬性(分子結構、濃度、物化特性)

具有不同分子結構的有機污染物對氧化反應可能不同，有機污染物與活性氧的反應性在很大程度上取決於苯環上的取代基，具有穩定分子結構的有機污染物就極不易受氧化而降解。1994年 Mehrotra 等人提出由於污染物於土壤顆粒表面的吸附作用，在一般環境條件下可能無法完全去除半揮發性烴類化合物，例如正辛烷，由實驗推測約有35~40%的污染物是無法藉由20°C的空氣抽取而去除的[3-20]；Karan 等人在1995年也提出類似結論，藉由設計實驗系統模擬半揮發性碳氫化合物(正辛烷)污染土壤的空氣抽除時就發現，



以通氣抽除方式對僅達到35~60%的碳氫化合物移除效率[3-21]；而2006年 Rahbeh 跟 Mohtar 以開發空氣加注和土壤蒸氣萃取系統的數值模型，以 BTEX 為實驗對象的結果顯示，可移除80~85%的污染物[3-22]；McColl 等的實驗目標化合物則包含三氯乙烯、甲苯、四氯乙烯、乙苯、1,2-二氯苯等，2008年的實驗結果發現 C6-C32碳範圍內的有機化合物在氣提前約佔74%，氣提後約佔72%[3-23]；Magalhães 等人則在2009年運用空氣注入式生物通風系統對甲苯污染土壤的實驗顯示，約需5天的時間即可去除99%的甲苯[3-24]，彙整污染物及處理效率比較表如表3-2。

表 3-2 蒸氣抽取技術對不同有機污染物的處理效率比較

污染物名稱	去除成果	實驗說明	文獻來源
碳氫化合物	60~70%	以乾燥土壤為實驗對象，針對非吸附性和吸附性土壤進行模型預測。	[3-20]
碳氫化合物	35~60%	在表層速度為2.2公分/秒的情況下運行60分鐘後，平衡模型的預測 C8去除率為50%，而質量傳遞模型預測去除率為35%左右。	[3-21]
BTEX (苯、甲苯、乙苯和二甲苯)	80~85%	運用空氣加注和土壤蒸氣萃取系統的數值模型，用於模擬兩個現場案例研究。	[3-22]
三氯乙烯、甲苯、四氯乙烯、乙苯、1,2-二氯苯	C6-C32有機碳化合物，在氣提前約佔74%，氣提後約佔72%。	設計為代表存在自由相不混雜液體的系統，比較不同管柱實驗(一組只包含不混雜液體和空氣的柱子；另一組包含多孔介質、水、不混雜液體和空氣)。	[3-23]
甲苯	約五天的時間裡去除99%的甲苯。(平均去除率約為86%)	使用空氣注入式生物通風系統和生物濾池，進行在10%的含水量和兩種不同的污染物濃度之實驗。	[3-24]

以上彙整的研究可以看出，對於不同的污染物，其降解效率的差異是明



顯的，尤其是揮發性的差異，是影響氣提法整治的效率與期程的重要因素，換言之單純運用土壤氣體抽除技術對於半揮發性有機污染物的移除是不足的，尚須在系統設計上加以強化精進。

三. 水蒸氣電漿技術

電漿係指完全或部分離子化的氣體，原子或分子經能量作用後，其外層的電子脫離核束縛，分離成帶負電的電子、和帶正電的離子、自由基及中性物種等級和狀態，可視為一種能量較高且不同於固態、液態與氣態的第四態，電漿效率高、使用範圍廣、操作簡單等優點，電漿技術應用於有機物污染土壤上可開拓一條新途徑。目前鮮少研究應用微波電漿技術進行有機物污染土壤整治，因此本研究利用電漿高能高溫的特性於短時間內能夠處理大量污染物，進一步應用水蒸氣電漿技術處理有機物污染土壤，達到整治及土地再利用之目的，且相較於熱處理法之成本來的低，其具有處理受有機物污染土壤之發展潛勢與價值。

在水蒸氣電漿(Water Vapor Plasma)或(Steam Plasma)設備裡，多以非熱電漿(Non-Thermal Plasma)或稱低溫電漿(Low Temperature Plasma)為主流選擇，然在特殊的污染物處理領域中，由於部分高穩定性化學物質難以電漿去除，故熱水蒸氣電漿(Thermal Water Vapor Plasma)會是適宜之選擇，目前國際上相關研究領先團隊立陶宛能源研究所(Lithuanian Energy Institute)使用之線性水蒸氣電漿火炬[3-25][3-26]為非傳輸型直流電漿火炬(Non-Transferred DC Plasma Torch)，其構造特點為電極均在本體上，藉由改變氣體流量及種類來調控電漿輸出功率，其結構設計如圖3-1，中心為銅製圓柱形陰極中間為鎢棒，陰極作為電子發射器，用以將進氣離子化為電漿態，階梯形陽極則用來固定平均電弧長度，G₀輸進氬氣用以保護陰極避免侵蝕，G₁則為水蒸氣進入端，用以形成水蒸氣電漿。

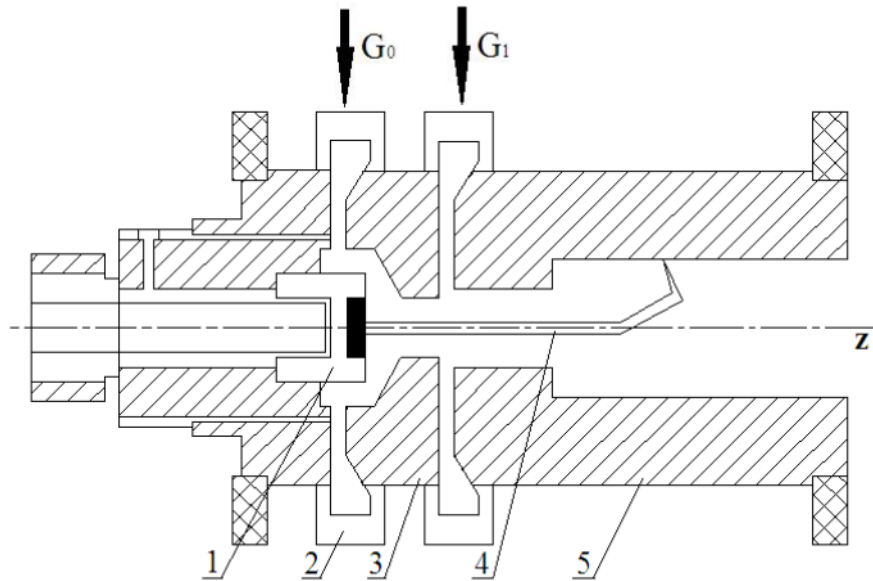


圖 3- 1 線性水蒸氣電漿火炬

1 為陰極，2 為絕緣環，3 為中性區域，4 為電弧，5 為階梯狀陽極，G0 為氫氣進氣口，G1 為水蒸氣進氣口。

立陶宛能源研究所的 Andrius Tamošiunas 及 Dovile Gimžauskaite 等人於2011年設計研發熱水蒸氣電漿火炬成功並分析電漿組成後(圖3-2)[3-27]，已應用水蒸氣電漿處理廢棄物多年，其處理標的包含丙烷、橄欖果渣、廢食用油、廢甘油、含柴油土壤[3-28~3-36]，相關處理物及產出物詳如表3-3。

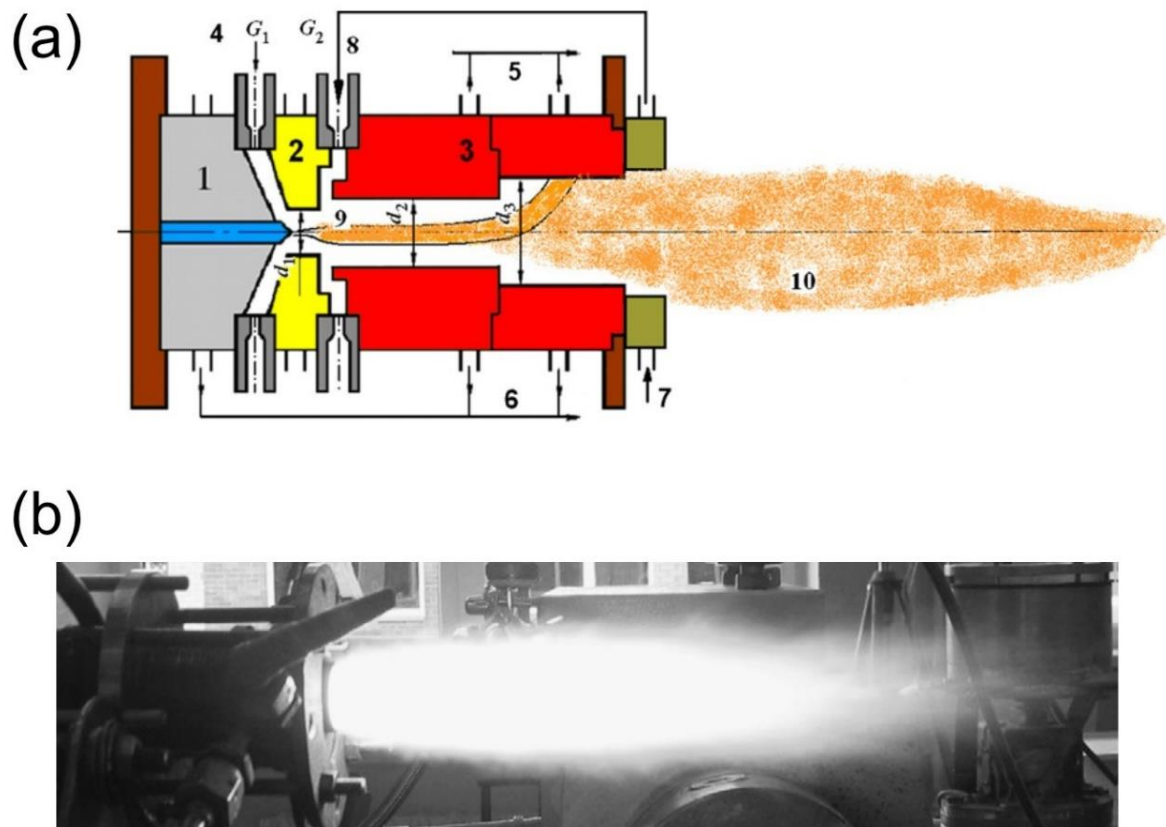


圖 3- 2 (a)水蒸氣電漿操作圖示 (b)實際運作時情形

1 為 Cathode junction，2、4、8 為 neutral section，3 為 step formed anode，5 為 cooling water supply，6 為 water exhaust，7 為 water vapor supply，8 為 overheated water vapor，9 為 electric arc，10 為 plasma jet，G1 為 argon gas supply，G2 為 water vapour supply。

表 3- 3 熱水蒸氣電漿處理及產生物文獻比較

處理物	產出物	年份	參考文獻
丙烷	合成氣	2012、2014	[3-28][3-29]
橄欖果渣	合成氣	2017	[3-30]
廢甘油	合成氣	2017、2019、2022	[3-31][3-34][3-36]



處理物	產出物	年份	參考文獻
含廢油土壤	合成氣、修復土壤	2018、2020	[3-32][3-35]
廢食用油	合成氣	2019	[3-33]

在研發成功後，早期進行丙烷處理時，均是將丙烷導入電漿火炬槍腔體內操作(圖3-3)，到了處理廢橄欖果渣及含廢油土壤時則將電漿火炬連接於反應槽側邊，然後於反應槽上方進料，讓料源與電漿焰直接反應(圖3-4)，其中廢橄欖果渣有先行加熱取其氣體導入，而含廢油土壤則是於腔體內設置攔網，讓土壤與電漿焰直接反應，後續為使土壤與電漿反應面積增加，設計上將電漿矩傾斜45度角(圖3-5b)。在處理廢食用油時，由於油為液態，則將電漿火炬設置於反應槽上方，並於45度角處設置進油噴嘴2支，以期讓油體與電漿充分反應(圖3-5a)。

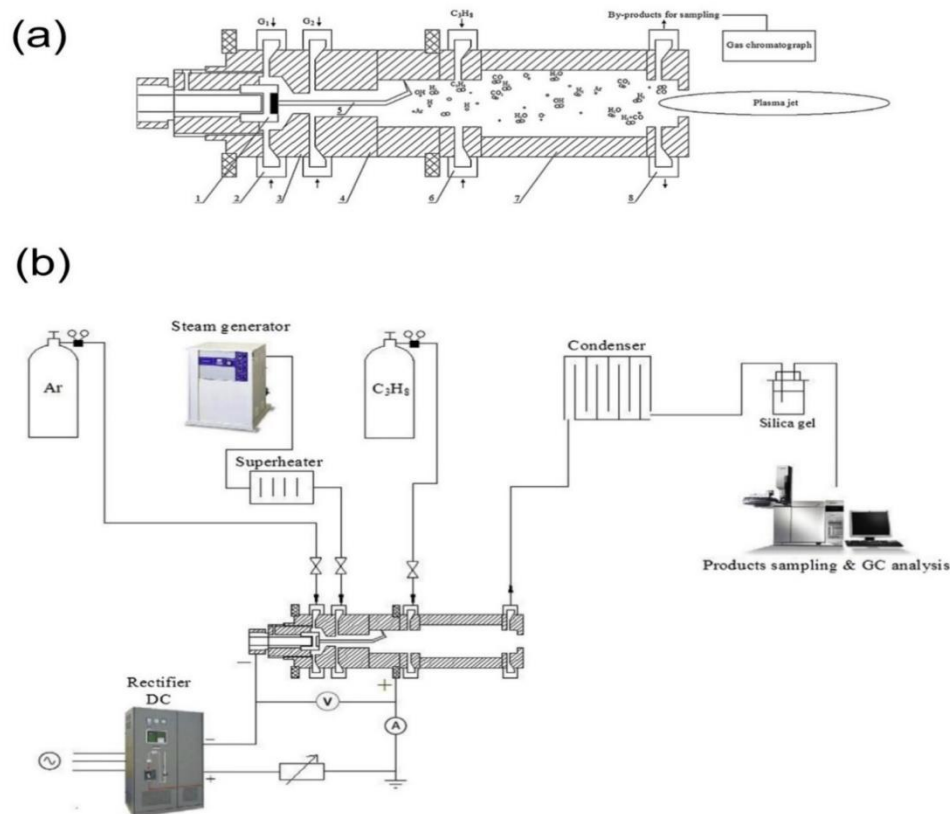


圖 3-3 熱水蒸氣電漿處理丙烷方式，均導入腔體內進行

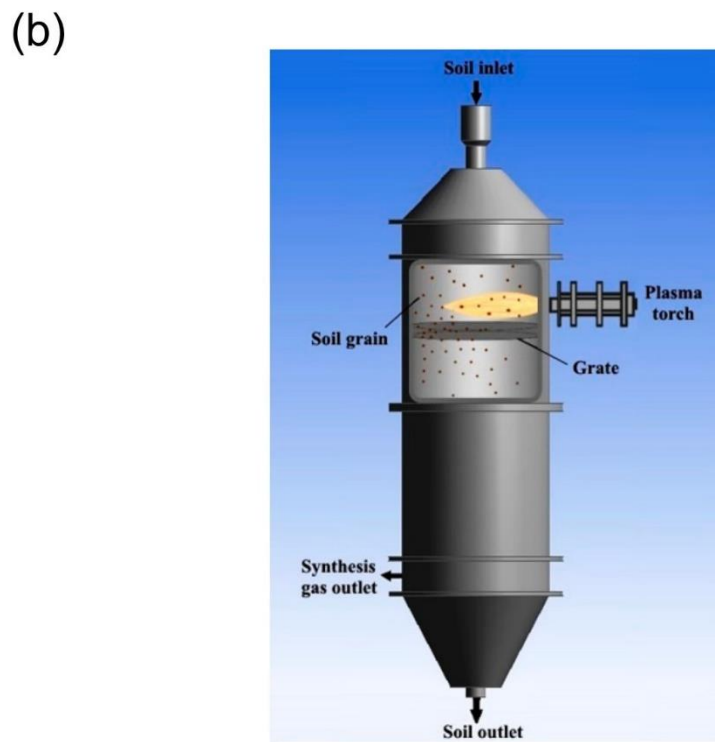
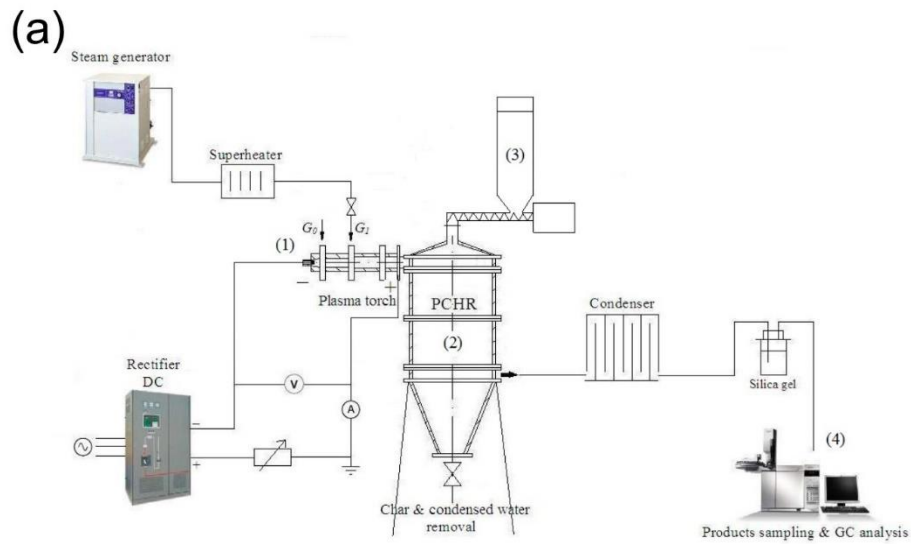
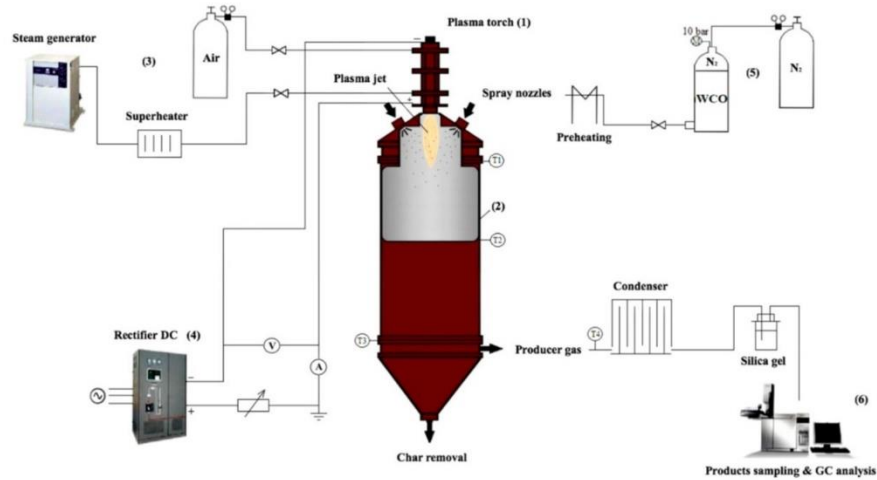


圖 3- 4 熱水蒸氣電漿處理(a)廢橄欖果渣 (b)含廢油土壤，均將電漿炬連接於反應槽側邊



(a)



(b)

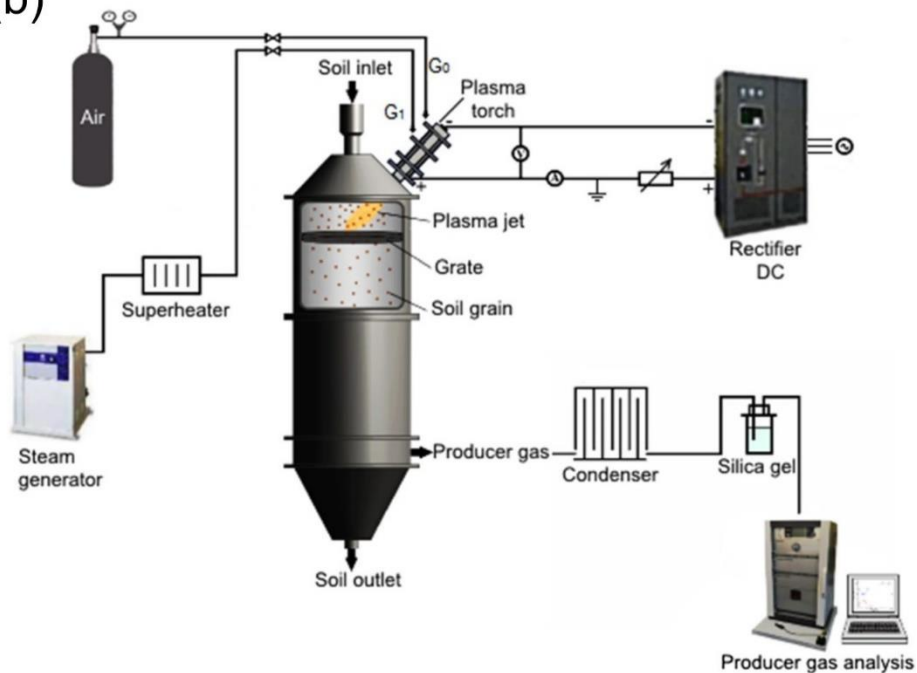


圖 3- 5 熱水蒸氣電漿處理(a)廢食用油 (b)含廢油土壤(改傾斜 45 度角)

在廢乾油處理則可分為3階段進化，起初將電漿炬設於上方，然後進油噴嘴設於側邊與電漿焰發射方向垂直(圖3-6a)，後續為增加反應面積則將進油噴嘴傾斜45度(圖3-6b)，最後以相同設計，進行全熱水蒸氣電漿(不導入氬氣)之研究(圖3-6c)。

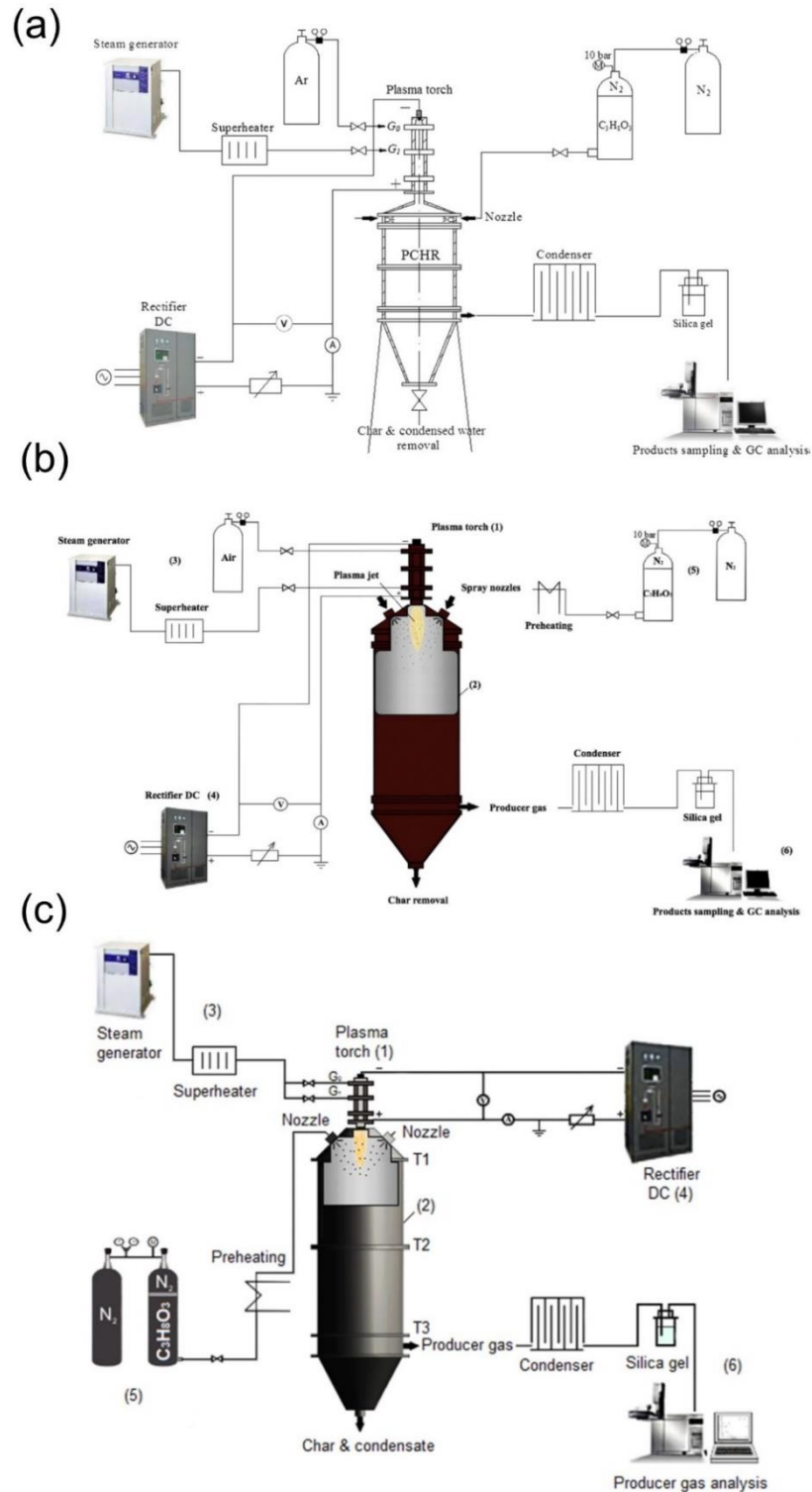


圖 3- 6 熱水蒸氣電漿處理廢甘油 3 階段進化—(a)電漿炬與進油噴嘴垂直 (b)兩者呈 45 度角 (c)全熱水蒸氣電漿反應

圖3-7為水蒸氣電漿產生器實際運作示意圖，若電極使用銅合金材質時，G2處所注入的電漿工作氣體(plasma working gas)，此工作氣體可以是蒸氣和



其他載氣，例如空氣、氬氣或其他氣體，或是氣體混合物。

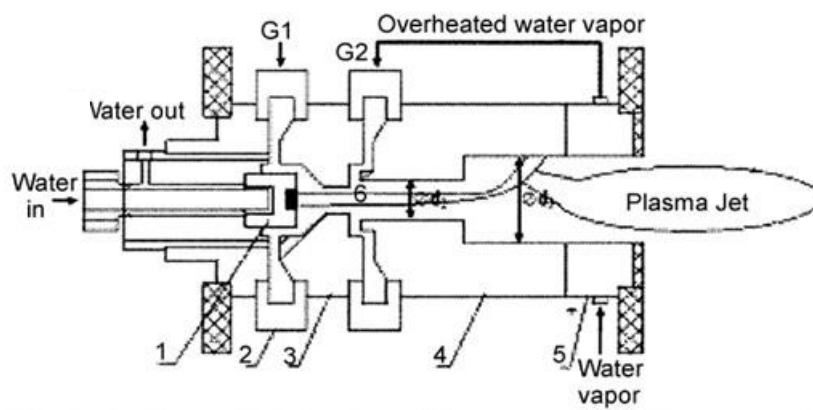


圖 3- 7 水蒸氣電漿產生器實際運作示意圖 (Tamošiunas et al., 2011) [3-38]

在概念在直接使用上述等氣體操作時，不必對電漿炬的結構進行改造，僅需對蒸氣產生器或加熱器等配備進行調整。與空氣/水蒸氣和氬/水蒸氣電漿炬相比，氬/空氣電漿炬在相同操作點具有更穩定性。但是，在高溫氣化時使用水蒸氣作為電漿工作氣體時，所產生的合成氣的質量和熱焓均比這些氣體高得多(Tamošiunas et al., 2011)[3-38]。另一個問題，使用空氣擔任工作氣體時，當溫度超過 1800K 時會形成大量的非預期副產物，例如 NO_x [3-25]。此股水蒸氣電漿炬所產生的電漿煙流(plasma plume)，將包含高度活性物質，高能量電子可以激發不活潑物質的反應活性，並經由電子與水蒸氣分子的撞擊(collision)，產生大量的反應性氧化物種(reactive oxygen species, ROS)，促進提高化學反應速率。

在本計畫反應器內存在以下的反應機制：

1. 電漿化學反應

水蒸氣電漿技術是一種新的高級氧化技術，被應用到土壤環境整治領域中。水蒸氣熱電漿異於一般的裂解過程，因為電漿炬的工作溫度，以及會產生水蒸氣解離出的大量 H 與 O，意謂水蒸氣在經過熱電漿後將產生巨大的熱能並增加氣體的化學活性，目前鮮有文獻探究 POPs 在水蒸氣熱電漿環境中的化學反應。依據趙[3-37]研究指出在銅電極表面溫度約為3000至3500K 時，氧化反應為 H₂O、O 與 O₂的組成分量影響。當溫度為4500K 後，此時主要的物種為 H₂O、OH、H、O、H₂ 與 O₂，並佔有相近的莫耳分率；此電漿物種組成有95%以上皆為 H 與 O，與電子撞擊成為離子態或激發態，因此系統中



的 H^+ 、 O^+ 也隨電子逐漸增加，但帶正電之離子總合必等於電子之數量。

其中，透過電漿放電的方式，將水蒸氣電離成 $OH\cdot$ 、 $H\cdot$ 、 $O\cdot$ 、 O_3 等自由基以及在富氧情況下產生 O_3 等，並伴隨著高溫熱解、化學光氧化、衝擊波等效應，有機物在這些綜合效應的作用下，最終將有機污染物降解為 CO_2 、 H_2O 或氯化/裂解成其他簡單構造的碳氫化合物。

(1). 電子撞擊反應(Electron Impact Reaction)

根據電子、離子和中性粒子的相對溫度，電漿分為熱電漿(thermal plasma or hot plasma)和非熱電漿(non-thermal plasma) 或是冷電漿(cold plasma)。依據(Sabat., 2021)[3-39]指出，電漿所稱的溫度包含多種溫度，如電子溫度(electron temperature, T_e)、振動溫度(vibrational temperature, T_v)、旋轉溫度(rotational temperature, T_r)、離子溫度(ion temperature, T_i)、氣體溫度(gas temperature, T_g)。各種溫度的比較如圖3-8所示。

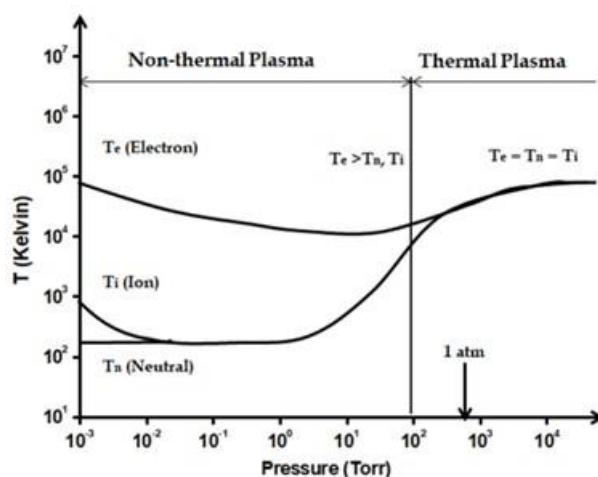
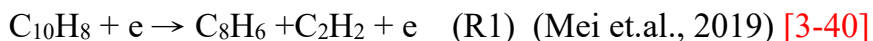


圖 3-8 熱電漿與非熱電漿的溫度差異 [3-39]

採用電漿來處理有機污染物，大部分使用所謂的非熱電漿。回到電子的衝擊反應，即是利用從電漿產生的高能量電子的衝擊，進而破壞或去除有機污染物的角度來看，需考慮電子密度、電子溫度和氣流成分等電漿的關鍵因素。即需要擁有特定的能量 (eV) 的電子直接碰撞，方能造成有機物的破裂成小碎片，並再進一步解離，此反應受到電子衝擊能量的限制，因此稱之為具有高度選擇性。在碰撞過程中，引發電子碰撞激發、離解和電離等電子碰撞反應，進一步破壞 VOC、SVOCs 分子。以下針對 PAHs 中最小分子量的 Naphthalene 為例，說明電子衝擊可能發生的反應：



配合圖3-8所示，無論熱電漿或非熱電漿，其差異在於高能量的電子數量，熱電漿具有相同溫度的電子和重粒子，即它們彼此處於熱平衡狀態，而非熱電漿，被認為典型的溫度分佈即 $T_e > T_v > T_r \approx T_i \approx T_g$ ，進一步常見非熱電漿的溫度表示為 T_e (電子溫度) 可超過 10,000 K，而 T_g (氣體溫度) 為室溫(room temperature)。因此，熱電漿與非熱電漿一樣具有高能量的電子，一樣會激發或衝擊分子，再進一步形成活性物種。

當高能量的電子衝擊，其撞擊 (collision) 實質上是沒有選擇性的，其差異在於是否會被撞擊而激發 (excited)，當電子能量 (eV) 高達 8.65 eV，則鍵能小於 $\text{C} \equiv \text{C}$ 的雙鍵或單鍵，均可能被撞擊而斷裂，變成小碎片，並進一步解離。電漿具有高密度電子能量、能量提昇率高的特性，故有較大能量效率。被認為是一種部分電離的氣體，其中包含電子、離子、中性物質、激發粒子和由中性粒子和電子之間的非彈性碰撞產生的光子；它遵守氣體定律，並且在許多方面表現得像氣體。因為污染物電離的電子動能 (electron kinetic energy, eV) 不同，因此電子的撞擊通常是高度選擇性的，因此檢視有機物不同的鍵結能量如表3-4 (Reddy & Cha, 2016) [3-41]所示。

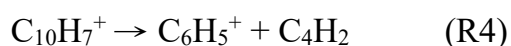
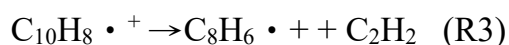
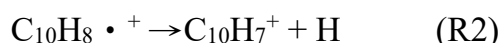


表 3- 4 有機物不同的鍵結能量(eV) [3-41]

鍵結	電離能量(eV)
$C_7H_{16} \rightarrow H + C_7H_{15}$	4.25–4.4
C-C	3.56
C-O	3.70
C=C	6.23
C=O	7.50
C≡C	8.65
O-H	4.77
N≡N	9.79
O=O	5.12

PAHs 中分子最小的是 naphthalene，在沒有水分子的電漿環境，可以獲得較高的乙炔(C_2H_2)的產率12.8%[3-40]，值得注意的是上述是利用電漿進行碳氫化合物的重組反應，如果水蒸氣存在的環境中，乙炔的產率會下降，因為水分子被電漿激發成自由基，會氧化乙炔所致。相對地，在沒有水分子存在的環境，高能量電子(電功率)的多寡，將直接決定轉化反應的比率。PAHs 的化學鍵較容易進行光化學解離反應，也容易和其他環境中之氧化劑作用，(例如臭氧、氮氧化物及硫氧化物等)，並進一步形成其它的化合物。但當 PAHs 被吸附在飛灰或土壤中時，其分子則不易發生光分解作用，因此對於土壤中的 PAHs 污染物，用氧化劑是較為合適的，但考量殘留的二次污染問題，化學藥劑或溶劑的使用應優先避免。

文獻指出利用非熱電漿進行 Naphthalene 的碎片型態 (fragmentation patterns of naphthalene) 研究，經由高能量電子的電子衝擊離子化 (electron impact ionization) 及游離 (dissociation) 反應，在適當的電壓下，將會產生 ($C_{10}H_8 \cdot^+$) naphthalene 的陽離子自由基 (radical cation)，並在電游離能量足夠的環境中，經由 H、 H_2 及 C_2H_2 損失的解離通道，持續解離[3-42]。



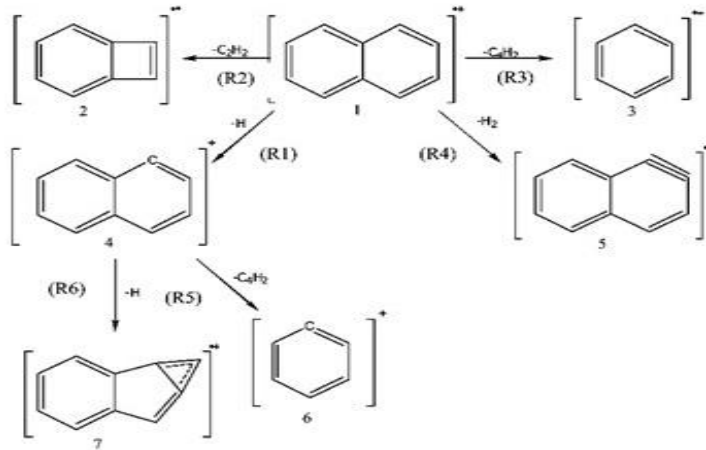
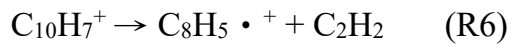
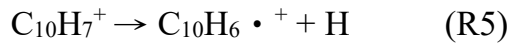


圖 3- 9 Naphthalene 自由基陽離子裂解模式(Mei et al., 2019) [3-40]

從 Naphthalene 自由基陽離子 ($\text{C}_{10}\text{H}_8 \cdot^+$) 觀察到四個主要解離通道(或稱之為 Naphthalene 反應)。這些通道對應於反應 R2-R5。其中 C_{10}H_8 和 C_7H_8 電漿重整反應機理，如圖3-10所示。

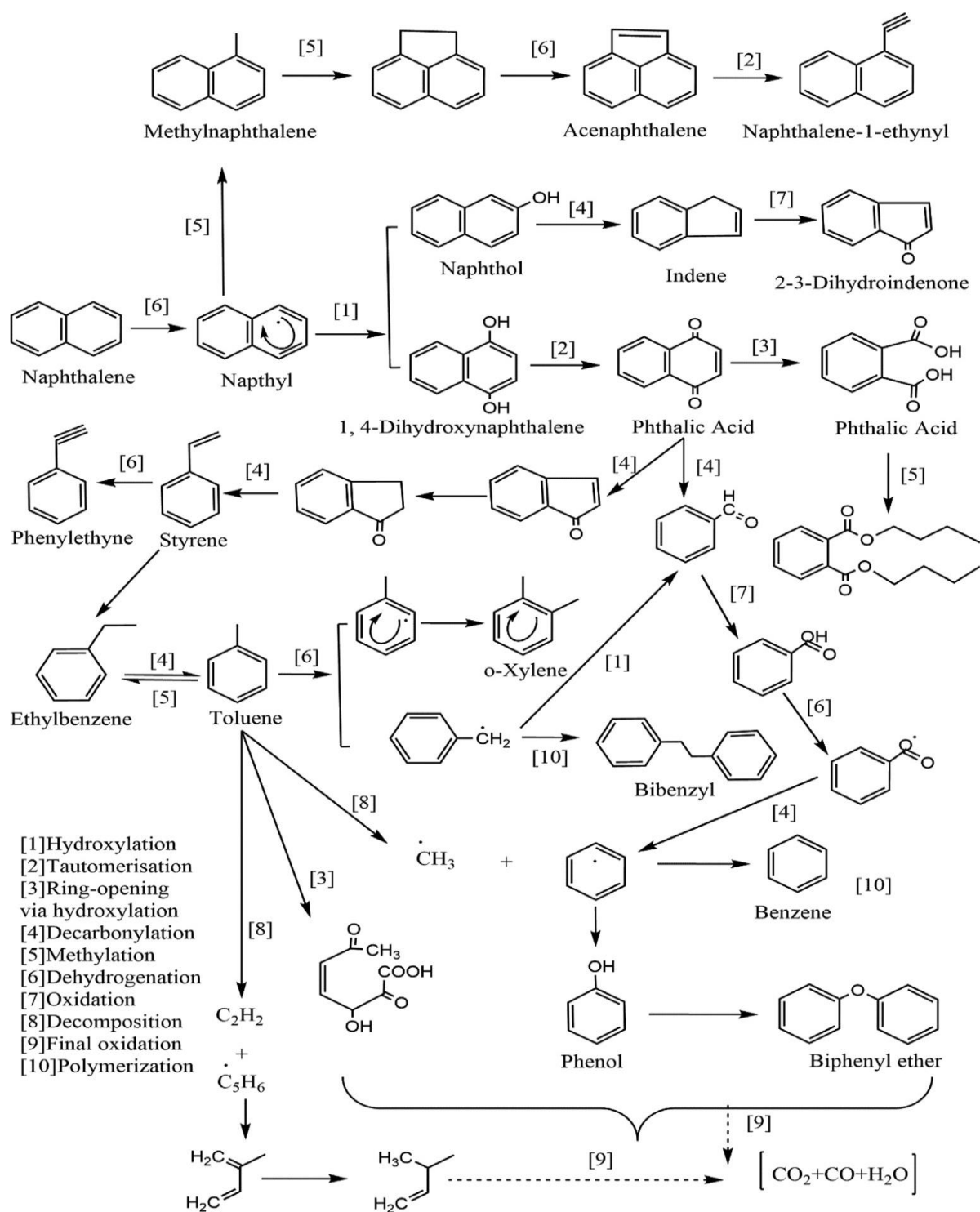


圖 3-10 $C_{10}H_8$ 和 C_7H_8 電漿重整反應機理 (Mei et al., 2019) [3-40]

通過熱反應機制並無法合理解釋乙烯比乙烷更具反應性。實際上，因為乙烷和乙烯中 C-H 鍵的強度相當，並且 C=C 鍵比 C-C 鍵結強度高得多(表3-5)。因此，通過高能量電子撞擊產生激發態而解離，因為乙烯 (π, π^*) 的激發能遠低於乙烷 (σ, σ^*) 的激發能。表3-6則顯示數種 VOCs 之解離效率。



表 3- 5 化學鍵的解離能量 (Futamara et al., 1997) [3-43]

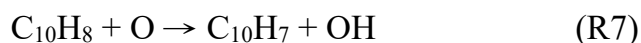
Compound	Bond	BDE, eV	Compound	Bond	BDE, eV
CH ₄	C-H	4.47	N ₂	N-N	9.75
CH ₃ CH ₃	C-H	4.29	O ₂	O-O	5.11
CH ₃ CH ₃	C-C	3.6-3.80	CO	C-O	11.10
CH ₂ =CH ₂	C-H	4.33	CO ₂	C-O	5.45
CH ₂ =CH ₂	C=C	6.3-7.45	H ₂ O	O-H	5.11
CH ₂ =CHCl	C-Cl	3.63	•OH	O-H	4.40
CH ₃ Cl	C-H	4.38	Cl ₂	Cl-Cl	2.48
CH ₃ Cl	C-Cl	3.54	HCl	H-Cl	4.43
	C-O	3.7	ring	C=C	5.5

表 3- 6 VOCs 的化學結構和解離效率 (Gordon et al., 2012) [3-44]

VOC	Decomposition efficiency, mol%
CH ₄	29
CH ₃ CH ₃	51
CH ₂ =CH ₂	96
CH ₃ CH ₂ CH ₂ CH ₃	58
Cl ₂ CH-CH ₂ Cl	90
Cl ₂ C=CHCl	99
Cl ₂ C=CCl ₂	99

(2). 自由基產品的反應機制(Radical Products Reaction Mechanism)

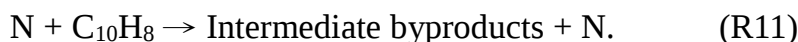
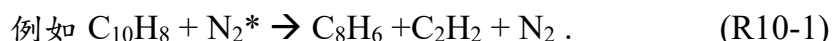
當電子能量高達 9.79 eV，甚至可以把氮氣的三鍵解離，而變成極具活性的 N 原子物種；其他具有氧的分子，如氧氣(O₂)及水(H₂O)，經過電子撞擊後，將形成激發態的活性氧化劑 (active oxidizing agents)，如 O (excited oxygen atom)以及具活性的氧離子 (O₂⁻, O₂⁺, O⁺ and O₂^{*})，以上反應性氧物種 (Abdelaziz et al., 2018)。當 O 等活性物種與 Naphthalene 進行碰撞後的反應[3-45]：



電漿產生高能量電子的過程，若未控制將產生不必要的副產品。依據電



漿產生的概念，首先如何確保高能量煙流，減少轟擊 N_2 、 O_2 的機率，雖然 N_2 分子經過電子轟擊後產生激發態的氮分子，或亞穩態 (metastable states) [3-45] 的氮原子，其跟 Naphthalene 具有更高的反應速率。

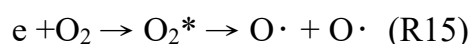


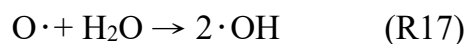
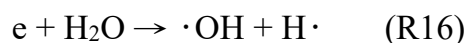
另一方面，在實驗室的小型電漿爐，或是 NTP 部分，通常是利用惰性氣體對電漿炬進行隔離，或者是揮發性有機物混入惰性或水器來進行實驗，當然也有部分的實驗是水電漿的方式進行。少數的研究，是將水導入電漿產生器並透過電漿產生，讓水變成水蒸氣；或是直接導入水蒸氣，當水蒸氣與電漿煙流接觸後，將會產生水蒸氣的解離 (dissociation)，並產生大量的活性物質，包含 O、H、OH 等自由基。依據熱力學的角度，水的高溫解離反應為：



(Adjigkiga et al., 2022) [3-46] 指出，水單鍵 (H-OH) 的能量是 5.11 eV，因此當水蒸氣的存在電漿的環境中，將很容易產生極具氧化力的自由基 (oxidative radicals) 如 $OH\cdot$ 及 $OH_2\cdot$ ，以及催化反應表面的活化。(Kim et al., 2005 [3-47]; Du et al., 2007 [3-49]; Jung et al., 2013 [3-50]; Timofeev et al., 2018 [3-51]; Paulauskas et al., 2019 [3-52]; Dahiru et al., 2022 [3-53])

由圖3-11可以窺視要2,500K 才能有足夠的能量解離水分子。相對地，因為水的結構中 H 與 O 的鍵結力才 4.77 eV [3-36]，如果這個解離過程是經由電漿的作用，經由電子-離子碰撞以及電漿熱能轉化，讓水分子在高激發狀態下，產生 OH、 H_2 、 O_2 、H 及 $O\cdot$ 等自由基、原子或分子。透過電漿作用對水的解離反應如下：





這些過程主要是電漿的電子-離子間碰撞，引起熱化崩潰電離(avalanche ionization)。研究指出，電漿煙流 (plasma plume) 溫度達 3,500 K 時，已明顯高於水的解離溫度，所以水分子解離的主要產物為 OH 及 H。但是如此的高溫勢必將產生大量的 NO_x，為了減少電漿煙流大量產生不想要的產物，通常會選擇利用惰性氣體來做為電漿工作氣體保護電漿炬的氧化或腐蝕；另一方面，由於本計畫使用的是銅電極，所以工作氣體的選擇較為多元，甚至可以選用水蒸氣，這裡要重申的是水蒸氣是指氣態的水。利用水蒸氣作為電漿工作氣體，在此水蒸氣的保護下，可讓電漿煙流未直接接觸尾氣，所以減少電子攻擊 N₂、O₂ 的機率，其次由於水蒸氣的定壓比熱較大，作為電漿工作氣體時，所產生的電漿煙流溫度將下降(相對空氣)。

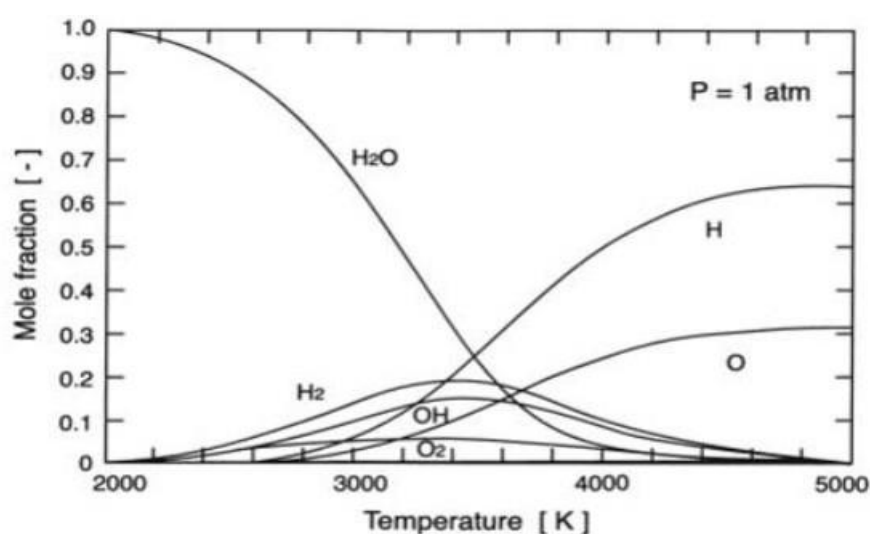
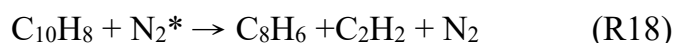
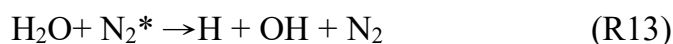
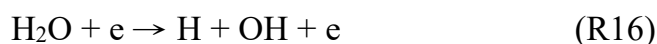
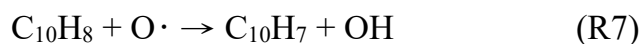
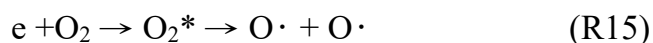


圖 3- 11 水分子的解離平衡示意圖 [3-54]

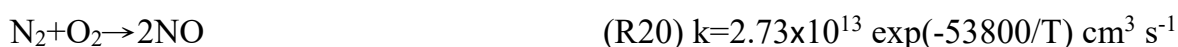
由圖3-11可以了解，利用水蒸氣作為電漿工作氣體或所謂的攜帶氣體，可以避免電漿炬直接接觸空氣，其次是水蒸氣所帶入的热量比空氣高，如果反應室的熱值不足，還能將可燃氣體混拌作為電漿工作氣體，形成電漿輔助燃燒 (plasma-assisted combustion) [3-54]。水蒸氣電漿所產生的高能量電漿煙流，飽含活性的反應物，在反應器內再與含 VOCs 尾氣，在定的反應溫度下，譬如 800K，此時水蒸氣可以扮演氣化劑 (gasification agent) 的角色[3-56]，讓此高溫反應過程，可以延伸最低可燃極限的限制，或是以氣化反應來裂解有

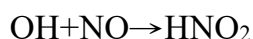


機物，而不用計算氧氣、水蒸氣的供給量問題。以 Naphthalene 在水蒸氣混拌空氣的電漿環境所產生的相關反應如下：



OH 自由基是氧化力很強，也是沒有選擇性 (non-selective) 的氧化劑 (Dahiru et al., 2022) [3-53]，OH 自由基能與大多數的有機物質進行氧化反應，甚至能氧化 NO_x，並進一步形成 HNO₂，而被淋洗而去除。其主要的反應機制如下：





$$(\text{R27}) k = 4.55 \times 10^{10}$$

空氣與 H_2O 組成的氣體混合物，電漿反應中產生的 N 和 O 自由基，其電子平均動能的函數關係，如圖3-12所示。由圖上可以了解，當電漿炬所產生高能量電子，經由撞擊/激發空氣中的氮氣，尤其是當電子能量超過 9.79eV，將可以有效解離氮分子的三鍵，因為 $\text{O}=\text{O}$ 的雙鍵或是 $\text{H}-\text{OH}$ 的單鍵，該鍵能均低於氮的三鍵能量，因此將會產生大量的活性反應物種。若以熱力學的角度，將無法解釋為何非熱電漿會產生 O_3 、 NO_x 的疑慮，以圖3-12即可以了解。電漿是利用高能量的電子進行工作任務的執行，包含電子的撞擊污染物分子。當然所謂電漿的高度選擇性，是肇因於電子能量的高低，也就是說當 DC 電漿透過磁場加速電子的衝擊能量，此時便可能超過上述的 9.79eV，便可能因撞擊到氮氣分子而產生 N_2^* (激發態)或解離成 N 原子或 N^* (R19)，進而與氧氣反應(R23)，若能量持續供應將產生 NO_x 的連鎖反應。當然，氧氣雙鍵解離能量較氮氣分子鍵能低，所以可以透過氧氣的電離創造低經濟成本的固氮效果。

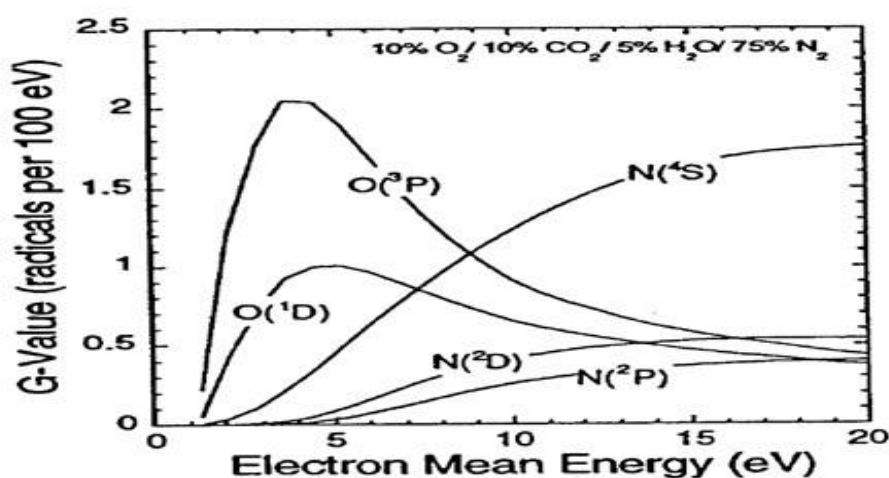


圖 3- 12 電漿反應的電子平均動能的函數關係 (Penetrante et al., 1997)

相對地，熱電漿是充滿高電功率的設備，是乎電子能量更高，由圖3-12可以了解，事實上剛好相反。熱電漿其電子的能量快速與環境氣體進行能量平衡，反而降低了電子的能量，因此若避免電漿煙流的溫度過高，或是避免高能量狀態接觸空氣中豐富的氮氣，這樣就減少產生 NO_x 的副產品了。這也就是本計畫利用水蒸氣作為熱電漿工作氣體的兩個主要考量因素。當水蒸氣被高能量電子衝擊後，如圖3-11所示，將會形成 H、OH、 H_2 、 O_2 及高溫



的水蒸氣，透過量測在電漿出口煙流溫度控制在目標溫度以下，如1000K，再導入土壤反應器中。相對地，雖然以水蒸氣作為電漿工作氣體，因此直接接受了高能量的電子衝擊，瞬間接觸超過 3500 K 溫度的電子，依圖3-12的說明，可以推估其電漿煙流(plasma plume)將是一股飽含氧化反應能力的氣流。電漿煙流主要有 $\cdot\text{H}$ 、 $\cdot\text{O}$ 以及 $\cdot\text{OH}$ 等自由基，以及 H_2 、 O_2 氧化劑，以及具有相當高溫的水蒸氣，足以作為氣化劑 (gasification reagents) 的 $\text{H}_2\text{O}_{(\text{g})}$ 。

在水蒸氣電漿中，以水蒸氣作為工作氣體，取代以空氣混合水蒸氣，或是惰性氣體混合水蒸氣。此設計主要一方面要避免電漿的電子衝擊氮氣，將使氮氣激發或形成原子，如此一來其活性大增，由表3-7可以瞭解，改變原本不活潑氣體的特徵，變成活躍的激發氮氣或氮原子(>9.77eV)，與 O_2 接觸將形成持久性的自由基(NO)。由表3-7可以瞭解，透過水蒸氣電漿將產生 O 等自由基，即使與反應器內的殘留的空氣中的氮氣接觸，其生成 NO_x 的反應常數，明顯低於N原子的活躍特性。另一方面，因為水蒸氣電漿產生的煙流，充斥著具有強大氧化力及活性的 OH 自由基，可以快速將 NO 氧化成 HNO_2 ，或與煙流中的水蒸氣接觸，形成 HNO_3 。也就是透過 O 原子的活性，降低氮固定(形成 HNO_2 或 HNO_3)的運作經濟成本。

表 3- 7 不同的 NO_x 生成反應的生成常數(單位: $\text{cm}^3 \text{ s}^{-1}$)

反應式	500	600	700	800	900	1000	1300
$\text{N}_2 + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}$ (R15)	5.08E-34	3.12E-26	1.14E-20	1.70E-16	2.99E-13	1.18E-10	2.90E-05
$\text{O} + \text{N}_2 \rightarrow \text{NO} + \text{N}$ (R16)	4.23E-23	1.82E-17	1.97E-13	2.13E-10	4.94E-08	3.90E-06	3.56E-02
$\text{N} + \text{O}_2 \rightarrow \text{NO} + \text{O}$ (R18)	1.55E+00	7.38E+00	2.25E+01	5.18E+01	9.93E+01	1.67E+02	4.92E+02
$\text{N} + \text{OH} \rightarrow \text{NO} + \text{H}$ (R17)	2.89E+07	3.35E+07	3.73E+07	4.05E+07	4.31E+07	4.53E+07	5.02E+07
(R16)/(R18)	2.73E-23	2.47E-18	8.77E-15	4.11E-12	4.98E-10	2.34E-08	7.23E-05

(Mei ey al., 2019) [3-40]研究指出，增加混合的工作氣體中的水蒸氣含量並不能增加 Naphthalene 和 Toluene 的轉化率。雖然 OH 自由基的存在可以為裂解提供新的反應途徑，但水的負電特性 ($\text{H}_2\text{O} + \text{e} \rightarrow \text{H}_2\text{O}^-$)，也可能消耗了電子，尤其是在較高的蒸氣含量下，反而降低電子和活性物質的可用性轉換。水蒸氣相關電離的物種的解離能量如表3-8所示。

表 3- 8 不同中性物種的電離能量(Gordon et al., 2012)[3-44]

s	Formula	Energy eV	Dissociation eV	e- Affinity eV	P+ Affinity eV
2 ^a	H_2O	12.60	5.10	-	7.38



s	Formula	Energy eV	Dissociation eV	e- Affinity eV	P+ Affinity eV
3	H ₂	15.43	4.48	1.09	4.38
4	OH	13.02	4.40	1.83	6.16
5	O ₂	12.07	5.11	0.46	1.04
6	H	13.60	-	0.76	2.65
7	O	13.62	-	1.45	5.03

2. 過熱水蒸氣裂解土壤中 POPs 污染物

一般當抽提氣體中沒有水蒸氣時，烴類分子吸附於土壤顆粒上，造成烴類污染物去除速率相對較低，在抽提氣體中增加水蒸氣至適當量後(例如 15%)，脫附氣體量是沒有水蒸氣條件下的數倍。因為水分子的極性強，使得與土壤顆粒表面吸附態烴類分子易釋放出來，部分污染物會進入到水蒸氣中，隨氣體被帶出土壤，加快有機污染物的去除速率。但當水蒸氣過多時，其脫除速率反而減慢，因水蒸氣組分會佔據土壤的孔道空隙，減小土壤中氣體流動通道體積，降低土壤的通透性，反而增加了有機污染物的脫附時間。

水分子在燃燒溫度的平衡狀態，一般在3500K時H₂O才可分解成為H與O的自由基。而本計畫所開發的水蒸氣電漿炬，是以水蒸氣為電漿攜帶氣體(Carrier Gas)，除產生含氧、氫的離子化氣體(Ionized gases)，伴隨經過電漿炬的高溫及電能，產生更具備破壞有害物質所需要的H與O的自由基(Free Radical)。此外，利用高溫水蒸氣來替代空氣來填充反應器，以燃燒極限的角度，處於低(缺)氧的不易爆炸環境；另一方面，利用水蒸氣充滿反應器，讓反應器呈現微正壓，因此氧氣幾乎微量進入反應器內，使裂解更為完整。

(1).過熱水蒸氣熱脫附反應

水蒸氣溫度影響有機物在土壤中的揮發速率、有效孔隙率和透氣率，從而影響原位熱脫附效果。適當的水蒸氣份量可以幫忙，脫除性能達到最好；但是太多水蒸氣，若冷凝成水時將使土壤的孔隙間形成水膜，膜阻力會影響HC組分的進一步脫除。當通氣速率超過基本平衡速率，在土壤中含水以及抽提氣中含有水蒸氣的條件下，去除率存在最佳值。對於低沸點的有機物，在高溫的水蒸氣將會氣化排出，而部分鍵結能量較大多鍵，或可經過液化後成為餾餘物流下，或是乾燥成為碳化。過程中水分子吸收電漿的高能量造成溫度劇烈上升，藉由加熱水蒸氣來創造過熱水蒸氣，水蒸氣的比熱是



0.48cal/g°C，而空氣的比熱卻只有0.17cal/g°C，因此以過熱水蒸氣當媒介，就會比使用燃燒熱空氣來烘乾水分更有效率。在常壓下，水蒸氣溫度為攝氏100度，但利用電漿加熱成過熱水蒸氣，在通過汙泥、土壤等高水分的物質，反應後尾氣保持氣態水蒸氣的溫度，就可產生類似烘烤的高溫效果。熱脫附處理法依處理溫度可分為低溫熱脫附(low-temperature thermal desorption, LTTD)與高溫熱脫附(high-temperature thermal desorption, HTTD)兩種，一般低溫熱脫附係指處理溫度為150~300°C而言；另一種為高溫熱脫附，係指處理溫度高於300°C以上，甚至到達650°C。處理溫度之選擇須視有機污染物之物理特性，一般石油碳氫化合物如汽油、柴油或煤油污染等，因其具有低沸點及高揮發等特性，故以 LTTD 法即可；如污染物為難分解有機物(POPs)，如 dioxins/furans、PCBs、殺蟲劑等，因其沸點高、揮發性低，故處理溫度須提高才能將吸附態之污染物轉變成氣態後收集處理。

過熱蒸氣(Superheated steam)是溫度高於沸點的蒸氣。當液體在有限的密閉空間中蒸發時，液體分子通過液面進入上面空間成為蒸氣分子，由於蒸氣分子處於紊亂的熱運動之中，蒸氣分子相互碰撞，並和容器壁以及液面發生碰撞，在和液面碰撞時，有的蒸氣分子則被液體分子所吸引，而重新返回液體中成為液體分子，開始蒸發後，進入空間的分子數目多於返回液體中分子的數目，隨著蒸發的繼續進行，空間蒸氣分子的密度不斷增大，因而返回液體中的分子數目也增多，當單位時間內進入空間的分子數目與返回液體中的分子數目相等時，則蒸發與凝結處於動平衡狀態，這時雖然蒸發和凝結仍在進行，但空間中蒸氣分子的密度不再增大，此時的狀態稱為飽和狀態。在飽和狀態下的液體稱為飽和液體，其對應的蒸氣是飽和蒸氣，但最初只是濕飽和蒸氣，待蒸氣中的水分完全蒸發後才是乾飽和蒸氣，蒸氣從不飽和到濕飽和再到乾飽和的過程溫度是不增加的，乾飽和之後繼續加熱則溫度會上升，成為過熱蒸氣，過熱蒸氣比一般蒸氣蘊含更多的能量，熱效率也更高。有機污染物在受熱過程中，其密度會下降，而蒸氣壓會增加，吸附在土壤顆粒或土壤有機質的量亦會隨之降低，一般吸附作用通常是放熱反應，因此增加溫度可使土壤吸附污染物的能力下降，尤其對於分子量大的污染物，必須使用較高的溫度使其脫附，例如多氯聯苯就須300~400°C的操作溫度，另外對於黏土層土壤的污染物也是需要以加熱處理的方式輔助抽除的效能。使用熱蒸氣注入，使污染區域受熱，促使污染物從土壤中釋出，實場上已證實蒸氣超



過2000kJ/kg 的蒸發熱可成功應用於加熱土壤以促使污染物的移除。依據2020年 Gimžauskaitė 等人利用熱蒸氣電漿處理柴油污染土壤的研究結果[3-35]，熱蒸氣電漿具有更高的焓和溫度，以及高化學反應性，其實驗之元素成分分析結果揭示了整治土壤過程中同時存在兩種轉化機制，除了從土壤中完全脫附來自碳氫化合物形式的柴油燃料外，其次，部分有機物(碳)在氣化過程中亦將土壤中的水分蒸發，而熱重分析結果則表明，柴油土壤的質量損失有四個階段可被觀察到：水分汽化流失、柴油燃料燃燒、揮發物的減少和土壤炭化，換言之，在水蒸氣電漿和柴油污染的土壤之間的相互作用中，污染物在垂直方向上被逐漸分解，熱電漿在過程中確保了土壤淨化並同時將柴油分解為合成氣，其合成氣還可進一步用於發電、加熱或生產液體燃料。

相比起其他電漿源，微波電漿的氣體解離率及電漿密度、操作壓力範圍廣、快速且均勻地加熱、操作時不需使用電極等優點，可在常壓下將水蒸氣的溫度升高。在傳統的熱裂解程序中，通入水蒸氣，水蒸氣在高溫下可能形成具高度活性的水離子，再與水分子反應形成活性自由基，進而破壞、裂解被處理物中的有機物，產出氣態產物、固體焦炭，以及焦油。電漿火炬為可產生 1,400~1,650°C的高溫操作環境，能在短時間加熱至高溫，因而獲得極佳的熱效率，降低熱傳導時間，減少熱損失。

因此，本計畫鎖定以過熱蒸氣提供熱源，係利用加熱之方式提高受有機污染土壤的溫度，使吸附於土壤中之有機物揮發成氣態後再分離處理，類似以熱脫附技術 (Thermal Desorption/Destruction) 讓污染物揮發至氣相，透過加熱使污染區域土壤的溫度上升，藉此改變土壤中有機污染物的物化性質(蒸氣壓及溶解度增加，粘度、表面張力、亨利係數及土水分配係數減小)，以提高氣相中污染物的濃度，達到土壤中污染物的去除。如同土壤被加熱後，土壤中的揮發性有機物(Volatile Organic Compounds, VOCs)和(Semi-Volatile Organic Compounds, SVOCs)會汽化或通過：1.蒸發；2.蒸餾；3.沸騰；4.氧化；5.高溫分解...等機制而被降解。雖說一般熱脫附技術也可有效降解、去除含氯有機物(Chlorinated-VOCs)、苯系物(BTEX)、石油烴類(TPH)、汞(Hg)、農藥、多氯聯苯(PCBs)、戴奧辛以及自由相污染物(NAPL)等有機污染物，但或許因為混合不同沸點污染物的緣故，也或許受限土壤的特性，使得處理上有其不確定性。且其對於土壤中持久性有機污染物(Persistent Organic Pollutants, POPs)污染問題僅能進行單一成本目標的整治，而存在整治後土



壤的使用價值降低或喪失其功能等二次危害。因此本計畫嘗試以電漿處理揮發出的污染物，加速其裂解或重組，以水土保持的角度進行土壤的修復(Repair)，也就是強調土壤淨化後，仍保有土壤的特性，處理後再通過調理如水分、養分、pH值等土壤特性因子，解決受到 POPs 污染土壤的修復問題。

在此同時，本計畫擬採異位熱脫附 (Ex-Situ Thermal Desorption, ESTD) 的理念，目標為針對高濃度熱區的污染物，直接挖除分離後進行降解，進而有效避免二次污染。本計畫將以蒸氣加熱 (Steam enhanced extraction, SEE) 技術執行，通常 SEE 技術是依靠注入土壤的蒸氣經液化放熱等反應，達成土壤中有機污染物的脫附，一般由蒸氣注入土壤進行加熱，依據溫度，可分為高溫熱脫附及低溫熱脫附。首先，揮發性的有機物可隨熱蒸氣氣化而被收集或處理，因此反應系統環境的溫度需要過剩的熱焓 (excess enthalpy)，作為加速熱脫附運行的速度。其次，為了裂解或液化半揮發性有機污染物，反應的環境需要有適當品質的貧氧狀態，為了涵蓋處理高沸點的 POPs，因此設計的熱焓需有效脫附半揮發性有機污染物，而以上均為物理特性的變化。最重要的是，利用電漿的特殊能力，一方面可在常壓下加熱水蒸氣，另一方面電漿的電化學能力可將持久性有機物加速轉化，透過激發態的電子或離子，將大分子轉化/重組成小分子，或是將水分子轉化及高氧化活性的自由基，在碰撞後裂解/氣化 POPs。因此，本計畫主要鎖定水蒸氣電漿來熱脫附有機污染物。此技術相較其他技術而言，不僅不會產生二次污染物，且因反應快速，可將受污染土壤回用，還可將污染土壤的有機物重組成替代能源的氣體，實現了從搖籃到搖籃的資源循環概念，也為永續韌性整治提供另一技術選擇。

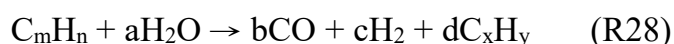
(2).水蒸氣電漿輔助氣化反應 Water Vapor Plasma Assisted Gasification

水蒸氣電漿的理念，即先將水加熱變成水蒸氣，再進一步利用電漿把水蒸氣加熱到過熱水蒸氣(如高達300°C 的過熱水蒸氣)，藉由過熱水蒸氣的巨大熱能轉移到土壤內部來加熱有機物，可以快速將低沸點的有機污染物破壞並氣化蒸出，對於高沸點或熔點的有機污染物則裂解破壞/轉質，超過熔點者以液體流出，高沸點的則碳化後成為可燃殘渣。反應器中以高溫水蒸氣取代燃燒的方式，及在缺氧的狀態下，創造氣化/裂解所需要的熱焓。水蒸氣與 CO₂ 具有較高的定壓比熱，因此可以類似超額焓(excess enthalpy)的情形下，進行反應而不用高溫燃燒[3-35] [3-38] [3-48]。蒸氣氣化需利用外部熱源先將



水加熱成蒸氣，在高溫的狀態，將會發生水氣轉移反應($C+H_2O \rightarrow CO+H_2$ ； $CO+H_2O \rightarrow H_2+CO_2$)，產生大量氫氣及二氧化碳。

當反應器的熱焓(ΔH)超過裂解/氣化需要的活化能，以反應動力學的角度就會進行裂解/氧化反應，合成氣轉化反應 $CH_4 + H_2O \rightarrow 3H_2 + CO$ 。另一方面以水蒸氣作為氧的載體，因此反應器中處於缺氧狀態下，有機物將裂解/重組轉換成小分子合成氣(CO 、 H_2 、 CO_2 、 CH_4 等)，此段形成水煤氣轉化反應 $CO + H_2 \rightarrow CO_2 + H_2$ ，因此反應器內將有淨反應 $CH_4 + 2 H_2O \rightarrow 4H_2 + CO_2$ 。此水蒸氣電漿因為煙流具有相當高的熱焓(high enthalpy)以及高度化學反應性物種、高度的電子密度(electron density)，倘若在無添加任何氣體的限制下，已完全類似裂解(pyrolysis)反應，或是高溫氣化反應(High Temperature Steam Gasification, HTSG) [3-56]。



以氣化反應而言，有機物在反應溫度約為400~750°C 下進行缺氧裂解或氣化，熱焓來自 CH 燃料的不完全燃燒(或富燃料燃燒)。因此利用電漿火炬所產生的高溫電漿，可將有機(污染)物在蒸氣等氣化劑氣體存在下，進行全面裂解及熱裂解等熱處理程序，以獲得合成氣(syngas)之氣相產物、液或固態裂解的多孔性固相含碳產物(碳化)。因此，利用水蒸氣熱電漿對有機物質熱裂解時，氣體產率較低而有較多的焦油產生。如前述，土壤中 Naphthal 及 Toluene 等污染物，參酌 PAHs 的物理特性參數，其整治技術方法多使用吸附劑或表面活性劑進行吸收，以及催化氧化。但是，PAHs 的各物質如 Naphthalene 若不被破壞，而是通過吸收方法從氣體或水體中傳遞到吸附劑的表面，仍存在二次處理及去除效率不佳的後續問題。對於催化氧化，若使用貴金屬作為催化劑，因土壤中的硫、氯等陰離子將會導致催化劑中毒、劣化。近年來非熱電漿技術已廣泛使用於揮發性有機化合物(VOCs)的修復。

電漿與微波可以在常壓下將水蒸氣的溫度升高的方法之一。在傳統的熱裂解程序中，通入水蒸氣，水蒸氣在高溫下可能形成具高度活性的水離子，再與水分子反應形成活性自由基，進而破壞、裂解被處理物中的有機物，產出氣態產物、固體焦炭以及焦油。電漿火炬為可產生1,400-1,650°C 的高溫操作環境，電漿炬能在短時間加熱至高溫，因而獲得極佳的熱效率，降低熱傳導時間，減少熱損失。無論是傳輸型(transferred)或非傳輸型(non-transferred)



電漿，其高能量電子的透過高速的電子速度或是利用攜帶氣體將其傳輸至目標區。尤其土壤的物理特性，電漿的高能量電子在土壤中的傳輸有其明顯的限制。一般的認知，土壤的厚度及孔隙率將影響電漿的電場強度以及電漿化學的質量轉化，以及影響污染物的處理效率。當待處理土壤的厚度不會太深，而土壤的孔隙率較大，這時候利用電漿處理污染物的降解效率就會比較高。(Wang et al., 2016) [3-57]指出待處理土壤的厚度從3mm增加至9mm時，即使使用的電壓能量倍增，其產生的能量密度僅為1/2弱。

本計畫屬於實驗型的設備，因此水蒸氣電漿的煙流，無法採取由下而上蒸土壤的配置，為增加土壤的接觸深度，採旋轉攪拌的方式與水蒸氣電漿煙接觸。另一方面，為增加其與高能量電子或活性化反應物的接觸機會，是以將污染物轉化成氣態的形態並停留在反應室進行反應。因此，整治土壤中的有機污染物，需設計將其環境溫度高於污染物熔點，或超過熔點，而透過蒸氣壓的平衡，讓土壤殘留的有機污染物減少，甚至當溫度高於沸點，則可大幅度減少土壤中的殘留物濃度。因此，異於非熱電漿技術所創造低溫的氣體環境溫度，本計畫針對較高沸點或是非氣體的有機污染物，以水蒸氣熱電漿產出高能量電子、高氧化力的自由基，來創造整治土壤 PAHs 污染的熱處理技術。本計畫利用水蒸氣來改善電漿處理土壤的直接能量密度的問題，利用水蒸氣具有較高的定壓比熱，且兼具土壤氣體萃取、注氣吹除及熱脫附的功能，即使是含氯的有機污染物亦能有不錯的去除率。

本計畫目標為受有機污染土壤的復原，因此採用高電功率所謂的高溫電漿方式進行。因高壓放電方法產生放電電漿，透過載氣通過粒子形成自由基等氣體，氣體和土壤產生作用，以氣態通過土壤層後離開，土壤中的有機物轉化/裂解為氣體或水蒸氣後隨尾氣攜出。

(3). 水分子對電漿的影響

水蒸氣 $\text{H}_2\text{O}(\text{g})$ 在電漿處理中很重要，因為它是 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{HO}_2\cdot$ 自由基的主要來源。水分子的存在也加速了 $\text{NO}\cdot$ 的形成及其向 NO_2 的產生。如果直接解離三重氮鍵 ($\text{N}\equiv\text{N}$)，其所需的解離能即達 9.8 eV 以上，這是需要非常高能量的電子碰撞才會發生，而氧 $\text{O}=\text{O}$ 的雙分子鍵 (即 5.2 eV) 和單水鍵 $\text{H}-\text{OH}$ (即 5.11 eV) 是等離子體相中非平衡電子碰撞的數量級。(Kim et al., 2005) [3-47] 研究指出，水蒸氣在 NTP (非熱電漿) 中有許多不同的作用，水蒸氣會



削減電漿反應器中的電子和激發分子，並產生 OH 自由基和旋轉、振動和造成電子激發態，並且指出水蒸氣的影響與電漿的型態有關，水蒸氣的存在會強化苯在氣相 NTP 反應器中的轉化率。

(Thevenet et al., 2008) [3-58] 研究指出，非熱電漿或光催化反應器中水蒸氣的存在可以顯著改變其性能。主要因為 H_2O 分子的高電子解離附著係數，在放電電極間的氣流中存在水分子，將會導致 HO^* 和 H^* 等自由基的形成。(Du et al., 2007) [3-49] 指出當相對濕度超過 50% 時，放電中濕度的增加會增加了 $\text{H}\cdot$ 、 $\text{OH}\cdot$ 和 $\text{HO}_2\cdot$ 等物質的生成。在這種較高濕度的環境中，作為電漿工作氣體，水分子和分子氧的解離反應非常豐富。然而，因為水的負電特性，太多的水分子限制電子密度並減少活化的化學物質，反而對甲苯的去除有不利的影響；並且加速了 NO 的產生，以及持續氧化成 NO_2 。(Mei et al., 2019) [3-40] 研究指出，當將 H_2O 添加到電漿炬中會形成 OH 等自由基，並讓 Naphthalene、Toluene 及其經電子撞擊的有機碎片逐步被氧化進而生成 CO、 CO_2 ，並且為水創造額外的活性反應路線。然而，水蒸氣的存在也將導致的兩個相反影響間的平衡：OH 自由基的正面影響和水分子對電子附著的負面影響。(Du et al., 2019) [3-59] 研究指出，在電漿的環境中，水分子可直接與其他分子發生反應，也可以經由電漿解離成具高度氧化性的自由基 (OH 、 HO_2)，從而提高有機物的分解能力。更發現脈衝電暈放電(pulse corona discharge)，當濕度為 40% 時對甲苯的去除效率比在乾燥空氣中的去除效率高 25%。(Chang et al., 2022) [3-60] 研究指出，相對濕度(即水的存在)有助於在放電區域內影響放電性能和 $\text{OH}\cdot$ 、 $\text{OH}_2\cdot$ 等氧化自由基的產生，以及對於催化劑表面活性位點的利用，在催化劑表面形成氧物質，進而影響 VOCs 的氧化能力。然而，過多的水分子會削減高能量電子，降低電場強度，從而減少可用活性化學物質的數量，高水蒸氣含量會抑制生成 O_3 ，但促進了 $\text{OH}\cdot$ 的產生，有利於中間體苯的進一步氧化為 CO_2 ，但不利於苯的去除效率。(Kristanti et al., 2022) [3-61] 研究指出，熱脫附對六氯環己烷(hexachlorocyclohexane, HCH)等污染物在土壤介質中，水分含量低時具有較高的去除效果，但水分含量較高時去除效果較差，整治土壤介質的水分含量應在 10% 到 20% 之間才能達到最大效率。

上述文獻中，多數是使用非熱電漿，其次其工作氣體採用空氣與水蒸氣，或是惰性氣體與水蒸氣混合物進行測試，而鮮有 100% 使用水蒸氣作為工作



氣體的案例。氣化與熱裂解技術的差異不大，而在於產品上的差異，熱裂解主要產品為固態燃料(生質碳)或油品(生質油)，而氣化技術則著重於氣體產物(H_2 、 CO 、 CH_4 等)。電漿火炬為熱電漿源的一種，其中心可高達 10,000 K 以上的高溫，因此可產生設定高溫操作環境；另一方面，其強烈之熱輻射使得熱傳效率優於傳統火焰，高溫反應區之反應速率亦比燃燒快。另外電漿可引發具有高反應性的自由基存在，因此引發的化學反應和速率極為迅速，也較其他熱處理方法快速，不過此極高的溫度(攝氏上千度)只會發生在電漿中心，其餘的部份溫度則是會隨著距離而向外遞減。當然電漿炬熱裂解氣化(plasma torch gasification)有機物技術，係利用電漿炬所產生的高溫電漿，將可燃性質的有機物於水蒸氣等氧原子存在下，進行全面裂解及熱裂解等熱處理程序，以獲得氣(合成氣)、液或固態裂解產物(冷凝)，若經過淨化後分離即可作為能源或燃料使用。

在此同時，本計畫擬採異位熱脫附(Ex-Situ Thermal Desorption, ESTD)的理念，目標為針對高濃度熱區的污染物，直接挖除分離後進行降解，進而有效避免二次污染。而按照不同的加熱方式，分別有電阻加熱(Electrical resistive heating, ERH)、熱傳導加熱(Thermal conduction heating, TCH)和蒸氣加熱(Steam enhanced extraction, SEE)等類型，本計畫以 SEE 技術執行，依靠注入土壤的蒸氣經液化放熱等反應，達成土壤中有機污染物的脫附，由蒸氣注入土壤進行加熱，一般依據溫度，可分為高溫熱脫附及低溫熱脫附。首先，揮發性的有機物可隨熱蒸氣氣化而被收集或處理，因此反應系統環境的溫度需要過剩的熱焓(excess enthalpy)，作為加速熱脫附運行的速度。

(4). 能量效率(energy efficiency)或去除率(removal efficiency)

對電漿處理的廢棄物或空氣污染物而言，不同的電漿型態或是處理不同的污染物會有不同的去除率，因此引進能源利用效率方面的指標，該能量效率(energy efficiency)是方便比較執行相同的任務下，使用更少的能量的指標。此能量效率使用起來方便於比較，其定義即單位為每輸入千瓦小時電能(kwh)所去除的污染物重量(g)。高的能量效率意謂著電漿操作時將有更好的能量利用效率。本報告整理的能量效率如表3-9所示。



表 3- 9 電漿處理 VOCs 的能量效率

VOCs	C _{in} (ppmv)	Catalyst	g pollutants removed/kW h	References
Toluene	300		4.43-55.9	[3-62]
Toluene	50 mg/L	TiO ₂	3.2-7.2	[3-42]
Benzene			0.87	[3-65]
Methane	300 ppm		0.15	[3-65]
Toluene			29.46	[3-49]
Toluene			41.1-52.2	[3-40]
Naphthalene			2.2	[3-40]
VOC	50-2300		9.5	[3-63]
Toluene		50% humidity	3.2-7.2	[3-59]
Naphthalene			3.6	[3-64]
Toluene			12 gliding arc	[3-64]
Toluene			4.52 microwave	[3-64]
Benzene			5.5	[3-60]
Toluene			0.9	[3-60]
Naphthalene			2.24 NTP	[3-60]
Toluene			53.5	[3-60]
Toluene	50°C to 250°C	CeO ₂ /γ-Al ₂ O ₃	113	[3-60]
Toluene		α-MnO ₂	13.1NTP	[3-60]
Phenanthrene	50 mg/kg		0.36	[3-66]
Phenanthrene	250mg/kg		0.976	[3-66]
ciprofloxacin	Pulses plasma		76.32 Cold atmospheric	[3-67]
ciprofloxacin	Soil thickness	9.9 mm to 2.4 mm	26.28	[3-67]
CIP	Pulse 17.4 kV,	200 Hz	16.56	[3-68]
Toluene	50 ppmv		0.29-0.67	[3-69]

文獻中亦有整理相關有機污染物透過電漿處理的去除效率及能量效率的比較，如表3-10~表3-15所示。



表 3- 10 不同研究對芳香族和脂肪族 VOC 去除效率的比較 (Son et al., 2010)

[3-70]

VOC compounds	Absorbed dose (kGy)	Concentration (ppmC)	Removal efficiency (%)	Reference
o-xylene	10	744	65	Hakoda <i>et al.</i> , 1998
		784	54	Hashimoto <i>et al.</i> , 2000
		176	87	Hirota <i>et al.</i> , 2002
		184	85	Hirota <i>et al.</i> , 1995b
Toluene	10	1050	43	Hakoda <i>et al.</i> , 1998
		945	60	Hashimoto <i>et al.</i> , 2000
		900	50	Han <i>et al.</i> , 2003
		630	66	Kim <i>et al.</i> , 2004
	8.9	1500	60	Kim <i>et al.</i> , 2005
	6	60	90	Kim, 2002
	14.5	224	50	Sun <i>et al.</i> , 2009
		443.8	37	
		546	34.5	
Butylacetate	10	240	60	Mätzing <i>et al.</i> , 1994 Hirota <i>et al.</i> , 1995b Hirota <i>et al.</i> , 1995a
Ethylbenzene	10	960	60	Han <i>et al.</i> , 2003 Hirota <i>et al.</i> , 1995a
Styrene	6	640	95	Kim <i>et al.</i> , 2004
	8.9	1500	80	Kim <i>et al.</i> , 2005
Hexane	10	600	50	Kim <i>et al.</i> , 2006b
		300	88	
		140	96	
Methane	5	10600	3.8	Kim <i>et al.</i> , 2006a
		800	18.3	
		270	20.7	
		100	548	
	20	10600	6.4	
		800	20.8	
		270	26.3	
		100	58.7	

表 3- 11 不同電漿反應器的比較及處理氣體的能量效率 (Yet-Pole et al., 2004)

[3-71]

treated gas	gas flow rate (L/min)	DRE (%)	carrier gas constitutes ^a	power supply	energy efficiency ^b	reactor type (refs)
CCl ₃ F (10–50%)	1–3	60–100	synthetic air or N ₂	microwave (0.2–0.4 kW)	85–1050 g (VOCs)/kWh	torch (8)
ethanol (7.1–100 %)	1.73–3.6 5 (VOC)	60–100	O ₂ , air, H ₂ O(g)	microwave (1.2–1.5 kW)	5.9–18.5 g (VOC)/kWh	this paper
ammonia (1000 ppm)	3250	90	N ₂	DC	–	DC corona (12)
o-xylene or trichloroethylene (50–230 ppm)	0.7–1	100	synthetic air	AC (25 kV)	0.2–0.9 g (VOC)/kWh	pulse corona reactor (13)
trichloroethylene or acetone (1000 ppm)	0.4–1.17 2	>90	air or N ₂ or O ₂	AC	–	superimposed barrier discharge (14)
p-xylene (550 ppm) or acetaldehyde (1000 ppm)	1	>99	N ₂ and (O ₂ or H ₂ O(g))	AC (60 Hz, 30 kV)	0.167–1 mL (VOC)/J	dielectric barrier discharge (15)
C ₂ F ₆ , CF ₄ , SF ₆ , CHF ₃ (10–50%)	0.2–1.6	>95	O ₂	microwave (300–700 W)	–	tubular (16)
butyl acetate	16666	50–65	air or N ₂	550 keV	–	electron beam (17)

^a Synthetic air: 80% N₂ and 20% O₂. ^b –, not mentioned in the paper.



表 3- 12 不同電漿處理 VOC 的能量效率比較 (Chung et al., 2019) [3-62]

Plasma	VOC	Power (W)	VOC Conc. (ppm)	Balance	Energy efficiency (g/kWh)	Ref.
Corona	Benzene	0.0144	300	Air	29.5	[201]
DBD		32.5	430	N ₂	6.5	[160]
DBD		700	140	Air	1.12	[202]
DBD		33	300	Air	0.017	[203]
Corona	Toluene	0.0144	300	Air	55.9	[201]
Gliding arc		195	1,910	Air	29.46	[204]
DBD		12	1,100	Air	4.43	[80]
Corona	Xylene	8.7	0.07 (70 ppb)	Air	0.0002	[186]
DBD		-	500	Air	0.144	[159]
DBD		6,300	1,500	Air	0.015	[205]
Gliding arc		470	12,000	Air	38.4	[206]
Gliding arc	Trichloromethane	840	359	Air	4.78	[207]
DBD		36	900	Air	0.007	[208]
Corona	Trichloroethylene	5.8	100	Air	30.9	[164]
DBD		2.4	1,000	Air	13.7	[209]
Corona		14.5	100	Air	2.2	[210]

表 3- 13 不同的 VOC 的去除效率 (Chung et al., 2019) [3-62]

Plasma	VOC	Power (W)	VOC Conc. (ppm)	Balance	Energy efficiency (g/kWh)	Ref.
Corona	Benzene	0.0144	300	Air	29.5	[201]
DBD		32.5	430	N ₂	6.5	[160]
DBD		700	140	Air	1.12	[202]
DBD		33	300	Air	0.017	[203]
Corona	Toluene	0.0144	300	Air	55.9	[201]
Gliding arc		195	1,910	Air	29.46	[204]
DBD		12	1,100	Air	4.43	[80]
Corona	Xylene	8.7	0.07 (70 ppb)	Air	0.0002	[186]
DBD		-	500	Air	0.144	[159]
DBD		6,300	1,500	Air	0.015	[205]
Gliding arc		470	12,000	Air	38.4	[206]
Gliding arc	Trichloromethane	840	359	Air	4.78	[207]
DBD		36	900	Air	0.007	[208]
Corona	Trichloroethylene	5.8	100	Air	30.9	[164]
DBD		2.4	1,000	Air	13.7	[209]
Corona		14.5	100	Air	2.2	[210]

表3-14是以惰性氣體與氧氣的混合物作為工作氣體，來維持電漿放電的亞穩態。



表 3-14 不同電暈電漿放電的解離參數比較(Du et al., 2019) [3-59]

Power	Electrode structure	Catalyst	VOCs	Carrier gas	Gas flow rate (L/min)	Concentration (mg/L)	Removal efficiency (%)	Energy density (Wh/m ³)	Energy efficiency (g/kWh)	Ref
DC	Wire-plate	–	Toluene	Dry air	0.1	0.02	98	111	–	Mista and Kacprzyk 2008
DC	Multi-needle-plane	CuOMnO ₂ /TiO ₂ (PPQ)	Toluene	Dry air	10	0.02	70	2.78	–	Durme et al. 2007
Pulse	Wire-plate	Mn (IPC)	Toluene	Air	66.7	1.18	60	–	18	Nie 2004
Pulse	Wire-plate	–	NH ₃	Dry air	66.7	0.032	92/	44.4	0.91	Ruan et al. 2005
Pulse	Wire-plate	–	C ₂ H ₅ SH	Air	217	0.205	96.5/	18.08	–	Shi et al. 2005
			C ₂ H ₅ SH			0.1	97.4			
Pulse	Wire-cylinder	–	Benzene	Air/N ₂	1.62	0.768	61.4	308.6	–	Feng and Zhao 2004
Pulse	Wire-cylinder	–	Toluene	Wet air	0.5	0.38	35	–	3.3	Huang and T. 1997
Pulse	Wire-cylinder	Mn-Fe (IPC)	Toluene	Air	0.5	1	83.5	30	–	Yan 1999
		Mn					82.7			
		Fe					82.7			
	Wire-plate	Mn					83.6			
		Fe					80.2			
Pulse	Wire-cylinder	–	Methanol	Air +H ₂ O	0.0001-	0.57	99	135	–	Sobacchi et al. 2003
			Dimethyl sulfide		0.01	1.11	92.5	30		
DC	Wire-plate	TiO ₂ (IPC)	Toluene	Air	1	0.4	89	41.67	7.2	Li et al. 2002b
DC	Multi-needle-plane	Mn (IPC)	toluene	Air	1	0.37	50	56.7	6.4	Duan et al. 2003
		Mn (PPQ)					74	61.7	4.1	
							35	55	2.3	
DC	Sawtooth-cylinder	–	Toluene	Air	3	0.51	60.5	–	4.3	Wei 2008
			Benzene			0.67	31.4		2.4	
			Xylene			0.67	81.3		6.2	
DC	Sawtooth-cylinder	MnO _x /Al ₂ O ₃ (PPQ)	Toluene	Air +H ₂ O	6	0.47	94	2.8	–	Fan et al. 2009
			Benzene			0.81	97			
			Xylene			0.73	95			
DC	Knife electrode	–	Toluene	Air/ O ₂	10	50	95	138.89	3.8	Shang et al. 2009
			Benzene				68.5		2.4	
Pulse	Wire-plate	TiO ₂ (IPC)	Benzene	Air/N ₂	0.5	5.2	>90	16,666.67	–	Chavadej and Kiatubolpaiboon 2007
Pulse	Wire-plate	–	H ₂ S	Air	383	0.2	91	16.1	–	Shi et al. 2006
+DC	Wire-cylinder	–	Toluene	Air	0.45	2.06	35	278	–	Schiorlin et al. 2009
–DC							10	278		
+pulse							95	278		
DC	Multi-needle-plane	Pb/Al ₂ O ₃ (PPQ)	Toluene	Air	0.4	0.52	>90	2.78	–	Durme, Dewulf, and Demeestere 2009
DC	Wire-coil	–	Toluene	Air/ N ₂	0.8	1.96	91	208	–	Harada and Yamamoto 2007
						16.30	42			
Pulse	Wire-cylinder	–	TCE	Air		1.35	80	4.9	–	Yan et al. 2001a
Pulse	Wire-cylinder	ACF filter (PPQ)	H ₂ S	N ₂	36.7	0.12	90	2.54	–	Yan et al. 2006
			Dimethyl sulfide			0.11	52			
DC	Nozzle-plate	–	Toluene	Air	20	0.81	70	22.92	–	Zhou et al. 2003
DC	Multi-needle-plane	–	TCE	Wet air	2	2.9	40	50	9.7	Vandenbroucke et al. 2015
Pulse	Wire-cylinder	Pt-γ-Al ₂ O ₃ (PPQ)	Toluene	Dry air	20	1.36	60 ~ 90	39.44	–	Demidiouk and Chae 2005
Pulse	Wire-plate	–	Ethanethiol	Air	166.7	0.37	85	18.06	12.2	Yao 2004



表 3- 15 非熱電漿降解土壤中污染物的總覽(He et al., 2022) [3-68]

EDCs				
Target Compounds	Non-Thermal Plasma System	Experimental Condition	Results	Ref.
P-nitrophenol	Pulsed discharge plasma	Discharge voltage: 20 kV; Frequency: 100 Hz; Soil mass: 2.0 g; Initial concentration: 800 mg/kg	Degradation efficiency: 78.1% (10 min)	[99]
Glyphosate	Dielectric barrier discharge plasma	Discharge voltage: 18.0 kV; Air flow rate: 1.5 L/min ⁻¹ ; Soil mass: 5.0 g; Initial concentration: 200 mg/kg; Soil moisture: 10%	Degradation efficiency: 93.9% (45 min); Energy yield: 0.47 g/kWh; Rate constant: 0.062 min ⁻¹	[100]
Atrazine	Dielectric barrier discharge plasma	Discharge voltage: 44.8 kV; Discharge power: 0.087 W; Air flow rate: 1.0 L/min; Frequency: 300 Hz; Soil mass: 5 g; Initial concentration: 100 mg/kg	Degradation efficiency: 86.9% (60 min)	[101]
Pentachlorophenol	Pulsed corona discharge plasma	Discharge voltage: 16.0 kV Frequency: 67 Hz; Air flow rate: 1.0 L/min; Soil mass: 5 g; Initial concentration: 200 mg/kg; Pollution time: 4 h	Degradation efficiency: 85% (60 min)	[102]
P-nitrophenol (PNP) and pentachlorophenol (PCP) mixtures	Pulsed corona discharge plasma	Discharge voltage: 18 kV; Frequency: 50 Hz; Specific energy density: 485 J/g _{soil} ; Air flow rate: 0.5 L/min; Soil mass: 5 g; Initial concentration: 300 mg/kg (PNP) and 300 mg/kg (PCP)	Degradation efficiency: 86.0% (PNP) and 94.1% (PCP); Energy yield: 4.01 g/kWh; TOC removal efficiency: 39.2%	[103]
Trifluralin	Dielectric barrier discharge plasma	Discharge voltage: 26.8 kV; Frequency: 100 Hz; Air flow rate: 0.075 L/min; Soil mass: 10.1 g; Initial concentration: 200 ppm	Degradation efficiency: 97.3% (10 min); Energy yield: 4.1 mg/kJ	[104]
PPCPs				
Target Compounds	Non-Thermal Plasma System	Experimental Condition	Results	Ref.
Chloramphenicol	Dielectric barrier discharge plasma	Discharge voltage: 18.4 kV; O ₂ flow rate: 0.5 L/min; Soil mass: 2.5 g; Initial concentration: 200 mg/kg; Soil moisture content: 10%	Degradation efficiency: 81.0% (20 min)	[105]

上述的分解有四種途徑：(1)電子直接攻擊；(2)·O和·OH與有機物反應生成中間產物；(3)自由基在催化反應表面聚合；(4)O₂與中間產物反應。

本計畫屬於實驗型的設備，因此水蒸氣電漿的煙流，無法採取由下而上蒸土壤的配置，故為增加土壤的接觸深度，採旋轉攪拌的方式與水蒸氣電漿煙煙接觸。另一方面，為增加其與高能量電子或活性化反應物的接觸機會，



是以將污染物轉化成氣態的形態並停留在反應室進行反應。因此，整治土壤中的有機污染物，需設計將其環境溫度高於污染物熔點或超過熔點。而透過蒸氣壓的平衡，讓土壤殘留的有機污染物減少，甚至當溫度高於沸點，則可大幅度減少土壤中的殘留物濃度。因此，不同於非熱電漿技術所創造低溫的氣體環境溫度，本計畫針對較高沸點或是非氣體的有機污染物，以過熱水蒸氣電漿產出大量的高能量電子、高氧化力的自由基，作為土壤 PAHs 污染的熱處理技術，使用水蒸氣來改善電漿處理土壤的直接能量密度的問題，利用水蒸氣具有較高的定壓比熱，且兼具土壤氣體萃取、蒸氣抽除及熱脫附的功能，可同時處理多種類的有機污染物。



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究



第四章 研究方法與過程(含工作進度甘特圖)

一.設計理念

利用較高比熱的高溫水蒸氣與電漿產生器對土壤中的有機物進行汽化或較低溫的熱裂解，與熱化學製氫有所不同，因為熱化學製氫須在高達攝氏800~1000°C的高溫下進行，而本計畫利用新式水煤氣法，直接使用高溫水蒸氣加上電漿炬的輔助來氣化有機物，並轉化成簡單的可燃氣，再度進行水煤氣轉化反應，若產物氫氣不回收則直接尾氣燃燒後，變成水及二氧化碳。強化水蒸氣熱脫附及電漿處理有機污染土壤系統類似土壤氣體抽除法(Soil Vapor Extraction, SVE)，均以蒸氣萃取污染物或促其揮發、氣體化，並將污染物隨蒸氣移除。一般典型之 SVE 整治計畫，其整治費用與場址大小、水文地質特性及污染物的種類有關，比較加熱式土壤萃取法、化學穩定法處理一公噸土壤約需190-330美元(約13000元)，本計畫之水蒸氣電漿的處理土壤成本，若加計廢氣及廢水處理費用，因台灣蒸氣成本1000~2000元/噸蒸氣，以電漿處理廢棄物減價計費，暫定28,000-40,000元/公噸。

本計畫是針對受有機物污染的土壤，將水蒸氣加熱至高溫，並導入土壤反應器裡，外圍覆蓋上一層熱絕緣體，使重組器裡利用其熱輻射來達到保持高溫和熱，並利用電漿產生器來加速裂解或重組，利用水煤氣轉化反應即能在反應爐內沒有觸媒的情況下反應。高溫的離子和電子在反應爐裡有很強的活化作用，土壤中的硫過多時，雖會和氫氣反應成為硫化氫(H_2S)化合物，只要在反應過後通過燃燒塔形成硫酸，再經水洗塔即可有效消除。各個元件上的燃料位準計、壓力計、溫度計、開關控制、流量控制、溫度控制、噴霧器控制都可經由 PLC 來控制。因為土壤是農業生產最重要的資源之一，一旦土壤受到人為污染重金屬或有機污染物污染等，將因而喪失原有的功能，稱為土壤退化或劣化，包括土壤物理性劣化、土壤酸化、鹽化、氮過多。土壤一旦受到污染，土壤的品質將會出現問題，導致土壤受壓實而使根部不易生長，以及喪失微生物物種與活力等，連帶農產品產量將下降，土壤退化後會直接影響農作物的產量與品質，在產量方面會降低，甚至完全死亡；農產品品質亦明顯下降，本計畫採用的物理熱脫附方式可避免化學性的影響土壤成分。相較於燃燒等的熱處理設備，是採用外部表面的熱源，透過熱傳導擴散至底部；而本計畫的水蒸氣電漿指的過熱水蒸氣包含土壤/廢棄物內部的



水分子，以氣體的型態深入待處理物的內部加熱，當然效率比從外面包圍加熱的方式高。因此，此技術可處理含有鹵素元素的有機物質如多溴聯苯醚(PBDEs)、多氯聯苯(PCBs)、戴奧辛(PCDD/Fs)以及氟氯碳化物或全氟化物。

二. 實驗設備

(一)、 水蒸氣電漿

水蒸氣電漿的優勢，包括水蒸氣僅由氫和氧組成，都是可參與氧化還原反應的活性試劑，而空氣中78%比率的氮氣在高溫環境中將產生大量的熱氮氧化物。此外，氧氣具有助燃，氧氣容易使裂解過程碳化的比例下降，以及爆炸危險。電漿與微波可以創造極高的溫度，這個溫度能夠破壞任何有機材料，熔化和蒸發最難降解的無機化合物，並顯著減少廢棄量。CO₂及水蒸氣具有較高的比熱，水蒸氣的每莫耳熱焓比氮氣，氧氣和許多其他氣體大很多，僅次於氫氣，因此水蒸氣電漿在電漿炬(亦可搭配其他熱源)產生的高焓狀態，可保持較低的反應溫度，讓保溫材料的成本下降。

水蒸氣的原料取得容易，甚至待處理物中均含有自由水，水蒸氣在高溫狀態下尤其是超過臨界溫度 (critical temperature) 便是完全氣體的型態，可易於混合且不具有(化學)爆炸性。可讓整個反應空間中形成均一的溫度和濃度狀態，更可替代氧氣成為氣化過程的氣化劑或是所謂的氧的攜帶者。當水蒸氣電漿處理含鹵素(如氯)材料反應時，水蒸氣電漿從待處理物中提取碳，而固體物燃燒過程中產生的殘留物含有較大量的碳，水蒸氣電漿若產生氫自由基或氫氣的轉化反應，可與氣態硫、磷和游離氯形成反應，這類氣體可運用處理技術—濕式洗滌除去。

對於高沸點的 SVOCs，含自由基及高焓的水蒸氣，易於創造高品質的氣化或裂解反應，讓有機物產生可燃氣體(CO + H₂)和碳化的固體殘留物。因為水蒸氣、H₂與 CO₂等是高比熱氣體，因此擁有最大的加熱功率，此外電漿炬是獨立的電能及熱源，可依氣化過程(可能)進行調整，最重要的是對於投料中的含水率是不敏感的，不易受到環境相對濕度的影響。



(二)、系統規劃

本計畫採用的水蒸氣修復土壤方法，其採取的步驟：將土壤置於反應器中，水蒸氣導入反應器下方，讓高溫水蒸氣進入土壤間隙中，因為高溫水蒸氣在600k 時，Cp(定壓比熱)為36.288 kJ/(kmol.k)，相當於 N₂(空氣中78%)在2150K 的 Cp 值。原位熱脫附修復系統主要包括供能系統、加熱系統、抽提系統、廢水尾氣處理系統和監控系統等，示如圖4-1。

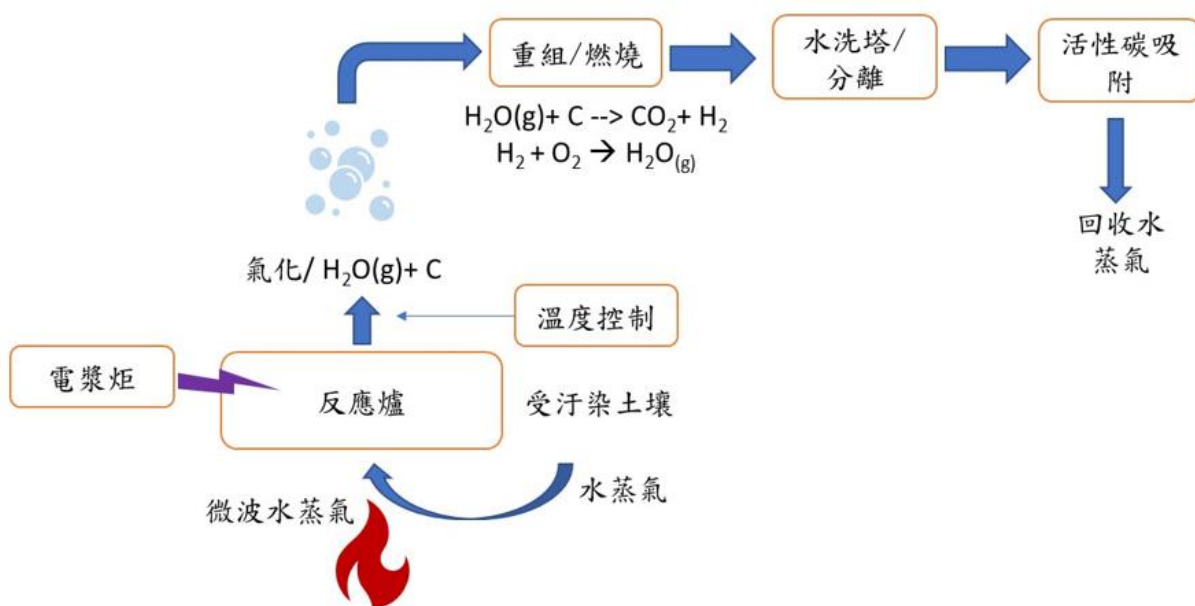


圖 4- 1 強化水蒸氣熱脫附及電漿處理有機污染土壤系統示意圖

強化水蒸氣熱脫附及電漿處理有機污染土壤系統，包括高溫水蒸氣產生裝置、熱脫附反應爐、電漿產生器和尾氣洗滌裝置；高溫水蒸氣產生裝置包括用於提供水(蒸氣)以及產生高溫水蒸氣的微波裝置，採用具高定壓比熱的氣體是指 CO₂氣體和水蒸氣的混合物裝置，第一裝置採用高溫水蒸氣產生裝置可和用於提供混合 CO₂氣體的載氣裝置並用，將所述的高溫水蒸氣(加壓)噴注進入熱脫附發生裝置，上述熱脫附裝置上方加裝一低電功率電漿產生器，利用電漿產生器產生的電漿炬，轟擊熱脫附氣體中的水蒸氣、(半)揮發性有機物，產生 OH·、H·、O·、O₃等粒子以及氧化有機物，並產生重組作用；電漿產生器後的尾氣可進入尾氣處理裝置，系統架構如圖4-2。

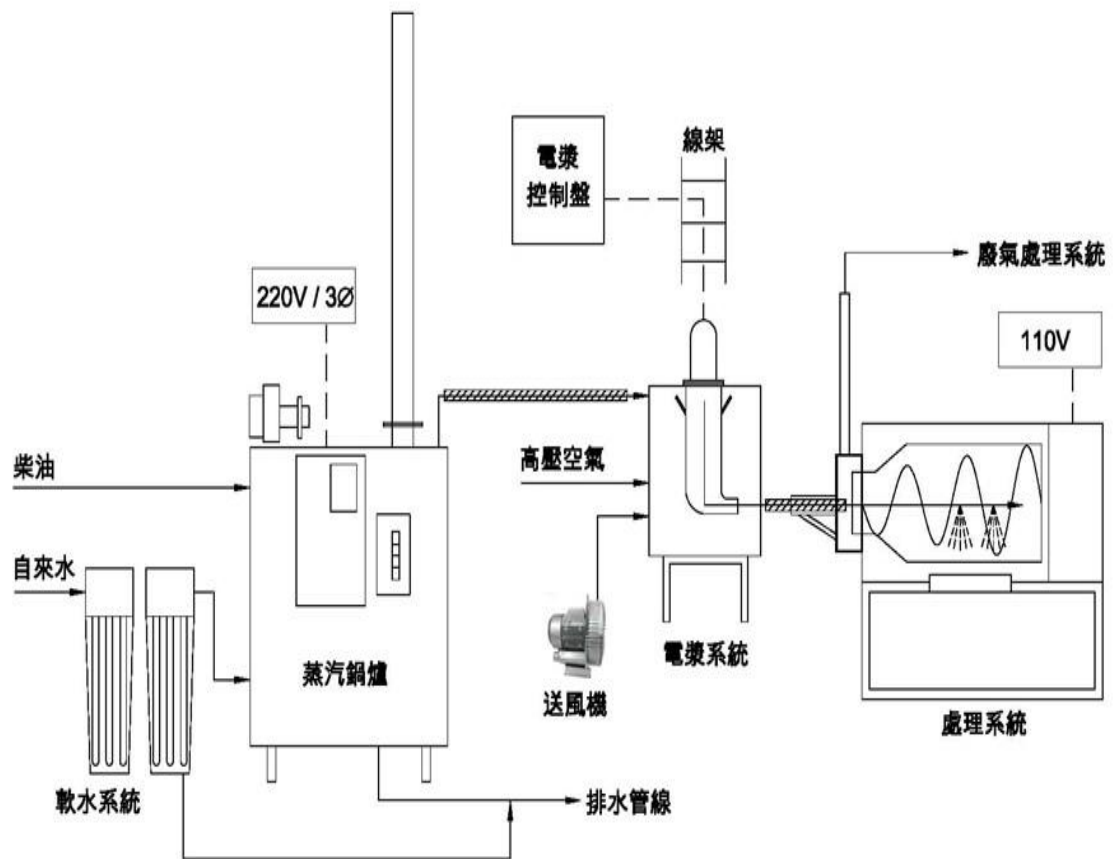


圖 4-2 高熱蒸氣電漿系統結構及原理示意圖

熱脫附尾氣處理裝置包括加熱裝置、淋洗設備和污染控制裝置；所加裝的燃燒器，可將前述未氧化有機物、可燃氣燃燒破壞，所形成 CO_2 及 H_2O 等氣相物質，經導引進入水洗塔處理裝置用於冷凝尾氣中的水蒸氣及吸收酸性氣體；所排出的水蒸氣可回收使用至第一裝置。尾氣吸收裝置包括活性炭吸附器或小型袋濾集塵器，可應用於處理有害廢氣，尾氣回收收集裝置還包括冷凝器或加濕器。電漿產生器裝置包括高壓電源、高壓電纜和電漿炬，上述高壓電源通過高壓電纜在反應器內部高壓放電，以降解/處理反應器中的土壤及尾氣。

三.實驗流程規劃

依據台灣常見土壤污染物質的特性，以及預想土壤整治目標，訂定整體研究之流程如圖4-3所示。



圖 4-3 實驗流程規劃

總執行流程分為4個階段，依序為「污染物標的選擇」、「土壤 PAHs 污染物配置」、「高熱蒸氣電漿爐處理」、「土壤修復」、以下分別說明各部分研究程序：

(一)、 污染物標的選擇

參考文獻中目前普遍的有機土壤污染物，本計畫選擇混合物類型 PAHs 來作為水蒸氣電漿的處理對象。多環芳烴(PAHs)的沸點分佈在218~535°C，以一般氣提法的運用上，可能因蒸氣溫度不足以氣化污染物，導致去除效率偏低。為方便進行比對，本計畫自行添購巨量 TGA 串接 GC/MS，來針對 PAHs 熱脫附過程的熱重分析，以及期間尾氣成分的鑑別。

(二)、 土壤 PAHs 污染物配製

先配製 PAHs 土壤樣本，採用1000 mg/kg 進行測試，經高熱蒸氣電漿處理前，先以掃描式電子顯微鏡/能量色散光譜儀(SEM/EDS)檢測表面形貌及元素分布、以氣相層析質譜儀(GC/MS)檢測有機成分及以感應耦合電漿光學發射光譜儀(ICP-OES)檢測元素總類及含量。

所需的土壤以 SiO₂加入1%(wt)柴油及添加 PAHs 標準品，先行進行實驗，用以確認實驗的回收率，後續再於確認參數後，以現地的受污染土壤，取樣後進行測試。為方便操作的電子能量效率，因此採用土壤在電漿煙流的暴露時間，以及受 PAHs 污染樣品的重量，作為實驗的參數。

實場取樣部分，經土基會與地方環保局協調，取得桃園新屋某公告控制場址之土樣，其場址之土壤污染物與濃度分別為苯：31(mg/Kg)、總石油碳氫化合物：14300(mg/Kg)。



(三)、水蒸氣電漿煙流的溫度設定

假設以電漿工作氣體水蒸氣進流溫度380K、電漿電功率輸出以8000 w/s 推估，氣體的定壓比熱在能量平衡下之 C_p 值，其計算式為 $C_p = a + bT + cT^2 + dT^3$ 單位為(kcal/k mol K)，相關的 a、b、c 參數如表4-1所示。

表 4- 1 不同氣體的定壓比熱(C_p) (kcal/kmol K)

物質	a	$b \times 10^2$	$c \times 10^5$	$d \times 10^9$
CO ₂	5.316	1.4285	-0.8362	1.784
H ₂ O	7.7	0.04594	0.2521	-0.8587
N ₂	6.903	-0.03753	0.193	-0.6861
O ₂	6.085	0.3631	-0.1709	0.3133
HCl	7.244	-0.182	0.317	-1.036
SO ₂	6.157	1.384	-0.9103	2.057
CaO	10	0.484	-1.12	0
CaSO ₄	18.52	2.197	-1.572	0
Air	6.557	0.1477	-0.02152	0

因此，計算反應室內的熱焓平衡，在運作水蒸氣電漿設備，雖然設定最高350°C (623K)的運作溫度，首先計算相關的質能平衡。

$$\Delta H = \int_{T_1}^{T_2} m_i \times C_{p,i} dT$$

因此，如以假設條件進行計算熱值，上式即改寫成下式—

$$\Delta H = 8000 = m_i \times [7.7 (T-380) + 0.00023 \times (T^2 - 380^2) + 8.403 \times 10^{-7} (T^3 - 380^3) - 2.1468 \times 10^{-10} (T^4 - 380^4)]$$

，經計算如下表4-2。

表 4- 2 不同工作氣體流量下的電漿煙流溫度(推估計算)

流量 L/sec	進流熱值 j/s	電漿煙流溫度 K	煙流熱值 j/s	淨增加 j/s
7.08 @380K	2,852	1,280	10,853	8,001
16.99@380K	6,846	784	14,832	7,987

可以利用電漿煙流與水蒸氣進行調控目標溫度，因此反應室進口溫度可設定在523-623K 之間。



(四)、高熱蒸氣電漿爐

以國立成功大學永續環境實驗所資源回收廠之小型研究用5-15kW 電漿炬(以8kw 進行評估推算)為主體(如圖4-4)，針對本計畫進行進氣噴嘴的改裝，以及水蒸氣電漿反應器的製作，輔以鍋爐排出之水蒸氣或是加裝蒸氣機，以自來水為原料，經加熱為水蒸氣導入至電漿炬，使爐內充滿高熱還原態水蒸氣，並在爐內設置攔網放置土壤，避免土壤與電漿焰直接接觸。

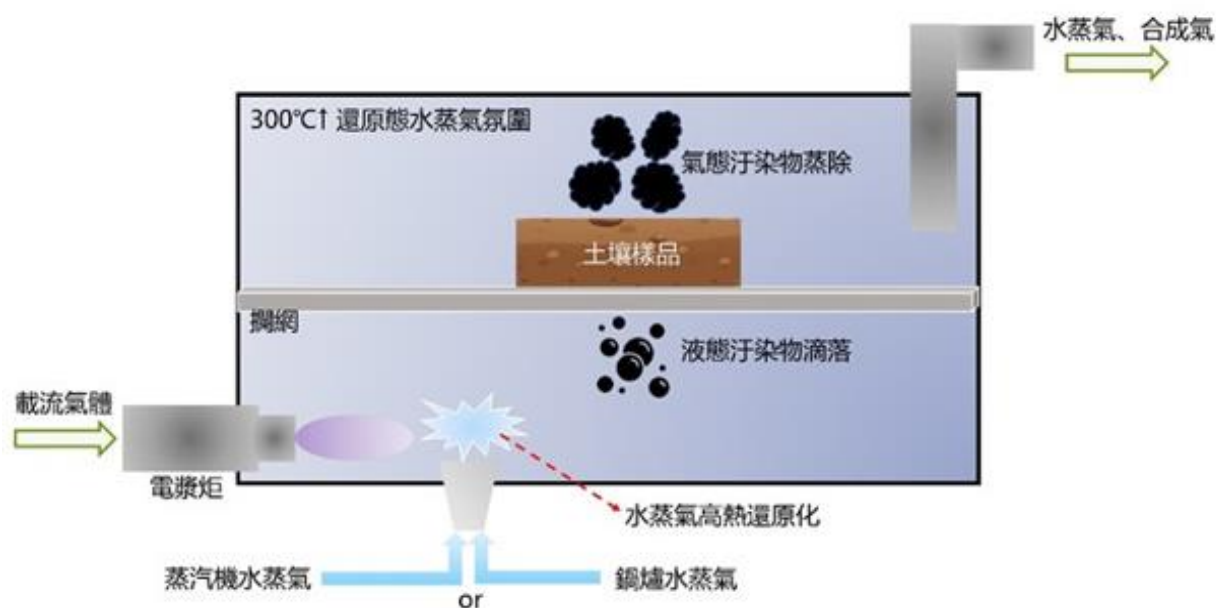


圖 4-4 高熱蒸氣電漿系統結構及原理示意圖(非實際運作架構)

文獻[4-1]中指出，PAH的熱裂解速率與加熱溫度及存在形態有直接相關。密閉狀況下，固態 PAHs 含量或 PAHs 溶液的濃度均隨著加熱溫度及時間增加而減少，三種 PAHs 於200°C之熱裂解速率均遠大於100°C，且其熱裂解均符合一次反應。在相同加熱溫度下，固態的 PAHs 較 PAHs 溶液安定。100°C 加熱時，BaA 具有最大的裂解速率數，其次為 BaP 和 DBahA；200°C 加熱所得的結果與100°C 類似，但 BaA 的安定性卻較 BaP 大。

(五)、修復後土壤的肥份評估

經高熱蒸氣電漿除汙後之土壤，先以 SEM/EDS 觀察表面形貌及元素分布變化，經由萃取溶劑後經 GC/MS 分析土壤有機污染物殘餘濃度；無機物變化則經由微波消化後進行以 ICP/OES 分析土壤殘餘濃度，並與原生土壤比較，原含有之有機、肥份等成分可能亦被蒸除，然可將新生土壤作為已修



復無污染之載體，視其後續用途回加各類化肥/有機肥等添加物等。

四.執行進度

本團隊依循計畫工作進度甘特圖示如圖4-5，業已建置高溫水蒸氣產生裝置、熱脫附反應爐、電漿產生器和尾氣洗滌裝置…等設備，組裝完成過熱蒸氣裝置與電漿技術結合模組之處理系統，並改裝氣噴嘴、確認實驗參數、執行基本操作之測試，並依實驗規劃完成本計畫目標。

年月	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	備註
工作項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
1. 建置過熱蒸氣裝置與電漿技術結合模組處理系統													
2. 配製實驗樣品，完成初步檢測													
3. 執行系統實驗，獲得處理效能實驗數據													
4. 實驗前後污染物特性分析													
5. 實驗前後土壤特性分析													
6. 期中報告						※							
7. 期末報告												※	
工作進度估計百分比 (累積數)	5%	10%	20%	35%	45%	55%	65%	75%	85%	90%	95%	100%	
預定查核點	期中		1. 過熱蒸氣系統及微波電漿系統建置。 2. 實驗初步結果。										
	期末		1. 處理效能最佳化條件。 2. 實驗整體結果及土壤特性測試結果。 3. 操作能耗分析。										

圖 4- 5 工作進度甘特圖



第五章 結果與討論(含結論與建議)

一.設備建置

本計畫之強化水蒸氣熱脫附及電漿處理有機污染土壤系統，實驗設備包括高溫水蒸氣產生裝置、電漿產生器、反應爐主體和尾氣處理裝置。高溫水蒸氣產生單元包括用於供水設備及產生高溫水蒸氣的微波裝置；電漿產生單元包括高壓電源、高壓電纜和電漿炬；反應單元包括供能系統、加熱系統、抽提系統、廢水尾氣處理系統和監控系統等；尾氣處理單元包括加熱裝置、洗滌設備和污染控制裝置。本計畫已建置完成之整體系統各設備示如圖5-1。



圖 5-1 本計畫實驗系統設備



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究

	
電漿主體	土壤反應室
	
水蒸氣電漿注入土壤反應室	外部測試
	
水洗塔	外部測試

圖 5-1(續) 本計畫實驗系統設備

此水蒸氣熱脫附有機污染土壤並利用電漿處理系統，整體模組包括高溫



水蒸氣產生裝置、熱脫附反應爐、電漿產生器和含尾氣洗滌裝置等尾氣處理裝置。水蒸氣電漿處理程序示如圖5-2，水蒸氣電漿的優勢，包括水蒸氣僅由氫和氧組成，都是可參與氧化還原反應的活性試劑，而使用空氣卻含有78%的氮氣，因此在高溫環境中將產生大量的熱氮氧化物。此外，氧氣具有助燃，氧氣容易使裂解過程碳化的比例下降，以及爆炸危險。

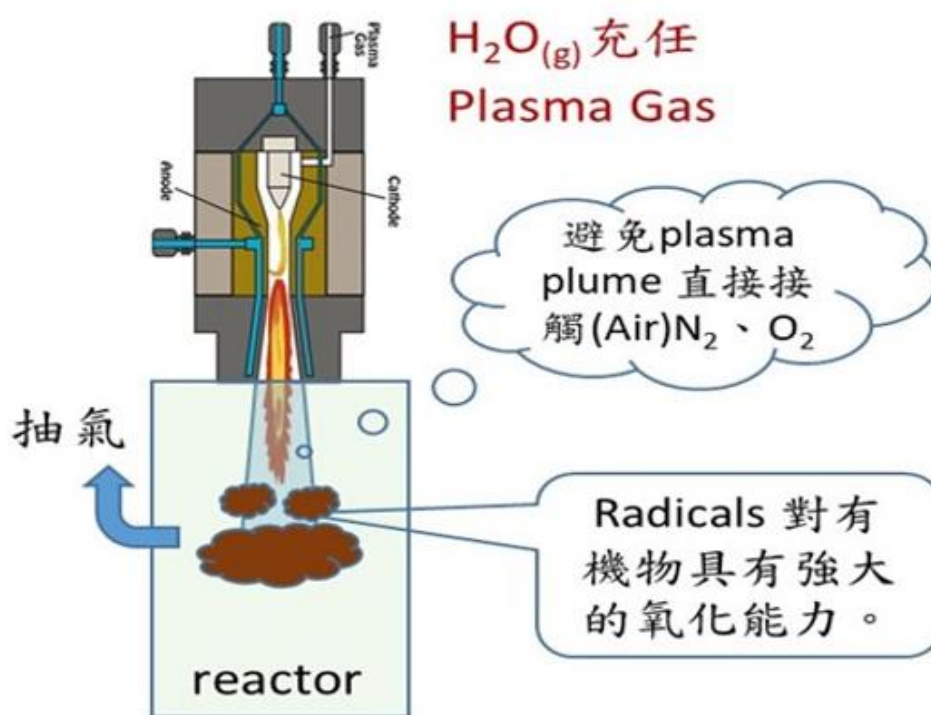


圖 5-2 水蒸氣電漿處理示意圖

有鑑於 CO_2 及水蒸氣具有較高的比熱，水蒸氣的每莫耳熱焓比氮氣、氧氣和許多其他氣體大很多，僅次於氫氣。因此水蒸氣電漿在電漿炬(亦可搭配其他熱源)產生的高焓狀態，可保持較低的反應溫度，讓保溫材料的成本下降。水蒸氣的原料取得容易，易於混合且不具有(化學)爆炸性，可讓整個反應空間中形成均一的溫度和濃度狀態，更可替代氧氣成為氣化過程的氣化劑或是所謂的氧的攜帶者。當水蒸氣電漿處理含鹵素(如氯)材料反應時，水蒸氣電漿從待處理物中提取碳，而固體物燃燒過程中產生的殘留物含有較大量的碳。水蒸氣電漿若產生氫自由基或氫氣的轉化反應，可與氣態硫、磷和游離氯形成反應，這類氣體可在後端濕式洗滌塔中除去。

利用電漿產生器產生的電漿炬，轟擊工作氣體中的水蒸氣，產生 $OH\cdot$ 、 $H\cdot$ 、 $O\cdot$ 、 O_3 等粒子以及電子，注入含有 SVOCs 的反應器中，在飽含自由基



及高焓的水蒸氣的環境下；另一方面，因為水蒸氣、 H_2 與 CO_2 等是高比熱氣體，反應室所投入的能量(建議以電子能量來評估)，將可創造高品質的氣化、裂解及氧化高度活性反應物的環境，讓有機物產生可燃氣體($CO + H_2$)並持續成為 CO_2 。可透過擁有最大的加熱功率的電漿設備，依氣化過程的需要進行調整。

二.分析工具

為方便進行比對，本計畫自行添購巨量 TGA 串接 GC/MS，來針對 PAHs 熱脫附過程的熱重分析，以及期間尾氣成分的鑑別，如圖5-3所示。

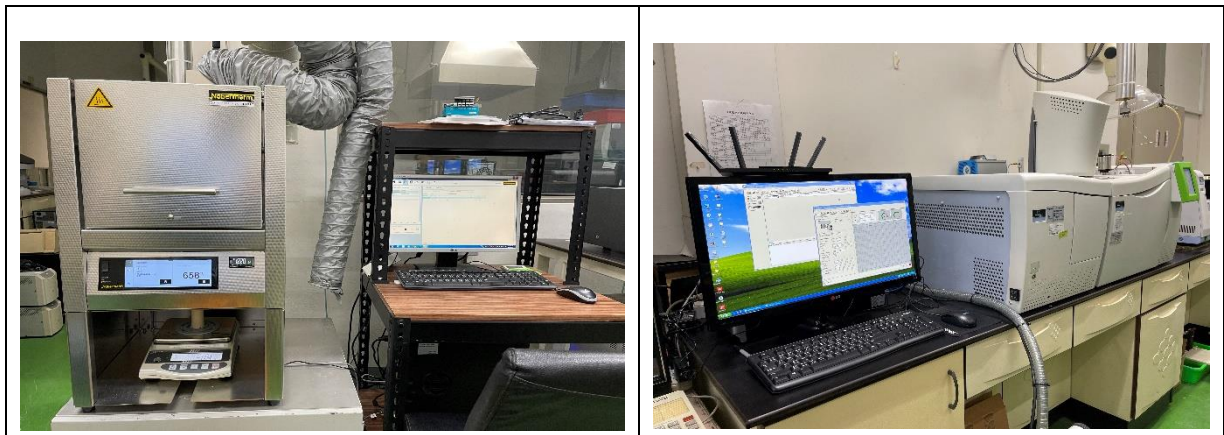


圖 5- 3 巨量熱重高溫爐串聯 GC/MS 設備

熱重高溫爐之操作資料如下，

- (1)廠牌型號：Nabertherm LT9/12/SW/C550。
- (2)天平承重規格：12,000 g，靈敏度 0.1g。
- (3)最高溫度：1200°C。
- (4)升溫速率：最高13 °C/min。
- (5)操作樣品數：1個/次。

以柴油進行 Macro TGA 串接 GC/MS 之測試結果如圖5-4所示。

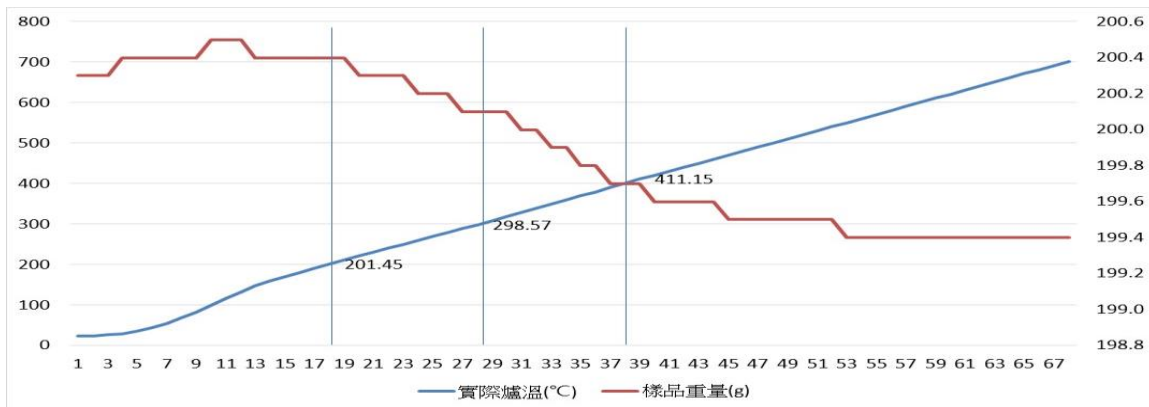


圖 5- 4 熱重分析熱分解的重量變化(以柴油為測試例)

利用 Macro TGA 進料重可以輕易大於100g，避免微量樣品檢測誤差的放大。由 TGA 圖研判(例)，在300-400°C間重量減少率最大，因此團隊選擇300~350°C及350~400°C區間，將尾氣串接 GC/MS，分析其排氣的特性。由巨量TGA的分析作為熱裂解 PAHs 的不同溫度的對照組。必要時進行對照試驗，水蒸氣電漿與電熱式裂解試驗。並選擇溫度停留模式進行試驗。圖5-5為團隊所使用之高解析度光譜分析儀之簡介。

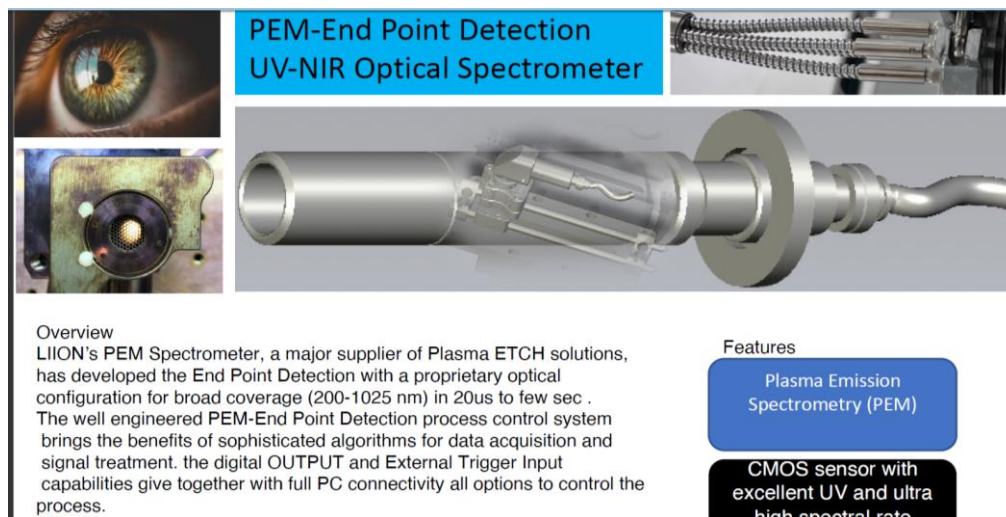


圖 5- 5 高解析度光譜分析儀簡介

三.水蒸氣電漿參數規格

1.電力部分：電壓由480v 升壓至6000v，產生電漿後調降，穩定於1700-2400v。



- 2.輸出規格功率：5.0-15kw。
- 3.工作氣體流量：空氣0.016- 0.02 L/s，噴注壓力：0.6-0.9 kg/cm²。
- 4.水蒸氣產生器流量:2-3公斤/min。
- 5.尾氣處理設備：水洗塔。

此水蒸氣熱脫附有機污染土壤並利用電漿處理系統，整體模組包括高溫水蒸氣產生裝置、熱脫附反應爐、電漿產生器和含尾氣洗滌裝置等尾氣處理裝置。本修復土壤的方法及裝置，適用於有機物污染的土壤修復，具有有機物去除吸附高，裝置結構簡單，便於操作的特性。

電漿產生器的工作氣體壓力，須維持在略小於一大氣壓的條件下，方便產生電漿，而水蒸氣產生器本身非高壓(高溫)的商規產品，若直接將常壓水蒸氣充作電漿工作氣體，將導致電漿炬無法產生導電，而進一步產生電漿。因此本計畫調整原工作氣體(Air)流量至最小，讓電漿產生後再導入水蒸氣與其接觸。其測試的操作如圖5-6，成功地將小量空氣作為工作氣體產生的電漿煙流(plasma plume)，再與水蒸氣混合成水蒸氣電漿煙流。為證明此水蒸氣電漿煙流具有高濃度的自由基(以OH為代表)，特進行以下的測試。

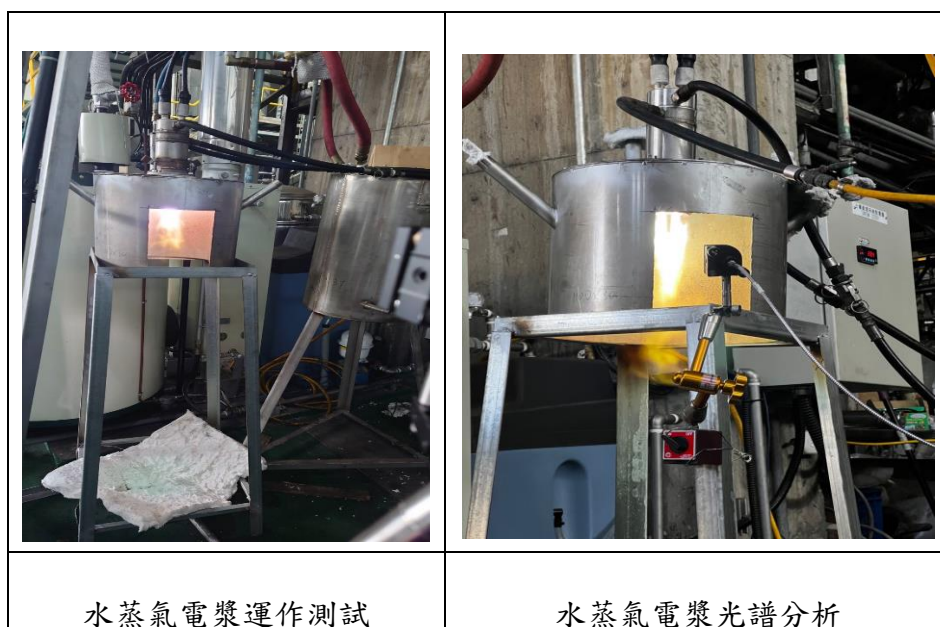


圖 5- 6 水蒸氣電漿產生測試(2023.04.27~05.26)

由於不同的物種在電漿當中，分子自由度的不同，會導致分子移動溫度與轉動溫度會有些差異，而移動溫度大致上與氣體溫度接近，而轉動溫度則



是大於或是等於移動溫度，因此許多人使用轉動溫度來量測電漿實際溫度。為了量測電漿氣體溫度，需要用到較高解析度的光譜儀來進行量測。

OH 自由基的量測：

1. 其原理為當電子吸收能量從基態被激發至更高能階，當電子從高能階回到基態時，會以光的形式產生。
2. 不同的能階對應到的是不同波長的光($E = h\nu$)，由於分子比原子多了 N 個自由度(轉動與震動)，因此在光譜上會有許多密密麻麻的能階，在光譜上看到的就會是一系列的放光。

由圖5-7、圖5-8的光譜分析，可以瞭解利用空氣充任電漿工作氣體，此時容易產生 NO 的副產品，再利用水蒸氣噴注進入電漿煙流(plasma plume)，進一步地利用水蒸氣作為電漿工作氣體時，很明顯地 OH·自由基是相當豐富的，如圖5-7所示。這現象符合本計畫的論述，可用如此強力的氧化劑來處理揮發性有機污染物。如圖5-8相對於沒有添加水蒸氣的比對，其自由基的產生相對小很多，如此的情況符合本計畫的反應機制的論述。

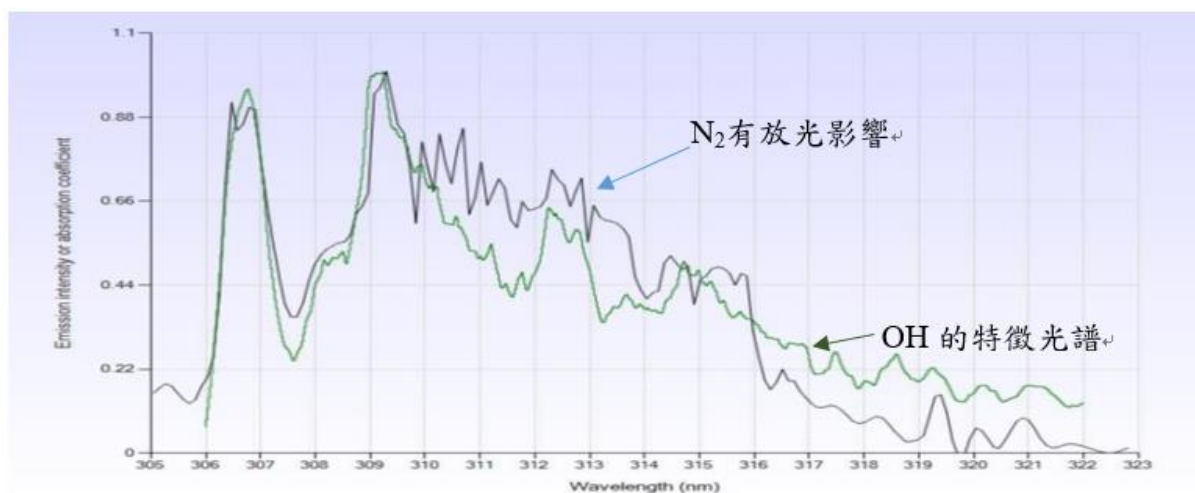


圖 5-7 電漿(工作氣體空氣)OH·自由基特徵光譜

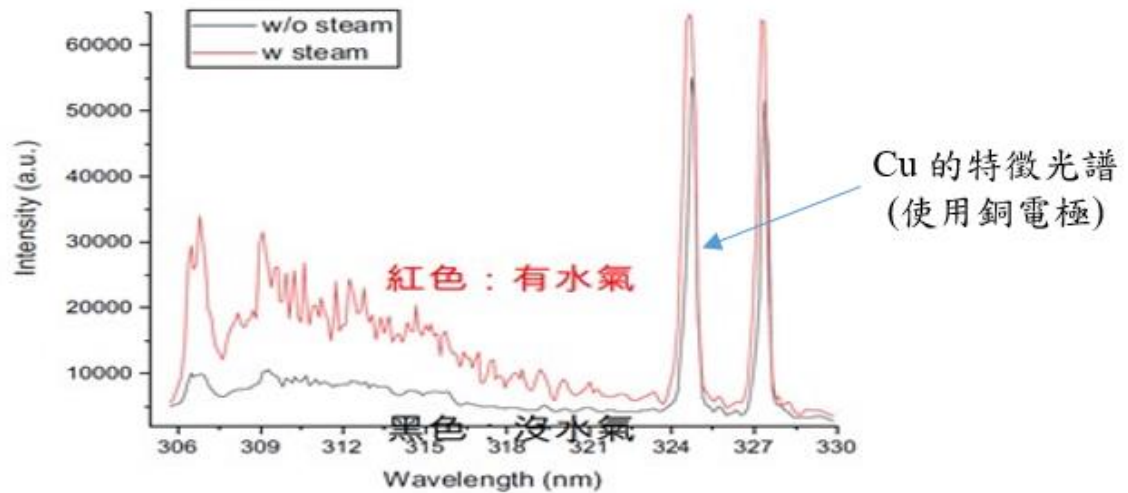


圖 5- 8 水蒸氣電漿 OH 自由基特徵光譜

當然對於熱電漿，很多人注重在溫度的表現。此時，透過水蒸氣電漿煙流經量測其 Rotational temperature 約在4000-5500K 間，但此溫度的測值實務上僅能表達水蒸氣電漿煙流是能量很高的意思，因為比對紅外線顯像儀量測黑體輻射溫度，對於融熔物體的高溫是可以成功地透過黑體輻射量測溫度，但水蒸氣電漿煙流所產生的能階放光，無法量測其黑體輻射，或者稱之為無黑體輻射，進而無法計算溫度。其測試的結果如圖5-9所示。



黑體輻射溫度量測-紅外線顯
像儀

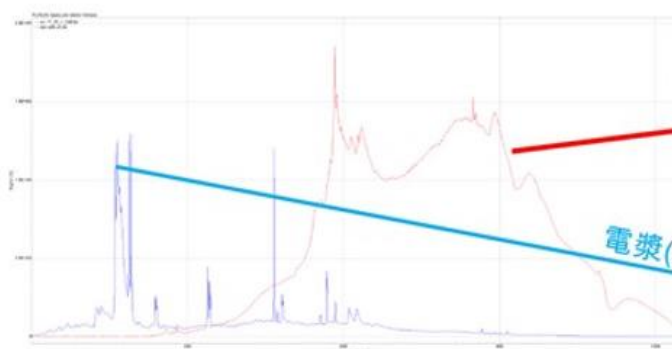


圖 5-9 水蒸氣電漿煙流的溫度量測

因此，如圖5-9所示。這現象符合前述的論點，水蒸氣電漿除熱力學上的反應外，主要是透過電漿炬的高電子能量(eV)，以電漿化學的角度輕易將水蒸氣電解離成為 $\text{OH}\cdot$ 自由基，而較少的能量才會轉為熱力學的方式，對反應環境加熱。由測試中發現，出口水蒸氣的溫度約在 185°C (以本案為導入 3kg/min 水蒸氣，一大氣壓)。

水蒸氣經電漿炬的電解離動作後，若能控制在最大產率的環境，可將大部分水蒸氣轉為強氧化能力的自由基(暫定稱之活性水蒸氣)。後續，透過本試驗，可以計算出所需活性水蒸氣/煙道氣流量比，以及所謂的 $\text{g-C/Kw}\cdot\text{h}$ 的污染去除效率。也就是說，透過水蒸氣電漿，開創了處理高通量、低濃度空氣污染物的另一道可行途徑，只要經計算需要添加多少量的活性水蒸氣導入煙道中混合/反應後，即可有效處理煙道中的揮發性有機污染物，省去添加化學藥劑或燃燒極限的二次污染問題。



四. 參數設定

1. PAHs(GC/MS)液體注射方式分析條件

(1)GC 操作參數

(A)管柱：DB5 (長度 60m, 內徑 0.25 mm, 膜厚：0.25 μ m)

(B) 注射模式：分流 (2 mL/min)

(C) 注射口溫度：250 $^{\circ}$ C

(D) 管柱烘箱溫度：40 $^{\circ}$ C (4min) $\rightarrow$ (5 $^{\circ}$ C/min) $\rightarrow$ 300 $^{\circ}$ C (12min)

(E) 氦氣流速：1 mL/min

(F) 注射體積：1 μ L

(2) MS 操作條件

(A) 傳輸介面溫度：250 $^{\circ}$ C

(B) 離子源溫度：200 $^{\circ}$ C

(C) 溶劑延遲時間：4 min

(D) 取樣時間：0 - 68 min

(E) 分析模式：SIM

(F) 質量範圍：m/z 50-500

2. 氣體

(1)GC

(A) 氣體取樣管線溫度：250 $^{\circ}$ C

(B) 氣體進樣閥件溫度：250 $^{\circ}$ C

(C) 氣體進樣管路體積：1mL



(D) 管柱：DB5 (長度 60m、內徑 0.25 mm、膜厚0.25 μ m)

(E) 注射模式：分流 (2 mL/min)

(F) 注射口溫度：250°C

(G) 管柱烘箱溫度：40°C(4min)→(5°C/min)→300°C(12min)

(H) 氮氣流速：1 mL/min

(I) 氣體進樣體積：1mL

(J) 氣體取樣管線溫度：250°C

(2) MS 操作條件

(A) 傳輸介面溫度：250°C

(B) 離子源溫度：200°C

(C) 取樣時間：0 - 68 min

(D) 分析模式：SIM

(E) 質量範圍：m/z 50-500

3. 高溫爐串聯 GC/MS 進行土壤添加 PAHs 標準品(如表5-1)進行熱重測試

(1) 樣品數100克，添加1%TPH(d)

(2) 以圖5-10爐溫差、熱損比率圖，得知熱損率最快的溫度範圍在250～350°C，起始爐溫約24 °C。

經測試後可以運作後進行土壤樣品的 TG 檢測。

表 5- 1 PAHs 標準品及內標準品化合物資料表

編號	化合物	化學式	質量	RT(min)	定量離子	定性離子1	定性離子2	定性離子3
1	1,4-Dichlorobenzene-D4	C ₆ D ₄ Cl ₂	151	17.850	150	152		
2	Naphthalene-D8	C ₁₀ D ₈	136	23.472	136	134	108	
3	Naphthalene	C ₁₀ H ₈	128	23.570	128	127	129	102
4	Acenaphthylene	C ₁₂ H ₁₈	152	31.068	152	151	153	76
5	Acenaphthene-D10	C ₁₂ D ₁₀	164	31.768	164	80		
6	Acenaphthene	C ₁₂ H ₁₀	154	31.908	154	154	151	155
7	Fluorene	C ₁₃ H ₁₀	166	34.402	166	165	163	167
8	Phenanthrene-D10	C ₁₄ D ₁₀	188	38.870	188	189		
9	Phenanthrene	C ₁₄ H ₁₀	178	38.970	178	179	177	152
10	Anthracene	C ₁₄ H ₁₀	178	39.217	178	179	177	152
11	Fluoranthene	C ₁₆ H ₁₀	202	44.665	202	203	201	101
12	Pyrene	C ₁₆ H ₁₀	202	45.712	202	203	201	101

表 5- 1 PAHs 標準品及內標準品化合物資料表(續)

編號	化合物	化學式	質量	RT(min)	定量離子	定性離子1	定性離子2	定性離子3
13	Benzo(a)anthracene	C ₁₈ H ₁₂	228	51.474	228	226	229	114
14	Chrysene-D12	C ₁₈ D ₁₂	240	51.527	240	236		
15	Chrysene	C ₁₈ H ₁₂	228	51.647	228	226	229	114
16	Benzo(b)fluoranthene	C ₂₀ H ₁₂	252	56.282	252	126		
17	Benzo(k)fluoranthene	C ₂₂ H ₁₂	252	56.402	252	126		
18	Benzo(a)pyrene	C ₂₀ H ₁₂	252	57.709	252	253	250	126
19	Perylene-D12	C ₂₀ D ₁₂	264	57.989	264	260		
20	Benzo(ghi)perylene	C ₂₂ H ₁₂	276	63.811	276	138	277	137
21	Dibenzo(a,h)anthracene	C ₂₂ H ₁₄	278	64.058	278	279	139	138
22	Indeno(1,2,3-cd)pyrene	C ₂₂ H ₁₂	276	65.525	276	138	277	137

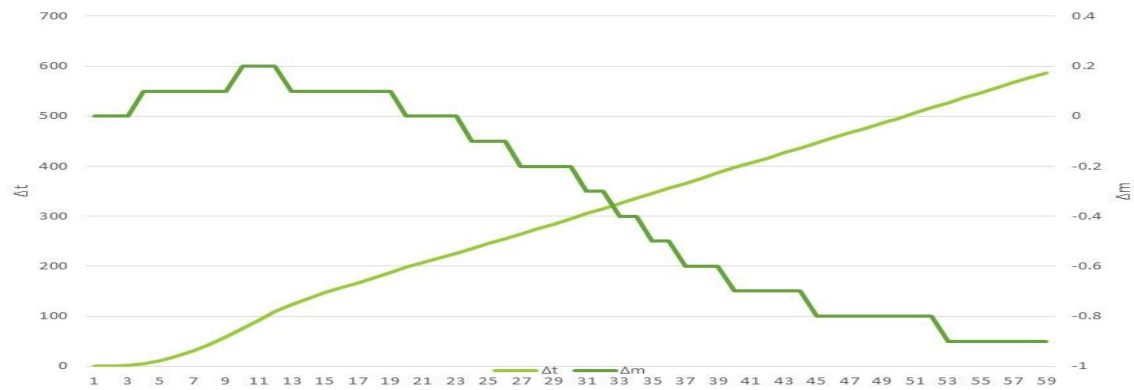


圖 5- 10 污染石英砂爐溫差、熱損比率圖

3-1. 進行 PAHs 污染土壤分析(TG)，載體為柴油加石英砂添加固體 Naphthalene(萘)2g 混合石英砂98.2 g，重量比例為2%，進行 TG 採氣分析。

3-2. 起始重量100.2g，約173°C 重量開始遞減。約254°C 時遞減至石英砂取樣重量(98.2 g)、約254度-766度維持石英砂取樣重量(98.2 g)，約766度-900度維持石英砂取樣重量(98.1 g)。其結果如圖5-11。

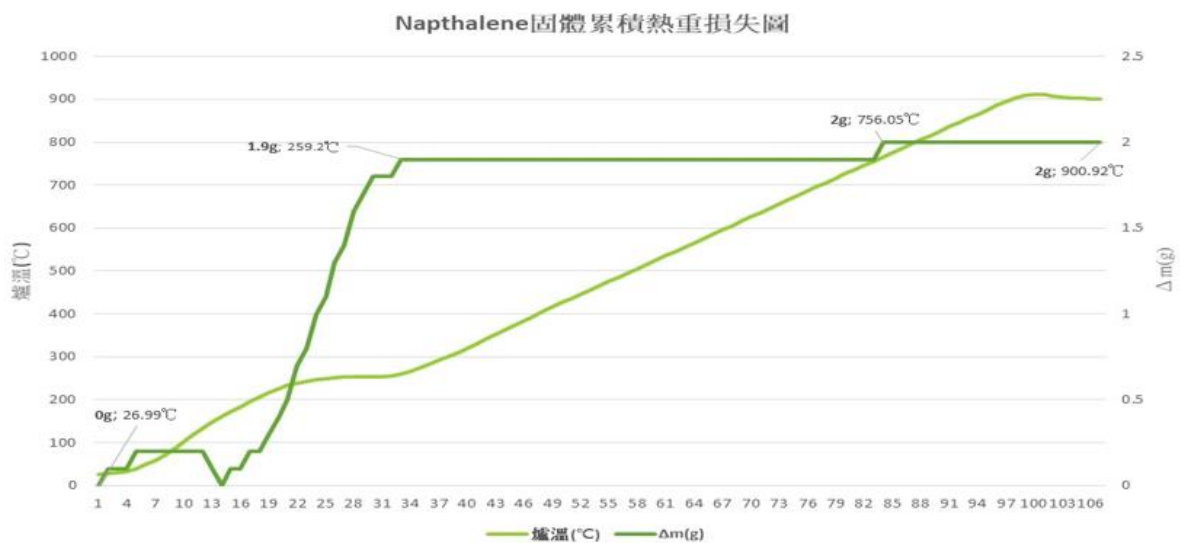


圖 5- 11 污染土高溫爐溫度與累積重量熱損率圖



PAHs 標準品及內標準品化合物 TIC 圖

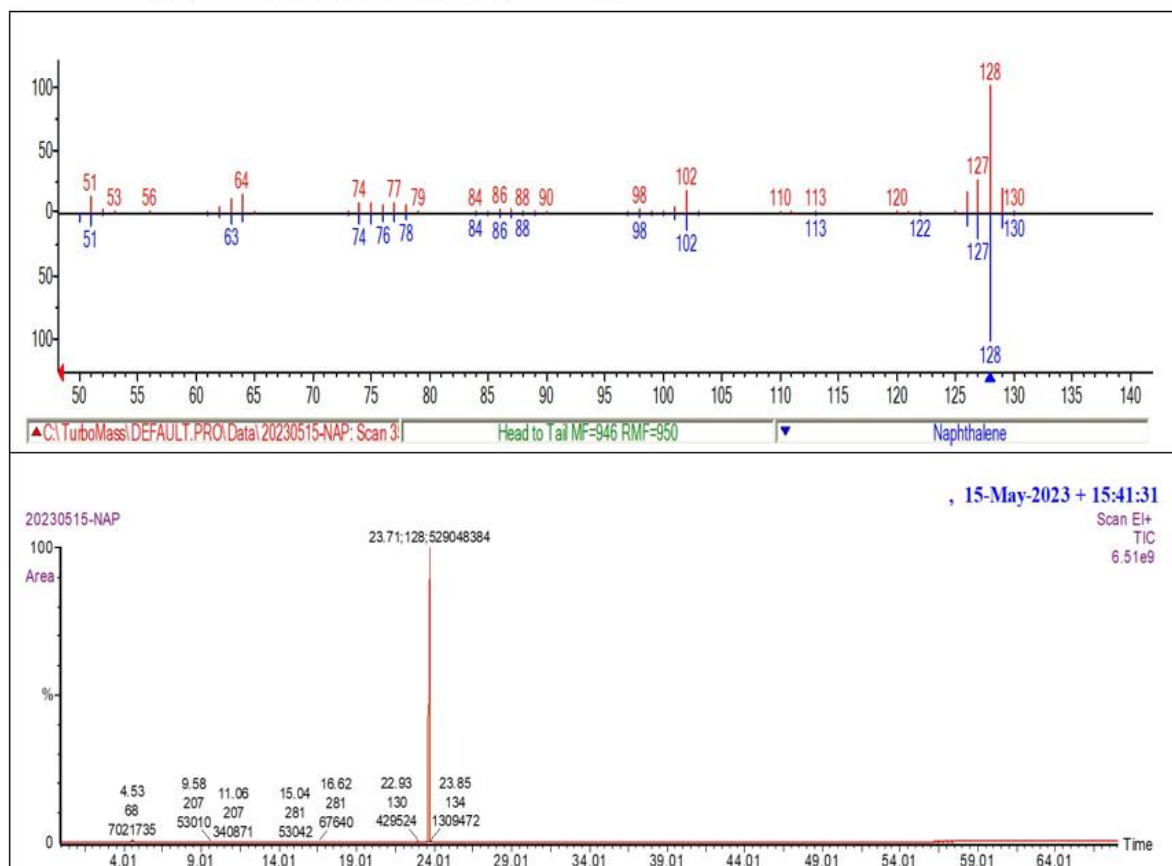


圖 5- 12Naphthalene 固體熱重採氣分析-質譜圖比對

圖5-12之上圖紅色質譜圖為 Naphthalene 固體樣品採氣，藍色質譜圖為 MS 資料庫中 Naphthalene 質譜圖。下圖經比對 GCMS 該突峰比對結果為 Naphthalene。由此由此 TG 熱重結果，得出 Naphthalene 固體在210℃採氣時，以 TIC 圖訊號及質譜比對結果，Naphthalene 所得的感應面積值極高，得知 Naphthalene 化合物沒有因熱重實驗過程中，明顯轉變成其他物種型態。

3-3. 添加標準品進行熱重反應，採氣溫度約900℃，進行 GC/MS 檢測。

隨後並將土壤樣品添加標準品進行氣體檢測試驗。土壤添加 PAHs 實驗如圖5-13所示，發現尾氣中仍含有微量的 PAHs 物種，若依3-2中 Naphthalene 的檢測結果，再超過 PAHs 物種的沸點溫度下應該絕大部分變成氣體而被排出，所以此時尾氣的檢測，可視為處理完成的尾氣背景濃度(該測值系外插求得)。其熱重爐反應成分變化如表5-2，尾氣濃度如表5-3所示。

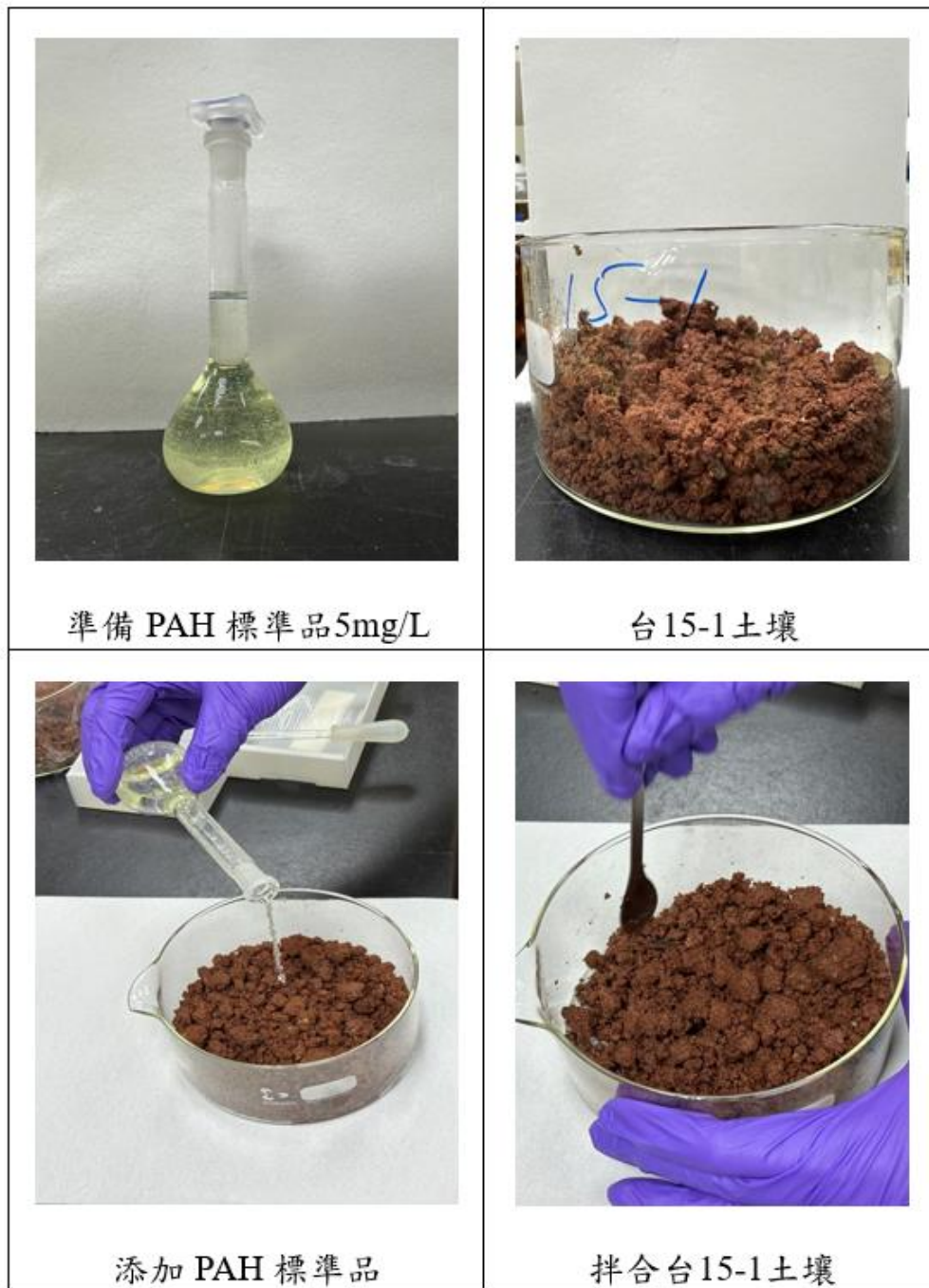


圖 5- 13 土壤添加 PAHs 標準液(例)



表 5- 2 污染土壤添加 (PAHs)熱重爐反應成分變化

序號	物種名稱	原土壤萃取液濃度 mg/L	土壤添加標準品後萃取液濃度 mg/L	經 TG 反應後土壤萃取液濃度 mg/L	去除率
1	Naphthalene(128)	0.150	5.37	0.089	98.35%
2	Acenaphthylene(152)	0.275	7.11	0.31	95.64%
3	Acenaphthene(154)	0.225	7.53	0.25	96.68%
4	Fluorene(166)	0.255	8.36	0.34	95.93%
5	Phenanthrene(178)	0.464	10.89	0.56	94.86%
6	Anthracene(178)	0.273	9.99	0.37	96.30%
7	Fluoranthene(202)	0.364	9.62	1.78	81.49%
8	Pyrene(202)	0.207	10.01	0.61	93.90%
9	Benzo(a)anthracene(228)	0.296	10.16	1.18	88.39%
10	Chrysene(228)	0.260	8.76	2.49	71.59%
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	0.555	11.83	4.39	62.88%
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	0.140	11.51	2.11	81.66%
13	Benzo(a)pyrene(252)	0.524	10.81	1.04	90.38%
14	Benzo(ghi)perylene(276)	0.677	10.97	1.77	83.86%
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	0.677	10.26	3.25	68.32%
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	0.402	10.43	1.10	89.45%

經由各物種質量加權計算其去除率為85.9%。

表 5- 3 污染土壤添加 (PAHs)熱重爐反應排氣成分

名稱	添加 PAH 土樣萃取液(mg/L)	土樣添加 +TG 處理排氣檢測 mg/m ³
Naphthalene (128)	5.37	0.11
Acenaphthylene (152)	7.38	0.15
Acenaphthene (154)	7.53	-
Fluorene (166)	8.94	-
Phenanthrene (178)	10.89	-
Anthracene (178)	9.99	-
Fluoranthene (202)	10.31	0.09
Pyrene (202)	10.71	0.04

名稱	添加 PAH 土樣萃取液(mg/L)	土樣添加 +TG 處理排氣檢測 mg/m ³
Benzo(a)anthracene (228)	11.55	0.43
Chrysene (228)	9.95	0.27
Benzo(b)fluoranthene (252)	12.90	0.21
Benzo(k)fluoranthene (252)	12.55	-
Benzo(a)pyrene (252)	11.80	0.35
Benzo(ghi)perylene (276)	11.43	0.41
Dibenzo(a,h)anthracene (278)	10.69	0.40
Indeno(1,2,3-cd)pyrene (276)	10.86	0.19



4. 受 PAHs 污染土壤水蒸氣電漿處理實驗前的測試

由表5-2~表5-3所示，原土壤中的 PAHs 濃度偏低，本計畫以土壤(20g)萃取液(1ml)來表示處理前後的濃度變化，由 TG 的反應中可以了解，當土壤樣品經過900°C的處理，仍會殘留小部分質量的 PAHs。因此需進行水蒸氣電漿的前測試。

由表5-4發現在水蒸氣電漿處理的10分鐘，取得較佳的去除率，其排氣成分中 PAHs 是相當低的。令人感到疑惑的是，處理20、30分鐘後竟未取得更佳的去除率，這個再組合機制的疑慮值得未來進一步的探討。比對 TG 與水蒸氣電漿的排氣，發現同樣250°C的反應器中，TG 排出的 PAHs 濃度略高，但均是部分物種是未明顯檢驗出來的。

表 5- 4 受 PAHs 土壤水蒸氣電漿處理測試作業

序號	名稱	添加 PAHs 的土壤萃取液濃度 (mg/L)	水蒸氣電漿處理 10min	水蒸氣電漿處理 20min	水蒸氣電漿處理 30min
1	Naphthalene(128)	7.11	0.06	0.48	0.22
2	Acenaphthylene(152)	8.05	0.30	0.34	0.29
3	Acenaphthene(154)	8.02	0.25	0.31	0.25
4	Fluorene(166)	9.41	0.28	0.40	0.29
5	Phenanthrene(178)	10.89	0.17	0.72	0.42
6	Anthracene(178)	10.33	0.32	0.60	0.38
7	Fluoranthene(202)	10.77	0.42	0.69	0.56
8	Pyrene(202)	10.90	0.38	0.91	0.83
9	Benzo(a)anthracene(228)	14.31	0.56	1.15	0.78
10	Chrysene(228)	14.15	0.51	1.08	1.00
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	16.69	0.98	1.55	1.08
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	16.55	0.31	1.00	0.92
13	Benzo(a)pyrene(252)	15.83	0.93	1.04	0.67
14	Benzo(ghi)perylene(276)	14.30	0.91	1.27	1.07
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	13.20	0.90	1.19	1.27
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	12.56	0.77	1.00	0.89

排氣的 SPME 取樣(如圖5-14所示)是在水蒸氣電漿處理10mins 時進行，經 GC/MS 氣體進樣分析。

簡要說明頂空固相微萃取(headspace-SPME)技術，頂空是種進樣方式。



此技術主要用於氣體，液體或者固體樣本中揮發性組分或者半揮發性組分的取樣檢測。因此直接將 SPME 直接置於尾氣，直接抽提尾氣氣體再打入氣相色譜質譜儀器中進行分離分析，從而檢測有機物質。



圖 5- 14 頂空固相微萃取器

測試結果發現其排氣濃度很低，低到 GC/MS 比對結果無符合 PAHs 化合物，僅有背景訊號，或已裂解或氧化成 CO、CO₂，GC/MS 分析結果如圖 5-15 所示。

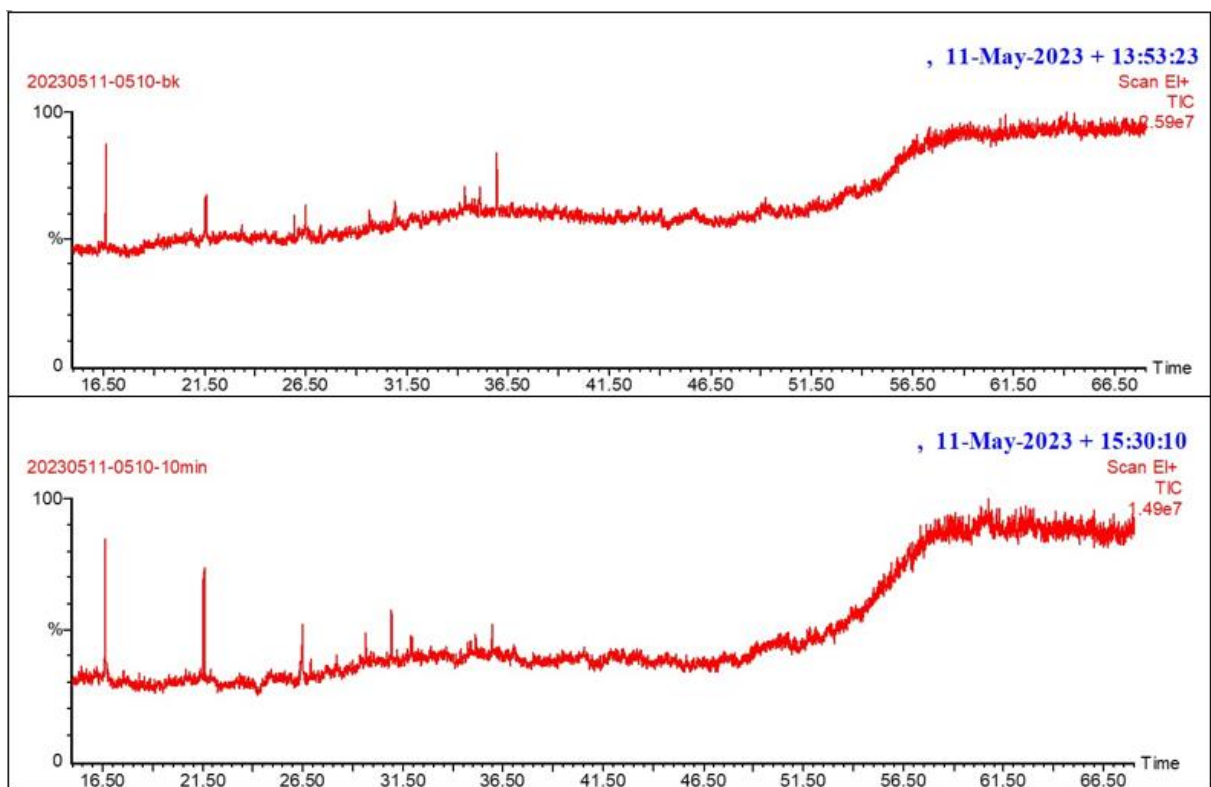


圖 5- 15 受污染土壤(添加 PAHs) TIC 經水蒸氣電漿處理 10min 採氣分析

另一方面，由於(常壓)水蒸氣產生的限制，此商規的最小尺寸是3公斤/min，如此龐大的水蒸氣讓工作氣體形成一大氣壓，導致工作氣體經過電漿



時，吸收大量的電子能量，導致電漿炬產生電漿(導電)的難度增加。因此，本計畫在經費有限下(需新購高溫蒸汽產生器)，調整電漿產生的順序，先以小量空氣作為工作氣體，讓電漿炬產生電漿後，混入水蒸氣後形成電漿煙流(plasma plume)，如此一來，即能控制電漿的產生，亦能利用水蒸氣，產生大量的自由基，未來新購微波再熱器，加熱及加速水蒸氣的流速，就能直接產生高溫的電漿工作氣體，徹底解決上述的問題。因此，此階段原本溫度控制的問題，即改以暴露時間(即 KW·h)來衡量電漿的去除效果，但是因為添加的標準品的限制，無法進行高劑量的效果比對。其次，本計畫可進行大量的土樣進料，但是由於 PAHs 標準品的管制，無法進行大量的添加操作，僅以每次進料500克土樣的方式進行實驗。

爐內溫度的維持，透過巨量高溫爐進行熱重分析，及利用 GC/MS 進行熱脫附的尾氣成分分析，進行後續的熱重變化溫度範圍調整。因現階段水蒸氣電漿的水蒸氣產生量過大，故無法將爐內溫度維持約攝氏250~350°C間，遂改將控制參數改為水蒸氣流量與處理時間，並透過不同劑量的 PAHs 添加，各實驗步驟參數詳如表5-5所示，全部約9個樣品。

表 5- 5 本計畫擬定的實驗計畫法參考變數及水準

變數	水準一	水準二	水準三
PAHs 污染量(萃取液濃度 mg/L)	30	20	10
處理暴露時間 mins	15	30	60
添加水分	×	+15%	+30%水

5. 水蒸氣電漿處理受 PAHs 污染的土壤

本計畫試驗結果如表5-6~表5-11所示。



表 5-6-1 污染土壤添加 PAHs(無外加水分)不同水蒸氣電漿反應時間(1)

序號	名稱 (單位:mg/L)	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	10.71	0.04	0.04	0.04
2	Acenaphthylene(152)	15.60	0.27	0.28	0.28
3	Acenaphthene(154)	16.29	0.22	0.23	0.23
4	Fluorene(166)	20.34	0.24	0.25	0.26
5	Phenanthrene(178)	25.53	0.14	0.26	0.25
6	Anthracene(178)	24.03	0.29	0.31	0.32
7	Fluoranthene(202)	32.67	0.61	0.73	0.51
8	Pyrene(202)	33.03	0.49	0.57	0.41
9	Benzo(a)anthracene(228)	41.10	0.87	1.17	0.64
10	Chrysene(228)	39.06	0.83	1.63	0.79
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	47.46	1.18	2.21	1.66
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	41.04	0.54	1.24	0.70
13	Benzo(a)pyrene(252)	35.58	0.85	1.27	0.86
14	Benzo(ghi)perylene(276)	35.70	1.11	1.16	1.12
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	34.32	1.12	1.79	1.13
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	35.19	0.67	1.47	0.67

表 5-6-2 污染土壤添加 PAHs(無外加水分)不同水蒸氣電漿反應去除率

序號	名稱	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	10.71	99.63%	99.63%	99.63%
2	Acenaphthylene(152)	15.60	98.27%	98.21%	98.21%
3	Acenaphthene(154)	16.29	98.65%	98.59%	98.59%
4	Fluorene(166)	20.34	98.82%	98.77%	98.72%
5	Phenanthrene(178)	25.53	99.45%	98.98%	99.02%
6	Anthracene(178)	24.03	98.79%	98.71%	98.67%
7	Fluoranthene(202)	32.67	98.13%	97.77%	98.44%
8	Pyrene(202)	33.03	98.52%	98.27%	98.76%
9	Benzo(a)anthracene(228)	41.10	97.88%	97.15%	98.44%
10	Chrysene(228)	39.06	97.88%	95.83%	97.98%
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	47.46	97.51%	95.34%	96.50%
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	41.04	98.68%	96.98%	98.29%
13	Benzo(a)pyrene(252)	35.58	97.61%	96.43%	97.58%
14	Benzo(ghi)perylene(276)	35.70	96.89%	96.75%	96.86%
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	34.32	96.74%	94.78%	96.71%
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	35.19	98.10%	95.82%	98.10%
	各物種質量加權去除率		98.06%	97.00%	97.98%



表 5-7-1 污染土壤添加 PAHs(添加 15% 水)不同水蒸氣電漿反應時間(2)

序號	名稱 (單位:mg/L)	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	15.06	0.04	0.04	0.13
2	Acenaphthylene(152)	20.76	0.27	0.27	0.28
3	Acenaphthene(154)	20.64	0.22	0.22	0.24
4	Fluorene(166)	21.06	0.24	0.25	0.26
5	Phenanthrene(178)	19.56	0.41	0.35	0.41
6	Anthracene(178)	19.02	0.49	0.35	0.32
7	Fluoranthene(202)	29.31	1.44	0.71	0.55
8	Pyrene(202)	31.17	1.44	0.53	0.51
9	Benzo(a)anthracene(228)	41.91	1.91	0.74	0.67
10	Chrysene(228)	39.99	2.00	0.92	0.74
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	46.50	1.94	0.97	1.64
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	42.93	1.48	0.82	0.61
13	Benzo(a)pyrene(252)	38.79	0.94	0.85	0.87
14	Benzo(ghi)perylene(276)	38.79	1.61	1.12	1.16
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	36.90	1.13	1.12	1.13
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	38.25	0.75	0.67	0.68

表5-7-2 污染土壤添加 PAHs(添加15%水)不同水蒸氣電漿反應去除率

序號	名稱	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	15.06	99.73%	99.73%	99.14%
2	Acenaphthylene(152)	20.76	98.70%	98.70%	98.65%
3	Acenaphthene(154)	20.64	98.93%	98.93%	98.84%
4	Fluorene(166)	21.06	98.86%	98.81%	98.77%
5	Phenanthrene(178)	19.56	97.90%	98.21%	97.90%
6	Anthracene(178)	19.02	97.42%	98.16%	98.32%
7	Fluoranthene(202)	29.31	95.09%	97.58%	98.12%
8	Pyrene(202)	31.17	95.38%	98.30%	98.36%
9	Benzo(a)anthracene(228)	41.91	95.44%	98.23%	98.40%
10	Chrysene(228)	39.99	95.00%	97.70%	98.15%
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	46.50	95.83%	97.91%	96.47%
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	42.93	96.55%	98.09%	98.58%
13	Benzo(a)pyrene(252)	38.79	97.58%	97.81%	97.76%
14	Benzo(ghi)perylene(276)	38.79	95.85%	97.11%	97.01%
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	36.90	96.94%	96.96%	96.94%
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	38.25	98.04%	98.25%	98.22%
	各物種質量加權去除率		96.74%	98.02%	97.96%



表 5-8-1 污染土壤添加 PAHs(添加 30% 水)不同水蒸氣電漿反應時間(3)

序號	名 稱 (單 位:mg/L)	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	7.96	0.04	0.04	0.04
2	Acenaphthylene(152)	11.84	0.27	0.27	0.27
3	Acenaphthene(154)	11.42	0.22	0.22	0.24
4	Fluorene(166)	12.10	0.24	0.24	0.12
5	Phenanthrene(178)	14.20	0.25	0.17	0.12
6	Anthracene(178)	13.44	0.33	0.28	0.26
7	Fluoranthene(202)	19.38	0.81	0.56	0.36
8	Pyrene(202)	19.78	0.63	0.42	0.29
9	Benzo(a)anthracene(228)	24.86	0.84	0.59	0.41
10	Chrysene(228)	23.96	1.01	0.67	0.43
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	26.62	1.36	1.27	0.98
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	24.38	0.53	0.56	0.21
13	Benzo(a)pyrene(252)	21.86	0.95	0.85	0.43
14	Benzo(ghi)perylene(276)	22.10	1.23	1.12	0.56
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	21.16	1.23	1.12	0.56
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	21.44	0.81	0.67	0.34

表 5-8-2 污染土壤添加 PAHs(添加 30% 水)不同水蒸氣電漿反應去除率

序號	名 稱	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	7.96	99.50%	99.50%	99.50%
2	Acenaphthylene(152)	11.84	97.72%	97.72%	97.72%
3	Acenaphthene(154)	11.42	98.07%	98.07%	97.90%
4	Fluorene(166)	12.10	98.02%	98.02%	99.01%
5	Phenanthrene(178)	14.20	98.24%	98.80%	99.15%
6	Anthracene(178)	13.44	97.54%	97.92%	98.07%
7	Fluoranthene(202)	19.38	95.82%	97.11%	98.14%
8	Pyrene(202)	19.78	96.81%	97.88%	98.53%
9	Benzo(a)anthracene(228)	24.86	96.62%	97.63%	98.35%
10	Chrysene(228)	23.96	95.78%	97.20%	98.21%
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	26.62	94.89%	95.23%	96.32%
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	24.38	97.83%	97.70%	99.14%
13	Benzo(a)pyrene(252)	21.86	95.65%	96.11%	98.06%
14	Benzo(ghi)perylene(276)	22.10	94.43%	94.93%	97.49%
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	21.16	94.19%	94.71%	97.35%
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	21.44	96.22%	96.88%	98.44%
	各物種質量加權去除率		96.37%	96.95%	98.11%



表 5-9-1 污染土壤添加 PAHs(無外加水分)不同水蒸氣電漿反應時間(4)

序號	名稱 (單位:mg/L)	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	9.395	0.053	0.045	0.048
2	Acenaphthylene(152)	14.247	0.329	0.315	0.322
3	Acenaphthene(154)	14.877	0.268	0.258	0.264
4	Fluorene(166)	18.575	0.293	0.281	0.299
5	Phenanthrene(178)	17.916	0.167	0.286	0.253
6	Anthracene(178)	16.863	0.345	0.341	0.323
7	Fluoranthene(202)	22.926	0.726	0.802	0.515
8	Pyrene(202)	15.186	0.408	0.452	0.323
9	Benzo(a)anthracene(228)	18.897	0.725	0.929	0.504
10	Chrysene(228)	17.959	0.692	1.294	0.622
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	23.612	0.937	1.637	1.317
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	20.418	0.429	0.919	0.556
13	Benzo(a)pyrene(252)	17.701	0.675	0.941	0.683
14	Benzo(ghi)perylene(276)	17.761	0.881	0.859	0.889
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	17.075	0.889	1.326	0.897
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	17.507	0.532	1.089	0.532

表 5-9-2 污染土壤添加 PAHs(無添加水)不同水蒸氣電漿反應去除率

序號	名稱	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	9.395	99.44%	99.52%	99.49%
2	Acenaphthylene(152)	14.247	97.69%	97.79%	97.74%
3	Acenaphthene(154)	14.877	98.20%	98.26%	98.22%
4	Fluorene(166)	18.575	98.42%	98.49%	98.39%
5	Phenanthrene(178)	17.916	99.07%	98.41%	98.59%
6	Anthracene(178)	16.863	97.95%	97.98%	98.08%
7	Fluoranthene(202)	22.926	96.83%	96.50%	97.75%
8	Pyrene(202)	15.186	97.31%	97.02%	97.87%
9	Benzo(a)anthracene(228)	18.897	96.16%	95.09%	97.33%
10	Chrysene(228)	17.959	96.15%	92.80%	96.54%
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	23.612	96.03%	93.07%	94.42%
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	20.418	97.90%	95.50%	97.28%
13	Benzo(a)pyrene(252)	17.701	96.19%	94.69%	96.14%
14	Benzo(ghi)perylene(276)	17.761	95.04%	95.16%	95.00%
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	17.075	94.79%	92.23%	94.75%
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	17.507	96.96%	93.78%	96.96%
	各物種質量加權去除率		97.03%	95.81%	97.03%



表 5-10-1 污染土壤添加 PAHs(添加 15%水)不同水蒸氣電漿反應時間(5)

序號	名 稱 (單 位:mg/L)	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	4.781	0.046	0.056	0.188
2	Acenaphthylene(152)	7.362	0.307	0.338	0.412
3	Acenaphthene(154)	7.319	0.250	0.275	0.353
4	Fluorene(166)	7.468	0.273	0.313	0.382
5	Phenanthrene(178)	8.811	0.402	0.407	0.526
6	Anthracene(178)	8.568	0.480	0.407	0.410
7	Fluoranthene(202)	13.203	1.412	0.826	0.705
8	Pyrene(202)	6.747	1.036	0.384	0.386
9	Benzo(a)anthracene(228)	9.071	1.374	0.536	0.508
10	Chrysene(228)	8.656	1.439	0.667	0.561
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	10.473	1.516	0.638	1.262
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	9.669	1.156	0.539	0.469
13	Benzo(a)pyrene(252)	8.736	0.734	0.559	0.669
14	Benzo(ghi)perylene(276)	8.736	1.258	0.737	0.892
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	8.311	0.883	0.737	0.869
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	8.615	0.586	0.441	0.523

表 5-10-2 污染土壤添加 PAHs(添加 15%水)不同水蒸氣電漿反應去除率

序號	名稱	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	4.781	99.04%	98.84%	96.06%
2	Acenaphthylene(152)	7.362	95.83%	95.42%	94.41%
3	Acenaphthene(154)	7.319	96.58%	96.24%	95.18%
4	Fluorene(166)	7.468	96.35%	95.82%	94.88%
5	Phenanthrene(178)	8.811	95.44%	95.38%	94.03%
6	Anthracene(178)	8.568	94.39%	95.25%	95.21%
7	Fluoranthene(202)	13.203	89.31%	93.75%	94.66%
8	Pyrene(202)	6.747	84.64%	94.31%	94.27%
9	Benzo(a)anthracene(228)	9.071	84.85%	94.09%	94.40%
10	Chrysene(228)	8.656	83.38%	92.30%	93.52%
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	10.473	85.53%	93.91%	87.95%
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	9.669	88.04%	94.42%	95.15%
13	Benzo(a)pyrene(252)	8.736	91.59%	93.60%	92.34%
14	Benzo(ghi)perylene(276)	8.736	85.60%	91.57%	89.79%
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	8.311	89.38%	91.13%	89.54%
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	8.615	93.20%	94.88%	93.93%
	各物種質量加權去除率		90.37%	94.24%	93.32%



表 5-11-1 污染土壤添加 PAHs(添加 30%水)不同水蒸氣電漿反應時間(6)

序號	名稱 (單位:mg/L)	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	4.682	0.058	0.063	0.058
2	Acenaphthylene(152)	7.494	0.325	0.355	0.360
3	Acenaphthene(154)	7.228	0.265	0.289	0.320
4	Fluorene(166)	7.658	0.289	0.316	0.1364
5	Phenanthrene(178)	8.875	0.281	0.147	0.167
6	Anthracene(178)	8.400	0.371	0.241	0.361
7	Fluoranthene(202)	12.113	0.910	0.483	0.500
8	Pyrene(202)	7.608	0.512	0.362	0.257
9	Benzo(a)anthracene(228)	9.562	0.683	0.509	0.363
10	Chrysene(228)	9.215	0.821	0.578	0.381
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	10.563	1.097	1.095	0.961
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	9.675	0.427	0.483	0.206
13	Benzo(a)pyrene(252)	8.675	0.766	0.733	0.2796
14	Benzo(ghi)perylene(276)	8.770	0.992	0.966	0.3684
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	8.397	0.992	0.966	0.3684
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	8.508	0.653	0.578	0.2204

表 5-11-2 污染土壤添加 PAHs(添加 30%水)不同水蒸氣電漿反應去除率

序號	名稱	添加 PAH 土 樣萃取液	原土樣 +15min	原土樣 +30min	原土樣 +60min
1	Naphthalene(128)	4.682	98.76%	98.67%	98.76%
2	Acenaphthylene(152)	7.494	95.66%	95.26%	95.20%
3	Acenaphthene(154)	7.228	96.33%	96.00%	95.57%
4	Fluorene(166)	7.658	96.22%	95.88%	98.22%
5	Phenanthrene(178)	8.875	96.83%	98.35%	98.12%
6	Anthracene(178)	8.400	95.59%	97.13%	95.70%
7	Fluoranthene(202)	12.113	92.49%	96.01%	95.87%
8	Pyrene(202)	7.608	93.27%	95.24%	96.63%
9	Benzo(a)anthracene(228)	9.562	92.86%	94.68%	96.21%
10	Chrysene(228)	9.215	91.09%	93.73%	95.87%
11	Benzo(b)fluoranthene(252)	10.563	89.62%	89.64%	90.90%
12	Benzo(k)fluoranthene(252)	9.675	95.58%	95.01%	97.87%
13	Benzo(a)pyrene(252)	8.675	91.17%	91.55%	96.78%
14	Benzo(ghi)perylene(276)	8.770	88.69%	88.99%	95.80%
15	Dibenzo(a,h)anthracene(278)	8.397	88.19%	88.50%	95.61%
16	Indeno(1,2,3-cd)pyrene(276)	8.508	92.32%	93.21%	97.41%
	各物種質量加權去除率		93.13%	94.06%	96.14%



樣品的量為500g 時，即使是低濃度仍有相當好的去除率，但是因為添加的 PAHs 量太小，無法與表3-9中的能量效率比較，但是若以 TG 的測試，可以輕易地 (173~210°C 附近)將2g 的 Naphthalene 氣化，而以殘留在土壤中的 PAHs 而言，水蒸氣電漿(運作出口溫度185°C)的去除率是明顯高於 TG(達900°C 以上)處理。整體實驗結果彙整於表5-12。

表 5- 12 污染土壤添加 PAHs 水在不同水蒸氣電漿反應效果彙整

含水率	原土壤	原土壤	+15%	+30%			
加權去除率	94.36%	97.2%	95.1%	95.8%			

反應時間(min)	10	15	20	30	30	60	90(TG)
加權去除率	95.8%	95.3%	92.9%	94.3%	96.0%	96.8%	85.9%

樣品萃取液濃度 mg/L	30.9	18.0	12.1	10.2(TG)	8.6		
加權去除率	97.6%	96.9%	94.3%	85.9%	93.5%		

由上表5-12可以了解，針對本計畫水蒸氣電漿的運作，與土壤含水率無顯著的影響，都有94%以上的去除率。而水蒸氣電漿的暴露時間以30~60分鐘的去除率最佳，但以能源效率而言，建議未來可採用10分鐘的操作模式，其去除率也高達95%以上。最後污染物的負荷，因為使用標準品屬管制品(其實是溶劑被列管)，而未進行大劑量的測試，但是目前的紀錄顯示，即使是處理低濃度的受 PAHs 污染的土壤，其去除率也高於93%。

另一方面，以熱力學的角度，水蒸氣電漿的反應室出口溫度約185°C，僅足以氣化 Naphthalene 等少數的 PAHs 物種，但是實際的測試後，發現其他的高沸點物種，如 INP、DBA 等沸點超過500°C 的 PAHs，均有很好的去除率。本計畫初期使用低濃度的 PAHs 添加，但是處理土壤量500g 相對小型的設備而言，是可合理推論具放大效果的。因為依據實驗，經過水蒸氣電漿10分鐘，幾乎去除率就超過九成，這樣就能快速地處理大量的受污染土壤。

這現象是以較低的熱力學溫度，但高(電子)能量的水蒸氣電漿處理受有機污染的土壤，除了具氣化的反應外，反應室中飽含自由基(詳如圖5-7、圖5-8)所示，提供強力氧化劑來氧化有機物質，還有高能電子撞擊的造成鍵結斷裂的機會，以及未反應的水蒸氣扮演氣化劑的角色，即使未提供足量的氧，亦能將有機物質氣化或裂解。



電漿炬為電漿技術的核心，本計畫採用熱電漿源作為水蒸氣電漿的核心，所謂的電漿化學反應，一般都是經由熱力學來解析，所以多透過電漿中心溫度高達 $10,000^{\circ}\text{C}$ 以上，說明電漿可以輕鬆產生 $1,400\sim 1,650^{\circ}\text{C}$ 的處理或熔融環境，但是事實上該高溫是電子的換算溫度，如圖3-8所示，無論是高溫電漿或低溫電漿，其電子的溫度都是很高的。該電子具有高度的電子能量(eV)，足夠超越激發 N_2 或是斷氮鍵的能量，因此，很多的研究將低溫電漿或大氣電漿使用在農業固氮上的使用。

回到電漿化學反應，主要源於電子的非彈性碰撞開始，後續再產生高活性粒子進行後續的氣相(碰撞)反應。至於生成何種活性粒子，則與電子能量(eV)有密切的關係，因此只要電子能量高於氣體分子的鍵能，就有機會發生解離反應。一般為描述氣體解離之化學反應變化，會直接透過電子轟擊的解釋，如圖3-9及圖3-10所示。但是不幸的是，電子的質量是質子的1900分之一，而電子的能量又是相當高，因此很多的研究係針對稀薄空氣環境或是惰性氣體環境，來產生電漿。事實上，有機物的處理，可以靠活性粒子，針對這樣的理論基礎，思考產生大量的強力氧化能力的 OH 自由基來對有機物進行氧化，將可以更有效處理有機污染物。因此考慮水蒸氣(H_2O)的使用，透過電漿炬將水(蒸氣)分子解離成氧分子、氧原子及氫氧自由基(OH)等高化學反應性的物種，如此一來解決電子的選擇性(電子能量 9.8eV 才能激發 N_2 ，如不超過 N_2 就不會被激發)，另一方面，透過水蒸氣解決需要惰性氣體來減速(能量)的浪費，因為無論何種電漿都擁有高溫的電子溫度。水經過解離後，產生大量的氫氧自由基(OH)、氫原子(H)、氧原子(O)、氫氣(H_2)、氧氣(O_2)、甚至重組為過氧化氫(H_2O_2)、過氧化氫自由基(HO_2)、臭氧(O_3)、氫離子(H^+)、氧離子(O^+)、以及殘留的電子(e)等物種濃度在空間中的分佈，以及電漿產生過程的熱量加熱了未碰撞到電子的水蒸氣。

水蒸氣充作電漿工作氣體，水蒸氣在熱電漿化學反應作用解離後，產生之氫及氧等自由基，在高溫下使得後續的化學反應更加激烈。如此一來，使得本計畫的熱效率理論上會優於傳統火焰加熱技術，水蒸氣熱電漿在化學反應具有以下特性：1、含有大量電子能量可引發化學反應，2、高熱焓的水蒸氣(氣化劑)讓環境化學活性提高，3、大量自由基讓氧化作用強化。重要的是，本水蒸氣電漿所使用的原料為水，不具化學藥劑的危害性，對於整治後的土壤，可以調整肥份後迅速進入栽作的動作。



6. PAHs 的能源效率

前述利用 TG 進行土壤(98.1g)添加 Naphthalene (2g)的實驗，比對圖5-12推估其去除率可達90%以上(254°C)約為1.8g，經查 TG 高溫爐最大功率 3.3KW，進行高溫爐測試期間平均輸出64.7%的功率，即 $3.3 \text{ KW} \times 64.7\% = 2.14 \text{ KW}$ 。該次操作耗時1.5 hr，因此計算總耗電度為 $2.14 \text{ KW} \times 1.5 \text{ hr} = 3.21 \text{ (kW} \cdot \text{h)}$ 。推算 Naphthalene 電漿處理的能源效率為 $1.8/3.21=0.561 \text{ g Naphthalene/ kW}$ 。

為進一步了解水蒸氣電漿對於土壤中 Naphthalene 處理的能源效率，同樣地進行二次的測試，分別為(1) 5kg 土壤添加 30g 的 Naphthalene；(2) 10 kg 土壤添加 30g 的 Naphthalene。相當於污染濃度3000 mg/kg 以及6000 mg/kg。污染負荷一樣是30g，探討土壤處理負荷是否會對於水蒸氣電漿造成干擾。針對土壤殘留的 Naphthalene 及排氣進行檢測，比對是否被水蒸氣電漿破壞或氧化、裂解等反應。因此排氣溫度控制在200度以下(Naphthalene 的沸點為218°C)，並針對排氣進行取樣分析。

其中土壤樣品放入旋轉反應室(圖5-1)內，開啟小電漿及蒸氣，以固相微萃取(solid-phase microextraction, SPME)吸附第5-10min 尾氣，10min 後固體樣品取樣。

排氣取樣步驟如下：

(1)SPME 針帶至現場，在處理污染土壤程序中預定吸附時間區段，吸附尾氣5分鐘。

(2)帶 SPME 針帶回實驗室，插在 GC 注射口熱脫附，執行 GCMS 分析程序，收集訊號。

分別對於10kg、5kg 土壤，同樣添加 Naphthalene 30g 的受測樣品 A、B 進行實驗。實驗結果如下：

(1) 尾氣成分檢測

將 SPME 針插在 GC 注射口熱脫附，以質譜儀收集訊號，積分收集的化合物訊號面積值並計算濃度。尾氣經 GC/MS 比對的結果如圖5-16所示，其



圖譜中只有 Naphthalene 物種。

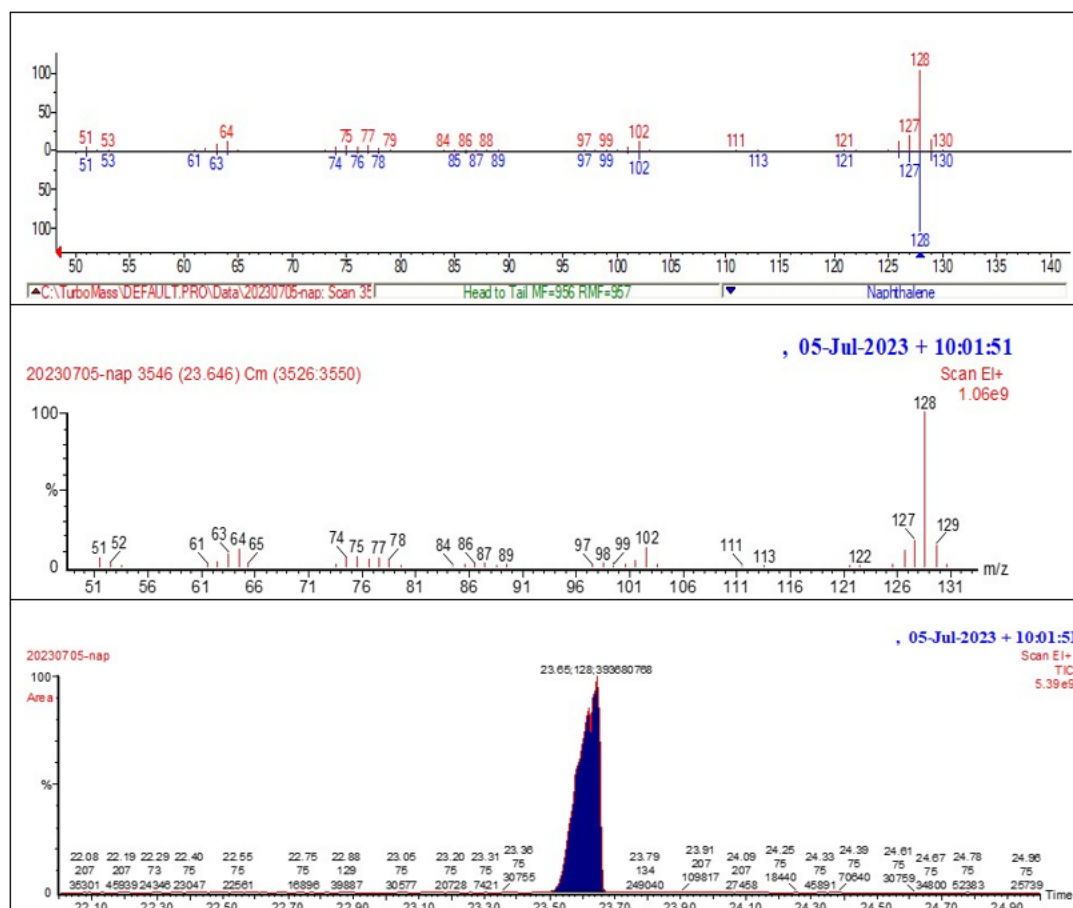


圖 5- 16 TIC 圖 23.65min 的質譜圖

(2) 殘留土壤中的 Naphthalene 檢測(經水蒸氣電漿處理)

經過操作10分鐘，A 樣品(3000mg/kg)的尾氣溫度198oC，經透過定量的水蒸氣及小量空氣作為電漿工作氣體，換算尾氣的體積為17.23m³，經 SPME 檢測計算尾氣中 Naphthalene 劑量為15.752g，殘留在土壤中的劑量約為0.786g。B 樣品(6000mg/kg)10分鐘處理後，排氣中存在的劑量為0.141g，殘留在土壤中的劑量為0.277g。因此計算處理去除率分別為97.4%及99.1%；其中能源效率約分別為1.65、168g Naphthalene/(kw-h)。

首先，對於 A 樣品，當水蒸氣電漿的電漿產生控制不順利時，可能產生較多的熱熔蝕現象(發生在電極表面)，此時就減少了撞擊及後續的電漿化學反應，因此在 A 樣品中，尾氣溫度比較高，因為加溫速度快，以及電漿後續的化學反應，同樣地在反應室溫度低於 Naphthalene 沸點的運作條件下，就能將 Naphthalene 蒸出，或由自由基破壞，其去除率(相對殘留於土壤中的劑



量而言)，達到97%以上。另一方面，或許大量的土壤本身具有比熱約為880J/kg°C，部分高能量的活性物種無選擇地碰撞到土壤的無機質，造成失效，但是因為溫度的關係，亦能將其大量蒸出。對於B樣品，水蒸氣電漿操作後對反應室內溫度只有173°C，但是該電漿煙流室飽含大量活性的物種，因此將土壤中的Naphthalene幾乎徹底地摧毀，去除率達99%。

表 5- 13 水蒸氣電漿處理土壤中 Naphthalene 的能源效率

樣品	尾氣量	殘留量	去除率	能源效率 g/(kw·h)
10Kg 土+30g Naphthalene	15.752g/17.23m ³	0.786g	97.4%	1.46
5Kg 土+30g Naphthalene	0.141g/16.32m ³	0.277g	99.1%	1.49

依目前的實驗結果發現，能源效率而言，幾乎都是處理接近30g 的Naphthalene，所以其能源效率取決於水蒸氣電漿的電功率，但是若以電流與電壓的乘積計算，本廠的水蒸氣電漿室15kW，只操作10分鐘，所以可以達12g/(kw·h)，但是若依實質量測耗電的讀值，約為20(kw·h)，因此能源效率則為1.46~1.49g/(kw·h)。另一方面，若對於處理後的土壤殘留濃度不滿意者，或者對於A樣品，其尾氣含有高濃度的Naphthalene，是必須要進一步的考量。檢視本計畫的實驗結果，可以再透過水蒸氣電漿持續或二次處理，或者土樣添加水分後再處理，或需操作至15分鐘，如此可以強化去除效率，或者在水洗塔添加氧化劑(如次氯酸鈉)，均可以獲得解決。

當然，本計畫要求針對操作成本進行評估，這個涉及另一個負荷，即土壤的操作量，首先本計畫使用的是小型熱電漿，是自行開發的設備，電漿產生的電效率較低，以本例為20(kw·h)以每度3.5元計約為70元/h，處理所謂的29g Naphthalene，若土壤5kg計算(A樣品還需處理尾氣)，則換算為每公斤14元，每噸污染土壤14,000元。這樣的成本是指小型電漿的操作費用，若再加入包含周邊設備的運作。例如加上冰水機、蒸汽產生器、水洗塔、誘引風車等，則以電力而言約為200度，相當於每公斤40元，每公噸需40,000元。

7. 土壤肥份的變化

首先將本計畫實場取樣的土壤進行成分分析，結果如表5-14。



表 5- 14 污染土壤的三成分分析結果

土樣	水分%	灰分%	可燃分%
T15-1	17.65	79.00	3.35
T15-2	15.64	79.60	4.75

(1) 土壤粒徑

由表5-15經雷射粒徑分析的結果，發現土壤的粒徑經過添加攪拌的過程，可能因水分的添加導致粒徑的團粒尺寸改變，但是經由水蒸氣電漿的效果，其團粒化發生明顯的變化，即粒徑變大。

表 5- 15 污染土壤粒徑分析

樣品名稱	雷射粒徑1	雷射粒徑2	雷射粒徑3	平均粒徑 um
原樣1	137.4	137.8	138.2	137.8
T15-1前	203.2	198.6	194.4	198.7
T15-1後	273.9	273.7	273.9	273.8

(2) 土壤氮磷鉀肥份

由表5-16可以了解，此土壤氮磷鉀部分，經由土壤檢測試劑盒(圖5-17)進行，是台灣首創的技術，呈色後比色階用眼睛即可判定。結果發現，經由水蒸氣電漿的運作，在固氮的功能上有顯著的2級以上的跳升，而鉀的部分約有1級的上升，但是磷就沒有變化。此部分與文獻[5-1]指出電漿反應在水存在的條件下具有固氮的能力(轉化空氣中的氮為硝酸氮有關)。

表 5- 16 硝酸態氮、磷、鉀(檢測類別：土壤)快篩結果

快篩結果	N mg/kg	P mg/kg	K mg/kg
原樣	0-5極缺	50-150缺	0-100極缺
T15-1前	0-5極缺	150-250適中	100-150缺
T15-1後	40-70高	150-250適中	150-250適中
T15-2前	0-5極缺	150-250適中	0-100極缺
T15-2後	15-40適中	150-250適中	100-150缺



圖 5- 17 市售土壤營養源快篩組

土壤肥力快篩檢測，是工研院與農試所展開合作在2019年，開發的簡單檢測方法。只要將田間土壤放入萃取瓶中加水，再加入萃取試劑，搖晃1分鐘然後靜置30秒後，即得到融出氮、磷、鉀的澄清液體，再放入呈色盒，放入呈色試劑，觀察顏色的深淺變化，只要30分鐘，就能知道土壤的氮、磷、鉀濃度。最後用手機拍下液體顏色，上傳雲端，AI 演算法會自動匡列色卡辨識比較顏色相似度，直接顯示氮、磷、鉀比對色階，將比對準確率從肉眼判讀的5成提升至8成[5-3]。

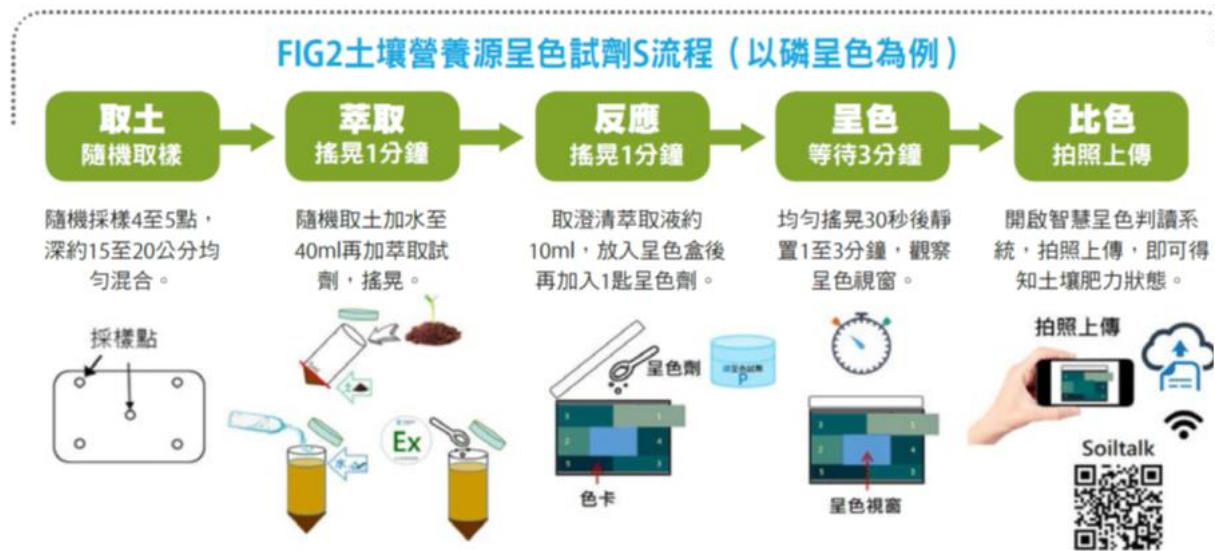


圖5- 18土壤營養源呈色試劑 S 流程(以磷呈色為例)[5-3]

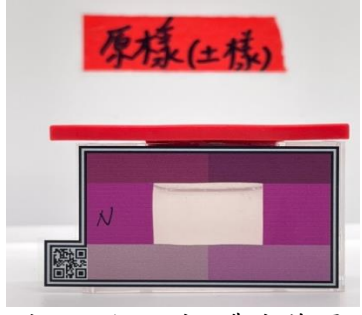
步驟一：取土，隨機取樣-隨機採樣4至5點，深約15至20公分均勻混合。

步驟二：萃取搖晃1分鐘-隨機取土加水至40ml 再加萃取試劑，搖晃。

步驟三：反應，搖晃1分鐘-取澄清萃取液約10ml，放入呈色盒後再加入1匙呈色劑。

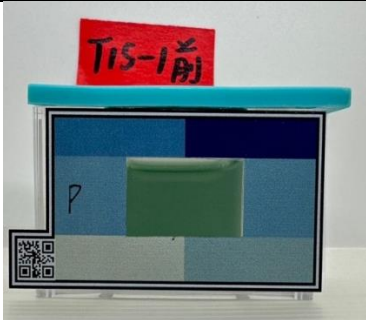
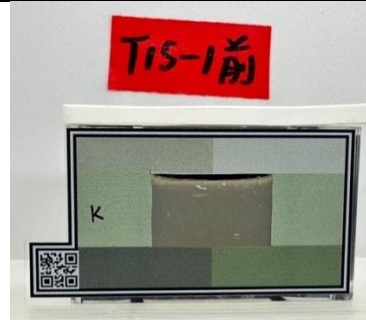
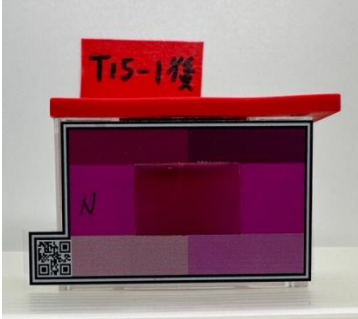
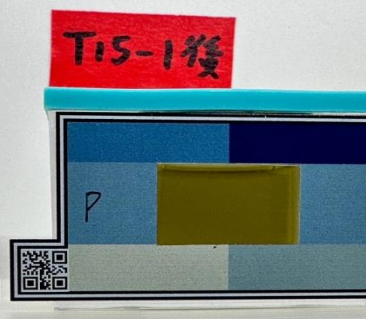
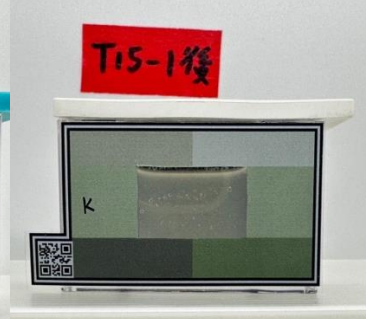
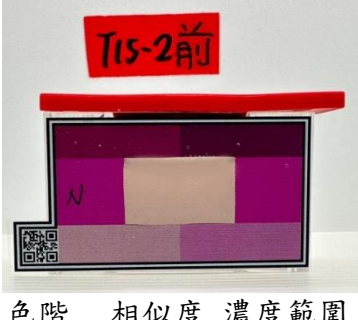
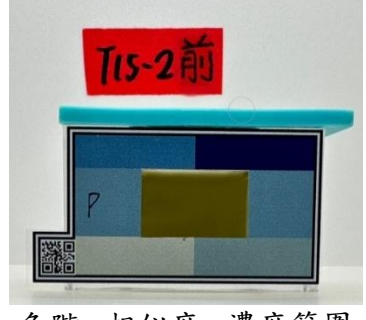
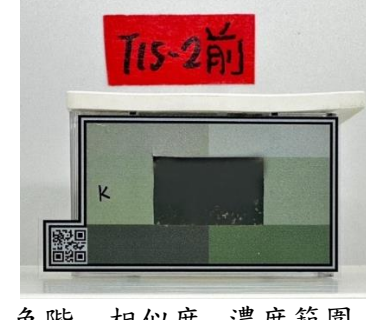
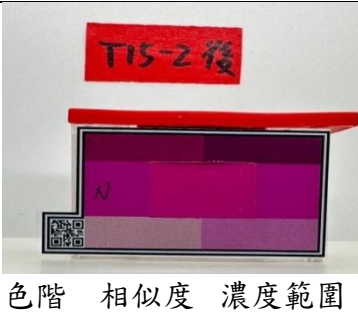
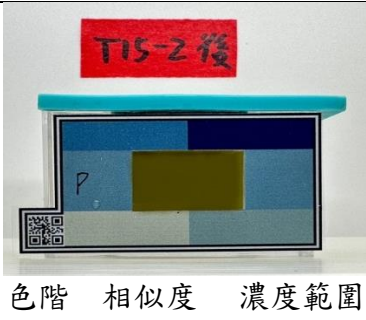
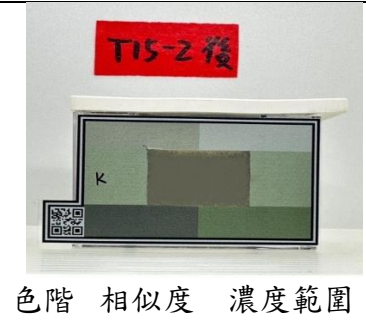
步驟四：呈色，等待3分鐘-均勻搖晃30秒後靜置1至3分鐘，觀察呈色視窗。

步驟五：比色，拍照上傳-開啟智慧呈色判讀系統，拍照上傳，即可得知土壤肥力狀態。

元素 樣本名稱	N	P	K
濃度	mg/kg		
原樣			
	色階 1 相似度 62% 濃度範圍 0~5	色階 2 相似度 78% 濃度範圍 50~150	色階 1 相似度 94% 濃度範圍 0~100

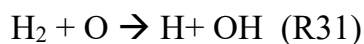
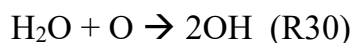
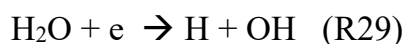


第五章 研究結果與討論

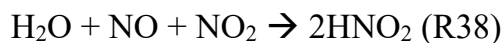
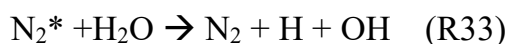
樣本名稱 \ 元素	N	P	K
濃度	mg/kg		
T15-1 前	 色階 1 相似度 89% 濃度範圍 0~5	 色階 3 相似度 84% 濃度範圍 150~250	 色階 2 相似度 96% 濃度範圍 100~150
T15-1 後	 色階 4 相似度 97% 濃度範圍 40~70	 色階 3 相似度 85% 濃度範圍 150~250	 色階 3 相似度 94% 濃度範圍 150~250
T15-2 前	 色階 1 相似度 86% 濃度範圍 0~5	 色階 3 相似度 75% 濃度範圍 150~250	 色階 1 相似度 93% 濃度範圍 0~100
T15-2 後	 色階 3 相似度 95% 濃度範圍 15~40	 色階 3 相似度 73% 濃度範圍 150~250	 色階 2 相似度 96% 濃度範圍 100~150



由表5-16得知，因為水蒸氣電漿具有固氮(Nitrogen Fixation)的作用[5-2]，具有以下機制：



因為本計畫初期使用少量的空氣作為電漿工作氣體，因此衍生以下反應：



因為氮肥容易溶於水而流失，導致水體的優養化，也造成過量的氮肥的施作。已有相當多的文獻介紹運用大氣電漿系統，作為固氮的操作，即將空氣中的氮轉化為肥料，減少尿素等常用的氮素肥料的化工生產。按植物生長時所需的氮肥而言，其組成主要為 NH_4^+ 、 NO_3^- ，其中作物吸收又以 NO_3^- 較佳。

對於電漿而言較高含量的水蒸氣是有助於增加整體N的轉化率，無論是 NH_3 、亞硝酸根離子、或硝酸根離子，但使用水蒸氣電漿則具有直接使用水蒸氣和不存在催化劑的優勢。由本研究結果，添加的 H_2O 蒸汽是容易在土壤中產生氮肥的。



五.結論與建議

本研究藉由文獻探討與實驗操作獲致以下結論：

(一)、完成強化水蒸氣熱脫附及電漿處理有機污染土壤系統之建置，設備包含蒸氣供給單元、電漿產生單元、熱脫附反應單元以及尾氣處理單元。

(二)、經過 TG 及水蒸氣電漿的操作測試，修正計畫參數的內容，選定土壤含水率(原樣、+15%、+30%)、水蒸氣電漿處理時間(10、15、30、60min)以及不同污染濃度負荷等。

(三)、實驗結果發現，針對水蒸氣電漿的運作，與土壤含水率無顯著的影響，都能有94%以上的去除率。而水蒸氣電漿的暴露時間以30-60分鐘的去除率最佳，但以能源效率而言，建議未來可採用10分鐘的操作模式，其去除率也達95%以上。依目前的紀錄顯示，即使是處理低濃度的受 PAHs 污染的土壤，其去除率也高於93%。

(四)、雖經本團隊依據理論推估反應單元進口溫度可為523~623K，但實驗操作上因為水蒸氣產生器的產率不穩定且過量，目前的設備無法以控制溫度的方式進行實驗，其反應器出口溫度約為185°C，雖以熱力學角度是不足的，但高能量的電子能量的電化學反應，讓本計畫仍能有高去除率。

(五)、尾氣處理部分，建置水洗塔冷凝尾氣中的水蒸氣及吸收酸性氣體，其排出的水蒸氣可回收使用，另附設之吸收裝置包括活性碳吸附器可應用處理有害廢氣。而依 GC/MS 針對尾氣的檢測，幾乎無法檢測出 PAHs 的成分。

(六)、本團隊為了解系統之最大熱重變化溫度範圍及利用 GC/MS 進行熱脫附的尾氣成分分析，自費購置巨量 TGA 串接 GC/MS 設備。以能源效率而言約為1.5g Naphthalene /(kw·h)，以土壤負荷量而言，為4kw·h/kg(相當約為14元/kg 土壤)。

(七)、本團隊於計畫初期，使用小量空氣充作電漿工作氣體+水蒸氣混入電漿煙流的方式，替代純水蒸氣的電漿煙流的使用模式，意外收獲能創造土壤固氮的效果，從原本土壤0~5 mg-N/kg(極缺乏等級)，提升至40~70 mg-N/kg(高度含氮肥等級)的水準。



本計畫主要配合政府為精進我國土壤及地下水污染整治技術發展與政策推動，鼓勵整治復育等新穎技術研發工作，因此針對水蒸氣電漿技術，結合綠色整治技術，研發本土化之技術或設備運用於受高濃度、難治理的有機物污染的土壤為目標，在治理的過程中保有土壤原本的功能，更難能可貴地兼具固氮能力的創新性污染整治技術。

考慮加熱蒸氣的治理技術，對於受高濃度的半揮發有機污染物或持久性污染物污染的土壤，在治理上的去除效率較低，導致即使整治後，該土壤亦無法回歸農業使用。本技術主要是透過異位方式，將高濃度受污染的土壤，經開挖鑑定後，進行水蒸氣電漿處理，即結合開挖法的水蒸氣電漿處理技術。此技術具有整治快速，僅需透過簡單先導試驗 (pilot test) 評估水蒸氣電漿參數，實施成效易於評估；對於農地受 SVOCs、POPs 等難處理的有機污染物的污染場址，提供一個可行的處理及整治的技術。

現有技術經評估後，可能於整治後仍殘留污染物時，即需提出長期監測計畫，依據每個場址污染物及治理方法的特性，採用不同的監測期。或整治完成後，發現有預期之外的污染物，則需再提出風險評估，提送審核及評估。「土壤」本身就是珍貴的資源，土地的使用需達到利益最大化。因此對於受污染之場址，其整治目標應該是不會殘留過量預期或非預期的污染物，也就是在不危害人體健康風險的條件下，進行整治開發。本計畫開發的技術，是讓受污染的土壤能夠再生，並且回歸市場機制。

以第一年的研發成果，對於 PAHs 各物種可以有效地去除，以能源效率的角度，含周邊設備(水蒸汽產生器、冷凝設備、變壓器等)約為1.5g Naphthalene 的去除率/kw.h，目前僅測試到10公斤污染土壤(污染濃度3000 mg Naphthalene/kg soil)，對於以土壤處理重量的成本考量時，仍可透過更大的土壤負荷來達成。本技術異於低溫電漿技術，其高電子能量數目較少，當處理大通量土壤或高濃度污染物時，將不易達成實場的應用。此透過熱水蒸氣電漿技術，可以透過電功率與過熱水蒸氣的量，容易地達成大量受污染土壤的整治。但此技術仍存在產生的反應性氯化劑動線長度過長、反應器熱損較大及土壤與蒸氣接觸效率不佳等的缺點，需進一步改善。



第六章 參考文獻

- [2-1].吳裕民，以植物修復技術處理混合型污染土壤之研究，正修科技大學，99 年度教師專題研究計畫成果報告。
- [2-2].經濟部工業局，土壤及地下水污染整治技術手冊—生物處理技術，93年12月。
- [2-3].李貽華、徐慈鴻，多環芳香族碳氫化合物(PAHs)與植物，藥毒所專題報導，75 (2004) 1-12。
- [2-4].陳秀玲、林洺秀，行政院勞工委員會勞工安全衛生研究所，多環芳香烴化合物暴露與心血管疾病之關係性探討，2011。
- [2-5].張怡塘，化學傳輸行為對土壤微生物分解多環芳香烴化合物之影響，國立中央大學博士論文，2006。
- [2-6].劉庚樺，不同土壤/水系統下酵素對 PAHs 分解作用之影響，國立中央大學碩士論文，2003。
- [2-7].張書奇，二仁溪污染底泥整治模場試驗計畫(第二年)，行政院環境保護署，2011。
- [2-8].陳呈芳，土壤及地下水污染現地化學氧化整治技術及案例介紹，中興工程顧問股份有限公司，環保技術 e 報，第45期，2007。
- [3-1].張尊國，台灣地區土壤污染現況與整治政策分析，國立臺灣大學生物環境系統工程系，2002。
- [3-2].行政院環境保護署土壤及地下水污染整治網，土壤及地下水油品類污染整治作業參考指引(民國104年)。檢自 <http://sgw.epa.gov.tw/public/>
- [3-3].S.-F. Lu, Y.-L. Wu, Z. Chen, T. Li, C. Shen, L.-K. Xuan, L. Xu, Remediation of contaminated soil and groundwater using chemical reduction and solidification/stabilization method: a case study, Environ. Sci. Pollut. Res. 28 (10) (2021) 12766–12779.
- [3-4].H. Xu, Y. Li, L. Gao, X. Zhang, Planned heating control strategy and thermodynamic modeling of a natural gas thermal desorption system for contaminated soil, Energies 13 (2020) 1–28.
- [3-5].S. Ye, G. Zeng, H. Wu, C. Zhang, J. Dai, J. Liang, J. Yu, X. Ren, H. Yi, M. Cheng, C. Zhang, Biological technologies for the remediation of co-contaminated soil, Crit. Rev. Biotechnol. 37 (8) (2017) 1062–1076.
- [3-6].C. Zhao, Y. Dong, Y. Feng, Y. Li, Y. Dong, Thermal desorption for remediation of



- contaminated soil: a review, *Chemosphere* 221 (2019) 841–855.
- [3-7].S. Waclawek, D. Silvestri, P. Hrabák, V.V.T. Padil, R. Torres-Mendieta, M. Waclawek, M. ěerník, D.D. Dionysiou, Chemical oxidation and reduction of hexachlorocyclohexanes: a review, *Water Res.* 162 (2019) 302–319.
- [3-8].J.K. Sharma, R.K. Gautam, S.V. Nanekar, R. Weber, B.K. Singh, S.K. Singh, A. A. Juwarkar, Advances and perspective in bioremediation of polychlorinated biphenyl-contaminated soils, *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 (17) (2018) 16355–16375.
- [3-9].A. Zyoud, M. Ateeq, M.H. Helal, S.H. Zyoud, H.S. Hilal, Photocatalytic degradation of phenazopyridine contaminant in soil with direct solar light, *Environ. Technol.* 40 (22) (2019) 2928–2939.
- [3-10].M. Cheng, G. Zeng, D. Huang, C. Lai, P. Xu, C. Zhang, Y. Liu, Hydroxyl radicals based advanced oxidation processes (AOPs) for remediation of soils contaminated with organic compounds: a review, *Chem. Eng. J.* 284 (2016) 582–598.
- [3-11].He Guo, Yawen Wang, Liuni Liao, Zhen Li, Shijia Pan, Chengdong Puyang, Yingying Su, Ying Zhang, Tiecheng Wang, Jingyu Ren, Jie Li, Review on remediation of organic-contaminated soil by discharge plasma: Plasma types, impact factors, plasma-assisted catalysis, and indexes for remediation, *Chem. Eng. J.* 435 (2022) 135239.
- [3-12].Saeid Gitipour, Emad Sanati Farvash, Hadi Tarebari, Mahmoodreza Abdi, Alireza Gitipour, Saeid Heidari, Application of Soil Vapor Extraction (SVE) Technique for the Treatment of Hydrocarbon Contaminated Soils, *Journal of Environmental Science and Technology*, Vol. 19, Special No. 2, Autumn 2016.
- [3-13].Ying Yu, Liang Liu, Chunying Yang, Wenhui Kang, Zhiyu Yan, Yimin Zhu, Jianguo Wang, Haijun Zhang, Removal kinetics of petroleum hydrocarbons from low-permeable soil by sand mixing and thermal enhancement of soil vapor extraction, *Science Direct*, Vol. 236, Dec. 2019, 124319.
- [3-14].João Miller de Melo Henrique, Julia Isidro, Cristina Sáez, Rubén López-Vizcaíno, Angel Yustres, Vicente Navarro, Elisama V., Dos Santos, Manuel A. Rodrigo, Enhancing soil vapor extraction with EKSF for the removal of HCHs, *Science Direct*, Vol. 296, Jun. 2022, 134052.
- [3-15].António Alves Soares, José Tomás Albergaria, Valentina Fernandes Domingues, Maria da Conceição M., Alvim-Ferraz, Cristina Delerue-Matosa, Remediation of soils combining soil vapor extraction and bioremediation: Benzene, *Science Direct*, Vol. 80, Aug. 2010, P. 823-828.



- [3-16].José Tomás Albergaria, Maria da Conceição M., Alvim-Ferrazb Cristina Delerue-Matos, Soil vapor extraction in sandy soils: Influence of airflow rate, Science Direct, Vol. 73, Nov. 2008, P.1557-1561.
- [3-17].José Tomás Albergaria, Maria da Conceição M., Alvim-Ferraz, Cristina Delerue-Matos, Remediation of sandy soils contaminated with hydrocarbons and halogenated hydrocarbons by soil vapour extraction, Science Direct, Vol. 104, 15 Aug. 2012, P.195-201
- [3-18].F. H. Shah, H. A. Hadim & G. P. Korfiatis, Laboratory studies of air stripping of VOC-contaminated soils, Journal of Soil Contamination, Vol. 4, 1995-Issue 1.
- [3-19].Otmane Boudouch, Esraël Daoud, Kacem Mariem, Belkacem Benadda, Influence of Soil Air Permeability Change on Soil Vapour Extraction Systems Design, Vol.40, Issue 5, May 2012.
- [3-20].Anil K. Mehrotra, Kunal Karan, Amitabha Chakma, Model for In Situ Air Stripping of Contaminated Soils: Effects of Hydrocarbon Adsorption, Energy Sources, Vol.18, 1994, P. 21-36.
- [3-21].Karan, K., Chakma, A., & Mehrotra, A. K. (n.d.). Air Stripping of Hydrocarbon-Contaminated Soils: Investigation of Mass Transfer Effects.
- [3-22].Rahbeh, M. E., & Mohtar, R. H. (2007). Application of multiphase transport models to field remediation by air sparging and soil vapor extraction. Journal of Hazardous Materials, 143(1–2), 156–170.
- [3-23].McColl, C. M., Johnson, G. R., & Brusseau, M. L. (2008). Evaporative mass transfer behavior of a complex immiscible liquid. Chemosphere, 73(4), 607–613.
- [3-24].Magalhães, S. M. C., Ferreira Jorge, R. M., & Castro, P. M. L. (2009). Investigations into the application of a combination of bioventing and biotrickling filter technologies for soil decontamination processes-A transition regime between bioventing and soil vapour extraction. Journal of Hazardous Materials, 170(2–3), 711–715.
- [3-25].Tamošiūnas, A., et al., Water vapor plasma torch: Design, characteristics and applications. International Journal of Physical and Mathematical Sciences, 2012. 6(11): p. 1444-1447.
- [3-26].Tamošiūnas, A., et al., Operational parameters of thermal water vapor plasma torch and diagnostics of generated plasma jet. Romanian Reports in Physics, 2014. 66(4): p. 1125-1136.
- [3-27].Grigaitienė, V., et al., Water vapor plasma technology for biomass conversion to synthetic gas. Catalysis Today, 2011. 167(1): p. 135-140.
- [3-28].Tamošiūnas, A., et al., Syngas production from hydrocarbon-containing gas in ambient of



- water vapor plasma. *Catalysis Today*, 2012. 196(1): p. 81-85.
- [3-29].Tamošiūnas, A., et al., Production of synthesis gas from propane using thermal water vapor plasma. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2014. 39(5): p. 2078-2086.
- [3-30].Tamošiūnas, A., et al., The Potential of Thermal Plasma Gasification of Olive Pomace Charcoal. *Energies*, 2017. 10(5): p. 710.
- [3-31].Tamošiūnas, A., et al., Energy recovery from waste glycerol by utilizing thermal water vapor plasma. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017. 24(11): p. 10030-10040.
- [3-32].Gimžauskaitė, D., et al., The Use of Thermal Water Vapor Arc Plasma as an Oily Soil Remediation Technique. *Proceedings*, 2018. 2(23): p. 1500.
- [3-33].Tamošiūnas, A., et al., Gasification of Waste Cooking Oil to Syngas by Thermal Arc Plasma. *Energies*, 2019. 12(13): p. 2612.
- [3-34].Tamošiūnas, A., et al., Thermal arc plasma gasification of waste glycerol to syngas. *Applied Energy*, 2019. 251: p. 113306.
- [3-35].Gimžauskaitė, D., et al., Treatment of diesel-contaminated soil using thermal water vapor arc plasma. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020. 27(1): p. 43-54.
- [3-36].Tamošiūnas, A., et al., Waste glycerol gasification to syngas in pure DC water vapor arc plasma. *International Journal of Hydrogen Energy*, 2022. 47(24): p. 12219-12230.
- [3-37].趙修武，蒸氣火炬之電極腐蝕機制研究，行政院原子能委員會委託研究計畫研究報告，2010。
- [3-38].Tamošiūnas, A., Grigaitienė, V., & Valatkevičius, P. (2011). Creation of linear DC plasma generator for pyrolysis/gasification of organic materials. *Nukleonika*, 56, 131-135.
- [3-39].Sabat, K. C. (2021). Physics and Chemistry of Solid State Direct Reduction of Iron Ore by Hydrogen Plasma. *Physics and Chemistry of Solid State*, 22(2), 292-300.
- [3-40].Mei, D., Wang, Y., Liu, S., Alliat, M., Yang, H., & Tu, X. (2019). Plasma reforming of biomass gasification tars using mixed naphthalene and toluene as model compounds. *Energy Conversion and Management*, 195, 409-419.
- [3-41].Reddy, P. M. K., & Cha, M. S. (2016). Selective control of reformed composition of n-heptane via plasma chemistry. *Fuel*, 186, 150-156.
- [3-42].West, B., Joblin, C., Blanchet, V., Bodi, A., Sztáray, B., & Mayer, P. M. (2012). On the dissociation of the naphthalene radical cation: new iPEPICO and tandem mass spectrometry results. *The Journal of Physical Chemistry A*, 116(45), 10999-11007.
- [3-43].Futamura, S., Zhang, A. H., & Yamamoto, T. (1997). The dependence of nonthermal plasma



- behavior of VOCs on their chemical structures. *Journal of Electrostatics*, 42(1-2), 51-62.
- [3-44].Gordon, D. F., Helle, M. H., Jones, T. G., & Fung, K. (2012). CHMWTR: A plasma chemistry code for water vapor. NAVAL RESEARCH LAB WASHINGTON DC BEAM PHYSICS BRANCH.
- [3-45].Abdelaziz, A. A., Ishijima, T., & Seto, T. (2018). Humidity effects on surface dielectric barrier discharge for gaseous naphthalene decomposition. *Physics of Plasmas*, 25(4), 043512.
- [3-46].Adjigkiga, B., Karim, K. A., Charles, Y. W., Niéssan, K., Zacharie, K., & François, Z. (2022). Equilibrium Composition of a Plasma in the Low Voltage Air Circuit Breaker Contaminated by the Vapor of AgSnO₂ Alloy Electrical Contacts. *Advances in Materials Physics and Chemistry*, 12(5), 69-81.
- [3-47].Kim, H. H., Kobara, H., Ogata, A., & Futamura, S. (2005). Comparative assessment of different nonthermal plasma reactors on energy efficiency and aerosol formation from the decomposition of gas-phase benzene. *IEEE transactions on industry applications*, 41(1), 206-214.
- [3-48].Grigaitiene, V., Tamosiunas, A., Valincius, V., & Valatkevicius, P. (2014, May). Water vapor plasma torch for synthesis gas production from organic waste. In 2014 IEEE 41st International Conference on Plasma Sciences (ICOPS) held with 2014 IEEE International Conference on High-Power Particle Beams (BEAMS) (pp. 1-5). IEEE.
- [3-49].Du, C. M., Yan, J. H., & Cheron, B. (2007). Decomposition of toluene in a gliding arc discharge plasma reactor. *Plasma Sources Science and Technology*, 16(4), 791.
- [3-50].Jung, Y. H., Jang, S. O., & You, H. J. (2013). Hydrogen generation from the dissociation of water using microwave plasmas. *Chinese Physics Letters*, 30(6), 065204.
- [3-51].Timofeev, N., Zissis, G., & Mikhaylov, D. (2018). Glow Discharge in the Mixture of a Rare Gas and Water Vapour: Properties and Application to Light Sources. *Journal of Science and Technology in Lighting*, 41, 108-117.
- [3-52].Paulauskas, R., Jõgi, I., Striūgas, N., Martuzevičius, D., Erme, K., Raud, J., & Tichonovas, M. (2019). Application of non-thermal plasma for NO_x reduction in the flue gases. *Energies*, 12(20), 3955.
- [3-53].Dahiru, U. H., Saleem, F., Al-sudani, F. T., Zhang, K., & Harvey, A. P. (2022). Decomposition of benzene vapour using non-thermal plasmas: The effect of moisture content on eliminating solid residue. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 107767.



- [3-54].Tsutsumi, A. (2009). Thermodynamics of water splitting. *Energy Carriers and Conversion Systems (EOLSS)*, 1, 136-145.
- [3-55].Ju, Y., & Sun, W. (2015). Plasma assisted combustion: Dynamics and chemistry. *Progress in Energy and Combustion Science*, 48, 21-83.
- [3-56].Guangul, F. M., Sulaiman, S. A., & Raghavan, V. R. (2012, June). Gasification and effect of gasifying temperature on syngas quality and tar generation: A short review. In *AIP Conference Proceedings* (Vol. 1440, No. 1, pp. 491-498). American Institute of Physics.
- [3-57].Wang, J., Cao, X., Zhang, R., Gong, T., Hou, H., Chen, S., & Zhang, R. (2016). Effect of water vapor on toluene removal in catalysis-DBD plasma reactors. *Plasma Science and Technology*, 18(4), 370.
- [3-58].Thevenet, F., Guaitella, O., Puzenat, E., Guillard, C., & Rousseau, A. (2008). Influence of water vapour on plasma/photocatalytic oxidation efficiency of acetylene. *Applied Catalysis B: Environmental*, 84(3-4), 813-820.
- [3-59].Du, C., Gong, X., & Lin, Y. (2019). Decomposition of volatile organic compounds using corona discharge plasma technology. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 69(8), 879-899.
- [3-60].Chang, T., Wang, Y., Wang, Y., Zhao, Z., Shen, Z., Huang, Y. & Morent, R. (2022). A critical review on plasma-catalytic removal of VOCs: Catalyst development, process parameters and synergetic reaction mechanism. *Science of The Total Environment*, 154290.
- [3-61].Kristanti, R. A., Khanitchaidecha, W., Taludar, G., Karácsony, P., Cao, L. T. T., Chen, T. W., ... & AlMunqedhi, B. M. (2022). A Review on Thermal Desorption Treatment for Soil Contamination. *Tropical Aquatic and Soil Pollution*, 2(1), 45-58.
- [3-62].Chung, W. C., Mei, D. H., Tu, X., & Chang, M. B. (2019). Removal of VOCs from gas streams via plasma and catalysis. *Catalysis Reviews*, 61(2), 270-331.
- [3-63].Kohno, H., Berezin, A. A., Chang, J. S., Tamura, M., Yamamoto, T., Shibuya, A., & Honda, S. (1998). Destruction of volatile organic compounds used in a semiconductor industry by a capillary tube discharge reactor. *IEEE Transactions on Industry Applications*, 34(5), 953-966.
- [3-64].Gong, X., Lin, Y., Li, X., Wu, A., Zhang, H., Yan, J., & Du, C. (2020). Decomposition of volatile organic compounds using gliding arc discharge plasma. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 70(2), 138-157.
- [3-65].Jiang, C., Mohamed, A. A., Stark, R. H., Yuan, J. H., & Schoenbach, K. H. (2005). Removal of volatile organic compounds in atmospheric pressure air by means of direct current glow



- discharges. *IEEE transactions on plasma science*, 33(4), 1416-1425.
- [3-66].Lu, N., Wang, C., & Lou, C. (2017). Remediation of PAH-contaminated soil by pulsed corona discharge plasma. *Journal of Soils and Sediments*, 17(1), 97-105.
- [3-67].Hatzisymeon, M., Tataraki, D., Tsakiroglou, C., Rassias, G., & Aggelopoulos, C. A. (2021). Highly energy-efficient degradation of antibiotics in soil: Extensive cold plasma discharges generation in soil pores driven by high voltage nanopulses. *Science of The Total Environment*, 786, 147420.
- [3-68].He, Y., Sang, W., Lu, W., Zhang, W., Zhan, C., & Jia, D. (2022). Recent Advances of Emerging Organic Pollutants Degradation in Environment by Non-Thermal Plasma Technology: A Review. *Water*, 14(9), 1351.
- [3-69].Guo, Y. F., Ye, D. Q., Chen, K. F., He, J. C., & Chen, W. L. (2006). Toluene decomposition using a wire-plate dielectric barrier discharge reactor with manganese oxide catalyst in situ. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 245(1-2), 93-100.
- [3-70].Son, Y. S., Kim, K. J., & Kim, J. C. (2010). A review on VOCs control technology using electron beam. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 4(2), 63-71.
- [3-71].Yet-Pole, I., Liu, Y. C., Han, K. Y., & She, T. C. (2004). Construction of a low-pressure microwave plasma reactor and its application in the treatment of volatile organic compounds. *Environmental science & technology*, 38(13), 3785-3791.
- [4-1]. Chen, Y. C., & Chen, B. H. (2001). Stability of polycyclic aromatic hydrocarbons during heating. *Journal of Food and Drug Analysis*, 9(1).
- [5-1]. Chen, H., Yuan, D., Wu, A., Lin, X., & Li, X. (2021). Review of low-temperature plasma nitrogen fixation technology. *Waste Disposal & Sustainable Energy*, 3(3), 201-217.
- [5-2]. Hsueh, M. H., Lai, C. J., Hsieh, M. C., Wang, S. H., Hsieh, C. H., Pan, C. Y., & Huang, W. C. (2021). Effect of Water Vapor Injection on the Performance and Emissions Characteristics of a Spark-Ignition Engine. *Sustainability*, 13(16), 9229.
- [5-3]. 工業技術研究院，土壤快篩檢測掌握農地肥力，工業技術與資訊月刊 363 期，第28-29頁，2022.06。



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究



土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

111年度專案成果績效自評表

一、專案基本資料

填表日期：112年8月25日

專案性質	☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質	專案類別	☒ 研究型 ☐ 模場型
研究主題	☒ 整治 ☐ 調查 ☐ 其他		
申請機構系所	中原大學環境工程學系	專案主持人	江政傑
專案名稱	應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究		
專案執行期程	☐ 申請階段 ☐ 期中 ☒ 期末		

二、成果績效自評

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

(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	結案後半年 達成率	備註 (說明未達成原因或學術產出發表名稱)
A 學術 產 出 及 活 動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文					
		(2)研討會論文	1	0	0		
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文					
		(2)研討會論文					
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告					
		(2)研究報告					
	4.專著(本數)						
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會					
		(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		
		(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)							



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究

(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	結案後半年 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)								
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)								



(三)政策面

目標達成程度			申請預估數	期中達成數	期末達成數	結案後半年達成率	備註 (說明未達成原因或其他詳細資料)
項目							
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 政策 推動	3.協助政府推動 (件數)	(1)政策					
		(2)法規					
C 技術 效益	4.整治技術提升(%)						
	5.整治成本降低(%)						
	6.提升能源效率(%)						
7.其他指標 (請自行命名)							

三、請依前述學術面、產業面、政策面等預期量化成果，具體敘明研究成果對本署政策推動之助益。(200字為限)

學術面(如國內外研討會、期刊投稿件數、或人才培育碩博士生說明)
1.參與國內研討會發表論文1篇。 2.培育2名碩士生。
產業面(如合作研發產業、申請專利、洽談技術移轉廠商件數說明)
政策面(如整治費用降低、特定污染物整治效益提升、或提供政府作為監測/管制標準、污核、場址管理等政策及法規研訂之參考)



應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究

四、主要研究人力

請依照「專案主持人」、「協同主持人」、「專任人員」、「兼任人員」及「臨時工」等類別之順序分別填寫

姓名	服務機構/系所	職稱	在本研究專案內擔任之具體工作性質、項目及範圍	執行期間
王雅玢	中原大學 環境工程學系	教授	負責整體研究之規劃與協調	111/9/1~112/1/31
王琳麒	中原大學 環境工程學系	教授	負責整體研究之規劃與協調	112/2/1~112/7/31
江政傑	中原大學 環境工程學系	助理教授	負責整體研究之規劃與協調	112/7/1~112/8/31
吳重霖	國立成功大學 永續環境實驗所	廠長	負責系統設置與提供解決方案	111/9/1~112/8/31
吳氏玄珍	中原大學 環境工程學系	碩士生	微波電漿設備之建置與測試、 實驗設計與操作執行	111/9/1~112/8/31
楊汶憲	中原大學 環境工程學系	碩士生	過熱蒸汽設備之建置與測試、 接合微波電漿設備與過熱蒸汽 系統、數值分析	111/9/1~112/8/31

五、產業界資源投入表

專案執行若有與產業界合作，請執行單位依實際量化成果填寫於欄位中。

投入資源類別	數量	說明
1.自籌款	0 元	
2.人力	0 人月	
3.設備	無	
4.其他資源 (請自行增列)	(請自填)	



專案執行自評表

專案主持人	江政傑	專案名稱	應用電漿系統循環使用受污染土壤資源之研究			
專案類型	☐ 先導型 ☒ 研究型 ☐ 模場型		專案主題	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他		
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	☒	☐	
		1 點	書面資料完整且無補件情況	☒	☐	
		1 點	報告依格式規定撰寫	☒	☐	
		1 點	依規定期限內上傳電子檔	☒	☐	
		1 點	系統資料依規定期限內登錄且資料登錄完整（含本署 SRFS 系統與科技部 GRB 系統）	☒	☐	
二	期中及期末	1 點	依規定期限內備文提送	☒	☐	
		1 點	書面資料完整且無補件情況	☒	☐	
		1 點	報告依格式規定撰寫	☒	☐	
		1 點	依規定期限內上傳電子檔	☒	☐	
		1 點	系統資料依規定期限內登錄且資料登錄完整（含本署 SRFS 系統與科技部 GRB 系統）	☒	☐	
三	結案及核銷	2 點	依規定期限至本署 BAF 系統上傳支用單據	☒	☐	
		3 點	結案上傳支用單據及相關資料完整	☒	☐	
四	其他	4 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）	☒	☐	
		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。	☒	☐	
合計		20 點		20		

註：執行單位於計畫執行期間進行缺失檢核於期中及期末送本署審核，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「專案執行自評表」（[附件 17](#)）進行績效缺失記點，缺失點數達扣款規定者，依核定總金額按比例扣款（或追繳）。
- 2.缺失點數達 5 點者總金額款項扣 1.5%，缺失點數達 7 點者總金額款項扣 3%，缺失點數達 7 點以上者每增加缺失 1 點，加扣總金額款項 1%。