



行政院環境保護署
109 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

以光纖光催化技術處理地下水中
三氯乙烯之現地模場研究
(第二年)
期末報告(定稿)

主辦單位： 行政院環境保護署
專案執行單位：國立屏東科技大學／環境工程與科學系
專案主持人：陳冠中 教授
專案執行期間：108 年 01 月 04 日起至
109 年 12 月 04 日止

中 華 民 國 109 年 12 月 印製



專案基本資料表

專案性質		☐ 實驗性質 ☒ 非實驗性質		專案類別(單選)		☐ 研究專案 ☒ 模場試驗		
研究主題		☒ 整治		☐ 評估		☐ 預防		
申請機構系所		國立屏東科技大學環境工程與科學系						
機構地址		91201 屏東縣內埔鄉學府路 1 號						
專案主持人		陳冠中		職等/職稱		教授		
協同主持人		謝文博		職等/職稱		經理		
專案名稱	中文	以光纖光催化技術處理地下水中三氯乙烯之現地模場研究						
	英文	The Use of Photocatalytic Optical Fiber Technology to Treat Groundwater Contaminated by Trichloroethylene: A Remediation Pilot Study.						
	關鍵字	光催化透水性反應牆、覆膜光纖、三氯乙烯、現地整治						
執行期程		☐ 1 年期 ☒ 2 年期 ☐ 3 年期 自 民 國 1 0 8 年 0 1 月 0 4 日 起 至 民 國 1 0 9 年 1 2 月 0 4 日 止						
專案主持人		姓名：陳冠中		E-mail：kcchen@mail.npust.edu.tw		專線： (08)770-3202#7039 手機：0988-096-249		
專任助理		姓名：		E-mail：		專線： 手機：		
經費分析總表		專案預估 總經費		109 年度 金 額		編列說明		
		1.	人事費用		550,000		(1~5 項相加之 50%為限)	
		2.	貴重儀器使用含維護費		10,000		(與計畫實驗相關)	
		3.	消耗性器材與主要費用		826,300		(與計畫主體相關)	
		4.	其它研究相關費用		52,000		(含差旅與租賃費用)	
		5.	雜項費用		16,245		(1~6 項相加之 5%為限)	
		6.	行政管理費		145,455		(1~5 項相加之 10%為限)	
				專案計畫申請總金額		1,600,000		(多年期計畫請列全程經費)

執行單位：國立屏東科技大學

單位負責人：戴昌賢

專案主持人：_____（簽名及蓋章） 日期：_____



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
109 年度專案成果績效自評表

一、專案基本資料

填表日期：109 年 10 月 22 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	☒ 整治 ☐ 評估 ☐ 預防 ☐ 自訂		
申請機構系所	國立屏東科技大學 環境工程與科學系	計畫主持人	陳冠中
專案名稱	以光纖光催化技術處理地下水中三氯乙烯之現地模場研究		
專案執行期程	☐ 1 年期 ☒ 2 年期 ☐ 3 年期	查核點	☐ 申請 ☒ 期中 ☒ 期末

二、成果績效自評

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

(一) 學術面

項目		目標達成程度	申請 預估 數	期中 達成 數	期末 達成 數	結案 達成 率	備註 (說明未達成原因或學術 產出發表日期、發表處、 發表名稱、影響指數等)
A 學術 產出 及 活動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文	0	0	0	100%	
		(2)研討會論文	1	0	1	100%	
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	1	0	1	100%	Ching-Jung Chen, Chih-Chao Wu, Lien-Te Hsieh, <u>Kuan-Chung Chen*</u> (2019), Treatment of Trichloroethylene with Photocatalyst-Coated Optical Fiber, Water. (SCI, IF : 2.524)(Published: 14 November 2019)
		(2)研討會論文	0	0	0	100%	
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告	0	0	0	100%	
		(2)研究報告	1	0	1	100%	
	4.專著 (本數)		0	0	0	100%	
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會	0	0	0	100%	
		(2)成果發表會	0	0	0	100%	
		(3)論壇	0	0	0	100%	
	6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術	0	0	0	100%	
		(2)技術平台	0	0	0	100%	



項目 \ 目標達成程度			申請 預估 數	期中 達成 數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或學術 產出發表日期、發表處、 發表名稱、影響指數等)
B 人 才 培 育	7.研發人員 (人數)	(1)碩士	2	2	2	100%	
		(2)博士	1	1	1	100%	
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊	0	0	0	100%	
		(2)跨機構團隊	0	0	0	100%	
		(3)形成研究中心	0	0	0	100%	
		(4)形成實驗室	0	0	0	100%	
	9.其他指標 (請自行命名)						



(二) 產業面

項目 \ 目標達成程度				申請 預估 數	期中 達成數	期末 達成數	結案 達成率	備註 (說明未達成原因或專 利、技術轉移相關詳細資 料)	
A 智慧財產權	1.專利 (件數)	已 核 准	發明	0	0	0	100%		
			新型/設計	0	0	0	100%		
			合計	0	0	0	100%		
		申 請 中	發明	0	0	0	100%	於 109 年後半年度 與國立屏東科技大 學研發處及相關單 位進行評估。	
			新型/設計	0	0	0	100%		
			合計	0	0	0	100%		
B 研發技術 轉移	2.先期技術 成果移轉	件數		0	0	0	100%		
		授權金(仟元)		0	0	0	100%		
		衍生利益金(仟元)		0	0	0	100%		
	3.技術移轉 (專利)	件數		0	0	0	100%		
		授權金(仟元)		0	0	0	100%		
		衍生利益金 (仟元)		0	0	0	100%		
	4.技術移轉 (應用技 術)	件數		0	0	0	100%		
		授權金(仟元)		0	0	0	100%		
		衍生利益金(仟元)		0	0	0	100%		
	5.可移轉 產業技術	(1)技術(件數)		0	0	0	100%		
(2)品種/系(件數)		0	0	0	100%				
C 產學研 合作	6.促成合作 研究	件數		0	0	0	100%		
		金額(仟元)		0	0	0	100%		
	7.促成投資	件數		0	0	0	100%		
		投資金額 (仟元)		0	0	0	100%		
	8.促成取得 業界科專	件數		0	0	0	100%		
		業界投資金額 (仟元)		0	0	0	100%		
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	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	0	0	100%	
		收入(仟元)	0	0	0	100%	
	2.諮詢服務	次數	0	0	0	100%	
		收入(仟元)	0	0	0	100%	
B 支 援 合 作	3.協助政府制定 (件數)	(1)政策	0	0	0	100%	
		(2)法規	0	0	0	100%	
		(3)規範	0	0	0	100%	
		(4)標準	0	0	0	100%	
D 社 會 效 益	4.獲得認證(件數)		0	0	0	100%	
	5.獲得獎項(件數)		0	0	0	100%	
	6.提升能源效率(%)		0	0	0	100%	
	7.節能減碳效率(%)		0	0	0	100%	
8.其他指標 (請自行命名)							



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。

- 1.學術面：過去由於地下土壤層無法傳輸光線，現地(in-situ)進行光催化的研究極少。本研究利用光纖讓光催化於現地處理受污染之地下含水層成為可行，103 年度、105 年度及 106 年度研究成果顯著。105 年度採用透水性反應牆概念進行集束(多支)光纖土壤箱連續性模擬實驗，更證明此新穎光催化技術能有效去除地下水中 TCE，透過研究將有助於了解其反應動力學、重要操作因子、處理效率及其中間產物之關聯性，其成果兼具學術和應用價值，研究於 106 年度研發新穎覆膜液作為覆膜光觸媒於光纖表面之介質，研究成果有效提升光觸媒覆鍍於表面之均勻性及附著強度，並可有效透過覆膜液之效能提高光源於光纖內部之傳輸距離，進而本研究成果更進一步提升光纖光催化效率。本研究首先於 107 年度將本技術運用至噸級反應槽進行模擬現地試驗，探討不同燈源對於光纖光催化之影響，並於 108-109 年成功將學術理論推廣應用至現地模場。
- 2.技術創新：光纖光催化技術可以在污染場址現地進行污染控制和處理，開挖面積小，不添加化學藥劑，使用節能(LED)或是未來使用太陽光作為光源，以透水性反應牆之形式應用於現地處理。106 年度計畫已針對光纖表面覆鍍光觸媒之材質進行研發，研究成果提高有效光源傳輸距離並提升光催化效率，而 107 年度設置噸級土壤箱，藉以模擬實場操作時所遇之不確定因素。並於 108-109 年度完成光纖光催化技術應用於現地模場試驗。
- 3.經濟效益：本技術符合綠色處理技術之要求，除可以降低處理時之能源消耗外，並可以減少化學藥劑之運送和使用，降低二次污染發生之機率，可以做為綠色環保技術推廣，且初步評估成本較目前所採用之處理技術低廉，並在本期研究將以改質光觸媒進行可見光(太陽光)光催化試驗，若評估成功將可以太陽光作為光纖光催化處理之光源，進而大幅降低光源之成本。
- 4.社會面影響：具有培育新興環保技術工程人才之作用，能夠刺激更多綠色環保處理技術的開發。過去受限於一些材料和設備的處理技術，可以因為新材料之發展和應用，如同本技術一樣開始具有應用於土壤和地下水污染處理之潛力，亦具有鼓勵環保污染設備和處理廠商之研發作用，並使參與人員透過噸級土壤箱系統，進一步了解現地污染場址設置之注意事項與基礎觀念。



「109 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 ☐修正計畫書

☐期中報告 ☐期末報告

審查意見回覆對照表

計畫年度	109	專案類型	☐ 研究專案 ☒ 模場試驗
計畫主持人	陳冠中	研究類別	☒ 整治 ☐ 評估 ☐ 預防 ☐ 自訂
計畫名稱	以光纖光催化技術處理地下水中三氯乙烯之現地模場研究		
專案連絡人	陳慶榮	連絡專線	(08)770-3202 #7082
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員一			
1. 主持人與計畫執行團隊 (1) 主持人的學術研究能力與技術發展能力均佳，其專業能力足以勝任本延續性專案計畫。 (2) 主持人近五年的研究成效與(或)土水污染技術發展績效佳。 (3) 主持人與計畫執行團隊的學術研究能力與(或)土水污染技術發展能力佳，其專業能力足以勝任本計畫。 2. 送審的專案計畫價值、意義與專案計畫的可行性 (1) 由前一年度的研究成效可知本專案的持續執行對未來土壤及地下水污染調查及整治等相關工作之推動具有貢獻。 (2) 由計畫申請書內的成果績效自評表與前一年度的成果可推知，本專案所預估的成果與績效對土水污染整治具有貢獻，但確切的成果的實際應用仍待本計畫完成後加以明確說明(自評表中以論文發表為主)。 (3) 本專案計畫書撰寫具體，所研擬的研究方法(流程)可行(與前一年度類似)。研究成果於未來實場的實際可能應用性則建議能具體說明(確切的應用性有待再執行本計畫後，進一步加以明確說明，尤其是適用條件與限制因子(例如：ROI 與其他操作參數...等等))。 (4) 本專案計畫的執行期限合理(本專案計畫屬延續性計畫)，計畫書中對執行的預期成果也已說明。		1. 謝謝委員意見與肯定。 2. (1) 謝謝委員肯定。 (2) 謝謝委員意見。本團隊在實際成果方面，待本年度現地試驗進行和完成後，將於期中和期末報告中說明。 (3) 謝謝委員意見。關於未來實場實際應用性與建議，將於本現地試驗完成後，再進一步加以明確說明。 (4) 謝謝委員意見。	



委員二

- | | |
|--|------------|
| 1. 本計畫研發團隊對於研究主題光纖催化技術處理三氯乙烯污染之地下水已具多年技術開發測試經驗，且獲致豐碩正面之成果。 | 1. 謝謝委員肯定。 |
| 2. 108 年度本計畫已於三氯乙烯污染場址設置一口現地整治井進行測試，並提出成果說明。 | 2. 謝謝委員肯定。 |
| 3. 本年度研究團隊將增設一口整治井，擴大測試範圍並釐清相關問題。 | 3. 謝謝委員意見。 |
| 4. 建議主辦單位持續支持本項研究計畫。 | 4. 謝謝委員支持。 |

委員三

- | | |
|--|---|
| 1. 兩年計畫及以模場試驗為主軸，108 年執行成果請分項具體說明(對稱原提計畫書)。 | 1. 謝謝委員意見。108 年度執行成果之分項具體說明已補充於 P49 頁之(二) 執行成果方面之貢獻及成果效益。 |
| 2. 第二年(109 年)預定完成工作項目 5 項，研發方法欠缺具體執执行程序、操控參數亦未說明工作量，面臨變數之對應方法。 | 2. 謝謝委員意見。關於 109 年預期成果之 5 項，其現地試驗之研究方法及執执行程序主要延續 108 年試驗條件，在執执行程序方面，本團隊於今年進行之雙井系統效能評估，主要會以 50W 395 nm LED 燈作為水中光源機系統，並在試驗前先以 MIP 與被動式採樣袋進行污染層之調查，確認污染層位置後，在以試驗系統進行污染層處理，並以封篩管進行污染層位置掌控，後續再進行一系列的污染物分析。在操控參數方面，本團隊試驗使用之覆膜光觸媒種類以商業化 P25 TiO ₂ 與 107 年度應用之氮改質光觸媒(N-TiO ₂)兩種為主。並透過不同光纖支數(預計以 3、5 支進行安裝)與鋪設位置探討光纖處理半徑與系統處理效率。在工作量方面，本團隊暫定每 3 個月執行一次 MIP 試驗，確認污染層位置，另一方面，本團隊每次試驗前皆會執行一次空白被動，故工作量以不同光觸媒種類、光纖支數與光源種類進行探討。另外，面臨變數之對應方法方面，本團隊於 108 年 |
| 3. 預期成果欠缺指標對應檢核達成性。 | |
| 4. 應請補正第二年計畫研究方法內容。 | |



	所面臨之變數主要為降雨量豐沛所導致地下水水位變化劇烈，而造成污染層位置移動，故本團隊於今年增加每次試驗前之 MIP 與空白調查，以提高污染層處理之效率驗證。以上敘述皆以補充於 P.49 之(一)預期完成之工作項目。 3. 謝謝委員意見。本團隊在 109 年度將與 108 年度相同，持續對於試驗規劃及進度進行滾動式檢討，並預定分別於期中 and 期末進行成果檢核。 4. 謝謝委員意見。第二年研究方法內容主要與第一年度相同。本團隊將於 109 年度測試在不同光纖支數(3、5 支)對污染處理效率之影響，以及透過不同光觸媒(TiO_2、N-TiO_2)，在不同燈源種類(紫外光與可見光)的處理效率影響，並透過每次試驗前之空白試驗，與實際試驗所採集之污染物濃度進行比較，另一方面，本團隊於 109 年度會新設一口監測處理井，可藉由前後井進行更明確之污染濃度驗證。以上敘述皆已補充於 P.45 之 4.3.2 光纖光催化系統技術說明，後續執行內容細節將於成果報告中呈現。
委員四	
1. 第二年計畫，同意計畫書內容及經費。	1. 謝謝委員支持。
委員五	
1. 同意本計畫依規劃內容工作項目進行。	1. 謝謝委員支持。
2. 同意本案建議之補助金額。	2. 謝謝委員支持。
委員六	
1. 主持人對期末審查之回應合理，後續計畫可持續進行。	1. 謝謝委員肯定與支持。
委員七	
1. 計畫書未編頁碼，請補充。	1. 謝謝委員意見。已補充計畫書頁碼。
2. (五)雜項費用文具及紙張編列有誤，請確認。	2. 謝謝委員意見。已修正。



「109 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 ☐修正計畫書
☒期中報告 ☐期末報告

審查意見回覆對照表

計畫年度	109	專案類型	☐ 研究專案 ☒ 模場試驗
計畫主持人	陳冠中	研究類別	☒ 整治 ☐ 評估 ☐ 預防 ☐ 自訂
計畫名稱	以光纖光催化技術處理地下水中三氯乙烯之現地模場研究		
專案連絡人	陳慶榮	連絡專線	(08)770-3202 #7082
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員一			
1. 本研究 108 年試驗結果顯示去除成效良好，惟 109 年試驗結果顯示 1,1-二氯乙烯濃度上升，得視試驗情形就含氯物質降解後可能衍生之物質再行研析，已確認其效果，並持續追蹤 1,1-二氯乙烯後續降解情形。 2. 可針對此工法之有效範圍進行評估，並統計所需電力及設備時數壽命等，同時建議可思考不同的應用層面(配合綠色整治以再生能源操作、污染物阻隔牆等)		1. 謝謝委員意見，本團隊將持續追蹤 1,1-二氯乙烯後續降解情形，以確認其處理效果。 2. 謝謝委員意見。本團隊將於期末報告進行設備成本初步評估，以探討各設備所需消耗電力及時數壽命，並且思考不同的應用層面之可能性。	
委員二			
1. 期中報告對計畫執行現況、研究流程及方法已具體說明。 2. 本計畫的後續執行工作項目及內容已於期中報告 p. 77 (Chap 5)中說明。 3. 計畫執行進度與預定進度大致相符。 4. 本報告書中並未說明計畫執行的困難點，本計畫的執行進度並無落後。 5. 期中報告顯示本計畫的研究內容與計畫目標相符(報告中說明: "...代表此系統於地下水污染層確實進行光催化降解作用..."，建議以現地整治工程實務的觀點討論此現象，例如: ROI、流速限制、物種變化、系統操作維護...等)。		1. 謝謝委員肯定。 2. 謝謝委員意見。 3. 謝謝委員意見。 4. 謝謝委員肯定及意見。本團隊於現地定期監測水位，發現本場址近期為枯水期(約 40 m)，而後續隨即進入梅雨季節，水位將會劇烈變化，而污染團的位置變化將是污染驗證之一大挑戰，本團隊將搭配定期的 MIP 檢測與持續性的空白採樣，進行滾動式檢討。 5. 謝謝委員肯定。於期中報告階段因數據量尚不足，故將於期末報告針對現地工程實務方面提出討論。	



6. 期中報告中所提出之討論與建議具體。但本計畫是延續性計畫，已於實驗室執行多年。建議期末報告中能提供更完整的現場操作與成效評估參數，以達實務應用之效(若能建立可供參考的 SOP 當更理想)。 7. 因為計畫才剛執行，本期中報告尚未能顯示出整體的研究成果是否符合原預期成果。 8. 因為計畫才剛執行，本期中報告尚未能顯示具體的學術產出。 9. 本計畫有研究生參與，研究生參與研發可培育土水污染領域的相關人才。 10. 因為計畫才剛執行，研發的成果是否能獲得專利或是有技術轉移的可能，目前尚無法評估。 11. 本計畫與土水污染領域的發展有關，當符合政策發展(現地整治)。	6. 謝謝委員肯定與意見。本團隊將於期末報告建立本技術之參考 SOP，並提供更完整的現場操作成效與評估。 7. 謝謝委員意見，於期中報告階段尚不完整顯示出整體研究成果，故將於期末報告完整呈現。 8. 謝謝委員意見。本期中報告數據尚不完整顯示研究成果，待完成本專案計畫後，將呈現具體學術產出。 9. 謝謝委員肯定。 10. 謝謝委員意見。本團隊未來將對於研發成果進行專利或技術轉移評估。 11. 謝謝委員肯定。
委員三	
1. 進度符合，數據相當正面。 2. 請提供現有設施處理地下水的速率，即每日處理多少體積的地下水，以及推算成本。	1. 謝謝委員肯定。 2. 謝謝委員意見。地下水流速根據地質不同而有所變化，一般地下水流速約為 10 cm/day，而本現地模場之地下水流速可高達 30-60 cm/day，而本年度計畫主要是以新穎之光纖光催化系統應用於現地，而光催化技術產生之強氧化力之氫氧自由基可於地下水中立即與污染物進行反應，達到去除效果。本團隊也將在未來探討系統在不同操作條件下之處理負荷量，進而推算成本，建立系統之參考標準流程，以利於未來應用。
委員四	
1. 完成第 2 口處理/監測井之設置。 2. 新舊 2 口井相距近，0501 的水質監測有差異，建議持續觀察變化。 3. 建議將 MIP 測試時記錄水位情形，彙整出主要的污染層變化情形。	1. 謝謝委員意見。 2. 謝謝委員意見。本團隊將持續監測水質作為背景調查資料，以探討地下水水質變化趨勢，與系統處理效果之間，是否存在相互關聯性。 3. 謝謝委員意見。本團隊於現地模場持續定期監測水位變化情形，如圖 30



	所示，並固定於兩次系統試驗後進行一次 MIP 測試，以確保掌握污染層熱點及其變化情形，並針對污染熱點進行系統試驗，有利於後續系統成效驗證。
委員五 1. 豐水期與枯水期污染濃度變化頗大，如何確保有效去除含氯污染物？ 2. 表 14 呈現方式不好閱讀比較，請修正。 3. 針對地下水層厚或水流快之場址，如何確保濃度驗證準確度？ 4. 期末請評估自製 TiO_2 經濟成本效益。	
1. 謝謝委員意見。因本場址特性實屬特殊，具有含水層厚(達 80 m 深)以及水位變化大之特性，故本團隊於現地進行長期之地下水位監測及 MIP 調查，結果發現豐枯水期之污染濃度變化大之外，污染層之熱點也會隨著移動，因此本計畫固定於兩次系統試驗後進行一次 MIP 測試，以確保掌握污染層熱點及其變化情形，並利用封篩管技術，針對污染熱點進行系統試驗，以確保有效去除含氯有機物並有利於成效驗證。 2. 謝謝委員意見。表 14 已進行修正。 3. 謝謝委員意見。本模場試驗會持續進行水位量測與 MIP 偵測，以準確抓到污染層熱點，並確定污染層後，以封篩管進行水層區隔，並將光源系統至於上下兩支封篩管中間進行光催化處理(系統示意圖如圖 39 所示)，同時以被動式採樣袋進行取樣，並與空白背景污染物濃度進行比較，藉此驗證方式，可提高污染物濃度驗證準確度。 4. 謝謝委員意見。本專案將於期末階段，針對自製 TiO_2 進行成本效益評估。	



「109 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 ☐修正計畫書
☐期中報告 ☒期末報告

審查意見回覆對照表

計畫年度	109	專案類型	☐ 研究專案 ☒ 模場試驗
計畫主持人	陳冠中	研究類別	☒ 整治 ☐ 評估 ☐ 預防 ☐ 自訂
計畫名稱	以光纖光催化技術處理地下水中三氯乙烯之現地模場研究		
專案連絡人	陳慶榮	連絡專線	(08)770-3202 #7082
委員審查意見		計畫單位回覆	
委員一 鄭明典委員			
1. 構想合理數據稱欠理想，但在可合理解釋範圍，審查通過。		1. 謝謝委員意見。	
委員二 黃志彬委員			
1. 由今年度試驗結果可看出光纖光催化技術有其處理效果，惟採樣和含氯有機物的檢測次數過少，難作較詳細的論述，實驗結果的整理與呈現方式也有改善空間，應略做修改方便讀者一目了然；如最重要的 4.7.1 可增加些圖，4.7.2 針對 DOC 和氯離子的描述可再簡明扼要。		1. 謝謝委員意見。已將內文論述進行修改，包含 4.7.1 節將試驗井之空白段之數據描繪成圖(圖 48)，以及 4.7.2 節的描述部份進行精簡，使讀者方便閱讀。	
2. 5.1 結論最後面提到關於地下水 DOC 濃度 UV/TiO ₂ 相比較 Visible/N-TiO ₂ 為佳，但表 14 Visible/N-TiO ₂ 的 DOC 去除率較高，請說明。		2. 謝謝委員意見。於 5.1 結論之 DOC 去除效率比較之論述有誤，已修正。此結果如 4.7.2 節之表 15(原表 14)所述，光纖光催化系統在可見光搭配 N-TiO ₂ 覆膜光纖皆可達到較高的 DOC 去除效率。	
3. 本計畫有達到預定的學術面成果 KPI，可惜未提出產業面的成果，能否補充或說明未來規劃。		3. 謝謝委員意見。本技術為初步應用於現地當中，尚待許多改善(包括系統與實務應用)需要加強，未來本團隊在後續計畫將進一步將系統模組化，以方便未來應用於現地模場進行整治。	
4. 請說明整體計畫進行過程，光纖在試驗井中放置的時間，以及操作維護上需要注意之處。		4. 謝謝委員意見。本計畫經由整地、鑿井、設置模場設施(貨櫃、電源等)，以 MIP 找出污染熱點後放置光催化光纖和被動式採樣袋，持續 14 天之後收樣進行水質分析。在操作維護上須考慮到 LED 光源晶粒老化更換、LED 防水封膠更換、石英光纖覆膜更換等，本團隊已將相關的整治操作參	



5. 是否有將 TiO₂ 覆膜光纖取出，另外驗證了解其催化氧化特性的變化。 6. 建議增加一張表格，比較此技術和其他 ISCO 技術的差異。	數進行建議說明內容補充於 5.2 節。 5. 謝謝委員意見。本年度受限模場操作進度限制，並未進行覆膜光纖氧化特性驗證。但在前期研究光纖光催化之液相試驗及土壤反應槽試驗中，光催化實驗以單支和兩支覆膜光纖在 2 小時內，即可分別去除 30% 和 44% 的 TCE 濃度。以砂箱進行連續式試驗時，採用 14 mm 覆膜光纖光催化效率最佳，可達 72% 之 TCE 去除效率。 6. 謝謝委員意見。本技術初步應用於現地模場，尚待許多技術與實務面向需要改善，例如：水下光源的穩定性(光衰、散熱等)和防水性，光催化光纖有效處理長度延伸性等，並且在系統維護方面，也還在解決 LED 光源晶粒老化更換、LED 防水封膠更換、石英光纖覆膜更換等，故將規劃在後續年度專案中完成系統模組化後，與其他 ISCO 技術比較。
委員三 盧至人委員	
1. 相關的整治操作參數建議說明(如 ROI…等)(GW 流速是否重要，涉及反應時間)。 2. 依所提送的期末報告初稿所述，本計畫對執行現況、流程及研究方法的說明具體詳盡。 3. 計畫後續執行工作項目及內容已於 p.82 中說明。 4. 計畫執行進度與預定進度查核表大致相符，並無未執行項目。 5. 依自評表的說明，成果與結案標準的達成情形大致符合。 6. 研究成果的說明與原計畫目的相符，整體研究成果符合原計畫的預期。 7. 根據研究內容所提出之討論與建議合理可行(4.7.1 節，試驗結果的成效解讀建議能	1. 謝謝委員意見。本技術應用於現地整治上，其 ROI 僅限於處理井之半徑範圍，地下水流速以目前本技術特性和實驗結果來看，並非影響處理效果之重要參數，然其影響程度仍有待後續研究確認。 2. 謝謝委員肯定。 3. 謝謝委員肯定。 4. 謝謝委員肯定。 5. 謝謝委員肯定。 6. 謝謝委員肯定。 7. 謝謝委員意見。本團隊於此專案首先針對主管機關所公告之四種污染物



更具體一些，部分去除成效的解讀需有更明確的”削減機制”的說明，是轉化？若是，是否有中間產物？或是其他機制？)(Cl-的解讀亦需慎重(因為不易精確量測)。 8. 研究成果與過程有相關研究人員參與(助理或研究生)，對土水領域的人才培育有貢獻。 9. 成果研發是否獲得專利、技術轉移等仍待更進一步的說明(報告書中未明確說明)。 10. 本研究領域與國內土水污染技術研發一致，研究成果對土水技術發展有助益。	進行調查以及去除效率評估，並初步以氯離子之變化進行探討，由於計畫設備應用仍在初設階段，加上被動式採樣袋採樣天數長達14天之限制，如委員建議之數據解讀和處理機制作用探明上，本團隊希望能夠藉繼續執行後續計畫，藉由未來持續系統操作和數據分析收集後，加以確認和釐清。 8. 謝謝委員肯定。 9. 謝謝委員意見。本團隊已於109年後半年度與本校研發處及相關專利事務所進行專利或技術轉移之評估。上述說明已列於自評表中註明並進行說明。 10. 謝謝委員肯定。
委員四 宋浚評委員	
1. 工作項目及內容說明詳細。 2. 工作進度符合原訂目標。 3. 論文期刊發表，請於自評表註明。 4. 研發成果是否有評估技術轉移。 5. 有關簡報操作成本初估，請加入報告內。 6. 當時選址結果，地下水流速太快，未來是否能再選適當地點驗證。	1. 謝謝委員肯定。 2. 謝謝委員肯定。 3. 謝謝委員意見。論文期刊發表已於自評表註明。 4. 謝謝委員意見。本團隊已於109年後半年度與本校研發處及相關專利事務所進行專利或技術轉移評估，在技術細節上，尚在討論中。 5. 謝謝委員意見。已將簡報內容之操作成本初估加入報告中(請參閱3.5模場試驗設置規劃說明及成本初評)。 6. 謝謝委員意見。場址係由環保局協助與台糖洽談後媒合，亦考量本模場與本校之距離適宜。此現地模場具有許多特殊性(流速快、水量大、含水層厚...等)，但驗證困難在於本計畫僅有處理井和監測井各一。因此，本團隊在後續專案申請中，已另外選定周邊設有8口監測處理井



	之預定模場，以符合技術驗證之需求。
委員五 林淵淙委員	
1. 摘要與表 12. 成果指出 UV 下 TiO_2 比 N- TiO_2 佳，然根據表 12，UV/N- TiO_2 濃度均為 ND 無法算去除率，另應以 NA 表示非以 0%。	1. 謝謝委員意見。已將表 12 之 ND 數據去除率方面進行修正為 NA。
2. 呈上，表 12. UV/ TiO_2 與可見光/N- TiO_2 效果差異不大，採用可見光/N- TiO_2 似乎更好，且光纖數只要三根即可。	2. 謝謝委員意見。根據本專案試驗結果，本團隊未來在現地應用方面主要會以可見光作為光源(太陽光)，搭配可在可見光進行激發之光觸媒，達到綠色技術的概念。另一方面，本團隊在 110-111 年度專案(申請中)將進一步以不同光纖數(三根或更少)進行比較，並同時搭配光纖分層工法之運用，確實找出最佳光源延伸距離與光纖處理範圍，成功研發光纖光催化反應牆之整治技術。
3. 表 12 可見光/ N- TiO_2 下，五根與三根似乎效果一樣，若再減少為兩根，效果是否亦不錯？	3. 謝謝委員意見。本年度處理結果顯示 5 支或 3 支光纖處理支結果差異不大，但考量不同地點不同污染物可能對於光催化效果有不同之反應，因此，未來在操作和時間許可之下，會持續進行不同光纖支數之處理效果評估。
4. 請計算 Cl ⁻ mass balance。	4. 謝謝委員意見。由本年度試驗結果可以得知，氯離子在模場地下水中，不論是背景值或是處理期間 14 天被動式採樣袋之採樣結果，均無法如實驗室系統一般計算氯離子之質量平衡，主要係現地環境之影響所致。雖然如此，本團隊將於後續年度計畫執行中，持續分析各種操作條件下之氯離子濃度變化情形，希望可以藉由實驗數據之累積，找出處理參數與污染物分解及氯離子濃度變化之相關性。
5. 建請補充成本效益分析，並與現有技術比較優缺點。	5. 謝謝委員意見。已將成本初估與技術比較加入報告中(請參閱 3.5 模場試驗設置規劃說明及成本初評)。



6. 此技術未來可適用的場域條件為何？ 7. 試驗場所地下水位變化頗大，且水流快，對於研究數據是否會較不利。	6. 謝謝委員意見。以地下水流速和污染物濃度兩方面來看，本研究使用之光催化整治技術，其產生之氫氧自由基具有立即與污染物接觸反應的優勢，因此對於地下水流速快的場域，具有其技術優勢，相信在流速慢之場域，更能有充分與污染物反應接觸的時間。至於污染物濃度高或低，本技術可以藉由光催化光纖支數之調整加以因應。此外，由於不需要灌注藥劑，除了一般污染場址可以應用之外，也適合用於開挖面積小，操作空間小、交通較為不便之污染場址應用。 7. 謝謝委員意見。因本場址與其他一般場址相比，具有水量大、流速快、含水層厚及水位變化幅度大等特性，可能會影響污染物與光催化之反應時間，惟依目前的試驗結果得知，光催化產生之氫氧自由基與含氯有機污染物反應後，濃度顯著降低，在本年度實驗之各種操作條件下，去除率可達 98%以上，顯示本模場之特性並未影響到本技術之處理效果。
--	--



摘要

本研究試驗場址位於所在地之屏東新開寮，在先導試驗工作方面，本團隊針對地理及地形、氣候、地質與土壤、地表水系，以及模場所在地之新開寮水文地質進行調查，並針對公告污染場址之既有監測井進行資料蒐集，且進一步測量本計畫所設之兩口監測/處理井附近之地下水水位，本試驗之兩口井分別於 108 年 06 月 01 日(NPUST-EP305-1)與 109 年 04 月 12 日(NPUST-EP305-2)完井，NPUST-EP305-1(舊井)作為系統試驗井，NPUST-EP305-2(新井)作為空白試驗井，由近五年調查資料顯示，枯水期地下水流向大致為東向西流動，而豐水期地下水流向大致為東北向西南方向流動。因此，本年度在完成地下水流速流向測量後，將新井設置於舊井上游處，進行雙井驗證處理成效。

本團隊於 108 年度設計一套適合應用於地下水層較厚之水中光源機，可將光源有效延伸至地下水污染層，降低光損失。於 108 年度試驗結果可以發現，光纖光催化系統放置於污染層當中進行處理，在兩次試驗結果發現，皆可有效去除地下水中污染物，四種污染物幾乎皆達到 100%去除效率。本專案於 109 年度方面，以不同光觸媒種類、光源種類，以及光纖支數進營一系列試驗，探討不同條件對於受含氯有機物污染之地下水去除效率探討。系統試驗結果顯示，若以單井進行去除效率驗證比較，可以得知商業化 P25 TiO_2 在可見光的照射條件下，去除效率較差之外，其他試驗條件皆可達到將近 100%之去除效率。本模場試驗為了解並驗證光纖光催化系統對於地下水污染改善成效，因此透過溶解性有機碳(DOC)與氯離子(Cl^-)生成進行探討，由上述結果可以得知，試驗模場之受污染地下水 DOC 濃度，確實隨著系統進行而達到去除，由實驗結果可以得知， TiO_2 利用紫外光可有效激發，與 N- TiO_2 相比較佳。另外，在光纖光催化系統處理過後，確實有生成氯離子，這代表此系統於地下水污染層確實進行光催化降解作用。

關鍵詞：光催化透水性反應牆、覆膜光纖、三氯乙烯、現地整治



Abstract

The test site for this research is located in Xinkailiao, Pingtung. We conducted surveys on geography and topography, climate, geology and soil, surface water system, and the hydrogeology where the model site is located. We also collected data on the existing monitoring wells of the announced pollution site and further measured the groundwater level near the two monitoring/treatment wells set up in this project. The two wells in this test were completed on June 1, 2017 (NPUST-EP305-1)(old well) as a system test well, and on April 12, 2020 (NPUST-EP305-2)(new well), as a background well, respectively. According to the data collected by other studies, the flow direction of groundwater in the dry season is roughly east to west. In contrast, the flow direction of groundwater in the wet season is approximately northeast to southwest. Therefore, after measuring the groundwater velocity and direction this year, the NPUST-EP305-2 was installed upstream of the NPUST-EP305-1 to verify the photocatalytic system's effectiveness in the polluted site.

We designed a set of underwater light sources suitable for use in thicker groundwater layers in 2019, which can effectively extend the light source to the groundwater pollution layer and reduce light loss. According to the results of the 2019's test, it was found that the photocatalytic system placed in the pollution layer effectively removed almost all pollutants in groundwater and reached up to 100% removal efficiency. In 2020's project, a series of tests were conducted with different types of photocatalysts, light sources, and fiber counts. We explored different operating conditions and studied their effects on the removal efficiency of chlorinated organic matter in the polluted groundwater. The system test results show that the photocatalysis successfully removed chlorinated organic matter using commercial P25 TiO_2 exposed to ultraviolet light and reached 100% removal rate. But it showed low removal efficiency if visible light was applied. In order to investigate and verify the effectiveness of the photocatalytic system in improving groundwater quality, concentrations of dissolved organic carbon (DOC) and chloride ions (Cl^-) were monitored. Our results show that the DOC was removed after the groundwater was treated by our system. The P25 TiO_2 was effectively excited by ultraviolet light and got better groundwater quality than N- TiO_2 under the same light. Besides, the Cl^- level increased after our photocatalytic system treated the groundwater. This implies that the system did degrade the chlorinated organic pollutants in the groundwater.

Keywords: photocatalytic permeable reactive wall, coated optical fiber, trichloroethylene, in-situ remediation



目錄

第一章 前言	6
1.1、研究緣起	6
1.2、研究目的	8
第二章 文獻回顧	10
2.1、三氯乙烯	10
2.1.1、特性與應用	10
2.1.2、健康風險	10
2.1.3、污染情形	12
2.2、土壤和地下水污染處理技術	13
2.3、三氯乙烯光催化處理技術	16
2.3.1、光纖種類與應用	18
2.3.2、光觸媒種類	19
2.3.3、無機樹脂覆膜技術	20
2.4、近期相關光纖光催化成果應用	23
第三章 材料與方法	26
3.1、試劑與藥品	26
3.2、分析方法	26
3.2.1、被動式採樣袋試驗說明	26
3.2.2、含氯有機物分析方法	27
3.2.3、氯離子分析方法	27
3.2.4、總有機碳分析方法	28
3.2.5、數據之品保品管(QA/QC)	28
3.2.6、檢量線製備	28
3.2.7、方法偵測極限	28
3.2.8、樣品重複分析	29



3.3、現地調查方法.....	29
3.3.1、地質鑽探及判釋作業.....	29
3.3.2、薄膜介面探測作業.....	30
3.3.3、環境背景資料調查.....	31
3.3.3.1、地理及地形.....	31
3.3.3.2、氣候.....	31
3.3.3.3、地質與土壤.....	31
3.3.3.4、地表水系.....	31
3.4、污染整治方法規劃.....	31
3.4.1、光催化處理井設置說明.....	33
3.4.1.1、鑿井工程說明.....	33
3.4.1.2、處理井之衛星定位.....	36
3.4.1.3、處理井之微水試驗.....	36
3.4.1.4、處理井之井體攝影.....	36
3.4.1.5、處理井之流速流向測定.....	39
3.4.2、光纖光催化系統技術說明.....	39
3.5、模場試驗設置規劃說明及成本初評.....	43
3.6、覆膜光纖製備與成份特性分析.....	45
3.7、反應途徑及中間產物.....	46
3.8、工作進度甘特圖.....	48
第四章 結果與討論.....	51
4.1、現地模場之水文地質.....	51
4.2、既有監測井調查.....	56
4.3、模場地下水位及歷年污染情況調查.....	56
4.4、模場地下水水質情況調查.....	60
4.5、現地模場之流速流向試驗.....	64
4.6、薄膜介面探測作業(MIP)試驗.....	65



4.7、應用光纖光催化技術於現地試驗結果.....	69
4.7.1、應用光纖光催化於現地對於受污染之地下水中含氯有機物之影響.....	72
4.7.2、應用光纖光催化於現地對於受污染之地下水中 DOC 及 Cl ⁻ 之影響.....	78
第五章 結論與建議.....	82
5.1、結論.....	82
5.2、建議.....	83
參考文獻.....	84

表目錄

表1、三氯乙烯(TCE)基本資料和物化特性.....	11
表2、氯化碳氫化合物地下水污染管制標準.....	12
表3、IC分析儀器設定條件.....	27
表4、模場試驗場址基本資料.....	32
表5、監測井衛星定位成果.....	36
表6、微水試驗成果.....	36
表7、模場試驗設置參數說明.....	45
表8、近五年鄰近現地模場監測/處理井地下水含氯有機污染物超過標準一覽表.....	59
表9、模場地下水之基本特性.....	61
表10、模場地下水之基本特性(續).....	62
表11、地下水流速流向測定結果.....	64
表12、地下水中含氯有機物測定結果(試驗井).....	75
表13、地下水中含氯有機物測定結果(空白井).....	76
表14、處理井地下水中氯離子與溶解性有機碳測定結果(空白井).....	80
表15、處理井地下水中氯離子與溶解性有機碳測定結果(試驗井).....	81



圖目錄

圖1、離子層析儀之標準分析圖譜.....	28
圖2、現地土壤地質採樣圖.....	29
圖3、地質剖面圖.....	30
圖4、MIP系統組成示意圖.....	30
圖5、模場使用位置規劃圖.....	33
圖6、處理井設置構造圖.....	34
圖7、鑿井工程現況照片.....	35
圖8、處理井資料及試驗建立.....	35
圖9、處理井之井體攝影圖像(NPUST-EP305-1).....	37
圖10、處理井之井體攝影圖像(NPUST-EP305-2).....	38
圖11、水中光源機設計測試.....	41
圖12、石英光纖光強度測試.....	41
圖13、封篩管設計示意圖.....	42
圖14、封篩管設計實體圖.....	43
圖15、光纖PRB系統設置示意圖.....	44
圖16、光纖透水性反應牆設置示意圖.....	45
圖17、以不同覆鍍法之光纖結構圖.....	47
圖18、TCE降解反應途徑.....	48
圖19、工作進度甘特圖.....	50
圖20、數值模式模擬範圍分布圖.....	51
圖21、本計畫範圍之水文地質概念模型圖.....	52
圖22、歷年設置地下水監測井地質調查資料.....	52
圖23、公告污染場址區域地質剖面線.....	53
圖24、公告污染場址區域地質剖面圖.....	53
圖25、公告污染場址區域範圍3D地質概念圖.....	54
圖26、屏東縣地質分布圖.....	55



圖27、林邊溪北岸各農場地質剖面圖.....	55
圖28、新開寮場址監測井分佈圖.....	56
圖29、現地模場附近監測井水位測量示意圖.....	57
圖30、現地模場水位測量圖.....	57
圖31、模場地下水之含氮物質變化趨勢圖.....	63
圖32、監測井流向測定示意圖(測量時間108/06/01).....	64
圖33、監測井流向測定示意圖(測量時間109/03/06、109/04/12).....	65
圖34、新舊監測井流向測定範圍變動示意圖.....	65
圖35、MIP組裝及現場作業.....	67
圖36、108年度MIP分析結果.....	67
圖37、109年度MIP分析結果.....	68
圖38、光纖光催化系統應用於處理井之整體示意圖.....	70
圖39、光纖光催化系統整體組裝實體圖.....	71
圖40、光纖光催化處理段實體圖(紫外光).....	71
圖41、覆膜石英光纖發光實體圖(紫外光).....	71
圖42、光纖光催化處理段實體圖(可見光).....	71
圖43、覆膜石英光纖發光實體圖(可見光).....	71
圖44、光纖光催化系統放置處理井施工圖.....	72
圖45、系統現場施工圖.....	72
圖46、光纖光催化對含氯有機物去除效率之影響.....	77
圖47、地下水含氯有機物測定結果(空白井).....	77
圖48、地下水含氯有機物測定結果(試驗井).....	78



第一章 前言

1.1、研究緣起

近年來有關地下水污染及整治案例之相關議題備受關注，造成地下水污染之原因，主要是由於各種事業廢水和生活污水，在未經妥善處理下，即排放到環境中，或是由於部分埋設於地下之化學儲存桶槽，因老舊破損或受外力而導致破裂洩漏。這些廢污水或是化學物質滲入土壤或被注入地下後，容易造成土壤和地下水受到污染。目前現有針對地下水處理整治之處理場所，不外乎現場(on-site)與離場(off-site)兩種，其中現場處理又可分為現地(in-situ)和離地(ex-situ)處理；處理方式則包括生物處理、物理/化學處理、和整治列車(treatment train)等。以化學方法進行現場處理為例，常以添加化學藥劑之方式去除地下水中之有機污染物或無機污染物，但是在實際應用上可能有最佳加藥劑量不易控制的問題；劑量使用太低恐使污染物之去除效果不佳，無法達到預期處理成果；倘若添加過量，又有發生二次污染之虞。而離場處理主要是指將受污染之地下水抽出後，運送至廢水場處理，利用專業的廢水處理技術和設備去除污染物質，但是，相對地其處理成本較現場處理昂貴。因此，在不需要大規模開挖和盡量降低化學藥劑使用量之前提下，研發效果穩定和高效率之新穎地下水現地處理技術，有其必要性。

三氯乙烯(trichloroethylene, TCE)為工業上常用之一種有機溶劑，主要用途包括作為金屬表面油脂去除溶劑、油脂類物質之萃取溶劑、或是製冷劑等；或用在消費類產品上，例如打字機修正液、脫漆劑、粘合劑、地毯清洗液等產品都可能含有 TCE 成分(HHS, 1997)。TCE 對於人體健康之影響包括吸入 TCE 會影響中樞神經系統，導致頭暈、頭痛、精神錯亂、面部麻痺等症狀。亦可能引起腎臟、肝臟、子宮頸和淋巴系統產生腫瘤。由於 TCE 屬於重質非水相液體(dense non-aqueous phase liquid, DNAPL)，排放到環境中容易積存在地下水層底部，整治較為困難。

目前以光催化進行土壤及地下水現地污染整治之研究極為有限，主要是由於土壤層遮蔽了光線，使其應用受限，故以抽出處理法(pump and treat)將受污染之地下水抽運到地面廢水處理設施處理為主。光催化技術(photocatalytic technology)為常應用於環境污染處理上之一種高級氧化技術，近年來，光催化技術因光觸媒製備技術之提升而受到極大關注。光催化技術係利用光之能量來使光觸媒之價軌域能帶和傳導能帶間發生電子轉移，進而產生電子-電洞對(conduction-band electron and valence-band hole)；在水中時，光觸媒附近之水分子或游離出的氫氧根離子(OH^-)會產生氫氧自由基(hydroxyl radicals, $\cdot\text{OH}$)。這些氧化力極強的 $\cdot\text{OH}$ 可以有效的礦化或是分解水中的化學物質。由於 $\cdot\text{OH}$ 的選擇性低，且可以破壞大



多數的有機化合物，適合應用在各類含有複雜有機物之廢污水處理。而在光觸媒的製備技術上，目前以複合金屬觸媒為主要的研發重點。複合金屬觸媒之製備方法以覆鍍技術為例，包括了含浸法(impregnation)、浸鍍法(dip coating)和濺鍍法(sputtering)等，這些方法可以將光觸媒覆鍍於固態載體上，避免奈米級、微米級或粉狀觸媒於處理過程中發生流失、逸散之情形，免除額外增設觸媒回收處理設備，來回收逸散至處理水中之光觸媒。光催化技術之要件除了光觸媒之外，另一要件即為光源。過去光催化技術鮮少應用於地下水現場之現地處理，主因在於所需之光源無法穿透土壤達到受污染之地下含水層。若希望以光催化技術應用在處理受污染之地下水時，則必須利用新穎的透光和光傳輸材料來解決光催化反應所需之光源問題。光纖(optical fiber, OF)近年來被大量運用於電信和資訊工程之資訊傳輸，主因在於光纖具有高導光特性，能長距離無失真地傳送訊號。另一方面，光纖也逐漸應用在部分的照明裝飾上，著眼於其能夠有效的傳遞和延伸光能量。因此，以光纖作為光的導體，將光線由地表傳遞到土壤含水層中，使得於地下水層中進行現地的光催化反應能夠實現。以塑膠光纖為例，將光纖表層之 PVC 和鐵氟龍層剝除後，即形成透光表面，將光觸媒覆鍍在透光的光纖上，當光線傳輸到透光段，由光纖內部的光線向外照射到其表層之光觸媒時，所產生之 $\cdot\text{OH}$ 即可與地下水中之有機污染物進行光催化反應，達成去除污染物之效果。而在光源部分，由於發光二極體(Light-Emitting Diode, LED)製備技術已經成熟，成本逐漸降低，且具有發光效率高、使用壽命長和耗電量少等優點，因此，以覆膜光纖光催化技術搭配節能之 LED 光源，進行光催化處理受污染之地下水，極具有研究和開發之價值。

民國 89 年起，屏東縣新埤鄉新開寮地區經區域性監測井採樣調查發現，該地區地下水含有含氯有機污染物，經行政院環境保護署(以下簡稱環保署)及屏東縣政府環境保護局(以下簡稱環保局)啟動多項調查計畫與管制作為等，包括：歷年不斷增設地下水水質監測井，每年至少 2 次地下水質調查等作業，以瞭解新開寮地區地下水污染範圍與程度；並於 93 年公告新開寮地區為地下水使用限制地區，進行相關管制作業，亦針對周邊區域蒐集相關環境資料，以及周邊可疑污染場址訪查，俾利釐清污染來源。本計畫主要污染物以 1,1-二氯乙烯(超過管制標準)及 1,1,2-三氯乙烯(超過監測標準)，早期亦曾經檢測出有四氯乙烯、三氯乙烯等污染，於近年監測皆已未有超過監測標準。由於本區域地下水含水層較厚、靠近林邊溪及鄰近區域可能有多處污染來源不明確之場址，造成污染來源調查困難，於多年調查過程中，亦對於後續管制作業逐漸建立主軸，並評估以監測式自然衰減方式進行。由於新開寮地區較靠近屏東平原東側，亦即位於屏東沖積平原之上游區，整體含水層厚度約達地表下 200 公尺，另由於該地區幅員廣闊，污染



物以 DNAPL 為主，造成整治難度甚高，因此評估擬定以監測式自然衰減方式為主，但近年來的監測資料顯示，污染範圍已有往下游移動之趨勢，對於較下游人口稠密之區域(包括：崙東社區及更下游之潮州鎮區域)可能逐漸產生影響。因此，環保局以更積極之管制作為，近年來進行攔阻系統模場試驗，藉由田野調查、地下水水質監測、攔阻系統模場先導試驗、風險評估及整體後續管制措施擬定等工作，擬定更完善的管制策略，評估攔阻系統及自然衰減模式的可行性，作為未來較積極性之建議作為。

根據本研究團隊 103 年度和 105 年度接受環保署土污基管會補助截至目前之研究成果顯示，覆膜光纖光催化可以有效地降解實驗室中模擬地下水中之 TCE，然而，由於在進行光觸媒覆度於光纖上之準備工作時，必須先將光纖外層之包膜(cladding)剝除，大幅降低了光纖光傳導強度之距離。因此，本團隊於 106 年度研發光纖覆膜液進行覆膜光纖試驗，研究結果顯示使用覆膜液進行觸媒覆鍍光纖可有效提升表面附著力以及均勻性，並增加覆膜光纖光催化有效長度，同時延長光觸媒附著於光纖上之使用時間。107 年度則將過去的 bench-scale 土壤箱試驗放大成噸級的土壤箱試驗，以進一步模擬未來於實場應用時可能面對之問題，以及初步評估和比較處理成效。108 年度，本團隊實際將光纖技術應用至現地(新開寮模場)處理，以過去的研究成果和經驗作為基礎，先在受污染場址挖設處理/監測井，透過 MIP 分析出污染地下水之熱點位置，再將光觸媒覆膜光纖伸入 MIP 所測得之熱點位置進行處理受污染之地下含水層，之後開啟燈源進行光催化反應，當受污染之地下水流過光纖系統時，污染物將被光催化產生之氫氧自由基分解。

本年度(109年度)延續108年度之現地試驗結果，將光纖光催化系統實際應用至現地模場處理，並多增設一口新井，與舊井呈現上下游趨勢進行成效驗證。本專案以過去的研究成果和經驗作為基礎，採用之現地地下水處理應用模式為：先在受污染場址挖設處理/監測井，透過MIP分析出污染地下水之熱點位置，再將光觸媒覆膜光纖伸入預定處理深度之受污染之地下含水層(熱點位置)，之後開啟燈源進行光催化反應，當受污染之地下水流過光纖光催化系統時，污染物將被光催化產生之氫氧自由基分解。原先規劃以設置七口處理與監測井進行排列，作為上下游以探討處理效果之驗證，因限於核定之經費有限，故於申請計畫書(定稿)時，已修正本模場計畫之規劃，改為第一年(108年度)和第二年(109年度)各設置1口光纖處理井(雙井位置為上下游)，但較優先預定之七口井大幅減少，因此，其方式考慮到現地含水層厚與地質條件複雜等因素，是否能呈現與驗證處理效能，本年度專案在執行過程中持續作滾動式檢討和修正。

1.2、研究目的

目前以光催化進行土壤及地下水現地污染整治之研究極為有限，主要是由於



土壤層遮蔽了光線，使其應用受到限制。然而已有許多研究證實光催化對於有機污染物具有良好的處理效果，因此，過去本團隊進行一系列以光觸媒覆膜光纖處理模擬受 TCE 污染之地下水研究，藉由光纖有效地將光源傳導到地下水受污染含水層，然後透過光與光纖表面覆鍍之光觸媒進行反應，生成氫氧自由基，在無需添加化學藥劑下進行地下水中污染物光催化處理，本技術之處理成效均已呈現在歷年之結案報告中。本模場計畫(執行期間 108-109 年度)係以現地污染場址整治進行試驗，結合先前年度研究成果，利用無機覆膜液搭配噴霧塗佈法增強光纖覆膜效率及光觸媒均勻分佈性。本研究之目的為開發適合現地應用之光催化處理受污染之地下水處理技術，並以地下水受污染使用限制區作為模場試驗位置，進行處理效能評估。

本研究之目的為開發適合現地應用之光催化處理受污染之地下水處理技術，並且由於擁有施工開挖面積極小、不添加化學藥劑、耗能較低、以及適合各種土地面積規模使用等優點，有助於廣泛應用於現地地下水有機物污染整治，並能夠符合綠色整治技術之條件。本專案(108 年度-109 年度)調查模場處理井附近地下水水質現況，並透過裕山環境顧問公司長年深入調查場址污染，將彙整場址歷年地下水及水文地質資料，以釐清場址污染範圍，並掌握地下水流向，以確保處理技術之成效驗證。本團隊於 108 年度考慮到此現地場址之特殊性，故設計一套適合應用於地下水層較厚之水中光源機，可將光源搭配覆膜光纖有效延伸至地下水污染層，降低光損失。在現地試驗方面，本研究以模場之流速流向進行試驗調查，並針對處理井進行 MIP 分析，優先找到污染層及熱點。試驗以被動式採樣袋進行井中污染物濃度空白分析，得到背景資料確認後，再以光纖光催化系統應用至現地試驗，進行不同光觸媒種類對於現地受污染之地下水含氯有機物之探討，試驗最後進行溶解性有機碳與氯離子濃度之影響調查。在 109 年度完成第 2 口處理井設置，並持續進行光纖光催化系統試驗，整理處理結果並完成污染改善驗證。本年度研究之主要執行內容為：

1. 增設第 2 口處理/監測井，進行雙井系統之處理效能評估。
2. 透過不同操作條件(光觸媒種類、光纖支數、與光源種類)進行試驗，並完成處理結果分析，探討對於污染現地之光纖光催化反應牆系統之效率影響。
3. 持續監控污染物濃度變化，設置雙口監測井並持續偵測濃度。
4. 進行污染改善驗證，評估污染物於本系統之處理效率。
5. 完成本系統之處理效率評估，提出未來本技術應用所需之準備工作及項目，施作時之注意事項，以及操作注意事項。



第二章 文獻回顧

2.1、三氯乙烯

2.1.1、特性與應用

TCE 最早係由英國帝國化學工業公司(Imperial Chemical Industries in Britain)發展出來作為麻醉劑之用，其肝毒性較三氯甲烷(chloroform)低，且沒有乙醚(ether)的辛辣和可燃性(Wikipedia, 2014)。TCE 之分子式為 C_2HCl_3 ，分子量 131.40，密度為 1.4649，溶點為 $-73^{\circ}C$ 、沸點為 $87^{\circ}C$ ，屬於不易揮發之有機污染物，在水中溶解度為 $1,100\text{ mg L}^{-1}$ 。TCE 之相關基本資料和物化特性彙整如表 1 (USEPA,2001)。

像 TCE 在工業上常應用於脫脂、電子零件清洗及乾洗等製程中，或用於咖啡製作過程中去除咖啡因、以及用作為一些殺蟲劑(pesticides)、樹脂(resins)、顏料(paints)、油漆、印刷油墨、工業塗料、脫漆劑、潤滑油、膠粘劑中之成分，應用之產業別包括電子，國防，化工，鐵路，汽車，船，製鞋，食品加工，紡織，乾洗等行業(Doherty, 2000a)。TCE 本身不具有腐蝕性(noncorrosivity)、且具不燃性和便於回收利用，因此在許多製程上很受歡迎(Doherty, 2000b)。由於 TCE 密度高於水，被歸類為重質非水相液體(Dense Non-aqueous Phase Liquid, DNAPL)，一旦進入到土壤和地下水中，將存在於地下水層的底部，其在地下水層中的移動困難，溶解度不高，長期存在於地下水中可能造成生物累積(bioaccumulate)和濃縮(bioconcentrate)作用，而難以整治(Caliman et al., 2011)。屬於此類常見之污染物尚包括四氯乙烯(tetrachloroethylene, PCE)、二氯甲烷(methylene chloride)、氯仿(chloroform)及酚(phenol)等。

2.1.2、健康風險

一般在居住環境或工作場所中，民眾可能經由呼吸、攝食、飲水、皮膚接觸或是長期的接觸等管道攝入 TCE，TCE 在體內濃度過高，可能會造成中樞神經病變，且具有致癌性和致基因突變性(International Agency for Research on Cancer, IARC)(2014)。在一份美國國家科學研究委員會(National Academy of Sciences) 2006 年的報告「Assessing the Human Health Risks of Trichloroethylene」中亦指出，TCE 為一種致癌性(carcinogenic)、神經系統(neurological)和生殖(reproductive)毒素。與 TCE 短時間、低濃度的接觸，可能對人體器官造成過敏現象或產生刺激感，一旦受到高濃度的接觸，不論是吸入、食入、或是長期暴露，則可能造成人體臟器或神經系統之傷害。

Goldberg et al. (1990)在美國西南部進行流行病學研究時發現，如果父母親居



住在受到 TCE 污染的地區或在使用 TCE 的場所工作至少 1 個月，或是母親懷孕的頭三個月在上述場所居住或工作，攝取當地的飲用水，則 TCE 造成之影響與心臟病發病率和畸形兒出生率呈現正相關。該研究調查也顯示，受到 TCE 污染的水井，其水中 TCE 濃度高達 239 ppb，而這些 TCE 係由使用 TCE 作為導彈零件去脂之工廠所排放出來。Saillefait et al. (1995)亦發現，當使用全胚胎(whole embryo)暴露在 TCE 或相關化合物(包括代謝物)之環境下，會造成胚胎發育異常或毒性。Johnson et al. (1998)的研究則顯示，TCE 的代謝分解產物可能會導致哺乳動物的心臟畸形。Sonnenfeld (1998)則評估居住在受到 TCE 污染水井社區對於母親和嬰兒的影響，調查 1968 年到 1985 年之間出生的嬰兒和其之後的健康情形，並發現社區的水井中，TCE 的濃度曾有一段時期高達 1,400 ppb。而 Bove et al. (2002)則在統計過去的許多研究案例發現，當居民使用受到 TCE 污染的水源，會導致出生孩童的心臟有先天性的缺損。

目前我國環保署對於地下水中的 TCE 及其他氯化碳氫化合物之管制標準如表 2 所示(地下水污染管制標準，2013)。其中，第一類為飲用水水源水質保護區內地下水之管制標準，第二類則為第一類以外之地下水管制標準。

表 1 三氯乙烯(TCE)基本資料和物化特性(USEPA, 2001)

CAS No.	79-01-6
Synonyms	1-chloro-2,2-dichloroethylene; ethene, trichloro-acetylene trichloride, TCE
Trade Names	Chlorylea, Chlorylen, CirCosolv, Crawhaspol, Dow-Tri, Dukeron, Per-A-Chlor, Triad, Trial, TRI-Plus M, Vitran, Perm-A-Chlor (and others)
Molecular Formula	C ₂ HCl ₃
Molecular Weight	131.40
Boiling Point	87°C
Melting Point	-73°C
Density	1.4649 @ 20°C/4°C
Spectroscopy Data	Sadtler Ref. Number: 185; Max. Absorption: less than 200 nm (vapor); Index of refraction: 1.4773 @ 20°C/D; IR: 62.
Solubility	1,100 mg L ⁻¹ water at 25°C
Volatility	Vapor Pressure: 19.9 mm Hg @ 0°C; 57.8 mm Hg @ 20°C. Vapor Density: 4.53 (air = 1)
Stability	Relatively stable in air; unstable in light and moisture.
Reactivity	Incompatible with strong caustics and alkalis; chemically-active metals such as barium, lithium, sodium, magnesium, titanium, and beryllium.
Octanol/Water Partition Coefficient	log K _{ow} = 2.29

表 2 氯化碳氫化合物地下水污染管制標準(單位：mg L⁻¹)

氯化碳氫化合物	第一類	第二類
四氯化碳 (Carbon tetrachloride)	0.0050	0.050
氯苯 (Chlorobenzene)	0.10	1.0
氯仿 (Chloroform)	0.10	1.0
氯甲烷 (Chloromethane)	0.030	0.30
1,4-二氯苯 (1,4-Dichlorobenzene)	0.075	0.75
1,1-二氯乙烷 (1,1-Dichloroethane)	0.85	8.5
1,2-二氯乙烷 (1,2-Dichloroethane)	0.0050	0.050
1,1-二氯乙烯 (1,1-Dichloroethylene)	0.0070	0.070
順-1,2-二氯乙烯 (cis-1,2-Dichloroethylene)	0.070	0.70
反-1,2-二氯乙烯 (trans-1,2-Dichloroethylene)	0.10	1.0
總酚 (phenols)	0.014	0.14
四氯乙烯 (Tetrachloroethylene)	0.0050	0.050
三氯乙烯 (Trichloroethylene)	0.0050	0.050
氯乙烯 (Vinyl chloride)	0.0020	0.020
二氯甲烷 (Dichloromethane)	0.0050	0.050
1,1,2-三氯乙烷 (1,1,2-Trichloroethane)	0.0050	0.050

2.1.3、污染情形

根據 1997 年美國毒性物質及疾病登記署(Agency for Toxic Substances and Disease Registry)(ATSDR, 1997)的 TCE 公眾健康報告指出，TCE 為一優先毒性污染物(priority toxic pollutant)。在 USEPA 的美國國家優先整治表(National Priorities List of the United States)確認的 1428 個最嚴重有害廢棄物場址(the most serious hazardous waste sites)之中，可以在其中的 861 個廠址發現受到 TCE 的污染(ATSDR, 1997)。Moran et al. (2007)進行美國本土地下水樣品調查分析，從 1985 年到 2002 年採集 5000 餘口井，發現存在有 55 種揮發性有機化合物(Volatile Organic Compounds, VOCs)，包括有 TCE、perchloroethene (PCE)和 1,1,1-三氯乙烷等污染物，且其濃度大於或接近最大污染限值(Maximum Contaminant Level, MCL)的比例較其他有機污染物為高。Rowe et al. (2007)研究地下水 VOCs 污染發現，在其採樣的 65%樣品中，可以測得 VOCs 存在，其中又以 chloroform、toluene、1,2,4-trimethylbenzene 和 PCE 最常被發現。在 1.2%的樣品中，VOCs 濃度超過 MCLs 之管制標準，VOCs 包括了 dibromochloropropane、1,2-dichloropropane、ethylene dibromide、PCE、TCE 和 1,1 -dichloroethene (Rowe et al., 2007)。

我國有關地下水受到 TCE 污染之案例，以美國無線電公司(RCA)桃園廠場址公告為地下水污染整治場址最具代表性。調查顯示該場址地下水中之含氯溶劑包括 1,1-二氯乙烯、氯乙烯、三氯乙烯、四氯乙烯等均超過地下水污染管制標準。



而根據財政部關稅總局之統計資料，我國自 2013 年至 2017 年總計進口 TCE 約 1,212 公噸(統計資料庫查詢系統，2020)。而從環保署土污基管會的統計資料顯示(列管場址查詢系統，2020)，目前我國 344 個地下水污染列管場址中，有 161 個之地下水受到 TCE 污染。TCE 污染物被檢測濃度範圍介於 $0.05 \sim 178 \text{ mg L}^{-1}$ 。

2.2、土壤和地下水污染處理技術

有關去除地下水中 TCE 之傳統處理方法，多半採用 pump-and-treat 技術。Linek et al. (1998)使用粒狀活性碳(granular activated carbon, GAC)處理地下水中的 TCE，但是 GAC 僅有吸附 TCE 的作用，並無法分解 TCE，且 GAC 會因吸附飽和而必須要頻繁的更換，導致成本太高而不經濟。同時，如果使用 GAC 吸附或是使用氣提(air-stripping)的方式處理 TCE 的話，並沒有辦法真正的解決 TCE 污染的問題，而只是將污染物轉到另一個相而已(National Research Council, 2005)。

Caliman et al. (2011)將土壤及地下水污染之處理技術依照處理地點的不同，大致分為現地(in situ)、現場(on site)和離地(ex situ)三種。其中，對於有機污染物如氯化碳氫化合物(chlorinated hydrocarbon，包括 TCE、PCE 等)、多環芳香族碳氫化合物(polycyclic aromatic hydrocarbons，PAHs)、甲基第三丁基醚(methyl tertiary-butyl ether，MTBE)、BTEX (benzene，toluene，ethylbenzene 和 xylenes)和內分泌干擾物質(endocrine disrupting chemicals，EDCs)之處理技術，則需視污染物之特性來加以適用。一般而言，對於上述有機污染物之處理技術包括：土壤氣體抽除法(soil vapor extraction)、界面活性劑沖排技術(surfactant flooding)、現地氧化法(in situ oxidation)、電熱及電動法(electrical heating and electrokinetic methods)、生物復育法(bioremediation)、反應牆整治法(reactive barrier walls)、植生復育法(phytoremediation)、吸附吸收法(adsorption/absorption)、固化/穩定化(solidification/stabilization)和熱處理法(thermal treatment)等(Caliman et al., 2011)。

以氧化處理技術為例，過去在國內的相關研究上，以臭氧化技術運用在土壤和地下水污染整治的研究並不多見。然而，從國外學者發表的研究成果可以發現，對於具有穩定性、水中溶解度低、低揮發性和高分子量等之污染物，如 PAEs 和 PAHs，則以臭氧(O_3)處理為一可行之處理技術(Masten and Davies, 1997; Choi et al., 2002; Kim and Choi, 2002; Kong et al., 2003; Goi and Trapido, 2004; Haapea and Tuhkanen, 2006; O'Mahony et al., 2006; Javorska et al., 2009)。Masten and Davies (1997)以 O_3 處理受 PAHs 污染之土壤，目標污染物-菲(phenanthrene)和芘(pyrene)之去除率最高分別可達 95%和 91%。Choi et al. (2002)研究 O_3 在土壤中之傳輸效果，研究結果顯示， O_3 可以去除不飽和土壤中的 phenanthrene 和柴油有機污染物。Kim and Choi (2002)研究以 O_3 處理不飽和土壤中的非揮發性 PAHs，他們在報告



中指出，雖然 O_3 可以有效的處理土壤中的 phenanthrene，但是 O_3 傳輸的範圍受到土壤中有機質含量的影響。Goi and Trapido (2004)指出， O_3 氧化和 Fenton 法都可以有效的處理受 PAHs 污染的土壤。Haaepa and Tuhkanen (2006)使用整治列車方法，以土壤沖洗、臭氧化接續生物處理的方法處理受 PAHs 污染的土壤，對於 PAHs 土壤含量 1200 mg/kg 進行整治處理之後，去除率可以達到 90%，並且符合土壤污染的處理標準。O' Mahony et al. (2006)的研究也顯示， O_3 處理效果與土壤的性質和成分有關，當土壤中水分含量越低時， O_3 對於土壤中的 PAHs 去除效果越好，土壤中黏土成分越高也會降低 O_3 處理效果，最佳處理效果可以達到 85%。Javorska et al. (2009)以 O_3 處理受多氯聯苯(polychlorinated biphenyls, PCBs)污染之土壤，研究結果顯示， O_3 能夠有效的處理剛受到 PCBs 污染的土壤，同時土壤中有機質含量較少時，處理效果越佳，該研究亦認為以 O_3 進行 PCBs 土壤污染處理是一環境友善的整治技術(environmental friendly remediation technology)，因為在研究中發現，處理過程中，植物的生長並沒有受到影響，但是土壤的有機質含量和 pH 值有些許改變。

單獨臭氧化在處理天然水中的 TCE 時，由於水中的碳酸鹽(carbonates)成分干擾，而降低 $\cdot OH$ 的氧化速率。Beltran et al. (1999)研究發現，若在相同的處理條件之下，臭氧化處理純水中的 TCE 與處理天然水中的 TCE，處理效果分別為 68.8% 和 24.6%。他們同時建議以 O_3/H_2O_2 的方法處理水中的 TCE 可達到最佳的處理效果。Yasunaga and Hirotsuji (2008)兩位學者也發現， O_3/H_2O_2 可以比臭氧化產生更多的 $\cdot OH$ ，因此，其處理 TCE 之去除效率比單獨使用 O_3 處理可高出 40%。Jung et al. (2003)則在研究時發現，使用 c-rays 搭配臭氧化處理時，可以促進 O_3 的分解，產生更多的 $\cdot OH$ ，有效的降解地下水中的 TCE 和 PCE。

Fujita et al. (2004)使用 high silica zeolites ($SiO_2/Al_2O_3 = 30$ and 3000)和 O_3 處理水中的 TCE，結果發現，silica zeolites 可以有效吸附 TCE 和 O_3 ，並且促進 TCE 之氧化分解反應。Rashid and Sato (2012)利用紫外光(ultraviolet, UV)和超音波(ultrasound, US)處理以 0.761 mM TCE 和 0.603 mM PCE 配製而成之模擬地下水，將總 VOCs 濃度控制在 100 mg L⁻¹，處理結果發現，對於 TCE 和 PCE 之處理效果依序為 UV/US > UV > US，其中，以 UV/US 對 TCE 之去除效果在 30 分鐘左右可達到 70%，對於 PCE 可以達到 87%。Alcantara-Garduno et al. (2008)則發現，以醋酸(acetic acid)沖洗和 O_3 氧化處理，可以有效去除土壤中的 TCE。當土壤中腐植酸(humic acid)濃度低於 8 mg L⁻¹ 時，TCE 可以在 0-25%濃度的醋酸溶液中被 O_3 分解。

Mohseni (2005)將 TiO_2 (Degussa P25)覆鍍在二氧化矽微粒的表面，以不同波長之 UV 光線 (254 nm, 365 nm 或 185/254 nm)照射含有 TCE 之氣體，探討光解



(photolysis)和光催化(photocatalysis)對於氣相中 TCE 之去除效果。研究結果發現，使用光觸媒可以得到最大的 TCE 去除效果($6 \text{ kg TCE/m}^3/\text{hr}$)，以 O_3 配合 UV 光解亦可達到相同之處理效率。TCE 處理後所產生之主要副產物為光氣(phosgene, COCl_2)和氯乙醯氯(dichloroacetyl chloride, DCAC)。當使用光催化處理時，則無 DCAC 產生，但是有微量的 chloroform 和 carbon tetrachloride 被偵測到。

在國內相關之處理技術研究方面，劉紹文(2004)以生物反應牆法探討微生物去除地下水中 TCE 和氯乙烯(Vinyl chloride, VC)之效果發現，在實驗設計之條件下，TCE 和 VC 之去除率最高可分別達到 94%和 60%。高志明(2006)教授之研究團隊在 2006 年利用整治列車系統，處理受 DNAPL 污染之地下水，以 TCE 為目標污染物，第一階段以界面活性劑進行沖排(surfactant flushing)，第二階段之整治採用高錳酸鉀氧化及第三階段採用生物整治牆系統，處理過後之 TCE 濃度可符合地下水管制標準。該團隊 2009 年之研究重點在於設計生物透水性整治牆和研發可緩慢釋放碳源、氮源及營養物質之基質，以加速 TCE 之生物降解。其中合成之基質為結合蔬菜油(慢速分解基質)、糖蜜(快速分解基質)及生物可分解界面活性劑(simple green 和卵磷脂)，使蔬菜油乳化為較易擴散之乳化型釋氮基質，以期長期提供微生物共代謝好氧或厭氧還原脫氯所需之碳源或氮源(高志明，2009、2010)。2010 年則以上述研究為基礎，進行現地整治模廠試驗，研究結果顯示注入之基質可形成透水性反應牆，以防止 TCE 向下游傳輸擴散，且 TCE 濃度可降低至符合法規標準(簡華逸，2010)。此外，王鴻博(2007)教授之研究團隊研發以新型分散性奈米鐵微粒注入受含氯揮發性有機物污染之土壤中進行現地整治試驗，研究結果發現，目標污染物 PCE 和 TCE 有大於 95%之清除效率。楊金鐘(2007)教授研究團隊以 TCE 為目標污染物，採用添加可溶性澱粉作為分散劑之奈米鐵懸浮液，注入含有受 TCE 污染之飽和土壤水平管柱，處理結果發現最佳效果可達近 99%之去除率。

陳志榮(2003)學者以不同之介面活性劑(Tween 80, TX100, SDS)進行土壤淋洗試驗，探討處理受 TCE 污染之石英砂和地下水層砂之效果。實驗結果顯示，在含有 1%及 3% TCE 之石英粗砂與細砂中，以 1%淋洗劑淋洗管柱中之 TCE，回收率以 TX100 為最佳，若改用地下水層粗砂及細砂，則以 Tween8 為最佳，顯示在不同的受污染介質中，必須要考量採用適合的淋洗劑。劉嘉庭等學者(2011)則研發可緩慢釋放碳源及營養鹽之乳化型釋碳基質，結合生物透水性反應牆進行現地處理，加強場址內 TCE 之生物還原脫氯作用。研究結果發現，其研發之乳化型釋碳基質具有長時效供應現地微生物生長基質功能，可以加強還原脫氯效率，達到在污染場址降解 TCE 之目的。張書奇和楊書豪(2012)兩位學者研究以椰子油混合棕櫚油包覆奈米過氧化鈣，成功地在管柱中傳輸並去除 TCE，顯示當乳化液



在土壤地下水中傳輸時能將通過路徑與附近之 TCE 重新分布至乳化液中，可增加 TCE 之生物可及性及可能更佳直接回收去除率。

林明志和黃文鑑(2010)兩位學者則應用光催化程序，處理水中之微量三氯甲烷及二氯乙烯。研究結果發現，所使用之觸媒 ZnO 及 TiO₂ 單獨吸附三氯甲烷及二氯乙烯之去除率均介於 30 - 40% 之間，若使用 UV254 搭配 ZnO 及 TiO₂ 進行光催化處理，則對於兩種氯化物之去除率可大幅提升至 60 - 80%。其中，以 UV254 搭配 TiO₂ 之氧化處理效果較佳，且對於二氯乙烯有較強之氧化力。

2.3 三氯乙烯光催化處理技術

近年來對於 TCE 光催化處理研究之論文發表，有逐年增加之趨勢，研究對象主要以氣相中之 TCE 污染物為主，水相中的討論及研究較少。Yokosuka et al. (2009)以氮改質之 TiO₂ (N-doped TiO₂)和 UV 以及可見光進行氣相 TCE 之降解研究，結果顯示，N-doped TiO₂ 觸媒有以在可見光的照射之下，有效的降解 TCE，並且能夠重複使用，並維持至少 4 個月的處理效果。

由於光催化 TCE 所產生的副產物主要為 DCAC，因此，Nishikiori et al. (2010)特別對於光觸媒 TiO₂ 與 DCAC 之反應進行研究，結果發現，當觸媒表面為疏水性質(hydrophobic)時，DCAC 會被轉變成為 dichloroacetic acid (DCAA)，UV 光可以將 DCAA 再繼續降解為光氣、CO₂ 和 CO。當觸媒表面為親水性質(hydrophilic)時，DCAC 則主要被轉變成為二氯醋酸根陰離子(dichloroacetate anion)，之後則會再被降解為氯仿(chloroform)。

Rashid and Sato (2011)探討以 UV 和 US 處理模擬地下水中之 TCE、PCE 和 TCA 時發現，以結合 UV 和 US 的處理效果為最佳，並且在 26 分鐘就可以達到最好的處理效果，對於 TCE 之去除效率分別為 UV 47%、US 8%和 UV/US 55%。Parshetti and Doong (2011)兩位學者則以 Fe/TiO₂ 作為光觸媒，探討在有鎳的存在下以 UV 光催化去除 TCE 和二氯酚(Dichlorophenol, DCP)，研究結果發現，在實驗條件下，TCE 和 DCP 皆能夠備有效地脫氯，且其效率優於使用奈米零價鐵。加氫脫氯反應(hydrodechlorination)和·OH 連鎖反應為主要的脫氯機制，鎳的存在加強了 TCE 和 DCP 的光脫氯作用。Suarez et al. (2011)則提出相對溼度的大小，會影響 TCE 光催化的降解效果。

Seyama et al. (2012)以 TiO₂ 和 WO₃ 作為光觸媒，進行 TCE 降解之動力學研究，銳鈦礦奈米晶體的 TiO₂ 大小約 3.9 nm，WO₃ 則為 17.6 nm 大小的圓球顆粒。研究結果發現，TiO₂ 之光催化活性約為 WO₃ 的 2.1 倍，反應溫度對於 TiO₂ 的光催化效果並沒有影響，但是對於使用 WO₃ 作為光觸媒，則隨著溫度的增加而氧化速率提高。當將 WO₃ 和 TiO₂ 以 molar ratio 1:2 混合作為光觸媒時，可以得到



TCE 最佳的處理效果。San Vicente et al. (2012)將 TiO_2 和 SiO_2 雙層覆鍍於玻璃上，在 UVA 的波長光照射下，評估其自淨作用之效率，以甲基藍和 TCE 作為目標污染物。研究結果顯示，TCE 之去除效果與 TiO_2 膜的厚度有關，對於甲基藍之去除則以 $\text{SiO}_2/\text{TiO}_2$ 雙層較為佳。

Farooq et al. (2009)則以 UV 和 TiO_2 探討在不同的 TCE 初始濃度、 TiO_2 濃度和反應時間下，對於水中 TCE 之去除效果。結果發現，粉狀 TiO_2 之光催化效果較粒狀 TiO_2 為佳，以粒狀 TiO_2 作為光觸媒時，水深最高可以達到 45 mm 仍然對 TCE 有去除之效果。對 TCE 之去除效率隨著 TCE 初始濃度或是 TiO_2 濃度之增加而增加，在測試的實驗條件下， TiO_2 0.7 g 和 TCE 濃度 35 $\mu\text{g/L}$ 可以達到最好的光催化去除效果。

在光催化技術之發展上，除了各式的光反應器之外，過去 10 年來，隨著光纖材料的發展，也開始有些學者將光纖應用到光催化反應上。目前之光纖應用在光催化反應，仍以氣相介質處理為多，根據近幾年的研究顯示，以光纖製作之光反應器多半應用在溫室氣體 CO_2 處理之研究。國內吳紀聖教授團隊(Nguyen and Wu, 2008)利用光纖反應器，探討將 CO_2 轉化為碳氫化合物，作為一種新的可再生能源。他們將 Cu-Fe/TiO_2 觸媒覆鍍在光纖(optical fibers)表面，以 UVA 和 UVC 之波長作為光源，讓 UV 光通過光纖的傳送，到達光催化反應之觸媒表面，在反應的過程之中，空氣中所存在的 CO_2 和 H_2O 反應生成甲烷(methane, CH_4)和乙烯(ethylene)。Nguyen et al. (2008)亦採用不同的材料來覆鍍 TiO_2 觸媒表面，以光纖反應器探討轉換 CO_2 的效果，所使用之覆鍍材料為 $\text{RuII (2,2'-bipyridyl-4,4'-dicarboxylate)}_2 \text{-(NCS)}_2$ (N_3 dye)，所使用之光源為聚集之太陽光。研究結果顯示，使用 $\text{N}_3\text{-dye-Cu (0.5 wt\%)-Fe (0.5\%)/TiO}_2$ 覆鍍在光纖表面，使用光照強度為 20 mW/cm^2 ，經過光纖反應器之處理後， CH_4 產率為 0.617 $\mu\text{mol/g-cat h}$ 。另外有類似的研究，也已經發表(Wu et al., 2008; Wang et al., 2010)。

顧洋教授團隊(Ma et al., 2008)則以 TiO_2 光觸媒覆鍍之光纖反應器，在不同的 UV 光強度和不同的丙酮(acetone, $\text{C}_3\text{H}_6\text{O}$)初始濃度下，探討對於空氣中 $\text{C}_3\text{H}_6\text{O}$ 之處理效果。其實驗結果發現，增加 UV 光強度或降低 $\text{C}_3\text{H}_6\text{O}$ 的初始濃度，皆可以提高 $\text{C}_3\text{H}_6\text{O}$ 的礦化效果，而光纖反應器之光量子產率(apparent quantum yield)為傳統光反應器的 2 到 3 倍。Zhu et al. (2014)等學者使用流體化床光纖光催化反應器(fluidized-bed-optical-fibers photocatalytic reactor, FBOFPR)處理氣體中的 TCE 污染物，以 TiO_2 作為光觸媒，在實驗設定之操作條件下，TCE 初始濃度為 303.32 ppm 的氣體經過 FBOFPR 處理，去除率可以達到 87%。

Tashiro et al., 2019 研究溶膠-凝膠法製備 Cu-TiO_2 經 200、400、600 度鍛燒



後使用可見光燈源降解氣態三氯乙烯(trichloroethylene, TCE)，光觸媒在反應器中暗吸附 180 min 達到吸附平衡後，使用 300 W Xe 燈、波長 422 nm、光強度 72 mW cm^{-2} 進行光催化活性研究。研究結果表示，200 度鍛燒觸媒在可見光燈源降解下 TCE 的去除率達 100 %，TCE 在降解過程中轉換為 CO_2 。

而綜合以上的研究結果顯示，光催化對於 TCE 具有良好的處理效果，配合光纖材料作為光催化進行現地處理地下水中 TCE 污染物之處理技術，值得做更進一步之研究且極具有發展之潛能。本研究之成果，將可以做為未來以光纖將光源直接導入地下水層，進行光催化處理地下水污染之技術研究和發展基礎。

2.3.1、光纖種類與應用

光導光纖(簡稱光纖)因訊號傳導的損失較電纜低，並且價格便宜，因此目前主要作為資訊傳輸工具使用，最近也應用於裝飾以及娛樂用途。光纖結構主要可分為中芯(core)以及外皮(clad)兩層，中芯材質主要以石英、玻璃以及壓克力為主，而外皮材質為塑膠，Joo 等學者(2003)研究以石英光纖(quartz optical fibers, QOFs)與塑膠光纖(plastic optical fibers, POFs)進行光催化去除三氯乙烯之研究，實驗結果證明，以二氧化鈦做為光觸媒覆鍍於光纖表面，在波長 300nm 以上之 UVA 光源照射下，塑膠光纖即可達到良好的光催化效率，並且具有低成本的優勢。另外，在光源傳輸方面，當光源進入光纖後，光源會藉由外皮反射，進而在內部傳輸。因此光纖傳輸種類目前大致可分為端點光纖以及側光光纖兩種，當光源在內部進行全反射時，稱之為端點光纖。若光纖之外皮會使固定比例之光源射出，另一部分進行反射，稱為側光光纖，若將光纖運用於光催化實驗中，光纖所包覆之外皮在許多研究的前處理會將其剝除或是浸泡於醇類溶掉，再將觸媒覆鍍於光纖管上，即可應用於光催化處理程序去除污染物(Joo et al., 2003)。

利用光纖作為光源的載體照射觸媒，進而進行光催化反應的研究，主要會探討光源強度、覆鍍次數、光纖管的數量，以及觸媒添加劑量的比較。學者 Jinyu et al. (2012)以側光光纖發出之光源，照射 Ag^+/TiO_2 觸媒進行光催化反應，結果顯示，當觸媒劑量由 $0.5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 上升至 $1.167 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 在處理時間 8 小時後，對於亞甲基藍之光催化處理效率將會由 20% 提升至 97%。並且研究顯示，當所有操作條件相同時，光纖支數為 300 支進行光催化實驗，在 7.5 小時處理時間後，去除效率為 80%，當光纖支數增加至 500 支後，光催化處理效率最終達到 95%，作者表示，當光纖的數量增加，光傳輸容量也相應增加。學者再進一步以相同燈源，改變其功率(100、200、300W)，進而增加其燈源光照強度，通入側光光纖管(Side-glowing Optical Fiber, SOFs)，觸媒以 Ag^+/TiO_2 粉末添加於處理溶液中進行光催化反應，當功率由 100W 提高至 300W 時，其去除效率由 68% 增加至 97%。由結果可以得



知，當提供較強之光照強度，可以增加光子能量進而激發觸媒產生電子電洞對，因此增加污染物之去除效率。

2.3.2、光觸媒種類

二氧化鈦(titanium dioxide, Degussa P-25, TiO_2)為目前廣泛所使用之光觸媒，其優點為無毒性、抗菌、防污、脫臭、環境淨化等用途。二氧化鈦之晶相結構以金紅石(rutile)、銳鈦礦(anatase)與板鈦礦(brookite)為主，Kim et al. (1999)以 TiOCl_2 為起始反應物，實驗發現非晶相之二氧化鈦將溫度升高至 400°C 可以獲得銳鈦礦之晶相，再持續升高溫度至 650°C 開始有金紅石之相態產生，由此可知，改變反應溫度條件可以得到不同的金紅石與銳鈦礦比例，另外，觸媒的晶相也會影響到光催化效率，Puddu 等學者(2010)以 sol-gel 法，在 $100 - 800^\circ\text{C}$ 進行奈米級 TiO_2 觸媒製備，在 UVA 的波長照射之下去除空氣中的 TCE。製備後的觸媒大小約 $5.8 - 75.8\text{ nm}$ ，表面積為 $4.3 - 498\text{ m}^2/\text{g}$ 。銳鈦礦 TiO_2 在 UVA 的照射之下，其處理效果優於市售的 TiO_2 (Degusa P-25)，但是如果， TiO_2 之主要成分為金紅石(rutile)或混雜銳鈦礦/金紅石時，則處理效果明顯不佳。Arconada 等學者(2009)蒐集分析過去的 TCE 光催化研究發現， TiO_2 觸媒具有較多的孔隙與和 TCE 有較大的接觸面積，可以有效的提高 TCE 的降解速率，當 TiO_2 觸媒備製之時，以 $450^\circ\text{C}/1\text{ h}$ 之燒結下表面積和晶相兩個條件之間達到平衡，可以得到最佳處理效果之觸媒，。

二氧化鈦之能隙大小為 $3.0\sim 3.2\text{ eV}$ ，在紫外光的照射下會形成電子電洞對(conduction-band electron and valence-band hole)，使周圍之氧氣及水分子激發成具強氧化力的氫氧自由基($\cdot\text{OH}$)，達到有機污染物質分解和去除之效果(鄭智鴻，2006)。而 TiO_2 光觸媒許多研究指出，二氧化鈦光觸媒可在可見光波長被激發，使觸媒內的價電帶和傳導帶發生電子轉移效果。為了增加觸媒光催化處理效率，許多學者研究在光觸媒製備過程中皆朝向摻雜不同元素或是改變其鍛燒溫度的研究方向(Wu et al., 2004)，針對 TiO_2 觸媒進行改質，使 TiO_2 光觸媒能夠更有效利用可見光波長來進行光催化反應。學者 Zhao et al.(2013)添加氮以及氟於 TiO_2 中進行改質後，激發波長範圍為 $400\text{-}500\text{ nm}$ ，屬於可見光波段，因此更容易受到激發，進而增加光催化處理效率。另外許多學者也對於光觸媒改質技術進行研究，Yu 等學者(2010)先將 Pt、Ag、Cu 等金屬覆鍍在 TiO_2 上作為光觸媒，探討在室溫下進行光催化對於空氣中 nitric oxide (NO)的處理效果。結果發現，三種光觸媒之中以 Pt/ TiO_2 光觸媒有最好的 NO 去除效果，再將 Pt/ TiO_2 覆鍍到光纖表面，以連續式光纖反應器進行 NO 之處理，結果發現，以甲烷作為還原劑時，NO 之轉換效率為 10%，而當有水氣和氧存在時，轉換效果可達到 90%。以氫作為還原劑則可以達到 85%之轉換效果。Yeung 等學者(2009)則使用三種不同的奈米級 TiO_2 觸媒(nano- TiO_2 、titania-silica aerogel 和 nanotextured TiO_2 film)，發現在光



催化的條件下，均可以有效地產生 $\cdot\text{OH}$ 去除氣相中的TCE，同時讓受測之微生物不活化。Ola等學者(2012)以1wt% Pd/0.01 wt% Rh-TiO₂作為光觸媒覆鍍在光纖上，成功的將CO₂轉換成methane、methanol和acetaldehyde。Banisharif等學者(2015)研究Fe-TiO₂對三氯乙烯(trichloroethylene, TCE)去除效率探討，該研究將含有0.1 wt% Fe-TiO₂分別在100、200、300、400度鍛燒，且用波長254 nm、365 nm及3種可見光（分別為紅光、綠光、藍光）將500 ppm的TCE進行降解。研究結果表示，0.1 wt% Fe-TiO₂在100度鍛燒下且燈源波長為254 nm的條件下，TCE的去除效果最佳，TCE的去除率約為97%。

在許多文獻的研究中指出當二氧化鈦結構為銳鈦礦時具有較大的能隙(約3.2 eV)，因此難以吸收可見光的能量，而只能吸收紫外光波段的能量產生電子-電洞對，但紫外光在太陽光能量中只佔有近5%的比例，其餘皆是可見光波段，而使其應用受限。因此Asahi et al., 2001等學者，提出N-doped TiO₂可改善的問題有(1)光可吸收波長移至可見光波段，(2)增加光觸媒反應活性，研究中估算了C、N、F、P、S元素對氧位置進行置換型之能態密度分布，結果顯示摻雜N的光觸媒效果為最好的，因為N原子的p軌域提供O原子的2p軌域而縮小了能階，為了驗證與其他元素摻雜光觸媒之降解效果，進行了對亞甲基藍和乙醛光解試驗，結果也顯示，N-doped TiO₂的效果較其他元素摻雜光觸媒佳(黃正隆，2018)。

2.3.3、無機樹脂覆膜技術

樹脂可分為天然樹脂與合成樹脂兩大類，天然樹脂其來源來自多種植物，特別是松柏類植物的烴(碳氫化合物)類的分泌物。大自然中原只有天然樹脂這一種，但隨著化工的發展，有很多由人工合成的聚合物產生，當中有些聚合物的化學性質及物理性質會和天然樹脂很相似，因此，聚合物會被稱為合成樹脂。因為樹脂具有特殊的化學結構，並且於商業上可以作為乳膠漆和膠合劑等材料使用，因此樹脂具有較高的商業價值。它是多種高分子化合物的混合物，所以有不同的熔點。無機樹脂是經由製備而成，其特點是製作簡易，並且製作方便、安全、成本低。目前已廣泛運用於建築、裝潢黏結劑或增稠劑。並且許多研究對於各類樹脂進行結構上的探討，林建宏(2013)學者以混煉法製備ABS樹脂/奈米二氧化鈦複合材料之物質性質、機械性質與熱性質實驗結果得知，經由FTIR與ESCA測試，發現ABS/奈米氧化鈦奈米複合材料之粒徑分析中奈米氧化鈦(未改質和改質)都在奈米規範；另外，在XRD測試可以看到晶相結構；在FE-SEM和TEM具有的良好分散性能，在物理性質方面有效提升；在機械性質測試拉力、抗張、硬度和耐磨耗，皆有效提升4%以上，耐衝擊有下降20%以上；在熱性質，耐熱性提高效果更加顯著的增加10度以上。而樹脂材料也運用於LED燈之封裝技術上，黃任賢(2013)學者研究指出，為了提升LED的光萃取效率，開發一具有高折射率



之封裝材料是相當重要的。因此研究利用濕式研磨法製備穩定分散之奈米二氧化鈦(TiO_2)粉體。我們將 TiO_2 粉體添加至矽樹脂封裝材料當中，嘗試利用 TiO_2 粉體來調整矽樹脂封裝材料之折射率。研究結果顯示，當 TiO_2 添加量提高時可以有效提升複合材料之折射率。同時整體封裝材料之熱傳導係數也會因此提升。此現象有助於改善 LED 之發光效率及長期穩定性。張文華(2005)等學者以矽酸鈉溶液及鹼性溶液混合配製成不同模數比($\text{SiO}_2/\text{Na}_2\text{O}$)之溶液，將其製成無機聚合樹脂(geopolymer resin)，可嘗試作為混凝土結構物補強之黏著劑，研究結果發現，傳統的環氧樹脂脂具不透氣性，使得水氣無法順利排除，導致混凝土內部孔隙壓力遽增而產生爆裂現象，而自行研發之無機樹脂($\text{SiO}_2/\text{Na}_2\text{O}$) 硬化後為一種類似沸石之多孔架狀結構，透氣性良好，且具有製作簡單、耐高溫、抗酸鹼腐蝕等優點，若將上述研究結果特點運用於光催化之光觸媒覆膜液配製，將有利於光催化之透氣性處理水中之有機污染物，增加其接觸機會，以達到去除污染物之效果。

另一部分，許多研究也針對樹脂與光觸媒進行合成，探討對於氣體或水體污染物之光催化去除效果，並且針對摻配參數進行探討。Ooka et al. (2009)研究利用二氧化鈦柱雲母粉末搭配聚乳酸類樹脂捏合並模塑成片啞鈴形式，燈源選用 UVA(波長 365 nm)進行光催化反應去除乙醛及甲苯屋氣體污染物之效率，實驗操作條件調整觸媒添加量從 0.2 wt%~10 wt%。實驗結果顯示，光催化去除兩種氣體污染物效率最佳為 1 wt%~3 wt%，若再增加觸媒添加量，將降低光催化之去除效率。SHIBATA et al. (2007)以 TiO_2 搭配樹脂探討在不同溶質溶劑之重量百分比(1 wt%、5 wt%、10 wt%)的條件下，實驗以 UVA(波長 360 nm)作為實驗光源處理時間 2、4、6 小時測量光催化之抗真菌效果，研究結果顯示，5 wt%之混和樹脂/ TiO_2 (AP- TiO_2)之白色念珠菌存活細胞數降至最低，這也代表著 5 wt% AP- TiO_2 之光催化效果最好，實驗結論建議不可添加過量 TiO_2 ，否則會抑制光催化效果。

Dongliang et al. (2009)利用摻雜碳的二氧化碳觸媒與多孔性材質的樹脂做結合，探討結合後對污染物 rhodamine B(羅丹明 B)染料之光催化去除效率之影響，實驗結果顯示，當使用市售之 Degussa P-25 TiO_2 粉末、添加多孔性樹脂之自製摻碳二氧化鈦粉末($\text{RN}_{700}\text{A}_{550}$)與不添加多孔性樹脂之自製摻碳二氧化鈦粉末($\text{N}_{700}\text{A}_{550}$)三者比較下，以可見光與紫外光作為燈源，結果皆以 $\text{RN}_{700}\text{A}_{550}$ 光催化去除效果最佳，結果顯示，使用多孔樹脂作為觸媒之結合劑應用於光催化系統中將有效提升光催化之表面積，進而增加光催化效率。

Xie et al. (2011)利用樹脂顆粒作為基底，以硫化鎘與硫化鈉不同之摻雜比例覆鍍於樹脂顆粒上，實驗光源利用 350W 之氙燈，並使用濾光器控制波長於 420 nm 以下進行光催化反應，探討對於污染物 rhodamine B(羅丹明 B)染料之光催化去除效率，實驗結果證明，在 5 個小時的可見光照射下，可達到 90%之去除效率，而



其中又以 Cds 劑量為 97.4 mg/g 最佳，若再提高添加劑量，將會降低光催化效率，研究結果表示，當可見光通過樹脂基體時，有一個有效的覆鍍厚度。若超過臨界厚度，將對於光催化效率有負面影響。並於實驗結果證明，將 Cds 沉積於樹脂顆粒上，透過沉積時間及利用溶質溶劑比所調整之沉積表面密度，在適當範圍下，將可有效提升光催化效率。

聚乙烯醇(PVA)是一種水溶性聚合物，廣泛的運用於工業上作為偏光膜，或其他高透明度之功能用透光膜，而在近期許多研究，顯示聚乙烯醇已被廣泛運用作為光催化觸媒載體，主要當 PVA 膠體與觸媒進行相互作用，聚合物和觸媒顆粒之間的化學鍵合被認為是相當有效且結構性穩定的。根據研究指出，聚乙烯醇/TiO₂ 組合物在廢水處理中具有良好的光催化效率(Song et al., 2014)。而 Ren et al. 在 2015 年研究使用聚乙烯醇/二氧化鈦(PVA/TiO₂)光催化劑薄膜。研究結果發現 PVA/TiO₂ 薄膜對於污染物 bezafibrate 具有有效的的光催化活性和良好的循環利用穩定性。PVA/TiO₂ 薄膜的光催化效率隨著再利用周期增加而增加。實驗與其他固定化 TiO₂ 組合物(浮石/TiO₂ 和多孔玻璃珠/TiO₂)和 P25 懸浮液，在長期光催化處理條件下，PVA/TiO₂ 薄膜並無發現流失 TiO₂，因此可證明具有可回收性。

Liu et al., 2015 研究以水熱法製備具有增強可見光光催化活性的聚乙烯醇/二氧化鈦(PVA/TiO₂)奈米複合膜。自製 PVA/TiO₂ 奈米複合材料即使在高 TiO₂ 含量(高達 40 wt%)條件下，在可見光照射下也表現出高的光學透明度。並實驗以甲基橙(MO)和無色苯酚作為污染物，進行光降解測定光催化活性，實驗結果顯示 PVA/TiO₂ 奈米複合膜具有增強可見光光催化活性和優良的循環穩定性。研究再進一步以紫外-可見光透射光譜進行觀察，即使在高達 40 wt%之 TiO₂ 含量下，薄膜整體在可見光區具有高透明度，研究指出這現象表明奈米尺寸的 TiO₂ 顆粒均勻分散在 PVA 基體中。與純 PVA 薄膜相比，PVA/TiO₂ 奈米複合膜在紫外光波段具高吸收以及高透明度，進而提高有機污染物光降解及光利用效率。

聚四氟乙烯(PTFE)在許多聚合物中具有優異的化學穩定性、耐熱性、良好的機械強度與耐侵蝕性等特性，使其作為抗腐蝕塗料、燃料電池複合膜、微電子封裝用等材料運用，並廣泛運用於生物醫學及空間應用(Chen et al., 2014; Dong et al., 2014)，Huang et al., 2017 研究以聚四氟乙烯與 ZnO 組成的新型光催化多孔薄膜，實驗結果發現 PTFE/PVA/ZnO 複合膜可使 ZnO 顆粒均勻地固定在超細 PTFE 纖維表面，使 ZnO 觸媒可均勻分散，避免直接添加 ZnO 顆粒而導致聚集而產生沉澱。PTFE/ZnO 膜也表現出良好的自淨能力。在 3 小時紫外光照射後，纖維薄膜之滲流通量回收率達 94%以上。

先前研究以溶膠凝膠法製備製具有可見光激發能力之新型氟摻雜 TiO₂/硅藻



土(FT/DE)複合材料。FT/DE-1.0%(1.0%氟含量)複合材料在可見光的照射下，降解羅丹明 B(RhB)的光催化活性與 FT-1.0%(含 1.0%含氟氟摻雜 TiO_2)及純 TiO_2 觸媒相比，光催化之反應速率常數分別提升 4.4 倍和 26.1 倍，由實驗結果得知，添加氟元素皆可有效提升光催化活性(Li et al., 2017)。另外，Umadevi et al., 2014 研究也針對氟元素的添加對於光催化效率進行探討，研究中指出當氟摻雜於 TiO_2 奈米薄片進行合成，以 XRD、FTIR 和 UV-DRS 研究證實氟摻雜在 TiO_2 中，XRD 結果發現由於氟取代，顆粒尺寸減小。摻雜氟的 TiO_2 奈米薄片比純 TiO_2 奈米薄片具有更高的光催化活性，這可歸因於較小的晶體尺寸，良好的晶相相位及較窄的能隙使得可被可見光所激發。經由以上先前研究結果得知，若添加具有氟元素之聚四氟乙烯溶液作為覆膜液添加劑，將可有效增加光催化之穩定性及活性，另外，陳貞夙於 2004 研究報告中指出二氧化鈦折射率較高(2.496)，其能隙寬度較窄，並且 TiO_2 的缺陷較多，容易吸收入射的光子，此外 TiO_2 通常在低溫結晶，因此晶界所造成的缺陷，將會造成光損失(光散射或是光吸收)。因此，本研究主要以較低折射率之 PTFE(1.35 - 1.38)作為添加劑，以降低二氧化鈦之折射效果，提升反射回光纖內之光源，並經由添加量之控制，得到本光催化系統之發光長度之最佳 PTFE 添加劑量。

2.4 近期相關光纖光催化成果應用

近幾年學界對於光纖運用於光催化處理作為傳輸光源媒介已逐漸開始討論，此技術由原先的空氣污染處理技術，延伸至水相處理，各研究針對光纖光催化所存在的不確定因素進行研究且探討，並在研究結果皆證明光纖運用於光催化技術可有效將光源延伸至不易光源穿透之污染位置，進行光催化處理程序，一些研究已經指出光纖運用於光催化處理程序可以有效地去除水相中的污染物，達到光催化效果。Xu et al., 2008 研究一種新的光纖反應器(optical fiber reactor,OFR)，該光纖反應器採用側光光纖(side-glowing optical fibers,SOFs)，將 TiO_2 塗覆在 SOFs 上，利用 OFR 收集太陽光，對四氯苯酚 (4-chlorophenol,4-CP)進行光催化降解，研究結果表示在陽光照射 8 h 後，4-CP 降解約 79 %。CHU et al., 2012 研究側光光纖 side-glowing optical fibers (SOFs)降解 20 ppm 亞甲基藍做為研究目標，使用可見光燈源，並改變不同條件來研究其降解。研究結果發現，最適合的反應條件為 $1.167 \text{ gL}^{-1} \text{ Ag}^+/\text{TiO}_2$ 和 7 % Ag^+ 結合 TiO_2 ，使用 500 根 SOF，在 300 W 可見光照射 8 h 下，光催化降解效率約 97 %。

Athanasίου et al., 2016 以二氧化鈦奈米材料與改質超過濾薄膜作為結合，並利用光纖延伸光源進入薄膜孔洞中進行光催化反應。研究結果指出，此結合系統在水相處理方面，除了有效降解水中污染物外，這種多功能光催化反應器利用於水分解(氫氣生產)，或是在空氣領域進行二氧化碳轉化和空氣淨化，將可運用於



大量研究和商業用途的潛在應用。

Lin et al., 2015 研發使用石英玻璃纖維為芯，矽橡膠塗層的光纖(side-glowing optical fibers, SOF)，以聚合物輔助水熱沉積法(polymer assisted hydrothermal deposition, PAHD)將摻雜鐵 TiO_2 塗覆於光纖表面上，研究中，在 UV 和可見光照射下使用不同比例摻雜鐵 TiO_2 覆膜光纖光催化降解羅明丹 B (RHB)以觀察光催化效率。實驗結果顯示，5 %摻雜鐵 TiO_2 且在 $\text{pH}=6$ 之降解效果可獲得最佳的光催化活性。Barton et al., 2016 研究以塗覆二氧化鈦奈米顆粒之石英光纖，進行光催化，並評估光纖側面激發的光催化活性。實驗以亞甲基藍作為污染物的情況下，光催化效率獲得了約 $1.55 \pm 0.13 \text{ min}^{-1} \text{ g}^{-1}$ 的一級速率常數。研究結果已經證明二氧化矽纖維適於將激發光引導到數十厘米之塗層距離上。使得光催化處理程序可延伸至光線較無法穿透之污染位置。

Lin et al., 2017 這項研究的目的是分析固定化的 TiO_2 -Fe 和 TiO_2 -rGO 納米複合材料在不同的操作條件下的光降解性能，採用聚合物輔助水熱沉積(PAHD)法塗覆光觸媒於光纖上，實驗結果不同光源測試的結果表明， TiO_2 -rGO 可增強光催化性能，主要歸因於光激發電子-空穴對的結合速率降低，但對於 TiO_2 -Fe 納米複合材料，較窄的帶隙將有助於提高光催化活性，因此研究最後指出， TiO_2 -rGO 在紫外光照射下對藥物具有較高的光催化活性，而 TiO_2 -Fe 則更適合可見光氧化。

Tugaoen et al., 2017 評估了 TiO_2 光觸媒固定於石英光纖上，以 UV-LED 作為照射燈源進行光催化處理。研究指出光有效傳遞到含有污染物之處理水與光催化劑是主要目前光催化處理的一大障礙，而光觸媒造成光滲透性差，需要處理後在進行過濾分離催化劑也是一大問題。替代方案是將光催化劑沉積在固定基板上並將光傳遞到附著的催化劑的表面上。在研究中， TiO_2 塗覆的石英光纖耦合到發光二極管(OF/LED)，研究目的改善光傳輸障礙。在 OF/LED 反應器中研究設計因素和機理包括：(i)耦合光纖搭配之 LED 光源數量的影響，以及(ii)使用捆綁在單個 LED 上的多根光纖。探討從光纖到 TiO_2 塗層的光傳輸機制。研究以對氯苯甲酸(pCBA)在反應器中進行了實驗。根據 pCBA 的降解動力學，確定氧化和電能(EEO)的定量效率(Φ)。使用 TiO_2 塗層的光纖束降低了能量傳遞光子的需求並增加了可用的表面積，從而提高了 Φ 和增強的氧化污染物去除性能(EEO)。實驗探討不同光纖支數對於光催化反應動力學之影響。實驗結果顯示，以在不同光纖支數(1、3、15 支)光纖搭配 1 顆 LED 燈源的操作條件下，以 15 支光纖搭配 1 顆 LED 燈源可以獲得最佳的反應動力學。因此實驗結果證明，單一光源使用之光纖數量對於光催化效率是重要關鍵因素。Kim et al., 2017 以浸鍍法改質塑膠光纖(plastic optic fiber, POF)表面，將 TiO_2 沉積於光纖表面上，並透過光催化降解亞甲基藍(MB)與 4-氯苯酚(4-CP)並氧化還原六價鉻(Cr(VI))試驗觀察光催化效率。實驗結果顯



示，MB 降解效率會隨著 TiO_2 負載量的增加而提升，並溶液 pH 增加和 MB 初始濃度降低將會提升光催化效率。並且 POF/ TiO_2 顯示出比石墨烯(graphene oxide, GO)之 POF/ TiO_2 /GO 更好的光催化活性，此研究在最後表明，POF/ TiO_2 之光催化處理程序對於水處理是可行的。

Lopes et al., 2018 研究將可見光藉由光纖傳導至地下環境，增加地下環境氧氣的量。將直徑為 5 毫米塗有白色聚合物的塑料光纖通過放射狀放置在柱子的中心，並連接到人工可見光源 150W，搭配光生物反應器，觀測氧氣變化。實驗證據證明了使用放射狀發射光纖將光傳輸到地下並由於對光刺激的微生物反應而增加水中溶氧的可行性。

Paredes et al., 2019 將 TiO_2 固定在聚偏二氟乙烯(polyvinylidene difluoride, PVDF)雙層的中空纖維膜兩種類型的水基體中的光催化處理過程中，目的去除 8 種特定藥物。研究將 90 根中空纖維放置在反應器內部的石英管周圍，使用 TiO_2 固定在中空纖維膜上，將目標藥物加入水中，進行光催化並分析。研究結果指出，與懸浮催化劑相比，負載型光觸媒的應用可以在光催化處理過程中提高化合物的光轉化率。結果表明，負載型催化劑可以輕鬆地重複使用，而不會降低效率，並且無需使用其他分離系統(例如薄膜處理)進行回收，其應用將逐漸成為一種有前途的選擇。Zhong et al., 2019 研發以新型紫外光-可見光之光催化中空光纖(hollow optic fiber, HOF)與 TiO_2 進行複合材料研究，以提高光催化活性降解 4-氯苯酚(4-CP)。研究中利用 $\text{Er}^{3+}:\text{YAlO}_3/\text{SiO}_2/\text{TiO}_2(\text{EYST})$ 組成的 TiO_2 複合物作為光纖塗層，此材料於光纖介面顯示出良好的光傳輸能力，研究結果顯示，當 EYST 塗層厚度為 10 和 160 μm ，pH 為 6.0，溫度為 55 $^\circ\text{C}$ 時，可獲得最佳的光催化活性。

Roge et al., 2020 在大孔玻璃纖維膜中直接合成 ZnO/SnO 異質結構的光催化性能。採用原子層沉積(ALD)，用 SnO 對水熱 ZnO 納米棒進行了功能化。通過控制 ALD 循環次數精確地調整了 SnO 在 ZnO 納米棒上的覆蓋率。研究結果覆蓋率約為 40%的話，對 MB 具有最有效的光催化活性。



第三章 材料與方法

3.1、試劑與藥品

1. 去離子水(DIW, 超純水機, Barnstead)。
2. 鹽酸(Hydrochloric acid, HCl 35~37%, SHOWA)。
3. 氫氧化鈉(Sodium hydroxide, NaOH, J. T. Baker)。
4. 甲醇(methanol, CH₃OH, 純度99.9%, HPLC等級, ECHO)。
5. 二氧化鈦觸媒含有70%銳鈦礦結晶(Anatase)及30%金紅石結晶(Rutile), 顆粒大小為20-30 nm。(Titanium oxide, 21 nm, Degussa P-25)。
6. 氮改質觸媒(N-doped TiO₂)粉末製作：主要參照(Sun et al., 2008), 首先加 20 mL 鈦酸四丁酯於坩鍋中, 再分別添加 0、10、20、30、40、50 mL 不同氨水比例, 以滴定管控制流速(1 mL/min)添加氨水至坩鍋中, 並以磁石持續均勻攪拌, 連續攪拌 30 分鐘後, 放至烘箱以 100 度烘乾, 約 2 小時(需觀察是否乾燥)。
7. 無機樹脂(主成分為二氧化矽(SiO₂), 為無限豐富無機材料實驗室試驗提供, 具有環保無毒、微透氣性及結合力之特性)。
8. 聚四氟乙烯(Polytetrafluoroethylene preparation 60 wt% dispersion in H₂O, Aldrich)。

3.2、分析方法

本研究分析之水質項目主要包括污染場址所公告之含氯有機物、DOC、氯離子(Cl⁻)、水質分析項目包括 pH、溶氧(dissolved oxygen, DO)、水溫、濁度、導電度、UV254、TKN(Total Kjeldahl Nitrogen, TKN)、氨氮(NH₃-N)、硝酸鹽氮(NO₃-N)、亞硝酸鹽氮(NO₂-N), 皆遵照環保署環境檢驗所(以下簡稱環檢所)公告之標準方法進行。而分析之樣品將依照環檢所「PA101-檢測環境檢驗品質管制指引通則」進行數據校驗及品質管制。此外, 為避免分析樣品間的污染分析任何一批樣品時, 每十個樣品應執行一空白試驗, 少於十個樣品時每批至少應執行一次空白試驗。空白試驗含儀器空白與試劑空白試驗。回收率測定範圍要求落在 15%誤差範圍內。採集樣品及分析方法分述如下。

3.2.1、被動式採樣袋試驗說明

本研究使用被動式採樣袋採集地下水中揮發性有機物(VOCs), 使用流程如下：

1. 將採樣緩緩垂放置監測井中, 放置至預定採樣深度, 可根據污染物特性做多深度採樣袋放置。



2. 將懸掛繩固定在監測井井蓋，將井蓋蓋回井口。等待 14 天後即可取出採樣袋採樣(註):14 天為環保署環檢所採樣方法「監測井地下水揮發性有機物被動式擴散採樣袋採樣方法 NIEA W108.50C」所規範。
3. 緩慢拉動懸掛繩，使採樣袋緩緩上升取出。
4. 取出取樣管，將取樣管對折，用以控制取樣流速。
5. 小心將取樣管刺入採樣袋，使得袋內水樣流出，穿刺位置盡量接近採樣袋底部，使水樣完全流出。
6. 控制取樣管內樣品流速，使水樣緩慢流速樣品瓶。

依據「水質检测方法總則(NIEA W102.51C)」規定，揮發性有機物 (VOCs) 以 40mL 褐色直口玻璃瓶盛裝樣品，瓶蓋內附鐵氟龍墊片。不得以擬採之水樣預洗，加鹽酸使水樣之 pH<2，裝樣後不得含有氣泡，暗處，4°C 冷藏，若水樣中含有餘氯，則於每瓶水樣中添加 25mg 抗壞血酸。最長保存期限為 14 天。

3.2.2、含氯有機物分析方法

將被動式採樣袋採集(3.2.1 章節)之樣品進行後續分析，本試驗之含氯有機物分析方法皆透過台灣檢驗科技股份有限公司(SGS)進行分析，分析方法採用行政院環保署環境檢驗所公告「NIEA W785.56B/水中揮發性有機化合物检测方法—吹氣捕捉／氣相層析質譜」進行含氯有機物之分析，分析項目包括 1,1,2-三氯乙烷、1,1-二氯乙烯、四氯乙烯，以及三氯乙烯，分析方法皆按照環檢所規定。

3.2.3、氯離子分析方法

水樣中氯離子濃度分析係用以評估含氯有機物經光催化分解之處理效果，以及處理水中氯離子濃度對於 TCE 光催化反應之影響。實驗分析方法採用環檢所公告之「W415.52B-水中陰離子检测方法—離子層析法」進行分析。處理水樣經過 0.45- μm 濾紙過濾後，以離子層析儀(Ion chromatography, IC) (DIONEX ICS-2000)進行分析。IC 儀器分析設定條件為：移動相 Na_2CO_3 (0.27 M)、 NaHCO_3 (0.03 M)；流速 1.5 mL min^{-1} ；管柱 AS12A(如表 3)，分析圖譜如圖 1。

表 3、IC 分析儀器設定條件

分析項目	移動相	流速 (mL/min)	管柱
Cl^-	Na_2CO_3 (0.27 M)	1.5	AS12A
	NaHCO_3 (0.03 M)		

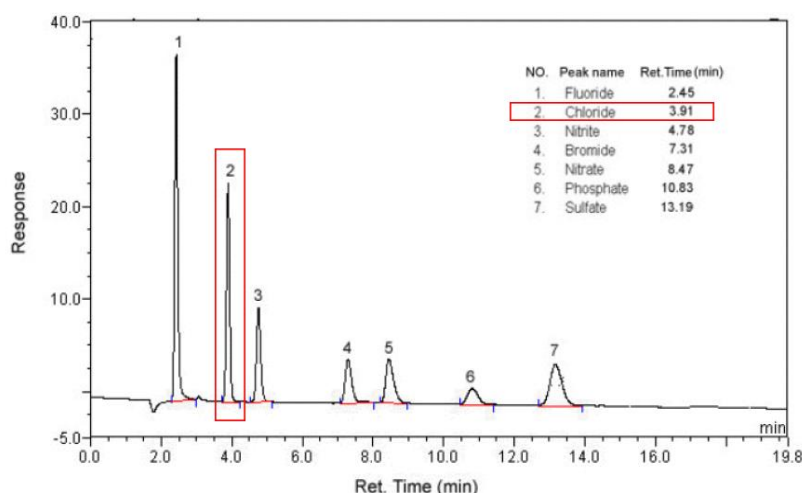


圖 1、離子層析儀之標準分析圖譜(資料來源：環檢所 NIEA W415.52B。)

3.2.4、總有機碳分析方法

TOC 之分析係用以評估在不同操作條件下，光催化對於礦化含氯有機物之效果。實驗分析方法採用環檢所公告之「W530.51C-水中總有機碳檢測方法—燃燒／紅外線測定法」進行分析。水樣經過 0.45 μm 濾紙過濾後，並以磷酸將水樣酸化至 pH 2 以下吹氮(purge)後以總有機碳分析儀(TOC Analyzer) (Shimadzu TOC-VCSH) 進行分析，故實際上量測之濃度為非揮發性溶解性有機碳(Non-purgeable dissolved organic carbon, NPDOC)。

3.2.5、數據之品保品管(QA/QC)

而分析樣品將依照行政院環保署環境檢驗所「PA101-檢測環境檢驗品質管制指引通則」進行數據校驗及品質管制。此外，為避免分析樣品間的污染分析任何一批樣品時，每十個樣品應執行一空白試驗，少於十個樣品時每批至少應執行一次空白試驗。空白試驗含儀器空白與試劑空白試驗。回收率測定範圍應要求落在 15% 誤差範圍內。

3.2.6 檢量線製備

樣品分析前皆會配製符合樣品濃度之檢量線範圍，濃度包含 5 點以上之分布點，依配製檢量線濃度與儀器對應之訊號值、面積值、吸光值等，經計算後求得線性迴歸之決定係數(R^2)必須大於或等於 0.995，實驗步驟如以下所示。

3.2.7 方法偵測極限

以檢量線最低點之濃度分析三次，求其標準偏差，接著配製 7 個上述標準偏差 3 倍之濃度點，各分析一次，求 7 次值之標準偏差，方法偵測極限即是此標準偏差之 3 倍。



3.2.8 樣品重複分析

每次實驗分別取樣兩次，各個樣品的分析次數為兩次，故樣品分析為四重複，依方法所提供之相對標準偏差，以確保儀器分析之精確度和數據的可信度。

3.3、現地調查方法

本模場試驗計畫與裕山公司合作，初期從污染場址之環境調查著手。首先以現地既有監測井進行污染物濃度分析，了解水文流向、流速等條件，判斷於重點位置設置監測井進行監測之重要性。主要工作將進行場址特性調查，說明如下：

本團隊於試驗初期進行場址特性全面性調查，為使光纖系統之設置位置更加合適，將針對場址之地質特性、土壤特性、地表水文、地下水文進行調查，以了解其對於污染物分佈和流向之影響。本團隊採用「地質鑽探作業」及「薄膜介面探測法」方法，進行土壤及地下水污染潛勢分析，經由快速、非破壞及節省經費調查技術，深入了解土壤及地下水疑似污染之污染情形，本團隊於 109 年度於現地進行定期監測水位，發現本場址豐枯水期水位劇烈變化，而污染團的位置變化將是污染驗證之一大挑戰，本團隊將搭配定期的 MIP 檢測與持續性的空白採樣，進行滾動式檢討，並作為後續設置處理/監測井之參考依據。

3.3.1、地質鑽探及判釋作業

過去鄰近模場地區之鑽探結果顯示，該地區以礫石層為主，鑽井作業較為困難，必須使用鑽堡作業，且地面下 80 m 尚未觸及到不透水層，顯示自由含水層厚度>80 m。於本模場計劃所鑿兩口井，作業亦將先進行鑿井鑽探工作，以確認現地的實際狀況，以及將要進行整治的深度。本研究在兩口井不同深度進行取樣並且作後續地質分析(圖 2)，可以得知 0-5 m 為黏土夾砂，6-12 m 為黑粗砂夾礫石，13-60 m 為棕色中細砂，地質剖面圖如圖 3 所示。



圖2、現地土壤地質採樣圖



至地表下深度(公尺)	地表	土壤柱狀圖
0 ~ 6	黏土夾砂 5M	
6 ~ 12	黑粗砂夾礫石 12M	
12 ~ 18	棕色中細砂 60.00M	
18 ~ 24		
24 ~ 30		
30 ~ 36		
36 ~ 42		
42 ~ 48		
48 ~ 54		
54 ~ 60		

圖3、地質剖面圖

3.3.2、薄膜介面探測作業

第一年將使用薄膜介面探測作業系統(Membrane Interface Probe, MIP)，其主要組成為薄膜介面鑽頭、載流氣體管線、密閉室、加熱系統、半透膜、及末端所連接之分析儀器等。為於探測地下環境污染物濃度時，能同時評估土壤物理特性，目前亦有將土壤孔隙水導電度量測系統(Electrical Conductivity Measuring System, EC)整合在一起的特殊鑽頭(如圖 4 所示)。MIP 系統之分析原理主要係將嵌入不銹鋼鑽頭表面之半透膜加熱至 100 至 120°C，此時土壤/地下水中的揮發性有機污染物經過半透膜進入密閉室，並由載流氣體將污染物帶至地表的偵知器進行定量分析，提供場址調查取得與深度對比的有機污染物相對濃度。主要特色為在直接貫入過程進行連續性紀錄及分析，故可以藉由適當的佈點規劃，清楚描繪出場址之三維污染濃度分布，有利於後續光纖透水性反應牆之架設位置合適性。

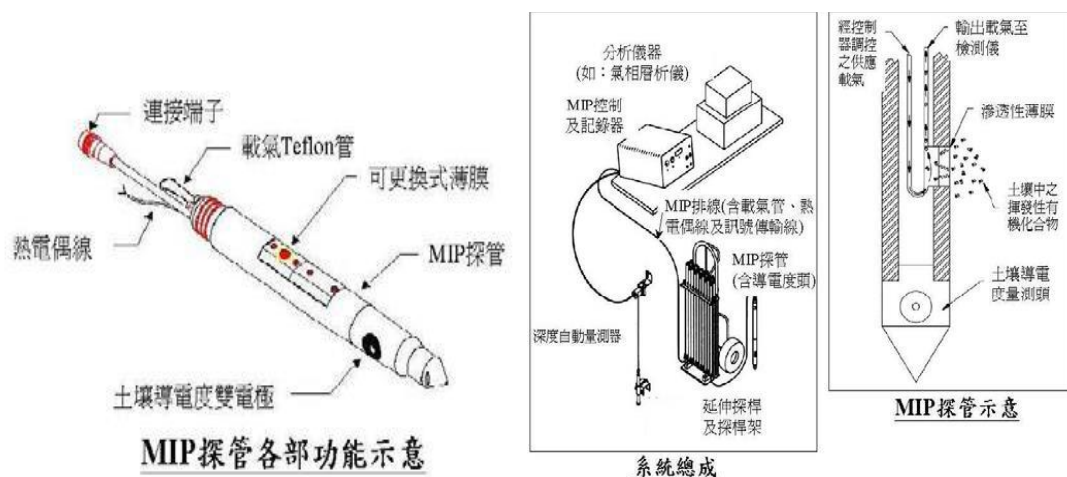


圖 4、MIP 系統組成示意圖(Geoprobe Inc.)



3.3.3、環境背景資料調查

3.3.3.1、地理及地形

屏東縣位於臺灣南端，東有大武山山脈，接連臺東縣界，西臨高屏溪與高雄市毗鄰，西南臨臺灣海峽，南臨巴士海峽，北至高樹鄉與高雄市分界。屏東縣全縣面積大約有2,775 平方公里，南北長112 公里，東西寬47 公里。其最東邊為霧台鄉雄峰山頂，以中央山脈與臺東為界，最西邊為琉球嶼西端，最南邊為恆春鎮七星岩南端，最北則為高樹鄉舊寮北端。屏東縣境內地形大致上可分為屏東沖積平原地區、中央山系南端高山地區、恆春半島地區等三區，東為中央山脈南段，為本縣全境之屏障；西部平原則連接高屏溪流域。而新開寮地下水使用限制地區(簡稱本場址)位於屏東沖積平原，係由高屏溪、東港溪、旗山溪、荖濃溪、隘寮溪、林邊溪等網狀河流沖積而成，沖積層主要以礫、砂、及黏土等地層所構成。

3.3.3.2、氣候

屏東縣是臺灣緯度最低的縣市，屬於熱帶性氣候。屏東縣氣溫平地區域南北之差異不大，年平均24.4度，惟平地與山區之差異則較顯著，年平均氣溫差異達5.3度，又冬季(1月，7.2度)與夏季(7月，7.9度)之平均氣溫差。屏東縣內全年雨量大部份集中於5至9月間，每年6月至10月多颱風，夏季雨量以雷雨與颱風雨為主，尤以在8月雨量最多。而平地及丘陵地於10月至隔年4月雨量甚少。山地5月至9月為真正雨期外，自10月至隔年4月降雨量亦不少。

3.3.3.3、地質與土壤

潮州斷層帶由北至南作為山地與平地之分界，斷層以西為屏東平原，以東為中央山脈南部大武地壘，在地形上屬於一種左移逆斷層。屏東縣的地質主要包括：硬頁岩板岩千枚岩夾砂岩，板岩、千枚岩石夾英岩質砂岩，黑色片岩、綠色片岩、砂質片岩等岩性。本計畫場址多為土、砂、礫之地質分佈。

3.3.3.4、地表水系

屏東縣地表水資源豐富，其主要河川有高屏溪、東港溪及林邊溪，次要河川有率芒溪，枋山溪、楓港溪、四重溪、保力溪及港口溪等六條。本計畫場址屬於林邊溪水系，林邊溪發源於大武山區，向南流經屏東縣境內，而由林邊出海，河川長度約42.2公里，是屏東縣平原地區主要灌溉水源之一。林邊溪豐水期可引用水量不多，枯水期逕流量幾乎全潛伏為地下水，估計有40百萬立方公尺之蘊藏量。

3.4 污染整治方法規劃

本團隊所選擇之模場基本資料如表 4 所示。本模場位於屏東縣新埤鄉新開寮社區東南側，屬於屏東沖積平原，主要由礫、砂、及黏土等地層所構成，四周主



要為台糖公司及私人的農業用地。由調查結果得知，疑似污染來源可能位於新開寮潮東國小崙川分校上游之疑似污染場址萬隆段 98 地號(原冀箕湖段 746 地號)及萬隆段 221 地號(原冀箕湖段 370 地號)。民國 90 年，屏東縣環保局執行「辦理潮州鎮新開寮地區疑遭非法棄置掩埋場污染地下水調查監測計畫」結果顯示，新開寮區域內多口監測井地下水檢出 1,1-二氯乙烯、1,1,2-三氯乙烷、四氯乙烯、三氯乙烯等揮發性含氯有機污染物，並持續增加下游監測井數量，且每年定期監測地下水關切污染物變化，目前發現污染物有持續擴大的現象。本團隊已經向屏東縣環保局申請使用該地區做為本次模場試驗之場址，經會同環保局承辦和台糖股份有限公司屏東區處承辦完成現勘，決議使用新埤鄉萬隆段 0127-0000 地號(舊地號為屏東縣新埤鄉冀箕湖段 741 號)作為模場用地，場址地號地籍圖及地籍謄本如附件所示。本團隊已於 107 年 11 月 20 日收到環保局同意備查公文，隨即於 107 年 11 月 21 號函文至台糖股份有限公司屏東區處，洽請出具土地使用同意書。模場用地為公告污染場址範圍區內之監測井 T00096 之下游區塊，預計使用位置示意圖如圖 4 所示，租借範圍長寬各為 20 m，總面積為 400 m²，因限於核定之經費有限，故於申請計畫書(定稿)時，修正本計畫之規劃，改為每一年各設置 1 口光纖處理井，較原先預定之七口井大幅減少，因此，其評估方式是否能呈現處理效能，並於光纖光催化反應牆處理期間進行效率評估，於本專案執行期間作滾動式檢討和修正。另外，於 109 年度之新井(NPUST-EP305-2)鑒於 108 年度之舊井(NPUST-EP305-1)上游處(如圖 5 所示)，作空白試驗井使用，有利於驗證效能評估。

表 4、模場試驗場址基本資料

模場名稱	新開寮模場
主管機關	屏東縣政府環境保護局
場址座標	TWD97，X： <u>208585</u> ，Y： <u>2490811</u>
場址地址	屏東縣新埤鄉
場址地號(舊)	屏東縣新埤鄉冀箕湖段 370 至 376、376-1、705、709、714、715、727 至 757、740-1、766、767 地號
場址種類	其他
場址面積(m ²)	<u>300,000</u> m ²
場址列管狀態	地下水受污染限制使用地區
土壤污染物	無
地下水污染物	1,1 二氯乙烯(<u>0.190</u> mg/L) 四氯乙烯(<u>0.0469</u> mg/L) 三氯乙烯(<u>0.0331</u> mg/L) 1,1,2-三氯乙烷(<u>0.047</u> mg/L)

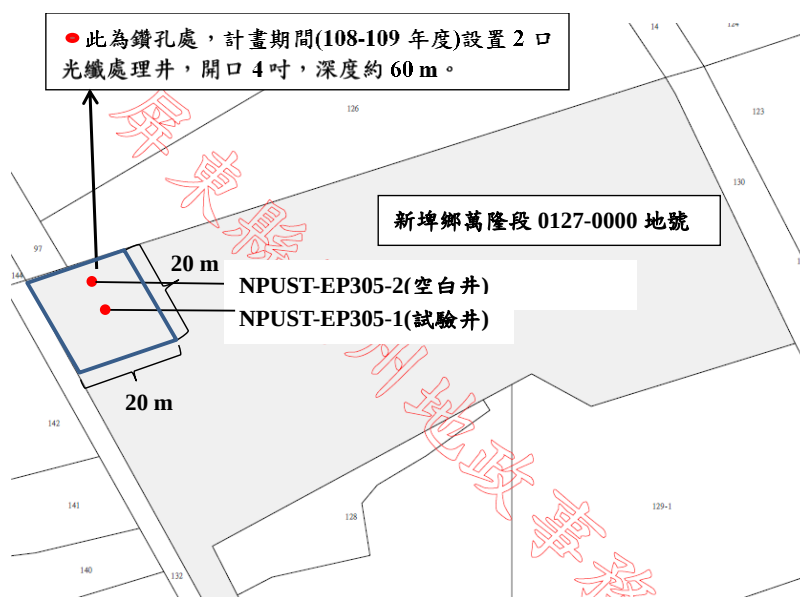


圖5、模場使用位置規劃圖

3.4.2、光催化處理井設置說明

3.4.1.1 鑿井工程說明

根據先前的調查資料顯示，本區地層以礫石層為主要組成，鑿井時困難度高。此外，本區位於大潮州人工湖的下游地區，地下水流速較快，約可達每天20 cm，同時過去鑿井鑽探結果發現，即使鑽探深度達到80 m，仍未觸及不透水層，顯示本區之自由含水層厚度>80 m。豐水期之地下水位高度約為15-20 m，而枯水期之地下水位高度約下降至地下35 m，如欲能夠持續進行受污染地下水之處理，對於地下水處理系統之設置為一極大的挑戰，然而由於本技術不須灌注化學藥劑，容易擇定光催化處理深度，因此較傳統之化學藥劑灌注法適合於本區域採用。

本計畫於108年度與109年度各設置一口監測/處理井(圖6)，規格皆為4英吋井，井深為60 m，開篩深度為30-60 m(開篩位置井體採用0.425~0.85 mm石英砂)，井體周圍以石英砂、皂土，以及水泥進行塑形，井口設置採用隱藏式井，並設置防水井蓋，四周以標竿警示，並設告示牌，本團隊已於109年04月12日完成鑿井(施工流程照片如圖7所示)，後續安排洗井、微水試驗，以及流速流向測定，並針對各深度土層進行土壤採集並質地分析及研判，處理井資料及試驗建立照片如圖8所示，並於後續3.4.2章節進行說明。

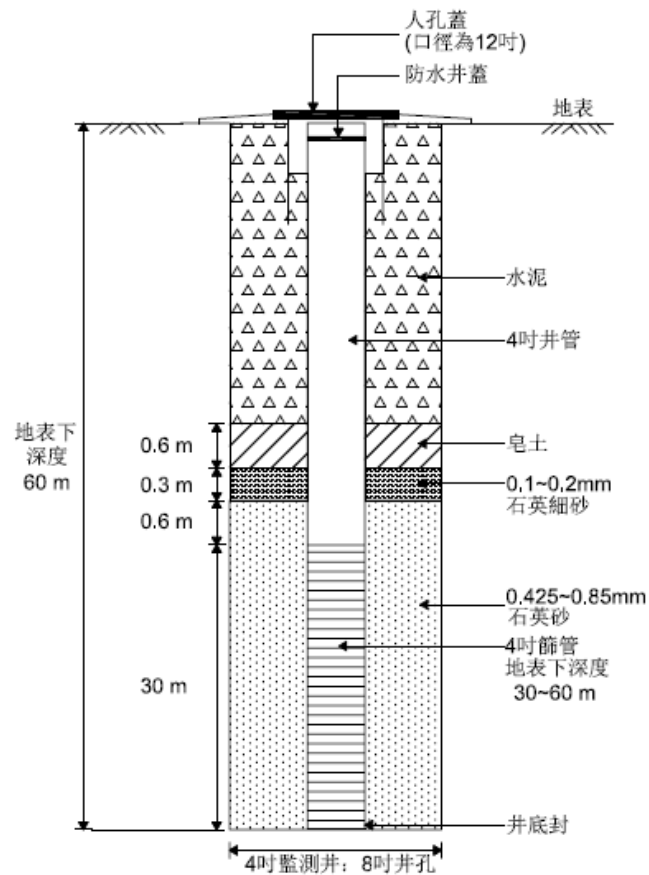
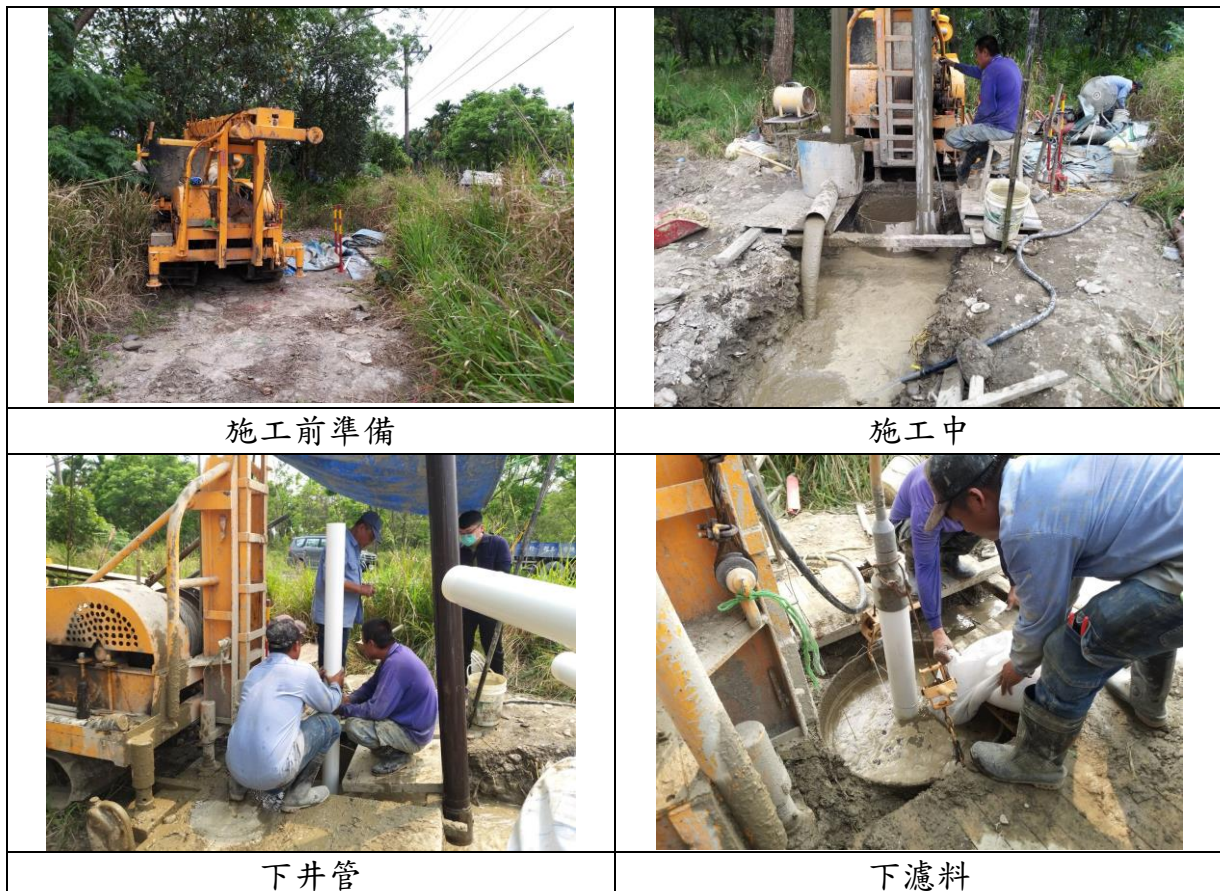


圖6、處理井設置構造圖



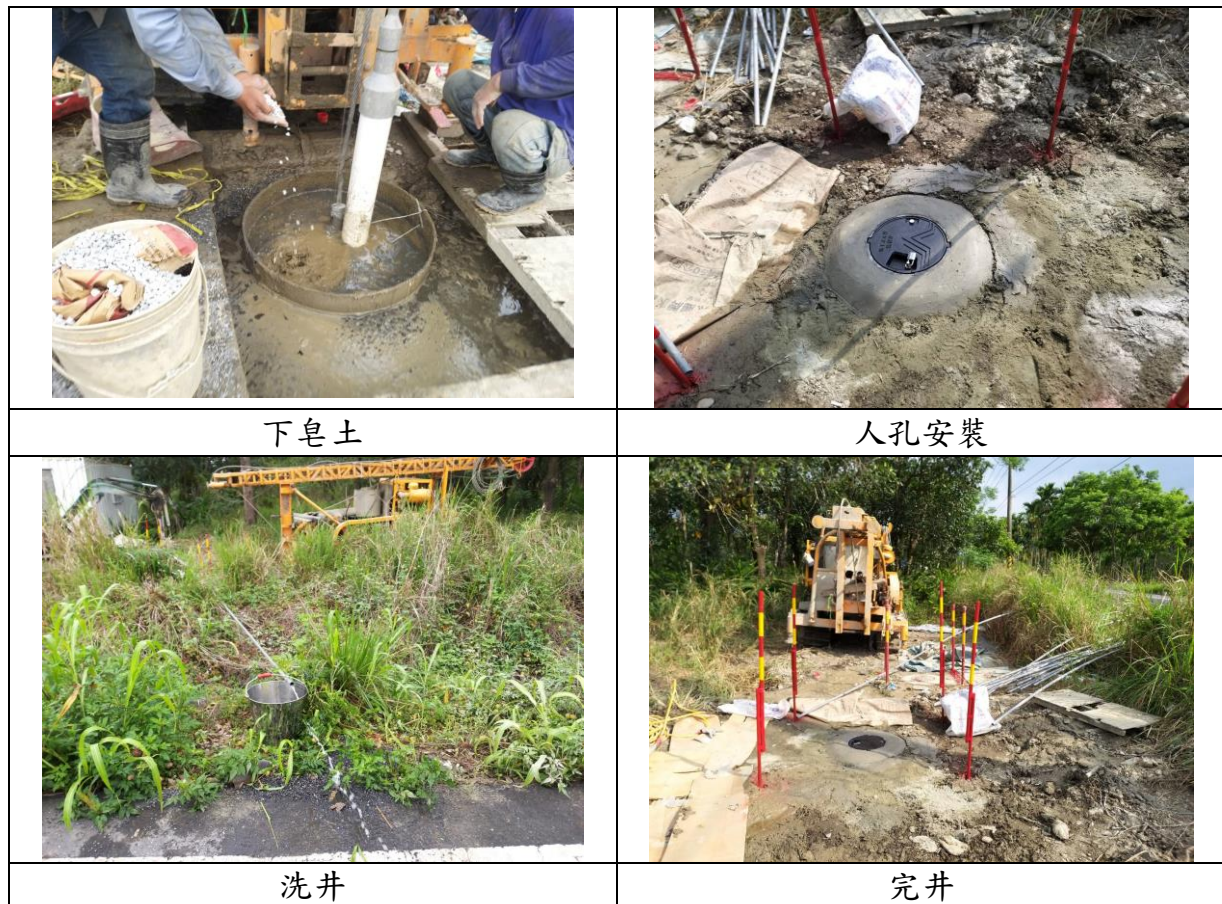


圖7 鑿井工程現況照片

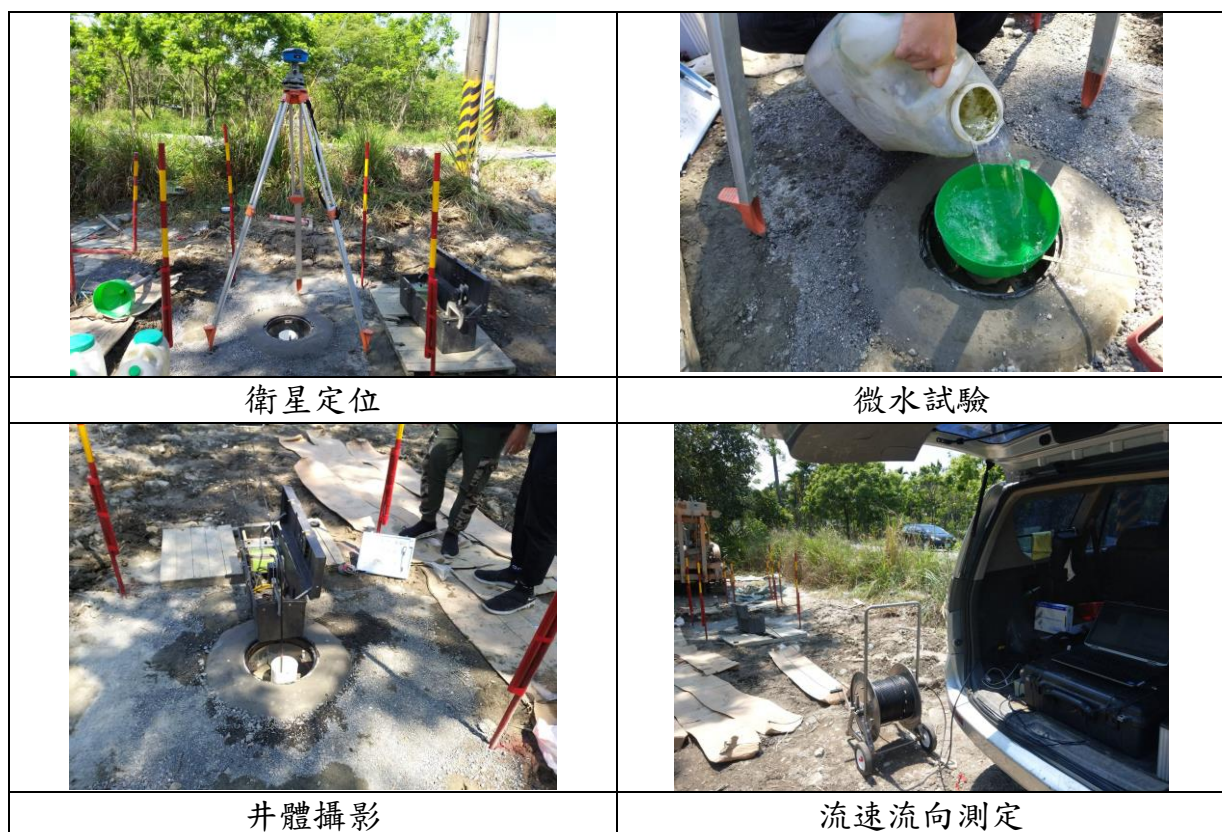


圖8 處理井資料及試驗建立



3.4.1.2 處理井之衛星定位

衛星定位於 108 年 06 月 01 日(NPUST-EP305-1)與 109 年 4 月 12 日(NPUST-EP305-2)完成新設監測井之座標與高程量測。監測井坐標測量採用衛星定位系統(GPS)，高程測量採用即時動態 GPS 法(RTK)。衛星定位儀(CN-90)於監測井所接收訊號，配合 Civil-NET™雙星 eGPS 定位雲端服務系統所提供數據進行同步解算。監測井之座標及高量成果彙整下表 5。

表 5 監測井衛星定位成果

井號	井址座標(TWD97)		高程(井頂)
	縱座標 N	橫坐標 E	(EL, m)
NPUST-EP305-1	2490815.494	208602.326	54.61
NPUST-EP305-2	2490817.217	208603.35	54.073

3.4.1.3 處理井之微水試驗

於 108 年 06 月 01 日(NPUST-EP305-1)與 109 年 4 月 12 日(NPUST-EP305-2)完成監測井之微水試驗。微水試驗是使用 AQTESOLV 軟體來進行解算，輸入計算公式所需的各項參數，AQTESOLV 將透過輸入參數以 Bower and Rice 計算式去繪製水位變化曲線來比對出滲透係數(K)值。監測井之滲透係數成果如下表 6，可以得知兩次試驗結果，NPUST-EP305-1 井之透水係數為 2.654×10^{-6} 與 2.568×10^{-6} m/sec，NPUST-EP305-2 井之透水係數為 4.534×10^{-4} 與 4.572×10^{-4} m/sec。

表 6 微水試驗成果

井號	試驗成果	
	第一次(m/sec)	第二次(m/sec)
NPUST-EP305-1	2.654×10^{-6}	2.568×10^{-6}
NPUST-EP305-2	4.534×10^{-4}	4.572×10^{-4}

3.4.1.4 處理井之井體攝影

在井體攝影方面(圖 9 與 10)，使用 GeoVISION 所生產之孔內攝影檢測系統，它能即時提供地下影像資訊，並外接電腦或視訊設備直接擷取影像錄製，提供井體維護人員所需之孔內資訊，包括孔內的表面破損情形、積垢種類、管底淤砂，並觀察孔內濾水管的情形。此攝影檢測系統可提供最深地下 100 公尺以內深度的影像資訊，包括井體的表面破損情形、井體積垢種類、井底淤砂，並觀察井體濾水管的破裂情形，由圖 9 與 10 得知，本新設之處理井體之攝影影像，結果良好。



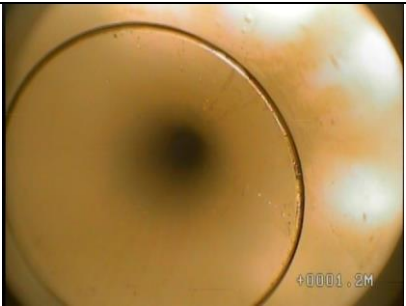
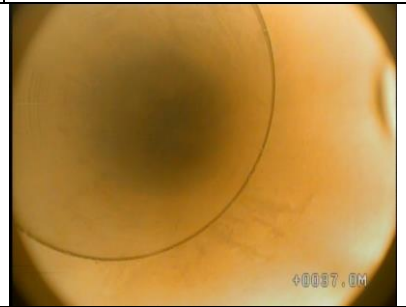
NPUST-EP305-1			
			
說明：	深度：1.2 m 現況：連接縫狀況良好。	說明：	深度：35.3 m 現況：靜水位面上方。
			
說明：	深度：37.0 m 現況：連接縫狀況良好。	說明：	深度：37.3 m 現況：井篩狀況良好。
			
說明：	深度：53.9 m 現況：井篩狀況良好。	說明：	深度：54.9 m 現況：連接縫狀況良好。
			
說明：	深度：57.8 m 現況：井篩狀況良好。	說明：	深度：60.9 m 現況：井攝深度至 60.9 m。

圖9 處理井之井體攝影圖像(NPUST-EP305-1)



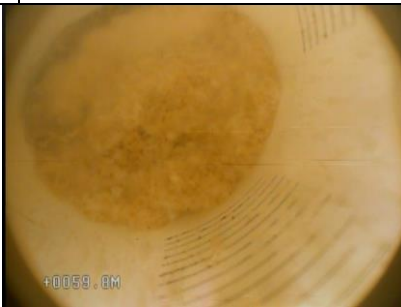
NPUST-EP305-2			
			
說明：	深度：3.1 m 現況：連接縫狀況良好。	說明：	深度：38.9 m 現況：靜水位面上方。
			
說明：	深度：41.9 m 現況：連接縫狀況良好。	說明：	深度：47.5 m 現況：井篩狀況良好。
			
說明：	深度：50.5 m 現況：井篩狀況良好。	說明：	深度：53.8 m 現況：連接縫狀況良好。
			
說明：	深度：58.3 m 現況：井篩狀況良好。	說明：	深度：59.8 m 現況：井攝深度至 59.8 m。

圖10 處理井之井體攝影圖像(NPUST-EP305-2)



3.4.1.5 處理井之流速流向測定

本處理井首先進行流速流向測定，探討處理井之流速流向之基本資料，本試驗所使用之儀器為流速流向儀(Geotech, AquaVision Colloidal Borescope)，搭配 notenbook 進行監測，使用電腦軟體進行分析(AquaLITE 流速流向分析軟體)。數據結果呈現於 4.5 節之現地模場之流速流向試驗，測定過程如下：

1. 量測監測井內水位及記錄。
2. 確認監測井資料之篩管位置，並換算電纜線長度。
3. 將流速流向儀之感測器放置於井內之篩管位置處，並將感測器電纜固定。
4. 儀器連接電腦進行連線及相關參數設定。
5. 由電腦確認感測器之指北儀校正完成後，即啟動感測器，持續進行井內周圍之膠體粒子移動軌跡變化，偵測約 30 分鐘待數值穩定，藉此計算分析地下水流速及流向。
6. 操作人員將電腦顯示之流向及流速分析結果讀值進行記錄。

3.4.2、光纖光催化系統技術說明

本計畫於 108-109 年度以現地污染模場作為試驗對象，利用本團隊開發之新穎光纖光催化技術進行污染處理，根據過去歷年的研究成果，108 年度所提出為兩年期之模場試驗計畫，擬將過去實驗室規模之覆膜光纖光催化處理地下水中 TCE 之處理系統，應用到現地模場處理中，設置一系列之 PRB 進行地下水污染物之處理，108 年度首先開設一口處理井進行井內成效觀測，並在第二年度開設第二口監測井，此雙井系統可以更有效的達到成效驗證。本模場試驗計畫將與國內具有地下水污染處理豐富實務經驗之裕山環境工程股份有限公司(以下簡稱裕山公司)組成合作團隊，由國立屏東科技大學陳冠中教授之研究團隊負責光催化處理系統相關之設備設置與操作，以及現場採樣，而後續污染物分析則交由台灣檢驗科技股份有限公司(以下簡稱 SGS)，並由井帝鑿井公司協助設置必要之監測井和簡易(處理)井，以及進行現場實務工作之指導和執行。依據貴署補助之 107 年度模擬現地污染場址整治-噸級土壤箱處理之試驗結果，本計畫所提之模場系統將採用塑膠光纖(Plastic optical fiber, POF)進行光源引導傳輸，而處理段的部分，利用光催化效果較佳之石英光纖(Quartz optical fiber, QOF)進行受污染含水層處理。光觸媒覆鍍採用 105 和 106 年度分別研發之噴霧塗佈法(Spray coating)和無機覆膜液進行覆膜光纖之製備，再以 107 年度使用之分層嵌入工法建立光纖光催化系統建置。本光纖光催化處理技術之特點在於可以在污染場址現地進行污染控制和處理、開挖面積小、沒有添加化學藥劑、可視需要使用多種光源和以 PRB 之形式應用於現地處理，提供現有之現地和離地處理外的另一個創新處理技術選擇。本處理系統符合綠色處理技術之要求，除能源消耗較低外，與化學藥劑灌注



相比，可減少化學藥劑之運送和使用，減少二次污染發生之機率，可作為綠色環保技術推廣，且初步評估之成本較目前所採用之抽取處理法(Pump and Treat)低廉。本技術透過模場試驗計畫執行，能夠更確實了解現地應用之情形，並加以檢討改善，以符合實際應用需求。故本技術之創新研發，對於未來土壤及地下水整治工作，不但重要且有其必要性。

本技術成功關鍵重點在於光源以及覆膜光纖設計與設置，因此，本團隊於 108 年度設計 LED 水中光源機(395 nm)，功率為 50W，測試過程如圖 11 及 12 所示，本團隊於專案初期針對光源機傳導光源至塑膠光纖中之可行性進行評估及測試，並考慮到光源在長距離傳輸後可能會損耗嚴重(模場地下水層 30-80 m，與一般場址不同)，導致光強度不足以激發後續光催化用之石英光纖，因此本團隊設計一款水中光源機，可與封篩管進行套接，一同進入污染地下水層，並在封篩管的上方進行照射，將光源近距離導入處理段的光纖當中，進而光源可順利導入該處理層，進行光催化處理。而依據本研究之 107 年度成果作為基礎，以分層鋪設光纖的概念，將水中光源機照射至塑膠光纖(包覆)後，並透過不同的塑膠光纖長度調控可延伸之處理位置，此方法可有效將光源延伸至處理層，試驗在固定處理段的覆膜石英光纖的情況下，透過不同的塑膠光纖長度延伸，以達到處理段之石英光纖處於不同深度位置，塑膠光纖長度分別為 78、88、98、108、118 cm，直徑為 6 mm，共五段，此塑膠光纖皆將外層以 PVC 進行包覆，只有頭尾進行導光，將光源傳導至處理段之石英光纖，石英光纖長度皆固定 30 cm(直徑 6 mm)，各段石英光纖與塑膠光纖之連接處，皆包覆 10 cm PVC 以確保光纖有效串接，後端之 20 cm 作為發光段以及覆膜光觸媒之位置，每次噴塗光觸媒覆膜前皆需進行光強度測試，經每次測試結果，石英光纖於發光段(20 cm)可從側邊發出，紫外光 5-10 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ ，可見光 10-15 LUX 之光強度。本團隊於 109 年度測試在不同光纖支數(3、5 支)對污染處理效率之影響，以及透過不同光觸媒(TiO_2 、N- TiO_2)，在不同燈源種類(紫外光與可見光)的處理效率影響，並持續於上游放置的空白試驗(新井)，與試驗井(舊井)所採集之污染物濃度進行比較，可藉由雙井進行污染濃度驗證。

本團隊因考慮到本污染場址之特殊性，具有地下水層深厚、地質複雜，以及流速快等特點，為確認現場污染水層及熱點流動情形，因此，本團隊定期進行 MIP 分析，利用此儀器找出實際受到污染水層，並針對污染熱點進行有效光催化處理。在上述前提下，本團隊設計並利用封篩管限縮上下流動的污染水，針對熱點進行處理。首先在封篩管頭部的位位置進行設計(圖 13)，封篩管頭部主要有 8 孔(以防水接頭設計)，主要構造為周圍的五大孔，外徑 20 mm，內徑為 6 mm，可供光纖插入，中間部位為支撐架(6 mm)，此支撐架是用以拉繩綁緊後可放下井中進行試驗使用，另一孔為打氣孔，主要是為了將封篩管氣囊部份進行打氣，使氣囊



膨脹後可壓住地下水井篩，使水流截斷，另一孔則留為備用孔，封篩管設計實體如圖 14 所示。另一方面，本光纖光催化試驗是以被動式採樣袋進行採樣，將採樣袋懸吊於上下之封篩管中間(處理段)，在封篩管進入處理井前，被動式採樣袋需先吊掛完畢，目的為本研究以單井作井內成效評估，故在放入光纖於上下封篩管中時，同時使用被動式採樣袋進行即時採集，此方式可驗證在處理過後之處理井中污染物濃度變化。另外，此系統前端為光源機，光源以塑膠光纖進行傳導之後，經由封篩管的防水接頭連接，進入上下封篩管中間位置之石英光纖，將光源導入石英光纖中，並且石英光纖透過熱縮膜套管包覆，可將石英光纖設計為分層光催化的概念，使污染熱點可有效受到處理。

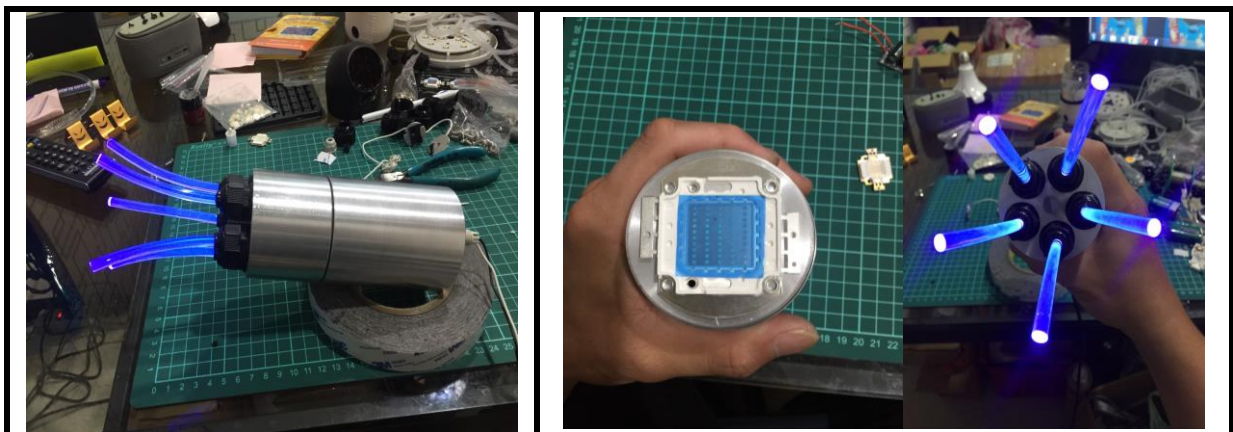


圖 11、水中光源機設計測試

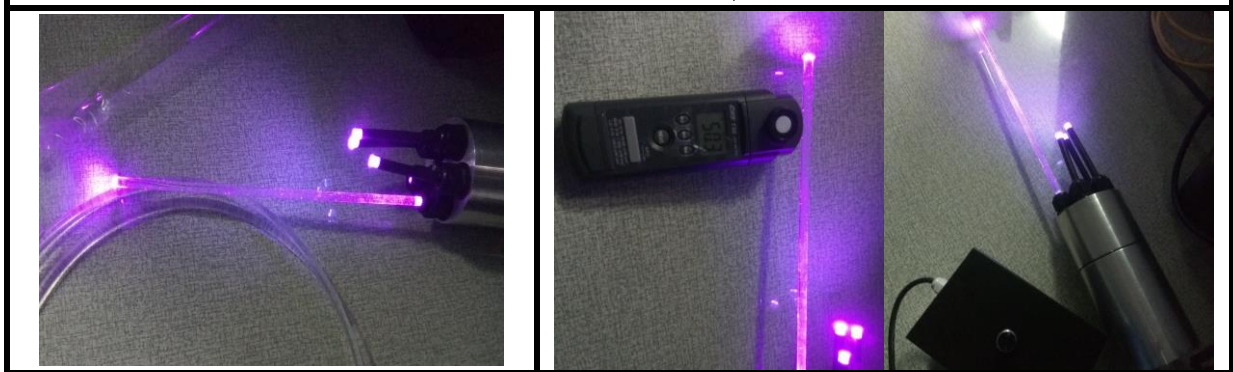


圖 12、石英光纖光強度測試

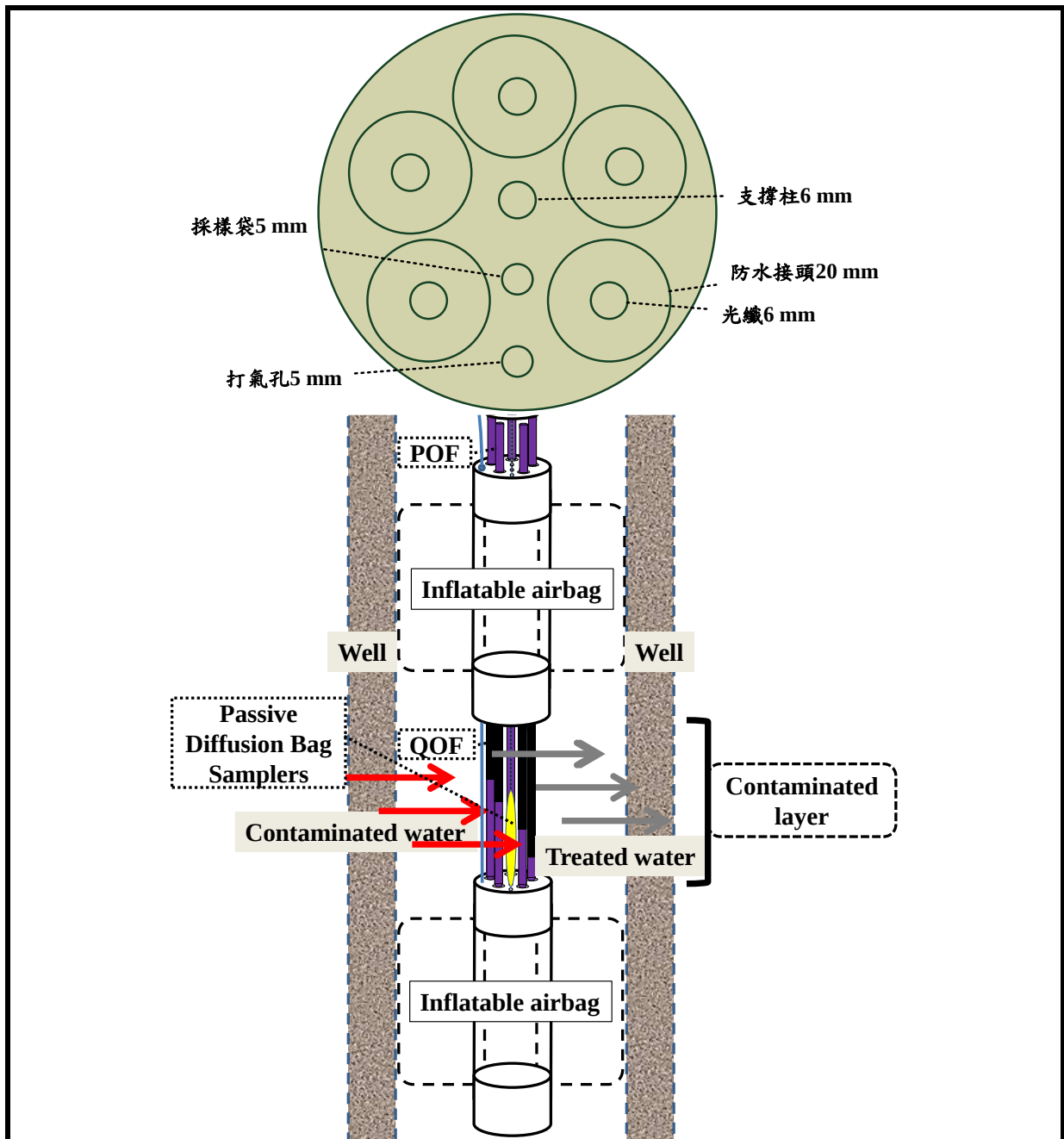
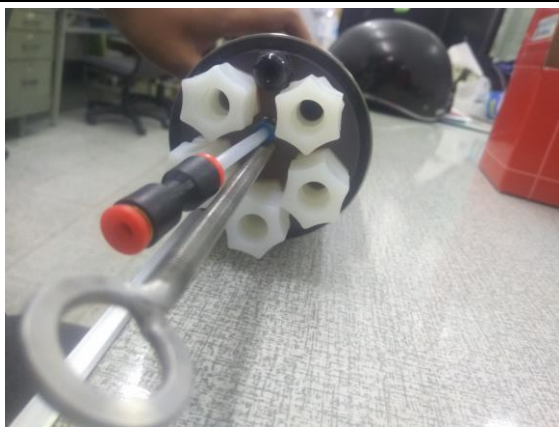


圖 13、封篩管設計示意圖



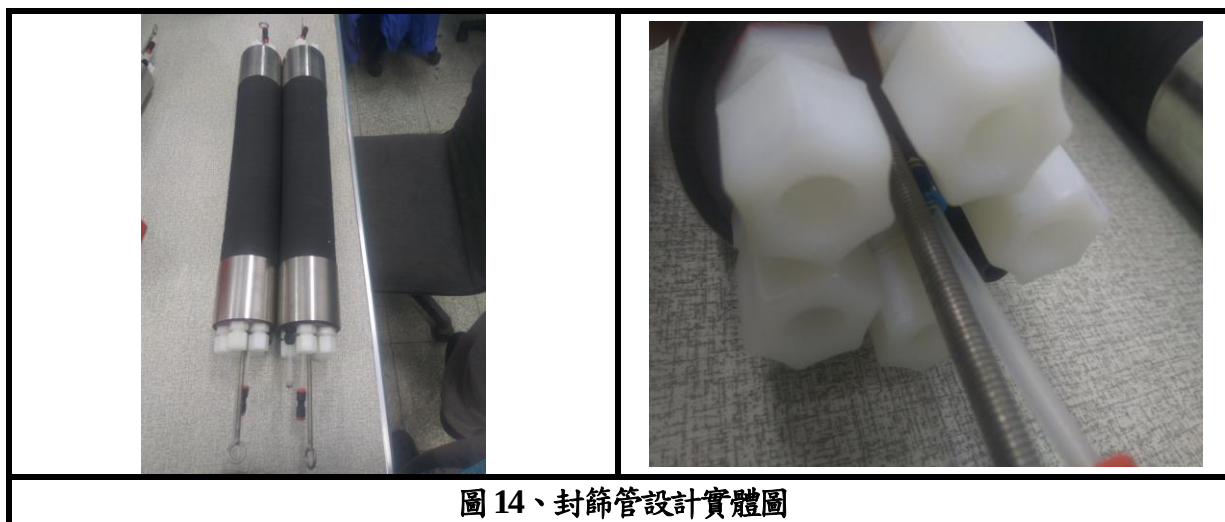


圖 14、封篩管設計實體圖

3.5 模場試驗設置規劃說明及成本初評

由本團隊過去之研究專案結果顯示，以 LED 或高功率燈源(氙燈及汞燈)作為光源，搭配覆鍍液技術製作之覆膜光纖，可有效改善覆膜效率並增加其光源傳輸距離，運用於現地處理地下水中 TCE 有其可行性。擬於現地場址試驗所使用之光纖 PRB 系統設置如圖 15 及 16 所示，本團隊經過前述之場址特性調查，判斷地下水流向及流速等基本資料後，今年度(109 年度)於試驗井(舊井)所在之上游處設置一口空白試驗井(新井)。本試驗之光纖系統嵌入地下水層主要以處理/監測井之形式進行安裝，透過前幾期先導試驗結果得知，以直徑 2 mm 光纖之有效反應半徑約為 2.5 cm，且其有效半徑會隨著光纖直徑增加而提升，故本團隊光纖選擇以直徑 6 mm 為主，光纖材質選定為具有穩定性高、不易溶出分解或與化學藥品反應，以及可以作為光觸媒載體、普遍使用之 QOF。

本系統整體設置規劃說明如表 7 所示，系統於現地將以多層式鋪設進行，整治區塊之規模為 20 m × 20 m 之面積大小，設置之處理/監測井直徑約 10 cm (4 英吋標準井)。第一年與第二年皆各新設置 1 口處理井，以評估雙井的處理效果和影響，因限於核定之經費有限，因此，其評估方式是否能呈現處理效能，本專案執行期間持續作滾動式檢討和修正。在系統光源部分，因考量現地場址深度和光源傳輸因素，本團隊研發一套水中光源機，由污染層上方直接導入光源，以 POF 導光至覆膜之 QOF 中進行光催化反應。研究之處理井深度為 60 m，處理井之開篩位置為 30-60 m，研究以光纖光催化系統搭配封篩管進行試驗，使用封篩管之主要目的為控制光纖光催化系統針對污染熱點進行處理，在試驗前，首先會以定期檢測 MIP 分析得知污染熱點所在深度位置，再利用上下封篩管進行充氣，將光纖系統固定於污染熱點進行處理，使地下水層之受含氯有機物污染地下水與覆膜光纖進行光催化反應，而定期 MIP 分析與持續的空白試驗採樣主要是為了避免此場址封枯水期水位變化劇烈所造成的污染熱點移動，並確保試驗處理於污染熱點



之水層。試驗條件為不同光觸媒種類與光源種類，並於光纖光催化系統試驗期間同時以被動式採樣袋進行空白試驗，處理深度與被動式採樣袋則以 MIP 試驗結果放置，以確立污染熱點之驗證。在試驗模場設備操作成本初估方面，本團隊所使用的光催化系統包含石英/塑膠光纖、水下光源機等，合計約 5 萬元。(市售普通光源機 > 15 萬)，另外，其它周邊設備包括：封篩管兩副、各種線路、吊掛三腳架系統、打氣機、噴槍等，合計約 10 萬元。在現地放置設備及器材之貨櫃屋 10 萬元，而依 108-109 年統計用電顯示，模場平均每月耗電量介於 20 度~50 度之間，每月電費約 33 元~80 元，在監測/處理井方面，單一 4 英吋標準井以平均地下水流速 47 cm/day 計算，使用目前的系統處理，每天處理之水量約為 47 L，以上為初步成本評估，因限於核定之經費有限，故進行單井及雙井試驗，未來本團隊將以多井試驗(反應牆)進行評估。

另一方面，本技術與其他現有技術相比，在優點方面，本光纖光催化處理技術在於可以在污染場址現地進行污染控制和處理、開挖面積小、沒有添加化學藥劑、可視需要使用多種光源和以 PRB 之形式應用於現地處理，提供現有之現地和離地處理外的另一個創新處理技術選擇。本處理系統符合綠色處理技術之要求，除能源消耗較低外，與化學藥劑灌注相比，可減少化學藥劑之運送和使用，減少二次污染發生之機率，可作為綠色環保技術推廣，且初步評估之成本較目前所採用之抽取處理法(Pump and Treat)低廉。在現地污染場址適用條件方面，與其他現有成熟技術相比，主要可分為三大部分需要持續進行探討及改善，首先為光纖光傳輸及反應距離，在光傳輸距離受到限制下，故本團隊預計於受污染土壤層前，皆使用塑膠光纖作為光傳輸介質，至污染土壤層再以覆膜石英光纖進行處理，再者，於後續現地處理，應評估覆膜光纖上之光觸媒反應耐久性，應確切評估重新覆膜光纖之時間頻率，以達到最佳光催化處理效率，最後限制條件為光纖反應半徑，此條件需經後續現地試驗進行探討，上述三種限制適用條件皆為影響本技術於現地處理之關鍵課題。故本團隊規劃更進一步的模組化後，將與其他現有技術差異進行評估。

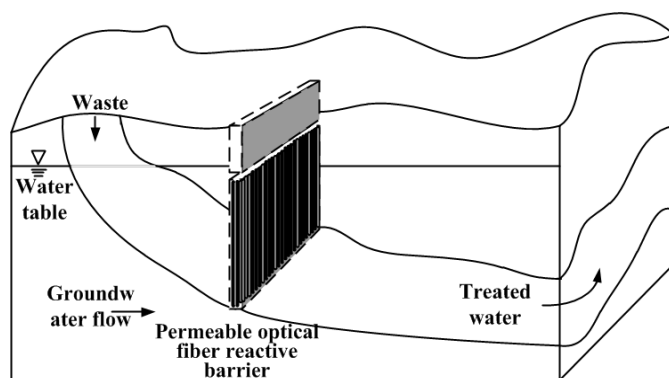


圖 15、光纖 PRB 系統設置示意圖

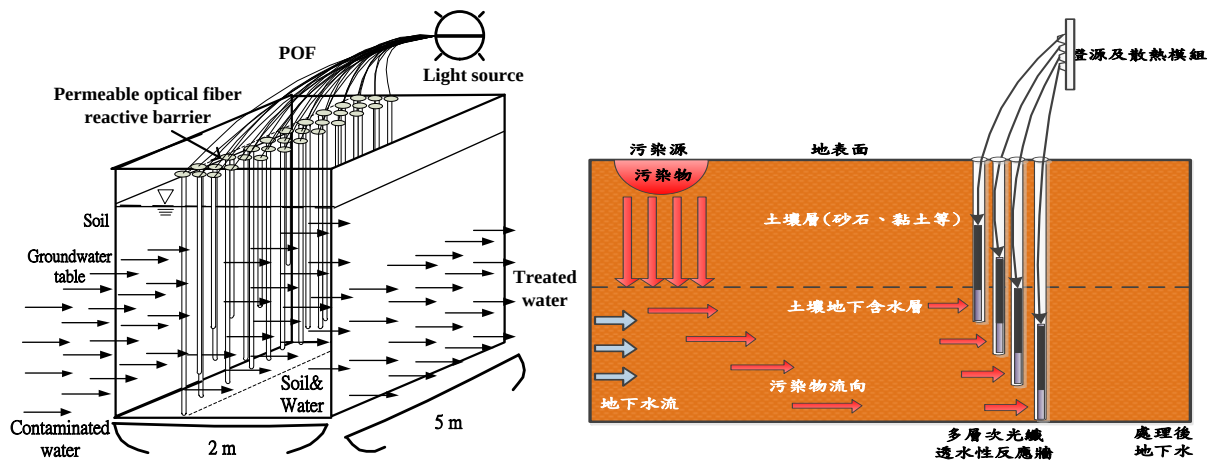


圖 16、光纖透水性反應牆設置示意圖

表 7 模場試驗設置參數說明

No.	工作項目	模場試驗設置參數
1	反應牆規模 (如圖 5)	設置 2 口之處理/監測井，觀察井內處理效果
2	反應井數量	(1)108 年設置 1 口，觀察井內處理情況 (2)109 年度增設第 2 口井
3	反應井規格	(1)以 4 英吋之標準井作為光纖反應井 (2)開孔深度 60 m (3)開篩位置 30-60 m
4	光纖種類	(1)POF 做為端點導光介質 (2)QOF 作為反應棒，外層包覆光觸媒 (1)POF & QOF 直徑：6 mm
5	光纖規格	(2)POF 長度：78、88、98、108、118 cm (3)QOF 長度：反應段 20 cm，連接段 10 cm，總長 30 cm，
6	光纖設置	(1)以封篩管進行固定，五孔(圖 14 所示)
7	設置位置	污染現地下游之空地
8	光源種類	50W 可見光、紫外光
9	觸媒種類	TiO ₂ 、N-TiO ₂
10	光纖支數	3、5
11	水質分析項目	pH, DO, 水溫, 濁度, 導電度, UV254, TKN, NH ₃ -N, NO ₃ -N, NO ₂ -N
12	定期監測項目	地下水水位、流速流向、MIP 檢測
13	後續監測分析	污染物濃度分析：1,1-二氯乙烯、四氯乙烯、三氯乙 烯、1,1,2 三氯乙烷、溶解性有機碳、氯離子分析



3.6、覆膜光纖製備與成份特性分析

本研究將使用 POF 與 QOF 光纖。QOF 光纖中芯之材質為二氧化矽(99.99%，購自西德科技)，未透光部位外層將包覆反光膜，使光源全反射於光纖內部，以達到發光之光觸媒反應部位。兩種光纖皆為直徑 6 mm，POF 主要目的為傳導光源，QOF 主要作為反應段之覆膜光纖使用，試驗為達分層處理，在傳導光源之 POF 以不同長度進行分佈，分別為 78、88、98、108、118，共五段，而反應段之 QOF 則固定長度為 30 cm，其中的 10 cm 作為與 POF 之連接處使用，其餘 20 cm 則作為覆膜光觸媒與反應段使用。光纖於試驗前將以 Deionized distilled water (DDI)清洗數次。實驗所使用之覆膜光纖製備方法將採用市售之小型噴槍進行，先以乙醇做為稀釋劑，搭配 SiO_2 無機樹脂覆鍍液，配製溶質溶劑比 0.5 wt% 之 TiO_2 光觸媒懸浮溶液並以超音波震盪和攪拌，再以 HCl 調整至 pH 4.5，置入噴槍之容器中，將光纖懸提空中，以噴槍將 TiO_2 溶液均勻塗佈在剝除之反應部位，研究將依據 106 年度成果，後續將以最佳覆膜條件(無機樹脂 25:75、分層覆鍍、20 mL PTFE/L、0.5 wt% TiO_2 或 N- TiO_2)進行噴霧塗佈(分層覆鍍法如圖 17B 所示)，後將光纖置於 50°C 下烘乾 12 小時靜置冷卻備用。研究氮改質 TiO_2 與 Degussa P25 TiO_2 利用場發式電子顯微鏡與元素分析儀(field-emission scanning electron microscopy, FE-SEM/EDS)以及擴散反射光譜儀(spectrophotometer with diffuse reflectance spectra, DRS)等設備觀察覆膜光纖之表面變化和計算光觸媒能隙(energy gap)，並利用 X 光繞射儀(X-ray diffractometer, XRD)進行觸媒晶相結構之觀察，以上觸媒試驗結果皆呈現於 107 年度模場試驗計畫報告中。各組實驗進行前，會先使用 UVA meters(CHY 732，可量測波長 320 nm ~ 400 nm)與 Illumination meter(DX-200)監控紫外光與可見光之光強度，以確保自備之光纖之品質穩定性。

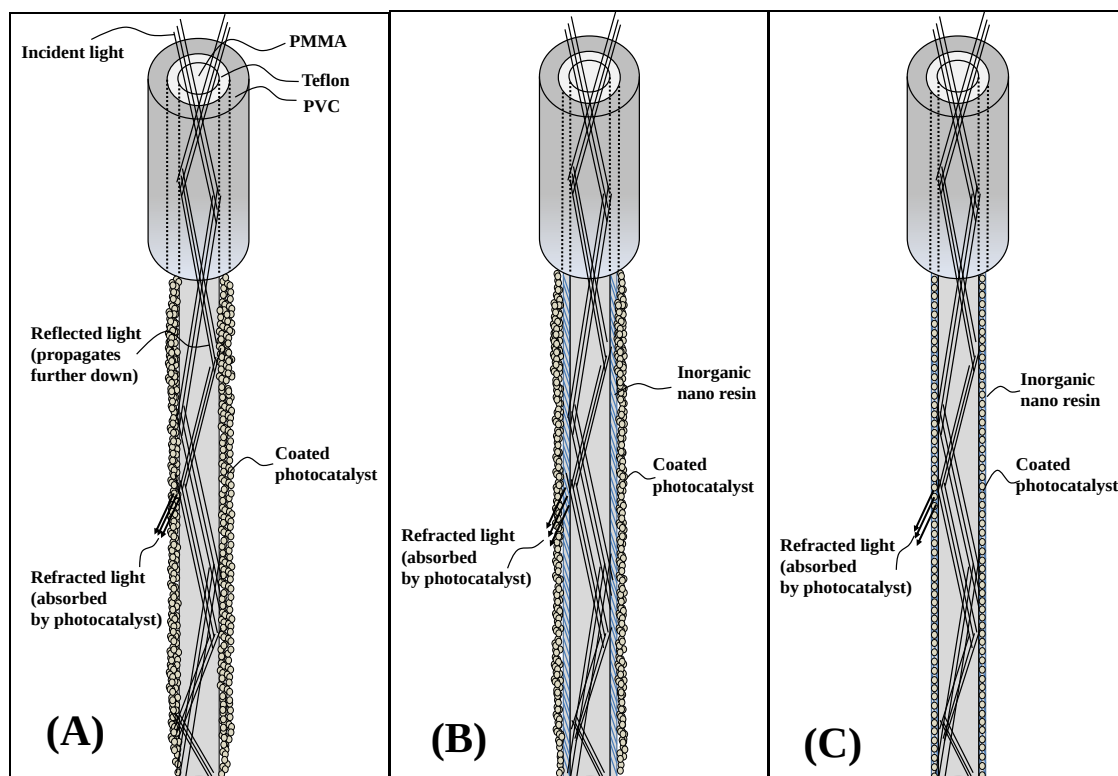
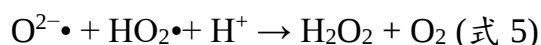
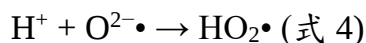
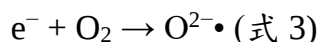
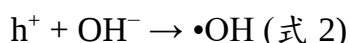


圖 17、以不同覆鍍法之光纖結構圖(a)浸鍍法與噴霧塗佈法、(b)以無機奈米樹脂覆膜液先包覆於光纖外層，再以噴霧塗佈法覆鍍 TiO_2 觸媒、(c)以無機奈米樹脂覆膜液與 TiO_2 觸媒混合後，以浸鍍法方式進行覆鍍

3.7 反應途徑及中間產物

本實驗光催化反應去除 TCE 之反應途徑推估如下列所示(式 1~8)，當觸媒接受可激發之光源，受到激發後，在觸媒表面會產生電子電洞對(式 1)，而電洞會與水中或觸媒表面之 OH^- 反應產生氫氧自由基(式 2)，另外電子會與水中氧氣產生超氧自由基(式 3)，然而水中 H^+ 再與超氧自由基反應生成 $\text{HO}_2\cdot$ (式 4)，而式 5 與式 6 則是持續在觸媒發生反應，然而，反應中 $\cdot\text{OH}$ 與電洞(h^+)具有強氧化能力，將 TCE 氧化後形成副產物(式 7、式 8)。





由於光催化 TCE 所產生的副產物主要為 DCAC，因此，Nishikiori 等學者(2010)特別對於光觸媒 TiO_2 與 DCAC 之反應進行研究，結果發現，當觸媒表面為疏水性質(hydrophobic)時，DCAC 會被轉變成為 dichloroacetic acid (DCAA)，UV 光可以將 DCAA 再繼續降解為光氣、 CO_2 和 CO 。當觸媒表面為親水性質(hydrophilic)時，DCAC 則主要被轉變成為二氯醋酸根陰離子(dichloroacetate anion)，之後則會再被降解為氯仿(chloroform)。學者 Ou and Lo (2007)將主要二氧化鈦光催化三氯乙烯之反應途徑整理如圖 18 表示。

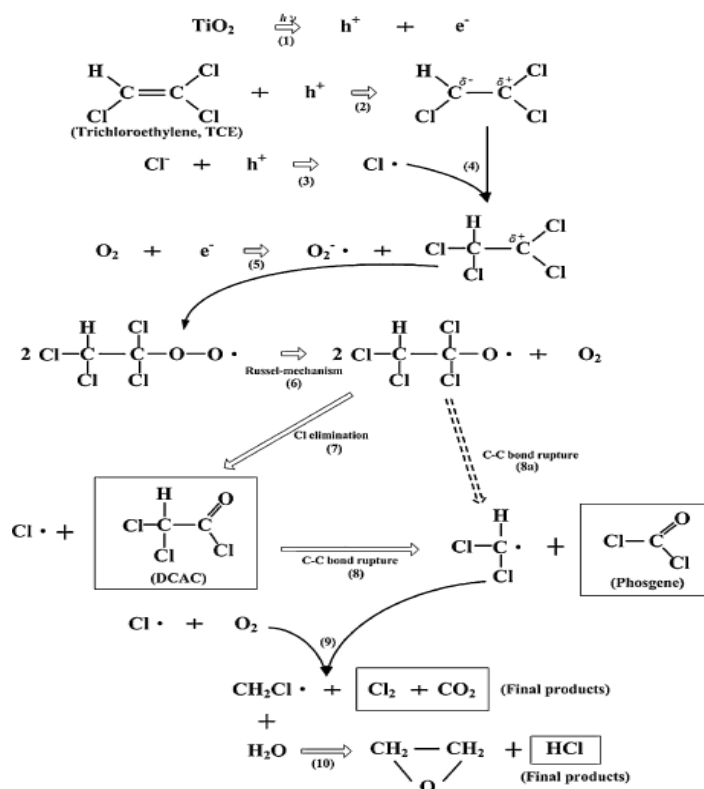


圖 18、TCE 降解反應途徑(Nishikiori et al., 2010)

3.8、工作進度甘特圖

本研究於 108 年度以光源經塑膠光纖長距離傳輸後，經測試結果發現會造成大幅度的衰減，已不足夠供石英光纖進行處理使用，因此本團隊於 108 年度設計一套紫外光 LED 水中光源機作為解決方案，而今年進一步套接可見光燈源作為試驗測試光源，此套水中光源機系統可應用至類似於本現地模場之環境條件，屬於地下水深較其他場址不同，豐枯水期地下水位達到 30-40 m，水中光源機可有效將光源放入地下水層較深之環境，再透過光纖傳導，由光纖內部透光至表面之光觸媒進行激發，進而達到光催化效果，另外，本團隊設計之封篩管應用於系統試驗中，進行光纖及光源機之套接，可在找出污染層後進行處理並進行有效驗證。

本團隊於現地定期監測水位，發現本場址於今年度五月底前為枯水期(約 40



m)，而 109 年度專案後期(六月初)隨即進入梅雨季節，水位產生劇烈變化，而污染團的位置變化為污染驗證之一大挑戰，本團隊於今年度持續搭配定期的 MIP 檢測與持續性的空白採樣，進行滾動式檢討。本試驗工作進度如圖 19 所示，從實驗至期末(11 個月)，完成工作以下列幾點表示：

1. 完成鑿井(NPUST-EP305-2)之施工架設並完成後續試驗。
 - (1)土壤質地分析
 - (2)微水試驗
 - (3)流速流向測定
2. 定期完成現地模場定期 MIP 分析(五組)、水質及水位調查。
3. 完成可見光系統設計並完成製作
4. 完成現地處理系統測試和效果分析，評估系統應用。
 - (1)完成十組空白試驗
 - (2)完成五組系統試驗
 - A. TiO_2 、紫外光與可見光、5 支光纖
 - B. N- TiO_2 、紫外光與可見光、3 支與 5 支光纖
5. 定期進行各監測井之污染物濃度監測，並分析其中間產物。監測結果將統整後評估後作為續反應牆架設依據。
6. 進行污染改善驗證，評估污染物於本系統之處理效率。
7. 完成本系統之處理效率評估，提出未來本技術應用所需之準備工作及項目，操作時之注意事項，以及操作注意事項。

工作項目	年月	109											備註
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
場址調查工作													
場址先導試驗													
器材與光源機設備購買與安裝													
污染物濃度監測													
整治系統設置及試車													
現地之光纖光催化反應牆系統之處理													
處理結果分析													
污染改善驗證													
※期中報告撰寫													
※期末報告撰寫													
工作進度估計百分比（%累積數）		10	20	35	40	45	50	60	70	80	90	100	
預定查核點		109 年度 1. 完成第 2 口處理/監測井系統設置。 2. 持續操作現地之光纖光催化反應牆系統。 3. 完成處理結果分析。 4. 持續地下水污染物濃度監測。 5. 完成污染改善驗證。											

圖 19、工作進度甘特圖



第四章 結果與討論

本試驗之兩口處理井分別於 108 年 06 月 01 日(NPUST-EP305-1)與 109 年 04 月 12 日(NPUST-EP305-2)完井，因新開寮特殊地質水文因素，地下水深度遠高於一般，因此處理井深度皆設置為 60 m，開篩深度從 30 m 至 60 m。於歷年資料顯示，此現地模場之地下水位變化相當劇烈，流速較快，而本團隊於 108 年度 07 月 13 日開始約半個月至一個月間隔進行水位監測，可以發現在每年 6-9 月連續降雨期間，水位會由約 40 m 上升至最高 15.80 m(監測日期為 108 年 09 月 08 日)，並由 9 月至 10 月期間，下雨頻率降低，使水位上升至 25.85 m(日期為 10 月 23 日)，並於 109 年 05 月開始，水位降至最低約為 40 m 左右，該時期為枯水期，而本年度研究由 109 年 04 月份開始進行試驗階段，試驗初期為枯水期，而 109 年 05 月底開始，已進入梅雨季節(豐水期)，近期降雨豐沛，因此預估水位上升會相當劇烈，最高根據紀錄可達到 10-15 m 之水位，代表此地下水層變化相當劇烈，相對來說，本團隊在此現地模場進行試驗，污染層之掌握須密切關注。由由本研究水位調查與定期流速流向調查發現，此場址特性較為特殊，地下水水量變化劇烈及流速較快之因素也使調查難度增加，若能有效將污染層掌握與克服驗證上的困難，將有利於未來各模場試驗，因此，本模場相當適合作為探討現地處理技術開發的場地，故本團隊於 109 年度持續執行下列調查與試驗，對光纖光催化系統未來應用於這類困難型的模場進行探討。

4.1、現地模場之水文地質

本計畫工作區域為新開寮地區，依據過去相關研究之調查與評估成果，本計畫劃設數值模式區之矩形範圍如圖20所示。新開寮公告地下水受污染限制使用地區，本計畫於圖中簡稱「地下水限制區」。模式區東西長 7.2 公里，南北長 5.6 公里，包括：大潮州人工湖、林邊溪及東港溪流域。

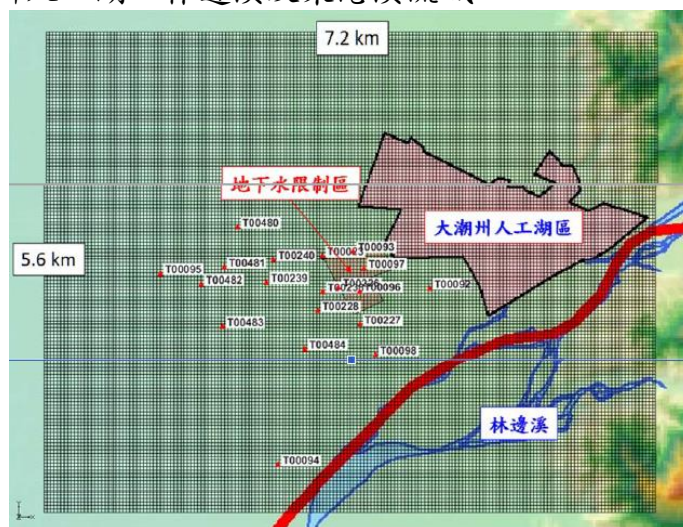


圖20 數值模式模擬範圍分布圖(裕山環境工程，2018)



依據研究區範圍與水文地質分層，配合本計畫地下水污染檢測結果及相關水文條件資訊，可概略繪出水文地質概念如圖21所示。源(source)包括：地面補注、河川補注與湖泊補注，匯(sink)主要為地下水之抽水。1,1-二氯乙烯(1,1-DCE)污染目前在深度80公尺內皆有發現，主要在於此地區無顯著阻水層，污染容易透過地下水往深處擴散。

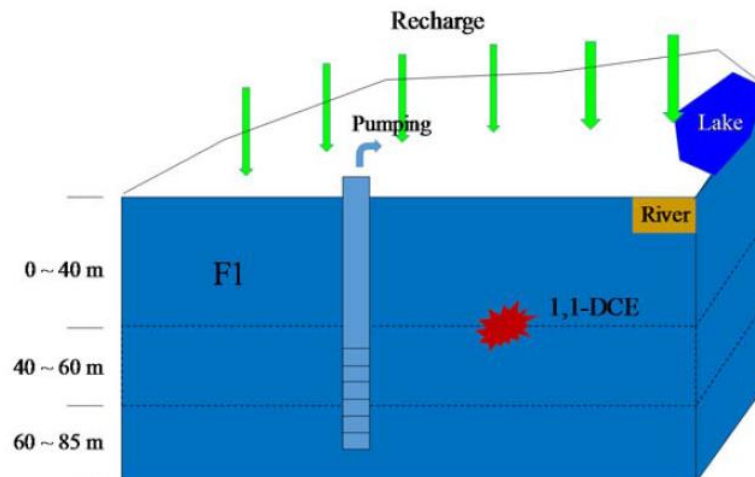


圖21 本計畫範圍之水文地質概念模型圖(裕山環境工程，2018)

本團隊與長期調查新開寮模場之裕山顧問公司合作，經彙整調查下，歷年於新開寮地區之調查計畫中(91、92 及99年)，總共設置10 口地下水質監測井，根據其中7口設井地質資料(如圖22)繪製地質剖面分布圖(如圖23)、地質柵狀圖(如圖24)及3D 概念圖(如圖25)，由圖中可得知地表下50 公尺地質主要以礫石層為主，場址東南方之礫石層粒徑較大逐漸往西北方向延伸變小，較明顯之黏土層主要出現於場址之西北側(深度約地表下20公尺左右)。依據T00095 地質鑽孔之資料，黏土層厚度約10公尺，黏土層厚度往東南方向大幅遞減，於T00098鑽孔之黏土層厚度約30 cm，於T00093設井之黏土層厚度僅約10 cm，黏土層厚度變化極大，依據本團隊所蒐集之林邊溪北岸地質資料研判，本計畫場址區域極可能為林邊溪沖積扇第一及第二含水層之區分點。

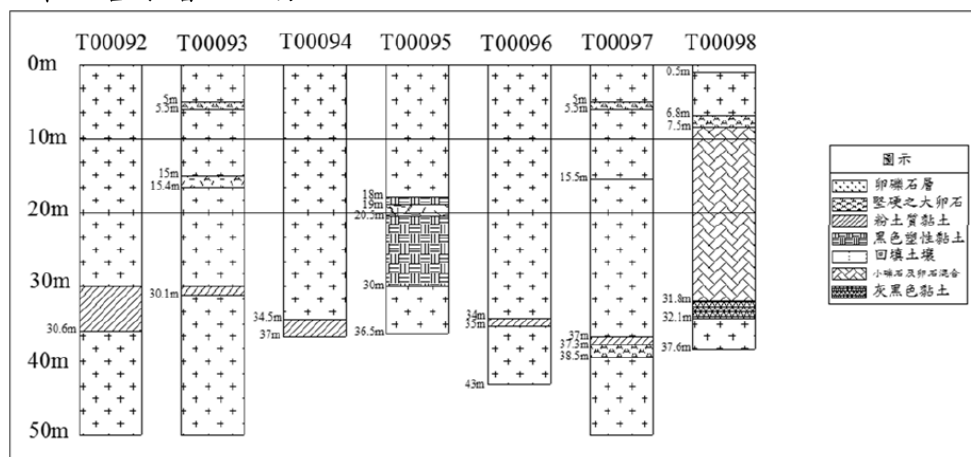


圖22、歷年設置地下水監測井地質調查資料(屏東縣環保局，2018)



註:黃色框線代表計畫場址區域範圍，紅色線代表地質剖面線。

圖23、公告污染場址區域地質剖面線(屏東縣環保局，2018)

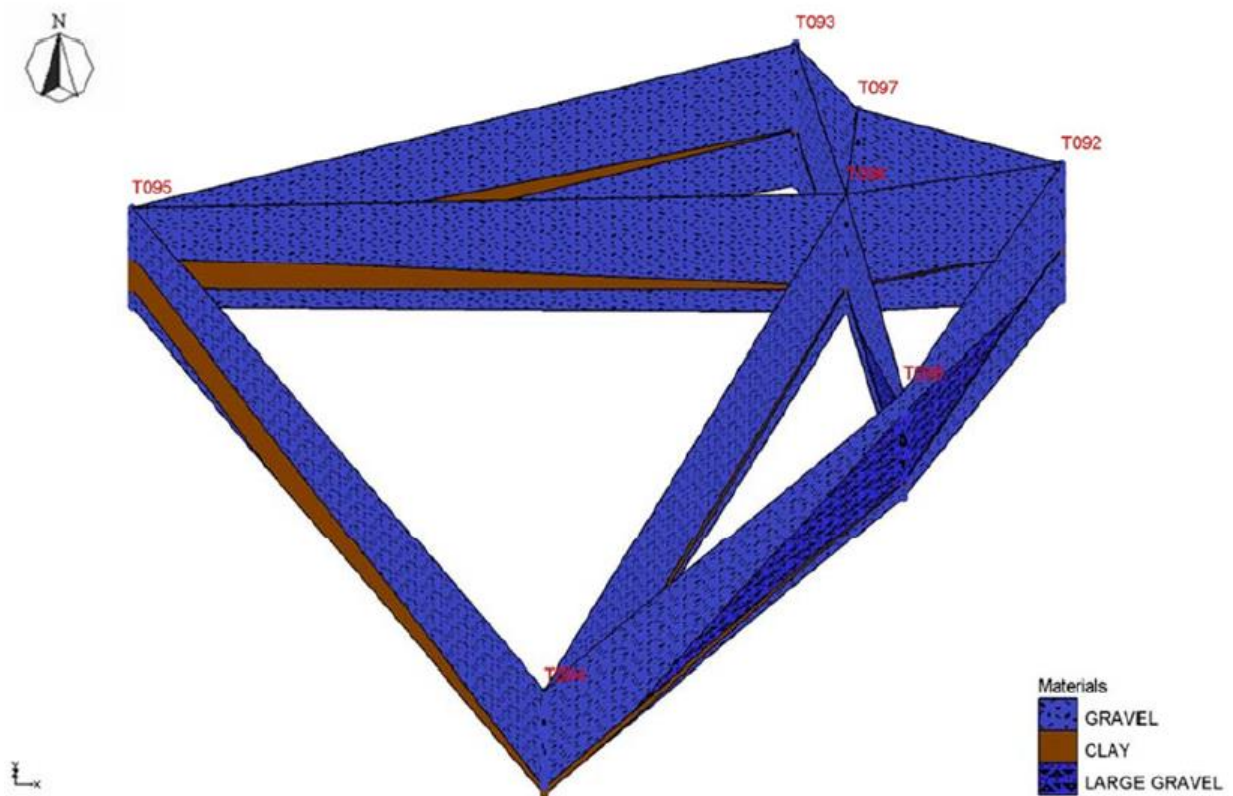


圖24、公告污染場址區域地質剖面圖(屏東縣環保局，2018)

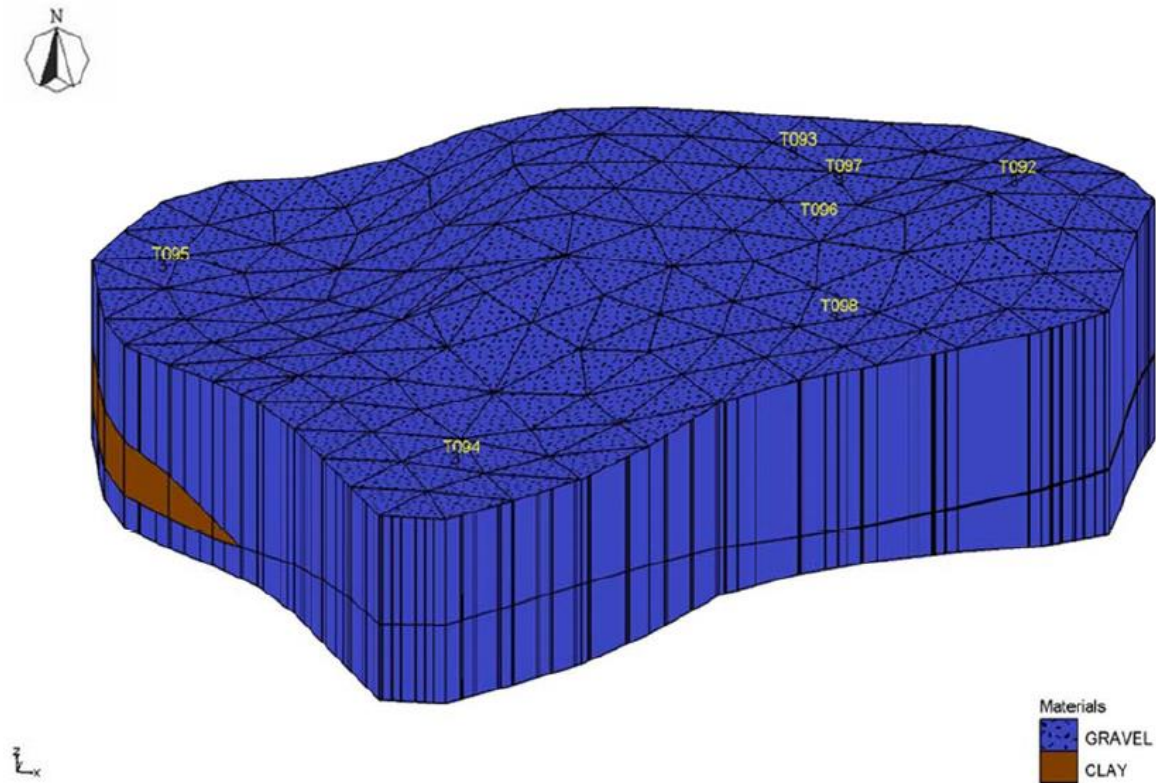
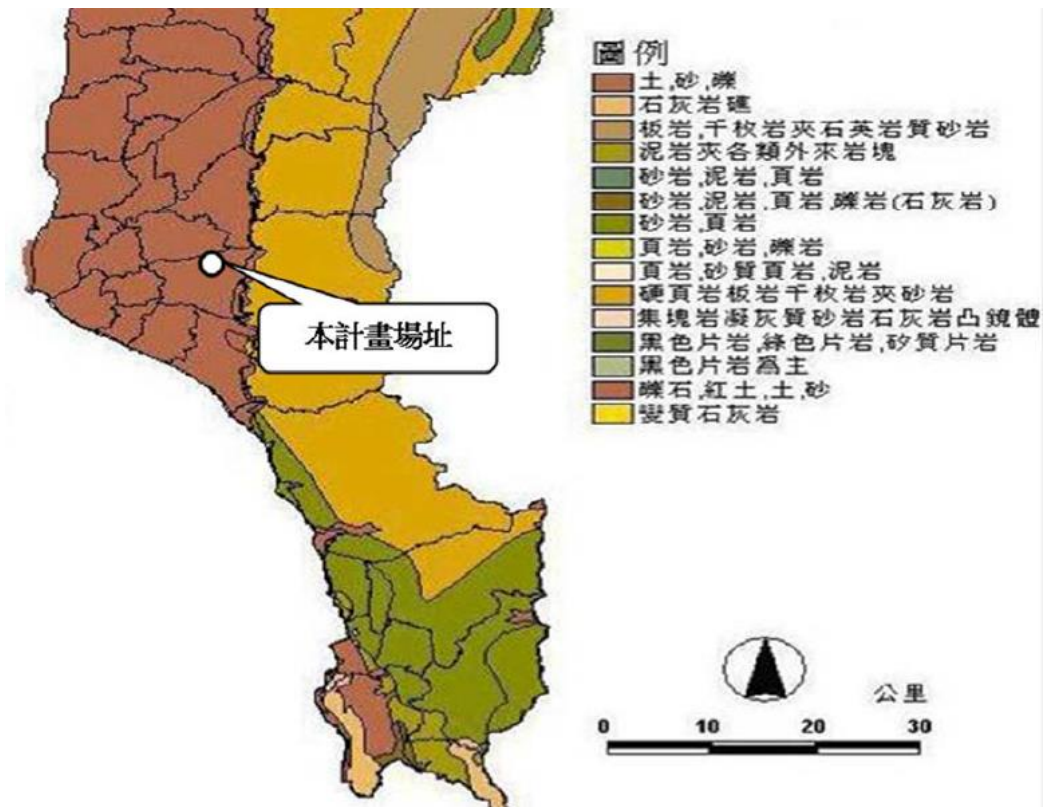


圖25、公告污染場址區域範圍3D地質概念圖(屏東縣環保局，2018)

屏東縣的地質主要包括：硬頁岩板岩千枚岩夾砂岩，板岩、千枚岩石夾英岩質砂岩，黑色片岩、綠色片岩、砂質片岩等岩性(如圖26所示)。本計畫場址區域位於林邊溪右岸並鄰近南岸農場，所蒐集本計畫區域內台糖各農場之水文地質資料可知(圖27)，林邊溪北岸地質由東向西主要由礫石層偶夾黏土層組成，至南岸農場之後(約於新開寮區域)開始於地表下10餘公尺處出現較明顯之灰色黏土層並往西逐漸遞增，開始區分為第一及第二含水層，此地質現象與場址區域地質調查結果相同；而構內農場之灰色粉土質黏土之厚度約60公尺左右，往西逐漸遞減，於三西和農場及東港間逐漸變為砂層與黃泥夾黃色黏土互層。本計畫區域約於地表下30至37公尺左右有一厚度約1公尺且不連續性之黏土層。而新開寮地區第一阻水層深度達地表下約80公尺，主要為卵礫石層所組成，粒徑較大，淘選良好，透水係數為佳至中級(約 1×10^{-5} 至 10^{-4} 公尺/秒)。

關於地下水流場方面，本計畫範圍之枯水期地下水位平均約位於地表下30至50公尺左右，豐水期地下水位約位於地表下20至40公尺左右，豐、枯水期水位變動約10至20公尺。枯水期地下水流向大致為東向西流動，而豐水期地下水流向大致為東北向西南方向流動。



註:本圖由右至左代表萬隆、南岸、建興、構內、三西和農場至東港。

圖26、屏東縣地質分布圖(經濟部中央地質調查所)

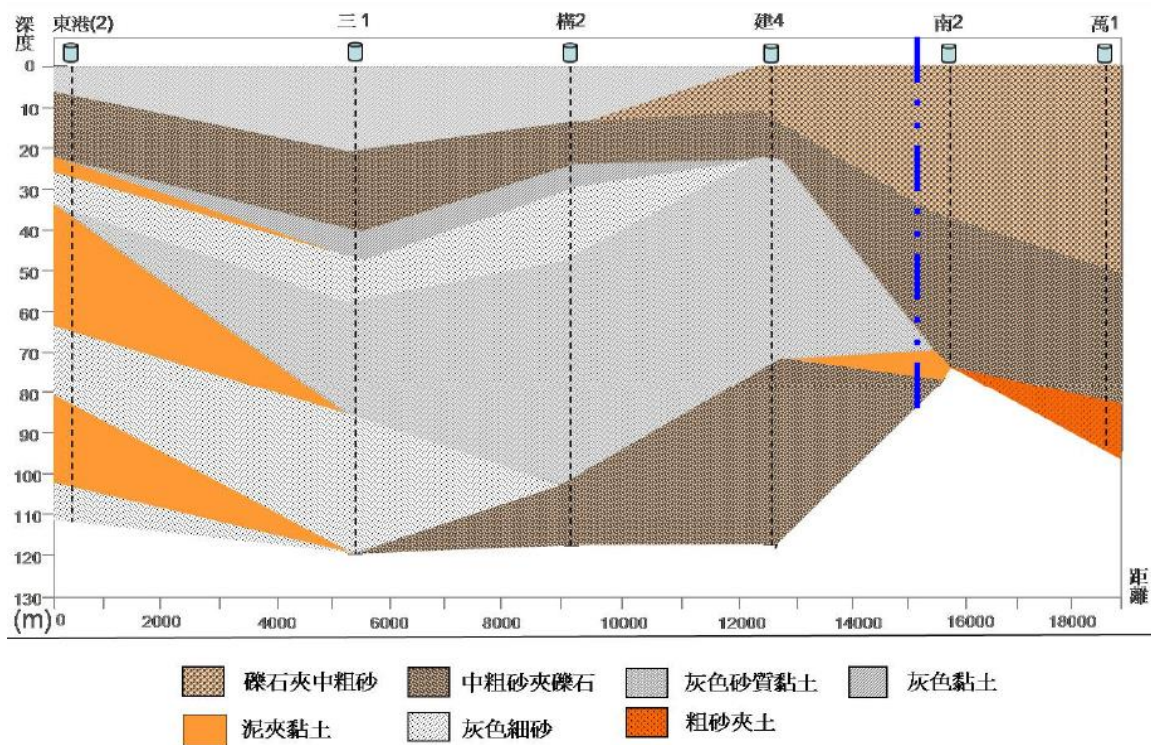


圖27、林邊溪北岸各農場地質剖面圖(屏東縣環保局，2018)



4.2、既有監測井調查

針對本場址既有監測井及新設置監測井進行地下水分層採樣，每半年監測乙次。每次採樣數量包括：篩選既有監測井10口，新設監測井5口(深度須包括：40m、60m及80m)進行VOCs樣品分析(合計75口次)。新開寮場址主要有場置性監測井有13口(T00092~98、T00226~228、T00238~T00240)，區域性監測井有2口(T00023、T00319)，以及本計畫範圍內主要有3口公用水井(包括：萬隆社區、海豐寮社區及玉環新村3口)，其中T00095~98、T00226~228、T00238~T00240計有10口監測井為分層監測井，監測井位置如圖28所示。

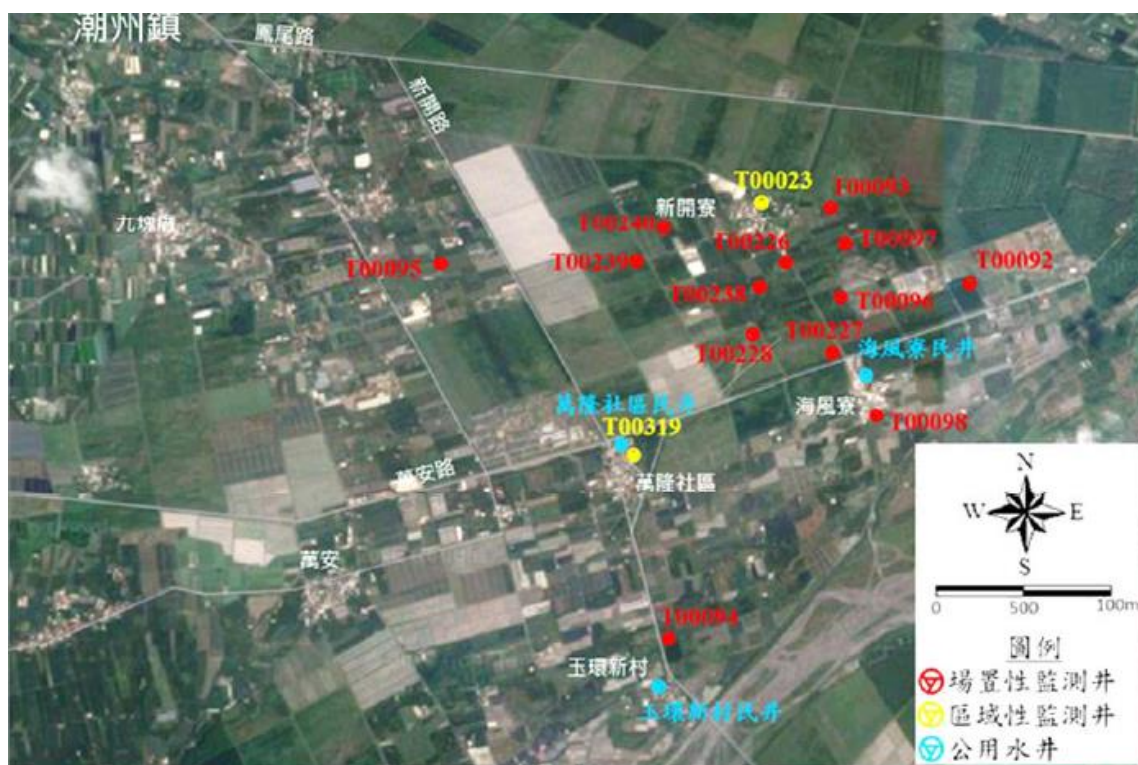


圖28、新開寮場址監測井分佈圖

4.3、模場地下水位及歷年污染情況調查

本計畫篩選場址位在紅點標示區域為本模場預計設置監測/處理井所在位置(圖29)，本試驗之兩口處理井分別於108年06月01日(NPUST-EP305-1)與109年04月12日(NPUST-EP305-2)完井，並於108年06月至109年05月期間針對本場址試驗井進行水位測量，由結果可以發現，於枯水期季節場址周邊地下水水位範圍在35~40 m區間，而豐水期降雨豐沛，因此預估水位上升會相當劇烈，最高根據紀錄可達到10-15 m之水位，代表此地下水層變化相當劇烈，另外，試驗透過較長時間連續監測水位變化，並依據連續量測結果繪製區域等水位圖，結果如圖30所示，由結果可以發現，目前水位下降幅度已經趨緩，接下來將進入梅雨季節，水位將劇烈變化，透過水位量測，釐清區域之豐、枯水期變化，以確實掌握並了解污染層與水位變化之關係，有利於後續試驗成效驗證。

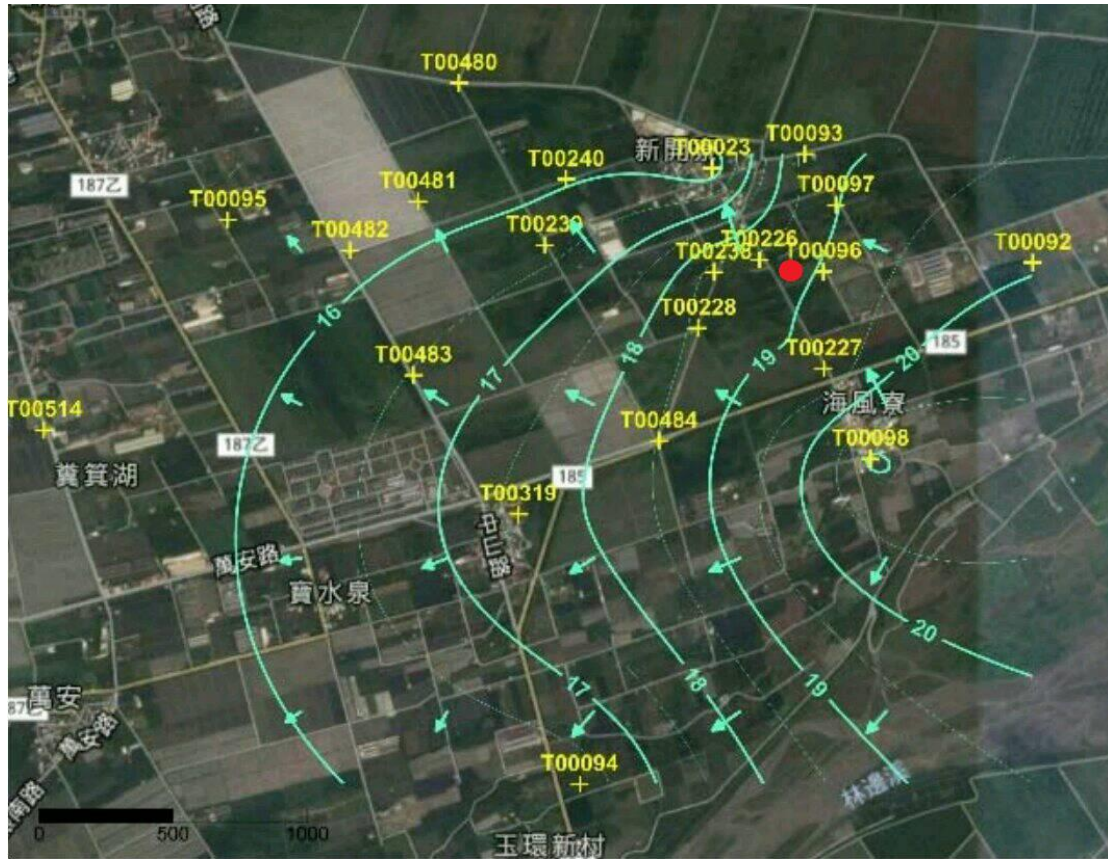


圖29、現地模場附近監測井水位測量示意圖(紅點為模場位置)

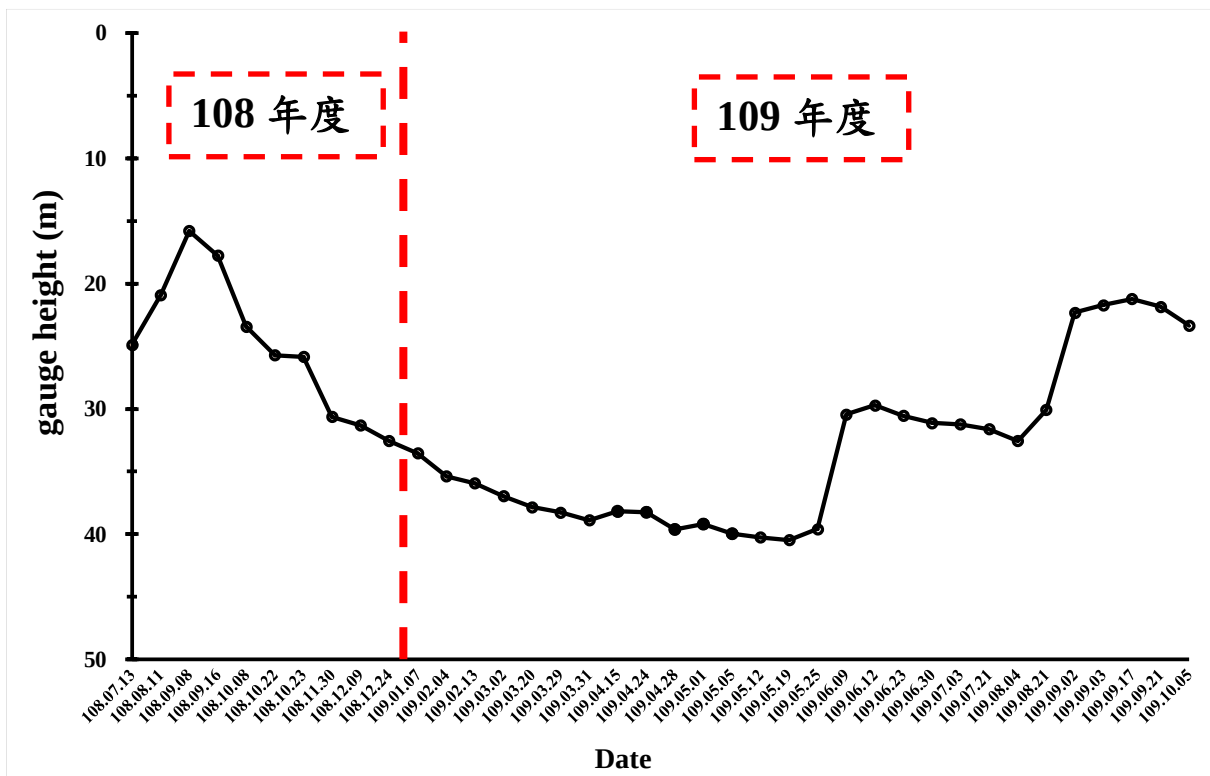


圖30、現地模場水位測量圖



另一方面，本計畫現地模場所鄰近既有監測井於105至107年度之T00226-2，與近期108年度與109年度之T00023以及T00319，經裕山公司歷年調查結果，本團隊經資料收集並加以彙整近五年數據於表8，結果得知，現地地下水污染主要物種為1,1二氯乙烯、四氯乙烯、三氯乙烯，以及1,1,2三氯乙烷，在105年至107年期間，豐枯水期皆有測得濃度，並於枯水期期間會超過管制標準，而1,1二氯乙烯大部分皆超過管制標準(>0.07 mg/L)，最高濃度於105年枯水期為0.190 mg/L。本研究針對污染場址內之現地模場定期進行井中MIP分析，優先找到污染水層及熱點，並以被動式採樣袋進行收集分析，確認污染情況後，再以本技術進行該熱點之處理試驗，以確保針對污染水層處理，有利於成效之驗證。

在 108 年度，裕山公司針對 T00319 與 T00023 監測井進行上半年與下半年個別的分析，在 T00319 上半年方面，1,1 二氯乙烯、四氯乙烯、三氯乙烯，以及 1,1,2 三氯乙烷，依序測得濃度為 0.0173、ND、ND，0.00470 mg/L，而 T00023 上半年方面，依序測得濃度為 0.00618、0.00134、0.00152，0.00417 mg/L，另外，在 T00319 下半年方面，依序測得濃度為 0.0327、ND、ND，0.00670 mg/L，而 T00023 下半年方面，依序測得濃度為 0.0196、0.00430、0.00343，0.00334 mg/L

在 109 年度，在 T00319 上半年方面(枯水期)，1,1 二氯乙烯、四氯乙烯、三氯乙烯，以及 1,1,2 三氯乙烷，依序測得濃度為 0.0310、ND、ND，0.00692 mg/L，而 T00023 上半年方面，依序測得濃度為 0.0246、0.00535、0.00331，0.00466 mg/L，下半年方面尚無監測資料，而由上述監測結果得知，皆無超過第二類地下水監測標準，但污染物中，還是以 1,1 二氯乙烯濃度相對最高，此監測結果將作為本團隊研究此場址之依據資料。



表8、近五年鄰近現地模場監測/處理井地下水含氯有機污染物超過標準一覽表

年度	監測井編號	檢驗項目	豐水期	枯水期	管制標準 (mg/L)	監測標準 (mg/L)
			濃度(mg/L)			
105	T00226-2	1,1 二氯乙烯	<u>0.086</u>	<u>0.190</u>	0.07	0.035
		四氯乙烯	0.0272	0.0379	0.05	0.025
		三氯乙烯	0.0166	0.0283	0.05	0.025
		1,1,2 三氯乙烷	0.0193	0.0337	0.05	0.025
106	T00226-2	1,1 二氯乙烯	<u>0.096</u>	ND	0.07	0.035
		四氯乙烯	0.0088	ND	0.05	0.025
		三氯乙烯	0.0127	ND	0.05	0.025
		1,1,2 三氯乙烷	0.0176	ND	0.05	0.025
107	T00226-2	1,1 二氯乙烯	<u>0.115</u>	<u>0.128</u>	0.07	0.035
		四氯乙烯	0.0359	0.0402	0.05	0.025
		三氯乙烯	0.0234	0.0262	0.05	0.025
		1,1,2 三氯乙烷	0.0191	0.0251	0.05	0.025
108	T00319	1,1-二氯乙烯	0.0327	0.0173	0.07	0.035
		四氯乙烯	ND	ND	0.05	0.025
		三氯乙烯	ND	ND	0.05	0.025
		1,1,2 三氯乙烷	0.00670	0.00470	0.05	0.025
	T00023	1,1-二氯乙烯	0.0196	0.00618	0.07	0.035
		四氯乙烯	0.00430	0.00134	0.05	0.025
		三氯乙烯	0.00343	0.00152	0.05	0.025
		1,1,2 三氯乙烷	0.00334	0.00417	0.05	0.025
109	T00319	1,1-二氯乙烯	—	0.0310	0.07	0.035
		四氯乙烯	—	ND	0.05	0.025
		三氯乙烯	—	ND	0.05	0.025
		1,1,2 三氯乙烷	—	0.00692	0.05	0.025
	T00023	1,1-二氯乙烯	—	0.0246	0.07	0.035
		四氯乙烯	—	0.00535	0.05	0.025
		三氯乙烯	—	0.00331	0.05	0.025
		1,1,2 三氯乙烷	—	0.00466	0.05	0.025

註：1.超過第二類地下水監測標準者以「**粗體**」表示；超過第二類地下水管制標準者以「**粗體+底線**」表示。



4.4、模場地下水水質情況調查

本計畫之兩口監測/處理井皆定期監測地下水水質情況，水質分析項目包括pH、溶氧(dissolved oxygen, DO)、水溫、濁度、導電度、UV254、TKN(Total Kjeldahl Nitrogen, TKN)、氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)、硝酸鹽氮($\text{NO}_3\text{-N}$)、亞硝酸鹽氮($\text{NO}_2\text{-N}$)，，主要目的為初步探討地下水水質情形變化與本試驗系統效率之影響，今年度兩口井地下水水質結果如表9及10所示，井號NPUST-EP305-1已完成14次水質試驗，井號NPUST-EP305-2已完成10次水質試驗。由試驗結果可以得知，於模場的溶氧值範圍約為3.74-5.38 mg/L之間，水溫約為25 °C，導電度範圍約為248-408 μS ，地下水之pH於NPUST-EP305-1約為5.37-10.80範圍，而NPUST-EP305-2為5.42-12.25，濁度方面，最低為2.59 NTU，最高為79 NTU，UV254方面，範圍為0.010-0.053 cm^{-1} 。另一方面，含氮類物質方面， $\text{NH}_3\text{-N}$ 於NPUST-EP305-1約為0.00-0.94 mg/L，NPUST-EP305-2約為0.29-3.79 mg/L， $\text{NO}_3\text{-N}$ 於NPUST-EP305-1約為0.05-1.39 mg/L，NPUST-EP305-2約為0.16-0.55 mg/L， $\text{NO}_2\text{-N}$ 於NPUST-EP305-1約為0.00-0.15 mg/L，NPUST-EP305-2約為0.00-0.43 mg/L。

已知光催化反應對各種水質條件較為敏感，Fu et al., 2018等學者以太陽光照射石墨氧化物- $\text{TiO}_2\text{-Sr}(\text{OH})_2/\text{SrCO}_3$ 對菲(Phenanthrene)光催化降解之研究，並探討水質參數如：溫度、pH等對光催化降解之影響，結果顯示當溫度由4 °C升高至40 °C時，反應速率由 $0.0054 \pm 0.0001 \text{ min}^{-1}$ 增加到 $0.0071 \pm 0.0001 \text{ min}^{-1}$ ，解釋可能因較高的溫度會加速分子碰撞的速度，而原子間的相互作用會削弱化學鍵，從而導致反應速率增加(Gong et al., 2015)，將pH值從7.0降低到4.0時，反應速率上升了2.1倍，再將pH值從7.0增加到10.0時，速率常數略微降低了4.3%，表示酸性條件下較有利進行光催化降解菲，較低pH值反應較佳可歸因於(1)較低的pH值導致電子與電洞的複合率降低，使得電洞與污染物氧化效率上升(Rezaei et al., 2017)，(2) 在較低pH值下較高濃度質子(H^+)促進 O_2^- 轉化為 $\cdot\text{OH}$ 和 H_2O_2 。

水中之含氮有機物主要包括硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、凱氏氮(凱氏氮為氨氮與總有機氮之和)。硝酸鹽為各種型態中最穩定的含氮化合物，也是含氮有機物經氨化及硝化作用後之最終氧化產物(氨氮→亞硝酸鹽氮→硝酸鹽氮)。在溶氧量足夠的水體之無機氮，通常以硝酸鹽氮($\text{NO}_3\text{-N}$)佔較大比例。亞硝酸鹽氮($\text{NO}_2\text{-N}$)可經氧化而生成硝酸鹽氮，在缺氧環境下，亦可受微生物的作用而還原為氨氣。氮化合物之存在被認為係有機物之存在，一般蛋白性氮、氨氮的存在表示污染時間較短，而硝酸鹽氮則表污染時間較長，因此，含氮有機物可以作為評估水質情況重要指標之一。由圖31結果得知，從新井(NPUST-EP305-2)於04月12日完井之後，鑿井過程所造成的土層擾動，使得新井與舊井(NPUST-EP305-1)之水質狀況產生些微變化，舊井之含氮類物質些微上升，而新井含氮類物質狀況尚未穩定，而本研究將會持續檢測水質狀況，以了解並評估地下水之水質狀況與本系統之影響。

表9、模場地下水之基本特性

日期 測項	109 年 井號 NPUST-EP305-1 水質監測數值													
	02.13	03.02	03.20	03.31	04.10	05.01	05.05	05.19	05.26	06.30	07.22	08.04	09.04	09.17
溶氧(mg/L)	5.09	5.06	4.58	4.73	5.28	4.78	5.08	5.68	7.25	4.41	4.35	6.74	3.68	3.64
水溫(°C)	23.10	25.20	24.10	24.70	25.3	25.5	25.8	24.5	24.8	24.6	27.1	27.6	27.2	26.9
導電度(μs)	304	381	369	408	322	312	248	333	382	368	261	350	65.7	77.3
pH	7.90	7.54	7.70	7.51	7.21	7.38	7.28	6.89	10.8	8.78	7.12	5.77	5.37	5.44
濁度(NTU)	10.72	18.19	10.94	30.90	71.2	27.74	8.58	35.34	77	9.94	48.83	238	11.64	8.50
UV 254 (cm ⁻¹)	0.053	0.041	0.035	0.012	0.010	0.040	0.024	0.030	0.079	0.012	0.022	0.019	0.131	0.093
凱氏氮(mg/L)	0.080	0.080	0.081	0.073	0.07	0.35	0.17	0.40	0.71	0.15	0.72	0.34	2.21	0.76
氨氮(mg/L)	0.013	0.00	0.00	0.00	0.01	0.19	0.15	0.28	0.41	0.20	0.45	0.18	0.94	0.16
硝酸鹽氮(mg/L)	0.66	0.62	0.58	0.67	0.71	0.20	0.14	0.50	0.05	0.86	1.07	1.00	1.39	0.80
亞硝酸鹽氮 (mg/L)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.03	0.00	0.15	0.00	0.00	0.00	0.01	0.12
總氮(mg/L)	0.74	0.70	0.66	0.74	0.78	0.57	0.34	0.90	0.9	1.01	1.79	1.34	3.61	1.67

表10、模場地下水之基本特性(續)

109 年 井號 NPUST-EP305-2 水質監測數值										
日期 測項	04.21	04.24	05.01	05.12	06.09	06.19	06.30	08.04	09.04	09.17
溶氧(mg/L)	5.38	5.38	4.96	5.21	5.27	4.15	4.87	6.41	3.74	4.72
水溫(°C)	25.6	25.6	25.4	25.6	24.1	25.2	24.3	27.6	27.1	26.8
導電度(us)	22.5	22.5	26.2	23.8	2.43	765	531	201	27.3	151.8
pH	10.22	9.13	11.12	11.52	11.38	12.25	11.8	9.73	5.42	6.67
濁度(NTU)	2.85	2.64	2.59	3.08	68.9	14.49	79.0	209	14.3	6.80
UV 254 (cm ⁻¹)	0.174	0.211	0.253	0.316	0.063	0.124	0.126	0.072	0.138	0.043
凱氏氮(mg/L)	1.65	1.53	3.49	4.08	0.73	1.09	1.05	1.17	0.68	0.82
氨氮(mg/L)	0.81	1.03	3.02	3.79	0.52	0.96	0.91	0.87	0.29	0.46
硝酸鹽氮(mg/L)	0.30	0.27	0.42	0.43	0.16	0.46	0.16	0.06	0.53	0.55
亞硝酸鹽氮(mg/L)	0.38	0.41	0.43	0.27	0.08	0.00	0.05	0.05	0.01	0.00
總氮(mg/L)	2.33	2.21	4.34	4.78	0.98	1.54	1.25	1.28	1.23	1.37

註* 因現地鑿井工程進行中，故無法測量水位

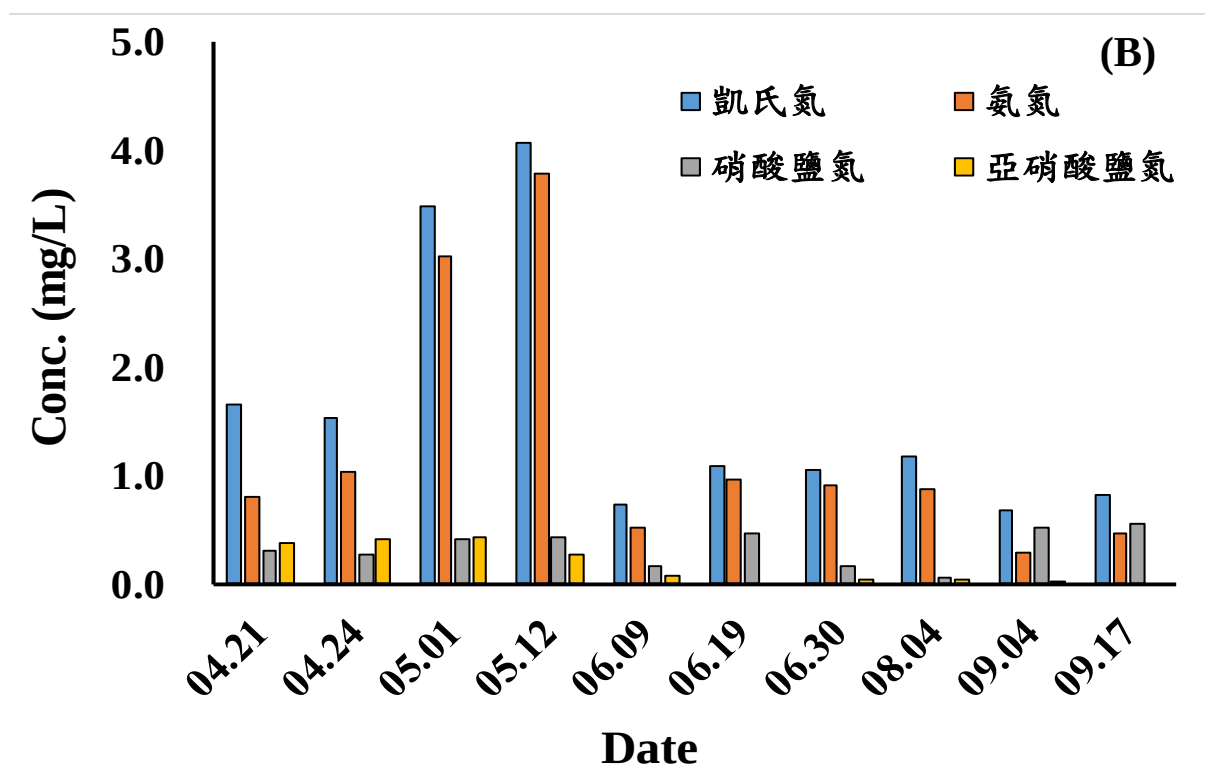
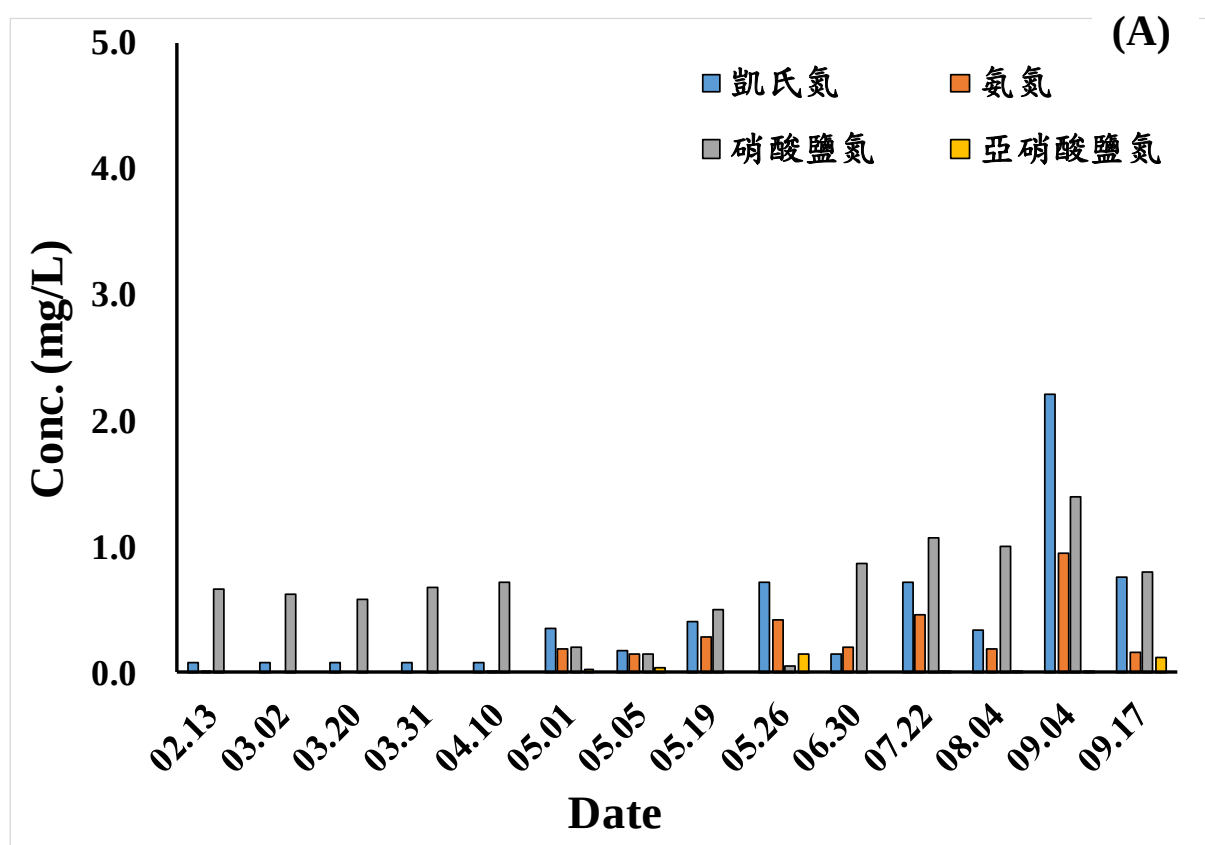


圖31、模場地下水之含氮物質變化趨勢圖
(圖A: NPUST-EP305-1、圖B: NPUST-EP305-2)



4.5、現地模場之流速流向試驗

本計畫針對新開寮內設置之地下水監測井進行流速流向測定，量測工作已完成三次，分別於 108 年 06 月 01 日、109 年 03 月 06 日，以及 109 年 04 月 12 日完成。本研究測定監測井內流速及流向結果如下表所示，流向示意圖如圖 32-34 所示。由表 11 所示，管頂下水位深度分別為 35.3、37.18、38.18 m，將流速流向儀之感測器放置於井內之篩管位置處，並將感測器電纜固定，本團隊測量流速流向之感測器放置深度分別為 45、39、40 m，測得流速分別為 0.0223、0.045、0.040 cm/min，流向分別為 217.75、171.64、238.39 度，由先前裕山公司在新開寮場址進行整體流場之評估報告中提到，枯水期地下水流向大致為東向西流動，而豐水期地下水流向大致為東北向西南方向流動。故由此結果可以看出，整體流場往下游之潮州方向前進。另一方面，由圖 34 所示，新井(NPUST-EP305-2)設置位置於舊井(NPUST-EP305-1)之上游處，新井將作為空白背景試驗井持續監控污染物濃度，而舊井將作為試驗井使用，進行雙井驗證處理成效。

表 11、地下水流速流向測定結果

監測井名稱	管頂下水位深度(m)	SENSOR 放置深度(m)	流速(cm/min)	流向(度)
NPUST-EP305-1	35.3	45	0.0223	217.75
NPUST-EP305-1	37.18	39	0.045	171.64
NPUST-EP305-2	38.18	40	0.040	238.39

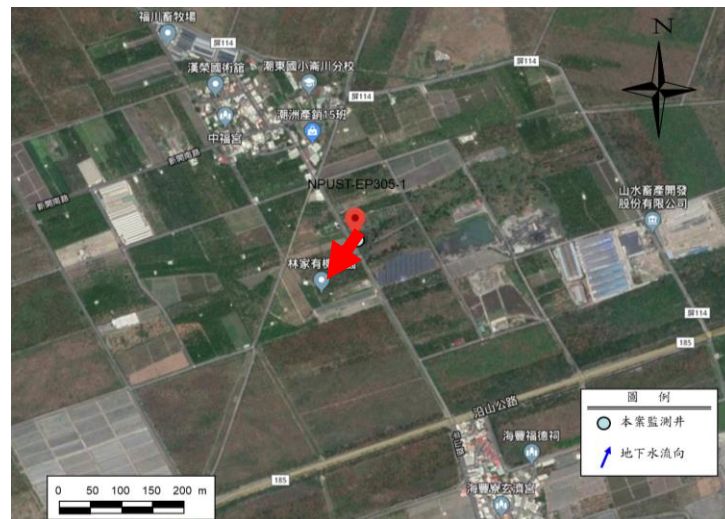


圖32、監測井流向測定示意圖(紅點為模場位置，測量時間108/06/01)



圖33、監測井流向測定示意圖
(紅點為模場位置，測量時間(A) 109/03/06，(B) 109/04/12。)



圖34、新舊監測井流向測定範圍變動示意圖

4.6、薄膜介面探測作業(MIP)試驗

本計畫利用 MIP 進行井中地下水揮發性有機污染物探測，MIP 探測器主體為直徑約 3.8 公分、長 30 公分之金屬體，其上有金屬與高分子聚合物所組成之半透性薄膜，藉由加熱薄膜與地下水中之揮發性有機物接觸，激化後進入薄膜內部，由偵測器內部氮氣攜帶至地面上移動式實驗車內，並由鹵素偵測器(Halogen Specific Detecto,XSD)進行分析，以瞭解地下水污染情形。本計畫配合現地地表裝設之懸掛系統裝置，將 MIP 探測器置入井中，MIP 由地面控制器使薄膜加溫至 100~121℃，驅使地下水中有機氣體被激化並滲透進入 MIP 探測器表面之半透性薄膜，藉由 MIP 內部之載流氣體(通常為氮氣)將有機氣體傳送至 XSD 分析，每 1.5 公分一組 XSD 之偵測分析數據。於置入過程開始時，確認訊號線與 XSD 之聯結，並開啟氮氣(流量通常為 45 至 65 mL/min)，將定位器歸零(即從地面開始為零)，並開始置入動作。置入深度由定位器持續紀錄，同時地下水中之揮發性



有機物持續透過薄膜進入加溫室並由氮氣傳送至 XSD，樣品由 MIP 薄膜擴散進入樣品室到傳輸至 XSD 之延遲時間通常在 30~45 秒間，惟亦取決於深度與氮氣之流量。裕山公司於 106 年 10 月 5~15 日調查新開寮區域地下水污染層，調查針對 T00239(本計畫處理井 NPUST-EP305-1 之下游處)進行 MIP 井測調查，其探測深度從地表下至 55 m，探測結果顯示，其 XSD 之電壓值較高(約 64,000 至 69,000 V 間)反應位於 30 至 40 m 間，並且由上而下有依序遞減情形。

本團隊於 108 年 07 月 13 日與 108 年 10 月 23 日進行本試驗處理井之 MIP 試驗，本研究利用此儀器找出實際受到污染的水層位置，並針對污染熱點進行有效光催化處理，MIP 組裝及現場作業如圖 35。兩次測量時水位相近，分別是 24.87 m 與 25.85 m，因此兩次 MIP 測量水位大約從 25 m 至 60 m 範圍進行測量，其測量結果如圖 33 所示，在 07 月 13 日所測結果(圖 36 左)，可以發現污染層大約分佈在 25-34 m 區間，再繼續往下測量皆無訊號值產生，代表當時污染物分佈皆在淺層位置，而開篩深處為 30-60 m，這也代表污染物會隨著水位的變化，向上進行擴散。另一方面，於 10 月 23 日測量結果得知(圖 36 右)，污染熱點大概分佈在 29-36 m 以及 40-48 m 這兩段地下水層，而其中又以 40-48 m 的污染訊號較為強烈。另外，於本年度(109 年度)，於 04 月 15 日測量結果得知(圖 37A)，污染熱點大概分佈在 40-45 m 水層，而當時水位深度為 38.18 m，而 05 月 20 日測量結果(圖 37B)，污染熱點大概分佈在 40-48 m 水層，06 月 30 日測量結果(圖 37C)，污染熱點大概分佈在 44-52 m 水層，08 月 07 日測量結果(圖 37D)，污染熱點大概分佈在 33-51 m 水層，09 月 21 日測量結果(圖 37E)，污染熱點大概分佈在 22-52 m 水層。此結果可以發現，污染層主要為淺層位置，但此結果可以推估，在此段地下水層經由較劇烈的水位變化(豐枯水期轉換)的情況下，可能會造成污染物的移動，使污染物熱點分佈於不同深度，如 6 月 30 日剛開始造成水位變化，因此污染熱點尚未在淺水位的地方發現，而水位上升後的 08 月 07 日與 09 月 21 日皆出現水位上升後，污染層從淺水位至深水位的分佈情形，因此由 MIP 試驗結果可以推論，水位上升初期，污染將停留於原先之水位高度，隨著時間變化，會漸漸分佈較廣(深至淺)，而當水位達到一個穩定高度後，污染熱點會再分佈於淺水位，此原因主要是新開寮場址較為特殊，地下水層較為深厚，可以達 80 m 深，豐枯水期間的水位變化非常劇烈，以上原因也是此場址較為特殊以及較困難抓取到污染熱點的主要原因。



圖35、MIP組裝及現場作業

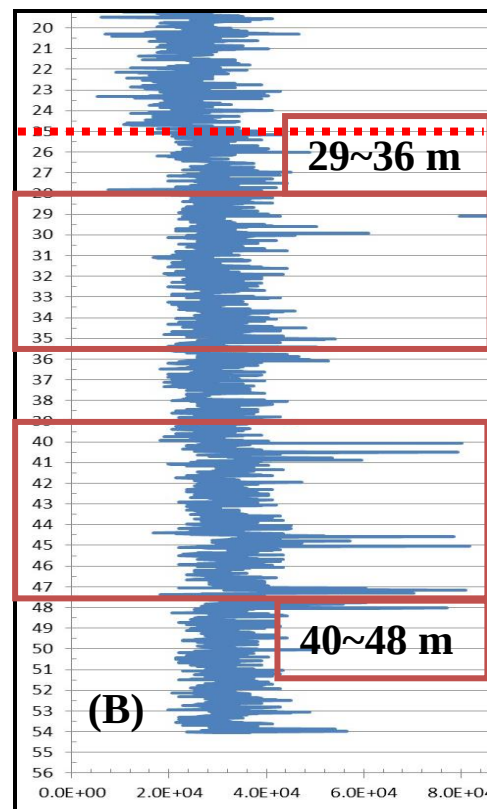
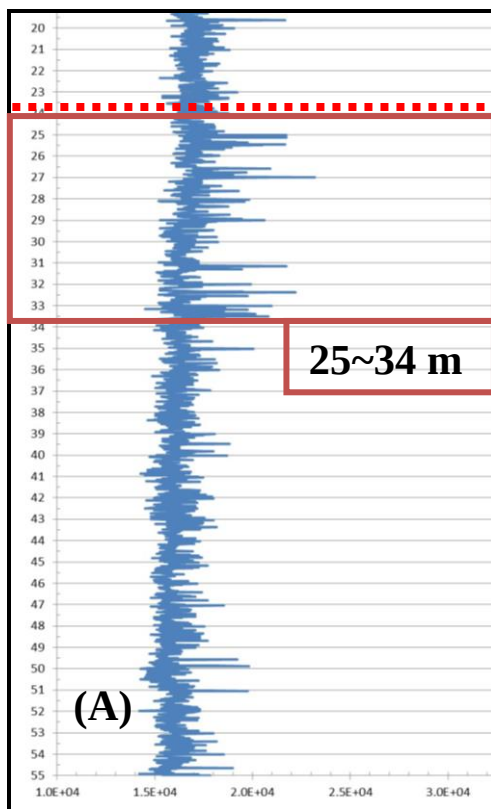


圖 36、108 年度 MIP 分析結果，測量時間(A) 108/07/13，(B) 108/10/23。

(Y 軸為地下水深度 m，虛線為水位處)

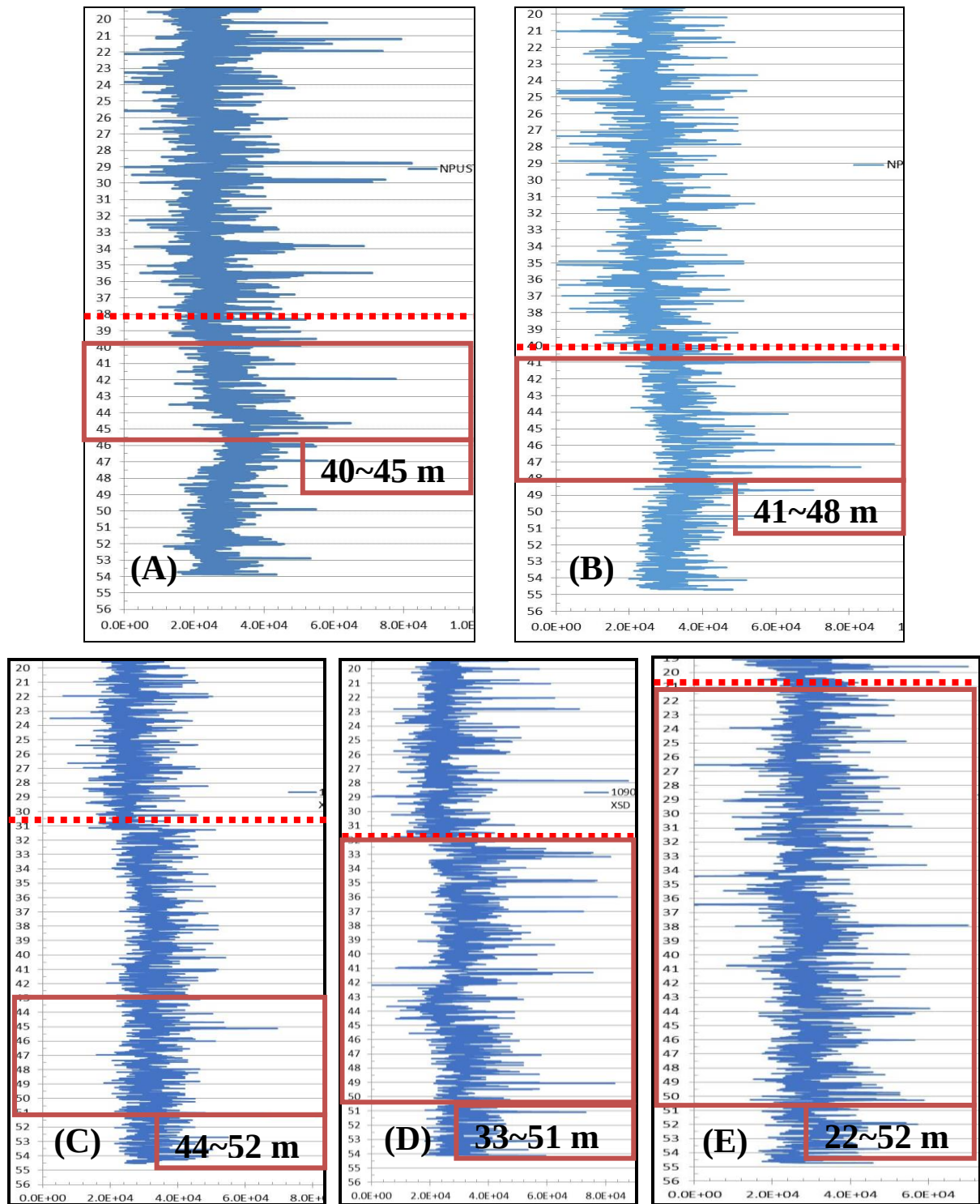


圖 37、109 年度 MIP 分析結果，測量時間(A) 109/04/15，(B) 109/05/20，(C) 109/06/30，(D) 109/08/07 和(E) 109/09/21。(Y 軸為地下水深度 m，虛線為水位處)



4.7、應用光纖光催化於現地試驗結果

本試驗之光纖光催化技術關鍵重點在於光源以及光纖設計與設置方式，本團隊測試後發現，塑膠光纖經長傳輸後會損耗嚴重(尤其以模場地下水層 30-80 m 較深的條件，與一般場址不同)，導致光強度不足以激發後續光催化用之石英光纖，因此本團隊設計一款水中光源機，可與封篩管進行套接，一同進入污染地下水層，並在封篩管的上方進行照射，將光源近距離導入處理段的光纖當中。因此，本團隊設計 LED 水中光源機，分別為可見光(400-800 nm)與紫外光(395 nm)，功率皆為 50W，其水中光源機可達到防水效果，並且可將光源放至最接近污染層的地方，並透過光纖傳導，傳輸至處理段，其設計概念為達到光催化在水中應用的可行性，達到降低光催化在水中因光遮蔽的難題而無法應用的可能。本光纖光催化系統應用於處理井之整體示意圖如圖 38 所示，將儀器懸吊於三腳架上，由上而下分別為水中光源機，傳導光源之塑膠光纖，封篩管上段，再來是處理層，其中包含塑膠光纖串接之覆膜石英光纖，試驗期間為確認處理效率驗證，於五支覆膜石英光纖中間，放置一口被動式採樣袋，試驗時間一組為 14 天，而處理層的下方為封篩管下段，其上與下段皆有氣管串接，使處理層之水流不會受到外在水流動而稀釋(封篩管設計介紹請參閱 3.4.2 節)，以上為整組光纖光催化系統結構，實體圖組裝如圖 39 所示，而整組系統放置污染水層約 30-40 m 處(會隨著定期 MIP 分析與水位監測進行污染層確認，進一步調整處理水層設定)，陸地上只需串接氣管供應氣體，以及連接水中光源機之電源。另一方面，依據本研究之 107 年度成果，進行分層鋪設光纖的方式，塑膠光纖於水中光源機延伸出至處理層，將以不同的長度進行延伸，以達到後端發光源之石英光纖處於不同深度之處理位置。塑膠光纖長度分別為 78、88、98、108、118 cm，直徑為 6 mm，共五段，此塑膠光纖皆將外層以 PVC 進行包覆，只有頭尾進行導光，將光源傳導至處理段之石英光纖，石英光纖長度皆固定 30 cm(直徑 6 mm)，各段石英光纖與塑膠光纖之連接處，皆包覆 10 cm PVC 以確保光纖有效串接，後端之 20 cm 作為發光段以及覆膜光觸媒之位置，每次噴塗光觸媒覆膜前皆需進行光強度測試，經每次測試結果(石英光纖發光測試，紫外光方面如圖 40 與 41 所示，可見光方面如圖 42 與 43 所示)，石英光纖於發光段(20 cm)可從側邊，在紫外光方面，可發出 5-10 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$ 之光強度，可見光燈源的部份，可發出 10-15 LUX 之光強度，而實際系統施工圖如圖 44 與 45 所示。

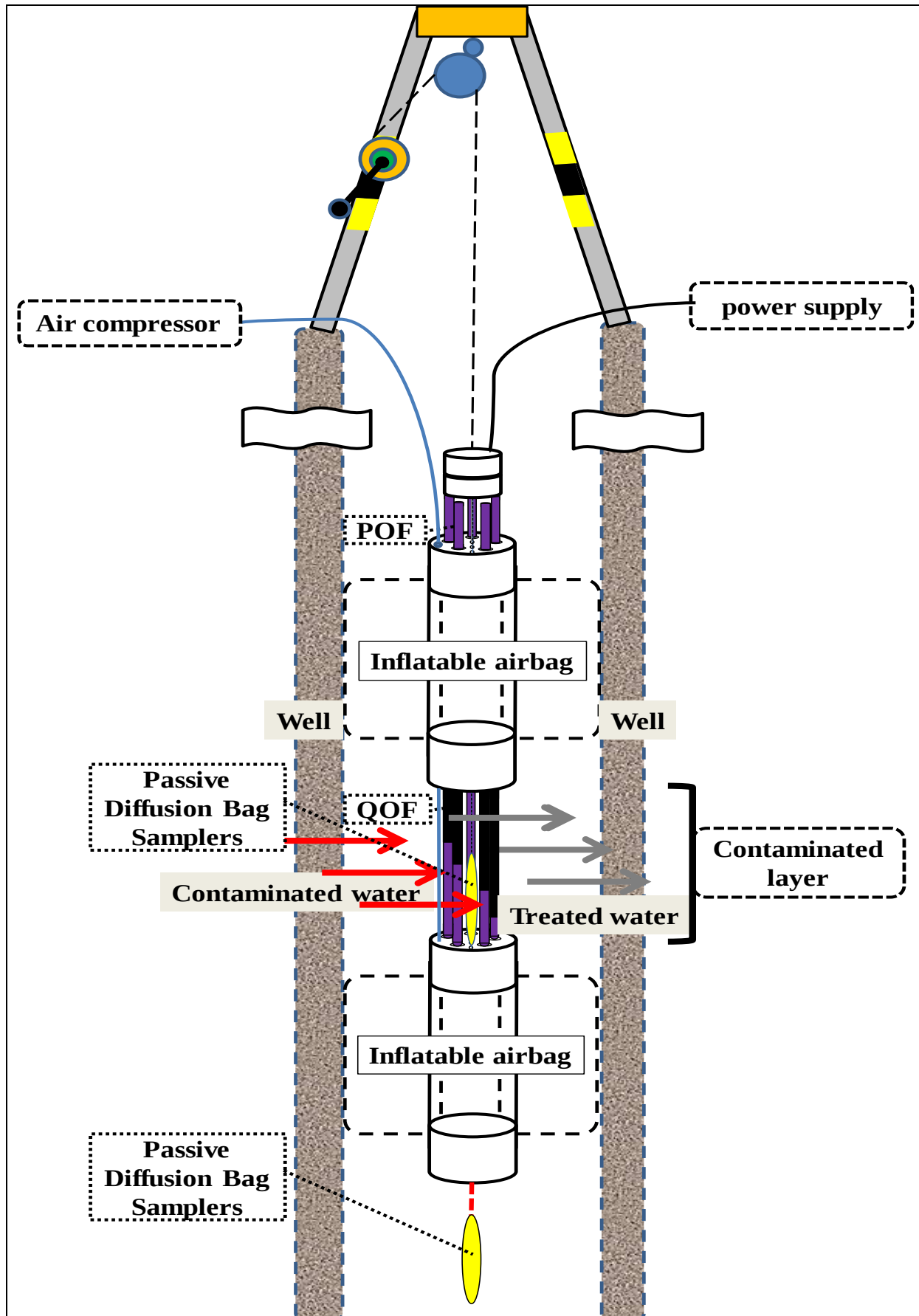


圖 38、光纖光催化系統應用於處理井之整體示意圖

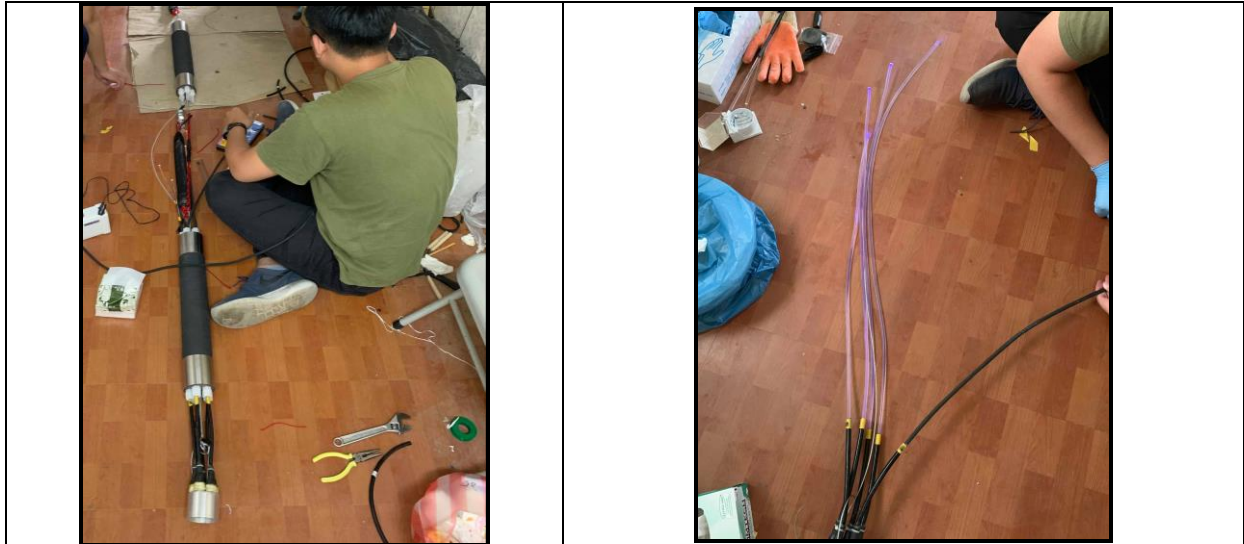


圖 39、光纖光催化系統整體組裝實體圖

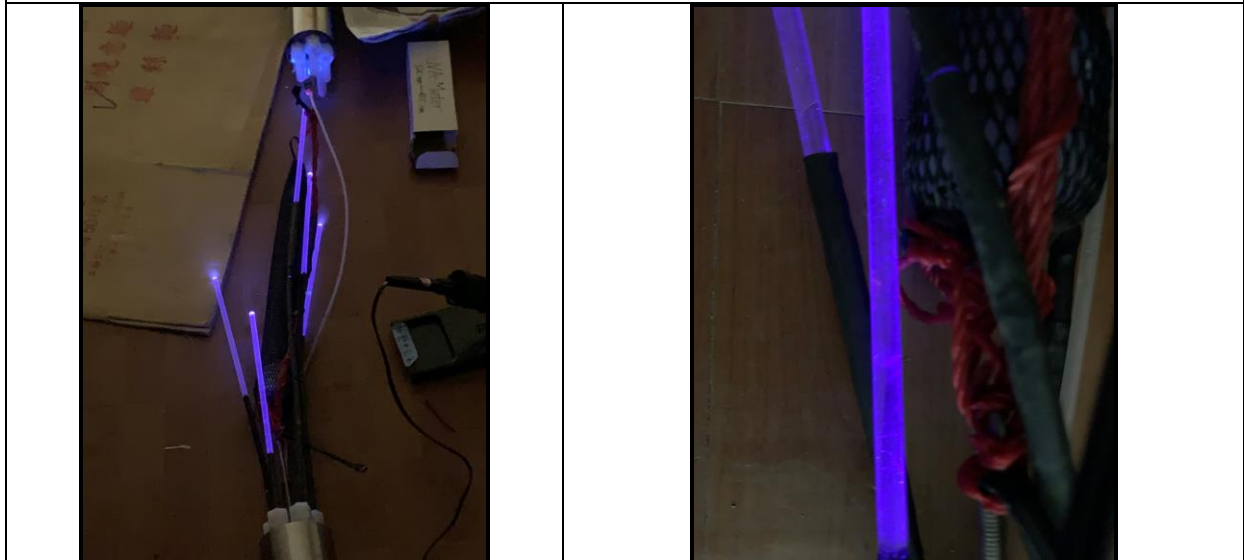


圖 40、光纖光催化處理段實體圖(紫外光)

圖 41、覆膜石英光纖發光實體圖(紫外光)

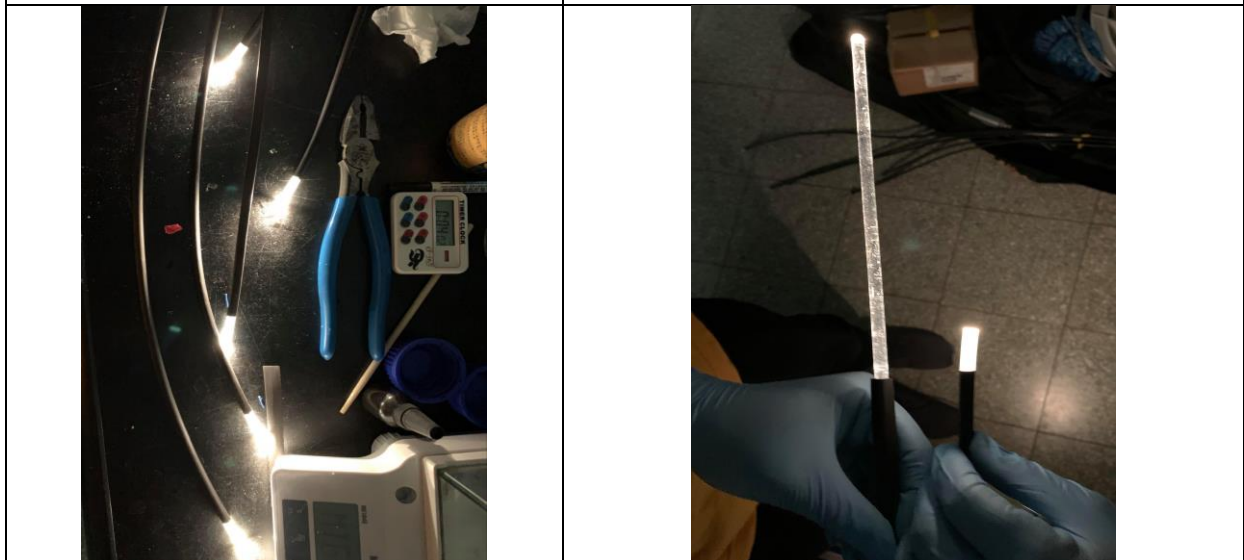


圖 42、光纖光催化處理段實體圖(可見光)

圖 43、覆膜石英光纖發光實體圖(可見光)



圖 44、光纖光催化系統放置處理井施工圖



圖 45、系統現場施工圖

4.7.1、應用光纖光催化於現地對於受污染之地下水中含氯有機物之影響

本試驗探討光纖光催化系統應用於現地之可行性，針對受污染之地下水中含氯有機物進行處理，於 108 年度，首先探討以不同光觸媒種類進行試驗，本團隊在進行系統試驗前，在 108 年 07 月 13 日進行 MIP 試驗，試驗結果得知，污染層範圍分佈在井口下 25-34 m 區間(當時水位於 25 m 處)，而由裕山公司以往針對新開寮地區之污染層調查結果也顯示，污染層大致分佈於淺水位。另外，本團隊為更進一步確認污染層之分佈，於試驗前執行兩次空白試驗，在分析時間 108 年 08



月 22 日(以下簡稱空白 108A)及 108 年 09 月 05 日(以下簡稱空白 108B)，此空白試驗分別安排放置被動式採樣袋，並依照當時水位作為依據，放置三口不同深度的採樣袋，分別為 21、23，以及 25 m，另外一組空白試驗則放置於 18、20，以及 22 m，經分析結果得知，空白 108A 在 8 月 22 日進行分析，分析結果如表 12 所示，1,1,2-三氯乙烷、1,1-二氯乙烯、四氯乙烯，以及三氯乙烯於 21 m 深度依序測得 0.00533、0.0302、0.00570，以及 0.00593 mg/L，而 23 m 依序為 0.00600、0.0343、0.00640，以及 0.00635 mg/L，在深度 25 m 則依序測得 0.00608、0.0284、0.00733，以及 0.00628 mg/L。空白 108B 在 9 月 05 日進行分析，在三種深度條件下，只有 1,1-二氯乙烯在 18、20、22 m 依序測得 0.00099、0.0010、0.00102，其他污染物皆為 ND。

由上述 108 年度試驗結果可以得知，本團隊雖以淺水位進行放置被動式採樣袋，原先預估皆會測得污染物，但於空白 108B 試驗結果得知，當時連日大雨因素，導致水位上升至 15 m，劇烈雨勢進而帶動流速以及流量的變化，因此可以證明，雖由第一次 MIP 結果與先前調查資料可以得知淺水位之污染分佈，但當現地水位變化較劇烈時，將會使污染物分佈位置改變。而本團隊後續利用光纖光催化系統，在不同光觸媒(TiO_2 與 N-TiO_2)條件下進行比較，依序在 10 月 8 日(以下簡稱試驗 108A)與 10 月 22 日(以下簡稱試驗 108B)進行送樣分析，當時試驗 108A 水位為 23.42 m，試驗 108B 為 25.85 m，當時試驗 108A 進行時，現地模場已結束長期大雨，因此水位有上升。另一方面，因處理井開篩處為 30-60 m，因此兩次試驗處理段固定於 30 m，使試驗處理段之地下水為流動狀態，試驗結果顯示，在試驗 108A(TiO_2)的條件下，只有 1,1-二氯乙烯測得 0.00088 mg/L，其他污染物皆為 ND，而試驗 108B(N-TiO_2)的條件下，所有污染物皆測得 ND。本團隊於 10 月 23 日進行 MIP 試驗結果得知(結果請參閱 4.5 節)，污染熱點大概分佈在 29-36 m 以及 40-48 m 這兩段地下水層，而其中又以 40-48 m 的污染訊號較為強烈，此結果可以發現，污染層已經往中間層(40-48 m)的位置移動，雖然在淺層(29-36 m)位置還有發現污染訊號，但與中間層相比較不強烈，此結果可以推估，在此段地下水層經由較劇烈的水位變化(豐枯水期轉換)的情況下，可能會造成污染層的移動。而本試驗 108A 與 108B 結果與空白 108A 之結果進行比較(因空白 108B 採樣期間，連日降雨，導致污染濃度稀釋)，由試驗結果可以發現，光纖光催化系統放置於污染層當中進行處理，在兩次試驗結果發現，皆可有效去除地下水中污染物，在試驗 A 方面，1,1,2-三氯乙烷、四氯乙烯，以及三氯乙烯皆可達到 100%去除率，而 1,1-二氯乙烯可達到 98%去除效率，在試驗 108B 方面，四種污染物皆達到 100%去除效率(以上數據表請詳閱 108 年度期末報告)。



於 109 年度方面，本研究以不同光觸媒種類、光源種類，以及光纖支數進營一系列試驗，探討不同條件對於受含氯有機物污染之地下水去除效率探討。另一方面，本團隊為解決 108 年度水位變化劇烈所造成污染層移動之疑慮，本團隊利用定期 MIP 試驗，並持續以位於上游之新井(NPUST-EP305-2)進行空白背景之採樣，與舊井(NPUST-EP305-1)之系統試驗結果作為比較，藉此可以驗證光纖光催化系統對於污染物去除效率，本年度已完成八組空白背景試驗(數據結果如表 12)，以及五組系統試驗(數據結果如表 13)

由現地模場水位測量圖(圖 30)可以得知，今年度水位在 5 月及 8 月出現劇烈變化，在試驗過程將搭配水位量測與 MIP 試驗進行污染熱點確認，經確認後空白試驗及處理試驗皆是在當時水位之淺水位，故空白試驗三種深度的採樣袋位置將由淺水位放置 A 採樣袋，每間隔 5 m 進行依序放置 B 與 C 採樣袋，結果如表 13 及圖 47 所示，在三種深度(A、B、C)可以依序得知，1,1,2-三氯乙烷、四氯乙烯，以及三氯乙烯於 A、B、C 深度幾乎為 ND，而 1,1-二氯乙烯皆有存在，除 09 月 17 日與 10 月 05 日處於高檔水位情況下，導致測得濃度也皆為 ND。

另一方面，如表 12 所示，系統試驗結果(試驗 A 至 E)顯示，若以單井進行去除效率驗證比較，封篩管外空白段之 1,1,2-三氯乙烷濃度大約分佈在 0.004-0.008 mg/L，1,1-二氯乙烯：0.019-0.058 mg/L，四氯乙烯：0.001-0.015 mg/L，三氯乙烯：0.001-0.013 mg/L(試驗井空白段數據如圖 48 所示)，而試驗 A 在處理段各污染物皆為 ND，去除效率皆達 100%；試驗 B 因接近 10 月進行試驗，當時水位處於高檔部位，因此空白段與處理段皆測得 ND；試驗 C 在處理後，污染物 1,1,2-三氯乙烷：0.005 mg/L，1,1 二氯乙烯：0.012 mg/L，四氯乙烯：0.002 mg/L，三氯乙烯：0.001 mg/L，與空白段進行比較後，去除效率依序分別為 15%、55%、26%，以及 19%；在試驗 D 與 E 方面，除 1,1 二氯乙烯為 0.001 mg/L，去除效率達 98%，其他污染物皆為 ND，去除效率達 100%。上述試驗比較如圖 46 所示，可以得知商業化 P25 TiO₂ 在可見光的條件下，去除效率較差之外，其他試驗條件皆可達到將近 100%之去除效率，並且可以由光纖支數試驗中得知，若 3 支光纖(6 mm)在 4 英吋之標準井(直徑 10.16 cm)，並分佈於處理層約 1 m，污染物去除效率皆可達到 ND，此試驗結果對於後來應用於正常場址(含水層較淺)，即可有效掌握污染控制，另一方面，若含水層較厚的污染場址，也可使用分層分佈覆膜光纖的方式，可有效延伸處理段的長度。由上述雙井試驗結果得知，若以空白井與試驗井進行比較，發現空白井背景低於試驗井中的空白段(封篩管外)，其主因為新開寮模場地質特殊性，該地區以礫石層為主，因此地層所含有的礫石將會阻擋地下水流向。後續本團隊若執行此模場專案為避免此情況發生，應須進行多口監測/處理井設置，使其形成反應牆，將會大幅提升成效驗證可行性。



表 12、地下水中含氯有機物測定結果(試驗井)

試驗別	光纖 支數	試驗條件	樣品編號	地下水污染	深度		
			檢驗項目	管制標準 (第二類)	處理段	空白段	Removal (%)
A		UV light/TiO ₂	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	0.004	100%
			1,1-二氯乙烯	0.070	ND	0.019	100%
			四氯乙烯	0.050	ND	0.001	100%
			三氯乙烯	0.050	ND	0.001	100%
B		UV light/N-TiO ₂	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	ND	NA
			1,1-二氯乙烯	0.070	ND	ND	NA
			四氯乙烯	0.050	ND	ND	NA
			三氯乙烯	0.050	ND	ND	NA
C	5	Visible light/TiO ₂	1,1,2-三氯乙烷	0.050	0.005	0.005	15%
			1,1-二氯乙烯	0.070	0.012	0.026	55%
			四氯乙烯	0.050	0.002	0.003	26%
			三氯乙烯	0.050	0.001	0.002	19%
D		Visible light/N-TiO ₂	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	0.007	100%
			1,1-二氯乙烯	0.070	0.001	0.049	98%
			四氯乙烯	0.050	ND	0.015	100%
			三氯乙烯	0.050	ND	0.013	100%
E	3	Visible light/N-TiO ₂	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	0.008	100%
			1,1-二氯乙烯	0.070	0.001	0.058	98%
			四氯乙烯	0.050	ND	0.014	100%
			三氯乙烯	0.050	ND	0.013	100%

註: NA : Not Detected ; NA : Not Apply



表 13、地下水含氯有機物測定結果(空白井)

試驗別	日期	樣品編號	地下水污染 管制標準(第二類)	深度		
		檢驗項目		A	B	C
A	5/26	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	ND	ND
		1,1-二氯乙烯	0.070	0.00264	0.00186	0.00085
		四氯乙烯	0.050	ND	ND	ND
		三氯乙烯	0.050	ND	ND	ND
B	6/09	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	ND	ND
		1,1-二氯乙烯	0.070	0.003	0.002	0.002
		四氯乙烯	0.050	ND	ND	ND
		三氯乙烯	0.050	ND	ND	ND
C	6//23	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	ND	ND
		1,1-二氯乙烯	0.070	0.0026	0.007	0.006
		四氯乙烯	0.050	ND	ND	ND
		三氯乙烯	0.050	ND	ND	ND
D	7/21	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	ND	ND
		1,1-二氯乙烯	0.070	0.007	0.008	0.008
		四氯乙烯	0.050	0.001	0.0005	0.0005
		三氯乙烯	0.050	ND	0.0006	0.0006
E	8/04	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	ND	ND
		1,1-二氯乙烯	0.070	0.009	0.009	0.009
		四氯乙烯	0.050	ND	ND	ND
		三氯乙烯	0.050	ND	0.00067	0.00070
F	8/21	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	ND	ND
		1,1-二氯乙烯	0.070	0.00093	0.00429	0.00445
		四氯乙烯	0.050	ND	ND	ND
		三氯乙烯	0.050	ND	ND	ND
G	9/17	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	ND	<0.01
		1,1-二氯乙烯	0.070	ND	ND	<0.01
		四氯乙烯	0.050	ND	ND	<0.01
		三氯乙烯	0.050	ND	ND	<0.01
H	10/05	1,1,2-三氯乙烷	0.050	ND	ND	ND
		1,1-二氯乙烯	0.070	ND	ND	ND
		四氯乙烯	0.050	ND	ND	ND
		三氯乙烯	0.050	ND	ND	ND

註: 單位: mg/L

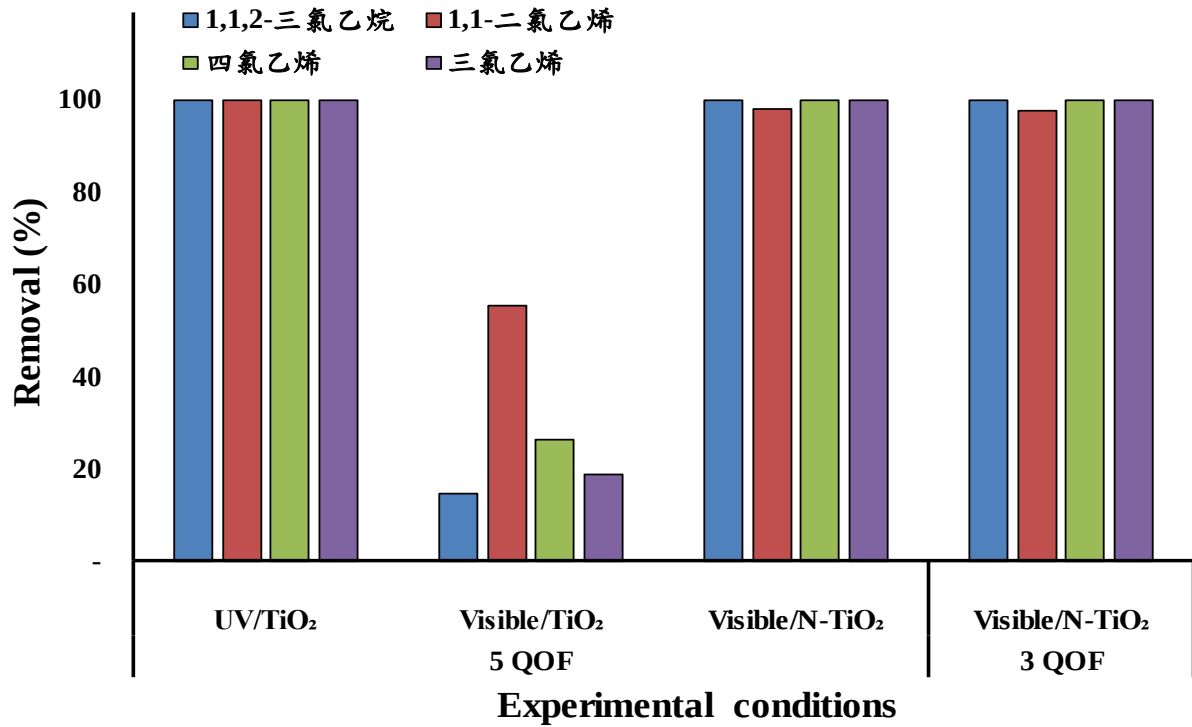


圖 46、光纖光催化對含氯有機物去除效率之影響

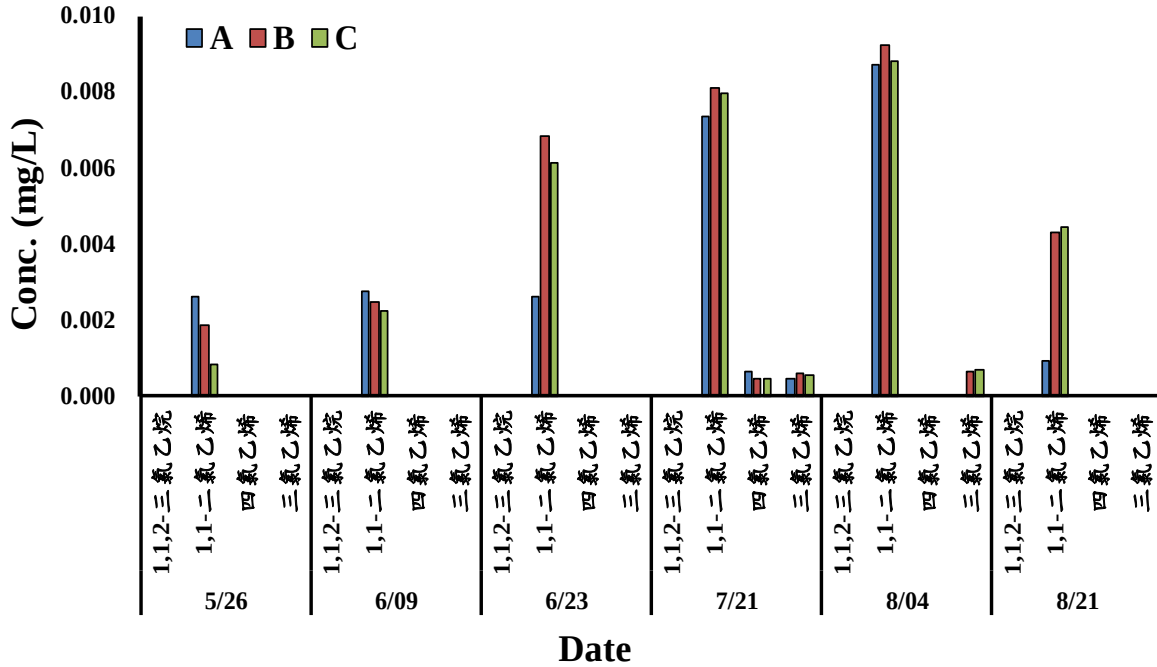


圖 47、地下水中含氯有機物測定結果(空白井)

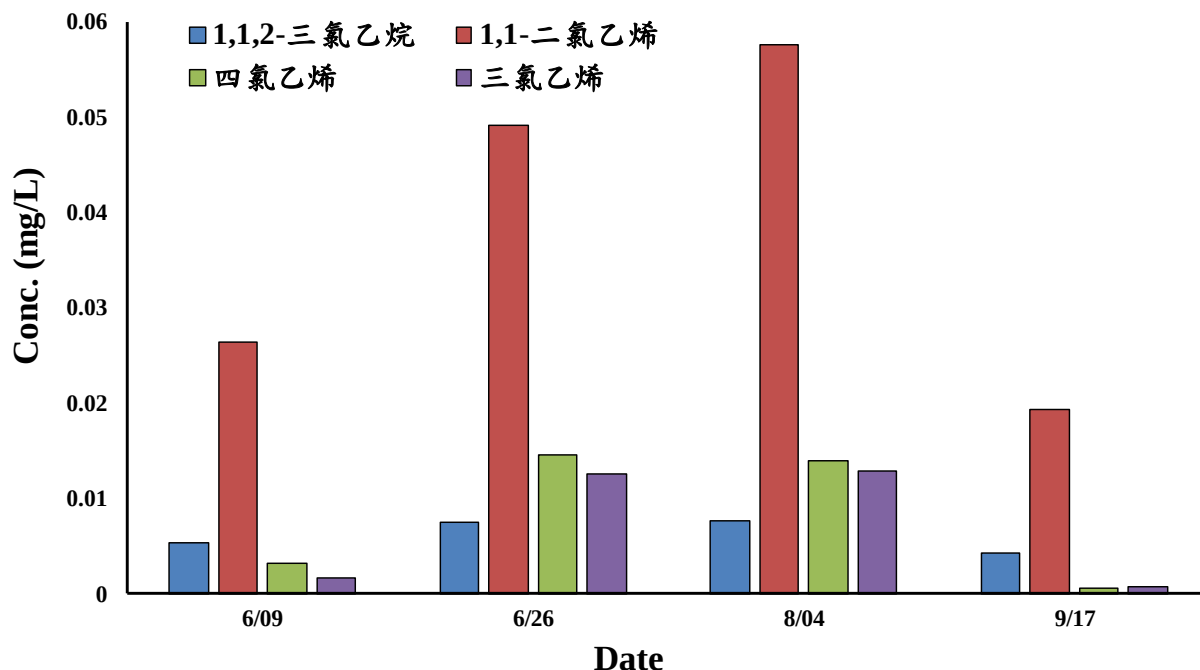


圖 48、地下水含氯有機物測定結果(試驗井)

4.7.2、應用光纖光催化於現地對於受污染之地下水中 DOC 及 Cl⁻之影響

本模場試驗為了解並驗證光纖光催化系統對於地下水污染改善成效，因此透過溶解性有機碳(DOC)與氯離子(Cl⁻)生成進行探討。試驗以最佳覆膜條件(無機樹脂 25:75、分層覆鍍、20 mL PTFE/L、0.5 wt% TiO₂ 或 N-TiO₂)進行探討。實驗以 6 mm 直徑之石英光纖進行覆膜後，進入污染層中進行光催化，光纖光催化系統操作時間為 14 天，取樣後進行後續分析(分析方法詳閱 3.2 節)。實驗結果顯示，於 108 年 08 月 22 日與 108 年 09 月 05 日執行之空白試驗，DOC 方面，測得濃度依序為 18.36 與 20.62 mg/L，而氯離子(Cl⁻)皆為 ND。另外，本研究進一步以商業化之 P25 TiO₂ 作為覆膜光觸媒，測得 DOC 濃度降至 10.11 mg/L(108/10/08)，與空白試驗(20.62 mg/L)相比，於地下水中 DOC 去除效率達到 51.97%，而氯離子測得濃度為 0.89 mg/L。另一方面，以實驗室自製之 N-TiO₂ 光觸媒進行試驗，測得 DOC 濃度為 10.93 mg/L，與空白試驗(20.62 mg/L)相比之去除效率達 47.99%，與 TiO₂ 相比較低，而氯離子測得 0.99 mg/L(以上數據請詳閱 108 年度期末報告)。

本專案在 109 年度方面(如表 14 及 15 所示)，本年度空白試驗總共由 05 月 26 日至 10 月 05 日持續放置被動式採樣袋進行污染物濃度監測，共八次試驗，在氯離子方面，在 A、B、C 三種深度(由淺水位開始放置 A，間隔 5 m 各放置 B 與 C 採樣袋)監測濃度大約在 0.059-0.394 mg/L 區間，而空白 1 為井設置完成後近期進行採樣，因此 ABC 三種深度皆測得濃度較高，範圍達到 2.10-4.40 mg/L，另一



方面，DOC 在空白 1 測得之數值也相對較高，範圍為 21.26-23.47 mg/L；而空白 2 試驗井內 DOC 也尚未穩定，濃度測得為 9.25-16.67 mg/L，而其他空白試驗測得之空白井 DOC 數值範圍較為穩定，為 0.87-4.520 mg/L，因此可由空白井看出，在 06 月底之後空白井井內水質情況屬於趨於穩定。另一方面，試驗以商業化之 P25 TiO_2 與 N- TiO_2 作為覆膜光觸媒，搭配 395 nm UV LED 以及 Visible LED，並且分別以 5 支與 3 支石英光纖進行比較處理，由試驗結果得知(如表 14 及 15 所示)，在氯離子方面，試驗 1 至 5 分別生成 0.047、0.024、0.100、0.027、0.088 mg/L 之氯離子。在 DOC 方面，試驗 1 至 5 測得 DOC 濃度去除效率依序分別為 15、4、7、56、53%。

由上述結果可以得知，試驗模場之受污染地下水 DOC 濃度，確實隨著系統進行而達到去除，由實驗結果可以得知， TiO_2 利用紫外光可有效激發，與 N- TiO_2 相比較佳。另外，經氮改質後之光觸媒(N- TiO_2)確實可有效受到可見光之激發(107 年度模場試驗報告結果證實)，在今年度的試驗結果也可以得知，光纖光催化系統在可見光搭配 N- TiO_2 覆膜光纖皆可達到較高的 DOC 去除效率，這部份在可見光應用於現地之可行性研究，將繼續作為探討對象，期望未來在本系統的應用可以直接利用太陽光作為光來源。在氯離子方面，其他學者研究指出，含氯有機物受到光催化之處理，氯離子會隨著光照時間的增加而提高，這也表示確實有受到光催化之降解(Alexander et al., 2008；Choo et al., 2008)，研究結果顯示，在光纖光催化系統處理過後，確實有生成氯離子，這代表此系統於地下水污染層確實進行光催化降解作用。

表 14、處理井地下水中氯離子與溶解性有機碳測定結果(空白井)

日期	試驗別	Chloride ion (mg/L)			Dissolved organic carbon (mg/L)		
		A	B	C	A	B	C
5/26	空白 1	2.20	2.10	4.40	21.26	23.47	21.94
6/09	空白 2	0.60	0.30	1.20	9.68	9.25	16.67
6//23	空白 3	0.094	0.092	0.133	1.68	1.84	2.200
7/21	空白 4	0.106	0.161	0.314	0.87	1.52	2.690
8/04	空白 5	0.059	0.070	0.459	1.57	1.79	2.410
8/21	空白 6	0.153	0.122	0.194	1.70	1.91	1.550
9/17	空白 7	1.372	0.311	0.072	9.57	5.29	4.520
10/05	空白 8	0.194	0.390	0.429	1.725	1.53	1.715

表 15、處理井地下水中氯離子與溶解性有機碳測定結果(試驗井)

試驗別	光纖 支數	試驗條件	Chloride ion (mg/L)			Dissolved organic carbon (mg/L)		
			處理 段	空白段	Generation (mg/L)	處理段	空白段	Removal (%)
1	5	UV/TiO ₂	0.193	0.146	0.047	4.22	4.99	15%
2		UV/N-TiO ₂	0.431	0.407	0.024	1.25	1.305	4%
3		Visible/TiO ₂	0.200	0.100	0.100	18.19	19.53	7%
4		Visible/N-TiO ₂	0.102	0.075	0.027	1.55	3.55	56%
5	3	Visible/N-TiO ₂	0.160	0.072	0.088	1.26	2.69	53%



第五章 結論與建議

5.1、結論

本研究試驗場址位於所在地之屏東新開寮，在先導試驗工作方面，調查地理及地形、氣候、地質與土壤、地表水系，以及模場所在地之新開寮水文地質進行調查，並針對公告污染場址之既有監測井進行資料蒐集，且進一步測量本計畫所設之兩口監測/處理井附近之地下水水位，本試驗之兩口井分別於 108 年 06 月 01 日(NPUST-EP305-1)與 109 年 04 月 12 日(NPUST-EP305-2)完井，NPUST-EP305-1(舊井)作為系統試驗井，NPUST-EP305-2(新井)作為空白試驗井，由近五年調查資料顯示，枯水期地下水流向大致為東向西流動，而豐水期地下水流向大致為東北向西南方向流動。因此，本年度在完成地下水流速流向鑑定後(108-109 年度共三次量測結果，流速分別為 0.0223、0.045、0.040 cm/min，流向分別為 217.75、171.64、238.39 度)，新井設置於舊井之上游處，新井持續監控污染物濃度，而舊井作為試驗井，進行雙井驗證處理成效。本團隊於現地定期監測水位，由監測結果可以得知，今年度水位在 5 月及 8 月出現劇烈上升變化，因此在試驗過程將搭配水位量測與 MIP 試驗進行污染熱點確認，經確認後發現，在水位穩定的情況下，污染熱點大致分佈於淺水位，但當水位劇烈變化上升時，污染熱點將無法馬上上升，而經一段時間後，才會擴散至淺水位，最後才達到大部份分佈於淺水位穩定的情況，上述情況時程須至少三個月以上(由今年度 MIP 結果得知)，因此，污染熱點的位置變化將是污染驗證之一大挑戰，本團隊搭配定期的 MIP 檢測與持續性的空白採樣，進行滾動式檢討。

在現地試驗方面，本研究首先針對模場之流速流向進行調查，並定期以 MIP 分析模場之雙井，優先找到污染熱點再進行試驗，另一方面，搭配新井持續之被動式採樣袋進行井中污染物濃度空白分析，得到背景資料，再以光纖光催化系統應用至現地試驗，進行不同光觸媒種類對於現地受污染之地下水含氯有機物之探討，試驗最後再進行溶解性有機碳與氯離子濃度之調查。在處理井之光纖光催化系統試驗方面，於 108 年度試驗結果可以發現，光纖光催化系統放置於污染層當中進行處理，在兩次試驗結果發現，皆可有效去除地下水中污染物，四種污染物幾乎皆達到 100%去除效率。本專案於 109 年度方面，以不同光觸媒種類、光源種類，以及光纖支數進行一系列試驗，探討不同條件對於受含氯有機物污染之地下水去除效率探討。系統試驗結果(試驗 A 至 E)顯示，若以單井進行去除效率驗證比較，可以得知商業化 P25 TiO₂ 在可見光的條件下，去除效率較差之外，其他試驗條件皆可達到將近 100%之去除效率。本模場試驗為了解並驗證光纖光催化系統對於地下水污染改善成效，因此透過溶解性有機碳(DOC)與氯離子(Cl⁻)生成



進行探討。由上述結果可以得知，試驗模場之受污染地下水 DOC 濃度，確實隨著系統進行而達到去除，由實驗結果可以得知，光纖光催化系統在可見光搭配 N-TiO₂ 覆膜光纖皆可達到較高的 DOC 去除效率。另外，在光纖光催化系統處理過後，確實生成氫離子，這代表此系統於地下水污染層確實進行光催化降解作用。

5.2、建議

本團隊執行兩年期之專案計畫後，關於本技術後續應用所需之準備工作方面提供下列建議，首先，因新開寮試驗場址之困難性較高，主因為地下水層厚，地下水流速快等因素，造成在濃度驗證上具困難性，故在第二年度已持續進行一系列 MIP 與採樣袋背景空白試驗採樣，進行相關性驗證，探討出在豐枯水季不同之污染層之移動，以確實掌握污染層之去除效率之驗證，但由雙井試驗結果得知，若以空白井與試驗井進行比較，發現空白井背景低於試驗井中的空白段(封篩管外)，其主因為新開寮模場地質特殊性，該地區以礫石層為主，因此地層所含有的礫石將會阻擋地下水流向。後續本團隊若執行此模場專案為避免此情況發生，應須進行多口監測/處理井設置，使其形成反應牆，將會大幅提升成效驗證可行性。

本團隊以現地整治工程實務的觀點，針對試驗相關的整治操作參數進行說明，以直徑 2 mm 光纖之有效反應半徑(radius of influence, ROI)約為 2.5 cm，且其會隨著光纖直徑增加而提升，故本團隊光纖選擇以直徑 6 mm 為主(ROI>2.5 cm)。本團隊透過驗證提出下列光纖光催化系統施作時之注意事項及建議：(1)由光纖支數試驗中得知，測試 3 支和 5 支光纖(光纖直徑 6 mm)在 4 英吋之標準井(直徑 10.16 cm)，並分佈於處理層約 1 m，污染物去除效率僅 1,1-二氯乙烯為 98%，其餘濃度皆可達到 ND，代表此設計試驗規格，可有效達到污染處理範圍，此結果若應用於一般場址(含水層較淺)，即可有效掌握並控制。(2)若含水層較厚的污染場址，也可使用分層設置覆膜光纖的方式，可有效延伸處理段長度，(3)今年度試驗結果得知，光纖光催化系統在可見光搭配 N-TiO₂ 覆膜光纖皆可達到 100%去除效率，這部份在可見光應用於現地之可行性研究，將繼續作為探討對象，期望未來在本系統的應用可以直接利用太陽光作為光來源，(4)因本場址水量大及流速快之特殊性，使污染物濃度與其他受污染場址相比較低，因此後續若應用於其他較高濃度之污染場址，而流速與新開寮模場相比較慢時，光催化反應時間反而較長，推測亦可得到良好的去除效率，惟後續若應用於其他場址，仍須注意去除效率之表現和進行評估，(5)後續在實際實場應用之施作方面，可利用反應牆之概念進行施作，搭配一般光源與水中光源系統，再透過覆膜光纖將光源進行延伸，到達污染熱點進行去除，將可有效針對污染區域處理，並且若能搭配 LED 或太陽光作為光源，將達到綠色整治技術之創新，為整治技術提供一個良好的選擇。



參考文獻

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (1997) Public Health Statement for Trichloroethylene, <http://www.atsdr.cdc.gov/phs/phs.asp?id=171&tid=30>.
- Alcantara-Garduno, M.E., Okuda, T., Nishijima, W. and Okada, M. (2008) Ozonation of trichloroethylene in acetic acid solution with soluble and solid humic acid. *Journal of Hazardous Materials* 160(2-3), 662-667.
- Arconada, N., Duran, A., Suarez, S., Portela, R., Coronado, J.M., Sanchez, B. and Castro, Y. (2009) Synthesis and photocatalytic properties of dense and porous TiO₂-anatase thin films prepared by sol-gel. *Applied Catalysis B-Environmental* 86(1-2), 1-7.
- Asahi, R., Morikawa, T., Ohwaki, T., Aoki, K., Taga, Y., (2001). "Visible-light photocatalysis in nitrogen-doped titanium oxides." *Science*, Vol. 293, No. 5528, pp. 269-271.
- Banisharif, A., Khodadadi, A, A., Mortazavi, Y., Firooz, A, A., Beheshtian, J., Agah, S., Menbari, S., (2015) Highly active Fe₂O₃-doped TiO₂ photocatalyst for degradation of trichloroethylene in air under UV and visible light irradiation: Experimental and computational studies. *Applied Catalysis B: Environmental*. 165, 209–221.
- Behnajady, M.A., Modirshahla, N. and Hamzavi, R. (2006) Kinetic study on photocatalytic degradation of C.I. acid yellow 23 by ZnO photocatalyst. *Journal of Hazardous Materials*, 133, pp. 226–232.
- Beltran, F.J., Gonzalez, M., Rivas, J. and Acedo, B. (1999) Aqueous degradation of VOCs in the ozone combined with hydrogen peroxide or UV radiation processes. 2. Kinetic modeling. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 34(3), 673-693.
- Bove, F., Shim, Y. and Zeitz, P. (2002) Drinking water contaminants and adverse pregnancy outcomes: A review. *Environmental Health Perspectives* 110, 61-74.
- Caliman, F. A., Robu, B. M., Smaranda, C., Pavel, V. L. and Gavrilescu, M. (2011). Soil and groundwater cleanup: benefits and limits of emerging technologies. *Clean Technologies and Environmental Policy* 13(2): 241-268.
- Choi, H., Lim, H.N., Kim, J., Hwang, T.M. and Kang, J.W. (2002) Transport characteristics of gas phase ozone in unsaturated porous media for in-situ chemical oxidation. *Journal of Contaminant Hydrology* 57(1-2), 81-98.
- Chen, K.-C., Y.-H. Wang and Y.-C. Lu, (2011) Treatment of polluted water for reclamation using photocatalysis and constructed wetlands. *Catalysis Today*, Vol. 175, No. 1, pp. 276-282.
- Chen, H., Lin, Q., Xu, Q., Yang, Y., Shao, Z., Wang, Y., (2014) Plasma activation and atomic layer deposition of TiO₂ on polypropylene membranes for improved performances of lithium-ion batteries. *Journal of Membrane Science* 458, 217-224.
- CHU, J., ZHONG, L., (2012) Photocatalytic Degradation of Methylene Blue with



- Side-glowing Optical Fiber Delivering Visible Light. *Chinese Journal of Chemical Engineering*. 20(5), 895-899.
- Doherty, R.E. (2000a) A history of the production and use of carbon tetrachloride, tetrachloroethylene, trichloroethylene and 1,1,1-trichloroethane in the United States: Part 1 - Historical background; Carbon tetrachloride and tetrachloroethylene. *Environmental Forensics* 1(2), 69-81.
- Doherty, R.E. (2000b) A history of the production and use of carbon tetrachloride, tetrachloroethylene, trichloroethylene and 1,1,1-trichloroethane in the United States: Part 2 - Trichloroethylene and 1,1,1-trichloroethane. *Environmental Forensics* 1(2), 83-93.
- Dongliang, H., Xiangju, M., Yanchun, T., Lin, Z., Fengshou, X., (2009) Synthesis of carbon-doped TiO₂ using porous resin and its excellent photocatalytic properties. *Chinese journal of catalysis* 30(2), 83-85.
- Elovitz, M.S. and von Gunten, U. (1999) Hydroxyl radical ozone ratios during ozonation processes. I-The R-ct concept. *Ozone-Science & Engineering* 21(3), 239-260.
- Euvananont, C., Junin, C., Inpor, K., Limthongkul, P. and Thanachayanont, C. (2008) TiO₂ optical coating layers for self-cleaning applications. *Ceramics International* 34(4), 1067-1071.
- Farooq, M., Raja, I.A. and Pervez, A. (2009) Photocatalytic degradation of TCE in water using TiO₂ catalyst. *Solar Energy* 83(9), 1527-1533.
- Fujita, H., Izumi, J., Sagehashi, M., Fujii, T. and Sakoda, A. (2004) Decomposition of trichloroethene on ozone-adsorbed high silica zeolites. *Water Research* 38(1), 166-172.
- Goi, A. and Trapido, M. (2004) Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil: The fenton reagent versus ozonation. *Environmental Technology* 25(2), 155-164.
- Goldberg, S. J., Lebowitz, M. D. and Graver, E. J. (1990) An association of human congenitalcardiac malformations and drinking water contaminants. *J Am CollCardiol* 16:155-64.
- Haapea, P. and Tuhkanen, T. (2006) Integrated treatment of PAH contaminated soil by soil washing, ozonation and biological treatment. *Journal of Hazardous Materials* 136(2), 244-250.
- Hasan, M.M., Haseeb, A.S.M.A., Saidur, R., Masjuki, H.H. and Hamdi, M. (2010) Influence of substrate and annealing temperatures on optical properties of RF-sputtered TiO₂ thin films. *Optical Materials*, 32(6), 690-695.
- HHS (U.S. Department of Health and Human Services) (1997) Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological Profile for Trichloroethylene. U.S. Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Atlanta, GA. 1997.
- Huang, Q.-L., Huang, Y., Xiao, C.-F., You, Y.-W., Zhang, C.-X. (2017) Electrospun



- ultrafine fibrous PTFE-supported ZnO porous membrane with self-cleaning function for vacuum membrane distillation, *Journal of Membrane Science*, 534, 73-82.
- IARC (International Agency for Research on Cancer) (2014) Trichloroethylene. Volume 106.
<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol106/mono106-001.pdf>
- Ikhlaq, A., Brown, D. R. and Kasprzyk-Hordern, B. (2012) Mechanisms of catalytic ozonation on alumina and zeolites in water: Formation of hydroxyl radicals. *Applied Catalysis B: Environmental*, 123–124(0), 94-106.
- Javorska, H., Tlustos, P., Komarek, M., Lestan, D., Kaliszova, R. and Szakova, J. (2009) Effect of ozonation on polychlorinated biphenyl degradation and on soil physico-chemical properties. *Journal of Hazardous Materials* 161(2-3), 1202-1207.
- Johnson, P.D., Dawson, B.V. and Goldberg, S.J. (1998) Cardiac teratogenicity of trichloroethylene metabolites. *Journal of the American College of Cardiology* 32(2), 540-545.
- Joo, H., Jeong, H., Jeon, M. and Moon I., (2003) The use of plastic optical fibers in photocatalysis of trichloroethylene. *Solar Energy Material & Solar Cells*, 79, 93-101.
- Jinyu, C. and Lei, Z., (2012) Photocatalytic Degradation of Methylene Blue with Side-glowing Optical Fiber Delivering Visible Light. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 20(5), 895-899.
- Joo, J.C., Ahn, C.H., Jang, D.G., Yoon, Y.H., Kim, J.K., Campos, L. and Ahn, H. (2013) Photocatalytic degradation of trichloroethylene in aqueous phase using nano-ZnO/Laponite composites. *Journal of Hazardous Materials*, 263, 2, 569-574.
- Jung, J., Yoon, J.H., Chung, H.H. and Lee, M.J. (2003) Comparative study of H₂O₂ and O₃ effects on radiation treatment of TCE and PCE. *Chemosphere* 51(9), 881-885.
- Kim, S.J., Park, S.D., Jeong, Y.H., (1999) Homogeneous precipitation of TiO₂ ultrafine powders from aqueous TiOCl₂ solution. *J. Am. Ceram. Soc.*, 82, 927.
- Kim, J. and Choi, H. (2002) Modeling in situ ozonation for the remediation of nonvolatile PAH-contaminated unsaturated soils. *Journal of Contaminant Hydrology*. 55(3-4), 261-285.
- Kong, S.H., Kwon, C.I. and Kim, M.H. (2003) Ozone kinetics and diesel decomposition by ozonation in groundwater. *Korean Journal of Chemical Engineering* 20(2), 293-299.
- Krishnakumar, B. and Swaminathan, M. (2011) Influence of operational parameters on photocatalytic degradation of a genotoxic azo dye Acid Violet 7 in aqueous ZnO suspensions. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 81: 739-744.
- Kim, S., Kim, M., Lim, S. K., Park, Y. (2017) Titania-coated plastic optical fiber



- fabrics for remote photocatalytic degradation of aqueous pollutants. *Journal of*
- Linek, V., Sinkule, J. and Janda, V. (1998) Design of packed aeration towers to strip volatile organic contaminants from water. *Water Research* 32(4), 1264-1270.
- Liu, X., Chen, Q., Lv, L., Feng, X., Meng, X. (2015) Preparation of transparent PVA/TiO₂ nanocomposite films with enhanced visible-light photocatalytic activity, *Catalysis Communications*, 58, 30-33.
- Lin, L., Wang, H., Luo, H., Xu, P. (2015) Enhanced photocatalysis using side-glowing optical fibers coated with Fe-doped TiO₂ nanocomposite thin films. *Journal of Photochemistry and Photobiology A:Chemistry*. 307-308, 88-98.
- Lin, L., Wang, H., Jiang, W., Mkaouer, A.R., Xu, P. (2017) Comparison study on photocatalytic oxidation of pharmaceuticals by TiO₂-Fe and TiO₂-reduced graphene oxide nanocomposites immobilized on optical fibers. *Journal of Hazardous Materials*. 333, 162-168.
- Li, C., Sun, Z., Ma, R., Xue, Y., Zheng, S. (2017) Fluorine doped anatase TiO₂ with exposed reactive(001) facets supported on porous diatomite for enhanced visible-light photocatalytic activity, *Microporous and Mesoporous Materials*, 243, 281-290.
- Lopes, M.L., Delgado, A.G., Guo, Y., Dahlen, P., Westerhoff, P. (2018) Optical fiber-mediated photosynthesis for enhanced subsurface oxygen delivery. *Chemosphere*. 195, 742-748.
- Ma, C.M., Ku, Y., Wang, W. and Jeng, F.T. (2008) A new optical fiber reactor for the photocatalytic degradation of gaseous organic contaminants. *Reaction Kinetics And Catalysis Letters* 94(2), 199-206.
- Masten, S.J. and Davies, S.H.R. (1997) Efficacy of in-situ ozonation for the remediation of PAH contaminated soils. *Journal of Contaminant Hydrology* 28(4), 327-335.
- Mohseni, M. (2005) Gas phase trichloroethylene (TCE) photooxidation and byproduct formation: photolysis vs. titania/silica based photocatalysis. *Chemosphere* 59(3), 335-342.
- Moran, M.J., Zogorski, J.S. and Squillace, P.J. (2007) Chlorinated solvents in groundwater of the United States. *Environmental Science & Technology* 41(1), 74-81.
- Mohapatra, D.P., Brar, S.K., Daghrir, R., Tyagi, R.D., Picard, P., Surampalli, R.Y., Drogui, P., (2014) Photocatalytic degradation of carbamazepine in wastewater by using a new class of whey-stabilized nanocrystalline TiO₂ and ZnO. *Science of the Total Environment* 485-486, 263-269.
- National Academy of Sciences (2006) Assessing the Human Health Risks of Trichloroethylene.
http://www.epa.gov/region7/cleanup/chicago_heights/pdf/ar/000040393284.pdf
- National Research Council (2005) Contaminants in the Subsurface, Source Zone Assessment and Remediation, Committee on Source Removal of Contaminants in



- the Subsurface, National Research Council, Washington, DC.
- Nguyen, T.-V. and Wu, J.C.S. (2008) Photoreduction of CO₂ in an optical-fiber photoreactor: Effects of metals addition and catalyst carrier. *Applied Catalysis A-General* 335(1), 112-120.
- Nguyen, T.-V., Wu, J.C.S. and Chiou, C.-H. (2008) Photoreduction of CO₂ over Ruthenium dye-sensitized TiO₂-based catalysts under concentrated natural sunlight. *Catalysis Communications* 9(10), 2073-2076.
- Nishikiori, H., Tagahara, M., Mukoyama, L. and Fujii, T. (2010) Photocatalytic degradation of dichloroacetyl chloride adsorbed on TiO₂. *Research on Chemical Intermediates* 36(8), 947-957.
- Ola, O., Maroto-Valer, M., Liu, D., Mackintosh, S., Lee, C.-W. and Wu, J.C.S. (2012) Performance comparison of CO₂ conversion in slurry and monolith photoreactors using Pd and Rh-TiO₂ catalyst under ultraviolet irradiation. *Applied Catalysis B-Environmental* 126, 172-179.
- O'Mahony, M.M., Dobson, A.D.W., Barnes, J.D. and Singleton, I. (2006) The use of ozone in the remediation of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminated soil. *Chemosphere* 63(2), 307-314.
- Ooka, C., Iida, K., Harada, M., Hirano, K. and Nishi, Y. (2009) Prevention of photocatalytic deterioration of resins using TiO₂ pillared fluoromica. *Applied Clay Science*, 42, pp. 363-367.
- Parshetti, G.K. and Doong, R.-a. (2011) Synergistic effect of nickel ions on the coupled dechlorination of trichloroethylene and 2,4-dichlorophenol by Fe/TiO₂ nanocomposites in the presence of UV light under anoxic conditions. *Water Research* 45(14), 4198-4210.
- Paredesa, L., Murgolob, S., Dzinunc,d, H., Dzarfan Othmanc, M.H., Ismailc, A.F., Carballaa,, M., Mascolob, G. (2019) Application of immobilized TiO₂ on PVDF dual layer hollow fibre membrane to improve the photocatalytic removal of pharmaceuticals in different water matrices. *Applied Catalysis B: Environmental*. 240, 9-18.
- Puddu, V., Choi, H., Dionysiou, D.D. and Puma, G.L. (2010) TiO₂ photocatalyst for indoor air remediation: Influence of crystallinity, crystal phase, and UV radiation intensity on trichloroethylene degradation. *Applied Catalysis B-Environmental* 94(3-4), 211-218.
- Pozan, G.S. and Kambur, A. (2014) Significant enhancement of photocatalytic activity over bifunctional ZnO–TiO₂ catalysts for 4-chlorophenol degradation. *Chemosphere* 105, 152-159.
- Rashid, M.M. and Sato, C. (2011) Photolysis, Sonolysis, and Photosonolysis of Trichloroethane (TCA), Trichloroethylene (TCE), and Tetrachloroethylene (PCE) Without Catalyst. *Water Air And Soil Pollution* 216(1-4), 429-440.
- Rashid, M.M. and Sato, C. (2012) Degradation of Trichloroethylene and Tetrachloroethylene in Simulated Groundwater in a Flow-Through Photosono Reactor. *Journal of Environmental Engineering-Asce* 138(12), 1179-1185.



- Ren, M., Frimmel, F. H., Braun, G. A. (2015) Multi-cycle photocatalytic degradation of bezafibrate by a castpolyvinyl alcohol/titanium dioxide (PVA/TiO₂) hybrid film, *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 400, 42-48.
- Rosenfeldt, E.J. and Linden, K.G. (2007) The R_{OH,UV} Concept to Characterize and the Model UV/H₂O₂ Process in Natural Waters. *Environmental Science & Technology* 41(7), 2548-2553.
- Roge,V., Didierjean,J.,Crepelliere,J.,Arl,D.,Michel,M.,Fechete,I.,Dinia,A.,Lenoble,D. (2020) Tuneable Functionalization of Glass Fibre Membraneswith ZnO/SnO₂Heterostructures for PhotocatalyticWater Treatment: Effect of SnO₂Coverage Rate on thePhotocatalytic Degradation of Organics.10,733.
- Rowe, B.L., Toccalino, P.L., Moran, M.J., Zogorski, J.S. and Price, C.V. (2007) Occurrence and potential human-health relevance of volatile organic compounds in drinking water from domestic wells in the United States. *Environmental Health Perspectives* 115(11), 1539-1546.
- Saien, J. and Khezrianjoo, S. (2008) Degradation of the fungicide carbendazim in aqueous solutions with UV/TiO₂ process; optimization, kinetics and toxicity studies. *Journal of Hazardous Materials*, 157: 269-276.
- Saillehfait AM, Langonne I, Sabate JP. (1995) Developmental toxicity of trichloroethylene, tetrachloroethylene and four of their metabolites in rat wholeembryo culture. *Arch Toxicol* 70:71–82.
- San Vicente, G., Morales, A., German, N., Suarez, S. and Sanchez, B. (2012) SiO₂/TiO₂ Antireflective Coatings With Photocatalytic Properties Prepared by Sol-Gel for Solar Glass Covers. *Journal of Solar Energy Engineering-Transactions of the Asme* 134(4).
- Seyama, T., Adachi, K. and Yamazaki, S. (2012) Kinetics of photocatalytic degradation of trichloroethylene in aqueous colloidal solutions of TiO₂ and WO₃ nanoparticles. *Journal Of Photochemistry And Photobiology A-Chemistry* 249, 15-20.
- Sonnenfeld N. (1998) Volatile Organic Compounds in DrinkingWater and Adverse Pregnancy Outcomes. Interim Report. United States Marine Corps Base Camp Le Jeune, North Carolina. Atlanta, GA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Song, Y., Zhang, J., Yang, H, Xu, S., Jiang, L., Dan, Y. (2014) Preparation and visible light-induced photo-catalytic activity of H-PVA/TiO₂ composite loaded on glass via sol-gel method, *Applied Surface Science*, 292, 978-985.
- Suarez, S., Arconada, N., Castro, Y., Coronado, J.M., Portela, R., Duran, A. and Sanchez, B. (2011) Photocatalytic degradation of TCE in dry and wet air conditions with TiO₂ porous thin films. *Applied Catalysis B-Environmental* 108(1-2), 14-21.
- SHIBATA, T., HAMADA, N., KIMOTO, K., SAWADA, T., SAWADA, T., KUMADA, H., UMEMOTO, T. and TOYODA, M. (2007) Antifungal effect of acrylic resin containing apatite-coated TiO₂ photocatalyst. *Dental Materials Journal*, 26(3), pp. 437-444.



- Tashiro, K., Tanimura, T., Yamazaki, S., (2019) Photocatalytic degradation of gaseous trichloroethylene on porous titanium dioxide pellets modified with copper(II) under visible light irradiation. *Journal of Photochemistry & Photobiology A: Chemistry*. 377, 228–235.
- Tugaoen, H.O., Segura, S.G., Hristovski, K., Westerhoff, P. (2018) Compact light-emitting diode optical fiber immobilized TiO₂ reactor for photocatalytic water treatment. *Science of the Total Environment*. 613-614, 1331-1338.
- Umadevi, M., Parimaladevi, R., Sangari, M. (2014) Synthesis, characterization and photocatalytic activity of fluorine doped TiO₂ nanoflakes synthesized using solid state reaction method, *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 120, 365-369.
- USEPA (2001) Sources, Emission, and Exposure for Trichloroethylene and Related Chemicals, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Vasanth Kumar, K., Porkodi, K. and Selvaganapathi, A. (2007) Constrain in solving Langmuir-Hinshelwood kinetic expression for the photocatalytic degradation of Auramine O aqueous solutions by ZnO catalyst. *Dyes and Pigments*, 75: 246-249.
- Wang, T.M., Zheng, S.K., Hao, W.C. and Wang, C. (2002) Studies on photocatalytic activity and transmittance spectra of TiO₂ thin films prepared by r.f. magnetron sputtering method. *Surface and Coatings Technology*, 155(2–3), 141-145.
- Wu, C., Yue, Y., Deng X., Hua, W., Gao, Z., (2004), Investigation on the synergetic effect between anatase and rutile nanoparticles in gas-phase photocatalytic oxidations, *Catalysis Today*, 93-95, 863.
- Wert, E.C., Rosario-Ortiz, F.L., Drury, D.D. and Snyder, S.A. (2007) Formation of oxidation byproducts from ozonation of wastewater. *Water Research* 41(7), 1481-1490.
- Wu, J.C.S., Wu, T.-H., Chu, T., Huang, H. and Tsai, D. (2008) Application of optical-fiber photoreactor for CO₂ photocatalytic reduction. *Topics in Catalysis* 47(3-4), 131-136.
- Wang, Z.-Y., Chou, H.-C., Wu, J.C.S., Tsai, D.P. and Mul, G. (2010) CO₂ photoreduction using NiO/InTaO₄ in optical-fiber reactor for renewable energy. *Applied Catalysis A-General* 380(1-2), 172-177.
- Welderfael, T., Yadav, O. P., Taddesse, A. M. and Kaushal, J. (2013). Synthesis, characterization and photocatalytic activities of Ag-N-codoped ZnO nanoparticles for degradation of methyl red. *Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia* 27(2): 221-232.
- Wikipedia, Trichloroethylene. <http://en.wikipedia.org/wiki/Trichloroethylene>, Retrieved October 17, 2014.
- Wu, C. (2014) Facile one-step synthesis of N-doped ZnO micropolyhedrons for efficient photocatalytic degradation of formaldehyde under visible-light irradiation. *Applied Surface Science* 319, 237-243.
- Xie, Y., Zhang, S., Pan, B., Lv, L. and Zhang, W. (2011) Effect of Cds distribution on



- the photocatalytic performance of resin-CdS nanocomposites. *Chemical Engineering Journal*, 174, pp. 351-356.
- Xiao, S., Zhao, L., Leng, X., Lang, X., Lian, J., (2014) Synthesis of amorphous TiO₂ modified ZnO nanorod film with enhanced photocatalytic properties. *Applied Surface Science*, 299, 97-104.
- Xu, J., Ao, Y., Fu, D., Lin, J., Lin, Y., Shen, X., Yuan, C., Yin, Z., (2008) Photocatalytic activity on TiO₂-coated side-glowing optical fiber reactor under solar light. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* 199, 165-169.
- Yang, L., Yu, L.E. and Ray, M.B. (2008) Degradation of paracetamol in aqueous solutions by TiO₂ photocatalysis. *Water Research*, 42, pp. 3480-3488.
- Yang, H., Li, G., An, T., Gao, Y. and Fu, J. (2010) Photocatalytic degradation kinetics and mechanism of environmental pharmaceuticals in aqueous suspension of TiO₂: a case of sulfa drugs. *Catalysis Today*, 153, pp. 200-207.
- Yasunaga, N. and Hirotsuji, J. (2008) Efficient decomposition of trichloroethylene (TCE) in groundwater by ozone-hydrogen peroxide treatment. *Ozone-Science & Engineering* 30(2), 127-135.
- Yeung, K.L., Leung, W.K., Yao, N. and Cao, S. (2009) Reactivity and antimicrobial properties of nanostructured titanium dioxide. *Catalysis Today* 143(3-4), 218-224.
- Yokosuka, Y., Oki, K., Nishikiori, H., Tatsumi, Y., Tanaka, N. and Fujii, T. (2009) Photocatalytic degradation of trichloroethylene using N-doped TiO₂ prepared by a simple sol-gel process. *Research on Chemical Intermediates* 35(1), 43-53.
- Yu, Y.-H., Su, I.H. and Wu, J.C.S. (2010) Photocatalytic reduction of NO pollutant using an optical-fibre photoreactor at room temperature. *Environmental Technology* 31(13), 1449-1458.
- Zhao, C., M. Pelaez, X. Duan, H. Deng, K. O'Shea, D. Fatta-Kassinos and D. D. Dionysiou, (2013) Role of pH on photolytic and photocatalytic degradation of antibiotic oxytetracycline in aqueous solution under visible/solar light: Kinetics and mechanism studies. *Applied Catalysis B: Environmental*, 134-135, 0, 83-92.
- Zhu, R.S., Che, S.A., Liu, X.B., Lin, S.X., Xu, G.L. and Ouyang, F. (2014) A novel fluidized-bed-optical-fibers photocatalytic reactor (FBOFPR) and its performance. *Applied Catalysis A-General* 471, 136-141.
- Zhong, N., Chen, M., Luo, Y., Wang, Z., Xin, X., Rittmann, B. E. (2019) A novel photocatalytic optical hollow-fiber with high photocatalytic activity for enhancement of 4-chlorophenol degradation. *Chemical Engineering Journal* 355, 731-739.
- 王鴻博，2007，新型分散性奈米鐵微粒在土壤介質中傳輸之現地模場研究，EPA-96-04-005，行政院環境保護署補助計畫。
- 列管場址查詢系統，行政院環境保護署土壤及地下水污染整治基金管理會，<http://sgw.epa.gov.tw/public/default.aspx>，查詢日期：2020年05月26日。



地下水污染管制標準，2013 年 12 月 18 日行政院環境保護署環署土字第 1020109478 號令修正發布。

林明志，黃文鑑，2010，應用光催化程序分解水相微量氯化有機物之研究，中華民國環境工程學會 2011 土壤與地下水研討會，屏東。

林建宏，陳景祥，2013，以混練法製備 ABS 樹脂/奈米二氧化鈦複合材料之研究，碩士論文，中國文化大學，台北。

高志明，2006，利用整治列車系統處理受 DNAPL 污染之地下水，EPA-95-U1U4-001，行政院環境保護署計畫。

高志明，2009，以乳化型釋氮基質之整治牆技術處理受含氯溶劑污染之地下水，EPA-98-U1U4-04-001，行政院環境保護署補助計畫。

高志明，2010，以乳化型釋氮基質之整治牆技術處理受含氯溶劑污染之地下水，EPA-98-U1U4-04-001，行政院環境保護署補助計畫。

涂秀娟，2007，奈米級零價鐵懸浮液之應用性探討：不同環境氣氛下對於水溶液中 TCE 之降解反應途徑與成效、在土體中之傳輸現象及菌落數之影響，碩士論文，國立中山大學，高雄。

屏東縣政府環境保護局，2018 年 12 月，屏東縣地下水受含氯污染使用限制地區應變必要措施之阻絕評估計畫，期末報告

張書奇，楊書豪，2012，以釋氧乳化液進行地下水中三氯乙烯移除之研究，中華民國環境工程學會 2012 土壤與地下水研討會，桃園。

陳志榮，2003，界面活性劑淋洗受三氯乙烯污染地下水之研究，碩士論文，國立屏東科技大學，屏東。

陳貞夙，2004，應用於生醫檢測之光波導氧化物薄膜製備及其光學常數之調控，工業技術研究院委託學術機構研究計畫期末報告。

黃任賢，黃瑞雄，李秋萍，2013，高折射率矽樹脂/二氧化鈦複合材料於發光二極體之應用，台灣中油綠能科技研究所，高雄。

楊金鐘，2007，綠色奈米技術之開發及應用：環境友善性奈米級零價鐵模擬現地整治土壤/地下水污染技術開發及應用，EPA-96-U1U1-02-102，行政院環境保護署補助計畫。

鄭智鴻，2006，量身訂做的二氧化鈦光觸媒之合成及應用，碩士論文，國立成功大學，台南。

劉紹文，2004，生物反應牆祛除地下水中三氯乙烯和氯乙烯之研究，碩士論文，國立中央大學，中壢。

簡華逸，2010，應用現地生物整治技術處理受三氯乙烯污染之地下水，博士論文，國立中山大學，高雄。