



行政院環境保護署

110 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

永續現地化學還原法結合生物整治法 降解地下水三氯乙烯污染物

期末報告(定稿)

主辦單位：  行政院環境保護署
專案執行單位： 朝陽科技大學／環境工程與管理系所
專案主持人： 劉敏信 教授
專案執行期間： 110 年 02 月 24 日起至
111 年 02 月 28 日止

中 華 民 國 111 年 2 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

審查意見回復對照表

計畫年度	110 年度	計畫類型	☐ 研究型 ☒ 模場型
計畫類別	☒ 整治 ☐ 調查 ☐ 其它	主持人：劉敏信	
計畫名稱	永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物(二)		
委員審查意見		計畫單位回覆	
盧至人委員		盧至人委員	
一. 計畫的執行狀況、研究流程及方法已於報告中具體說明，審查意見(建議)也已說明。		一. 感謝委員肯定。	
二. 本計畫的後續執行工作項目及內容已在 P.52 中說明。		二. 感謝委員肯定。	
三. 本報告中已說明預定的工作項目與已完成的項目，且計畫執行進度與原預定進度相符，執行進度並無落後。		三. 感謝委員明察肯定。	
四. 本報告書中所呈現的研究內容、成果與原計畫目的相符，整體而言，本計畫的研究成果符合原計畫書的預期。		四. 感謝委員肯定。	
五. 依據本計畫的研究成果所提出的討論與建議合理，研究成果的實務可行性則尚待評估。 1. 本試驗場址 TCE 濃度並不高，且理應以溶解相為主。此 TCE 濃度範圍所需的 TOC 是否能以既有經驗先加以評估，建議說明(國內已有許多經驗)(例如：本計畫在添加後 TOC 濃度約是數百 PPM，理應是一合理範圍) 2. 觀測井 3 的 TOC > 1000 mg/L，是否有必要？是否有負面的效應？建議討論(尤其是硝酸鹽與硫酸鹽濃度均不高)。 3. 乳酸亞鐵較為特別。		五. 感謝委員建議。 1. 本計畫模場藥劑灌注預定影響範圍面積為 35 平方公尺，目標模場 TOC 為 50 mg/L。然而，考量土壤質地不均質性及藥劑傳輸非屬於平流狀況，因此需透過模場試驗，在不同藥劑灌注量變化下，評估灌注區域及下游目標井區域 TOC 濃度變化狀況，藉此了解灌注井最適合間距、每次藥劑灌注量及頻率等參數。然而，考量台灣地質變異大且位於地震帶，此模場試驗結果較適合應用於本場址。鑒於民間各企業廠商整治多屬於公司關鍵技術，故建議須透過中央主管機關彙整相關資訊，方可提出針對台灣各地區 TOC 添加量之建議指引。 2. 呈上，本模場預定設計 TOC 目標濃度為 50 mg/L，觀測井 1 為最接近灌注井之觀測井，觀測井 3 則為模場邊界之觀測井。因此，最理想狀況乃為藥劑灌注後，可於觀測井 3 觀察到 TOC 濃度 50 mg/L。經	



	測試結果顯示，若灌注井區域(觀測井 1)其 TOC 濃度低於 100-500 mg/L 時，觀測井 3 之 TOC 濃度較無法穩定維持於 20 mg/L。因此，灌注井區域須維持較高濃度 TOC，方可使下游目標區域 TOC 濃度保持在目標 TOC 濃度以上。若欲達到觀測井 3 之 TOC 高於 50 mg/L 且灌注井區域 TOC 較低，則需縮短灌注頻率(目前為 2-4 個月灌注 1 次)或縮短灌注井間距。然而，將造成灌注成本上升或整治井設置成本上升。本模場除完成測試自製乳化液結合現地化學還原法之可行性評估外，試驗成果亦可作為未來本場址整治廠商設計全場整治時，於整治井成本、灌注成本、藥劑成本間調整最佳化之參考依據。本試驗結果顯示，藥劑灌注量過大(>400 L)容易使灌注井周邊地下水水質 pH 過低，影響生物整治成效。 3. 乳酸亞鐵因其溶解度較低，因此目前國內並無場址應用，多數都採用零價鐵或奈米零價鐵作為亞鐵來源。本模場乃參考協同主持人的國外整治實例，評估乳酸亞鐵搭配乳化型基質應用於台灣場址可行性，期望增加未來國內場址現地整治藥劑選擇種類。
六. 本報告書已說明本計畫的學術產出，也因為有研究人員參與，已達人才培育的目標。	六. 感謝委員肯定。
七. 本計畫的研究成果的專利申請與技術轉移的成果尚待說明。	七. 感謝委員提醒，由於時間緊迫，本計畫在計畫書申請階段並無規劃專利申請程序，國內的技術轉移在環保署的仲介下將盡所能將成果協助國內廠商。
八. 本計畫的執行對國內土水產業與研發有其效益。	八. 感謝委員肯定。
李芳胤委員 一. 本案已依預定的工作項目執行完畢且獲致成果，自評績效也符合預期。	李芳胤委員 一. 感謝委員肯定。



二. 本計畫所使用的自製乳化液與乳酸亞鐵試劑在模場試驗中對地下水中的三氯乙烯及代謝產物確實有降解效果。不過，就三個觀測井的試驗結果可知，觀測井 1 無論是三氯乙烯或其代謝產物都可在 6 個月內達到整治目標。但在觀測井 2、3 則因乳酸亞鐵無法即時擴散到該區域，以至於形成代謝產物累積現象，且在第 4 次灌注試劑後，在 368 天時觀測井 2 仍有 0.16 mg/L 的氯乙烯。顯示乳化亞鐵的傳輸及影響範圍相當有限。這是未來實場應用時需要克服的限制，建議規劃因應對策供參考。	二. 感謝委員建議，依據模場試驗結果，觀測井 1 距離灌注井較近，因此無論為自製乳化液或乳酸亞鐵皆容易傳輸至該區域，因此觀測井 1 雖有最高濃度之 TCE，但因乳酸亞鐵濃度足夠，因此代謝產物產生時便會被亞鐵離子還原，達到現地化學還原成效。觀測井 2 於試驗第 88 天時，總鐵濃度明顯上升，但亞鐵濃度偏低，顯示乳酸亞鐵傳輸至此時，應已氧化為三價鐵。試驗第 181 天時，亞鐵濃度雖有上升，但代謝產物濃度仍無快速降低之趨勢，因此推測仍屬於厭氧還原脫氯之機制。乳酸亞鐵於灌注時，雖屬於水溶液，推測灌注至地下環境後，仍會快速氧化形成三價鐵，因此灌注影響半徑約僅有 1-3 公尺。由於乳酸亞鐵影響半徑較小，若欲作為整治全場址之藥劑則需增加整治井設置密度，造成設井成本上升。因此建議可將乳酸亞鐵作為代謝產物嚴重累積之區域或作為場址下游邊界代謝產物攔阻區域設置較密集整治井進行灌注，可避免代謝產物擴散並縮短整治所需期程。
三. 為了結合化學還原法與生物整治法達到降解三氯乙烯及其代謝產物的目的，在整治過程中必須維持適合的 TOC、pH、DO、ORP 以提供還原反應與生物降解所需的條件，在操作技術上較為複雜，變數也較大。目前建議以整治列車的方式，先進行自製乳化液的生物降解，再以乳酸亞鐵降解局部產生與累積的代謝產物，請說明實際操作技術。	三. 感謝委員建議，一般乳化型基質藥劑其延滯係數約介於 1.2-1.3；TCE、DCE、VC 延滯係數分別為 1.2、1.1、1。因此，乳化型基質灌注於地下環境後，當 TCE 代謝為 DCE 或 VC 時，乳化型基質傳輸速率將較慢，因此需增設多個整治井避免污染擴散。然而，如本模場較無空間可設置多個整治井進行攔阻，因此可透過乳酸亞鐵灌注，直接將代謝產物 DCE 及 VC 還原為乙烯，便可避免污染物擴散。惟灌注乳酸亞鐵之整治井密度需較灌注乳化液整治井高。
四. 雖然本計畫的自製乳化液調配成本僅約為市面乳化油的 50%，但因乳酸亞鐵的傳輸範圍較小，若要以乳酸亞鐵降解代謝產物，是否必須設置更多的灌注井，也需要增加灌注的劑量與次數，因而增加整治的總成本，請予概估及說明。	四. 感謝委員建議，自製乳化液成本評估主要為與市面乳化油進行比較，以了解國內自行研發藥劑之潛力，並無包含整治井設置費用、灌注成本、乳酸亞鐵成本等。目前比較市面乳化液價格亦為不包含零價鐵或奈米零價鐵之費用、整治井設置費用及灌注成本。



	依據目前模場試驗結果，若欲採用乳酸亞鐵作為模場整治主要使用藥劑，則整治井密度需為原本 2 倍，藥劑灌注頻率則維持 2-3 個月即可。因此設井費用應為使用自製乳化液兩倍。
五. 本模場試驗成果是否有應用於此整治場址的計畫，請說明。	五. 感謝委員指教，透過本模場試驗可了解，場址每批次藥劑灌注量推估、灌注頻率(最大間隔時間)及整治井設置密度之設計參考。
蘇銘千委員 一. 研究與實驗內容符合原規劃之研究內容。	蘇銘千委員 一. 感謝委員肯定。
二. 圖 5.2-1 顯示模場試驗五次注藥後之三個觀測井監測的 TOC 濃度變化，其結果是否符合預期，是否符合第 40 頁的文字說明 TOC 濃度應維持一定濃度以確保灌井區域藥劑殘存量的要求。可否提出藉由調整注藥次數、時間點、注藥量、及高程位置，作為未來可行的操作參數依據。	二. 感謝委員建議，本計畫模場藥劑灌注預定影響範圍面積為 35 平方公尺，目標模場 TOC 為 50 mg/L，最理想狀況乃為藥劑灌注後，可於觀測井 3 觀察到 TOC 濃度 50 mg/L。透過模場試驗結果可知，若觀測井 1(灌注井旁 1 公尺)其 TOC 濃度降低至 100 mg/L 以下時，觀測井 2 及觀測井 3 將無法達到預期的 50 mg/L 之 TOC 濃度。而透過第四次藥劑灌注結果顯示，單次大量藥劑灌注亦無法使觀測井 3 之 TOC 快速達到預定 TOC 濃度。因此，依據目前試驗結果，單井灌注量為 200-250 L 自製乳化液時，灌注頻率間隔最長為 3 個月須灌注 1 次，此灌注量於灌注井周遭 TOC 濃度雖會介於 1,000 mg/L，但可減少藥劑灌注成本。縮短灌注頻率間隔(如 1 個月灌注 1 次)，雖可減少藥劑灌注量，但藥劑灌注成本將上升許多。本模場試驗結果可供未來場址整治廠商評估藥劑成本及灌注程序成本取決之參考依據。
三. 請說明監測井現場水質參數採樣水位高程，報告中描述因鄰近家庭菜園所以觀測到硝酸鹽，但是硝酸鹽濃度在土壤及地下水中的化學反應應受高程位置，土壤、地下水含氧量及其氧化還原電位而有差異，對於這項討論結論應有更具體可支持的驗證理論。	三. 感謝委員指教，本模場地下水水位深度約介於 4-5 公尺間。模場地下水採樣 VOC 採樣深度為 11 公尺(考量 VOC 容易有分層現象)，一般項目則為監測井水柱中段(約 7-7.5 公尺)。由於一般項目採樣點距離水位面約 3-3.5 公尺，因此推測硝酸鹽來源可能來自家庭菜園，若欲釐清硝酸鹽真正來源需再進行觀察方可釐清。



四. 本次模場實驗，TOC 濃度變化為重要的操作參考依據，根據實驗結果請說明是否能提出顯示藥劑有效性的 TOC 臨界值以供後續參考之操作參數。	四. 感謝委員指教，依據模場試驗結果顯示，若使用之藥劑屬於自製乳化液且目標整治範圍為 6 公尺，則建議每口井灌注量介於 200-250 mg/L 之間。鑒於各種乳化型基質或糖蜜型基質每公克所含 TOC 濃度不同，故建議本場址執行藥劑灌注時，TOC 濃度盡可能維持於 1,000 mg/L 以下，避免造成地下水 pH 濃度過低。若灌注井區域 TOC 已達 1,000 mg/L，而下游預定整治區域 TOC 濃度未達預期，則建議於中間增設灌注井或縮短藥劑灌注間隔時間。
五. 建議 5.2 節，最後應提出彙整整體模場實驗的影響因子、操作參數、模場應用設計的主要條件，作為本研究的主要成果產出。	五. 感謝委員提醒，本模場試驗主要影響因子為水力傳導係數、水力坡度、藥劑灌注量及藥劑灌注頻率，已補充至 5.2 節中。
六. 建議應彙整全部成本分析最後提出相關整體模場應用成本效益評估，可作為後續推動本技術的依據。	六. 感謝委員建議，本模場試驗主要為自製乳化液結合現地化學還原法技術應用於實場可行性之評估。雙封塞灌注方式主要乃針對本場址特性施作，若場址地質夾層較少或通透性較佳(如台中礫石夾砂質地)，使用雙封塞灌注之必要性便減少。此外，藥劑灌注成本會因採用之灌注泵動力(如氣動泵或活塞泵或柱塞泵)種類不同而變動，本模場藥劑灌注方式及執行成本未必可用於其他場址。因此本計畫僅先針對自製乳化液成本進行推估，評估國內自製藥劑之潛力。
林澤聖委員 一. 理論預估藥劑使用量，似乎與實際需要量有巨大差異。	林澤聖委員 一. 感謝委員指教，第一次藥劑灌注主要參考場址原本核定整治計畫書的微水試驗成果所得的水力傳導係數進行計算。然而，微水試驗執行時容易受到周遭環境及人為影響干擾且測試出之水文條件亦僅能代表井周邊 1 公尺以內之透水性。因此誤差較大，建議未來場址整治前，皆可先進行模場試驗或執行抽水試驗，方可取得較具代表性之水力傳導係數，避免藥劑估算誤差過大。



二. 藥劑使用量之敘述不夠精確，如第 2 次藥劑灌注量為第 1 次之 15 倍(似乎未考慮月分與乳酸亞鐵)。	二. 感謝委員指教，第 1 次藥劑灌注因藥劑量不足，經歷 2 次樣品採集及分析後，便執行第 2 次藥劑灌注作業。第 2 次藥劑灌注前，亦有執行簡易的水文試驗，所得水力傳導係數約為 10^{-5} m/s，水力坡度亦透過井頂高程量測進行校正。修正後計算所得第 2 次藥劑灌注量為 230 L，藥劑灌注計算量為 3 個月。第 2 次藥劑灌注後，透過定期監測，觀察到觀測井 1 之 TOC 濃度高於 1,000 mg/L 且觀測井 2 及 3 之 TOC 濃度亦有逐漸上升趨勢，因此下修第 3 次藥劑灌注量為 120 L 並延長藥劑灌注間隔，採用試誤法取得最佳藥劑量及藥劑灌注間隔。然因第 3 藥劑灌注量較低且間隔較長，觀測井 2 及觀測井 3 之 TOC 逐漸降低至 10 mg/L 以下，故第 4 次藥劑灌注量提升為第 2 次兩倍，評估高劑量藥劑是否能加速觀測井 2 及觀測井 3 之 TOC 上升速率，然結果顯示觀測井 2 及 3 仍須經歷 30-60 天，TOC 濃度方逐漸上升。為避免觀測井 3 濃度降低，因此第 5 次藥劑灌注便恢復與第 2 次藥劑灌注量相同且考量計畫期程，與第 4 次藥劑灌注間隔約 2 個月便進行灌注，並持續觀察監測井參數變化。相關敘述亦已補充至內文。
三. 好氧狀態的定義？(P.39，5.2.1-之敘述)	三. 感謝委員指教，第一次藥劑灌注後，三口觀測井 pH 皆介於 6.5-7、DO 皆高於 1 mg/L，ORP 則除觀測井 2 介於 0-100 mV 外，其餘兩口皆高於 100 mV。參考英國環境局生物降解可行性篩選及評估等級 (R&D Dissemination Centre, Guidance on the Assessment and Monitoring of Natural Attenuation of Contaminants in Groundwater, 2000)，降解可能發生性篩選參數可分為高、中、低三者；環境因子中 pH 介於 6.0-8.5 間屬於高、pH 介於適合微生物作用範圍界線上屬於中、不符合上述範圍屬於低；溶氧 > 1.0 屬於高、0.5 < 溶氧 < 1.0 mg/L 屬於中、不符合上述範圍屬於低；ORP 介於 100-800 mV 屬於高、



	介於-300 至 100 mV 屬於中、不符合上述範圍屬於低。環境因子中，所有參數皆屬於高則顯示有適當證據顯示好氧降解反應可能會發生、環境因子參數落於高或中則僅有限證據顯示好氧降解反應可能發生、環境因子中有任何一項屬於低則代表無證據顯示好氧降解反應可能發生。三口監測井中，有其中 2 口環境因子皆落於高，且無任何 1 口落於低，因此推斷尚屬於好氧環境。
四. 乳化劑之灌注量似乎需>230 g/次且乳酸亞鐵 20 kg/次 才能有效提高 TOC ?	四. 感謝委員指教，本模場試驗主要評估自製乳化液搭配現地化學(乳酸亞鐵)應用於實場可能性。自製乳化液為主要 TOC 來源，乳酸亞鐵主要為提供亞鐵及少量 TOC 以其快速還原代謝產物。依據目前試驗結果，每次 230 L 乳化液(重量約為 210 kg)，可提供模場範圍內 3 個月之 TOC 濃度達 30-50 mg/L。乳酸亞鐵添加量則依據自製乳化液計算出結果按照經驗比例添加。
五. 藥劑灌注時機以 TOC 或 DO 為參考點之利弊？	五. 感謝委員指教，本模場試驗執行藥劑灌注主要以 TOC、ORP 及 DO 作為藥劑傳輸範圍判斷依據。ORP 及 DO 採用水質儀器進行現場量測，其優點為可立即知道其分析數值，缺點為 ORP 及 DO 會因儀器保養、使用方式及洗井與採樣方式有較大誤差。TOC 則乃參照環檢所公告水中總有機碳檢測方法-過氧焦硫酸鹽加熱氧化／紅外線測定法(NIEA W532.52C)進行，其優點為數據誤差小，缺點為認證實驗室分析時間較久，至少需 14 個工作天方能確認採樣數據。
六. 觀測井 1，TCE、DCE、VC 濃度變化未來可深入探討。	六. 感謝委員建議，觀測井 1 距離灌注井僅 1 公尺，因此第 2 次藥劑灌注後便可觀察到 TCE 快速降解，DCE 濃度則最高僅上升至 0.2 mg/L、VC 濃度則皆低於偵測極限。鑒於觀測井 1 之 TCE 濃度皆高於觀測井 2 及觀測井 3，但 TCE 降解過程中，並無如觀測井 2 有觀察到 DCE 及 VC 濃度累積狀況，因此推測觀測井 1 因距離灌注井較近，乳酸亞鐵量足夠，故無產生代謝產



	物累積狀況。由觀測井 1 亦可證實自製乳化液應用於實場確實可有助於厭氧還原脫氯之進行。
七. 是否有建議追蹤監測時程已確認整治成效？	七. 感謝委員指教，本模場試驗主要為評估自製乳化液成效及結合乳酸亞鐵現地還原可行性，因此採樣分析較為密集。未來本場址執行整治作業時，建議可於每次藥劑灌注前執行地下水採樣作業即可。惟若有更換藥劑種類、變更灌注頻率、變更藥劑灌注量情況下，建議初期仍須至少 1 個月檢測一次，等候掌握整治條件變更後之狀況再減少檢測頻率。
八. 整體而言，計畫達成預期目標。	八. 感謝委員肯定。
葉桂君委員 一. 本計畫共分為 2 年三階段方式執行，109 年已完成第一階段自製乳化液最佳比例配製及第二階段為比較不同種類乳化液對三氯乙烯降解成效試驗，110 年第三階段則使用前兩階段之最佳乳化液進行現地模場試驗。110 年執行內容中，包括測試藥劑灌注時垂直擴散狀況、藥劑灌注時流量與回饋壓力變化、乳酸亞鐵及乳化液調配及灌注方式等試驗藉此取得最佳藥劑批次灌注操作條件。以及進行涵蓋藥劑、人力及電費成本效益評估。皆是開發一整治技術模場測試之關鍵議題，本年度執行內容與成果符合土基會科研計畫之目標。	葉桂君委員 一. 感謝委員肯定。
二. 以下建議補充說明： 1. 土壤中三氯乙烯最高濃度為 1.17 mg/kg，雖未超過土壤管制標準，但是否持續釋放至地下水，影響模場監測井 TCE 數值？ 2. 1 口設置深度 14 公尺之雙封塞灌注井，井內每隔 50 公分深設置 1 個灌注口；但藥劑灌注深度整治深度範圍為 9-12 公尺。如何避免藥劑不分布於 0-9m。 3. TCE 降解機制分成乳酸亞鐵及乳化液，觀測井 1 由 TCE 濃度明顯降低	二. 1. 感謝委員提醒，土壤中 TCE 最高濃度 1.17 mg/kg 採樣深度為 11 公尺，與本模場主要整治藥劑灌注深度相同。目前觀測井 1 尚未觀察到 TCE 有回升之趨勢。未來須等候地下水中 TOC 濃度降低方可評估是否會再釋出。本團隊亦將提醒本場址未來整治執行廠商需注意土壤中之 TCE 疑慮。 2. 感謝委員指教，雙封塞內部馬歇管為地質改良之制式規格，因此皆為每隔 50 公分設置一個灌注點。馬歇管外部皆為皂



但無代謝產物產生，推估是乳酸亞鐵作用機制，而觀測井 2、3 但有代謝產物產生，推測乳酸亞鐵傳輸半徑較小，故乳酸亞鐵作用機制較低。建議比對表 5.2-1 觀測井 1、2、3 總鐵與亞鐵濃度/時間變化趨勢。此外，有無可能是觀測井 1 距離灌注井最近，所以乳酸亞鐵及乳化液濃度為最高，TOC 比觀測井 2、3 高，所以比較容易完全代謝？

4. 比對表 5.2-1 與表 5.2-2，3 口觀測井中 TOC、氧化還原電位、DO 變化不一致。
5. 藥劑應用於實場整治時，每次灌注藥劑需求量可能為本模場試驗之 10 至 20 倍以上之原因？

土水泥漿，因此藥劑自灌注點噴出後，不容易垂直擴散，較易因壓力水平擴散。馬歇管內雖為相通，但可透過雙封塞將預定灌注點上、下使用水囊塞住，便可於預定深度灌注點將藥劑灌出。本模場垂直試驗成果可觀察到，單一灌注點藥劑噴出後，藥劑於土壤中最大垂直影響範圍約 3 公尺，因此，未來場址整治若預定目標為 9-12 公尺，可於 10-11 間進行藥劑灌注，便可減少藥劑往 0-9 公尺處之擴散量。

感謝委員指教，觀測井 1 距離灌注井較近，因此第 2 次藥劑灌注後其總鐵及亞鐵濃度皆有上升趨勢。觀測井 2 於試驗第 88 天後先觀察到總鐵濃度上升(55 mg/L)，但亞鐵濃度仍僅有 0.5 mg/L，至試驗第 181 天時，方才開始觀察到亞鐵濃度上升(25 mg/L)，同時 TOC 濃度亦上升至 144 mg/L，因此推測乳酸亞鐵於第 88 天時應有傳輸至觀測井 2，但皆已形成三價鐵，不具現地還原之能力；第 181 天時，TOC 濃度上升應為乳化液擴散至此，但無法判斷亞鐵上升為乳酸亞鐵藥劑擴散所致亦或為乳化液將環境逐步還原化使三價鐵還原成二價鐵所致。對照觀測井 1 其 TCE 最高濃度為 0.238 mg/L、觀測井 2 最高濃度為 0.14 mg/L，但觀測井 1 卻無觀察到 DCE 及 VC 明顯增加；觀測井 2 於試驗第 181 天時，TCE 濃度降低，雖已觀察到亞鐵濃度，但仍有 DCE 及 VC 濃度累積。綜合上面所述，因此推論觀測井 1 無代謝產物累積應與乳酸亞鐵有相關。然而，觀測井 1 相較其他區域其 TOC 濃度確實較高，因此亦有可能使代謝產物不易累積。鑒於乳化液及乳酸亞鐵皆為同步灌注，因此目前尚無法推估觀測井 1 無代謝產物累積成果，乳酸亞鐵及高 TOC 濃度影響比例各為多少。建議未來可嘗試僅使用乳酸亞鐵進行試驗，惟須注意乳酸亞鐵作為主要灌注基質時，產生之三價鐵可能會造成灌注井



周邊透水性降低。

4. 感謝委員指教，本模場地下水採樣乃為自主採樣並依據環檢所樣品保存方式低溫保存後，送至學校進行水樣分析或由認證檢測單位進行確認數據。因此，現場水質量測儀器及操作使用上較容易產生誤差。此外，本模場試驗過程中，亦有發現自製乳化液大量生產時會產生品質不均之狀況，因此試驗過程中，亦有觀察到觀測井水中有類似油泥物質存在，顯示部分自製乳化液灌注至地下水中時便已產生破乳現象，導致該油泥包覆住現場水質儀器之探針，造成誤差，如觀測井 1 於試驗 287 天時(第四次注藥前 1 次採樣)，ORP 為-39 mV，但 DO 量測結果為 2.08 mg/L，顯示現場水質量測上確有誤差，觀測井 2 於試驗 265 及 287 天亦有類似狀況(採樣前皆有遵循 3-5 倍井柱水體積洗井原則)。因此造成 TOC 檢測結果與現場水質有些數值有所差異。然觀察檢測結果，模場自第 2 次藥劑灌注後，可觀察到觀測井 1 及觀測井 2 之 DO 及 ORP 皆有逐漸降低趨勢且隨著注藥後時間延長，DO 及 ORP 亦逐漸上升。第 4 次藥劑灌注後，DO 及 ORP 則逐漸穩定。
5. 感謝委員指教，此部分係乃指全場整治時，灌注井數量皆可能為本計畫模場數量 10-20 倍以上，因此屆時每批次藥劑灌注總量將由模場 230 L 上升至 2,300 L。以本場址為例，依模場試驗結果，自製乳化液傳輸距離約為 6 公尺，因此灌注井設置間隔建議為 8-10 公尺設置一口，在不考慮延長整治期程或增加水力控制情況下，欲涵蓋全區至少約需 14-15 口整治井，因此屆時每批次藥劑需求量便為 3,220 L，自製乳化液大量生產時若仍有 30-40%之不穩定率將使藥劑存放產生較大問題，故建議仍需持續針對藥劑保存部分進行精進。





專案基本資料表

專案性質		☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質		專案類別(單選)		☐ 研究型 ☒ 模場型	
研究主題		☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他					
申請機構系所		朝陽科技大學 環境工程與管理系					
機構地址		臺中市霧峰區吉峰東路 168 號					
專案主持人		劉敏信		職等／職稱		教授	
協同主持人		呂榮俊		職等／職稱		董事長	
專案名稱	中文	永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物					
	英文	Sustainable In-Situ Chemical Reduction and Enhanced In-Situ Bioremediation Combined Remedies to Accelerate Treatment of TCE-Contaminated Groundwater					
	關鍵字	乳酸亞鐵、現地化學還原法、生物整治法、三氯乙烯、綠色永續整治					
執行期程		自民國 110 年 02 月 24 日起 至民國 111 年 02 月 28 日止					
專案主持人		姓名：劉敏信 E-mail：jliu@cyut.edu.tw 專線：04-23323000#4529 手機：0910599767					
專任助理		姓名： Email： 專線： 手機：					
經費分析總表	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	515,000	435,000	(1~5 項相加之 50%為限)		
	2.	貴重儀器使用含維護費	0	0	(與計畫實驗相關)		
	3.	消耗性器材與主要費用	1,220,000	950,000	(與計畫主體相關)		
	4.	其它研究相關費用	45,000	835,000	(含差旅與租賃費用)		
	5.	雜支費用	20,000	37,000	(1~6 項相加之 5%為限)		
	6.	行政管理費	180,000	213,000	(1~5 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)		1,980,000	2,470,000	總金額：4,450,000		
計畫總金額(1~7 項)		1,980,000	2,470,000	總金額：4,450,000			

專案主持人(簽名及蓋章)：_____

日期：111 年 2 月 18 日





研究中文摘要

本計畫結合現地化學還原法及生物整治法加速去除地下水中三氯乙烯污染物，透過添加還原試劑於地下環境中，將水質迅速轉變為厭氧狀態，同時輔以自製的乳化液作為緩釋型之釋氮基質供微生物利用。本計畫以乳酸亞鐵作為還原試劑，乳酸亞鐵可提供微生物所需的碳源以快速啟動後續生物整治機制，亦可作為氧去除劑用於去除水體中殘留的溶氧，並將水質保持在較低的氧化還原電位，為厭氧菌營造其適合的環境。乳酸亞鐵中含有亞鐵(Fe^{2+})，該亞鐵可形成多種鐵礦物質，當它們進一步氧化成為三價鐵(Fe^{3+})時則能夠還原三氯乙烯為乙烯，透過電子轉移，只要原污染場址所擁有的碳源或添加乳化液為碳源提供電子所用，其三價鐵離子即可再次還原為亞鐵，透過此循環則可將三氯乙烯以更快的速率去除。與此同時亦透過注入乳化液作為緩釋型的釋氮基質，提供電子讓地下微生物可進行長時間的生物性厭氧還原脫氯過程，將生物及非生物性的厭氧還原脫氯同時應用於整治三氯乙烯上，達到良好之污染物降解成效。

台灣目前應用於含氯污染場址之商用生物營養鹽藥劑多自國外購入，雖有良好之整治成效，惟以綠色整治之觀點，藥劑的運輸亦造成大量之碳排放且不一定較適合台灣氣候及土壤質地。因此，研發國產生物營養藥劑不但可因應場址特性進行調整且亦可減少碳排放。此外，為確定自製藥劑配方的成效，避免實驗室藥劑試驗成果與實場應用成效差異過大，致使藥劑未來應用於現地的可行性降低，故亦將透過現地模場試驗建立現地場址藥劑混合及灌注之標準作業程序。

本計畫為 109 至 110 年度兩年計畫，計畫共分為三階段，第一階段為製備最佳配比之自製乳化液(emulsified vegetable oils, EVO)及最合適之乳酸亞鐵添加比例。第二階段則利用某場址現地地下水及土壤建立 Microcosm 微生態模場試驗，評估第一階段最佳比例之自製乳化液、脂肪酸酯及自製乳化液結合乳酸亞鐵三種不同乳化液對三氯乙烯降解成效之差異。同時，亦採用市售乳化液作為對照組別。第三階段則使用第二階段試驗成果中效果最佳之乳化液進行實場之現地生物模場試驗，該場址將透過 1 口灌注井及 3 口觀測井，評估最佳乳化液應用於實場上之成效，同時建立乳化液灌注程序，透過現地模場試驗之成果再次優化乳化液之成分配比。

本計畫於 109 年度已完成第一階段及第二階段試驗，已成功製備最佳自製乳化液及最適合之乳酸亞鐵添加量，透過微生態模場試驗，於 90 天實驗時間內，自製乳化液添加乳酸亞鐵之三氯乙烯去除率可高達 99%，其成效及降解速率皆高於市售乳化液，觀察到代謝產物順 1,2-二氯乙烯濃度亦高於其他乳化液，且地下水中 DCA1 菌數亦由原本低於偵測極限，增加至 6.17×10^3 gene copies/L。透過 109



年度第一階段及第二階段成果可知，自製乳化液結合乳酸亞鐵可取得較一般市售乳化液更佳的三氯乙烯去除速率及成效，且亦可降低自國外運送藥劑所產生之碳排放。

本年度(110 年)計畫主要乃將透過現地模場注藥試驗，評估最佳配比自製乳化液及添加乳酸亞鐵應用於實場整治時之成效。鑒於本現地試驗模場屬於粉黏土與細砂互層之地質，使用重力灌注將無法有效將藥劑傳輸至不同質地含水層，本計畫改為採用雙封塞灌注工法進行藥劑灌注，透過馬歇管及雙封塞注藥泵，可針對含水層不同土壤質地，使用不同藥劑灌注壓力，達到藥劑可均勻擴散至污染含水層，避免產生整治盲區。台灣許多區域地質多屬沖積層且因位於環太平洋地震帶，因此台灣地質多以不同質地互層或夾層，雙封塞灌注工法之應用經驗，應可使國內土壤及地下水整治成功率提升。

試驗結果顯示，透過雙封塞藥劑灌注測試結果，模場區域地下水水位面以下地質狀況，4.5 至 6.5 公尺間土壤質地較為細緻，7 至 12 公尺間土壤質地通透性較佳，在固定灌注壓力 2 bar 情況下，6.5 公尺以上藥劑灌注流量介於 3.5-4.8 L/min，7 至 12 公尺則為 5-7.5 L/min。鑒於 7-13 公尺地質通透性較佳，污染物亦較容易於此深度傳輸，故模場藥劑灌注時將優先針對通透性較佳質地進行灌注。

模場試驗結果可知，透過微水試驗取得之場址水力傳導係數進行注藥量計算容易導致注藥量過低，使地下水中 TOC 濃度不足且無法擴散至預定整治目標區域。因此，建議未來場址整治皆可先透過抽水試驗或現地模場試驗，方可準確估算藥劑灌注量體。此外，由於批次藥劑灌注需於灌注井區域維持一定濃度，方可使下游目標區域之 TOC 維持穩定及上升趨勢，若灌注井區域 TOC 濃度低於一定限度，則下游目標整治區 TOC 可能尚未達到目標濃度便會開始降低。然而，單次藥劑量灌注較多，雖可延長再次灌注時間，但藥劑較容易尚未完全反應便往下游流失；單次藥劑量灌注較少，雖可減少藥劑損失，但灌注頻率卻會上升。因此，透過模場試驗及成本計算，亦可了解於該場址地質條件下，目標整治範圍其藥劑單次灌注量與灌注頻率之取捨。

本試驗成果顯示，距離灌注井 1 公尺處之監測井(觀測井 1)，其含氯污染濃度雖最高，但因藥劑容易擴散至該區域且乳酸亞鐵充足情況下，TCE 於試驗第 88 天便符合地下水管制標準且代謝產物皆無累積現象，至試驗後期，TCE 及代謝產物皆低於偵測極限。距離灌注井 3 公尺處之監測井(觀測井 2)，鑒於第一次藥劑灌注量不足，因此至試驗第 200 天其 TCE 方才符合地下水管制標準。觀測井 2 則可很明顯觀察到代謝產物累積且趨勢為當 TCE 降低時，*cis*-1,2-DCE 濃度明顯上升；當 *cis*-1,2-DCE 濃度降低時，VC 濃度則明顯上升。顯示觀測井 2 含氯污染物



濃度降低主要應為厭氧還原脫氯機制，比較觀測井 1 及觀測井 2 兩者總鐵及亞鐵濃度變化，推測乳酸亞鐵擴散至觀測井 2 之量體應該有限。距離灌注井 5 公尺區域之監測井(觀測井 3)，則於試驗第 299 天觀察到 TCE 低於管制標準，但代謝產物濃度則逐漸上升。由此可推測，自製乳化液可擴散傳輸距離至少可達 5 公尺，但乳酸亞鐵影響距離應僅限於 2-3 公尺之間。然而，乳酸亞鐵對於代謝產物還原效果顯著，因此未來應用部分可針對場址代謝產物容易累積之區域或採用現地生物整治場址之邊界，設置乳酸亞鐵透水性反應牆，可避免如 VC 等代謝產物因其傳輸速率較藥劑速率快，而擴散出場區範圍。模場試驗過程中不需灌注緩衝劑即可維持 pH 中性的狀態，也是因為乳酸亞鐵的功效。

自製研發的乳化液之成本僅為市售乳化油約二分之一價格，證實自製研發的乳化液藥劑之推廣將可提升國內含氯場址整治之成效。目前自製研發的乳化液主要以模場試驗規模生產，當擴展至實場規模乳化液的需求量時，必須保持乳化液的穩度性與質量，如此將有極佳的機會使產品商業化。

關鍵字：乳酸亞鐵、現地化學還原法、生物整治法、三氯乙烯、綠色永續整治



ABSTRACT

This proposal combines in-situ chemical reduction and enhanced in-situ bioremediation to accelerate removal of trichloroethylene (TCE)-impacted groundwater. The combined remedies rapidly reduce the impacted groundwater into anaerobic condition by adding chemical reductant and supplement oil emulsion used as hydrogen release agent for anaerobic microorganisms. In this study, ferrous lactate was selected as the chemical reductant. Ferrous lactate can provide carbon source required by microorganisms to jump start the biological remediation mechanism. It can also be used as oxygen scavenger to maintain low redox potential that creates favorable environments for anaerobic bioremediation. The soluble organo-iron compound comprised of ferrous iron (Fe^{2+}) can form a variety of iron minerals and are capable of reducing TCE into ethylene through chemical reduction and being oxidized to ferric iron (Fe^{3+}). The ferric iron can be reduced back to ferrous iron through bioremediation as long as electrons from supplied carbon, such as oil emulsion, or indigenous carbon are available. Through this cycle, TCE removal can be accelerated through chemical reduction and biodegradation mechanisms. Oil emulsion is injected as slow release hydrogen source to supply electrons for microorganisms to sustain a long-term biological anaerobic reductive dechlorination process. Both abiotic and biotic anaerobic reductive dechlorination are applied to the treatment of chlorinated solvent and achieve better degradation results as green and sustainable combined remedies.

The current substrates and bio-nutrients applied to chlorinated solvents contaminated sites in Taiwan are mostly purchased from overseas. The chemicals have good remedy efficiency; however, material transportation results in huge amount of carbon emission and they might not be suited for the special climate and soil geology in Taiwan from green remediation perspective. Therefore, a research and development of domestic substrates and bio-nutrients is not only suited for specific site characteristics but also decrease carbon emission.

This two-year project from 2020 to 2021 consists of three phases. Phase I is to develop an optimal combination ratio of emulsified vegetable oil (EVO) and most appropriate ratio of ferrous lactate additive. Phase II is to conduct microcosm test evaluating TCE degradation using the self-developed EVO, fatty acid ester, and self-developed EVO/ferrous lactate and comparing with a commercial EVO



using groundwater and soil samples collected from a TCE-contaminated site. Phase III is to conduct a pilot test using the best performance EVO set from Phase II microcosm test results. An injection well and three observation wells will be used to evaluate the field-scale implementation performance and establish the injection procedures to optimize the EVO ingredient.

Phase I and II tests had been completed in 2020. It had been successfully developed the optimal combination ratio of EVO and most appropriate ratio of ferrous lactate. The TCE removal rate was 99% in 90 days after the addition of the self-developed EVO and additive ferrous lactate in a microcosm test. The effectiveness and degradation rate are higher than the commercial EVO. The product *cis*-1,2-DCE concentration was observed to be higher than other EVOs. The DCA1 bacterial count in groundwater increased to 6.17×10^3 gene copies/L from below detection limit. According to Phase I and II results in 2020, the combination of the self-developed EVO and ferrous lactate is more effective and has higher TCE removal rate than general commercial EVOs. It also reduces carbon emission resulting from transportation of chemicals from overseas.

The best combination of self-developed EVO and ferrous lactate will be evaluated through in-situ chemical injection pilot test for the project in 2021. The originally planned gravity injection will not effectively deliver the chemicals to various geological aquifer due to the site geologic interlayer of silt, clay, and fine sand. The chemicals will be injected using double packer injection through Tube-a-Manchette and double packer injection pump. The chemicals will evenly spread to contaminated aquifer by use of various chemical injection pressure toward various lithology to avoid remediation blind areas. Most areas in Taiwan are alluvial lithology and located in Pacific Rim Seismic Belt, thus most geology is various geological interbed or interlayer. The application experience of double packer injection should increase the success rate of soil and groundwater remediation domestically.

In addition, the standard operation procedures of in-situ chemical mixing and injection will be established through the in-situ pilot test to provide a reference for implementation of remediation at chlorinated solvent contaminated sites domestically. This is to ensure the effectiveness of chemical combination and to avoid huge difference between bench laboratory test results and field application effectiveness thus reducing the feasibility of future in-situ application of



chemicals.

The test through double packer chemical injection indicated the soil geological conditions below groundwater table is fine from 4.5 to 6.5 m and more permeable between 7 to 13 m in the pilot area. The injection flow was between 3.5 to 4.8 L/min for the soil above 6.5 m and between 5 to 7.5 L/min for 7 to 13 m interval under injection pressure of 2 bar. The chemical injection for the pilot test will focus on the more permeable 7 to 13 m soil because contaminants are easier to transport in the more permeable interval.

The pilot test results indicated chemical injection based on the hydraulic conductivity from slug test could easily result in less amount so that TOC concentration in groundwater could not be distributed to the proposed remediation target area. Therefore, it is recommended to estimate chemical injection amount based on pumping test or pilot test. In addition, the batch chemical concentration should remain consistent in the injection area so that TOC concentration will remain steady and increase trend in the downgradient target area. The increase of chemical amount in each injection will prolong the next injection time, but the chemical could flow away without complete reaction. Lower chemical amount in each injection could reduce the loss of chemical but increase injection frequency. Therefore, the chemical amount and injection frequency should be balanced in each injection based on pilot test, cost estimate, and the geological and hydrogeological conditions of the site.

The pilot test results indicated TCE concentration in Observation Well 1, which had the highest concentration of chlorinated contaminants and was located one meter away from the injection well, met groundwater control standard without accumulation of byproducts in 88 days because of easy chemical distribution in the area with sufficient amount of ferrous lactate. TCE and byproducts were below the detection limit later. TCE concentration in Observation Well 2, three meters away from the injection well, met the groundwater control standard in 200 days due to insufficient chemical amount. It is easy to observe byproducts accumulation and trend in Observation Well 2. When TCE concentration decreased, *cis*-1,2-DCE concentration increased. When *cis*-1,2-DCE concentration decreased, vinyl chloride concentration increased. This indicated the major mechanism to reduce chlorinated contaminants was anaerobic reductive dichlorination. It is hypothesized ferrous lactate distribution to Observation Well 2 was limited after the comparison of total iron and ferrous concentrations in Observation Wells 1 and 2. TCE concentration in Observation Well 3, five meters away from the



injection well, was below the groundwater control standard in 299 days, but byproduct concentrations increased. It is hypothesized self-developed EVO could be transported to a distance at least 5 meters, but ferrous lactate only to a distance between two to three meters. However, ferrous lactate reduction of byproduct was significantly. Therefore, it could be applied to sites which are easy cumulation of byproducts or in-situ bioremediation site boundary. The installation of permeable reactive barrier could prevent byproduct such as vinyl chloride from migrating off the remediation area due to the quicker transport velocity than injection chemicals. During the pilot test, the neutral pH value can be maintained without introduction of buffers, which is also due to the effect of ferrous lactate.

The self-developed EVO cost is just half of commercial EVO prices. It is advantageous to promote domestic EVO to help improve the remediation of chlorinated sites domestically. The self-developed EVO were mainly made in bench scale, the scale up of the self-developed EVO manufacture will be required to maintain the EVO quality and provides a great opportunity to commercialize the product.

Keywords: Ferrous Lactate, In Situ Chemical Reduction, Bioremediation, Trichloroethylene (TCE), Green and sustainable remediation (GSR)



總目錄

一、 前言	1
二、 研究目的	1
三、 文獻探討	3
3.1 三氯乙烯之簡介	3
3.2 厭氧還原脫氯介紹	5
3.2.1 生物性厭氧還原脫氯	5
3.2.2 非生物性厭氧還原脫氯	9
3.3 結合現地化學還原法與生物整治法之相關研究	10
3.4 現地模場相關背景資訊	13
3.4.1 試驗場址營運現況及地理位置	13
3.4.2 試驗場址地質	15
3.4.3 試驗場址地下水文	16
3.4.4 試驗場址地下水污染狀況	18
3.5 本計畫 109 年度執行成果	19
3.5.1 第一階段試驗成果	19
3.5.2 第二階段試驗成果	19
四、 研究方法與過程	22
4.1 研究架構	22
4.2 模場設施配置及現況	25
4.3 雙封塞注藥試驗	29
4.3.1 雙封塞灌注技術簡介	29
4.3.2 注藥試驗	29
4.3.3 藥劑混合試驗	30
4.4 定期添加乳化液及還原劑試驗	32
五、 結果與討論	37
5.1 藥劑灌注試驗	37
5.1.1 藥劑垂直擴散試驗	37
5.1.2 藥劑壓力回饋試驗	38
5.2 模場試驗成效	40
5.2.1 場址地下水現場水質及 TOC 濃度變化	40



5.2.2 場址地下水一般水質項目變化.....	44
5.2.3 場址地下水關切污染物濃度變化.....	46
5.2.4 自製乳化液成本效益評估.....	49
5.2.5 查核點對照表	50
6.1 結論	52
6.2 建議	53
參考文獻	54



圖目錄

圖 3.1- 1、三氯乙烯及其他降解產物之化學結構.....	4
圖 3.2- 1、生物性厭氧還原脫氯程序.....	7
圖 3.2- 2、TCE 形成乙烷過程中的功能性基因	7
圖 3.2- 3、三氯乙烯生物及非生物還原脫氯過程.....	9
圖 3.3- 1、乳酸及零價鐵試驗組別之反應成效.....	11
圖 3.3- 2、乳酸及零價鐵試驗組別之產物分析結果.....	12
圖 3.3- 3、美國洛杉磯 LAAMS 場址現場操作圖	12
圖 3.4- 1、試驗模場地理位置圖	13
圖 3.4- 2、試驗模場周邊環境狀況.....	14
圖 3.4- 3、試驗場址土壤地質調查資料.....	15
圖 3.4- 4、試驗場址執行之地下水文調查成果.....	16
圖 3.4- 5、試驗模場區域地下水流向	17
圖 3.4- 6、試驗場址地下水不同深度三氯乙烯污染範圍	18
圖 3.5- 1、微生態模場試驗(MICROCOSM)流程圖	20
圖 3.5- 2、微生態模場(MICROCOSM)試驗成果.....	21
圖 4.1- 1、本計畫 109 年度執行架構流程圖.....	23
圖 4.1- 2、本計畫 110 年度執行架構流程圖	24
圖 4.2- 1、模場監測井及整治井分佈狀況及注藥前背景水質調查 結果	26
圖 4.2- 2、雙封塞整治井之設置.....	27
圖 4.3- 1、雙封塞灌注井構造.....	31
圖 5.1- 1、藥劑灌注垂直擴散試驗成果.....	38
圖 5.1- 2、現地模場藥劑灌注壓力回饋試驗成果.....	39
圖 5.2- 1、現地模場試驗歷次各監測井注藥後 TOC 濃度變化....	42
圖 5.2- 2、現地模場試驗歷次注藥後各監測井現場水質參數變化	43
圖 5.2-3、現地模場試驗期間各監測井 VOC 濃度及 TOC 濃度對 照	48



表目錄

表 3.1- 1、三氯乙烯之理化性質	4
表 3.5- 1、微生態模場(MICROCOSM) QPCR 分析結果	21
表 4.2- 1、模場試驗注藥前水質檢測成果.....	28
表 4.4- 1、現場水質採樣頻率及項目	33
表 4.4- 2、各項試驗分析方法.....	34
表 5.1- 1、歷次藥劑灌注時間及注入量.....	37
表 5.2-1、現地模場試驗一般水質檢測結果	45
表 5.2- 2 本試驗各項原料購買單價	50





一、 前言

三氯乙烯 (Trichloroethylene, TCE) 為地下水體中常見重質非水相液體 (Dense non-aqueous phase liquids, DNAPLs) 污染物，是工業常用溶劑，主要用作工業清洗製程和羊毛及織物的乾洗劑等，三氯乙烯因製造、使用與棄置而溶於地下水，無法蒸發會長時間殘留於其中，接觸將會導致潛在基因突變及致癌等。

氯化乙烯類地下水污染的現地生物復育法主要是在厭氧環境下以生物厭氧脫氯的方式轉化污染物，由於台灣雨季時間長，頻繁的降雨及其他地下抽水等因素可能使地下環境屬好氧狀態，難以直接進行生物性的厭氧還原脫氯步驟而且所費時間冗長，本計畫將添加還原試劑於地下環境中，以進行非生物性的現地化學還原並將水質迅速轉變為厭氧狀態，同時輔以自製的乳化液作為緩釋型之釋氮基質供微生物利用。

生物性之厭氧還原脫氯過程中常遇到三氯乙烯脫氯成為毒性更強之氯乙烯問題並且可能累積於地下環境中，此時乳酸亞鐵所進行非生物性的厭氧還原脫氯可解決此問題。乳酸亞鐵的乳酸可提供碳源快速啟動生物整治機制，與此同時亦透過注入的自製乳化液作為緩釋型的釋氮基質，提供電子讓地下微生物可進行長時間的生物性厭氧還原脫氯程序，將生物及非生物性的厭氧還原脫氯同時應用於整治三氯乙烯污染物上，此外，透過乳化液中額外所提供的碳源，可以使亞鐵及三價鐵間產生電子間的相互轉移，達到永續整治及節省藥劑之功效，同時整合化學及生物兩種整治技術，將三氯乙烯有效且迅速的降解。因此，乳化液配合乳酸亞鐵之藥劑組合，預計可達到更佳之整治成效。

此外，為確定藥劑配方的成效，避免實驗室藥劑試驗成果與實場應用成效差異過大，致使藥劑未來應用於現地的可行性降低，故亦將透過現地模場試驗建立現地場址藥劑混合及灌注之標準作業程序，提供國內含氯有機污染物場址整治作業執行時之參考。

二、 研究目的

鑒於目前國內許多含氯場址多使用國外藥劑 (如 Emulsified Oil Substrate, EOS[®]) 進行生物整治，惟國外藥劑除價格不菲外，以綠色整治之觀點因藥劑運送亦產生較多碳排放。因此本計畫乃參考國外文獻乳化性基質營養鹽，製備出兩種不同性質之乳化液，其中一種將添加乳酸亞鐵評估其添加後之成效，期望能將地下水環境迅速並轉化為穩定之厭氧環境，同時藥劑可長期存於含水層中緩慢釋放減少藥劑灌注頻率達到整治最大效益。



109 年度計畫中已完成自製乳化液最佳配方找尋，同時透過實驗室 Microcosm 微生物試驗模場試驗比較自製乳化液與市售乳化液對三氯乙烯降解成效。觀察到現地模場試驗時，須注意場址地下水 pH 變化及較適合之添加量。

本年度(110)計畫主要著重於釐清自製乳化液大量製備時可能遭遇之問題及自製乳化液與乳酸亞鐵結合於現地灌注時可能產生之問題，增加未來實際應用於場址之可行性。現地場址模場試驗乃參考前述試驗成果，篩選自製乳化液添加乳酸亞鐵最佳比例進行注藥，建立現地場址注藥程序及方法，同時透過定期採樣及分析，了解藥劑應用於現地場址時的整合效益。本計畫預計達成效益如下所述：

1. 建立現場注藥程序及方法。
2. 了解並釐清藥劑於現場實際運作情形。
3. 評估現地化學還原法及生物整治法應用於三氯乙烯污染場址之整合效益。
4. 評估自製乳化液及乳酸亞鐵大量製備時所需之製作成本並與一般市售乳化液進行比較。
5. 依據模場污染改善成果概估每單位污染物濃度所需之藥劑處理費用。



三、 文獻探討

3.1 三氯乙烯之簡介

三氯乙烯(Trichloroethylene, TCE)是一種透明無色、黏性低且易揮發的液體，多數當作清潔金屬零件的溶劑，而在醫藥上曾用作麻醉劑，農藥上是合成一氯乙酸的原料。在生產或使用三氯乙烯的工作場所，會經由吸入和皮膚接觸與三氯乙烯發生接觸，普通人群可能藉由吸入環境空氣以及攝入被污染的食物和飲用水而接觸三氯乙烯，其中空氣是接觸三氯乙烯最常見的途徑，也是最常導致疾病的途徑，國際癌症研究機構(International Agency for Research on Cancer, IARC)已確定三氯乙烯是可能對人類有致癌作用的。三氯乙烯為重質非水相液體(Dense Non-aqueous Phase Liquid, DNAPL)，DNAPL 主要以自由相或殘留相等兩種型態存留在地下環境，當濃度足以在土壤孔隙間形成聯結(pore-to-pore connection)，DNAPL 則以自由相存在。DNAPL 因重力作用，具有移動性，除遇到特殊的地層構造可攔住 DNAPL 的移動外，在移動的過程中，因毛細作用會在移動路徑的土壤孔隙間殘留少量 DNAPL，而形成殘留相，殘留相 DNAPL 不具移動性，且不易被調查出來，三氯乙烯相關之理化性質如表 3.1-1 所示。

三氯乙烯並非天然存在於環境中，而是經由人工所製造而成的化學品。然而因為不當的使用、處置和排放等，導致地下水源的污染。三氯乙烯於大氣中可透過與光化學產生的氫氧自由基反應而降解，其在大氣中的半衰期約為 7 小時；而在厭氧條件下，三氯乙烯則可透過還原性脫氯反應緩慢降解，從而生成二氯乙烯和氯乙烯以及其他降解產物(圖 3.1-1)，其中降解產物主要以 *cis*-1,2-二氯乙烯為主，鮮少有 1,1-二氯乙烯的產生；研究報告指出三氯乙烯於含水層中的半衰期約為 35 天到 6 年不等，並在河流和湖泊的模型中，估計其揮發半衰期分別為 3.5 小時和 5 天【Barton, 2014】。



表 3.1- 1、三氯乙烯之理化性質

Description	Symbol	Common value
分子量 (g/mol)	MW	131.39
液體密度@25°C (g/mL)		1.46
水溶性 (mg/L)	S	1000
熔點 (°C)	T_m	-86.5
沸點 (°C)	T_b	87.3
蒸氣壓力 (Pa)	VP	9700
辛醇-水分配係數	K_{ow}	320
吸附係數(有機碳)	K_{oc}	2.42
亨利常數 ((Pa·m ³)/mol)	H	890
空氣擴散係數 (m ² /day)	D_{air}	0.68
水中擴散係數 (m ² /day)	D_{water}	9.00×10^{-5}

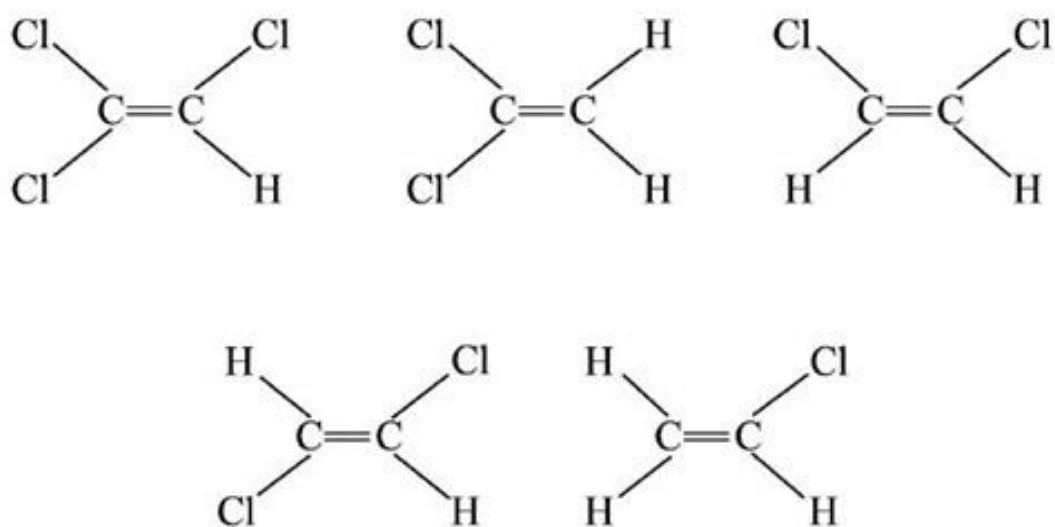


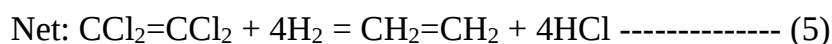
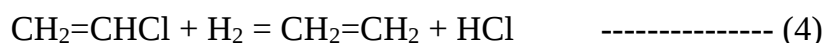
圖 3.1- 1、三氯乙烯及其他降解產物之化學結構【Pant and Pant, 2010】



3.2 厭氧還原脫氯介紹

氯化污染物的還原性脫氯作用是逐步發生的，通常以氫(H₂)為首選的電子供給者，但某些脫氯菌群可能亦會使用乙酸和其他有機酸。

使用氫(H₂)將四氯乙烯還原脫氯時的反應如下(McCarty *et al.*, 2007)：



3.2.1 生物性厭氧還原脫氯

由於三氯乙烯的密度大且比水重，容易形成污染團且會持續釋放出污染物，故以一般地下水抽出處理法(Pump and Treat)難以達到整治之功效，因為抽出地下水之比例多於三氯乙烯污染物。有鑑於此，目前整治三氯乙烯污染物之技術有現地化學還原、熱處理法、氣提法以及生物整治法。其中生物整治法主要係透過注入有機物質，例如乳化液、乙酸鹽、乳清等物質於地下環境中，再經過發酵釋放出氫(H₂)和揮發性脂肪酸(Volatile Fatty Acids, VFA)為微生物提供還原當量，作為電子供給者和碳源刺激還原性生物脫氯反應。於脫氯反應期間，透過一次去除一個氯原子並將其替換，將四氯乙烯還原為三氯乙烯、cis-1,2-二氯乙烯、氯乙烯，最後是僅帶有氫原子的乙烯或乙烷【Mohn and Tiedje, 1992】，生物性厭氧還原脫氯程序如圖 3.2-1 所示。

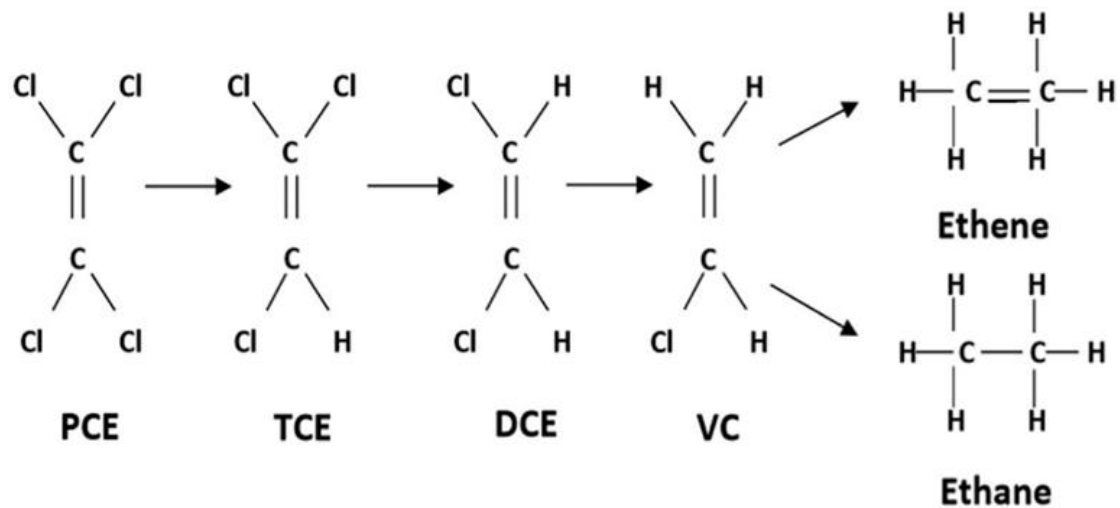
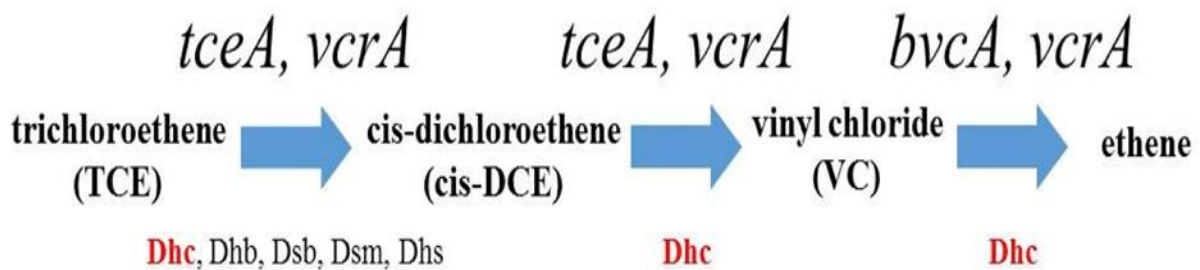
進行生物性厭氧還原脫氯時，除了該環境必須處於厭氧狀態以及存在合適之脫氯球菌外，其環境中也需有發酵菌、還原菌等其他菌種，以利厭氧還原脫氯步驟的發生。常見的脫氯球菌有 *Dehalobacter*、*Sulfurospirillum*、*Desulfitobacterium* 及 *Dehalococcoides* (Dhc)等，但並非所有脫氯球菌都可將 TCE 完全脫氯，例如 *Dehalobacter* 僅可幫助四氯乙烯及二氯乙烷脫氯；*Sulfurospirillum* 及 *Desulfitobacterium* 則僅可使四氯乙烯脫氯成 cis-二氯乙烯，而 *Dehalococcoides* spp. 為最著名的脫氯球菌屬，該屬中的 *Dehalococcoides mccartyi* 更可將 TCE 完全脫氯還原成乙烯，不過研究指出 *Dehalococcoides* 不能合成生長必需的化合物，而是依靠其他生物體提供營養，因此需仰賴其他菌種共同存活，此外有研究指出，將



Dehalococcoides spp.的種群從其他生物提取後，其生長速度會變慢，且對營養需求變得更嚴格，僅當物質中包含特定營養素時才會生長，在某些情況下，甚至觀察到降解不完全，這表示菌株沒有活性甚至處於休眠狀態【Saiyari *et al.*, 2018】。不過於近幾年的研究中發現，除了 *Dehalococcoides mccartyi* 有完全脫氯的功能外，*Dehalogenimonas* spp.亦可將 TCE 完全脫氯【Yang *et al.*, 2017】，代表可能有更多可以完全脫氯之菌種尚未被發現。

儘管許多系統上不同的微生物都可導致氯化溶劑進行還原脫氯，但於厭氧條件下將四氯乙烯或三氯乙烯完全降解成乙烯的特定 *Dehalococcoides* 菌株可能只豐富在特定位置。它們的短少會導致 *cis*-1,2-二氯乙烯和氯乙烯的累積，此為還原性厭氧脫氯的不完全反應所產生的有毒降解副產物【Maymó-Gatell *et al.*, 1997】。僅有部份菌種能夠使用二氯乙烯和氯乙烯作為電子接受者並成功代謝，因此監測特定功能性基因（生物標誌物）的存在和豐富度已成為整治措施的重要程序。文獻監測台灣田間整治項目中 *Dhc16S* rRNA 基因，編碼三氯乙烯至乙稀的還原性脫鹵化酶（RDase），RDase 的靶向基因包括 *vcrA*，*tceA* 和 *bvcA*，結果表明大多脫鹵球菌皆可成功進行第一階段脫氯，但僅有 *Dehalococcoides* spp.具有不同功能性基因並成功將三氯乙烯降解為乙烷，如圖 3.2-2 所示【Wu *et al.*, 2019】。

生物性厭氧還原脫氯進行時，需注意含水層是否有足夠的有機物用於當作電子供給者，當有機物含量不足時，則需額外添加電子供給者以刺激生物性厭氧還原脫氯的發生。現今電子供給者的選擇多以乳化液為主，因為其可長期存在於地下環境中作為緩釋型之釋氮基質，可減少重覆注藥、運行及維護的成本。乳化液具有低水溶性及含有長鏈脂肪酸基團的結構，隨著時間的流逝會緩慢發酵產生氮和揮發性脂肪酸，這使其具有比可溶性的電子供給者有顯著的操作優勢，而可溶性供體必須連續或半連續添加以保持有效性。乳化液除了具有緩慢釋出氮的優點外，其亦可與 DNAPL 保持於相同位置，而不會被地下水遷移出整治目標區域，將達到長期存在於污染區的作用【Harkness and Fisher, 2013】。此外，除了目標污染物三氯乙烯可作為電子接受者外，應注意其他電子接受者影響 TCE 脫氯，主要影響的電子接受者其優先順序分別為氧、硝酸鹽/不溶於水的四價錳、不溶於水的三價鐵、硫酸鹽和二氧化碳。

圖 3.2- 1、生物性厭氧還原脫氯程序【Saiyari *et al.*, 2018】Dhc: *Dehalococcoides* sp.Dhb: *Dehalobacter* sp., Dhs: *Dehalospirillum* sp.Dsm: *Desulfuromonas* sp., Dsb: *Desulfitobacterium*圖 3.2- 2、TCE 形成乙烷過程中的功能性基因【Wu *et al.*, 2019】





3.2.2 非生物性厭氧還原脫氯

生物性厭氧還原脫氯已經證明有助於三氯乙烯的降解，該過程需要合適的電子供給者和 *Dehalococcoides* 屬等的微生物或其他具有脫鹵酶的微生物才能將三氯乙烯完全脫氯，按反應順序的還原產物是 *cis*-1,2-二氯乙烯、氯乙烯和乙烯。

而在自然的厭氧系統中，非生物性的厭氧還原脫氯往往取決於反應性礦物的存在，例如：麥基鈉鐵礦(Mackinawite)、黃鐵礦(Pyrite)，綠銹(Green rust)、亞鐵黏土(Ferrous clay)及氧化鐵(Iron oxides)等，並透過 β -消除反應或其他短鏈烴透過氮化和偶聯反應產生氯乙炔，詳細的降解流程為三氯乙烯透過非生物降解途徑先進行 β -消除反應形成氯乙炔，接著透過氫解作用形成乙炔，最後經由兩個途徑，一是藉由生物或非生物降解過程透過氮化作用形成乙烯或乙烷，二是直接與其他化合物進行耦合，流程如圖 3.2-3 所示【Berns *et al.*, 2019】。除了上述非生物性的脫氯過程外，亦有研究指出亞鐵礦物可以促進氯乙烯或乙烷的脫氯，硫化鐵所形成的礦物質可增強生物或非生物還原條件【Elsner *et al.*, 2004; Hyun and Hayes, 2015】。

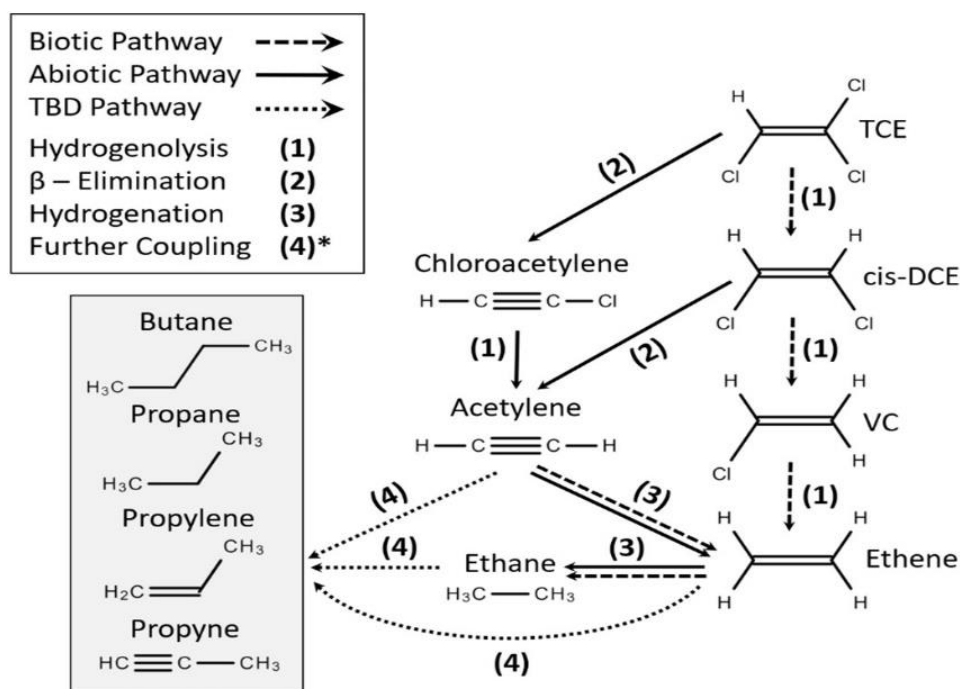


圖 3.2- 3、三氯乙烯生物及非生物還原脫氯過程【Berns *et al.*, 2019】



3.3 結合現地化學還原法與生物整治法之相關研究

Herrero 等人(2019)結合現地化學還原法與生物刺激法降解地下水四氯乙烯污染物，該研究所使用之還原試劑為零價鐵，另外使用乳酸進行生物刺激。研究組別含有(a)自然衰減組、(b)單純添加乳酸之生物刺激組、(c)單純使用零價鐵之化學還原組以及(d)乳酸結合零價鐵之試驗組別。主要成效如下：自然衰減組於硫酸鹽還原條件下發生四氯乙烯的有效還原脫鹵；而添加乳酸之生物刺激組，於自然條件下乳酸可促進四氯乙烯的還原脫鹵作用，但會導致 *cis*-二氯乙烯的累積；具有零價鐵的化學還原則有助於四氯乙烯及其代謝物持續脫鹵成為非鹵化合物；最後乳酸及零價鐵結合之組別可最快將四氯乙烯持續脫鹵並成為非鹵化合物，主要成果如圖 3.3-1 所示。

此研究更詳細之敘述如下，分析結果如圖 3.3-2 所示。該研究添加乳酸之生物刺激組別，觀察到反硝化、鐵、錳及硫酸鹽的還原過程非常迅速。與自然衰減組相比，四氯乙烯和三氯乙烯的還原性脫鹵於第 22 天開始，溶解的四氯乙烯濃度迅速從 130 $\mu\text{mol/L}$ 降至 1 $\mu\text{mol/L}$ ，三氯乙烯暫時達到 4 $\mu\text{mol/L}$ ，最終形成的 *cis*-二氯乙烯為 130 $\mu\text{mol/L}$ ，並且沒有進一步降解。

而自然衰減下利用零價鐵所進行的化學還原法，該過程觀察到四氯乙烯的還原性脫鹵作用（圖 3.3-2 2C）比自然衰減組（圖 3.3-2 2A）更明顯，但還原成效則不及生物刺激組別（圖 3.3-2 2B）。於實驗過程中，四氯乙烯的生物還原性脫鹵作用持續發生（圖 3.3.2 2C），且三氯乙烯和 *cis*-二氯乙烯顯著增加（圖 3.3-2 2C）。另外在對照實驗中，四氯乙烯逐漸下降，三氯乙烯濃度增加到 10 $\mu\text{mol/L}$ ，並且產生 *trans*-二氯乙烯（數據未顯示），在後續的實驗中亦產生了甲烷、乙烷和乙烯。最後以生物刺激結合化學還原之組別，觀察到還原條件迅速產生乙酸和甲烷，於第 22 天時， NO_3^- 和 SO_4^{2-} 的濃度幾乎為零，而 Mn^{2+} 和 Fe^{2+} 的濃度則已達到高值，其中乙酸鹽的濃度甚至接近 1,200 mg/L，於此試驗中同時有進一步觀察到非氯化化合物的產生。由此可知，添加零價鐵可克服現地生物整治還原脫氯技術於氯乙烯降解上之瓶頸。

添加零價鐵雖可促進氯乙烯衍生物降解進行亦可解決許多現地生物整治衍生之酸化或臭味等問題，但由於仍屬於固體性物質進行灌注，其與環境中物質結合產生沉澱亦限制其傳輸距離。Su 等人於 2013 年曾使用氣動泵灌注(pneumatic injection)及直接灌注(direct injection)觀察乳化零價鐵(emulsified zerovalent iron)灌注後之傳輸距離。試驗結果顯示，氣動泵灌注之傳輸距離約 2.1 公尺，直接灌注最大傳輸距離為 0.89 公尺，藥劑中所含奈米鐵於 2 年半後多轉為磁鐵礦(magnetite)，粒徑亦從 35-140 nm 轉變為 0.1-1 μm ，顯示零價鐵於地下環境中隨時間反應形成



錯合物，使粒徑增加進而可能影響傳輸距離。乳酸亞鐵可溶於水中，形成液態藥劑進行灌注，於現場作業時較為方便且傳輸距離亦可大於固體零價鐵。美國洛杉磯 LAAMS(Los Angeles Academy Middle School)場址便於 2017 年採用 Newman Zone®食品級乳化液及乳酸亞鐵進行場址 TCE 污染現地生物整治作業。該場址地下水於 2000 年即被監測出三氯乙烯污染濃度為 4,400 µg/L，於 2016 年最新檢測出的污染濃度仍有 855 µg/L，因此於 2017 年利用現地化學還原法及生物整治處理地下水中三氯乙烯及揮發性有機物，利用此結合技術進行現場整治作業。整治過程中利用消防水對市售乳化液、市售緩衝溶液及乳酸亞鐵於微型混合罐中現場進行混合。透過訂製的注入平台系統將混合液注入 15 個現場井中，注射井的地下深度約為 149 至 190 英尺。除了注入乳化液及乳酸亞鐵所混成的混合液外，同時注入市售脫鹵菌群 KB-1 及由乳酸亞鐵形成的缺氧水於注射井中，總共於 15 口注射井注入 56,700 磅的市售乳化液、30,937 磅的乳酸亞鐵和 66,360 磅的市售緩衝溶液，整個整治過程自 2017 年 7 月 17 日開始並於 2017 年 8 月 10 日結束，現場操作如圖 3.3-3 所示【CASCADE Remediation Field Services Report, 2017】。

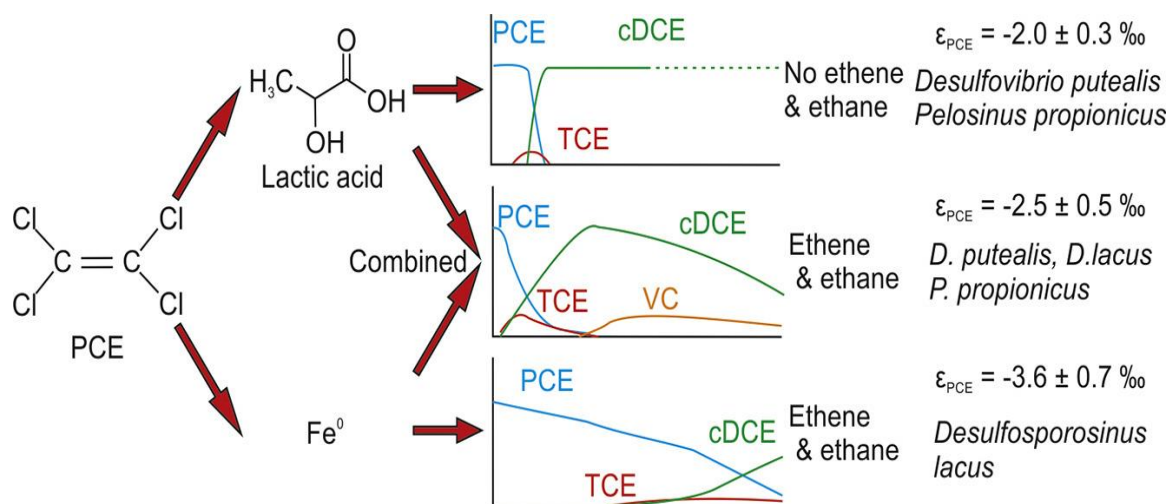


圖 3.3- 1、乳酸及零價鐵試驗組別之反應成效【Herrero et al., 2019】



永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物

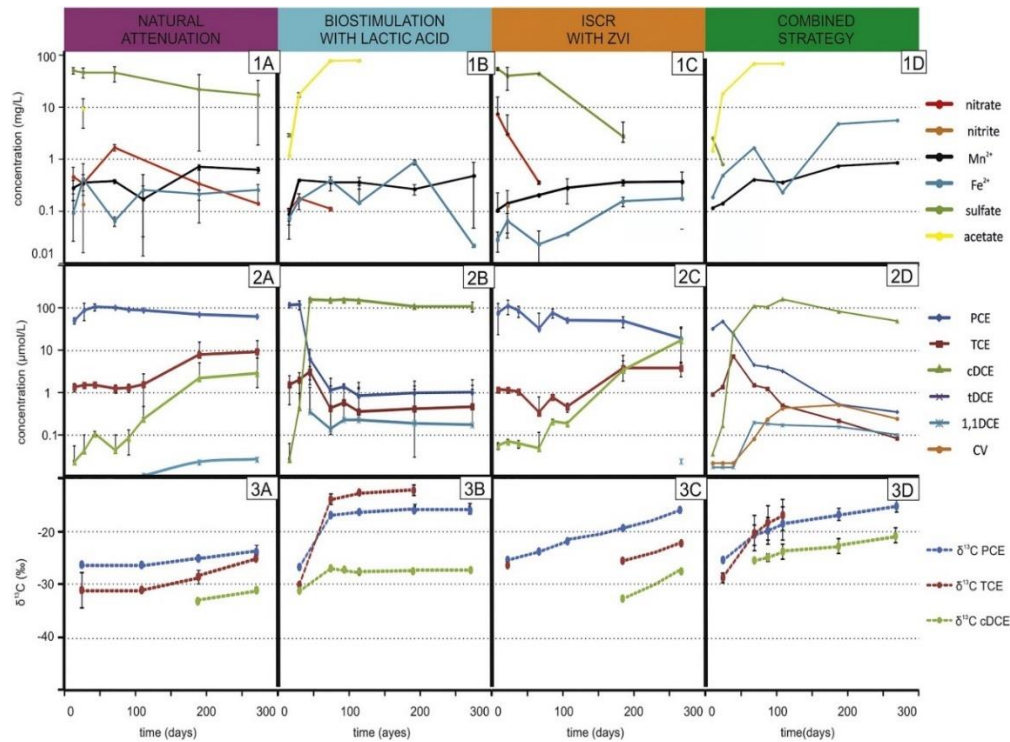


圖 3.3- 2、乳酸及零價鐵試驗組別之產物分析結果【Herrero *et al.*, 2019】

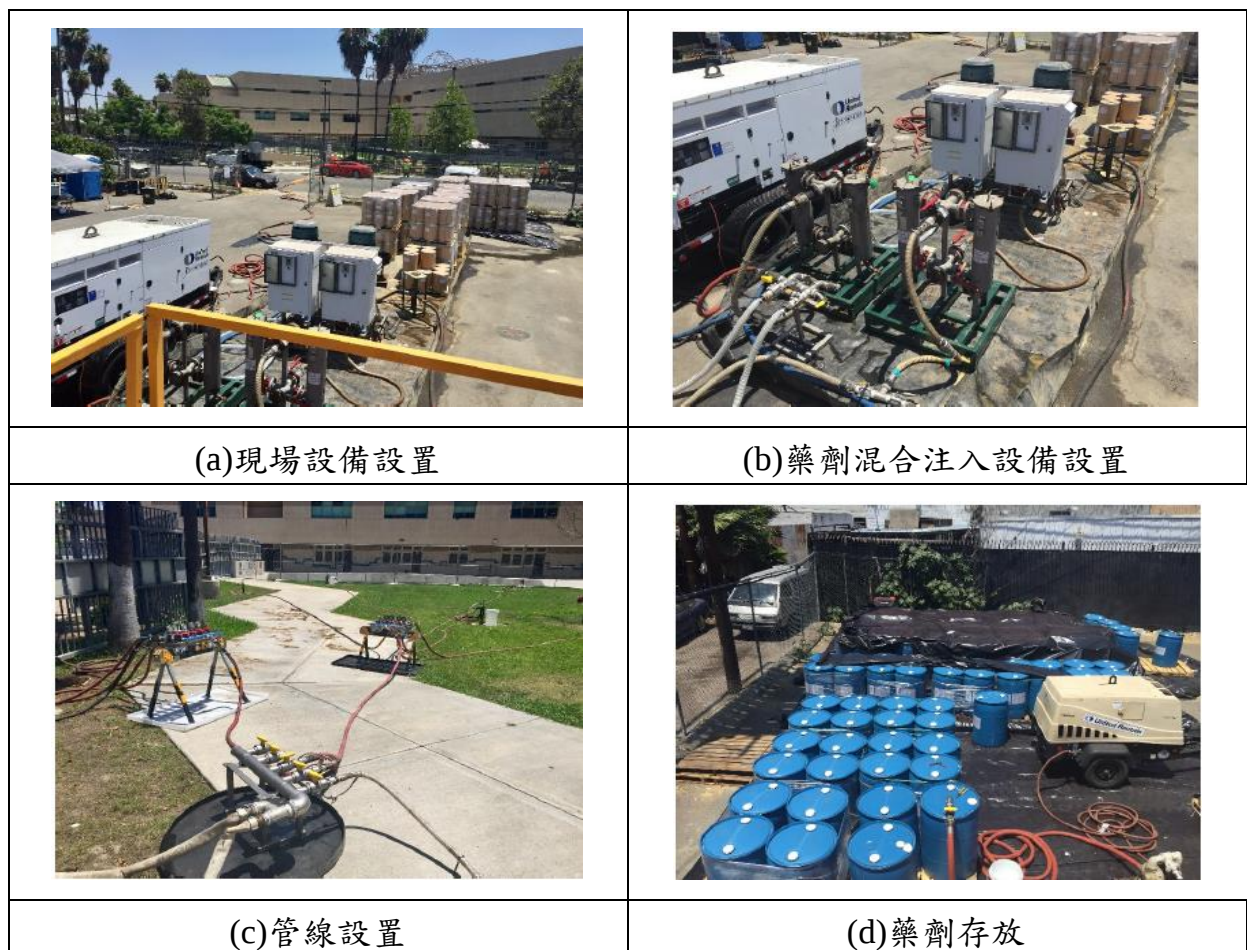


圖 3.3- 3、美國洛杉磯 LAAMS 場址現場操作圖



3.4 現地模場相關背景資訊

3.4.1 試驗場址營運現況及地理位置

本計畫第二年度(110)現地模場試驗場址位於彰化縣某污染公告場址範圍外下游區域，模場執行位置距離試驗場址公告範圍東南方約 30 公尺處，如圖 3.4-1 所示。試驗場址工廠於民國 76 年 5 月開始營運至民國 94 年 8 月停止生產運作，目前用地屬於閒置狀況。工廠主要從事各類五金零件表面清洗及塗料、塗裝製程，產品以金屬五金零件為主，金屬表面清洗時乃使用三氯乙烯作為清洗溶劑，因槽體管線洩漏滲透造成地下水污染。試驗場址位於彰化縣鹿港鎮內，公告面積為 468.5 平方公尺，土地用途登記為田。試驗場址周邊區域多為住宅與小型工廠混合型區域，所在位置及鄰近區域皆未處於環境敏感區域(如：自然保留區、自然保護區、飲用水水質保護區等)。模場東側及南側皆為柏油鋪面之道路，模場北側為家庭菜園及家庭養雞場，模場西側則為地主搭建小型鐵皮屋做為農具放置用途，模場周邊用地狀況如圖 3.4-2 所示。



圖 3.4- 1、試驗模場地理位置圖



圖 3.4-2、試驗模場周邊環境狀況



3.4.2 試驗場址地質

試驗場址屬於彰化黏板岩老沖積土分佈區域，參照中央地質調查所水文地質資料庫於鄰近趨勢設置之頂番觀測站地質鑽探資料顯示(圖 3.4-3(a))，鑽探結果顯示，自地表至地表下 8 公尺處屬於粉、黏土質地，8-25 公尺間多為中、粗砂質地，25-27 公尺間有一細砂質地層，應為相對滯水層。試驗場址曾於模場周遭進行岩心鑽探，探測深度為 10 公尺，探測結果如圖 3.4-3(b)所示，試驗場址於 6 公尺以上為粉質黏土與粉土質砂互層，6 公尺以下則多為細砂質地，此探測結果與頂番觀測站探測結果相似，推測試驗場址 10 公尺以下之土壤質地仍應以細砂質地為主。鑒於本場址土壤質地有粉、黏土與砂互層狀況，執行現地藥劑灌注作業時，須注意於相同壓力下，藥劑較容易往通透性較佳之地質傳輸之問題。

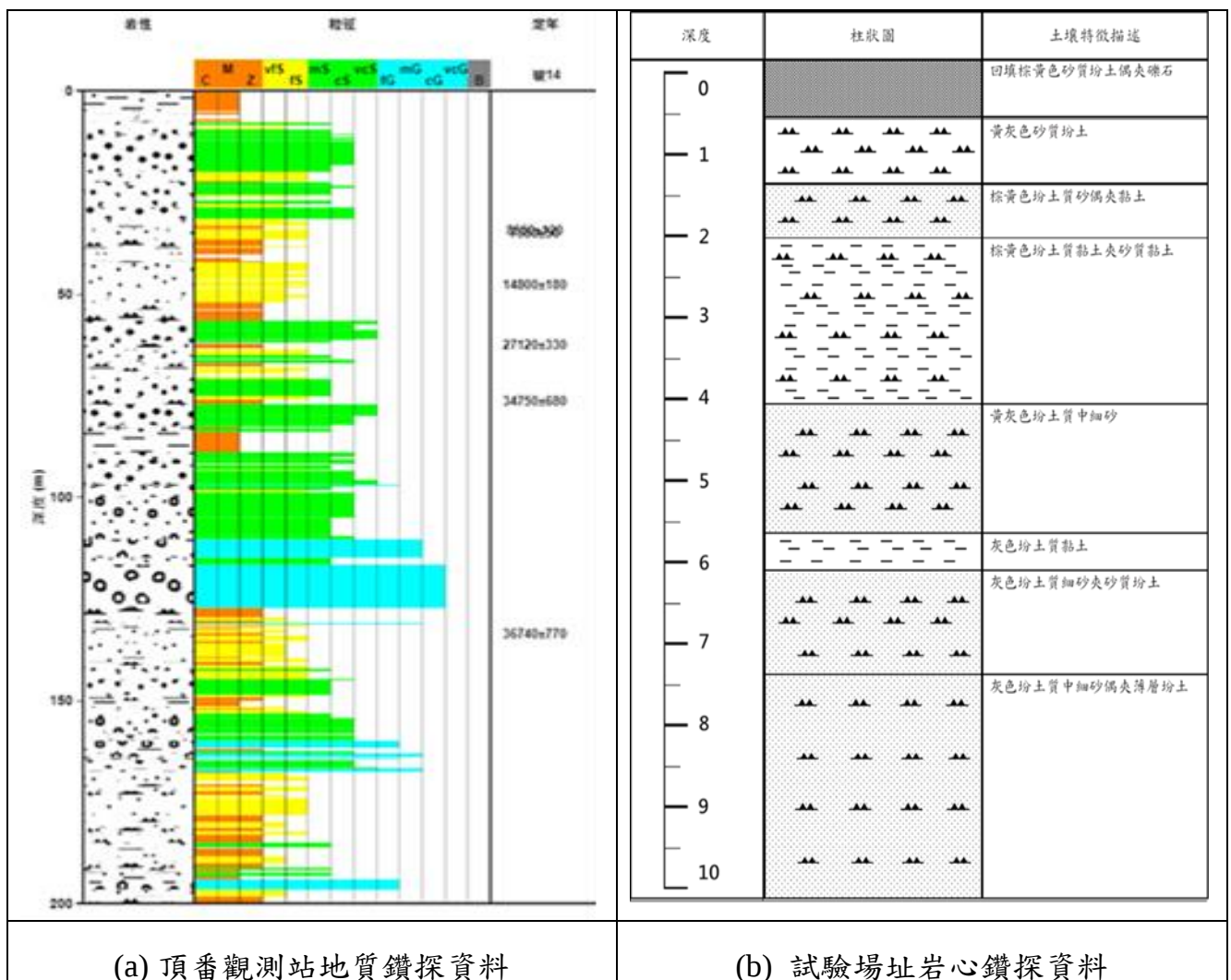


圖 3.4- 3、試驗場址土壤地質調查資料



3.4.3 試驗場址地下水文

彙整試驗場址水文調查成果如圖 3.4-4 所示，109 年 4 月量測出試驗場址地下水流向主要為東北向西南方向流(圖 3.4-4 (a))，有局部區域地下水流向呈輻射狀，推測乃因附近多為家庭菜園，推測周邊有民井抽水，但抽水量應不大。107 年 7 月 8 日至 16 日曾設置地下水水位連續量測，量測結果如圖 3.4-4(b)所示，兩口監測井地下水水位均有週期性升降的現象，變化幅度約介於 50 公分。據此可推測場址周邊存有固定頻率抽用地下水的情況；後續透過現勘訪談，該地區自來水接管時間較晚，早期居民抽用地下水作為民生水源，推測目前該現象仍持續發生。篩選試驗場址監測井執行微水試驗(Slug test)計算出之試驗場址水力傳導係數介於 2.8×10^{-5} 至 1.6×10^{-6} m/s 之間，對照其質地分布在細砂坩土質地及坩質細砂質地之間，其結果與場址地質調查結果相似。試驗場址地下水水位介於地面下 3-4.5 公尺間，豐、枯水期水位變化約介於 0.3-0.6 公尺之間。

本計畫模場位於公告整治場址下游 GM03 區域，該區域局部地下水流向如圖 3.4-5 所示，主要流向仍以東北向西南為主。因此模場試驗注藥井及監測井乃自東北方往西南方向設置，藉此可觀察藥劑灌注後之流佈速率及停留時間。模場區域豐水期最高水位為地面下 3.8 公尺，枯水期最低水位為 4.6 公尺。

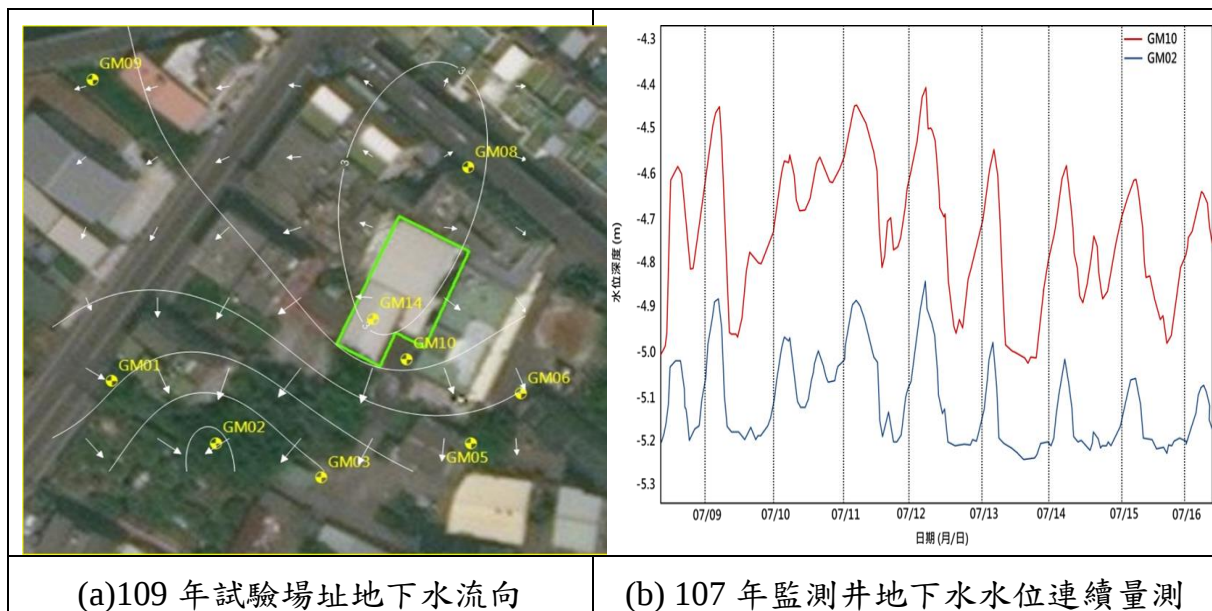


圖 3.4- 4、試驗場址執行之地下水文調查成果



圖 3.4- 5、試驗模場區域地下水流向



3.4.4 試驗場址地下水污染狀況

試驗場址土壤調查結果顯示，土壤中三氯乙烯最高濃度為 1.17 mg/kg，未超過土壤管制標準，顯示場址無土壤污染之虞。圖 3.4-6 為本場址三氯乙烯不同深度污染範圍，調查結果顯示，地表下 7 公尺三氯乙烯污染主要集中於公告範圍周遭，12 公尺之污染則已擴散至下游區域，推測乃因試驗場址 6 公尺以下土壤質地透水性較佳，因此目前高污染區域已出現於 GM03 區域，亦為本試驗模場預定執行地點。地下水深度 5 至 9 公尺污染範圍多集中於公告範圍周界，三氯乙烯最高濃度為 0.944 mg/L (N00431)，三氯乙烯 5 至 9 公尺污染面積約 500 平方公尺；地下水深度 9 至 15 公尺之污染顯示有擴散至廠房下游約 25 公尺處(GM03)，歷次調查最高濃度為 1.35 mg/L，三氯乙烯 9 至 15 公尺三氯乙烯污染面積約為 7,300 平方公尺。場址三氯乙烯高濃度污染深度為介於 12 公尺，污染深度則在 14 公尺以內。

由試驗場址歷年地下水水質監測結果可知，模場區域目前主要污染深度為 11-12 公尺，因此後續本計畫模場主要試驗深度為 10-12 公尺之間。

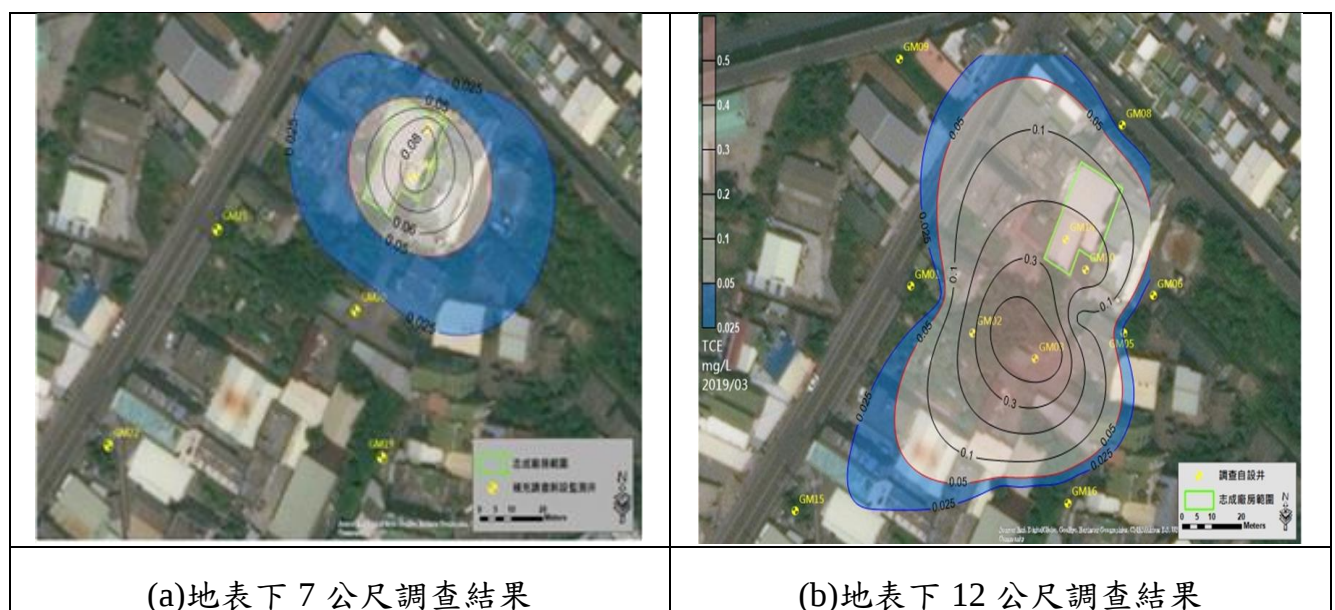


圖 3.4- 6、試驗場址地下水不同深度三氯乙烯污染範圍



3.5 本計畫 109 年度執行成果

本計畫共分為 2 年三階段方式執行，109 年已完成第一階段自製乳化液最佳比例配製及第二階段為比較不同種類乳化液對三氯乙烯降解成效試驗，110 年第三階段則使用前兩階段之最佳乳化液進行現地模場試驗。

3.5.1 第一階段試驗成果

第一階段乃先找尋兩種乳化液最佳製備比例試驗，第一種乳化液乃使用食用油及單一種或兩種以上之乳化劑進行配製，第一種乳化液所使用之乳化劑包括 Simple Green、卵磷脂、脂肪酸甘油酯及脂肪酸蔗糖酯等四種。第二種乳化液乃使用油酸及甘油及乳酸乙脂進行配製，透過不同比例配製及靜置觀察(7-14 天)是否有產生破乳現象，進而得到最佳自製乳化液配比成果。此外，第一階段同時執行乳酸亞鐵添加比例試驗，透過不同比例(0.5%-2%)乳酸亞鐵添加，評估其對地下水水質(pH、ORP、DO、EC)等參數之影響及添加 10 日後，對 TCE 降解之影響，藉此找出最合適之乳酸亞鐵添加比例。

第一階段試驗成果，第一種乳化液以複合型(2 種)乳化劑可得到較穩定之乳化液，自製乳化液最佳配比為食用大豆油 69.5%+ Simple Green 10.5%+脂肪酸蔗糖酯 4.5%+乳酸鈉 4%+碳酸氫鈉 1%+水 10.5%，此乳化液於現場應用時最大可稀釋比例為 20 倍，使用彈性大。第二種乳化液最佳配比為油酸為 10.4%、甘油 5%、緩衝劑 1%、乳酸乙酯 5.9%、水 77.7%，適用於地下環境偏鹼之地質且流動性較第一種乳化液佳。乳酸亞鐵添加最合適比例則為 1%，添加至 2%其 pH 不但較低且 TCE 降解成效亦與 1%相同。故第二階段試驗選擇使用第一階段兩種乳化液最佳配比、第一種乳化液添加 1%乳酸亞鐵及市售乳化液進行微生態模場試驗。

3.5.2 第二階段試驗成果

第二階段乃建立微生態模場試驗(Microcosm)，比較兩種自製乳化液(自製乳化液、自製脂肪酸酯)、自製乳化液+1%乳酸亞鐵及市售 EOS 乳化液之三氯乙烯降解成效。藉此篩選第三階段現地模場所使用之乳化液。

微生態模場試驗乃採用瓶杯方式進行樣品製備。每種乳化液(含空白組)皆使用 250 mL 血清瓶製備 6 瓶獨立之微生態模場，此 6 瓶於同一天製備完成，分別於第 0、10、25、45、60 及 90 天進行開瓶分析，評估其三氯乙烯降解成效。每組血清瓶除乳化液外，另添加營養鹽及額外添加之 TCE 標準液，確認每組血清瓶於試驗期程內有足夠之三氯乙烯。每組別天數開啟時，分析項目包括 VOC、DO、ORP、pH、EC、硝酸鹽、亞硝酸鹽、硫酸鹽及總有機碳等項目。各分析方法皆參照環檢所公告樣品保存及檢驗方法執行，微生態模場試驗其實驗步驟如圖 3.5-1 所示。



微生態模場試驗結果顯示，添加自製乳化液、市售 EOS 或自製乳化液+乳酸亞鐵皆會使 pH 降低，其中添加乳酸亞鐵該組 pH 最低，實場應用時須注意藥劑灌注前 pH 變化。由於瓶杯試驗內三氯乙烯總量較少，故各乳化液於第 90 天之 TOC 皆仍有 1,500 mg/L-3,000 mg/L，其中又以自製乳化液剩餘 TOC 濃度最高。各種乳化液三氯乙烯降解成效如圖 3.5-2 所示，TCE 降解成效評估顯示，自製乳化液+乳酸亞鐵其降解速率及成效最佳，於第 45 天即可取得 99.8%之去除率。自製乳化液於第 90 天液可達到 99%之去除率。市售乳化液(EOS)於第 90 天雖僅 87%之去除率，但觀察其 TOC 濃度，若延長試驗時間應可達到與自製乳化液相同之去除率。由此可推論，自製乳化液因含油量較高，因此較快達到預計成效；此外，添加乳酸亞鐵更可加速試驗環境形成還原態，加速 TCE 移除效率。鑒於微生態模場試驗僅 90 天，因此各種乳化液實驗組別皆無觀察到 VC 產生，VC 濃度皆低於偵測極限，然而由於各組別 TOC 濃度仍偏高且各組別順 1,2-二氯乙烯濃度亦有上升之趨勢，故推測延長實驗時間應可觀察到 VC 產生。對照試驗前及試驗後空白組及自製乳化液+1%乳酸亞鐵組別之菌相分析成果可知(如表 3.5-1)，第 90 天之自製乳化液+乳酸亞鐵組含有 6.17×10^3 gene copies/L 之 DCA1，顯示可代謝順 1,2-二氯乙烯污染物之菌種已經存在，反觀空白組別則仍低於偵測極限，可應證前述之推論。

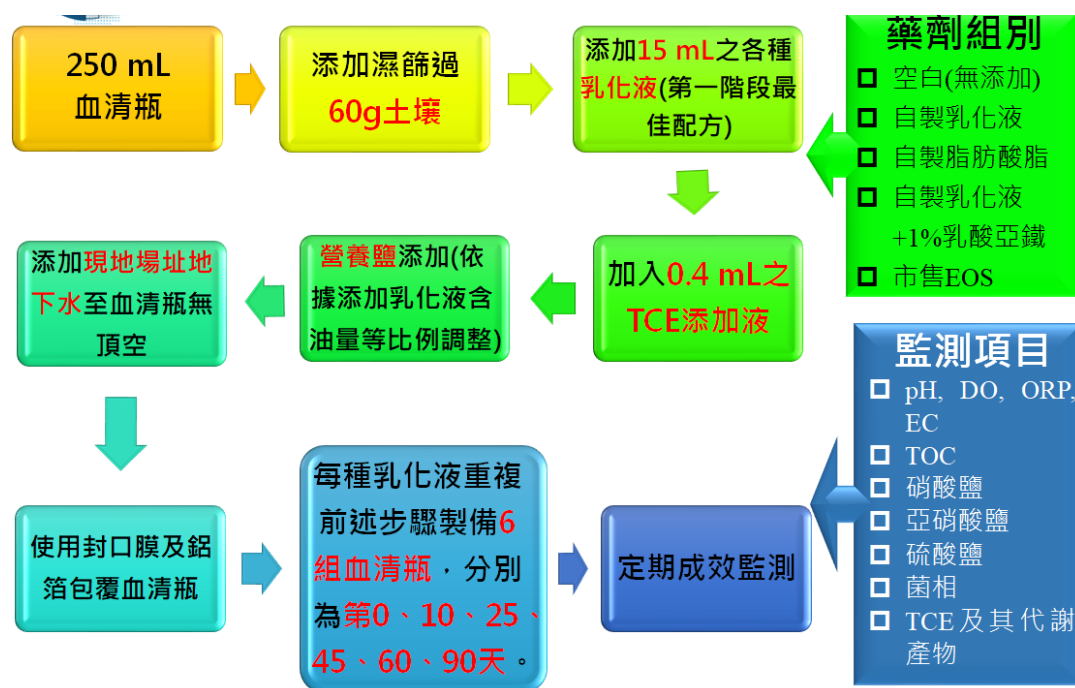


圖 3.5- 1、微生態模場試驗(Microcosm)流程圖

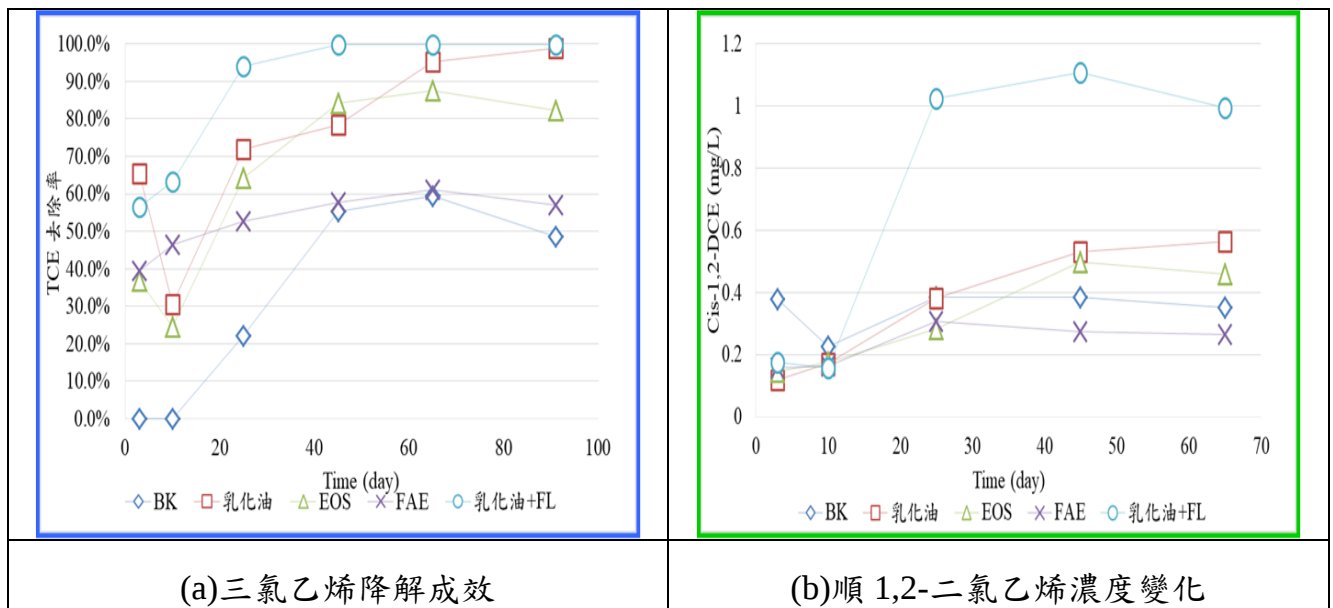


圖 3.5- 2、微生態模場(Microcosm)試驗成果

表 3.5- 1、微生態模場(Microcosm) qPCR 分析結果

分析項目		脫氯菌	
		DHC	DCA1
單位		gene copies/L	
樣品名稱	試驗天數	-	-
空白組	0	5.64×10^3	ND
空白組	90	9.61×10^2	ND
乳化油+FL	90	ND	6.17×10^3



四、研究方法與過程

4.1 研究架構

本計畫之執行架構如圖 4.1-1 及圖 4.1-2 所示，為兩年度(109 年至 110 年)共三階段計畫。109 年度主要為第一階段及第二階段計畫(圖 4.1-1)，第一階段計畫包括於試驗初期採集現場地下水進行基本特性的分析，包括 pH 值、氧化還原電位、導電度、溶氧、硝酸鹽、亞硝酸鹽、磷酸鹽、硫酸鹽、氯鹽及總有機碳等，並利用即時定量聚合酶連鎖反應(Real-time Quantitative Polymerase Chain Reaction, q-PCR)利用專一性之引子定量脫鹵球菌含量。參考現地地下水水質特性，進行自製乳化液製備，找尋最佳比例乳化液配比。第二階段則是透過微生態模場試驗，比較兩種自製乳化液、市售乳化液及自製乳化液添加乳酸亞鐵對三氯乙烯還原脫氯之成效。透過第二階段試驗找尋最合適之乳化液種類執行第三階段現地模場試驗。109 年度試驗結果已找出最佳配比之自製乳化液及最合適之乳酸亞鐵添加比例，微生態模場試驗結果亦證實自製乳化液配合乳酸亞鐵對三氯乙烯降解速率高於市售乳化液，亦為第三階段主要灌注之藥劑。

本計畫今年度(110)主要作業為第三階段現地模場試驗(圖 4.1-2)，挑選彰化某一地下水受三氯乙烯污染場址進行藥劑灌注作業。鑑於該場址土壤質地特性，故選擇使用雙封塞低壓灌注方式進行注藥作業。由於實場灌注藥劑量較實驗室規模大且灌注所耗費時間均與整治成本息息相關，因此現地模場試驗乃將先透過雙封塞注藥試驗找尋藥劑注入最佳操作條件，包括測試藥劑灌注時垂直擴散狀況、藥劑灌注時流量與回饋壓力變化、乳酸亞鐵及乳化液調配及灌注方式等試驗，藉此取得最佳藥劑批次灌注操作條件。之後再使用最佳灌注操作條件定期進行藥劑灌注，並透過地下水採樣分析評估藥劑批次灌注量是否足夠、藥劑灌注頻率是否需增減及藥劑灌注後對三氯乙烯之降解成效等。地下水定期監測則包括現場水質量測(pH 值、氧化還原電位、導電度及溶氧)、環境參數量測(TOC、硝酸鹽、亞硝酸鹽、硫酸鹽、氨氮、硫化物)、關切污染物濃度分析(TCE 及其代謝產物)，評估場址污染降解成效及提供實場污染整治的應用建議方式。

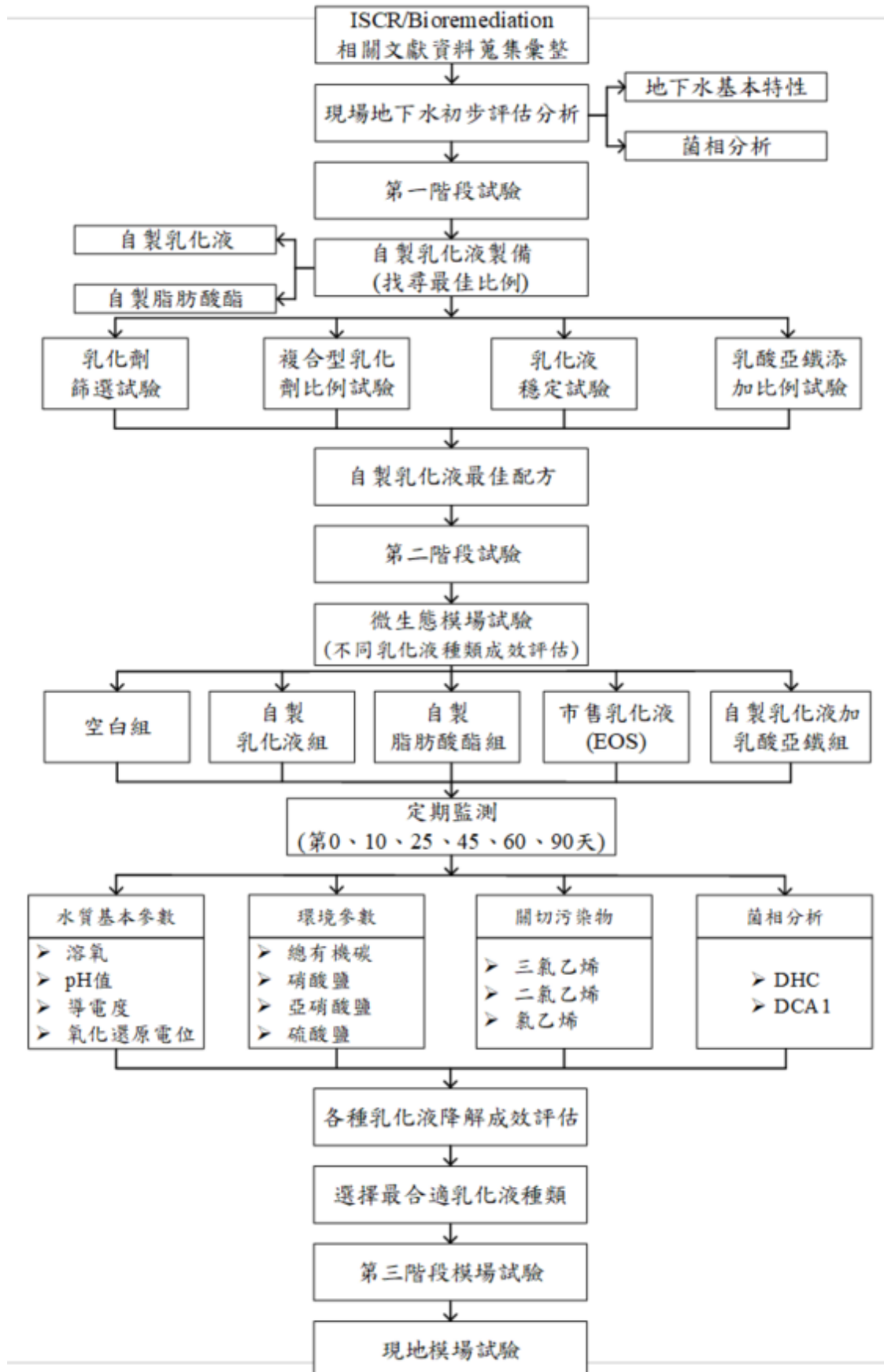


圖 4.1- 1、本計畫 109 年度執行架構流程圖

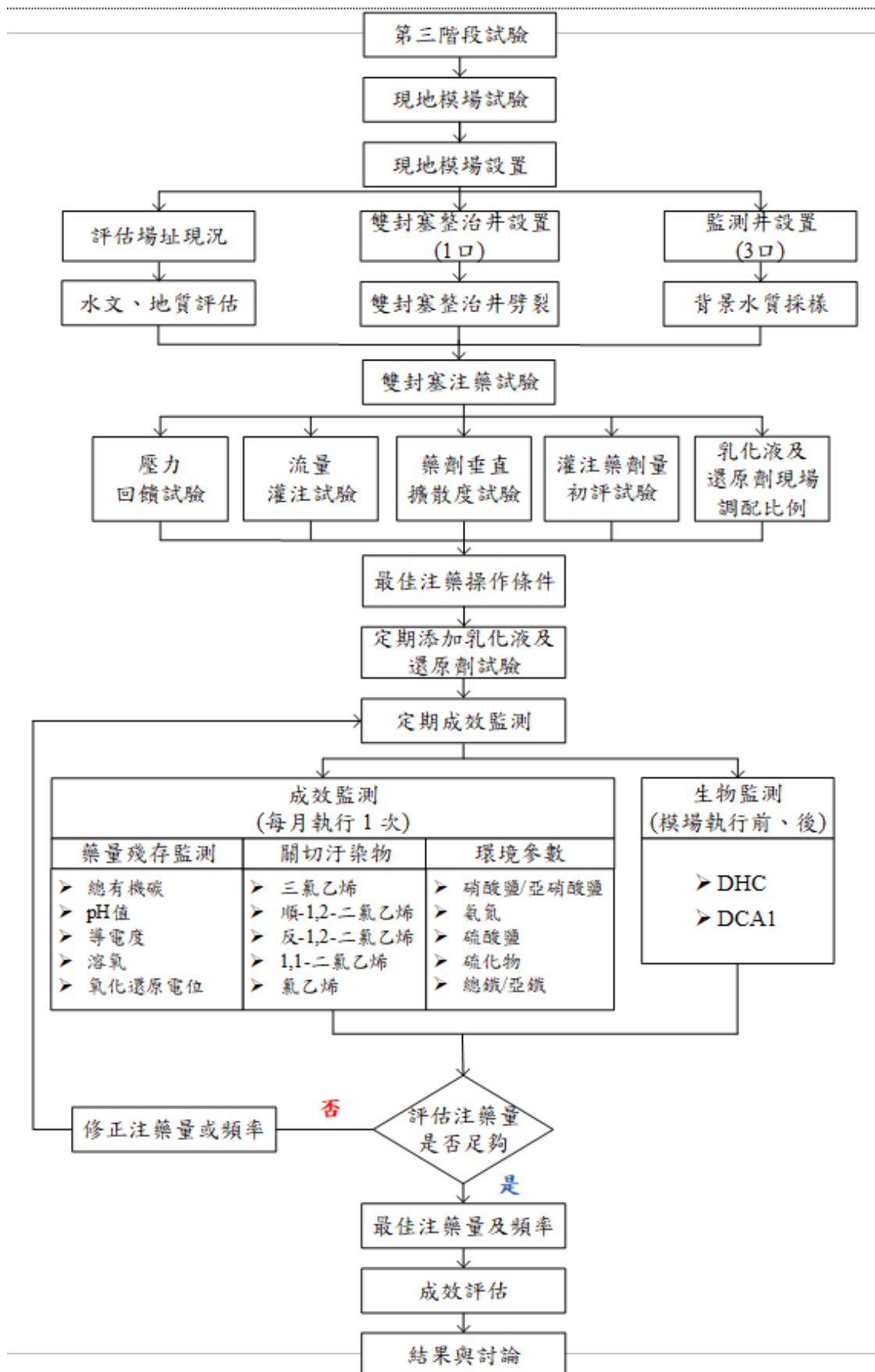


圖 4.1- 2、本計畫 110 年度執行架構流程圖



4.2 模場設施配置及現況

現地生物模場位於彰化某場址下游區域，考量模場地質特性屬於粉、黏土及砂互層，故將採用雙封塞灌注方式執行藥劑灌注，雙封塞灌注如後章節所述。本模場共計設置 1 口灌注井及 3 口監測井，分別於灌注井上游設置 1 口，延地下水流向(東北向西南)下游設置 2 口，監測井背景水質狀況及模場井分布狀況及如圖 4.2-1 所示。

109 年度計畫執行期間，本團隊已完成模場基本設施設置作業，完成 1 口設置深度 14 公尺之雙封塞灌注井，井內每隔 50 公分深設置 1 個灌注口；3 口設置深度 12 公尺之監測井，現場作業如圖 4.2-2 所示。雙封塞灌注井設置流程如下：

1. 銑孔試挖
2. 鑽孔(中空螺旋鑽)
3. 皂土水泥漿調配
4. 灌注皂土水泥漿
5. 封孔

雙封塞灌注井設置完成後 1 週內需再進行劈裂作業，1 週內等候皂土水泥漿稍微硬化後，針對 24 個灌注口使用壓力劈裂，將灌注口旁之皂土水泥漿劈裂出藥劑灌注通道，使藥劑能夠水平傳輸至整治井周遭。灌注井之劈裂作業乃使用雙封塞系統進行劈裂，流程概述如下：

1. 雙封塞調整至灌注口深度。
2. 開啟雙封塞水囊並持壓。
3. 開啟雙封塞系統灌注進行劈裂。
4. 劈裂完成後將雙封塞水囊洩壓。
5. 調整雙封塞至下一個深度並重複上述 1-4 步驟。

監測井設置與環保署公告「地下水水質監測井設置作業原則」相同，在此不加以贅述。監測井設置完成後，於 109 年 10 月完成現地模場藥劑灌注前採樣作業，樣品分析項目包括 VOC、氨氮、硝酸鹽、亞硝酸鹽、硫酸鹽、硫化物、總鐵及亞鐵等項目，分析結果如表 4.2-1 所示。

現地模場試驗背景水質檢驗結果可知，模場地下水 pH 介於 6.2~6.82 之間、



溶氧為 0.46~2.25 mg/L，ORP 則介於-29~208 mV，場址地下水環境屬於缺氧至厭氧之間，有助於厭氧還原脫氯生物技術之執行。

本場址地下水中有微量硝酸鹽存在(6-8 mg/L)，推測與模場旁家庭菜園施肥所致。地下水環境屬於好氧至缺氧狀態，觀測井 2 有觀察到氨氮濃度，觀測井 1 則因地下水中仍屬於好氧狀態，故無觀察到氨氮濃度。地下水中總鐵濃度介於 17.4-25.5 mg/L 之間，但亞鐵僅 0.08-0.13 mg/L，顯示無人為添加電子供應者狀況下，三氯乙烯依賴自然衰減所需時間將較長。

三口模場觀測井分析結果，三氯乙烯濃度介於 0.0693 至 0.238 mg/L 之間，超過法規管制標準約 1.4-4.8 倍，試驗場址污染歷程較久，部分監測井已可觀察到順 1,2-二氯乙烯存在，濃度介於 0.012-2.37 mg/L。三口觀測井之氯乙烯濃度皆低於偵測極限，應是本場址地下環境尚未穩定且電子供應者不足，因此缺少可將順 1,2-二氯乙烯及氯乙烯降解之菌群。對照 109 年微生態模場試驗前，針對本模場地下水之 qPCR 檢測結果，DHC 菌群數量約介於 5.64×10^3 gene copies/L，但 DCA1 菌群則低於偵測極限($<10^2$ gene copies/L)，亦證實目前模場中存在可將三氯乙烯降解為二氯乙烯之菌群數量較多，可將二氯乙烯及氯乙烯代謝至乙烯之菌群數量則偏低。然而，模場地下水已觀察到代謝產物及 DHC 菌群，皆代表場址本身已存在脫鹵球菌，厭氧還原脫氯生物整治技術應用於本模場屬於非常合適之技術，因此後續透過現地模場試驗找尋各種操作參數及最合適之注藥數量及頻率，進而概估出相對應之成本，提供國內含氯有機污染物場址整治之參考。

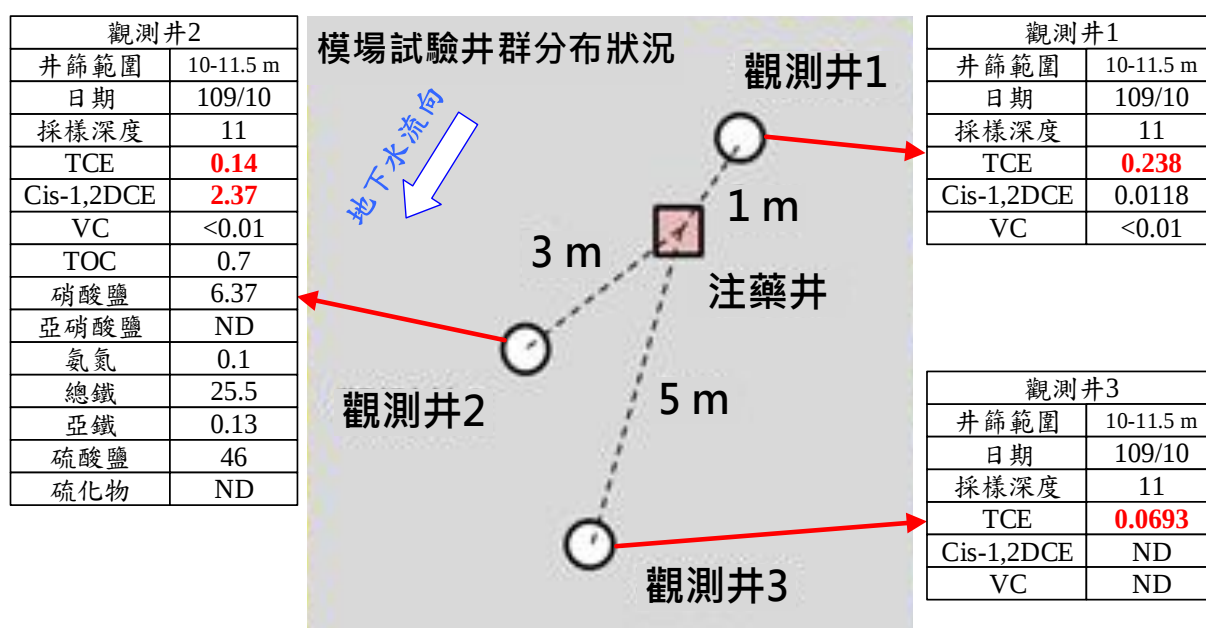


圖 4.2- 1、模場監測井及整治井分佈狀況及注藥前背景水質調查結果



	
(a) 鑽孔	(b) 安裝馬歇管
	
(c) 土水泥漿灌漿	(d) 完工(左側)
	
(e) 將雙封塞調整至灌注口深度	(f) 使用壓力泵進行劈裂作業

圖 4.2- 2、雙封塞整治井之設置



永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物

表 4.2- 1、模場試驗注藥前水質檢測成果

採樣時間		2020/10/22 (模場注藥當日注藥前採樣)		
監測井編號	單位	觀測井 1	觀測井 2	觀測井 3
pH	-	6.63	6.82	6.2
EC	uS/cm	751	826	659
DO	mg/L	2.25	0.46	1.1
ORP	mv	146	-29	208
三氯乙烯	mg/L	0.238	0.14	0.0693
順-1,2-二氯乙烯	mg/L	0.0118	2.37	ND
反-1,2 二氯乙烯	mg/L	<0.01	0.0227	ND
氯乙烯	mg/L	<0.01	<0.0100	ND
總有機碳	mg/L	0.8	0.7	0.7
硝酸鹽氮	mg/L	8.2	6.37	-
亞硝酸鹽氮	mg/L	0.01	ND	-
氨氮	mg/L	ND	0.11	-
鐵	mg/L	17.4	25.5	-
亞鐵	mg/L	0.08	0.13	-
硫酸鹽	mg/L	127	46.4	-
硫化物	mg/L	<0.04	ND	-
DHC ^{註 1}	gene copies/L	-	5.64×10 ³	-
DCA1 ^{註 1}		-	ND	-

註 1：菌相為 109 年 6 月樣品數據。本脫氯菌檢測方法係參考 Ritalahti, K.M.; Amos, B.K.; Sung, Y.; Wu, Q.; Koenigsberg, S.S.; Löffler, F.E. “Quantitative PCR targeting 16S rRNA and reductive dehalogenase genes simultaneously monitors multiple *Dehalococcoides* strains.” *Appl. Environ. Microbiol.*, 72, 2765-2774 (2006).



4.3 雙封塞注藥試驗

4.3.1 雙封塞灌注技術簡介

本模場地質特性複雜，若使用傳統整治井進行藥劑灌注，則須針對不同深度之土壤質地設置不同深度及開篩之井叢，設置成本昂貴。若採用全開篩整治井進行藥劑灌注，則會導致藥劑僅往通透性較佳之地層流佈，導致通透性較差之區域無法有效進行整治。雙封塞滲透灌注工法原應用於地質改良灌漿技術，雙封塞基本結構如圖 4.3-1 所示，雙封塞滲透灌注井主要的組成包括皂土混凝土、馬歇管及雙封塞灌注器所構成。馬歇管每隔 50 公分深設有一個注藥開孔，開口外有逆止橡膠片保護，使用雙封塞灌注時，雙封塞注藥設備上、下水囊將會膨脹，將馬歇管上、下皆堵住，僅剩於預定注藥深度之注藥孔。開啟注藥泵後，藥劑會透過壓力將逆止橡膠片推開，將藥劑灌注至預定深度，注藥泵停止後，壓力下降，逆止橡膠片便會恢復原狀，避免藥劑透過注藥孔回流至馬歇管內。反覆前述動作，便可針對不同土壤質地調整注藥壓力並將藥劑灌注至每一層土壤中。馬歇管兩側之皂土水泥漿除可保護馬歇管外，因其不透水性亦可避免藥劑灌注時，直接沿著馬歇管管壁往上短流至地表。依據本場址地質特性，所採用之注藥泵每小時最大流量可達 660 L，最大灌注壓力可達 20 bar，使用 220V 之電壓，注藥泵及雙封塞泵所需電流量約 10-15 安培，本計畫進行中乃租賃發電機進行供電注藥。

4.3.2 注藥試驗

雙封塞灌注井的馬歇管雖 50 公分皆有一個藥劑噴出口，現場執行藥劑灌注時，將藥劑平均落於每個深度進行灌注雖可確保藥劑既可有效傳輸至每一種土壤質地及所需灌注深度，但執行面上卻造成藥劑灌注時間延長，藥劑灌注人事成本上升。此外，為避免劈裂土壤造成藥劑短流，本模場主要採用低壓滲透灌注工法進行藥劑灌注作業，低壓滲透灌注係指在不擾動地層構造的情況下，將灌注液體低壓注入土壤孔隙或岩層裂隙中，以置換土壤顆粒或岩層裂隙中之地下水，一般所採用壓力皆小於 10 kgf/cm^2 。因此，每一個場址執行雙封塞灌注工法定期注藥前，皆須進行注藥試驗。

前述注藥試驗包括容許灌漿壓力推估及藥劑垂直擴散狀況觀察試驗。容許灌漿壓力推估，乃先選擇與灌注藥劑性質相似之液體，固定灌注流量，觀察不同深度藥劑灌注時之回饋壓力，藉此可了解灌注井區域土壤質地分層狀況。其次，透過前一步驟了解場址質地分佈狀況後，再調整固定壓力下，每個深度可達之最大流量，評估場址容許灌藥壓力，推估各深度藥劑灌注所需耗費之最少時間。

藥劑垂直擴散狀況觀察試驗，則是選擇可肉眼分辨之示蹤劑，進行雙封塞單



一深度灌注時，針對旁邊監測井水樣採集，評估藥劑灌注後，其垂直影響範圍，藉此評估未來藥劑灌注時，藥劑灌注深度之間隔距離。鑒於乳化液比重小於 1，因此本計畫選擇於 11 公尺進行藥劑灌注，灌注期間每隔 30 min (依據灌注流量而定)，針對觀測井 1 深度 10-12 公尺進行多深度採樣，觀察其地下水水色變化，作為後續藥劑灌注深度篩選的參考依據。

4.3.3 藥劑混合試驗

依據 109 年試驗結果顯示，乳酸亞鐵最佳添加比例為 1%，本試驗模場範圍為 6×5 平方公尺，模場之場址水力坡降約 0.046；K 值約 10^{-5} m/s；孔隙率 45%；目標 TOC 濃度為 20 mg/L，計算出理論乳酸亞鐵需求量約每月 15 公斤，乳化液則為每月至少 30 L (尚未包含上游流入模場水體量)。本計畫初步擬定為每 3-6 個月進行人工批次注藥 (將依據成效監測結果進行調整)，故目前每次理論注藥量為 45 公斤乳酸亞鐵及 90 L 乳化液。然而，鑒於乳酸亞鐵飽和溶解度僅 2.5%，故其溶解後總灌注體積至少 1,800-2,250 L，若直接與乳化液進行配置，乳化液稀釋倍數將達 25 倍，超過 109 年試驗結果最大稀釋 20 倍之建議值。故藥劑進行灌注前，需進行乳化液與乳酸亞鐵混合配比試驗，試驗不同比例之乳化液對乳酸亞鐵 (固體) 之溶解度及試驗乳酸亞鐵 (液體) 與乳化液最佳混合比例，以建立實場藥劑灌注過程的標準作業程序。此外，乳酸亞鐵添加會導致 pH 值降低，然而，乳化液及稀釋用之試驗場址地下水中皆含有少量之緩衝能力，故進行藥劑混合試驗期間，亦須進行 pH 檢測，評估是否需添加如小蘇打穩定藥劑平衡地下水 pH 值。

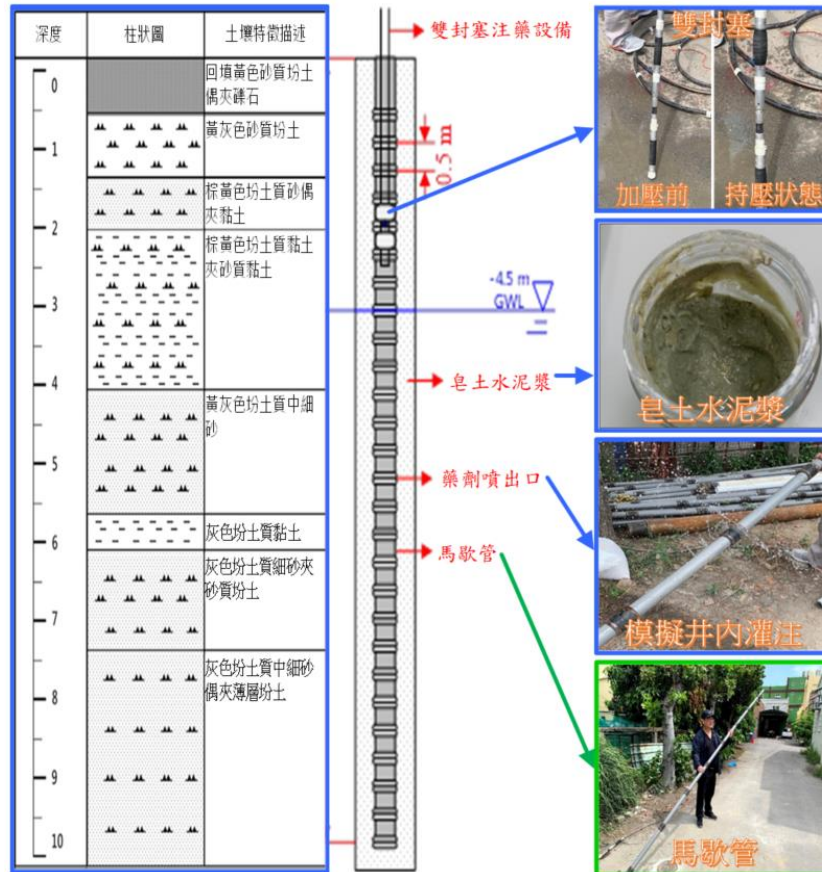


圖 4.3- 1、雙封塞灌注井構造



4.4 定期添加乳化液及還原劑試驗

(一) 模場定期藥劑灌注

透過前述試驗取得模場各深度容許灌注壓力後，每 3-6 個月定期進行人工批次注藥劑，並依據定期成效監測成果調整注藥量及注藥頻率。藥劑灌注時壓力需低於容許灌注壓力，灌注深度篩選則以 11 公尺為中心，參照藥劑垂直擴散範圍試驗成果篩選灌注深度，藥劑灌注深度整治深度範圍為 9-12 公尺。灌注藥劑則參照前述試驗成果進行現場混合調配及灌注，過程中須注意藥劑大量混合時是否會造成乳化液破乳現象產生，混合完成之藥劑於灌注前仍需量測並記錄藥劑之 pH 值。

(二) 模場成效監測

現地模場試驗期間，預定每月針對觀測井 1 及觀測井 2 進行 TOC 及現場水質(pH、ORP、DO 及 EC)採樣及檢測，並針對模場 3 口監測井採集 VOC 樣品分析，並篩選觀測井 2 進行地下水環境參數分析(硝酸鹽、亞硝酸鹽、氨氮、硫酸鹽、硫化物、總鐵、亞鐵)，藉此評估三氯乙烯降解成效。模場施作前及完成後，篩選觀測井 2 進行生物檢測，各項成效評估檢測說明如表 4.4-1 所示，地下水採樣及分析方法如表 4.4-2 所示。



表 4.4- 1、現場水質採樣頻率及項目

採樣頻率	分析項目	監測井編號
藥劑灌注時	泵壓力 泵流量 最大可灌注流量 最大可灌注壓力	灌注井
	pH、ORP	藥桶
推進水灌注時	水色變化	觀測井 1、觀測井 2
藥劑灌注完成	水色變化、pH、ORP	觀測井 1、觀測井 2
	TOC	觀測井 1(必要時施作)
	耗費時間	--
藥劑灌注前	VOC 現場水質	觀測井 1、觀測井 2、觀測井 3
	環境參數項目 ^{註 1}	觀測井 2
藥劑灌注後每月	TOC 現場水質 ^{註 2}	觀測井 1、觀測井 2
藥劑灌注後每月	VOC	觀測井 1、觀測井 2、觀測井 3
	環境參數項目	觀測井 2
模場施作前及結束後	生物檢測 ^{註 3}	觀測井 2

註 1：環境參數係指 TOC、硝酸鹽、亞硝酸鹽、氨氮、總鐵、亞鐵、硫酸鹽、硫化物

註 2：現場水質係指 pH、ORP、DO、EC

註 3：生物檢測係指針對 DHC 及 DCA1 之基因定量分析。



永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物

表 4.4- 2、各項試驗分析方法

分析項目	方法名稱	檢驗方法
地下水採樣	監測井地下水採樣	NIEA W103.55B
樣品保存	水質檢測方法總則	NIEA W102.51C
pH	水之氫離子濃度指數（pH 值）測定方法—電極法	NIEA W424.53A
溶氧、ORP	水中溶氧檢測方法—電極法	NIEA W455.52C
導電度	水中導電度測定方法—導電度計法	NIEA W203.51B
揮發性有機物	水中揮發性有機化合物檢測方法—吹氣捕捉／氣相層析質譜儀法	NIEA W785.56B
總有機碳	水中總有機碳檢測方法—過氧焦硫酸鹽加熱氧化／紅外線測定法	NIEA W532.52C
硝酸鹽、亞硝酸鹽	水中硝酸鹽氮及亞硝酸鹽氮檢測方法—鎘還原流動分析法	NIEA W436.52C
氨氮	水中氨氮之流動分析法—靛酚法	NIEA W437.52C
總鐵	水中金屬及微量元素檢測方法—感應耦合電漿原子發射光譜法	NIEA W311.54C
硫酸鹽	水中陰離子檢測方法—離子層析法	NIEA W415.54B
硫化物	水中硫化物檢測方法—甲烯藍／分光光度計法	NIEA W433.52A
亞鐵及生物檢測	無標準分析方法	



4.6 研究進度及預期完成之工作項目（甘特圖）

109-110 年月	2	4	6	8	10	12	14	16	18	20	22	24	備註
工作項目													
自製乳化液之技術研發及精進													
測試不同乳化劑之乳化效果													
配製並試驗不同比例之自製乳化液													
建立乳化液配製步驟及穩定其品質													
微生物試驗模場之相關參數分析													
試驗分析技術建立													
微生物試驗模場建立													
尋求乳酸亞鐵及自製乳化液最適劑													
水質基本參數分析													
乳酸亞鐵及自製乳化液之成效評估													
現地模場試驗，建立藥劑施用技術													
試驗場址特性評估、設井及組裝													
雙封塞灌注試驗													
定期添加乳化液及還原劑灌注試驗													
現場水質暨成效評估													
成果報告撰寫													
工作進度估計百分比（累積數）	5%	10%	15%	20%	25%	30%	50%	60%	70%	80%	90%	100%	
※ 預定查核點	期中		(1)確認模場各深度容許灌注壓力 (2)建立藥劑混合程序 (3)建立藥劑灌注標準作業程序 (4)期中報告撰寫										



永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物

	期末 (1) 評估模場最適注藥量及注藥頻率 (2) 評估藥劑注入後三氯乙烯降解成效 (3) 觀察代謝產物是否會產生累積狀況 (4) 初估大量製備藥劑所需成本 (5) 國內外期刊發表 (6) 期末報告撰寫
說明： 1、工作項目請視專案性質及需要自行訂定。預定進度以粗線表示其起迄日期。 2、「工作進度百分比」欄係為配合管考作業所需，累積百分比請視工作性質就以下因素擇一估計訂定：(1) 工作天數，(2) 經費之分配，(3) 工作量之比重，(4) 擬達成目標之具體數字。 3、「預定查核點」，請在條形圖上標明※符號，並在「預定查核點」欄具體註明關鍵性工作要項。	



五、 結果與討論

5.1 藥劑灌注試驗

本次期末報告彙整模場於 109 年 10 月 22 日至 110 年 10 月 7 日之 5 次批次藥劑灌注作業之成果，每批次藥劑灌注量及灌注深度如表 5.1-1 所示。第一次藥劑灌注量係採用模場場址核定計畫書內所量測之水力傳導係數進行理論藥劑量推估，第二次至第五次藥劑灌注量則依據定期監測結果進行藥劑量調整。自製乳化液於灌注前先使用現地地下水稀釋 2-3 倍，乳酸亞鐵乃於現場使用地下水調配至 1-2%濃度再與自製乳化液混和，每次藥劑灌注完畢後，會再灌注 3 倍藥劑體積之地下水做為推進水。第一次藥劑灌注時，同時進行灌注井壓力回饋試驗及藥劑垂直擴散試驗，各執行項目內容概述如下。

表 5.1- 1、歷次藥劑灌注時間及注入量

執行階段	藥劑灌注時間	藥劑灌注量		藥劑灌注深度
		自製乳化液	乳酸亞鐵	
單位	(年/月/日)	(L)	(kg)	(m)
第一次注藥	109/10/22	15	5	4.5-12.5
第二次注藥	109/12/28	230	20	10、11、12
第三次注藥	110/3/30	120	10	10、11、12
第四次注藥	110/8/6	400	20	10、11、12
第五次注藥	110/10/7	240	10	10、11、12

5.1.1 藥劑垂直擴散試驗

此試驗乃於藥劑灌注前，先將多深度採樣器置入觀測井 1 中(距離灌注井約 1 公尺)，當單一深度藥劑灌注完成後，取出多深度採樣器，觀察監測井中水色變化，可評估藥劑灌注單一深度垂直擴散狀況。本次試驗乃於 109 年 10 月進行，藥劑灌注前先將多深度採樣器放置在觀測井 1 深度 8 公尺至 12 公尺間，採樣間隔為每公尺取得 1 個樣品，藥劑調配完成後灌注於深度 11 m 處，灌注壓力控制於 2 bar，15 L 自製乳化液使用現地地下水稀釋至 45 L，取其中 35 L 執行本次試驗。稀釋後自製乳化液完成 35 L 灌注體積後，將觀測井 1 內部多深度採樣器取出，將採樣器中各深度水樣分別倒入不同之 20 mL 試管瓶，比較監測井各深度之水色。



永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物

試驗結果如圖 5.1-1 所示，結果顯示藥劑雖僅於 11 公尺處進行灌注，但觀測井於深度 8 公尺處仍可觀察到微量藥劑存在且藥劑顏色隨距離灌注深度越近，藥劑擴散量越多。因此，於本場址使用雙封塞進行藥劑灌注，於壓力 2 bar 條件下，藥劑垂直擴散有效範圍約最大可達 2-3 公尺。

5.1.2 藥劑壓力回饋試驗

此試驗乃於藥劑灌注時，固定灌注壓力為 2 bar，觀察不同深度灌注口於定壓力情況下，最大灌注流量數值，藉此可了解模場區域各深度土壤質地通透性。本次試驗藥劑灌注固定壓力使用前述試驗稀釋後自製乳化液 10 L 進行，藥劑灌注深度包括 4.5-12.5 公尺(針對水位面下執行)，每隔 0.5 公尺深度測量一次。測試結果如圖 5.1-2 所示，由測試結果可知，模場區域土壤質地 7 公尺以上較為細緻，7 公尺以下土壤質地透水性較佳，也因此本模場場址地下水深度 12 公尺含氯污染物污染範圍較 7 公尺大。後續模場藥劑灌注將以 10、11、12 公尺為藥劑主要灌注深度。



圖 5.1- 1、藥劑灌注垂直擴散試驗成果



深度 (m)	模場試驗壓力回饋試驗			
	注藥機頻率 (Hz)	灌注流量 (L/min)	回饋壓力 (bar)	
2.5				
3				
3.5				
4				
4.5	30	5.75	2	
5	20	3.83	2	
5.5	20	3.83	2	
6	25	4.79	2	
6.5	20	3.83	2	
7	45	8.63	2	
7.5	30	5.75	2	
8	35	6.71	2	
8.5	35	6.71	2	
9	40	7.67	2	
9.5	20	3.83	2	
10	35	6.71	2	
10.5	25	4.79	2	
11	40	7.67	2	以2bar為基準
11.5	30	5.75	2	>6 L/min
12	38	7.28	2	4-6 L/min
12.5	35	6.71	2	>4 L/min
				未試驗

圖 5.1- 2、現地模場藥劑灌注壓力回饋試驗成果



5.2 模場試驗成效

5.2.1 場址地下水現場水質及 TOC 濃度變化

一、地下水 TOC 濃度變化

模場試驗進行期間各觀測井 TOC 濃度的變化如圖 5.2-1 所示。第一次藥劑灌注(109/10/22, 第 0 天)乃參照模場試驗場址核定計畫書調查所得之水力傳導係數進行注藥量估算。結果顯示,至第二次藥劑灌注前,三口觀測井 TOC 僅有一次 TOC 濃度高於 5 mg/L, 其他時間 TOC 量測結果接低於 2 mg/L。由此可知, 整治計畫書中採用微水試驗測得知水力傳導係數應有低估之虞, 導致第一次計算出藥劑灌注量不足, 進而使場址地下環境仍維持好氧狀態。

第二次藥劑灌注則參考第一次灌注後定期監測結果進行調整, 藥劑灌注量提高為第一次 15 倍。第二次藥劑灌注完後(109/12/28, 第 67 天), 觀測井 1 因距離注藥井 1 公尺, 因此試驗至第 74 天(藥劑灌注後 7 天)便可觀察到 TOC 濃度明顯上升, 最高濃度為 243 mg/L。觀測井 2 及觀測井 3 則於試驗第 119 天(藥劑灌注後 52 天)方可觀察到 TOC 濃度逐漸上升, 顯示藥劑擴散至兩口監測井所需時間約為 30-50 天, 至第三次藥劑灌注前, 觀測井 2 及觀測井 3 觀察到 TOC 最高濃度分別為 69 mg/L 及 45 mg/L。然而, 當觀測井 2 及觀測井 3 之 TOC 濃度開始上升時, 亦可觀察到觀測井 1 之 TOC 濃度逐漸降低, 因此執行第 3 次藥劑灌注。

第 3 次藥劑灌注時(110/3/30, 第 159 天), 觀測井 1 之 TOC 濃度仍有約 93 mg/L 之濃度, 因此調整藥劑灌注量為 120 L。第 3 次藥劑灌注後, 觀測井 1 之 TOC 上升至 393 mg/L 且由結果中可觀察到, 由於觀測井 2 及觀測井 3 上游區域定期補充 TOC 濃度, 因此觀測井 2 及觀測井 3 於第 3 次藥劑灌注前皆無觀察到 TOC 濃度有下降之趨勢。觀測井 2 於試驗第 167 天時檢測出 TOC 濃度可達 282 mg/L。觀測井 3 距離較遠, 但仍於試驗第 189 天觀察到 TOC 濃度上升至 142 mg/L。但當觀測井 1 之 TOC 濃度開始下降, 但不補充藥劑時, 觀測井 2 及觀測井 3 之 TOC 濃度便亦會同時降低。試驗第 287 天時(藥劑灌注後 128 天), 觀測井 1 之 TOC 濃度已降低至 23.9 mg/L, 而觀測井 2 及觀測井 3 之 TOC 濃度則分別僅剩餘 13 mg/L 及 8 mg/L。

由前三次藥劑灌注可知, 透過定量且定期藥劑灌注, 下游觀測井 2 及觀測井 3 之 TOC 可逐漸提升至與灌注區域 TOC 相近濃度, 但灌注井區域若無維持一定 TOC 濃度, 則觀測井 2 及觀測井 3 之 TOC 濃度亦將隨之降低。第四次藥劑灌注(110/8/6, 第 288 天)便將藥劑量提升至 400 L, 評估觀測井 2 及



觀測井 3 之 TOC 濃度變化狀況。檢測結果顯示，觀測井 1 於藥劑灌注後便可觀察到 TOC 濃度上升至 1,500 mg/L，但因第四次藥劑灌注時間距離第三次時間較久，因此觀測井 2 及觀測井 3 於藥劑灌注完後，並無立刻觀察到 TOC 濃度上升。觀測井 2 乃於試驗第 327 天時(藥劑灌注後 39 天)觀察到 TOC 濃度上升至 152 mg/L，相較於第二次藥劑灌注，觀測井 2 需於藥劑灌注後約 50 天 TOC 濃度方會上升，推測此次藥劑灌注量較大，觀測井 2 上游 TOC 濃度較高，因此觀測井 TOC 濃度上升所需時間便較短。觀測井 3 則於試驗第 343 天(藥劑灌注後 55 天)觀察到 TOC 濃度上升至 27 mg/L，推測觀測井 3 距離灌注井較遠，因此提升灌注井灌注量至 400 L，仍無法加速藥劑擴散至觀測井 3 之速度。試驗第 343 天，觀測井 1 之 TOC 已降低至 682 mg/L，考量計畫期程，遂進行第五次藥劑灌注。

第五次藥劑灌注則調整藥劑灌注量與第二次相同為 240 L。檢測結果顯示，當灌注井 1 之 TOC 濃度逐漸降低時便進行藥劑灌注，觀測井 2 及觀測井 3 之 TOC 便不會產生濃度降低之趨勢。但結果亦呈現，增加灌注井藥劑灌注量，觀測井 1 及觀測井 2 之 TOC 濃度上升速率有所提升，但觀測井 3 距離灌注井較遠，因此即便增加灌注井藥劑灌注量，該區域 TOC 濃度上升幅度仍與第二次及第三次藥劑灌注成果相同。

透過五次藥劑灌注試驗結果可知，一般場址微水試驗結果所取得水力傳導係數有較大之誤差，場址進行整治前可透過模場試驗或抽水試驗等方式，再次確認場址藥劑需求量，避免造成後續整治成效不彰或整治成本估算錯誤。自製乳化液應用於本場址之地質條件，藥劑傳輸距離約可達 5 公尺且藥劑停留時間至少可達 90 天，但灌注井區域藥劑殘存量需儘可能保持穩定(維持一定濃度之 TOC)，灌注井下游區域之 TOC 方可達到預定之目標。

二、地下水現場水質變化

模場試驗期間，地下水現場水質監測結果如圖 5.2-2 所示。試驗結果顯示，自製乳化液添加後，場址之 ORP 及 DO 有逐漸降低之趨勢，惟因本試驗需測試不同藥劑量及不同注藥頻率對模場之影響，因此 ORP 及 DO 乃隨著藥劑灌注頻率及灌注量不同而有起伏之狀況。但自第四次藥劑灌注後，定期定量灌注藥劑，DO 及 ORP 則可維持穩定狀況。此外，第四次藥劑灌注量為試驗期間最大灌注量，雖可快速使地下環境中 ORP 及 DO 數值降低，形成含水層厭氧環境，但亦可觀察到灌注流經區域之 pH 快速降低，觀測井 1 可觀察到 5.54 之 pH 值，已接近不適合微生物發展之環境狀況。依據五次藥劑灌注試驗結果，本場址最大 TOC 濃度值需控制在 1,000 mg/L 之間，避免



永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物

pH 過低。藥劑灌注頻率以 2 至 3 個月較佳，藥劑單次灌注量以 120 至 250 L 為較佳條件(視灌注頻率調整)。

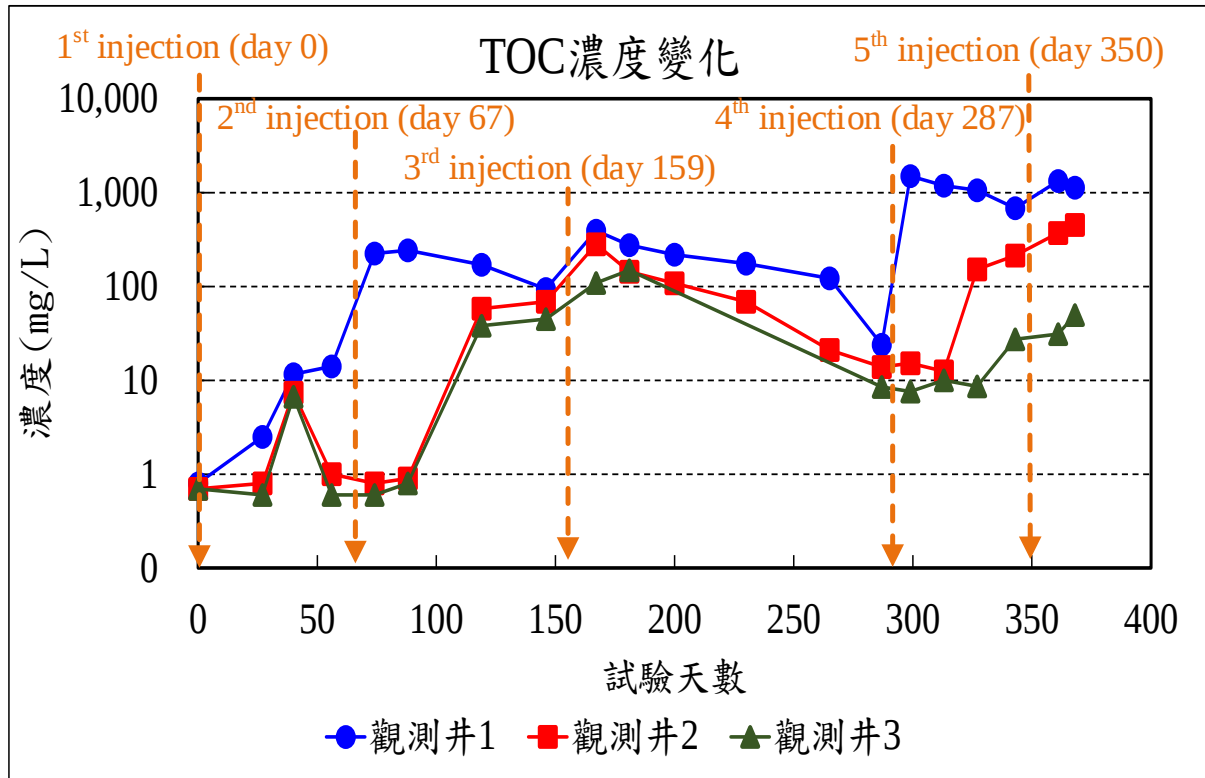


圖 5.2- 1、現地模場試驗歷次各監測井注藥後 TOC 濃度變化

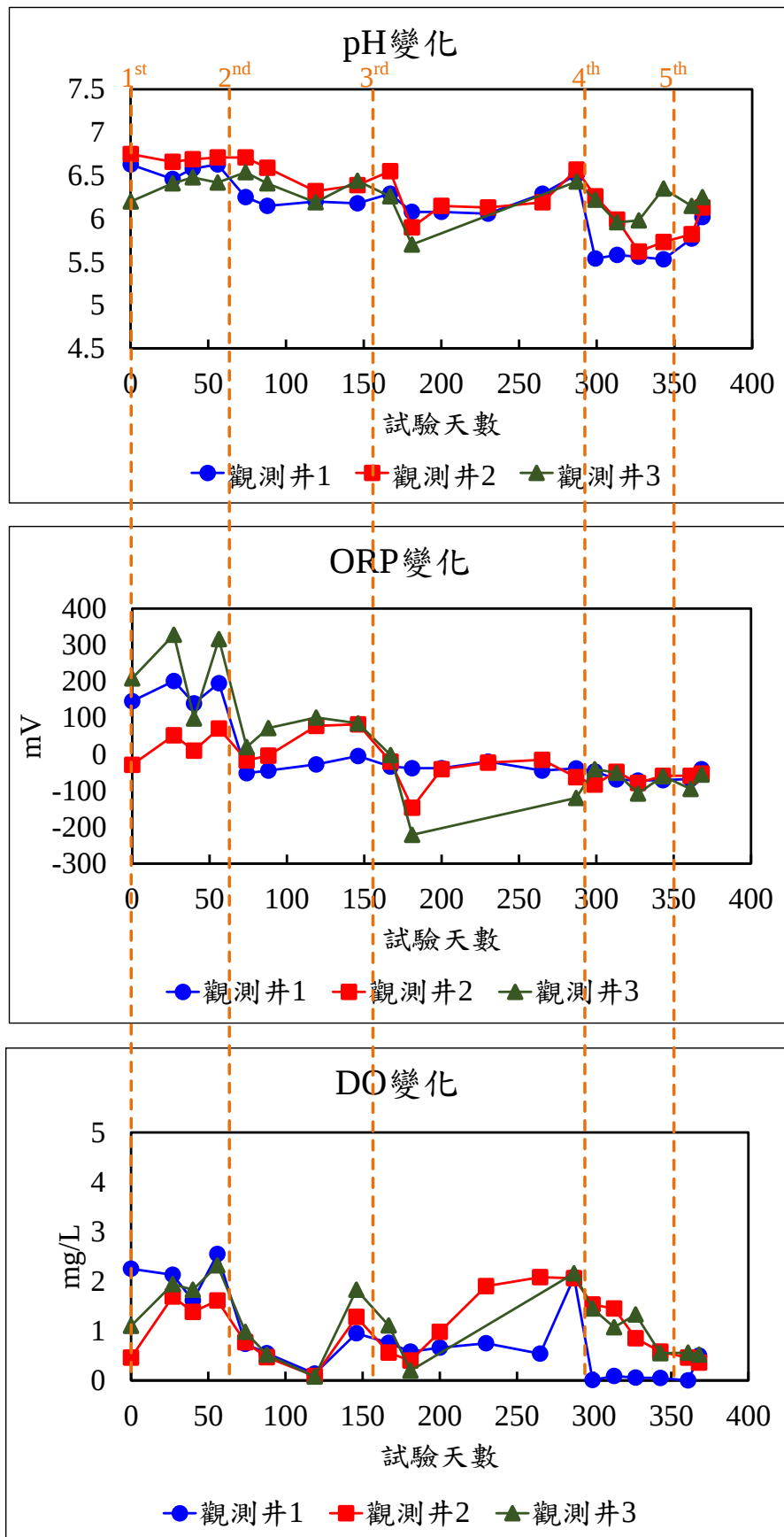


圖 5.2- 2、現地模場試驗歷次注藥後各監測井現場水質參數變化



5.2.2 場址地下水一般水質項目變化

現地模場試驗期間篩選觀測井 1 及觀測井 2 作為一般水質項目(硝酸鹽、亞硝酸鹽、氨氮、硫酸鹽、硫化物、總鐵、亞鐵等)定期採樣的監測井，採樣分析結果如表 5.2-1 所示。本試驗模場因鄰近家庭菜園，所以觀測井 1 及觀測井 2 皆可觀察到 6.37-9.49 mg/L 之硝酸鹽。如前述章節所述，第 1 次藥劑灌注量不足，因此兩口監測井硝酸鹽濃度並無明顯降低。第 2 次藥劑灌注後(試驗第 67 天)，觀測井 1 因其 TOC 濃度上升，因此其硝酸鹽濃度自試驗第 119 天後皆低於偵測極限。當觀測井 2 之 TOC 濃度於試驗第 119 天時開始上升，其硝酸鹽濃度於第 167 天開始降低，至本模場試驗結束，觀測井 2 之硝酸鹽濃度皆低於偵測極限，已符合硝酸鹽還原態。

觀測井 1 之亞鐵於試驗第 119 天開始濃度逐漸上升，濃度約佔總鐵 50-90% 左右。總鐵濃度則由 4-17 mg/L，逐漸上升至 70-197 mg/L，推測乃因乳酸亞鐵灌注增加地下水中鐵的來源。觀測井 2 則較不相同，於試驗第 88 天總鐵濃度有上升至 50 mg/L，但後期總鐵濃度又降至 10-40 mg/L；亞鐵濃度則至 167 天方開始上升，亞鐵濃度所佔總鐵約 30-90%，推測乳酸亞鐵擴散至觀測井 2 之體積應有限。試驗第 299 天有針對觀測井 3 進行一般項目分析，結果顯示其總鐵濃度約 18.6 mg/L，亞鐵濃度為 12.5 mg/L，相較於其他兩口監測井，總鐵濃度較低，推測乳酸亞鐵應無擴散至觀測井 3。

本場址初期觀察到硫酸鹽濃度介於 40-120 mg/L，硫化物則皆低於偵測極限。與 TOC 及其他一般項目趨勢相同，觀測井 1 因其 TOC 濃度上升較快，因此於試驗第 119 天開始觀察到硫化物濃度產生，至試驗 361 天時，硫化物濃度已上升至 1.89 mg/L。觀測井 2 則於試驗第 167 天開始觀察到硫化物產生，至試驗第 361 天時，硫化物濃度約為 0.24 mg/L。然而，兩口監測井硫酸鹽濃度仍多大於 20 mg/L，顯示尚未形成穩定的硫酸鹽還原態。



表 5.2-1、現地模場試驗一般水質檢測結果

單位：(mg/L)

觀測井編號	試驗天數	硝酸鹽	亞硝酸鹽	氨氮	總鐵	亞鐵	硫酸鹽	硫化物
觀測井1	0	8.2	0.01	ND	17.4	0.08	127	<0.04
	56	7.28	0.01	ND	4.85	0.03	114	0.02
	119	<0.4	<0.25	ND	76.6	48.8	3.67	0.21
	167	<0.4	<1.00	0.13	84.7	82	17	0.43
	181	ND	ND	<0.05	119	56.75	1.26	1.37
	299	<4	<1	9.03	197	191	4.14	0.8
	343	ND	ND	0.11	73.5	54.25	10.9	0.24
	361	ND	ND	0.2	78.8	-	52	1.89
觀測井2	0	6.37	ND	0.11	25.5	0.13	46.4	ND
	27	7.92	ND	0.23	4.99	0.09	45.7	ND
	56	8.99	0.002	0.15	16.4	0.06	43.7	ND
	88	9.49	ND	0.24	53.5	0.5	39.8	ND
	146	8.62	<0.01	0.22	52.8	0.18	44.1	<0.04
	167	0.84	ND	ND	11.5	3.6	50.3	0.22
	181	<0.4	<1.00	0.21	28.6	25.5	2.65	2.92
	299	ND	ND	0.03	30.5	26.5	11.2	0.08
	343	ND	ND	0.25	39.4	14.75	41.3	ND
	361	ND	ND	0.25	40.1	-	17.8	0.24
觀測井3	299	ND	ND	0.02	18.6	12.5	0.57	0.04



5.2.3 場址地下水關切污染物濃度變化

本模場試驗期間各監測井 TCE 及其代謝產物濃度變化與 TOC 濃度對照如圖 5.2-3 所示。試驗結果顯示，第 1 次注藥由於藥劑灌注量不足，因此至第 2 次注藥前，三口觀測井 TCE 濃度皆無明顯變化，推測乃因參考場址原本核定整治計畫所測得之水力傳導係數偏低。第 2 次藥劑灌注前，針對模場及模場周遭監測井重新使用水準儀進行高程量測，並執行簡易抽水試驗，更新場址水力傳導係數及水力坡降，重新計算第 2 次藥劑灌注量。第 2 次藥劑灌注後，觀測井 1 明顯觀察到 TOC 濃度 $>1,000$ mg/L 且觀測井 2、3 之 TOC 亦逐漸上升至 40-50 mg/L，因此第 3 次藥劑灌注酌量減少為 120 L 並延長藥劑灌注間隔時間，觀察 3 口監測井 TOC 濃度變化。第 3 次藥劑灌注後，因 3 口監測井 TOC 濃度皆已降低至 8-23 mg/L，故第 4 次藥劑灌注提高藥劑灌注量至 400 L，評估高量藥劑灌注後，下游監測井 TOC 上升速率。第 5 次藥劑灌注考量計畫期程，故提前 4 周進行藥劑灌注作業，藥劑灌注量恢復為與第 2 次藥劑灌注量相同。

第 2 次藥劑灌注後，觀測井 1 之 TOC 濃度上升，TCE 濃度便開始降低，至試驗第 88 天時，TCE 濃度已由 0.238 mg/L 降低至 0.033 mg/L，已符合地下水管制標準；試驗第 181 天至試驗終止，觀測井 1 之 TCE 皆低於偵測極限。模場試驗過程中，觀測井 1 雖有觀察到明顯之 TCE 濃度降低，但其代謝產物順 1,2-二氯乙烯濃度皆維持於 0.01 至 0.2 mg/L 之間，VC 濃度則皆低於偵測極限，並無發生觀測井 2 代謝產物有累積之狀況。推測乃因觀測井 1 距離灌注井較近，所產生之代謝產物皆被乳酸亞鐵中之亞鐵離子還原，因此無發生累積現象，試驗成果與 Jofre Herrero 於 2019 年結合零價鐵與厭氧還原脫氯之試驗成果相似。

觀測井 2 同樣於第 2 次藥劑灌注後方才觀察到 TCE 濃度降低，與 TOC 濃度變化相似，觀測井 2 距離灌注井較遠，因此其 TOC 於 119 天方才觀察到濃度上升，因此 TCE 濃度至試驗第 146 天方才觀察到濃度降低趨勢。鑒於第二次注藥及第三次注藥頻率較近，TOC 濃度於試驗第 230 天時仍維持在 69 mg/L，因此 TCE 濃度至試驗第 200 天時已達 0.0398 mg/L 符合地下水污染管制標準 0.05 mg/L，直至試驗第 265 天開始皆低於偵測極限。但也因試驗第 200 天後 TOC 濃度降低，使順 1,2-二氯乙烯降解速率降低，濃度累積至 1.5 mg/L，但因地下水中仍有 10-15 mg/L 之 TOC，因此至試驗第 313 天時，順 1,2-二氯乙烯濃度已低於污染管制標準 0.255 mg/L。然而，前述地下水中殘存之 TOC 濃度仍不足將 VC 濃度降解，因此觀測井 2 於第四次灌注藥劑抵達前，VC 累積濃度達 0.522 mg/L，高於管制標準 26 倍。觀測井 2 至試驗第 327 天開始觀察到 TOC 濃度上升後，VC 濃度便逐漸降低，至試驗第 368 天時，VC 濃度為 0.16 mg/L，為管制標準 8 倍。由觀測井 2 試驗結果可知，該監測井模場試驗前 VC 濃度低於偵測極限，至試驗中期 VC 濃



度上升至管制標準 26 倍，亦有觀察到順 1,2-二氯乙烯污染物，顯示自製乳化液確實有助於厭氧還原脫氯進行。然而，相較於觀測井 1，此區域代謝產物有累積之狀況產生，對照觀測井 2 之總鐵及亞鐵濃度變化，乳酸亞鐵擴散至觀測井 2 數量有限，顯示乳酸亞鐵之藥劑影響半徑小於自製乳化液。

觀測井 3 初始之 TCE 濃度較低，最高濃度僅 0.0693 mg/L，約為管制標準 1.4 倍。因此即便觀測井 3 於試驗第 119 天便可觀察到 TOC 濃度，但 TCE 濃度至試驗第 299 天方才觀察到濃度明顯降低至 0.01 mg/L，推測乃因初始 TCE 濃度較低，需較長時間培養脫氯菌。

觀測井 3 之 TCE 濃度於試驗第 119 天時仍未有明顯下降，係因為觀測井 3 距離灌注井較遠(5 公尺)，因此需要更長的時間以形成穩定的厭氧、還原脫氯環境，故 TCE 濃度於前期並無明顯變化；但當試驗進行至第 299 天時，觀測井 3 之 TCE 濃度已降至 0.01 mg/L，已低於地下水污染管制標準，並於試驗第 316 天時低於偵測極限。觀測井 3 模場試驗前順 1,2-二氯乙烯及 VC 皆低於偵測極限，至試驗第 299 天時開始觀察到順 1,2-二氯乙烯(0.0172 mg/L)，最高濃度為試驗第 343 天 0.072 mg/L，皆無高於管制標準。VC 濃度則於試驗第 299 天觀察到 0.002 mg/L，之後 VC 濃度逐漸上升，至試驗第 368 天時，檢測濃度為 0.0281 mg/L，高於管制標準 1.4 倍。此結果與觀測井 2 相似，顯示自製乳化液有擴散至觀測井 3，有助於厭氧還原脫氯，但對照觀測井 3 其總鐵及亞鐵濃度，推測乳酸亞鐵應無法擴散至此區域，因此使 VC 產生累積。

彙整自製乳化液及乳酸亞鐵灌注試驗成果顯示，自製乳化液觀察到有效影響範圍至少可達 5 公尺，然而乳酸亞鐵有效影響半徑則可能介於 2-3 公尺之間，傳輸距離較短。然而，由觀測井 1 結果可知，乳酸亞鐵確實可快速將順 1,2-二氯乙烯及氯乙烯還原降解，避免代謝產物之累積。未來執行全場址整治時，建議可先使用自製乳化液進行生物整治，若局部區域產生順 1,2-二氯乙烯及氯乙烯濃度累積，則可使用乳酸亞鐵快速降低代謝產物之濃度。此外，由於氯乙烯污染物之延滯係數皆小於目前市售之糖蜜或乳化型基質，乳酸亞鐵亦可用於場址邊界，作為代謝產物污染攔阻之用途。

本模場主要設計模場目標 TOC 濃度為 50 mg/L，因此場址水力傳導係數、水力坡度為理論藥劑量計算之重要因子，透過模場試驗，更可釐清場址實際藥劑需求量。此外，採取不同藥劑灌注作業方式，亦可透過模場試驗評估灌注作業可達到之影響半徑、灌注量、灌注頻率等參考因子並作為全場整治設井數量及密度修正之參考。



永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物

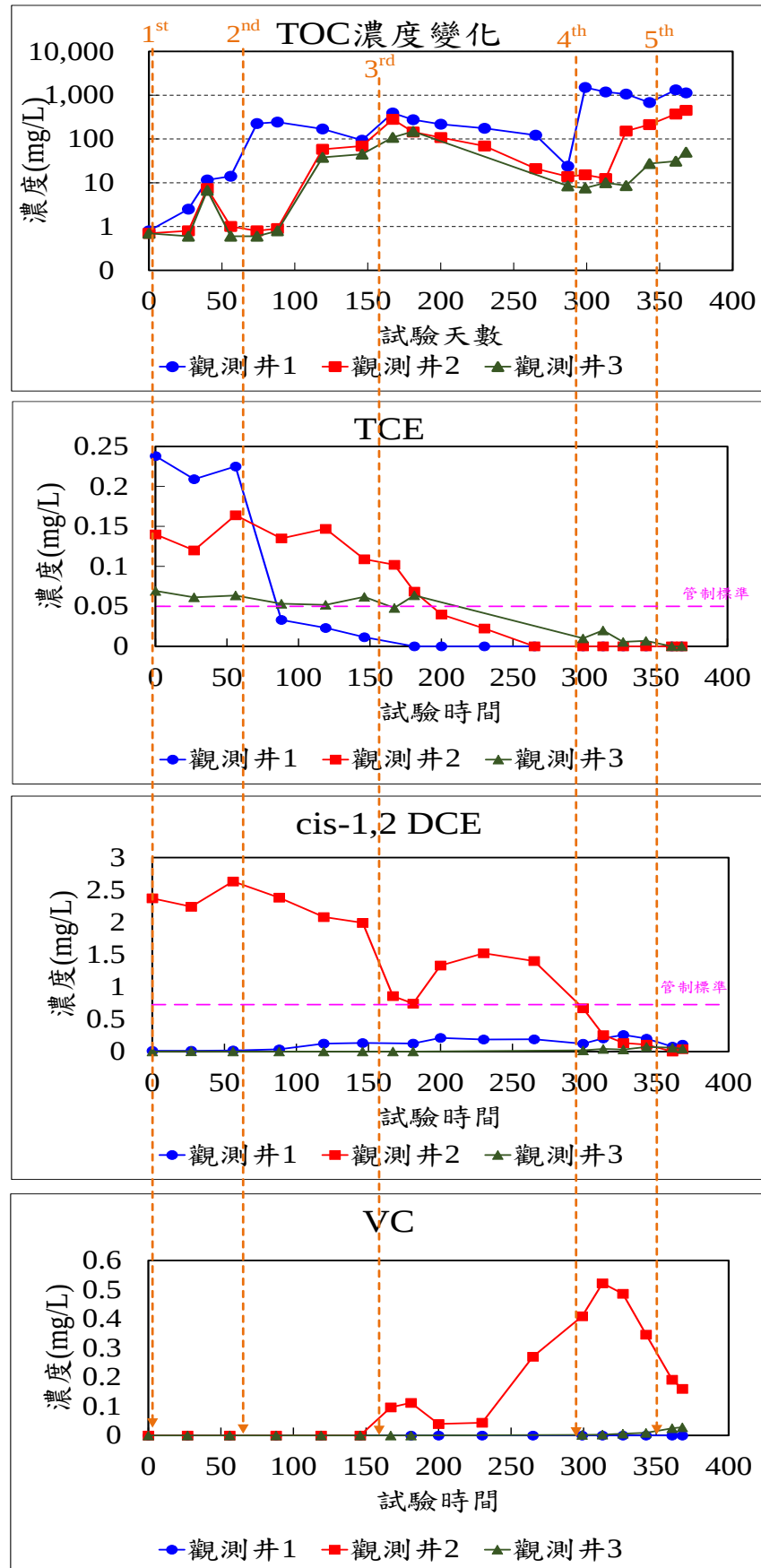


圖 5.2-3、現地模場試驗期間各監測井 VOC 濃度及 TOC 濃度對照



5.2.4 自製乳化液成本效益評估

一、材料費用

本試驗自製乳化液所包含材料包括脂肪酸蔗糖脂、大豆油、碳酸氫鈉、Simple Green、乳酸鈉等主要成分；現地還原藥劑主要使用乳酸亞鐵，各藥劑於計畫執行期間購買單價如表 5.2-2 所示，其中大豆油受疫情影響，因此每次灌注前所購買價格皆有浮動。自製乳化液各成分組成分別為 69.5%大豆油、4%乳酸鈉、1%碳酸氫鈉、10.5% Simple Green、4.5%脂肪酸蔗糖脂，每公升組成分別為 640 g 大豆油、53 g 乳酸鈉、10 g 碳酸氫鈉、105 g Simple Green、45 g 脂肪酸蔗糖脂、水約 10.5 g。計算所得自製乳化液每公升所需材料費用為新台幣 80-88 元。

二、能源費用

自製乳化液調配時所使用主要使用設備包括彈簧秤、pH 計、水泥攪拌機、均質機等設備；其中 pH 計耗費電力較低，成本可忽略，彈簧秤則無須耗費能源，水泥攪拌機主要為將大量原料先行混和時使用，每批次使用時間較短，因此電力成本亦可忽略，均質機耗費功率較高且使用時間長，故為能源費用主要成本。本計畫所採用之均質機耗費功率為 1,100 W，每批次最大自製乳化液製作量為 20 L，均質機所需操作時間為 30-40 分鐘，耗費電力度數為 0.55-0.73 度，假設以每度電 5 元計算，每公升自製乳化液所耗費電力費用為新台幣 0.14-0.18 元。

三、人員費用

藥劑製備時最少人力為 2 人，包含原物料稱重、攪拌、均質、藥劑包裝、保存、設備保養及維護、環境清潔作業等，每日(8 小時)最大製備數量為 100 L，依據勞動部 110 年基本時薪薪資計算(160 元/小時)，每升自製乳化液耗費人力調配費用至少 26 元。

四、裝填及運輸費用

為方便運送及現場藥劑灌注作業，本試驗所選擇裝填藥劑之藥桶為 20 L 容量之 HDPE 材質油桶，每個售價約為 200-250 元(計畫執行期間因恰逢缺水時期，故桶槽類容器價格有所漲幅)，每次裝填量約為總量 8 成(16 L)，避免運送時藥劑破損或溢出，因此每升自製乳化液包裝費用約介於 12-16 元/升。本試驗每批次藥劑運送量介於 120 L 至 400 L，每次皆使用 3 噸半貨車運送，委託運送費用約為 10,000 元/趟。每升藥劑運送費用約為新台幣 25-83 元。



彙整前述自製乳化液各項目所需成本，每公升自製乳化液調配最低成本約新台幣 143-214 元。本試驗自製乳化液相較於市面之乳化油每公升約 360-400 元成本較為低廉，惟製備時因均質機皆採用最大量體進行均質，藥劑製備不良率約為 30-40%(藥劑製備完成後靜置 2-7 日內會產生破乳現象)，推測乃因均質機影響範圍無法涵蓋整體配置容器所置。此外，大量藥劑製備完成後，存放於室溫時，容易產生容器膨脹或酸化之現象，推測乃因藥劑調配所使用之自來水仍有少量微生物，因此藥劑存放於室溫時，內部微生物代謝乳化液而產氣並發生有機酸累積狀況所致。未來計畫可評估使用無菌水或添加微生物抑制藥劑延長藥劑保存期限。

表 5.2- 2 本試驗各項原料購買單價

品項	容量	價格(新台幣)	每單位價格
台糖(食品級)大豆油	18 L	600-800	33-44 元/L
L-乳酸鈉(食品級)	25 kg	4,500	180 元/kg
碳酸氫鈉	25 kg	840	34 元/kg
Simple Green	19 L	2,850	150 元/L
脂肪酸蔗糖脂	20 kg	14,000	700 元/kg
乳酸亞鐵	25 kg	12,500	500 元/kg

5.2.5 查核點對照表

預定查核點	執行成果	達成率
期中報告		
1. 確認模場各深度容許灌注壓力	本模場固定 2 bar 壓力灌注下，灌注流量最小為 230 L/h，最大流量為 518 L/h。可做為未來場址整治藥劑灌注所需成本參考依據。	100%
2. 建立藥劑混合程序	乳酸亞鐵溶解度低，因此需先將其溶解至水中後，再與自製乳化液進行混和方可進行灌注。若直接將乳酸亞鐵(g)直接添加至乳化液，則產生無法溶解狀況，造成藥劑無法灌注或損壞灌注泵。	100%
3. 建立藥劑灌注標準作業程序	使用雙封塞進行藥劑灌注時，可使用稀釋後乳化液或水針對不同深度定流量或定壓力進行灌注，評估各深度最佳藥劑灌注速率並避免造成土壤劈裂。	100%
4. 期中報告撰寫	已於 8 月 5 日完成提送。	100%



期末報告		
1. 評估模場最適注藥量及注藥頻率	依據本模場地質狀況，若目標整治井影響半徑為 5 公尺，則灌注井區域每 3 個月需灌注自製乳化液至少 200 L，若為每 2 個月灌注 1 次，則自製乳化液灌注量約 120 L。	100%
2. 評估藥劑注入後三氯乙烯降解成效	灌注井定時定量執行藥劑灌注，再 TOC 維持足夠狀況下，試驗第 88 天距離灌注井 1 公尺區域 TCE 已符合管制標準，距離 3 公尺區域則於試驗第 200 天 TCE 符合地下水管制標準，距離 5 公尺區域則於試驗第 299 天 TCE 符合地下水污染管制標準。	100%
3. 觀察代謝產物是否會產生累積狀況	依據本模場地質條件，距離灌注井 1 公尺區域並無產生代謝產物累積狀況，推測乃因乳酸亞鐵藥劑量足夠，因此無觀察到代謝產物濃度有上升趨勢。距離灌注井 3 公尺區域則因乳酸亞鐵濃度不足，因此 cis-1,2-DCE 濃度由低於偵測極限上升至最高 1.5 mg/L，顯示乳酸亞鐵傳輸距離可能小於 3 公尺。乳酸亞鐵缺少區域，自製乳化液仍會使代謝產物累積，但若能維持穩定 TOC，則代謝產物濃度仍會逐漸降低。	100%
4. 初估大量製備藥劑所需成本	依據目前成本估算，若不包含維持藥劑保存期限、保存成本情況下，配製 1 公升藥劑成本約新台幣 143-214 元，約為市售乳化油售價之 1/2。	100%
5. 國內外期刊發表	<u>國外發表期刊：</u> Liu, Min-Hsin*, Chung-Ming Hsiao, Chih-En Lin, Jim Leu, "Application of Combined In Situ Chemical Reduction and Enhanced Bioremediation to Accelerate TCE Treatment in Groundwater," <u>Applied Sciences</u>, 11, 8374, pp. 1-13, September 2021. <u>國內發表期刊：</u> 劉敏信、黃冠維、林忻圻，2021 年 11 月，「永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物」，中華民國環境工程學會 2021 土壤與地下水研討會。	100%
6. 期末報告撰寫	提送本報告。	100%



結論與建議

6.1 結論

1. 雙封塞整治井可透過藥劑灌注時壓力回饋狀況了解灌注井周邊地質狀況，未來全場整治時若採用此工法，將有助於了解場址各區域地質狀況，進一步釐清污染物局部擴散方向。
2. 透過雙封塞壓力回饋試驗，釐清場址各深度土壤質地，可針對透水性較好之深度(污染物亦較容易擴散)選擇作為藥劑主要灌注深度，可使藥劑灌注達到最佳效益。
3. 透過本模場試驗可知，污染場址透過微水試驗測得之水力傳導係數，容易受到監測井設置規格、場址地質狀況、施作人員等因素產生誤差，進而低估藥劑灌注量。透過模場試驗，方可了解場址整治時實際所需藥劑灌注量，提高場址整治成功率。
4. 自製乳化液及乳酸亞鐵於本模場地質條件下，藥劑灌注壓力維持 2 bar，藥劑執行壓力灌注時可影響至周邊 1 公尺區域。藥劑灌注完成後，自製乳化液可有效吸附於土壤上緩慢釋放並逐漸擴散至下游 5 公尺區域。
5. 乳酸亞鐵添加確實可有效降低 TCE 之代謝產物累積，但乳酸亞鐵傳輸距離較小，約為 2-3 公尺之間。
6. 依據本模場地質狀況，若灌注井灌注藥劑為 100-150 L 之間，約每隔 2 個月需執行藥劑灌注 1 次；灌注藥劑量若提升為 200-300 L 之間，則可每隔 3 個月進行藥劑灌注。此外，本模場最大 TOC 需維持於 1,000 mg/L 以下，避免造成地下水酸化。
7. 試驗結果可知，若採用批次人工灌注進行整治，灌注區域之 TOC 需保持再下游目標 TOC 濃度數倍以上。以本試驗模場為例，若預定整治範圍為 3 公尺，則灌注井 TOC 維持於 50-100 mg/L 之間，下游 3 公尺區域之 TOC 應可達到約 20 mg/L 之濃度。若預定整治範圍為 5 公尺，則灌注井區域 TOC 需維持 100 mg/L 以上，下游 5 公尺區域方可保持 TOC >20 mg/L。此試驗成果可做為場址整治井設置密度之參考依據。
8. 在不考慮維持藥劑保存期限及藥劑保存成本情況下，自製乳化液每公升最低



9. 成本約介於新台幣 143-214 元，約為市售乳化液價格 1/2。

6.2 建議

國內自行調配乳化液確實可降低整治所需成本，惟藥劑應用於實場整治時，每次灌注藥劑需求量可能為本模場試驗之 10 至 20 倍以上。因此仍需考量到藥劑保存期限延長及藥劑存放成本。建議未來可持續針對自製乳化液延長保存期限之成分進行研究，並盡可能減少藥劑產氣狀況，減少藥劑保存及運送之成本。

模場試驗結果顯示，於本模場地質條件下，增加藥劑灌注量確實可減少藥劑灌注頻率，但過多的藥劑容易造成藥劑損失；如當本模場每批次藥劑灌注量為 120 L 時，灌注頻率需 2 個月執行 1 次；當每批次藥劑灌注量提升至 200 L 以上時，則可延長為每 3 個月進行藥劑灌注 1 次。此試驗成果可作為本場址未來全場整治時，廠商取捨藥劑成本及灌注人員成本之間參考依據。

乳酸亞鐵結合現地生物整治技術確實可行，乳酸亞鐵可有效避免代謝產物如 VC 等毒性更高之污染物產生。惟乳酸亞鐵可傳輸距離較短，相對所需整治井密度較自製乳化液高。然而，無論為市售乳化油、自製乳化液等電子供應者基質或糖蜜類型之電子供應者基質，兩者皆受限於延滯係數，其傳輸速率皆小於 VC 代謝產物，因此往往產生污染區藥劑無法涵蓋代謝產物的範圍。未來應用上可先使用自製乳化液進行場址污染源整治，針對代謝產物累積濃度較高之局部區域或場址污染邊界則設置較密集灌注井使用乳酸亞鐵針對含氯代謝產物進行移除，避免代謝產物擴散出場區外。

透過本模場亦可知，若僅依靠場址調查評估時期微水試驗成果進行藥劑灌注推算，往往造成藥劑灌注需求量偏低。此外，若無透過模場試驗，亦無法正確評估灌注頻率人事成本或藥劑量體成本之取捨。建議未來模場試驗亦可納入國內污染場址調查評估時期之執行內容，以提升顧問公司承攬污染場址整治之統包工程成功率。



參考文獻

陳鴻泉、呂文賢、黃世傑、張凱茹，2007，地下水污染生物整治法-慢性釋放營養劑在台灣之應用經驗，台灣土壤及地下水環境保護協會簡訊，24:11-16。

韓吟龍，2010，地下水中三氯乙烯生物處理技術漫談，桃園縣大學校院產業環保技術服務團，環保簡訊第六期。

黃紅慈，2001，添加慢釋出生物電子供給者處理 PCE 污染之地下水，國立臺灣大學環境工程學研究所碩士學位論文。

胡海珠，毛曉敏，2010，地下水高濃度三氯乙烯厭氧生物降解的進展，科技導報，28(21):112-117。

盧至人，1997，**地下水的污染整治**，國立編譯館，台北。

王嘉琪，2014，探討不同含氯有機物污染場址之脫鹵微生物菌相與數量變化及共生微生物存在之意義，國立中興大學環境工程學研究所碩士學位論文。

段鑫霖，2016，地下水中含氯有機污染物厭氧生物整治案例探討，國立中山大學環境工程學研究所碩士學位論文。

Barton, C., *Encyclopedia of Toxicology (Third Edition)*, Elsevier, pp. 827-830 (2014).

Berns, E.C., R.A. Sanford, A.J. Valocchi, T.J. Strathmann, C.E. Schaefer and C.J. Werth, "Contributions of biotic and abiotic pathways to anaerobic trichloroethene transformation in low permeability source zones," *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 224, 103480 (2019).

Cascade Environmental, Drilling Technical Services, Remediation Field Services Report (2017).

Elsner, M., R.P. Schwarzenbach and S.B. Haderlein, "Reactivity of Fe(II)-bearing minerals toward reductive transformation of organic contaminants," *Environ. Sci. Technol.*, 38, pp. 799-807 (2004).

Harkness M. and A. Fisher, "Use of emulsified vegetable oil to support bioremediation of TCE DNAPL in soil columns," *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 151, pp. 16-33 (2013).

Herrero, J., D. Puigserver, I. Nijenhuis, K. Kuntze and J.M. Carmona, "Combined use



of ISCR and biostimulation techniques in incomplete processes of reductive dehalogenation of chlorinated solvents,” *Science of The Total Environment*, Vol. 648, pp. 819-829 (2019).

Hyun, S.P. and K.F. Hayes, “Abiotic reductive dechlorination of *cis*-DCE by ferrous monosulfide mackinawite,” *Environmental Science and Pollution Research*, pp. 16463-16474, 22 (2015).

Hood E. D., D. W. Major, and J. W. Quinn, Demonstration of enhanced bioremediation in a TCE source area at launch complex 34 Cape Canaveral Air Force Station. *Ground Water Monit. Remed.*, 28(2): 98-107 (2008).

Leeson, A., E. Beevar, B. Henry, J. Fortenberry, and C. Coyle, Principles and practices of enhanced anaerobic bioremediation of chlorinated solvents. Parsons Corp. Pasadena CA (2004).

Maymó-Gatell, X., Y. Chien, J.M. Gossett and S.H. Zinder, “Isolation of a bacterium that reductively dechlorinates tetrachloroethene to ethene,” *Science*, Vol. 276, pp. 1568-1571 (1993).

McCarty, P.L., M.-Y. Chu and P.K. Kitanidis, “Electron donor and pH relationships for biologically enhanced dissolution of chlorinated solvent DNAPL in groundwater,” *European Journal of Soil Biology*, Vol. 43, pp. 276-282 (2007).

Mohn, W.W. and J.M. Tiedje, “Microbial reductive dehalogenation,” *Microbiological Reviews*, 56 (3), pp. 482-507 (1992).

Pant, P. and S. Pant, “A review: Advances in microbial remediation of trichloroethylene (TCE),” *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 22, pp. 116-126 (2010).

Saiyari, D.M., H.-P. Chuang, D.B. Senoro, T.-F. Lin, L.-M. Whang, Y.-T. Chiu and Y.-H. Chen, “A review in the current developments of genus *Dehalococcoides*, its consortia and kinetics for bioremediation options of contaminated groundwater,” *Sustainable Environment Research*, Vol. 28, pp. 149-157 (2018).

Wu, Y.-J., P.-W.G. Liu, Y.-S. Hsu, L.-M. Whang, T.-F. Lin, W.-N. Hung and K.-C. Cho, “Application of molecular biological tools for monitoring efficiency of trichloroethylene remediation,” *Chemosphere*, Vol. 233, pp. 697-704 (2019).

Yang, Y.,



永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物

S.A. Higgins, J. Yan, B. Şimşir, K. Chourey, R. Iyer, R.L. Hettich, B. Baldwin, D.M. Ogles and F.E. Löffler, “Grape pomace compost harbors organohalide-respiring *Dehalogenimonas* species with novel reductive dehalogenase genes,” *ISME J.*, 11(12), pp. 2767-2780 (2017).

Yang, Y. and P. L. McCarty, Biologically enhanced dissolution of tetrachloroethene DNAPL. *Env. Sci. Tech.*, 34(14), pp. 2979-2984 (2000).

Yu, S. and L. Semprini, Kinetics and modeling of reductive dechlorination at high PCE and TCE concentration. *Biotech. Bioeng.*, 88(4): 451-464 (2004).

United States Environmental Protection Agency, “Engineered Approaches to In Situ Bioremediation of Chlorinated Solvents: Fundamentals and Field Applications,” EPA-542-R-00-008 (2000).



附錄

- 專案成果績效自評表
- 依學術成就、技術創新、經濟效益、社會影響等方面，評估研究成果
- 污染防治及場址衛生安全措施



**行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理會
土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案**

110 年度專案成果績效自評表

一、專案基本資料

填表日期：111 年 2 月 18 日

專案性質	☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質	專案類別	☐ 研究專案 ☒ 模場試驗
研究主題	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他		
申請機構系所	朝陽科技大學 環境工程與管理系	計畫主持人	劉敏信
專案名稱	永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物		
專案執行期程	☐ 申請階段 ☐ 期中 ☒ 期末		

二、成果績效自評

「計畫總預估數」應與計畫審查核定值相符，請執行單位依實際達成之量化成果填寫於「結案達成數」欄位中。（僅模場試驗類型專案需填寫工作進度達成數）

（一）學術面

項目		目標達成程度	申請 預估 數	工作進 度達成 數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因 或學術產出發 表名稱)
A 學術 產出 及 活動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文	0		0	0		
		(2)研討會論文	1		0	1	100%	已發表於 110 年 環工年會。
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	1		0	1	100%	已發表於 Applied Sciences 期刊。
		(2)研討會論文	0		0	0		
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告	0		0	0		
		(2)研究報告	0		0	0		
	4.專著 (本數)		0		0	0		
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會	0		0	0		
		(2)成果發表會	0		0	0		
		(3)論壇	0		0	0		
B 人才 培育	6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術	0		0	0		
		(2)技術平台	0		0	0		
	7.研發人員 (人數)	(1)碩士	2		2	0	100%	
		(2)博士	1		1	0	100%	
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊	0		0	0		
		(2)跨機構團隊	0		0	0		
		(3)形成研究中心	0		0	0		
		(4)形成實驗室	0		0	0		



9.其他指標 (請自行命名)	(請自填)						
-------------------	-------	--	--	--	--	--	--

(二) 產業面

項目 \ 目標達成程度			申請 預估 數	工作 進度 達成 數	期中 達成 數	期末 達成 數	結案 達成 率	備註 (說明未達成原因或專 利、技術轉移相關詳細 資料)
A 智慧 財產 權	1.專利 (件數)	已核准	發明	0				
			新型/設計	0				
			合計	0				
		申請中	發明	0				
			新型/設計	0				
			合計	0				
B 研 發 技 術 移 轉	2.先期技術 成果移轉	件數		0				
		授權金(仟元)		0				
		衍生利益金(仟元)		0				
	3.技術移轉 (專利)	件數		0				
		授權金(仟元)		0				
		衍生利益金(仟元)		0				
	4.技術移轉 (應用技術)	件數		0				
		授權金(仟元)		0				
		衍生利益金(仟元)		0				
	5.可移轉 產業技術	(1)技術(件數)		0				
		(2)品種/系(件數)		0				
C 產 學 研 合 作	6.促成合作 研究	件數		0				
		金額(仟元)		0				
	7.促成投資	件數		0				
		投資金額(仟元)		0				
	8.促成取得	件數		0				



項目 \ 目標達成程度		申請 預估 數	工作 進度 達成 數	期中 達成 數	期末 達成 數	結案 達成 率	備註 (說明未達成原因或專 利、技術轉移相關詳細 資料)
	業界科專 業界投資金額 (仟元)	0					
9.其他指標 (請自行命名)							

(三) 政策面

項目 \ 目標達成程度		申請預 估數	工作進 度達成 數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或 其他詳細資料)
A 服 務 便 民	1.技術服務	次數	0				
		收入(仟元)	0				
	2.諮詢服務	次數	0				
		收入(仟元)	0				
B 支 援 合 作	3.協助政府制 定 (件數)	(1)政策	0				
		(2)法規	0				
		(3)規範	0				
		(4)標準	0				
D 社 會 效 益	4.獲得認證(件數)		0				
	5.獲得獎項(件數)		0				
	6.提升能源效率(%)		0				
	7.節能減碳效率(%)		0				
8.其他指標 (請自行命名)		(請自填)					



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

由於台灣雨季時間長，頻繁的降雨及其他地下抽水等因素可能使地下環境屬好氧狀態，難以直接進行生物性的厭氧還原脫氯步驟而且所費時間冗長，考量到此狀況，本計畫將添加還原試劑於地下環境中，以進行非生物性的現地化學還原並將水質迅速轉變為厭氧狀態，同時輔以自製的乳化液作為緩釋型之釋氯基質供微生物利用。

本計畫所使用之還原試劑乳酸亞鐵，不需經過繁雜的製備過程即可得到及應用，且可達到良好的溶氧去除效果，能有效的溶入水體中與三氯乙烯進行接觸。生物性之厭氧還原脫氯過程中常遇到三氯乙烯脫氯成為毒性更強之氯乙烯問題並且可能累積於地下環境中，此時乳酸亞鐵所進行非生物性的厭氧還原脫氯可解決此問題。乳酸亞鐵的乳酸可提供碳源快速啟動生物整治機制，與此同時亦透過注入的自製乳化液作為緩釋型的釋氯基質，提供電子讓地下微生物可進行長時間的生物性厭氧還原脫氯程序，將生物及非生物性的厭氧還原脫氯同時應用於整治三氯乙烯污染物上，同時乳酸亞鐵中的亞鐵形成多種鐵礦物質，隨後亞鐵氧化成三價鐵後再添加碳源使其再次還原為亞鐵，透過電子相互轉移達到“永續”整治之概念及降解污染效果(如圖1)。

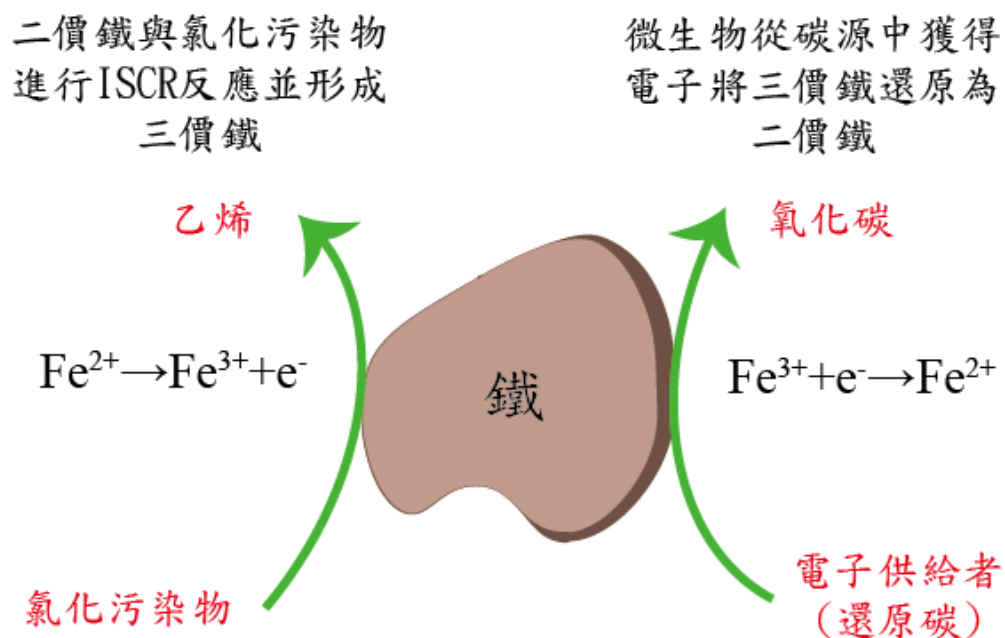


圖1、亞鐵循環加速含氯污染物降解示意圖





污染防治及場址衛生安全措施

針對整治施作時危害的預防，本計畫在現場工作執行前，擬定安全衛生管理計畫，並週知計畫相關人員，以減少危害發生的機率；且針對可能發生的危害狀況，制訂緊急應變計畫，執行人員於危害發生時，可依循應變計畫進行相關處置，以維護人員安全並減少損失；相關措施分述如下：

一、安全衛生管理計畫

在執行污染調查工作時，除因污染物所造成之健康風險外，由於本場址貯存有機溶劑之場所，故於污染調查作業執行期間，應嚴格管制動火作業，避免因操作疏忽釀成工安意外。現場污染調查作業所執行之工安管理措施包括：

一、現場作業區域之劃分：

本計畫場址於調查作業期間，視調查作業進度及現場狀況，圍設工作區及非工作區等兩種作業區域。

二、工作人員安全防護裝備：

作業區作業之個人防護裝備如下：

1. 安全帽。
2. 活性碳口罩。
3. 棉質工作手套。
4. 橡膠雨鞋或工作安全鞋。
5. 全部專案職員需穿著適合於施工作業之服裝。

三、基本衛生公告

1. 工作區內禁止吸菸及飲食。
2. 施工單位應負責維護於他們工作範圍內之清潔事宜，廢棄物應放置於垃圾子車內。
3. 垃圾子車內廢棄物的移除應由清潔隊或特定承包商處理。

四、勞工安全守則

1. 對於任何發生在工地與四周的意外事故，工作人員須馬上報告予廠長和主管機關。
2. 須提出安全裝備並強制工作人員使用。

五、安全及衛生組織

1. 廠長將貫徹本計畫安全及衛生計畫。
2. 定期進行勞工安全衛生相關規定的檢查。
3. 工地安全人員將負責以下事物：



- (1) 使全部職員具有安全警覺意識。
- (2) 指示相關公司及下包商職員，在工作時須注重安全與衛生。
- (3) 對廠長或指定人員，報告全部有關安全及衛生事項。
- (4) 當意外發生時，應依照專案安全及衛生計畫程序，迅速報告意外的發生。

二、緊急應變計畫

本計畫所含之場址於調查作業進行前預先制定緊急應變計畫，當調查作業進行時，若有意外事故發生，能降低對人員及週遭環境造成的衝擊。為了使場址在發生突發事件時，工作人員能於第一時間依緊急應變計畫之標準作業程式迅速搶救，以適時掌握並控制意外事故不使其擴大，所有參與緊急應變之工作人員均應熟悉其內容。茲就本計畫所訂定之緊急應變計畫主要内容說明如下：

1. 緊急應變組織

本計畫於土壤及地下水污染調查作業執行時，將規劃成立應變措施處理小組，由工地負責人擔任組長，編列聯絡組、急救組、現場管控組、消防組、運送組及支援組等小組，各組人員不得兼任其他小組職務，人員配置與職掌說明如下：

(1) 應變負責人（場址安全衛生組人員）

負全部責任，可依工作時數相互輪替，主要工作為負責緊急事故應變措施標準作業程式訂定、人員訓練及分配、現場事故判定與管理等（於事故發生後 2 小時內完成通報）。

(2) 聯絡組（場址安全衛生組人員與現場施工單位工作人員）

依工作時數相互輪替，主要工作為負責彙整當地員警、消防與醫療救護單位聯絡電話及地址，並規劃行車路線，同時於颱風期間蒐集相關資訊提供組長參考。另於事故發生時聯絡協調相關單位至現場處理糾紛、滅火及救護等工作。

(3) 急救組（場址安全衛生組人員與現場施工單位工作人員）

急救小組人員，主要工作為負責急救設備（緊急洗眼器、急救箱、防毒面具等）之準備、保管與定位，同時事故發生後需執行必要的急救措施，並即時將處理情形通知組長或聯絡小組，視需要通知當地救護單位或送醫治療。

(4) 現場管控組（場址安全衛生組人員與現場施工單位工作人員）

主要工為事故發生後，現場工作人員集合與清點，並實施現場管制隔離，必要時通知疏散附近居民。

(5) 運送組（場址安全衛生組人員與現場施工單位工作人員）



主要工作為負責運送傷患與購買所需物品之所有交通運輸工作。

(6) 支援組（場址安全衛生組人員與現場施工單位工作人員）

主要工作為事故發生接獲通知後於指定地點待命，由組長統一指揮調度，適時執行救援工作。

2. 緊急應變通報方式與處理流程

若有意外狀況發生時，將實際狀況依通報程式通知各相關單位及人員，本計畫緊急應變組織成員如表 1 所示。應變負責人在接獲報告後，立即瞭解現場狀況、災變範圍與可能波及區域，同時評估對人員及環境可能造成之影響，以決定是否通知場址鄰近人員與環保局、消警等單位，並協助災區之疏散。通知相關單位及人員之訊息時，應包括下列資料：

- (1) 發生災害原因地點及災變狀況。
- (2) 逃生方向及風向。
- (3) 事故所衍生之危害。
- (4) 所需之救災器材設備。
- (5) 救災之類別、數量與處理方法。
- (6) 人員傷害之特性。

3. 環保及醫療等單位聯絡電話

緊急應變計畫事前應建立鄰近醫療、員警、消防等單位之聯繫電話，並附上與場址相對位置，以利通報人員方便聯絡，並縮短事件處理時間。表 2 為本計畫場址鄰近資源相關資料。

4. 急救設備

急救設備應包括緊急沖洗設備、洗眼設備、急救箱、滅火器，施工單位應於工作開始前明確規定各項急救設備放置位置，教導人員簡易操作程式，並將簡單操作程式張貼於各裝備上。

表 1、本計畫緊急應變組織連絡資料

應變職位名稱	負責人員	地址	電話
應變負責人	場址負責人/廠長	彰化縣鹿港鎮頂番里 人和巷 41 號	04-775-1117
聯絡組	計畫經理	臺中市西屯區市政北 二路 282 號 11 樓之 8	04-2254-2305
急救組	工地負責人	臺中市西屯區市政北 二路 282 號 11 樓之 8	04-2254-2305



現場管控組	工地負責人	臺中市西屯區市政北 二路 282 號 11 樓之 8	04-2254-2305
運送組	現場工作人員	-	-

表 2、緊急聯絡單位及電話

單位名稱	地址	電話
彰化縣環保局	彰化市健興路一號二樓	04-7115655
警察局	-	110
消防局	-	119
彰化縣警察局 鹿港分局	彰化縣鹿港鎮東興路 300 號	04-7772120
彰化縣消防局 第三大隊鹿港分局	彰化縣鹿港鎮中山路 296 號	04-7773438
勞委會 中區勞檢所	台中市南屯區黎明路 二段 501 號 7 樓	04-22550633
彰化基督教醫院	彰化市南校街 135 號	04-7238595

三、二次污染防治計畫

現場作業之二次污染防治作業準則，包括個人防護作業及場地防污作業兩大類：

1. 個人防污作業

- (1) 避免用手觸摸污染物。
- (2) 切實遵行著裝規定。
- (3) 現場作業完畢後應清洗雙手。
- (4) 絕對禁止在工作區內用食及抽煙。
- (5) 休息時應補充足夠水份。

2. 工地防污作業

- (1) 區分工作範圍及非工作範圍，並豎立標示以讓其他員工有所警覺。
- (2) 用過的受污染設備要集中放入預備之容器，連同廢棄物一併處理。



行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理會

110 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

申請計畫書審查意見表

專案類型	☐ 研究型 ☒ 模場型			NO : S8
專案主持人	劉敏信 教授	專案主題	☒ 整治 ☐ 調查 ☐ 其它	
專案名稱	永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物			
審查意見		回覆說明		
委員一：				
1. 第一年以配製試驗自製的各種乳化液與微生物試驗模場相關參數建立。		1. 感謝委員建議。第一年計畫主要著重於藥劑研發及試驗，並根據試驗結果作為第二年計畫的現場藥劑灌注參考。		
2. 第二年以現地模場試驗以及藥劑施用技術為主，工作內容包括注藥量、頻率、降解成效、代謝物種類，以及經濟性評估，挑戰性更大。		2. 感謝委員提醒。誠如委員所述，現地模場試驗與實驗室試驗除了執行之規模不同外，現地尚需考量水源、電力來源、現場作業便利性及人員成本等考量，相較於第一年計畫，無論在成本及執行困難度上皆高出數倍，本團隊將秉持嚴謹之態度，盡可能將現地模場如期完成，期望能作為國內含氯場址整治場址參考案例。		
委員二：				
1. 初審意見未對稱說明修正。		1. 感謝委員指教，本計畫為第二年延續計畫，將針對初審意見列表說明。		
2. 費用（耗材、其它）編列與對稱工作項目充分說明，金額亦偏高。		2. 感謝委員指教。現地模場試驗與實驗室試驗規模差距甚鉅，以藥劑而言，第一年微生物試驗每瓶試驗體積為 250 mL，乳化液約 15 mL，每種試驗總計六瓶，共需 90 mL(0.09 L)之乳化液。然而，以本模場為案例，模場預計影響面積為 30 平方公尺，		



	整治深度約介於 9-12 公尺(模場孔隙水體體積 60 m³)，為了將模場 TOC 增加到 20 mg/L，所需藥劑每季至少需 100-200 L 之藥劑，與實驗室需求量差距至少 1000 倍。因此無論於藥劑製備、運送、藥桶存放、藥劑調配時所需泵、現場水源及電力銜接、現場安全及交管等皆屬於實驗室試驗時無須考量之因子。因此使現地模場試驗相關費用較高，懇請委員體諒。目前已調整藥劑灌注數量、頻率及分析數量，已按照該計畫之實際核定金額進行修改。
3. 績效/預期產出指標未對稱。	3. 感謝委員指教，已於本文中修正。
委員三：	
一、 主持人與計畫執行團隊	一、 主持人與計畫執行團隊
1. 主持人(協同主持人)與執行團隊的研究及技術研究發展績效良好。	1. 感謝委員肯定。
2. 主持人與執行團隊的研究能力及技術發展能力足以勝任本計畫(延續性)。	2. 感謝委員意見與肯定。
二、 本專案對土水污染及整治的潛在價值與意義	二、 本專案對土水污染及整治的潛在價值與意義
1. 本專案計畫對國內土壤及地下水污染調查或整治工作的發展具有貢獻。	1. 感謝委員肯定。
2. 本計畫書撰寫具體(延續性)，對研究方法的說明完整，研究方法與試驗流程具可行性。	2. 感謝委員肯定。
3. 本計畫的成果具有潛在的實場應用性。	3. 感謝委員肯定，本團隊期望試驗成果能作為實場含氯整治之參考。
4. 本計畫為多年期的模場試驗計畫，具計畫的延續性。	4. 感謝委員肯定。



5. 主持人與執行團隊曾執行過土污基金會的模場(或研究)研究計畫，之前的專案執行績效佳。	5. 感謝委員肯定。
6. 建議說明本計畫成果實務應用的適用情境(例如：地下水質的背景條件與參數範圍、土壤質地與傳輸限制)與應用的限制條件(例如：濃度的影響、純相干擾、阻塞的應變...等等)。	6. 感謝委員提醒，本計畫將透過現地模場期望能提供雙封塞灌注法所可取得地質參數、透過壓力回饋評估藥劑灌注後地質透水性變化以評估可能阻塞狀況等，相關成果皆會呈現於(期中/期末)成果報告中。
7. 建議說明本計畫成果實務應用的適用情境及該情境下與其他可行整治工法的成本效益比較。	7. 感謝委員指教，本計畫執行結束後將進行藥劑成本及施作所需費用進行估算，並與其他整治工法比較優缺點。
8. 建議說明(初步的，簡要的)操作的SOP(例如：該監測的參數...等等)。	8. 感謝委員建議，現場施工時監測項目及定期模場成效監測項目已補充至表 4.4-1。
委員四：	
1. 第二階段乃建立 Microcosm 微生態模場試驗，比較微生態模場試驗，比較兩種自製乳化液、自製乳化液 + 乳酸亞鐵及市售 EOS 乳化液，計畫書又指出此兩種自製乳化液包括自製乳化液及自製脂肪酸酯，然後之後的研究結果及圖 3.5-2，並未清楚分出此兩種自製乳化液的實場試驗成果，請說明之。	1. 感謝委員指教，第一階段自製乳化液種類包含以油酸及乳酸乙脂所構成之脂肪酸酯乳化液及大豆油、乳化劑所構成之自製乳化液。第二階段微生態模場試驗試驗組別包括空白組(BK)、大豆油所構成之自製乳化液(乳化油)、市售乳化液(EOS)、脂肪酸酯乳化液(FAE)及大豆油乳化液添加乳酸亞鐵(乳化油+FL)，試驗成果如圖 3.5-2 所示。90 天試驗期間內，脂肪酸酯乳化液(FAE)其 TCE 去除成效約僅有 60%去除率，大豆油所構成之自製乳化液(乳化油)約有 99%去除率，大豆油乳化液添加乳酸亞鐵(乳化油+FL)則於試驗第 45 日便可達到 99%之去除率。由此可知，油酸所構成



	之脂肪酸酯乳化液其因含碳數量較低，因此 TCE 去除率較大豆油所構成之自製乳化液低，而添加乳酸亞鐵則可加速 TCE 生物降解速率。
2. 乳酸亞鐵中的亞鐵形成氧化成三價鐵後，再添加碳源使其再次還原為亞鐵，由於之前形成三價鐵之後，會形成 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 顆粒，此顆粒態三價鐵是否能讓微生物從碳源中獲得電子而被還原成溶解態二價鐵，恐怕沒那麼容易，請確認之。	2. 感謝委員指教，三價鐵於一般環境狀態下要還原為二價鐵較為不容易，但若能穩定提供碳源、乳酸鹽、脂肪酸等物質並將環境維持還原狀態下，自然環境中有許多鐵還原菌及硫酸鹽還原菌可將 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 與 H_2 反應形成 $\text{Fe}(\text{II})$ (Blöthe and Roden, 2009)，如 <i>Geobacter</i> sp. strain IST-3, <i>Shewanella</i> sp. strain IST-21, and <i>Bacillus</i> sp. Strain IST-38 等為土壤及地下水中常見菌株，皆有良好的鐵還原能力。此外，本計畫乳酸亞鐵添加比例有限，其主要作用為加速還原脫氯進行，電子供應者提供主要來源仍以乳化液為主，因此 $\text{Fe}(\text{II})$ 與 $\text{Fe}(\text{III})$ 之轉化關係對應不會成為主導模場成效之因素。
3. 請注意長時期操作之後，$\text{Fe}(\text{OH})_3$ 顆粒造成井篩的堵塞及結垢之情況。	3. 感謝委員提醒，如委員所述除 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 外亦有可能產生 FeS_2 等沉澱物 (Sheu et al., 2015)。鑒於本次模場使用之灌注井乃為特殊構造馬歇管灌注井，井管外為皂土水泥漿(無井篩及濾料)，藥劑經壓力推出後，便直接進入周遭飽和含水層土壤孔隙內，不會停留於灌注井內，因此應不會造成灌注井阻塞。本計畫於每次藥劑灌注時，亦會記錄馬歇管每個深度開孔壓力回饋數值，作為整治井周邊透水性狀況評估參考依據。
委員五：	



1. 本計畫之 KPI，僅列論文 2 篇（除碩、博士生外）。	1. 感謝委員指教，去年曾報名美國 Battelle conference，論文 Bioremediation and Chemical Oxidation to Treat Soil Contaminated with High Concentration Heavy Fraction Hydrocarbons in Taiwan 已被接受口頭發表，但因疫情關係無法成行，因論文發表數量偏向保守，敬請諒察。 2. 感謝委員指教，已補充於計畫書修正稿文件末端。
2. 計畫書未就過去 1 年審查意見陳述或說明。	3. 感謝委員指教，現地模場試驗與實驗室試驗規模差距甚鉅，以藥劑而言，第一年微生物試驗每瓶試驗體積為 250 mL，乳化液約 15 mL，每種試驗總計六瓶，共需 90 mL(0.09 L)之乳化液。然而，以本模場為案例，模場預計影響面積為 30 平方公尺，污染改善深度約介於 9-12 公尺(模場孔隙水體體積 60 m³)，預定將模場 TOC 達到 20 mg/L，所需藥劑每季至少需 100-200 L 之藥劑，與實驗室需求量差距至少 1000 倍(乳酸亞鐵亦相同)。因此藥桶添購、運送(1 次 100-200 kg)、藥劑製備時之設備、桶槽皆需考量，因此所需費用較為昂貴。此外，現場所使用灌注泵需能產生 2-5 bar 之灌注壓力，灌注量每分鐘至少 10 L，此外，模場位置距離電源較遠，需長度約 100 公尺可承受 220 伏特約 5-10 安培之防水電線銜接、灌注系統需有長度至少 20 公尺之可承受高壓之管材(灌注藥劑用)等設備且模場位於私人土地上，設備於每次灌注完成後須可收納恢復原狀。因此設備添購金額昂貴，故乃採用租賃方式執行。目
3. 所提經費需求耗材之部份即占 2,250,000 顯不合理，另所有設備儀器，甚或採樣設備，均為租賃費用。	驗規模差距甚鉅，以藥劑而言，第一年微生物試驗每瓶試驗體積為 250 mL，乳化液約 15 mL，每種試驗總計六瓶，共需 90 mL(0.09 L)之乳化液。然而，以本模場為案例，模場預計影響面積為 30 平方公尺，污染改善深度約介於 9-12 公尺(模場孔隙水體體積 60 m³)，預定將模場 TOC 達到 20 mg/L，所需藥劑每季至少需 100-200 L 之藥劑，與實驗室需求量差距至少 1000 倍(乳酸亞鐵亦相同)。因此藥桶添購、運送(1 次 100-200 kg)、藥劑製備時之設備、桶槽皆需考量，因此所需費用較為昂貴。此外，現場所使用灌注泵需能產生 2-5 bar 之灌注壓力，灌注量每分鐘至少 10 L，此外，模場位置距離電源較遠，需長度約 100 公尺可承受 220 伏特約 5-10 安培之防水電線銜接、灌注系統需有長度至少 20 公尺之可承受高壓之管材(灌注藥劑用)等設備且模場位於私人土地上，設備於每次灌注完成後須可收納恢復原狀。因此設備添購金額昂貴，故乃採用租賃方式執行。目



	前已調整藥劑灌注數量、頻率及分析數量，按照本計畫之實際核定金額進行修改。
4. 民間公司之參與，亦未提供自籌款。本案建議宜作經濟成本效益評估。	4. 本計畫涉及壓力灌注作業、現場水電銜接等作業，一般在學學生主導現場作業危險性較高，故需請民間單位協助。本次試驗無論為設備租賃、現場藥劑調配及灌注、水電銜接作業等，皆請民間單位已研發角度低價協助，以期望能取得符合實場整治之作業成果。
5. 本案建議宜作經濟成本效益評估。	5. 感謝委員建議，本計畫結束後，將依據藥劑成本及現場施工作業狀況評估成本效益。
委員六：	
無。	謝謝委員的審核。
委員七：	
1. 計畫第1年成功製出最佳自製乳化液及乳酸亞鐵添加量，第2年實際於實場整治應用，可了解未來實際可應用範圍。	1. 感謝委員肯定，本計畫第2年執行將盡可能於預算有限狀況下，完善模場試驗。
2. 自評指標於產業面、政策面均為0，可再強化指標評估。	2. 感謝委員指教，產業面、政策面自評指標已補上。
委員八：	
1. 本計畫第1年已購置相關固定材料或設備，建議(三)消耗性器材及主要費用參考第1年實際核銷金額並酌減。	1. 感謝委員建議，現地模場試驗與實驗室試驗規模差距甚鉅，以藥劑而言，實驗室製備體積與本次模場預定使用量體差距至少100倍，故部分消耗性器材需再添購。目前已調整藥劑灌注數量、頻率及分析數量，按照該計畫之實際核定金額進行修改。



2. 計畫書規劃每 2 週採集地下水分析，與(四)其他研究費用編列採樣車次數不符，建議參考第 1 年實際核銷與執行情形修正並酌減。	2. 感謝委員指教，(四)採樣車次除包含地下水採樣分析外，另藥劑灌注時(預估 1 次租車須 2-3 天)、灌注前作業(交通管制)、藥劑運送(貨物接收)等皆須我方人員到場以利現場作業，因此車次數較第一年頻繁。目前已調整藥劑灌注數量、頻率及分析數量，按照該計畫之實際核定金額進行修改。
3. 建議(五)雜項費用-報告印刷費統一編列上限為 12,000 元。	3. (五)雜項費用-報告印刷費已修正為 12,000 元。



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	110 年度	計畫類型	☐ 研究型 ☒ 模場型
計畫類別	☒ 整治 ☐ 調查 ☐ 其它	主持人：劉敏信 NO：E9	
計畫名稱	永續現地化學還原法結合生物整治法降解地下水三氯乙烯污染物(二)		
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員一		委員一	
1. 計畫執行的現況、研究流程及方法已說明。		1. 感謝委員意見。	
2. 計畫後續執行的工作項目已於 P. 46 中說明。		2. 感謝委員意見。	
3. 依期中報告中的說明，本計畫執行進度與預定進度相符。		3. 感謝委員肯定。	
4. 研究內容與原計畫書所述的計畫目的相符。		4. 感謝委員肯定。	
5. 根據研究內容所提出之討論與建議合理。本報告屬於期中報告，具體的研究成果與依研究成果所提出的建議尚未明確，尚待期末報告提出合宜的建議（尤其建議對本計畫的研究成果與土污基金會的施政策的符合程度多加說明討論）。		5. 本計畫模場在持續的反應進行中，同時模場監測井皆已觀察到污染改善成效。期望本計畫能提供國內污染場址整治參考依據。	
6. 報告書中說明：“…現地生物模場試驗結果顯示，依據本場址地質，自製乳化液搭配乳酸亞鐵藥劑灌注於地下環境後，可持續釋放至少 90 天，然而距離灌注井越遠之區域則需要較多時間等候藥劑傳輸，依據目前試驗結果藥劑傳輸距離至少可達 5 公尺，且透過雙封塞整治井進行藥劑灌注，可配合不同深度質地調整藥劑灌注速率，避免造成土壤層劈裂。依據目前試驗結果，添加乳酸亞鐵應可避免含氯代謝產物濃度…”。建議說明關鍵機制，是生物降解？是化學還原？是添加所致的稀釋？或是推移？…等等。		6. 感謝委員指教，乳酸亞鐵(主要)係屬於化學還原之機制，自製乳化液則屬於生物降解機制。依據文獻及國內含氯場址整治案例顯示，含氯污染物使用厭氧還原脫氯改善時，往往容易產生代謝產物累積(如順 1,2-二氯乙烯或氯乙烯)，因此本研究乃期望透過乳酸亞鐵添加，減少代謝產物累積濃度。藥劑於灌注時，皆有針對周邊監測井進行即時採樣，觀察其水色變化。使用雙封塞進行藥劑灌注時，因壓力控制於低壓，因此僅有觀測井 1(距灌注井 1 m)有觀察到地下水顏色變成乳白色，其餘兩口監測井皆無觀察到水色有變	



	化。因此推斷，藥劑灌注時，觀測井 2(距灌注井 3 m)及觀測井 3(距離灌注井 5 m)應無受到藥劑灌注影響，因此造成污染物稀釋或推移的機率較低。藥劑持續時間及傳輸距離主要透過水體中 TOC 濃度變化作為參考依據。藥劑持續時間主要為觀察觀測井 (雙封塞灌注井無法執行水質採樣)監測井其 TOC 約於何時開始降低及 TOC 濃度降低至 10 mg/L 以下為整治成效評估點。藥劑傳輸距離則觀察該批次藥劑灌注量是否足夠傳輸至觀測井 2 至觀測井 3 讓監測井 TOC 濃度上升作為評估點。透過此評估，可做為未來整治井設置間距及藥劑灌注頻率之參考。
7. 添加後，藥劑的穩定性？建議討論。圖 5.2.2，相關參數似乎不是很理想？建議討論。圖 5.2.5，VC 仍是關鍵產物，與報告中所述似乎不一致 (如第 6 點意見所述)。	7. 感謝委員指教，依據目前 TOC 濃度監測結果可知，第一次執行藥劑灌注因其灌注量不足，因此使試驗前 67 天較無明顯成果(觀測井 1 除外)。第二次藥劑灌注後，各觀測井 DO 及 ORP 皆有逐漸降低趨勢，但由於是批次人工灌注，因此各監測井隨距離注藥時間越久，DO 及 ORP 越不穩定。第四次藥劑灌注後，各監測井 DO 已逐漸穩定於 0.5-1 mg/L 之間，ORP 則介於-100 mV 之間。由第三次至第五次藥劑灌注頻率顯示，灌注頻率越密集，現場水質條件將越為穩定。實驗結果亦顯示，觀測井 1 其初始 TCE 濃度雖較觀測井 2 高，但其 TCE 濃度降解過程中，並無觀察到 cis-1,2-DCE 或 VC 濃度有上升之趨勢，顯示乳酸亞鐵確實有降低代謝產物累積之成效。觀測井 2 則可觀察到當 TCE 濃度降低時，cis-1,2-DCE 濃度逐漸上升，當 cis-1,2-DCE 開始降低時，VC 濃度開始上升。推測觀測井 2 區域



	乳酸亞鐵量應不足，因此該區域僅可觀察到厭氧還原脫氯機制而無現地還原法機制產生。
8. 本報告是第二年度的期中報告，為一延續性的模場型研究，研究成果的說明建議以實物應用性為討論的重點。	8. 感謝委員建議，遵照辦理。
9. 已有初步的研究成果，有研究人員參與，符合計畫的目標之一--人才培育。	9. 感謝委員建議，遵照辦理。
10. 依據本計畫的研究成果(與執行)，期末報告中，建議在政策與社會經濟發展效益方面能多加說明。	10. 感謝委員建議，遵照辦理。
委員二	委員二
1. 有照計畫執行。	1. 感謝委員肯定。
2. 審查委員建議可納入成果討論評析。	2. 感謝委員建議，遵照辦理。
委員三	委員三
1. 本案前期試驗已獲得預期成果，現場應用試驗值得進行。	1. 感謝委員肯定。
2. 現場試驗涉及試劑的傳輸範圍，因此，建議了解土壤與地質條件並據以評估。	2. 感謝委員提醒，本模場附近早期曾執行過岩心鑽探(深度 10 公尺)，本區域場址質地以目視判斷多為粉土質砂及粉土質黏土互層所構成，但並無執行土壤粒徑分析作業。本試驗透過雙封塞進行壓力回饋測試，觀察到此區域 6.5 公尺以上整體地質通透性較差，6.5 公尺以下通透性較佳。觀察模場之場址污染背景資料亦顯示場址污染多集中於 10-11 公尺之間，因此，模場試驗採樣深度便以 11 公尺為原則。惟受限於岩心鑽探及粒徑分析費用較高，本模場試驗主要目的為測試自製乳化液及乳酸亞鐵實場應用之可行性評估，雙封塞灌注乃為減少地質互層造成藥劑傳輸不均影響，非本研究主要研究標的。未來亦可將此灌注技術納入評估，透過岩心鑽探及粒徑分析對比雙封塞灌注壓力回饋，建立國內場址不同地質狀況藥劑灌注條件之資料庫。
3. 現場的土水環境比實驗室的杯瓶試驗複雜，例如台灣常見的高鐵、錳含量或高 TOC 的土水環境，試驗製劑的降解成效	3. 感謝委員提醒，本研究之瓶杯試驗所使用之地下水亦為目前現地模場地下水。依據目前模場試驗背景調查結果，模場地下水



是否會受影響，請加以評估。	背景 TOC 濃度介於 0.7-0.8 mg/L、總鐵介於 17-25 mg/L 之間。目前試驗結果顯示，自製乳化液仍可有效降低 TCE 污染。未來應用於其他場址時，亦可透過總鐵等數值分析，與本模場試驗結果相比，評估不同地下水環境對於自製乳化液成效之影響。
4. 試驗藥劑灌注後至少可停留 90 天，而模場試驗三次注藥的間隔時間分別約為 66 天與 92 天，採集水樣檢測 TCE 濃度時，是否仍受殘存藥劑的影響而失真，請予評估並說明。	4. 感謝委員指教，本模場採用厭氧還原脫氯之現地生物整治技術於藥劑灌注於場址後主要透過 TOC 濃度評估藥劑殘留狀況。當 TOC 濃度偏低(<10 mg/L)或 TOC 濃度明顯降低時，便須再次執行藥劑灌注作業，維持地下水中 TOC 濃度穩定為厭氧還原脫氯整治成效之關切因子。依據目前調查結果顯示，第二次藥劑灌注作業後，各監測井皆有觀察到 TOC，顯示藥劑有效影響半徑可達 5 公尺，所採集水樣雖仍含有藥劑，但依據 VOC 標準分析方法，並不會對 VOC 濃度產生分析上的誤差，因此藥劑對 VOC 污染改善成效確實可信。
5. 乳酸亞鐵在水中的溶解度低，對灌注及地下水中傳輸的影響為何，後續如何因應，請說明。	5. 感謝委員提醒，乳酸亞鐵於水中溶解度約 2-2.5%，溶解度低，因此進行藥劑灌注作業時如何找出快速且方便之灌注方式為現場執行之重點，目前乃透過乳化液混和乳酸亞鐵一併灌注，縮短藥劑灌注所需時間。依據試驗結，觀測井 1 之 TCE 濃度已低於管制標準且並無觀察到 <i>cis</i>-1,2-DCE 及 VC 之累積；但觀測井 2 卻可明顯觀察到代謝產物累積。因此推測乳酸亞鐵於本場址地質傳輸距離應小於自製乳化液，建議應用於本場址時，可針對代謝產物累積區域增加整治井密度進行乳酸亞鐵灌注作業。
6. 試驗場址附近是否另有其他類似工法的整治區可供成效比對，請說明。	6. 感謝委員建議，本模場位於彰化某公告整治場址下游進行試驗，該場址目前已開始進行全場址生物整治。惟受限於保密條款，目前尚無法取得該場址整治狀況。



委員四 1. 應說明其中進度與計畫預定進度之關係，針對原定四項查核點，彙整說明。請附績效自評表	委員四 1. 感謝委員指教，期中報告 4 項查核點分別為確認模場各深度容許灌注壓力、建立藥劑混和程序、建立藥劑灌注標準作業程序及期中報告撰寫。目前試驗結果，場址目前使用 690 L/h 流量進行灌注時，最大壓力回饋可達 7-8 bar，為避免造成土壤劈裂，故藥劑灌注皆控制於 2 bar 以內，灌注流量則依據不同深度分別為 230 L/h 至 518 L/h。自製乳化液可直接與乳酸亞鐵進行混和一併灌注，但須先將乳酸亞鐵調配完後再與乳化液混合。進行藥劑灌注前，若採用雙封塞整治井，則須針對灌注流量與壓力回饋進行紀錄，同時調整至可允許之灌注壓力下方可執行藥劑灌注作業。相關內容已補充至內文。
2. 請彙整初步實驗結果說明，現場實驗的控制條件，並分析未來應用的地之水文條件。	2. 感謝委員指教，依據目前試驗結果，自製乳化液使用前使用地下水或自來水進行 1:1 稀釋後便可執行灌注作業。本試驗主要以壓力灌注方式為主，灌注井為雙封塞整治井，灌注壓力控制於 2 bar 以內。本模場附近早期曾執行過岩心鑽探(深度 10 公尺)，本區域場址質地以目視判斷多為粉土質砂及粉土質黏土互層所構成，但並無執行土壤粒徑分析作業。依目前試驗成果，自製乳化油於本模場地質應可有效降低 VOC 污染物。此外，本模場試驗主要目的為測試自製乳化液及乳酸亞鐵實場應用之可行性評估，雙封塞灌注乃為減少地質互層造成藥劑傳輸不均影響，非本研究主要研究標的。未來亦可將此灌注技術納入評估，透過岩心鑽探及粒徑分析對比雙封塞灌注壓力回饋，建立國內場址不同地質狀況藥劑灌注條件之資料庫。
3. 實驗結果分析，未呈現二種乳化劑與市售乳化劑的比較。	3. 感謝委員指教。兩種乳化劑與市售乳化劑比較成果如第一年計畫時微生態模場試驗所示。試驗結果如下：90 天試驗期間內，脂肪酸酯乳化液其 TCE 去除成效約僅有 60% 去除率，大豆油所構成之自製乳



	化液約有 99%去除率，與市售乳化液相近；而大豆油乳化液添加乳酸亞鐵則於試驗第 45 日便可達到 99%之去除率。由微生物模場試驗結果可知，使用自製乳化劑配合乳酸亞鐵可達到與市售乳化劑相同之處理成效且降解速率更快。考量經費有限，故僅挑選自製乳化劑搭配乳酸亞鐵作為現地模場試驗之藥劑，藉此評估自製乳化液應用於現地模場之成效。
4. 後續工作建議提出較具體模場實驗計畫，包含比較不同實驗條件，時間等，此外應評估分解後副產物對地下水環境的影響。	4. 感謝委員建議。本模場試驗第一次藥劑灌注量乃依據模場所在之污染場址調查結果進行計算，由試驗結果可知，一般微水試驗所計算出之成果，於實際應用上會有較大之誤差。因此實場整治中，建議需先執行模場試驗或取得較具代表性之場址水文參數，避免造成藥劑成本錯估之情況。實場整治中，藥劑灌注量及藥劑灌注頻率為場址整治成敗之關切因子，每批次藥劑灌注量高，雖可降低灌注頻率，但高濃度藥劑較容易造成損失；反之，每批次藥劑灌注量較低，雖可降低藥劑損失，但為維持生物整治成效，藥劑灌注頻率需增加。因此，透過模場試驗，亦可提供整治執行單位評估藥劑成本及灌注作業成本間之取捨。本試驗除評估自製乳化液於實場應用上之可行性外，同時評估不同藥劑灌注量對於灌注頻率之影響，期望能做為未來類似場址環境之藥劑灌注模式參考依據。
委員五 1. 觀測井是否於現地模場試驗第 167(?)後即無觀測(檢測)數據？	委員五 1. 感謝委員提醒，本模場於第 167 天開始，恰逢模場所在之場址開始全場整治設井作業，鑒於觀測井 3 鄰近施工區域，故施工時期僅針對觀測井 1 及觀測井 2 進行採樣及分析。施工完成後，觀測井 3 已持續進行定期監測作業。
2. TOC 濃度的上升(因灌入藥劑)對於 TCE 之降解具顯著意義，因此關於觀測井 2.3. 之觀察現象似乎可進一步深入討論。	2. 感謝委員建議，依據目前灌注量及監測結果顯示，第一次按照理論水文地質狀況進行藥劑灌注量明顯不足。第二次藥劑灌注



	後，觀測井 1 距離較近故其 TOC 於灌注後變可觀察到濃度上升。觀測井 2 及觀測井 3 兩口監測井則於第二次灌注後約 50 天可觀察到 TOC 濃度逐漸上升，然而此時觀測井 1 之 TOC 濃度則逐漸降低。第三次藥劑灌注後，亦可觀察到觀測井 1 及觀測井 2 兩者 TOC 濃度上升，但因第三次藥劑灌注量較第二次低，於第三次灌注後 20 天後，TOC 濃度便開始降低。觀測井 3 則距離較遠，推測藥劑仍持續往該區域擴散，故尚未觀察到 TOC 濃度降低。後續仍持續觀察三口監測井 TOC 濃度變化。
--	---