




行政院環境保護署

110年度土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還 原法整治技術之研析

期末報告（定稿）

主辦單位：  行政院環境保護署

專案執行單位： 國立臺灣大學／生物環境系統工程學系

專案主持人： 江莉琦 副教授

專案執行期間： 110 年 03 月 19 日起至
111 年 02 月 28 日止

中 華 民 國 111 年 03 月 印製



專案基本資料表

專案性質		<input checked="" type="checkbox"/> 實驗性質 <input type="checkbox"/> 非實驗性質	專案技術編碼	LAB-R-I-H1-M
專案類別		<input checked="" type="checkbox"/> 研究型 <input type="checkbox"/> 模場型	研究主題	<input type="checkbox"/> 整治 <input checked="" type="checkbox"/> 調查 <input type="checkbox"/> 其他
申請機構系所		國立臺灣大學生物環境系統工程學系(所)		
機構地址		10617 臺北市大安區羅斯福路四段 1 號 臺大生工系		
專案主持人		江莉琦	職等／職稱	副教授
協同主持人		陳建仲	職等／職稱	特聘教授
專案名稱	中文	農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析		
	英文	The analysis of heavy metal transport mechanism and electrolytic reduction method for remediation of agricultural ditches		
	關鍵字	重金屬、渠道底泥、重金屬傳輸模式、電解還原法		
執行期程		自民國 110 年 03 月 19 日起 至民國 111 年 02 月 28 日止		
專案主持人		姓名：江莉琦 E-mail：lchiang@ntu.edu.tw	專線：02-33663467 手機：0987184347	
專/兼任人員		姓名：廖啟鈞 E-mail：liaocj@ntu.edu.tw	專線：02-33663478 手機：0989839539	
經費分析 總表	專案預估總經費		第一年 金額	第二年 金額
	1.	人事費用	210,000	(1~5 項相加之 50%為限)
	2.	貴重儀器使用含維護費	0	(與計畫實驗相關)
	3.	消耗性器材與主要費用	163,000	(與計畫主體相關)
	4.	其它研究相關費用	52,000	(含差旅與租賃費用)
	5.	雜項費用	25,000	(1~6 項相加之 5%為限)
	6.	行政管理費	50,000	(1~5 項相加之 10%為限)
	7.	自籌款	0	(申請單位自行籌備款項)
	申請補助金額(1~6 項)		500,000	總金額：500000
計畫總金額(1~7 項)		500,000	總金額：500000	

專案主持人：_____（簽名及蓋章） 日期：民國 110 年 07 月 23 日



研究成果中文摘要

農田重金屬污染的來源相當複雜，包含：不當搭排、灌溉用水、肥料施灑、大氣落塵等，重金屬含量過高會影響作物收成與品質。重金屬進入自然水體後，主要是以溶解態之自由離子或錯合物存在。溶解態的金屬離子會藉由沉澱、離子交換、吸附或形成錯合物之形式保存於底泥中，即使水中重金屬濃度不高，底泥也會因經過長時間的吸附及累積作用後，使重金屬在底泥中的濃度遠比在水中和空氣中要高。目前全台約有一千多公頃平地農地受重金屬污染，主要集中在桃園、彰化和高雄。本計畫調查桃園三塊厝支線，進行水體與底泥重金屬採樣，分析水體與底泥重金屬總量，進而建立水體-底泥重金屬傳輸模式，並研析電解還原法去除底泥重金屬之成效。研究結果顯示，三塊厝支線水體主要受銅、鎳、鋅之重金屬污染，但只有銅超出灌溉水質標準($>0.2\text{mg/L}$)。底泥受鎳、銅、鎳、鉛、鋅之重金屬污染，尤以銅離子污染最為嚴重，其最高測得 81.46ppm ，已超出底泥重金屬管制標準銅濃度之下限值(50mg/kg)，底泥污染問題屬嚴重。底泥電解還原結果顯示，電解還原效率最低為 43.93% ，最高為 97.52% ，顯示電解還原法可有效地去除底泥重金屬。

WASP 模式模擬結果顯示，三種重金屬濃度(銅、鋅、鎳)模擬變化皆說明模式最下游(河段 7)在混和上游流下之受污染水時重金屬濃度將會最高。從電子廠放流水口之下游區域重金屬濃度逐漸升高，為污染三塊厝支線水體的主要來源之一。模式模擬結果與採樣點實測資料之 MAPE 值為：銅= 47.12% 、鋅= 26.62% 、鎳= 36.66% ，顯示模式模擬表現合理。綜合以上之結論，本研究之研究成果可作為未來決策者於改善現地及實務可行性之參考。



研究成果英文摘要

The complex sources of heavy metal pollution in agricultural lands include: inappropriate discharge, contaminated irrigation water, fertilizer application and atmospheric fallout. The excessive heavy metal concentration can affect crop production and quality. The heavy metals enter the water body and exist in dissolved free ions or complex forms. The dissolved metal ions can be stored in bottom mud via sedimentation, ion exchange, adsorption or conversion to complex. The concentration of heavy metal in bottom mud can be higher than in water and air due to the accumulation effect of heavy metal in bottom mud. In Taiwan, there are more than 1000 hectare of contaminated agricultural lands, which are mainly located in Taoyuan, Changhua and Kaohsiung. This project aims to investigate the agricultural ditches, Sankuaizho, in Taoyuan, conduct the water and bottom mud sampling for analyzing the heavy metal concentration in water and the bottom mud to establish the water-sediment heavy metal transport model, and further evaluate the effect of heavy metal desorption by the electrolytic reduction method. The research results show that the water body of the Sankuaizho is mainly polluted by heavy metals such as copper, nickel and zinc, but only copper exceeds the water quality standard for irrigation (>0.2 mg/L). The bottom mud is polluted by heavy metals, such as chromium, copper, nickel, lead and zinc, especially copper pollution is the most severe one. A maximum concentration of 81.46ppm was measured, exceeding the lower limit of copper concentration (50mg/kg) of the heavy metal control standard. The problem of bottom mud pollution is serious. The results of electrolytic reduction of bottom mud show that the lowest electrolytic reduction efficiency is 43.93% and the highest is 97.52%. It is shown that this experiment could effectively remove heavy metals from bottom mud.

The simulation results of the WASP model show that the simulated changes of three heavy metal concentrations (copper, zinc, and nickel) all indicate that the highest concentration of heavy metals at the most downstream of the model (segment 7) will be seen when mixed with the polluted water from the upstream flow. The concentration of heavy metals gradually increased from the discharge outlet of the electronics factory. From this, it is known that the discharge water from the electronics factory is one of the main sources of polluting the water body of the Sankuaizho. The MAPE values of model simulation results and sampling point observations are: copper=47.12%, zinc=26.62%, nickel=36.66%. It shows that the WASP model performs well and reasonably. Thus, the



research results of this study could be used as a reference for future decision makers to improve the water quality and solve the bottom mud issues.





目錄

目錄.....	1
圖目錄.....	3
表目錄.....	5
第一章 前言	6
第二章 研究動機與研究目的	9
2.1 研究動機	9
2.2 研究目的	10
第三章 文獻回顧	13
3.1 重金屬與水體、底泥之相關性	13
3.2 重金屬之特性與危害	15
3.2.1 砷(Arsenic, As)	17
3.2.2 鎘(Cadmium, Cd)	17
3.2.3 鉻(Chromium, Cr)	17
3.2.4 銅(Copper, Cu)	17
3.2.5 汞(Mercury, Hg)	17
3.2.6 鎳(Nickel, Ni)	18
3.2.7 鉛(Lead, Pb)	18
3.2.8 鋅(Zinc, Zn)	18
3.3 臺灣重金屬管制標準	18
3.4 底泥重金屬之分佈	21
3.5 底泥重金屬污染整治技術	22
3.5.1 固化/穩定法	23
3.5.2 熱處理法	23
3.5.3 化學處理法	23
3.5.4 生物處理法	23
3.5.5 工程治理法	24
3.5.6 電動力法	24



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

3.6	重金屬傳輸模式.....	27
第四章	研究區域、方法與過程.....	30
4.1	研究架構.....	30
4.2	研究區域.....	31
4.3	現地採樣與實驗分析.....	35
4.4	電解還原法.....	38
4.5	WASP 水質模式.....	41
4.6	研究進度及預期完成之工作項目.....	48
1.	執行時程規劃(甘特圖).....	48
2.	計畫人力配置.....	49
第五章	結果與討論.....	50
5.1	現地採樣紀錄與分析.....	50
5.2	電解還原法.....	56
5.3	WASP 模式建置.....	60
5.4	結論與建議.....	67
第六章	參考文獻.....	69
第七章	附錄.....	81
(一).	現地採樣標準執行流程.....	81
(二).	樣品分析標準流程.....	82
(三).	現地採樣工作紀要.....	83



圖目錄

圖 1 水體中底泥形成示意圖	10
圖 2 污染物在水體底泥中及食物鏈傳輸示意圖	11
圖 3 水體底泥形成過程 (Literathy et al., 1987)	15
圖 4 重金屬在水體及底泥傳輸機制(Du et al., 2019)	15
圖 5 土壤重金屬污染整治技術(Gong et al., 2018)	22
圖 6 電動力法整治技術處理介質中污染物質離子之機制與概念	25
圖 7 重金屬傳輸過程(美國環境保護署，2018).....	29
圖 8 研究架構圖	30
圖 9 三支線水質自動監測站與灌溉系統關係(台灣大學，2016).....	33
圖 10 桃園三塊厝測站 pH、EC、銅重金屬濃度之變化趨勢	34
圖 11 三塊厝支線採樣點位置圖	37
圖 12 金屬離子在電解液中還原反應示意圖	39
圖 13 (a)銅、(b)鎳、(c)鋅、(d)鉛波貝圖 (Pourbaix diagram).....	39
圖 14 (a)氧化-還原電極偶、(b)重金屬離子還原於工作電極上、(c)複數氧化-還原 電極偶(◎黃色金屬管為還原電極；◎灰色金屬棒為相對電極；◎紅色重金屬 還原於還原電極上)	41
圖 15 Hjulstrom-Sundborg Diagram 示意圖 (WASP8 user manual: The Solids Module, 2017)	46
圖 16 WASP 非黏性河床模擬垂直分塊示意圖 (WASP8 user manual: The Solids Module, 2017).....	47
圖 17 重金屬於水體與底泥之質量平衡圖(以銅為例)(台灣大學，2019)(資料來源： Nice et al., 2008).....	47
圖 18 三塊厝支線監測資料(銅).....	54
圖 19 三塊厝支線監測資料(鋅).....	54



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

圖 20 三塊厝支線監測資料(鎳).....	55
圖 21 實驗示意圖.....	56
圖 22 實驗裝置.....	57
圖 23 電解實驗槽.....	57
圖 24 電源供應器.....	57
圖 25 WASP 模式河段設定.....	61
圖 26 三塊厝支線銅濃度變化模擬結果	63
圖 27 三塊厝支線鋅濃度變化模擬結果	64
圖 28 三塊厝支線鎳濃度變化模擬結果	64
圖 29 三塊厝支線銅濃度模擬值與實測值之比較	65
圖 30 三塊厝支線鋅濃度模擬值與實測值之比較	66
圖 31 三塊厝支線鎳濃度模擬值與實測值之比較	66



表目錄

表 1 工業排放重金屬污染物	16
表 2 臺灣重金屬相關規範之法規標準	19
表 3 水體重金屬管制標準	20
表 4 底泥重金屬管制標準	21
表 5 隱患區大竹及大園工作站 95~104 年灌溉水複驗統計表(台灣大學，2016) ..	32
表 6 桃園地區灌溉水質自動監測網 14 處測站佈點基本資料 (台灣大學，2016)	32
表 7 蘆竹及大園區 101~102 年渠道底泥調查合格率統計表(台灣大學，2016) ..	34
表 8 設置點位詳細說明.....	36
表 9 本計畫執行時程規劃(甘特圖).....	48
表 10 本計畫執行人力配置	49
表 11 現地採樣及樣品分析進度彙整.....	51
表 12 現地水體之重金屬濃度分析結果	52
表 13 財團法人農業工程研究中心之三塊厝支線平均監測資料(2017~2020)	53
表 14 底泥之重金屬濃度分析結果	58
表 15 底泥重金屬濃度電解還原效率結果	59
表 16 WASP 各單元之輸入資料(臺灣大學，2019).....	61
表 17 河段詳細資料(資料來源：國立台灣大學，2016).....	62
表 18 WASP 模式參數設定	62
表 19 模式常數設定.....	63
表 20 MAPE 預測能力分級表	65



第一章 前言

全球因工業化與都市化快速發展，自然資源污染事件頻傳。人為廢水(農業、畜牧業、工廠及家庭廢水等)被排放至河川及地下水中，未經過處理的廢水挾帶著高濃度的重金屬排入河川時，快速且大量的增加河川中的重金屬濃度，並於枯水期沉積於河床。依據環保署 105 年統計，全台 25 條重要河川共 2257.8 公里長度中，其中未(稍)受污染為 1511.6 公里(占 67.0%)，輕度污染 166.0 公里(占 7.4%)，中度污染 513.9 公里(占 22.8%)，嚴重污染 66.6 公里(占 2.9%)。顯見地，台灣河川受嚴重污染，河川底泥污染事件頻傳，因此，底泥污染是環保署近幾年來亟欲解決的議題。

底泥為沉積於水體底層的物質，由砂、黏土、粉土、有機物及其它土壤礦物所組成，也是水體中污染物的儲存處，亦是危害水體及水生生物污染物的來源之一。目前底泥污染對水域生態環境及棲息生物的直接或間接影響已成為世界性的問題(Canfield et al., 1998; Apitz and Power, 2002; Ferreira, 2000)。底泥中常被發現會累積大量的化學物質，對生物及水域生態造成毒性效應(Doyle et al., 2003)。判斷造成生物毒性的主要種類包括重金屬、氮氮和非極性有機物，對於污染控制具有重要的意義(Chapman and Mann., 1999)。

根據環保署歷年之調查，台灣地區二十七條河川超過三分之一底泥已受到嚴重的重金屬污染。重金屬污染是相當重要的問題(Ikem et al., 2003)。許多疏水性的毒性化學物質及重金屬在進入河川後容易累積於底泥中，底泥中之污染物可能因河水性質改變而再釋放進入河道中，即使濃度不高，卻會因生物之濃縮作用造成生態系統之危害。自然水體環境中，重金屬結合型態因各種物理化學條件的影響而產生變化，進而影響水域生態之安全，且可透過食物鏈中的生物累積效應，對生態系統造成傷害(Renzoni et al., 1994)，並且經由食物鏈輾轉危害人體健康。日本的水俣病和痛痛病就是由汞和鎘廢水污染環境所造成的(王紹文與姜鳳有，1992)。

重金屬被排入河川後，會隨著河水流動的過程中受重力而沉降至水體底層，溶解態的金屬離子會藉由沉澱、離子交換、吸附或形成錯化合物的形式保存在底泥中，在水中重金屬濃度不高的情形下，底泥也會因為長時間的吸附及累積作用後，使重金屬在底泥中的濃度遠比在水中和空氣中來的高(Navas and Lindhorfer, 2003)。底泥可能因為水質或環境狀況之改變，如 pH 值、氧化還原電位之變化或有機錯合劑之存在時，導致底泥中重金屬可能再度釋出至水中，被水中之生物所吸收累積，並對於人類健康與生態環境構成潛在之危害(Pan and Wang, 2012)。近



第一章 前言

年來底泥被視為是環境中之非點源污染、水體中重金屬濃度的主要來源之一(Beck and Sanudo-Willhelmy, 2007)。Owens et al. (2005)研究指出河川及湖泊未來將會面臨底泥污染數量大增及有毒物質過高等兩大環境問題，尤其是大河川下游與沿海地區。自行政院環境保護署於民國 99 年修正土壤及地下水污染整治法後，已經將一直未有明確管制法之底泥納入管理，明確指出污染底泥之整治責任及義務，由此可知，未來國內將陸續面臨底泥污染之整治與管理等問題。

底泥在污染物的傳輸中同時扮演著來源(source)和儲存(sink)的重要角色。重金屬於底泥中具移動現象，因此底泥除了可儲存水體中重金屬，亦可同時傳輸重金屬污染物，在重金屬污染傳輸扮演中要角色。重金屬從底泥向河水傳輸之現象被視為是一種可逆過程，重金屬可經由地質化學反應以及底泥因河川水流流場受到改變或河床底部受到擾動，而產生再懸浮(resuspension)等原因使重金屬再次進入水體中造成水體環境之重金屬濃度增高。在缺氧的環境下，底泥一旦受到擾動而變成有氧環境時，其酸中和能力(acid neutralization capacity, ANC)降低造成 pH 值下降，導致金屬在酸性的環境下移動性增加便會溶解而再度釋出至水體中(Calmano et al., 1993)。

相較於水體污染之流動性，易於累積於底泥之污染物不易清除，容易對水域環境造成長期污染。歐美等已開發國家因而對底泥之污染問題進行規範，並將其視為水質品質標準之一。受污染底泥之疏浚為整治方案之一，在進行疏濬整治時，通常會移除河道中大量受重金屬污染之底泥，受污染之底泥需經過妥善主治後方能避免造成二次污染。目前國內在處理污水廠所產生之污泥時大多是利用掩埋法，若疏浚之底泥亦用掩埋法時，易在處置不完全的狀況下造成二次污染。因此，底泥再利用時，應先確保底泥中不含有過量重金屬污染物，再考慮底泥再利用之可能性。

評估底泥之處理及處置技術時，成本是一個重要的考量因素。底泥性質介於土壤與污泥之間，受污染之底泥通常只需前處理後(或不需前處理)，即可使用相關技術對其進行除污。土壤及底泥之重金屬污染，傳統之整治復育法，係將污染物藉由物化處理等工程技術加以去除，此類技術在使用上之主要缺點為處理效果不佳及處理成本過高。傳統處理技術也包含固化處理，固化處理具有反應時間短、效率佳、空間需求少等優點，但其處理成本高同時不具環境友善性等缺點為應用上之最大限制(Kim et al., 2005)。且經固化處理後之固化物仍需掩埋處置，長期穩定性不佳，可能會造成重金屬滲漏而有二次公害問題。現今之環境技術已將焦點從傳統之管末處理轉移到污染預防與資源循環利用，成本較為合理且對環境衝擊較低。其中，電解還原為國內外普遍應用的方法，電解法具有操作簡單、處理效



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

果良好及無化學污染物產生等優點，使此法成為現今最具發展潛力之物化處理程序。



第二章 研究動機與研究目的

2.1 研究動機

農業是國家的民生根本，建立安全無污染的農業生產環境是確保農業永續發展之首要工作。然而國內早年著重於經濟發展之際，忽略整體規劃考量國土利用之適宜性，且社會對於環境保護之觀念尚未成熟，導致各式工廠遍佈於農業區內，成為農業生產環境管理之最大威脅。甚至，工廠排放之廢污水含有重金屬成分，一旦不當排放，即造成農作環境之永久傷害，不僅影響農地的產能，也引起國人對農產品安全疑慮。

臺灣地區土壤重金屬調查最早開始於民國 71-75 年，由行政院衛生署環保局(環保署前身)針對臺灣地區農田 116 萬餘公頃土壤，以 1600 公頃為一單位網格，進行大樣區採樣檢測，調查結果全省約 30 萬公頃農地土壤重金屬含量較高；於民國 76-79 年，針對第一階段-大樣區調查結果中，以 100 公頃或 25 公頃為一網格，進行第二階段-中樣區調查；於民國 81-88 年，環保署與地方環保局合作，針對第二階段-中樣區調查之重金屬濃度偏高或認定有污染的地區，以 1 公頃為一採樣單位進行更細密的第三階段-中樣區、小樣區調查，結果發現重金屬含量列為第五級的累積面積為 950 公頃，並發現主要造成污染的原因為灌溉水遭到非法排放或是未經處理之廢水污染，其中以彰化縣、桃園縣、臺北縣受到污染面積較大，主要重金屬項目為鉻、鋅、銅。行政院環境保護署從民國 86 年起，陸續完成全國具污染指標之主要河川底泥中重金屬及其他有機污染物調查，研究發現超過三分之一河川底泥受到嚴重污染，因此環保署將底泥品質管理相關規範納入「土壤及地下水污染整治法」立法修正條文。依相關規定，河川、灌溉渠道、湖泊、水庫及其他經環保主管機關公告之特定地面水體之目的事業主管機關應定期檢測底泥品質狀況，與底泥品質指標比對評估，送中央主管機關備查，並公布底泥品質狀況等。民國 101 年頒布子法「底泥品質指標之分類管理及用途限制辦法」訂有重金屬、半揮發性有機化合物、農藥及多氯聯苯計 41 項品質指標項目之上下限值。民國 102 年頒布子法「目的事業主管機關檢測底泥品質備查作業辦法」明訂各類水體底泥採樣檢測作業之佈點規劃、檢測頻率、申報備查作業等相關程序。

桃園是全台灣第一工業大城市，台灣百大製造業有超過三分之一在桃園設廠，工業產值常居全臺之冠，桃園目前有 32 個報編工業區，從傳統產業到高科技產業，包括物流、光電、高科技、航太、汽車零件、農業、綠色能源及傳統產業等產業聚落。依據桃園市政府經濟發展局資料，現有工業園區包括經濟部工業區 7 處，桃園市政府開發工業園區 4 處，報編未開發工業區 4 處，都市計畫工業區 2



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

處，民營企業報編工業園區 15 處等，上述工業區產生廢水皆排入河川流至大海。尤其六零年代工業發展迅速，環保法規尚未成熟，許多工廠排放未處理之污染廢水進入河川，污染物持續累積存在於河川的底泥中。

為探討農田渠道底泥之重金屬吸附與脫附作用，本計畫將進行概況調查及現地水體與底泥採樣，分析水體與渠道底泥重金屬總量，建立桃園地區水體-底泥重金屬污染傳輸模式，並以實驗室規模實驗評估電解還原法去除底泥重金屬之成效。本計畫所建立之渠道水體-底泥之重金屬污染傳輸模式、實驗室電解還原法去除底泥重金屬之研究成果將可作為示範亮點案例，未來可應用至國內其他重點具高污染潛勢之農田或已受到重金屬污染需整治之農田，以期望未來能解決現地渠道底泥重金屬污染問題。

2.2 研究目的

底泥指因重力而沉積於地面水體底層之物質，係由砂粒、黏土、粉土或其它物質混合並沉降在水體底層之軟質混合物。來自受侵蝕的土壤礦物及經分解的動植物碎屑等天然有機物或人為污染物，藉由風、水及冰雪帶到溪流、河川、湖泊等水體底部(圖 1)。

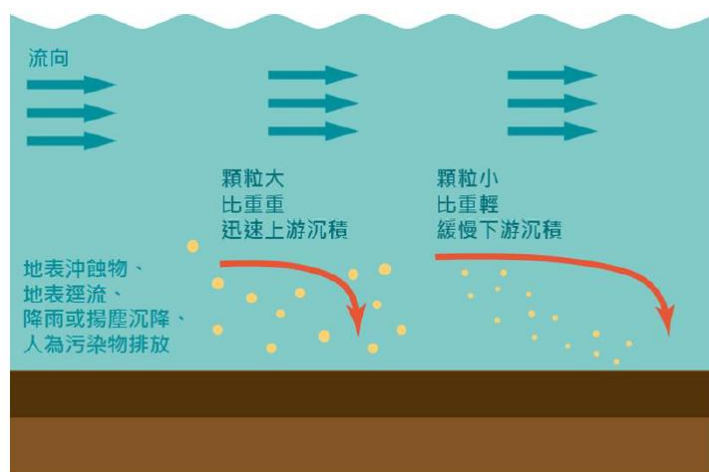


圖 1 水體中底泥形成示意圖

(資料來源：底泥品質檢測資訊公開網)

底泥是許多水棲生物之棲息地，同時也是持久性污染物(Persistent Organic Pollutants, POPs)的主要積累處。造成底泥污染的原因有很多，包括城市污染物、農地污染物、工業污染物、大氣沉積物等，這些污染物質進入水體使底泥受到污染。導致底泥受污染的物質多半是農藥、多氯聯苯、多環芳香烴，其次可能是加



第二章 研究動機與研究目的

氮消毒的碳氮化合物，然後是重金屬。受污染的底泥將會影響整個水域生態系，並透過食物鏈進而危害人體健康。圖 2 說明污染物在水體底泥中及食物鏈間的傳輸過程關係圖，主要分為四個部分：圖 2-A 區塊說明污染物的傳輸與地表水的種類及污染來源有關。其中，污染來源主要分為直接污染源(如工業廢水、家庭污水)以及間接污染源(如逕流水)。另外氣旋膠沉降、水氣交換作用以及濕沉降皆為污染物進入水體的途徑之一。圖 2-B 區塊說明直接污染源與間接污染源。圖 2-C 區塊說明水體中的污染物透過沉積過程與成岩作用累積於環境固相中，同時持續與液相進行交換作用。液相除了河川、灌溉渠道、湖泊水庫水體外，也包含地層中的地下水體。圖 2-D 區塊說明污染物將透過食物鏈，造成生物放大效應。污染物除了富集於高階消費者之外，甚至將危害生態系中物種存亡及造成人類的食安問題。

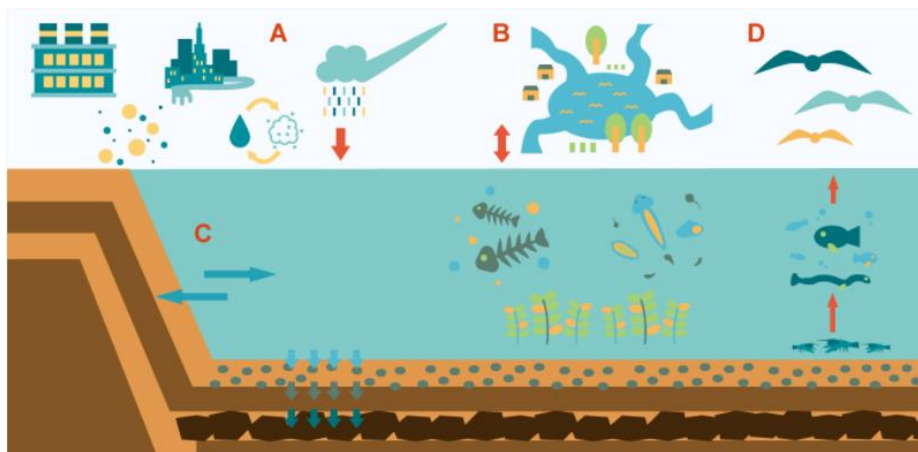


圖 2 污染物在水體底泥中及食物鏈傳輸示意圖

(資料來源：底泥品質檢測資訊公開網)

目前國內對於污染河川之整治極為重視，在整治方案中受污染底泥之處理亦是重要的問題。但國內關於底泥處理技術之研究還有許多可探討之空間，有鑑於此，研究與建立符合經濟成本效益且適用於國內之受污染底泥處理技術是有需要的。因此，本計畫規劃調查桃園三塊厝支線，進行水體與底泥重金屬採樣分析，建立水體-底泥重金屬傳輸模式，並研析電解還原法去除底泥重金屬之成效。本計畫主要研究目標如下：

1. 針對選定農田渠道，參考歷史調查資料與本期現地採樣，分析水體與底泥重金屬濃度，建立渠道水體-底泥之重金屬污染傳輸模式，探討重金屬濃度之時空變異。
2. 設計不同實驗條件(如:電壓、底泥重金屬濃度、電解陽極材料等)，評估



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

電解還原法去除底泥重金屬之成效。



第三章 文獻回顧

3.1 重金屬與水體、底泥之相關性

湖泊或河川水體中底泥形成，主要的途徑為河川中有機體和無機體的沉降、河川沿岸的沖蝕作用所形成的沉積、大氣中如氣膠、灰塵及懸浮微粒的乾濕沉降與人為所造成的污染(圖 3)(Literathy et al., 1987)。Seibold and Berger(1982)也指出依據底泥來源，可將底泥分成三大類：(1)由岩石生成之底泥(Lithogenous-Sediment)；(2)由水中生成之底泥(Hydrogenous-Sediment)；(3)由生物生成之底泥(Biogenous-Sediment)。第一大類主要來源是岩石、砂、淤泥及黏土質以顆粒狀或塊狀物進入河川的水體中，最後沉降到河川底部沉積而形成；第二大類則是由河川水體中的溶液結晶而析出，結晶物因沉澱到河川的底部而形成；第三大類包含水中生物的殘骸或水中生物的排泄物，藉由重力沉降至河川底部所形成。底泥依照粒徑大小可分為黏粒(粒徑小於 $2.0\mu\text{m}$ 的顆粒)、壤粒(粒徑為 $2.0\sim 63\mu\text{m}$ 的顆粒)、砂粒(粒徑大於 $63\mu\text{m}$ 的顆粒)，而粒徑小於 $63\mu\text{m}$ 之顆粒移動性高，容易被水流帶走(Stone and Walling, 1995)。Jones and Turki (1997)研究指出底泥顆粒大多以較小粒徑為主($2.0\mu\text{m}$)。底泥顆粒中累積重金屬的含量會因粒徑粗細而有所不同，在粒徑較細小的底泥內因較大表面積的緣故，會聚集較多的金屬污染物。同時，細小顆粒的底泥內有較高的黏土質與有機物含量，可結合較多鐵錳氧化物(Haque and Subramanian, 1982)。Heniz et al. (1998)的研究同樣表明，污染物常存在於粒徑小於 $2.0\mu\text{m}$ 之底泥，粒徑較大的顆粒重金屬含量並不會很多。

底泥因長時間累積工廠、畜牧及家庭廢污水中的污染物、污泥與垃圾等污染物質，好比儲存庫的角色，在河川水體中這些污染粒子藉由重力作用或河川流速減緩而沉降聚積，使底泥中含有高濃度的化學物質和重金屬(Warran and Zimmerman, 1993)。根據丁啟東與溫清光(1989)研究指出，當河川流速低於 $0.18\sim 0.30\text{m/sec}$ 時，污染物易沉澱而累積在河川底部形成底泥；而流速大於 $0.30\sim 0.45\text{m/sec}$ 時，則會造成沖蝕作用的產生，使河川底部的底泥有再被翻動的可能，造成水體中懸浮質和有機質的增加(Velz, 1953; Imhoff and Fair, 1956)。

經年累月下重金屬高濃度地累積在底泥中，其含量也比水體中高出許多，對水體生態而言更是存在著相當程度的危害(Balls, 1989)。河川或湖泊的底泥因環境因子的衝擊、流量的變化，造成底泥原本無氧的狀態有所改變，形成厭氧與好氧交替的環境，同時造成底泥中重金屬的再釋出(Remobilization)到河川水體的情形(Calman et al., 1993)。

臺灣河川因流域的不同，底泥污染的程度與代表性的污染重金屬也不同。以



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

大漢溪為例，新海橋至浮洲橋一帶的底泥污染最為嚴重，主要污染項目為銅、鋅和鎳，根據監測資料，大漢溪在近 15 年底泥重金屬的濃度有增加的趨勢(陳建宏，2013)。臺灣南部的二仁溪，早期受廢五金熔煉污染，底泥中重金屬鉻、鎳、鉛、鎘、汞及鋅均已超出臺灣底泥重金屬品質指標之上限值(方孟德，2009)。臺灣東部的蘭陽溪，底泥中重金屬鎳也已超出臺灣底泥重金屬品質指標之下限值(王碧，2004)。底泥重金屬污染目前在全世界都是一個非常嚴重的問題，尤其在現今社會的經濟發展快速下，香港有底泥重金屬鎘、銅的污染問題(Sin et al., 2001)；南韓以鎳和鎘污染為主(Kim et al., 2010)；中國以鎘污染最為嚴重，其次為銅和鋅(Yang et al., 2009)。歐美國家亦有相同的狀況，美國底泥重金屬砷、鎘、銅、鉛和鋅污染嚴重(Heiny and Tate, 1997)；英國有底泥鉛污染問題(Hudson-Edwards et al., 1997)；西班牙則是底泥鎘污染問題(González et al., 1999)；希臘與義大利均發現近幾年底泥重金屬濃度都較往年有增加的趨勢(Karageorgis et al., 2003; Farkas et al., 2007)。

重金屬具有毒性、持久性和生物累積性，因此在土壤、底泥、水體和生物區鏈中，重金屬污染是相當嚴重的問題(Ikem et al., 2003)。底泥在水體中為一多孔介質，具有較大表面積，不僅做為生物的棲息地、生物食物來源，同時也能吸收水體污染物(Maruya et al., 1996)。重金屬進入自然水體後，主要是以溶解態之自由離子或錯合物存在。溶解態的金屬離子會藉由沉澱、離子交換、吸附或形成錯合物之形式保存於底泥中，即使水中重金屬濃度不高，底泥也會因經過長時間的吸附及累積作用後，使重金屬在底泥中的濃度遠比在水中和空氣中要高(Navas and Lindhorfer, 2003; Du et al., 2019)(圖 4)，底泥有毒金屬污染已成為一個日益嚴重的全球性問題(Fernandes et al., 2008; Kucuksezgin et al., 2008)，底泥被視為是環境中之非點源污染，水體中重金屬的主要來源之一(Beck and Sanudo-Wilhelmy, 2007)，不少研究指出水域系統中超過 90% 的重金屬負荷與懸浮固體/沉積物有關(Amin et al., 2009; Zahra et al., 2013; Zheng et al., 2008)。刁茂文、李芳胤(2003)研究指出底泥質地粗細會影響其對重金屬之吸附性及傳輸性。一般而言，粗質地者粒徑較大，表面積較小，化學物理反應性小，但傳輸性較大，重金屬還是可在底泥中移動；細質地者，表面積較大，孔隙較小，流動不易，使重金屬較易附著在底泥中而降低移動性。

當發生暴雨事件或受人為、水生生物擾動時，底泥會再懸浮(Resuspension)，或當底泥環境產生變化(如：氧化還原電位(ORP)、溶氧濃度、酸鹼值、有機錯合劑之存在等)，會導致底泥重金屬再釋出，大幅度增加水中重金屬和不穩定態重金屬的濃度(Simpson et al. 1998; Kalnejais et al., 2007)，進而被水中生物吸收累積，再藉由食物鏈的生物放大作用，對生態環境或人類健康造成危害(Pan and Wang, 2012；



David et al., 2012)。

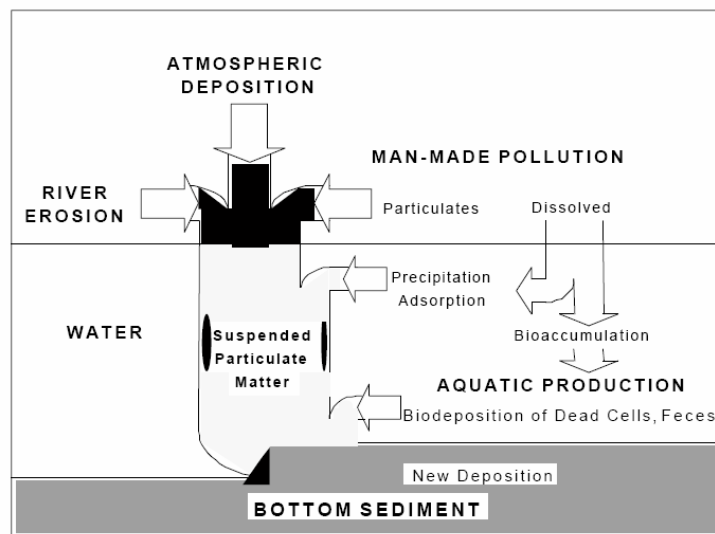


圖 3 水體底泥形成過程 (Literathy et al., 1987)

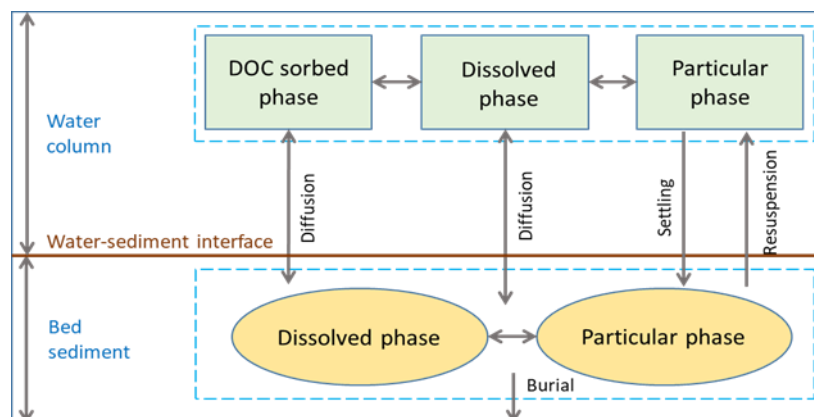


圖 4 重金屬在水體及底泥傳輸機制(Du et al., 2019)

3.2 重金屬之特性與危害

一般導致重金屬污染之原因，往往是因為人類活動，如工業、採礦等所產生含有未處理的重金屬廢水、廢氣及廢棄物排放到環境中，工業排放重金屬污染物如表 1 所示，環境中重金屬廢水主要來自金屬冶煉場廢水、電鍍、農藥、油漆、顏料、製藥等工業(王紹文、姜鳳有，1992)。國內重金屬相關法規中，通常把砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛、鋅統稱為八大重金屬，但砷並非金屬元素，而是其具有不能被微生物分解、進入人體不易排出、造成慢性中毒等特性，與其他重金屬性質較為接近，故常與重金屬歸類在一起，以下針對八大重金屬做介紹(行政院環境保護署)。

表 1 工業排放重金屬污染物

工業 \ 重金屬	類別																														
	Al	Ag	As	Au	Ba	Be	Bi	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ga	Hg	In	Mn	Mo	Os	Pb	Pd	Ni	Sb	Sn	Ta	Ti	Tl	U	V	W	Zn	
冶金、電鍍		●	●			●	●	●		●	●			●	●				●		●									●	●
化工	●		●		●			●		●	●	●	●	●				●	●			●	●	●	●		●				●
陶瓷			●							●			●		●							●						●			
合金						●												●		●				●							
塗料					●					●								●	●						●		●				
玻璃			●		●												●		●		●				●	●					
造紙	●									●	●			●							●										
製革	●		●		●					●	●	●		●																	●
製藥	●										●	●	●	●										●				●			
肥料	●		●					●		●	●	●		●		●			●		●										●
煉油	●		●					●		●	●	●							●		●										●

(資料來源：王紹文、姜鳳有，1992)



3.2.1 砷(Arsenic, As)

砷的化合物被用於塗料、紡織、農藥及製革工業中。砷為毒性甚強之物質，會對皮膚、神經系統等造成危害，且其對人體之致癌性已被證實。造成台灣西南沿岸地區盛行的烏腳病，即為飲用含砷量過高之飲用水所造成(行政院環境保護署)。

3.2.2 鎘(Cadmium, Cd)

鎘被廣泛用於電鍍材料上，油漆及塑膠工業也大量使用含鎘化合物，電池、照相材料上也都含有鎘，鎘可能經由工業廢水之不當排放而進入底泥中。鎘是一種累積性毒物，鎘中毒會引起痛痛病。1983年桃園鎘米事件，主因為塑膠製造工廠大肆排放廢水至灌溉農田的水源中，導致稻米污染。此元素會對刺激呼吸道，長期暴露將造成嗅覺喪失症、牙齦黃斑。鎘化合物不易被腸道吸收，但可經由呼吸道被人體吸收，積存於肝或腎臟造成危害(行政院環境保護署)。

3.2.3 鉻(Chromium, Cr)

鉻化合物主要用於鉻鐵生產、鉻電鍍、顏料生產及皮革製造，也是人類與許多生物必須的一種微量金屬元素，但濃度過高則有毒性。六價鉻對人類具有強烈毒性，會造成皮膚粗糙、肝臟受損，具有致癌性並會在體內累積。鉻經使用後大致會流入空氣和水中，當其與土壤或水中微生物接觸後，則容易還原成六價鉻而形成污染現象(行政院環境保護署)。

3.2.4 銅(Copper, Cu)

銅主要用途為製作電線和合金，亦被用於冶煉、金屬加工、機器製造、有機合成，其中以金屬加工、電鍍工廠所排廢水含銅量最高。若含銅廢水用於灌溉農田，會造成農作物生長不良及土壤污染。銅為人體必需元素，其毒性對人體不具累積性危害，但吸收過量會造成肝腎和中樞神經傷害。但銅對水生生物來說，毒害很大，台灣西部沿海的養殖業曾發生銅污染，引發綠牡蠣事件(行政院環境保護署)。

3.2.5 汞(Mercury, Hg)

汞最常應用於製作工業用化學藥物及電子或電器產品中，汞還用於溫度計，尤其是測量高溫的溫度計。氣態汞仍用於製造日光燈，但其他應用皆因影響健康和安全性問題而逐漸被淘汰。汞為水域中污染最為廣泛的一種重金屬毒物，進入水域的汞污染物質主要分為三種形式：金屬、無機汞化合物及有機汞化合物，無機



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

汞可藉由水中微生物作用而轉換成有機汞。汞是累積性毒物，對人體健康傷害性極大，有機汞和無機汞主要影響中樞神經系統和腎臟等器官(行政院環境保護署)。

3.2.6 鎳(Nickel, Ni)

鎳用於合金鋼、鎳鋼、金屬合金、不鏽鋼、電鍍和製造鹼性蓄電池。WHO 認為鎳會造成過敏性病徵，如皮膚炎。鎳還會造成慢性呼吸道疾病、免疫機能異常及肝臟機能之損害，美國職業安全衛生研究所(NIOSH)也認定其為潛在人類致癌物(黃春蘭，2003)。

3.2.7 鉛(Lead, Pb)

鉛主要與鋅、銀和銅等金屬一起冶煉和提取，用於製造顏料、油漆、鉛彈、電池電極等。鉛的污染主要來自蓄電池製造業之廢水或廢棄物處理不當而排出時，濃度高的鉛會污染水體；汽油中添加之鉛化合物，於燃燒時會形成含鉛粒狀污染物逸散至空氣，最後降至地表或因降雨帶入水體，也會造成水中鉛含量增加。鉛具有累積、代謝性毒性，在天然水體中，鉛化合物通常難溶於水，但容易被吸附沉澱。鉛會對腎臟及神經系統造成傷害，尤其對胎兒及嬰兒腦部的毒性最大，會引起鉛腦症(行政院環境保護署)。

3.2.8 鋅(Zinc, Zn)

鋅常被用來鍍在鐵的外層防止鐵生鏽、製造油墨、化妝品、油漆及橡膠等。鋅為動植物之必要元素，土壤與底泥中若有高濃度的鋅累積，往往是工業廢水或廢棄物不當排放所造成。鉛對人體的毒性很低，但大量的鋅會導致體內銅元素的流失，降低體內的抗氧防禦、身體能量減少、免疫系統缺陷，引起癌症；且鉛對魚類或水生生物的毒性危害也很大(行政院環境保護署)。

3.3 臺灣重金屬管制標準

重金屬具有累積性、毒性、慢性中毒等特性，因此行政院環境保護署對此訂定水體及底泥之重金屬管制標準相關法規。表 2 為臺灣重金屬之法規標準，由表可知八大重金屬(砷、鎘、鉻、銅、汞、鎳、鉛及鋅)為最多法規規範之重金屬，因其對人體及環境危害影響較大，故管制最為嚴謹。

表 2 臺灣重金屬相關規範之法規標準

基質	法規標準	砷	鎘	鉻	六價鉻	銅	汞	有機汞	鎳	鉛	鋅	鐵	錳	銀	硒	硼	鉍	銻
水體	地下水污染監測基準	●	●	●		●				●	●	●	●					
	地下水污染管制標準	●	●	●		●	●		●	●	●							
	地面水體分類及水質標準	●	●		●	●	●			●	●		●	●	●			
	放流水標準	●	●	●	●	●	●		●	●	●			●	●	●		
	飲用水水質標準	●	●	●			●		●	●							●	●
	灌溉用水水質標準	●	●	●		●	●		●	●	●	●	●		●	●		
底泥	底泥品質指標之分類管理 及用途限制辦法	●	●	●		●	●		●	●	●							

註：●為有規範之重金屬



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

根據行政院環境保護署規範之環境相關法規，水體重金屬管制標準如表 3 所示。其中，在灌溉用水水質標準中，八大重金屬均有管制，嚴防灌溉用水受到污染進而影響農作物。

表 3 水體重金屬管制標準

法規 重金屬	地面水體水質標準	灌溉用水水質標準	放流水標準
鎘	0.01	0.01	0.03
鉛	0.1	0.1	1.0
總鉻	-	0.1	2.0
六價鉻	0.05	-	0.5
有機汞	-	-	不得檢出
總汞	0.002	0.002	0.005
銅	0.03	0.2	3.0
鋅	0.5	2.0	5.0
銀	0.05	-	0.5
鎳	-	0.2	1.0
硒	0.05	0.02	0.5
砷	0.05	0.05	0.5
硼	-	0.75	1.0
鉍	-	-	-

註：“-”為法規未管制，單位：mg/L。



根據行政院環境保護署規範之環境相關法規，底泥重金屬管制標準如表 4 所示，八大重金屬均有嚴格的上下限值規範。

表 4 底泥重金屬管制標準

底泥品質指標項目	上限值	下限值
砷	33	11
鎘	2.49	0.65
鉻	233	76
銅	157	50
汞	0.87	0.23
鎳	80	24
鉛	161	48
鋅	384	140

註：單位為 mg/kg。

3.4 底泥重金屬之分佈

重金屬分佈的主要過程為：對流擴散、吸附(Adsorption)-脫附(Desorption)、沉降-再懸浮，以及與相鄰底泥層之間的質量交換的物理和化學過程，其與沉積物顆粒大小有關(Bradl, 2004; Liu et al., 2017; Zhuang et al., 2018; Liu et al., 2019; Rugner et al., 2019)。在懸浮過程中，底泥通常被篩分成顆粒大小不同的類別，粗顆粒沉降得快，而細顆粒保留在水中，可以行進更長的距離(Yi et al., 2017)，底泥粒徑越小其重金屬濃度越高(Sakai et al., 1984; Shikazono et al., 2012)。Yang et al. (2012) 利用綜合二維深度平均數值模型來模擬流體動力學，結果顯示泥沙顆粒沉降到底部的速率、顆粒埋入底泥的速率、顆粒大小和再懸浮速率等因素對於化學物質在水體與底泥的濃度皆有影響。Kerr and Cooke (2017)分析水質與底泥重金屬(Cd、Hg、Cu、Pb) 含量、總懸浮固體和總有機碳，指出重金屬濃度與總懸浮固體有顯著的關係。近年來，不少研究評估底泥在不同環境下之吸附與脫附金屬能力(Lee et al., 2018; Xiong et al., 2018; Kang et al., 2019)，然而，大多數吸附實驗將底泥樣本視為均質材料。金屬在不同型態之間的分配受到底泥屬性 (如:pH 值、氧化還原電位、粒徑分佈)以及金屬結合型態(如: 酸性揮發性硫化物(AVS)、有機物、鐵



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

/錳氧化物、鐵/鋁氧化物、黏土礦物) (Chapman et al., 1999; Simpson et al., 2012; Rashad et al., 2013; Xu et al., 2017; Hu et al., 2018; Liu et al., 2018) 的影響。在酸性環境下移動性會增加，易於溶解而再度釋放到水體中(Calmano et al., 1993)；缺氧情況下，酸性揮發性硫化物主要會降低金屬的溶解度和毒性；而有機物、鐵/錳氧化物、黏土或粉砂可以使重金屬穩定在較高的氧化還原電位中(Zhang et al., 2014)，富含有機物、鐵/鋁氧化物的細顆粒容易吸附更多金屬(Buyang et al., 2019)。

3.5 底泥重金屬污染整治技術

隨著工業發展，重金屬污染也日益嚴重，尤其是採礦區、冶煉區、金屬加工區、或電鍍區周圍的水田更是容易受到鎘、鎳、銅、鋅和鉛等重金屬的污染。一般而言，底泥與污染土壤之整治技術相近，可分為物理、化學及生物整治技術(Gong et al., 2018)，詳細如下：物理技術：土壤置換法(Soil Replacement)、玻璃化法(Vitrification)、電動力法(Electrokinetic Remediation)、熱處理法(Thermal Treatment)等；化學技術：化學穩定法(Chemical Stabilization)、固化/穩定法(Solidification/ Stabilization)、土壤清洗法(Soil Washing)等；生物技術：植物整治法(植物穩定、植物揮發和植物萃取法)、微生物整治法(Microbial Remediation)、微生物整治輔助法(Microbial Assisted Phytoremediation)等(圖 5)。物理整治技術優點包含：可小範圍處理污染地、可減少廢棄物體積、修復時間短、工法簡單；缺點：成本較高、處理深度與範圍有限。化學整治技術優點包含：操作容易、方法簡單、可快速去除重金屬；缺點：無法去除重金屬物質、會改變底泥的物理與化學性質。生物整治技術優點包括：經濟效益高、不會造成環境的二次污染；缺點：整治能力和處理深度有限、整治週期較長(Gong et al., 2018)。

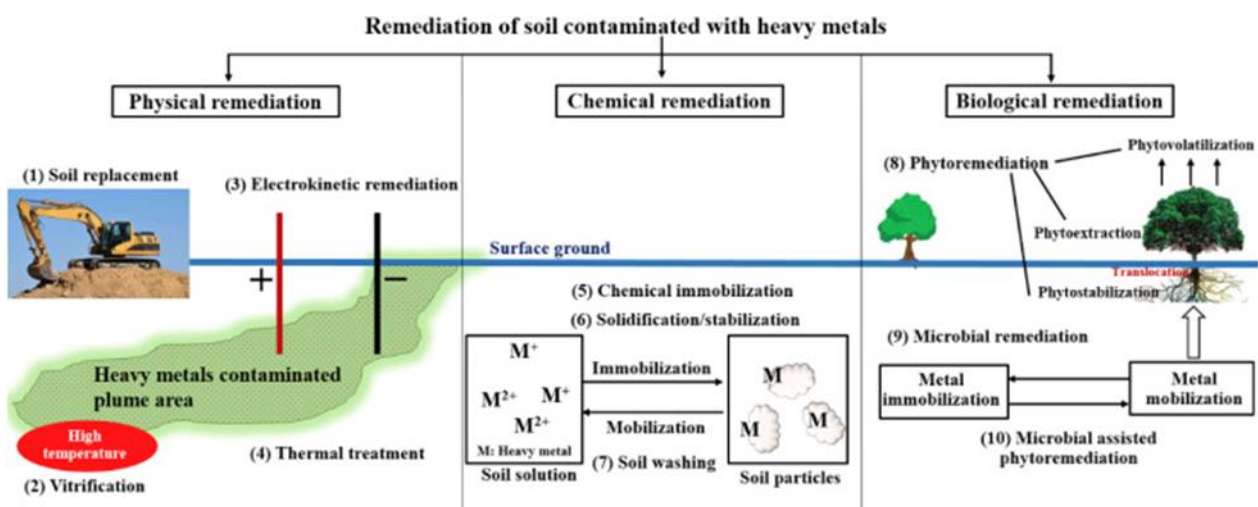


圖 5 土壤重金屬污染整治技術(Gong et al., 2018)



3.5.1 固化/穩定法

固化指添加固化劑使底泥中有害物質變為不可流動性之固體，並將污染物固定，防止有害成分的移動對環境造成二次傷害。安定化係運用安定劑與底泥中有害物質產生化學反應，使有害物質變成低溶解性、低移動性及低毒性物質，並固著安定於固化結晶格子中，降低底泥中污染物質之移動，是結合物理和化學方法來去除底泥中的污染物。但是固化處理後的污泥破壞了污泥的結構、透水、透氣等基本特性，且體積龐大，固化處理後之固化物仍需掩埋處置，其成本高與不具環境友善性等因素仍為其應用上之限制(Kim et al., 2005)。

3.5.2 熱處理法

熱處理法即是指焚化處理，藉由燃燒之原理，在高溫約 1100°C 下改變底泥污染物質中的物理、化學、生物等性質，並有效處理並破壞底泥中有害的成分，同時因焚燒而達到減量、減容與無害之目的(Weather and Ogada, 1999)。熱處理方法適用於毒性有機污染物質和有機性污染物質之處理，含鹵素、汞、砷、鉛、鎘及硫之有機物質不適用於此法。

3.5.3 化學處理法

原理為利用中和反應，添加酸或鹼，來處理過酸或過鹼之污染物質。同時也藉由氧化還原的作用，將底泥之有機污染物質氧化形成二氧化碳及水；無機污染物則還原成毒性較低之成份。在水體中控制 pH 值小於 7，可將底泥中之金屬溶出；控制 pH 值大於 7，將造成多數金屬離子沉澱，但是存在耗酸(鹼)量大，費用高及可能造成環境二次傷害等缺點。

3.5.4 生物處理法

利用自然界中的分解者如底泥、土壤或污泥中的微生物：細菌、藻類及原生動物等能力，將底泥中的污染物代謝分解成二氧化碳、硫酸鹽或水等，此方法適用於含有適當水份，可被生物分解之有機污染物質。在代謝過程中有好氧性分解及厭氧性分解，分別以氧化或還原作用將底泥中有機污染物質轉化為腐植質進而趨於穩定，同時將有機污染物質破壞並去除。然而此方法較為耗時，細菌培養難度高、設備要求較高，且好氧硫氧化菌無法有效進行含有鐵錳金屬氧化物、碳酸鹽及矽酸鹽等非金屬硫化物礦石或固體物之生物溶出，所以其金屬溶出效果會受到限制(Valix et al., 2001)。



3.5.5 工程治理法

工程治理是指用物理或化學的原理來治理底泥重金屬污染。主要有：(1)客土：在污染的底泥上加入未污染的底泥；(2)換土：將已污染的底泥移去，換上未污染的新底泥；(3)翻土：將污染的表層底泥翻至下層；(4)去表土：將污染的底泥移去等。此外淋洗法是用淋洗液來淋洗污染的底泥；熱處理法是將污染底泥加熱；電解法是使底泥中重金屬在電解、電遷移、電滲和電泳等的作用下在陽極或陰極被移走。以上措施具有效果徹底、穩定等優點，但有實施複雜、治理費用高等缺點(鄭喜坤等人，2002)。

3.5.6 電動力法

電動力法為現今新穎有效的物理整治方法，用於修復被重金屬污染的介質(土壤或底泥)，將正、負電極置於底泥中，並施加適當之直流電，或交互施加直流電及交流電後，利用離子遷移(又稱電遷移)機制，使帶正電之離子被吸引至負極(陰極)端，而帶負電之離子則往正極(陽極)端移動；此外，溶解性之非離子物質可藉由電滲透流移動，以達去除介質污染物之目的。

電動力法整治之主要機制包括電滲透流、電遷移、電泳及電解反應。電解反應過程中，在陽極產生的氫離子會降低介質 pH 值，利於重金屬陽離子從介質中釋出，此外因氫離子競爭加劇，使介質表面電位更強，會造成氧離子的吸附；相反地，於陰極上之氫氧根離子會使介質 pH 值上升，利於吸附重金屬離子或形成沉澱物。陽極中的氫離子可通過介質向陰極遷移，而氫氧根離子可向陽極遷移，並根據氫離子和氫氧根離子的移動程度，pH 值可在介質中進行變化，如圖 6 所示(Cameselle et al., 2013)。



第三章 文獻回顧

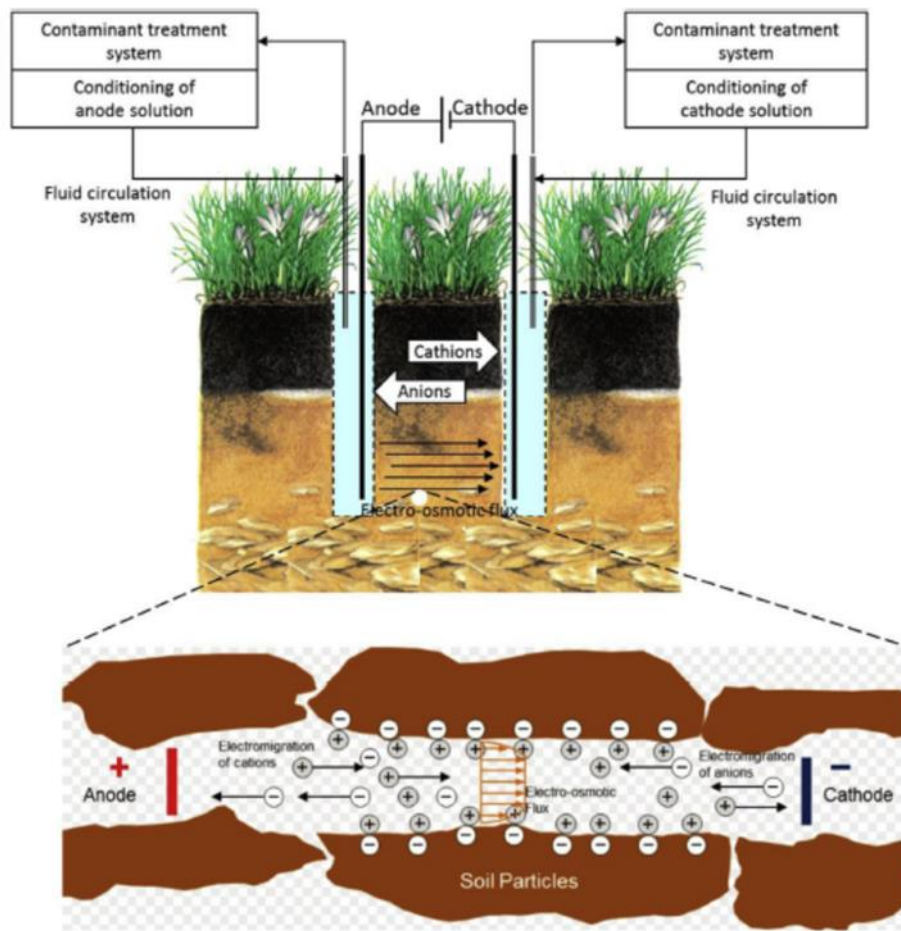


圖 6 電動力法整治技術處理介質中污染物質離子之機制與概念

(Cameselle et al., 2013)

(1) 電滲透流

一般而言，底泥顆粒表面為負電，依照電雙層(Electric double layer)理論，擴散層之陽離子較陰離子多，當施加電場於底泥時，陽離子會往陰極方向移動，底泥顆粒中電雙層之陽離子多於陰離子，且底泥孔隙水與離子受摩擦力產生拖曳作用(Drag force)，使底泥中孔隙水往陰極方向移動，形成電滲透流(Acar et al., 1995; Leinz et al., 1998)。

(2) 電遷移

當施加電場於底泥時，底泥中之陽離子往陰極移動，而陰離子則反之(Acar and Alshawabkeh, 1993)。

(3) 電泳

帶電膠體顆粒在施加電場下之流動現象稱之為電泳，一般而言，於壓實的土



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

壤中，其電泳現象較不明顯(Acar and Alshawabkeh, 1993)。

(4) 電解反應

電動力法整治過程中，電極端會產生水的電解反應(Alshawabkeh and Sarahney, 2005)。電動力整治技術具有下列優點：(1)適用於廣泛的污染介質，且可同時應用於飽和層及非飽和層土壤、(2)易於和其他整治技術作結合、(3)整治對象除一般重金屬外，亦可針對輻射核種、有機污染物及毒性陰離子等進行整治、(4)不易產生副產物、(5)不會消除介質的原始物理化學性質、(6)整治時間相對較短；此外，該整治技術有以下缺點：(1)僅能去除部分可浸出之重金屬、(2)對於異質性較差的介質效果較差、(3)電場的施加可能導致介質 pH 值和生物化學條件發生變化。

電動力整治技術有許多成功應用於底泥介質之研究，Virkutyte and Silanpää (2007)於芬蘭奧盧湖利用離子交換膜結合電動力法整治銅污染底泥，其去除效率可達 85%；Genc et al. (2009)於美國俄亥俄州利用電動力法整治鎂、鉛及銅污染的凱霍加河底泥，其去除效率分別為 18%、12%及 20%；Haroun et al. (2010) 於實驗室利用電動力法整治阿拉伯聯合大公國阿布達比海港底泥，其 29 種不同濃度的污染元素去除效率約為 20%；Yang et al. (2015)於實驗室規模中，利用電動力法輔助 nano-Fe₃O₄/S₂O₈²⁻氧化去除含有 DnBP、DEHP 及 DiNP 污染之後勁溪底泥，其去除效率可達 94%、65%及 99%；Yang et al. (2016) 利用加強式生物整治程序結合電動力法整治受 DnBP、DiDP、DEHP、DiNP 及 DnOP 污染之河川底泥，其去除效率可達 100%、86%、56%、62%及 61%。

底泥中污染物去除後可進行的處置分成三種，分別是再利用、掩埋和海洋棄置。再利用指經過脫水或沉澱處理並去除有害物質且經依法認可之底泥，可用固化劑加強強度以做路基、圍牆及建材等用途。同時底泥中也含有機質及氮素，可用於農地中並改善土壤的物理性質，促進微生物的發展提供生物所需養分；掩埋指在符合法規且已除去有害物質之底泥，經脫水並穩定後運至掩埋場做為垃圾廢棄物之覆蓋層，掩埋方式必須經堆置、壓密與覆蓋，用掩埋法處置底泥比焚化法來的經濟許多；海洋棄置指疏浚後之底泥運至海外拋棄，是最為經濟之處理及處置方法，同時底泥不需進行脫水及固化等前處理，但海洋棄置最大之限制因素為棄置之底泥可能在海中逸散而影響海域生態，所以現今國內外對底泥之海外拋棄有相當嚴格的管制，需通過管制後才能進行此法。



3.6 重金屬傳輸模式

國外有許多研究探討重金屬在水體、底泥、魚體之相關性(Ahmad et al., 2010; Karadede- Akin and Ünlü, 2007)，以及探討底泥重金屬吸附與脫附作用(Shimp et al., 1990; Malamis and Katasou, 2013; Mittal et al., 2014; Fang et al., 2016)。Shimp et al. (1990)指出水體中底泥顆粒的化學物質吸附作用，可迅速將大部分化學物質從水體層移至底泥層，但模擬在底泥中停留時間(Residence Time)比在其他介質中模擬更困難，建議可藉由分配係數(Partitioning Coefficient)計算化學物質在底泥中釋放比例以及水體與底泥間化學物質的濃度關係。Malamis and Katasou (2013)以二階動力學方程式建立吸附機制，並計算初始濃度和平衡濃度之差值可得吸附金屬量。Mittal et al. (2014) 耦合實測數據與 Freundlich 模型以建立重金屬吸附等溫線。Fang et al. (2016)則建立一套模式整合水文、泥沙和重金屬傳輸的綜合模型，以模擬多種重金屬在不同水化學條件下懸浮底泥吸附和脫附重金屬量，行政院環保署於 2011 年為探討淡水河鹽分入侵、懸浮固體濃度及底泥輸沙、沖刷、淤積等物理作用，初步建立整合性水理模式、懸浮固體傳輸模式、沖刷及沉載模式，模擬淡水河系底泥重金屬之沉降通量與垂直變化，是台灣底泥重金屬模擬之開端(行政院環境保護署，2011)。

灌溉水為污染物於農業生產環境中最主要之傳輸媒介，常見之水體污染物傳輸模式包括: QUAL2K、WASP、BASIN、SWAT。QUAL2K 為水利會評估搭排許可之常用模式，可模擬污染物在質、量及排放位置對河川水質之影響，重金屬項目可設定為「保守性物質」；WASP 為環保署總量管制區劃定之使用模式，可觀測水體水質受物理、化學等自然現象的影響，並可預測水體受人為活動污染後之水質變化，針對重金屬項目有「簡單毒物」模組可供選擇；BASIN 與 SWAT 皆屬於流域型模式，可模擬流域內水量及水質變化情形。水質分析模擬模式 (WASP) 是一個被廣泛使用的模式，用於模擬特定地點的地表水和沉積物中的有毒物質濃度，以分析時間和空間尺度上的變化(Knightes et al., 2019)。

WASP 水質模式能模擬人為活動後的水質變化，包含一般常態污染物：氨氮、磷、溶氧、生化需氧量和營養鹽等在河流、湖泊水庫等水體的傳輸情形模擬，相關研究有:Ernst and Owens (2009)使用 WASP 評估已優養化的 Cedar Creek 水庫之污染來源，結果發現水庫內的葉綠素和總磷濃度受到流域內非點源污染的影響最大；Yang et al. (2012)模擬高屏溪在氣候變遷情況下之 BOD 和氨氮通量變化；行政院環保署(2011)建立鹽水溪、愛河 WASP 水質模式，模擬晴天低流量情況之生化需氧量、氨氮、溶氧、懸浮固體等 RPI(River Pollution Index)水質項目，並評估現地處理措施、截流設施、污水處理廠及沿岸污水處理等污染削減方案的成果，



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

進而研擬未來水質改善目標和可行的具體措施；Lai et al. (2013)模擬高屏溪流域之懸浮固體和氮氮的濃度值，計算河川 RPI 指標。WASP 模式也能運用於河川涵容能力推估和最佳化管理策略等研究，吳芳池(2003)使用 WASP 評估高雄愛河的涵容能力，及模擬愛河增設截流站、小型廢水處理場、增加污水接管率、建置高灘地淨化池等污染截流方案對愛河水質改善的情況。

過去台灣河川流域水質管理只針對水環境中的污染物進行傳輸模擬，近年來許多學者更加重視污染物與底泥沉積物的傳輸關係，透過河川水理模式計算各項水質模式所需之水理參數，在水質模式中設定邊界條件、輸入污染物濃度及參數調整以模擬真實河川之污染物質傳輸情形。徐志宏(2004)用 WASP 水質模式及 SMS 水理模式模擬二重疏洪道濕地的泥沙及重金屬傳輸現象，模擬結果顯示二維結果與一維結果相近，表示一維與二維之模式結果具有一致性。林智恩(2010)為探討河川水質及底泥管理策略，以鹽水溪為研究區域，採集水質與底泥樣本，並檢測其重金屬含量，進行底泥品質評估，利用 WASP 水質模式，評估各種整治方案對於鹽水溪之適用性。曾若綺(2018)應用 WASP 探討南崁溪流域不同重金屬銅總量管制策略對河川中重金屬銅濃度的影響，找出最合適的污染削減情境策略。

懸浮固體在河川重金屬污染的模擬上是重要的，De Smedt et al. (1998)建立 Scheldt 河口重金屬 WASP 模式，模擬河口五種重金屬的空間分佈流體動力學和懸浮固體傳輸方式，研究結果表明河口重金屬濃度主要受到潮汐流體動力學、沉積物搬遷及重金屬吸附於懸浮固體等影響。重金屬在水體與底泥之污染傳輸可分為溶解態與吸附態。一般而言，溶解態在水中以離子型態與各項酸根離子進行反應，吸附態則隨懸浮質漂移或沉降成為底泥。在一般水體中，均假設傳輸過程為穩定狀態，故不考慮環境介質對相關化合物之生成、氧化還原，故將水體與底泥區分為兩種單且均勻之環境介質。

在 WASP 模式中(圖 7)，重金屬在表面水(Surface Water)和底泥孔隙水(Pore Water)之間傳遞，污染物質透過地下水流(GW： Q_{GW} 代表地下水流量、 C_{GW} 代表地下水污染濃度)、支流(T： Q_T 代表支流量、 C_T 代表支流污染濃度)、點源污染(PS： Q_{PS} 代表點源流量、 C_{PS} 代表點源污染濃度)和非點源污染(NPS： Q_{NPS} 代表非點源流量、 C_{NPS} 代表非點源污染濃度)流入模擬網格內，與該河段之流量(Q)與污染濃度(C)混合。表面水溶解態金屬濃度(C_{DW})與表面水吸附態金屬濃度(C_{PW})在吸附(Adsorption)與溶解/脫附(Desorption)過程中產生平衡，此過程藉由表面水平衡分配係數(K_{DW})計算；吸附態重金屬因為沉積作用(Deposition)形成底泥吸附態金屬(C_{PS})，藉由底泥平衡分配係數(K_{DS})計算與底泥溶解態重金屬濃度(C_{DS})之間的關係，底泥溶解態重金屬因為延散作用(Dispersion)再次擴散進入水體，形成表面水



第三章 文獻回顧

體溶解態重金屬，上述過程需透過調整相關參數以校正模式(美國環境保護署，2018)。

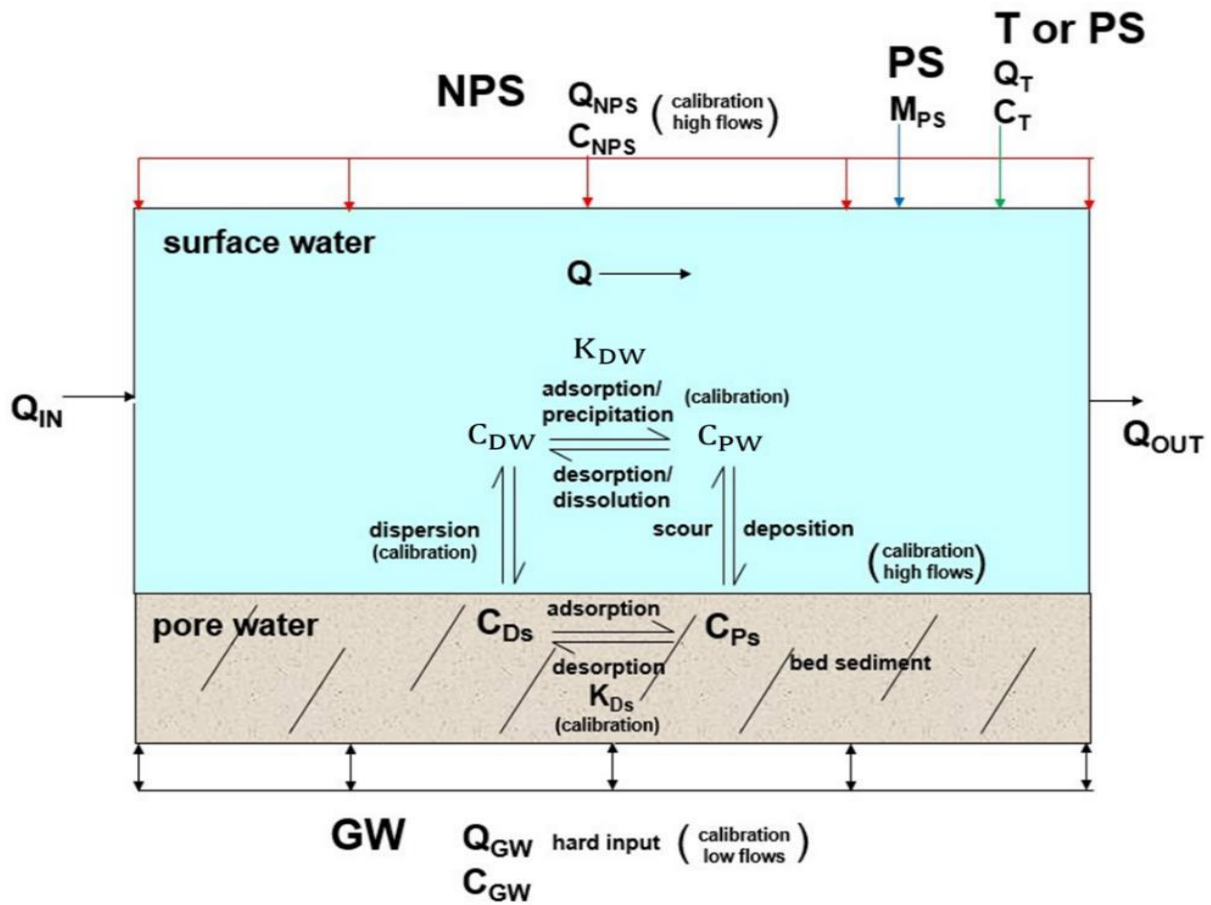


圖 7 重金屬傳輸過程(美國環境保護署，2018)



第四章 研究區域、方法與過程

本研究型計畫探討「農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析」，選定桃園農用渠道地區，建立渠道水體-底泥之重金屬污染傳輸模式、評估電解還原法去除底泥重金屬之成效。本計畫所建立之方法及預期獲得之研究成果將可作為示範亮點，未來進一步應用至國內其他重點區域。關於本計畫之整體研究架構及各工作項目之研究方法於後分別說明：

4.1 研究架構

本計畫整體研究架構如圖 8 所示，執行重點包含：蒐研國內外水體與底泥之重金屬吸附與脫附相關文獻、重金屬在水體與底泥之相關性、桃園農用渠道背景資料蒐集、現地採樣分析、建立水體-底泥重金屬污染傳輸模式以及研析電解還原法去除底泥重金屬之成效，進而提出應用電解還原法去除底泥重金屬之模場操控策略。

首先將蒐集國內外文獻後及研究區域之背景資料，其中，背景資料為財團法人農業工程研究中心提供。為進行水樣與底泥採樣、監測，在蒐集相關資料同時，本研究團隊至研究區域執行現場勘查、規劃採樣點位，並將採集之水體與底泥帶回實驗室分析。水樣分析結果將作為水理模式建置資料、底泥分析主要用以檢視電解法成效，並藉以分析操控因子（底泥重金屬濃度、EC、電壓/電流值等）對重金屬吸附造成之影響，完成後進行重金屬分析評估電解還原法去除底泥重金屬之成效，並以水理模式模擬，本研究成果可作為大規模模場試驗之參考。

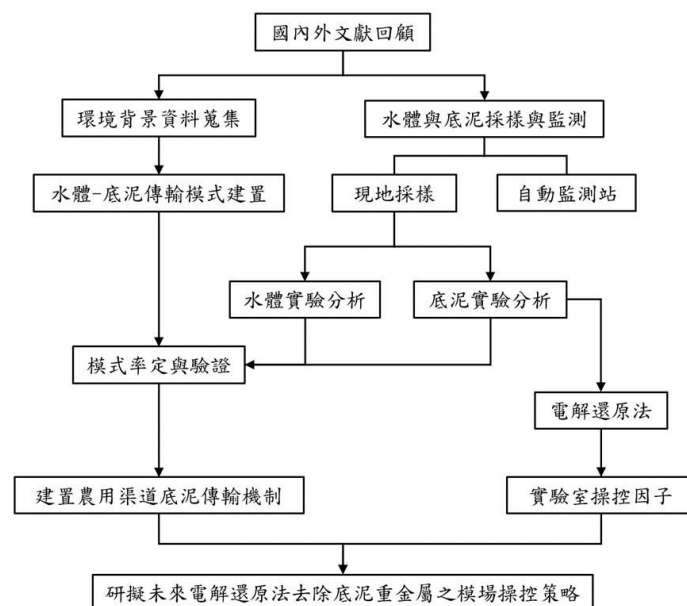


圖 8 研究架構圖



4.2 研究區域

本研究參考臺灣大學執行 105 年農科計畫，該計畫蒐集桃園隱患區內 95-104 年灌溉水複驗監測資料(表 5)，於桃園污染隱患區建置灌溉水質自動監測網共計完成設置 14 處自動監測站(表 6)，其中 12 處為基本指標型測站(自動監測項:pH、EC、水溫、水位)，設定 pH、EC 異常管理閾值執行自動採樣，2 處為重金屬型測站(自動監測項:鎘、鉛、銅、鎳、鋅)。灌溉水質自動監測網可監控主要灌溉水源之背景水質、檢核區內污染風險農地對應之水質問題、支援水質模式之參數率定與模擬驗證。布點成果涵蓋示範區主要引灌水源取水口及下游(桃園大圳)及各類迴歸利用補注水源(茄苳溪、埔心溪、黃墘溪、三塊厝支線、黃墘溪)，合計二支線灌區布設 6 站、三支線布設 4 站(其中 2 站為重金屬型測站)、四支線布設 4 站。

主要灌溉水源取水口設站之監控灌區面積合計約 3,772 公頃，各類迴歸補注水源設站之監控灌區面積合計約 1,683 公頃。自動監測網監測結果顯示，桃園大圳供應之水源水質良好，大圳主要圳路系統監測顯示並無明顯有受工業污染介入情形，桃園農地重金屬污染主因為引灌水質不良之區域排水為補注水源所致，主要污染物為銅，污染較嚴重者為三塊厝支線(圖 9)、埔心溪、新街溪，為監測管理重點(台灣大學，2016)。根據台灣大學(2016)報告指出蘆竹及大園區 101~102 年渠道底泥調查資料顯示(表 7)，合格率最低之重金屬項目為銅(22.5%)，其次為鋅(53.5%)及鎳(71.8%)。因此，本計畫將以三塊厝支線銅重金屬監測資料(圖 10)作為渠道底泥重金屬調查與水體-重金屬污染傳輸模式建立之參考。

三塊厝支線屬桃園大圳第三支線之埔心河流域，桃園大圳橫跨新屋區、觀音區、中壢區北邊、內壢區東邊，地勢自東南向西北傾斜。桃園市位於北迴歸線以北，年平均溫度約 21℃，夏季平均溫度約 27℃，冬季平均溫度約 15℃。年平均降雨量約 2,000 mm，但區內河流短促，雨水停留時間短，能引用之水源有限。桃園大圳之灌區水源以石門水庫取水為主(佔 47%)，而河川取水來源包含南崁溪、茄苳溪、新街溪、老街溪、社子溪、新庄子溪等，貯水池與河川引水量約佔灌溉水源之 53%。灌溉區域之灌溉系統主要由桃園大圳、埤塘及河水堰組成，幹線全長為 15.42 公里，支(分)線為 322.92 公里，灌區之圳路自導水路、幹線、支(分)線及給水路合計為 2,658.84 公里，排水路為 1.16 公里 (台灣大學，2016)。



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

表 5 隱患區大竹及大園工作站 95~104 年灌溉水複驗統計表(台灣大學，2016)

項目	水質標準	個數	最小值	最大值	平均值	標準差
水溫	35	983	14.00	37.90	24.93	4.37
pH值	6~9	983	2.85	10.54	7.16	0.62
電導度($\mu\text{S}/\text{cm}$)	750	983	7.00	5350.00	936.59	709.96
懸浮固體物(mg/L)	100	658	0.00	501.00	26.07	43.29
銅(mg/L)	0.2	944	0.00	18.16	0.073	0.635
鉛(mg/L)	0.1	944	0.00	0.14	0.003	0.014
鎳(mg/L)	0.2	944	0.00	1.97	0.015	0.099
鋅(mg/L)	2.0	944	0.00	1.13	0.032	0.078
鎘(mg/L)	0.01	943	0.00	0.01	0.000	0.001
鉻(mg/L)	0.1	944	0.00	0.40	0.000	0.013

表 6 桃園地區灌溉水質自動監測網 14 處測站佈點基本資料 (台灣大學，2016)

編號	自動監測網測站位置	水源	灌溉系統	測站類型
1	二支線取水口	桃園大圳	二支線	基本型
2	二支線 1 分線	桃園大圳		基本型
3	茄苳溪上游	茄苳溪		基本型
4	下中福排水上游	下中福		基本型
5	埔心溪 24 號導水路	埔心溪		基本型
6	埔心溪 25-7 號導水路	埔心溪		基本型
7	三支線下游	桃園大圳	三支線	基本型
8	三塊厝支線 25-2 號導水路	三塊厝支線		基本型
9	黃墘溪上游	黃墘溪		重金屬



第四章 研究區域、方法與過程

10	三塊厝支線新莊 3 號橋	三塊厝支線	四支線	重金屬
11	四支線上游	桃園大圳		基本型
12	4-6 號池	桃園大圳		基本型
13	新街溪 34 號導水路	新街溪		基本型
14	三塊厝支線 25 號導水路	三塊厝支線		基本型

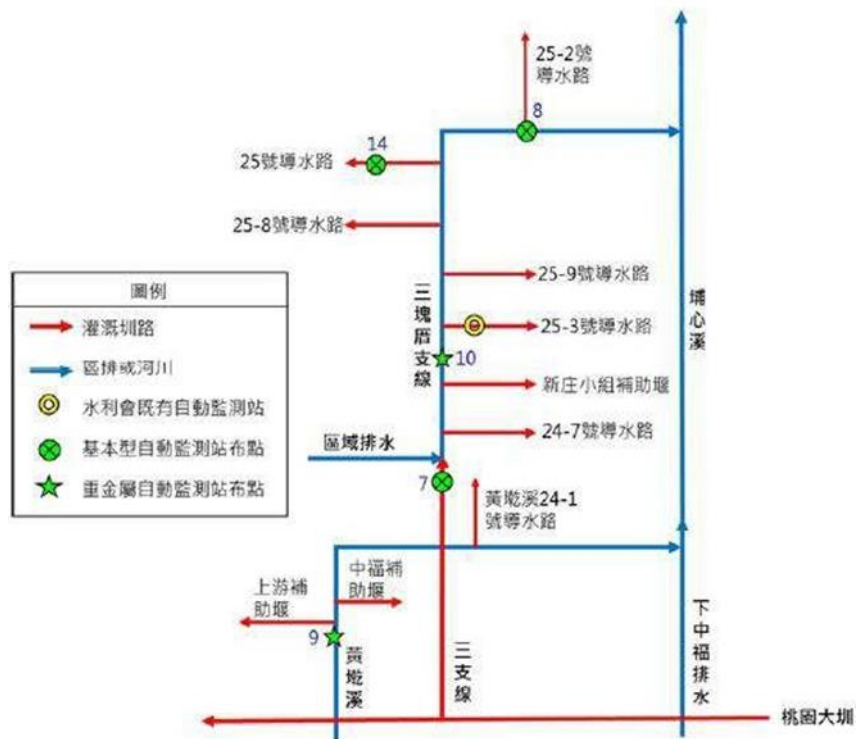


圖 9 三支線水質自動監測站與灌溉系統關係(台灣大學，2016)



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

表 7 蘆竹及大園區 101~102 年渠道底泥調查合格率統計表(台灣大學，2016)

檢測項目	合格筆數	不合格筆數	合格率
砷	71	0	100%
鎘	69	2	97.2%
鉻	67	4	94.4%
銅	16	55	22.5%
汞	70	1	98.6%
鎳	51	20	71.8%
鉛	69	2	97.2%
鋅	38	33	53.5%

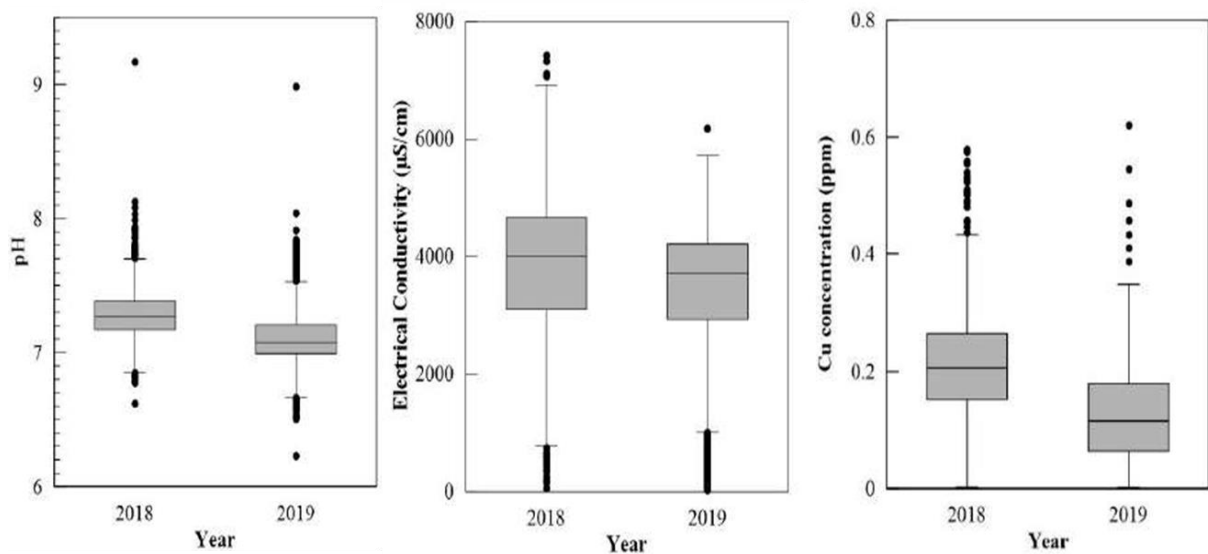


圖 10 桃園三塊厝測站 pH、EC、銅重金屬濃度之變化趨勢



4.3 現地採樣與實驗分析

本研究參考台灣大學 2016 年之調查報告與農工中心監測點，在三塊厝支線設置八個採樣點(圖 11)，其中有三個採樣點(三塊厝 1、三塊厝 6、三塊厝 7)同時採取底泥攜回實驗室做底泥電解分析(表 8)，設點標準包含模式上下邊界、未受電子廠放流水影響之水體、受電子廠放流水混和影響之水體與混和水體是否符合灌溉水水質標準。

點 1 為三塊厝支線上游，此處有一補助河水堰，屬農田渠道，可引導水流至此並減緩流速，故此處易有底泥沉澱，可反映模式上游邊界底泥重金屬濃度；點 2~點 5 皆位於三塊厝支線上，三塊厝支線河道主要為卵礫石構成，較難有底泥沉澱；點 6 為點 5 旁的農田渠道(25-4 河水堰)，條件與點 1 相似，水流較緩可使底泥沉澱在此；點 7 也是三塊厝支線之農田渠道(25-3 河水堰)，因此也較易有底泥沉澱；點 8 亦位於三塊厝支線上，此處河床質主要為卵礫石構成，較難有底泥沉澱(國立台灣大學，2016)，受限於人力與經費條件，將點 8 設定為模式下游邊界。

本計畫規劃每個月至現地進行一次人工採樣，水體採樣方式根據環保署河川、湖泊及水庫水質採樣通則(NIEA W104.51C)，採集的水裝入 PE 瓶密封帶回臺大生工系實驗室；底泥採樣方式依據環保署之底泥採樣方法(NIEA S104.32B)，所採集之底泥樣本裝入 11 號密封袋，分別帶回臺大生工系實驗室與寄送至聯大能源系進行電解還原分析。

(一). 水體分析方法

水體分析採用環保署之重金屬檢測方法總則(NIEA M103.02C)，檢驗設備為感應耦合電漿原子發射光譜儀(Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry, ICP-AES)，此儀器之偵測極限(定量極限)為 0.005mg/L，為一非常精準之儀器。將採集回來之水樣加入適當濃度之硝酸，再經過孔徑 0.22 μ m 之鐵氟龍(PTFE)過濾後即可用感應耦合電漿原子發射光譜儀檢驗水中八大重金屬之濃度。

(二). 底泥分析方法

底泥分析採用環保署之土壤中重金屬檢測方法-微波輔助王水消化法(NIEA S301.61B)，檢驗設備為感應耦合電漿原子發射光譜儀(Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry, ICP-AES)。採集回來之底泥因含有水分，須先烘乾底泥，並將底泥均勻化後取 0.5g~1.0g 置於消化瓶中，加蓋後置入微波消化儀，在 175 $^{\circ}$ C 高溫下反應 10 分鐘，冷卻後將消化瓶之溶液倒入定量瓶中，即可進行儀器(ICP-AES)分析，最後計算底泥重金屬濃度。



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

表 8 設置點位詳細說明

點位	經度	緯度	採樣項目	設點意義	備註
三塊厝 1	121.246819	25.021828	水體+底泥	模式最上游邊界	三塊厝支線上游
三塊厝 2	121.242304	25.026031	水體	檢驗上游流下來的水未受到污染	電子廠放流口前
三塊厝 3	121.242054	25.026350	水體	檢驗電子廠放流水是否合格	電子廠放流口
三塊厝 4	121.242175	25.027403	水體	檢驗電子廠放流水與河川水混和之結果	新莊三號橋前
三塊厝 5	121.241768	25.027994	水體	同上	新莊三號橋上
三塊厝 6	121.241516	25.027808	水體+底泥	檢驗三塊厝支線排水混和電子廠放流水是否符合灌溉水標準	新莊三號橋左岸小排
三塊厝 7	121.240502	25.029873	水體+底泥	同上	三塊厝支線 25-3
三塊厝 8	121.236248	25.032197	水體	模式最下游邊界	土地公坡橋



第四章 研究區域、方法與過程

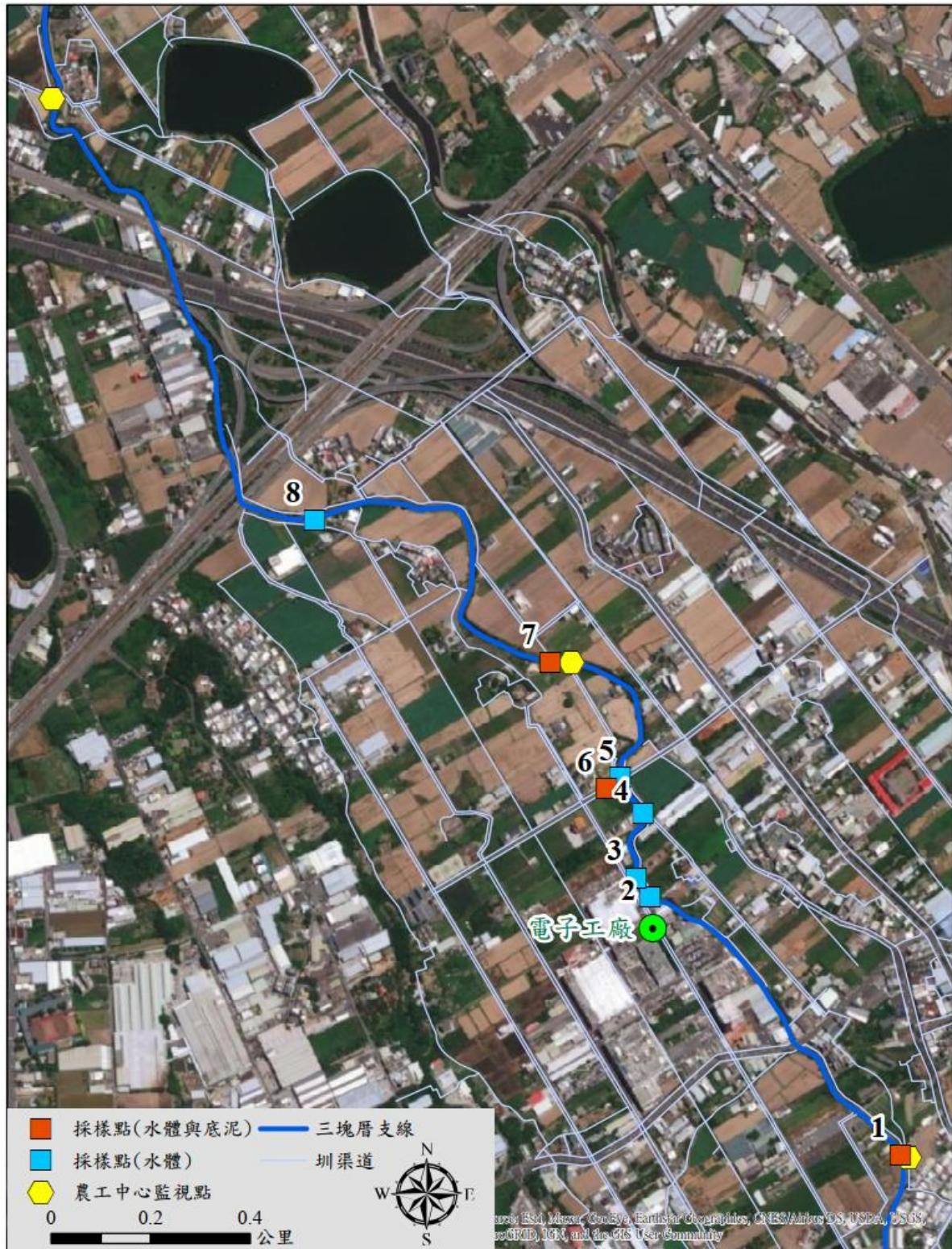


圖 11 三塊厝支線採樣點位置圖



4.4 電解還原法

本計畫所收集底泥樣本初步分為兩部分，一部分以感應耦合電漿原子發射光譜儀(Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry, ICP-AES)分析土樣原始重金屬含量，另一部分為同批土樣送至國立聯合大學能源系陳建仲教授實驗室進行電解還原法試驗。陳教授實驗室規畫將土樣分成實驗組與對照組，對照組使用高電流密度於短時間內快速分析吸附效率；實驗組則使用低電流密度與長還原時間的方式充分還原底泥中的重金屬離子，並配合電極材料與形狀設計來提高吸附效率，透過施加的電流密度、時間與電極材料計算成本效益，期望找出最為合理的成本花費。

電化學反應中，陽極(氧化極)於反應過程中易失去電子、或產生離子化，陰極(還原極)於反應過程中可從溶液或電解質中得到電子或接受正離子，而外加電壓/電流值與電解液的成份、濃度、溫度、攪拌為控制反應速率的重要參數，以金屬離子在電解液中還原反應原理，應用於工業生產中可稱為「電鍍技術」，若應用於吸附泥中重金屬則可稱為「底泥修復技術」。因此，本計畫將規劃在實驗室研析金屬離子在不同底泥重金屬濃度、電導度、電壓/電流值等情況下其電解還原反應。本實驗之實驗組方式將以添加硫酸銅的方式來模擬銅離子在底泥中的濃度，實驗過程中將已知硫酸銅濃度的溶液添加至底泥中，待電解還原流程後再測定底泥中的銅離子濃度，同時量測還原電極表面上銅的重量，進一步換算底泥中電解還原銅的效率。本實驗之對照組方式將以實際採集回來的底泥作為電解還原銅的對象，並且測定底泥中電解還原前與還原後的銅離子濃度，用於評估電解還原銅的效率。

金屬離子在電解液中還原反應(圖 12)中，電解液(Electrolyte)可視為泥中含有重金屬離子、陰極(Cathode)可視為工作電極或是重金屬離子吸附極、陽極(Anode)可視為相對電極或是離子傳導極，當兩電極之間通入直流電後泥中的重金屬離子會游離至陰極表面上還原成原子型態的固態重金屬薄膜。底泥中常見的重金屬包含銅、鎳、鋅、鉛等，其波貝圖(Pourbaix diagram)(圖 13)顯示在酸性電解質中銅離子(Cu^{2+})還原成銅原子(Cu)、鎳離子(Ni^{2+})還原成鎳原子(Ni)、鋅離子(Zn^{2+})還原成鋅原子(Zn)、鉛離子(Pb^{2+})還原成鉛原子(Pb)時，分別的還原電壓各為 0.34、-0.25、-0.76、-0.13 V_{SHE} 。



第四章 研究區域、方法與過程

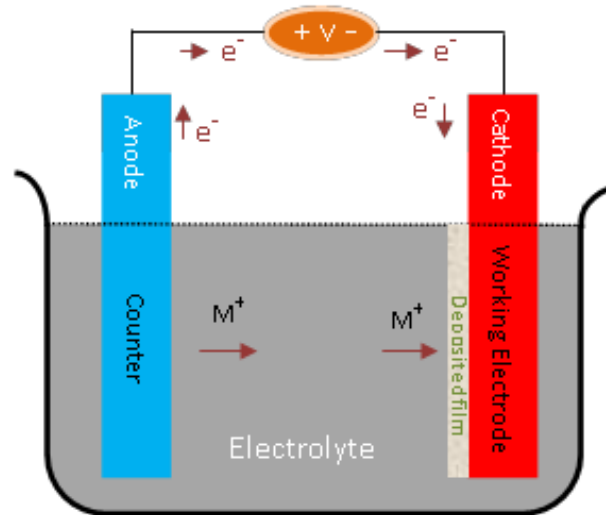


圖 12 金屬離子在電解液中還原反應示意圖

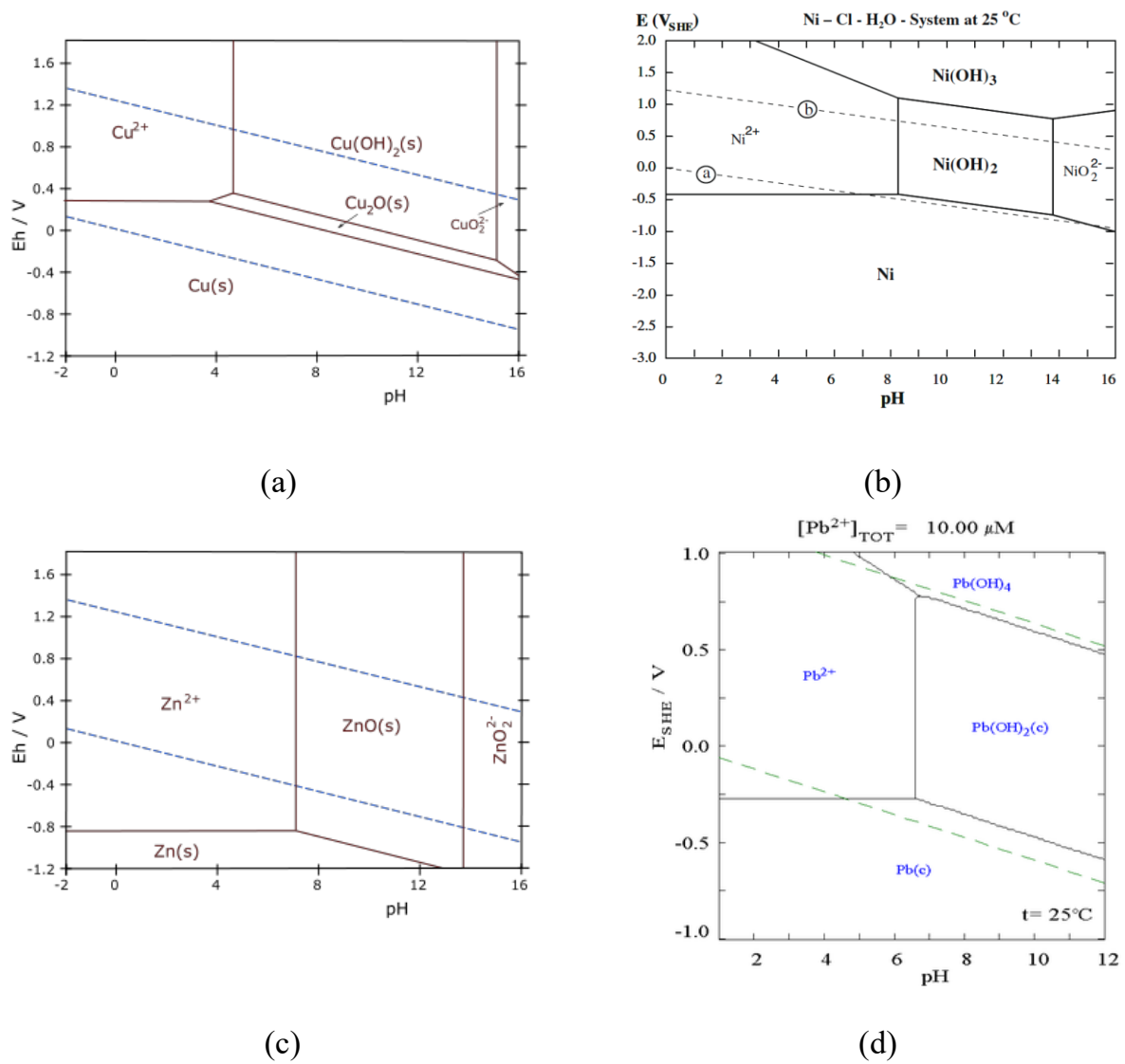


圖 13 (a)銅、(b)鎳、(c)鋅、(d)鉛波貝圖 (Pourbaix diagram)



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

底泥中重金屬的還原效率最主要受到土壤導電度與重金屬濃度影響，重金屬還原過程中主要反應式為 $\text{Metal}^{2+} + 2e^- \rightarrow \text{Metal}$ ，根據法拉第定律(Faraday's laws)，外加電流值與還原出重金屬重量的關係式可表示為式 1，並簡化成式 2:

$$Q = IT = nFN = n \frac{FW}{M} \quad (\text{式 1})$$

$$W = \frac{ITM}{nF} \quad (\text{式 2})$$

其中，Q：電量(C)、I:電流(A)、T:時間(sec)、n:解離價數、F:法拉第常數(96500)、N:莫爾數(mole)、M:分子量(g/mol)。

重金屬還原效率(η)可進一步計算如下式:

$$\eta = \frac{100\%W_a}{W} \quad (\text{式 3})$$

其中 W_a 為實際還原出的重金屬重量，W 為理論還原的重金屬重量。

在未來實際操作中，可利用翻土、土壤加熱、增加電流值、或增加工作電極面積來縮短還原重金屬的工時，本研究將初步於實驗室研析增加工作電極面積的設計來縮短實際操作的工時。顯示用於土壤或底泥中還原重金屬的電極偶設計，(a)氧化-還原電極偶，直流電的-極接通於金屬管工作電極，直流電的+極接通於金屬棒相對電極、(b)重金屬離子還原於金屬管工作電極上、(c)複數氧化-還原電極偶用以縮短還原工時(圖 14)。

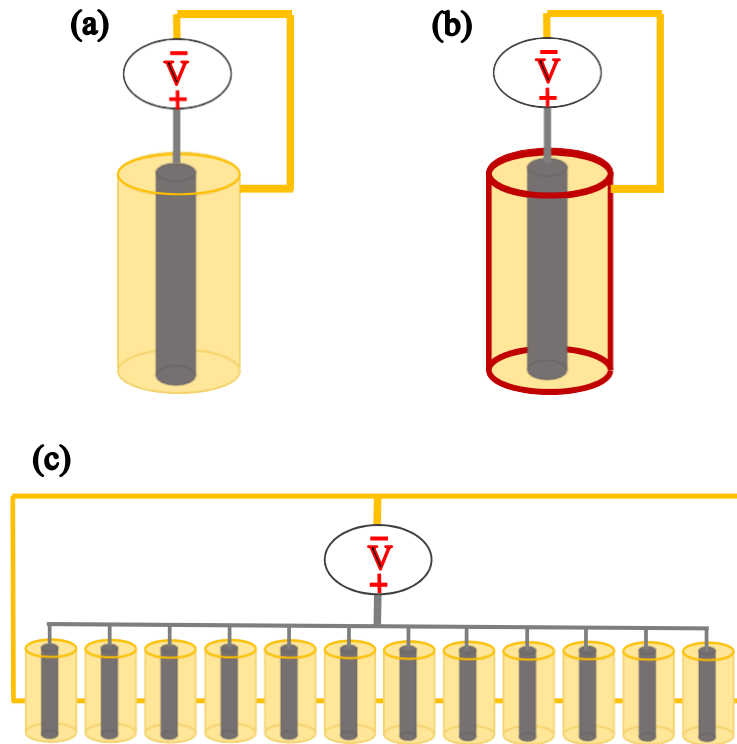


圖 14 (a)氧化-還原電極偶、(b)重金屬離子還原於工作電極上、(c)複數氧化-還原電極偶(◎黃色金屬管為還原電極；◎灰色金屬棒為相對電極；◎紅色重金屬還原於還原電極上)

4.5 WASP 水質模式

WASP(The Water Quality Analysis Simulation Program)模式為最先由曼哈頓學院實驗室開發，再由美國環保署共同研發修改而成。WASP 模式模擬項目包括：基本水質參數(pH、水溫等)、懸浮固體、營養鹽、藻類及有毒物質(重金屬、汞、塑膠、石油、氯化化合物、農藥、奈米材料等)，重金屬包括：銅、鉛、鋅、鎘、砷、錫、硒、鉻。WASP7 依污染物的性質分為八種模組，分別為優養化模組(Eutrophication)、進階優養化模組(Advanced Eutrophication)、簡單毒性物質模組(Simple Toxicant)、非離子毒性物質模組(Non-Ionizing Toxicants)、有機毒性物質模組(Organic Toxicants)、汞模組(Mercury)、熱模組(Heat)、四種有毒金屬模組(Meta4)，其分別可建立一維、二維及三維之動態水質模擬，可針對多類型之水體進行模擬分析，如池塘、溪流、湖泊、水庫、感潮/非感潮河川、河口、海岸等，其模擬之主要原則為質量守恆，可有效地模擬點源污染的擴散、輸入、傳輸狀態，考慮營養鹽及有毒物質對懸浮固體之吸附(Sorption)、沉積(Sedimentation)、再懸浮(Resuspension)過程，進而模擬河川水質及河川底泥相互作用關係。

本研究使用目前最新版本為美國環保署在 2019 年所發布的 WASP8，WASP8 可使用進階優養化模組(Advanced Eutrophication)與進階毒性物質模組(Advanced



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

Toxicant), WASP8 中的 Advanced Toxicant 模組被完全改寫, 使其能夠模擬七種變量參數: 溶解的化學物質、奈米材料、固體、溶解的有機碳、溫度、鹽度和細菌(Ambrose et al., 2017)。

WASP 模式除了可以模擬水體一維、二維、三維之問題、分析多種水質問題與多種類型之水體外, 也可分析各種污染物類型, 包括常規污染物(例如, 溶解氧、營養物質等)和有毒物質。還可考慮時變或非時變性、線性與非線性分析及點源與非點源污染, WASP 具有與水動力和流域模型相聯繫的能力, 允許在不同的氣象和環境條件下進行多年分析, 水理現象可經由水理模式模擬其結果, 再匯入 WASP 模式中, 使其水質模擬更為完善; 污染物也可從污染負荷模式中匯入其污染物質(Wool et al., 2020)。

進階毒性物質模組(Advanced Toxicant)為 WASP 模式模擬重金屬和懸浮固體的重要模組, 模式中可定義不同泥沙種類: 砂(Sand)、粉土(Silt)或黏土(Clay), 也能設定泥沙的傳輸速率(Rate), 例如沉降(Settling)、沉澱(Deposition)及沖蝕(Scouring)等。此外, Simple Toxicant 模組可同時模擬三種毒性物質(Toxic Chemical), 經由參數的設定, 模擬吸附(Adsorption)、脫附(Desorption)、揮發(Volatilization)、光解(Photolysis)、水解(Hydrolysis)、電離(Ionization)、生物降解(Biodegradation)、衰減(Decay)、酸鹼中和等傳輸機制。以水體懸浮固體沉降與再懸浮的行為搭配重金屬固相的移動, 並輔以傳流、延散、吸附與一階衰減行為(1st-order decay)(轉化為以化合物、溶解狀態或有機金屬形態存在), 來代表重金屬污染物質在水體與底泥中的反應過程(行政院環境保護署, 2011)。

WASP 以有限網格為數值演算結構, 污染傳輸模擬以祛氧、硝化、再曝氣與自然降解反應等參數進行運算, 並滿足質量平衡條件, 等號左邊為水質濃度對時間的變化, 等號右邊為對流、延散、沉降、再懸浮和生化反應等現象的污染物質質量變化, 質量平衡控制方程式為(式 4):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(U_x C) - \frac{\partial}{\partial y}(U_y C) - \frac{\partial}{\partial z}(U_z C) + \frac{\partial}{\partial x}\left(E_x \frac{\partial C}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(E_y \frac{\partial C}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(E_z \frac{\partial C}{\partial z}\right) + S_L + S_B + S_K \quad (\text{式 4})$$

其中, C: 污染物濃度(mg/L 或 g/m³)、t: 時間(day)、U_x、U_y、U_z: 軸向、橫向與垂向傳輸速度(m/day)、E_x、E_y、E_z: 軸向、橫向與垂向延散(m²/day)、S_L: 點源或非點源污染負荷(g/m³-day)、S_B: 邊界污染負荷(g/m³-day)、S_K: 反應作用污染負荷(g/m³-day)。



模式主要控制方程式如下：

水質控制方程式：

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial UC}{\partial x} - \frac{\partial \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right)}{\partial x} - \frac{\partial \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right)}{\partial z} = S_L + S_K \quad (\text{式 } 5)$$

底泥控制方程式：

$$\frac{\partial C}{\partial t} - \frac{\partial \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right)}{\partial z} = S_K \quad (\text{式 } 6)$$

其中， U 為 x 向流速(m/s)、 C 為污染物濃度(g/m³)、 E_x 、 E_z 為 x 向及 z 向延散係數(m²/s)， S_L 為外部負荷量(g/m³/s)， S_K 為源匯項(g/m³/s)。

水體中，重金屬溶解態與吸附態轉換方程式：

$$C_t = C_{td} + C_{tp} \quad (\text{式 } 7)$$

$$C_{td} = \frac{C_t}{1 + K_d SS} = F_d C_t \quad (\text{式 } 8)$$

$$C_{tp} = \frac{K_d SS C_t}{1 + K_d SS} = F_p C_t \quad (\text{式 } 9)$$

其中， C_t 為重金屬總濃度(g/m³)， C_{td} 為溶解態濃度(g/m³)， C_{tp} 為吸附態濃度(g/m³)， SS 為懸浮質總量(g/m³)， K_d 為吸附係數(L/g)。

WASP8 考慮到河道模擬之空間分散性，在設定河段網格後，各個河段之垂直狀態可透過模式進行設定。模式之輸砂模擬主要使用 Hjulstrom-Sundborg Diagram 評估平均流速、粒徑及底層剪應力來判斷河道進行侵蝕、傳輸或堆積(圖 15)。在輸砂模擬中將河道水體垂直段分為四個區域：表面水(Surface Water)、次表面水(Subsurface Water)、表底層(Surface Benthic)、次表底層(Subsurface Benthic)四個種類，對河道的剖面進行垂直設定。在模式建置時，垂直設定選項預設為關閉，需進行設定後才可以對河道進行垂直特性的基本設定(Ambrose et al., 2017)。

在底層模擬中，使用者可因應模擬需求對河段底層區域進行「黏性」或「非黏性」河床設定，若為黏性河床，模式判定侵蝕時，會以區塊形式侵蝕底層之黏土、粉土，並只有粒徑小於 0.1 mm 之沉澱物可被揚起，若為非黏性河床，所有河床上之沉澱物不論粒徑大小，當流速及剪應力超過一定值時，皆可被揚起，且在非黏性河床設定中，底層的顆粒可被單獨揚起。非黏性輸砂模擬中，WASP 在原有的四個區域中將河道剖面分為三個垂直區域(圖 16):表面水層(Surface Water



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

Column)、水-河床邊界層(Water-Bedload Boundary Layer)及沉澱物表面層(Surface Sediment Layer)。水表層主要與對流之流動路徑有關，沉澱物表面層則會考慮沉澱物與河床肢體積密度、孔隙率、凝聚力及有機質佔比對河道剖面中之垂直交換進行模擬，當再懸浮發生時，沉澱物表面之顆粒會被揚起至表面水層，以下對圖 16 做說明(Ambrose et al., 2017)。

在 WASP8 中，使用 van Rijn 或 Roberts 公式計算每個不同顆粒大小的侵蝕速度和通量。van Rijn 侵蝕公式計算無因次 E，它是總侵蝕與總沉積速率的比率，侵蝕速度(W_E)是 E 和沉降速度(W_S)的乘積：

$$W_E = E W_S \quad (\text{式 10})$$

其中，van Rijn 無因次 E 為：

$$E = 0.015 \gamma_E \frac{D_s}{k_s} R_d^{-0.2} \tau_*^\eta \quad (\text{式 11})$$

其中， γ_E 是使用者指定的乘數，默認為 1， D_s 是中值粒徑(m)， k_s 是粗糙度高度(m)， R_d 是沉積物顆粒密度雷諾數， η 是使用者指定，默認為 1.5 的指數， τ_* 是無因次剪應力。

Roberts 侵蝕公式計算每個不同顆粒大小的侵蝕速度 W_E (m/s) 作為底部剪切應力 τ_b (N/m²) 和體積密度 ρ_B (kg/m³) 的函數：

$$W_E = \gamma_E A \rho_B^m \tau_b^n \quad (\text{式 12})$$

其中， γ_E 是使用者指定的乘數，默認為 1，對於從細粉砂(小於 5.7 nm)到粗砂(大於 1.25 mm)的不同粒徑，係數 A、m 和 n 是由實驗得到的值。

W_{RS} 為非黏性再懸浮，是指固體顆粒從移動層或從表面底棲部分進入水體的傳輸。被侵蝕的顆粒在邊界層中移動，表河床層載荷低於再懸浮的臨界剪切應力 ρ_{CRS} (N/m²)。而當底部剪切應力超過 τ_{CRS} 時，顆粒從移動邊界層被夾帶並開始重新懸浮。

g_{bl} 為非黏性河床載的河床載通量，當河床載之底部剪應力超過侵蝕臨界剪應力 τ_{xE} 時，河床載會開始輸送通過移動層過來河床載之非黏性固體顆粒，但大多數被侵蝕的顆粒會被重新沉積回表面沉積層。每單位寬度的河床載通量 g_{bl} (g/m-s) 由 van Rijn 公式給出：



$$g_{bl} = \alpha_{bl} \rho_s u h \left(\frac{D_{50}}{h} \right)^{1.2} M_e^\eta \quad (\text{式 } 13)$$

其中， α_{bl} 是擬合係數， u 是流速(m/s)， h 是深度(m)， h 是擬合指數， M_e 計算公式如下：

$$M_e = \frac{u - u_{cE}}{\sqrt{\left(\frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \right) g D_{50}}} \quad (\text{式 } 14)$$

其中， u_{cE} 是侵蝕的臨界速度。

van Rijn 將河床載通量方程式校準為測量的數據(van Rijn, 2007)， $\alpha_{bl}=15$ 和 $h=1.5$ ，在 WASP8 中， α_{bl} 計算公式如下：

$$\alpha_{bl} = 15 * vBLmult \quad (\text{式 } 15)$$

其中， $vBLmult$ 是河床負荷通量的校準乘數(默認為 1)， h 設置為 $vRNonCohExp$ ，即非黏性再懸浮的剪應力指數(默認為 1.5)。

考量渠道底泥可能影響重金屬污染傳輸模擬結果，本計畫應用 WASP 模擬指標污染物重金屬銅於高污染潛勢區段之涵容能力，底泥與水體的污染傳輸包含水理與水質 2 種，水理包含主、支流流量(flow rate)、河床糙度(roughness)、河床高程與坡度(elevation & slope)等基礎資料，透過質量平衡(mass balance)、動量平衡(momentum balance)、能量平衡(energy balance)等演算機制，得出通水斷面積(cross section area)、水體積(volume)、流速(velocity)、水力深度(hydraulic depth)等水力條件。水質包含演算污染物吸附態與溶解態的轉換、污染物在所處環境介質下進行各項反應後，導致原物質消滅、新物質生成或自體耗損消散，並透過沉降(settling)、再懸浮(resuspension)、延散(dispersion)之設定，決定污染物在底泥與水體間之消長變化。

重金屬於水體與底泥之污染傳輸可分為溶解態與吸附態。一般而言，溶解態在水中以離子型態與各項酸根離子進行反應，吸附態則隨懸浮質漂移或沉降成為底泥。在一般水體中，均假設傳輸過程為穩定狀態，故不考慮環境介質對相關化合物之生成、氧化還原，故將水體與底泥區分為兩種單一且均勻之環境介質，其質量平衡示意圖如圖 17 所示，模式假設條件如下(行政院環境保護署，2014)：

1. 上層流體運動為穩態。



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

2. 重金屬以總量方式進行演算。
3. 重金屬型態分為吸附態與溶解態兩種，可互相轉化，為一次反應。
4. 水體為中性，固態沉澱物生成相當有限，與懸浮質均勻混合。
5. 溶解態重金屬以垂向延散方式在水體與底泥間移動。
6. 沉降速度、再懸浮速度與沉埋速度為常數。
7. 表層底泥深度及孔隙率為常數。
8. 水中懸浮質粒徑細微且為均質，比重為常數，暫不考慮粒徑之影響。
9. 以一階反應表現重金屬之總損耗底泥與水體的污染傳輸。

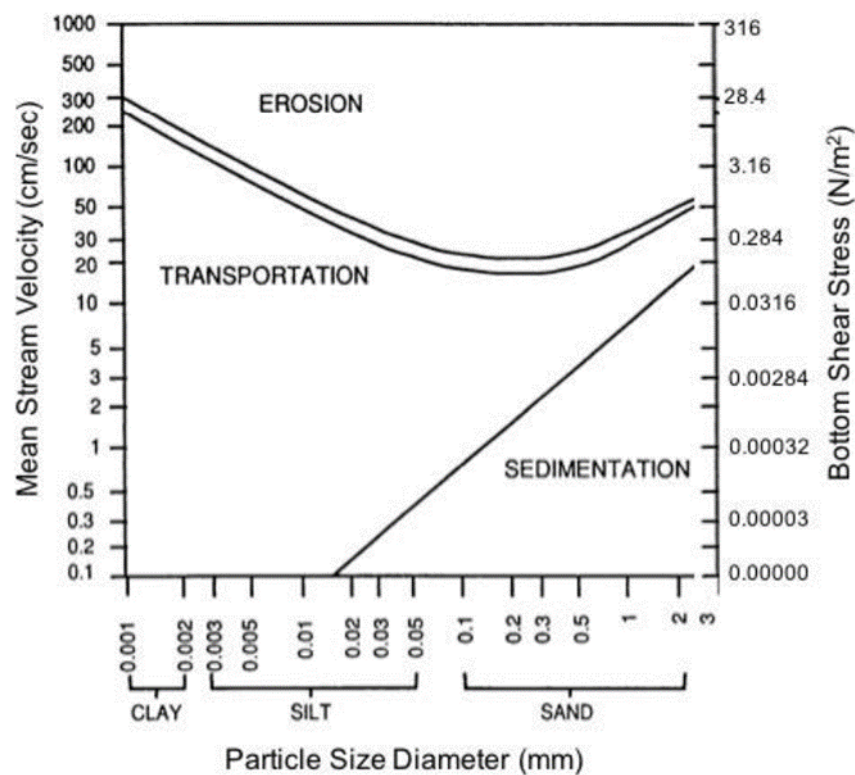


圖 15 Hjulstrom-Sundborg Diagram 示意圖 (WASP8 user manual: The Solids Module, 2017)



第四章 研究區域、方法與過程

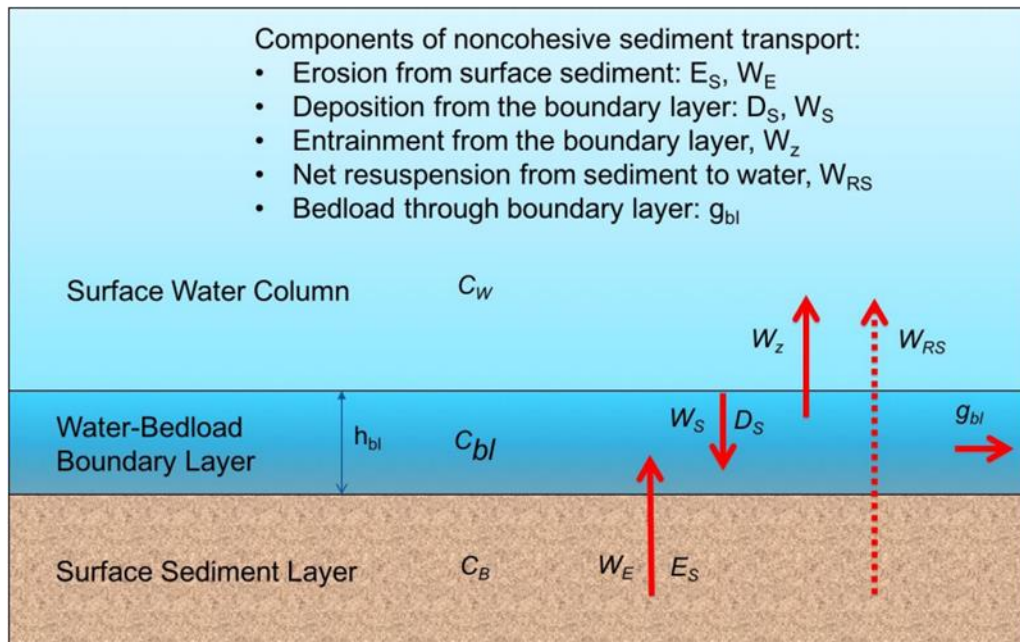


圖 16 WASP 非黏性河床模擬垂直分塊示意圖 (WASP8 user manual: The Solids Module, 2017)

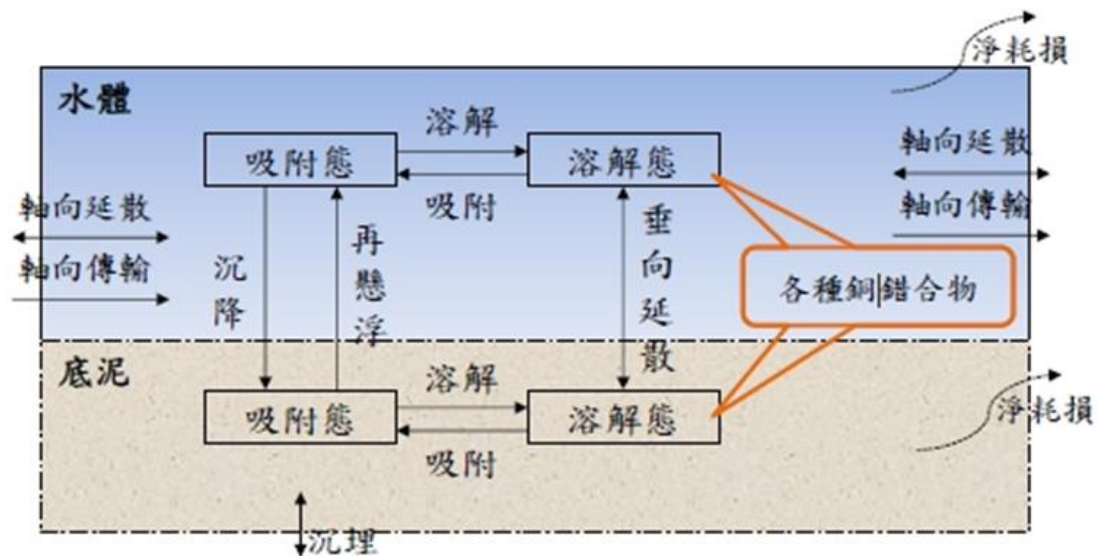


圖 17 重金屬於水體與底泥之質量平衡圖(以銅為例)(台灣大學，2019)(資料來源：Nice et al., 2008)



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

4.6 研究進度及預期完成之工作項目

1. 執行時程規劃(甘特圖)

本計畫執行時程規劃說明如下：

表 9 本計畫執行時程規劃(甘特圖)

年月 工作項目	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	備註
文獻與環境資料收集			※										
水體與底泥採樣				※									
底泥重金屬總量分析					※					※			
電解還原法實驗設備架設					※								
電解還原法實驗室分析					※					※			
電解還原重金屬實驗參數獲得					※						※		
電解還原重金屬效率評估												※	
水質模式建置					※								
水質模式率定與驗證									※				
研析底泥重金屬去除效率/研擬模場操控策略												※	
期中/期末報告													
工作進度估計百分比 (累 積 數)	5%	15%	25%	35%	45%	50%	60%	70%	80%	90%	95%	100%	



第四章 研究區域、方法與過程

預定查核點	期中	1. 完成模式所需環境資料收集 2. 完成至少 3 次現地水體與底泥採樣 3. 完成至少 3 批底泥重金屬分析 4. 完成電解還原實驗設備架設 5. 完成至少 3 次電解還原實驗操作與實驗數據獲得 6. 完成水質模式建置
	期末	1. 完成至少 5 次現地水體與底泥採樣 2. 完成至少 5 批底泥重金屬分析 3. 完成至少 5 批電解還原重金屬效率評估 4. 完成水質模式率定與驗證 5. 完成研析底泥重金屬去除效率與模場操控策略
執行情況與差異說明	期末	已達預期目標。

2. 計畫人力配置

本計畫執行人力配置說明如下：

表 10 本計畫執行人力配置

角色	姓名	單位/職稱	工作月數	具體工作項目
專案主持人	江莉琦	國立臺灣大學生工系副教授	12	計畫推動、督導、執行、管理、成果報告
協同主持人	陳建仲	國立聯合大學能源系特聘教授	12	協助計畫督導、執行、實驗分析規劃
專任助理	廖啟鈞	國立臺灣大學生工系專任助理	12	負責計畫執行、現地採樣、數據分析、報告撰寫
專任助理	盧至美	國立臺灣大學生工系專任助理	12	負責計畫執行、現地採樣、數據分析、報告撰寫
兼任助理	黃俊壹	國立臺灣大學生工系碩士研究生	12	協助現地採樣、樣品分析



第五章 結果與討論

5.1 現地採樣紀錄與分析

本計畫原先預計完成 5 次採樣(5 月~10 月，每月一次)，受疫情與人力影響，7 月與 10 月無採樣，但已於 11 月及 12 月各採樣一次，共計 6 次採樣，達原訂目標採樣次數。本計畫採樣時程如下：3/29 前往三塊厝支線完成現勘，並初步訂定採樣點位，而後請教財團法人農業工程研究中心資源組之助理研究員林修德先生，將採樣點位確定為圖 11，農工中心資源組亦將採樣工具借給本研究團隊使用，使本計畫能順利進行採樣。第一次採樣時間為 5/13、第二次採樣時間為 6/30、第三次採樣時間 8/12、第四次採樣時間 9/17、第五次採樣時間 11/3 與第六次採樣時間 12/3，這 6 次採樣均採集 8 個水體樣本與 1~3 個底泥樣本攜回實驗室進行分析。六次實驗均已完成(表 11)，第一次到第四次採樣皆有採集到底泥；第五次採樣的底泥樣本只有點 6 與點 7，點 1 無底泥沉澱；第六次採樣的底泥樣本只有點 6，點 1 與點 7 均無底泥沉澱，經追蹤歷史雨量資料，在採樣時間前 5~10 天內桃園有局部大雨發生，可能導致底泥沖刷離開採樣範圍，因此未來在採集底泥樣本前須注意現地前 7 日之氣候狀況，以確保底泥可取性。

表 12 為六次現地水體重金屬濃度分析結果，結果顯示水體中主要含有銅、鎳、鋅之重金屬，鉛、鎳、鋅、鎘四種重金屬之濃度平均值符合灌溉用水水質標準；但重金屬銅平均濃度為 0.3ppm 高於灌溉用水水質標準(銅濃度不得大於 0.2ppm)，且從電子廠放流水口的三塊厝 3 重金屬銅濃度開始升高，該電子廠亦為桃園市總量管制區的列管事業之一，顯示該廠之放流水對三塊厝支線之銅離子濃度有很大的影響(臺灣大學，2016)。本研究之水體重金屬濃度實驗結果介於台灣大學 2016 年的研究成果範圍內(表 5)，亦顯示水體銅離子濃度最高，然而本研究之重金屬濃度平均值與台灣大學研究之平均值差異甚大，其可能原因為台灣大學 2016 年之研究採樣數據量大(944 筆)，而本研究之現地採樣數據僅 6 筆，未能充分反應重金屬濃度變化與平均值。

本研究亦蒐集財團法人農業工程研究中心對三塊厝支線長期監測之三個點位站之水質資料(表 13)，資料監測時間為 2017~2020 年，監測記錄頻率為一個月一次，點位如圖 11 所示，表中之三塊厝支線補助河水堰可對應至本研究之點 1、三塊厝支線 25-3 號河水堰可對應至本研究之點 7、三塊厝支線 25 號河水堰位在本研究下游邊界(點 7)之更下游處。結果顯示農工中心之監測數據與本研究之實驗結果相近，水體重金屬濃度中含有銅、鎳、鋅；鉛、鎘、鉻則皆未檢測到，銅、鎳、鋅離子濃度皆符合灌溉用水水質標準，但圖 18 顯示 25-3 號河水堰之銅離子



第五章 結果與討論

濃度有多次超標(大於 0.2mg/L)，但數據(39 筆)經取平均值後，反而顯示符合灌溉用水水質標準，圖 19 與圖 20 顯示三塊厝支線鉛離子與鎳離子濃度在長期監測下皆未超過灌溉用水水質標準，綜合上述分析結果，三塊厝支線主要受銅污染影響。

表 11 現地採樣及樣品分析進度彙整

次數	採樣日期	工作項目	採樣點編號							
			1	2	3	4	5	6	7	8
1	5 月 13 日	採樣	V	V	V	V	V	V	V	V
		水體分析	O	O	O	O	O	O	O	O
		底泥(電解前)	O					O	O	
		底泥(電解後)	O					O	O	
2	6 月 30 日	採樣	V	V	V	V	V	V	V	V
		水體分析	O	O	O	O	O	O	O	O
		底泥(電解前)	O					O	O	
		底泥(電解後)	O					O	O	
3	8 月 12 日	採樣	V	V	V	V	V	V	V	V
		水體分析	O	O	O	O	O	O	O	O
		底泥(電解前)	O					O	O	
		底泥(電解後)	O					O	O	
4	9 月 17 日	採樣	V	V	V	V	V	V	V	V
		水體分析	O	O	O	O	O	O	O	O
		底泥(電解前)	O					O	O	
		底泥(電解後)	O					O	O	
5	11 月 3 日	採樣	V	V	V	V	V	V	V	V
		水體分析	O	O	O	O	O	O	O	O
		底泥(電解前)	X					O	O	
		底泥(電解後)	X					O	O	
6	12 月 3 日	採樣	V	V	V	V	V	V	V	V
		水體分析	O	O	O	O	O	O	O	O
		底泥(電解前)	X					O	X	
		底泥(電解後)	X					O	X	

註：V 為採樣完成；○為實驗完成；X 為未採集到底泥；黑底為無採集底泥



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

表 12 現地水體之重金屬濃度分析結果

日期	點位	重金屬							
		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
5 月 13 日	三塊厝 1	ND	ND	ND	0.02	ND	ND	0.01	0.05
	三塊厝 2	ND	ND	ND	0.01	ND	ND	ND	0.04
	三塊厝 3	ND	ND	ND	0.3	ND	0.12	ND	0.03
	三塊厝 4	ND	ND	ND	0.25	ND	0.14	0.05	0.05
	三塊厝 5	ND	ND	ND	0.21	ND	0.11	ND	0.03
	三塊厝 6	ND	ND	ND	0.13	ND	ND	ND	0.04
	三塊厝 7	ND	ND	ND	0.19	ND	0.13	0.01	0.03
	三塊厝 8	ND	ND	ND	0.31	ND	0.15	ND	0.04
6 月 30 日	三塊厝 1	ND	ND	ND	0.01	ND	0.01	ND	ND
	三塊厝 2	ND	ND	ND	0.01	ND	0.01	ND	ND
	三塊厝 3	ND	ND	ND	0.31	ND	0.19	ND	0.02
	三塊厝 4	ND	ND	ND	0.27	ND	0.15	ND	0.02
	三塊厝 5	ND	ND	ND	0.25	ND	0.15	ND	ND
	三塊厝 6	ND	ND	ND	0.09	ND	0.01	ND	0.01
	三塊厝 7	ND	ND	ND	0.20	ND	0.16	ND	0.01
	三塊厝 8	ND	ND	ND	0.18	ND	0.15	ND	ND
8 月 12 日	三塊厝 1	ND	ND	ND	ND	ND	0.02	0.04	0.08
	三塊厝 2	ND	0.02	ND	ND	ND	0.02	0.05	0.08
	三塊厝 3	ND	ND	ND	1.16	ND	0.46	0.02	0.09
	三塊厝 4	ND	0.01	ND	0.41	ND	0.22	0.04	0.09
	三塊厝 5	ND	ND	ND	0.45	ND	0.23	0.04	0.05
	三塊厝 6	ND	ND	ND	0.41	ND	0.03	0.02	0.2
	三塊厝 7	ND	ND	ND	0.32	ND	0.2	0.03	0.1
	三塊厝 8	ND	ND	ND	0.25	ND	0.18	0.02	0.1
9 月 17 日	三塊厝 1	ND	ND	ND	ND	ND	0.01	0.02	0.06
	三塊厝 2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.03	0.08
	三塊厝 3	ND	ND	ND	1.03	ND	0.34	0.04	0.1
	三塊厝 4	ND	ND	ND	0.61	ND	0.25	0.03	0.12
	三塊厝 5	ND	ND	ND	0.43	ND	0.21	0.03	0.1
	三塊厝 6	ND	ND	ND	ND	ND	0.01	0.03	0.04
	三塊厝 7	ND	ND	ND	0.36	ND	0.18	ND	0.15
	三塊厝 8	ND	ND	ND	0.26	ND	0.16	0.01	0.07
11 月 3 日	三塊厝 1	ND	ND	ND	0.01	ND	0.01	0.01	0.05
	三塊厝 2	ND	ND	ND	0.01	ND	0.01	0.01	0.05



第五章 結果與討論

	三塊厝 3	ND	ND	ND	0.77	ND	0.15	0.02	0.04
	三塊厝 4	ND	ND	ND	0.33	ND	0.18	0.03	0.06
	三塊厝 5	ND	ND	ND	0.26	ND	0.13	0.03	0.05
	三塊厝 6	ND	ND	ND	0.24	ND	0.02	ND	0.08
	三塊厝 7	ND	ND	ND	0.21	ND	0.14	ND	0.11
	三塊厝 8	ND	ND	ND	0.2	ND	0.15	0.01	0.07
12 月 3 日	三塊厝 1	ND	ND	ND	0.01	ND	0.01	0.02	0.03
	三塊厝 2	ND	ND	ND	0.01	ND	ND	0.01	0.04
	三塊厝 3	ND	ND	ND	0.91	ND	0.26	0.02	0.06
	三塊厝 4	ND	ND	ND	0.43	ND	0.21	0.04	0.05
	三塊厝 5	ND	ND	ND	0.31	ND	0.15	0.03	0.08
	三塊厝 6	ND	ND	ND	0.3	ND	0.01	0.02	0.09
	三塊厝 7	ND	ND	ND	0.28	ND	0.16	0.01	0.12
	三塊厝 8	ND	ND	ND	0.24	ND	0.15	0.01	0.08
平均值		-	0.015	-	0.30	-	0.13	0.02	0.07
(國立台灣大學, 2016)		-	0.000	0.000	0.073	-	0.015	0.003	0.032

註：ND 為低於方法偵測極限(MDL)；單位：mg/L

表 13 財團法人農業工程研究中心之三塊厝支線平均監測資料(2017~2020)

監測點 監測項目	三塊厝支線 補助河水堰	三塊厝支線 25 號 河水堰	三塊厝支線 25-3 號 河水堰
水溫(°C)	25.67	25.66	25.68
pH	7.64	7.45	7.45
銅(mg/L)	0.03(0.01)	0.07	0.18(0.26)
鉛(mg/L)	ND (0.02)	ND	ND (0.02)
鎳(mg/L)	0.03(0.01)	0.03	0.07(0.16)
鋅(mg/L)	0.03(0.05)	0.03	0.02(0.09)
鎘(mg/L)	ND	ND	ND
鉻(mg/L)	ND	ND	ND

註：ND 為低於方法偵測極限(MDL)；括號內為本研究之實驗結果



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

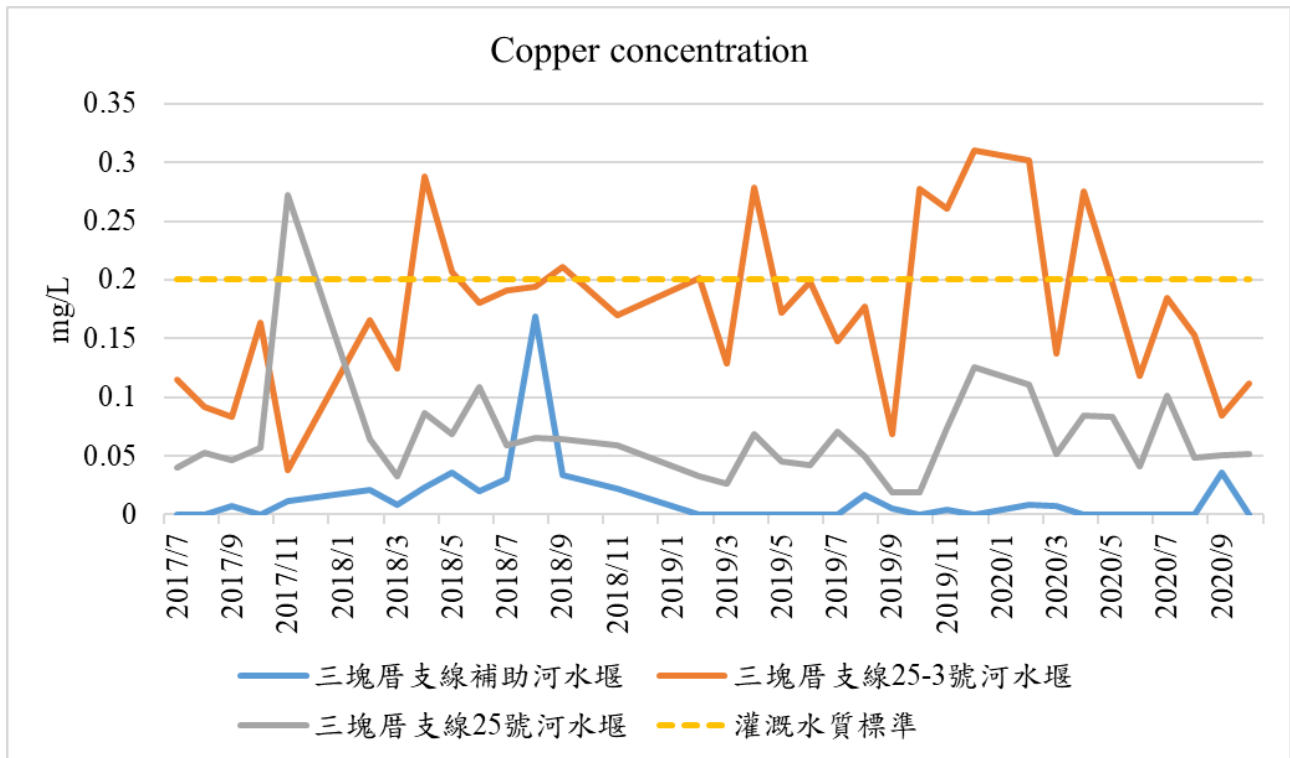


圖 18 三塊厝支線監測資料(銅)

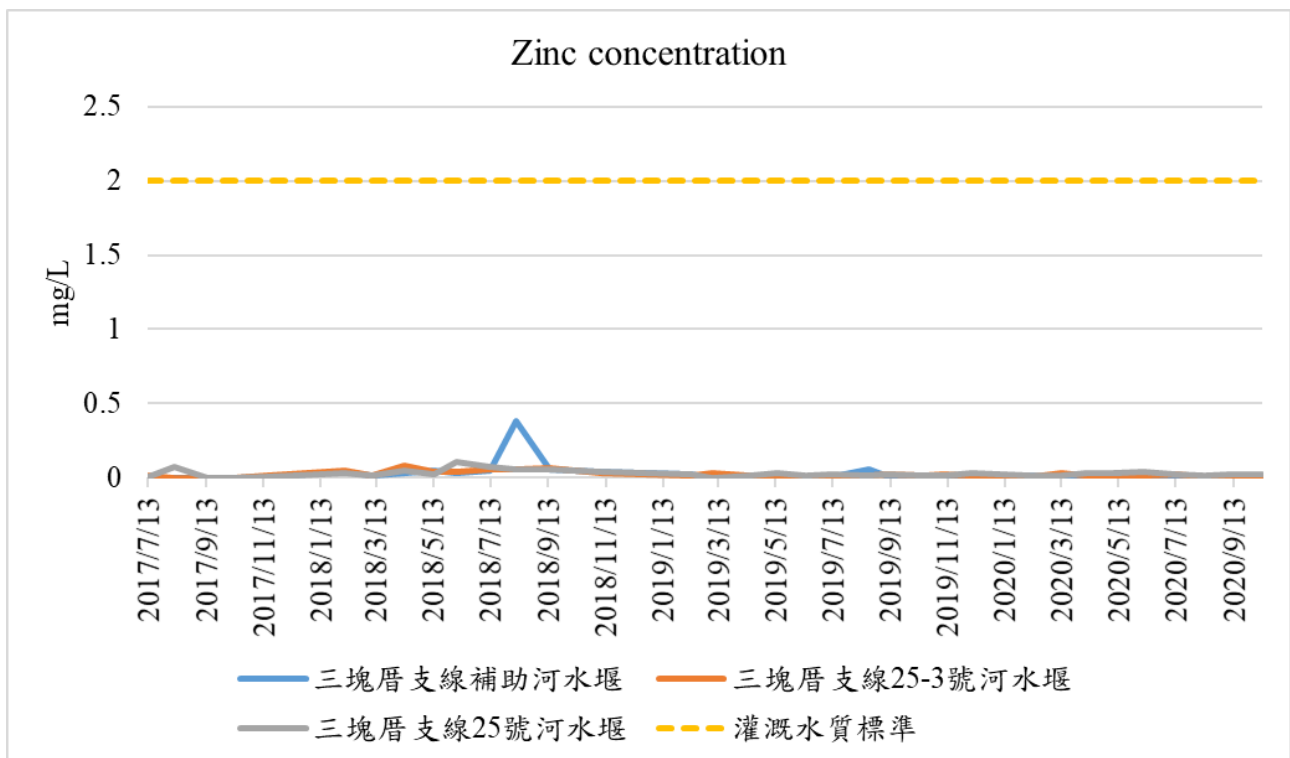


圖 19 三塊厝支線監測資料(鋅)



第五章 結果與討論

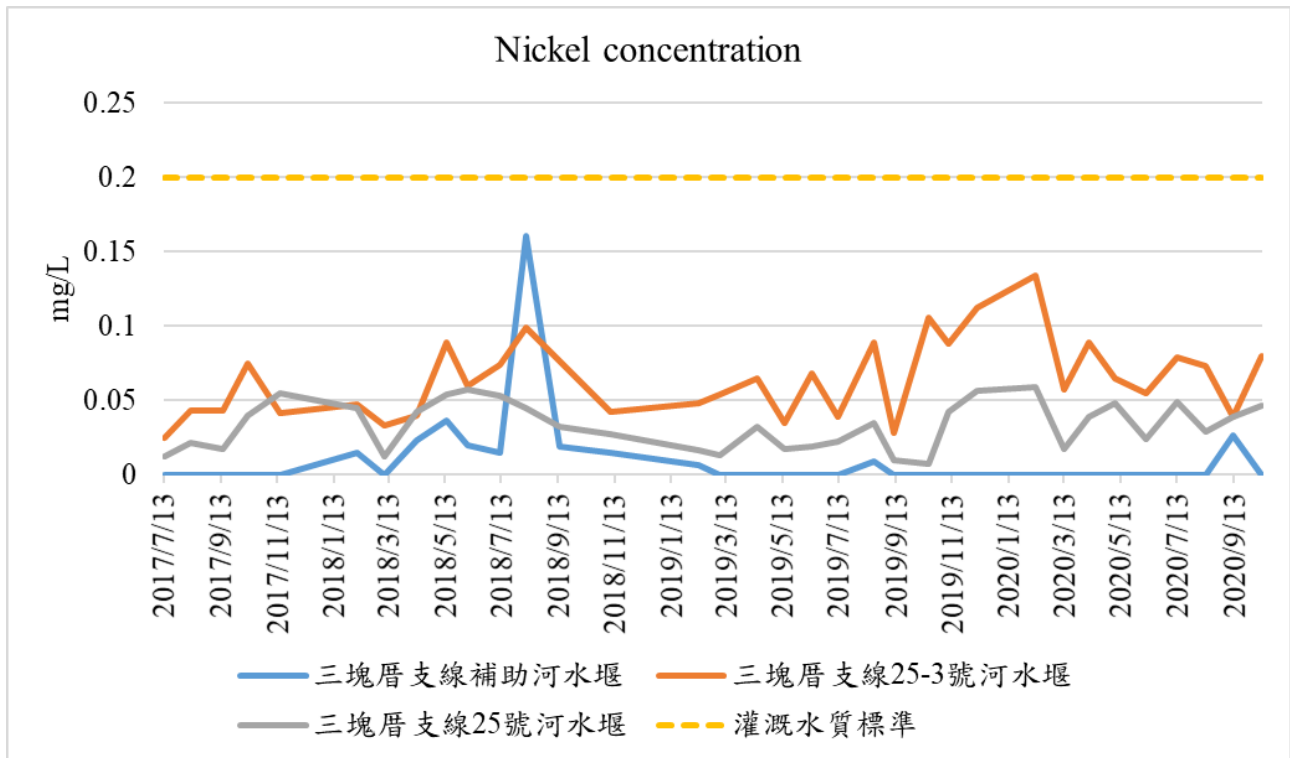


圖 20 三塊厝支線監測資料(鎳)



5.2 電解還原法

本計畫之底泥樣品皆用相同參數做初步試驗。首先，將底泥過篩去除雜質取 50g，加入去離子水 3000ml，加入去離子水是為讓底泥在電解還原法過程中能夠在燒杯中進行充分的攪拌，本實驗考慮到攪拌器的功率，因此調配底泥濃度為 1.67% (底泥：去離子水=50 g：3,000 ml)。本研究原實驗規劃分為實驗組與對照組，但考慮到硫酸銅中的銅離子可能會殘留在底泥中，使實驗後底泥銅離子濃度與原來的底泥銅離子濃度不一樣，因此本研究不利用硫酸銅溶液當電解液，而是利用硫酸溶液作為電解液。利用石墨板當陽極，不鏽鋼板為陰極。為使金屬離子均勻分布，於燒杯中放入大小適中的攪拌磁，放置陶瓷攪拌器上並開啟電源，接著將陽極、陰極接上電源供應器，設定 15V、2 小時開始實驗，示意圖如圖 21 所示，架設好之實驗裝置如圖 22~圖 24 所示。

電解還原法的主要操作參數包含：電壓、電流、溫度、陰極工作電極、陽極工作電極、電解液、底泥的攪拌、電解時間。在現場實際操作時溫度和底泥的攪拌速度為不容易控制的參數，因此在實驗室操作時會特別注意電壓、電流、陰極工作電極、陽極工作電極、與電解液的特性。一般在電解還原過程中會盡量在低電壓的條件下操作，用以避免金屬離子氧化成氧化物而造成底泥的阻抗過高；另外，為了提升電解還原效率，可增加雙電極的工作面積以縮短電解還原的時間，因當電解還原過程中工作電極面積增加時，電流值也會同時增加，此時的陰極工作電極上之陽離子(金屬)沉澱物會增加，陽極工作電極上之陰離子沉澱物亦會增加，因此當工作電極面積越大時可以利用增加電流值來縮短電解還原時間。本研究之電解還原法實際操作的各項參數與條件如下：電壓：20V、電流：0.1 A、溫度：25℃、陰極棒為不鏽鋼板、陽極棒為石墨、電解液：5vol.%硫酸溶液、磁石攪拌速度：200 RPM、電解還原反應時間：0.1~3 天。



圖 21 實驗示意圖



第五章 結果與討論

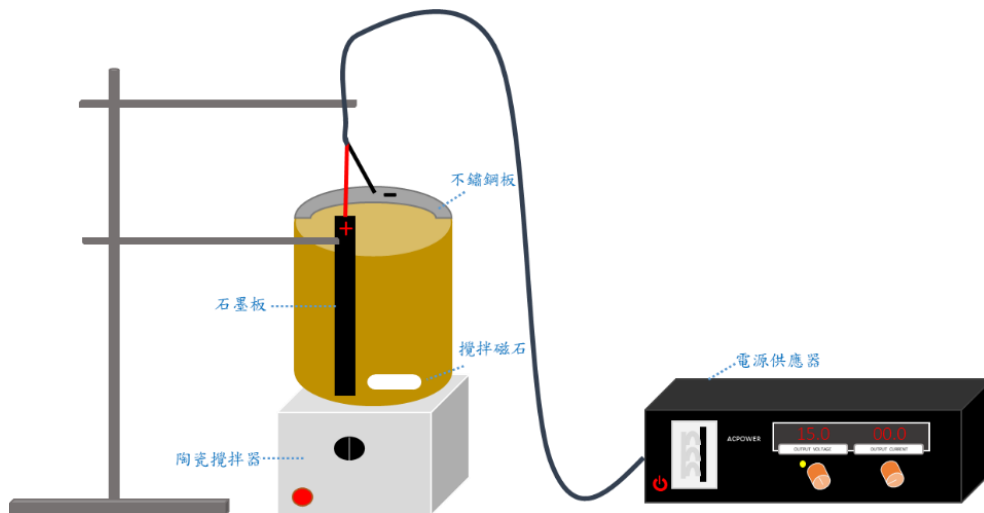


圖 22 實驗裝置



圖 23 電解實驗槽



圖 24 電源供應器

實驗分析結果如表 14 所示，完成六次的底泥重金屬濃度分析，結果顯示底泥中含有鉻、銅、鎳、鉛、鋅，尤以銅離子污染最為嚴重，最高測得 81.46ppm，已超出底泥重金屬管制標準銅濃度之下限值(50mg/kg)，其餘重金屬濃度皆未超過管制下限值，未來相關單位實施全面整治時，仍需針對目標區域進行更詳細的調查。本實驗目的除分析底泥重金屬濃度分布外，最重要的為研析電解還原法在降低底泥重金屬濃度之效益。表 15 結果顯示電解後部分重金屬濃度有下降趨勢，但有幾筆實驗數據為電解後重金屬濃度高於電解前，研判為底泥重金屬分布不均，導致同一批底泥樣本在進行電解還原分析時，可能使用到不同分層之底泥進行實驗，因此陳建仲教授團隊於第五次及第六次電解還原底泥樣本時，針對原有之實驗方法做調整，將電解還原時間拉長至兩天，在這兩天陶瓷攪拌器持續攪拌使底



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

泥均勻成細質地後被電解還原，並紀錄兩天之實驗結果，最後兩次實驗結果均令人滿意，電解還原效率[(電解前重金屬濃度-電解後重金屬濃度)/電解前重金屬濃度*100%]最低 43.93%，最高 97.52%，此結果驗證江坤育(2017)研究之建議：延長電解還原時間可更有效地去除底泥重金屬。

表 14 底泥之重金屬濃度分析結果

日期	點位	重金屬							
		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
5 月 13 日	三塊厝 1 電解前	ND	ND	1.68	2.47	ND	1.03	0.47	6.25
	三塊厝 1 電解後	ND	ND	1.74	1.63	ND	0.9	0.49	4.65
	三塊厝 6 電解前	ND	ND	0.93	31.7	ND	0.99	0.85	5.38
	三塊厝 6 電解後	ND	ND	1.87	27.54	ND	1.57	0.57	5.1
	三塊厝 7 電解前	ND	ND	1.27	15.65	ND	1.05	0.29	2.26
	三塊厝 7 電解後	ND	ND	1.57	12.34	ND	1.34	0.28	2.03
6 月 30 日	三塊厝 1 電解前	ND	ND	2.06	2.31	ND	1.49	0.44	4.95
	三塊厝 1 電解後	ND	ND	5.52	5.21	ND	3.22	1.86	3.55
	三塊厝 6 電解前	ND	ND	1.16	31.65	ND	1.17	0.66	4.75
	三塊厝 6 電解後	ND	ND	5.99	70.4	ND	4.74	1.53	3.53
	三塊厝 7 電解前	ND	ND	2.43	12.1	ND	1.78	0.36	1.98
	三塊厝 7 電解後	ND	ND	2.51	27.07	ND	2.1	1.72	4.1
8 月 12 日	三塊厝 1 電解前	ND	0.01	3.04	7.18	ND	2.54	2.42	8.25
	三塊厝 1 電解後	ND	0.01	6.08	7.26	ND	5.67	1.12	2.84
	三塊厝 6 電解前	ND	0.03	2.77	81.46	ND	3.14	2.29	14.27
	三塊厝 6 電解後	ND	0.01	3.33	44.18	ND	2.42	1.14	2.41
	三塊厝 7 電解前	ND	0.01	6.24	5.69	ND	3.68	0.93	3.95
	三塊厝 7 電解後	ND	ND	9.9	7.41	ND	7.39	0.83	1.96
9 月 17 日	三塊厝 1 電解前	ND	0.01	15.57	5.36	ND	10.64	1.7	9.77
	三塊厝 1 電解後	ND	0.01	2.74	5.57	ND	2.33	1.28	2.89
	三塊厝 6 電解前	ND	0.03	6.01	63.38	ND	4.67	2.03	14.51
	三塊厝 6 電解後	ND	0.01	3.23	49.73	ND	2.46	1.18	3.01
	三塊厝 7 電解前	ND	ND	7.16	8.19	ND	5.08	0.99	3.5
	三塊厝 7 電解後	ND	ND	1.3	7.68	ND	1.31	0.83	2.41
11 月 3 日	三塊厝 1 電解前	-	-	-	-	-	-	-	-
	三塊厝 1 電解後	-	-	-	-	-	-	-	-
	三塊厝 6 電解前	ND	ND	1.22	36.28	ND	1.22	0.56	4.44
	三塊厝 6 電解第一天	ND	ND	0.64	3.94	ND	0.38	0.34	0.26
	三塊厝 6 電解第二天	ND	ND	0.59	1.28	ND	0.36	0.13	0.11



第五章 結果與討論

	三塊厝 7 電解前	ND	ND	4.08	7.52	ND	3.28	0.44	1.86
	三塊厝 7 電解第一天	ND	ND	0.95	5.85	ND	0.73	0.2	0.19
	三塊厝 7 電解第二天	ND	ND	0.51	2.07	ND	0.31	0.08	0.12
12 月 3 日	三塊厝 1 電解前	-	-	-	-	-	-	-	-
	三塊厝 1 電解後	-	-	-	-	-	-	-	-
	三塊厝 6 電解前	ND	ND	0.89	21.73	ND	1.07	0.37	2.46
	三塊厝 6 電解第一天	ND	ND	0.74	18.51	ND	0.86	0.32	2.29
	三塊厝 6 電解第二天	ND	ND	0.41	11.67	ND	0.6	0.2	0.61
	三塊厝 7 電解前	-	-	-	-	-	-	-	-
	三塊厝 7 電解後	-	-	-	-	-	-	-	-

註：ND 為低於方法偵測極限(MDL)；-為無底泥樣本；單位：mg/L

表 15 底泥重金屬濃度電解還原效率結果

日期	點位	電解還原效率(%)							
		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
5 月 13 日	三塊厝 1	-	-	-3.57	34.01	-	12.62	-4.26	25.60
	三塊厝 6	-	-	-101.08	13.12	-	-58.59	32.94	5.20
	三塊厝 7	-	-	-23.62	21.15	-	-27.62	3.45	10.18
6 月 30 日	三塊厝 1	-	-	-167.96	-125.54	-	-116.11	-322.73	28.28
	三塊厝 6	-	-	-416.38	-122.43	-	-305.13	-131.82	25.68
	三塊厝 7	-	-	-3.29	-123.72	-	-17.98	-377.78	-107.07
8 月 12 日	三塊厝 1	-	-	-100.00	-1.11	-	-123.23	53.72	65.58
	三塊厝 6	-	66.67	-20.22	45.76	-	22.93	50.22	83.11
	三塊厝 7	-	-	-58.65	-30.23	-	-100.82	10.75	50.38
9 月 17 日	三塊厝 1	-	-	82.40	-3.92	-	78.10	24.71	70.42
	三塊厝 6	-	66.67	46.26	21.54	-	47.32	41.87	79.26
	三塊厝 7	-	-	81.84	6.23	-	74.21	16.16	31.14
11 月 3 日	三塊厝 1	-	-	-	-	-	-	-	-
	三塊厝 6	-	-	51.64	96.47	-	70.49	76.79	97.52
	三塊厝 7	-	-	87.50	72.47	-	90.55	81.82	93.55
12 月 3 日	三塊厝 1	-	-	-	-	-	-	-	-
	三塊厝 6	-	-	53.93	46.30	-	43.93	45.95	75.20
	三塊厝 7	-	-	-	-	-	-	-	-

註：灰底為無效資料



5.3 WASP 模式建置

在進行水質模式驗證前，常依據以往文獻或實測資料來估算各項水質參數之率定值，再經過模擬之調整求得符合河川特性之水質參數。考量底泥參數之變異性，WASP 模式將額外建立底泥網格(數量與水體網格一致)，評估渠道重金屬銅在水體及底泥隨時間之交互變化及影響性。

本研究選用 WASP 模式中的進階毒性物質模組(Advanced Toxicant)進行模擬工作，模擬範圍為三塊厝支線(圖 11)，新福橋與土地公坡橋為模式之上下邊界(共 2.41 公里)。根據設計之採樣點將三塊厝支線劃分為 7 個河段(網格)(圖 25)；底泥也為 7 個網格，共計 14 個網格，每格網格分別設定體積、流速、深度、網格型式等參數，底泥體積假設為水體的 0.1 倍、底泥流速則假設為水體的 0.01 倍(國立台灣大學，2016)，且假設三塊厝支線為穩定狀態。模擬時間為 1 個月，此外，模擬範圍屬於渠道，故流體動力選擇 Flow Routing，考量水體物理及化學反應較為迅速，故設定時間間距以 0.041 天產出一筆數據(Wool, 2017)。三塊厝支線模式流量基礎參考國立台灣大學於 2016 年之報告為 0.44cms；水體重金屬濃度實驗數據作為 WASP 模式邊界濃度之輸入值(假設水體持續有重金屬污染)，河段詳細資料包含長度、流速、寬度、坡度、粗糙度、水深等則參考國立台灣大學於 2016 年所做之研究報告(表 17)，以此做為建立模式之基礎。

模式參數設定如表 18 所示，常數設定如表 19 所示，模式模擬三塊厝支線銅離子濃度、鋅離子濃度與鎳離子濃度變化，模擬結果如圖 28 所示，結果顯示，模式迭代次數達 15 次時即可達穩定狀態(Steady State)，三種重金屬濃度模擬變化皆說明模式最下游(河段 7)在混和上游流下之受污染水時重金屬濃度將會最高。為提升模式可信度，利用本計畫在三塊厝支線設置的採樣點進行 WASP 模式率定驗證作業，率定驗證之結果採用採樣點之實測值；檢定值採用平均絕對百分誤差法(MAPE)，計算方式如下式，MAPE 預測能力分級如表 20 所示，其值越小，代表模擬值與實測值越接近。

$$MAPE = \frac{\sum \frac{|實際值_t - 預測值_t|}{實際值_t} \times 100}{n} \quad (式 16)$$

水體重金屬濃度模擬結果與率定驗證比對結果如圖 29~圖 31 所示，圖中清楚顯示約在 1200 公尺處三種重金屬濃度逐漸攀升，此處正是電子廠之放流口，由此得知電子廠之放流水是造成三塊厝支線水體重金屬污染的主要來源之一。此結果亦與艾奕康工程顧問股份有限公司於 2016 年所作之研究結果相符。本研究之採樣點實測資料與模式模擬結果之 MAPE 值為：銅=47.12%、鋅=26.62%、鎳



=36.66%，顯示本模式預測能力屬合理。

表 16 WASP 各單元之輸入資料(臺灣大學，2019)

參數分類	詳細項目	單位
模擬控制(Data Set)	水體之格點數	1、2、3...
	模擬系統	day
輸出檔間隔(Print Interval)	時間間隔	day
段落屬性(Segments)	格點平均段面數	1、2、3...
	格點長度	m
	初始水體體積	m ³
	初始水體平均水深	m
	初始水體流速	m/sec
	各段落濃度初始值	m ³ /sec
系統屬性(System Data)	設定最多 15 項水質最大邊界濃度及污染負荷量。	
參數設置(Parameters Data)	溫度	°C
常數(Constants Data)	考慮水質模擬過程中，不隨時間及空間改變。	
負荷(Loads)	點源及非點源污染量	kg/day
時間函數(Time Functions)	可依不同時間輸入資料，如水溫、風速、日照等。	
流量(Flows)	流量(可由其他水理模式輸入)	m ³ /sec
邊界濃度(Boundaries)	提供 15 項水質輸入	mg/L

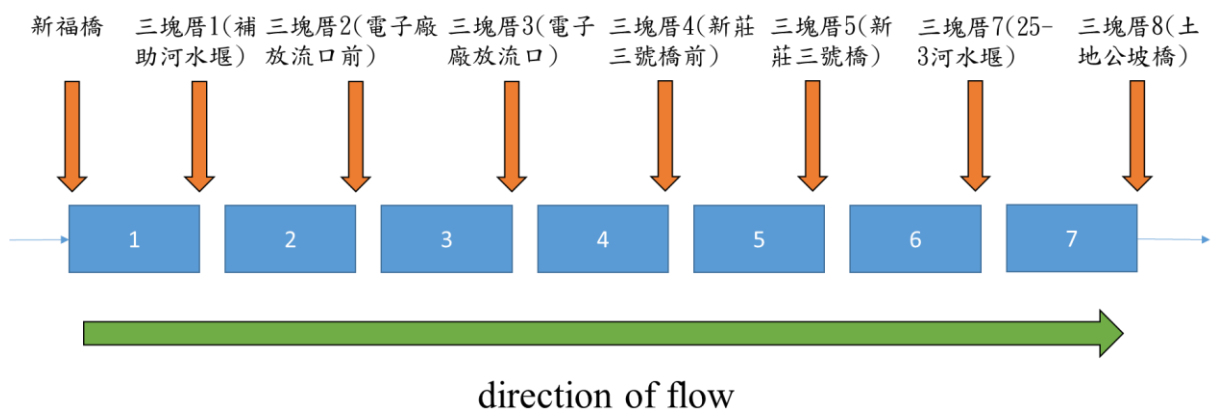


圖 25WASP 模式河段設定



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

表 17 河段詳細資料 (資料來源：國立台灣大學，2016)

河段	河段名稱	length (m)	width (m)	slope(m /m)	roughness	depth(m)	截面積 (m ²)	體積 (m ³)	速度 (m/s)
1	新福橋到補助河水堰	495	7.065	0.0068	0.032	0.215	0.151	74.75	0.21
2	補助河水堰到放流口前	620	7.155	0.0052	0.032	0.515	0.365	226.3	0.50
3	放流口前到放流口	70	7.155	0.0052	0.032	0.515	0.365	25.55	0.50
4	放流口到新莊三號橋前	110	7.155	0.0052	0.032	0.515	0.365	40.15	0.309
5	新莊三號橋前到新莊三號橋	113	7.175	0.0029	0.032	0.584	0.414	46.78	0.36
6	新莊三號橋到 25-3 河水堰	314	7.175	0.0029	0.032	0.584	0.414	130.0	0.25
7	25-3 河水堰到土地公坡橋	688	12.04	0.0022	0.032	0.383	0.460	316.5	0.212

表 18 WASP 模式參數設定

Parameter Data	system	scale factor
Solid Settling Velocity in Segment [m/day]	sand	0
Solid Settling Velocity in Segment [m/day]	silt	0.5
Solid Settling Velocity in Segment [m/day]	clay	0.5
Solid Settling Velocity in Segment [m/day]	POM	0.5
Biodegradation Rate Multiplier [fraction]	Cu	1
Biodegradation Rate Multiplier [fraction]	Zn	1
Biodegradation Rate Multiplier [fraction]	Ni	1
Temperature of Segment [°C or Multiplier]	None	1
Temperature Time Function for Segment Temperature	None	1
Segment Scale Factor for Wind	None	1
Wind Speed Time Function	None	1
Air Temperature of Segment [°C or Multiplier]	None	1
Pointer to Air Temperature Time Function	None	1
Solar Radiation Multiplier [unitless or watts/m2]	None	1
Solar Radiation Time Function	None	1



表 19 模式常數設定

Constants	system	value	default	minimum	maximum
Particle diameter for Solid	sand	4.031	0.025	0.004	0.063
Particle diameter for Solid	silt	0.006	0.025	0.004	0.063
Particle diameter for Solid	clay	0.002	0.025	0.004	0.063
Particle diameter for Solid	POM	0.005	0.025	0.004	0.063
Lower critical shear stress for Solid	sand	1	0	0	0.05
Lower critical shear stress for Solid	silt	1	0	0	0.05
Lower critical shear stress for Solid	clay	1	0	0	0.05
Lower critical shear stress for Solid	POM	1	0	0	0.05
Upper critical shear stress for Solid	sand	2	0.2	0.01	0.2
Upper critical shear stress for Solid	silt	2	0.2	0.01	0.2
Upper critical shear stress for Solid	clay	2	0.2	0.01	0.2
Upper critical shear stress for Solid	POM	2	0.2	0.01	0.2
Molecular weight [g/mole]	Cu	63.5	12	12	1000
Molecular weight [g/mole]	Zn	65.38	12	12	1000
Molecular weight [g/mole]	Ni	58.69	12	12	1000
Henrys Law Constant [atm/(mole/m ³)]	Cu	0	0	0	0.01
Henrys Law Constant [atm/(mole/m ³)]	Zn	0	0	0	0.01
Henrys Law Constant [atm/(mole/m ³)]	Ni	0	0	0	0.01
Vapor Pressure [atm]	Cu	0	0	0	0.01
Vapor Pressure [atm]	Zn	0	0	0	0.01
Vapor Pressure [atm]	Ni	0	0	0	0.01

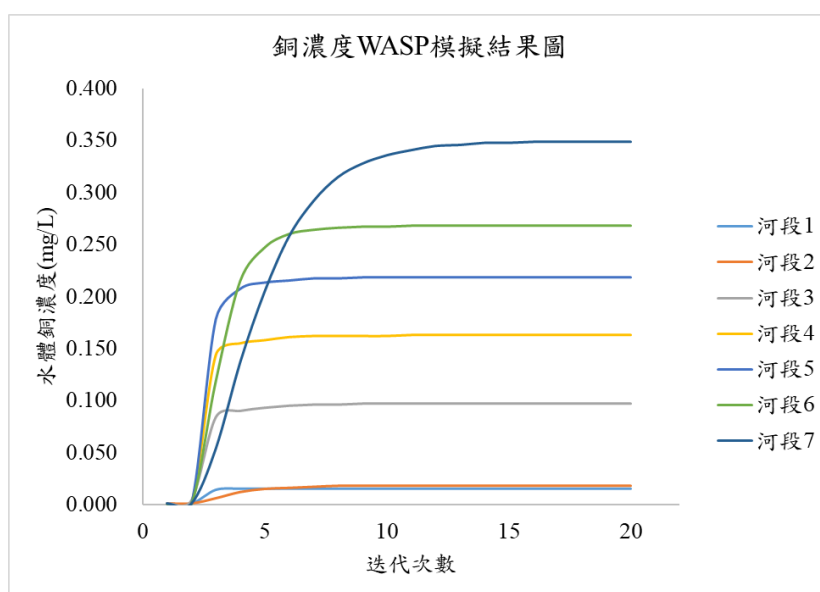


圖 26 三塊厝支線銅濃度變化模擬結果



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

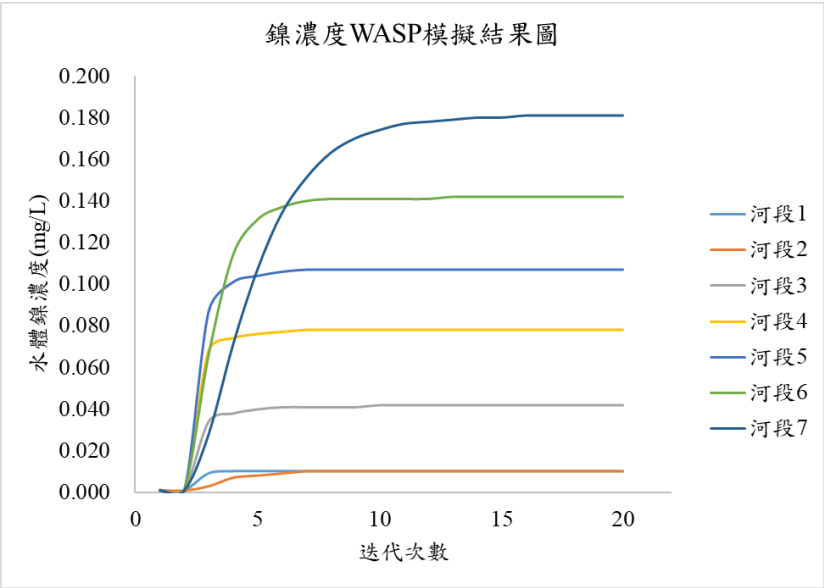


圖 27 三塊厝支線鎳濃度變化模擬結果

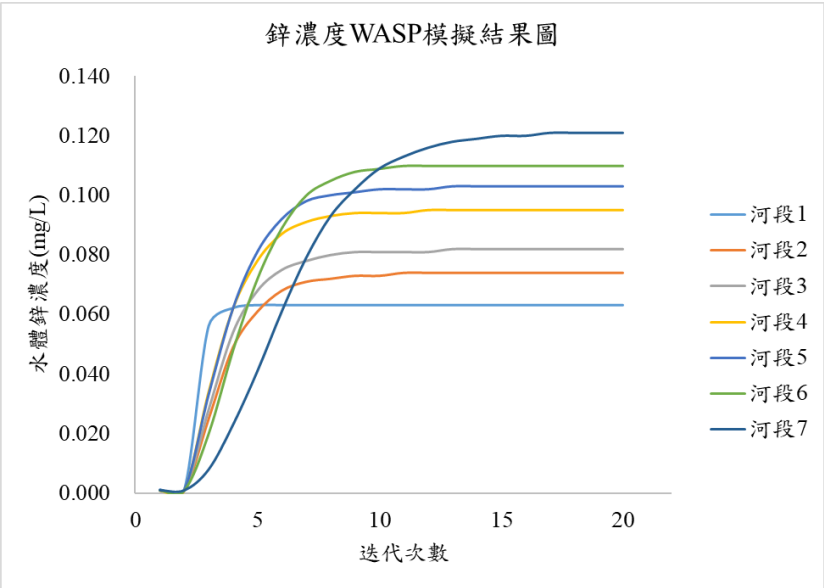


圖 28 三塊厝支線鋅濃度變化模擬結果



第五章 結果與討論

表 20 MAPE 預測能力分級表

MAPE 範圍	預測能力等級
<10%	高精準度
10~20%	良好的預測
20~50%	合理的預測
>50%	不正確的預測

(資料來源：Delurgio, 1998)

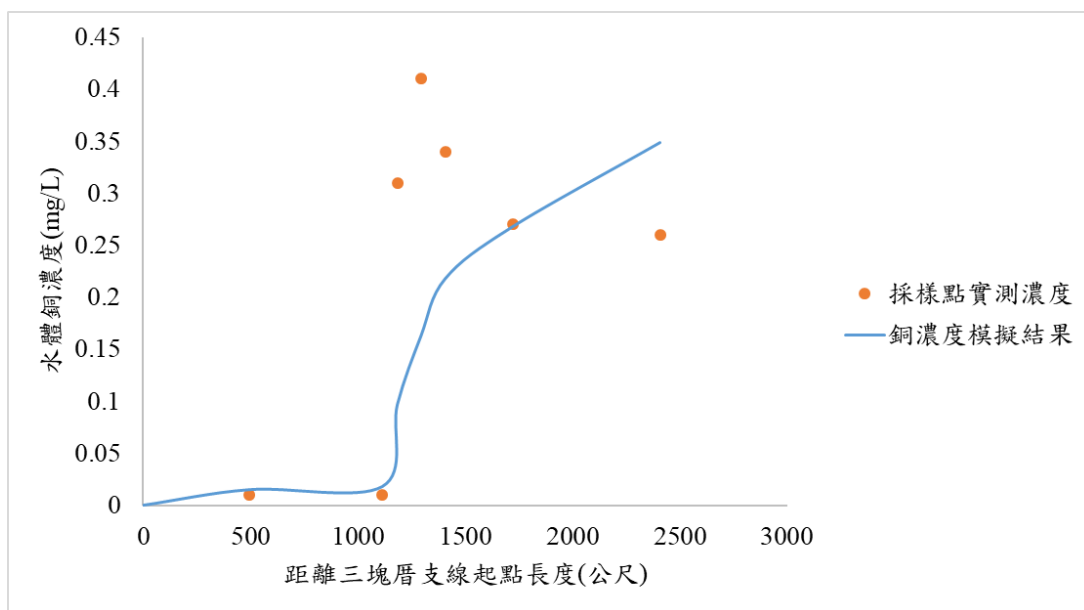


圖 29 三塊厝支線銅濃度模擬值與實測值之比較



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

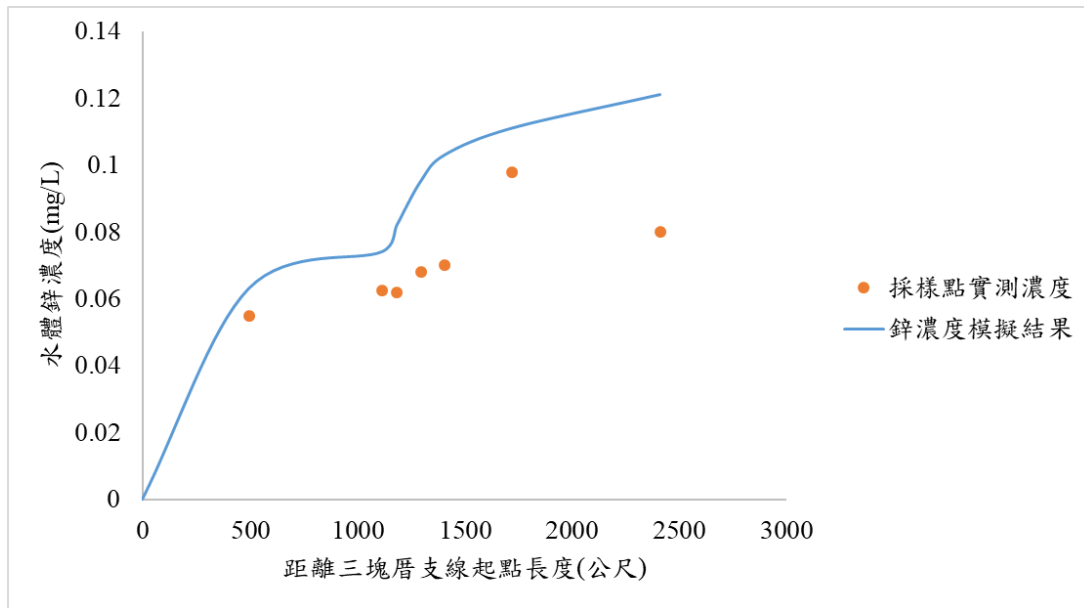


圖 30 三塊厝支線鋅濃度模擬值與實測值之比較

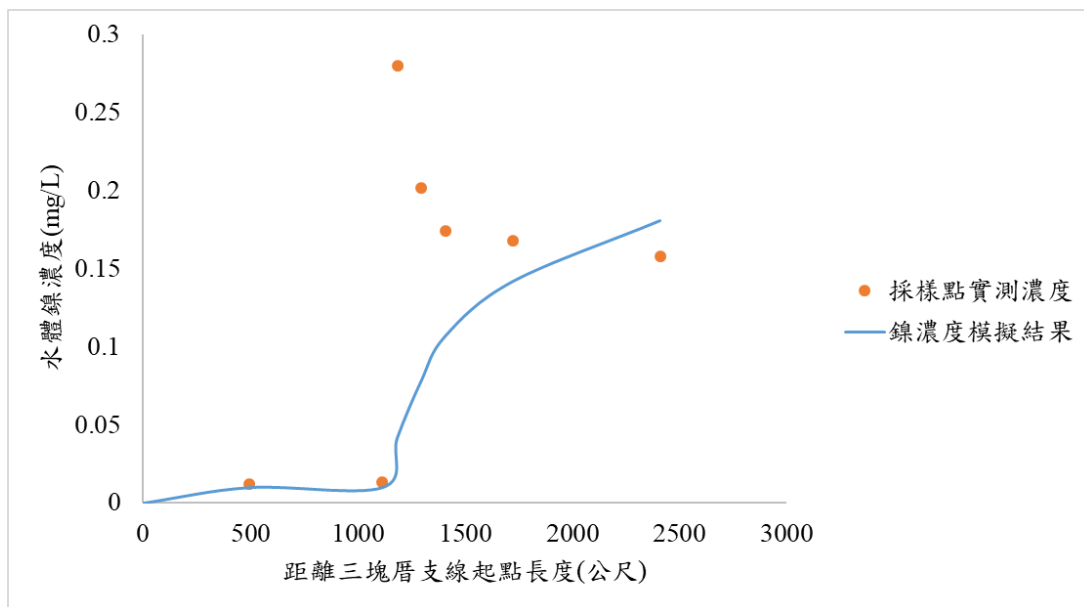


圖 31 三塊厝支線鎳濃度模擬值與實測值之比較



5.4 結論與建議

本計畫之研究結果為建立渠道水體-底泥之重金屬污染傳輸模式與研析實驗室電解還原法去除底泥重金屬之成效，研究成果可做為未來實務可行性之參考依據，並可應用至國內其他重點具高污染潛勢之農田渠道或已受到重金屬污染需整治之渠道底泥，以期望能解決現地渠道底泥重金屬污染問題。

本研究結論可歸納以下六點：

1. 三塊厝支線水質重金屬濃度分析結果，水體中含有銅、鎳、鋅，重金屬輸入途徑為電子廠之放流水。
2. 經由比對台灣大學於 2016 年所作之研究結果與財團法人農業工程研究中心長期監測之結果，三塊厝支線之水質符合灌溉用水水質標準，惟銅濃度偶有超標事件(大於 0.2ppm)。
3. 三塊厝支線底泥重金屬濃度分析結果，底泥含有鉻、銅、鎳、鉛、鋅，尤以銅離子污染最為嚴重，本研究實驗結果最高測得 81.46ppm，已超出底泥重金屬管制標準銅濃度之下限值(50mg/kg)，底泥污染問題屬嚴重。
4. 底泥電解還原結果顯示，電解還原法能有效去除重金屬濃度，但因底泥重金屬濃度分布不均，使電解還原出現電解後重金屬濃度高於電解前之現象，經實驗前處理使底泥混和均勻後，並調整電解時間，可使電解還原效率達 43.93%以上。
5. WASP 模式模擬結果顯示，模式模擬最下游(河段 7)在混和上游之受污染水時三種重金屬濃度(銅、鋅、鎳)最高，且電子廠之放流水為污染三塊厝支線水體的主要來源之一。
6. WASP 模式模擬結果與採樣點實測資料之 MAPE 值為：銅=47.12%、鋅=26.62%、鎳=36.66%，顯示模式預測能力合理。

本研究建議五點如下：

1. 渠道底泥沉澱為自然現象，但實際環境中底泥會受到大雨沖刷而帶離原位置點，導致採樣時無底泥可採，因此建議在採集底泥樣本前須注意現地前 7 日之氣候狀況。
2. 現地紀錄與分析數據顯示，偶有超標情況發生，然僅以平均值資料判斷水質是否符合灌溉用水水質標準較為失準，建議水質樣本應以長期且固定頻率方



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

式進行檢測與分析。

3. 最初進行電解還原實驗時，有幾筆實驗數據為電解後重金屬濃度高於電解前，研判為底泥重金屬分布不均，因此針對原有之實驗方法做調整，將電解還原時間拉長至兩天，並持續攪拌使底泥均勻成細質地後被電解還原，此作法之實驗結果令人滿意，因此於實驗室規模實驗階段時，建議可拉長電解還原時間與底泥均質化，可有效的去除底泥重金屬。
4. 本研究執行期間為一年，較難長期看出電解還原之模場效益，但實驗室規模之實驗已證明電解還原法是可用於去除底泥重金屬，此法可作為現地去除底泥重金屬之參考。建議相關單位可針對高污染潛勢區域進行底泥長期監測，並將電解還原法應用於現地整治。
5. 因本研究執行期間為一年，且受限於人力與經費問題，現地研究區域之參數難以量測，只能以過往之報告作為參考依據，如未來經費充足，建議可對研究區域做更詳細之水理與水質資料調查，使水質模式建置與模擬更臻完善。



第六章 參考文獻

1. Acar, Y., & Hamed, J. J. J. o. H. M. (1995). Acar YB, Galé RJ, Alshawabkeh A. N, Marks RE, Puppala S., Bricka M, Parker R., Electrokinetic remediation: Basics and technology status, *Journal of Hazardous Materials*, v 40, p. 117-137, 1995. 40, 117-137.
2. Acar, Y. B., Alshawabkeh, A. N. J. E. s., & technology. (1993). Principles of electrokinetic remediation. 27(13), 2638-2647.
3. Ahmad, M. K., Islam, S., Rahman, M. S., Haque, M. R., & Islam, M. M. (2010). Heavy Metals in Water, Sediment and Some Fishes of Buriganga River, Bangladesh %J *International Journal of Environmental Research*. 4(2), 321-332. doi:10.22059/ijer.2010.24
4. Alshawabkeh, A. N., Sarahney, H. J. E. s., & technology. (2005). Effect of current density on enhanced transformation of naphthalene. 39(15), 5837-5843.
5. Ambrose, B., Avant, B., Han, Y., Knightes, C., & Wool, T. J. E. P. A., Washington, DC. EPA/600/R-17/326. (2017). Water Quality Assessment Simulation Program (WASP8): Upgrades to the advanced toxicant module for simulating dissolved chemicals, nanomaterials, and solids.
6. Amin, B., Ismail, A., Arshad, A., Yap, C. K., & Kamarudin, M. S. (2009). Anthropogenic impacts on heavy metal concentrations in the coastal sediments of Dumai, Indonesia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 148(1), 291-305. doi:10.1007/s10661-008-0159-z
7. Apitz, S. E., Power, E. A. J. J. o. S., & Sediments. (2002). From risk assessment to sediment management an international perspective. 2(2), 61-66.
8. Baeyens, W. (1998). Trace metals in the Westerschelde Estuary: a case-study of a polluted, partially anoxic estuary (Vol. 128): Springer Science & Business Media.
9. Balls, P. W. (1989). The partition of trace metals between dissolved and particulate phases in european coastal waters: A compilation of field data and comparison with laboratory studies. *Netherlands Journal of Sea Research*, 23(1), 7-14. doi:https://doi.org/10.1016/0077-7579(89)90037-9



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

10. Beck, A. J., Sañudo-Wilhelmy, S. A. J. E. s., & technology. (2007). Impact of water temperature and dissolved oxygen on copper cycling in an urban estuary. 41(17), 6103-6108.
11. Bradl, H. B. (2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *J Colloid Interface Sci*, 277(1), 1-18. doi:10.1016/j.jcis.2004.04.005
12. Buyang, S., Yi, Q., Cui, H., Wan, K., & Zhang, S. J. S. o. t. t. e. (2019). Distribution and adsorption of metals on different particle size fractions of sediments in a hydrodynamically disturbed canal. 670, 654-661.
13. C.J., V. (1953). Recovery of polluted Streams. *Sewage Works J.*, 100(12).
14. Calmano, W., Hong, J., & Förstner, U. (1993). Binding and Mobilization of Heavy Metals in Contaminated Sediments Affected by pH and Redox Potential. *Water Science and Technology*, 28(8-9), 223-235. doi:10.2166/wst.1993.0622
15. Cameselle, C., Gouveia, S., Akretche, D. E., Belhadj, B. J. O. P.-M., Risk, & Treatment. (2013). Advances in electrokinetic remediation for the removal of organic contaminants in soils. 10, 54334.
16. Canfield, T., Brunson, E., Dwyer, F., Ingersoll, C., Kemble, N. J. A. o. E. C., & Toxicology. (1998). Assessing sediments from Upper Mississippi River navigational pools using a benthic invertebrate community evaluation and the sediment quality triad approach. 35(2), 202-212.
17. Chapman, P. M., & Mann, G. S. J. M. P. B. (1999). Sediment quality values (SQVs) and ecological risk assessment (ERA). 38(5), 339-344.
18. Chapman, P. M., Wang, F., Adams, W. J., & Green, A. (1999). Appropriate applications of sediment quality values for metals and metalloids. In: ACS Publications.
19. Chlopecka, A. J. S. o. t. T. E. (1996). Assessment of form of Cd, Zn and Pb in contaminated calcareous and gleyed soils in Southwest Poland. 188(2-3), 253-262.
20. David, I. G., Matache, M. L., Tudorache, A., Chisamera, G., Rozyłowicz, L., & Radu, G. L. J. E. E. M. J. (2012). Food chain biomagnification of heavy metals in samples from the Lower Prut Floodplain Natural Park. 11(1), 69-73.



第六章 參考文獻

21. DeLurgio, S. A. (1998). *Forecasting principles and applications*: McGraw-Hill/Irwin.
22. Detzner, H. D., Schramm, W., Döring, U., Bode, W. J. W. s., & technology. (1998). New technology of mechanical treatment of dredged material from Hamburg harbour. 37(6-7), 337-343.
23. Doyle, C., Pablo, F., Lim, R., Hyne, R. J. A. o. E. C., & Toxicology. (2003). Assessment of metal toxicity in sediment pore water from Lake Macquarie, Australia. 44(3), 0343-0350.
24. Du, X., Shrestha, N. K., Wang, J. J. E. S., & Research, P. (2019). Incorporating a non-reactive heavy metal simulation module into SWAT model and its application in the Athabasca oil sands region. 26(20), 20879-20892.
25. Ernst, M. R., Owens, J. J. L., & Management, R. (2009). Development and application of a WASP model on a large Texas reservoir to assess eutrophication control. 25(2), 136-148.
26. Fair, I. K. a. G. M. (1956). *Sewage Treatment*. 2nded, Wiley.
27. Fang, H., Huang, L., Wang, J., He, G., & Reible, D. J. J. o. h. m. (2016). Environmental assessment of heavy metal transport and transformation in the Hangzhou Bay, China. 302, 447-457.
28. Farkas, A., Erratico, C., & Viganò, L. J. C. (2007). Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in surficial sediments of the River Po. 68(4), 761-768.
29. Fernandes, C., Fontáinhas-Fernandes, A., Cabral, D., Salgado, M. A. J. E. m., & assessment. (2008). Heavy metals in water, sediment and tissues of *Liza saliens* from Esmoriz-Paramos lagoon, Portugal. 136(1), 267-275.
30. Ferreira, J. J. O., & Management, C. (2000). Development of an estuarine quality index based on key physical and biogeochemical features. 43(1), 99-122.
31. Gee, G. W., Bauder, J., Klute, A. J. S. S. S. o. A. B. S. A. S. o. A., Inc., & Soil Science Society of America, I. M., Wisconsin. (1986). *Methods of soil analysis, part 1, physical and mineralogical methods*. 404-410.



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

32. Genc, A., Chase, G., & Foos, A. (2009). Electrokinetic Removal of Manganese from River Sediment. *Water, Air, and Soil Pollution*, 197(1), 131-141. doi:10.1007/s11270-008-9796-7
33. Gong, Y., Zhao, D., & Wang, Q. J. W. r. (2018). An overview of field-scale studies on remediation of soil contaminated with heavy metals and metalloids: Technical progress over the last decade. 147, 440-460.
34. González, A. E., Rodríguez, M. T., Sá, J. J., Espinosa, A. F., De La Rosa, F. B. J. W., Air,, & Pollution, S. (2000). Assessment of metals in sediments in a tributary of Guadalquivir River (Spain). Heavy metal partitioning and relation between the water and sediment system. 121(1), 11-29.
35. Haque, M. A. a. S., V. . (1982). Cu, Pb and Zn pollution of soil environment. *CRC Crit. Rev. Environ. Contr.*, 12.
36. Haroun, M., Chilingar, G. V., & Pamukcu, S. J. J. o. a. e. (2010). The efficacy of using electrokinetic transport in highly-contaminated offshore sediments. 40(6), 1131-1138.
37. Heiny, J. S., Tate, C. J. A. o. E. C., & Toxicology. (1997). Concentration, distribution, and comparison of selected trace elements in bed sediment and fish tissue in the South Platte River Basin, USA, 1992–1993. 32(3), 246-259.
38. HIRAIDE, M. J. A. s. (1992). Heavy metals complexed with humic substances in fresh water. 8(4), 453-459.
39. Hu, B., Wang, P., Wang, C., Qian, J., Bao, T., & Shi, Y. J. C. (2019). Investigating spectroscopic and copper-binding characteristics of organic matter derived from sediments and suspended particles using EEM-PARAFAC combined with two-dimensional fluorescence/FTIR correlation analyses. 219, 45-53.
40. Hudson-Edwards, K., Macklin, M., & Taylor, M. J. S. o. t. t. E. (1997). Historic metal mining inputs to Tees river sediment. 194, 437-445.
41. Ikem, A., Egiebor, N., Nyavor, K. J. W., Air,, & Pollution, S. (2003). Trace elements in water, fish and sediment from Tuskegee Lake, Southeastern USA. 149(1), 51-75.
42. Ip, C. C., Li, X.-D., Zhang, G., Wai, O. W., & Li, Y.-S. J. E. P. (2007). Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal



- area, South China. 147(2), 311-323.
43. Kalnejais, L. H., Martin, W. R., Signell, R. P., Bothner, M. H. J. E. s., & technology. (2007). Role of sediment resuspension in the remobilization of particulate-phase metals from coastal sediments. 41(7), 2282-2288.
 44. Kang, M., Tian, Y., Peng, S., & Wang, M. J. S. o. t. t. e. (2019). Effect of dissolved oxygen and nutrient levels on heavy metal contents and fractions in river surface sediments. 648, 861-870.
 45. Karadede-Akin, H., Ünlü, E. J. E. M., & Assessment. (2007). Heavy metal concentrations in water, sediment, fish and some benthic organisms from Tigris River, Turkey. 131(1), 323-337.
 46. Karageorgis, A., Nikolaidis, N., Karamanos, H., & Skoulikidis, N. J. C. S. R. (2003). Water and sediment quality assessment of the Axios River and its coastal environment. 23(17-19), 1929-1944.
 47. Kerr, J. G., & Cooke, C. A. J. S. o. t. T. E. (2017). Erosion of the Alberta badlands produces highly variable and elevated heavy metal concentrations in the Red Deer River, Alberta. 596, 427-436.
 48. Kim, I. S., Lee, J. U., Jang, A. J. J. o. C. T., Biotechnology: International Research in Process, E., & Technology, C. (2005). Bioleaching of heavy metals from dewatered sludge by *Acidithiobacillus ferrooxidans*. 80(12), 1339-1348.
 49. Kim, Y., Kim, B.-K., & Kim, K. J. E. E. S. (2010). Distribution and speciation of heavy metals and their sources in Kumho River sediment, Korea. 60(5), 943-952.
 50. Knightes, C. D., Ambrose, R. B., Avant, B., Han, Y., Acrey, B., Bouchard, D. C., . . . Wool, T. (2019). Modeling framework for simulating concentrations of solute chemicals, nanoparticles, and solids in surface waters and sediments: WASP8 Advanced Toxicant Module. *Environmental Modelling & Software*, 111, 444-458. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.10.012>
 51. Kucuksezgin, F., Uluturhan, E., Batki, H. J. E. M., & Assessment. (2008). Distribution of heavy metals in water, particulate matter and sediments of Gediz River (Eastern Aegean). 141(1), 213-225.
 52. Lee, J., Park, K. Y., Cho, J., & Kim, J. Y. J. C. (2018). Releasing characteristics and



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

- fate of heavy metals from phytoremediation crop residues during anaerobic digestion. 191, 520-526.
53. Leinz, R., Hoover, D., & Meier, A. J. J. o. G. E. (1998). NEOCHIM: an electrochemical method for environmental application. 64(1-3), 421-434.
 54. Li, X., Wang, Y., Li, B., Feng, C., Chen, Y., & Shen, Z. J. E. e. s. (2013). Distribution and speciation of heavy metals in surface sediments from the Yangtze estuary and coastal areas. 69(5), 1537-1547.
 55. Literathy, P., Nasser Ali, L., Zarba, M. A., & Ali, M. A. (1987). The Role and Problems of Monitoring Bottom Sediment for Pollution Assessment in the Coastal Marine Environment. Water Science and Technology, 19(5-6), 781-792. doi:10.2166/wst.1987.0256
 56. Liu, G., Wang, J., Liu, X., Liu, X., Li, X., Ren, Y., . . . Dong, L. J. G. (2018). Partitioning and geochemical fractions of heavy metals from geogenic and anthropogenic sources in various soil particle size fractions. 312, 104-113.
 57. Liu, G., Wang, J., Xue, W., Zhao, J., Wang, J., Liu, X. J. J. o. S., & Sediments. (2017). Effect of the size of variable charge soil particles on cadmium accumulation and adsorption. 17(12), 2810-2821.
 58. Liu, M., Fan, D., Bi, N., Sun, X., & Tian, Y. J. S. o. T. T. E. (2019). Impact of water-sediment regulation on the transport of heavy metals from the Yellow River to the sea in 2015. 658, 268-279.
 59. Malamis, S., & Katsou, E. J. J. o. h. m. (2013). A review on zinc and nickel adsorption on natural and modified zeolite, bentonite and vermiculite: examination of process parameters, kinetics and isotherms. 252, 428-461.
 60. Maruya, K. A., Risebrough, R. W., Horne, A. J. J. E. s., & technology. (1996). Partitioning of polynuclear aromatic hydrocarbons between sediments from San Francisco Bay and their porewaters. 30(10), 2942-2947.
 61. Mittal, H., Parashar, V., Mishra, S., & Mishra, A. J. C. E. J. (2014). Fe₃O₄ MNPs and gum xanthan based hydrogels nanocomposites for the efficient capture of malachite green from aqueous solution. 255, 471-482.
 62. Navas, A., & Lindhorfer, H. J. E. I. (2003). Geochemical speciation of heavy metals



第六章 參考文獻

- in semiarid soils of the central Ebro Valley (Spain). 29(1), 61-68.
63. Nelson, D. W., & Sommers, L. E. J. M. o. s. a. P. C. m. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. 5, 961-1010.
 64. Nice, A. J., Lung, W.-S., Riedel, G. F. J. E. s., & technology. (2008). Modeling arsenic in the Patuxent estuary. 42(13), 4804-4810.
 65. Owens, P., Batalla, R., Collins, A., Gomez, B., Hicks, D., Horowitz, A., . . . applications. (2005). Fine-grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. 21(7), 693-717.
 66. Pan, K., & Wang, W.-X. J. S. o. t. t. e. (2012). Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. 421, 3-16.
 67. Rashad, M., Elnaggar, E., & Assaad, F. F. J. E. E. S. (2014). Readily dispersible clay and its role in the mobility of transition metals Cd ²⁺, Cu ²⁺ and Zn ²⁺ in an alkaline alluvial soil. 71(9), 3855-3864.
 68. Renzoni, A., Mattei, N., Lari, L., & Fossi, C. (1994). Contaminants in the environment: a multidisciplinary assessment of risks to man and other organisms: CRC Press.
 69. Rügner, H., Schwientek, M., Milačič, R., Zuliani, T., Vidmar, J., Paunović, M., . . . Diamantini, E. J. S. o. t. T. E. (2019). Particle bound pollutants in rivers: Results from suspended sediment sampling in Globaqua River Basins. 647, 645-652.
 70. Sakai, H., Kojima, Y., & Saito, K. J. W. R. (1986). Distribution of heavy metals in water and sieved sediments in the Toyohira river. 20(5), 559-567.
 71. Seibold, E., & Berger, W. (1982). The sea floor: an introduction to marine geology: Springer.
 72. Shikazono, N., Tatewaki, K., Mohiuddin, K., Nakano, T., Zakir, H. J. E. g., & health. (2012). Sources, spatial variation, and speciation of heavy metals in sediments of the Tamagawa River in Central Japan. 34(1), 13-26.
 73. Shimp, R. J., Larson, R. J., Boethxing, R. S. J. E. t., & chemistry. (1990). Use of biodegradation data in chemical assessment. 9(11), 1369-1377.
 74. Sholkovitz, E., & Copland, D. J. G. e. C. A. (1981). The coagulation, solubility and



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

- adsorption properties of Fe, Mn, Cu, Ni, Cd, Co and humic acids in a river water. 45(2), 181-189.
75. Simpson, S. L., Apte, S. C., Batley, G. E. J. E. s., & technology. (1998). Effect of short-term resuspension events on trace metal speciation in polluted anoxic sediments. 32(5), 620-625.
 76. Simpson, S. L., Ward, D., Strom, D., & Jolley, D. F. J. C. (2012). Oxidation of acid-volatile sulfide in surface sediments increases the release and toxicity of copper to the benthic amphipod *Melita plumulosa*. 88(8), 953-961.
 77. Sin, S., Chua, H., Lo, W., & Ng, L. J. E. i. (2001). Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. 26(5-6), 297-301.
 78. Stone, P., Walling, D. J. W., Air,, & Pollution, S. (1997). Particle size selectivity considerations in suspended sediment budget investigations. 99(1), 63-70.
 79. Tessier, A., Campbell, P. G., & Bisson, M. J. A. c. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. 51(7), 844-851.
 80. Valix, M., Usai, F., & Malik, R. J. M. E. (2001). Fungal bio-leaching of low grade laterite ores. 14(2), 197-203.
 81. Van Rijn, L. C. (2007). Unified view of sediment transport by currents and waves. I: Initiation of motion, bed roughness, and bed-load transport. *Journal of Hydraulic engineering*, 133(6), 649-667.
 82. van Ryssen, R., Leermakers, M., Baeyens, W. J. E. S., & Policy. (1999). The mobilisation potential of trace metals in aquatic sediments as a tool for sediment quality classification. 2(1), 75-86.
 83. Virkutyte, J., & Sillanpää, M. (2007). The hindering effect of experimental strategies on advancement of alkaline front and electroosmotic flow during electrokinetic lake sediment treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 143(3), 673-681. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.01.014>
 84. Warren, L. A., Zimmerman, A. P. J. P., matter, & aquatic contaminants. Lewis Publishers, B. R. (1993). Trace metal suspended particulate matter associations in a fluvial system: physical and chemical influences. 127-155.



第六章 參考文獻

85. Werther, J., Ogada, T. J. P. i. e., & science, c. (1999). Sewage sludge combustion. 25(1), 55-116.
86. Wool, T., Ambrose, R. B., Martin, J. L., & Comer, A. J. W. (2020). WASP 8: The Next Generation in the 50-year Evolution of USEPA's Water Quality Model. 12(5), 1398.
87. Wool, T. A. (2017). WASP8 Stream Transport-Model Theory and User's Guide.
88. Xiong, C., Wang, D., Tam, N. F., Dai, Y., Zhang, X., Tang, X., & Yang, Y. (2018). Enhancement of active thin-layer capping with natural zeolite to simultaneously inhibit nutrient and heavy metal release from sediments. *Ecological Engineering*, 119, 64-72. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.008>
89. Xu, Y., Liang, X., Xu, Y., Qin, X., Huang, Q., Wang, L., & Sun, Y. (2017). Remediation of Heavy Metal-Polluted Agricultural Soils Using Clay Minerals: A Review. *Pedosphere*, 27(2), 193-204. doi:[https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60310-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60310-2)
90. Yang, C. P., Yu, Y. T., & Kao, C. M. (2012). Impact of Climate Change on Kaoping River Water Quality. *Applied Mechanics and Materials*, 212-213, 137-140. doi:[10.4028/www.scientific.net/AMM.212-213.137](https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.212-213.137)
91. Yang, C.-p., Lung, W.-s., Kuo, J.-t., Lai, J.-s., Wang, Y.-m., & Hsu, C.-h. (2012). Using an integrated model to track the fate and transport of suspended solids and heavy metals in the tidal wetlands. *International Journal of Sediment Research*, 27(2), 201-212. doi:[https://doi.org/10.1016/S1001-6279\(12\)60028-6](https://doi.org/10.1016/S1001-6279(12)60028-6)
92. Yang, G. C., Chiu, Y.-H., & Wang, C.-L. J. E. A. (2015). Integration of electrokinetic process and nano-Fe₃O₄/S₂O₈²⁻ oxidation process for remediation of phthalate esters in river sediment. 181, 217-227.
93. Yang, G. C., Huang, S.-C., Jen, Y.-S., & Tsai, P.-S. J. C. (2016). Remediation of phthalates in river sediment by integrated enhanced bioremediation and electrokinetic process. 150, 576-585.
94. Yang, Z., Wang, Y., Shen, Z., Niu, J., & Tang, Z. J. J. o. h. m. (2009). Distribution and speciation of heavy metals in sediments from the mainstream, tributaries, and lakes of the Yangtze River catchment of Wuhan, China. 166(2-3), 1186-1194.



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

95. Yi, Q., Chen, Q., Shi, W., Lin, Y., & Hu, L. (2017). Sieved Transport and Redistribution of Bioavailable Phosphorus from Watershed with Complex River Networks to Lake. *Environmental Science & Technology*, 51(18), 10379-10386. doi:10.1021/acs.est.7b02710
96. Yuan, X., Zhang, L., Li, J., Wang, C., & Ji, J. J. C. (2014). Sediment properties and heavy metal pollution assessment in the river, estuary and lake environments of a fluvial plain, China. 119, 52-60.
97. Zahra, A., Hashmi, M. Z., Malik, R. N., & Ahmed, Z. (2014). Enrichment and geo-accumulation of heavy metals and risk assessment of sediments of the Kurang Nallah—Feeding tributary of the Rawal Lake Reservoir, Pakistan. *Science of The Total Environment*, 470-471, 925-933. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.017
98. Zhang, C., Yu, Z.-g., Zeng, G.-m., Jiang, M., Yang, Z.-z., Cui, F., . . . Hu, L. (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, 73, 270-281. doi:https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.010
99. Zheng, N., Wang, Q., Liang, Z., & Zheng, D. (2008). Characterization of heavy metal concentrations in the sediments of three freshwater rivers in Huludao City, Northeast China. *Environmental Pollution*, 154(1), 135-142. doi:https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.01.001
100. Zhuang, Q., Li, G., & Liu, Z. (2018). Distribution, source and pollution level of heavy metals in river sediments from South China. *CATENA*, 170, 386-396. doi:https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.06.037
101. 刁茂文、李芳胤，底泥中重金屬分佈特性之探討，屏東科技大學環境工程與科學系，中華民國環境工程學會之研討會，2003。
102. 丁啟東、溫清光，河川底泥耗氧速率之研究，國立成功大學環境研究所碩士論文，1989。
103. 方孟德、吳培堯、劉泰銘、黃盟舜、黃許麗娟、劉俊延、賴允傑、劉柏逸、梁又仁、曾素媛，底泥品質管理與管制調查計畫，2009。
104. 王碧、王正雄、翁英明、莊士群、許永華，臺灣地區七條河川水體、底泥污



第六章 參考文獻

- 染物及生物相調查分析，2004。
- 105.王紹文，姜鳳有，重金屬廢水治理技術，冶金工業出版社，第一版，北京市，1992。
- 106.行政院環境保護署，環境影響評估河川水質評估模式技術規範，2011。
- 107.行政院環境保護署，底泥污染傳輸模式技術應用示範計畫，艾奕康工程顧問股份有限公司(EPA-105-GA13-03-A184)，2016。
- 108.行政院環境保護署，南部地區河川污染整治與水質改善策略規劃及執行計畫，京華工程顧問公司(EPA-100-G103-02-230)，2011。
- 109.行政院環境保護署，重點河川污染整治策略評估與行動整合計畫，台灣曼寧工程顧問股份有限公司(EPA-103-G103-02-116)，2014。
- 110.江坤育，以化學還原提升電動力法修復重金屬污染農地土壤品質之研究，國立宜蘭大學環境工程學系研究所碩士論文，2017。
- 111.吳芳池，河川流域管理-WASP 水質模式評估愛河之整治方案，國立中山大學環境工程研究所碩士論文，2003。
- 112.林智恩，河川水質及底泥管理策略之研究，國立中山大學環境工程研究所博士論文，2010。
- 113.美國環境保護署官方網站，*Environmental Modeling Community of Practice : WASP7 Course*，U. S. E. P. Agency, 2018。
- 114.徐志宏，濕地泥沙與水質模擬-以二重疏洪道濕地為例，國立臺灣大學土木工程學研究所碩士論文，2004。
- 115.陳建宏、龍梧生、董上銘、楊宗翰、楊舒涓、林金龍、莊立偉、林詩、胡惠宇、賴明珠，河川水庫底泥污染傳輸模式應用及研析計畫，2013。
- 116.國立臺灣大學，建立農業生產環境安全之管理及監測機制-期末報告，行政院農業委員會主管科技計畫(108 農科-11.2.2-利-b1)，2019。
- 117.國立臺灣大學，建立灌溉水質自動監測網及分級管理農業水土資源，行政院農業委員會主管科技計畫(105 農科-8.5.1-子-b1)，2016。
- 118.國立臺灣大學，建立灌溉水質自動監測網及分級管理農業水土資源-期末報告，行政院農業委員會主管科技計畫(105 農科-8.5.1-利-b1)，2016。



農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

- 119.黃慧雅，後勁溪水體、底泥及吳郭魚重金屬濃度之調查，國立高雄海洋科技大學碩士論文，2011。
- 120.黃春蘭，水質學(第一版)，台北縣，藝軒出版社，2003。
- 121.曾若綺，WASP 水質模式探討南崁溪流域重金屬銅總量管制策略之研究，淡江大學水資源及環境工程學系碩士論文，2018。
- 122.楊喜男、王漢泉、劉鎮山、王世冠、彭瑞華、郭季華，台灣河川水體、底泥及生物監測分析研究，行政院環保署環境檢驗所，2002。
- 123.鄭喜坤、魯安懷、高翔、趙謹、鄭德聖，土壤中重金屬污染現狀與防治方法，土壤與環境，11(1)，79~84，2002。



第七章 附錄

(一). 現地採樣標準執行流程

I. 準備器具：

取水器二式、底泥採樣器一式、去離子水一桶、PE 瓶 10 罐、11 號夾鏈袋一包、垃圾袋一包(第二層包裝用)、輔助工具一批(如：鏟子、籃子、簽字筆等)。

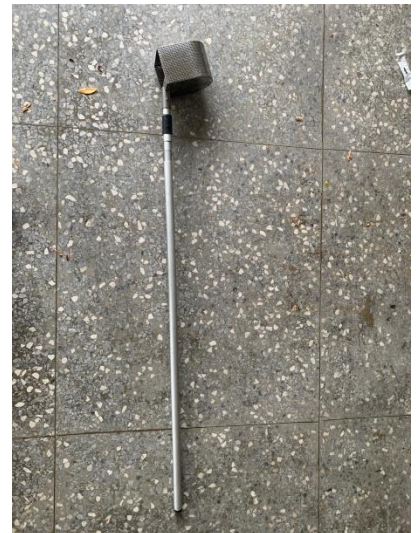
II. 水體採樣方法：

抵達採樣點後，用去離子水清洗取水器，將取水器緩慢放入河道中，此一動作是為避免擾動底部髒污(如河道夠深則無此問題)，撈取足夠水體後，使用該點之水體潤洗 PE 瓶再裝滿該瓶，PE 瓶鎖緊後寫上測站編號、樣品編號、採樣日期、採樣時間、當天天氣，而後清洗取水器收拾完畢前往下一個採樣點。攜回實驗室之水樣加數滴濃硝酸後冷藏待分析。

III. 底泥採樣方法：

抵達採樣點後，用去離子水清洗底泥採樣器與鏟子，使用採樣器撈取表面底泥，把水瀝乾後將底泥倒入夾鏈袋中(如有底泥附著在採樣器上則用鏟子刮乾淨)，撈取足夠底泥密封後寫上測站編號、樣品編號、採樣日期、採樣時間、當天天氣，用垃圾袋做第二層保護，避免在運送過程中夾鏈袋破掉漏水，清洗採樣器與鏟子並將現場收拾完畢前往下一個採樣點。

採樣工具





農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

(二). 樣品分析標準流程

I. 底泥分析方法(節錄自 NIEA S301.61B)：

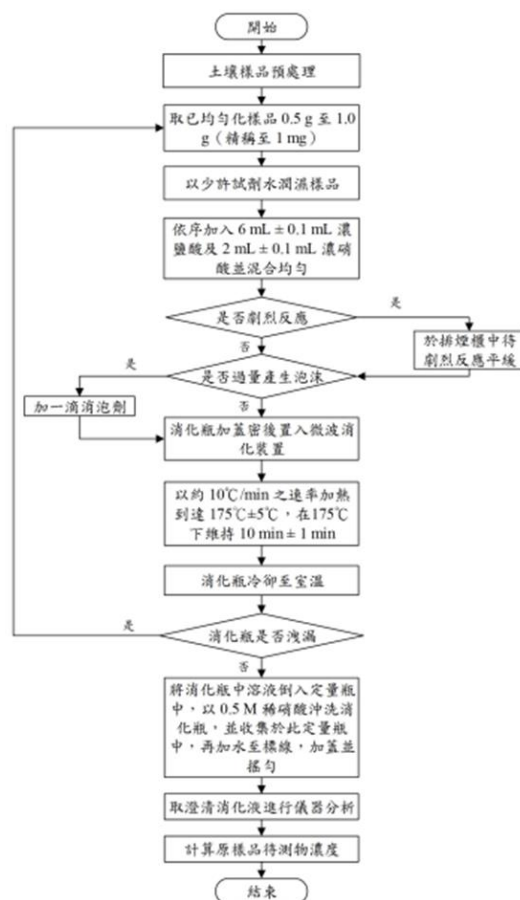
(一)為使樣品均勻化、增加表面積及提高反應效率，應將樣品再研磨使通過 0.150mm 篩網。

(二)稱取適量已均勻化樣品，依照「土壤及底泥水分含量測定方法－重量法(NIEA S280)」測定水分含量。

(三)另取已均勻化樣品 0.5 g 至 1.0 g(精稱至 1 mg)，置於消化瓶中。

(四)將消化瓶加蓋密封，依儀器製造商所提供之規範，將消化瓶置入微波消化裝置中，消化程式設定在使樣品以約 $10^{\circ}\text{C}/\text{min}$ 之速率加熱到達 $175^{\circ}\text{C} \pm 5^{\circ}\text{C}$ ，並在該溫度下持續加熱 10 分鐘。

(五)將消化瓶中溶液倒入定量瓶中，以 0.5M 硝酸溶液沖洗消化瓶，並收集於此量瓶中，再以試劑水定量至標線，加蓋並搖勻，利用重力沉降、過濾或離心等方式，取澄清消化液進行儀器分析。





(三). 現地採樣工作紀要

I. 現地採樣工作紀錄

次數	日期	人員	工作紀要	採樣時間	天氣
1	3/29	江莉琦、盧至美、廖啟鈞	現勘採樣點位	-	晴
2	5/13	江莉琦、盧至美、廖啟鈞	水體、底泥採樣	10:00~16:00	晴
3	6/30	盧至美、廖啟鈞	水體、底泥採樣	10:00~16:00	晴
4	8/12	盧至美、廖啟鈞	水體、底泥採樣	10:00~16:00	晴
5	9/17	盧至美、廖啟鈞	水體、底泥採樣	10:00~16:00	晴
6	11/3	盧至美、廖啟鈞	水體、底泥採樣	10:00~16:00	晴
7	12/3	盧至美、廖啟鈞	水體、底泥採樣	10:00~16:00	晴

II. 現地採樣工作照片

三塊厝 1



三塊厝 2





農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析

三塊厝 3



三塊厝 4



三塊厝 5





第七章 附錄

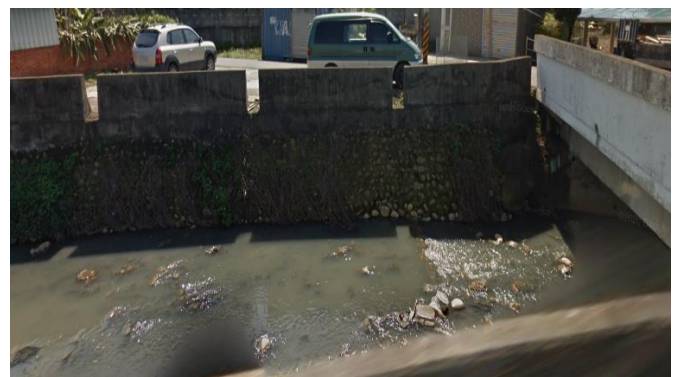
三塊厝 6



三塊厝 7



三塊厝 8







土壤及地下水污染整治基金補助研究與模場試驗專案

110 年度專案成果績效自評表

一、專案基本資料

填表日期：111 年 1 月 12 日

專案性質	<input checked="" type="checkbox"/> 實驗性質 <input type="checkbox"/> 非實驗性質	專案類別	<input checked="" type="checkbox"/> 研究型 <input type="checkbox"/> 模場型
研究主題	<input type="checkbox"/> 整治 <input checked="" type="checkbox"/> 調查 <input type="checkbox"/> 其他		
執行機構	國立臺灣大學生物環境系統工程學系(所)	專案主持人	江莉琦
專案名稱	農用渠道底泥重金屬傳輸機制與電解還原法整治技術之研析		
專案執行期程	<input type="checkbox"/> 申請階段 <input type="checkbox"/> 期中 <input checked="" type="checkbox"/> 期末		

二、成果績效自評

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

(一) 學術面

項目		目標達成程度	申請預 估數	期中達 成數	期末達 成數	結案後 半年達 成率	備註(說明未達 成原因或學術產 出發表名稱)
A 學術 產出 及 活動	1.國內投稿 (篇數)	(1)論文					
		(2)研討會論文	1		1		已完成
	2.國外投稿 (篇數)	(1)期刊論文	1		0		進行中
		(2)研討會論文					
	3.報告(篇數)	(1)技術報告					
		(2)研究報告	1		1		已完成
	4.專著(本數)						
	5.辦理學術會 議(場數)	(1)研討/說明 會					
		(2)成果發表會					
		(3)論壇					
	6.研發改良技 術(項數)	(1)已開發技術					
		(2)技術平台					



B 人才 培育	7.研發人員 (人數)	(1)碩士	1		1		已完成
		(2)博士					
	8.研究團隊 (個數)	(1)跨領域團隊					
		(2)跨機構團隊					
		(3)形成研究中心					
		(4)形成實驗室					
	9.其他指標(請自行命名)		(請自填)				

(二) 產業面

項目		目標達成程度		申請預 估數	期中達 成數	期末達 成數	結案後 半年達 成率	備註(說明未 達成原因或專 利、技術轉移 相關詳細資 料)
A 智慧財產權	1.專利(件數)	已 核 准	發明					
			新型/設計					
			合計					
		申 請 中	發明					
			新型/設計					
			合計					
B 研發技術轉移	2.先期技術 成果移轉	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金 (仟元)						
	3.技術移轉 (專利)	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金 (仟元)						
	4.技術移轉 (應用技術)	件數						
		授權金(仟元)						
		衍生利益金						



		(仟元)					
	5.可移轉產業技術	(1)技術(件數)					
		(2)品種/系(件數)					
C 產學研合作	6.促成合作研究	件數					
		金額(仟元)					
	7.促成投資	件數					
		投資金額(仟元)					
	8.促成取得業界科專	件數					
		業界投資金額(仟元)					
	9.其他指標 (請自行命名)	(請自填)					

(三)政策面

項目		目標達成程度	申請預估數	期中達成數	期末達成數	結案後半年達成率	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					
		收入(仟元)					
	2.諮詢服務	次數					
		收入(仟元)					
B 政策推動	3.協助政府推動(件數)	(1)政策					
		(2)法規					
C 技術效益	4.整治技術提升(%)						
	5.整治成本降低(%)						
	6.提升能源效率(%)						
	7.其他指標 (請自行命名)	(請自填)					



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)

本計畫研究成果將包括:建立農用渠道水體-底泥重金屬傳輸模式、建立電解還原法去除底泥重金屬方法與策略(包括:實驗室方法、重金屬去除成效評估、模場操控策略)、國內研討會論文1篇、國外SCI期刊投稿1篇文章、期末研究報告1式，以及人才培育2名(碩士班研究生及大專學生)。

產業面(如合作研發產業、申請專利、洽談技術移轉廠商件數說明)

政策面(如整治費用降低、特定污染物整治效益提升、或提供政府作為監測/管制標準、污染址管理等政策及法規研訂之參考)