



行政院環境保護署

111 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫

(結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發)

(第 1 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：國立中興大學環境教育暨永續科技研發中心

專案主持人：張書奇副教授

專案執行期間：111 年 09 月 01 日起至 112 年 08 月 31 日止

中 華 民 國 一 一 二 年 八 月 印 製



(空白頁)



專案基本資料表

專案性質		☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質		專案類別(單選)		☐ 先導型 ☐ 研究型 ☒ 模場型	
研究主題		☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他					
申請機構系所		國立中興大學環境教育暨永續科技研發中心					
機構地址		台中市南區興大路 145 號					
專案主持人		張書奇		職等／職稱		副教授	
協同主持人		吳俊霖		職等／職稱		教授	
專案名稱	中文	南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫（結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發）（第 1 年）					
	英文	A pilot study on the remediation of Nankan River sediment (Technology development of the remediation of the sediments contaminated by polybrominated diphenyl ethers by integrating artificial intelligence - Year 1)					
	關鍵字	底泥整治、南崁溪、模場試驗、相反轉法、多溴二苯醚					
執行期程		自民國 111 年 09 月 01 日起至民國 112 年 08 月 31 日止					
專案主持人		姓名：張書奇		E-mail：shuchichang@nchu.edu.tw		專線：04-22840441#513 手機：0963439170	
專兼任人員		姓名：洪浚銘		E-mail：a71532@gmail.com		專線：04-22840441#507 手機：	
經費分析總表 (僅模場試驗專案需填寫兩年度金額)	專 案 預 估 經 費		第一年金額	第二年金額	編列說明		
	1.	人事費用	619,864	858,000	(1~6 項相加之 50%為限)		
	2.	設備使用含維護費	0	0	(與計畫實驗相關)		
	3.	耗材與主要費用	1,215,089	2,100,000	(與計畫主體相關)		
	4.	其它研究相關費用	4,600	129,600	(含差旅與租賃費用)		
	5.	雜支費用	5,901	85,127	(1~6 項相加之 5%為限)		
	6.	行政管理費	184,546	317,273	(1~6 項相加之 10%為限)		
	7.	自籌款	0	0	(自行籌備款項)		
	申請補助金額(1~6 項)		2,030,000	3,490,000	總金額：5,520,000		
	計畫總金額(1~7 項)		2,030,000	3,490,000	總金額：5,520,000		

專案主持人（簽名及蓋章）：_____

日期：112 年 8 月 21 日





(空白頁)



土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

111 年度專案成果績效自評表

填表日期：112 年 08 月 20 日

一、專案基本資料

專案性質	☒ 實驗性質 ☐ 非實驗性質	專案類別	☐ 先導型 ☐ 研究型 ☒ 模場型
研究主題	☒ 整治 ☐ 調查 ☐ 其他		
執行機構	國立中興大學環境教育暨永續科技研發中心	專案主持人	張書奇
專案名稱	南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫（結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發）（第 1 年）		
專案執行期程	☐ 申請階段 ☐ 期中 ☒ 期末		

二、成果績效自評

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

(一) 學術面

項目		目標達成程度	申請 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案後半年 達成率	備註 (說明未達成 原因或學術產 出發表名稱)
A 學術 產出及 活動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文	2	0	(1)	(100%)	2 年期計畫， 每年 1 篇，將 於 112 年 8 月 31 日前完成 國內期刊論文 投稿 1 篇。
		(2)研討會論文	2	0	1	100%	2 年期計畫， 每年 1 篇， 8/10 已完成 投稿環工年 會 1 篇。
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	2	0	(1)	(100%)	2 年期計畫， 每年 1 篇，預 計 112/12 前 完成第 1 篇投 稿。
		(2)國際研討會 論文發表	1	0	1	100%	2 年期計畫， 共 1 篇，將投 稿 112 年 10 月之越南理 科大學國際 研討會 1 篇。
	3.報告 (篇數)	(1)技術報告	0	0	NA	NA	
		(2)研究報告	2	0	1	100%	2 年期計畫， 每年 1 篇，112 年 7 月 31 日 前，已完成碩 士論文研究 報告 1 篇。
	4.專著 (本數)		0	0	NA	NA	
	5.辦理學術 會議(場數)	(1)研討/說明會	1	0	0	(100%)	2 年期計畫， 共 1 次，將由 本人擔任共 同主持人



目標達成程度 項目			申請 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案後半年 達成率	備註 (說明未達成 原因或學術產 出發表名稱)
							土水聯盟辦理一次說明會，預計第2年計畫完成。
		(2)成果發表會	0	0	NA	NA	
		(3)論壇	0	0	NA	NA	
	6.研發改良 技術(項數)	(1)已開發技術	1	0	0	0	2年期計畫，共1項，預計第2年計畫完成。
		(2)技術平台	1	0	0	0	2年期計畫，共1項，預計第2年計畫完成。
B 人才 培育	7.研發人員 (人數)	(1)碩士	4	0	2	100%	2年期計畫，每年2人，共4人。第1年為勞翊雲與陳毅恆，已於112年8月17日前畢業離校，任職於業界。
		(2)博士	0	0	NA	NA	目前有1位博士生，預計112學年畢業。
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊	1	1	1	100%	已經與資工系系主任吳俊霖教授建立跨領域底泥+AI研究團隊。
		(2)跨機構團隊	0	0	NA	NA	
		(3)形成研究中心	1	1	1	100%	本人本系下教師協助下已經在本校申請成立校級環境教育暨永續科技研發中心(環科中心)，經6月10日之本校第97次校務會議通過，於111/9/1正式掛牌成立。
		(4)形成實驗室	1	0	1	100%	已於環境教育暨永續科技研發中心下成立底泥檢測實驗室，預計於113年7月前正式開始營運。
	9.其他指標 (請自行命名)	(請自填)	0	0	NA	NA	



(二) 產業面

項目			目標達成程度	申請 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案後半年 達成率	備註 (說明未達成原因或專利、技術轉移相關詳細資料)
A 智慧財產權	1.專利 (件數)	已核准	發明	0	0	NA	NA	
			新型/設計	0	0	NA	NA	
			合計	0	0	NA	NA	
		申請中	發明	1	0	0	0	2 年期計畫，共 1 項。
			新型/設計	0	0	NA	NA	
			合計	1	0	0	0	2 年期計畫，共 1 項。
B 研發技術轉移	2.先期技術 成果移轉	件數		0	0	NA	NA	
		授權金(仟元)		0	0	NA	NA	
		衍生利益金(仟元)		0	0	NA	NA	
	3.技術移轉 (專利)	件數		0	0	NA	NA	
		授權金(仟元)		0	0	NA	NA	
		衍生利益金(仟元)		0	0	NA	NA	
	4.技術移轉 (應用技術)	件數		0	0	NA	NA	
		授權金(仟元)		0	0	NA	NA	
		衍生利益金(仟元)		0	0	NA	NA	
	5.可移轉 產業技術	(1)技術(件數)		1	0	0	0	2 年期計畫，共 1 件。
		(2)品種/系(件數)		0	0	NA	NA	
C 產學研合作	6.促成合作 研究	件數		1	0	1	100	2 年期計畫，共 1 件，目前簽約中。
		金額(仟元)		500	0	500	100%	2 年期計畫，已經促成 1 項與裕山公司之產學計畫，計畫經費 500,000 元，將於 112 年 8 月 31 日前完成簽約。
	7.促成投資	件數		0	0	NA	NA	
		投資金額(仟元)		0	0	NA	NA	
	8.促成取得 業界科專	件數		0	0	NA	NA	
		業界投資金額(仟元)		0	0	NA	NA	



目標達成程度 項目		申請 預估數	期中 達成數	期末 達成數	結案後半年 達成率	備註 (說明未達成原因或專利、技術轉移相關詳細資料)
9.其他指標 (請自行命名)	(請自填)	0	0	NA	NA	

(三) 政策面

目標達成程度 項目			申請預 估數	期中 達成數	期末 達成數	結案後半年 達成率	備註 (說明未達成原因或其他詳細資料)
A 服務 便民	1.技術服務	次數	5	1	5	100%	2年期計畫，共5次。
		收入(仟元)	200	281	329	165%	2年期計畫，共200,000元。
	2.諮詢服務	次數	5	1	5	100%	
		收入(仟元)	0	0	NA	NA	屬免費諮詢
B 政策 推動	3.協助政府推動 (件數)	(1)政策	0	0	NA	NA	
		(2)法規	0	0	NA	NA	
C 技術 效益	4.整治技術提升(%)		15	0	0	0	目前尚無法定義，須待2年期計畫結束前評估。
	5.整治成本降低(%)		20	0	0	0	主要以時程與降解速率或是半生期作為比較，須待2年期計畫結束前評估。。
	6.提升能源效率(%)		0	0	NA	NA	
7.其他指標 (請自行命名)		(請自填)	0	0	NA	NA	



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

學術面(如國內外研討會、期刊投稿件數、或人才培育碩博士生說明)
1. 2 年期計畫投稿國際 SCI 期刊 2 篇，國內期刊 2 篇，參與國際研討會發表論文 2 篇。 2. 2 年期計畫預計可培育 4 名碩士生、2 名大學部參與研究同學。 3. 預計主辦台灣越南雙方線上研討會 1 次 (113 年進行)。
產業面(如合作研發產業、申請專利、洽談技術移轉廠商件數說明)
1. 預計申請發明專利至少 1 件。 2. 本計畫將與國內最早涉足底泥污染檢測的方達科技股份有限公司合作開發 ISPIE/BiRD 技術及其應用。
政策面(如整治費用降低、特定污染物整治效益提升、或提供政府作為監測/管制標準、污染場址管理等政策及法規研訂之參考)
1. 務實改善 ISPIE/BiRD 程序，降低 20%成本並提升 15%處理效率，可有效提高整治可行性並降低整治成本。 2. 將底泥物理化學特性、污染物種類、菌群中各菌種之 16S 核醣體基因 copy 數、水質特性等參數彙整後，利用人工智慧深度機器學習技術進行學習分析，預期可發現重金屬濃度下底泥中 BDE-209 污染整治之重要關鍵因子。 3. 此成果將有助於將來規範 PBDEs 相關污染物之監測與管制標準。



四、主要研究人力

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

類別	姓名	服務機構/系所	職稱	在本研究專案內擔任之具體工作 性質、項目及範圍	執行期間
主持人	張書奇	國立中興大學/環境教育暨永續科技研發中心	副教授	負責計畫綜整、研究構想、指導及監督研究人員進行模場試驗設施之設計施工監造、安裝等。並指導相關實驗、數據分析與論文寫作、工作報告、期中及期末成果報告撰寫等。	111.9.1-112.8.31
協同主持人	吳俊霖	國立中興大學/資訊科學與工程學系	教授	與計畫主持人張書奇共同執行南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫，負責人工智慧之深度機器學習工作項目並協助研究指導及監督研究人員進行相關資料分析，協助完成數據分析、論文寫作及成果報告撰寫。	111.9.1-112.8.31
研究助理	勞翊雲	國立中興大學/環境工程學系	研究助理	底泥之 PBDEs 之生物分解菌群馴養、樣品之前處理，如快速萃取、PBDEs 之 GC-ECD 分析操作學習及實際操作並協助資料分析等。	111.9.1-112.8.31
研究助理	洪浚銘	國立中興大學/環境工程學系	研究助理	負責底泥之汞轉化之生物分解菌群馴養、樣品之前處理，如甲苯萃取、總汞與無機汞之消化，總汞與無機汞之 ICP-OES(或是 FAAS)分析操作學習及實際操作並協助資料分析等。初期底泥採樣與模場設施相關工作，如租車路線安排、潮汐調查、12 英吋 PVC 管與 1.5 吋鍍鋅鋼管之購買裁切、鑽孔、切縫，管帽加工與黏接、現場施工、鋼管錨定、鋼索繫留裝置、現場旗標設立，告示牌製作與設立。	111.9.1-112.8.31
研究助理	楊家和	國立中興大學/資訊科學與工程學系	研究助理	負責人工智慧之深度機器學習工作項目之實際執行工作，如程式撰寫、學習案例提供、程式校正、結果分析等。	111.9.1-112.8.31
研究助理	郭哲愷	國立中興大學/資訊科學與工程學系	研究助理	負責人工智慧之深度機器學習工作項目之實際執行工作，如程式撰寫、資料前處理、特徵值擷取等。	111.9.1-112.8.31



五、產業界資源投入表

專案執行若有與產業界合作，請執行單位依實際量化成果填寫於欄位中。

投入資源類別	數量	說明
1.自籌款	0 元	方達科技股份有限公司針對此計畫之支持將不以出資方式進行。
2.人力	1.0 人月	將派 1 位工程師參與研究會議、實驗室實作觀摩與技術研發工作。
3.設備	1 項	提供 Surfur 專業軟體遠端使用權 1 個帳戶。
4.其他資源 (請自行增列)	4 項	方達科技股份有限公司將基於過往近 10 年擔任水利署中央管河川底泥檢測計畫專案顧問之經驗，提供以下技術支援。 1. 有關河川底泥採樣布點方式經驗交流。 2. 有關底泥中污染物濃度分布之專業軟體繪圖技術指導。 3. 全國中央管河川底泥品質數據庫建立與 data mining 技術交流。 4. 全國中央管河川底泥品質數據庫 AI 深度學習之可行性探討。



(空白頁)



行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☒申請計畫書 ☐期中報告 審查意見回覆對照表
☐修正計畫書 ☐期末報告

計畫年度	111 年度	計畫類型	☐ 先導型 ☐ 研究型 ☒ 模場型
計畫類別	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他	主持人：張書奇 NO：SA3	
計畫名稱	南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫（結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發）（第 1 年）		
審查意見		執行單位回覆	
委員一 1. 南崁溪污染嚴重，值得持續進行研究。 2. 污泥整治研究經驗豐富。		委員一 1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。	
委員二 1. 本計畫主題、尤其是實場、底泥類別研究，國內研究學者少，主持人在此領域研究經驗豐富。 2. 開發之技術具實場應用可能性。 3. 計畫已邀請顧問公司團隊加入，建議後續開發技術可以思考技術轉移可行性。		委員二 1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定。 3. 感謝委員肯定，本計畫所研發技術在市場商機出現後（目前法規尚未積極要求整治），會盡快進行技術移轉。	
委員三 1. 本計畫針對不同污染物以人工智慧與宏觀基因體統計分析，進行智慧型底泥污染整治技術研發，進一步探討 IPSIE/BiRD 於不同環境因子及場址，進行菌群整治技術及模場試驗參數優化，有助於提升我國未來溴二苯醚及汞污染底泥技術之發展。 2. 有關專案可行性、新穎性及未來性，建議宜補充 IPSIE/BiRD 技術之使用限制因素為何，以及於不同場址條件下是否可順利使用該技術進行整治作業，以利相關單位參考。		委員三 1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員指教，將於期中報告提出相關限制因素及可適用場址之說明。	
委員四 1. 研究主題符合土壤及地下水污染整治基金補助精神、探討課題新穎、技術具未來應用性且整體研究架構明確方法可行。		委員四 1. 感謝委員肯定。	
委員五		委員五	



1. 計畫執行產出在學術面與產業面皆有重大成果規劃。	1. 感謝委員肯定。
委員六 1. 現地條件對於相反轉乳化機制的影響可進一步評估。 2. 地下水污染整治人工智慧專家系統開發應可進行大數據的分析。 3. 底泥中重金屬對於底泥中微生物之降解能力應有影響。建議評估不同重金屬對降解能力的影響。	委員六 1. 感謝委員指教，現地條件對於相反轉乳化機制確有影響，將在期中報告說明。 2. 感謝委員指教，地下水污染整治人工智慧專家系統開發與大數據的分析確實為目前應快速發展之學術及應用領域，本計畫主持人於 1993-1994 年在美國密西根大學之研究題目即為 Bioremediation Adviser – a knowledge-based expert system；去年也獲得國立中興大學前瞻理工科技研究中心補助進行「以人工智慧及宏觀基因體學解析微生物群系再造之高效率生物整治」計畫，已達成在 3.0 天內可將 11.8 mg/L 之三氯乙烯完全降解為乙烯（已完成 SCI 期刊投稿），刻正針對 90 組第三代 16S rRNA 基因定序資料與相關實驗條件進行人工智慧解析中；另也於科技部補助下完成戴奧辛之生物降解批次研究，可在 84 天內去除毒性當量濃度達 69.6%，目前也已經完成 90 組第三代 16S rRNA 基因定序，也將進行人工智慧解析。目前也極力提倡與建議土基會將過去研究資料進行整合與資料品質檢視，即可進行大數據相關研究，也建議建立計畫申請相關規範以提高數據品質。預期未來 5 年為國際間相關發展之關鍵期，我國土水整治相關專家宜建立團隊進行突破性研究。 3. 感謝委員指教，底泥中重金屬對於底泥中微生物之降解能力確有影響，將於期中報告中增加文獻回顧與評析並評估不同重金屬對 BED-209 生物降解之可能影響。
委員七 1. 本計畫對於有關結合人工智慧深度學習知識驗方法，實施步驟，以及驗證方式，並未多加說明，宜列入作執行內容	委員七 1. 感謝委員指教，有關結合人工智慧深度學習之實施步驟與驗證方法已經於計畫有概略說明（實驗室批次實驗部分為模式建



之中。	立，現地之模場試驗相關資料將作為驗證之用)，詳細說明於期中報告中加強說明並列入執行方法中。
委員八 下列意見請確認，並於計畫書修正稿中修正： 1. 請補充模場同意函、場址基本資料及確核表。 2. 基本資料表與 P.32 第二年申請經費金額不一致。 3. P.41~42 耗材費用：人工智慧相關費用多為電腦周邊設備，非屬耗材，建議以年度攤提或租賃編列。另碳粉匣請編列於雜項費用。 4. P.44 雜項費用：成果發表僅補助本署成果展，其餘不予補助。其他項目文具紙張列印耗材等重複編列，過路費應編列於其他費用項目(非雜項)。	委員八 1. 感謝委員指教，模場同意函、場址基本資料及確核表已經補充於附錄中。 2. 感謝委員指教，已修正。 3. 感謝委員指教，人工智慧相關費用非屬耗材部分已刪除，建議以年度攤提或租賃編列，碳粉匣費用已改列於雜項費用。 4. 感謝委員指教，雜項費用項下成果發表僅列入環保署成果展費用。其他項目文具紙張列印耗材等重複編列部分已刪除，過路費已刪除。



行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

☒構想書 ☐申請計畫書 ☐期中報告
☐修正計畫書 ☐期末報告 審查意見回覆對照表

計畫年度	111 年度	計畫類型	☐ 先導型 ☐ 研究型 ☒ 模場型
計畫類別	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他		主持人：張書奇 NO：SA3
計畫名稱	南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫（結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發）（第 1 年）		
審查意見		執行單位回覆	
委員一 1.具可行性。 2.現場參數變異性應有管控規劃。		委員一 1. 感謝委員肯定。 2. 現場參數變異性之控管對於本計畫目標污染物 PBDEs 及有機汞非常重要，因為這些污染物在現場底泥中之分布會受到底泥中有機物分布不均勻之影響，針對此部分之作法則是在單一實驗區域（至少三種不同 BDE-209/Hg 比例）進行緩速攪拌（避免揮發）達到均勻化並且避免曝氣，但是個別區域之比例不同將會予以維持，以增加深度機器學習之資料廣度。	
委員二 1.若能瞭解底泥成份中汞或其他重金屬的來源，則由污染源管理會更有效。		委員二 1. 感謝委員指教，本計畫著重於整治技術研發，污染物來源追查恐非本計畫所能達成，但相關資料可提供環保署北區環境督察大隊進行後續追蹤調查。	
委員三 1.本計畫結合大數據、生物處理技術，處理多溴二苯醚及汞污染底泥，在台灣研究者少，主持人過去已累積相當多的經驗，研究題目新穎。 2.建議後續應邀請顧問公司團隊加入，以使技術實場化應用。		委員三 1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員指教，本計畫已經邀請具有 8 年中央管河川底泥調查經驗之方達科技股份有限公司參與研究（如計畫書附件一），希望能夠加速未來實場應用。	
委員四 1.有關計畫以微生物降解底泥中之		委員四 1. 感謝委員指教，本計畫的確會採用實場	



PBDEs，本團隊採用抗汞細菌作為研究對象，建議一併將實場之微生物特性納入考量依據，確認該菌種對現場菌群之影響及交互作用，以利計畫之執行。	之微生物進行生物降解研究，微生物之特性將藉由功能性基因定量與第三代基因定序技術探討個別菌種對現場菌群之影響及相互間交互作用。
委員五 1.研究主題符合土壤及地下水污染整治基金補助精神、探討課題新穎、技術具未來應用性且整體研究架構明確方法可行。	委員五 1. 感謝委員肯定。
委員六 1.具前瞻性，專利申請後的移轉機會，是否有業者可承接。	委員六 1. 感謝委員肯定與指教，本計畫已經邀請具有 8 年中央管河川底泥調查經驗之方達科技股份有限公司參與研究，希望能夠加速未來實場應用及提高技術移轉機會。
委員七 1.請補充說明人工智慧深度學習於實場或模場試驗之限制因素及條件？未來如何能在不同之底泥環境條件下，進行或協助操作及決策參考。	委員七 1. 感謝委員指教，人工智慧深度學習於實場或模場試驗之限制因素為即使已經檢測 25 種金屬濃度（總濃度，未區分價態）、物理化學參數（如 pH 值、氧化還原電位、導電度、溫度、溶氧、硫酸鹽、硝酸鹽、氯鹽等）、污染物 BDE-209 濃度，但是仍不可能將所有因子完全納入考量，機器學習是在以量測資料範疇中進行學習，其他未量測之未知範疇未納入考慮是最大限制。因此在已知範圍內即使找到最佳條件，無法 100%確定在現地模場試驗是否可以完全重複實驗室中機器學習成果；雖然就學理而言，應該已經掌握主要因子，但仍需視研究結果才能確定。即使現地試驗產生不同結果，也可修正深度機器學習之模式。為求在不同之底泥環境條件下能夠協助操作及決策參考，本計畫預計將進行至少三種不同 BDE-209/Hg 濃度比例之模場試驗組合並且針對結果進行



	深度機器學習，有別於以往僅有單一濃度比例之作法，以增加深度機器學習之資料廣度，達到更佳之學習成果，應可有效提高預測準度並有助於未來決策參考。
--	---



行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

□構想書 □申請計畫書 ■期中報告
□修正計畫書 □期末報告 審查意見回覆對照表

計畫年度	111 年度	計畫類型	□先導型 □研究型 ■模場型
計畫類別	■調查 □整治 □其他	主持人：張書奇	NO：C9
計畫名稱	南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫（結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發）（第 1 年）		
審查意見		執行單位回覆	
委員一		委員一	
1. 本計畫執行研究成果級進度皆符合預期，值得肯定。		1. 感謝委員肯定。	
委員二		委員二	
1. 請以預定進度及查核點說明期中報告達成狀況。		1. 感謝委員指教，已經說明於原期中報告第 41 頁，本期末報告進度與查核點說明，請參閱第 40-41 頁。	
2. 建議系統性說明研究設計與執行流程，本計劃採跨領域合作應用，然而在以人工智慧深度學習的研究設計，均未說明請補充。		2. 感謝委員指教，人工智慧部分機器學習之研究設計部分已經補強說明於第四章之施行方法中請參閱第 38-39 頁以及 5.6 節。	
3. 初步結果與討論建議應有系統性撰寫，以確認是否符合期中預定進度應		3. 感謝委員指教，初步結果與討論係依據計畫甘特圖工作項目逐一說明，由於當時尚無 TGS 資料，尚無法進行，並無結果產出，故未說明。期末報告已經說明於第 5-3 節。	
4. 請提出後續規劃如何進行人工智慧深度學習與現地實驗結果之間的合作，如何執行工作並分析成效？		4. 以第一年施行經驗以及嘗試原國立中興大學 Enable Center 計畫所產出之資料之機器學習結果，可知目前因為囿於經費無法產出更多資料集，以致第 1 年機器學習受阻，第 2 年部分將審酌經費情況以優先獲得 TGS 資料為主要目標，以獲得足夠資料量，才能有效進行機器學習。機器學習之補充說明請參閱第四章之機器學習施行步驟部分（第 38-39 頁）。	



委員三

1. P.7 第三段第 11 行略以，(按：河涌包括底泥)，請確認是否有缺字。
2. P.20 其中 3.2.2 節第二段略以，「...已經獲得 I65808、I684575、I718759”集”I1769091 等 4 項」，誤繕請修正。
3. P.21 「3.4.1 國內有關 PBDEs 之研究...」，標題編號誤繕，請修正為 3.3.1。
4. P.22 第四行略以，(，平均濃度超過...)，括號中多一個逗號，請修正。
5. P.24 標題編號誤繕，請修正為 3.3.2。
6. P.42 請確認甘特圖工作項目與預訂查核點之各項目、編號是否一致。
7. P.43 第 5.1 章略以，「故未採計”期”檢測結果」，誤繕請修正。
8. P.45 第 5.1.3 章第 7 行略以，「為目前”體”泥品質指標上限」，誤繕請修正。
9. P.51 第 5.4 章略以，「已經是試驗過之污染物相關物理化學特性列表如表 5-10...」，其中多鍵入”是”字，且表格編號應為表 5-5，請修正。
10. P.51 圖 5-7 批次實驗之無機汞(a)與有機汞(b)，其中(b)圖是中縱軸顯示為無機汞，請修正。

委員四

1. 已完成期中以前應執行工作。
2. 初步結論已呈現具體之有效條件，另發現底泥中汞嚴重超標，除會影響本研究結果並有高度環境風險，值得環保署特別重視。

委員三

1. 「(按：河涌包括底泥)」並無缺字，河涌(通常是粵語發音)，是指江河在入海口的河汊。依中國大陸之定義:河涌是鹹淡水交界，水流感潮。漲潮時，海水倒灌入涌;退潮時，河水經河涌流進海。一般而言，河涌整治包括水質、底泥與生態。
2. 感謝委員指教，謹遵指示修正。
3. 感謝委員指教，謹遵指示修正。
4. 感謝委員指教，謹遵指示修正。
5. 感謝委員指教，謹遵指示修正。
6. 感謝委員指教，謹遵指示修正。
7. 感謝委員指教，謹遵指示修正。
8. 感謝委員指教，謹遵指示修正。
9. 感謝委員指教，謹遵指示修正。
10. 感謝委員指教，謹遵指示修正。

委員四

1. 感謝委員肯定。
2. 感謝委員肯定，已經會同土基會相關管理人員追蹤處理中。



委員五	委員五
1. P.47 頁表 5-2 列有 24 種重金屬的定量數據，其中汞的分析濃度在 30.32~51.16mg/kg 超過底泥上限標準甚多，而分析程序若如 P38 頁 4.1.6.2.3 所描述的方法，請再討論以下問題。 1.1 定量所須的 QA/QC 是否完整，例如有無製作 24 種重金屬的檢量線。 1.2 報告所提 NIEA M353.01C 經查現已廢除由 02C 取代，NIEA W311.52C 已由 54C 取代。另外對於汞分析使用 NIEA M353 及 W311 等方法是否適用，請再檢視原文件後加以討論與確認。 1.3 表 5-2 請標示單位，其他圖表請一同檢視。 2. P.48 頁圖 5-4 之汞污染濃度等高線圖，彩虹橋至大排間繪有 55~25 等高線，但觀察表 5-3 之第 3 次採樣 10 個樣品汞濃度分布僅有 2 個超過 20 mg/kg。請再討論圖表兩者關聯性與合理性。 3. P.53 頁第 5.5 節應加強「鹽析」作用對「水包油」或「油包水」的討論，以利感潮底泥現況的討論。 4. 附錄三之品保品管作業程序底泥採樣方法已修訂為 32B。 5. 多溴二苯醚本是有機化物，依物化特性會存在(或吸附)單位重量中有機質含量高的地方，建議宜克服此問題使本計畫更具應用性。	1. 感謝委員指教，說明如下。 1.1. 所有重金屬檢測均有建立檢量線。 1.2. 感謝委員指教，謹遵指示修正，已經檢視最新版檢測方法文件，目前最新版之 NIEA W311.54C 可涵蓋 32 種金屬元素之檢測，本計畫所檢測之 25 種元素均在內，應可適用。NIEA W311.54C 之消化方法適用於汞以外之金屬與汞之消化是修改 NIEA M317.04B 之方法進行，詳見第 5.1.3 節討論。 1.3. 感謝委員指教，謹遵指示修正。 2. 感謝委員指教。由於該兩點濃度分別為點位 1 之 43.8 mg/kg 及點位 2 之 89.7 mg/kg，且相隔約 30 公尺，再往西南方向遞減，所以 SURFER 繪圖軟體進行 Kriging 計算繪圖，會產生此情況，應尚屬合理。 3. 感謝委員指教。有關鹽析部分已在管柱實驗 ISPIE 操作結果部分加強討論，詳見 5.4.1 節。 4. 感謝委員指教，謹遵指示修正。 5. 感謝委員指教，誠如委員所言，PBDEs 同源物中，以 BDE-209 之 Log K_{ow} 最高，底泥中有機質高低有相當高之相互關係 (correlation)。且可能受到鹽度影響，目前以 ISPIE 之方式回收量有限，的確需要設法克服，解決方法可考慮以成熟之底泥有機質掃描方式先對高污染潛勢區域進行掃描，將高有機質部分



	於 ISPIE 操作前與現地低有機質進行攪拌後再進行，有利於後續整治步驟順利進行（例如將 3.0%與 0.5%混合，得到約 1.0%有機質之底泥）。
委員六 1. 本計畫期中報告第 15~16 頁提及研究之目標污染物除十溴二苯醚（BDE-209）、重金屬外，另考量多環芳香烴類化合物（PAHs）中的苯駢芘（BaP）毒性及致癌性高，亦納入本研究之目標污染物，建請提供前述污染物之底泥採樣點位、深度及數據等相關資料予本會作為研擬底泥品質管理參考。 2. 本計畫擇定南崁溪彩虹橋東南側為試驗場址，該區域鄰近出海口明顯受潮汐影響，建議評估鹽度變化對底泥十溴二苯醚（BDE-209）及重金屬生物降解之影響。 3. 本計畫期中報告 5.2 節批次實驗中 BDE-209 及汞分別有 11 組別，建請補充說明各組別測試條件及代表意義。 4. 本計畫期中報告第 51 頁提及再次進行現地相反轉乳化之管柱中污染物回收實驗，且本次試驗風化組可回收去除 $16.5 \pm 5.4\%$ 的 BDE-209，添加組則可回收去除 $44.3 \pm 1.0\%$ 的 BDE-209，兩者具顯著差異，建請說明其原由。 5. 本計畫期中報告第 59 頁提及南崁溪底泥有機質含量偏高，不利風化有機污染物之脫附，可能對生物降解速率造成不良之影響，建請說明解決方式？	委員六 1. 感謝委員指教，多環芳香烴類化合物（PAHs）中的苯駢芘（BaP）在原計畫書中並未納入，此部分是撰寫時以去年期末報告為底稿進行撰寫，未予修正，且校對時未發現，敬請委員見諒。 2. 感謝委員指教，若就二仁溪場址離海較遠（約 2,000 公尺）以及南崁溪場址離出海口較近（約 500 公尺）進行比較，鹽度對 BDE-209 降解似乎有一定負面影響，但是因菌種不同且重金屬污染程度不同，不宜遽下定論。本研究未針對不同鹽度進行測試，無法得出肯定之結論。對重金屬氧化還原也基於以上原因，無法有效探討。 3. 感謝委員指教，已經於第 5.2.1 節加強說明。 4. 感謝委員指教，此結果與過往件完全相反，故必須進行第 2 次之 ISPIE 測試，其結果與討論詳見第 5.4.1 節。 5. 感謝委員指教，此次送驗之底泥為 D 點位之底泥，且採樣時間是在 7 月份，該處底泥長出許多耐高鹽度之水棲雜草，有可能造成有機質測值偏高。第 2 年計畫進行時針對實際模場試驗之底泥進行有機質測定。解決方法可考慮以成熟之底泥有機質掃描方式先對高污染潛



	勢區域進行掃描，將高有機質部分在 ISPIE 操作前與現地低有機質進行攪拌後再進行，有利於後續整治步驟順利進行（例如將 3.0% 與 0.5% 混合，得到約 1.0% 有機質之底泥）
--	--



行政院環境保護署「土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」

□構想書 □申請計畫書 □期中報告

□修正計畫書 ☒期末報告 審查意見回覆對照表

計畫年度	111 年度	計畫類型	☐ 先導型 ☐ 研究型 ☒ 模場型
計畫類別	☐ 調查 ☒ 整治 ☐ 其他		主持人：張書奇 NO：C9
計畫名稱	南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫（結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發）（第 1 年）		
審查意見		執行單位回覆	
委員一 1. 本計畫研究成果豐碩但建議本計畫能較聚焦於 PBDE 相關成果。 2. 本計畫目前欲結合人工智慧整治技術是否成熟？ 3. 建議成果部分應以執行本年度計畫為主。		委員一 1. 感謝委員指教，謹遵辦理，將大幅刪減重金屬部分。 2. 感謝委員指教，本計畫欲結合人工智慧與生物整治技術，的確難度頗高；經過綜合委員意見，第 2 年將不再執行重金屬方面之研究，將聚焦於 BDE-209 與機器學習，將經費做最有效運用，可大幅提高機器學習成功機率，應可獲得較佳結果，詳細說明請參考第 31 頁及第 5.9 節。 3. 感謝委員指教，謹遵辦理，將刪除非本年計畫相關部分。	
委員二 1. 研究成果豐富，研究內容符合原定研究需求。 2. 比較說明 107~108 應用 ISPIE/BiRD 對於多氯聯苯的整治技術可行性分析，應用於 111 年第一年執行成效的異同，建議可分析其適用條件、底泥性質、濃度範圍與去除機制。目前年度成果以自然將降為最佳，建議探討經濟與操作可行性。 3. 建議具體說明本技術開發的研究應用，建議彙整說明未來應用的適用範圍、各項參數條件與分析不確定性，後續 112 年建議提出具體工作規劃，作為評估的依據。		委員二 1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員指教，適用條件、底泥性質、濃度範圍與去除機制之討論，請參考第 5.7 節最後一節。WNR 結果最佳，其經濟與操作可行性補充說明於第 5.7 節，並請參考表 5-11 與附錄四。 3. 感謝委員指教，本技術開發的研究應用在於研究如何有效地在短期內將底泥中的 BDE-209 有效去除。應用之適用範圍請參考第 5.7 節，各項參數條件與分析之不確定性，此部分討論請參考第 5.9 節。 4. 感謝委員指教，此部分討論請參考第 31	



4. 本計劃採跨領域合作應用，然而今年因經費受限可用數據量較少，後續在以人工智慧深度學習的研究設計，應如何改善請提具體建議。同時如何進行人工智慧深度學習與現地實驗結果之間的合作？	頁及第 5.9 節；完整實驗設計與深度學習結合方式詳見 112 年度計畫書。最主要的差異在於 112 年計畫將不再研究重金屬方面及重金屬對 BDE-209 降解之影響，將聚焦於 BDE-209 降解與人工智慧之結合，可樽節支出並且收集大量之 TGS 資料，請參考第 31 頁及第 5.9 節。
委員三 1. 本計畫有蒐集豐富文獻資料且執行進度與預定進度大致相符，計畫執行進度並無落後。 2. 本計畫後續預計投稿 6 篇期刊論文以及專利申請，請持續辦理。 3. P.43 依據檢測結果發現，底泥有汞、鋅、銅等重金屬超標之情形，其中 P.50 已說明汞超標之於菌群影響不大，惟鋅、銅超標部分，是否亦對於菌群之影響不大？請再說明。 4. P.88、89 有針對貴團隊於本專案發展技術之成本效益進行詳細說明，建議後續可再與目前通用之整治方法進行量化比較，作為後續實務應用之參考。 5. P.91 共條列 13 點結論，建議再統整簡化，並彙整本技術優勢、適用條件、及實務應用之限制，進而針對本計畫之後續執行方向及整治工程實務，有進一步具體說明。 6. P.93 貴團隊有依據本計畫執行經驗，提出後續相關執行建議，值得鼓勵。	委員三 1. 感謝委員肯定。 2. 感謝委員肯定，但本計畫預定完成 SCI 期刊論文 2 篇，國內期刊論文 2 篇，研討會 2 篇，專利 1 件。 3. 感謝委員指教，因為大部分委員認為重金屬不屬本計畫重點，且在批次實驗中，鋅銅濃度均遠低於下限值，故並未加以討論，今因委員垂詢，特回覆於附錄三之 5。 4. 感謝委員肯定與指教，本專案之成本效益說明詳見第 5.7 節；與現行通用技術之量化比較，將於第 2 年計畫進行。 5. 感謝委員指教，謹遵辦理，本技術優勢、適用條件、及實務應用之限制補充說明於第 5.8 節；後續計畫執行方向請參考第 5.9 節；實務應用請參考第 5.7 節。 6. 感謝委員肯定。
委員四 1. 本計畫標題為 PBDEs 整治技術，然而內容都在討論 BDE-209 計畫內容並未規劃討論汞，但是實驗中多次探討汞的	委員四 1. 感謝委員指教，原本提送構想書時，委員三之意見 1 與委員四之意見 1，另計畫書審查意見中委員三之意見 2 與



去除與干擾，這已經離題了。 2. 結論中第 1、2、6、7 項都不是本年度產出的結果，第 11 及 12 項幾乎完全相同。第 46 頁不同點位底泥樣品汞濃度太過於均質不合理，且沒理由的偏高，建議將部分樣品委外檢測確定，否則若有錯誤，第 93 頁結論與建議就會太突兀。	委員六之意見 3，均要求對現場條件或是對重金屬之影響進行評估，故於計畫書定稿中將總汞與其他 24 種重金屬納入計畫範圍，但並未修改已經偏長之題目。重金屬部分在期中報告已經有部分呈現，所占篇幅比例與目前期末報告相仿。今依大多數委員意見，在期末報告之定稿本本文中將盡量刪減重金屬之篇幅（納入附錄三）。 2. 感謝委員指教，結論中第 1、2、6、7 項出現在期末報告之理由如前述。第 11 與第 12 點重複為本人誤繕。汞之濃度是否太過均質之問題，依照過往對底泥中所有重金屬檢測之經驗，所有法規中規範之八種重金屬，變化最大的就是砷與汞，其 CV 值（標準差/平均值）可達 15% 至 30%，主要原因應是此兩種重金屬均存在有機砷與有機汞之物種，故可能隨底泥有機質分布不均而有顯著差異。此計畫中所收集之樣品中汞之 CV 值為 16.0%，尚屬預期範圍內。第四次會同採樣之樣品，已經同步送合格代檢測機構進行檢測。
委員五 1. 土壤重金屬污染移除是期望將污染物轉變成無毒化物(例如礦化等)或溶出富集後依有害物質(事業廢棄物)處置，但本試驗對底泥中汞移除是透過蒸發過程(第 54 頁及第 73 頁)，汽態汞相較液態或固態汞更具有毒性，現場試驗或大型場址如何避免危害風險應補充說明。 2. P.69 提到鹽度增加會造成本試驗 BDE-209 去除效率降低，請簡易說明是否有補救措施。	委員五 1. 感謝委員指教，此部分因國立中央大學張木彬教授已經提出氣相中如何進行冷卻凝結回收汞之技術，故此處未再納入計畫中。在實際執行時，可在採樣時，先將整治區域內之底泥以大型密封式套管插入，經充分攪拌並同時抽氣之後再進行採樣，所抽出氣體可以張木彬教授之裝置進行冷凝回收。 2. 感謝委員指教，鹽度增加可能會造成本試驗之 BDE-209 去除效率降低，但不是唯一因素（請參考第 69 頁之說明），



	若是鹽度是造成 ISPIE 效果降低之主要因素，其主要補救之方式可分為稀釋鹽度（進行 ISPIE 之前，先以淡水進行注入稀釋鹽度）與電透析法（在底泥中插入極版先進行去除底泥中鹽類之操作後再進行 ISPIE 操作，但可能較為費時）。
委員六 1. 期末報告 5.2.2 節提及汞之批次實驗成果，其中 BK(背景組)汞之去除率高達 46.9%(第 53 頁表 5-7)，優於其他試驗組，建請說明其原由。 2. 依據期末報告 5.6.1 節及 5.6.2 節，執行團隊以三氯乙烯之 90 筆資料進行人工智慧機器學習測試，可找出具最佳降解效率之菌群組合，然以本計畫批次試驗數據進行可行性測試，因檢測資料筆數偏少，無適合模型可提供機器學習，建請具體說明其解決方法及因應對策。 3. 執行團隊研究 ISPIE/BiRD 整治技術多年，亦曾於二仁溪現場進行試驗，研究成果豐碩。針對前述人工智慧機器學習測試檢測資料筆數偏少問題，建議評估是否可應用於人工智慧分析與比對。	委員六 1. 感謝委員指教，此處 BK 是空白組，依照常理而言，汞之去除率應該是最低的，但是這裡顯示 BK 仍有汞之去除，其可能原因是可能經由非生物途徑（abiotic processes）還原二價汞，如非生物之還原反應、擴散、蒸發散失等，詳見附錄三之 7 之說明。由於 BK 樣品中有 1.0%有機質，故較可能是經由與有機質共同進行還原反應所致。 2. 感謝委員指教，此意見與委員一之意見相仿，討論說明請參考第 31 頁及第 5.9 節。最主要的差異在於 112 年計畫將不再研究重金屬方面及其對 BDE-209 降解之影響，將聚焦於 BDE-209 降解與人工智慧之結合，可樽節支出並且收集最大量之 TGS 資料。 3. 感謝委員指教，討論說明與評估請參考第 31 頁及第 5.9 節，基本結論是仍屬可行，一是增加資料集數量，一是在無法由模式自選特徵值之情況下，由人工輔助指引。完整之實驗設計與深度學習結合方式詳見 112 年度計畫書。



(空白頁)





研究成果中文摘要

工業發達國家之底泥污染情況相當普遍，河川下游之底泥與河口附近海水底泥均已遭受嚴重污染，其中尤以疏水性有機物及重金屬污染最為嚴重，而台灣之底泥污染物檢測濃度在全世界相關文獻報導中屢屢名列前茅。如台南安順場址海水池底泥中戴奧辛與汞之污染、南崁溪底泥中之多溴二苯醚與汞污染。這些污染也可藉由食物鏈破壞生態系及影響人體健康，急需發展經濟有效之整治技術。本研究團隊於 107-108 年度計畫以相反轉技術結合微生物篩選及降解技術 (ISPIE/BiRD) 進行底泥整治之現地模場試驗及土壤污染整治之砂箱試驗，不僅對於已經風化之多氯聯苯污染物 Aroclor 1254 與六氯苯可達 98.0% 以上去除率，且對土壤中 DDT 可達到 99.9% 以上之去除率，Lindane 可達 92.2% 以上之去除率。為進一步優化此技術並結合人工智慧之深度機器學習技術，針對底泥中多溴二苯醚與重金屬汞污染整治技術進行 2 年期之技術研發計畫，本年度為第 1 年計畫。批次實驗中第 2 組與第 9 組在第 84 天分別降解 53% 和 51% 的 BDE-209，本研究利用初始汞濃度與 BDE-209 之脫溴效率進行相關性分析，結果顯示在測試之範圍內，汞濃度之高低對 BDE-209 降解效率無顯著影響。但本研究與先前研究相比，其 BDE-209 去除率略有遜色，可能原因為重金屬汞濃度、海水鹽度、污染物組成與原始菌相差異。依據批次實驗之第三代定序 (TGS) 數據可發現能夠降解多環芳香烴化合物之菌種位於豐度前十名內。管柱實驗中，ISPIE 可去除風化底泥中 22% 的 BDE-209，於添加組中可去除 15% 之 BDE-209。本研究之 ISPIE 去除效率與先前研究結果略有差距，可能為鹽度及有效溶解度影響，若加上後續 BiRD 去除，最佳降解組別為自然復育組 (WNR)，其總去除率為 56%，這與先前研究結果相似。根據管柱實驗之 TGS 數據可觀察出其豐度最高之菌種與批次實驗者有明顯不同，而 ISPIE 的確可顯著改變微生物菌群；ISPIE 操作後，可發現發酵產氫菌的豐度增加，也發現降解芳香烴化合物之菌群存在。機器學習應用於 TGS 資料解析應屬可行，在三氯乙烯生物降解之學習效果甚佳，但囿於本計畫經費所能取得之資料集數量，在 BDE-209 降解資料學習上產出結果不佳。綜上可知，ISPIE/BiRD 之技術用於處理高重金屬濃度底泥中之 BDE-209 應屬可行的。

關鍵詞：底泥整治、南崁溪、模場試驗、相反轉法、多溴二苯醚。



研究成果英文摘要

Sediment contamination in the developing and developed countries is a prevailing environmental problem. Sediment in lower section of rivers and in estuarine area, they are often contaminated by hydrophobic organic compounds (HOCs) and heavy metals. In the soils and sediments in Taiwan, multiple contaminants concentrations were ranked at the top in the world, for example, the dioxins and mercury in at An-Sun site in Tainan, the polybrominated diphenyl ether and mercury in the sediments of Nan-Ken River. Similarly, this situation is also quite common in the southeastern Asia. This research team in the past few years has developed a new technology for soil and sediment remediation, i.e., in situ phase inversion emulsification and biological reductive dehalogenation (ISPIE/BiRD). This method is not only very effective in removal of weathered polychlorinated biphenyls and hexachlorobenzene in river sediments but also achieved as high as 99.9% of DDT and 92.2% of Lindane in soils. This is a 2-year project. In the first year, it is expected to finish a series of batch degradation experiments and a small-scale column study. By using quantitative polymerase chain reaction (qPCR) to quantify functional genes and using the third-generation gene sequencing (TGS) technology to conduct microbial community analysis to confirm the optimal reaction conditions. It is a 2-year technology research and development project. This year is the first-year plan. In the batch experiment, group 2 and group 9 degraded 53% and 51% of BDE-209, respectively, on day 84. This study used the initial mercury concentration, and the debromination efficiency of BDE-209 was used for correlation analysis. The results showed that the mercury concentration has no significant effect on the degradation efficiency in the tested range. Still, the removal rate is slightly different from previous studies, which may be the inhibition of microbial degradation efficiency caused by the mercury concentration in the Nan-Kan River. According to the third-generation sequencing (TGS) data of batch experiments, it can be found that the bacterial species capable of degrading polycyclic aromatic hydrocarbons are among the top ten in abundance. In the column experiment, ISPIE removed 22% of BDE-209 in the sediment of the weathering groups and 15% of BDE-209 in the fresh groups. The removal efficiency of ISPIE in this study is slightly different from previous studies, possibly due to the influence of salinity and effective solubility. In addition, the best degradation group for subsequent biological reduction and debromination removal is the natural restoration group (WNR). Its removal rate was 56%, which is similar to the trend of previous research results. According to the TGS data of the column experiment, it can be observed that the distribution of the bacterial species with the highest abundance is significantly different



摘要

from that of the batch experiment. It was also found that ISPIE can indeed significantly change the microbial flora. After ISPIE operation, the abundance of fermentative hydrogen-producing bacteria increased. The presence of aromatic-degrading bacteria was found in the sediment of the Nan-Kan River. It should be feasible to apply machine learning to TGS data analysis, and the learning in the biodegradation of trichloroethylene is excellent but limited by the number of datasets in this study. The machine learning results on BDE-209 degradation data could be better in case of enough datasets. In summary, it is feasible to use ISPIE/BiRD technology to treat BDE-209 in sediment with high heavy metal concentration.

Keywords: Sediment Remediation; Nan-Kan River; Pilot study; Phase inversion temperature; Polybromodiphenyl ethers.



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



目 次

報告大綱.....	1
第 1 章. 前言	3
第 2 章. 研究目的	7
第 3 章. 文獻探討	9
3.1. 文獻回顧與探討	9
3.2. 模場試驗背景說明	17
3.3. 專案之可行性、新穎性、進步性及未來性.....	20
3.4. 國內及國外文獻評述	21
3.5. 目標及內容	30
第 4 章. 研究方法與過程	33
4.1. 研究方法及其原因	33
4.2. 預計可能遭遇之困難及解決途徑	39
4.3. 貴重儀器使用情形	40
4.4. 工作進度與甘特圖	40
第 5 章. 結果與討論	43
5.1. 預先採樣	43
5.2. 批次實驗	45
5.3. 批次實驗之 TGS 結果與討論	49
5.4. 管柱實驗	58
5.5. 管柱實驗之 TGS 結果	63
5.6. 批次實驗 TGS 資料之機器學習	68
5.7. 實務應用的適用情境及限制	73
5.8. 現地條件對於相反轉乳化機制之影響	74
5.9. 不確定性、後續計畫之具體規劃與如何提高機器學習成效	75
5.10. 重金屬對於 BiRD 之影響	76
5.11. 本技術與以往技術之成本效益與差異說明	76
5.12. 本專案衍生技術專利延續辦理情形	80
5.13. 結論	81
5.14. 主要建議意見及未來或後續執行建議	82



圖 次

圖 1-1 ISPIE/BiRD 技術示意圖(Chang et al., 2019a).....	4
圖 1-2 河川底泥之組成(Mulligan et al., 2010).....	5
圖 3-1 汞之來源與環境宿命簡圖(a)與細菌抗汞之功能性基因及其機制(b).....	10
圖 3-2 多溴二苯醚 (PBDEs) 結構式之通式 ($x+y=1\sim 10$)	11
圖 3-3 年度河川底泥 PBDEs 同源物濃度分佈圖(田倩蓉, 2008).....	16
圖 3-4 本實驗室所製備之奈米乳化液之粒徑量測結果 (張書奇實驗室提供) .	16
圖 3-5 溴化鈉追蹤劑 (圖 a, 縱軸為出流水導電度) 與奈米乳化液 (圖 b, 縱軸 為出流水總碳量) 在細砂裝填之管柱中傳輸實驗結果 (張書奇實驗室提 供)	17
圖 3-6 桃園台地群相關位置(a)與區域地質圖(b) (中央地調所, 2000).....	18
圖 3-7 近五年南崁溪污染趨勢圖：大檜溪橋 (a)、南崁溪橋(b)及竹圍大橋測站 (c).....	19
圖 3-8 南崁溪流域與模場試驗預定場址 (摘錄自Google.com 並加以標示)	19
圖 3-9 底泥中 BDE-209(a)與汞(b)濃度等高線(單位 mg/kg)以及兩者比例(c)圖..	20
圖 3-10 (a)北美洲、歐洲及日本歷年總 PBDEs 檢測結果(Hites, 2004), ▲為北美 洲樣品, O為歐洲樣品, ■為日本之樣品 (橫軸為公元紀年, 縱軸為總 PBDEs 濃度, 單位為 ng/g 脂質); (b)同源物之成份百分比比較, 由左至右 依序為市售之五溴二苯醚、一般人體樣品、職業暴露人體樣品、海生哺乳 動物、五大湖區鳥類、歐洲之魚類、北美之魚類及底泥樣品(Hites, 2004).	25
圖 3-11 PBDEs 厭氧生物降解之路徑, 灰色網底者為實驗起始基質	28
圖 3-12 PBDEs 在好氧條件下以 <i>Sphingomonas</i> sp. PH-07 生物降解之路徑(a), 依 Kim et al. (2007)之說明自行整理繪製及 BDE 在好氧條件下以 <i>Sphingomonas</i> sp. PH-07 生物降解之路徑(b), 摘自 Kim et al. (2007).....	28
圖 3-13 國外目前所使用之底泥整治工法 (Adriaens, et al., 2006)	29
圖 5-1 本計畫第 1 次預先採樣位置	44
圖 5-2 本計畫第 1 次預先採樣 BDE-209 (a) 及汞 (b) 之濃度等高線圖	44
圖 5-3 南崁溪底泥之粒徑分布圖	45
圖 5-4 批次實驗之 BDE-209 濃度變化圖	46
圖 5-5 批次實驗之因子反應圖	48
圖 5-6 BDE-209 批次降解驗之 TOP 10 物種相對豐富柱狀圖	53
圖 5-7 BDE-209 批次降解 TOP35 菌種豐度聚類熱圖	54
圖 5-8 批次實驗各組別之 Shannon index.....	56
圖 5-9 批次實驗各組別之 observed features.....	56
圖 5-10 第 88 天第 2 組與第 8 組之差異物種分析	59
圖 5-11 管柱實驗 ISPIE 前後之底泥中 BDE-209 濃度差異	60
圖 5-12 不同鹽類對 O/W 乳化液液滴尺寸影響(Shafiei et al., 2022).....	61



目次、圖次與表次

圖 5-13 管柱實驗底泥中 BDE-209 濃度變化圖	61
圖 5-14 風化組之 BDE-209 濃度變化.....	62
圖 5-15 添加組之 BDE-209 濃度變化.....	62
圖 5-16 管柱組別之 TOP 10 物種相對豐富柱狀圖	66
圖 5-17 管柱組別之 TOP 35 物種聚類熱圖	67
圖 5-18 TOP 10 物種相對豐富柱狀圖.....	68
圖 5-19 TCE 降解資料集之機器學習之 Pareto 圖	71
圖 5-20 BDE-209 降解資料 Auto-sklearn 自動搜尋結果.....	72



表 次

表 3-1 市售之多溴二苯醚 (PBDEs) 成分(Darnerud et al., 2001)	11
表 3-2 PBDEs 之物理化學特性	13
表 3-3 底泥中總 PBDEs (無 BDE-209) 與 BDE-209 濃度分布 (單位: $\mu\text{g}/\text{kg}$)	13
表 3-4 依據逸度模式 Fugacity modeling Level III 之模擬結果	14
表 3-5 特定氯化有機物之物理化學特性(Kwon et al., 2006).....	15
表 3-6 台灣西海岸 PBDEs 之環境宿命推估結果	23
表 3-7 世界各地之底泥中 PBDEs 同源物分布情形	25
表 3-8 目前國際間使用之底泥整治方法在台灣之適用性評價	30
表 4-1 田口方法中 4 因子 3 水準之直交表實驗設計	35
表 4-2 重要儀器及配合使用情形	40
表 5-1 第 1 次預先採樣之 BDE-209 濃度	44
表 5-2 南崁溪底泥之有機值檢測結果	45
表 5-3 BDE-209 田口直交表與去除率	48
表 5-4 BDE-209 控制因子反應表	48
表 5-5 批次實驗中與 BDE-209 降解率具有較高正相關之 ASVs	55
表 5-6 GPR 學習結果	71
表 5-7 RF 學習結果	71
表 5-8 本計畫總汞之 GPR 學習結果	72
表 5-9 本計畫總汞之 RF 學習結果	72
表 5-10 PBDEs 及其他 POPs 之物理化學特性	74
表 5-11 本實驗室所發展技術成本效益說明	78
表 5-12 本研究團隊執行本專案衍生之專利辦理情形	80
表 5-13 立即可行建議意見及未來或後續執行建議	82
表 5-14 中長程建議意見及未來或後續執行建議	83



附錄次

- 附錄一 檢測原始資料
- 附錄二 本計畫獲得用地許可公文
- 附錄三 本計畫所執行之重金屬部分成果
- 附錄四 本研究團隊歷年研發之技術差異說明
- 附錄五 本計畫復舊作業程序
- 附錄六 本計畫之品保品管作業程序
- 附錄七 ISPIE/BiRD 技術之標準作業程序
- 附錄八 不同污染物之解決方案之工程難度、預估經費與時程



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



報告大綱

本報告為執行行政院環境保護署「111 年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案」項下「南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫（結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發）（第 1 年）」之期末報告，本報告以下分為計畫成果摘要與計畫報告本文兩大部分。計畫報告本文下分五章說明，即前言、研究目的、文獻探討、研究方法與過程、結果與討論；於第五章之後為參考文獻與附錄；專案成果績效自評表置於專案基本資料表之後。



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



第1章. 前言

章節摘要：本章主要針對計畫之背景進行說明，共分為河川底泥重要性、研發技術原因、計畫主要方法與計畫經費期程進行簡要說明。

本研究團隊於 104 至 110 年度陸續完成磁性活性碳、污染底泥玻璃化（已獲得專利）、改良式凝膠分離法（已獲得專利）、現地相反轉結合生物分解法（已獲得專利）、現地土壤玻璃化（已獲得專利）、重金屬污染土壤轉化為有價多孔材（已獲得專利）、重金屬污染高鹽度底泥轉化為有價多孔材（已申請專利）等共 10 項主要技術，其中現地相反轉結合生物分解法已經完成現地模場試驗，且證實對風化之污染物去除效果極佳。

有鑑於台灣土水整治市場漸趨飽和，地下水整治相關技術日趨成熟，未來國際土水市場可能以底泥整治技術為重點研發領域，且具有較高之跨環境介質與跨污染物應用潛力，故本實驗室致力於底泥之複合型整治技術研發，針對本計畫已經邀請李連堯博士所負責之方達科技股份有限公司參與此計畫，該公司自 103 年開始連續執行水利署底泥檢測計畫已有 8 年，參與本計畫之協議書如計畫書之附件一。本實驗室目前已經完成整合現地相反轉及生物還原脫鹵（*in situ* phase inversion emulsification and biological reductive dehalogenation, ISPIE/BiRD）整治技術之初步研發並完實驗室研究成果發表（Chang et al., 2019a）與現地模場試驗成果之 SCI 期刊發表（Chang et al., 2019b），及其衍生技術成果發表 SCI 期刊論文（Chan et al., 2021; Chang et al., 2021; Li and Chang, 2022），共有 5 篇之多，同時因而獲得 4 項中華民國發明專利（張書奇 and 王傳牧, 2021; 張書奇 et al., 2019; 張書奇 et al., 2020），詳見附件二。

雖然此技術在整治污染底泥中風化之多氯聯苯與六氯苯之效果已經是目前文獻中最佳成果（即 70 天內可有效去除 98% 以上風化之多氯聯苯與六氯苯），但經應用於十溴二苯醚（BDE-209）之現地整治，效果不如預期，極可能是因為現地濃度過低所造成，故技術仍需要進一步優化。此技術主要是經由以下程序整合而成（見圖 1-1）：(1) 注入高溫之水在油中（oil-in-water）乳化液以加強疏水性污染物自土壤有機質脫附及進入油相（Cornelissen et al., 1997a; Cornelissen et al., 1997b）；(2) 保溫 30 分鐘持續脫附並且有效篩選高效產氫菌與降解菌群（Chang and Lin, 2004; Mu et al., 2007）；(3) 注入冷水降溫可完成現地相反轉成為較小顆粒之油在水中乳化液而有利於油顆粒在底泥孔隙中向上傳輸，並回收富含污染物之油相（Chang et al., 2012a; Förster et al., 1992）；(4) 底泥中殘餘之乳化液會被發酵成有機酸與氫氣，可做為降解菌群之碳源與電子供給者，並以鹵化有機污染物做為電子



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

接受者進行有效生物降解(Alvarez and Illman, 2006)。目前此領域至少有六個重要研究課題應進行積極研究，詳見附件三。其中，剩下最後三項：不同場址與菌群之影響、生物分解與重金屬污染之交互作用、以及人工智慧與底泥菌群宏觀基因體大數據應用三方面尚需繼續研究。因此，本計畫目的是就不同污染物（鹵化物與重金屬）以人工智慧與宏觀基因體統計分析進行智慧型底泥污染整治技術研發，進一步優化 ISPIE/BiRD 技術並持續領先國際研究。

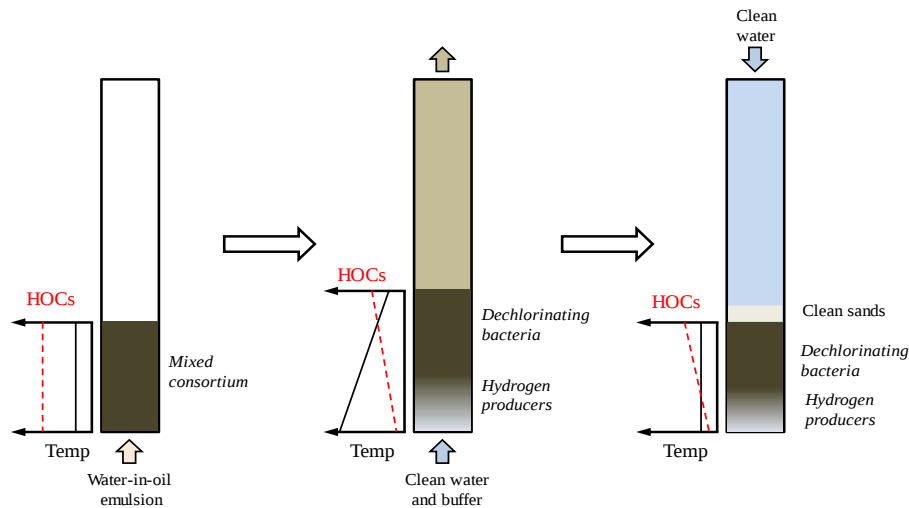


圖 1-1 ISPIE/BiRD 技術示意圖(Chang et al., 2019a)

按照我國現行土壤與地下水污染整治法（99 年 2 月 3 日施行）之定義，底泥係指因重力而沉積於地面水體底層之物質，其定義偏向固體顆粒，因孔隙水與氣體應不具有明顯沉降行為。美國環保署定義底泥係指起源於岩石或未固結沉積物之碎裂物質經過水體傳輸、懸浮或是沉降之物質(Unknown, 2015a)，此定義似乎更局限於無機顆粒，本計畫之底泥定義以我國法規定義為準，底泥之組成如圖 1-2 所示(Mulligan et al., 2010)。河川底泥在河川生態系中扮演極為重要功能，如河川自淨功能、浮游生物棲地、河川底棲（benthic）或是淺水棲（epibenthic）生物之棲地與洄游魚類覓食與繁衍地等。河川底泥既可成為河川污染之去處（sinks）也可成為污染源頭（sources）（CCME, 2001）。現行土壤與地下水污染整治法也定義土壤係指陸上生物生長或生活之地殼岩石表面之疏鬆天然介質，可吸附濾除雜質而保育水資源，也是土壤微生物與各式生物之棲所與植物生長賴以憑藉之環境介質，在生態系中扮演重要角色。土壤底泥遭受 POPs 之污染後，污染物將可循食物鏈進入動植物及人體，造成生態系損害及人體健康危害。POPs 大多為疏水性之有機污染物，亦即水溶性較低而脂溶性高之有機污染物，通常具有較高之 $\log K_{ow}$ 值，容易蓄積於土壤與底泥有機質中，一旦進入生物體內，容易累積於脂肪組織。

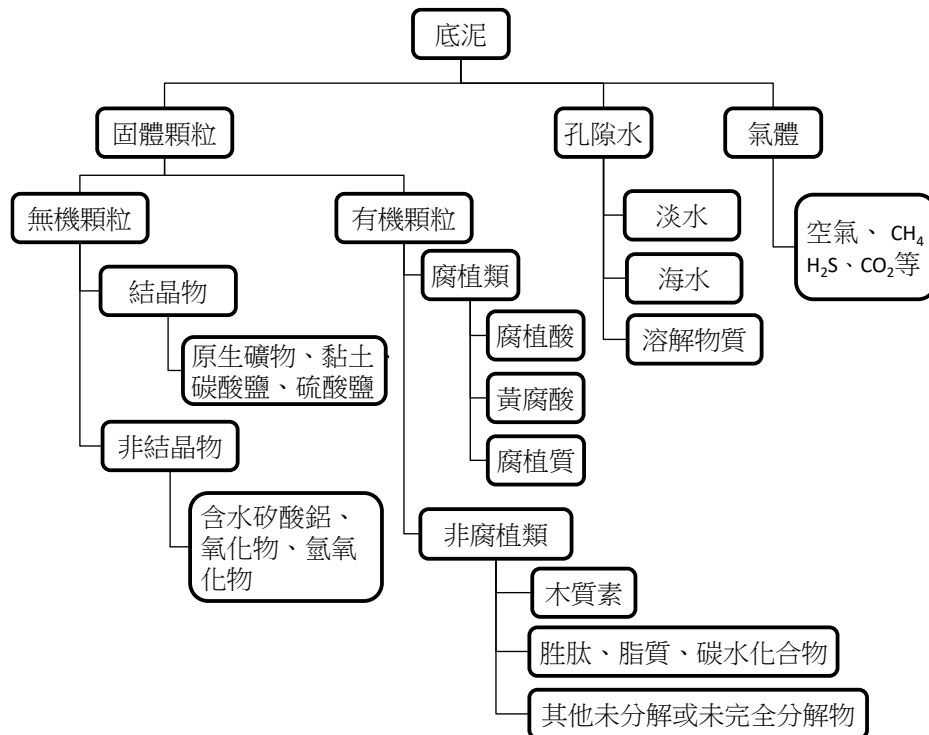


圖 1-2 河川底泥之組成(Mulligan et al., 2010)

因此，本計畫提出結合人工智慧以 ISPIE/BiRD 進行跨介質及跨不同污染物 (decabrominated diphenylethers [BDE-209] 與重金屬汞) 之整治平台技術研發及模場試驗驗證。底泥污染整治是針對 BDE-209 有機物污染進行 ISPIE/BiRD 之實驗室及現地模場試驗，並且同時觀察底泥中汞之變化。故本計畫將針對兩種污染物執行實驗室之批次實驗與 1 項底泥整治之模場試驗，承襲前年度計畫成果繼續研究，分為 2 年執行。於第 1 年完成實驗室中 ISPIE/BiRD 技術，以 ISPIE/BiRD 應用於不同污染物(鹵化物與汞)，全程計畫預計為期 2 年。

本計畫之期程為 2 年，目前執行之計畫為第 2 年計畫，執行期間自民國 111 年 09 月 01 日至 112 年 08 月 31 日止，經費來源為行政院環境保護署，計畫經費為新台幣 203 萬元整。



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



第2章. 研究目的

章節摘要：本章主要針對計畫之研究目的進行說明。

本計畫提出以 ISPIE/BiRD 進行跨不同污染物之整治平台技術研發及模場試驗驗證。底泥污染部分針對 PBDEs 有機物污染及汞進行 ISPIE/BiRD 之實驗室及現地模場試驗，並且應用人工智慧模式針對所有量測數據進行深度學習。故本計畫將針對兩種污染物執行實驗室之**批次實驗**與**1 項底泥整治之模場試驗**，承襲前年度計畫成果繼續研究，分為 2 年執行。將於第 1 年完成實驗室中 ISPIE/BiRD 技術，以乳化液配方應用於不同污染物(有機物與重金屬)，於第 1 年中即開始進行實場之底泥整治模場試驗，計畫預計為期 2 年。

本計畫將進行底泥介質之平台技術開發及驗證，並且在南崁溪河床進行模場試驗。其中，選取 PBDEs 為目標污染物是因為我國使用量相當大，在底泥中累積之濃度名列世界前茅(Cheng and Ko, 2018)且是測試 ISPIE/BiRD 技術應用於不同鹵化物之整治效果之最佳標的；汞之濃度監看則是因為汞對於微生物而言是有效滅菌劑之一，但也有文獻顯示有部分細菌可以還原轉化有機汞為元素汞而蒸發脫除，故可觀察其變化。

以下針對技術之學術性、創新性與產業應用價值說明計畫之重要性。就學術性而言，ISPIE/BiRD 從未有其他任何研究團體進行嘗試，且乳化液應用於底泥之研究僅有少數報導，本團隊先前以雙層乳化液進行底泥中十溴二苯醚之去除與降解已經順利發表於 SCI 期刊(Chang et al., 2017)，由於目前僅有本研究團隊完成可在現地以溫和物理化學程序結合生物分解可在數十天內達到高度去除率之報導(Chang et al., 2017; Li and Chang, 2022)，此技術應具有繼續研發及在學術界發表之價值。就創新性而言，ISPIE/BiRD 屬於研究團隊全新發想之技術，目前尚無其他團隊之文獻有類似之構思或嘗試，屬完全之創新研究，此部分應無疑問。就產業應用價值而言，目前台灣之河川底泥整治市場尚未興起，但在歐美地區已經是數十年之既有市場，而中國大陸市場目前已經因政府主導開始進行整治，如深圳地區在 4 年前即有河涌整治計畫進行（按：河涌包括底泥）。此技術目前已經證實可行，應可成功進攻國際市場。但仍應繼續發展擴及不同介質與不同污染物，以持續領先國際。

就綠色整治技術而言，應用現地底泥作為直接加蓋材料在整體環境衝擊上應較低。本計畫提出之方法整合物理化學與生物篩選及降解，除本實驗室所發表之



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

論文外，文獻中尚未見到任何相關報導，應具有學術探討之價值；且此技術已經獲得 2 項中國民國專利（發明第 I658008 號及發明第 I684575 號），故的確具有創新與進步性，預計本計畫之研發可完成可發表 2 篇 SCI 期刊論文，並且尋求技術授權移轉之可能性亦高。

本計畫提出針對不同污染物以人工智慧與宏觀基因體統計分析進行智慧型底泥污染整治技術研發，進一步優化 ISPIE/BiRD 在不同環境因子及不同場址菌群之整治平台技術研發及模場試驗驗證。將於第 1 年完成實驗室中 ISPIE/BiRD 技術應用於南崁溪底泥 BDE-209 之生物還原脫鹵之批次實驗與管柱實驗，並於第 2 年開始進行實場之底泥整治模場試驗，預計為期 2 年。



第3章. 文獻探討

章節摘要：本章主要針對與本計畫相關之文獻進行回顧與探討。

3.1. 文獻回顧與探討

河川底泥在河川生態系中扮演極為重要功能，如河川自淨功能、浮游生物棲地、河川底棲（benthic）或是淺水棲（epibenthic）生物之棲地與洄游魚類覓食與繁衍地等。河川底泥既可成為河川污染之去處（sinks）也可成為污染源頭（sources）（CCME, 2001）。底泥不僅與地表水水質緊密互動，息息相關，也與地下水污染有互動關係。當地下水遭受污染時，枯水期地下水涵養河川時，污染物也可進入底泥孔隙中，在超越底泥涵容能力時可進而污染河川水質；同理，當河川水涵養地下水時，河川污染物也有機會進入地下水含水層中。底泥之組成如圖 1-2 所示（Mulligan et al., 2010），而按照我國現行土壤與地下水污染整治法（99 年 2 月 3 日施行）之定義，底泥係指因重力而沉積於地面水體底層之物質，其定義偏向固體顆粒，因孔隙水與氣體應不至有明顯沉降行為。美國環保署定義底泥係指起源於岩石或未固結沉積物之碎裂物質經過水體傳輸、懸浮或是沉降之物質（Unknown, 2015a），本計畫之底泥定義以我國法規定義為準。

以下將針對底泥中汞與 BDE-209 污染毒性與環境宿命進行簡要說明。汞污染之來源與水體中之演變如圖 3-1a 所示，除了一般熟知之日光燈管、開關、溫度計、氣壓計、電池、假牙汞齊合金、流量計外，也應用於鹼氯製程、油漆、殺菌、醫藥等，自然界火山爆發、地熱活動與山林野火等均是可能來源；近年來，燃煤火力發電與廢棄物焚化爐也成為可能來源。汞在自然界中主要以 Hg^0 與 Hg^{2+} 存在。暴露可致肝、腎、腦及骨骼病變。接觸低濃度甲基汞會影響生物酶作用、細胞膜功能、活性氧壓力、脂質過氧化、粒線體功能障礙和細胞自我凋亡和壞死（Hong et al., 2012; Liu et al., 2020；趙等人，2021）。甲基汞也影響人類生殖系統並導致胎兒畸形（美國環保署，2010），一般而言，有機汞毒性較無機汞高出甚多。汞對人體有害，但是某些微生物已具有汞之抗性（mercury resistance），這類細菌稱為抗汞細菌（mercury resistant bacteria, MRB），其抗汞之功能性基因及其機制如圖 3-1b 所示。MRB 不僅可在高濃度汞環境下存活也可將毒性高之汞轉化為較低毒性者，大致有四種主要機制：外排、胞外捕捉、生物累積與汞操縱子（*mer operon*）。外排是細菌對多種重金屬與抗生素之減量攝取之重要機制；胞外或是胞內捕捉主要是靠沉澱與生物吸附作用；胞內生物累積通常不是微生物抗汞主要機制，但是少數細菌菌株可靠此機制存活；目前已知 *mer operon* 中有 11 個功能性基因，各有不同作用（見圖 3-1b），且因數千年來之水平基因傳遞，這些功能性基因在自然



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

界可謂是無所不在(Kumari et al., 2020)。汞在環境中之形式與微生物可以用來整治重金屬汞污染之機制簡要說明如下：自然界中汞來自工業排放、原本內燃機與燃燒程序及火山爆發等，原呈 Hg^0 之元素態，在空氣中可因光氧化、臭氧與氫氧自由基等氧化為離子態 Hg^{2+} ， Hg^{2+} 可溶於水，會隨著降水進入各種環境介質，最終進入水體與底泥中，在這些環境中之反應可以是生物或非生物反應，可因食物鏈進入人體、或是在好氧與缺氧環境中進行氧化、還原、甲基化與去甲基化等反應（圖 3-1）。一般而言，汞在厭氧環境下，可因鐵還原菌與硫酸鹽還原菌作用生成甲基汞，近年也發現甲烷生成菌也可將汞甲基化，甲基汞毒性較無機汞高出甚多且易生物累積與生物放大，如何去除底泥中的甲基汞為底泥整治最重要之課題；而大部分下游河川遭受汞污染之底泥多為感潮河段而具有相當高之硫酸鹽且呈厭氧狀態，極適合硫酸鹽還原菌生長，其次為甲烷生成菌與鐵還原菌，目前已知 *Shewanella oneidensis* MR-1、*Geobacter sulfurreducens* PCA 及 *Geobacter metallireducens* GS-15 均可在底泥中將汞去甲基化並且還原為 Hg^0 以及多溴二苯醚（Polybrominated diphenyl ethers, PBDEs）屬於新興污染物（Emerging contaminants）之一種，工業上之生產通常以四溴二苯醚、五溴二苯醚、八溴二苯醚及十溴二苯醚為主要品名，生產方法多為直接觸媒溴化方式，故產生多種同分異構物，依理論計算有 209 種之多。雖然以四溴二苯醚、五溴二苯醚、八溴二苯醚及十溴二苯醚為名，實際上均為混合物（見表 3-1）(Darnerud et al., 2001; La Guardia et al., 2006)，其結構通式如圖 3-2 所示。

目前所知最有效之生物去甲基化有兩種，一是厭氧去甲基化（anaerobic demethylation），此反應是將甲基汞還原為無機元素汞 Hg^0 ，主要之功能性基因是 *merB*，且此反應似乎要在某特定汞濃度以上才會啟動；另一方式則是好氧共代謝，此反應之產物為 Hg^{2+} ，而 Hg^{2+} 則可再次被甲基化(Wang et al., 2022)，因此較佳之反應途徑應屬厭氧去甲基化，此與目前 ISPIE/BiRD 之施行方式不謀而合。

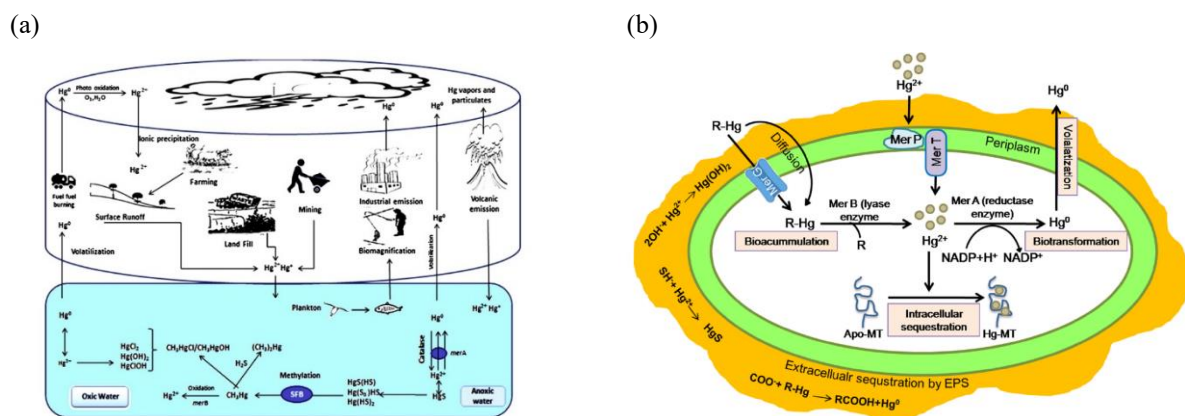


圖 3-1 汞之來源與環境宿命簡圖(a)與細菌抗汞之功能性基因及其機制(b)



多溴二苯醚（polybrominated diphenylethers, PBDEs）主要用途為阻燃劑，可降低材料易燃性及降低起火後之火勢蔓延速度(Vonderheide, 2009)，可存在於塑膠製品、紡織品、電纜、電氣絕緣材料、電子電機連結器及其他日用品中(Ward et al., 2008)。在使用期間或棄置後，PBDEs 均可釋放至環境中，其毒性雖然不屬於極高毒性（其 $LD_{50} > 1.0 \text{ g/kg body weight}$ ）(Moeller, 2005)，但因具致畸胎性、內分泌干擾能力、致癌性、神經發展毒性(McDonald, 2002)及高度之生物累積性且在環境中不易分解，故在國際間獲得高度重視。就其環境宿命而言，PBDEs 具有相當高之辛醇-水分布係數（Octanol-Water Partition Coefficient, K_{OW} ），容易蓄積在生物性顆粒（如廢水生物污泥）或是水域之底泥中。另一可能來源是焚化煙道氣中釋出或是掩埋之垃圾滲出水中流出(Darnerud et al., 2001)。此外，台灣河川行水區曾被作為垃圾堆置場，PBDEs 有可能直接進入河川中，河水中之 PBDEs 因台灣河川坡陡流急及其本身物化性質，而蓄積於河川中下游坡度平緩河段或是出海口附近之底泥中。台灣西南沿海之沈積物中，其總 PBDEs（不含 BDE-209）濃度最高可達 $1.82 \text{ } \mu\text{g/kg}$ (Jiang et al., 2011)，本實驗曾經測得台灣南部河川底泥中 BDE-209 超過 20 mg/kg ，在全世界紀錄中名列前茅（張書奇實驗室結果，尚未發表）。

表 3-1 市售之多溴二苯醚（PBDEs）成分(Darnerud et al., 2001)

同源物群 (Congeners)	市售產品名稱			
	四溴二苯醚 TetraBDE	五溴二苯醚 PentaBDE	八溴二苯醚 OctaBDE	十溴二苯醚 DecaBDE
未知物	7.6%		—	—
三溴二苯醚 TriBDEs	—	0–1%	—	—
四溴二苯醚 TetraBDEs	41–41.7%	24–38%	—	—
五溴二苯醚 PentaBDEs	44.4–45%	50–62%	—	—
六溴二苯醚 HexaBDEs	6–7%	4–8%	10–12%	—
七溴二苯醚 HeptaBDEs	—	—	43–44%	—
八溴二苯醚 OctaBDEs	—	—	31–35%	—
九溴二苯醚 NonaBDEs	—	—	9–11%	0.3–3%
十溴二苯醚 DecaBDE	—	—	0–1%	97–98%

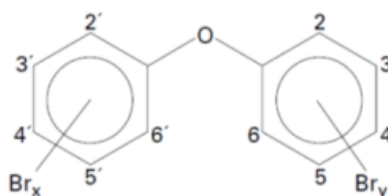


圖 3-2 多溴二苯醚（PBDEs）結構式之通式（ $x+y=1\sim10$ ）

有關 PBDEs 生物降解，台灣大學王一雄教授曾以南港溪與二仁溪之底泥中之厭氧微生物進行 BDE-47、BDE-99、BDE-100、BDE-153 及 BDE-154 之生物降解實驗，經過 70 天批次實驗，五種 PBDEs 之去除率均小於 20%，顯示 PBDEs 在台



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

灣河川底泥之厭氧環境中可能不易快速進行厭氧生物降解(Yen et al., 2009)。東吳大學張怡塘教授曾針對 BDE-209 以混合菌群進行好氧降解，發現此混合菌群在有紫外線或無紫外線照射之情況下均能降解十溴二苯醚 (BDE-209)，其降解之產物分佈於三至七溴二苯醚之間。台灣大學施養信教授曾以奈米零價鐵進行 BDE-209 之降解研究，發現在 40 分鐘內可有效降解達 80%，效果相當好；但在實場應用時，因有其他氧化物種競爭，恐不易達到此效果。東吳大學張碧芬教授團隊曾經在實驗室中嘗試以底泥微生物菌群進行 BDE-209 之厭氧生物降解，發現添加零價鐵之情況下比未添加者為佳並可在大約 60 天內完全降解(Yang et al., 2017)。綜上所論，目前尚無學者探討在高濃度下 BDE-209 生物降解情況以及嘗試用人工智慧進行微生物群系交互關係之分析。

我國行政院環境保護署業於 1999 年 12 月 24 日將十溴二苯醚公告為第四類毒性化學物質，2005 年 12 月 30 日將較高毒性之五溴二苯醚及八溴二苯醚公告為第一類毒性化學物質。近來研究發現，河川及湖泊底泥中之 PBDEs 具有高度之生物可及性 (Bioavailability)，可經由食物鏈傳遞，造成人體中濃度累積(Hites, 2004)。法國學者指出法國吉輪特河口中之鰻魚含有高劑量 PCBs、PBDEs，可影響當地居民健康(Tapie et al., 2011)。大鼠動物實驗中顯示其具有擾亂懷孕中母鼠胚胎之性別發展之特性，導致雌性化或是雌雄同體之情況(Lilienthal et al., 2006)；而在小鼠之試驗中，則發現有 BDE-47 (2,2',4,4'-Tetrabromodiphenyl ether) 累積於肝臟之情形(Pacyniak et al., 2011)；在河川底泥中之 PBDEs 可干擾魚類之內分泌系統，造成雄魚之雌性化(Buxton, 2006; Hotchkiss et al., 2008)。此外，PBDEs 屬於內分泌擾素，在極低濃度即可擾亂內分泌系統（通常內分泌物在血液中濃度均在 0.1-10 pg/L 等級，亦即 0.0001-0.01 ppt 以下），此點與傳統之較高量之化學污染物直接毒害人體情況大不相同（如 Dioxin 同源物 TCDD 之 LC_{50} 為 1 $\mu\text{g/kg}$ body weight，為 ppb 等級）。因此，底泥中之高濃度 PBDEs 對人體健康福祉與生態環境之影響甚鉅，實有進一步探討以工程方法有效去除之必要。

就其環境宿命而言，PBDEs 具有相當高之辛醇-水分布係數 (Octanol-Water Partition Coefficient, K_{OW})，見表 3-2 (Kwon et al., 2006; Mackay and Hickie, 2000)，故具有高度之親油性與疏水性，不易揮發（蒸氣壓甚低），在水中之溶解度甚低，容易蓄積在生物性顆粒（如廢水生物污泥）或是水域之底泥中。居家用品可能於使用中即釋放 PBDEs 外，另一可能是經由垃圾收集之後，經焚化或掩埋過程中，從煙道氣中釋出或是垃圾滲出水中流出。焚化煙道氣理應是 PBDEs 進入大氣環境中主要途徑(Darnerud et al., 2001)，但經實驗室焚化研究發現，焚化可分解 99.9% 以上之 PBDEs，並通常將高溴數之 PBDEs 破壞殆盡，留下較低溴數之 PBDEs (Sakai et al., 2001)。若是進入廢水處理場中，經研究發現已知整體廢水處理可去除約 93%



表 3-2 PBDEs 之物理化學特性

同源物分組	分子量 (g/mole)	log K_{ow} 值	蒸氣壓 (Pa, 25°C)	水中溶解度 ($\mu\text{g/L}$)
三溴二苯醚	406.9	5.47-5.58	$0.8-3.9 \times 10^{-3}$	380
四溴二苯醚	485.8	5.9-6.2	$2.6-3.3 \times 10^{-4}$ (20°C)	70
五溴二苯醚	564.8	6.5-7.0	4.69×10^{-5}	13.3
八溴二苯醚	801.5	8.4-8.9	6.59×10^{-6}	<1
十溴二苯醚	959.2	10.0	4.63×10^{-6}	<0.1

之 PBDEs，但是所有單一處理單元幾乎都無法有效降解 PBDEs，而是因其本身之物理化學特性而吸附在沉降之污泥中(Ikonomou and Rayne, 2005; Rayne and Ikonomou, 2005)。在國外生物性污泥 (Biological sludge) 或是下水污泥 (sewage sludge) 則可作為土壤改良劑，台灣因為污水下水道接管率逐年提升，也倡議將來可將污泥作為土壤改良劑，因此未來將面臨類似問題。此外，台灣有一獨特現象，即河川行水區被作為暫時垃圾堆置場之情況比比皆是，直到今日仍有不肖業者隨意傾倒事業廢棄物於河川中。因此，台灣地區之 PBDEs 有可能直接進入河川中，河水中之 PBDEs 因台灣河川坡陡流急及 PBDEs 本身之物理化學性質，而多半蓄積於河川中下游坡度較平緩河段或是出海口附近之底泥中。台灣西南沿海之沈積物中，其總 PBDEs (不含 BDE-209) 濃度最高可達 1.82 ng/g(Jiang et al., 2011)。同時可見 BDE-209 濃度均為總 PBDEs 之數倍至數百倍；此種現象在全世界均相當常見，如表 3-3 所示(Zhao et al., 2011)。

表 3-3 底泥中總 PBDEs (無 BDE-209) 與 BDE-209 濃度分布 (單位: $\mu\text{g/kg}$)

Location	ΣPBDEs^a	BDE-209	References
<i>Asia</i>			
Southwestern coast, Taiwan	BDL ^b -1.82	BDL-6.26	This study
Macao coast, China	0.6-41.3	6.7-149	Mai et al. (2005)
South China Sea, China	0.04-4.5	0.4-9.1	Mai et al. (2005)
Coast of Qingdao, China	0.12-5.5		Pan et al. (2007)
Coastal location, South Korea	0.05-0.90	0.22-493	Moon et al. (2007)
Tokyo Bay, Japan	0.05-3.6	0.89-85	Minh et al. (2007)
Osaka Bay, Japan	8-352		Ohta et al. (2002)
<i>America</i>			
Great Lake, USA	0.3-6.3	4-242	Song et al. (2004, 2005a,b)
San Francisco Bay, USA	BDL-212		Oros et al. (2005)
<i>Europe</i>			
Scheldt estuary, Netherlands	14-22	240-1650	Verslycke et al. (2005)
Spain	0.24-3.94	2.46-132	Eljarrat et al. (2005)
Portugal	0.5-20		Lacorte et al. (2003)
Rivers and estuaries, UK	1.3-1270	BDL-3190	Allchin et al. (1999)

^a BDE-209 not included.

^b BDL = below detection limit.

依據我國環境保護署環境檢驗所(以下簡稱環檢所)於 2005 年檢驗結果顯示，我國各河川魚體中之 PBDEs 濃度以二仁溪中之含量最高，可達 281 ng/g 脂質(行



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

政院環境保護署環境檢驗所, 2005)。依據田倩蓉教授等 2004-2008 年於 41 條台灣主要河川底泥中 PBDEs 污染濃度調查結果顯示：**二仁溪底泥中之總 PBDEs 濃度最高，可達 800 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (乾重)，淡水河次高(田倩蓉, 2008)，此檢測值與國際間之檢測值比較，已經屬於名列前茅，且以底泥與食物鏈之緊密關聯以及國土狹小且人口稠密之特性，可知國人之健康正遭受嚴重威脅。若以表 3-2 之水中溶解度觀察，某些 PBDE 同源物在底泥之土壤顆粒中可能以單獨相或吸附相之型態存在。**

另一項與環境宿命相關研究是有關逸度模式運算預測結果 (Fugacity modeling and prediction)，所謂逸度 (Fugacity) 係指一化學物質由某一相逸散進入另一相之趨勢程度，而逸度模式 (Fugacity Model) 主要利用其化學物質之逸度關係進行多種環境介質間的分佈情形預測。一般之逸度模式均採用加拿大 Trent University 之環境模式與化學中心 (Center for Environmental Modeling and Chemistry) 之逸度模式進行運算。該模式分為三種不同之層次 (Levels)，第三層次與前兩層次較不同處在於納入介質間之質傳速率，且介質間之平衡是非必要的，最接近實際環境情況。依據第三層次逸度模式針對 PBDEs 模擬之結果 (Fugacity modeling Level III) 之如表 3-4 所示 (CEPA, 2006)。若將 PBDEs 三等分分別釋放至空氣、水及土壤中則有將近六成 PBDEs 會蓄積在底泥當中。釋放到空氣中則大多蓄積在土壤中；若釋放至水中，則有 98.1% 蓄積在底泥中；若是釋放至空氣中則有 99.9% 蓄積在土壤中 (CEPA, 2006)。以台灣之特殊情況 (一般廢棄物與事業廢棄物均可能棄置於河床)，直接釋放至水體之比例相當高；而且通常污染土壤之面積與體積均遠大於底泥且較分散之情況，針對蓄積高濃度 PBDEs 且集中之底泥首先進行污染整治應屬事半功倍與當務之急，並且也較為經濟可行。

表 3-4 依據逸度模式 Fugacity modeling Level III 之模擬結果

釋放情形	預測分布情況 (%)			
	空氣	水	底泥	土壤
三等分釋放至空氣、水及土壤	0.2	1.2	59	40
100%釋放至空氣中	1.07	0.4	21	77.5
100%釋放至水中	8×10^{-5}	1.93	98.1	0.006
100%釋放至土壤中	6.1×10^{-7}	0.002	0.11	99.9

整治底泥污染有數種工法，目前國際間最盛行之方法不外乎浚渫法、挖出掩埋、挖出處理後掩埋、水中封閉掩埋、深海棄置、自然回復 (natural recovery)、現址加蓋 (capping) 與生物復育 (bioremediation)。浚渫法與挖出法耗費鉅資且容易造成污染底泥再懸浮而擴大污染面積；復以我國河川之坡陡流急、河道狹小且有疏洪要求以及近海漁場重要性，水中封閉掩埋、深海棄置與加蓋處理均不適合，只有自然回復與生物復育較為可行。生物復育又可分為植物整治 (phytoremediation) 與現址生物整治 (*in-situ* bioremediation)。因植物整治僅能以河岸及淺灘地為限，



無法有效降低河道中底泥之污染，現址生物整治為較全面性之整治工法。其他常應用於土壤與地下水之物理化學方法較未被應用，其可能之原因為一般所使用之藥劑或是吸附材均需在水相中進行，針對吸附於固相之污染物不易進行，且極容易因河水所稀釋而無法達到預期效果，除非有一項技術可以有效地應用污染物本身之物理化學特性，先減少其大部分質量，再將剩餘少數污染質量交由現地微生物進行生物分解而降低。

因此，本計畫提出藉由主要 PBDEs 同源物均具有超高之 K_{ow} 之特性，提供一奈米尺度之油相與超高之比表面積，在單位油質量之高碰撞頻率下，將底泥中之 PBDEs 重新分布於所提供之油相中，再將此油相與水相分離回收之。南韓學者曾嘗試以大顆粒之乳化液處理氯化有機物污染之土壤，其批次實驗之結果顯示：可有效去除 90.7% 之三氯乙烯 (10,000 ppm)、97.3% 之四氯乙烯 (4,000 ppm) 及 99.7% 之 1,2-二氯苯 (7,800 ppm) (Kwon et al., 2006)。由表 3-5 之數據可以看出 $\log K_{ow}$ 值愈高，水中溶解度愈低，乳化液之批次去除率愈高。經比較表 3-3 與表 3-5 之數據可發現：PBDEs 之 $\log K_{ow}$ 值遠高於表 3-5 中列出之所有有機物，且蒸氣壓與水中溶解度則遠低於表 3-5 中之有機物。可以推論得知：PBDEs 應該比上述氯化有機物更容易分布於油相中，既不容易逸散至空氣中，更不容易停留在水相之溶液中。因此，將奈米尺度油顆粒之乳化液（簡稱奈米乳化液）加入河川底泥當中，再適度擾動底泥以移除 PBDEs 之工程構想絕對是可行的，而且在本實驗室已經有初步先期回收研究成果。

表 3-5 特定氯化有機物之物理化學特性(Kwon et al., 2006)

有機物名稱	分子量 (g/mole)	$\log K_{ow}$ 值	蒸氣壓 (Pa, 25°C)	水中溶解度 (mg/l, 25 °C)	批次去除率
三氯乙烯	131.3	2.29	9,200	1,099	90.7%
四氯乙烯	165.8	3.40	2,467	200	97.3%
1,2-二氯苯	147.0	3.83	200	156	99.7%

本研究選定 PBDEs 目標污染物係針對我國底泥中 PBDEs 同源物之濃度高低以及對環境危害程度進行考量。由圖 3-3 可知，田姓學者等對我國六條河川底泥中之 PBDEs 同源物之濃度分布進行比較發現 BDE-206、BDE-207 與 BDE-209 必須分別乘以 0.1、0.1 與 0.01 方能與其他污染物一同比較，可見其質量可能佔總 PBDEs 之 98% 以上。參考表 3-1 中各商品化之多溴二苯醚中各種同源物之分布，不難發現此三者應均屬十溴二苯醚之污染。而其他未乘任何因子之同源物中以 BDE-47 與 BDE-99 較高，參考其他文獻後也發現 BDE-47 與 BDE-99 之環境濃度高也相對毒性大，故本研究之 PBDEs 污染物以 BDE-47、BDE-99 與 BDE-209 為目標污染物。



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

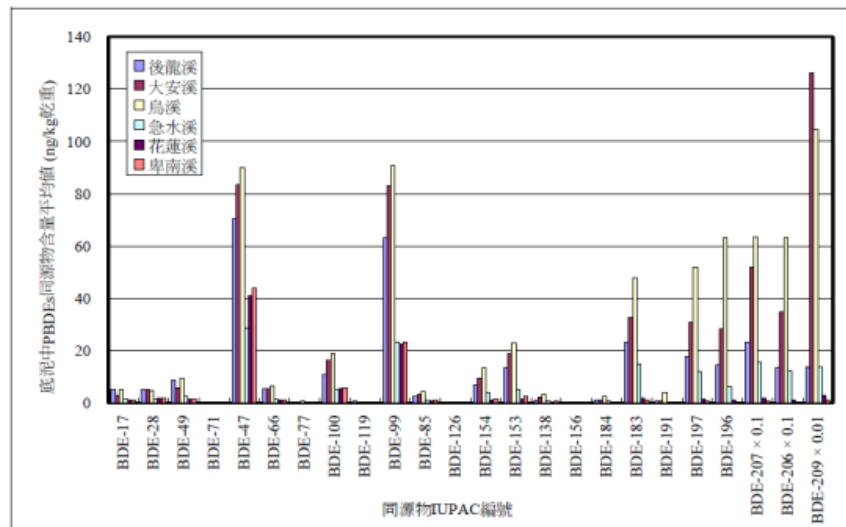


圖 3-3 年度河川底泥 PBDEs 同源物濃度分佈圖(田倩蓉, 2008)

奈米乳化液係指藉由適當之界面活性劑將油乳化成直徑 100 奈米以下之油顆粒後均勻分散在水相中之溶液，以食品級界面活性劑乳化食用油之乳化液已經在市面上銷售，作為地下水含氯有機溶劑污染整治之電子供應者，但其粒徑多在 500 奈米或是 1,000 奈米以上(Coulibaly et al., 2006; Long and Borden, 2006)。本實驗室已經完成食品級之奈米乳化液，食用油顆粒之粒徑介於 13 至 67 奈米(張書奇 et al., 2009) (見圖 3-4，動態散射光儀器量測結果)，經管柱傳輸研究發現，奈米乳化液在中細砂層中傳輸速度與離子溶液追蹤劑之傳輸速度相當，細砂層幾乎完全無法阻礙其在土壤孔隙中之傳輸速度 (見圖 3-5，管柱實驗結果) (張書奇 et al., 2009)。而以碰撞理論而言，顆粒愈小之奈米乳化液在相同質量濃度下有相對較高之機率與溶液中其他顆粒碰撞(Camp and Stein, 1943)。此外，在相同之質量下，較小顆粒乳化液具有較高之比表面積，可提供較多之表面供 PBDEs 進行油水兩相之間之重新分布 (Repartitioning)。因此，愈小之油顆粒愈能夠提高 PBDEs 進入油

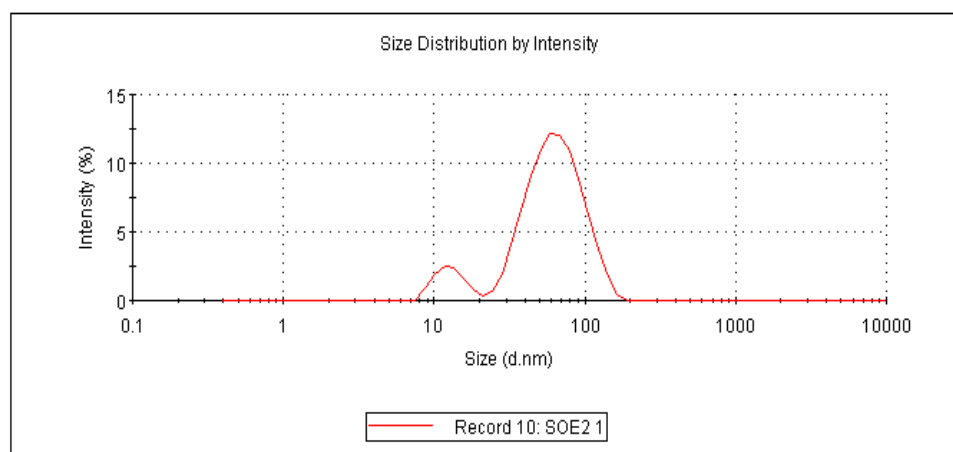


圖 3-4 本實驗室所製備之奈米乳化液之粒徑量測結果 (張書奇實驗室提供)

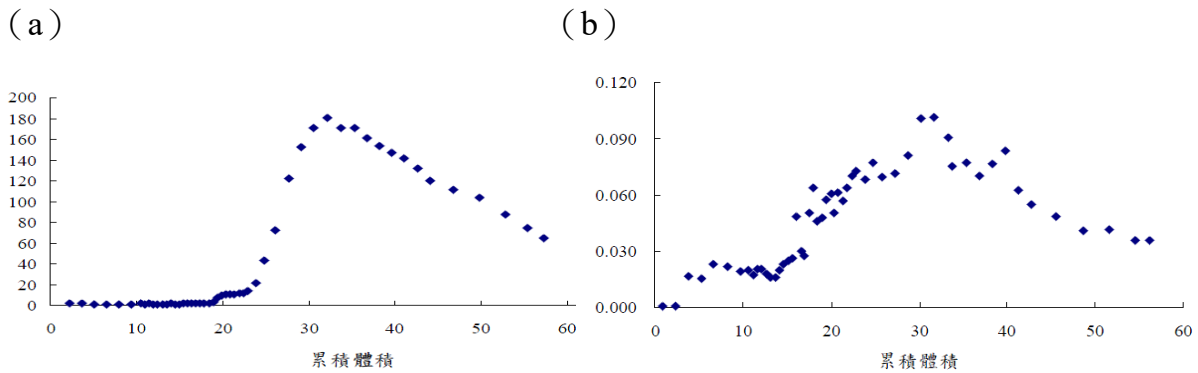


圖 3-5 溴化鈉追蹤劑（圖 a，縱軸為出流水導電度）與奈米乳化液（圖 b，縱軸為出流水總碳量）在細砂裝填之管柱中傳輸實驗結果（張書奇實驗室提供）

相中之速率，亦即同時具有動力學（Fast kinetics）與熱力學（Contaminant fugacity and emulsion metastability）之優勢。

本研究將藉由乳化液之超高碰撞頻率與較大比表面積，在適度之攪動下，使底泥中之 PBDEs 與乳化油顆粒接觸，因其本身之親油（疏水）特性而使其絕大部份質量溶入油顆粒中，也正因為 PBDEs 溶入油顆粒，可造成乳化液系統之不穩定，再藉著油顆粒與底泥土壤顆粒之碰撞而更加速破壞此乳化液之穩定達到油水分層之目的後，再進行表面油層之回收。如果油水分離速度過慢，則加入碳酸鈣或氯化鈣以提高硬度進行油水分離，將可有效促成油水分層。將表面之油份回收後，可有效濃縮 PBDEs 之濃度，再做後續之回收、焚化、固化或掩埋等相關處理。依 $\log K_{ow}$ 計算，油相中之 PBDEs 濃度應是其在底泥水相中之數十萬倍以至一百億倍，所以可有效去除底泥中之 PBDEs。剩餘未能回收之食用油可供現地微生物進行 PBDEs 還原脫溴作用所需之電子供應者（Electron donor）之用(Kanaly and Bartha, 1999)。

3.2.模場試驗背景說明

以下將針對進行模場試驗之底泥場址進行說明。本計畫已經選定南崁溪出海口彩虹橋東南側為試驗場址，也已經獲得桃園市政府水務局核發之使用許可。以下針對南崁溪污染底泥場址進行背景說明。

南崁溪為桃園市管理河川，發源於桃園市龜山區坪頂台地牛角坡一帶，流經龜山區、桃園區、蘆竹區及大園區，於竹圍漁港附近注入臺灣海峽，主流長約 30.7 公里，總流域面積約 214.6 平方公里。主要的支流包括茄苳溪、海湖溪、坑子溪、大坑溪、東門溪、楓樹坑溪等。流域範圍內人口密集、上中下游工商業均相當發達，但是污水下水道普及率不足，因而常年受到沿岸注入之生活污水與工業廢水污染，染整業、食品加工業、電子業、石化業等集中於中下游兩岸，致水質惡化。經政府加強管理及地方團體投入，南崁溪目前已逐漸改善。桃園地區位於台灣本



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

島之西北部，整體地形呈現由東南向西北傾斜，為海拔低於 300 公尺之台地地形，東北邊鄰接林口台地。桃園市內可區分為桃園、中壢、平鎮、伯公岡與湖口共五個台地（見圖 3-6a 中 A、B、C、D 及 E）。桃園台地群的地質特徵為一連串高度不一且呈階梯狀之第四紀台地；原本為古石門沖積扇一部，經造山運動而隆起；表層多紅土礫石層，東側以新莊斷層為本構造區與經第三紀造山運動為界之斷層（如圖 3-6b）。桃園台地群之地表為厚約 5 公尺之紅土被覆，因透水性不佳，故可造「埤」以蓄存雨水。紅土層往下為厚約 20~40 公尺之礫石層，分布於全區，上部地下水層為自由含水層。再往下則皆為較細顆粒的砂岩及頁岩的交互層，大致上有三個（含）以上的含水層，為此區之受壓含水層（江崇榮，2000；簡錦樹與林道國，1990）。南崁斷層地區細部地質可分為大南灣層、林口層、桃園層與沖積層。桃園層由紅土與礫石構成。礫石主要為矽質砂岩其中混有矽質黑色頁岩，膠結物為泥沙，或被鐵質溶液所浸染；紅土呈紅色或黃棕色。除人為開挖外，甚少有自然剖面出露。沖積層主要為砂、礫石及泥，分布在大嵙溪及南崁溪河床，此可能也是南崁溪河床有大量礫石原因之一。

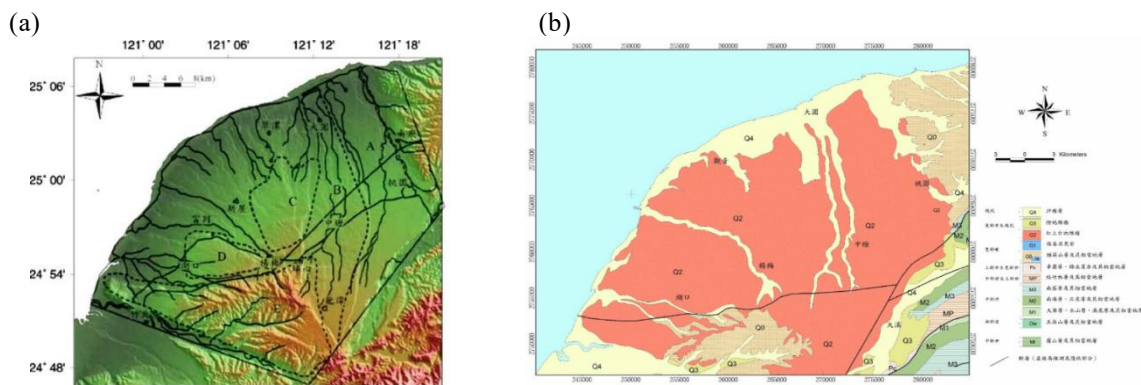


圖 3-6 桃園台地群相關位置(a)與區域地質圖(b) (中央地調所，2000)

南崁溪全河段水質多為中度污染（見圖 3-7），近五年來，在中游大檜溪橋、下游南崁溪橋與出海口處竹圍大橋 SS 介於 5.3-4,160 mg/L，BOD 介於 2.8-51.9 mg/L，DO 為 2.2-8.9 mg/L，NH₃-N 為 0.9-13.0 mg/L。整體而言，河水雖混濁，但並非完全墨黑色不透光之情形；且其污染趨勢除偶有突然大量排放（應屬意外事件）外，大致恆定，無明顯惡化之情形。經踏勘南崁溪，發現自南崁溪橋以下均佈滿礫石，無底泥可採，僅在出海口彩虹橋上游兩側有底泥可採，尤其是東南側匯流處有完整沉積的底泥（見圖 3-8 之預定場址）。實際選定之模場試驗位置之考量因子為：

（1）該場址為目前南崁溪下游之污染物濃度適合實施模場試驗之位置；（2）該河段底泥以接近出海口，因河水遭遇海水鹽度影響，重金屬污染物容易沉積，對污染河段而言具有代表性；（3）該處河水與底泥因污染程度較嚴重而較具代表性。



(a)



(b)



(c)

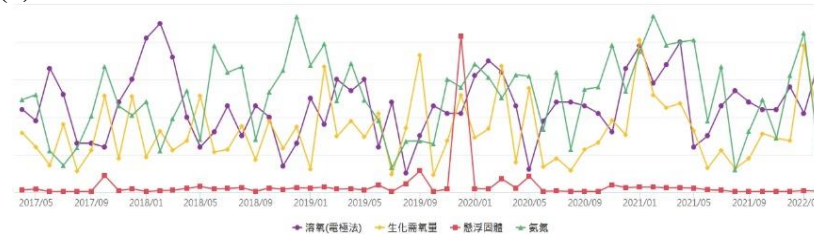


圖 3-7 近五年南崁溪污染趨勢圖：大檜溪橋 (a)、南崁溪橋(b)及竹圍大橋測站(c)

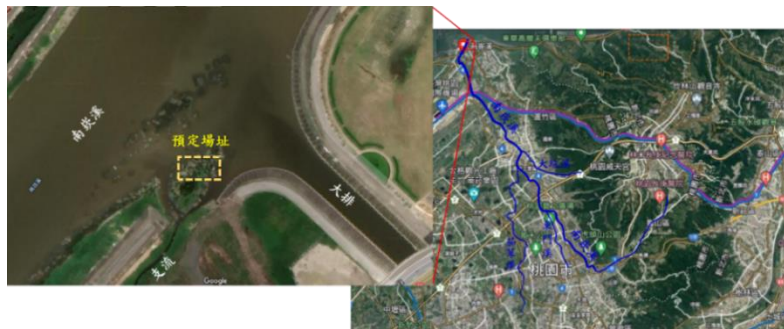


圖 3-8 南崁溪流域與模場試驗預定場址（摘錄自Google.com 並加以標示）

本研究團隊於 111 年 3 月於南崁溪彩虹橋上游匯流處東南側進行底泥採樣，經檢測分析發現 BDE-209 平均濃度為 0.58 mg/kg，最高者為 7.06 mg/kg，此最高濃度已經在全世界名列前茅（如圖 3-9a）。重金屬檢測分析 25 種（見附件四），所有樣品之汞均超出底泥指標上限值至少 34.8 倍，最高達 58.8 倍（見圖 3-9b）；為求慎重，再次進行查核分析，發現濃度可達上限值之 90 倍以上，確定遭受嚴重污染。由「 $1000 \times \text{BDE-209 濃度} / \text{汞濃度}$ 」比例等高線圖（見圖 3-9c）可見預定場址之中可以找到本研究所需不同比例之底泥，極適合做為高濃度汞對 BDE-209 生物降解之交互作用研究。本研究團隊在計畫開始時，已獲得桃園水務局用地許可（詳見附錄二）。



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

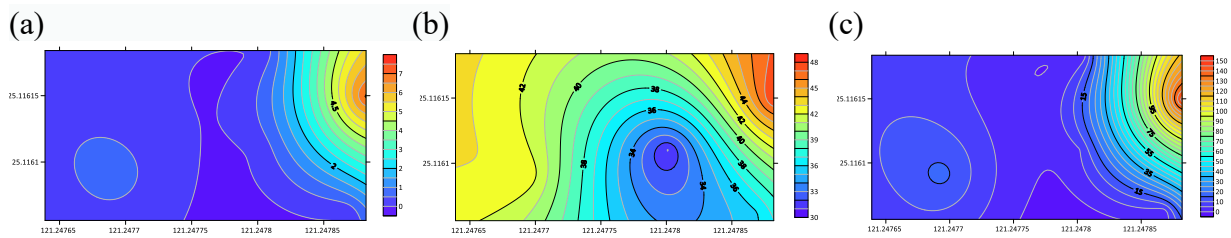


圖 3-9 底泥中 BDE-209(a)與汞(b)濃度等高線(單位 mg/kg)以及兩者比例(c)圖

3.3.專案之可行性、新穎性、進步性及未來性

本計畫所需要發展之技術均為延續性計畫之技術優化，此系列研究已獲得 4 項發明專利及發表 SCI 期刊 5 篇（見附件二），確定是必定可行。本計畫所使用之 4 項技術（見核心技術之技術成熟度表）前 2 項均於底泥或地下水中試驗成功，第 3 項已經在地下水完成試驗（SCI 期刊撰寫中），僅有第 4 項屬於本計畫嘗試在高汞濃度下進行 BDE-209 降解，目前也有足夠文獻支持其可行性，故整體計畫之可行性無庸置疑。

本計畫擬繼續研發之 ISPIE/BiRD 技術為本實驗室所首創並且首先發表，目前國際間尚無其他實驗室進行相關文獻報導。本計畫將結合人工智慧與宏觀基因體學大數據分析，此跨領域研究在國際間尚無任何報導，肯定是目前底泥相關研究中最為新穎之研究。新穎性也可由以往申請獲得之專利為一明證，本延續計畫所研發技術已經獲得 I658008、I684575、I718759 及 I769091 等 4 項中華民國發明專利，足以證明此技術之系列產出均具有新穎性。目前尚有 1 項專利審查中、1 項專利撰寫中，預計今年（112 年）底前應可獲得 5 項相關專利。本 2 年期計畫也預計將產出至少 1 項專利及至少 2 篇 SCI 期刊論文，各應具有新穎性。

未來性應指此技術研發是否在學術上可持續發表與實際整治市場具有技術移轉可行性，在學術上持續發表因前面所提到之新穎性與進步性，應屬水到渠成。而國際間多有先整治地下水與土壤，然後再進行底泥整治之趨勢，主要是考量污染物之流動性與持久性，地下水污染團之流佈可造成污染區域擴大而危及下游之受體並且可能造成賠償與整治經費倍增；而底泥污染物多是持久性且高 K_{OW} 值且低 K_H 值之污染物（如多氯聯苯、六氯苯、多環芳香烴、多溴二苯醚等），移動性低但可能快速進入食物鏈，因科技發展而逐漸能夠有效處理，所以進行底泥污染整治技術研發是具有未來性。近三年除台灣地區因原中油高雄總廠土水整治案將投入新台幣 260 餘億元之外，美國亦於 110 年 10 月通過之該國之基礎建設方案，其中將環境整治列為重要工作項目，預計 5 年之內投入 210 億美元（約合新台幣 6,195 億元）。本計畫目標污染物即為目前土壤及底泥整治之首要目標



污染物，若經研發且驗證成功，未來市場應用價值相當高。

3.4.國內及國外文獻評述

以下僅就國內及國外有關本計畫之研究情況與重要參考文獻，分節評述

3.4.1. 國內文獻評述

國內有關 PBDEs 之研究大致可分為檢測分析、動物及人體暴露研究與處理方法研究。以下分別敘述之。

- i. 檢測分析方面：國內最早進行 PBDEs 研究者為彭瑞華先生（其指導教授為鄭建業教授與黃金旺教授），早在 2002 年即完成環境基質中 PBDEs 以 GC-MS 檢測方法之研究(彭瑞華, 2002)。中央大學丁望賢教授與鍾尹如曾對海岸及河川底泥中 PBDEs 進行檢測，發現二仁溪底泥中之 PBDEs 濃度明顯高於北港溪及曾文溪，其中尤以 BDE-209 最高，達到 25.8 ng/g（乾重）(Jhong and Ding, 2008)。環檢所彭瑞華先生曾對焚化爐煙道氣中之 PBDEs 進行檢測，發現 BDE-49、BDE-99 及 BDE-28 佔大宗。環檢所也曾於 2004 年針對進行蘭陽溪、後龍溪、大甲溪、烏溪、八掌溪及鳳山溪六條河川及三條河川出海口，新竹香山河口、鹿港溪河口及二仁溪河口進行魚體樣品之 PBDEs 檢測，發現最低是蘭陽溪，而最高是二仁溪河口，可達 281 ng/g（脂質乾重）(Peng et al., 2007)。清華大學凌永健教授與賴萬豪先生曾對工作及居家環境中 PBDEs 濃度分佈及曝露量進行評估研究，研究結果顯示室內空氣部份，較美國與英國為低，但較西班牙、葡萄牙與比利時為高。室外空氣部份，較中國與英國為低，與日本相當(凌永建 and 賴萬豪, 2008)。中山大學李宗霖教授與江政傑先生於 2006 年曾對台灣西南海域沉積物中之 PBDEs 進行採樣檢測，發現在所有檢測之 PBDEs 中，BDE-209 之含量最高，總 PBDEs 介於 ND-1.82 ng/g 之間，最高值出現在二仁溪出海口西方海域中(江政傑, 2006)。李俊璋教授與陳重羽先生於 2005 年研究台灣地區 12 條河川 PBDEs 分布情形之結果顯示，底泥中 PBDEs 濃度介於 0.828-80.120 ng/g 之間，其中以八掌溪濃度最高（二仁溪未在研究範圍內），卑南溪最低，所有檢測之 PBDEs 中，BDE-209 之含量最高，BDE-197、BDE-47、BDE-183、BDE-99 次之；魚體中 PBDEs 濃度介於 1.280-33.724 ng/g（脂質乾重）之間，所有檢測之 PBDEs 中，BDE-209 之含量最高，BDE-47、BDE-100、BDE-154 次之(陳重羽, 2005)；李俊璋教授與林翊嘉於 2006 年研究台灣地區廢棄家電與電腦處理業 39 名勞工進行 PBDEs 暴露評估研究，其結果顯示：行政人員組、廢電子電器組與廢資訊物品組勞工血中 PBDEs 平均濃度分別為 48.11、39.22 與 128.13 ng/g（脂質乾重），明顯高於國外文獻中



之研究族群之血中 PBDEs 平均濃度；血液中 22 種不同之 PBDEs 成分中以 BDE-209 最高，BDE-197、BDE-153 及 BDE-47 等 PBDEs 次之(林翊嘉, 2006)。成功大學田倩蓉教授於 2008 年進行環保署 97 年度毒性化學物質環境流布背景調查資料計畫：針對台灣地區 41 條河川進行底泥中 PBDEs 採樣檢測結果顯示二仁溪之底泥中 PBDEs 總量濃度最高，最高濃度超過 800 ng/g，平均濃度超過 120 ng/g(田倩蓉, 2008)。

- ii. 動物及人體暴露研究方面：國立屏東科技大學趙浩然教授進行有關新生兒與 PBDEs 暴露之關聯性之研究，發現新生兒之體重減輕與 PBDEs 在母乳中之劑量有相當強之關聯，即體內劑量高者，其新生兒之體重明顯較輕；所檢測之 12 種 PBDEs 中，以四溴二苯醚 (BDE-47)、五溴二苯醚 (BDE-99 及 BDE-100)、六溴二苯醚 (BDE-153 及 BDE-154) 及十溴二苯醚 (BDE-209) 相對較高(Chao et al., 2007)；而針對體內暴露的研究指出，產前或新生兒接觸多溴二苯醚 (PBDEs) 之暴露將會影響甲狀腺激素和臍血中 IGF-1 之平衡(Shy et al., 2012)。國立高雄第一科技大學許曷奇教授曾針對四溴二苯醚 (BDE-47) 透過胎盤以致小鼠胚胎受到暴露之情況下，研究 BDE-47 對小鼠成長後自發性行為、學習與記憶進行研究，其研究結果顯示：成鼠記憶能力明顯受損，同時對神經發展也有毒性影響，且對雌鼠影響較雄鼠更為顯著(陳立瑋, 2009)。國立東華大學陳德豪教授從針對 BDE-47 對斑馬魚幼魚生長、發育、基因表現與蛋白質表現進行研究，發現 BDE-47 的確對斑馬魚幼魚成長、發育、CYP1A1 基因之表現與蛋白質之表現有影響(Cheng et al., 2008)。中原大學王雅玢教授曾針對母乳中 PBDEs 濃度與飲食習慣及人口統計之關聯，發現孕婦 BMI<22.0 kg/m² 者之 BDE-47 之濃度明顯高於 BMI≥22.0 kg/m² 者 (p=0.041)，食用甲殼類水生動物較頻繁者，其 PBDEs 總量濃度明顯高於較少攝食者 (p=0.002) (Wang et al., 2008)。國內成功大學陳陽益教授團隊曾以逸度模式針對台灣西海岸之 PBDEs 之環境宿命進行研究並提出結論如表 3-6 所示，其中 BDE-209 在土壤及底泥中之佔比各為 42.0%及 54.5%(O'Driscoll et al., 2016)，也證實本計畫針對土壤及底泥中 BDE-209 進行整治是極有意義的，已經概括 96.5%之 BDE-209。東華大學柯風溪教授團隊則是針對淡水河河系進行採樣分析發現可達 10,464 ng/g，其中 BDE-209 佔比為 40.5-99.8% (Cheng and Ko, 2018)，此結果已再次證實針對 BDE-209 進行整治技術研發具有相當重要意義。台灣大學施養信教授團隊針對台灣北部某 PBDEs 土壤污染場址進行 4 年調查發現表土中之 BDE-209 佔比為 91.1-97.1% (即 BDE-209/[BDE-206+BDE-207+BDE-209])且 BDE-209 佔比有逐年升高之趨勢，急需有效整治(Chou et al., 2019)。其他研究較偏重於醫學方面之研究，將不贅述。



表 3-6 台灣西海岸 PBDEs 之環境宿命推估結果

Congener						
Compartment	BDE-47		BDE-99		BDE-209	
	Mass [kg]	Percent	Mass [kg]	Percent	Mass [kg]	Percent
Air	0.286	2.32	0.269	0.786	6.96	1.98
Water	0.528	4.28	1.36	3.97	5.57	1.58
Soil	10.0	81.2	19.3	56.4	148	42.0
Sediment	1.51	12.2	13.3	38.9	192	54.5
Total	12.3	100	34.2	100	352	100

- iii. PBDEs 之處理方面：台灣大學王一雄教授曾以南港溪與二仁溪之底泥中之厭氧微生物進行四溴二苯醚(BDE-47)、五溴二苯醚(BDE-99 及 BDE-100) 及六溴二苯醚(BDE-153 及 BDE-154) 之生物降解實驗，經過 70 天之批次反應顯示，五種 PBDEs 之減量均小於 20%，顯示 PBDEs 在台灣河川底泥之厭氧環境中可能不易快速進行厭氧生物降解(Yen et al., 2009)；但以 70 天進行厭氧生物分解，可能研究觀察之時間稍有不足。東吳大學張怡塘教授曾針對 BDE-209 以混合菌群進行好氧降解，發現此混合菌群在有紫外線或無紫外線照射之情況下均能降解十溴二苯醚(BDE-209)，其降解之產物分佈於三至七溴二苯醚之間；此研究之結果相當特殊，因為少有好氧菌群能夠有效進行高度溴化之二苯醚(如八至十溴二苯醚)之還原脫溴作用(廖怡芬 et al., 2009)。台灣大學施養信教授曾以奈米零價鐵進行十溴二苯醚(BDE-209)之降解研究，發現在 40 分鐘內可有效降解達 80%，效果相當好；但在實場應用時，恐有其他物種競爭，而不易達到此效果，如二仁溪底泥中之 PCBs 及 PAHs 之濃度均為 PBDEs 之十倍至千倍以上(戴侑宗, 2006)。東吳大學張碧芬教授團隊曾經在實驗室中嘗試以底泥微生物菌群進行 BDE-209 之厭氧生物降解，發現再添加零價鐵之情況下比未添加者為佳並可在約 60 天內完全降解(Yang et al., 2017)。

綜合以上國內研究結果，我國底泥樣品中，BDE-209(十溴二苯醚)常是所有 PBDEs 中濃度最高者，而二仁溪底泥中 PBDEs 濃度是國內所有河川中最高者；無論在魚體或人體中所累積之 PBDEs 中，BDE-209 通常最高，而 BDE-47(四溴二苯醚)、BDE-99(五溴二苯醚)、BDE-153(六溴二苯醚)及 BDE-154(六溴二苯醚)也相當常見，依據 La Guardia *et al.* 研究顯示市售之兩種廠牌之五溴二苯醚所有成分中以 BDE-99(44.8%及 48.6%)及 BDE-47(38.2%及 42.8%)最高，所以 BDE-99 與 BDE-47 可能並非降解產物，而是生物累積之結果，大部分之分析結果中，BDE-47 均高於 BDE-99，其原因不明，有可能是 BDE-47 之蒸氣壓較低，而有較高之生物可及性(Hites, 2004)。而 BDE-153(5.44%，5.32%)及 BDE-154(4.54%，2.68%)也在市售之兩種廠牌之五溴二苯醚所有成分中名列第四至第五



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

高之成份，而 BDE-209（十溴二苯醚）佔市售之十溴二苯醚之絕大部份（96.8% 及 91.6%），也佔其中一廠牌之八溴二苯醚之 49.6%，而多組動物實驗均證實十溴二苯醚在環境中並不易分解，也支持此一推論。而這五種 PBDEs 在台灣河川底泥之厭氧環境中可能不易快速分解(Yen et al., 2009)，但 BDE-209 在某些好氧環境下可能可以被分解，在特殊實驗室環境下也可能被奈米零價鐵快速分解。國內在 PBDEs 處理方面目前在起步階段，已有少數幾位教授在進行實驗室中生物降解與物理化學處理之研究。國內目前對於以奈米乳化液快速移除 PBDEs 及促進微生物降解方面之研究仍付之闕如，本研究之結果可補足目前相關研究之知識空缺（Knowledge gap）。

3.4.2. 國外文獻評述

國外有關 PBDEs 之研究也大致可分為檢測分析、動物及人體暴露研究與處理方法研究。以下分別敘述之。

- i. 檢測分析方面，國外起步甚早，相關之分析方法文獻至少可以回推至 1979 年，DeCarlo 在 40 件人體毛髮樣品中，檢測到兩件具有 PBDEs 之濃度，最高可達 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ （乾重）(DeCarlo, 1979)。1986 年瑞士之 Buser 博士發現在 PBDEs 之燃燒產物中有多溴戴奧辛與多溴呋喃之存在（約佔產物之 10%），於進行產物分析之同時，他以高解析度之氣相層析質譜儀（HRGC-MS）分析 PBDEs 中各種同源物(Buser, 1986)。動物及人體暴露研究方面，過去三十餘年來，北美洲、歐洲及亞洲歷年之檢測分析結果見圖 3-10a。一般而言，人體中濃度為北美洲>歐洲>亞洲；同時體內濃度逐年升高（似乎有指數性成長之趨勢），濃度倍增時間約為 4.9 年（即每 4.9 年即升高一倍）；在過去 30 年之間，人體中 PBDEs 濃度大約增加 100 倍，而且北美洲倍增時間較其他地區更短(Hites, 2004)。將北美與歐洲人體樣品加以比較之結果發現北美洲之母體血液中之濃度大約是瑞典的 10 倍，在所有樣品中所得之總 PBDEs 濃度數據加以比較如圖 3-10b，以總 PBDEs 濃度為分母之情況下，將各同源物濃度以百分比方式呈現。因 BDE-209 在 2000 年前之分析經常被忽略（因樣品分析技術困難），所以無數值並不代表 BDE-209 不存在。其中最為可信者為底泥樣品中 BDE-209 為最大宗（多為 2000 年之後之分析結果），此點與台灣地區之底泥採樣分析結果類似。全世界底泥採樣結果摘要彙整如表 3-7 所示(Allchin and Boer, 2001; Allchin et al., 1999; Dodder et al., 2001; Hites, 2004; K et al., 1992; Lacorte et al., 2003; Sellström et al., 1998; Zegers et al., 2003)。其中，河川底泥採樣結果，BDE-209 百分比可達 55.3-98.8%，其可能原因為 BDE-209 一旦進入河川中即吸附在土壤顆粒中，其

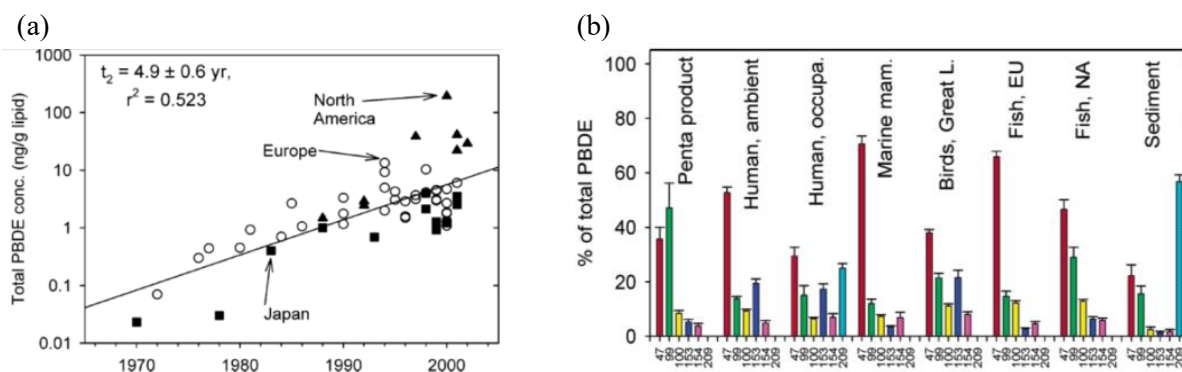


圖 3-10 (a)北美洲、歐洲及日本歷年總 PBDEs 檢測結果(Hites, 2004)，▲為北美洲樣品，○為歐洲樣品，■為日本之樣品（橫軸為公元紀年，縱軸為總 PBDEs 濃度，單位為 ng/g 脂質）；(b)同源物之成份百分比比較，由左至右依序為市售之五溴二苯醚、一般人體樣品、職業暴露人體樣品、海生哺乳動物、五大湖區鳥類、歐洲之魚類、北美之魚類及底泥樣品(Hites, 2004)

表 3-7 世界各地之底泥中 PBDEs 同源物分布情形

location	type	date	reps	47	99	100	153	154	209	ΣPBDE	% 47	% 99	% 100	% 153	% 154	% 209
Sweden	rivers	1995	7	56.6	14.9	13.7			7100	7190	0.8	0.2	0.2			98.8
U.K.	rivers	1996	27	8.47	14.9					23.3	36.3	63.7				
Netherlands	rivers	2000	22	1.10	0.60				22.0	23.7	4.6	2.5				92.8
U.K.	rivers	2000	7	3.80	7.10				16.0	26.9	14.1	26.4				59.5
U.K.	rivers	2000	15	7.20	9.60				119	136	5.3	7.1				87.6
U.K.	rivers	2000	6	0.24	0.22				0.57	1.03	23.3	21.4				55.3
Portugal	rivers	2001	32	0.39	0.40	0.24				1.02	37.9	38.9	23.2			
averages				2.48	1.82	0.84	0.19	0.23	359	203	32.2	22.6	3.6	1.9	2.5	82.5
standard errors				1.58	0.67	0.76	0.13	0.16	337	189	5.8	4.2	1.3	0.9	1.1	3.6
geometric means				0.18	0.18	0.05	0.03	0.06	5.67	1.02	13.4	12.1	1.9	1.1	1.5	80.1

備註：表頭由左至右分別為地區、樣品形式、時間、樣品數、BDE-47 濃度、BDE-99 濃度、BDE-100 濃度、BDE-153 濃度、BDE-154 濃度及 BDE-209 濃度、總 PBDEs 濃度、BDE-47 濃度百分比、BDE-99 濃度百分比、BDE-100 濃度百分比、BDE-153 濃度百分比、BDE-154 濃度百分比及 BDE-209 濃度百分比

生物可及性可能遠較其他 PBDEs 低，故能持續累積，此外依照樣品之年代與濃度作圖，可以發現底泥中之濃度倍增時間約為 3-4 年(Hites, 2004)，但於 1985 年以後有較為緩慢之趨勢，以瑞典及美國五大湖區樣品之濃度分析，其倍增時間拖長為 8-9 年(Hites, 2004; Li et al., 2006)。Guan 等於 2009 年針對珠江三角洲八個主要出海口一帶檢測底泥中之 PBDEs，發現在底泥中之固相中之濃度以 BDE-209 最高，BDE-206 及 BDE-207 次之；溶解相中之 PBDEs 以 BDE-209 最高，BDE-207、BDE-47 及 BDE-99 次之(Guan et al., 2009)。

- ii. 動物及人體暴露研究方面：Frederiksen 等曾就近年來之人體暴露途徑研究進行文獻回顧，同時對外部路徑（如灰塵、飲食及空氣）與內部路徑（母乳與血液）之暴露進行比較。由於 PBDEs 具有高度親油性而容易累積在脂肪組織，因此食物鏈中較高層消費者之魚類及生物脂肪含量較高之油製品均含有相對較高濃度之 PBDEs，食用或使用這些製品是人體暴露之重要途



徑。此外，家中灰塵可能是室內暴露之主要來源，而食入含有高濃度 BDE-209 似乎是最主要之暴露途徑。對學步期之幼兒而言，因其食入較多家中塵土而體內濃度顯然高於成人，尚未斷奶之嬰兒則以母乳為最主要之暴露途徑。北美地區人體之內部暴露之劑量比歐洲與亞洲約高出十倍，此差異無法完全以飲食差異解釋，因為只有少數幾種肉類在北美地區之 PBDEs 濃度較高，但北美之室內空氣與灰塵中之 PBDEs 濃度則為歐洲與亞洲之十倍以上，似乎較能解釋人體劑量之差異。近來發現母體血與臍帶血中 PBDEs 之同源物比例也有隨時間演變之現象，與母體血液相比較，臍帶血中之 BDE-209（特別是胎盤中）之比例愈來愈高(Frederiksen et al., 2009)。家貓因有舔舐毛髮之習慣，也可能因此食入較多家中塵土，經研究發現其血液中平均 PBDEs 濃度約為一般美國成人血液中平均 PBDEs 濃度之 20-100 倍，因此居家塵土有可能是相當重要之人體暴露來源(Dye et al., 2007)。在一般環境中之其他生物之暴露相關研究方面，斑馬魚 (*Danio rerio*) 之研究也發現幼魚可由母系之血液中承受母體血液中之 PBDEs，所檢驗之八種 PBDEs 在所有樣本中均可發現(Nyholm et al., 2008)。大鼠動物實驗中顯示其具有擾亂懷孕中母鼠胚胎之性別發展，導致雌性化或是雌雄同體之情況(Lilienthal et al., 2006)。在河川底泥中之 PBDEs 可干擾魚類之內分泌系統，造成雄魚之雌性化(Buxton, 2006; Hotchkiss et al., 2008)。

- iii. 在生物分解部份，PBDEs 被證明可進行好氧生物分解及厭氧生物分解。加拿大之維多利亞大學 Whale 教授團隊曾在 2003 年針對 4,4'-二溴二苯醚進行厭氧微生物降解實驗，發現在固定膜之柱流式生物反應器 (Plug flow bioreactor) 中，以停留時間 3.4 及 6.8 小時之條件下，可將上述之二溴二苯醚生物分解為 4-單溴二苯醚及二苯醚，且由實驗觀察得知，4,4'-二溴二苯醚分解為 4-單溴二苯醚為速率決定步驟，一旦成為 4-單溴二苯醚後，可迅速分解為二苯醚(Rayne et al., 2003)。中國學者研究指出十溴二苯醚的生物降解受有氧生物轉化之影響，在中國廣東省廉江市河之底泥中發現具十溴二苯醚脫溴能力之好氧菌株 DB-1，此 DB-1 可以有效利用碳源、乳酸、丙酮酸和醋酸來降解十溴二苯醚(Deng et al., 2011)。瑞士之 Kohler 教授之團隊曾經以生活污水污泥之菌群進行 DecaBDE (十溴二苯醚) 之生物降解實驗，發現降解速率非常慢，實驗必需持續超過 70 天以上才能觀察到較明顯之九溴二苯醚之生成，據其估計十溴二苯醚在該實驗系統中之半衰期 (Half-lives) 約為 700 天 (有馴養情況下) 及 1,400 天 (未馴養情況下)(Gerecke et al., 2006)。加州大學柏克萊分校之 Alvarez-Cohen 教授之研究團隊在 2006 年以 *Dehalococcoides ethenogenes* 195、*Dehalococcoides* sp. Strain BAV1、*Dehalococcoides ethenogenes* EC195、*Dehalococcoides* spp. (ANAS 菌群)



及 *Sulfurospirillum multivorans* (DSM #12446) 等菌株及菌群進行 DecaBDE 及 OctaBDE 生物降解實驗，發現所有實驗組均須經過約3個月後，方能見到較明顯之降解結果，經過連續12個月之實驗，*S. multivorans* 與 *D. spp.* (ANAS 菌群) 可部份降解 DecaBDE 及 OctaBDE，*S. multivorans* 可將 DecaBDE 降解為 Hepta-及 Octa-BDEs，但是 *S. multivorans* 無法降解釋市售之八溴二苯醚混合物；相對地，*D. spp.* (ANAS 菌群) 則可將八溴二苯醚混合物降解為 Hepta-至 Di-BDEs，但無法降解十溴二苯醚(He et al., 2006)。該研究團隊針對微生物在厭氧條件下降解 PBDEs 之路徑歸納如圖3-11所示(Robrock et al., 2008)。PBDEs 好氧生物分解方面，Schmidt 等人曾於1992及1993年以 *Sphingomonas sp.* 對 PBDEs 之好氧生物降解進行實驗，發現 *Sp. sp.* 菌株群可有效降解一溴二苯醚及二溴二苯醚，*Sp. sp.* SS3可降解4-單溴二苯醚而 *Sphingomonas sp.* SS33 可降解4,4'-二溴二苯醚但無法以其為生長基質。該團隊復於2007年進行 *Sphingomonas sp.* PH-07對 PBDEs 之好氧生物降解進行實驗(結果如圖3-12所示)。發現此菌株可部分降解4-單溴二苯醚、2,4-二溴二苯醚、4,4'-二溴二苯醚及2,4,4'-三溴二苯醚，但無法降解2,4,6-三溴二苯醚。加州大學柏克萊分校之 Alvarez-Cohen 教授之研究團隊在2009年發表了好氧條件下分解四溴、五溴及六溴二苯醚之結果，該團隊所使用之菌種為多氯聯苯分解菌 *Rhodococcus jostii* PHA1 及 *Burkholderia xenovorans* LB400、以及相關菌種 *Rhodococcus sp.* RR1 與乙醚分解菌 *Pseudomonas dioxanivorans* CB1190，結果發現前兩者皆可分解一至五溴二苯醚 *Burkholderia xenovorans* LB400則可分解六溴二苯醚，溴數愈高分解程度愈低；後兩者則只能分解一至二溴二苯醚。比較此結果與國內張怡塘教授團隊之結果相較，張怡塘教授之菌群可分解 BDE-209(廖怡芬 et al., 2009)，此發現較中國大陸學者之發現更早。

- iv. 非生物分解研究部分，加拿大之維多利亞大學 Whale 教授團隊曾在2002年針對4,4'-二溴二苯醚進行光化學降解(Photochemical degradation)實驗，發現300 nm之紫外線可將4,4'-二溴二苯醚光解脫溴為二苯醚，但不會形成聯苯類物質。Li 等在2007年曾以附著於樹脂上之奈米零價鐵進行 BDE-209之分解研究，發現 BDE-209可在八小時之後完全分解為較低溴數之溴化二苯醚，在五天以內所有七溴以上溴化二苯醚均已消失，其動力學探討結果為 Pseudo first order(Li et al., 2007)，此結果與國內台灣大學施養信教授在2006年以奈米零價鐵還原降解十溴聯苯醚之研究所得之結果相較，施養信教授研究團隊之結果似乎更佳(戴侑宗, 2006)。Keum 與 Li 於2005以非奈米尺寸零價鐵進行，但結果不盡理想(Keum and Li, 2005)。北京大學彭劍飛等則針對 BDE-47在五種不同之自然土壤中之脫附進行初步研究(Jian-fei et al.,



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

2009), 中國理工研究院學者以二氧化鈦附著於高嶺土進行降解反應, 效果相當好, 但要應用於底泥整治仍有障礙(An et al., 2008), 清華大學李等學者則以光降解界面活性劑中之 BDE-47發現在90分鐘以內, 可降解約70%總PBDEs (含 BDE-47及其光降解產物)。因此, 國外文獻也尚無任何以奈米乳化液處理 PBDEs 之報導, 本研究對國際間對於 PBDEs 污染底泥整治相關領域將具有重大貢獻。

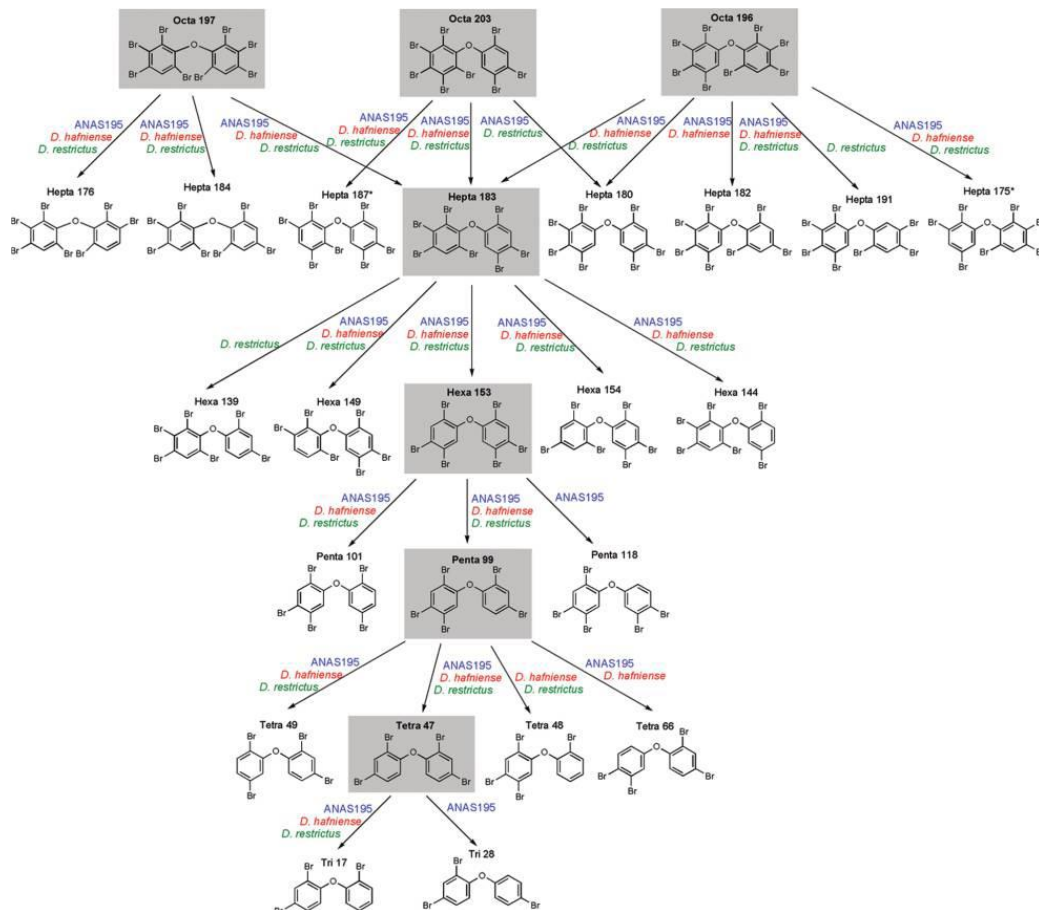


圖 3-11 PBDEs 厭氧生物降解之路徑，灰色網底者為實驗起始基質

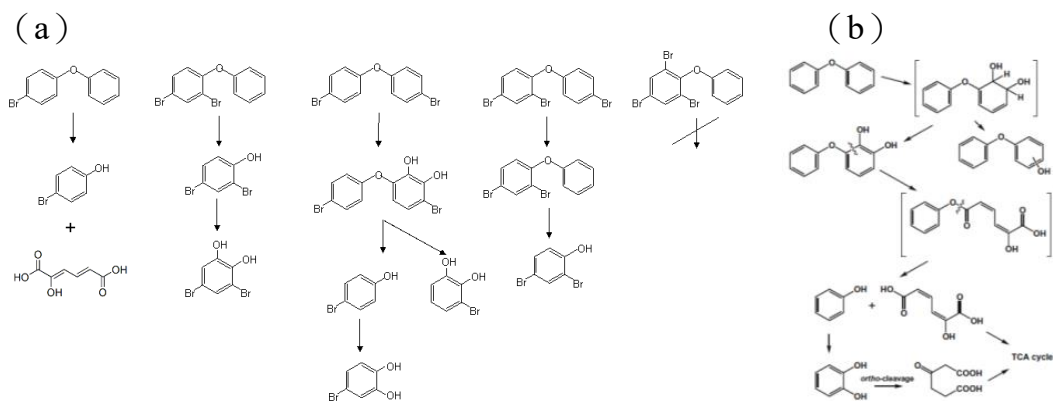


圖 3-12 PBDEs 在好氧條件下以 *Sphingomonas sp.* PH-07 生物降解之路徑(a), 依 Kim et al. (2007)之說明自行整理繪製及 BDE 在好氧條件下以 *Sphingomonas sp.* PH-07 生物降解之路徑(b), 摘自 Kim et al. (2007)



目前針對底泥污染整治方面，國內技術發展尚處於嬰兒期，國外則有相當多場址已經進行整治，其中較為常見者有疏濬法（dredging）、水域掩埋（confined disposal facility）、自然回復（natural recovery）、水下掩埋（confined aquatic disposal）、現址加蓋處理（in situ capping）及深海棄置（deep ocean dumping），如圖 3-13 所示(Adriaens et al., 2006)。較早期經常使用者即為疏濬法（dredging），此方法是將高污染濃度之底泥挖除，將其運送至合格處理機構處理（如掩埋場）或是經過處理後進行深海棄置，但此方法在挖除時容易造成高污染濃度之底泥揚起，隨河水向下游及側面擴散遷移，造成污染面積擴大。因疏濬法有上述缺點，故發展出就地掩埋處置法，亦即在高污染地點附近構築鋼筋混凝土結構，進行掩埋後即封閉之，可分為水域掩埋與水下掩埋，即受污染之底泥不再挖除處理，而是在污染地點附近進行最終處置，並未加以處理。自然回復法則是針對可以進行生物性或非生物性之自然降解者，方可使用。現址加蓋處理為近十年來國外應用最廣之方法，即在污染底泥之上方鋪設加蓋物，希望能夠降低底泥之生物可利用性與遷移擴散程度，通常在河道寬廣且流速較緩之情形下較為適用，因加蓋物容易受到下方厭氧微生物產氣作用之影響而鼓起或是受到洪水侵襲失去錨定而破壞。近年來也有在加蓋物下方加入奈米零價鐵進行主動處理之例子，稱之為主動式加蓋處理（active capping）；此外，也有將飛灰或是活性碳吸附物質加入底泥中以降低其生物可利用性之研究(Burgess et al., 2009; Jonker et al., 2009)。但以台灣之河川多為河面狹窄，坡陡流急，且每年均有數次颱風及較高頻率之暴雨侵襲之氣候條件，以上方法大多無法有效適用，茲列表如表 3-8 所示，故應另謀有效積極之處理方法。

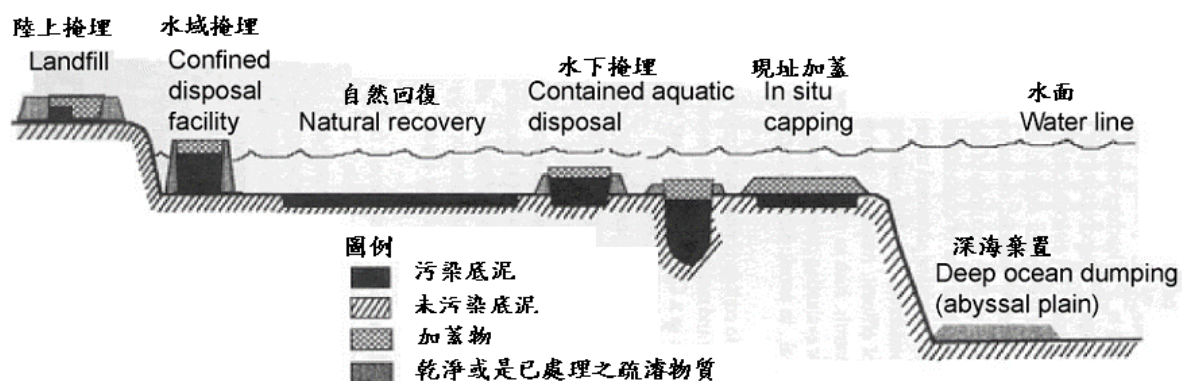


圖 3-13 國外目前所使用之底泥整治工法 (Adriaens, et al., 2006)



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

表 3-8 目前國際間使用之底泥整治方法在台灣之適用性評價

整治方法	對我國河川底泥之適用性				整體 評價	備註
	河道 狹小	坡陡 流急	暴雨 頻仍	污染 廣泛		
疏濬法	中	低	低	低	低	高濃度大範圍污染，後續處理成本過高且可能擴大污染。
水域掩埋	低	中	中	低	中低	河道狹窄而不適用。
自然回復	中	中	中	中	中	因河川底泥污染物通常為難分解污染物。
水下掩埋	中	低	中	低	中低	河道狹窄且淺故較不適用。
現址加蓋	中	低	低	中	中低	因坡陡流急及暴雨容易損壞。
加入吸附物	中	低	低	中	中	因坡陡流急及暴雨容易冲刷流失，除非如本計畫所使用之奈米氧化鐵具有快速動力學及可進行磁性回收之特性。
深海棄置	中	中	中	低	中	我國政策不鼓勵海洋棄置之最終處置且疏濬時可能擴大污染。
ISPIE/BiRD	高	中	中	高	高	

3.5. 目標及內容

本計畫為 2 年期計畫，各年度目標及內容簡述如下。

3.5.1. 第 1 年計畫目標

- i. 底泥預先採樣與分析：在進行研究前，應先採集現地樣品進行分析，以了解目前污染現況。
- ii. 模場場址使用許可申請：應行政院環保署要求，須先取得使用許可，才能申請本計畫，南崁溪為桃園市管河川，有別於中央管之二仁溪屬於水利署，南崁溪主管單位為桃園市政府，須向桃園市政府水務局申請使用許可後，方可使用。
- iii. 實驗室批次實驗：將應用田口方法進行批次實驗，預計收集 5 個時間點之數據，將同時進行 BDE-209、汞及其他 24 種重金屬之定量。
- iv. 管柱實驗：將先施行 ISPIE 之後，繼續監看後續 BiRD 之生物整治部分，同時檢測 BDE-209、汞及其他 24 種重金屬。
- v. 人工智慧應用分析：將上述所有水質資料彙整並完成機器學習測試。
- vi. 模場預先構築與測試：已經完成設計，但因第 1 年經費大幅刪減且要求於 111 年 12 月 31 日前須完成計畫經費 70% 之報銷，但因人事費無法提前報銷，導致耗材費幾乎都必須在 111 年 12 月 31 日前完成報銷，已無經費可以製作模場設施，須待明年計畫經費獲得補助後才施作。



vii. 第 1 年成果發表：將按計畫進度進行發表。

3.5.2. 第 2 年計畫預定目標

- i. 模場設施預先構築與測試：將於枯水期（11 月-隔年 4 月）來臨前完成所有模場試驗所需設施之構築及測試，並製作足夠數量。
- ii. 模場試驗：由於枯水期，南崁溪出海口風大，現場煮沸乳化也相對困難，將於實驗室中進行 ISPIE 操作後，再將完成 ISPIE 操作之管柱置入現場之底泥中，繼續監看後續 BiRD 之生物整治部分，預計進行 70 天完成 1 次模場試驗，預計採 5 個時間點，共計 8 組條件（FBK、FNR、FBS、FBA、WBK、WNR、WBS 及 WBA），每組有 2 重複管柱及上下管柱共 4 個樣品。故有 $8 \times 4 \times 5 = 160$ 個樣品，（預計需要 160 個樣品 $\times$ 5,500 元/個樣品 = 880,000 元），才能完成一次 TGS 資料收集，並產生 192 個資料集。為收集足夠之數據，必須進行第 2 次模場試驗並定序第 2 批之 160 個樣品，以產生總共 384 個資料集（TGS 需要 1,760,000 元）。
- iii. 人工智慧應用驗證：由於第 1 年數據量實在太少，無法進行有效之機器學習，故需要增加數據量，才能完成機器學習應用及其驗證。按第 ii 點所言，以目前所使用之 Auto-sklearn，應可找到較佳之機器學習模式，進行機器學習。如果仍然無法產生自主機器學習之模式（由模式自行尋找適當特徵值），將沿用以往部分人工指引方式進行機器學習，即以統計方式先行計算各個 ASV 之 R^2 ，再以人工選擇較具影響力之 ASV 開始進行機器學習，在擁有較多資料集情況下，就必定可以完成機器學習研究。
- iv. 第 2 年成果發表：將按計畫進度進行發表。



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



第4章. 研究方法與過程

章節摘要：本章針對本計畫相關研究方法與過程，如底泥樣品分析、菌種馴養、實驗室分析、管柱內相反轉回收實驗、管柱內加蓋處理實驗、加蓋後持續監測實驗、成果發表與報告撰寫以及工作進度與甘特圖進行介紹並分段說明。

4.1. 研究方法及原因

本計畫為2年期計畫，以下將敘述第1年計畫施行方法、預計可能遭遇之困難及解決途徑，貴重儀器使用情形將於本章節最後綜合敘述，協同計畫主持人吳俊霖老師則是負責人工智慧深度學習部分。計畫主持人則是負責整體計畫構思、實驗設計、實驗室內所有實驗測試之監督執行、資料彙及成果彙整，並且居間協調整體計畫之順利進行。除每季開會一次進行研究協調及進度查核外，也將建立專屬 Line 群組以便隨時聯繫協調。第1年部分將依序說明現場採樣方法、菌種馴養、批次實驗、田口實驗設計、管柱實驗、化學分析、生物分析、模場設置與初步採樣等；第2年部分將依序說明模場試驗執行方法、模場規模及相關配套措施則先不在此贅述。

4.1.1. 底泥預先採樣與分微生物預備

為確定實驗室結果確實能夠在現場實現，將先進行微生物菌種預備之工作，說明如下。

4.1.1.1. 底泥採樣

底泥採樣將依據行政院環境保護署底泥採樣方法 (NIEA S104.30C) 進行底泥表面下 0-15 公分之採樣。抓取採樣將以一般不鏽鋼製勺子進行採樣，土心採樣工具將以計畫主持人實驗室所自行組裝之管柱採樣器進行。此採樣器構造簡述如下，採樣管之管柱材質為透明 PVC 管，上方有加裝一逆止閥，供壓入採樣管之河水流流出且採樣管柱仍可順利壓入底泥。管柱直徑為 1.5 英吋，為避免因 PVC 材質對有機物檢測結果之影響，樣品在現場除進行加藥與並立即加蓋保持厭氧外，待運送至計畫主持人實驗室時，當日即於厭氧箱中進行樣品分裝，以 1 英吋不鏽鋼套環套於管柱之一端，並將底泥推出，於推出過程中，切除外部與 PVC 接觸之底泥或土壤作為重金屬分析之用，內部之未接觸底泥或土壤則作為分析有機物之用。本計畫預計進行預先採樣 2 次，以及模場設置及採樣 1 次。

4.1.1.2. 菌群馴養



南炭溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

由現地採回樣品，底泥或土壤微生物在厭氧環境下經馴化增殖培養處理後，作為脫氯實驗之微生物來源，目前處理方式如下：於厭氧操作箱內取 400 mL 底泥放入含 400 mL 厭氧培養基的容量 1.0 L 血清瓶中，培養基成分為 1.0 L 之無菌水 (pH 7.1) 中含 KH_2PO_4 0.35 g、 K_2HPO_4 0.27 g、 NH_4Cl 2.7 g、 $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.10 g、 $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.10 g、 $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.02 g、Yeast Extract 5.0 g 以及 Resazurin sodium 0.005 g (氧化還原指示劑)。此外，為能夠保留特定脫氯菌群，也將使用可以有效培養 *Dehalococcoides* spp. 之培養基，簡述如下，10 mL 之 PBS(內含 27.2 g of KH_2PO_4 per liter, 34.8 g of K_2HPO_4 per liter), 10 mL 鹽水溶液 (每公升中含 53.5 g 之 NH_4Cl , 7.0 g of $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 2.0 g of $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), 2 mL 之微量礦物溶液[每公升中 0.3 g 之 H_3BO_3 , 0.1 g 之 ZnCl_2 , 0.75 g 之 $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 1.0 g 之 $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, 0.1 g 之 $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 1.5 g 之 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 0.02 g 之 Na_2SeO_3 , 0.10 g 之 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$], 1.0 mL 之 H_2SO_4 , 2.0 mL 之 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 溶液(62.5 g/L), 1 mL 之氧化還原指示劑 (1.0 g/L 之 resazurin), 10.0 mL 之飽和碳酸氫鈉溶液 (260 g/L 之 NaHCO_3), 10.0 mL 以過濾滅菌之維他命工作液 (每公升含 0.02 g 之 biotin, 0.02 g 之 folic acid, 0.1 g 之 pyridoxine hydrochloride, 0.05 g 之 riboflavin, 0.05 g 之 thiamine, 0.05 g 之 nicotinic acid, 0.05 g 之 pantothenic acid, 0.05 g 之 *p*-aminobenzoic acid, 0.05 g 之 cyanocobalamin, 0.05 g 之 thiocetic acid, 1 g 之 mercaptoethanesulfonic acid [coenzyme M]), and 10 mL 之 amorphous 硫酸亞鐵溶液 [每公升含 39.2 g 之 $(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 24.0 g 之 $\text{Na}_2\text{S} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$] (此溶液必須以去離子水清洗三次以充分去除解離之硫離子。維他命、碳酸氫鈉、硫酸亞鐵溶液均是在主要基質經過滅菌釜滅菌冷卻後再加入，且加入時必須同時以 N_2 - CO_2 (80:20 [vol/vol]) 混合氣體曝氣以進行換氣(Edwards and Grbić-Galić, 1994; Liang et al., 2015)。本研究將維持此 2 種不同培養方式之菌群作為實驗菌群，進行降解實驗時，將以加入不同比例方式進行。另外菌群將以 80°C 熱篩 30 分鐘後加入特定產氫基質進行馴養。使用之基質組成參照文獻(Hendrickson et al., 2002)。使用時是將 1.8 mL S_1 、2.2 mL S_2 、0.67 mL S_3 與 2.4 mL S_4 混合並加入 12,000 mg/L 葡萄糖 (作為碳源) 與 4,000 mg/L 蛋白胨 (作為氮源) 配製成 1.0 L 即為產氫用之基質。實驗步驟首先將收集現地微生物菌體，以冷凍離心機 (Hitachi himac CR22E, Hitachi) 於 4°C、6,000 rpm 下離心 15 分鐘收集菌體，倒去上層液後，隨後以無機鹽緩衝液或生理食鹽水以再懸浮與再離心方式清洗菌體兩次，清洗目的在於洗去殘存於菌體外的有機物質以免影響後續實驗結果。隨後以上述測試基質中懸浮菌體，並調整 OD 600 直至實驗起始值約 0.2-0.3，將菌液分裝於 125.0 mL 血清瓶中，每瓶裝填 40.0 mL，以橡膠墊片與鋁蓋密封血清瓶，再以氮氣置換瓶中之頂部空氣以模擬地下水厭氧環境。最後將製備完全之系列血清瓶培養於 30°C，並定期採樣分析瓶頂之氣體組成、pH 值、OD 值、發酵產物組成。瓶頂氣體與發酵產



物組成分別以氣相層析儀-電導度偵測器與氣相層析儀-火焰離子偵測器分析，分析條件見化學分析一節，並利用檢量線定量濃度，pH 值與 OD 值則分別以 pH meter 與分光光度計分析之。確認現地菌相內含有目標產氫菌後，即可進行後續乳化劑馴養，並再確認結合乳化劑產氫的表現。PBDEs 及 PAHs 分解菌馴養將在 30°C 恆溫培養箱靜置培養，分組定期加入 PBDEs 使濃度分別達 1.0 ppm。在 30°C 恆溫培養箱靜置培養，每隔 2-4 週再次加入可達相同濃度的污染物。經馴化增殖培養混 1-2 個月之馴化培養後，自各該污染物馴化增殖培養菌液取出 5.0 mL 之懸浮混合液，放入含 45.0 mL 培養基的血清瓶（容量 125.0 mL）中，控制組則不加入混合菌液而以 5.0 mL 已滅菌之培養基取代，分別加入先前馴化時所添加的污染物（溶解於丙酮或甲醇中），使其濃度分別為 5.0 mg kg⁻¹（相當於文獻資料中相對較高值）。所有程序皆在厭氧條件下操作，將分為添加與未添加乳化液之組別繼續馴養。添加污染物完成後，密封容器並於 30°C 溫度下靜置培養。

4.1.2. 批次降解實驗

預計可能需要 1-3 個月馴養期，BDE-209 依先前經驗馴養應在 1 個月之內，將定義較佳之乳化液濃度、pH 值範圍及溫度等環境條件須先進行批次降解實驗，測試之條件為乳化液範圍、pH 值、溫度與有機質濃度；乳化液範圍為 0、1% 與 10% 體積比，pH 值為 5.5、7.0 與 8.5、溫度為 10°C、20°C 與 30°C，有機質濃度為 1%、3% 與 10%。預計以田口方法進行 4 因子 3 水準之直交表進行實驗，如表 4-1 所示(李輝煌, 2011)。可以 9 個實驗代替 81 個 (3×3×3×3=81) 即可確認最佳之條件亦即在何種有機質濃度（因子 A）、乳化液濃度（因子 B）、pH（因子 C）、溫度（因子 D）條件下可達到最高之移除率。兩種污染物將同時進行，預期進行至少 21 週（即 147 天），加上之前的馴養期，預計將需要約 240 天（含採樣）方

表 4-1 田口方法中 4 因子 3 水準之直交表實驗設計

實驗	A	B	C	D
1	1	1	1	1
2	1	2	2	2
3	1	3	3	3
4	2	1	2	3
5	2	2	3	1
6	2	3	1	2
7	3	1	3	2
8	3	2	1	3
9	3	3	2	1

能完成試驗，為避免無法及時繳交期中報告以及完成 SCI 期刊論文投稿，將提前進行採樣及馴養，亦即應於 111 年 7 月完成第 1 次採樣，於 111 年 10 月底前完



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

成馴養。進行批次降解實驗時，預計將每 1-4 週進行採樣檢測 1 次，初期為每週 1 次，後期為每 4 週 1 次。由於是隨著時間採樣，將可針對其還原脫氯反應動力學進行探討。

4.1.3. 管柱內現地相反轉之回收測試

模擬現地底泥進行實驗室內之預先相反轉回收測試，同時測定熱篩效果。將於實驗室內利用透明 2 英吋透明 PVC 管進行實驗，裝填約 25 公分左右之底泥（法規規範之表層底泥深度為 0-15 公分），將先製作下端可以釋出乳化液之裝置，亦即可將溫度約在 90°C 以上之水在油中乳化液直接自管柱下方注入之裝置，注入前方將有一整流裝置並且注入方式將採脈衝式注入以避免形成優勢流徑導致乳化液僅能夠與固定區域之底泥顆粒接觸，而降低回收效率。為達到較大壓力之脈衝式注入，將設法在注入器前段設置一類似卸壓閥裝置，須達一定壓力下才會開啟，於壓力洩放後重新關閉。需監測調整之參數有下方底泥溫度（深度 20-25 公分處應達 80°C 以上）、底泥上方溫度、停留時間、污染物濃度等，將定義 5-10 mg/kg 濃度之 BDE-209 之回收率。預計底層之底泥加溫時間應在 30 分鐘以上，以達到熱篩之效果，完成熱篩之底泥將進行降溫並添加最容易發酵產氫之葡萄糖為基質進行產氫測試與 TGS 菌相調查與菌種鑑定，此菌相結果將與原馴養前之菌相進行比較，所鑑定之菌種將確認是否屬於已熟知之文獻已經報導之產氫菌或是本土新菌。為與未進行回收之情況比較，也將進行控制組之平行測試，亦即在未加入任何乳化亦情況下之污染物存留情況。

4.1.4. 完成管柱內回收後加蓋持續監測

完成清潔後底泥作為加蓋物之後續監測，以確認加蓋效果。上述完成污染物回收之較為蓬鬆底泥將被直接壓實到原本之深度（25 公分），進行簡易加蓋處理比較之試驗，在測定控制組之濃度後將於已處理之底泥管柱底部（24-25 公分處）中重新注入可達濃度 5-10 mg/kg 之 BDE-209。

4.1.5. 模場設施設計與測試

先行設計模場所需要之一切設備，自行開發特定設備並且完工。為避免第 2 年現地模場試驗計畫受到不可抗力因素造成期程延宕，故必須於第 1 年計畫先完成所有現場設備之設計與完工，預定進行之場址為三爺溪與二仁溪匯流處，預期將於現地採取至少 32 根透明 PVC 管之管柱取樣，取樣深度為 25 公分，上方應預留至少 25 公分水柱體積與 100 公分頂空（因該河段為感潮河段，須預留較高頂空避免河水淹沒管柱），故每根管柱至少長約 150 公分，且在由底部起算之 0-25 公分處應有管套相接以便進行取樣與注入樣品之便利性。下方封底則是避免注入之污染物影響污染現地環境。32 根管柱之試驗方式詳見第 2 年計畫之敘述



4.1.6. 實驗室分析

實驗室分析分為物理性分析、化學性分析與生物分析，分述如下。

4.1.6.1. 物理分析

主要為粒徑分析與含水率分析，簡述如下。底泥粒徑分析已經完成，前期土壤粒徑分析也已經完成。若有是新土壤，本計畫將使用將為普遍之土篩法進行粒徑分析，針對粉粒與黏粒將以較容易進行之吸管法換算之(林佳燕 et al., 2009)。含水率分析將依據行政院環境保護署公告之「土壤及底泥水分含量測定方法—重量法」(NIEA S280.62C)之方法進行。

4.1.6.2. 化學分析

化學分析部分則針對 PBDEs 與汞及其他重金屬之分析方法分別說明如下。

4.1.6.2.1. 底泥及土壤前處理：取均勻混合之濕基底泥樣品以高壓溶劑快速萃取儀 (Speed Extractor, BÜCHI E-916) 進行萃取，萃取溶劑為正己烷：丙酮混合溶劑 (50:50 v/v)，萃取溫度為 100°C，萃取前加入內標準品作為回收率測定。PBDEs 樣品萃取溶劑為正己烷：丙酮混合溶劑 (75:25, v/v)，萃取溫度為 100°C，靜態萃取 13 分鐘，動態萃取 2 分鐘，萃取循環為兩次，萃取前加入內標準品作為回收率測定。針對底泥之處理，應去除硫元素之干擾，因為上述萃取步驟會將硫元素也一同萃取出來，而硫元素會嚴重干擾氣相色層分析儀電子捕捉檢測器 (GC-ECD) 分析。硫元素之去除將以銅粉進行反應，混合 1 分鐘後分離萃取液與銅粉，並將萃取液移至乾淨的樣品瓶。完成去除元素硫之後，必須再進行清理步驟，此步驟在於去除樣品中可能存在之生物性巨分子 (biological macromolecule)、磷脂及色素等，因為這些生物性分子仍可能干擾分析結果，此步驟通常以加入高濃度之硫酸達成，但並不適用於仍具有低反應性之 PAHs，較佳之處理方法為管柱層析法 (column chromatography)，此方法使用鋁化物與矽化物之凝膠進行層析。

4.1.6.2.2. BDE-209 檢測方法：經過上述步驟處理之萃取液注入 GC-ECD (PerkinElmer Clarus580) 分析 PBDEs 濃度，主要參考環境檢驗所公告 (NIEA T506.30B) 之方法；使用之分離管柱為 DB-5HT (15 m×0.25 mm 0.1 µm film)，以 99.999% 之高純度氮氣做為載流氣體，注射口溫度為 310°C，偵測器溫度為 340°C，烘箱升溫程序為初始溫度 150°C 維持 0.5 分鐘，接著以每分鐘 25°C 之升溫速率升溫至末溫 320°C 維持 5 分鐘，氣體流速為每分鐘 7.0 mL。



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

4.1.6.2.3. 汞及其他重金屬之檢測方法：主要分為樣品消化與上機分析，主要依據行政院環境保護署公告之「廢棄物及底泥中金屬檢測方法—酸消化法」(NIEA M353.02C)，簡述如下。將水樣送入 ICP-OES 前，須先經過消化程序將樣品內容物、雜質等離子化。消化處理是先吸取 1.0-2.0 g 之底泥樣品，前處理為底泥陰乾進行研磨，研磨後之顆粒應完全通過 100 號篩，以確保消化程序之完整性；消化處理是將固定量乾燥樣品 0.5 g 乾底泥放入乾淨的石墨消化瓶中，再加入 2.0 mL 之 1:1 ($\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{O}$) 的硝酸水及 5.0 mL 之 1:4 ($\text{HCl}:\text{H}_2\text{O}$) 鹽酸水，並蓋上蒸氣回收蓋於 95°C 下消化 30 分鐘，取出消化爐待冷卻 20 分鐘後加入 2.0 mL 之 H_2O_2 (30%) 反應 10 分鐘，再放入石墨消化爐中，持續消化 30 分鐘，並依據樣品消化情況再重複添加 H_2O_2 (30%) 之步驟，以確保有機物能被 H_2O_2 初步氧化、去除。在消化完成後，取出密閉的消化瓶並以去離子水稀釋清洗消化瓶，最後將消化液以去離子水定量至 50.0 mL。而淋溶後水樣分析的部分，則是取 2.0 mL 水樣加入 1.0 mL 之 1:1($\text{HNO}_3:\text{H}_2\text{O}$) 的硝酸水及 1.0 mL 之 1:1 ($\text{HCl}:\text{H}_2\text{O}$) 鹽酸水，於 95°C 下消化 2.5 小時，待降溫後以去離子水定量至 50.0 mL，即完成底泥、水樣之消化前處理步驟。再以感應耦合電漿原子發射光譜 (Optima 8000, Perkin Elmer, Waltham, Massachusetts, U.S.A) 進行 8 種重金屬之量測，分析方法依照環檢所標準方法之 NIEA W311.54C 「水中金屬及微量元素檢測方法—感應耦合電漿原子發射光譜法」進行分析。目前最新版之 NIEA W311.54C 可涵蓋 32 種金屬元素之檢測，本計畫所檢測之 25 種元素均在內，應可適用由於 ICP-OES 在測定汞時可能受到海水中高濃度氯離子之影響，故也另外使用冷蒸氣原子吸收光譜法進行驗證，此部分要依照 NIEA M317.04B 之「土壤、底泥及廢棄物中總汞檢測方法—冷蒸氣原子吸收光譜法」進行。

4.1.6.3. 微生物分析

主要進行總菌數與第三世代定序 (Third generation sequencing, TGS) 菌相分析，以確認處理方式對於周遭微生物生態系之豐盛度之衝擊，實施步驟說明如下。總菌數分析先取適當之底泥於 15.0 mL 離心管中並加入 5.0 mL 之 PBS 緩衝溶液，以 Vortex 均勻混合後，取 1.0 mL 之混合液，再以離心取上層液 0.5 mL，再加入 0.5 mL 緩衝溶液，再混勻離心取上層液 0.5 mL，再加入螢光染料 PicoGreen® (P11496, Thermo Fisher Scientific, Waltham, Massachusetts, USA)，並以 30°C 水浴 30 分鐘，使螢光染料與微生物雙股 DNA 結合，最後再以特殊濾紙與抽氣幫浦過濾樣品，完成過濾後，將濾紙存放在蓋玻片與載玻片當中並確實存放，當下操



作須避免光線照射，最後再以螢光顯微鏡（Axiovert 200, Carl Zeiss, Germany）觀察並逐一將菌數數量統計。

4.1.6.4. 人工智慧應用分析

此部分已在計畫主持人張書奇與協同計畫主持人吳俊霖於 110 年之跨領域計畫進行合作研究，完成地下水中三氯乙烯降解菌群之人工智慧深度學習，在將近 100 個數據集 (datasets) 中，可在水質參數 (如 pH、溶氧、導電度、溫度、ORP)、主要電子接受者 (硝酸鹽、鐵離子、硫酸鹽等)、營養物 (如磷酸鹽、通常降解菌群可自行固氮，且在水體中大多優養化情況下，通常不缺氮源)、電子供給者 (可檢測 TOC) 及數百種菌種之各自不同數量下，與污染物降解情況進行特徵比對。在人工智慧深度學習中模擬人腦神經元網路方式進行機器學習，可以找出何種水質條件下，不同營養狀況下，何種菌群之組合可將污染物進行最有效之生物分解。實際步驟減述如下：本計畫將採用 Gaussian process regression (GPR) 與 Random forest 兩種方式進行，一是針對 BDE-209 降低為目標進行分析學習，一是針對總汞之去除降低為目標。原本希望使用深度學習，但因樣品數實在過低，無法有效進行，故改用兩種較為常見的機器學習方式進行。

4.1.7. 成果發表

依計畫徵求書應完成之期中與期末報告、海報、簡報與論文各 1 份，SCI 期刊論文 1 份，國內外研討會論文 2 份

4.2. 預計可能遭遇之困難及解決途徑

4.2.1. 可能遭遇之困難一：因研發技術工作既多且費時，時程與人力負荷大。

解決途徑：因第一年計畫中有許多是屬於生物性之研究，必須事先完成較長時間之馴養，否則不易於 1 年時程內全部完成，且現場取樣人員體力負荷壓力較大。為避免執行時程過於緊迫之問題，將於 111 年 7 月即先行進行底泥與土壤取樣與馴養工作，預計 3 個月內 (111 年 10 月底前) 可完成還原脫氯菌之馴養以及產氫菌群之事先確認。避免在獲得計畫核定後才進行第 1 項步驟而導致計畫延宕之情形。現地採樣部分因體力負荷較大，較需要男性碩士研究生進行，今年本實驗室已經進用 1 名男性碩士研究生，再加上於有 1 位碩士班 2 年級男同學，足可負擔較耗體力之外業工作；而內業部分因樣品前處理需耗費大量人力，恐有人手不足情況，故需要 2 位碩士生協助樣品之前處理、萃取、淨化、濃縮、上機分析與資料處理等工作。

4.2.2. 可能遭遇之困難二：因底泥中 BDE-209 之前處理與分析較為費時且費用較高。



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

解決途徑：實際底泥中分析 BDE-209 困難度高，此困難分為兩方面，一為自樣品中萃取清潔之困難，一為分析困難。依計畫主持人張書奇執行前述科技部計畫與環保署計畫之經驗，以人工方式進行實際底泥樣品 BDE-209 樣品之萃取、濃縮與清潔步驟，相當耗時且容易有人為誤差發生，且回收率容易偏低。解決方法為本實驗室已經購置 SpeedExtractor (SpeedExtractor E-916, BÜCHI Labortechnik AG, Switzerland) 加壓流體萃取設備可有效提高回收率、降低誤差及節省時間。另一方面則是分析之代價較昂貴，以本計畫經費額度而言，實在無法租用所需 GC-MS 進行分析，因此分析結果將無法完全確定每一波峰所代表之物質成分，將視情況進行 GC-MS 確認。

4.2.3. 可能遭遇之困難三：實際底泥樣品差異可能非常大，數據分析比較可能較為困難。

解決途徑：由於計畫期程相當短，不可能將現地模場試驗之底泥做任何調整再進行實驗，可預期在同一試驗組合之底泥中，其 BDE-209 濃度分布不可能均一（即 heterogeneous）。因此，每次採樣分析結果可預期會有較大之差異與波動。背景濃度過低，無法提供有效比對部分可能造成部分檢驗值為 ND（not detectable，低於偵測極限）將對結果分析造成困擾。因此，現地試驗將以添加方式進行，但為避免污染，必須將底部先行封蓋外，再加一層外套，以避免任何污染產生。

4.3. 貴重儀器使用情形

重要儀器及配合使用情形如表4-2所示。

表 4-2 重要儀器及配合使用情形

儀器設備名稱	用途	配合使用單位	備註
GC-ECD	BDE-209 定量	本實驗室	將編列耗材費用支應。
GC-FID	氫氣定量	本實驗室	將編列耗材費用支應。
NanoSizer	乳化液顆粒量測	校內貴儀中心	將編列業務費用支應。
ICP-OES	汞及其他重金屬定量	本實驗室	將編列耗材費用支應。
FAAS	汞金屬定量	本實驗室	將編列耗材費用支應。
加速溶劑 萃取設備	底泥萃取前處理	本實驗室	將編列耗材費用支應。

4.4. 工作進度與甘特圖

第1年計畫工作進度與甘特圖如下圖所示，目前已完成第1年計畫第11.6個月之進度，成果發表部分，2篇研討會論文（原定2篇）已完成，其中另有2篇將於112年11月進行發表，前一年度SCI期刊論文已經完成投稿1篇，本年度計畫第1篇目前撰寫中，目前查核點除F5及G外，均已經達成，進度應屬符合。



第 1 年

年月		工作項目												備註
		111/9	111/10	111/11	111/12	112/1	112/2	112/3	112/4	112/5	112/6	112/7	112/8	
A.底泥採樣、分析與馴養					※A									
A1. 底泥採樣														
A2. 菌群馴養														
B.批次降解與轉化實驗										◆※B				
B1. 底泥BDE-209降解實驗														
B2. 底泥有機汞轉化實驗														
C.管柱ISPIE回收實驗										◆※C				
D.管柱BiRD實驗														◆※D
E.模場試驗之設備設計與施作														◆※E
E1. 模場試驗設備設計														
E2. 模場試驗設備施作														
F.成果發表與報告撰寫														
F1. 期中報告														
F2. 環工年會論文														
F3. 期末報告														
F4. 環保署成果發表-研討會														
F5. 成果發表-專利申請														
G.第1年計畫完成與結案														◆※G
工作進度估計百分比 (累積數)		10%	10%	25%	35%	45%	50%	60%	65%	75%	80%	90%	100%	
預定查核點	期中	期中之前應注意查核點 A、B、C、F1、F2，說明如下： A: 按計畫時間前完成底泥採樣及檢測分析。 B: 完成批次降解實驗 C: 完成管柱 ISPIE 回收實驗。 F1: 完成期中報告。 F2: 完成環工年會論文 1 篇。												
	期末	期末結束之前應注意查核點 D、E、F2、F3、F4、F5 與 G，如下： D: 完成管柱 BiRD 實驗。 E: 完成模場試驗設備之設計與施作。 F3: 完成本計畫之期末報告撰寫。 F4: 完成本計畫之成果發表論文與海報。 F5: 完成本計畫 1 件專利之申請。 G: 結案。												



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



第5章. 結果與討論

章節摘要：本計畫按預定期程第 1 年完成工作項目為現地採樣及分析、菌群馴養及測試、批次實驗、ISPIE 測試、管柱實驗以及機器學習。以下即就各工作項目之主要成果及發現分節敘述之，並於最後兩節敘述本計畫目前之結論與主要建議意見及未來或後續執行建議。

5.1. 預先採樣

本計畫在既定前已經先行完成 3 次採樣，第 1 次是在 111 年 3 月 17 日，第 2 次是在 111 年 7 月 1 日，第 2 次因水草生長過於茂盛，難以清除水草根系之影響，故未採計其檢測結果，第 3 次是在 111 年 11 月 17 日進行採樣。以下主要針對第 1 次及第 3 次結果進行說明與討論。

5.1.1. 第 1 次預先採樣結果

第 1 次採樣是於 111 年 3 月在南崁溪彩虹橋上游與大排之匯流處西南側進行底泥採樣，位置如圖 5-1 所示，此位置坐落在退潮時會露出水面之虛線方框內，BDE-209 之濃度如表 5-1 所示，經分析結果可見 BDE-209 平均濃度為 0.58 mg/kg，中數為 0.26 mg/kg，最高者為 7.09 mg/kg，且大於平均值者在 22 個測值中僅有 2 個測值是大於平均值，可知絕大部分數值均在 0.5 mg/kg 以下，也可推論該區域之底泥有機質之分布非常不均勻，導致 BDE-209 之分布極度不均勻，此結果與二仁溪第 1 次底泥預先採樣之經驗類似，因為第 1 次在較深之區域採到高於 20 mg/kg 之濃度，後來之採樣結果均在 1.0 mg/kg 以下；以 SURFUR 軟體繪圖之所得之結果如圖 5-2 所示，在該方框之東北角濃度最高，西側則濃度最低，似乎愈靠近大排之一側濃度偏高。粒徑分布圖如圖 5-3 所示，南崁溪底泥粒徑分布多屬砂粒，而粉粒與黏粒較少，有利於將來整治之進行與驗證。

汞及其他 24 種重金屬之檢測濃度及其說明與討論，詳見附錄三。

5.1.2. 第 2 次預先採樣結果

第 2 次預先採樣，因部分樣品水草過多難以分離，但在預定之模場試驗位置之 D 點，可測得單一樣品之 BDE-209 濃度超過 20 mg/kg，與當初在二仁溪所測得最高濃度相當。另底泥有機質分析採用此第 2 次採樣之 D 點之底泥進行測定，



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

表 5-1 第 1 次預先採樣之 BDE-209 濃度

樣品編號	BDE-209 濃度(mg/kg)
1-1-1	0.223
1-1-2	0.257
1-2-1	0.279
1-2-2	0.261
2-1-1	0.725
2-1-2	0.376
2-2-1	0.264
2-2-2	0.104
3-1-1	0.086
3-1-2	0.314
3-2-1	0.437
3-2-2	0.530
4-1-1	7.093
4-1-2	0.254
4-2-1	0.253
4-2-2	0.072
5-1-1	0.059
5-1-2	0.240
5-2-1	0.174
5-2-2	0.251
6-1-1	0.132
6-1-2	0.261

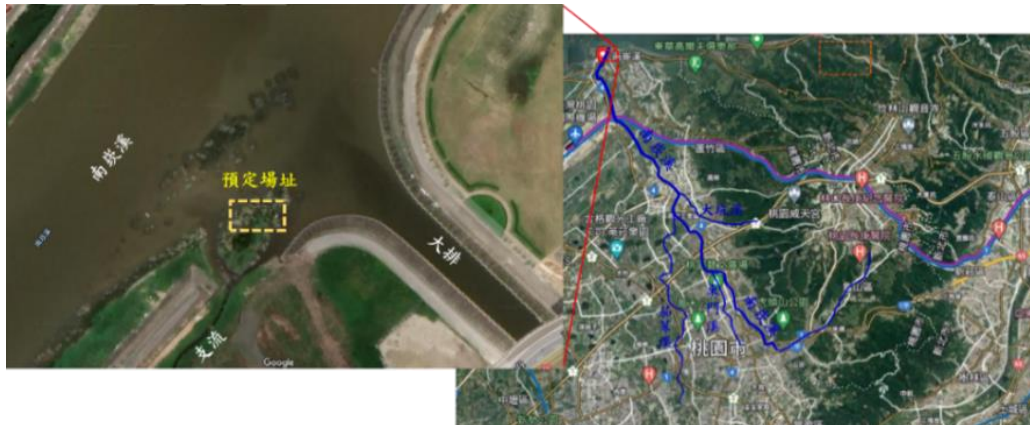


圖 5-1 本計畫第 1 次預先採樣位置

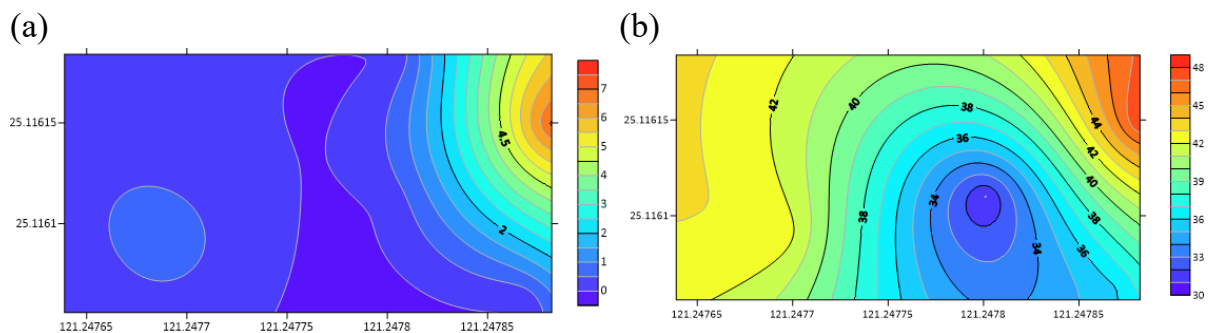


圖 5-2 本計畫第 1 次預先採樣 BDE-209 (a) 及汞 (b) 之濃度等高線圖

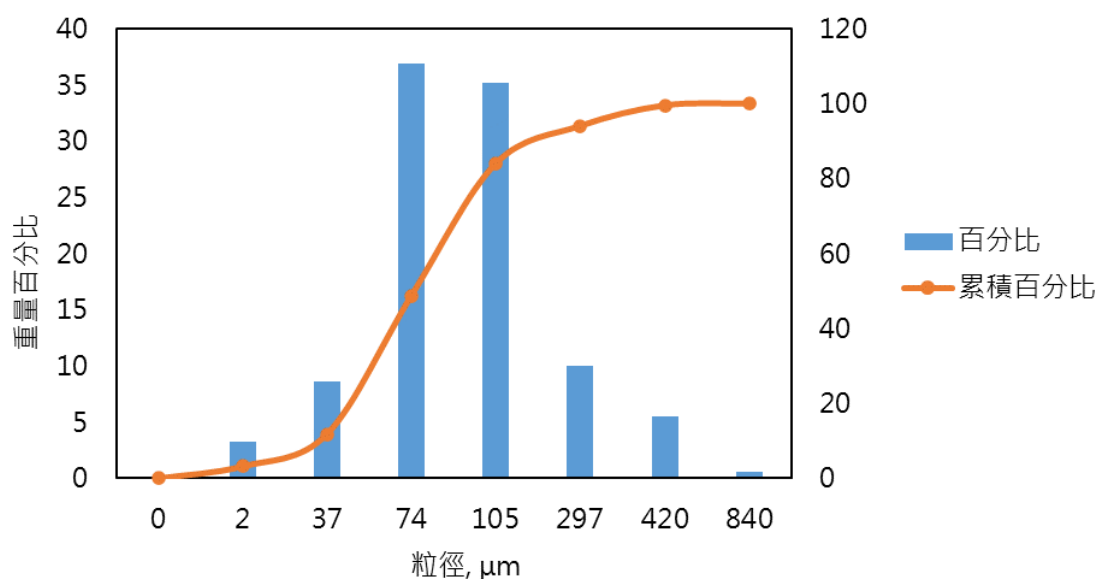


圖 5-3 南崁溪底泥之粒徑分布圖

發現該點位底泥有機質約為 3.12%，此數值較二仁溪約高出 6 倍之多，由於有機質分布有高度異質性 (heterogeneity)，可能是導致底泥中 BDE-209 採樣檢測差距甚大之原因。例如有時可高達 20 mg/kg，但是中值卻低於 0.3 mg/kg。此外，此樣品送國立中興大學土調中心測定有機質含量，因該中心要求送同一點位之三重複樣品，故挑選 BDE-209 測值最高且汞測值也相對較高之 D 點位之樣品送驗。正因為該樣品為 BDE-209 濃度最高之樣品，故有機質含量應相對較高，測值如表 5-2。此測值並非南崁溪底泥有機質平均值，應視為偏高值。

表 5-2 南崁溪底泥之有機值檢測結果

樣品	測值(%)	平均含量(%)
D-1	3.12	3.12
D-2	3.09	
D-3	3.16	

5.2. 批次實驗

批次實驗之條件如表 4-1 所示，依照田口實驗設計方法，可將原本 $3 \times 3 \times 3 \times 3 = 81$ 組實驗，以 $L_9(3^4)$ 直交表方式，只要進行 9 組實驗即可代替 81 組實驗，且可有效探討各因子對於結果之影響能力；另外加入 Blank 組與 Killed control，Blank 組為空白組，條件為 1.0% 有機質、0% 乳化液、pH 7.0 與溫度為 20°C，未植入馴養菌群，也未加入含汞底泥（BDE-209 未顯著降解）；Killed control 條件為 1.0% 有機質、0% 乳化液、pH 7.0 與溫度為 20°C，植入馴養菌群並加入含汞底泥，但加以



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

滅菌處理（此為第2次批次實驗之條件，與期中報告不同）。批次實驗針對 BDE-209 之檢測結果如圖 5-4 所示，目前資料顯示各組在最後一次採樣大都有濃度回升之情形，此情形並不合理。本計畫團隊也嘗試用第2部 GC-ECD 配備不同管柱進行驗證，仍無法排除此情形。經多次重新採樣檢測發現，同一次採樣底泥經風乾粉碎後取 1.0 g 進行萃取之結果差異可以達到 $\pm 50\%$ 之差異，極可能是為了增加汞之壓力而添加現地高濃度有機質底泥所造成。因為所添加之底泥來自有機質達到 3.12% 之 D 點，造成樣品均質化之高度困難。此外，因為懷疑是底泥基質影響萃取效率，也曾針對萃取步驟進行偵錯，將第6組之第3個及第4個時間點之樣品進行 1 次及 2 次萃取並比較差異，發現 1 次與 2 次萃取步驟可分別萃取得 $96.9 \pm 24.2\%$ 及 $97.5 \pm 3.0\%$ 之 BDE-209，故萃取 1 次或是 2 次對結果並無顯著影響。

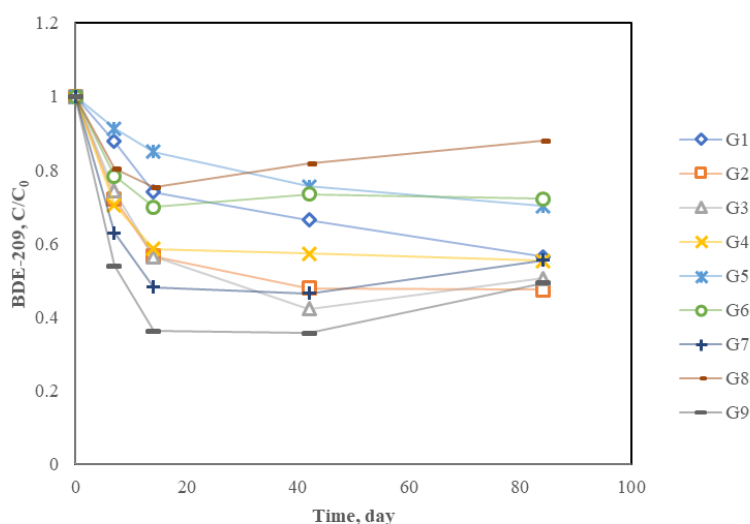


圖 5-4 批次實驗之 BDE-209 濃度變化圖

批次實驗中 BDE-209 之降解趨勢如圖 5-4 所示，由圖可看出，經馴養後之南崁溪現地菌群在不同控制因子之條件下皆能夠降解 BDE-209，九個組別中，第2組之降解效率最佳，去除了 53% 的 BDE-209，其條件為有機質含量 1.0%、乳化液濃度 1.0%、pH 值為 7.0 及溫度 20°C；其次為第9組，其降解率為 51%，其條件為有機質含量 10.0%、乳化液濃度 10.0%、pH 值為 7 及溫度 10°C；而降解率最差之組別為第8組，降解效率僅為 12%，其條件為有機質含量 10.0%、乳化液濃度 1.0%、pH 值為 5.5 及溫度 30°C。推測第8組之降解條件最差是因為其組別條件為酸性 pH 值，而南崁溪底泥所測得之 pH 值約為 7.2 左右，造成菌群無法適應該環境，造成降解效率較差。

於本實驗室先前研究相比，利用二仁溪底泥的現地菌群進行之 BDE-209 降解實驗，其最佳去除率可高達 82%，於本研究之最佳去率僅為 53%，可看出其去除



率略有差異(林哲煒, 2021)。推測原因為南崁溪與二仁溪底泥中之汞濃度差異造成影響，根據文獻報導，特定菌種能夠同時具有降解芳香族化合物且對汞具有耐受性，但汞濃度之增加會有一定程度之抑制其降解的效果(Barbieri et al., 1996)。其次之原因可能為原始菌相之差異，由於不同河川底泥中之污染物種類繁多，因尚未對南崁溪進行全面之污染物調查，不確定南崁溪底泥中最主要之污染物為何，而二仁溪常年受到工業廢水之污染，其中 PBDEs 污染也相當嚴重，可能使得二仁溪之菌群較適應利用 BDE-209 做為電子接受者，故其降解較果較佳。

本研究之場址距離出海口僅約 500 公尺，而二仁溪場址則是約 2,000 公尺，底泥中孔隙水之鹽度應有所不同，亦即南崁溪場址之海水鹽度應比二仁溪高。屬於 Chloroflexi 門之有效 TCE 降解菌 *Dehalococcoides* 屬於極耐海水鹽度之菌種，也是在高鹽度下較容易富集生長之菌種(Cheng et al., 2023)，所以鹽度影響屬正面或負面，尚難以判斷。

因本研究所使用之南崁溪底泥為高汞濃度之底泥，有文獻指出高濃度之汞濃度對微生物之活性有一定程度之抑制能力(Wang et al., 2020d)，故本研究於批次實驗中添加部分現地底泥做為汞濃度來源欲探討汞濃度對於 BDE-209 之降解影響性。以各樣品第 0 天之汞濃度與 BDE-209 降解效率進行相關性探討，可得出其 R^2 為 0.0111，表示不論第 0 天初始汞濃度之高低對於 BDE-209 之降解並無太大之影響。有文獻報導，當汞濃度為 500 mg/kg 時，對微生物之豐富度及均勻度影響最為劇烈，其中亦提到汞濃度為 5 mg/kg 時，對於微生物群落影響並不大(Wang et al., 2020b)。而本研究添加現地底泥做為汞濃度來源，其平均濃度為 5.86 mg/kg，汞之存在可能對微生物之降解能力及活性造成微量抑制，但其濃度並未達到足以顯著影響微生物群落之豐度分佈，故於本研究中觀察之相關性並不顯著。且本研究初期進行菌群馴養時，菌群處於更高汞濃度之環境下，厭氧微生物產氣旺盛，顯示似乎大部分之菌群因長期暴露於汞濃度下，對汞已具有相當高之耐受性。兩個場址之原始菌相差異極大，也可能造成影響，此部分討論請參考 5.3 節。

綜上所言，重金屬汞濃度、海水鹽度、污染物組成與原始菌相差異均可能造成此研究較以往研究之去除率稍低。

依據批次降解實驗第 84 天之數據進行整理計算(如圖 5-5)，從表 5-3 與 5-4 中可以看出各別因子對於降解污染物之影響程度，而 Rank 則可看出其影響之順序。可從 BDE-209 之因子反應表看出，pH 值為控制因子中最顯著之因子，隨後依序為有機質、乳化液及溫度。接著根據不同控制因子的變動水準再運用平均去除率所計算出之因子反應表繪製成因子反應圖。可從實驗中降解 BDE-209 之批次實驗因子反應圖看出，其最佳降解條件為有機質含量 1.0%、乳化液濃度 0%、



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

表 5-3 BDE-209 田口直交表與去除率

組別	有機質(%)	乳化液(%)	pH 值	溫度(°C)	去除率
1	1.0	0	5.5	10	0.44
2	1.0	1.0	7	20	0.53
3	1.0	10.0	8.5	30	0.49
4	3.0	0	7	30	0.45
5	3.0	1.0	8.5	10	0.30
6	3.0	10.0	5.5	20	0.28
7	10.0	0	8.5	20	0.44
8	10.0	1.0	5.5	30	0.12
9	10.0	10.0	7	10	0.51

表 5-4 BDE-209 控制因子反應表

項目	有機質(%)	乳化液(%)	pH 值	溫度(°C)
Level 1	0.48	0.44	0.28	0.41
Level 2	0.34	0.31	0.49	0.42
Level 3	0.35	0.43	0.41	0.35
E ¹⁻²	-0.14	-0.13	0.21	0.01
E ²⁻³	0.01	0.12	-0.08	-0.07
Range	0.13	0.11	0.21	0.07
Rank	2	3	1	4

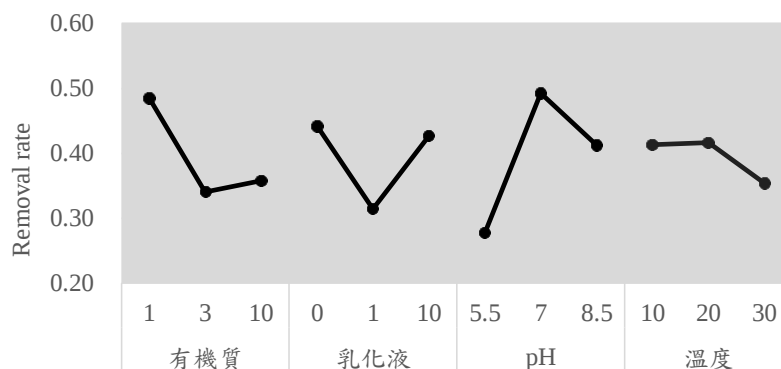


圖 5-5 批次實驗之因子反應圖

中性 pH 值，而溫度則以 20°C 為最佳，其條件雖不在批次實驗 9 個組別中，但根據計算依舊能找出最佳條件。

於實驗中 BDE-209 去除率最好之組別第 2 組，其條件為有機質含量 1.0%、乳化液濃度 1.0%、pH 值 7.0 及溫度 20°C，而降解次佳之組別第 9 組，降解條件為有機質含量 10.0%、乳化液濃度 10.0%、pH 值為 7.0 及溫度 10°C，這兩組之 pH 值皆為中性，而降解效率最差之組別第八組其 pH 值為 5.5，由此可推論 pH 值呈現酸性對於南崁溪之菌群較不利，也有文獻指出環境之 pH 值在有機污染物的降解中佔有重要之地位，過酸或過鹼之環境可能造成抑制菌株生長之情況(Hu et al.,



2022)。

雖最佳條件為有機質含量 1.0%、乳化液濃度 0%、中性 pH 值、溫度 20°C，但後續管柱實驗則以有機質含量 3.0%（因為所取回之底泥之有機質為 3.0%）、乳化液濃度 10.0%（因為 ISPIE 後乳化液濃度無法降低至 0%）、中性 pH 值及溫度 20°C 進行。首先有機質含量最佳條件為 1.0%，其次則為 10.0%，但因南崁溪之現地底泥所分析出之有機質含量為 3.12%，而有機質含量 10.0% 又與有機質含量 3.0% 之影響潛力差距不大，若為些微差距需花費大量成本添加有機質改變現地環境之條件極不符合效益成本，故最後選擇有機質含量 3% 做為後續實驗條件，而乳化液濃度選擇 10.0% 而非選擇最佳條件 0%，主要是因為後續管柱實驗會進行 ISPIE 之技術，其能利用乳化液之相反轉原理從底泥中將 BDE-209 回收去除，考慮其去除效率，故管柱實驗採用 10.0% 之乳化液濃度做為管柱實驗條件，溫度部分推測可能是因北部河川環境平均溫度處於 23°C 左右，菌群較為適應該溫度，故本研究則選擇 20°C 做為後續管柱實驗之條件，相關條件選擇也請參考附錄四中總汞去除率之說明（總汞去除最佳之條件為有機質 3.0%，乳化液為 1.0%）。

5.3. 批次實驗之 TGS 結果與討論

本研究於第 0 天及第 88 天之樣品進行 DNA 萃取後，送至圖爾思生物科技股份有限公司進行第三代定序分析，共分析第 0 天所使用菌群三重複、第 88 天所有批次降解組別三重複，圖 5-6 為比對豐度前 10 名之菌種。

Pseudomonas stutzeri 常於 PBDEs 之生物降解過程中被發現，因其具有脫硝之能力能夠將硝酸根與亞硝酸根轉化成氮氣移除，進而降低氧化還原電位，幫助維持厭氧之環境。有文獻報導，曾於溴化阻燃劑生產地周遭之土壤中分離此菌株，而其可利用 BDE-47 為唯一碳源，進而促進降解，在初始濃度為 0.02 mg/L 時能於 14 天內去除 97.9% 之 BDE-47 (Zhang et al., 2013)，也有其他文獻指出 *Pseudomonas stutzeri* 能去除其他 PBDEs 同源物 (Huang et al., 2012; Zwietering et al., 1990)。 *Pseudomonas stutzeri* 常於 PBDEs 之生物降解過程中被發現，因其具有脫硝之能力能夠將硝酸根與亞硝酸根轉化成氮氣移除，進而降低氧化還原電位，幫助維持厭氧之環境。有文獻報導，曾於溴化阻燃劑生產地周遭之土壤中分離此菌株，而其可利用 BDE-47 為唯一碳源，進而促進降解，在初始濃度為 0.02 mg/L 時能於 14 天內去除 97.9% 之 BDE-47 (Zhang et al., 2013)，也有其他文獻指出 *Pseudomonas stutzeri* 能去除其他 PBDEs 同源物 (Huang et al., 2012; Zwietering et al., 1990)，在有氧情況下能在零價鐵與微生物之結合系統中進行對 PBDEs 之降解 (Huang et al., 2016)，有研究亦指出其對 Cu(II) 具有耐受性且具有降解之能力 (Palanivel et al., 2020)。可於圖 5-6 看出大部分組別皆有此菌種之存在，於第 7 組



南炭溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

中 *Pseudomonas stutzeri* 所佔豐度最高，但其並非最佳降解組別，推測此菌種欲進行降解可能需要其他菌群協助，才能達到更好的降解效果。

Sinirhodobacter hankyongi 為一種從活性污泥中分離出之具脫硝能力之菌種，硝酸鹽能在有氧和厭氧條件下被還原成游離氮氣(Lee et al., 2020)，對其相關研究甚少，目前僅有研究學者 Ponni 等人提出其菌種能夠進行固氮且產生吡啶乙酸(Ponni et al., 2021)。

Seleniivibrio woodruffii 於廢水處理場中之活性污泥中被分離出來，能夠以乙酸鹽做為碳源，將硒和砷做為電子接受者進行厭氧發酵呼吸代謝(Rauschenbach et al., 2013)。

Paraburkholderia fungorum 被發現於能夠以多環芳香烴(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)做為唯一碳源進行降解(Geng et al., 2022)，而學者 Yuan 等人之研究發現在有效降解原油之微生物菌群有 *Paraburkholderia fungorum* 的存在(Yuan et al., 2018)，有相關文獻指出其對銅、鎳等金屬具有高度耐受性(Elizondo, 2019; Kashyap et al., 2022; Raihan et al., 2022)。

Pseudomonas chloritidismutans 在厭氧條件下能使用氯酸鹽及溴酸鹽做為電子接受者(Cladera et al., 2006)，研究發現可透過加氧酶依賴性途徑降解正烷烴，並同時降解鹵酸鹽和還原氯酸鹽(Mehboob et al., 2009)。

Sulfuricurvum kujiense 為一種從地下原油儲藏處中分離出之兼性厭氧菌的革蘭氏陰性菌，在河川底泥中含量豐富，其能在厭氧條件下利用硫化物做為電子供給者，利用硝酸鹽做為電子接受者進行自營性脫硝反應，也能在微氧條件下利用硫化物、硫代硫酸鈉、元素硫和氫作為電子供給者(Kodama and Watanabe, 2004; Zhao et al., 2019)，有文獻指出此菌株於廢棄鈾礦周遭之淡水底泥中發現，而其底泥中之微生物能夠將鈾進行還原降解(Suzuki et al., 2005)。學者 Meziti 等人研究提出此菌種之豐度可能與 pH 值變化呈正相關，此菌種於中性 pH 值時生長最佳(Meziti et al., 2021)，針對污染物降解之部分有研究指出 *Sulfuricurvum kujiense* 能夠在硫酸鹽還原條件下對三氯乙烯(Trichloroethylene, TCE)進行脫氯(Atashgahi et al., 2017; Kao et al., 2016)，另有研究指出 *Sulfuricurvum* 屬能夠降解多環芳香烴、多氯聯苯和多溴二苯醚(Liu et al., 2018)。

Tuberibacillus calidus 為從堆肥中分離出之嗜熱革蘭氏陽性菌，其被發現存在於去除硫化氫與甲醇之生物過濾器中之微生物群落中(Zhang et al., 2016)，學者 Mowlick 等人研究發現 *Tuberibacillus calidus* 在經過氯化苦(Chloropicrin, CP)進行土壤薰蒸之環境中為優勢菌群(Mowlick et al., 2013)，此菌株也在能夠降解苯(a)



駢芑之土壤堆肥中被發現(Zhu et al., 2017)，另有研究指出 *Tuberibacillus* 屬與氯化物、 H_2S 、揮發性有機酸和有機酸之去除效率成正相關(Ding et al., 2019)。

Acinetobacter lwoffii 為一種曾於運河污染廢水中分離出之菌種，其被發現能夠高效率降解苯酚，在苯酚初始濃度為 0.5 g/L 時，*Acinetobacter lwoffii* 能於 12 小時內夠將其完全降解(Xu et al., 2021a)。而 *Acinetobacter lwoffii* 也被發現其對於汞、砷酸鹽、鉻、銅、鎳、鈷、鋅、鎘具有耐受性(Mindlin et al., 2016; Walter et al., 2020)。另此菌種被報導能夠降解芳香族污染物，如學者 Vamsee-Krishna 等人發現此菌種能夠降解鄰苯二甲酸脂(Vamsee-Krishna et al., 2006)，在生物碳與 *Acinetobacter lwoffii* 結合之系統能夠有效去除農田常用除草劑草脫淨 (Atrazine) (Tao et al., 2019)以及能夠降解草滅淨 (Simazine) (Fajardo et al., 2012)。

Sulfurospirillum 屬為一種厭氧硫還原菌，可以使用硫酸鹽和硝酸鹽做為電子接受者，將硝酸鹽還原為亞硝酸鹽(Yi et al., 2020)，*Sulfurospirillum cavolei* 為一種從地下儲油洞穴中分離出之革蘭氏陰性菌，最佳生長條件為 30°C 和中性 pH，能利用富馬酸鹽、丙酮酸鹽和蘋果酸鹽進行生長，可還原元素硫、硫代硫酸鹽、亞硫酸鹽、二亞硫酸鹽、二甲基亞砷、硝酸鹽及砷酸鹽，有研究發現 *Sulfurospirillum cavolei* 能夠在進行丙酮酸發酵時產生氫氣及乙酸(Kruse et al., 2018)。*Schinkia azotoformans* 在 1976 年被命名為 *Bacillus azotoformans*，直至 2020 年才被正式分類至 *Schinkia* 屬(NamesforLife 2020)，為一種革蘭氏陽性菌，能夠通過脫硝作用產生氮氣(Yang et al., 2021)。

於圖 5-7 TOP 35 菌種豐度聚類熱圖，可由圖進行觀察於不同控制因子之條件環境下各組別中之優勢菌種，從圖左側之色塊可對應至門階層，實驗菌群以 Proteobacteria、Firmicutes、Spirochaetes、Bacteroidetes、Caldisei、Deferribacteres 門所組成。於圖中可看出第 0 天時主要是以 *Acinetobacter lwoffii*、*Sinirhodobacter hankyongi* 及 *Sulfuricurvum kujiense* 為主要優勢菌種，*Acinetobacter* 屬為一種好氧菌，於第 0 天時之相對豐度較高，而批次實驗控制於厭氧條件故可在第 88 天觀察出各組別之 *Acinetobacter lwoffii* 豐度明顯降低。降解最佳之組別第二組之菌群主要以 *Pseudomonas stutzeri*、*Sulfurospirillum cavolei* 及 *Sulfuricurvum kujiense* 為其優勢菌種，其皆為 TOP10 之優勢菌種，其皆屬 Proteobacteria 門。

而降解最差之組別第八組之菌群組成主要是以 *Tuberibacillus calidus*、*Neobacillus niacini*、*Weizmannia coagulans* 所組成，其中 *Weizmannia coagulans* 曾於電鍍廢水污染之土壤中分離出，為一種革蘭氏陽性且具有耐酸耐熱能力之兼性厭氧菌，其能利用葡萄糖進行發酵產生氫氣(Kotay and Das, 2007)，有文獻報導 *Weizmannia coagulans* 能夠利用蘋果酸作為電子供給者還原 Cr(VI) (Philip et al.,



南炭溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

1998)。

另於 TOP35 中也能看到與可能與降解芳香族有關之微生物菌種，如 *Caldisericum exile* 為一種從溫泉中分離出之厭氧硫代硫酸鹽還原菌，其主要是利用硫化物（硫代硫酸鹽、亞硝酸鹽和元素硫）進行生長(Mori et al., 2009)。根據文獻指出於能有效將 BDE-209 進行降解之微米級零價鐵顆粒與厭氧污泥協同系統中發現 *Caldisericum exile* 之存在(Shih et al., 2012)，根據學者 Sahu 等人研究發現，*Caldisericum exile* 在厭氧條件下具有降解 BDE-209 之能力(Sahu et al., 2021)。

Rectinema cohabitans 為一種嚴格厭氧菌，於能將萘降解之微生物群落分離出(Koelschbach et al., 2017)，有文獻報導於處理五氯苯酚廢水之微生物群落中發現此菌株的存在(Muhamad et al., 2021)，文獻指出於能降解三氯乙烯之微生物群落中也發現 *Rectinema* 屬的富集(Tomita et al., 2022)。BDE-209 主要是依賴厭氧生物還原進行脫溴，轉變為較低溴程度之同源物，須通過電子供給者氧化產生之能量進行將 BDE-209 進行還原。

綜上所述，可發現於批次實驗中發現許多能夠降解芳香烴化合物之物種的富集，另外也發現能夠發酵產氫之菌群之存在，氫氣能夠做為電子供給者為脫鹵菌群所使用，同時將 BDE-209 進行還原脫溴。將批次實驗組別和 BDE-209 的去除率具有較高正相關之 ASVs 進行分析，如表 5-5。可以看到 *Pseudomonas stutzeri* 和 *Geobacter metallireducens* 的存在，這兩個菌種皆為能夠有效降解芳香烴族化合物之降解菌(Lovley et al., 1989; Zhang et al., 2013)。而 *Christensenella hongkongensis* 為一種從人體分離出之革蘭氏陽性菌，對此菌種之研究較少，有研究指出 *Christensenella* 屬被發現於能夠有效降解 PAHs 之底泥中微生物群落存在(Hung et al., 2022)。*Desulfosporosinus youngiae* 於人工濕地底泥中被分離出，能夠將甲酸鹽、琥珀酸鹽、乳酸鹽、丙酮酸鹽、乙醇和甲醇做為碳源及能量之來源，在具有乳酸鹽的存在下能夠將富馬酸鹽、硫酸鹽、亞硫酸鹽和硫代硫酸鹽進行還原(Lee et al., 2009)，有文獻指出在能夠降解 1,2,4-氯苯的微生物群落中發現 *Desulfosporosinus* 屬的存在(Chow et al., 2020)。*Petrimonas sulfuriphila* 是一種於儲油層中分離出的厭氧發酵菌，需要元素硫刺激生長，在葡萄糖、乳糖、乳酸、甘油等發酵過程中可得到能量進行生長，在發酵葡萄糖的過程中會產生乙酸鹽、氫氣和二氧化碳(Grabowski et al., 2005)，於利用微生物燃料電池去除苯酚之微生物群落中發現 *Petrimonas sulfuriphila* 的存在(Feng et al., 2015)，在與 *Desulfovibrio* 之協同相互作用能夠有效降解 PAHs，文獻提出 *Petrimonas* 屬可能具有降解 PAHs 中間代謝產物之能力(Qian et al., 2021)，有研究發現 *Petrimonas* 屬於能夠降解三氯乙烯反應器中的微生物群落富集(Zhang et al., 2015b)。上述之菌種皆具有協助

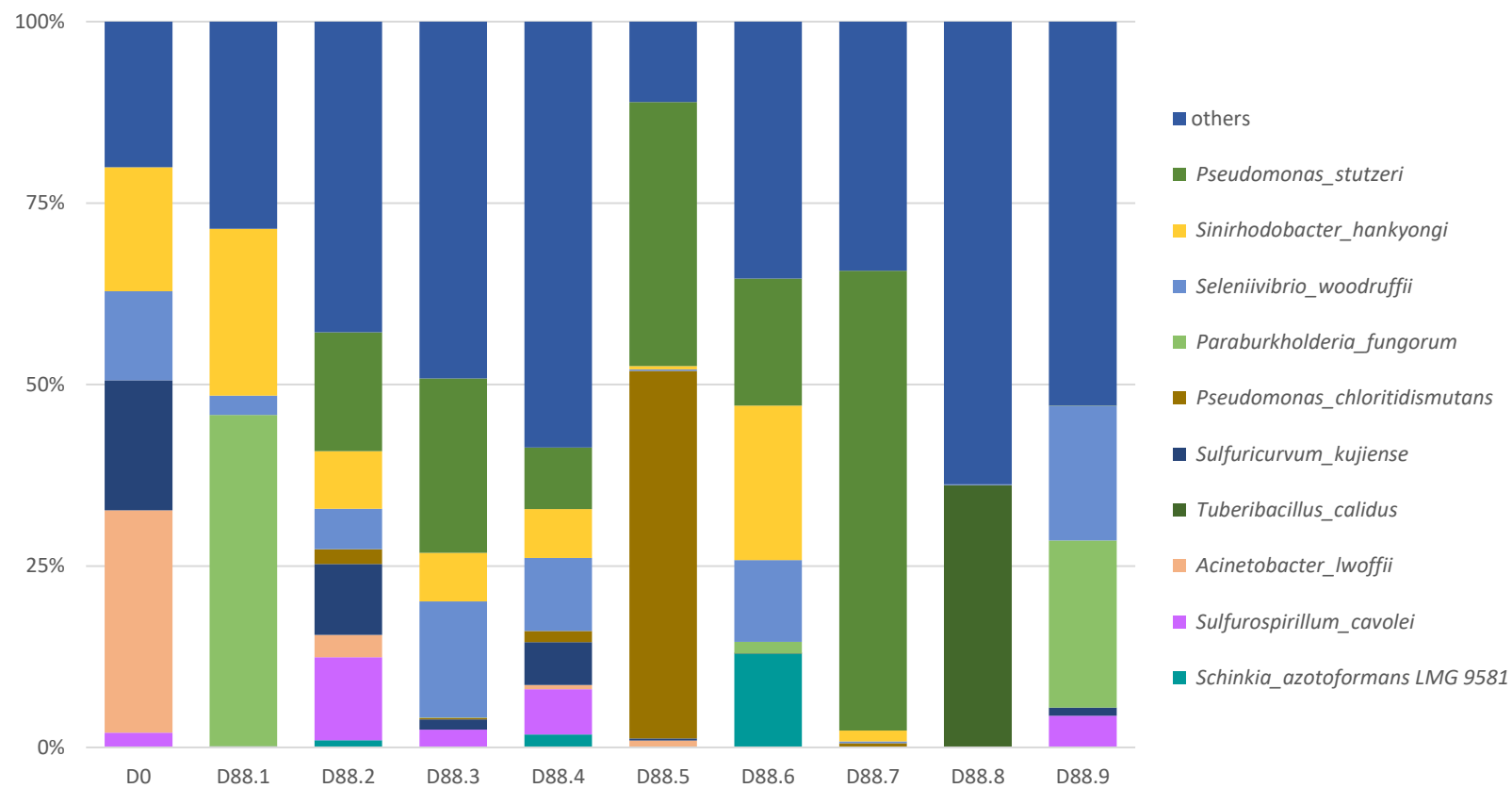


圖 5-6 BDE-209 批次降解驗之 TOP 10 物種相對豐富柱狀圖

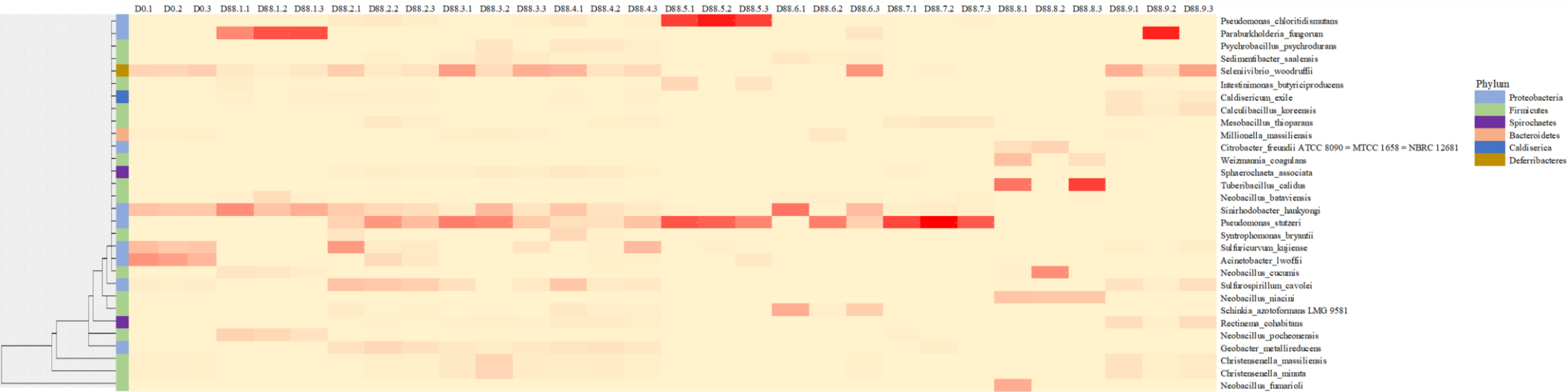


圖 5-7 BDE-209 批次降解 TOP35 菌種豐度聚類熱圖

表 5-5 批次實驗中與 BDE-209 降解率具有較高正相關之 ASVs

ASV	R ²	Kingdom	Phylum	Class	Order	Family	Genus	Species
ASV_95	0.66301	Bacteria	Firmicutes	Bacilli	Bacillales	Bacillaceae	Mesobacillus	Mesobacillus_thioparans
ASV_39	0.65979	Bacteria	Firmicutes	Bacilli	Bacillales	Bacillaceae	Mesobacillus	Mesobacillus_thioparans
ASV_20	0.61186	Bacteria	Proteobacteria	Gammaproteobacteria	Pseudomonadales	Pseudomonadaceae	Pseudomonas	Pseudomonas_stutzeri
ASV_14	0.59867	Bacteria	Proteobacteria	Gammaproteobacteria	Pseudomonadales	Pseudomonadaceae	Pseudomonas	Pseudomonas_stutzeri
ASV_22	0.59003	Bacteria	Proteobacteria	Deltaproteobacteria	Desulfuromonadales	Geobacteraceae	Geobacter	Geobacter_metallireducens
ASV_15	0.58924	Bacteria	Proteobacteria	Gammaproteobacteria	Pseudomonadales	Pseudomonadaceae	Pseudomonas	Pseudomonas_stutzeri
ASV_1047	0.58332	Bacteria	Firmicutes	Clostridia	Eubacteriales	Christensenellaceae	Christensenella	Christensenella_hongkongensis
ASV_1045	0.57958	Bacteria	Firmicutes	Clostridia	Eubacteriales	Oscillospiraceae	Anaerobacterium	Anaerobacterium_chartisolvans
ASV_800	0.57646	Bacteria	Firmicutes	Clostridia	Eubacteriales	Eubacteriales	Intestinimonas	Intestinimonas_butyriciproducens
ASV_1048	0.57471	Bacteria	Firmicutes	Clostridia	Eubacteriales	Peptococcaceae	Deslfosporosinus	Desulfosporosinus_youngiae DSM 17734
ASV_1817	0.57102	Bacteria	Firmicutes	Clostridia	Eubacteriales	Oscillospiraceae	Anaerobacterium	Anaerobacterium_chartisolvans
ASV_687	0.56712	Bacteria	Firmicutes	Clostridia	Eubacteriales	Clostridiaceae	Clostridium	Clostridium_saudiense
ASV_82	0.56464	Bacteria	Bacteroidetes	Bacteroidia	Bacteroidales	Dysgonomonadaceae	Petrimonas	Petrimonas_sulfuriphila
ASV_1001	0.55559	Bacteria	Firmicutes	Clostridia	Eubacteriales	Oscillospiraceae	Oscillibacter	Oscillibacter_valericigenes
ASV_679	0.55172	Bacteria	Firmicutes	Erysipelotrichia	Erysipelotrichales	Turicibacteraceae	Turicibacter	Turicibacter_sanguinis
ASV_395	0.54562	Bacteria	Bacteroidetes	Bacteroidia	Bacteroidales	Dysgonomonadaceae	Petrimonas	Petrimonas_sulfuriphila
ASV_136	0.54045	Bacteria	Firmicutes	Bacilli	Bacillales	Bacillaceae	Neobacillus	Neobacillus_cucumis
ASV_7	0.53965	Bacteria	Proteobacteria	Betaproteobacteria	Burkholderiales	Comamonadaceae	Curvibacter	Curvibacter_delicatus
ASV_180	0.52848	Bacteria	Firmicutes	Clostridia	Eubacteriales	Oscillospiraceae	Ruminiclostridium	Ruminiclostridium_sufflavum
ASV_27	0.52447	Bacteria	Spirochaetes	Spirochaetia	Spirochaetales	Sphaerochaetaceae	Sphaerochaeta	Sphaerochaeta_associata



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

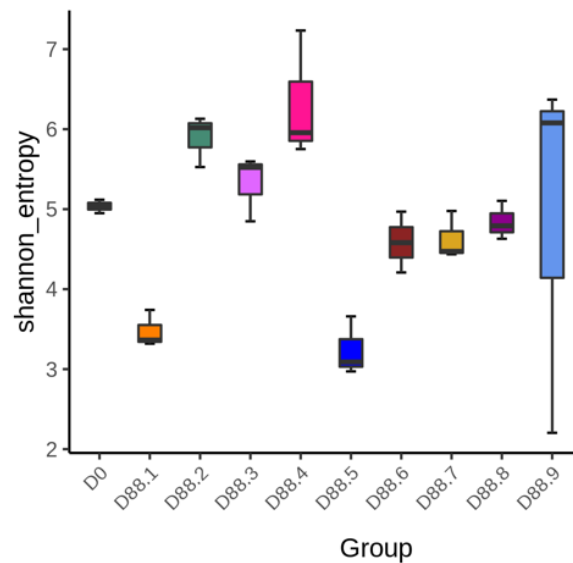


圖 5-8 批次實驗各組別之 Shannon index

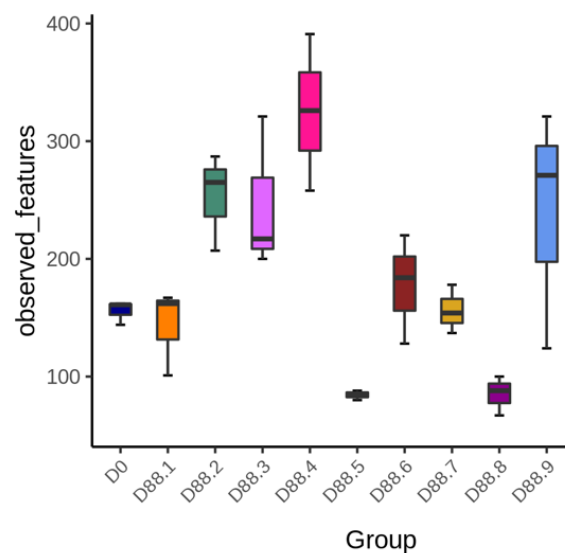


圖 5-9 批次實驗各組別之 observed features

降解芳香烴化合物能力，可能協助 BDE-209 降解。

Alpha 多樣性指標總結了生態群落的結構，其中包括豐富度 (Richness) 即分類群的數量、均勻度 (Evenness) 即群落豐富度的分布 (Willis, 2019)。從圖 5-8 Shannon index 可觀察出各組別中之物種多樣性及均勻度，而其中可看出第 2 組、第 4 組及第 9 組之多樣性及均勻度較高，從圖 5-9 observed features 可觀察各組別之物種總量，可觀察降解較佳之組別第 2 組、第 4 組及第 9 組為物種總量前三高之組別。



圖 5-10 為針對第 88 天之最佳降解組別第 2 組與降解最差組別第 8 組進行 Welch's t-test 分析所繪製之組間物種差異長條圖，其可找出顯著差異(p 值 <0.05)之物種。於第 88 天可看出兩組別中 *Sulfurospirillum cavolei* ($p=0.00671$)、*Sinirhodobacter hankyongi* ($p=0.00915$)、*Geobacter metallireducens* ($p=0.0263$)、*Acetobacteroides hydrogenigenes* ($p=0.0345$)、*Lentimicrobium saccharophilum* ($p=0.0041$)、*Neobacillus niacini* ($p=0.0148$)。

Sinirhodobacter hankyongi 從前述可知此菌株具有降解 PBDEs 之能力，適合此菌生長之 pH 值為 6.0-9.0，而第 8 組 pH 值條件為 5.5，可能導致此菌株不易生長，從圖中可以看出第 8 組幾乎沒有此菌株之存在，其可能為第八組之降解效率較差原因之一。

Geobacter metallireducens 為一種異化性金屬還原菌，廣泛存在於環境中，如土壤、河川、湖泊和海洋底泥中，其能在缺氧條件下氧化有機物，然後將釋放之電子轉移至含有氧化金屬離子的固相礦物，如三價鐵 Fe(III) 和四價錳 Mn(IV)，用於無氧呼吸。有文獻報導 *Geobacter metallireducens* 能夠降解苯、苯甲酸鹽、甲苯和苯酚進行氧化降解(Lovley et al., 1989)，相關研究指出部分 *Geobacter* 屬能夠降解氯化有機化合物(Jiang et al., 2020)，國外學者研究發現 *Geobacter metallireducens* 能利用乙酸鹽做為唯一電子供給者有效還原氯黴素 (Chloramphenicol, CAP)(Xu et al., 2019)，在厭氧條件下 *Geobacter metallireducens* 能利用乙酸鹽作為電子供給者利用檸檬酸鐵作為電子接受者將 Hg(II) 轉化為 Hg⁰ (Wiatrowski et al., 2006)。

Acetobacteroides hydrogenigenes 曾於蘆葦沼澤中分離出之嚴格厭氧且能利用碳水化合物進行發酵產生氫氣與乙酸之細菌，該菌株可於酵母萃取物、胰蛋白胨、葡萄糖、半乳糖、乳糖和澱粉上發酵生長(Su et al., 2014)。

Lentimicrobium saccharophilum 於處理高濃度澱粉之有機廢水反應器中從產甲烷顆粒污泥中分離出的菌群，其為革蘭氏陰性嚴格厭氧菌，其能利用葡萄糖進行發酵產生乙酸鹽、蘋果酸鹽、甲酸鹽和氫氣，有文獻報導其在受重金屬污染之底泥中發現此菌株之存在(Fernández-Cadena et al., 2020)，亦曾於缺氧條件下存於脫硫生物反應器中(González-Cortés et al., 2021)，學者 Cheng 等人研究發現此菌種可協助氫的累積，進而促進還原脫氯之作用(Cheng et al., 2023)。

Neobacillus niacini 從土壤中被分離出的好氧或兼性厭氧之革蘭氏陽性菌，在不利的環境或營養條件下能形成內孢子，此菌種能夠利用菸酸作為碳、氮和能量的唯一來源的情況下生長，有文獻指出 *Neobacillus niacin* 曾於受重金屬污染之土壤中存在，研究中也提出其對多種重金屬具有耐受性(Abou-Shanab et al., 2007)。



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

從圖 5-10 可看出兩組顯著差異之物種，可觀察出第 8 組中的 *Neobacillus niacin* 的豐度明顯高於第 2 組，而能夠降解芳香烴化合物之菌種存在數量則不多，這可能為第 8 組之降解效率不佳的原因之一。

5.4. 管柱實驗

5.4.1. ISPIE 回收試驗結果與討論

管柱實驗會利用批次實驗所得到之最佳條件進行實驗設計，管柱實驗會利用 ISPIE/BiRD 之技術進行，首先進行相反轉乳化液技術於管柱中進行乳化液相反轉將目標污染物進行回收，經由相反轉後之 2 吋管柱置於恆溫培養箱使微生物進行後續的還原脫溴，本實驗於第 0、7、14、28、42 及 70 天進行採樣及濃度分析，並於第 0 天及第 70 天時將樣品中之 DNA 進行萃取後續將委託專業機構進行 TGS 分析。

本研究進行 ISPIE 技術後管柱內之 BDE-209 去除率如圖 5-11 所示，由圖中可觀察出經過 ISPIE 技術，風化組去除約 22% 之污染物濃度，添加組去除約 15% 之污染物濃度。風化組去除率較高之原因，推測為 BDE-209 具有親脂性及疏水性，於 ISPIE 技術之相反轉乳化液於高溫時會形成 W/O 之型態，故在進行 ISPIE 技術時，較容易觸及 BDE-209 且將其去除。

此研究結果與先前實驗室以 ISPIE 技術去除約 40% BDE-209 之結果相比略有差異(黃以倫, 2022)，推測原因可能為本研究之採樣點位於南坎溪下游靠近出海口之位置，可能因高海水鹽度導致乳化液之穩定性下降，亦即容易造成乳化之顆粒聚集合併 (coalesce) 而粒徑增大，此情形可造成去除效率降低 (Mohamed et al., 2018)，學者曾經以不同離子進行鹽析對 O/W 乳化液穩定性之研究，發現不同鹽之濃度對其穩定有增進或降低之效果，在 10,000 ppm 時 (如圖 5-12)，均可將其乳化之顆粒降至最小，即可增進其穩定性 (salt-in, 鹽析析入)，較高或較低濃度均有降低穩定性之效果 (salt-out, 鹽析析出) (Shafiei et al., 2022)，增進穩定性之離子排序為 $MgCl_2 > CaCl_2 > Na_2SO_4 > NaCl$ ，在本研究之系統中，最主要鹽類應該是 NaCl，可能對乳化液穩定性助益較少。而關於氯化鈉之濃度對乳化液穩定影響，各研究有不同結果。有學者通過調查鹽度對乳化液穩定性的影響，觀察到隨著鹽度的增加，表面張力增加，導致液滴變大並聚結形成較大的液滴，最終降低乳液穩定性 (Maaref and Ayatollahi, 2018)。有學者在鹽度對表面影響的研究顯示 O/W 乳化液隨著 NaCl 濃度的增加，粘度和彈性模量均增加，界面活性劑的表面活性和乳化液的穩定性增加 (Alves et al., 2014)。也有其他學者得到了類似的結果。他們發現增加 NaCl 濃度會增加油水接觸界面活性劑分子表面的活性，這種現象

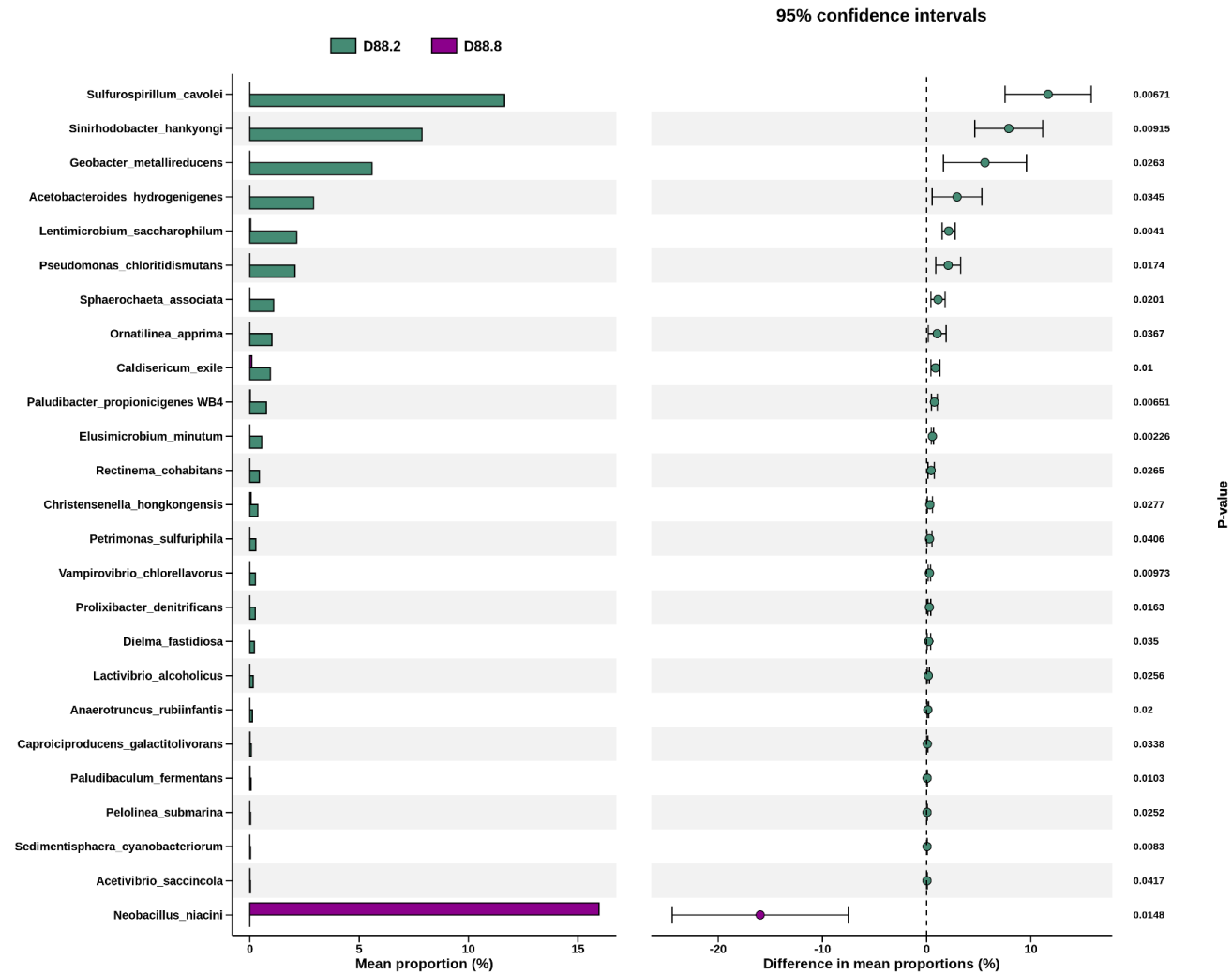


圖 5-10 第 88 天第 2 組與第 8 組之差異物種分析



會減小液滴尺寸並增加乳液通過降低表面張力來保持穩定性。結果表明，隨著增加鹽濃度，平均液滴尺寸變為更小，乳化液的穩定性增加(Kumar et al., 2020)。在本計畫之所使用之乳化液所經歷之 NaCl 可能是海水鹽度之 10%-30%之間，其中 NaCl 約占 30%，實際可能在 0.1%至 0.3%之間，故可能較純水環境下之穩定性更佳，經計算其他主要離子大約都在數百至數千 ppm 之間，可能仍處於相對地增進穩定性之區域。而在相反轉之後成為 W/O 之乳化液在海水鹽度下穩定性，也有學者進行研究，其結果顯示在四個模擬海水乳化液樣品中，模擬北海乳化液的 NaCl 和總溶解固體物（TDS）濃度最低，分別為 24.12 g/L 和 34.44 g/L，在近 24 小時內保持穩定，而模擬紅海乳化液的 NaCl 和 TDS 濃度最高，分別為 32.39 g/L 和 41 g/L，經 6 小時後，變得不穩定。這表明隨著鹽水濃度的增加，由於聚集和聚結率較高，W/O 乳化液液滴會變大，並且乳化液穩定性降低(Maaref and Ayatollahi, 2018)。但由於此研究並未進行 10%至 30%海水鹽度之研究，所以目前現場鹽度對 ISPIE 之 W/O 乳化液穩定性影響仍不確定。

另一原因可能因為底泥中具疏水親脂性的污染物種類眾多且濃度不一，因本研究並未分析其他污染物濃度，故以本實驗室先前於二仁溪底泥研究之實驗結果做為比較，二仁溪底泥之 ISPIE 操作可回收約 40%(黃以倫, 2022)。若使用 W/O 乳化液進行污染物回收，BDE-209 欲傳輸於乳化液油相液滴中可能會因其分子量、濃度相較其他污染物低，導致 BDE-209 在所有污染物中的莫爾分率較低，進而影響有效溶解度（effective solubility），使得僅有少部分吸附於有機質顆粒上的 BDE-209 能成功脫附且溶解至乳化液油相液滴中，故導致 ISPIE 之 BDE-209 回收率下降。

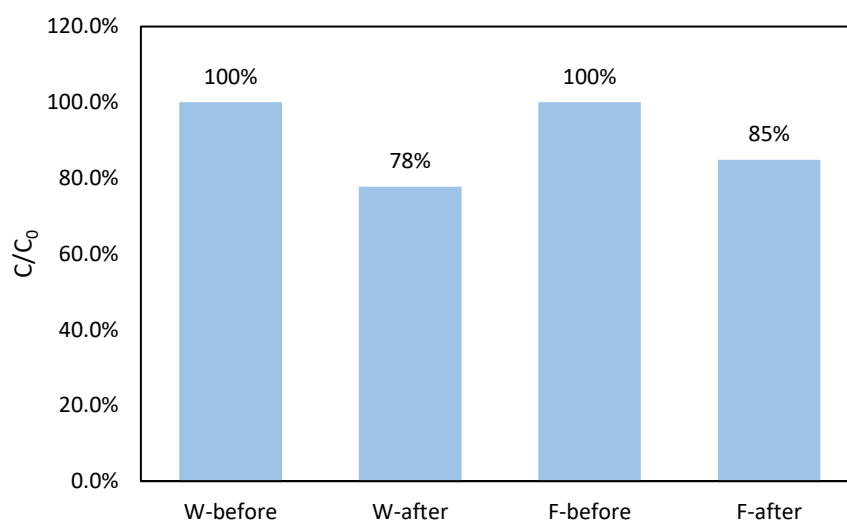


圖 5-11 管柱實驗 ISPIE 前後之底泥中 BDE-209 濃度差異

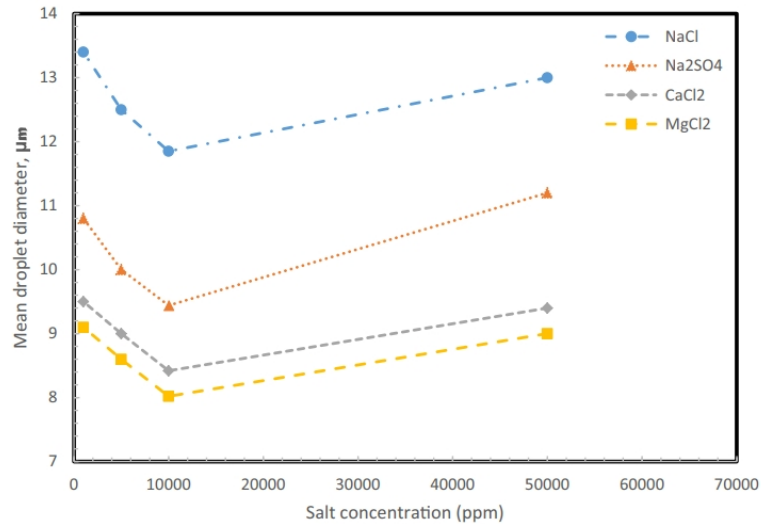


圖 5-12 不同鹽類對 O/W 乳化液液滴尺寸影響(Shafiei et al., 2022)

5.4.2. 管柱實驗 BDE-209 之 BiRD 去除結果與討論

BDE-209 之生物還原性脫溴之降解趨勢如圖 5-13 所示，風化組中生物還原性脫溴降解最佳之組別為 WNR 組的 47%，而添加組中降解最佳組別為 FNR 組及 FBA 組之 39%，可看出不論是風化組或是添加組，其 NR 組之生物還原性脫溴皆展現較佳之去除效率。而從圖中觀察 BA 之組別可看出 FBA 之降解效率較 WBA 高，推測原因為添加組別之污染物是添加於二甲基亞砜（Dimethyl sulfoxide, DMSO）中，其水溶性較佳故能增加生物可及性促使降解率之提升。

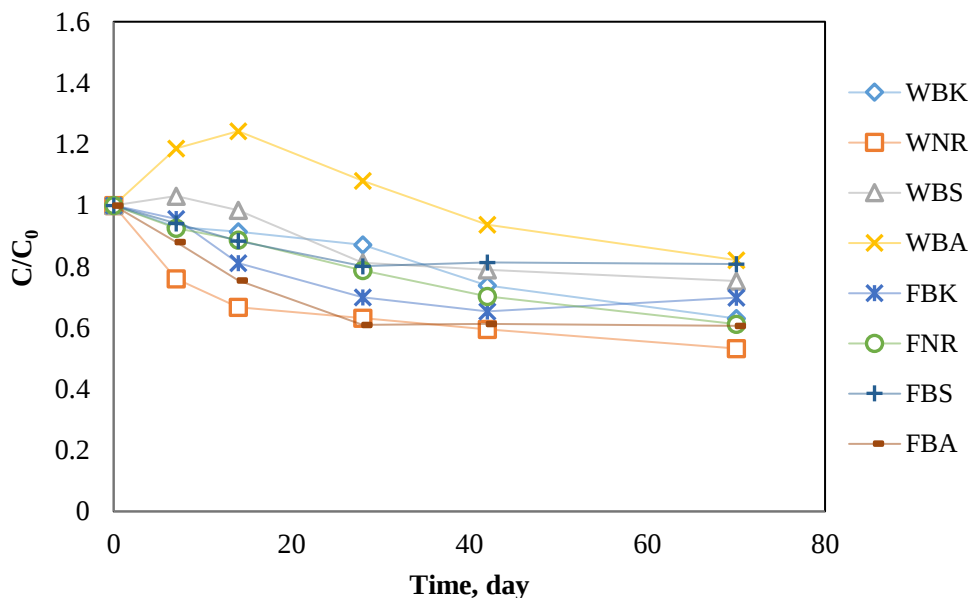


圖 5-13 管柱實驗底泥中 BDE-209 濃度變化圖

圖 5-14 及圖 5-15 分別為添加組及風化組之濃度變化，圖中 WNR 為尚未進行



ISPIE 技術之 BDE-209 濃度，I-WNR 為進行 ISPIE 技術後所檢測之結果，T-WNR 為經過 ISPIE 技術加上生物還原降解之總去除率。可看出在風化組中，WNR 依舊為降解最佳之組別，其降解率達 56%，於添加組中則以 FBA 為最佳降解組別，其降解率為 48%，可看出經過 ISPIE 技術可有效增加去除底泥中 BDE-209 之效率。與先前實驗室利用二仁溪底泥進行之研究相比，先前研究中最佳之生物降解去除率為 52% (林哲煒, 2021)，而本研究中之最佳之去除率為 47%，其去除率有些微差距，推測原因為南崁溪底泥中高重金屬濃度可能影響微生物之降解效率。

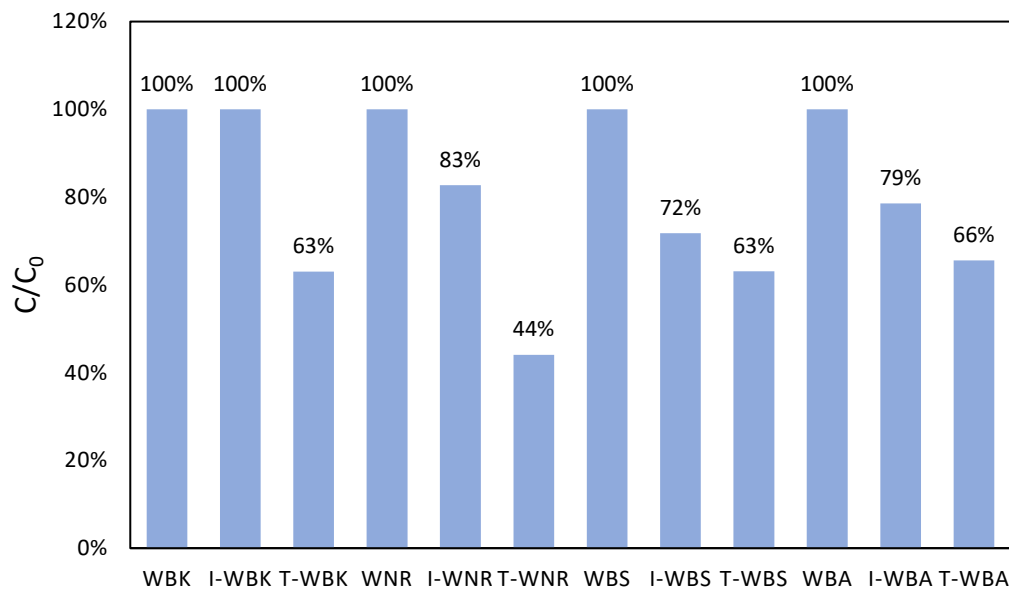


圖 5-14 風化組之 BDE-209 濃度變化

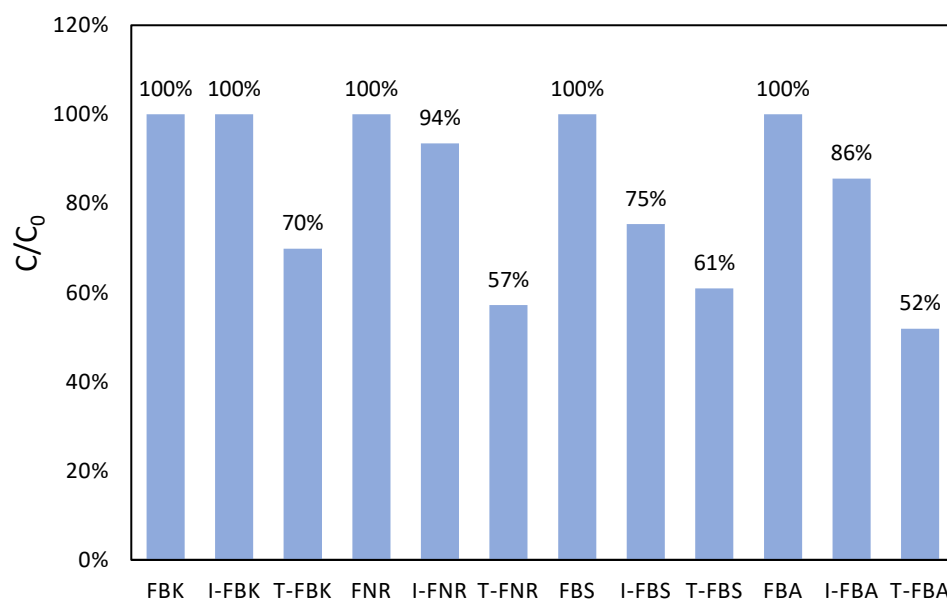


圖 5-15 添加組之 BDE-209 濃度變化



5.5. 管柱實驗之 TGS 結果

圖 5-16 為管柱實驗第 0 天與第 70 天之 TOP 10 物種相對豐度圖。可於圖中觀察出於第 0 天時，風化組與添加組之菌群分布較不相同，推測是因添加組額外加入較高濃度之 BDE-209，使微生物群落分布產生改變。接著以第 0 天與第 70 天之風化組互相比較，可以看出有使用 ISPIE 技術之組別，如 WNR、WBS、WBA 組別之菌種分布與 WBK 較不相同。額外添加由現地提取出之馴養菌群的 WBA 和 FBA 之組別，可看出不論是第 0 天與第 70 天之微生物群落分布皆與其他組別無明顯差異，推測額外添加之菌群可能無法有效改變現底泥中之微生物群落分布。

Sulfurisoma sediminicola 為一種曾於淡水湖底泥中分離出之革蘭氏陰性菌，能夠將硝酸鹽進行還原的兼性厭氧菌，能夠利用氧化硫代硫酸鹽、元素硫和氫進行自營生長，另能於乙酸鹽、富馬酸鹽、乳酸鹽、蘋果酸鹽、丙酸鹽、丙酮酸鹽和琥珀酸鹽進行異營生長(Kojima and Fukui, 2014)，有文獻指出 *Sulfurisoma sediminicola* 於能降解鄰苯二甲酸酯(Phthalate esters, PAEs)之活性污泥中富集，且文獻中指出 *Sulfurisoma sediminicol* 為降解 PAEs 活性污泥中之關鍵物種(Hung et al., 2023)。另文獻報導 *Sulfurisoma sediminicol* 也於降解乙酸產甲烷維生群落中被發現，研究表示此菌株對於抗生素具有相當的耐受性，且其豐度與恩氟奎林羧酸(Enrofloxacin, EFX)呈現正相關(Wang et al., 2020a)，學者 Wang 等人發現，在添加硫酸鈉與小麥秸稈處理鎘(Cd)污染之土壤微生物中發現 *Sulfurisoma* 屬之富集(Wang et al., 2020)，有研究發現 *Sulfurisoma* 屬具有能夠還原高氯酸鹽之能力(Wan et al., 2019)。

Syntrophotalea acetylenica 於淡水或海洋中之底泥分離出的革蘭氏陰性菌，此菌種能夠於厭氧條件下通過乙炔水合酶和乙醛歧化酶將乙炔發酵成乙酸或乙醇(Schink, 1985)，在發酵過程中能夠累積少量的氫氣(Seitz et al., 1990)，作為脫鹵微生物之電子供給者及碳源，促使微生物群落降解鹵化有機溶劑(Mao et al., 2017)。

Nitrospira moscoviensis 從腐蝕鐵管區域之樣品中分離出之革蘭氏陰性菌，為環境中最廣泛分布的硝化菌之一，此菌種能夠利用亞硝酸鹽做為能量來源且以二氧化碳做為唯一碳源進行生長(Ehrich et al., 1995)，學者 Koch 等人研究發現 *Nitrospira moscoviensis* 能夠將尿素分解為氨和二氧化碳(Koch et al., 2015)，另有研究發現此菌株能利用氰酸鹽做為能量來源產生成銨(Palatinszky et al., 2015)，相關文獻提出 *Nitrospira moscoviensis* 可以在沒有亞硝酸鹽的情況下以氫氣做為其唯一的能量來源進行生長(Leung et al., 2022)，*Nitrospira moscoviensis* 常被發現富集存在於處理低氨濃度廢水之處理場的活性污泥中(Jeong et al., 2021)。



Denitratisoma oestradiolicum 從污水處理廠的活性污泥分離出之革蘭性陰性菌，能利用 17β -雌二醇做為唯一碳源和能量來源，其通過將硝酸鹽進行還原形成 N_2O ，過程中會產生亞硝酸鹽，而 17β -雌二醇則被完全氧化為二氧化碳和水。能以硝酸鹽做為電子接受者，於脂肪酸、異丁酸、乳酸鹽、丙酮酸鹽、富馬酸鹽和琥珀酸鹽生長(Fahrbach et al., 2006)。學者 Chen 等人研究指出，此菌種具有能夠於厭氧條件降解環境中之雌激素之能力(Chen et al., 2019)。有文獻指出 *Denitratisoma oestradiolicum* 富集於能夠降解鄰苯二甲酸二甲酯(Dimethyl phthalate, DMP)之微生物群落中，且其豐度隨 DMP 之濃度增加而增加(Xu et al., 2021)，有文獻報導 *Denitratisoma oestradiolicum* 能夠將硝基苯進行氧化且能夠將於脫硝過程中將二甲苯轉化為二氧化碳(Zhang et al., 2018)。相關研究發現此菌種富集於受多環芳香烴污染土壤中之植物根系間的微生物群落(Kawasaki et al., 2012)。有文獻指出 *Denitratisoma oestradiolicum* 富集於遭受 PBDEs 和 PCBs 污染之土壤微生物群落中(Song et al., 2015)。

Georgfuchsia toluolica 為一種從受芳香烴污染之垃圾掩埋場滲出液的鐵還原含水層中分離出之嚴格厭氧脫硝菌，其能夠於厭氧條件下利用硝酸鹽或三價鐵做為電子接受者，且此菌種只能利用芳香族化合物做為電子供給者，並不利用氫和有機酸等進行生長，常用之電子供給者為甲苯、乙苯、二甲苯、苯酚、對甲酚、間甲酚、苯甲醛和羥基苯甲酸酯(Weelink et al., 2009)，有文獻指出 *Georgfuchsia toluolica* 富集於遭受 BTEX 污染的地下水微生物群落中(Staats et al., 2011)。

Desulfobacca acetoxidans 是從實驗室規模中的上流式反應器中活性污泥分離出之硫酸鹽還原菌，此菌種能利用乙酸鹽做為唯一電子供給者及碳源，將硫酸鹽、亞硫酸鹽和硫代硫酸鹽做為電子接受者進行還原(Oude Elferink et al., 1999)，有文獻報導 *Desulfobacca acetoxidans* 存在利用乳酸或乙醇做為電子供體處理酸性含金屬及硫酸鹽廢水反應器中的微生物群落(Kaksonen et al., 2004)，研究發現 *Desulfobacca acetoxidans* 存在於遭受汞污染之河川底泥微生物群落中(Mosher et al., 2012)，有研究發現曾於受汞污染之農田土壤中發現此菌種之存在(Salam et al., 2019)，相關研究指出 *Desulfobacca acetoxidans* 在去除硫酸二甲酯(Dimethyl sulfide, DMS)的生物過濾器系統中存在(Chung et al., 2010)，學者 Zhang 等人研究指出於遭受十溴二苯醚與四溴雙酚 A 共污染土壤中之微生物群落發現 *Desulfobacca acetoxidans* 相似菌種(Zhang et al., 2015)。

Romboutsia timonensis 於人類腸道中分離出來的革蘭氏陽性菌(Ricaboni et al., 2016)，能夠利用蔗糖、葡萄糖、果糖將其發酵產生乙酸、乳酸、 H_2 和 CO_2 ，文獻指出於在活性污泥中添加十二烷基苯磺酸鈉(Sodium dodecylbenzene sulfonate,



SDBS) 和 pH 值控制之結合系統的連續產酸發酵過程中, *Romboutsia timonensis* 被發現為優勢物種(Muhorakeye et al., 2022), 學者 Subari 等人研究發現於能同時去除銨和錳的慢砂生物過濾器中微生物群落發現 *Romboutsia timonensis* 的存在(Subari et al., 2018), 此菌種也存在於能降解石油的微生物群落中(Hedao et al., 2018), 在含有磺胺類抗生素 (Sulfonamide antibiotics, SAs) 消化池中發現 *Romboutsia timonensis* 富集於其中的微生物群落(Saha et al., 2023), 於低溫沼氣發酵系統內的微生物群落也發現此菌種的存在(Yang et al., 2022)。

Clostridium disporicum 為一種從鼠類盲腸中分離出之革蘭氏陽性菌, 能利用碳水化合物產生乙酸鹽、丁酸鹽和氫氣, 文獻報導此菌種存在於利用藻酸鹽進行產酸之微生物群落中(Seon et al., 2014), 其可能做為本微生物群落中之產氫菌。

Desulfatitalea tepidiphila 為一種從底泥中分離出之硫酸鹽還原菌, 能利用硫酸鹽和硫代硫酸鈉做為電子接受者, 在硫酸鹽做為電子接受者的情況下, 乙酸鹽、琥珀酸、甲酸鹽、丙酸鹽、正丁酸鹽、丙酮酸鹽、富馬酸鹽、酵母萃取物和乳酸鹽能夠做為電子供給者和碳源, *Desulfatitalea tepidiphila* 也曾於能降解石油的微生物群落中被發現(Higashioka et al., 2013), 在海洋底泥中油漆顆粒外層之生物膜群落中也發現 *Desulfatitalea tepidiphila* 的富集(Tagge et al., 2019), 此菌種存在於受輕油污染之硫酸鹽還原菌群中(Menon and Voordouw, 2018)。

綜上所述, 可發現批次實驗與管柱實驗中之 TOP 10 並無相同之菌群, 但其中皆具有可能可以協助降解環芳香烴之化合物。

圖 5-17 為管柱實驗之 TOP 35 物種聚類熱圖, 於圖中可觀察出經過 ISPIE 技術之組別微生物群落分佈皆有較明顯的變化。其中可看出第 0 天與第 70 天之 WNR、WBS 和 WBA 組別之物種豐度有顯著差異, 在第 70 天時三個組別中 *Syntrophus aciditrophicus*、*Sunxiuqinia rutila* 和 *Syntrophotalea acetylenica* 之豐度有明顯增加。

Syntrophus aciditrophicus 為一種從活性污泥分離出之革蘭氏陰性菌, 此菌種可利用氫氣、甲酸鹽、苯甲酸鹽、丁酸鹽及己酸鹽等進行生長,(Jackson et al., 1999), *Syntrophus aciditrophicus* 能與產甲烷菌或硫酸鹽還原菌共培養時將苯甲酸鹽代謝為乙酸、氫氣和 CO₂(Elshahed and McInerney, 2001), 有文獻提出此菌種能於共生系統中協助降解芳香族化合物(Geng et al., 2020)。 *Sunxiuqinia rutila* 於漁港底泥中分離出之兼性厭氧菌, 目前對於此菌種的研究並不多。

與第 0 天相比在第 70 天之添加組的 FNR、FBS、FBA 能觀察到 *Desulforhabdus amnigena*、*Romboutsia timonensis*、*Terrisporobacter mayombeii*、*Clostridium*

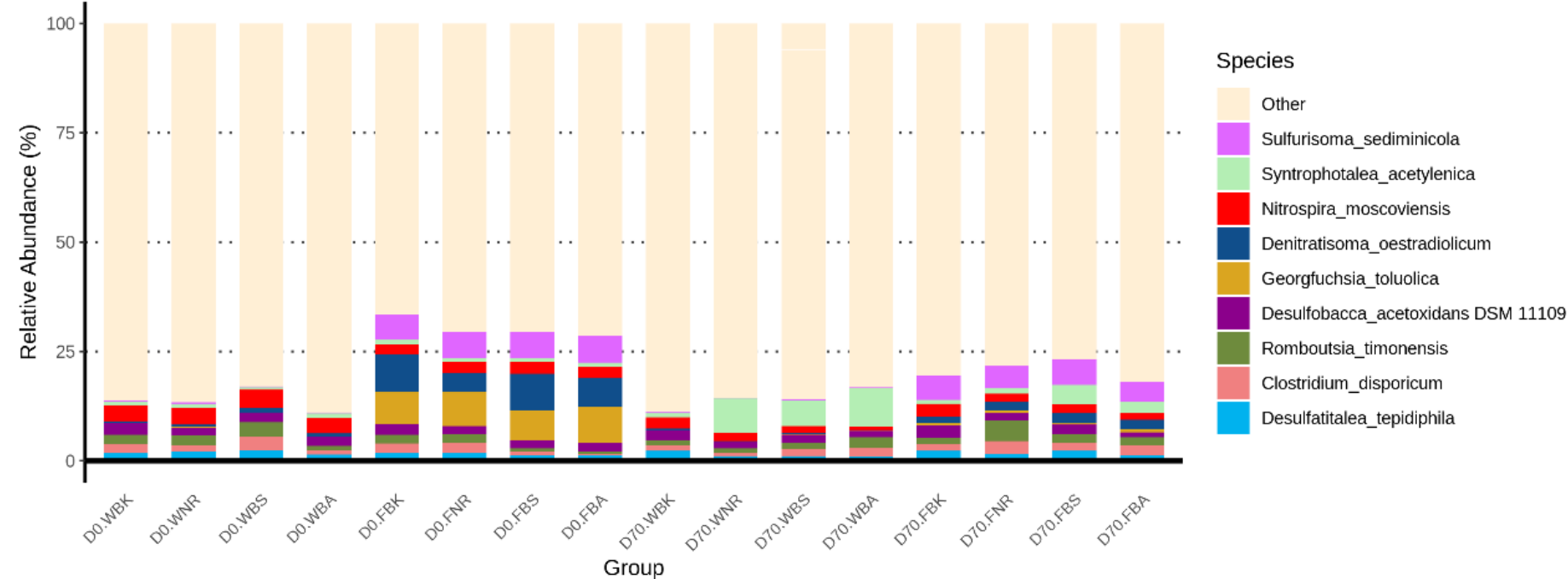


圖 5-16 管柱組別之 TOP 10 物種相對豐富柱狀圖

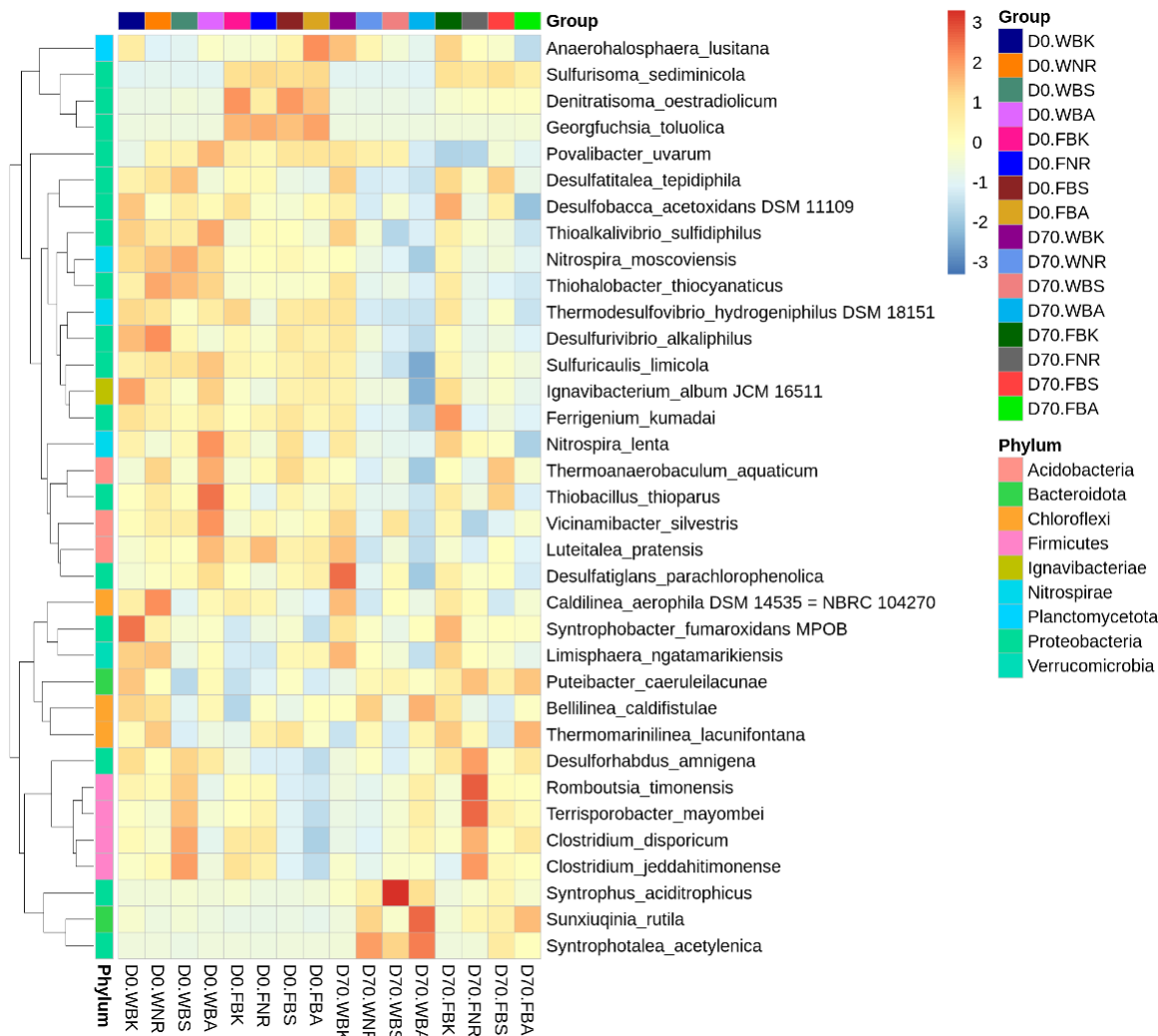


圖 5-17 管柱組別之 TOP 35 物種聚類熱圖

disporicum、*Clostridium jeddahitimonense* 之相對豐度變多，其中 *Romboutsia timonensis* 和 *Clostridium disporicum* 也於批次實驗樣品定序中也有被發現，*Romboutsia timonensis* 為一種發酵菌，能夠將蔗糖、葡萄糖、果糖發酵產生乙酸、乳酸和 H_2 ，而 *Clostridium disporicum* 能利用碳水化合物產生乙酸鹽、丁酸鹽和氫氣，其發酵產物能夠做為系統中脫鹵菌群之電子供給者。*Desulforhabdus amnigena* 為一種厭氧硫酸鹽還原菌，能夠利用 H_2 、甲酸、乙酸、脂肪酸、乙醇、乳酸和丙酮酸等有機化合物做為碳源和電子供給者將硫酸鹽、亞硫酸鹽、硫代硫酸鹽還原 (Kuever et al., 2015)，有文獻報導於能降解甲苯之微生物群落中發現與 *Desulforhabdus amnigena* 相似的菌種存在 (Tsukuda et al., 2022)，有文獻指出此菌株具有能夠協助降解烷烴、苯和多環芳香烴之能力 (Liao et al., 2019)。*Terrisporobacter mayombeii* 為一種從剛果人民共和國之熱帶雨林中白蟻之腸道分



離出的嚴格厭氧菌，此菌種能夠在遇到高溫時形成內孢子菌存活，能夠利用 H_2 和 CO_2 發酵成乙酸，另能利用葡萄糖、果糖、澱粉、甘油、甲酸、丙酮酸和半乳糖醇等物質發酵產生乙酸(Kane et al., 1991)。從上述之菌種可發現，經由 ISPIE 技術之組別於第 70 天皆發現產氫之菌種出現，證實經由 ISPIE 技術能夠使產氫菌群成為管柱中優勢菌群之一，產生之氫氣能提供脫鹵微生物將 BDE-209 進行還原脫溴之反應。將本研究管柱實驗之菌相分析與先前實驗室所做研究之菌相分析進行討論(林哲煒, 2021)，如圖 5-18。兩次研究之差異為研究選址不同，本研究是利用南崁溪之底泥進行研究，而先前則是以二仁溪作為研究場址。其研究是以生物降解較好之組別與 BK 組進行比較，而因先前研究僅利用次世代定序，故只能觀察至屬(林哲煒, 2021)。從圖 5-18 中可以看出其微生物群落之分佈與本研究之微生物群落分佈皆無重複之菌屬，而先前研究中與 BDE-209 降解最相關菌屬為 *Arenibacter* 及 *Marinobacter* 也與本研究最相關菌屬不同，推測原因為底泥中之主要污染物可能不同，另一原因可能為南崁溪底泥中具有較高之汞濃度，可能導致菌群群落之變化，造成其微生物群落之分佈不同。

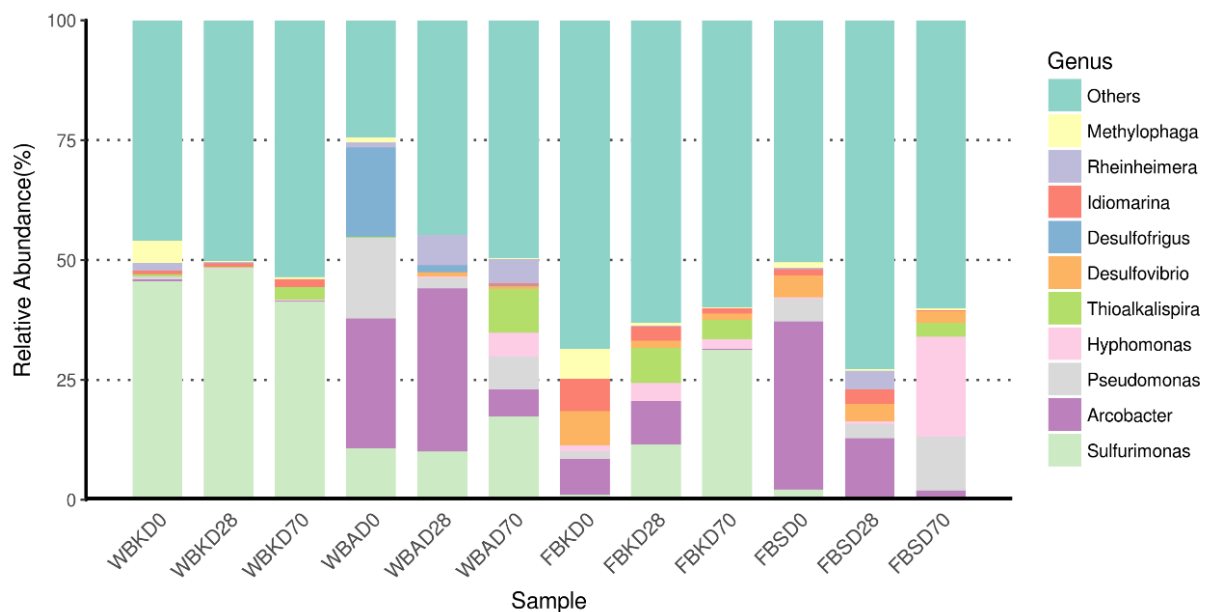


圖 5-18 TOP 10 物種相對豐富柱狀圖

5.6. 批次實驗 TGS 資料之機器學習

5.6.1. 三氯乙烯生物降解之批次實驗之機器學習先期測試結果

由於在尚未進行本計畫所產出之 TGS 資料之前，已經進行三氯乙烯(trichloroethylene, TCE) 生物降解 90 筆資料集(Cheng et al., 2023)之機器學習，其結果說明如下。首先，說明資料前處理部分，由以下微生物動力方程式，可推得 ASVs 之 Copy 數與 TCE 降解濃度間之關係，由於是在厭氧情況下進行還原脫氯之鹵呼吸



反應 (dehalorespiration) 且因 TCE 濃度很低，故可依 $S \ll K_S$ 之情況進行推導。

$$\frac{1}{x} \frac{dx}{dt} = \mu = \frac{\mu_{max} S}{K_S} = kS$$

其中 x = 微生物細胞濃度 (cells/L) 也可等同於 ASV 的 copy 數， μ 為比生長速率， t 為時間 (day)； S 為基質濃度，也等同於總氯化乙烯類化合物之莫耳濃度 (M)； μ_{max} 是最大比生長速率 (1/day)； K_S 是半飽和係數。

$$k = \frac{\mu_{max}}{K_S}$$

且因 TCE 降解應遵循一階降解模式，總氯化乙烯降解則是近似一階降解模式，故

$$\frac{dS}{dt} = -k'S$$

整理得

$$\frac{1}{x} \frac{dx}{dt} = -\frac{k}{k'} \frac{dS}{dt}$$

積分之

$$\int \frac{1}{x} dx = -\frac{k}{k'} \int dS$$

$$\ln x \Big|_{x_0}^{x_t} = -\frac{k}{k'} S \Big|_{S_0}^{S_t}$$

可得

$$\ln \frac{x_t}{x_0} = \frac{k}{k'} (S_0 - S_t)$$

所以，需將兩時間點之 ASVs 之 Copy 數之比值先取自然對數值，再與總氯化乙烯類之莫耳濃度差，再進行機器學習。如果不使用機器學習，直接以人力進行 746 種 ASVs 中任取 i 種進行迴歸計算，將有 3.70×10^{224} 種 ASVs 組合方式需要進行計算 (如下)，才能選出最佳之組合，故需機器學習進行計算。

$$\sum_{i=1}^{746} C_i^{746} = 3.70 \times 10^{224}$$

模型選用部分是採用 auto-sklearn 將處理好的資料讓機器搜尋最佳的模型 (按：Auto-sklearn 採用元學習 [Meta Learning] 選擇模型和超參數優化的方法作為搜尋最佳模型的重點)，所搜尋出的最佳模型是 Gaussian Process Regressor (GPR)，GPR 的優點如下：(1) 良好的預測性能：GPR 模型在處理非線性、非平穩、噪聲較大的數據時表現出色。(2) 非參數性：GPR 是一種非參數模型，它不需要假設數



據的具體概率分布，而是通過建立目標變量的概率分布來進行預測。次佳模型是 Random Forest Regressor (RF)，RF 的優點有易於衡量相對重要性，透過查看使用某特徵的節點來減少森林中所有樹木的雜質；可以很容易衡量出該特徵的重要性多功能，因為隨機森林可用於分類和迴歸分析，所以用途非常廣泛；不過度擬合與高準確度。

此資料由使用微生物群系再造 (microbiome reengineering, MR) 技術之 TCE 生物降解實驗所產生，即改造現地原有微生物菌群結構，來提升 TCE 降解能力，以降低生物降解過程中，中間有毒副產物累積的機率，經過熱篩之菌群與原始菌群相比可提升高達 70 倍以上之 TCE 降解速率(Chan et al., 2021)；另透過溫度、鹽度、pH 值、含水率四種環境因子，進行微生物群系再造產生此資料集。利用上述方法的 90 筆的資料集，包含 746 種 ASVs，進行相關實驗數據前處理及分析，利用機器學習 (Machine learning) 領域中的高斯過程回歸 GPR 與 RF，在菌群當中自行尋找特徵，找出對於 TCE 降解最有效率的菌群。經預處理後的資料集切割成訓練集 (training set) 和驗證集 (validation set)，採特徵挑選方式，利用柏拉圖的比例挑選，將調整過的模式去一一找到最佳的比例，經過不同比例的測試後，在訓練集與驗證集比例為 7:3 的情況下，訓練集與驗證集的判定係數 R^2 分別為 0.82 與 0.81。判定係數 R^2 計算方式如下

$$\bar{y} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n y_i$$

其中， $\bar{y}$ 是實測值之平均值， y_i 是實測值。

$$SS_{tot} = \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2$$

$$SS_{res} = \sum_{i=1}^n (y_i - f_i)^2$$

其中， f_i 是預測值， y_i 是實測值，則判定係數 R^2 如下

$$R^2 = 1 - \frac{SS_{tot}}{SS_{res}}$$

在 746 種 ASVs 中，取其 ASVs 數量約 13.5%，可以得到最高的判定係數。可以看到影響總氯化乙烯濃度前三的菌種分別為 ASV426、ASV224、ASV356；其中 ASV426 的相關係數 R^2 為 0.4969 為最高，與文獻結果一致 (Cheng et al., 2023)，顯示透過人工智慧篩選，可以初步有效的篩選出最佳降



解效率的 ASV。表 5-6 與表 5-7 顯示兩種方法進行學習後之成果，GPR 結果顯示：將資料集切分為 7:3 比例進行學習，可得到最佳之學習成果，由圖 5-19 可見，在 13.5%處出現判定係數 R^2 之最高值，約 82%；FR 之學習成果則非常有限，判定係數 R^2 均偏低。本研究結果顯示，透過訓練 GPR 模式進行篩選，有利於找出最佳降解效率的菌群，預期再累積更多的實驗數據後，將有助於提供污染場址生物復育整治工作的效率提升。

表 5-6 GPR 學習結果

項目		判定係數 R^2	MSE
Training : Test 8:2	Training	0.97	55.41
	Test	0.78	264.09
Training : Test 7:3	Training	0.96	60.12
	Test	0.82	299.04

表 5-7 RF 學習結果

項目		判定係數 R^2	MSE
Training : Test 8:2	Training	0.91	155.31
	Test	0.28	845.26
Training : Test 7:3	Training	0.90	161
	Test	0.31	1122.03

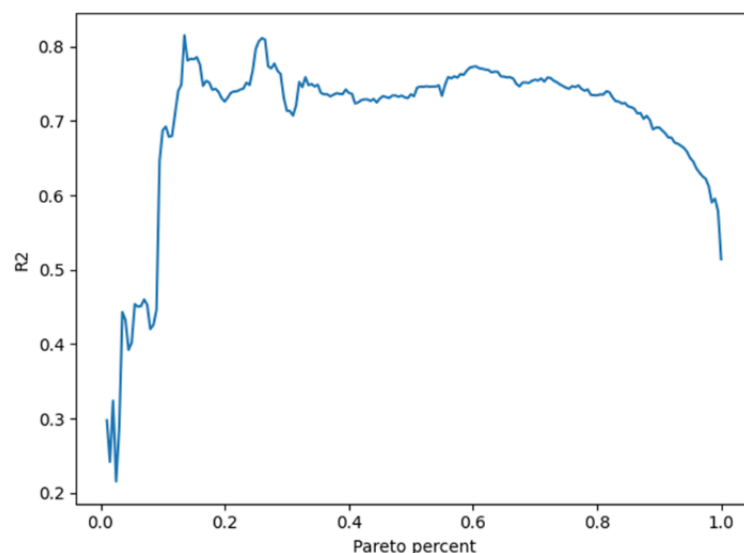


圖 5-19 TCE 降解資料集之機器學習之 Pareto 圖

5.6.2. 本計畫批次實驗 BDE-209 與汞移除之機器學習結果

依照前述 TCE 資料集之作法，將批次反應 BDE-209 的資料經前處理後，用 Auto-



sklearn 自動搜尋最佳的模型，其結果如圖 5-20 所示。因資料太少，無適合模型可供進行機器學習。經與共同主持人吳俊霖教授團隊討論，前述 TCE 資料集之 90 筆資料對一般機器學習而言，也是極度偏少。一般機器學之資料數量應該要有數百至一千筆以上，才能進行有效學習。由於每次送樣 ASVs 編訂均不同，故本團隊必須自行學會由定序序列一致編成 ASVs 編號之資料處理 pipeline 之作法，否則委外處理一次就需要花費 8-9 萬元（如將批次反應之 3,162 個 ASVs 與管柱試驗之超過 9,000 個 ASVs 之數據進行整合），實非目前計畫經費能夠負擔，此處也希望第 2 年計畫能夠有足夠經費進行則夠多的 TGS 資料集 (datasets)。其次，將汞之資料輸入，即可用 Auto-sklearn 自動搜尋最佳的模型，因為資料過少，無法選擇有效模型。若以 GPR 與 RF 試行，則得結果如表 5-8 及 5-9 所示。

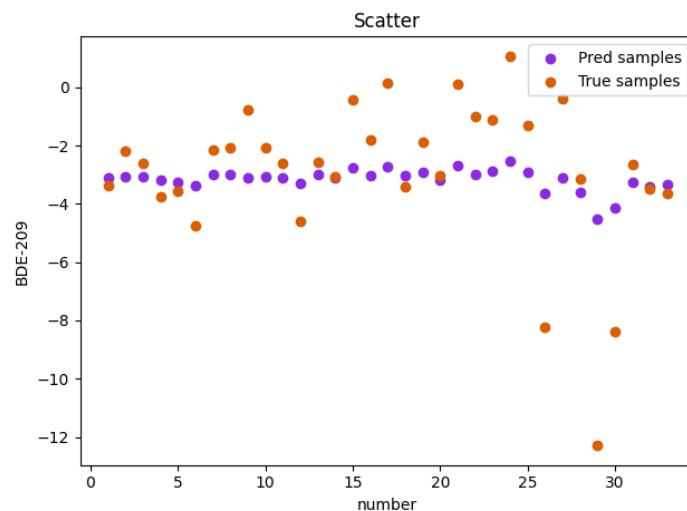


圖 5-20 BDE-209 降解資料 Auto-sklearn 自動搜尋結果

表 5-8 本計畫總汞之 GPR 學習結果

項目		判定係數 R^2	MSE
Training : Test 8:2	Training	1	3.78×10^{-20}
	Test	-0.26	0.79
Training : Test 7:3	Training	1	3.69×10^{-20}
	Test	-0.02	1.86

表 5-9 本計畫總汞之 RF 學習結果

項目		判定係數 R^2	MSE
Training : Test 8:2	Training	0.81	0.73
	Test	-0.53	0.95
Training : Test 7:3	Training	0.84	0.58
	Test	-0.41	2.57



5.7. 實務應用的適用情境及限制

ISPIE/BiRD 技術在應用情境及其限制部分可分為三方面：污染物、底泥條件、水文天候、大規模施作條件與設計，以下依序說明。污染物部分：目前經過驗證可應用於靈丹 (γ -HCH)、滴滴涕 (DDT)、六氯苯、多氯聯苯、BaP 與 BDE-209。已經試驗過之污染物相關物理化學特性列表如表 5-10 (Kwon et al., 2006; Mackay and Hickie, 2000; Unknown, 2015b)，由此表可見，適用之污染物均屬於疏水性有機污染物，有鹵化與非鹵化之污染物，結構式可含苯環或不含苯環（如 γ -HCH），最主要之因子是 $\log K_{ow}$ 值應介於 3.7-10.0 之間，水中溶解最好小於 10.0 mg/L（或是 10,000 μ g/L）且屬於在自然條件下難以降解之污染物，此為目前所知的污染物應用範圍與限制。

底泥條件部分，較為適合之底泥溫度不宜過低，最好是在均溫在 20°C 左右尤佳（參見田口實驗結果）且黏粒成分建議應在 15% 以下。由田口實驗 pH 值影響最為顯著，pH 值是工程上可調整之參數，有機質與乳化液之影響不如 pH 值顯著，亦即其變動也不致影響結果過多，故大部分情況應該均可適用。

水文天候部分則是應避開洪汛期間，一是現地整治設施易遭破壞且底泥可能流失，一是增加操作難度與人員安全風險。由於大部分地區均有枯水期與豐水期之分，本技術適用於枯水期進行，且因工期短（70-140 天之間即完成整治），故可於單一枯水期即完成，此為現地水地質條件之應用範圍與限制。

濃度範圍就目前已經嘗試者，均可適用，目前已經嘗試多氯聯苯大約是 10 mg/kg 以下，BDE-209 則是約 9 mg/kg 以下，最低濃度則是建議要在 0.050 mg/kg 以上，否則去除效果可能受限於 GC-ECD 之檢測極限，而無法確認。ISPIE/BiRD 之去除機制主要就是 ISPIE 的加熱脫附以及提供油相增加其快速溶入油相之機會，BiRD 部分則是厭氧脫溴反應。

經濟與操作可行性方面，先就經濟性說明如下。由於本技術僅涉及乳化液製作、乳化液加熱與管柱灌注、高濃度廢液回收處理（可能以焚化方式處理）以及後續之自然衰減與監測，最主要之費用在於乳化液之原料費用、灌注之機械設備與能耗、水上作業之船舶租賃費用，此部分可參考表 5-11 與附錄四。且因實驗結果是以 WNR 效果最佳（即僅操作 ISPIE，不添加額外營養物或是馴養完成之微生物），可省卻許多製備營養物與馴養微生物之費用，經濟性更佳。

大規模施作時操作可行性部分，應考慮以下因素：(1) 確定現地污染濃度之熱區（hot spot）；(2) 確定底泥深度 0 至 30 公分並無明顯阻礙物；(3) 預先完成可插入底泥中進行熱乳化液灌注與回收之設備；(4) 可吊掛該設備之船隻；(5) 可在該船



隻上安裝進行現場加熱與稀釋之設備。欲確定現地污染濃度之熱區 (hot spot)，可由底泥中總有機碳 (total organic carbon, TOC) 掃描結果得知。另一主要限制可能在於目前部分底泥環境過於髒亂，有大型建築廢棄物者將較不易進行，因為灌注設施仍需壓入底泥中才能施作，如有混凝土塊或是巨石將阻礙機具壓入之施作程序，此部分必須排除。預先完成可插入底泥中進行熱乳化液灌注與回收之設備，本技術因為須將熱乳化劑直接注入底泥中，故必須要有客製化之半封閉式灌注及回收設施。本技術仍然有其限制，因為是將溫熱之 O/W 乳化液自底泥下方向上傳輸，故底泥之水力傳導係數必須在合理範圍內，如果是屬於黏土質，則可能等候 4.0 PV 追加水之流經時間可能過長。因此，在表層底泥為砂質壤土之場址最為可行，如台南安順廠之海水池底泥以及此計畫之南崁溪下游匯流處場址就是一極為理想之應用場址。依據目前在現場整治之經驗，每次颱風暴雨之後，河道中之底泥搬遷與重新沉降之厚度可超過 10 公分，由於本試驗有事先在實驗底泥上方加鋪一層白色石英砂，尚可區辨新近沉降之現場底泥，在大規模整治時應該考慮此點，應在完成 ISPIE 回收作業後，在底泥上方也加鋪一層乾淨之石英砂。

比較 107~108 年應用 ISPIE/BiRD 對於多氯聯苯污染整治的成效與本計畫成效，說明如下。在適用條件部分，如前所述，兩不同場址（二仁溪與南崁溪）與不同污染物（多氯聯苯與 PBDEs），應該均屬於可適用之範圍內。底泥性質部分，二仁溪之底泥較多細小顆粒，南崁溪則以砂粒居多；但是南崁溪底泥之有機質偏高，恐不利於有機污染物之脫附與生物可及性。BiRD 去除機制部分應該均屬於還原脫鹵反應，在同樣之生物可及性下，BDE-209 之降解應較 Aroclor 1254 更加容易，但若因生物可及性不佳，則可能反而導致整治效果不佳。

表 5-10 PBDEs 及其他 POPs 之物理化學特性

污染物	分子量 (g/mole)	log K_{ow} 值	蒸氣壓 (Pa, 25°C)	水中溶解度 ($\mu\text{g/L}$)
HCB	284.78	5.73	1.09×10^{-5}	6
Aroclor 1254	328	6.5	7.71×10^{-5}	12, 57
γ -HCH	290.83	3.72	4.20×10^{-5}	7300
DDT	354.51	5.18; 6.91	1.60×10^{-7}	25
BaP	252.3	6.04	7.0×10^{-7}	3.8
BDE-209	959.2	10.0	4.63×10^{-6}	<0.1

5.8. 現地條件對於相反轉乳化機制之影響

就目前所知，溫度與鹽度對相反轉乳化液有顯著影響，過高之離子濃度對乳化系統之穩定均有影響，所以乳化液皆有影響，有可能造成負面影響。有學者曾經針對 octoxynol 9 NF 之非離子界面活性劑之乳化進行研究，發現疏水相之物質



也有影響，因為該界面活性劑可能原本就與待乳化之疏水相物質不互溶。硝酸鹽類似乎較硫酸鹽類之影響較大，如果是原本可以溶入之疏水相物質可能因為鹽類加入而不穩定，但原本不互溶之疏水相物質可因加入鹽類而提升溶入之程度 (Schott and Royce, 1983)。另有學者研究與本研究所使用之乳化液系統較接近之 Tween 系列非離子型界面活性劑乳化液穩定性，發現加入 0-0.05M 之 NaCl 情況下，油顆粒大小無明顯變化（表示乳化穩定），但在 1.0 M 以上時，可能會有破乳化及油水分層情況發生 (Hsu and Nacu, 2003)。由此看來，個別乳化系統（視疏水相與界面活性劑而定）對於鹽類濃度之耐受性不同，以本研究之乳化液而言，鹽度之影響應尚在可控範圍之內，尚不至於達到破乳化與油水分層之程度。溫度部分以台灣地區之河水溫度變化有限，在操作上之難度不高，應不致對 ISPIE 有明顯負面影響。

5.9. 不確定性、後續計畫之具體規劃與如何提高機器學習成效

參數與分析之不確定性的確存在，因為 BDE-209 之 $\log K_{ow}$ 值高達 10.0，可見其吸附（或是分布）於有機質之傾向非常高，且不易溶於水中（見表 5-11），水中溶解度小於 0.1 $\mu\text{g/L}$ 。因此在實驗中取樣時，常因為取樣誤差，可導致測值偏差甚大（即某一次採樣之有機質高，而另一次採樣之有機質偏低），批次實驗之部分數據是經過 3 至 4 次前處理與分析，取其平均值之結果。由於每次分析之前處理部分費用相當高，也導致經費應用相對拮据，目前總結取樣經驗，在 112 年現地模場試驗時，實驗之初將儘量將實驗之底泥均質化，實驗中也將採 4 分法採樣，因 BDE-209 不易揮發，不會因為攪拌等動作而蒸發逸失，可儘量降低數據之不確定性。

112 年計畫之具體規劃，則是(1)去除所有重金屬方面之研究，專注於 BDE-209 之研究；(2)改善現行採樣方式（採四分法），樽節經費；(3)將經費挹注於獲取更大量之 BDE-209 資料與 TGS 資料（320 個樣品產生 384 個資料集），以提供足夠數據集作為機器學習之案例；(4)由於數據前處理之依據是必須遵循一階動力模式，所以必須先取 6-7 次樣品，並將仍遵循一階動力模式時間範圍內之樣品，萃取其 DNA 送 TGS 定序（詳見 5.6.1 節說明）；(5)本報告中所提及 TCE 批次降解實驗之 90 筆資料即可產出良好機器學習之結果，但是 BDE-209 卻有困難，不僅僅是資料筆數過少，也存在終點濃度差異過小之問題（屬於資料結構之問題），也就是最終之濃度太過於相近，沒有明顯區別，為避免此情況，各自樣品將有各自之 BDE-209 檢測濃度與 TGS 定序結果；(6)如何確保機器學習成功，目前均以機器學習最前瞻之作法進行，即由程式自行隨機選取特徵值（或程式自行依一定方法學）後，再進行機器學習，在無法獲得有效學習之情形下，將採人工介入代為



選擇特徵值之方式進行，此種方法為早期人工智慧機器學習之方法，如此可確保機器學習必能成功。

至於如何將深度學習與現地之實驗結果相結合，以產出有意義之學習結果，其最關鍵之處即在於獲得足夠且具代表性的 TGS 資料及不同程度的降解結果。由於 TGS 檢測費已經在逐年降低，目前在大量委託之情況下，大約每件樣品費用在新台幣 5,500 元左右。但因近年來物價逐漸上漲，此單價費用是否能繼續下降，無法預料。在重新調整經費分布之情況下，預計 TGS 部分經費約占 176 萬元，其他耗材費約為 54 萬元。在改善取樣方式後，應可有效降低 BDE-209 檢測之不確定性，並且提升機器學習成效。具體之實驗設計請參考 112 年專案之計畫申請書。

5.10. 重金屬對於 BiRD 之影響

一般而言，重金屬對微生物之影響大多為負面，如土壤中重金屬可導致土壤微生物對碳源代謝減緩(Giller et al., 1998)，例如 Cr(VI)和 Cd(II)對固氮菌生長的不利影響，重金屬濃度為 150-300 mg/L 時，微生物之生物質量減少超過 50% (Diaconu et al., 2020)。銅在微量時是許多微生物生物酶之共同因子 (cofactor)，但在高濃度時，銅可視為殺菌劑，通常 1.33 mM (84.5 mg/L) 是用來區辨細菌是否屬於耐受銅細菌或是非耐受銅細菌(Trevors and Cotter, 1990)，本計畫之場址中銅之濃度多在 157 mg/kg 以上，若場址中無過量之 S^{2-} 與其形成沉澱，可能對 BiRD 有負面之影響。細菌對鋅之耐受性差異甚大，*Aspergillus niger* 對 1,000 mg/L 之鋅不敏感，但 *Pseudomonas putida* 在 pH 值為 8.0 時對鋅之 EC_{50} 為 0.14 mg/L(van Beelen and Fleuren-Kemilä, 1997)。汞在相當低濃度下就對微生物有極大影響，學者在 pH 7.2 下將格蘭氏陰性菌 *E. coli* 及格蘭氏陽性菌 *Bacillus subtilis* 暴露於 20 nM (0.00401 mg/L) 下，且攝入 (uptake) 比例各為 79 %與 82 %；在暴露 3 小時之生物累積因子高達 81 (Manceau et al., 2021)。*Sulfolobus solfataricus* 暴露於 $HgCl_2$ 之 EC_{50} 為 0.5 μM (0.1 mg/L) (Dixit et al., 2004)，若考慮 S^{2-} 可造成 HgS 沉澱之影響，水相濃度應遠小於 0.5 μM ，可能在 7.1×10^{-52} M 附近，亦即 1.4×10^{-49} mg/L。綜合而言，在底泥中超過上限值之重金屬對於微生物降解 BDE-209 應尚不致有負面影響，但若是離開海水（如 Cl^- 與 S^{2-} ），在重金屬進入水相情況下，其影響可能明顯不同。

5.11. 本技術與以往技術之成本效益與差異說明

本研究團隊之各項技術之成本效益說明詳見表 5-11，本實驗室自 2009 年與瑞昶科技公司合作申請科技部（現行政院國科會）產學合作計畫進行實驗室內之奈米乳化液與奈米氧化鐵之整合式底泥整治技術研發，發現奈米乳化液的確可以



有助於 Aroclor 1242 之降解(Chang et al., 2014)，而奈米氧化鐵的確可以相當快速的去除水相中的砷與鉻，其中尤以砷之單位吸附量為文獻中氧化鐵類吸附材中最高者，可達 340 mg/g (Chang et al., 2012b)；本技術於 2011 年及 2012 年申請土壤及地下水污染整治基金管理會之計畫獲補助後即開始進行現地之污染整治模場試驗，嘗試以奈米乳化液與奈米氧化鐵進行實場整治之模場試驗，結果顯示於試驗期間且最佳條件與開放系統下，140 天內可移除約 26%之重金屬鉛，苯降解 100%，Aroclor 1242 去除率為 91.4%，Aroclor 1254 則在 189 天之內可降解 75%。

後來針對 BDE-209 等高 Log K_{ow} 物質進行高油量乳化液之直接回收技術研發，發現單次操作有效回收具有致癌性之 BaP 達 31.4 至 73.6%，BDE-47 達 53.7 至 76.1%，BDE-99 達 47.5 至 91.4%，BDE-209 達 10.4 至 61.8%；且 BaP 降解最佳者為加入乳化液之組別，其半生期($t_{1/2}$)為 68.6 天，自然回復組則大於 462 天，第一階段模場試驗結果顯示二仁溪底泥中微生物對 DEHP 之降解能力的確比國際間之試驗結果為佳，其半生期為國際文獻數值之 1/20 至 1/30 之間；第二階段模場試驗則顯示現場風化之 PAEs 以 BBP 最容易回收，以總去除率而言，乳化液與釋氧劑添加之工程干預仍是較佳之方案。表面增強拉曼光譜用奈米金薄膜之方式進行 SERS 檢測後，靈敏性與專一性經過 40 樣品測試後均可達 100%，方法偵測極限為 6.67 mg/L，若以萃取液進行檢測，應可達 0.67 mg/kg 之方法偵測極限。

2015 年則是針對底泥中之重金屬與有機污染物進行磁性活性碳吸附與回收、針對局部高污染成分底泥進行現址玻璃化與針對容易懸浮之微小顆粒底泥則以改良式凝膠過濾法進行去除。三項技術研發均已顯現成效，磁性活性碳經證實對砷及汞重金屬具有良好吸附效果且遵循擬二階動力方程式，添加於底泥後之較佳回收時間為 1 至 4 小時之間，Aroclor 1254 之最佳去除率可達 81.9%。電磁感應加熱玻璃化之重金屬可固定 97.0-100.0%之重金屬，1,400°C 下直接玻璃化法經測試三處之底泥均能達到標準，進一步改良添加玻璃砂之方法可將溫度降低至 1,000°C，經測試三處底泥樣品，也均能達到標準。改良之凝膠已可初步分離粒徑不同之底泥顆粒，對 25 μm 以下之顆粒去除率可達 85%。

茲將各項技術之適用情況及其優缺點詳列如附錄四所示。由該表可見，本計畫與之前研發技術最大之差異在於利用原理、所需要投入材料、機具與能量相對較低，所需時間較短，且利用非生物整治技術之快速降解但成本較高與生物技術之分解速率較慢但成本較低之特性，在初期以非生物處理方快速降低其較高濃度，較低濃度則交由微生物進行後續降解處理。本技術兼採兩種技術之長，試圖以其最佳之互補形式進行污染場址整治，同時節省時間及節省經費，並且達成污染整治目標。

表 5-11 本實驗室所發展技術成本效益說明

技術項次及名稱	成本效益評估說明
1. 奈米乳化液促進微生物降解泥中萘、苯(a)駢芘與PCBs(已獲專利)	1. 藥劑機具成本：含奈米乳化液之大豆油與界面活性劑成本、高速攪拌機成本、升溫降溫成本，整體而言，成本低廉。 2. 施作成本：於河面上現場灌注設備成本、加壓灌注機具成本，船筏租賃成本。 3. 監測驗證成本：監測可由一般具檢測能力機構進行；驗證由合格代檢測機構進行。 4. 總評：成本低廉，但需長期整治，總體效益中等。
2. 以奈米氧化鐵進行重金屬回收	1. 藥劑機具成本：含 FeCl₂、FeCl₃ 與鹼劑成本、自動空溫攪拌機成本、清洗成本。整體而言，成本中等。 2. 施作成本：於河面上現場灌注設備成本、加壓灌注機具成本，船筏租賃成本，因不適合攪拌(恐揚起而散失)，僅能灌注且灌注點細密，成本較第 1 項技術高，但適用污染物不同。 3. 監測驗證成本：同第 1 項，但單項重金屬檢測價格較低。 4. 總評：成本低廉，但需長期整治，總體效益中等。
3. 整合奈米氧化鐵與奈米乳化液進行萘、苯(a)駢芘與PCBs整治與重金屬回收	1. 藥劑機具成本：含奈米乳化液之大豆油與界面活性劑成本、高速攪拌機成本、升溫降溫成本；含 FeCl₂、FeCl₃ 與鹼劑成本、自動空溫攪拌機成本、清洗成本。整體而言，成本中低。 2. 施作成本：於河面上現場灌注設備成本、加壓灌注機具成本，船筏租賃成本。因不適合攪拌(恐揚起而散失)，僅能灌注且灌注點細密，成本較第 1 項技術高，但可適用重金屬與有機污染物。 3. 監測驗證成本：同第 1 項。 4. 總評：成本低廉，但需長期整治，但可同時整治有機與重金屬污染物，總體效益中高。。
4. 以高油量乳化直接回收 PBDEs 及 phthalates，並以殘餘乳化液促進微生物降解 PBDEs(已獲專利)	1. 藥劑機具成本：含奈米乳化液之大豆油(較大量)與界面活性劑成本、高速攪拌機成本(無須升溫降溫)。整體而言，成本低廉。 2. 施作成本：於河面上現場灌注設備成本、加壓灌注機具成本，船筏租賃成本。 3. 監測驗證成本：同第 1 項。 4. 總評：成本低廉，但需長期整治，總體效益中等。

表 5-11 本實驗室所發展技術成本效益說明（續）

技術項次及名稱	成本效益評估說明
5. 底泥玻璃化(已獲專利)	1. 藥劑機具成本：含坩堝、添加劑、高速攪拌機成本、大型高週波加熱機具成本，顯著之電力成本，整體而言，成本偏高。 2. 施作成本：於河面上現場直接進行玻璃化之設備成本、船筏租賃成本。整體而言，成本偏高。 3. 監測驗證成本：同第 1 項。 4. 總評：成本偏高，但整治期縮短，總體效益中等。
6. 磁性活性碳去除底泥中重金屬與 Aroclor 1254	1. 藥劑機具成本：含 FeCl_2 、 FeCl_3 與鹼劑、活性碳成本、自動空溫攪拌機成本、清洗成本。整體而言，成本中等 2. 施作成本：於河面上現場灌注設備成本、加壓灌注機具成本，強磁鐵回收機具、船筏租賃成本，成本偏高。 3. 監測驗證成本：同第 1 項。 4. 總評：成本偏高，但整治期縮短，總體效益中等。
7. 污染底泥之凝膠過濾法(已獲專利)	1. 藥劑機具成本：含凝膠原料成本，自動控溫攪拌機成本，成品檢驗成本，整體而言，成本中等。 2. 施作成本：特殊機具成本，船筏租賃成本，成本中等。 3. 監測驗證成本：同第 1 項。 4. 驗證成本：將由合格代檢測機構進行，同第 1 項。
8. 現地相反轉法與再加蓋處理(已獲專利)	1. 藥劑機具成本：含奈米乳化液之大豆油與界面活性劑成本、高速攪拌機成本、升溫降溫成本，整體而言，成本低廉。 2. 施作成本：於河面上現場加熱灌注設備成本、加壓灌注機具成本，船筏租賃成本。 3. 監測驗證成本：同第 1 項。 4. 總評：成本偏中低且整治期縮短，效果相當高，總體效益高。
9. 以廢牡蠣殼及應回收廢玻璃將重金屬污染底泥玻璃化為有價環保多孔材	1. 藥劑機具成本：含坩堝、添加劑、高速攪拌機成本、大型高週波加熱機具成本，顯著之電力成本，整體而言，成本原本偏高，但應使用應處理底泥、廢牡蠣殼及應回收廢玻璃，故成本為負值，具高經濟效益。 2. 施作成本：可於現地進行或挖起後於址外進行，因材料成本為負，施作成本。 3. 監測驗證成本：同第 1 項。 4. 總評：整體成本低且成品可販售獲利，且整治期縮短，總體效益高。



5.12.本專案衍生技術專利延續辦理情形

本專案歷年衍生之專利技術共有 10 件，已獲專利 9 件，審查中 1 件，如表 5-12 所示。底泥玻璃化方法專利之申請經過與專利事務所多次討論，確認將對 800-1,600°C 之範圍進行專利權利項請求，業於 2017 年 2 月獲得發明專利；以改良式凝膠進行底泥顆粒分離之方法專利也在 2016 年初有突破性進展，此方法將可望在單次操作達到 75%以上之去除率，此專利於 2017 年 10 月 21 日獲得發明專利。105-106 年執行計畫產出之結合現地相反轉與生物還原脫氯整治底泥中疏水性有機污染物之技術，於 2019 年 5 月 1 日獲得專利。污染土壤現地玻璃化技術之專利也已經於 2021 年 02 月 11 日獲得專利，證書字號為發明第 I718759 號。「利用重金屬污染土壤再製之輕質多孔粒料、及其製作方法」於 2022 年 06 月 21 日獲得專利，證書字號為發明第 I769019 號。截至目前為止，在土基會補助計畫下，已經獲得 9 項專利，第 10 項申請中。

表 5-12 本研究團隊執行本專案衍生之專利辦理情形

專利項次及名稱	辦理情形	證書字號	期 限
1. 環境介質整治方法	已獲專利	發明第 I478876 號	2015/04/01-2033/01/09
2. 乳化液作為土壤、地下水、底泥及其他環境介質之整治用劑	已獲專利	發明第 I511935 號	2015/12/11-2030/04/29
3. 環境整治用乳化原液、及受污染環境之整治方法	已獲專利	發明第 I558671 號	2016/11/21-2035/1/15
4. 污染底泥玻璃化方法	已獲專利	發明第 I571444 號	2017/02/21-2036/5/11
5. 微流體通道型 SERS 檢測用基材之製備方法、探針型 SERS 檢測用基材之製備方法、平面型 SERS 檢測用基材之製備方法、及有機污染物之檢測方法	已獲專利	發明第 I579554 號	2017/04/21-2035/07/05
6. 污染底泥之凝膠分離方法	已獲專利	發明第 I602606 號	2017/10/21-2036/05/29
7. 適用於整治污染底泥之相反轉型乳化液、及污染底泥之整治方法	已獲專利	發明第 I658008 號	2019/05/01-2037/11/16
8. 現地玻璃化轉換裝置、以及玻璃瀝青組合物	已獲專利	發明第 I718759 號	2021/02/11-2039/11/13
9. 利用重金屬污染土壤再製之輕質多孔粒料、及其製作方法	已獲專利	發明第 I769019 號	2022//06/21-2041/07/20
10. 利用重金屬污染高鹽分底泥再製之輕質多孔粒料、及其製作方法	審查中	已經於 2022 提出	NA



5.13. 結論

本計畫執行至今，結論條列如下：

1. 依據現場樣品繪製之污染濃度等高線圖，BDE-209 之污染來源可能是由大排渠道而來。
2. 南崁溪底泥粒徑分布多屬砂粒，而粉粒與黏粒較少，有利於將來整治之進行與驗證；但因有機質偏高，約為二仁溪 5 處底泥樣品之有機質平均含量之 6 倍，此情況則不利於風化有機污染物之脫附，而質傳之延滯效應可能造成生物降解速率之瓶頸。
3. 於批次降解實驗結果可知，馴養之南崁溪現地菌群於不同控制因子條件搭配之組別皆能進行 BDE-209 之降解。於因子反應圖可得知，對於去除率影響最大之控制因子為 pH 值，影響最小的控制因子為溫度。於工程應用層面來說，pH 值為較容易控制之條件因子，而溫度為較不易控制之條件因子，故此結果若應用於工程是具有可行性的。
4. 本研究觀察初始汞濃度對於 BDE-209 之去除率相關性在測試範圍內，汞濃度對於 BDE-209 去除率並無顯著影響，推測可能原因為實驗中添加現地底泥之汞濃度雖然可能造成一定程度之抑制，但並不會造成降解 BDE-209 之明顯改變，故在研究中觀察濃度與降解之相關性並不顯著。
5. 管柱實驗中，利用 ISPIE 技術去除風化組中 BDE-209 其去除率為 22%，而添加組之 BDE-209 去除率為 15%，與先前研究相比之去除效果較差，推測原因為：本次研究採樣點位於南崁溪下游接近出海口之部分，可能因海水鹽度造成乳化液之穩定性下降，導致去除率下降。另一原因為底泥中之污染物複雜，可能導致 W/O 之乳化液所觸及之污染物較多元，而 BDE-209 之分子量大，若濃度相較其他污染物相當，有效溶解度將明顯較低，即較難以從有機顆粒上脫附且溶解於乳化液油相液滴中，導致去除率下降。
6. 管柱實驗結果可得出，風化組以 WNR 為最佳，70 天內可去除 56%；添加組以 FBA 為最佳，總去除率為 48%，若欲進行南崁溪底泥之現地整治，應只需於現地進行 ISPIE，無需另採取其他整治手段。此部分與二仁溪研究結果一致，有利於大型整治工程之進行。
7. 觀察批次實驗中與 BDE-209 的去除率具有較高正相關之 ASVs，發現 *Pseudomonas stutzeri* 之菌量與降解率呈正相關，即表示此菌種的數量越多降解效率應越好，於物種豐度具類熱圖，可發現 *Pseudomonas stutzeri* 於第 5 組



與第 7 組中相對豐度看起來很高，但其降解效率並無第二組佳，推測原因為降解較佳組別之物種多樣性都較高，而第 5 組與第 7 組之物種豐富度較低，使得 *Pseudomonas stutzeri* 之佔比似乎很高，但實際之菌種數量並不多，故造成第 5 組與第 7 組之降解效率較差。

8. 觀察管柱實驗之 TGS 的物種聚類熱圖，可以看出進行 ISPIE 技術之組別其微生物群落分布顯著改變，於第 70 天時可發現發酵產氫菌群之富集，其證實利用 ISPIE 技術能夠使產氫菌群成為管柱中優勢菌群之一，產生之氫氣能作為電子供給者提供脫鹵微生物將 BDE-209 進行還原脫溴之反應，此表示 ISPIE/BiRD 技術能夠有效運用於南崁溪底泥中 BDE-209 之去除。目前南崁溪底泥中之重金屬濃度可能會有對 BDE-209 降解產生負面之影響，但是並不顯著。
9. 機器學習應用於 TGS 資料解析應屬可行，在 TCE 生物降解之學習效果甚佳，但囿於本計畫經費所能取得之資料集數量，在 BDE-209 資料學習上產出結果不佳。

5.14. 主要建議意見及未來或後續執行建議

針對本計畫之執行所獲得之經驗與國際間發展方向，整理出建議事項說明如表 5-13 及 5-14 所示。

表 5-13 立即可行建議意見及未來或後續執行建議

項次	建議意見
1.	鑒於南崁溪彩虹橋上游底泥中汞濃度超標嚴重，建議應立即進行大規模之採樣檢測及風險評估，避免影響國民健康及生態健全。
2.	建議建立我國土水環境生物質體庫，以掌握土壤、地下水及底泥中具有高度降解目標污染物之本土菌種及菌群基因資料大型數據庫 (data warehouse)，並利用生物資訊學與生物統計技術進行高效率資料驅動型式 (data-driven) 之研發，可望建立台灣自有之 environmental genomics 專家群，提升國內廠商之生物整治能力。



表 5-14 中長程建議意見及未來或後續執行建議

項次	建議意見
1.	建議針對我國養殖池底泥、近海河口底泥、埤塘底泥進行長期採樣檢測、監測、風險評估、復育與整治技術研發，並建立全國資料庫。
2.	因在二仁溪及南崁溪均採得 BDE-209 超過 20 mg/kg 之樣品，建議將多溴二苯醚納入目前之「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」之管制項目中。
3.	ISPIE/BiRD 技術對大多數 POPs 與地下水中 NAPL 污染整治均顯示效果極佳，可建立通用技術平台。



(空白頁)



參考文獻

- Abou-Shanab, R., Van Berkum, P. and Angle, J. 2007. Heavy metal resistance and genotypic analysis of metal resistance genes in gram-positive and gram-negative bacteria present in Ni-rich serpentine soil and in the rhizosphere of *Alyssum murale*. *Chemosphere* 68(2), 360-367.
- Adriaens, P., Li, M.Y. and Michalak, A.M. 2006. Scaling methods of sediment bioremediation processes and applications. *Engineering in Life Sciences* 6(3), 217-227.
- Allchin, C.R. and Boer, J.d. 2001. Results of a comprehensive survey for PBDEs in the River Tees. UK, *Organohal. Compds.* 52, 30-34.
- Allchin, C.R., Law, R.J. and Morris, S. 1999. Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. *Environmental Pollution* 105(2), 197-207.
- Alvarez, P.J.J. and Illman, W.A. (2006) *Bioremediation and Natural Attenuation*, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ.
- Alves, D.R., Carneiro, J.S.A., Oliveira, I.F., Façanha, F., Santos, A.F., Dariva, C., Franceschi, E. and Fortuny, M. 2014. Influence of the salinity on the interfacial properties of a Brazilian crude oil-brine systems. *Fuel* 118, 21-26.
- An, T., Chen, J., Li, G., Ding, X., Sheng, G., Fu, J., Mai, B. and O'Shea, K.E. 2008. Characterization and the photocatalytic activity of TiO₂ immobilized hydrophobic montmorillonite photocatalysts: Degradation of decabromodiphenyl ether (BDE 209). *Catalysis Today* 139(1-2), 69-76.
- Atashgahi, S., Lu, Y., Zheng, Y., Saccenti, E., Suarez-Diez, M., Ramiro-Garcia, J., Eisenmann, H., Elsner, M., JM Stams, A. and Springael, D. 2017. Geochemical and microbial community determinants of reductive dechlorination at a site biostimulated with glycerol. *Environmental microbiology* 19(3), 968-981.
- Barbieri, P., Bestetti, G., Reniero, D. and Galli, E. 1996. Mercury resistance in aromatic compound degrading *Pseudomonas* strains. *FEMS microbiology ecology* 20(3), 185-194.
- Bone, S.E., Bargar, J.R. and Sposito, G. 2014. Mackinawite (FeS) Reduces Mercury(II) under Sulfidic Conditions. *Environmental Science & Technology* 48(18), 10681-10689.
- Burgess, R.M., Perron, M.M., Friedman, C.L., Suuberg, E.M., Pennell, K.G., Cantwell, M.G., Pelletier, M.C., Ho, K.T., Serbst, J.R. and Ryba, S.A. 2009. Evaluation of the effects of coal fly ash amendments on the toxicity of a contaminated marine sediment. *Environmental toxicology and chemistry* 28(1), 26-35.
- Buser, H.R. 1986. Polybrominated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins: thermal reaction products of polybrominated diphenyl ether flame retardants. *Environmental Science & Technology* 20(4), 404-408.
- Buxton, H. 2006 *Emerging contaminants in our water resources: Research—assessment—monitoring.*, U.S. Geological Survey., New Jersey.
- Camp, T.R. and Stein, P.C. 1943. Velocity gradients and internal work in fluid motion. *Journal of the Boston Society of Civil Engineers.* 30, 219-237.
- CCME 2001 *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Introduction.* Updated., Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Canada.
- CEPA 2006 *Ecological screening assessment report on polybrominated diphenyl ethers (PBDEs).* Agency, C.E.P. (ed), pp. 4-7, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada.
- Chan, A.-L., Tseng, C.-Y., Chen, T.-W., Lo, Y.-H. and Chang, S.-C. 2021. Microbiome Reengineering by Heat Selection for Rapid Biodegradation of Trichloroethylene with Minimal Vinyl Chloride Formation. *Water, Air, & Soil Pollution* 232(3), 121.
- Chang, F.-Y. and Lin, C.-Y. 2004. Biohydrogen production using an up-flow anaerobic sludge blanket reactor. *International Journal of Hydrogen Energy* 29(1), 33-39.
- Chang, S.-C., Chiang, P.-Y., Yu, Y.-H., Chen, T.-W., Luo, Y.-S., Tsai, L.-C. and Yu, K.-C. 2014. Soybean oil nanoemulsion and magnetite nanoparticle as remediation enhancers for river sediment: from lab to field. *Journal of Soil and Groundwater Remediation* 1(2), 141-164.
- Chang, S.-C., Lee, S.-K. and Chen, T.-W. 2019a. Effective removal of Aroclor 1254 and hexachlorobenzene in river sediments by coupling in situ phase-inversion emulsification with biological reductive dechlorination. *Journal of Contaminant Hydrology* 221, 108-117.
- Chang, S.-C., Lin, S.-J., Chen, T.-W. and Lin, Y.-T. 2012a. A biocide-free mineral oil nanoemulsion exhibiting strong bactericidal activity against *Mycobacterium immunogenum* and *Pseudomonas aeruginosa*. *International Biodeterioration & Biodegradation* 70(1), 66-73.
- Chang, S.-C., Wang, W.-T., Chen, Y.-J., Chen, T.-W., Chiang, P.-Y. and Lo, Y.-S. 2017. Emulsion-enhanced recovery and biodegradation of decabrominated diphenyl ether in river sediments. *Journal of Soils and*



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

- Sediments 17(4), 1197-1207.
- Chang, S.-C., Wu, M.-H. and Chen, T.-W. 2021. Emulsion-enhanced remediation of lindane and DDT in soils. *Journal of Soils and Sediments* 21(1), 469-486.
- Chang, S.-C., Yeh, C.-W., Lee, S.-K., Chen, T.-W. and Tsai, L.-C. 2019b. Efficient remediation of river sediments contaminated by polychlorinated biphenyls and hexachlorobenzene by coupling *in situ* phase-inversion emulsification and biological reductive dechlorination. *International Biodeterioration & Biodegradation* 140, 133-143.
- Chang, S.-C., Yu, Y.-H., Li, C.-H., Wu, C.-C. and Lei, H.-Y. 2012b. Highly Efficient Arsenic Removal Using a Composite of Ultrafine Magnetite Nanoparticles Interlinked by Silane Coupling Agents. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9(10), 3711-3723.
- Chao, H.-R., Wang, S.-L., Lee, W.-J., Wang, Y.-F. and Pöpke, O. 2007. Levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk from central Taiwan and their relation to infant birth outcome and maternal menstruation effects. *Environment International* 33(2), 239-245.
- Chen, Yi-Lung, Wei, S.T.-S. and Chiang, Y.-R. 2019. Genome analysis of the steroid-degrading denitrifying *Denitratisoma oestradiolicum* DSM 16959 and *Denitratisoma* sp. strain DHT3. *bioRxiv*, 710707.
- Cheng, J.-O., Cheng, Y.-M., Chou, C.-T., Hsiao, Y.-C., Ko, F.-C. and Chen, T.-H. 2008. Protein Expression Profile in Juvenile Zebrafish (*Danio rerio*) Exposed to PBDE-47. *Platax* 5, 39-46.
- Cheng, J.-O. and Ko, F.-C. 2018. Occurrence of PBDEs in surface sediments of metropolitan rivers: Sources, distribution pattern, and risk assessment. *Science of The Total Environment* 637-638, 1578-1585.
- Cheng, Y.-H., Chang, S.-C., Lai, Y.-L. and Hu, C.-C. 2023. Microbiome reengineering by four environmental factors for the rapid biodegradation of trichloroethylene. *Journal of Environmental Management* 326, 116658.
- Chou, T.-H., Ou, M.-H., Wu, T.-Y., Chen, D.-Y. and Shih, Y.-h. 2019. Temporal and spatial surveys of polybromodiphenyl ethers (PBDEs) contamination of soil near a factory using PBDEs in northern Taiwan. *Chemosphere* 236, 124117.
- Chow, S.J., Lorah, M.M., Wadhawan, A.R., Durant, N.D. and Bouwer, E.J. 2020. Sequential biodegradation of 1, 2, 4-trichlorobenzene at oxic-anoxic groundwater interfaces in model laboratory columns. *Journal of contaminant hydrology* 231, 103639.
- Chung, Y.-C., Cheng, C.-Y., Chen, T.-Y., Hsu, J.-S. and Kui, C.-C. 2010. Structure of the bacterial community in a biofilter during dimethyl sulfide (DMS) removal processes. *Bioresource technology* 101(18), 7165-7168.
- Cladera, A.M., García-Valdés, E. and Lalucat, J. 2006. Genotype versus phenotype in the circumscription of bacterial species: the case of *Pseudomonas stutzeri* and *Pseudomonas chloritidis* mutants. *Archives of microbiology* 184, 353-361.
- Cornelissen, G., van Noort, P.C.M. and Govers, H.A.J. 1997a. Desorption kinetics of chlorobenzenes, polycyclic aromatic hydrocarbons, and polychlorinated biphenyls: Sediment extraction with Tenax® and effects of contact time and solute hydrophobicity. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(7), 1351-1357.
- Cornelissen, G., van Noort, P.C.M., Parsons, J.R. and Govers, H.A.J. 1997b. Temperature Dependence of Slow Adsorption and Desorption Kinetics of Organic Compounds in Sediments. *Environmental Science & Technology* 31(2), 454-460.
- Coulibaly, K.M., Long, C.M. and Borden, R.C. 2006. Transport of Edible Oil Emulsions in Clayey Sands: One-Dimensional Column Results and Model Development. *Journal of Hydrologic Engineering* 11(3), 230-237.
- Darnerud, P.O., Eriksen, G.S., Jóhannesson, T., Larsen, P.B. and Viluksela, M. 2001. Polybrominated diphenyl ethers: occurrence, dietary exposure, and toxicology. *Environ Health Perspect* 109(S1), 49-68.
- DeCarlo, V. 1979. Studies on brominated chemicals in the environment. *Ann NY Acad Sci* 320, 678-681.
- Deng, D., Guo, J., Sun, G., Chen, X., Qiu, M. and Xu, M. 2011. Aerobic debromination of deca-BDE: Isolation and characterization of an indigenous isolate from a PBDE contaminated sediment. *International Biodeterioration & Biodegradation* 65(3), 465-469.
- Diaconu, M., Pavel, L.V., Hlihor, R.-M., Rosca, M., Fertu, D.I., Lenz, M., Corvini, P.X. and Gavrilescu, M. 2020. Characterization of heavy metal toxicity in some plants and microorganisms—A preliminary approach for environmental bioremediation. *New Biotechnology* 56, 130-139.
- DiMento, B.P., Mason, R.P., Brooks, S. and Moore, C. 2019. The impact of sea ice on the air-sea exchange of mercury in the Arctic Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 144, 28-38.
- Ding, Y., Xiong, J., Zhou, B., Wei, J., Qian, A., Zhang, H., Zhu, W. and Zhu, J. 2019. Odor removal by and microbial community in the enhanced landfill cover materials containing biochar-added sludge



參考文獻

- compost under different operating parameters. *Waste management* 87, 679-690.
- Dixit, V., Bini, E., Drozda, M. and Blum, P. 2004. Mercury Inactivates Transcription and the Generalized Transcription Factor TFB in the Archaeon *Sulfolobus solfataricus*. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy* 48(6), 1993-1999.
- Dodder, N.G., Strandberg, B. and Hites, R.A. 2001. Concentrations and Spatial Variations of Polybrominated Diphenyl Ethers and Several Organochlorine Compounds in Fishes from the Northeastern United States. *Environmental Science & Technology* 36(2), 146-151.
- Dye, J.A., Venier, M., Zhu, L., Ward, C.R., Hites, R.A. and Birnbaum, L.S. 2007. Elevated PBDE Levels in Pet Cats: Sentinels for Humans? *Environmental Science & Technology* 41(18), 6350-6356.
- Edwards, E.A. and Grbić-Galić, D. 1994. Anaerobic degradation of toluene and o-xylene by a methanogenic consortium. *Appl Environ Microbiol* 60(1), 313-322.
- Ehrich, S., Behrens, D., Lebedeva, E., Ludwig, W. and Bock, E. 1995. A new obligately chemolithoautotrophic, nitrite-oxidizing bacterium, *Nitrospira moscoviensis* sp. nov. and its phylogenetic relationship. *Archives of microbiology* 164, 16-23.
- Elizondo, G. 2019. Novel approaches for the bioremediation and biorecovery of copper.
- Elshahed, M.S. and McInerney, M.J. 2001. Benzoate fermentation by the anaerobic bacterium *Syntrophus aciditrophicus* in the absence of hydrogen-using microorganisms. *Applied and environmental microbiology* 67(12), 5520-5525.
- Förster, T., Schambil, F. and von Rybinski, W. 1992. Production of fine disperse and long-term stable oil-in-water emulsions by the phase inversion temperature method. *Journal of Dispersion Science and Technology* 13(2), 183-193.
- Fahrbach, M., Kuever, J., Meinke, R., Kämpfer, P. and Hollender, J. 2006. *Denitratisoma oestradiolicum* gen. nov., sp. nov., a 17 β -oestradiol-degrading, denitrifying betaproteobacterium. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 56(7), 1547-1552.
- Fajardo, C., Saccà, M.L., Gibello, A., Martínez-Iñigo, M.J., Nande, M., Lobo, C. and Martín, M. 2012. Assessment of s-triazine catabolic potential in soil bacterial isolates applying atz genes as functional biomarkers. *Water, Air, & Soil Pollution* 223, 3385-3392.
- Feng, C., Huang, L., Yu, H., Yi, X. and Wei, C. 2015. Simultaneous phenol removal, nitrification and denitrification using microbial fuel cell technology. *Water Research* 76, 160-170.
- Fernández-Cadena, J., Ruiz-Fernández, P., Fernández-Ronquillo, T., Díez, B., Trefault, N., Andrade, S. and De la Iglesia, R. 2020. Detection of sentinel bacteria in mangrove sediments contaminated with heavy metals. *Marine Pollution Bulletin* 150, 110701.
- Frederiksen, M., Vorkamp, K., Thomsen, M. and Knudsen, L.E. 2009. Human internal and external exposure to PBDEs - A review of levels and sources. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 212(2), 109-134.
- Geng, S., Cao, W., Yuan, J., Wang, Y., Guo, Y., Ding, A., Zhu, Y. and Dou, J. 2020. Microbial diversity and co-occurrence patterns in deep soils contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 203, 110931.
- Geng, S., Qin, W., Cao, W., Wang, Y., Ding, A., Zhu, Y., Fan, F. and Dou, J. 2022. Pilot-scale bioaugmentation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil using an indigenous bacterial consortium in soil-slurry bioreactors. *Chemosphere* 287, 132183.
- Gerecke, A.C., Giger, W., Hartmann, P.C., Heeb, N.V., Kohler, H.-P.E., Schmid, P., Zennegg, M. and Kohler, M. 2006. Anaerobic degradation of brominated flame retardants in sewage sludge. *Chemosphere* 64(2), 311-317.
- Giller, K.E., Witter, E. and McGrath, S.P. 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biology and Biochemistry* 30(10), 1389-1414.
- González-Cortés, J., Almenglo, F., Ramírez, M. and Cantero, D. 2021. Simultaneous removal of ammonium from landfill leachate and hydrogen sulfide from biogas using a novel two-stage oxic-anoxic system. *Science of The Total Environment* 750, 141664.
- Grabowski, A., Tindall, B.J., Bardin, V., Blanchet, D. and Jeanthon, C. 2005. *Petrimonas sulfuriphila* gen. nov., sp. nov., a mesophilic fermentative bacterium isolated from a biodegraded oil reservoir. *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 55(3), 1113-1121.
- Gu, B., Bian, Y., Miller, C.L., Dong, W., Jiang, X. and Liang, L. 2011. Mercury reduction and complexation by natural organic matter in anoxic environments. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(4), 1479-1483.
- Guan, Y.-F., Wang, J.-Z., Ni, H.-G. and Zeng, E.Y. 2009. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in riverine runoff of the Pearl River Delta, China: Assessment of mass loading, input source



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

- and environmental fate. *Environmental Pollution* 157(2), 618-624.
- He, J.-z., Robrock, K.R. and Alvarez-Cohen, L. 2006. Microbial reductive debromination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs). *Environmental Science & Technology* 40(14), 4429-4434.
- Hedaoo, M., Gore, D., Fadnavis, S., Dange, M., Soni, M. and Kopulwar, A. 2018. Bioinformatics approach in speciation of oil degrading uncultured bacterium and its frequency recording. *J Pharm Res* 12, 628-635.
- Hendrickson, E.R., Payne, J.A., Young, R.M., Starr, M.G., Perry, M.P., Fahnestock, S., Ellis, D.E. and Ebersole, R.C. 2002. Molecular analysis of *Dehalococcoides* 16S ribosomal DNA from chloroethene-contaminated sites throughout North America and Europe. *Appl Environ Microbiol* 68(2), 485-495.
- Higashioka, Y., Kojima, H., Watanabe, M. and Fukui, M. 2013. *Desulfatitalea tepidiphila* gen. nov., sp. nov., a sulfate-reducing bacterium isolated from tidal flat sediment. *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 63(Pt_2), 761-765.
- Hites, R.A. 2004. Polybrominated Diphenyl Ethers in the Environment and in People: A Meta-Analysis of Concentrations. *Environmental Science & Technology* 38(4), 945-956.
- Hotchkiss, A.K., Rider, C.V., Blystone, C.R., Wilson, V.S., Hartig, P.C., Ankley, G.T., Foster, P.M., Gray, C.L. and Gray, L.E. 2008. Fifteen Years after "Wingspread"--Environmental Endocrine Disrupters and Human and Wildlife Health: Where We are Today and Where We Need to Go. *Toxicol. Sci.* 105(2), 235-259.
- Hsu, J.-P. and Nacu, A. 2003. Behavior of soybean oil-in-water emulsion stabilized by nonionic surfactant. *Journal of Colloid and Interface Science* 259(2), 374-381.
- Hu, D., Wu, J., Fan, L., Li, S. and Jia, R. 2022. Aerobic Degradation Characteristics and Mechanism of Decabromodiphenyl Ether (BDE-209) Using Complex Bacteria Communities. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 19(24), 17012.
- Huang, HW, Chang, B. and Cheng, C. 2012. Biodegradation of dibromodiphenyl ether in river sediment. *International Biodeterioration & Biodegradation* 68, 1-6.
- Huang, Zhuangpeng, Chen, Y. and Hu, Y. 2016. The role of nanoscale zerovalent iron particles in the biosorption and biodegradation of BDE-47 by *Pseudomonas stutzeri* under aerobic conditions. *International Biodeterioration & Biodegradation* 112, 51-58.
- Hung, C.-M., Chen, C.-W., Huang, C.-P., Sheu, D.-S. and Dong, C.-D. 2023. Microbial community structure and potential function associated with poly-3-hydroxybutyrate biopolymer-boosted activation of peroxymonosulfate for waste-activated sludge decontamination. *Bioresource Technology* 369, 128450.
- Hung, C.-M., Chen, C.-W., Huang, C.-P., Tsai, M.-L. and Dong, C.-D. 2022. Metal-free carbocatalysts derived from macroalga biomass (*Ulva lactuca*) for the activation of peroxymonosulfate toward the remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons laden marine sediments and its impacts on microbial community. *Environmental Research* 208, 112782.
- Ikonomou, M.G. and Rayne, S. 2005. Polybrominated diphenyl ethers in an advanced wastewater treatment plant. Part 2: Potential effects on a unique aquatic system. *Journal of Environmental Engineering & Science* 4(5), 369-383.
- Jackson, B.E., Bhupathiraju, V.K., Tanner, R.S., Woese, C.R. and McInerney, M.J. 1999. *Syntrophus aciditrophicus* sp. nov., a new anaerobic bacterium that degrades fatty acids and benzoate in syntrophic association with hydrogen-using microorganisms. *Archives of microbiology* 171, 107-114.
- Jeong, D., Lim, H. and Kim, W. 2021. Low-ammonia wastewater treatment by integration of partial nitrification and anaerobic ammonium oxidation (anammox) at 20°C. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 9(2), 105122.
- Jhong, Y.-J. and Ding, W.-H. 2008. Determination of Polybrominated Diphenyl Ethers in Coastal and River Sediments by Pressurized Liquid Extraction Coupled with Gas Chromatography-Mass Spectrometry. *Journal of the Chinese Chemical Society* 55, 335-344.
- Jian-fei, P., Jun-wen, R., Yong-mei, S., Jing, H., Wen-xin, L. and Shu, T. 2009. Preliminary Study on Desorption Procedures of Typical PBDE from Natural Soils. *Journal of Agro-Environment Science* 28(7), 1404-1409.
- Jiang, J.-J., Lee, C.-L., Fang, M.-D., Ko, F.-C. and Baker, J.E. 2011. Polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated biphenyls in sediments of southwest Taiwan: Regional characteristics and potential sources. *Marine Pollution Bulletin* 62(4), 815-823.
- Jiang, Z., Shi, M. and Shi, L. 2020. Degradation of organic contaminants and steel corrosion by the dissimilatory metal-reducing microorganisms *Shewanella* and *Geobacter* spp. *International Biodeterioration & Biodegradation* 147, 104842.
- Jonker, M.T.O., Suijkerbuijk, M.P.W., Schmitt, H. and Sinnige, T.L. 2009. Ecotoxicological Effects of Activated Carbon Addition to Sediments. *Environmental Science & Technology* 43(15), 5959-5966.
- K, N., L, A., B, J., P, J., K, L. and U, S. 1992. Analysis of some polyhalogenated organic pollutants in sediment and sewage sludge. *Chemosphere* 24, 1721-1730.



參考文獻

- Kaksonen, A.H., Plumb, J.J., Franzmann, P.D. and Puhakka, J.A. 2004. Simple organic electron donors support diverse sulfate-reducing communities in fluidized-bed reactors treating acidic metal- and sulfate-containing wastewater. *FEMS Microbiology Ecology* 47(3), 279-289.
- Kanally, R.A. and Bartha, R. 1999. Cometabolic mineralization of benzo[a]pyrene caused by hydrocarbon additions to soil. *Environmental toxicology and chemistry* 18(10), 2186-2190.
- Kane, M.D., Brauman, A. and Breznak, J.A. 1991. *Clostridium mayombei* sp. nov., an H₂/CO₂ acetogenic bacterium from the gut of the African soil-feeding termite, *Cubitermes speciosus*. *Archives of microbiology* 156, 99-104.
- Kao, C.-M., Liao, H.-Y., Chien, C.-C., Tseng, Y.-K., Tang, P., Lin, C.-E. and Chen, S.-C. 2016. The change of microbial community from chlorinated solvent-contaminated groundwater after biostimulation using the metagenome analysis. *Journal of Hazardous Materials* 302, 144-150.
- Kashyap, S., Chandra, R., Kumar, B. and Verma, P. 2022. Biosorption efficiency of nickel by various endophytic bacterial strains for removal of nickel from electroplating industry effluents: an operational study. *Ecotoxicology* 31(4), 565-580.
- Kawasaki, A., Watson, E.R. and Kertesz, M.A. 2012. Indirect effects of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination on microbial communities in legume and grass rhizospheres. *Plant and Soil* 358, 169-182.
- Keum, Y.-S. and Li, Q.-X. 2005. Reductive Debromination of Polybrominated Diphenyl Ethers by Zerovalent Iron. *Environmental Science & Technology* 39(7), 2280-2286.
- Kim, Y.-M., Nam, I.-H., Murugesan, K., Schmidt, S., Crowley, D. and Chang, Y.-S. 2007. Biodegradation of diphenyl ether and transformation of selected brominated congeners by *Sphingomonas* sp. PH-07. *Applied Microbiology and Biotechnology* 77(1), 187-194.
- Kitamura, S., Ueda, K., Niino, J., Ujioka, T., Misumi, H. and Kakita, T. 1960. Minamata-byo ni kansuru kagaku-dokubutsu kensaku seiseki. *J Kumamoto Med Soc* 34(593-601).
- Koch, H., Lückner, S., Albertsen, M., Kitzinger, K., Herbold, C., Spieck, E., Nielsen, P.H., Wagner, M. and Daims, H. 2015. Expanded metabolic versatility of ubiquitous nitrite-oxidizing bacteria from the genus *Nitrospira*. *Proceedings of the national academy of sciences* 112(36), 11371-11376.
- Kodama, Y. and Watanabe, K. 2004. *Sulfuricurvum kujiense* gen. nov., sp. nov., a facultatively anaerobic, chemolithoautotrophic, sulfur-oxidizing bacterium isolated from an underground crude-oil storage cavity. *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 54(6), 2297-2300.
- Koelschbach, J.S., Mouttaki, H., Pickl, C., Heipieper, H.J., Rachel, R., Lawson, P.A. and Meckenstock, R.U. 2017. *Rectinema cohabitans* gen. nov., sp. nov., a rod-shaped spirochaete isolated from an anaerobic naphthalene-degrading enrichment culture. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 67(5), 1288-1295.
- Kojima, H. and Fukui, M. 2014. *Sulfurisoma sediminicola* gen. nov., sp. nov., a facultative autotroph isolated from a freshwater lake. *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 64(Pt_5), 1587-1592.
- Kotay, S.M. and Das, D. 2007. Microbial hydrogen production with *Bacillus coagulans* IIT-BT S1 isolated from anaerobic sewage sludge. *Bioresource technology* 98(6), 1183-1190.
- Kruse, S., Goris, T., Westermann, M., Adrian, L. and Diekert, G. 2018. Hydrogen production by *Sulfurospirillum* species enables syntrophic interactions of *Epsilonproteobacteria*. *Nature Communications* 9(1), 4872.
- Kuever, J., Rainey, F.A. and Widdel, F. 2015. *Desulforhabdus*. *Bergey's Manual of Systematics of Archaea and Bacteria*, 1-3.
- Kumar, N., Ali, S., Kumar, A. and Mandal, A. 2020. Design and formulation of surfactant stabilized O/W emulsion for application in enhanced oil recovery: effect of pH, salinity and temperature. *Oil Gas Sci. Technol. – Rev. IFP Energies nouvelles* 75, 72.
- Kumari, S., Amit, Jamwal, R., Mishra, N. and Singh, D.K. 2020. Recent developments in environmental mercury bioremediation and its toxicity: A review. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 13, 100283.
- Kwon, T.-S., Yang, J.-S., Baek, K., Lee, J.-Y. and Yang, J.-W. 2006. Silicone emulsion-enhanced recovery of chlorinated solvents: Batch and column studies. *Journal of Hazardous Materials* 136(3), 610-617.
- La Guardia, M.J., Hale, R.C. and Harvey, E. 2006. Detailed Polybrominated Diphenyl Ether (PBDE) Congener Composition of the Widely Used Penta-, Octa-, and Deca-PBDE Technical Flame-retardant Mixtures. *Environmental Science & Technology* 40(20), 6247-6254.
- Lacorte, S., Guillamon, M., Martinez, E., Viana, P. and Barcelo, D. 2003. Occurrence and Specific Congener Profile of 40 Polybrominated Diphenyl Ethers in River and Coastal Sediments from Portugal.



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

- Environmental Science & Technology 37(5), 892-898.
- Lee, Woo, Y., Hoang, T.S., Rhee, M.-S., Lee, S.Y. and Im, W.-T. 2020. *Sinirhodobacter hankyongi* sp. nov., a novel denitrifying bacterium isolated from sludge. International journal of systematic and evolutionary microbiology 70(1), 668-674.
- Lee, Yong-Jin, Romanek, C.S. and Wiegel, J. 2009. *Desulfosporosinus youngiae* sp. nov., a spore-forming, sulfate-reducing bacterium isolated from a constructed wetland treating acid mine drainage. International journal of systematic and evolutionary microbiology 59(11), 2743-2746.
- Leung, P.M., Daebeler, A., Chiri, E., Hanchapola, I., Gillett, D.L., Schittenhelm, R.B., Daims, H. and Greening, C. 2022. A nitrite-oxidising bacterium constitutively consumes atmospheric hydrogen. The ISME Journal 16(9), 2213-2219.
- Li, A., Rockne, K.J., Sturchio, N., Song, W., Ford, J.C., Buckley, D.R. and Mills, W.J. 2006. Polybrominated Diphenyl Ethers in the Sediments of the Great Lakes. 4. Influencing Factors, Trends, and Implications. Environmental Science & Technology 40(24), 7528-7534.
- Li, A., Tai, C., Zhao, Z., Wang, Y., Zhang, Q., Jiang, G. and Hu, J. 2007. Debromination of Decabrominated Diphenyl Ether by Resin-Bound Iron Nanoparticles. Environmental Science & Technology 41(19), 6841-6846.
- Li, H.-H. and Chang, S.-C. 2022. Bioremediation of decabromodiphenyl ether or benzo(a)pyrene-contaminated rice-paddy soil. Journal of Soils and Sediments 22(5), 1397-1417.
- Liang, X., Molenda, O., Tang, S. and Edwards, E.A. 2015. Identity and Substrate Specificity of Reductive Dehalogenases Expressed in Dehalococcoides-Containing Enrichment Cultures Maintained on Different Chlorinated Ethenes. Appl Environ Microbiol 81(14), 4626-4633.
- Liao, H., Yu, K., Duan, Y., Ning, Z., Li, B., He, L. and Liu, C. 2019. Profiling microbial communities in a watershed undergoing intensive anthropogenic activities. Science of The Total Environment 647, 1137-1147.
- Lilienthal, H., Hack, A., Roth-Häner, A., Grande, S.W. and Talsness, C.E. 2006. Effects of developmental exposure to 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether (PBDE-99) on sex steroids, sexual development, and sexually dimorphic behavior in rats. Environ Health Perspect 114(2), 194-201.
- Lim, K.T., Shukor, M.Y. and Wasoh, H. 2014. Physical, Chemical, and Biological Methods for the Removal of Arsenic Compounds. BioMed Research International 2014, 503784.
- Liu, J., Chen, X., Shu, H.-y., Lin, X.-r., Zhou, Q.-x., Bramryd, T., Shu, W.-s. and Huang, L.-n. 2018. Microbial community structure and function in sediments from e-waste contaminated rivers at Guiyu area of China. Environmental Pollution 235, 171-179.
- Long, C.M. and Borden, R.C. 2006. Enhanced reductive dechlorination in columns treated with edible oil emulsion. Journal of Contaminant Hydrology 87(1-2), 54-72.
- Lovley, D.R., Baedecker, M.J., Lonergan, D.J., Cozzarelli, I.M., Phillips, E.J. and Siegel, D.I. 1989. Oxidation of aromatic contaminants coupled to microbial iron reduction. Nature 339(6222), 297-300.
- Maaref, S. and Ayatollahi, S. 2018. The effect of brine salinity on water-in-oil emulsion stability through droplet size distribution analysis: A case study. Journal of Dispersion Science and Technology 39(5), 721-733.
- Mackay, D. and Hickie, B. 2000. Mass balance model of source apportionment, transport and fate of PAHs in Lac Saint Louis, Quebec. Chemosphere 41(5), 681-692.
- Manceau, A., Nagy, K.L., Glatzel, P. and Bourdineaud, J.-P. 2021. Acute Toxicity of Divalent Mercury to Bacteria Explained by the Formation of Dicysteinate and Tetracysteinate Complexes Bound to Proteins in Escherichia coli and Bacillus subtilis. Environmental Science & Technology 55(6), 3612-3623.
- Mao, X., Oremland, R.S., Liu, T., Gushgari, S., Landers, A.A., Baesman, S.M. and Alvarez-Cohen, L. 2017. Acetylene fuels TCE reductive dechlorination by defined Dehalococcoides/Pelobacter consortia. Environmental science & technology 51(4), 2366-2372.
- McDonald, T.A. 2002. A perspective on the potential health risks of PBDEs. Chemosphere 46(5), 745-755.
- Mehboob, F., Junca, H., Schraa, G. and Stams, A.J. 2009. Growth of Pseudomonas chloritidis mutans AW-1 T on n-alkanes with chlorate as electron acceptor. Applied microbiology and biotechnology 83, 739-747.
- Menon, P. and Voordouw, G. 2018. Impact of light oil toxicity on sulfide production by acetate-oxidizing, sulfate-reducing bacteria. International Biodeterioration & Biodegradation 126, 208-215.
- Meziti, A., Nikouli, E., Hatt, J., Konstantinidis, K. and Kormas, K.A. 2021. Time series metagenomic sampling of the Thermopyles, Greece, geothermal springs reveals stable microbial communities dominated by novel sulfur-oxidizing chemoautotrophs. Environmental Microbiology 23(7), 3710-3726.
- Mindlin, S., Petrenko, A., Kurakov, A., Beletsky, A., Mardanov, A. and Petrova, M. 2016. Resistance of permafrost and modern Acinetobacter lwoffii strains to heavy metals and arsenic revealed by genome



參考文獻

- analysis. BioMed research international 2016.
- Moeller, D.W. (2005) Environmental Health, Harvard University Press, London, England.
- Mohamed, A.I., Hussein, I.A., Sultan, A.S. and Al-Muntasher, G.A. 2018. Use of organoclay as a stabilizer for water-in-oil emulsions under high-temperature high-salinity conditions. Journal of Petroleum Science and Engineering 160, 302-312.
- Mori, K., Yamaguchi, K., Sakiyama, Y., Urabe, T. and Suzuki, K.-i. 2009. *Caldisericum exile* gen. nov., sp. nov., an anaerobic, thermophilic, filamentous bacterium of a novel bacterial phylum, *Caldiserica* phyl. nov., originally called the candidate phylum OP5, and description of *Caldiseriaceae* fam. nov., *Caldisericales* ord. nov. and *Caldisericia* classis nov. International journal of systematic and evolutionary microbiology 59(11), 2894-2898.
- Mosher, J.J., Vishnivetskaya, T.A., Elias, D.A., Podar, M., Brooks, S.C., Brown, S.D., Brandt, C.C. and Palumbo, A.V. 2012. Characterization of the Deltaproteobacteria in contaminated and uncontaminated stream sediments and identification of potential mercury methylators. Aquatic microbial ecology 66(3), 271-282.
- Mowlick, S., Inoue, T., Takehara, T., Kaku, N., Ueki, K. and Ueki, A. 2013. Changes and recovery of soil bacterial communities influenced by biological soil disinfestation as compared with chloropicrin-treatment. Amb Express 3(1), 1-12.
- Mu, Y., Yu, H.-Q. and Wang, G. 2007. Evaluation of three methods for enriching H_2 -producing cultures from anaerobic sludge. Enzyme and Microbial Technology 40(4), 947-953.
- Muhamad, M.H., Abdullah, S.R.S., Hasan, H.A., Bakar, S.N.H.A. and Kurniawan, S.B. 2021. A hybrid treatment system for water contaminated with pentachlorophenol: removal performance and bacterial community composition. Journal of Water Process Engineering 43, 102243.
- Muhorakeye, A., Cayetano, R.D., Kumar, A.N., Park, J., Pandey, A.K. and Kim, S.-H. 2022. Valorization of pretreated waste activated sludge to organic acids and biopolymer. Chemosphere 303, 135078.
- Mulligan, C.N., Fukue, M. and Sato, Y. (2010) Sediment contamination and sustainable remediation, Taylor & Francis Group. LLC, London, UK.
- NamesforLife 2020 *Bacillus azotoformans*.
- Nyholm, J.R., Norman, A., Norrgren, L., Haglund, P. and Andersson, P.L. 2008. Maternal transfer of brominated flame retardants in zebrafish (*Danio rerio*). Chemosphere 73(2), 203-208.
- O'Driscoll, K., Robinson, J., Chiang, W.-S., Chen, Y.-Y., Kao, R.-C. and Doherty, R. 2016. The environmental fate of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in western Taiwan and coastal waters: evaluation with a fugacity-based model. Environmental Science and Pollution Research 23(13), 13222-13234.
- Oude Elferink, S.J., Akkermans-van Vliet, W., Bogte, J.J. and Stams, A.J. 1999. *Desulfobacca acetoxidans* gen. nov., sp. nov., a novel acetate-degrading sulfate reducer isolated from sulfidogenic granular sludge. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology 49(2), 345-350.
- Pacyniak, E., Hagenbuch, B., Klaassen, C.D., Lehman-McKeeman, L. and Guo, G.L. 2011. Organic anion transporting polypeptides in the hepatic uptake of PBDE congeners in mice. Toxicology and Applied Pharmacology 257(1), 23-31.
- Palanivel, T.M., Sivakumar, N., Al-Ansari, A. and Victor, R. 2020. Bioremediation of copper by active cells of *Pseudomonas stutzeri* LA3 isolated from an abandoned copper mine soil. Journal of Environmental Management 253, 109706.
- Palatinszky, M., Herbold, C., Jehmlich, N., Pogoda, M., Han, P., von Bergen, M., Lagkouvardos, I., Karst, S.M., Galushko, A. and Koch, H. 2015. Cyanate as an energy source for nitrifiers. Nature 524(7563), 105-108.
- Peng, J.-H., Huang, C.-W., Weng, Y.-M. and Yak, H.-K. 2007. Determination of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish samples from rivers and estuaries in Taiwan. Chemosphere 66(10), 1990-1997.
- Philip, L., Iyengar, L. and Venkobachar, C. 1998. Cr (VI) reduction by *Bacillus coagulans* isolated from contaminated soils. Journal of environmental engineering 124(12), 1165-1170.
- Ponni, K.K., Michael, A., Krishnan, S.R. and Ragunath, K. 2021. Characterization of *Sinirhodobacter* sp., and *Bacillus zanthoxylifrom* Bio methanation plant with emphasis on its plant growth promotion (PGP). Annals of the Romanian Society for Cell Biology, 13308-13318.
- Qian, Y., Xu, M., Deng, T., Hu, W., He, Z., Yang, X., Wang, B., Song, D., Chen, L. and Huang, Y. 2021. Synergistic interactions of *Desulfovibrio* and *Petrimonas* for sulfate-reduction coupling polycyclic aromatic hydrocarbon degradation. Journal of hazardous materials 407, 124385.
- Raihan, M.R.H., Rahman, M., Mahmud, N.U., Adak, M.K., Islam, T., Fujita, M. and Hasanuzzaman, M. 2022. Application of Rhizobacteria, *Paraburkholderia fungorum* and *Delftia* sp. Confer Cadmium Tolerance in Rapeseed (*Brassica campestris*) through Modulating Antioxidant Defense and Glyoxalase Systems.



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

- Plants 11(20), 2738.
- Rauschenbach, I., Posternak, V., Cantarella, P., McConnell, J., Starovoytov, V. and Häggblom, M.M. 2013. *Seleniivibrio woodruffii* gen. nov., sp. nov., a selenate-and arsenate-respiring bacterium in the Deferribacteraceae. International journal of systematic and evolutionary microbiology 63(Pt_10), 3659-3665.
- Rayne, S. and Ikononou, M.G. 2005. Polybrominated diphenyl ethers in an advanced wastewater treatment plant. Part 1: Concentrations, patterns, and influence of treatment processes. Journal of Environmental Engineering & Science 4(5), 353-367.
- Rayne, S., Ikononou, M.G. and Whale, M.D. 2003. Anaerobic microbial and photochemical degradation of 4,4'-dibromodiphenyl ether. Water Research 37(3), 551-560.
- Ricaboni, D., Mailhe, M., Khelaifia, S., Raoult, D. and Million, M. 2016. *Romboutsia timonensis*, a new species isolated from human gut. New microbes and new infections 12, 6-7.
- Robrock, K.R., Korytár, P. and Alvarez-Cohen, L. 2008. Pathways for the anaerobic microbial debromination of polybrominated diphenyl ethers. Environmental Science & Technology 42(8), 2845-2852.
- Saha, S., Xiong, J.-Q., Patil, S.M., Ha, G.-S., Hoh, J.-K., Park, H.-K., Chung, W., Chang, S.W., Khan, M.A. and Park, H.B. 2023. Dissemination of sulfonamide resistance genes in digester microbiome during anaerobic digestion of food waste leachate. Journal of Hazardous Materials 452, 131200.
- Sahu, R.S., Peng, Y.-h., Ko, C.-F., Chou, T.-H., Catherine, H.N., Yang, C.-y., Tso, C.-p., Su, Y.-f. and Shih, Y.-h. 2021. Processes driving the degradation of polybrominated diphenyl ethers in terrestrial environment. Trends in Environmental Analytical Chemistry 30, e00126.
- Sakai, S.-i., Watanabe, J., Honda, Y., Takatsuki, H., Aoki, I., Futamatsu, M. and Shiozaki, K. 2001. Combustion of brominated flame retardants and behavior of its byproducts. Chemosphere 42(5-7), 519-531.
- Salam, L.B., Shomope, H., Umami, Z. and Bakar, F. 2019. Mercury contamination imposes structural shift on the microbial community of an agricultural soil. Bulletin of the National Research Centre 43(1), 1-13.
- Schink, B. 1985. Fermentation of acetylene by an obligate anaerobe, *Pelobacter acetylenicus* sp. nov. Archives of microbiology 142, 295-301.
- Schott, H. and Royce, A.E. 1983. Effect of Inorganic Additives on Solutions of Nonionic Surfactants V: Emulsion Stability. Journal of Pharmaceutical Sciences 72(12), 1427-1436.
- Seitz, H.-J., Sineriz, F., Schink, B. and Conrad, R. 1990. Hydrogen production during fermentation of acetoin and acetylene by *Pelobacter acetylenicus*. FEMS Microbiology Letters 71(1-2), 83-87.
- Sellström, U., Kierkegaard, A., Wit, C.d. and Jansson, B. 1998. Polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in sediment and fish from a Swedish river. Environment Toxicology and Chemistry 17, 1065-1072.
- Seon, J., Lee, T., Lee, S.C., Pham, H.D., Woo, H.C. and Song, M. 2014. Bacterial community structure in maximum volatile fatty acids production from alginate in acidogenesis. Bioresource technology 157, 22-27.
- Shafiei, M., Kazemzadeh, Y., Shirazy, G.M. and Riaz, M. 2022. Evaluating the role of salts on emulsion properties during water-based enhanced oil recovery: Ion type, concentration, and water content. Journal of Molecular Liquids 364, 120028.
- Shih, Y.-h., Chou, H.-L., Peng, Y.-H. and Chang, C.-y. 2012. Synergistic effect of microscale zerovalent iron particles combined with anaerobic sludges on the degradation of decabromodiphenyl ether. Bioresource Technology 108, 14-20.
- Shy, C.-G., Huang, H.-L., Chao, H.-R. and Chang-Chien, G.-P. 2012. Cord blood levels of thyroid hormones and IGF-1 weakly correlate with breast milk levels of PBDEs in Taiwan. International Journal of Hygiene and Environmental Health 215(0), 345-351.
- Song, Mengke, Luo, C., Li, F., Jiang, L., Wang, Y., Zhang, D. and Zhang, G. 2015. Anaerobic degradation of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Polychlorinated Biphenyls Ethers (PBDEs), and microbial community dynamics of electronic waste-contaminated soil. Science of the Total Environment 502, 426-433.
- Staats, M., Braster, M. and Röling, W.F. 2011. Molecular diversity and distribution of aromatic hydrocarbon-degrading anaerobes across a landfill leachate plume. Environmental microbiology 13(5), 1216-1227.
- Su, X.-L., Tian, Q., Zhang, J., Yuan, X.-Z., Shi, X.-S., Guo, R.-B. and Qiu, Y.-L. 2014. *Acetobacteroides hydrogenigenes* gen. nov., sp. nov., an anaerobic hydrogen-producing bacterium in the family Rikenellaceae isolated from a reed swamp. International journal of systematic and evolutionary microbiology 64(Pt_9), 2986-2991.
- Subari, F., Kamaruzzaman, M.A., Abdullah, S.R.S., Hasan, H.A. and Othman, A.R. 2018. Simultaneous removal of ammonium and manganese in slow sand biofilter (SSB) by naturally grown bacteria from



參考文獻

- lake water and its diverse microbial community. *Journal of environmental chemical engineering* 6(5), 6351-6358.
- Suzuki, Y., Kelly, S.D., Kemner, K.M. and Banfield, J.F. 2005. Direct microbial reduction and subsequent preservation of uranium in natural near-surface sediment. *Applied and Environmental Microbiology* 71(4), 1790-1797.
- Tagg, A.S., Oberbeckmann, S., Fischer, D., Kreikemeyer, B. and Labrenz, M. 2019. Paint particles are a distinct and variable substrate for marine bacteria. *Marine pollution bulletin* 146, 117-124.
- Tao, Y., Hu, S., Han, S., Shi, H., Yang, Y., Li, H., Jiao, Y., Zhang, Q., Akindolie, M.S. and Ji, M. 2019. Efficient removal of atrazine by iron-modified biochar loaded *Acinetobacter lwoffii* DNS32. *Science of the Total Environment* 682, 59-69.
- Tapie, N., Menach, K.L., Pasquaud, S., Elie, P., Devier, M.H. and Budzinski, H. 2011. PBDE and PCB contamination of eels from the Gironde estuary: From glass eels to silver eels. *Chemosphere* 83(2), 175-185.
- Tomita, R., Yoshida, N. and Meng, L. 2022. Formate: A promising electron donor to enhance trichloroethene-to-ethene dechlorination in *Dehalococcoides*-augmented groundwater ecosystems with minimal bacterial growth. *Chemosphere* 307, 136080.
- Tomiyasu, T., Matsuyama, A., Eguchi, T., Fuchigami, Y., Oki, K., Horvat, M., Rajar, R. and Akagi, H. 2006. Spatial variations of mercury in sediment of Minamata Bay, Japan. *Science of The Total Environment* 368(1), 283-290.
- Trevors, J.T. and Cotter, C.M. 1990. Copper toxicity and uptake in microorganisms. *Journal of Industrial Microbiology* 6(2), 77-84.
- Tsukuda, R., Sugimoto, T., Takamizawa, K. and Nakamura, K. 2022. Draft Genome Sequence of the Toluene-Degrading, Dissimilatory Sulfate-Reducing Bacterium *Desulforhabdus* sp. Strain TSK. *Microbiology Resource Announcements* 11(9), e00295-00222.
- Unknown 2015a Sediments, USEPA, Washington D.C.
- Unknown 2015b Toxicological Profiles, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA, USA.
- Vamsee-Krishna, C., Mohan, Y. and Phale, P. 2006. Biodegradation of phthalate isomers by *Pseudomonas aeruginosa* PP4, *Pseudomonas* sp. PPD and *Acinetobacter lwoffii* ISP4. *Applied microbiology and biotechnology* 72, 1263-1269.
- van Beelen, P. and Fleuren-Kemilä, A.K. 1997. Influence of pH on the toxic effects of zinc, cadmium, and pentachlorophenol on pure cultures of soil microorganisms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(2), 146-153.
- Vonderheide, A.P. 2009. A review of the challenges in the chemical analysis of the polybrominated diphenyl ethers. *Microchemical Journal* 92(1), 49-57.
- Walter, T., Klim, J., Jurkowski, M., Gawor, J., Köhling, I., Słodownik, M. and Zielenkiewicz, U. 2020. Plasmidome of an environmental *Acinetobacter lwoffii* strain originating from a former gold and arsenic mine. *Plasmid* 110, 102505.
- Wan, D., Li, Q., Liu, Y., Xiao, S. and Wang, H. 2019. Simultaneous reduction of perchlorate and nitrate in a combined heterotrophic-sulfur-autotrophic system: Secondary pollution control, pH balance and microbial community analysis. *Water research* 165, 115004.
- Wang, Hui-Zhong, Li, J., Yi, Y., Nobu, M.K., Narihiro, T. and Tang, Y.-Q. 2020a. Response to inhibitory conditions of acetate-degrading methanogenic microbial community. *Journal of bioscience and bioengineering* 129(4), 476-485.
- Wang, Lei, Wang, L.-a., Zhan, X., Huang, Y., Wang, J. and Wang, X. 2020b. Response mechanism of microbial community to the environmental stress caused by the different mercury concentration in soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 188, 109906.
- Wang, G., Hu, Z., Li, S., Wang, Y., Sun, X., Zhang, X. and Li, M. 2020c. Sulfur controlled cadmium dissolution in pore water of cadmium-contaminated soil as affected by DOC under waterlogging. *Chemosphere* 240, 124846.
- Wang, L., Wang, L.-a., Zhan, X., Huang, Y., Wang, J. and Wang, X. 2020d. Response mechanism of microbial community to the environmental stress caused by the different mercury concentration in soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 188, 109906.
- Wang, Y.F., Wang, S.L., Chen, F.A., Chao, H.A., Tsou, T.C., Shy, C.G., P 鄺 ke, O., Kuo, Y.M. and Chao, H.R. 2008. Associations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk and dietary habits and demographic factors in Taiwan. *Food and Chemical Toxicology* 46(6), 1925-1932.
- Ward, J., Mohapatra, S.P. and Mitchell, A. 2008. An overview of policies for managing polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in the Great Lakes basin. *Environment International* 34(8), 1148-1156.



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

- Weelink, S.A., Van Doesburg, W., Saia, F.T., Rijpstra, W.I.C., Röling, W.F., Smidt, H. and Stams, A.J. 2009. A strictly anaerobic betaproteobacterium *Georgfuchsia toluolica* gen. nov., sp. nov. degrades aromatic compounds with Fe (III), Mn (IV) or nitrate as an electron acceptor. *FEMS microbiology ecology* 70(3), 575-585.
- Wiatrowski, H.A., Das, S., Kukkadapu, R., Ilton, E.S., Barkay, T. and Yee, N. 2009. Reduction of Hg(II) to Hg(0) by Magnetite. *Environmental Science & Technology* 43(14), 5307-5313.
- Wiatrowski, H.A., Ward, P.M. and Barkay, T. 2006. Novel reduction of mercury (II) by mercury-sensitive dissimilatory metal reducing bacteria. *Environmental science & technology* 40(21), 6690-6696.
- Willis, A.D. 2019. Rarefaction, alpha diversity, and statistics. *Frontiers in microbiology* 10, 2407.
- Wyszkowska, J. and Kucharski, J. 2003. Counts of microorganisms in soil polluted with heavy metals. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 492:, 427-433. (in Polish).
- Xu, HengDuo, Xiao, L., Zheng, S., Zhang, Y., Li, J. and Liu, F. 2019. Reductive degradation of chloramphenicol by *Geobacter metallireducens*. *Science China Technological Sciences* 62, 1688-1694.
- Xu, Nan, Qiu, C., Yang, Q., Zhang, Y., Wang, M., Ye, C. and Guo, M. 2021a. Analysis of phenol biodegradation in antibiotic and heavy metal resistant *Acinetobacter lwoffii* NL1. *Frontiers in Microbiology* 12, 725755.
- Xu, Q., Lu, S., Yuan, T., Zhang, F., Wang, L., Wang, P., Wen, X. and Cui, L. 2021b. Influences of Dimethyl Phthalate on Bacterial Community and Enzyme Activity in Vertical Flow Constructed Wetland. *Water* 13(6), 788.
- Yang, Bin, Wang, C., Zhao, X., Liu, J., Yin, F., Liang, C., Wu, K., Liu, J., Yang, H. and Zhang, W. 2022. Effects of environmental factors on low temperature anaerobic digestion of pig manure. *Environmental Research Communications* 4(12), 125006.
- Yang, Ting, Yang, Q., Shi, Y., Xin, Y., Zhang, L., Gu, Z. and Shi, G. 2021. Insight into the denitrification mechanism of *Bacillus subtilis* JD-014 and its application potential in bioremediation of nitrogen wastewater. *Process Biochemistry* 103, 78-86.
- Yang, C.-W., Huang, H.-W. and Chang, B.-V. 2017. Microbial communities associated with anaerobic degradation of polybrominated diphenyl ethers in river sediment. *Journal of Microbiology, Immunology and Infection* 50(1), 32-39.
- Yen, J.H., Liao, W.C., Chen, W.C. and Wang, Y.S. 2009. Interaction of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) with anaerobic mixed bacterial cultures isolated from river sediment. *Journal of Hazardous Materials* 165(1-3), 518-524.
- Yi, X., Wu, R., Han, D., Li, Y., Li, X., Niu, G., Huang, M. and Ying, G.-G. 2020. Adaptation of methane recovery, sludge characteristics and evolution of microbial community response to elevated nitrate under the methanogenic condition. *Journal of Cleaner Production* 258, 120713.
- Yuan, X., Zhang, X., Chen, X., Kong, D., Liu, X. and Shen, S. 2018. Synergistic degradation of crude oil by indigenous bacterial consortium and exogenous fungus *Scedosporium boydii*. *Bioresource technology* 264, 190-197.
- Zegers, B.N., Lewis, W.E., Booij, K., Smittenberg, R.H., Boer, W., de Boer, J. and Boon, J.P. 2003. Levels of Polybrominated Diphenyl Ether Flame Retardants in Sediment Cores from Western Europe. *Environmental Science & Technology* 37(17), 3803-3807.
- Zhang, Chen, L., An, S., Liu, K., Lin, K. and Fu, R. 2015a. Effects of the joint exposure of decabromodiphenyl ether and tetrabromobisphenol A on soil bacterial community structure. *Environmental Science and Pollution Research* 22, 1054-1065.
- Zhang, Jingying, Li, L., Liu, J. and Han, Y. 2016. Temporal variation of microbial population in acclimation and start-up period of a thermophilic desulfurization biofilter. *International Biodeterioration & Biodegradation* 109, 157-164.
- Zhang, Shangwei, Xia, X., Xia, N., Wu, S., Gao, F. and Zhou, W. 2013. Identification and biodegradation efficiency of a newly isolated 2, 2', 4, 4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47) aerobic degrading bacterial strain. *International Biodeterioration & Biodegradation* 76, 24-31.
- Zhang, Wenjie, Wang, D. and Jin, Y. 2018. Effects of inorganic carbon on the nitrous oxide emissions and microbial diversity of an anaerobic ammonia oxidation reactor. *Bioresource technology* 250, 124-130.
- Zhang, Ying, Wang, X., Hu, M. and Li, P. 2015b. Effect of hydraulic retention time (HRT) on the biodegradation of trichloroethylene wastewater and anaerobic bacterial community in the UASB reactor. *Applied microbiology and biotechnology* 99, 1977-1987.
- Zhao, Youkang, Bai, Y., Guo, Q., Li, Z., Qi, M., Ma, X., Wang, H., Kong, D., Wang, A. and Liang, B. 2019. Bioremediation of contaminated urban river sediment with methanol stimulation: Metabolic processes accompanied with microbial community changes. *Science of the Total Environment* 653, 649-657.
- Zhao, X., Zhang, H., Ni, Y., Lu, X., Zhang, X., Su, F., Fan, J., Guan, D. and Chen, J. 2011. Polybrominated



參考文獻

- diphenyl ethers in sediments of the Daliao River Estuary, China: Levels, distribution and their influencing factors. *Chemosphere* 82(9), 1262-1267.
- Zhu, Fengxiao, Storey, S., Ashaari, M.M., Clipson, N. and Doyle, E. 2017. Benzo (a) pyrene degradation and microbial community responses in composted soil. *Environmental Science and Pollution Research* 24, 5404-5414.
- Zwietering, M.H., Jongenburger, I., Rombouts, F.M. and Van't Riet, K. 1990. Modeling of the bacterial growth curve. *Applied and environmental microbiology* 56(6), 1875-1881.
- 田倩蓉 2008 The Establishment of Survey on the Environmental Distribution of Toxic Chemicals, Environmental Protection Agency, Republic of China, Taipei.
- 江政傑 (2006) 台灣西南海域沉積物中持久性有機化合物含量分布之研究. 碩士論文, 國立中山大學, 高雄.
- 行政院環境保護署環境檢驗所 2005 臺灣河魚生物濃縮檢測出溴化阻燃劑, 環保署將公告列管, 行政院環境保護署環境檢驗所.
- 李輝煌 (2011) 田口方法：品質設計的原理與實務, 高立圖書有限公司, 台灣台北.
- 林佳燕, 蔡義誌 and 林俐玲 2009. 土壤粒徑分析實驗方法之比較. *水土保持學報* 41(2), 139-152.
- 林哲煒 (2021) 利用相反轉乳化液增強現地菌群脫溴能力之技術開發.
- 林翊嘉 (2006) 廢棄家電與電腦處理業勞辜多溴聯苯醚暴露評估研究. 碩士論文, 國立成功大學, 台南.
- 凌永建 and 賴萬豪 2008 工作及居家環境中多溴聯苯醚濃度分佈與曝露量評估. 嘉南藥理科技大學 (ed), 台南, 台灣.
- 張書奇 and 王傳牧 2021. 現地玻璃化轉換裝置、以及玻璃瀝青組合物. *經濟部智慧財產局專利公報* 48(5), 6662-6671.
- 張書奇, 李思寬, 葉家瑋, 陳姿文 and 李承濤 2019 適用於整治污染底泥之相反轉型乳化液、及污染底泥之整治方法. *經濟部智慧財產局* (ed), pp. 2479-2489, 國立中興大學, 中華民國.
- 張書奇, 陳姿文, 游雨涵 and 林耀東 2009 植物油奈米乳化液在地下水層中傳輸現象探討, p. 490, 中華民國環境工程學會, 雲林科技大學, 雲林, 台灣.
- 張書奇, 詹艾霖, 曾千芸, 蘇亭方, 羅宜萱 and 陳姿文 2020 污染場址現地分解菌群之篩選方法、以及污染物之現地快速分解方法. *經濟部智慧財產局* (ed), pp. 1415-1421, 國立中興大學, 中華民國.
- 陳立瑋 (2009) 經胎盤暴露 PBDE-47 影響子代成鼠自發行為、學習與記憶 碩士論文, 國立高雄第一科技大學, 高雄, 台灣.
- 陳重羽 (2005) 台灣地區主要河川多溴聯苯醚污染分布研究. 碩士論文, 國立成功大學, 台南.
- 彭瑞華 (2002) 環境基質中溴化戴奧辛及多溴聯苯醚之高解析度氣相層析質譜分析. 碩士論文, 中原大學, 中壢, 台灣.
- 黃以倫 (2022) 利用現地相反轉乳化液與生物還原性脫溴進行底泥中十溴二苯醚及苯(a)駢芘之污染模場試驗.
- 廖怡芬, 林呈翰, 周希瓚, 張怡瑋 and 李俊福 2009 Aerobic biodegradation of deca-brominated diphenyl ether by novel group bacteria in soil/water systems, p. 454, 雲林科技大學, 雲林, 台灣.
- 戴侑宗 (2006) 奈米零價鐵還原降解十溴聯苯醚之研究, 國立中興大學, 台中.



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



附錄

附 錄



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)

附錄一 檢測原始資料

1. 底泥採樣分析資料

BDE-209	盤重	土+盤	土重	濕土+盤	乾土+盤	含水率	真實土重	面積值	PPM	REAL PPM(g)	10CB擬標	回收率	39760.1	
						(濕土-乾土重*1-含水率)							ppm/回收	mg/kg
1-1-1	1.2794	4.7778	3.4984	7.0023	4.7116	0.327135	2.35395	1819.6	0.4	0.180	20511.6	51.59%	0.349	0.223
1-1-2	1.2931	4.6282	3.3351				2.244071	1729.3	0.4	0.183	18893.5	47.52%	0.385	0.257
1-2-1	1.2864	4.2854	2.999	7.2227	5.0554	0.300068	2.099097	1443.8	0.4	0.175	17820	44.82%	0.390	0.279
1-2-2	1.2654	4.2259	2.9605				2.072149	1484.2	0.4	0.180	19873.4	49.98%	0.360	0.261
2-1-1	1.2842	4.3117	3.0275	7.2891	4.6906	0.356491	1.948223	4724.4	0.9	0.446	18847.5	47.40%	0.942	0.725
2-1-2	1.2913	4.1830	2.8917				1.860834	1281.8	0.3	0.184	15680.5	39.44%	0.466	0.376
2-2-1	1.2933	4.2960	3.0027	7.4187	4.8033	0.352542	1.944123	658.3	0.2	0.127	14701.2	36.97%	0.343	0.264
2-2-2	1.2818	4.3777	3.0959				2.004467	161.7	0.2	0.085	24358.4	61.26%	0.139	0.104
3-1-1	1.2994	4.3161	3.0167	7.5228	5.3955	0.28278	2.163637	128.9	0.2	0.076	24363.2	61.28%	0.125	0.086
3-1-2	1.2865	4.5683	3.2818				2.353771	3752.5	0.7	0.306	24748.4	62.24%	0.492	0.314
3-2-1	1.2774	4.5756	3.2982	7.4251	5.1222	0.310151	2.275261	5591.8	1.0	0.441	26454.8	66.54%	0.662	0.437
3-2-2	1.2714	4.4205	3.1491				2.172404	2735.9	0.6	0.260	13475	33.89%	0.767	0.530
4-1-1	1.2668	4.3531	3.0863	7.6161	5.372	0.294652	2.176915	58274.9	9.1	4.172	16114	40.53%	10.294	7.093
4-1-2	1.2985	4.6658	3.3673				2.375118	1610.8	0.4	0.165	16341.1	41.10%	0.402	0.254
4-2-1	1.2684	4.117	2.8486	7.5369	5.2271	0.306466	1.975602	1335.2	0.4	0.177	21153	53.20%	0.333	0.253
4-2-2	1.3060	4.6959	3.3899				2.351013	125.0	0.2	0.070	24626.6	61.94%	0.113	0.072
5-1-1	1.3067	4.6097	3.303	7.4301	5.6265	0.242742	2.501222	30.5	0.2	0.060	24132.1	60.69%	0.099	0.059
5-1-2	1.2805	4.1743	2.8938				2.191352	2411.0	0.5	0.235	26709.5	67.18%	0.350	0.240
5-2-1	1.2796	4.3866	3.107	7.3441	5.6948	0.224575	2.409246	1033.8	0.3	0.126	17976.3	45.21%	0.279	0.174
5-2-2	1.2915	4.3612	3.0697				2.380323	3521.0	0.7	0.288	28692.4	72.16%	0.399	0.251
6-1-1	1.2772	4.4502	3.173	7.5353	5.0790	0.325972	2.13869	108.9	0.2	0.076	16003	40.25%	0.188	0.132
6-1-2	1.2816	4.2228	2.9412				1.98245	2068.2	0.5	0.233	26922.6	67.71%	0.345	0.261

南炭溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

2. 底泥採樣重金屬分析資料

管制上限值	(ppm)		33					2.49		16.443	233	157	811.79			0.87	12.603	92	DL=0.425 mg/kg							80	161			348	1081.1
管制下限值			11					0.65		6.6036	76	50	5.1707			0.23	3.68	105.7								24	48			140	3.1067
	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd		Co	Cr	Cu		Fe	Ga	Hg	Hg		In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Ti	Zn		
1-1-1.1*1000x	ND	6751.86	ND	ND	61.5802	317.796	3005.97	ND		16.443	30.7728	49.2279	204.367	1.3017	16248.5	153.203	ND	92.000	105.75	132.3	1029.54	371.124	2023.52	188.215	1107.57	51.9688	48.8855	66.7664	ND	930.656	2.6743
1-1-1.1-100x	ND	6991.8	ND	ND	42.0016	10.2973	1104.74	ND		3.46749	7.14106	29.0105	146.301	0.93185	16192.9	30.3348	ND	81.000	93.103	16.8792	438.73	49.6155	2025.55	146.852	520.338	25.7779	22.6855	14.7135	ND	595.842	1.71219
1-1-1.1-10x	ND	8018.45	ND	ND	39.9366	ND	966.677	ND		ND	5.31056	25.9863	148.836	0.948	14159.8	18.2948	41.5112	40.4186	46.458	4.23962	541.44	23.915	2158.98	139.906	648.917	21.8184	16.7684	10.4344	ND	535.955	1.5401
1-1-1.2*1000x	ND	6735.52	ND	ND	56.0719	281.321	2283.44	ND		9.57659	22.9428	49.075	180.109	1.14719	16222.3	149.472	ND	ND		131.945	1063.16	367.376	2031.45	181.841	958.695	49.8357	50.8851	63.9623	ND	872.627	2.50755
1-1-1.2*100x	ND	6947.81	ND	ND	41.7622	11.6735	1136.15	ND		ND	7.082	29.0487	146.737	0.93463	16218.7	30.3458	3.70773	ND		15.2973	449.565	49.4192	2058.73	145.192	511.283	25.3698	19.3383	15.214	ND	581.051	1.66969
1-1-1.2*10x	ND	8066.94	ND	ND	39.3461	ND	944.528	ND		5.521295	26.0838	145.396	0.92609	14052.3	18.2232	42.9461	41.8742	48.131	4.24882	555.879	22.8737	2152.81	137.59	640.866	21.8832	16.3968	10.4582	ND	517.179	1.48615	
	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd		Co	Cr	Cu		Fe	Ga	Hg	Hg		In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Ti	Zn		
1-2-1.1-1000x	ND	6786.41	ND	ND	52.2637	289.286	617.855	ND		1.2161	27.5781	47.999	168.823	1.07531	16388.6	147.378	ND	ND		139.733	736.488	359.586	1847.16	185.694	738.784	47.7326	45.2291	54.1491	ND	772.265	2.21915
1-2-1.1*100x	ND	6966.97	ND	ND	47.7826	13.8551	921.4	ND		ND	7.29963	27.5213	130.801	0.83313	16352.5	29.6572	5.26327	ND		15.7685	415.216	47.7055	1897.81	154.015	448.417	24.6147	19.2356	14.7023	ND	561.145	1.61249
1-2-1.1-10x	ND	8425.13	ND	ND	48.8289	ND	1004.47	ND		ND	5.52309	26.0595	132.293	0.84263	15794.4	18.5354	47.0307	46.0176	52.894	4.32964	529.064	22.6334	2090.29	154.564	575.444	22.0231	16.6342	10.7928	ND	548.719	1.57678
1-2-1.2*100x	ND	7303.55	ND	ND	53.5886	11.0384	1035.16	ND		ND	7.31801	28.3911	140.019	0.89184	17638.2	31.1791	2.95555	ND		16.6766	421.912	48.7528	2004.57	168.053	453.524	25.4301	20.4233	15.613	ND	612.128	1.75899
1-2-1.2*10x_1	ND	8165.6	ND	4.77629	46.4401	ND	945.461	ND		ND	5.04615	24.4832	135.487	0.86298	15202.6	18.8552	41.7462	40.657	46.732	4.25454	559.773	22.4109	2161.86	158.228	612.215	21.1754	16.1361	11.3197	ND	728.344	1.47995
	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd		Co	Cr	Cu		Fe	Ga	Hg	Hg		In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Ti	Zn		
2-1-1.1*100x	ND	7041.4	ND	0.85886	41.3372	ND	1027.93	ND		ND	7.70285	35.9759	453.657	2.88954	16479.7	29.1426	2.36737	ND		14.3303	434.362	47.7231	1936	127.995	506.155	36.0537	33.3365	15.1401	ND	828.957	2.38206
2-1-1.1*10x	ND	8594.45	ND	ND	39.1148	ND	957.463	ND		ND	5.05238	32.9994	480.481	3.06039	14900.6	17.8441	43.8786	42.8201	49.218	4.18149	549.308	21.8111	2094.82	120.096	671.572	31.5476	29.1998	10.781	ND	745.64	2.14264
2-1-1.2*100x	ND	7138.75	ND	2.42959	40.9779	ND	1273.06	ND		ND	40.6668	34.6084	443.891	2.82733	16125	28.962	ND	ND		15.024	27398.5	49.8541	2865.27	149.49	800.8	34.6654	34.7184	14.408	ND	851.468	1.57678
2-1-1.2*10x	ND	8151.62	ND	ND	38.9116	ND	833.797	ND		ND	4.91196	30.7159	458.292	2.91905	14541.3	17.1827	46.1505	45.1247	51.868	4.15696	531.04	21.2093	2069.67	117.268	670.773	30.44	31.4818	10.0252	ND	728.344	2.09294
	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd		Co	Cr	Cu		Fe	Ga	Hg	Hg		In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Ti	Zn		
2-2-1.1*100x	ND	6671.83	ND	0.57625	38.4665	ND	1007.9	ND		ND	30.5198	39.5717	690.993	4.40123	15707.1	27.8495	ND	ND		16.0795	8048.18	47.6587	2498.02	126.937	562.583	42.8233	35.1251	13.3595	ND	979.447	2.8145
2-2-1.1*10x	ND	7908.22	ND	0.06143	37.05	ND	757.805	ND		ND	7.71713	25.4898	746.96	4.75771	14285.9	16.2229	41.2999	40.2643	46.212	4.11879	1746.45	21.1793	2039.83	104.303	659.363	38.3531	32.568	9.42251	ND	891.648	2.56221
2-2-1.2*100x	ND	7554.75	ND	ND	42.1225	ND	792.633	ND		ND	7.21652	42.1744	811.794	5.17066	17915.2	29.62	10.9842	ND		14.6422	457.231	48.6001	2047.01	120.702	544.75	47.0485	38.6493	14.0618	ND	1081.14	3.10673
2-2-1.2*10x	ND	7942.69	ND	ND	35.5549	ND	699.641	ND		ND	4.81611	34.8339	751.961	4.78969	14365.1	16.4323	43.8773	42.6188	49.217	4.13139	523.711	20.2295	1951.7	101.176	630.618	37.8665	31.3546	8.91535	ND	676.613	2.519
	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd		Co	Cr	Cu		Fe	Ga	Hg	Hg		In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Ti	Zn		
3-1-1.1*100x	ND	6399.23	ND	ND	25.1087	12.3612	933.671	ND		ND	6.26073	30.2472	157.42	1.00267	14534.6	27.9871	ND	ND		14.7839	8048.18	47.4317	2011.21	84.639	544.75	26.3762	14.606	17.0617	ND	608.086	1.74737
3-1-1.1*10x	ND	7809	ND	0.27414	23.5583	ND	884.356	ND		ND	4.51157	27.4577	155.089	0.98783	13318.2	16.3115	40.1097	38.9969	44.824	3.87083	1746.45	21.8644	2195.59	78.4549	630.618	22.7644	13.5987	12.7513	ND	549.279	1.57839
3-1-1.2*100x	ND	6562.46	ND	ND	25.3726	11.3442	895.486	ND		ND	6.26686	26.0326	163.26	1.03987	14458.1	28.0857	ND	ND		16.1398	457.231	47.2027	2028.89	86.3821	1294.55	25.2937	13.0837	17.2816	ND	617.059	1.77316
3-1-1.2*10x	ND	7798.94	ND	0.33911	23.9541	ND	907.643	ND		ND	4.49741	23.3588	163.334	1.04034	13337.3	16.5997	42.3244	41.244	47.406	3.99302	523.711	21.6516	2207.66	80.7552	1916.58	21.7733	12.9232	13.309	ND	559.446	1.6076
	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd		Co	Cr	Cu		Fe	Ga	Hg	Hg		In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Ti	Zn		
3-2-1.1*100x	ND	5629.48	ND	ND	19.0087	11.6525	648.197	ND		ND	6.36044	23.9671	173.369	1.10426	12663	26.1478	ND	ND		13.0814	388.762	45.1669	1732.59	66.7914	1294.55	25.6779	15.2208	12.9712	ND	633.972	1.82176
3-2-1.1*10x	ND	6663.53	ND	0.25305	17.9381	ND	686.282	ND		ND	4.27645	21.5249	172.647	1.09966	11891	14.5296	34.0977	32.8983	37.814	3.39402	505.307	18.5038	1867.34	62.3725	1916.58	22.4456	14.0998	9.21149	ND	576.827	1.65755
3-2-1.2*100x	ND	5710.84	ND	ND	21.3881	11.1567	655.209	ND		ND	6.68658	23.6965	182.679	1.16356	12874.6	26.3337	ND	ND		13.5336	387.637	45.3193	1732.74	68.2578	1292.75	25.7104	15.7846	13.8263	ND	655.897	1.88476
3-2-1.2*10x	ND	6864.78	ND	0.94485	20.1808	ND	719.961	ND		ND	4.33137	20.8934	186.558	1.18827	11842.7	14.5642	31.5594	30.3234	34.855	3.41432	517.148	18.8048	1879.85	63.2783	1934.91	21.8459	14.6453	9.72511	ND	580.145	1.66708
	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd		Co	Cr	Cu		Fe	Ga	Hg	Hg		In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Ti	Zn		
4-1-1.1*100x	ND	6800.89	ND	ND	37.4464	18.8015	986.527	ND		ND	6.62495	27.8763	120.425	0.76704	15383.5	28.7884	2.3054	ND		14.5468	443.636	46.6182	2046.17	129.366	667.347	23.5252	23.2458	15.487	ND	549.283	1.5784
4-1-1.1*10x	ND	8093.72	ND	0.10407	36.9544	ND	1113.37	ND		ND	4.91932	26.0133	112.823	0.71861	14937.7	17.718	41.4046	40.3105	46.334	4.1442	576.096	21.5691	2288.62	129.74	932.046	21.4984	23.8869	11.7258	ND	536.159	1.54069
4-1-1.2*100x	ND	7336.29	ND	ND	36.7464	17.1642	1217.63	ND		ND	7.27608	28.4336	123.028	0.78362	16956.7	30.0843	9.84079	ND		15.0603	476.364	48.0725	2180.37	143.721	695.102	25.3988	16.1854	16.6992	ND	578.085	1.66116
4-1-1.2*10x	ND	8649.48	ND	ND	34.5609	ND	1117.21	ND		ND	5.0627	24.8912	123.982	0.78969	15116.2	18.5153	51.7206	50.7751	58.362	4.09237	630.091	22.5663	2390.28	137.207	996.319	22.0354	14.823	12.424	ND	520.319	1.49517
	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd		Co	Cr	Cu		Fe	Ga	Hg	Hg		In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Ti	Zn		
4-2-																															



附錄

3. 批次實驗 BDE-209 資料

	0	7	14	42	84
1	5.7383	5.11886	4.25671	3.36172	3.12048
2	6.59326	4.87994	2.79323	3.52954	2.73125
3	3.53997	3.00803	1.34566	1.64481	1.93479
4	5.54531	3.38011	2.79519	3.56232	2.57857
5	4.77109	4.94738	3.34354	3.87062	2.83295
6	5.32565	3.34969	3.83941	3.98813	3.69726
7	3.46651	1.78144	1.29759	1.92722	1.92285
8	3.81807	2.3839	2.99196	3.2449	3.46916
9	6.58238	2.46285	1.59735	3.09132	3.39574

4. 批次實驗總汞檢測資料

[illegible]

5. 批次實驗金屬檢測資料

G1																										
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg	
day 0	ND	540	18	19.7	10.3	ND	405	ND	7.0	3	12	1108	4	7	508	9	251	16	503	2	16	2.2	ND	67	4.23	
day 7	ND	452	ND	3.1	7.1	ND	249	ND	4.4	2	10	760	4	4	407	7	190	12	378	0	3	1.8	ND	9	3.76	
day 14	ND	484	ND	1.4	7.9	ND	333	ND	4.2	2	10	765	3	2	426	7	193	12	394	1	3	1.7	ND	36	4.33	
day 42	ND	387	ND	4.5	6.1	ND	300	ND	4.8	7	8	628	3	2	493	6	203	11	453	2	2	2.0	ND	2	2.75	
day 84	ND	398	ND	1.1	5.7	ND	322	ND	5.1	2	6	764	2	2	401	5	185	12	368	1	2	2.0	ND	74	2.87	
G2																										
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg	
day 0	ND	581	13	10.6	11.7	ND	485	ND	8.1	3	11	1421	4	7	658	8	288	19	601	2	17	2.5	ND	68	6.45	
day 7	ND	386	ND	2.7	7.3	ND	320	ND	4.3	1	8	790	4	4	387	6	196	11	337	0	2	1.9	ND	5	4.85	
day 14	ND	503	ND	0.0	9.0	ND	431	ND	4.5	2	10	884	3	2	529	6	245	13	428	1	2	2.0	ND	35	2.85	
day 42	ND	441	ND	3.4	5.9	ND	324	ND	3.9	35	12	873	3	2	426	6	187	13	385	16	2	2.0	ND	0	3.58	
day 84	ND	348	ND	9.4	4.5	0.96338	267	ND	3.2	1	6	502	2	2	358	5	163	8	309	1	1	1.7	ND	37	2.65	
G3																										
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg	
day 0	ND	585	14	10.7	11.9	ND	467	ND	3.7	3	10	1168	4	7	607	8	280	15	662	2	17	2.5	ND	73	4.44	
day 7	ND	410	ND	3.2	7.1	ND	290	ND	2.5	1	7	774	4	4	383	6	192	10	412	0	1	1.9	ND	5	4.15	
day 14	ND	496	ND	0.8	8.7	ND	415	ND	2.4	2	7	839	3	2	450	7	219	11	480	1	2	1.8	ND	35	2.88	
day 42	ND	421	ND	3.5	5.5	ND	284	ND	2.0	2	11	569	3	2	357	6	171	8	398	0	2	1.9	ND	26	2.80	
day 84	ND	406	ND	3.3	4.3	2.07382	250	ND	2.2	1	6	555	3	1	293	6	151	8	332	1	1	1.8	ND	25	2.58	
G4																										
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg	
day 0	ND	613	15	12.7	14.6	ND	587	ND	6.0	3	12	1248	4	7	738	8	363	20	637	2	18	3.2	ND	82	6.37	
day 7	ND	435	ND	2.5	9.5	ND	407	ND	4.0	1	11	813	4	4	427	6	246	13	366	0	2	2.6	ND	6	4.01	
day 14	ND	487	ND	0.0	10.3	ND	492	ND	3.6	2	12	814	3	2	506	6	269	13	403	1	2	2.5	ND	32	3.18	
day 42	ND	425	ND	4.6	6.8	ND	396	ND	3.5	3	8	710	3	2	467	6	220	11	393	0	2	2.5	ND	28	2.80	
day 84	ND	405	ND	8.1	5.8	1.17713	338	ND	3.2	2	8	653	3	1	330	7	193	11	304	1	2	2.0	ND	34	2.88	
G5																										
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg	
day 0	ND	633	25	14.2	17.1	ND	749	ND	6.6	3	12	1429	4	7	715	8	370	21	777	3	18	3.6	4.88729	98	7.08	
day 7	ND	371	ND	3.5	8.1	ND	345	ND	2.5	2	7	754	5	4	428	7	212	11	460	0	2	2.2	ND	4	3.99	
day 14	ND	484	ND	0.1	9.7	ND	429	ND	2.2	2	12	790	3	2	618	6	267	12	585	0	2	2.4	ND	30	3.41	
day 42	ND	424	ND	14.2	6.0	ND	345	ND	2.3	1	6	648	2	2	446	5	199	10	483	0	2	2.3	ND	45	2.61	
day 84	ND	406	ND	4.1	7.2	1.37165	295	ND	3.4	2	8	628	3	2	390	6	206	11	428	1	2	1.9	ND	36	2.67	
G6																										
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg	
day 0	ND	615	14	9.2	15.9	ND	570	ND	6.0	3	10	1299	4	7	602	8	302	20	572	2	19	3.2	ND	86	6.13	
day 7	ND	477	ND	2.6	9.5	ND	369	ND	3.4	2	8	845	5	4	433	6	225	13	414	0	2	2.6	ND	10	3.83	
day 14	ND	493	ND	0.0	8.8	ND	381	ND	2.4	2	7	722	3	2	488	6	221	12	425	0	2	2.3	ND	30	2.91	
day 42	ND	421	ND	0.6	8.0	ND	390	ND	3.2	1	6	814	2	2	488	5	210	12	466	0	2	2.7	ND	55	2.98	
day 84	ND	357	ND	2.0	5.5	1.33915	260	ND	2.6	1	7	652	3	1	309	6	157	9	314	1	2	2.0	ND	34	2.89	
G7																										
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg	
day 0	ND	607	ND	18.1	19.7	ND	814	ND	3.7	3	10	1314	5	5	728	8	356	21	1311	2	13	4.4	ND	72	7.08	
day 7	ND	679	ND	10.7	23.6	ND	823	ND	3.7	3	11	1412	5	4	665	8	361	23	1267	1	3	4.5	ND	41	4.63	
day 14	ND	566	ND	20.7	19.2	0.76408	727	ND	3.4	3	10	1015	4	3	574	7	308	19	1023	1	3	3.9	ND	53	3.34	
day 42	ND	514	ND	4.0	14.0	ND	650	ND	2.3	1	6	786	2	2	550	6	264	16	957	0	2	3.9	ND	74	2.70	
day 84	ND	493	ND	15.5	12.9	ND	571	ND	2.5	1	9	823	5	4	497	7	226	15	919	0	2	3.3	ND	20	3.00	
G8																										
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg	
day 0	ND	635	ND	8.1	16.5	ND	834	ND	3.5	2	38	1064	4	2	761	7	330	20	628	1	3	4.1	ND	52	5.58	
day 7	ND	690	ND	8.6	21.7	ND	870	ND	5.6	3	11	1348	5	4	717	7	363	26	623	1	2	5.5	ND	33	4.48	
day 14	ND	600	ND	23.4	18.0	ND	802	ND	4.6	2	11	1008	4	2	620	7	311	21	504	1	2	4.8	ND	60	4.28	
day 42	ND	442	ND	2.0	12.1	ND	650	ND	3.1	10	6	829	2	2	448	5	232	17	393	5	2	4.0	ND	0	2.92	
day 84	ND	514	ND	5.1	15.5	ND	734	ND	5.2	2	8	1049	5	4	587	7	285	20	483	1	2	4.8	ND	27	3.15	
G9																										
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg	
day 0	ND	623	ND	5.9	19.2	ND	892	ND	3.4	2	10	1250	4	2	844	7	375	23	862	1	3	4.8	ND	51	7.22	
day 7	ND	650	ND	13.4	20.3	ND	826	ND	4.4	3	13	1269	5	4	752	7	401	24	852	1	3	5.4	ND	33	4.11	
day 14	ND	547	ND	10.4	16.9	ND	791	ND	3.7	2	15	953	4	2	607	7	333	20	646	0	3	4.7	ND	59	3.31	
day 42	ND	466	ND	4.0	12.6	ND	679	ND	3.5	1	9	846	2	2	552	5	286	18	651	1	2	4.2	ND	73	2.58	
day 84	ND	526	ND	7.5	15.7	ND	638	ND	4.0	2	7	950	5	4	635	7	301	19	743	1	2	4.2	ND	24	2.70	

6. 管柱實驗 BDE-209 資料

時間, 日	PB	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
7	1.02	0.95	0.85	0.75	0.72	0.68	0.65	0.58	0.38



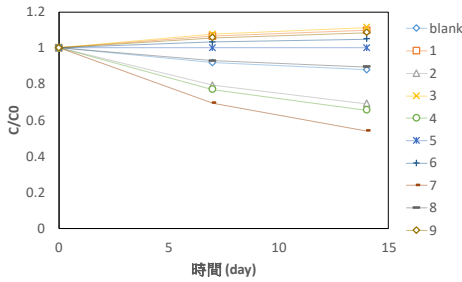
附錄

7. 管柱實驗總汞資料

組別	area	real ppm	IOCB	回收率	mean		group	d0	d7	d14		0	7	14		0	7	14	
BK1 D0	2076.7	1.30	9911.9	72.35%			blank		1.28	0.34	1.91		1	0.265625	1.492188		1	0.919271	0.878906
BK2 D0	789	0.63	12577.3	91.81%	1.28			1	3.22	2.62	4.45		1	0.813665	1.381988		1	1.065217	1.097826
BK3 D0	3259.7	1.91	13621	99.43%				2	5.05	3.25	3.73		1	0.643564	0.738614		1	0.794059	0.691089
1-1 D0	6000.5	3.33	10177.6	74.29%				3	4.08	3.25	5.83		1	0.796569	1.428922		1	1.075163	1.112745
1-2 D0	4036.4	2.31	7808.1	57.00%	3.22			4	6.05	3.43	4.5		1	0.566942	0.743802		1	0.770248	0.655372
1-3 D0	7323.4	4.01	8719.44	63.65%				5	5.35	3.82	6.88		1	0.714019	1.285981		1	1	1
2-1 D0	5485.27	3.06	9408	68.67%				6	4.6	3.48	6.17		1	0.756522	1.341304		1	1.032609	1.048913
2-2 D0	9545.52	5.16	10203.4	74.48%	5.05			7	6.71	3.85	3.42		1	0.573777	0.509687		1	0.694486	0.541729
2-3 D0	12949	6.93	13667.6	99.77%				8	4.52	3.32	4.77		1	0.734513	1.05531		1	0.929941	0.894912
3-1 D0	9918.08	5.36	11884.1	86.75%				9	3.75	4.28	3.86		1	1.141333	1.029333		1	1.056889	1.085333
3-2 D0	8377.3	4.56	11430.4	83.44%	4.08														
3-3 D0	4061.5	2.33	11544.2	84.27%															
4-1 D0	9441.6	5.11	12088	88.24%															
4-2 D0	7421.55	4.06	10244.8	74.78%	6.05														
4-3 D0	16931.4	8.99	14289.1	104.30%															
5-1 D0	39929.8	20.89	11125.7	81.21%															
5-2 D0	106157	55.17	11798.3	86.12%	28.17														
5-3 D0	15897.7	8.45	12306	89.83%															
6-1 D0	7792.51	4.26	13616.6	99.39%															
6-2 D0	8829.5	4.79	11380.2	83.07%	4.60														
6-3 D0	8774.6	4.76	11343.3	82.80%															
7-1 D0	13179.2	7.04	10887.7	79.48%															
7-2 D0	11732.6	6.30	9586.9	69.98%	6.71														
7-3 D0	12693.1	6.79	9779	71.38%															
8-1 D0	8716.8	4.73	9582.2	69.95%															
8-2 D0	10606.6	5.71	11050.1	80.66%	4.52														
8-3 D0	5574.8	3.11	9775.8	71.36%															
9-1 D0	6709.21	3.70	10087	73.63%															
9-2 D0	7206.1	3.95	9714.6	70.91%	3.75														
9-3 D0	6537.9	3.61	10098	73.71%															
IOCB	13699.5																		
BK1 D7	567.2	0.52	9110.57	66.50%															
BK2 D7	87.3	0.27	8018.8	58.53%	0.34														
BK3 D7	0	0.22	10948.1	79.92%															
1-1 D7	2671.9	1.61	9818.3	71.67%															
1-2 D7	5707.18	3.18	10209.4	74.52%	2.62														
1-3 D7	5538.82	3.09	10040.6	73.29%															
2-1 D7	7249	3.98	9651.3	70.45%															
2-2 D7	6100	3.38	6708.2	48.97%	3.25														
2-3 D7	4203	2.40	5718.95	41.75%															
3-1 D7	7392.73	4.05	9885.6	72.16%															
3-2 D7	5277.73	2.95	7851.19	57.31%	3.25														
3-3 D7	4851.61	2.73	9104.1	66.46%															
4-1 D7	4448.5	2.53	8637.04	63.05%															
4-2 D7	6053.9	3.36	9083.4	66.30%	3.43														
4-3 D7	8094.2	4.41	10592.9	77.32%															
5-1 D7	8590.8	4.67	9128.9	66.64%															
5-2 D7	6825.8	3.76	7074.4	51.64%	3.82														
5-3 D7	5413.1	3.02	7139.1	52.11%															
6-1 D7	4502	2.55	11008.4	80.36%															
6-2 D7	5693.9	3.17	8728.7	63.72%	3.48														
6-3 D7	8697.9	4.73	12808.1	93.49%															
7-1 D7	7314.4	4.01	7662.3	55.93%															
7-2 D7	8208.9	4.47	8447.7	61.66%	3.85														
7-3 D7	5472.36	3.06	8413.59	61.42%															
8-1 D7	7933.3	4.33	8840.7	64.53%															
8-2 D7	5936.4	3.30	9167.8	66.92%	3.32														
8-3 D7	4101.9	2.35	7647.3	55.82%															
9-1 D7	7680.6	4.20	12001.1	87.60%															
9-2 D7	7378.3	4.04	7162.2	52.28%	4.28														
9-3 D7	8483.3	4.61	8075	58.94%															
BK1 D14	4671.6	2.64	9521.5	69.50%															
BK2 D14	3251.55	1.91	7731.1	56.43%	1.91														
BK3 D14	1836.9	1.17	8651.8	63.15%															
1-1 D14	7130.4	3.91	10844.3	79.16%															
1-2 D14	8393.3	4.57	12626.7	92.17%	4.45														
1-3 D14	8976.4	4.87	9752.6	71.19%															
2-1 D14	5296	2.96	8550.5	62.41%															
2-2 D14	8016.9	4.37	8059.6	58.83%	3.73														
2-3 D14	6989.1	3.84	8901	64.97%															
3-1 D14	10100.1	5.45	10836.2	79.10%															
3-2 D14	11613.1	6.23	11125.4	81.21%	5.83														
3-3 D14	10762.9	5.79	13536	98.81%															
4-1 D14	11213.9	6.03	13025	95.08%															
4-2 D14	7296.3	4.00	12099.4	88.32%	4.50														
4-3 D14	6287.5	3.48	10717.4	78.23%															
5-1 D14	15145.6	8.06	10170.7	74.24%															
5-2 D14	9765	5.28	11199.6	81.75%	6.88														
5-3 D14	13676.7	7.30	11598	84.66%															
6-1 D14	9617.2	5.20	11607.7	84.73%															
6-2 D14	7780.8	4.25	11010.2	80.37%	6.17														
6-3 D14	17094.4	9.07	15737.9	114.88%															
7-1 D14	5741.8	3.19	10714.7	78.21%															
7-2 D14	7694.3	4.21	7672.2	56.00%	3.42														
7-3 D14	5090.5	2.86	6014.9	43.91%															
8-1 D14	6353.8	3.51	7940.1	57.96%															
8-2 D14	11325.9	6.09	12067.7	88.09%	4.77														
8-3 D14	8646.3	4.70	10291.9	75.13%															
9-1 D14	4691.5	2.65	8174.4	59.67%															
9-2 D14	9297.7	5.04	10128.7	73.93%	3.86														
9-3 D14	7068.8	3.88	10984.5	80.18%															

Legend:

- blank (blue diamond)
- 1 (orange square)
- 2 (green triangle)
- 3 (yellow cross)
- 4 (light green circle)
<





南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



附錄二 本計畫獲得用地許可公文



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



正本

發文方式：紙本郵寄

檔 號：

保存年限：

桃園市政府 函

工 學 院

地址：33001桃園市桃園區成功路一段32號

7樓

承辦人：業務助理 卓亞萱

電話：03-3033688-3842

傳真：03-3033665

電子信箱：80019109@mail.tycg.gov.tw

40227

臺中市南區興大路145號

受文者：國立中興大學

發文日期：中華民國111年8月5日

發文字號：府水河字第1110218354號

類別：普通件

密等及解密條件或保密期限：

附件：如主旨

主旨：檢送貴校申請使用本市大園區竹圍段田寮小段1-18地號旁未登錄地南崁溪河川區域使用許可證（桃園河地使證字1110702010號）1紙及檢還申請書1份，請妥慎保存，請查照。

說明：

- 一、依據貴校111年5月24日興工字第1111900380號函辦理。
- 二、本案經查明尚無妨礙堤岸安全構造，茲許可使用自111年11月1日至116年10月31日止；期滿欲繼續使用者，應於期滿前3個月起30日以新案申請許可，逾限未申請者，其許可於期限屆滿時失其效力。
- 三、另許可期限屆滿未申請展延而繼續使用者，將依法裁處罰鍰，並命其回復原狀。
- 四、本案許可後，如有占用或影響本府公用設施範圍用地，主管機關因辦理工程或管理計畫之需要得廢止許可，並不予任何補償。
- 五、依河川管理辦法第55條規定，河川區域土地使用人對施設之建造物或其使用範圍應負責維護管理；如造成他人之損害，應負責賠償。
- 六、副本抄送本市大園區公所，請協助巡查，倘若發現違反許可使用規定或有妨礙排洪擅自變更許可使用時，請逕報本府。

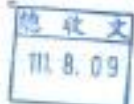
符合本校「文書處理要點」第18條、33條規定，以紙本公文辦理。

第1頁，共2頁

國立中興大學



1110053054





南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

正本：國立中興大學
副本：桃園市大園區公所(含附件)

市長鄭文燦

本案依分層負責規定授權局(處)長、主任委員執行



桃園市政府河川區域使用許可書

中華民國111年08月05日 府水河字第1110218354號

桃園河地使證字1110702010號

申請人姓名	國立中興大學		聯絡地址	臺中市南區興大路145號	
河川別	南崁溪	圖籍圖號	3	施工面積	公0.0000000公頃 私0.0000000公頃
土地座落	桃園市大園區竹園段田寮小段1-18地號(旁未登錄地)			使用面積	公0.0050000公頃 私0.0000000公頃
使用類別	河川區域一般案件 使用目的南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫				

據申請人 國立中興大學 申請使用上開 河川區域 公(私)地經核符合規定准予使用，茲發給許可書為憑，並將應遵守條款列於後：

- 第一條：許可使用期限自中華民國111年11月01日起至116年10月31日為止。期滿仍欲繼續時，應於期限屆滿前3個月起之30日內，檢齊相關書件向本府申請展期使用。逾期未申請者，其許可於期限屆滿時失其效力，使用地應整復後交還本府。
- 第二條：本許可書所指之河川區域使用目的為南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫使用，其他非經本府核准不得變更。
- 第三條：許可使用人應切實依照核准圖說及位置施工，開(竣)工時應將開(竣)工日期報核。如有改建拆除均應事先報由本府核准。
- 第四條：使用期間，許可使用人對施設之建造物或其使用範圍應負責維護管理；如造成他人之損害，應負責賠償。
- 第五條：許可使用人施設之起掘路、運輸路及便橋係屬公共設施，凡經申請核准有案之其他使用行為，若願意共同維護均得通行。許可使用人不得阻撓或設卡收費，若無法取得協議時，由本府依河川管理辦法第52條規定進行協調。
- 第六條：政府機關或其他有關單位如為水利設施整治、管理、公共使用或其他防救緊急危險之要時，需使用本許可書所列河川區域公地時，本府得隨時收回，對許可使用人所設施之建造物及其他損失一概不予補償，許可使用人應於接獲通知後立即無條件交還土地，不得藉任何理由拒絕或拖延。
- 第七條：如有下列各款事項之一時，得令停止使用或廢止許可：
- 一、自取得許可之日起，逾六個月未使用。
 - 二、經催繳未在通知期限內繳清使用者。
 - 三、轉讓他人使用或未依許可使用內容或其範圍使用者。
 - 四、因故意或重大過失管理不當，致他人於其使用範圍，有違反許可使用內容或其範圍使用者。
 - 五、違反水利法或主管機關依水利法所發命令者。
- 第八條：施工時不得於河川區域內有盜採砂石及設置工寮等違反水利法及河川管理辦法之行為，並做好必要之施工安全告示，如因本案工程設施造成之災害，一切損失由申請人負責。
- 第九條：水庫管理機關(構)依規定疏洪、放流水、流失、崩塌損，不得向水庫管理機關(構)及相關單位請求賠償。
- 第十條：除應依上項規定履行外，其他未規定事項，應依水利法及河川管理辦法暨有關法令之規定辦理。

已繳保證金50,000元(聯單編號:13379410925537)

上給申請人：國立中興大學

市長

鄭文燦



附註： 附註：

領牌年限：

桃園市政府水務局 會勘通知單

受文者：國立中興大學

發文日期：中華民國111年6月17日

發文字號：桃水河字第1110047254號

類別：普通件

索算及解索條件之保證期限：

附件：

會勘事由：南崁溪河川區域一般案件使用申請

會勘時間：中華民國111年7月1日（星期五）上午11時

會勘地點：申請位置

主持人：本局河岸地工程管理科

聯絡人及電話：卓亞營03-3033688-3842

出席者：國立中興大學(環境工程學系張書奇副教授)

列席者：



備註：

- 一、依據貴校111年5月24日興工字第1111900380號函辦理。

- 二、請補正下列事項於申請書內：



- (一)實測地形圖缺漏標示河川區域線及河道治理計畫線，並請補充面積計算式於實測地形圖。
- (二)本案施作期程於汛期，請補充防汛計畫。

- (二)本案施作期程於汛期，請補充防汛計畫。





南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



附錄三 本計畫所執行之重金屬部分之成果



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



附錄三之 1 第 1 次採樣結果說明

第 1 次採樣之鎘、銅、汞及鋅均有超過上限值之情形，依據行政院環保署底泥品質檢測資訊公開網資料顯示，以往申報之資料中，以銅超出上限值頻率最高，達 67%，且多位於中上游，其次為鎘、鎳及鋅，超出上限值頻率均為 17%，汞則是有 33% 超出下限值，從未超出上限值。但此次在下游與大排匯流處附近之結果顯示，鎘並未超出下限值，鎘、銅、汞及鋅超出上限值頻率分別為 9.0%、40.9%、100% 及 81.8%，顯示汞及鋅超標最為嚴重，且汞不僅超標 100%，且平均值高達 41.5 mg/kg，為上限值之 47 倍，最高值為 51.2 mg/kg，為上限值之 59 倍。為慎重起見，取最接近平均值之底泥樣品 2 組，重新消化並再次上機分析，測得濃度為 81.0 及 92.0 mg/kg，分別為上限值之 93 及 106 倍，可見汞在底泥中分布可能也不甚均勻。以當年日本水俣灣遭受汞污染之清除濃度為 25 mg/kg，此次採樣之所有樣品濃度均已經超過該清除標準。依據文獻記載，日本水俣灣底泥在 1950 年代發生公害事件爆發前，當時禍首窒素公司廢水溢流處之底泥最高濃度可達 2,000 mg/kg (Kitamura et al., 1960)。經過疏濬濃度高於 25.0 mg/kg 之底泥後，2002 年再次進行底泥污染程度調查，水俣灣底泥濃度最高為 7.30 mg/kg (Tomiyasu et al., 2006)。以目前南崁溪僅進行前 5 個測點之底泥樣品檢測結果而論，汞濃度已經超出目前水俣灣底泥濃度之 12.6 倍，且為當時日本政府疏濬水俣灣底泥標準之 3.68 倍。因採樣地點鄰近竹圍漁港及南崁溪出海口，附近常有釣客垂釣及漁民捕魚，恐具有顯著環境與健康風險。底泥之粒徑分析結果如圖 5-3 所示，由此粒徑分析圖可知，約有 88% 顆粒之粒徑大於 74 μm ，是屬於砂粒，僅 12% 是屬於粉粒與黏粒，由此粒徑分布可知黏粒占比相當低，對於污染物生物降解而言，有可能是正面影響，較不致有黏粒之干擾，對重金屬陽離子而言，其陽離子交換容量應該相當低，對去除重金屬而言，可能也是較為正面之影響。另底泥有機質分析發現南崁溪底泥有機質約為 3.12%，此數值較二仁溪約高出 6 倍之多，由於有機質分度有高度異質性 (heterogeneity)，可能導致 BDE-209 之底泥採樣檢測差距甚大之原因，有時可高達 20 mg/kg，但是中值卻低於 0.3 mg/kg。

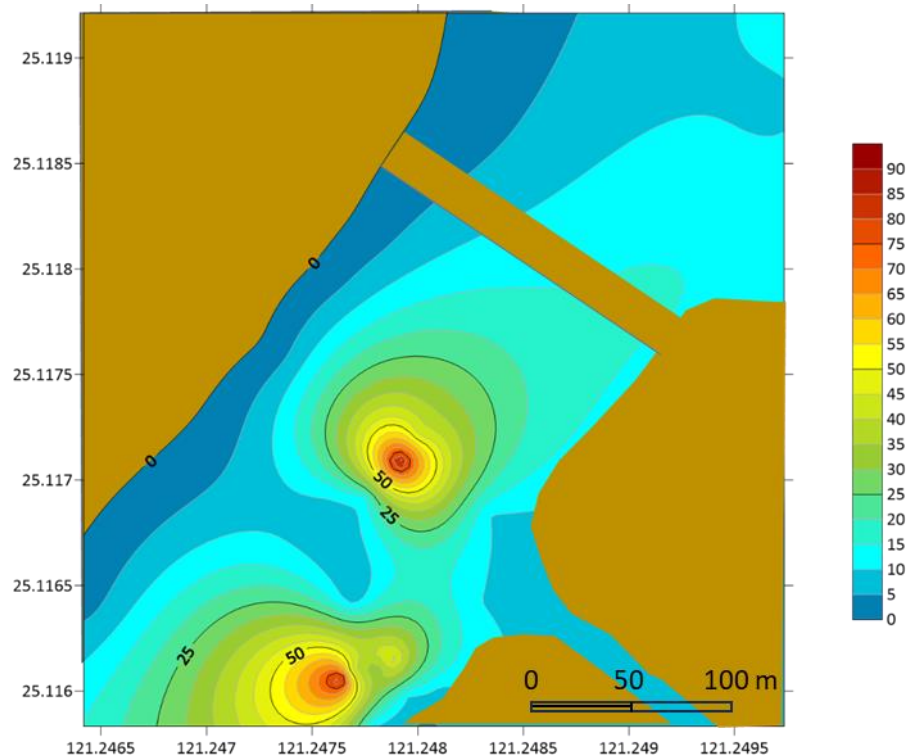
附錄三之 2 第 3 次採樣結果說明

第 3 次採樣之原因有三，一是因為批次實驗希望也能夠摻配部分含汞之底泥，二是且因為可能需要進行多次 ISPIE 試驗，需要更多底泥，三是希望能夠確定大致之汞污染範圍，故在採集底泥之同時，也將順便再次進行較大區域之底泥採樣，為原本模場試驗範圍之 1,000 倍以上。此次共採取 10 組樣品，最後以 SURFUR 進行濃度等高線繪圖之結果如圖 4-1 所示。以目前濃度等高線圖看來，高濃度區域集中於大排與南崁溪匯流處之上下游，以匯流處切分，上下游方向各有一個高



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

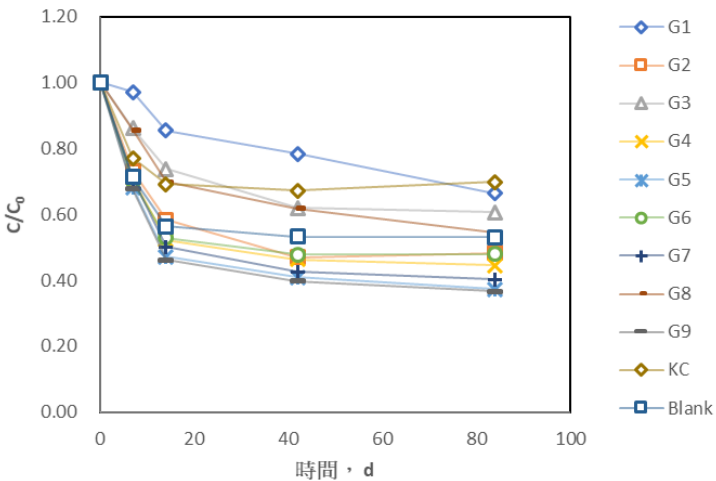
濃度區域。研判汞污染源較可能是由早期行水區之垃圾掩埋場而來，大排之可能性相對較低。



附圖 4-1 南崁溪出海口附近底泥中汞污染濃度等高線圖

附錄三之 3 批次實驗汞之檢測結果

批次實驗中不僅進行 BDE-209 檢測，也同時進行總汞檢測，已完成所有 5 個時間點之檢測分析。由總汞測值可見（附圖 4-2），G1、G3、KC (killed control) 組之去除率較差，其餘各組均有減少之趨勢，其中尤以第 9 組最佳，達到 63.4%，其次為第 5 組與第 7 組。值得注意的是，第 9 組在 BDE-209 之生物分解部分是排序第 2 佳之組別。經一階反應之動力學模式模擬，除第 1 組有相當高之 R^2 ，其餘似乎均未遵循一階反應。顯示汞之降低可能與微生物相關性低（見附表 4-1）；其中最短之半生期約為 72 天。而就無機汞與有機汞而言（附圖 4-3），前三次檢測結果顯示無機汞在所有組別均呈現下降之趨勢，且幅度明顯；而有機汞部分，則僅有第 2 組與第 7 組呈持續下降趨勢，其他組別變化趨勢各有不同，可能原因有機汞部分可能吸附於有機質而降低其生物可及性。將汞之去除率與 BDE-209 去除進行迴歸分析，可發現其 R^2 僅 0.0022，顯示兩者在此範圍內之相關性低。

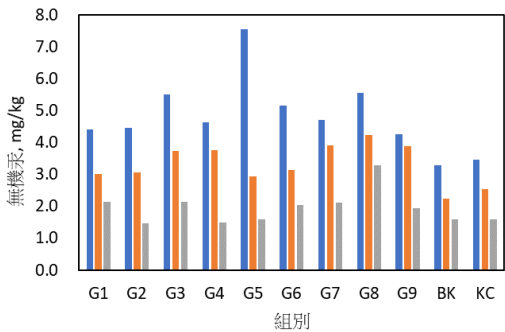


附圖 4-2 批次實驗之總汞濃度變化圖

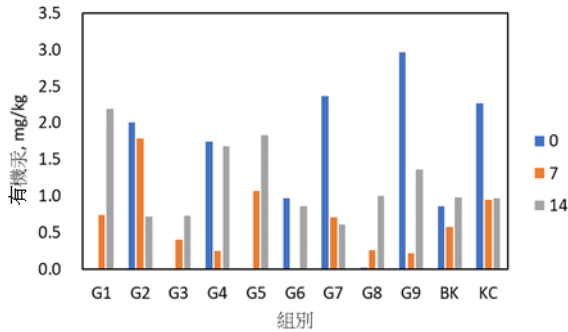
附表 4-1 批次實驗中總汞之去除相關動力學參數

組別	去除率	一階 k (d^{-1})	$t_{1/2}$ (d^{-1})	R^2
G1	33.6%	0.0047	147	0.9440
G2	51.7%	0.0072	97	0.6087
G3	39.4%	0.0053	130	0.7353
G4	55.4%	0.0076	91	0.5935
G5	62.7%	0.0095	73	0.6396
G6	52.1%	0.0067	104	0.5262
G7	59.8%	0.0089	78	0.6390
G8	45.6%	0.0064	108	0.8043
G9	63.4%	0.0097	72	0.6339
KC	30.1%	0.0028	252	0.3375
Blank	46.9%	0.0055	126	0.4862

(a)



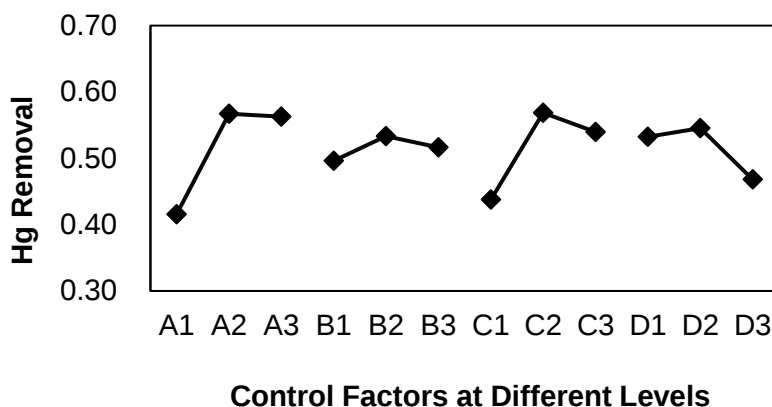
(b)



附圖 4-3 批次實驗之無機汞(a)與有機汞(b)濃度變化圖



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)



附圖 4-4 總汞去除之因子反應圖

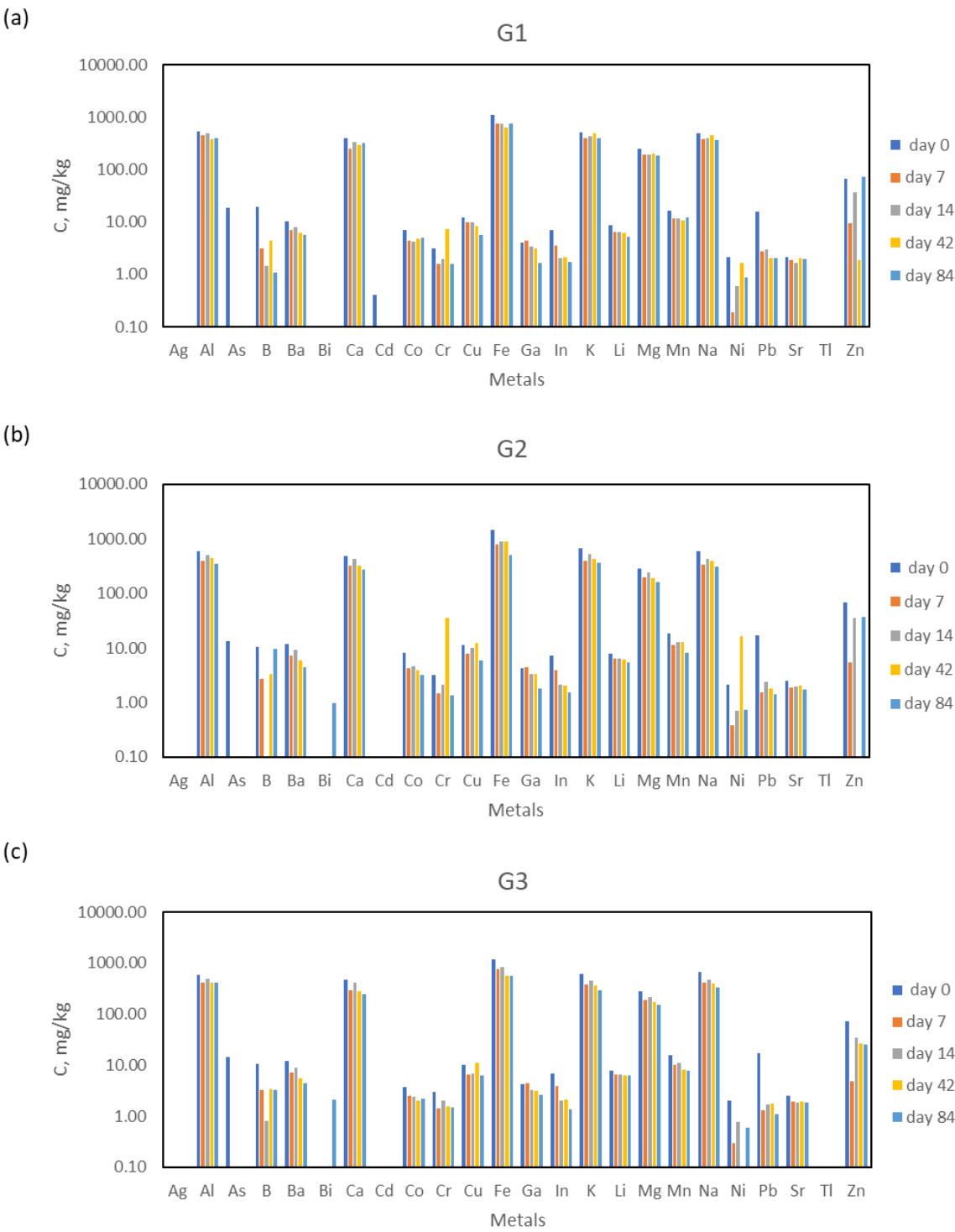
由因子反應圖(附圖 4-4)可知有機質 3.0%、乳化液 1.0%、pH 值 7.0 與 20°C 最佳而乳化液濃度是最不敏感之因子，因此，選取有機質 3.0%、乳化液 10.0%、pH 值 7.0 與 20°C 作為管柱實驗之條件是權衡 BDE-209 與總汞去除率下較佳之條件。但二價汞 (Hg^{2+}) 在微生物將其還原為零價汞 (Hg^0) 後，為何能從底泥中消失？其最可能之原因應該是蒸發逸失。因為在批次實驗時，為求採樣具有代表性，採樣之前均會劇烈搖晃血清瓶，然後開瓶採樣，此動作可能造成 Hg^0 之蒸發逸失，故即使是生物還原作用，也未必會完全遵循一階降解模式。

附錄三之 3 批次實驗中汞與其他 24 種金屬檢測結果

茲將批次實驗中 24 種金屬之檢測結果如附圖 4-5 至 4-7 所示，所有 25 種金屬之濃度值均列表於表 4-2 中。其中所有汞之數值均超出上限值，砷因可能呈有機砷之形式存在，可吸附於底泥有機質中，故分布可能極不均勻，砷在 G1-G6 可測得高於下限值 11 mg/kg 以上。如上節所述，除汞有明顯降低之趨勢外，砷亦有下降之趨勢。觀察 9 組其他 23 種金屬均未超標，文獻中曾報導以絕對厭氧微生物進行高濃度砷污染環境介質之生物整治是可行方法之一(Lim et al., 2014)。其他金屬似乎也有逐漸下降之趨勢，其中 G1-G6 組之銦 (In) 最為明顯，經計算去除率分別為 75%、79%、80%、83%、78%、80%，平均去除率為 79%，此去除率相當高；銦目前並非底泥管制物質，但在放流水標準之光電材料及元件製造業放流水水質項目及限值中有 0.1 mg/L 之限值，目前文獻中似乎尚未有任何有關生物移除銦之報導；鎵 (Ga)、硼 (B) 與銦同為 IIIA 族，在 G1 至 G6 組似乎也有相當一致之下降趨勢，鎵去除率介於 35-60% 之間，平均去除率為 44%；硼去除率介於 11-95% 之間，平均去除率 60%；IVA 族之鉛 (Pb) 雖未超標，但 G1 至 G6 之平均去除率高達 91%，均相當值得注意。



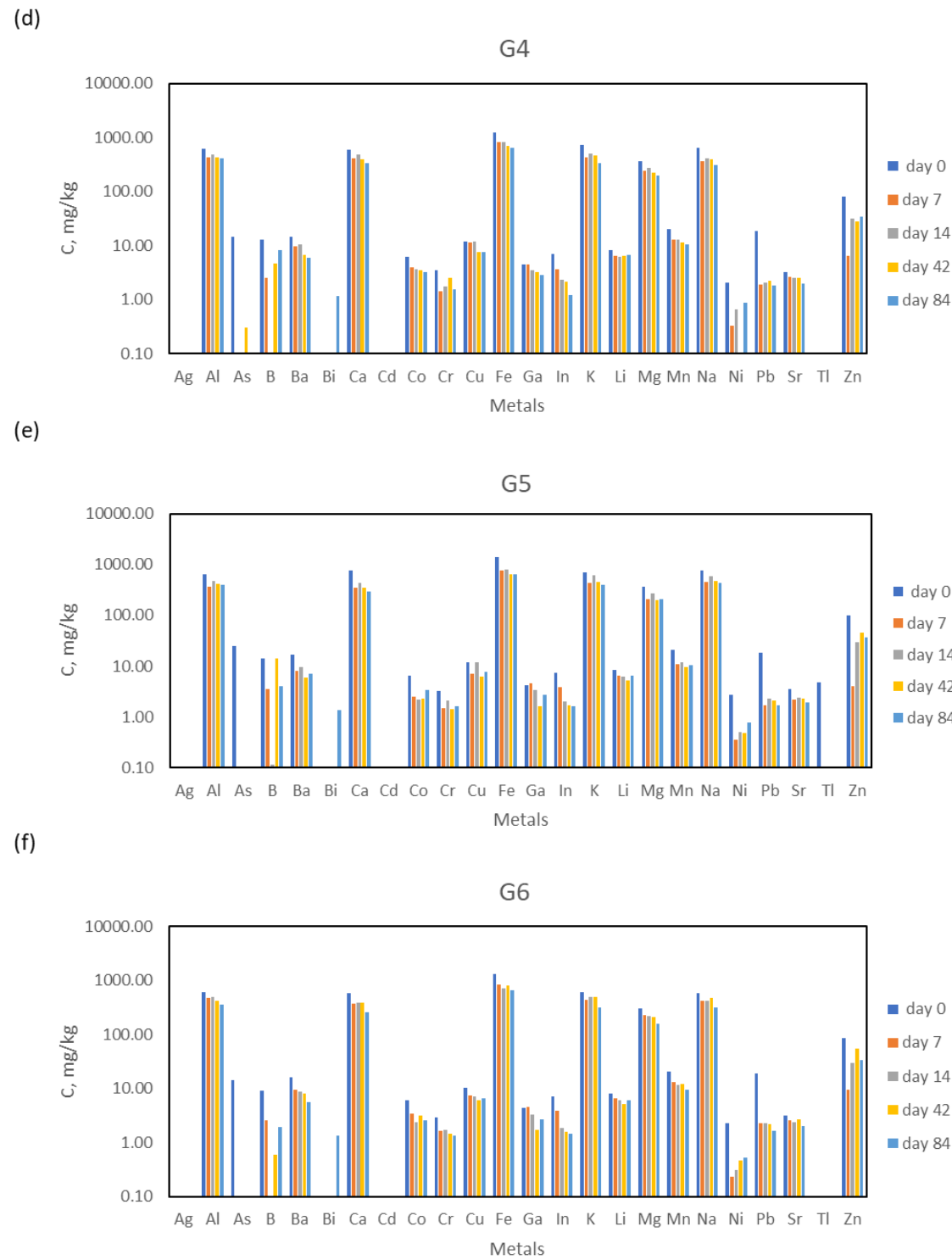
附錄



附圖 4-5 G1 至 G3 之 24 種金屬濃度變化



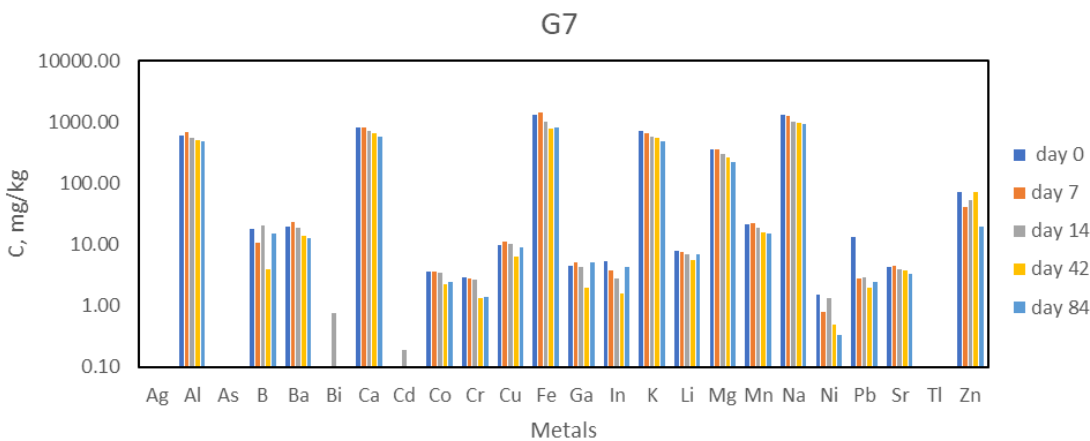
南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)



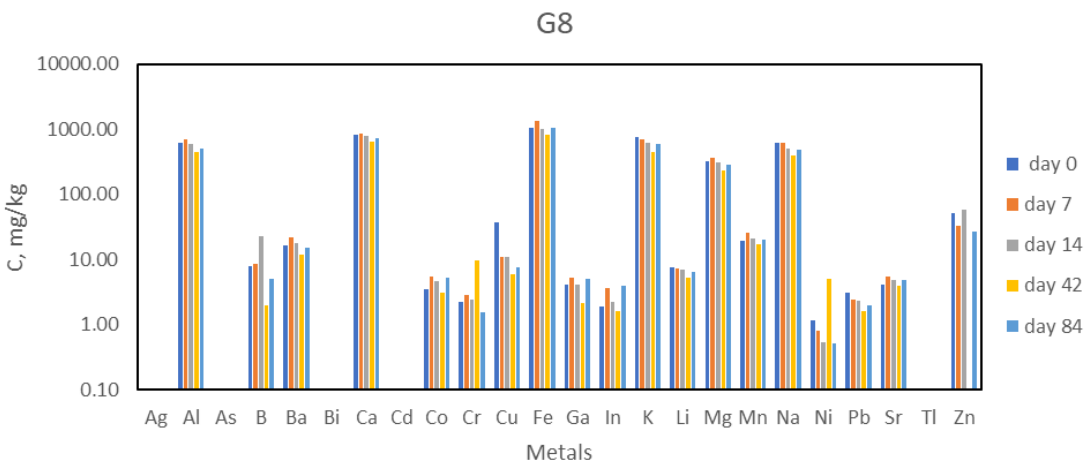
附圖 4-6 G4 至 G6 之 24 種金屬濃度變化



(g)



(h)



(i)

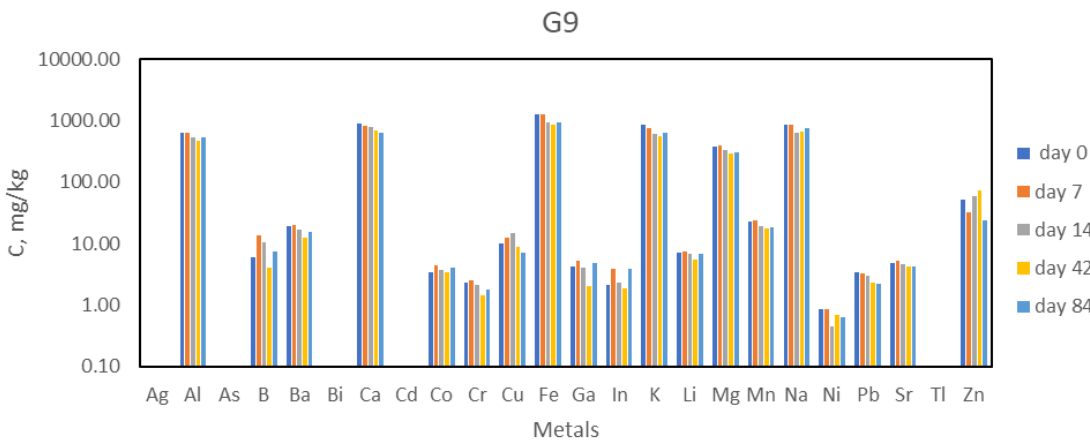


圖 4-7 G7 至 G9 之 24 種金屬濃度變化

南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

附表 4-2 批次實驗中 25 種金屬濃度（單位: mg/kg）

G1																									
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg
day 0	ND	540	18	19.7	10.3	ND	405	ND	7.0	3	12	1108	4	7	508	9	251	16	503	2	16	2.2	ND	67	4.23
day 7	ND	452	ND	3.1	7.1	ND	249	ND	4.4	2	10	760	4	4	407	7	190	12	378	0	3	1.8	ND	9	3.76
day 14	ND	484	ND	1.4	7.9	ND	333	ND	4.2	2	10	765	3	2	426	7	193	12	394	1	3	1.7	ND	36	4.33
day 42	ND	387	ND	4.5	6.1	ND	300	ND	4.8	7	8	628	3	2	493	6	203	11	453	2	2	2.0	ND	2	2.75
day 84	ND	398	ND	1.1	5.7	ND	322	ND	5.1	2	6	764	2	2	401	5	185	12	368	1	2	2.0	ND	74	2.87
G2																									
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg
day 0	ND	581	13	10.6	11.7	ND	485	ND	8.1	3	11	1421	4	7	658	8	288	19	601	2	17	2.5	ND	68	6.45
day 7	ND	386	ND	2.7	7.3	ND	320	ND	4.3	1	8	790	4	4	387	6	196	11	337	0	2	1.9	ND	5	4.85
day 14	ND	503	ND	0.0	9.0	ND	431	ND	4.5	2	10	884	3	2	529	6	245	13	428	1	2	2.0	ND	35	2.85
day 42	ND	441	ND	3.4	5.9	ND	324	ND	3.9	35	12	873	3	2	426	6	187	13	385	16	2	2.0	ND	0	3.58
day 84	ND	348	ND	9.4	4.5	0.96338	267	ND	3.2	1	6	502	2	2	358	5	163	8	309	1	1	1.7	ND	37	2.65
G3																									
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg
day 0	ND	585	14	10.7	11.9	ND	467	ND	3.7	3	10	1168	4	7	607	8	280	15	662	2	17	2.5	ND	73	4.44
day 7	ND	410	ND	3.2	7.1	ND	290	ND	2.5	1	7	774	4	4	383	6	192	10	412	0	1	1.9	ND	5	4.15
day 14	ND	496	ND	0.8	8.7	ND	415	ND	2.4	2	7	839	3	2	450	7	219	11	480	1	2	1.8	ND	35	2.88
day 42	ND	421	ND	3.5	5.5	ND	284	ND	2.0	2	11	569	3	2	357	6	171	8	398	0	2	1.9	ND	26	2.80
day 84	ND	406	ND	3.3	4.3	2.07382	250	ND	2.2	1	6	555	3	1	293	6	151	8	332	1	1	1.8	ND	25	2.58
G4																									
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg
day 0	ND	613	15	12.7	14.6	ND	587	ND	6.0	3	12	1248	4	7	738	8	363	20	637	2	18	3.2	ND	82	6.37
day 7	ND	435	ND	2.5	9.5	ND	407	ND	4.0	1	11	813	4	4	427	6	246	13	366	0	2	2.6	ND	6	4.01
day 14	ND	487	ND	0.0	10.3	ND	492	ND	3.6	2	12	814	3	2	506	6	269	13	403	1	2	2.5	ND	32	3.18
day 42	ND	425	ND	4.6	6.8	ND	396	ND	3.5	3	8	710	3	2	467	6	220	11	393	0	2	2.5	ND	28	2.80
day 84	ND	405	ND	8.1	5.8	1.17713	338	ND	3.2	2	8	653	3	1	330	7	193	11	304	1	2	2.0	ND	34	2.88
G5																									
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg
day 0	ND	633	25	14.2	17.1	ND	749	ND	6.6	3	12	1429	4	7	715	8	370	21	777	3	18	3.6	4.88729	98	7.08
day 7	ND	371	ND	3.5	8.1	ND	345	ND	2.5	2	7	754	5	4	428	7	212	11	460	0	2	2.2	ND	4	3.99
day 14	ND	484	ND	0.1	9.7	ND	429	ND	2.2	2	12	790	3	2	618	6	267	12	585	0	2	2.4	ND	30	3.41
day 42	ND	424	ND	14.2	6.0	ND	345	ND	2.3	1	6	648	2	2	446	5	199	10	483	0	2	2.3	ND	45	2.61
day 84	ND	406	ND	4.1	7.2	1.37165	295	ND	3.4	2	8	628	3	2	390	6	206	11	428	1	2	1.9	ND	36	2.67
G6																									
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg
day 0	ND	615	14	9.2	15.9	ND	570	ND	6.0	3	10	1299	4	7	602	8	302	20	572	2	19	3.2	ND	86	6.13
day 7	ND	477	ND	2.6	9.5	ND	369	ND	3.4	2	8	845	5	4	433	6	225	13	414	0	2	2.6	ND	10	3.83
day 14	ND	493	ND	0.0	8.8	ND	381	ND	2.4	2	7	722	3	2	488	6	221	12	425	0	2	2.3	ND	30	2.91
day 42	ND	421	ND	0.6	8.0	ND	390	ND	3.2	1	6	814	2	2	488	5	210	12	466	0	2	2.7	ND	55	2.98
day 84	ND	357	ND	2.0	5.5	1.33915	260	ND	2.6	1	7	652	3	1	309	6	157	9	314	1	2	2.0	ND	34	2.89
G7																									
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg
day 0	ND	607	ND	18.1	19.7	ND	814	ND	3.7	3	10	1314	5	5	728	8	356	21	1311	2	13	4.4	ND	72	7.08
day 7	ND	679	ND	10.7	23.6	ND	823	ND	3.7	3	11	1412	5	4	665	8	361	23	1267	1	3	4.5	ND	41	4.63
day 14	ND	566	ND	20.7	19.2	0.76408	727	ND	3.4	3	10	1015	4	3	574	7	308	19	1023	1	3	3.9	ND	53	3.34
day 42	ND	514	ND	4.0	14.0	ND	650	ND	2.3	1	6	786	2	2	550	6	264	16	957	0	2	3.9	ND	74	2.70
day 84	ND	493	ND	15.5	12.9	ND	571	ND	2.5	1	9	823	5	4	497	7	226	15	919	0	2	3.3	ND	20	3.00
G8																									
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg
day 0	ND	635	ND	8.1	16.5	ND	834	ND	3.5	2	38	1064	4	2	761	7	330	20	628	1	3	4.1	ND	52	5.58
day 7	ND	690	ND	8.6	21.7	ND	870	ND	5.6	3	11	1348	5	4	717	7	363	26	623	1	2	5.5	ND	33	4.48
day 14	ND	600	ND	23.4	18.0	ND	802	ND	4.6	2	11	1008	4	2	620	7	311	21	504	1	2	4.8	ND	60	4.28
day 42	ND	442	ND	2.0	12.1	ND	650	ND	3.1	10	6	829	2	2	448	5	232	17	393	5	2	4.0	ND	0	2.92
day 84	ND	514	ND	5.1	15.5	ND	734	ND	5.2	2	8	1049	5	4	587	7	285	20	483	1	2	4.8	ND	27	3.15
G9																									
Time	Ag	Al	As	B	Ba	Bi	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	In	K	Li	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Sr	Tl	Zn	Hg
day 0	ND	623	ND	5.9	19.2	ND	892	ND	3.4	2	10	1250	4	2	844	7	375	23	862	1	3	4.8	ND	51	7.22
day 7	ND	650	ND	13.4	20.3	ND	826	ND	4.4	3	13	1269	5	4	752	7	401	24	852	1	3	5.4	ND	33	4.11
day 14	ND	547	ND	10.4	16.9	ND	791	ND	3.7	2	15	953	4	2	607	7	333	20	646	0	3	4.7	ND	59	3.31
day 42	ND	466	ND	4.0	12.6	ND	679	ND	3.5	1	9	846	2	2	552	5	286	18	651	1	2	4.2	ND	73	2.58
day 84	ND	526	ND	7.5	15.7	ND	638	ND	4.0	2	7	950	5	4	635	7	301	19	743	1	2	4.2	ND	24	2.70

註:黑底白字為超出上限值，灰底黑字為超出下限值。



附錄三之 5 批次實驗中汞與其他 24 種金屬檢測結果

對於底泥中細菌受重金屬抑制記載之文獻較少，部分文獻以水中濃度作為抑制效果判斷依據，但在感潮河段的底泥中，因為二價硫離子濃度甚高，可有效與重金屬離子形成沉澱物（尤其是汞），而不存在於水相中，也就不致產生實際的抑制效果；所以底泥中檢測所得之重金屬離子濃度與實際抑制效果無法等量齊觀，也未必存在線性關係。根據 Wyszowska and Kucharski (2003)，對各種不同土壤菌群之抑制作用，歸納如下，或許可供參考。

寡營菌 $\text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cr(III)} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd}$

富營菌 $\text{Cd} > \text{Ni} > \text{Cr(III)} > \text{Zn} > \text{Cu}$

氨化菌 $\text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cr(III)} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Hg}$

固氮菌 $\text{Zn} > \text{Cr(III)} > \text{Hg} > \text{Cu}$

放線菌 $\text{Cu} > \text{Cr(III)} > \text{Ni} > \text{Zn} > \text{Pb}$

可見鋅與銅對寡營菌、富營菌、氨化菌之影響相對微小，但是對於固氮菌與放線菌抑制相對顯著。

附錄三之 6 管柱實驗汞之 BiRD 去除結果與討論

目前管柱實驗的最初（day 0）與最終（day 70）濃度已經檢測完成，所有 8 個組合都是雙重複平均結果（見表 4-3），除 WBK、WBS 與 FBS 之起始濃度需要重新檢測外，其他數據應可信賴，但是去除率明顯低於批次實驗之結果，推測最主要原因可能是管柱實驗之採樣不能激烈混合，故無蒸發逸散之機會。後續會將 2 次樣品在排氣櫃中進行吹氣處理後再檢測一次，看是否會有明顯不同。此結果也顯示目前方法如果直接使用在模場中，總汞去除率可能不佳，因為在現地也同樣沒有機會進行充分攪拌。如果在測定確實是 Hg^0 蓄積在底泥中，若要在厭氧環境中進行生物降解同時去除汞，就必須創造一個既厭氧又能蒸發汞之環境，有兩種方式可以達成，一是在現場提供產氣菌可大量產氣且有機會逸散之環境；一是將底泥移到陸上之厭氧生物反應器中進行反應。

附表 4-3 管柱試驗汞之去除率

組別	總汞(mg/kg) _{d0}	總汞(mg/kg) _{d70}	去除率	備註
WBK	197.8	97.5	NA	重測中
WNR	111.7	100.7	9.8%	
WBS	229.3	97.9	NA	重測中
WBA	102.6	96.2	6.2%	
FBK	102.2	101.6	0.6%	
FNR	105.0	98.2	6.5%	
FBS	83.0	103.9	NA	重測中
FBA	108.3	103.5	4.4%	



南坎溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

附錄三之 7 二價汞之非生物還原途徑 (abiotic reduction processes)

在缺氧條件下，二價汞 (Hg^{2+}) 與溶解性有機質 (Gu et al., 2011) 及含鐵礦物質 (Bone et al., 2014; Wiatrowski et al., 2009) 可經由非生物路徑生成零價汞 (Hg^0)。UV 照射下 Hg^{2+} 較容易經由光還原 (photo-reducton) 形成 Hg^0 ，但在一般底泥環境中，這較不容易達成。太陽光照射下，有機汞也較容易進行去甲基化反應 (demethylation)，這在一般底泥環境中，也同樣不易達成 (DiMento et al., 2019)。由於空白樣品中有 1.0% 有機質，所以經由有機質進行之非生物性還原反應是較為可能之途徑。



附錄四 本研究團隊歷年研發之技術差異說明



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)

本計畫團隊以往所研發之底泥整治技術差異分析

研發技術/描述	適用情形	優點	缺點
奈米乳化液促進微生物降解泥中萘、苯(a)駢芘與PCBs(已獲專利)	1. 適用於有高度PAHs 與PCBs 污染之底泥 2. 底泥之通透性不可太差，黏粒為主底泥恐不適用	1. 施工容易即使底泥中有障礙物也可進行。 2. 不僅有效加強PCBs 降解，同時提高PAHs 之可及性，也可提高其降解程度	1. 因在底泥中增加有機 BOD 負荷可能在短時間內造成 河道厭氧情況加重。 2. 污 染 物 降 解 產 物 之 水 溶 性 提 高，若未能及時完成清除，恐提高生態風險。 1. 僅適用於水相。
以奈米氧化鐵進行重金屬回收	1. 僅適用於水相中重金屬去除 2. 對砷、鉛、銅與鉻效果較佳	1. 方法簡易。 2. 器具製作簡易。	2. 重 金 屬 去 除 率 過 低 (<30%)尚未具實場應用 價值
整合奈米氧化鐵與奈米乳化液進行萘、苯(a)駢芘與PCBs 整治	1. 適用於有高度PAHs 與PCBs 污染之底泥 2. 底泥之通透性不可太差，黏粒為主底泥恐不適用	1. 兩種同時添加有助於PCBs 降解，可能是亞鐵離子與 H_2S 形成 FeS_2 而降低硫化物對細菌之毒害 2. 施工容易即使底泥中有障礙物也可進行。 3. 不僅有效加強PCBs 降解，同時提高PAHs 之可及性，也可提高其降解程度	1. 因在底泥中增加有機 BOD 負荷可能在短時間內造成 河道厭氧情況加重。 2. 降解物之水溶性提高，若未能及時完成清除恐有生態風險。

本計畫團隊所研發之底泥整治技術差異說明(續)

研發技術/描述	適用情形	優點	缺點
整合奈米氧化鐵與奈米 乳化液進行重金屬回收	1. 較適用於水相。 2. 適用於在酸性條件下容易解離之重金屬。 3. 乳化液分解酸化有助於重金屬之釋出，但在感潮河段受海水影響 具有高離子強度(共同離子效應) 與酸鹼中和能力，較不適用。	1. 僅添加乳化液者有助於重金屬離子之釋出。 2. 添加最高量乳化液與加入較高量奈米氧化鐵者為重金屬回收效率最佳者。 3. 可能因微生物分解乳化液造成微酸性環境有助於重金屬自底泥中釋出。 4. 操作應屬簡易,器具製作也簡易。	1. 僅適用於水相。 2. 重金屬去除率過低,尚未具實場應用價值。 3. 感潮河段恐較不適用。
以高油量乳化直接回收 PBDEs,並以殘餘乳化液促 進微生物降解 PBDEs(已獲專利)	1. 適用於 Log K_{ow} 在 3.0 以上之污染物較佳。 2. 因必須進行攪拌、靜置、分離等步驟,工程程序較複雜,若底泥中混有磚塊、石頭、鋼筋等雜物將難以進行。 3. 黏粒為主之底泥恐不適用。 4. 50%鹽度仍可適用。 5. 中度有機質仍可適用。	1. 分離迅速,針對高 Log K_{ow} 值之污染物,特別適用,且這些污染物多為持久性有機污染物。 2. 可有效提高生物分解效率。	1. 因在底泥中增加有機 BOD 負荷,可能在短時間內造成河道厭氧情況加重。 2. 污染物降解產物之水溶性提高,若未能及時完成清除,恐提高生態風險。

本計畫團隊所研發之底泥整治技術差異說明(續)

研發技術/描述	適用情形	優點	缺點
以高油量乳化直接回收 phthalates，並以殘餘乳化液促進微生物降解 phthalates(已獲專利)	1. 適用於DEHP 與DBP 污染濃度高於BBP 與DEP 之底泥。因Phthalates 非屬氯化有機物，乳化液僅有助於提高其生物可及性，一般而言應以好氧反應較佳，但其中BBP 與DEP 則以厭氧或序列式厭氧好氧較佳。因必須進行攪拌、靜置、分離等步驟，工程程序較複雜，若底泥中混有磚塊、石頭、鋼筋等雜物將難以進行。 2. 50%鹽度仍可適用。 3. 中度有機質仍可適用。 4. 黏粒為主之底泥恐不適用。	1. 分離迅速針對高LogKow 值之污染物，特別適用，且這些污染物多為持久性有機污染物。 2. 可有效提高生物分解效率。	1. 因在底泥中增加有機BOD 負荷，可能在短時間內造成河道厭氧情況加重。 2. 污染物降解產物之水溶性提高，若未能及時完成清除，恐提高生態風險。
底泥玻璃化(已獲專利)	1. 一般砂質之表層底泥。 2. 50%鹽度仍可適用。 3. 底泥中應避免混有磚塊、石頭、鋼筋等雜物，否則將難以進行 4. 現址進行尚須模場試驗確認。	1. 一般表層底泥砂質顆粒較多，適用性高 2. 確認可應用於海水鹽度50%之底泥中。	1. 矽酸鹽成分過低(非砂質)，如黏土土質之底泥恐不適合。 2. 基本設施較為複雜如必須有工業及電磁感應裝置與至少備有或是租用50KW 之發電機。

附錄三 本計畫團隊所研發之底泥整治技術差異說明(續)

研發技術/描述	適用情形	優點	缺點
磁性活性碳去除底泥中重金屬與Aroclor 1254	1. 確認在 2.0 小時之單次操作可去除超過80%之PCBs。 2. 可去除部分重金屬。	1. 確認在2.0 小時之單次操作可去除超過80%之PCB。 2. 快速有效。	1. 製作磁性活性碳較費時。 2. 雖然可以再利用但成本仍可能較高。
污染底泥之凝膠過濾法(已獲專利)	1. 已經完成浚渫法之址上底泥。 2. 絕大部分污染物為有機污染物且多吸附於細顆粒上。	1. 確認可在30 秒內完成有效分離。 2. 操作簡單且機具容易製作。	1. 尚須模場試驗進行驗證。 2. 製作凝膠費時且成本可能較高。 3. 對重金屬可能無效。
現地相反轉法與再加蓋處理(已獲專利)	1. 應可適用於大部分之表層底泥，有少許障礙物仍可施作。 2. 水力傳導係數不宜太低，黏土質底泥不適用。	1. 工程手段簡易。 2. 操作簡單且機具容易製作。	1. 成本相對低廉。 2. 模場整治試驗尚未完成。

註：以表面增強拉曼散射進行PBDEs 與Phthalates 污染物快速檢測技術(已獲專利)因非屬整治技術，故未列入比較。



附錄

附錄五 本計畫之復舊作業程序



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



二仁溪污染底泥整治模場試驗計畫 復舊計畫

中華民國九十九年十一月二十六日制定

中華民國一〇四年八月二十七日修訂

中華民國一〇四年十一月十三日修訂

版別C003-03

- 一、二仁溪污染底泥整治模場試驗計畫（以下簡稱本計畫）之復舊計畫依據經濟部水利署（99.07.22）第六河川局水六管字第 09902009610 號函制定。
- 二、本復舊計畫所涉及之範圍為本計畫位於台南縣二仁溪支流三爺宮溪中之現地模場設施之所在場址。
- 三、本計畫於現地施工之前應進行所在場址之攝影及測量，以完成場址施工前現況地表、地貌及邊坡之實景圖，匯集成冊後留存乙份備查；待計畫完成後應就現地地表、地貌及邊坡進行攝影留存以供主管機關查驗。
- 四、計畫完成時之最後一次底泥檢測應確認試驗作為並未造成二次污染，若有二次污染之虞者，應立即清除。
- 五、本計畫於現地試驗期間若有因汛期、颱風、豪雨、洪水、地震等天然不可抗力因素或是其他人為工程或不明之人為破壞導致現場之地表地貌及邊坡等顯著改變時，應立即攝影（並要時應進行測量工作）匯集成冊後，由計畫主持人張書奇簽章後留存，作為未來復舊工作之基礎依據。
- 六、本計畫於試驗工作完成後，應以最後攝影及圖面為準，進行復舊工作。
- 七、復舊工作以恢復上述依據之地表地貌及邊坡為原則，除必須移除現地所有之試驗設施外，若造成邊坡植被不全，應恢復綠化情況，若有刮除邊坡之情況應以與現地土壤性質近似之乾淨砂土或砂壤土先行填回復原後，再進行綠化。
- 八、本復舊計畫經計畫參與人員共同商議制定，經計畫主持人張書奇函請經濟部水利署第六河川局核備後實施，修訂時亦同。



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



附錄六 本計畫之品保品管作業程序



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)



本計畫之品保品管作業程序

本研究依據環境檢驗品質管制指引通則（NIEA-PA101）進行底泥採樣作業品保、品管及污染物內部分析品保品管，且確保樣品取樣、分析流程之精密度及準確度。

一、採樣作業品保品管

本試驗之採集樣品保存作業，以環境樣品採集及保存作業指引（NIEA-PA102）為基礎進行建立，於採集底泥樣品同時，進行製作現場空白樣品、運送空白樣品、設備空白樣品之採集動作，詳細說明如下：

- (1) 現場空白樣品（Field blank sample）以酸洗過後之石英砂作為無待測物之空白底泥樣品，裝於採樣用之棕色玻璃瓶中並蓋緊密封，攜至採樣現場，在現場開封並模擬採樣過程，但未實際進行採樣，並加以密封；與待測樣品一同攜回實驗室進行分析。
- (2) 運送空白樣品（Trip blank sample）以酸洗過後之石英砂作為空白之底泥樣品，裝於採樣用之棕色玻璃瓶中並蓋緊密封，攜至採樣現場，但在現場並不開封，直接與待測樣品一同攜回實驗室進行分析。
- (3) 設備空白樣品（Equipment blank sample）將現場使用過後之採樣設備及器皿，先行去除殘留於設備上之底泥，並以不含待測物之溶劑（丙酮與甲醇）個別進行淋洗取樣設備，清洗後以去離子水淋洗設備三次，並收集最終淋洗之去離子水溶液做為設備空白樣品。而底泥取樣方式乃參照底泥採樣方法（NIEA S104.32B）其採樣器具於使用前以丙酮及甲醇進行潤洗，最後以去離子水洗淨並自然風乾；依據建議最少樣品量進行採集，以玻璃材質器皿盛裝底泥，於 $4\pm 2^{\circ}\text{C}$ 暗處下，進行保存、運送樣品；並於污染物指定保存期限內（採樣後14 天內進行萃取、40 天內完成萃取至分析部分）完成污染物分析。

二、內部分析品保品管 攜回實驗室之樣品，本試驗以丙酮與正己烷進行高壓溶劑萃取-快速萃取儀（Speed Extractor E-916, BUCHI）萃取，經由濃縮後依據多NIEA 方法進行干擾物之淨化流程（濃硫酸、銅粉及酸性矽膠管柱）進行淨化。此外，依據環境檢驗 檢量線製備及查核指引（NIEA-PA103）進行污染物之檢量線建立；並以標準樣品 做為標準品，依環境檢驗品管分析執行指引（NIEA-PA104）進行分析方法之方法 空白樣品分析、重複樣品分析、查核樣品分析及添加樣品分析，詳如下述說明：



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

- (1) 檢量線建立：本研究針對污染物進行檢測，其檢量線以直線模式通過原點校正，線性關係之檢量線。
- (2) 方法空白樣品分析 (Method blank sample)：現地底泥樣品，執行一個空白分析；用以監測分析流程有無遭受污染，與分析樣品一同進行萃取、分析；於本實驗中僅添加回收標準品，測試樣品是否有遭受污染。
- (3) 重複樣品分析 (Duplicate analysis)：現地底泥樣品每20 個樣品，進行一次重複分析；選取一個樣品進行重複樣品萃取、分析，測定相對差異百分比。
- (4) 查核樣品分析 (Quality check sample)：現地底泥樣品每10 個樣品，執行一個查核分析，僅添加已知濃度之污染物及回收標準品，測定於萃取及分析中查核濃度是否與待測物濃度相當。
- (5) 添加樣品分析 (Spike sample)：現地底泥樣品每10 個樣品，執行一個添加樣品分析，為添加原樣品中待測濃度之1-5 倍，由於為未知樣品，因此以背景值之1-5 倍作為添加濃度，一同進行萃取。



附錄七 ISPIE/BiRD 技術之標準作業程



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

永續生物科技實驗室 ISPIE/BiRD 標準作業程序

編號	M003	版別	A	發行日期	2021/8/4
撰稿人	羅宜萱			核定人	張書奇

一、目的：建立統一 ISPIE/BiRD 標準作業程，以確定實驗室所有研究人員能確實操作 ISPIE/BiRD 時，能夠確實達到整治效果，並確保研究人員之安全衛生權益，並且確保核心技術與資料傳承之完整性。

二、範圍：本實驗室所有博士後研究員、約聘僱研究助理、博士班研究生、碩士班研究生(含碩專班及試用之新進碩士班研究生)、大學部專題生及一般生。

三、定義：

1. 研究人員：研究人員為本實驗室之相關進行研究之人員，含以上範圍所規定之人員，新進碩士班研究生為入學年度之新生在進入本實驗室之前 30 天內適用，大學部專題生為接受張書奇老師指導之參與國科會或是中興大學專題研究計畫之大學部同學，一般生為尚未參與國科會專題研究計畫之大學部同學但經張書奇老師同意見習者。
2. ISPIE/BiRD 係指 *in situ* phase inversion emulsification and biological reductive degradation.

三、技術適用時機：

1. $\log K_{OW}$ 值應介於 3.7-10.0 之間，水中溶解度低於 10.0 mg/L (或是 10,000 $\mu\text{g/L}$) 且屬於在自然條件下難以降解之污染物。
2. 現地底泥均溫在 20°C 以上，30°C 左右尤佳。
3. 水文天候條件則是應避開洪汛期間。
4. 底泥黏粒成分宜在 15% 以下。

四、設備需求：

1. 加熱設施：可以快速爐或其他快速加熱設備進行加熱者均可。
2. 高速攪拌機：至少 500 RPM 以上，容積至少 30 公升。
3. 隔膜加壓幫浦
4. 保溫毯或其他保溫設備
5. 廢液桶（回收高污染濃度廢液）
6. 採樣用玻璃管柱
7. 矽膠塞
8. 模場試驗用 PVC 管柱
9. 模場試驗用外套管

五、實施方式



1. 相反轉乳化液配製

- 1.1. 三種不同相反轉溫度乳化液，分別為高溫（90℃）、中溫（60-70℃）及低溫（30-40℃），皆由植物油、水、界面活性劑所組成。高溫乳化液配置方法為：將油與界面活性劑以 10:1 的比例混和，其中界面活性劑是由 Tween 20、Tween 80、Span 80 以 34.7:42.4:23 組成，接著將油與界面活性劑先用均質機以 600 rpm 攪拌均勻後，再加入四個等體積的去離子水（稀釋五倍）且用均質機攪拌均勻，最後加入 3 個等體積的熱水（總共稀釋二十倍），使其相反轉。中溫乳化液配置方法為：油與界面活性以 10:1 的比例混和，界面活性劑則是由 Tween 20、Tween 80、Span 80 以 48:26:26 的比例混和，其餘步驟同高溫乳化液。低溫乳化液配置方法為：油與界面活性以 1:1 的比例混和，界面活性劑則是由 Tween 20、Tween 80、Span 80 以 3:2:95 的比例混和，其餘步驟同高溫乳化液。
- 1.2. 由於成分均為可食用且易生物分解，若不立即使用，應置於 4℃ 之 cold room 冷藏，以免腐敗。
- 1.3. 若不是立即使用，可不必稀釋或加熱，可減少倉儲空間需求。

2. ISPIE/BiRD 操作

- 1.1 現場加熱乳化液：於現場進行乳化液加熱至相反轉溫度以上，並立即接上隔膜加壓幫浦。
- 1.2 注入乳化液：自試驗用管住底端入高於相反轉溫度以上之熱乳化液 1.0 PV。
- 1.3 保溫 30 分鐘：若是氣溫在 25℃ 以上，無須保溫；但是，若氣溫低於 25℃，建議應將管住進行保溫，以免油相與污染物接觸時間過短。
- 1.4 NR 組加入冷水：30 分鐘過後，以隔膜加壓幫浦推入 4.0 PV 冷水，即完成 NR 組之 ISPIE。
- 1.5 BS 組加入營養基質：30 分鐘過後，以隔膜加壓幫浦推入 3.0 PV 冷水，最後 1.0PV 為營養基質，即完成 BS 組之 ISPIE。
- 1.6 BA 組加入馴養菌群與營養基質：30 分鐘過後，以隔膜加壓幫浦推入 3.0 PV 冷水，最後 1.0PV 為馴養微生物與營養基質，即完成 BA 組之 ISPIE。
- 1.7 BiRD：此部分即利用殘餘之乳化液進行生物分解，維持後續監測，時間至少 70 天。
- 1.8 採樣與監測：採樣時以每管柱採樣至少 3 個樣品為準，在現場完成封裝標示，並且置於 4℃ 以下 cooler 攜回實驗室。



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第1年)

1.9 前處理與分析：依照實驗室底泥與土壤分析前處理標準作業程序進行，分析則依據環檢所相關方法進行。

3. 本作業程序經張書奇老師核定日起實施，修正時亦同。

五、相關文件：

1. 永續生物科技實驗室 30.0 公升高速攪拌機 標準作業程序



附錄八 不同污染物之解決方案之工程難度、預估經費與時程



南崁溪污染底泥整治模場試驗計畫-結合人工智慧之多溴二苯醚整治技術研發(第 1 年)

(空白頁)

不同污染物之解決方案之工程難度、預估經費與時程

污染物類別	適用技術	預計時程	技術成熟度	經費預估
六氯苯、多氯聯苯、Lindane、DDT、多溴二苯醚、戴奧辛等鹵化有機污染物	奈米乳化液促進生物降解	1 至 5 年	TRL8	材料費用約 NT\$2,700/m ³ 機具設備費用另計，大約 NT\$8,100/m ³ 。
	高油量乳化直接回收 PBDEs 及 phthalates，並以殘餘乳化液促進微生物降解 PBDEs	1 至 2 年	TRL8	材料費用約 NT\$3,000/m ³ 機具設備費用另計，大約 NT\$9,000/m ³ 。
	污染底泥之凝膠過濾法	3 至 6 個月	TRL3	材料費用約 NT\$5,000/m ³ ，整體費用尚無法預估。
	ISPIE/BiRD	3 至 6 個月	TRL8	材料費用約 NT\$1,000/m ³ ，粗估整體費用為 NT\$7,000/ m ³
Phthalates (鄰苯二甲酸酯類)、多環芳香烴類 (如萘與苯(a)駢茈)	高油量乳化直接回收 PBDEs 及 phthalates，並以殘餘乳化液促進微生物降解 PBDEs	1 至 2 年	TRL8	材料費用約 NT\$3,000/m ³ 機具設備費用另計，大約 NT\$9,000/m ³ 。
	ISPIE/BiRD	3 至 6 個月	TRL8	材料費用約 NT\$1,000/m ³ ，粗估整體費用為 NT\$7,000/m ³

不同污染物之解決方案之工程難度、預估經費與時程

污染物類別	適用技術	預計時程	技術成熟度	經費預估
重金屬鉻、銅、鎳、鉛、鋅	電磁感應加熱玻璃化 (砷、鎘、汞因沸點較低不適用)	平均 <1.0 天 (大型加熱設施下)	TRL6	粗估整體費用為 NT\$16,500/m ³
	以廢牡蠣殼及應回收廢玻璃將重金屬污染底泥玻璃化為有價環保多孔材	平均 <1.0 天	TRL6	無須花費(經費為負值)，整體應為獲利，估計每公噸之毛利 100.1-109.3%，收取原料已經賺錢，製造為成品銷售再獲利。
重金屬砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅	現地奈米氧化鐵進行重金屬回收	預計 3-6 月	TRL3	目前無法預估。
重金屬砷、鎘、汞	磁性活性碳	預計 3-6 月	TRL3	目前無法預估。

註：經費預估均以處理量至少 1000 m³ 為基礎計算。



附錄