

國立臺灣大學工學院環境工程學研究所



博士論文

Graduate Institute of Environmental Engineering

College of Engineering

National Taiwan University

Doctoral Dissertation

即時精準多層式感測器改善給水廠污泥操作之研究

Real-Time Precision Multi-Layer Sensor for Monitoring

Sludge Operation Procedure in Water Treatment Plant

吳俊毅

Chun-I Wu

指導教授：駱尚廉 博士

Advisor: Shang-Lien Lo, Ph. D

中華民國 112 年 5 月

May 2023

致謝

驀然回首五年博士班求學生涯著實辛苦，多少個夜是一個人奔馳在五楊高架橋上往返公司與學校。颱風也好，冷氣團也罷，下班後稍作休息便趕著去學校上早八的課，上完課立馬回公司打卡上班，周而復始，看不到盡頭。然而自助而後人助，人助而後天助。當論文無法進行時，感謝駱老師不斷鞭策，又適逢百年大旱，搭配大早期間水質異常事件，使得研究與論文得以順利完成。

感謝博士論文指導小組的林正芳老師、侯嘉洪老師、劉雅瑄老師與林郁真老師，在各階段的口試時提供相當多的寶貴意見，使得論文持續修正；感謝口試委員張鎮南老師、張添晉老師、闕蓓德老師、台水公司吳振榮副總經理與北水處李育輯副工程司在博士學位口試的指導，讓論文研究更臻完善。

求學期間，感謝許多貴人的幫助，首先感謝指導教授駱尚廉老師的諄諄教誨、指導與協助，讓我的求學生涯得以順利完成學業。在公司方面，感謝台水公司主管與同仁對我的包容，尤其感謝秦景榮廠長與曾吉永股長，如非二位主管首肯，我根本無法在職進修。在進行實驗階段時，感謝劉朝嘉股長與郭琮貴股長提供相關的淨水加藥操作數據，以利進行相關研究分析，同時也感謝水質課王宣驊及其他同仁協助支援水樣分析，與提供冰箱存放水樣。

在學校方面，感謝 107 學年度博士班的全體同學相互打氣，其中特別感謝林維鴻的協助與陪伴，協助我處理學校的許多行政流程。也感謝謝挺蘊與林馨如的扶持，二位除了學業與工作外，還要兼顧家庭，讓我覺得有堅持的動力。最後感謝李岳峰學長與鄭詠紘學姊在求學路上的意見與協助，在我不知所措時，給予探索下一步的方向。

最終，感謝我的家人，當我在求學路上因為各種挫折與困難的時候，陪伴與協助我度過低潮，有你們真好，再次感謝生命中所有貴人。謹以此篇論文，獻給我最愛的家人、老師、同學、同事，以及所有幫助我的朋友，我的生命因為有大家的相挺而豐富，謝天、謝地、謝大家。

ABSTRACT



In recent years, there has been a flourishing development of the Internet of Things (IoT) and big data. However, most sludge discharge in the current water treatment process is controlled using traditional methods, such as timed release and the expertise of experienced operators. The conventional sludge discharge mechanism does not consider the sludge concentration in the sedimentation tank, resulting in an inability to adjust the sludge discharge based on water quality. The drawbacks of traditional control methods include low energy efficiency and limited adaptability.

This study introduces the use of a Real-Time Precise Multi-Layer Sensor (RPMS) to monitor sludge levels in water tanks and determine the position of the sludge. We successfully tracked and accurately determined the positions of sludge in the secondary sludge thickening tank of the Da-Nan Water Plant. The deviation between the sludge thickness measured by RPMS and the on-site sampling was within 50 centimeters. Water treatment processes and water quality monitoring occurred in the high-speed coagulation plate settling tank at the Pingzhen Water Plant during dry periods, drought relief, and before and after typhoon rainfall. The study revealed a significant impact of weather on the raw water quality. However, the current water treatment operating conditions could not adjust the optimal dosage in real time.

By utilizing RPMS for sludge layer monitoring, this study found that total dissolved solids (TDS) and suspended solids (SS) both had an impact on the relative electrical conductivity (R-EC) of the water. The influence of TDS on R-EC was approximately 100 times greater than that of SS on R-EC. However, the daily TDS variation within the same water tank was insignificant. Therefore, only SS varied with depth and influenced R-EC, enabling the determination of the sludge layer position through changes in R-EC.

RPMS demonstrated excellent capability in distinguishing between sludge and clear water layers, as well as monitoring the water quality after sedimentation. It also showed potential in water quality forecasting, IoT, and big data development, aiming to improve the domestic tap water supply quality.

Keywords: Real-Time Precise Multi-Layer Sensor, Water Treatment, Internet of Things (IoT), Sludge Thickness Detection, Water Quality Forecasting

摘要

近年物聯網 (Internet of Things, IoT) 與大數據正蓬勃發展中，然而現今淨水處理過程中，大多數污泥排放都是透過傳統方法來控制，例如：定時排放和經驗豐富的操作人員適時掌控。傳統淨水污泥排放機制並未考慮沉澱池的污泥濃度，因此排放污泥的機制不能依據水質進行調節，傳統控制方法的缺點是低能量效率和低應變能力。

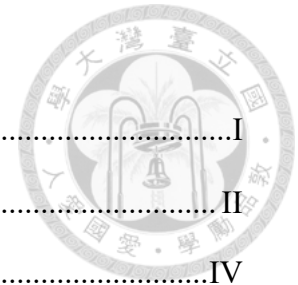
本研究透過使用「即時精準多層式感測器 (Real-Time Precise Multi-Layer Sensor, RPMS)」進行水池污泥監測，以判斷污泥位置。本研究於大浦給水廠二次污泥濃縮池中成功監測並判斷出污泥位置，由 RPMS 所測得之污泥厚度與現場採樣的污泥厚度位置誤差為 50 公分以內。並且於乾旱時期、乾旱逐漸解早期、颱風降雨前後，在平鎮給水廠高速膠凝平板式污泥毯澄清池進行淨水程序加藥、天氣變化與污泥毯澄清池中進行水質監測，發現天氣對原水水質有明顯的影響，但現行淨水操作條件並未能夠即時針對最適加藥量進行調整。

本研究利用 RPMS 進行污泥層監測後，得出水中 TDS 與 SS 對相對導電率 (Relative Electrical conductivity, R-EC) 均會產生影響，其中 TDS 對 R-EC 影響約為 SS 對 R-EC 影響的 100 倍，然而同一日的水池中各深度 TDS 變化幅度不大，因此在同一水池中，僅 SS 會隨深度變化影響 R-EC，因此可以透過 R-EC 變化判斷污泥層位置。

RPMS 具有良好的污泥層與清水層的判斷能力，同時亦可監測清水層沉澱後的水質狀況，亦具有作為水質預警、物聯網與大數據的發展潛力，以期可為國內自來水供水品質帶來改善。

關鍵字：即時精準多層式感測器、自來水處理、物聯網、污泥厚度檢測、水質預警

目錄



致謝.....	I
ABSTRACT.....	II
摘要.....	IV
目錄.....	V
圖目錄.....	VIII
表目錄.....	X
第一章 緒論.....	1
1.1 前言.....	1
1.2 研究目的.....	3
1.3 研究內容.....	4
第二章 文獻回顧.....	5
2.1 國內自來水廠淨廢水流程現況與困境.....	5
2.2 強化淨水程序.....	9
2.3 檢、監測技術發展.....	14
2.3.1 建立水質推測模擬模型.....	15
2.3.2 大數據分析與 AI 學習分析技術建立分析技術.....	17
2.3.3 開發新型即時監測儀器進行監測.....	18
2.4 混凝劑使用沿革.....	23
第三章 材料與方法.....	26
3.1 研究流程.....	26
3.2 實驗方法.....	27
3.2.1 實驗藥品.....	30
3.2.2 實驗儀器.....	31
3.3 導電度計原理與定義.....	32

3.4 多層式導電率監測儀原理.....	34
3.5 導電率監測儀與導電度計差異.....	38
3.6 實驗場址.....	39
3.6.1 大湳給水廠.....	39
3.6.2 大湳給水廠-二次污泥沉澱池.....	41
3.6.3 平鎮給水廠.....	43
3.6.4 平鎮給水廠-高速膠凝平板式污泥毯澄清池.....	45
3.7 取樣.....	49
3.7.1 大湳給水廠二次污泥濃縮池.....	49
3.7.2 平鎮給水廠高速膠凝平板式污泥毯澄清池.....	49
第四章 結果與討論.....	50
4.1 RPMS 與傳統導電度計差異.....	50
4.2 大湳給水廠.....	53
4.2.1 大湳給水廠二次污泥濃縮池短期監測結果.....	56
4.2.2 原水濁度.....	62
4.2.3 不同深度導電度.....	64
4.2.4 不同深度的 pH.....	66
4.2.5 不同深度的 SS.....	67
4.2.6 不同深度的 TDS.....	70
4.2.7 不同深度的溶解 Al.....	72
4.3 平鎮給水廠.....	74
4.3.1 平鎮給水廠高速膠凝平板式污泥毯澄清池短期監測結果.....	77
4.3.1 高速膠凝平板式污泥毯澄清池 SS 濃度與 TDS 濃度.....	79
4.3.2 高速膠凝平板式污泥毯澄清池重金屬濃度.....	82
4.3.3 高速膠凝平板式污泥毯澄清池 pH 變化.....	85



4.3.4 石門水庫水位變化與平鎮給水廠淨水用藥添加量變化.....	86
4.4 R-EC 與 TDS 及 SS 關聯性	90
第五章 結論與建議.....	97
參考文獻.....	100



圖目錄



圖 2.1 國內傳統自來水廠淨廢水處理流程圖.....	5
圖 2.2 2021 年 5 月 21 日全國水情燈號.....	12
圖 3.1 實驗流程圖.....	26
圖 3.2 導電度計示意圖.....	32
圖 3.3 OP 減法器電路配置概念圖.....	34
圖 3.4 RPMS 電路示意圖.....	36
圖 3.5 大湳給水廠供水範圍.....	40
圖 3.6 大湳給水廠污泥濃縮池 RPMS 安裝示意圖.....	42
圖 3.7 平鎮給水廠原水供應圖.....	43
圖 3.8 平鎮給水廠供水範圍.....	44
圖 3.9 HFSBC 示意圖.....	46
圖 3.10 RPMS 安裝於 HFSBC 示意圖.....	46
圖 3.11 (a) Main Box 實場安裝照片；(b) RPMS 實場安裝照片；(c) RPMS 安裝 於 HFSBC 現場照片(紅色為 Main Box，綠色為 RPMS，藍色為 Sludge Well).....	48
圖 4.1 (a) 傳統導電度計與 RPMS 檢測不同 KCl 濃度之導電度變化；(b) RPMS 與傳統導電度計性能比較.....	51
圖 4.2 2019 年 7 月 22 日水質分析結果.....	53
圖 4.3 2019 年 8 月 12 日水質分析結果.....	54
圖 4.4 2019 年 8 月 27 日水質分析結果.....	54
圖 4.5 2019 年 9 月 10 日水質分析結果.....	55
圖 4.6 2019 年 9 月 25 日水質分析結果.....	55
圖 4.7 2019 年 5 月 17 日至 6 月 6 日不同深度 R-EC 監測圖.....	56
圖 4.8 (a) 不同深度導電度變化分佈可分為四層 (b) 不同深度斜率變化.....	57
圖 4.9 (a) 不同深度導電度值分為兩層 (b) 不同深度斜率變化.....	58

圖 4.10 (a) 過度排泥，導電度分成兩層 (b) 不同深度斜率變化	59
圖 4.11 2019 年 7 月 1 日至 9 月 31 日之每日 PAC 加藥量與原水濁度變化	63
圖 4.12 R-EC 與深度的變化關係圖	64
圖 4.13 pH 與深度的變化關係圖	66
圖 4.14 SS 與深度的變化關係圖	67
圖 4.15 採樣檢測污泥厚度與 RPMS 偵測污泥厚度	68
圖 4.16 TDS 與深度的變化關係圖	70
圖 4.17 不同深度的 Al^{3+} 濃度變化	72
圖 4.18 2021 年 6 月 4 日水質分析	74
圖 4.19 2021 年 6 月 10 日水質分析	75
圖 4.20 2021 年 7 月 20 日水質分析	75
圖 4.21 2021 年 7 月 26 日水質分析	76
圖 4.22 高速膠凝平板式污泥毯澄清池於 5 月 15 日至 7 月 26 日監測結果	77
圖 4.23 (a) 深度 4.5m 處；(b) 深度 2.0m 處 SS 及 TDS 對 R-EC 變化關係圖	80
圖 4.24 4.5 m 處水質變化，(a)總重金屬濃度變化；(b)溶解性總重金屬濃度變化	82
圖 4.25 2.0 m 處水質變化，(a)總重金屬濃度變化；(b)溶解性總重金屬濃度變化	84
圖 4.26 不同深度 pH 變化	85
圖 4.27 石門水庫蓄水量與 HFSBC 深度 2.0 公尺導電度變化	86
圖 4.28 (a)原水濁度與與 PAC 加藥率變化；(b)每日累積雨量與原水 pH	87
圖 4.29 (a) TDS (mg/L) 殘差圖 (b) SS (mg/L) 殘差圖	95
圖 4.30 (a) SS (mg/L) 樣本迴歸線圖 (b) TDS (mg/L) 樣本迴歸線圖	96

表目錄



表 2.1 近年水質監測的新型即時監測儀器.....	18
表 2.2 節錄國內飲用水水質處理一覽表-混凝劑與助凝劑.....	23
表 2.3 飲用水中重金屬 Fe 與 Al 容許量.....	24
表 3.1 藥品規格.....	30
表 3.2 大湳給水廠二次污泥沉澱池設計規格.....	41
表 3.3 平鎮給水廠 HSFBC 設計規格.....	48
表 4.1 不同 KCl 濃度之相對導電率與導電度.....	50
表 4.2 不同日數平均原水濁度 (NTU).....	79
表 4.3 SS 濃度變化 (mg/L).....	79
表 4.4 全部採樣日 TDS、SS 與 R-EC 數值表.....	92
表 4.5 採樣日 TDS、SS 與 R-EC 彙整表.....	93
表 4.6 R-EC、TDS 與 SS 之多元分析統計總表.....	94

第一章 緒論



1.1 前言

台灣自來水股份有限公司 (後稱台水公司) 是我國國內最大自來水事業體，自民國 63 年成立迄今，已歷經將近 50 年。然而我國於民國 110 年遭遇「百年大旱」，全國多處地區水庫蓄水量最低時期均未達 10%，其中台中地區更於同年 4 月 5 日起實施分區供水，直至同年 5 月 26 日隨著雨季降雨，使得水情狀況逐漸改善，並於 7 月底解除旱情警戒。

乾早期間，隨著水庫的蓄水量逐漸下降，水庫的原水水質亦持續惡化，並於乾早末期第一次降雨時，水庫庫底受雨水擾動影響，致使淨水場原水水質受到嚴重影響，台水公司同時亦因而接獲許多民眾的客訴電話反應水質問題。經派員至用戶家中採樣檢測，發現主要原因係原水中的鐵、錳與濁度大幅增加，使得淨水場出水水質大幅下降，有影響飲用水水質安全之虞。

為解決氣候變遷所帶來的水質問題，以及配合近年智慧城市發展，各國紛紛投入大量資源進行相關研究，例如水質自動監測、水質與雨量數據分析、智慧水電錶等，在世界各城市均有許多實施與應用成果[1-3]。本研究結合智慧城市與大數據等概念，開發「即時精準多層式感測器 (Real-Time Precise Multi-Layer Sensor, RPMS)」，以期幫助改善國內給水廠污泥操作、出水能力及強化水質監控與預警能力。

本研究實驗期間適逢國內遭遇百年乾旱事件，藉由於淨水場中裝設 RPMS 儀器，發現乾早期間出水水質與供水正常時期出水水質嚴重異常，亦發現給水廠污泥池有過度排泥的現象。依據我國現行的飲用水水質標準與相關檢測方法，傳統的水質檢測方法耗費相當多的時間，每次水樣分析自採樣起，經前處理與後續分析等程序，通常需耗時 8~12 小時以上，無法達到每小時或每分鐘的

檢測頻率以進行檢測。當水質監測頻率無法提升時，就無法有效即時反應水質變化，進而導致水質急遽變化時應變能力相對薄弱。近年隨著大數據與 IoT 技術發展逐漸成熟，如結合國內淨水場的水質監測，應可大幅提升國內淨水場面對急遽水質變化時，應變能力能相對提高。

本研究除將 RPMS 用於監測淨水廠之淨水程序的水質變化外，亦可同時監測水池內的污泥厚度，然而國內目前並無相關設備檢測污泥厚度與濃度，本研究使用之 RPMS 不只可監測水中之水質，亦發現其對水池中的污泥濃度有一定程度的辨識能力，透過水池的污泥層與清水層的相對導電率差，可強化淨水場操作同仁掌握排泥時機。這些排泥程序需開啟抽水馬達消耗大量能源，如何在水處理過程中有效的啟動相關馬達，達到節能減碳的目的也是本研究重要的課題 [4]。

1.2 研究目的

目前國內淨水廠各淨水單元與廢水處理單元之污泥排放處理仍由經驗豐富操作人員負責，依操作人員之經驗以定時定量方式排放污泥為主要操作方法，此法無法面對瞬間性水質變化的問題，導致混凝劑加藥量、刮泥機與排泥閘啟動時間無法即時應變，進而造成出水水質不符飲用水水質標準與廢水處理操作狀況出現異常等問題。

因此，控制淨水廠中污泥排放濃度，為國內淨水廠中廢水處理程序最主要的課題，本研究透過使用 RPMS 感測器，希望可以達到強化污泥監控技術，改善國內淨水廠淨水程序與污水處理效率。另外，監測污泥層的同時，亦可即時監測清水層中導電度變化。合理的水質變化，其導電度應處於合理範圍中，在監測污泥層相對導電率的同時，亦可監測清水層的水質變化。

本研究將運用 RPMS，針對淨水程序中廢水處理污泥排放程序來進行探討，以利引入智慧城市之應用與研究，進而改善淨水廠能源效率，期能達到節能減碳之目的。



1.3 研究內容

本研究利用 RPMS 作為污泥厚度與濃度監測儀，透過偵測不同深度相對導電率變化、污泥厚度與濃度等相關數據，進而觀察與判斷實場中淨水混凝劑添加量是否恰當，以及實場中排泥閥啟閉時機是否適當。

研究方向主要分為四大部分：

1、初期監測

淨水廠之廢水程序中，二次污泥沉澱池水質變化較為緩慢，其污泥來源為淨水程序中沉澱池混凝膠羽及沉沙池泥沙，該程序中無添加混凝劑與助凝劑，僅有刮泥機與進排泥之影響，影響因素較少，因此先行安裝 RPMS 於廢水程序之污泥沉澱池中監測污泥厚度，以了解現場操作人員在現行操作條件下，污泥層厚度的變化。

2、水樣採集與分析

採集不同深度水樣並進行水質分析，將水質分析結果與 RPMS 監測數值進行比較，其主要探討的水質變化項目為 pH、SS、TDS、水中鋁離子濃度等，此監測系統期達到監測數值與水質變化的對應關係。

3、混凝加藥效率監測

安裝 RPMS 於淨水程序之沉澱池中，監測混凝膠羽沉降累積速度與污泥厚度變化，並分析流水中鋁離子濃度，此監測結果可應用於廢水處理程序中，沉澱池的上層澄清液回收與淨水操作程序中沉澱池出流水之淨水水質監測。

4、觀察與監測現行淨水程序中設備運作過程與 RPMS 數值變化

將 RPMS 安裝於淨水廠之沉澱池中，觀察既有設備運作時，對於沉澱池水質影響，如：刮泥機運作是否造成已沉澱之混凝膠羽再揚起？以及污泥排放時，污泥排放與 RPMS 監測數據之關聯性。

第二章 文獻回顧



2.1 國內自來水廠淨廢水流程現況與困境

目前國內自來水廠淨水流程大多仍以傳統式淨水廠為主，其淨水流程大致上如下圖 2.1 所示：

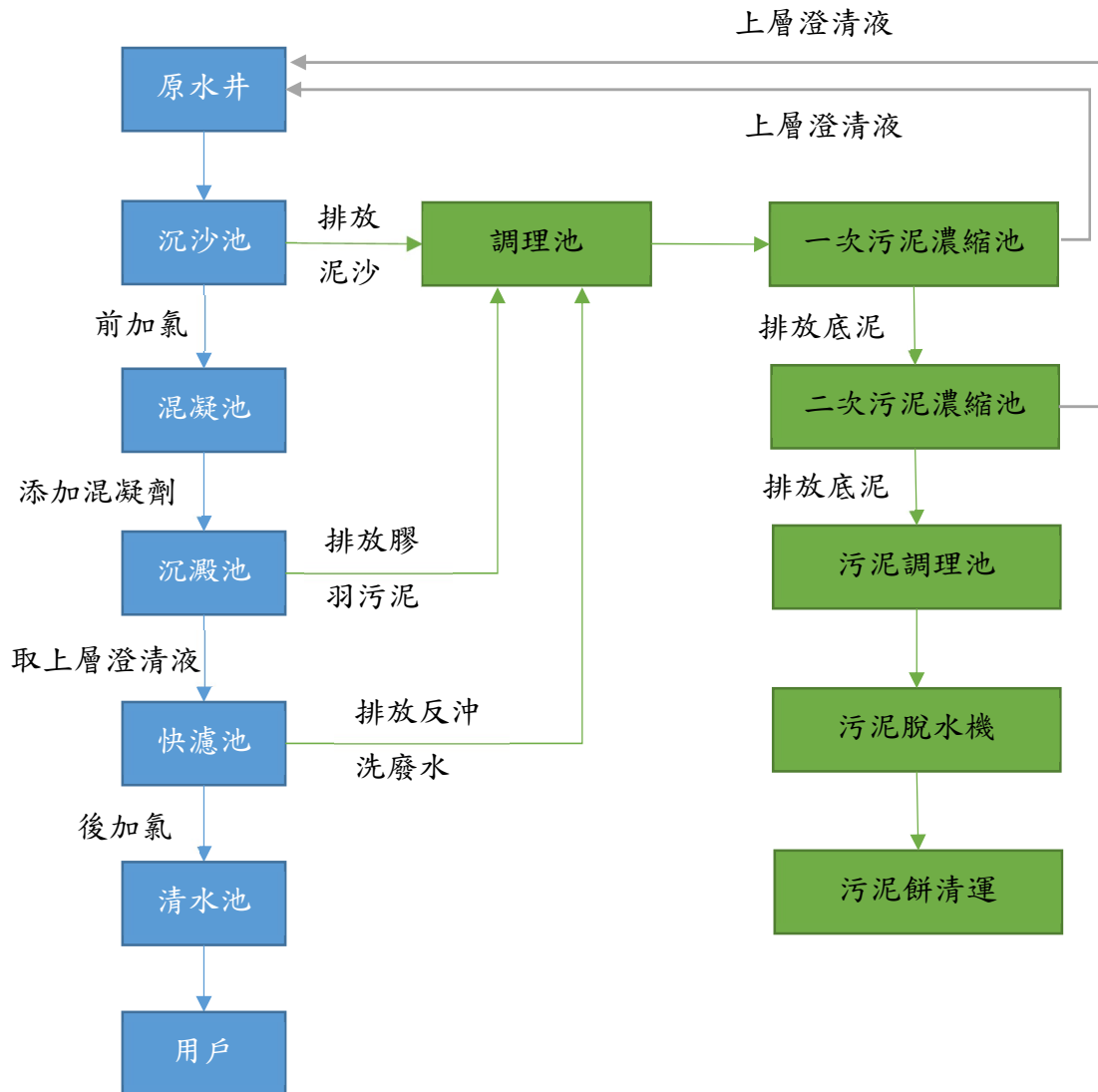


圖 2.1 國內傳統自來水廠淨廢水處理流程圖

國內快濾池與沉澱池種類很多，沉澱池有矩形平底式沉澱池 (Horizontal-flow rectangular tanks)、傾斜板沉澱池 (Plate settlers)、傾斜管沉澱池 (Tube settlers)、平底式污泥毯澄清池 (Sludge blanket clarifiers) 及污泥循環型高速膠凝

沉澱池 (Reactor clarifiers)；快濾池有傳統的重力式開放型快濾池、多層快濾池、Greenleaf 型快濾池、Hardings 快濾池、Aquazur type 快濾池、直接過濾池 (microfloc Process)、壓力式快濾法等。[5]




除了部分自來水廠如：高雄澄清湖給水廠、拷潭給水廠與澎湖成功給水廠等有使用高級處理法，如：結晶軟化、薄膜過濾、臭氧處理與海水淡化等相關高級淨水技術外，其餘給水廠大多仍維持傳統淨水程序進行供水。

傳統處理程序的給水廠主要去除目標物為懸浮固體物，透過懸浮固體物的重力沉降與顆粒大小，使懸浮固體物在不同階段以物理的方式與清水分離，使原水得以處理至符合飲用水標準供民眾使用。惟飲用水水質標準不僅要求濁度與懸浮固體物含量等須符合標準外，尚有許多物理、化學與生物等標準亦須符合法規。

依據台水公司研究報告[6]指出，當原水濁度過高時，容易造成廢水處理設備超出負荷之問題；當廢水污泥含固量太低時，後續污泥脫水機進行機脫泥時容易產生困難，此時則應考量是否添加助凝劑協助污泥調理。依照台水公司研究報告可推論，有效的混凝加藥程序除能有效地去除水中懸浮固體物外，也能使後續的廢水處理程序產生含水量較低的污泥餅。

現今針對淨水污泥操作仍有許多相關研究正在進行中，如：壓濾式脫水機參數設定對壓密泥餅產出效率與含水率之影響[7]、淨水污泥以分子量相似之中性、高電荷密度陽離子性、低電荷密度陽離子性、高電荷密度陰離子性、低電荷密度陰離子性等五種高分子調理劑調理之效率研究[8]。

淨水污泥經脫水形成污泥餅後，目前有許多淨水污泥資源化或再利用的研究正如火如荼的發展，如做為製磚、混凝土、培養土原料[9-15]、製作成吸附材料[16-19]，而此部分研究因淨水場淨水污泥成分受制於氣候變化影響甚鉅，因此在實務上甚難達到均質化與批次化，其仍有實務挑戰的空間。



黃 (2001) 也針對淨水污泥製作混凝土原料與做為製磚原料進行許多研究，淨水污泥經過 1050 度燒結後能有效降低吸水率，並可達到符合我國 CNS 一級磚的吸水率要求，惟抗壓強度部分仍有不足[9]，而林 (2001) 則透過將工業廢水含氟化鈣之廢水污泥與淨水污泥混合燒結，經燒結後，其仍低於溶出毒性特性溶出程序溶出標準[20]。洪 (2015) 運用高爐石、淨水污泥與木炭進行燒結製作磷酸鹽吸附材料，並發現在 20 克淨水污泥、10 克高爐石與 10 克木炭之燒結材料有最佳磷酸鹽吸附能力[16]。林 (2002) 運用不同溫度下針對淨水污泥進行燒結，並發現以溫度 1000°C、成型壓力 2 噸、延時 1.5 小時之燒結粉末進行平衡吸附實驗，顯示燒結粉末對 SO_4^{2-} 、 MoO_4^{2-} 、 SeO_4^{2-} 三種陰離子之吸附效果不佳，但對 Hg(II) 與 Cr(III) 吸附效果較好，且以三層模式 (Triple-Layer Model, TLM) 可良好模擬之[18]。

綜上所述，淨水污泥有許多再利用發展的可能性，惟目前國內淨水污泥成本係以單位重量進行計價，因此降低淨水污泥含水率能進一步降低淨水污泥處理成本。2000 年黃探討在不同合成高分子聚合物、無機性調理劑 (PFS) 及生物可分解性調理劑 (幾丁聚醣) 中進行淨水污泥調理，並搭配物理性調理(低溫調理)之淨水污泥脫水效率，其結果發現不同污泥種類在不同藥劑調理、低溫溫度控制與不同脫水機操作條件下，均會影響污泥脫水效率[21, 22]。

為強化給水廠淨水能力與淨水污泥處理能力，可透過更新給水廠內設備或建立新供水設備系統以達到目的。然而，在土地與空間的限制下，更新給水廠設備與建立供水設備系統需耗費較多時間。在既有供水模式下，更新設備時，往往需準備相關供水調度以因應計畫，方可避免造成設備更新時所造成的停水問題。

因此，如何在不停止既有設備運作與不影響供水現況前提下，強化懸浮固體物之去除效率進而提高供水穩定，亦是相當重要之議題，而在不停止既有設

備運作的狀況下，可透過下列的改善措施達到目的：

- 1、強化現場中的混凝加藥參數調整。
- 2、更換混凝效果更好的混凝劑。
- 3、調整混凝設備操控。





2.2 強化淨水程序

2012 年 Plappally 等人指出，在淨水程序中，消耗許多的能量，其中使用加壓馬達加壓輸送原水經過各個淨水單元、利用加壓站輸送清水至消費者家中、收集與處理污水使其能符合排放標準等等，都需消耗大量能源[4]，因此如何在水處理過程中節省能源是一個重要的課題。

原水水質嚴重影響飲用水之水質，為了穩定供水品質，因此許多學者紛紛提出相關研究，2016 年 Wang 建立一套原水水質評估技術以因應環境變化造成的原水水質變化[23]；2009 年 Kubeck 等人透過了解原水水質，進而建立水處理策略與規劃等相關財務之研究[24]，而 2020 年 Gmitrowicz-Iwan 與 2021 年 Peng 等人均指出原水水質與瞬間降雨擾動水庫或河川有密切相關之影響 [25, 26]。

為了提升原水水質狀況，各國都耗費相當多資源欲去除污染源，2019 年 Āesonienė 等人指出去除河川底泥污染源後，污染情形不一定能獲得改善，反而因二次污染問題，使污染狀況更加嚴重[27]。因此，對於移除原水污染源除了理論上去除之外，尚須考慮實務面之影響。

面對原水水質變化情形下，2000 年 Hof 與 Schuurmans 除透過自動化管理程度提高外，控制系統之開發也不斷發展[28]。2010 年在荷蘭，van Schagen 等人研究透過使用大量的監測器以監測淨水廠水質，這些監測器能有效監控相關水處理操作參數以提高水質穩定性，進而達到降低飲用水安全風險之目的 [29]。2015 年 Tai 等人表示，將這些大數據上傳至雲端系統後，可將這些數據提供給其他人使用，此時來自不同領域的人均可運用此數據進行研究與分析，以降低飲用水安全相關之風險[30]。

近年來，逐漸有以即時監測系統來監控水質變化，並應用於實場中之實驗與研究[31, 32]。2011 年 Storey 等人指出即時監測系統與傳統實驗室分析之差

異，前者可提供連續且即時的數據，進行有效率之淨水操作程序，以達節能之目的，再與物聯網 (IoT) 技術結合，提供大數據進行研究與分析[33]。而以傳統方式進行監控，不只耗能耗時，更耗損人力，若有新機器發明，成為智能水廠，將節省極大的人力與物力。

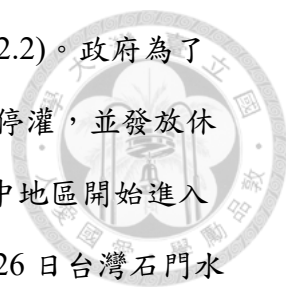


為強化給水場的出水能力與供水穩定性，需改善現行淨水程序，2007 年姜指出在不同原水濁度之狀況下，應建立淨水場混凝劑的加藥條件，以減少沉澱及過濾單元濁度去除及其衍生廢污量[34]；2011 年陳亦利用類神經網路開發自動加藥系統，以解決加藥量問題[35]。

2020 年何等人指出近年來隨著大數據與物聯網 (IoT) 之發展，各國都想透過收集大數據以達到執行水安全計畫之目的[36]。1990 年代時主要是與軍事安全、食品安全等較有關聯，鮮少與環境安全有關，但隨著時間的進步與發展，現在水安全已是多面向且各國都重視的概念[37-41]，包括原水收集時間、配水至家庭的距離、水質、經濟可負擔性與水源等，要求越高的水質降低了出水量，反而造成用水不安全。因此，如何在供水穩定與水質穩定兩選項中尋求平衡點，是未來需正視的問題。

2021 年 Kurajica 等人等人提出自來水中 As、Mn 與 Al 對於進入配水管網輸送至用戶端的影響，原水中的有機物含量與 pH 對用戶端的 As、Mn 與 Al 濃度有影響，其中氧化還原電位對 Mn 影響大於 pH 對 Mn 的影響，當 pH 較高的時候，此時添加 ClO_2 將使 Mn 氧化並形成顆粒，並配合 Al 與 Fe 混凝劑形成沉澱物。另外，顆粒狀的 Mn 進入管網系統後，可能沉積在管網中，當開啟消防栓使水流產生變化時，將導致沉積物揚起進而影響用戶水質[42]。2014 年 Zhao 等人則在配水管網上裝設傳感器之實驗，以即時檢測水質異常，並確認污染來源[43]。

2021 年台灣遭遇百年史上最嚴重乾旱，全國水情燈號多處調整為減壓供水



之黃燈、減量供水之橙燈與分區供水或定點供水之橙燈 (如圖 2.2)。政府為了解決乾旱所帶來的民生用水問題，首先針對農業灌溉用水進行停灌，並發放休耕補償金以彌補農民損失，然而旱情持續惡化，4 月上旬，台中地區開始進入供五停二與其他縣市採取夜間減壓供水等相關限水措施，5 月 26 日台灣石門水庫水位僅剩 205.99 公尺，且該水庫淤砂嚴重，此時水庫水位幾近水庫底部，用戶端亦出現黃水、異味等水質問題。

造成用戶端產生水質問題之原因與 05 月底至 06 月初，梅雨鋒面帶來第一波原水的高濁度問題有關。集水區降雨導致水庫底泥擾動並釋出已吸附於水庫底泥中之重金屬離子，自來水公司抽取的原水含有高濁度與高導電度，使得淨水單元效能不足外，亦有可能係因在供水管網內管線的水就含有某些 Fe、Mn、Al 等重金屬，當水中餘氯不足且 pH 較低時，導致配水管內原本沉積的重金屬沉澱物形成溶解態重金屬，並隨供水水流進入用戶中。

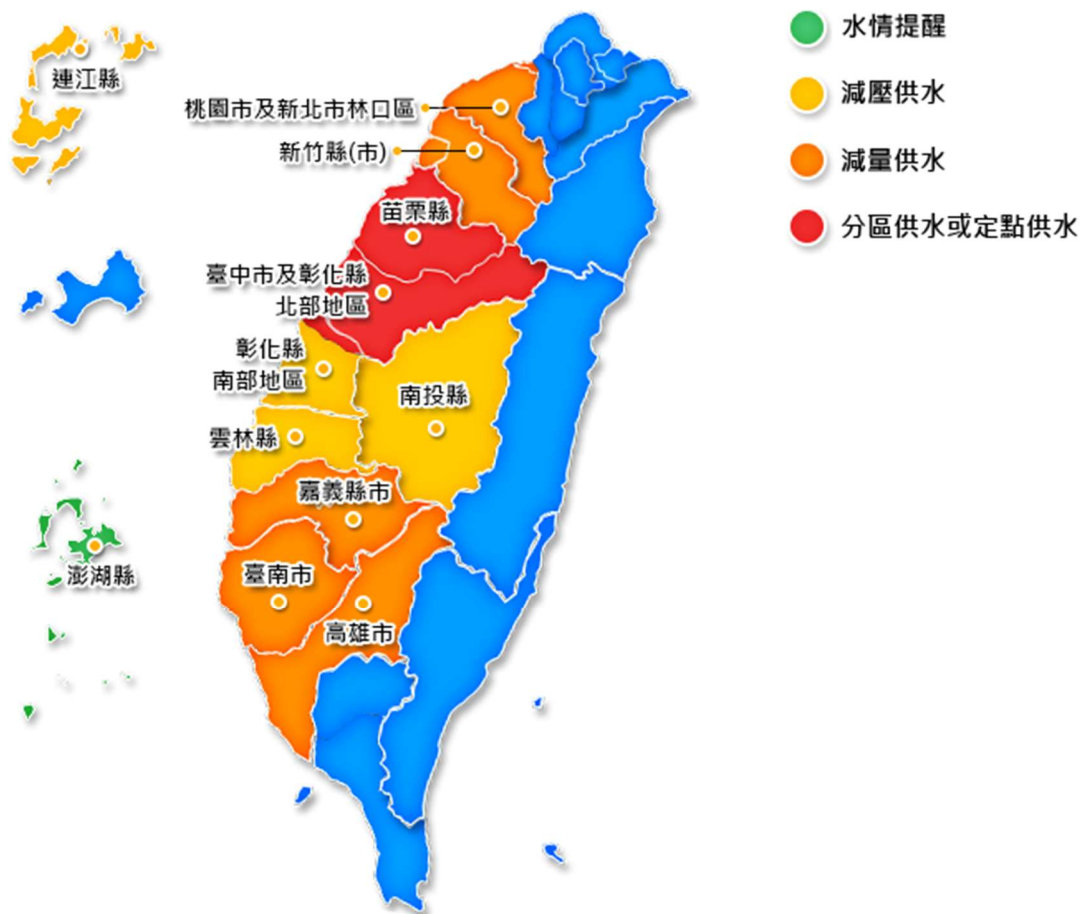


圖 2.2 2021 年 5 月 21 日全國水情燈號

(摘自中華民國經濟部水利署)

同年 07 月 21 日煙花颱風 (Typhoon In-fa, Nation Number : 2106) 為北台灣帶來豐沛雨量，亦將石門水庫水位提升至滿水位，並再一次造成原水濁度上升，但此次原水濁度並無大量用戶反應黃水問題。

兩次因降雨帶來的高濁度問題，卻對民眾用水安全有著兩種不一樣的結果，其原因與乾旱時水庫內原水污染物因日曬濃縮，造成水庫內原水嚴重惡化。推測石門水庫水質惡化原因與石門水庫底泥成分有關，2008 年吳等人亦發現石門水庫底泥成分隨雨水沖刷而有所變化[44]。

乾旱時期，水庫內的原水隨著水庫水位降低，有機物與重金屬濃度逐漸上

升，氧化還原電位逐漸下降，造成原先吸附於底泥中的重金屬被釋出，此時石門水庫抽取原水將自幾近底部水位進行抽水，郭振泰等人[45] 表示以往沉澱於水庫底部的營養鹽類與沉澱的懸浮固體物等就容易被抽取出，一旦此時有雨水擾動，就容易使得水質瞬間惡化。

由此可知，台灣也須面對乾旱時原水水質惡化所帶來的用水安全問題。但面對氣候變遷所帶來的水質問題，相關研究須結合天時、地利與人和，國內有關此方面對淨水廠之研究相對較少，更遑論針對淨水廠水池不同深度的水質變化進行研究與探討之文獻又更稀少了。因此，希望透過本研究增加淨水廠處理效能與監測能力，以增加給水廠處理效能。

2.3 檢、監測技術發展

世界各地相關的水質標準或者檢測方法，大多都需要至現場採樣後，將相關樣品送至實驗室，依照相關標準檢驗程序進行分析，透過此方法獲得之水質數據才具有法律上的證據效力。

然而，水質事件發生時，往往來不及採集樣品，且傳統檢測方法因為須按步驟進行分析，即使有辦法連續採樣，但也無法達到連續且即時的分析，甚至當水質事件發生派員至現場採樣，因採樣時間已間隔水質事件發生一定時間以上，無法採集水質事件發生當下的水樣。

為了改善無法及時採集到樣品以及即時分析的缺點，突破時間與空間的限制是至關重要的，因此首要強化的是監測技術。現今全球水質與污泥的檢、監測技術仍持續發展與研究中，世界各地為了更有效地提供符合水質標準的飲用水，在兼顧水質與水量的狀況下，紛紛展開許多研究與開發更廉價的處理方法，是世界各國研究與發展的目標。

目前為解決即時數據蒐集問題，依據蒐集方法可以分為三種類別，分別為透過模式模擬、結合大數據分析及 AI 分析技術、以及開發新型即時監測儀器進行監測等三種種類。



2.3.1 建立水質推測模擬模型

近年來，環境監測技術不斷進步，各種新技術紛紛被應用於水質、空氣品質、土壤等環境監測中。其中，一些研究專注於快速、精確地檢測污染物，以提供早期預警，減少環境破壞。

2000 年 Lechelt 等人透過監測水蚤的移動速度、速度分布、移動高度、生物間的距離、水蚤的數量與「碎形維數 (fractal dimension)」進行分析，能在幾分鐘內得出檢測出不會造成水蚤死亡的低毒性物質濃度，進而可作為毒性監測的早期預警 [46]。

2004 年 Ostfeld 與 Salomons 等人針對避免人為下毒與水質異常事件，在水表與水塔等關鍵節點安裝水質預警系統 (Early Warning Detection System, EWDS)，結合 EPANET 系統進行模擬，當發生水質事件時，該系統能快速反應，達到提早預警的效果 [47]。

2013 年 Li 等人嘗試利用 *Chlamydomonas reinhardtii* 進行廢水中的銅、鋅、鎘與汞等四項重金屬毒性檢測，透過該藻類在不同重金屬濃度下，其生長速率、葉綠素 a 與光合參數等變化，進而判斷水中是否還有四項重金屬，但其效果並不顯著 [48]。

2016 年 Brito 等人利用分光光度計建立 iPLS (interval partial least squares) 模型，透過標準傳輸模式校正後，即可得出廢水中 TSS 與 COD 估算值，而不用一直至現場採集水樣分析 [49]。

2021 年 Li 等人使用螢光檢測技術，建立螢光與溶解性有機物的成分變化模式，可有效預警水質變化與提升飲用水水質安全[50]。

2022 年 Feng 等人運用激發發射矩陣(Excitation-Emission Matrix, EEM)與平行因子分析 (Parallel Factor Analysis, PARAFAC) 判斷出三種螢光物質，並以此

作為監測 Nansi 湖的入流河的有機物含量，發現溶解性有機物濃度變化與三種螢光物質的濃度變化有關，不同螢光物質又代表不同的來源，因此可以透過 EEM-PARAFAC 分析技術進行水中有機物質模擬與水質監測[51]。

這些研究均指出，建立水質分析模型亦能有效監測與預測水質變化，透過水質分析模型能有效提供幫助，強化現場水質分析與操作判斷。



2.3.2 大數據分析與 AI 學習分析技術建立分析技術

水處理領域的技術不斷更新與創新，包括像是 Confocal Laser Scanning Microscopy (CLSM) 技術、Image Analysis (IA) 技術、大數據分析、人工智慧 (AI) 模型等技術的應用。

在 2011 年 Sun 等人用 Confocal Laser Scanning Microscopy (CLSM) 技術與 Image Analysis (IA) 技術，監測飲用水處理過程中 OBM (ozonation, biofiltration and membrane filtration) 的中空纖維濾膜的生物污染，並進行定性與定量分析 [3]。

2017 年 Ponce Romero 等人指出，在廢水處理方面，由於廢水組成來源複雜，大數據分析的應用仍然面臨挑戰，如何將大數據分析引入水處理部門是至關重要的[52]。2020 年 Chen 等人運用大數據與機器學習模擬地面水水質預測，並成功地提升了預測效率並降低成本[53]。

2020 年 Tiyasha 等人運用 AI 模型對河川水質建立預測模型，但許多水質變化並非線性變化，中間有許多人為因素、氣候因素以及污染物問題，因此還有許多待進一步處理空間[54]。

2021 年 Shah 等人運用 particle swarm optimization (PSO)的條件下比較 feed forward neural network (FFNN) 與 gene expression programming (GEP)進行人工 AI 建模效率分析，發現 PSO-GEP 比 PSO-FFNN 的準確性要高，因此具有最佳化程序的人工智慧模型能更有效預測水質 [55]。

2023 年 Koppanen 等人運用新型流動成像粒子計數器(novel flow-imaging particle counter)、光散射粒子計數器 (light-scattering particle counter) 及電化學感測器 (electrochemical sensors) 進行住宅區飲用水水質監測，透過機器學習能區分出周期性與非週期性水質波動，並透過不同種類顆粒選擇適當的監測器以減少誤報事件[56]。

這些研究表明，各種不同的技術和方法可以被應用在水處理領域中，隨著時間的推移，更多的技術和方法隨著時代進步而被開發出來，並用以改善水質監測和處理的效率和效果。



2.3.3 開發新型即時監測儀器進行監測

為了因應氣候變遷對水質造成的劇烈變化，運用水質自動監測儀器協助操作人員作為操作依據變為熱門的研究議題。世界各地為了更有效地提供符合水質標準的飲用水，紛紛展開許多研究與開發更加廉價的處理方法。目前自動監測儀器之研究受到重視，以達到水質變化之即時監測，實場中亦開始導入以即時監控設備來取代傳統水處理的操作過程。

傳統水質分析大多需當下採樣，並透過一連串化學或物理程序才能獲得水質數據，然而新技術或者原理的開發，可透過光學、生物活動反應、模式模擬與影像分析等方法，讓操作者可以快速得知或推測相關的水質狀況。表 2.1 列出一些可用於水質監測的新型即時監測儀器開發研究：

表 2.1 近年水質監測的新型即時監測儀器

檢測項目	監測方法	作者	年份	文獻
水中毒化物	觀察水中生物的活動情形，可即時判斷水中是否有毒化物	Zurita 等人	2007	[57]
水中懸浮固體物	量測穩定光源照射水樣後吸光度之變化，判斷懸浮顆粒濃度	廖	2009	[58]
水中大腸桿菌	利用 Hach GuardianBlue event detection system、BioSentry technology、S::CAN pectrolyser technology 以及 GE 5310 online total organic carbon (TOC) unit 等儀器結合成即時監測系統監	Miles 等人	2011	[59]

	測大腸桿菌			
水中餘氯	<p>利用 Low Temperature Co-Fired Ceramic (LTCC) 技術製作微型陶瓷設備結合二乙基對苯二胺硫酸鹽(N,N-diethyl-p-phenylenediam, DPD) 和鄰甲苯胺 (ortho-tolidine, 3,3-dimethylbenz, OT)，使水中自由餘氯與 DPD 及 OT 產生氯離子，配合手機免費應用程式 (Color Grab) 獲得的 RGB，以監測水中餘氯。</p>	Li 等人	2013	[60]
批次式生物處理系統之水位、MLSS 濃度、SS 濃度及污泥沉澱速度	<p>利用 Webcam 與雷射光建立量測批次式生物處理系統之水位、MLSS 濃度、SS 濃度及污泥沉澱速度</p>	林	2014	[61]
水質	<p>將寬頻光譜儀 (Broad-band spectrometry) 安裝於水處理不同位置，透過快速光電感測器傳送監測結果</p>	Usin 等人	2014	[62]
MBR 處理法生物膜生長情形	<p>運用 Optical Coherence Tomography (OCT) 技術即時監測 MBR 處理法運轉初期生物膜</p>	Fortunato 等人	2018	[63]

	的生長情形			
水體的輻射量	利用矽光電倍增管 (Silicon Photomultiplier, SiPM) 與添加 Ce 的 GAG ($Gd_3Al_2Ga_3O_{12}$) 閃爍計數器開發出微型門狀輻射監測器，搭配電腦與行動裝置建立監測程式，以監測輻射強度 (Radiation Intensity)、能量通道線性 (Channel Linearity) 與能量分辨率 (Energy Resolution) ，	Kim 等人	2018	[64]
水中細菌數	透過監測微生物的 NAND 與 riboflavin 螢光以判斷細菌數	Fujioka 等人	2019	[65]
水中有機物	利用螢光技術偵測湖泊中的溶解性有機物的官能基判斷水中有機物濃度	Zhou 等人	2020	[66]
水中明礬添加量	運用 UV 254nm 偵測吸光度變化，以確認明礬的添加量是否為最適加藥量	Beauchamp 等人	2020	[67]
水中餘鋁與酒精濃度	運用 Carbon Dots 具優異化學與光學等特性，結合多種材料開發出 Biomass-Based Carbon Dots (BD-CDs)，運用智慧型手機進行線上分析	Rao 等人	2020	[68]

綜上所述，目前即時監測系統甚少以純導電度原理進行檢測，主要原因係導電度計不具篩選性，導電度計主要係透過正負電極間電阻變化，透過導電度變化得知電解質的濃度，若採用導電度計原理進行即時監測，則此時通常需透過一定程度改良，需使用電化學電極才能針對特定物質進行檢測。

化學電極用於監測水質的使用方式很多，1992 年 Pranita 等人指出可透過薄膜電化學技術 (Membrane-Based Electrochemical Cell)、多重離子擇性薄膜 (Construction and Performance Membrane Electrodes of Various Ion-Selective)、氣敏探針 (Gas-Sensing Probes)、小型化電極 (Miniaturized ISEs)、生物電極 (Biosensors)，開發這些電極主要目的係針對欲檢測物質，利用其濃度與導電度的變化，進而檢測樣品濃度[69]。

有關化學電極檢測水質的研究如下：

1. 2006 年 Soropogui 等人運用感測電極連續監測水中 NO_3^- 做為天然水水質的警報電極[70]。
2. 2007 年 Marrakchi 等人運用檢測蛋白酶 K 的生物傳感器檢測水中的導電度，進而推測水中的 COD 濃度 [71]。
3. 2012 年 Yusun 等人運用鎳銅合金製作傳感膜以檢測 COD，當 COD 介於 10~1533 mg/L 時，與重鉻酸鹽法有極高的線性關係[72]。
4. 2021 年 Uppuluri 等人運用 Screen printing 技術製作以 RuO_2 為基礎之 pH 電極，其成本低與效果良好，與傳統 pH meter 差異不大[73]。
5. 2022 年 Wu 等人運用摻硼金剛石薄膜 (BDD) 電極檢測飲用水中的鉛，BDD 電極可偵測 Pb^{2+} 濃度下限為 2.62 ppb，且具有良好的抗干擾能力，能替檢測飲用水中的 Pb^{2+} 濃度提供有效的監測能力[74]。
6. 2022 年 Gookbin 等人整理近年運用奈米碳管製作化學電極的文獻，奈米碳

管具有高導電性、高比表面積與高化學穩定性，因此非常適合作為線上即時感測器的電極，惟奈米碳管電極仍具有許多的限制，仍具有開發潛能 [75]。

綜上所述，透過開發薄膜、製作特殊電極等方式，使得導電度感測器能達到針對特性物質進行即時監測與量化的功能，惟相關應用仍以單點作為代表。目前學理上研究理論都假設一淨水單元中的水質係勻態，並以此進行設計與規劃，然而在實場中並不然，不同深度與位置其所偵測的水質狀況往往與儀器檢測的數據有落差。

莊 (2016) 運用導電度計原理於土水介面感測獲得明顯成果後[76]，利用土層與水層的導電度不同，進一步應用至水處理系統中，並於板新給水廠進行初步監測，發現對於沉澱池膠羽污泥監測亦有一定監測能力[77]，惟當時僅觀測到水池內不同深度之導電度有差異，相關數據背後所代表的水質意義並未完全證明。本研究即使用 RPMS 進行淨水場水質監測，透過不同深度的導電度變化，以了解導電度值與水池內不同深度的水質關係。

2.4 混凝劑使用沿革

表 2.2 節錄國內飲用水水質處理一覽表-混凝劑與助凝劑

藥劑	英文名	化學式	最大添加劑量	
混 凝 劑	硫酸鋁 (明礬)	Aluminum Sulfate	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$	-
	氯化鐵	Ferric Chloride	FeCl_3	-
	多元聚氯化鋁	Polyaluminum Chloride (PACl)	$[\text{Al}_2(\text{OH})_n\text{Cl}_{16-n} \cdot x\text{H}_2\text{O}]_m$	-
	聚矽酸鐵	Polysilicate Iron	$\text{Fe}_m(\text{SiO}_2)_n$	-
助 凝 劑	聚丙烯醯胺 (PAM)	Polyacrylamide	$(\text{C}_3\text{H}_5\text{NO})_n$	1 mg/L
	聚氯化己二烯 二甲基胺	Poly (Diallyldimethyl Ammonium Chloride) [Poly (DADMAC)]	$(\text{C}_8\text{H}_{16}\text{N} \cdot \text{Cl})_n$	10 mg/L
	氯甲基一氧三 環二甲基胺聚 合物	Epi-DMA Polyamines (Epichlorohydrin Dimethylamine, Polymer)	$(\text{C}_2\text{H}_7\text{N} \cdot \text{C}_3\text{H}_5\text{ClO})_n$	20 mg/L

資料來源：節錄中華民國環境保護署「飲用水水質處理藥劑一覽表」

表 2.2 係我國行政院環境保護署公布之「飲用水水質處理藥劑一覽表」，國內給水廠所使用之淨水藥劑均須合乎法規，而本研究又以混凝劑與助凝劑為主

要影響項目，而「飲用水水質標準」中 Fe 與 Al 容許量如表 2.3：

表 2.3 飲用水中重金屬 Fe 與 Al 容許量

項目	最大限值	單位
鐵 (Iron)	0.3	毫克/公升
鋁 (本管制項目濃度係以檢測總鋁形式之濃度)	0.2 陸上颱風警報期間水源濁度超過 500 NTU 時，及警報解除後三日內水源濁度超過 1000 NTU 時，鋁標準不適用。	毫克/公升

資料來源：節錄中華民國環境保護署「飲用水水質標準」

為避免添加混凝劑造成飲用水水質超標，爰進行污泥監測與清水層的水質監控，首要目標確認混凝劑成分，目前市面上常見的混凝劑多為無機性混凝劑，其中又以 Al 系與 Fe 系混凝劑為大宗。2007 年劉指出，在高濁度原水狀況時，僅依靠混凝劑不足以去除水中懸浮顆粒，因此原水濁度大於 250 NTU 時，可透過添加助凝劑強化混凝效果，以增加懸浮固體物在高濁度下的去除率；而在低濁度原水時，現今國內的淨水廠設備往往需添加過量的混凝劑才能達到合乎規定的飲用水之水質[78]。

目前國內淨水場通常係使用多元聚氯化鋁 (PAC) 作為混凝劑，2008 年 Yan 等人指出其包含了不同比例的單體鋁種 (monomeric Al species, Al_a)、中聚合鋁種 (medium-polymerized Al species, Al_b) 與膠體或固體鋁種 (colloidal or solid Al species, Al_c) 離子，不同鋁種在不同操作條件下會擁有最佳混凝效率[79]。

除了傳統的無機性混凝劑之外，2021 年 Dayarathne 等人整理了近年來新開發的混凝技術以提升懸浮固體物去除率與改善供水水質[80]，如使用石墨烯 [81]、鋯 (Zr) [82]、木薯粉 [83] 及植物種子提取物 [84, 85] 作為新型混凝劑以

去除水中懸浮固體物。

2002 年 Singer 等人是使用磁性離子交換樹脂作為前處理以降低後續混凝劑使用量 [86]，以及 2012 年 Joseph 等人使用奈米碳管結合現今混凝劑以吸附去除水中有機物 [87]。惟新型混凝劑國內尚無實場使用，爰本研究清水層水質與污泥層時，將以鋁作為主要的研究目標。

第三章 材料與方法



本研究主要是安裝 RPMS 觀察不同深度的導電率變化，判斷此時的污泥厚度與濃度，透過觀察污泥厚度與濃度以判斷污泥狀況，以及監測污泥沉澱後其清水層之水質變化，進而了解現有淨水廠操作情形是否已達最佳化。

3.1 研究流程

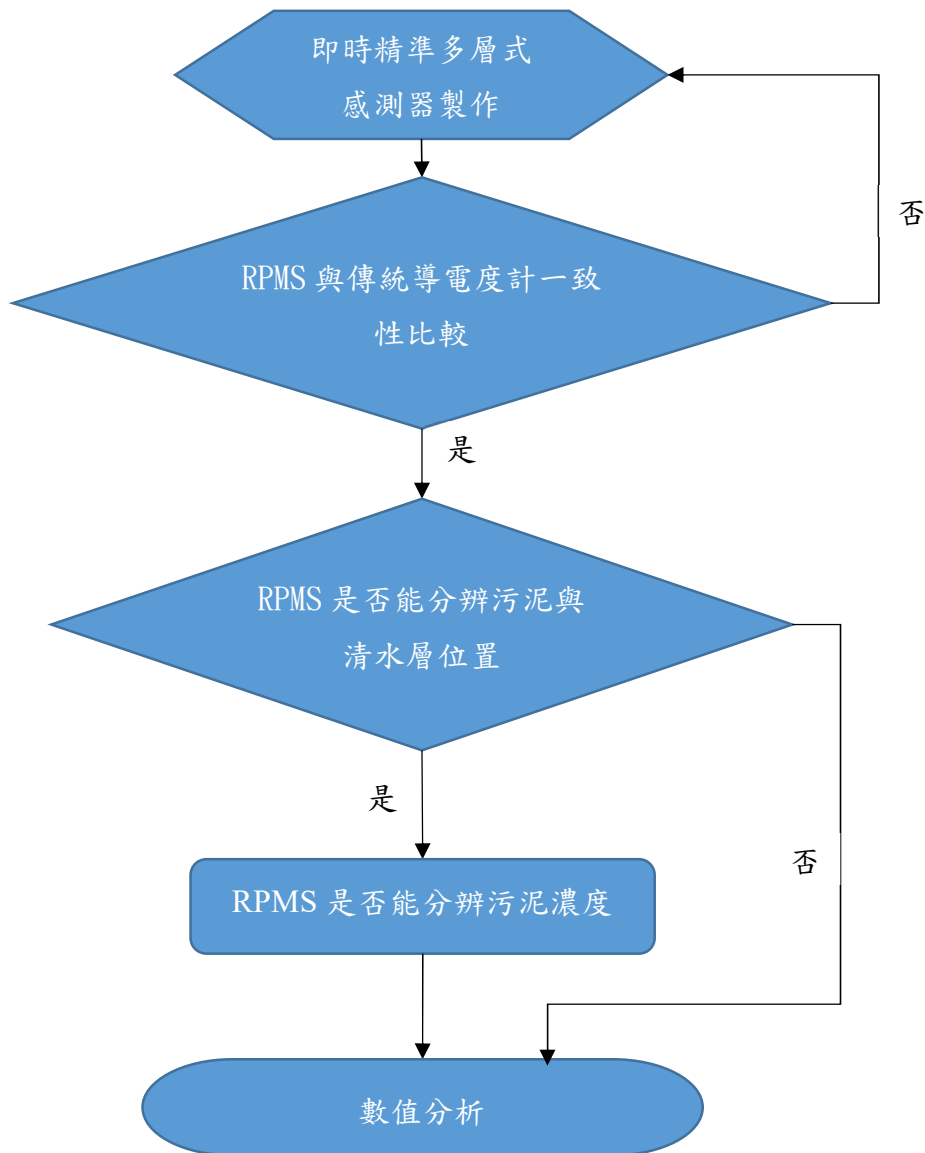


圖 3.1 實驗流程圖

3.2 實驗方法

實場中影響水質變化的因素很多，如天氣變化、原水水質變化、人為操作與藥品成分等。本研究重點將著重於實場測試與水樣分析，透過實場監測結果與水質分析結果比對，得出現場實際操作現況。將數據統整後，以利判斷淨水廠所遭遇之水質問題，並提出相關因應辦法。

採集不同深度水樣 1,000 ml 進行水樣分析，分析項目分別為 pH、SS、TDS、水中溶解鋁等重金屬，並將水質分析結果與 RPMS 監測數值進行比較，進而比較水質與監測結果關係。各項水質項目分析方法臚列如下：

1、懸浮固體物與總溶解固體物：本次研究目的係針對水中 SS 位置進行監測，因此須針對 SS 進行分析，又因水中導電度容易受到水中電解質影響，因此同時也將分析 TDS。SS 與 TDS 分析方法分述如下：

- (1) SS：將攪拌均勻之水樣置於已知重量之蒸發皿中，移入 103~105°C 之烘箱蒸乾至恆重，所增加之重量即為總固體重。另將攪拌均勻之水樣以一已知重量之玻璃纖維濾片過濾，濾片移入 103~105°C 烘箱中乾燥至恆重，其所增加之重量即為懸浮固體重。
- (2) TDS：將總固體重減去懸浮固體重或將水樣先經玻璃纖維濾片過濾後，其濾液再依總固體檢測步驟進行，即得總溶解固體重。水中重金屬：

而在本研究中，為確認混凝劑添加後，相關混凝劑重金屬是否有被去除以及民眾反映黃水時，水中是否含有溶解性重金屬，因此本次研究將進行水中溶解性重金屬與水中總重金屬進行分析，以釐清水中重金屬的分布情形。因此重金屬處理將針對溶解性重金屬與總重金屬進行分析，然而重金屬因溶解態問題與需從污泥中進行萃取，將針對水樣進行前處理，相關的分析流程分述如下：



(1) 重金屬前處理：

- I、 取適量 (50~100 mL) 之水樣 (取樣前，應將水樣充分混合均勻) 置於錐形瓶或燒杯中，加入 5 mL 濃硝酸及數粒沸石 (注意：可能會造成一些重金屬空白值增高)，置於加熱板上，宜以錶玻璃覆蓋避免可能之污染，緩慢蒸發至約剩 10 至 20 mL，不可蒸發至乾。
- II、 冷卻後加入 5 mL 濃硝酸，加熱迴流至近乾，重複此步驟至溶液呈無色、淡黃色或澄清且顏色不再變化為止。
- III、 分析水樣中溶解性重金屬：將水樣先以 0.45 μm 玻璃纖維濾紙進行水樣過濾，並將 100 ml 過濾後水樣依據前揭第 3 點進行重金屬前處理，再定量至 100 ml 進行測量。
- IV、 分析水樣中總重金屬：取 100 ml 水樣不過濾，連同懸浮固體物直接依據前揭第 3 點進行重金屬前處理，完成消化後再定量至 100 ml 進行測量。

(2) 重金屬分析：重金屬分析方式主要是透過重金屬在特定光譜下會隨著濃度變化而有所改變化，而光譜產生的方式有二種，一種係透過激發重金屬，使其發射該重金屬特徵光譜，如該重金屬濃度越高，則該特徵光譜強度愈強；另一種係透過重金屬對於特定波長光譜有較佳吸收度，因此提供特定波長光譜照射該重金屬後，該重金屬濃度越高，則該波長光譜被吸收得越多。因此該二種重金屬分析的方法分述如下：

- I、 原子發射光譜法：是一種利用受激發之氣態原子或離子所發射的特徵光譜，進而針對待測物質定量。本次使用感應耦合電漿原子發射光譜法 (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry, ICP - AES)，亦稱為感耦合電漿體光學發射光譜法 (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry, ICP-OES) 對水樣中多元素的分

析，係利用高頻電磁感應產生的高溫氫氣電漿，使導入電漿中的樣品受熱而起一系列的去溶劑、分解、原子化 / 離子化及激發等反應。其分析的依據，係利用被激發的待分析元素之原子 / 離子所發射出的光譜線，經由光譜儀的分光及偵測，即可進行元素之定性及定量。

- II、原子吸收光譜法：是一種依據特定物質基態原子蒸氣對特徵輻射的吸收程度，進而針對待測物質進行定量。石墨爐式原子吸收光譜法 (Graphite Furnace Atomic Absorption Spectrometry, GFAAS) 係利用石墨爐將樣品中的待測元素原子化後測定之。以通過石墨爐的電流大小來控制加熱溫度的高低，使樣品進行乾燥、灰化、原子化溫度等步驟，最後測量氣態原子在特定波長光線的吸光度，求出各元素的濃度。
- III、在本次實驗中，因水樣重金屬濃度變化很大，且後續分析的重金屬種類變多，因此石墨爐原子吸收光譜法僅用於分析 2019 年 7 月 22 日樣品中的溶解性 Al 離子，其餘採樣日之重金屬分析將改以感耦合電漿體光學發射光譜法進行分析。



3.2.1 實驗藥品

本研究所使用的藥品如表 3.1 所示。

表 3.1 藥品規格

藥品名稱	藥品英文	化學式	濃度 (或規格)	廠牌	用途
硝酸	Nitric acid	HNO ₃	99%	搗久試藥株式會社	ICP-OES 清洗液
			69.0~70.0%	J.T.Baker	消化前處理
多元素標準液	ICP multi element standard	23種多素標準液 (Ag, Al, B, Ba, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, In, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Sr, Tl, Zn)	1,000 ppm	AccuStandard	ICP-OES 檢量線
單元素標準液	Aluminium standard solution Al = 1.000 g/l for AAS	Al	1,000 ppm	PanReac AppliChem	GFAAS 檢量線
pH 緩衝液	-	-	pH=4、7、10	ROCKER	pH 計校正



3.2.2 實驗儀器

- 1、 石墨爐原子吸收光譜儀：型號 PinAAcle 900Z，用於分析水樣中重金屬濃度。
- 2、 感應耦合電漿光學發射光譜儀：型號 Agilent 700 Series ICP – OES，用於分析水樣中重金屬濃度。
- 3、 採樣器：進行不同深度採樣。
- 4、 pH meter：型號 HACK KQ11d，量測採集到的水樣的 pH。
- 5、 抽氣馬達：提供過濾水樣之動力來源。
- 6、 蒸發皿：100 mL，陶瓷，直徑 90 mm，共 30 個。用於分析水樣中溶解性固體物。
- 7、 烘箱：型號 MEMMERT UF110，進行水樣烘乾作業。
- 8、 乾燥器：靜置完成烘乾程序時，避免水汽於乾燥過程中再進入待測樣品中影響秤重。
- 9、 過濾器：具有 40~60 μm 孔徑濾板，並透過放置 0.45 μm 玻璃纖維濾紙，可過濾出水樣中懸浮固體物。
- 10、 鋁圓盤，共 30 個。
- 11、 消化管：100 ml，鐵氟龍材質 (含蓋板)，用於進行水樣消化前處理。
- 12、 加熱板：型號 Environmental Express HotBlock 200 Digestion Heating Blocks，用於酸消化時提供熱源。
- 13、 玻璃纖維濾紙：型號 What man 934-AH，Circles 47mm，用於過濾水中懸浮固體物。
- 14、 分析天秤：能精稱至 0.1 mg，用於分析溶解性固體物與懸浮固體物重量。



3.3 導電度計原理與定義

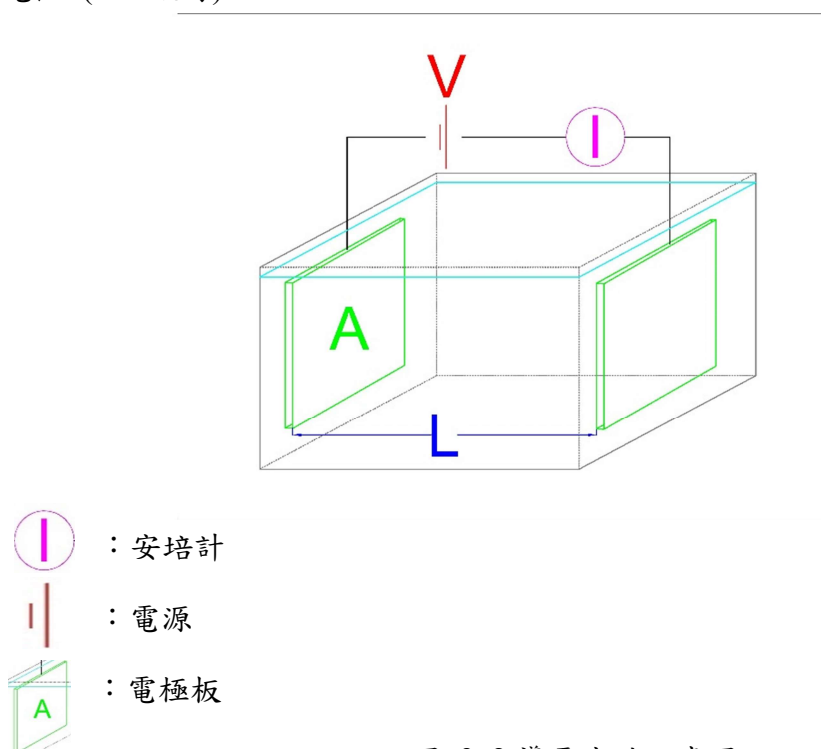
導電度計運作原理如下圖 3.2 所示，將一對電極板安裝至水溶液中，並提供電源，當電源為直流電時，此時電流會從正極出發，經由電極板正極進入水溶液中，並由電極板負極回到電池的負極，形成迴路。在迴路上安裝一安培計，即可知道此迴路的電流大小，透過歐姆定律 (式 3.1) 計算，當電源已知，此時即可得知電阻值，電阻值的倒數 ($1/R$ ，姆歐) 即為導電度。不同材質擁有不同導電度，其中水溶液導電度與水中電解質濃度及電極板之間的距離有關。

$$V = IR \quad (\text{式 } 3.1)$$

V：電壓 (V)

I：電流 (A)

R：電阻 (Ω ，歐姆)





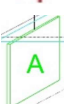
- ：安培計
- ：電源
- ：電極板

圖 3.2 導電度計示意圖

當圖 3.2 電源以交流電供應以避免直流電造成電極板氧化還原效應時，此時迴路內的電阻會受交流電變化頻率形成阻抗 (R_x)，以及電極板會變成電容

進而產生充放電的現象與容抗 (C_X)。我們利用此原理，將阻抗與容抗等被動元件所組成的電路置於水中，通過導電率分析儀電極的電阻值變化不同，進而導致儀器內藏電容器的充放電頻率不同。儀器內部將此頻率轉換，放大後即可了解當時電阻值，公式如式 3.2：

$$f_X = \frac{K}{2\pi R_X C_X} \quad (\text{式 3.2})$$

其中， f_X = 頻率 (秒/次)， R_X = 阻抗 (Ω ，歐姆)， C_X = 容抗 (F，法拉)， K = 常數。

導電度計屬於通用的水質參數，其需依標準程序進行校正。我國環境保護署環境檢驗所公布之標準檢驗方法如下：

導電度 (Conductivity) 為將電流通過 1cm^2 電極板截面積，長 1cm 之液柱時電阻 (Resistance) 之倒數，單位為 mho/cm ，導電度較小時以其 10^{-3} 或 10^{-6} 表示，記為 mmho/cm 或 $\mu\text{mho/cm}$ 。導電度之測定需要用標準導電度溶液先行校正導電度計後，再測定水樣之導電度。

因此，當電極間的距離與電極面積固定後， C_X 數值即為定值， K 為已知電壓，透過 R_X 的變化，可得出 f_X 變化。 R_X 越小， f_X 越大；反之， R_X 越大， f_X 越小。此部分數值變化與導電度定義變化一致。



3.4 多層式導電率監測儀原理

本研究所使用多層式導電率監測儀，是藉由導電度計原理，將多組電極安裝於不同深度，並將這些電極所測得的電阻與已知電阻進行比較，其相關運作原理係利用電子主被動電子元件組成並聯電路，進而檢測不同深度導電度值。

不同主被動電子元件其電路圖組成方式不同，以現行市面上常見的主動電子元件-運算放大器 (Operational Amplifier, OP) 為例，運算放大器係由電晶體與二極體所組成的主動電子元件，該電子元件的特點為輸入端有+IN 與-IN 二訊號，且輸入端兩側電壓值為一致的特性，經過電路板配線後，可得知 V_{OUT} 處的電壓，並進一步進行儀器組裝與應用。以運算放大器是採用減法器的配線原理進行配線為例，減法器的電路配置圖概念如圖 3.3：

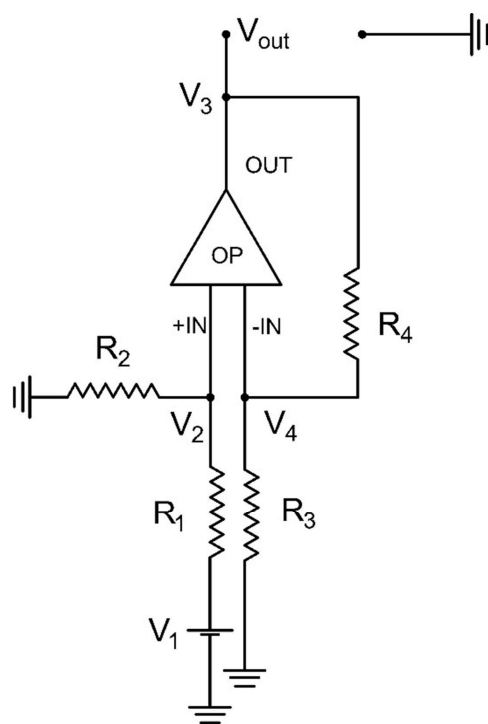


圖 3.3 OP 減法器電路配置概念圖

當提供一電源 V_1 時，電流 (I) 會經 R_1 與 R_2 形成迴路，因此可透過式 3.3 計算可得出電流 I 。



$$V_1 = I \times (R_1 + R_2) \quad (\text{式 3.3})$$

當 I 已知後，可由式 3.4 得知 V_2 與 V_4 的電壓

$$V_2 = V_4 = V_1 - I \times R_1 \quad (\text{式 3.4})$$

當 V_4 已知後，可由式 3.5 得知流經 R_3 的電流 (I')

$$V_4 = I' \times R_3 \quad (\text{式 3.5})$$

又流經 R_3 與 R_4 的電流係由 V_{OUT} 處出發，因此流經 R_3 與 R_4 的電流一致，因此可以得到式 3.6

$$V_{OUT} - I' \times R_4 = V_4 \quad (\text{式 3.6})$$

將式 3.3 ~ 3.6 整理後，可以得出式 3.7

$$\begin{aligned} V_{OUT} &= V_4 + I' \times R_4 = V_4 + \frac{V_4}{R_3} \times R_4 = V_4 \times \left(1 + \frac{R_4}{R_3}\right) \\ &= (V_1 - I \times R_1) \times \left(1 + \frac{R_4}{R_3}\right) \end{aligned}$$

$$V_{OUT} = \left(V_1 - \frac{V_1 \times R_1}{R_1 + R_2}\right) \times \left(1 + \frac{R_4}{R_3}\right) = V_1 \times \left(\frac{R_2}{R_1 + R_2}\right) \times \left(\frac{R_3 + R_4}{R_3}\right)$$

OP 減法器電路圖輸出電壓計算公式 (式 3.7)

透過式 3.7 可知，不同電阻將使得 V_{OUT} 數值產生變化，當電阻中僅 R_3 為未知電阻，其他 R_1 、 R_2 、 R_4 電阻為已知時，此時式 3.7 將變為式 3.8，此時即可用此公式得知單一未知電阻電阻，並可由 V_{OUT} 數值變化得知導電度。

$$V_{OUT} = V_1 \times k_1 \times \left(1 + \frac{k_2}{R_3}\right)$$

OP 減法器導電度測量原理 (式 3.8)

本次實驗將使用多層式導電率感測尺，係扁平長條水尺型之精密多層水體感測尺，在高強度尺殼上每 4cm 佈設一對不銹鋼感水電極組，尺殼內防水膠封訊號處理電路，整批輸出每一對電極組之精密導電率數值。

感測尺結構上以 52 cm 為一段感測單元，一段感測單元具備一組溫度電極，提供溫度補正用數值。串接 3 段感測單元並灌膠成為 156 cm 長之基本感測

尺，末端接出一體封膠 PU 防水電纜，以 6 芯線輸出 39 組電極組訊號。感測尺使用時可串接多至 5 支感測尺，各條電纜並聯接入測讀傳訊器、組成量程達 7.8 m 之 195 層高精度之水體導電度剖面傳訊站，電路圖設計概念如圖 3.4。

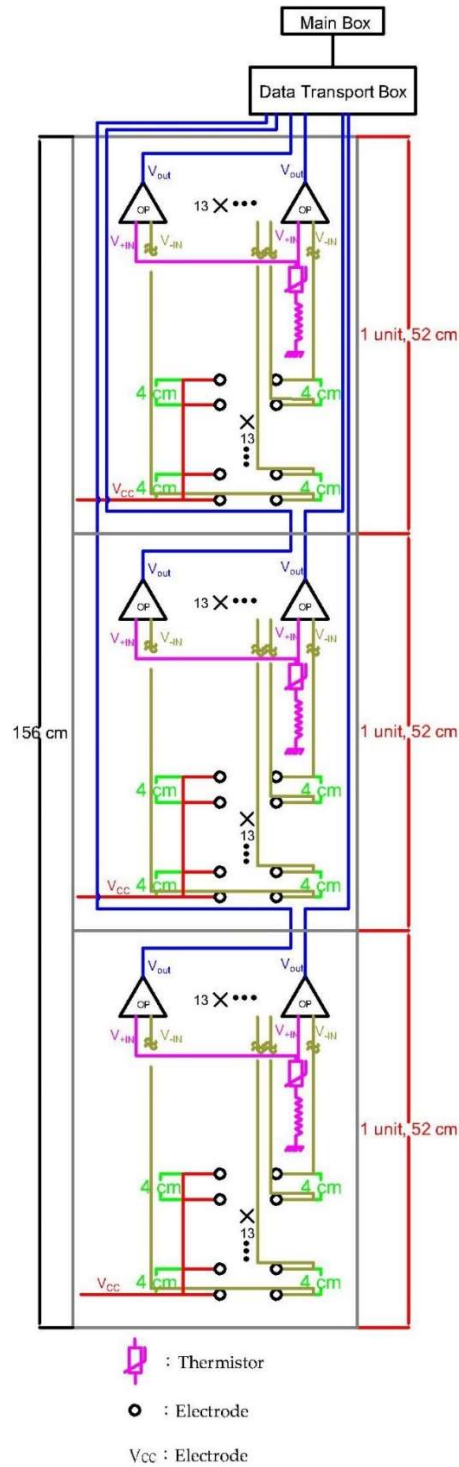


圖 3.4 RPMS 電路示意圖

多層式水體感測尺跳脫傳統感測器概念，以多層電極同步數位化感測方法，消除傳統感測器各自調校存在之不確定度與訊號轉換誤差，而能提供均等精密之多層剖面測值。

若測尺內部轉換導電率的工作電壓及電容都相等，則各層感測電極的測值都能有一致的係數，從而剖面儀能夠一次測出準確對應於導電度 EC 的多數層導電率，因複數組電極組的物理尺寸及內部訊號轉換與環境參數都能一致，從而對導電率的分布差異與污泥濃度差異形成的界面分辨力較佳。在此情況下，不同層水體因膠羽分布沉降或污泥濃度的差異即能被精密分辨出來。

由圖 3.4 可知，RPMS 約可分為二部分，分別為主機 (含電源、數據貯存器、控制模組、數值顯示面板、訊號輸出模組)、數據轉換器及感測器。本次感測器係採用二支 156 cm 基本感測尺進行串接組合，將二感測尺訊號依照深度排列連接至數據轉換器，並可由控制模組調整儀器檢測頻率與數據存取頻率，現場可直接讀取不同深度測值或顯示已存取於數據貯存器內數據，以及透過傳輸線連結筆記型電腦輸出數據貯存器內之數據。

若新增無線傳訊模組、網路傳輸模組與加裝太陽能電源後，即可達到即時遠端監控，透過即時監控系統，可提高現場操作人員反應的速度並縮短應變時間。將收集到的數據進行大數據分析，進一步改善給水廠內操作單元的操控參數，俟人工智能技術發展成熟時，可再大幅提升淨水效能，達到節能減碳並提升效率的目的。

3.5 導電率監測儀與導電度計差異

導電度計屬於通用的水質參數，然而，每個導電度計係各自有其內部的調整係數，每台導電度計皆具有一定程度的系統性誤差，從而對導電率分布有差異的污泥界面的分辨力之精度較不足；而導電率監測儀因複數組電極組的物理尺寸及內部訊號轉換與環境參數都能一致，從而對導電率的分布差異與污泥濃度差異形成的界面分辨力較佳。

現今國內水中導電度檢測方法，為使量測數值具有統一性偵測條件，因此在儀器上有其規格上限制與規範，若非依照導電度計儀器設計規範與限制，則測得之數據不可稱為導電度，僅能稱之為相對導電率 (Relative Electrical conductivity, R-EC)，本研究使用之多層式導電率監測儀電極間距不符合導電度計電極規範，如要將導電率數值與導電度計數值進行比較，需進行導電率與導電度計的率定，以及另外針對溫度進行校正。

然而，每個導電度計係各自有其內部的調整係數，複數個導電度計分別對高低不同標準液校正時不易皆能有一致的測值，若將導電度計依照 RPMS 方式設計，則可能因為各自儀器內部誤差，使得污泥界面的導電率分布差異分辨力較為不明顯，並且造成設備體積龐大，安裝成本將較為高昂。

而 RPMS 並無遵守導電度計之定義，其電極間距為 4.5 公分。RPMS 係透過濾波器方式，將多組電極並聯，每組電極間隔 4 公分，透過與一已知電阻數據進行比較，進而得到相對導電度。RPMS 與傳統導電計相比，前者現今尚未能有效校正導電度值，因此在本篇研究中，為區分傳統導電度計與 RPMS 測得的導電度，RPMS 測得的導電度單位將以 R-EC 為單位表示之。



3.6 實驗場址

混凝加藥在淨水程序中是一個非常重要的單元，如果此單元效能不足，將影響整個出水水質。較差的顆粒凝結將會影響膠凝膠羽大小，進而導致顆粒重量不足，無法依靠本身重量沉降去除。

為進行 RPMS 測試，本次實驗場址選定於台水公司第二區管理處大湳給水廠之二次污泥濃縮池與平鎮給水廠之高速膠凝平板式污泥毯澄清池作為實驗場址。

3.6.1 大湳給水廠

大湳給水場座落於桃園市國際路一段桃園大圳北側，場佔地為 13.8 公頃，每日出水量可達 450,000 立方公尺，其原水水源主要來自石門水庫及鳶山堰。

水庫水質在汛期或大雨期間，因沖刷上游土壤致使水庫原水濁度飆升，產生高濁度原水，此時水庫啟動分層取水，抽取上層原水，使其進入廠內原水約在 2,000 NTU ~ 3,000 NTU，以減輕大湳廠設備負荷。

大湳給水廠主要原水水源，其中 75%取自鳶山堰，因鳶山堰水源流動小，途經大漢溪易受沿線支流污染，加上近年氣候旱澇不均，每至夏季(7~9 月)累積過長時間沒有大雨沖刷時，即造成鳶山堰原水優養化嚴重，使水中養分變多，藻類滋生嚴重，導致水中 pH 升高。當這些藻類死亡時，隨之釋放出大量臭味分子，造成原水臭味問題，但經淨水處理及消毒後，臭度皆符合飲用水水質標準，惟部分民眾因個人口感問題，反映家中自來水有異味。



3.6.2 大浦給水廠-二次污泥沉澱池

污泥沉澱池之污泥為接收淨水程序之沉砂池與沉澱池的顆粒與膠羽，而二次污泥沉澱池為沉澱污泥的最後一個程序。原水顆粒（如沙子與膠羽）被排放至污水處理程序之混合槽，在後續分析時，除需考慮天然顆粒之外，尚需考慮添加混凝劑形成的膠羽污泥。

如果污泥濃度足夠，則可促使污泥脫水機有較好的脫水效率；污泥濃度過低，將導致污泥脫水機的能源效率較低；污泥濃度過高，將使得污泥難以排出，使得污泥脫水機損壞率提升。目前現場所使用的污泥脫水機為壓濾式脫水機，藉由二次壓的方式產出污泥餅，不同濃度操作條件不同。當污泥濃度為 2.5~4%時，進料時間 6 小時，二次壓 50 分鐘；污泥濃度 4~6%時，進料時間 5 小時，二次壓 40 分鐘；污泥濃度 6~9.5%時，進料時間 3 小時，二次壓 30 分鐘。藉此操作方式產出污泥餅，並控制污泥餅含水量介於 48~58%之間。因此，控制濃縮污泥的濃度，為污泥脫水之關鍵因素。

表 3.2 大浦給水廠二次污泥沉澱池設計規格

二次污泥沉澱池	
池數	2 池
內徑*水深	15.8 公尺*4.3 公尺
有效容積量	895.0 立方公尺
污泥乾重	25.3 頓/天
污泥濃度	2.5%
污泥比重	1.01
進流污泥量	1,002.0 CMD
水力停留時間	42.9 小時 (以 1,002.0 CMD 計算)
污泥濃縮池攪拌機	2 台 (備用一台)
污泥濃縮池攪拌機馬力	1.7 KW

為避免監測時儀器被刮泥機運作時損壞，廢水處理程序選擇大湳給水廠二次污泥沉澱池進行實驗與監控，二次污泥沉澱池設計規格，如表 3.2。

由圖 3.6 為二次污泥沉澱池顆粒沉降示意圖，其主要包括顆粒沉降、層沉降與壓密沉降，其中除了顆粒沉降外，其他的沉降模式均與混凝劑有關，而混凝劑將影響導電度，因此在不同深度測得的導電度可能反應了不同顆粒沉降模式。

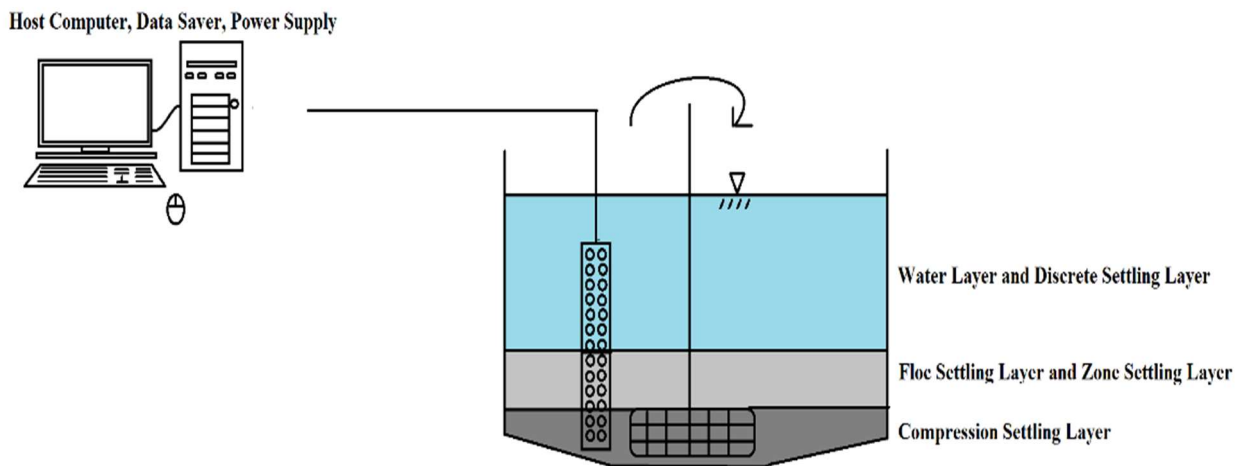


圖 3.6 大湳給水廠污泥濃縮池 RPMS 安裝示意圖

在本實驗中，感測器長度為 3 公尺，二次污泥濃縮池水池深度為 4.5 公尺，考量二次污泥濃縮池底部設有刮泥機，為避免儀器遭刮泥機拉扯損壞，因此在實場進行長期監測時，將自水面起至深度 3.0 公尺處進行水質監測，而進行採樣時，則將 RPMS 放置水池底部，並自水池深度 1.5 公尺起至 4.5 公尺處進行監測。



3.6.3 平鎮給水廠

平鎮給水廠由石門淨水場與平鎮淨水場合併稱之，石門淨水場位於桃園市楊梅區埔心火車站北方約一公里山麓，東臨縱貫鐵路，西臨高速公路，每日設計出水量為 120,000 立方公尺；平鎮淨水場位於桃園市平鎮工業區內，場佔地為 13.8 公頃，每日設計出水量可達 600,000 立方公尺，兩淨水場原水水源均來自石門水庫。

其中平鎮淨水場高程比石門水庫要高，因此其原水須倚靠抽水馬達加壓。原水由石門水庫分層取水井經三坑抽水站與後池堰第二抽水站抽取原水送至平鎮淨水場進行處理後供水，其原水供應方式如圖 3.7。

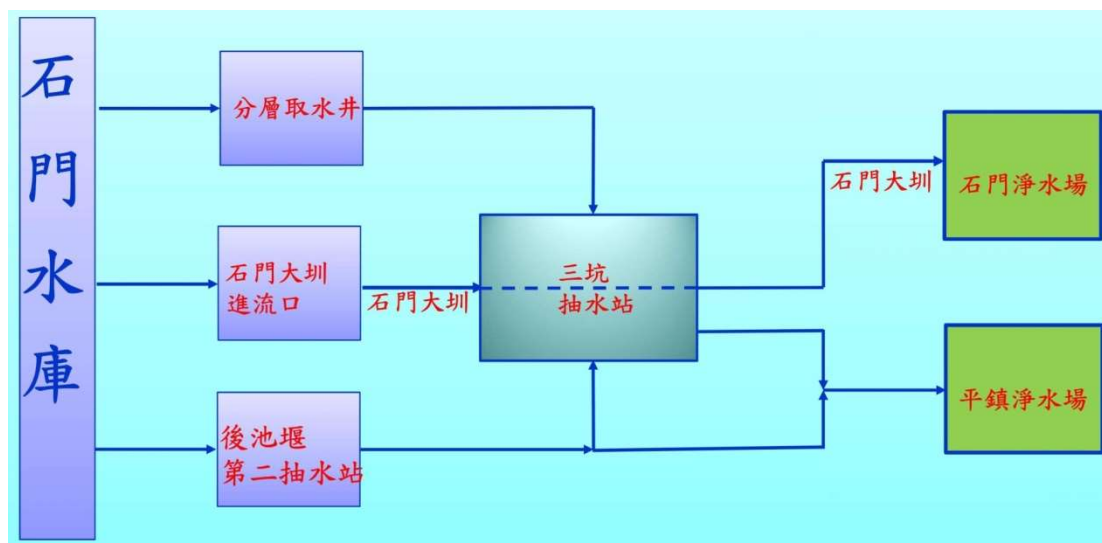


圖 3.7 平鎮給水廠原水供應圖

平鎮給水廠主要供應楊梅、中壢、大園所轄區約 100 萬人民生及工業用水，並自 110 年 4 月起支援新竹市湖口與竹北等地區用水，目前總供應戶數 48 萬餘戶；供水人口數約為 132 萬人 (如圖 3.8)。



圖 3.8 平鎮給水廠供水範圍



3.6.4 平鎮給水廠-高速膠凝平板式污泥毯澄清池

本研究另一研究場址位於平鎮淨水場之高速膠凝平板式污泥毯澄清池 (High-Speed Flocculation Flat Bottom Type Sludge Blanket Clarifier, HFSBC)，屬於高速膠凝沉澱池的形式之一，具有設置面積小，處理水量大，且濁度有較大緩衝空間等優點。

相較於傳統混凝沉澱單元，污泥毯澄清池需將污泥毯穩定性作為優先考量，當污泥毯穩定後，才可進行污泥毯對水質處理的去除效率控制 [88]，而澄清池對去除濁度係藉由污泥毯對懸浮顆粒進行攔截與阻留。

HFSBC 係先將 PAC 於跌水前完成加藥，並自進水溢流堰、原水進水渠、進水歧管直到噴嘴，這一階段為快混。沉澱池地底利用噴嘴噴射流擴散能量於沉澱池之混合作用，這一階段為慢混膠凝作用。

HFSBC 為上流污泥氈式，池底為平底式，池內不需一般傳統沉澱池之複雜機械設備，加藥後之原水經由進水渠，進水歧管，側向分水管最後向下由噴嘴噴出。由噴嘴釋放之能量造成混凝作用，而沉澱池污泥則靠向上速度水頭支撐。

當斗內之污泥與上流之沉澱水隔離後，排除至廢水集流井而沉澱水則由集水槽匯流至沉澱水渠後流到快濾池，如圖 3.9。而將 RPMS 安裝於 HFSBC 目前污泥斗內的污泥排放係由定時器控制排放，如圖 3.10，相關現場安裝情形如圖 3.11。有關平鎮淨水場 HFSBC 相關設計參數與規格如表 3.3。

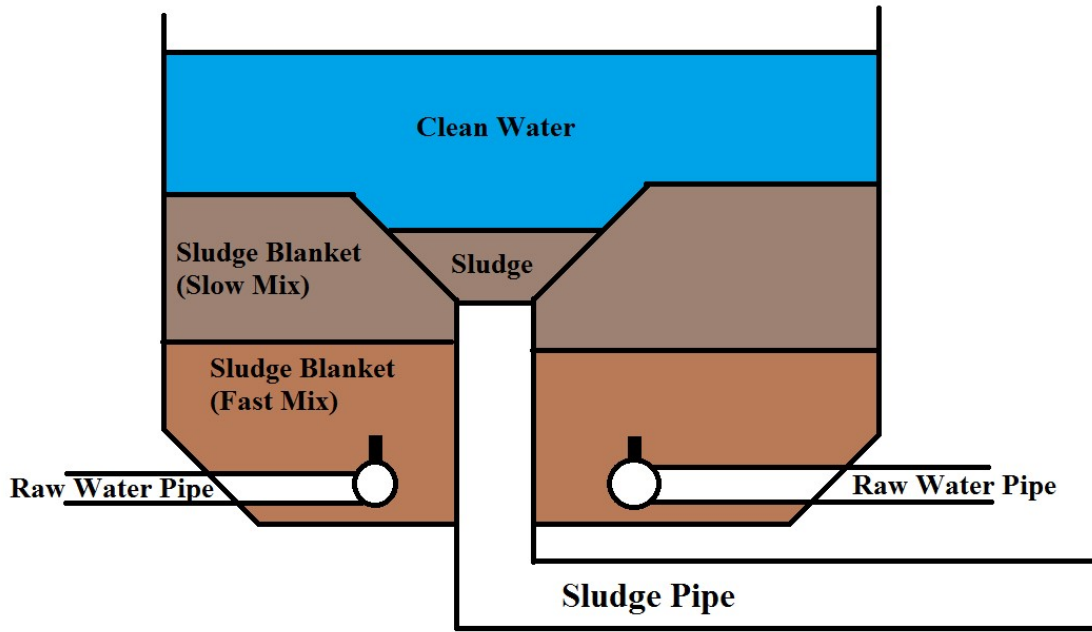


圖 3.9 HFSBC 示意圖

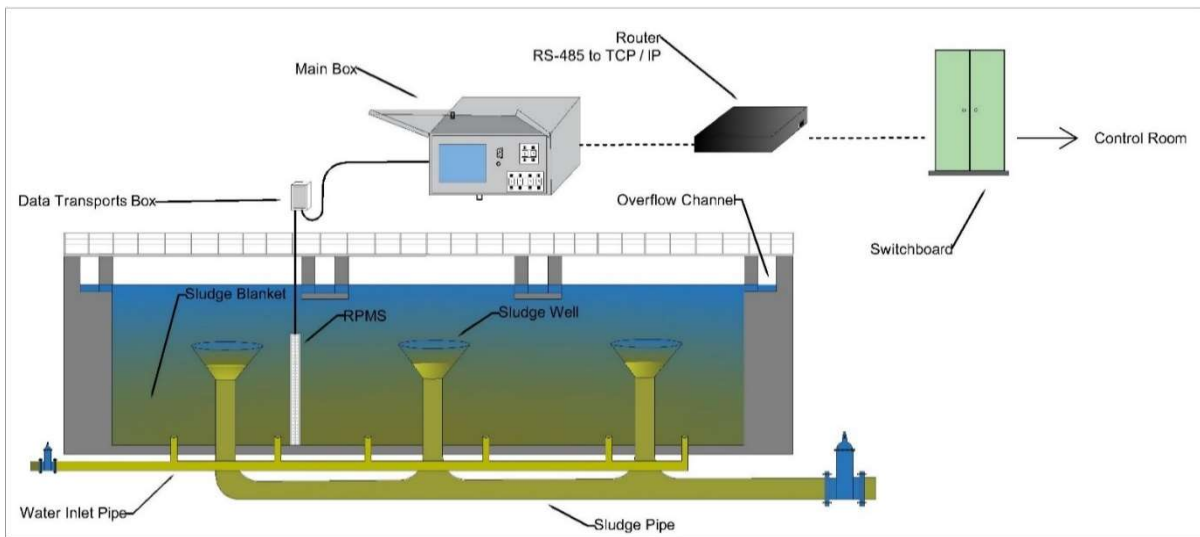
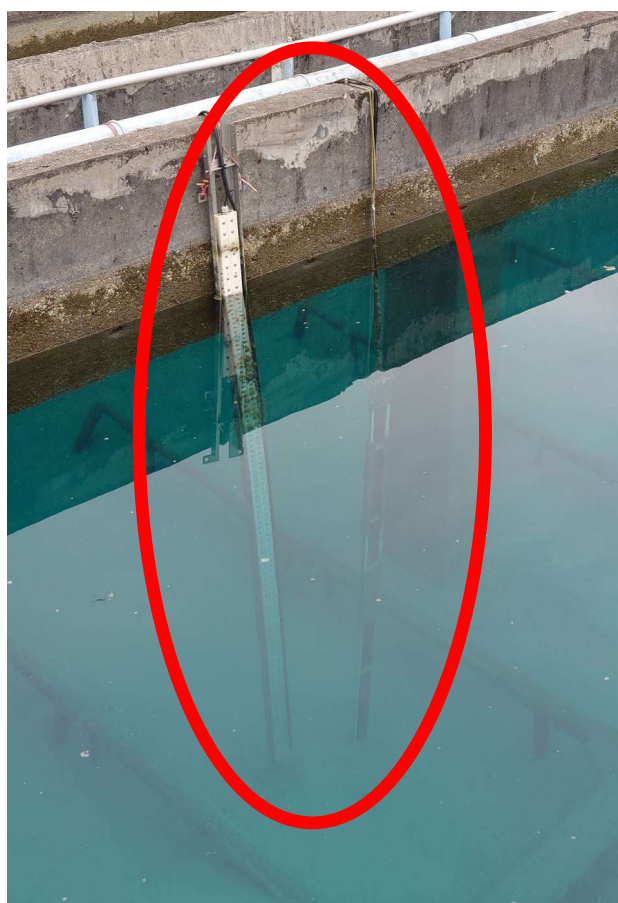


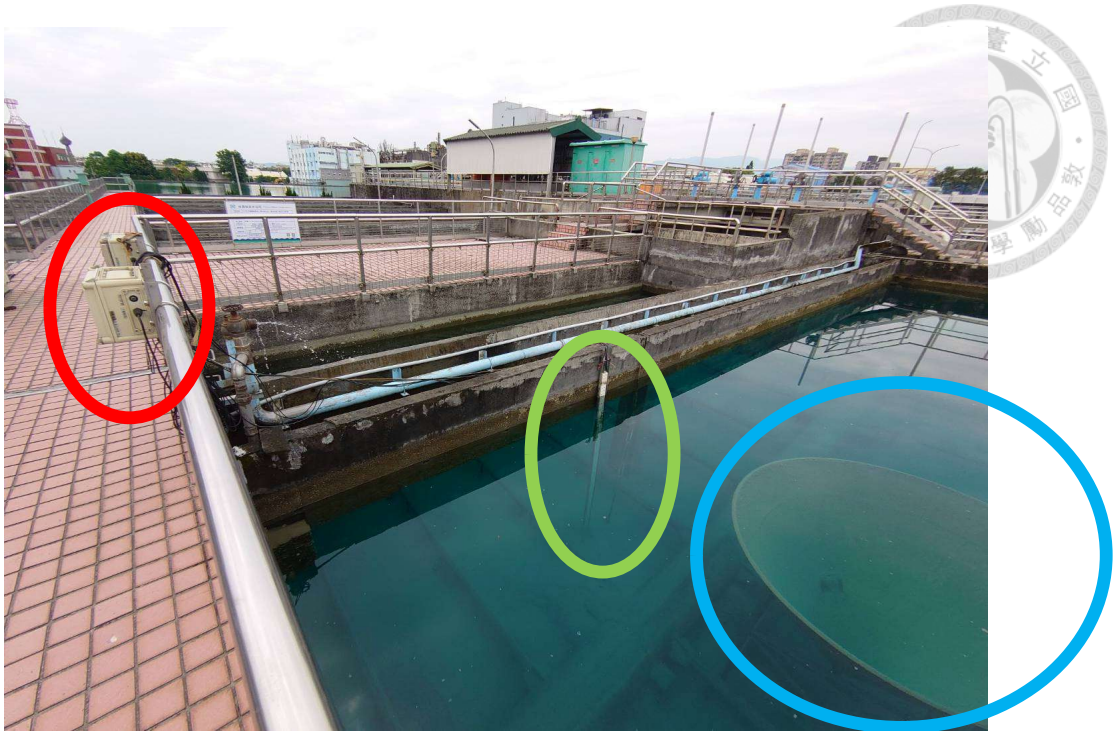
圖 3.10 RPMS 安裝於 HFSBC 示意圖



(a)



(b)



(c)

圖 3.11 (a) Main Box 實場安裝照片；(b) RPMS 實場安裝照片；(c) RPMS 安裝於 HFSBC 現場照片(紅色為 Main Box，綠色為 RPMS，藍色為 Sludge Well)

表 3.3 平鎮給水廠 HSFBC 設計規格

高速膠凝平板式污泥毯澄清池		
池數		4 池
長度*寬度*水深		32.2 公尺 * 15.8 公尺 * 4.8 公尺
總表面積		4,070 平方公尺
流量	平均	30 萬 CMD
	最大	45 萬 CMD (出流水濁度<10 NTU)
	操作值	28 萬 CMD
混凝時間	平均流量	11 min
	最大流量	8 min
	操作流量	13 min



3.7 取樣

3.7.1 大湳給水廠二次污泥濃縮池

將於大湳給水廠二次污泥濃縮池以 0.5–1 公尺、1.5–2 公尺、2–2.5 公尺、2.5–3 公尺、3–3.5 公尺、3.5–4 公尺與 4–4.5 公尺等深度進行取樣，不同深度各採集 1000 毫升水樣，取樣日期分別為 2019 年 7 月 22 日、2019 年 8 月 12 日、2019 年 8 月 27 日、2019 年 9 月 10 日與 2019 年 9 月 25 日。

3.7.2 平鎮給水廠高速膠凝平板式污泥毯澄清池

將於平鎮給水廠高速膠凝平板式污泥毯澄清池，以證明導致其導電度差異的主要原因。因此後續將於溢流渠、0.5–1 公尺、1.5–2 公尺、2.5–3 公尺、3.5–4 公尺與 4–4.5 公尺等深度進行取樣，不同深度各採集 1000 毫升水樣，取樣日期分別為 2021 年 6 月 4 日、2021 年 6 月 10 日、2021 年 7 月 20 日、2021 年 7 月 26 日。

第四章 結果與討論

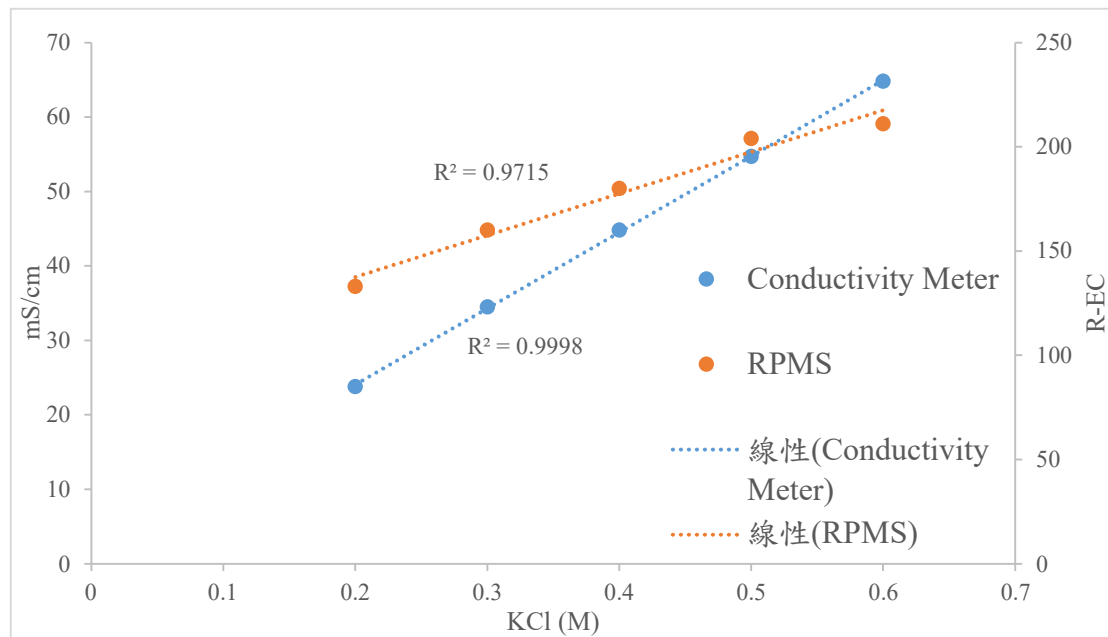


4.1 RPMS 與傳統導電度計差異

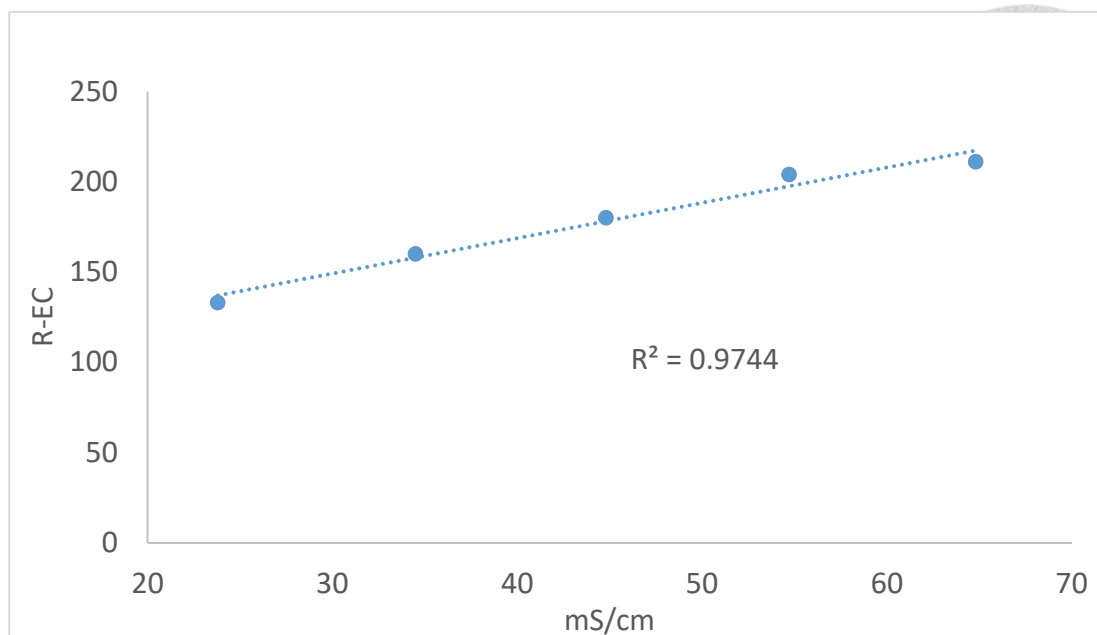
圖 4.1 為傳統導電度計與 RPMS 檢測不同濃度 KCl 溶液，其對應產生之不同導電度比較圖，RPMS 與傳統導電度計測得之相對導電率與導電度如表 4.1。

表 4.1 不同 KCl 濃度之相對導電率與導電度

KCl 溶液濃度	M	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6
	ppm		14,910	22,365	29,821	37,276
RPMS 相對導電率偵測值 (R-EC)		133	160	180	204	211
傳統導電度計 (mS/cm)		23.8	34.5	44.8	57.7	64.8



(a)



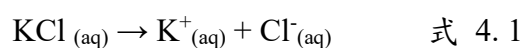
(b)

圖 4.1 (a) 傳統導電度計與 RPMS 檢測不同 KCl 濃度之導電度變化；(b) RPMS 與傳統導電度計性能比較

由圖 4.1(a) 中可發現，在相同 KCl 濃度下與零階反應模擬下，RPMS 測得之 R-EC 與 KCl 之 R^2 值為 0.9715，傳統導電度計測得之 KCl 之 R^2 值為 0.9998，兩儀器的數值變化關聯性 R^2 值達 0.9744，其結果明確指出該儀器功能與傳統導電度計的變化一致，惟 RPMS 精確度略低，爰 RPMS 尚須與傳統導電度計完成率定校正外，其功能已和傳統導電度計一致。

依據美國環境保護局 (EPA) Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes 資料顯示，在 25°C 條件下，0.01 M KCl 導電度約為 1,413 micromhos/cm，而 micromhos/cm 亦稱為 microsiemens/cm ($\mu\text{S}/\text{cm}$)，經計算後，與本次實驗數據大致相符。

KCl 溶入水中後將在水中解離形成 K^+ 與 Cl^- 離子，如式 4.1，由此可知該解離反應為一階反應，然而，KCl 屬強電解質物質，在低濃度時，可完全解離，因此在低濃度下，其變化應視為零階反應。



相較於傳統導電度計，若將傳統導電度計依據不同深度設置一組電極，需安裝多台傳統導電度計，且每台導電度計間具有儀器誤差，需針對每台導電度計進行校正。而 RPMS 係採濾波器原理進行，因此可有效避免不同電極間造成的誤差，利用電極偵測不同深度的相對導電度，可以有效判別出清水層與污泥層的導電率差。如依照 RPMS 的檢測數量安裝傳統導電度計，需要 36 台傳統導電度計，而安裝 RPMS 只需安裝一組。

4.2 大浦給水廠

本次於大浦給水廠二次污泥濃縮池取樣日期分別為 2019 年 7 月 22 日、2019 年 8 月 12 日、2019 年 8 月 27 日、2019 年 9 月 10 日與 2019 年 9 月 25 日，每次水質採樣的分析結果如圖 4.2~圖 4.6 所示，後續將針對每日的水質變化與平均導電率逐一進行比較分析，惟本次採樣係針對廢水程序的淨水污泥，此部分涉及給水廠混凝劑添加問題，因此重金屬分析部分，僅針對水中的 Al^{3+} 濃度進行分析。

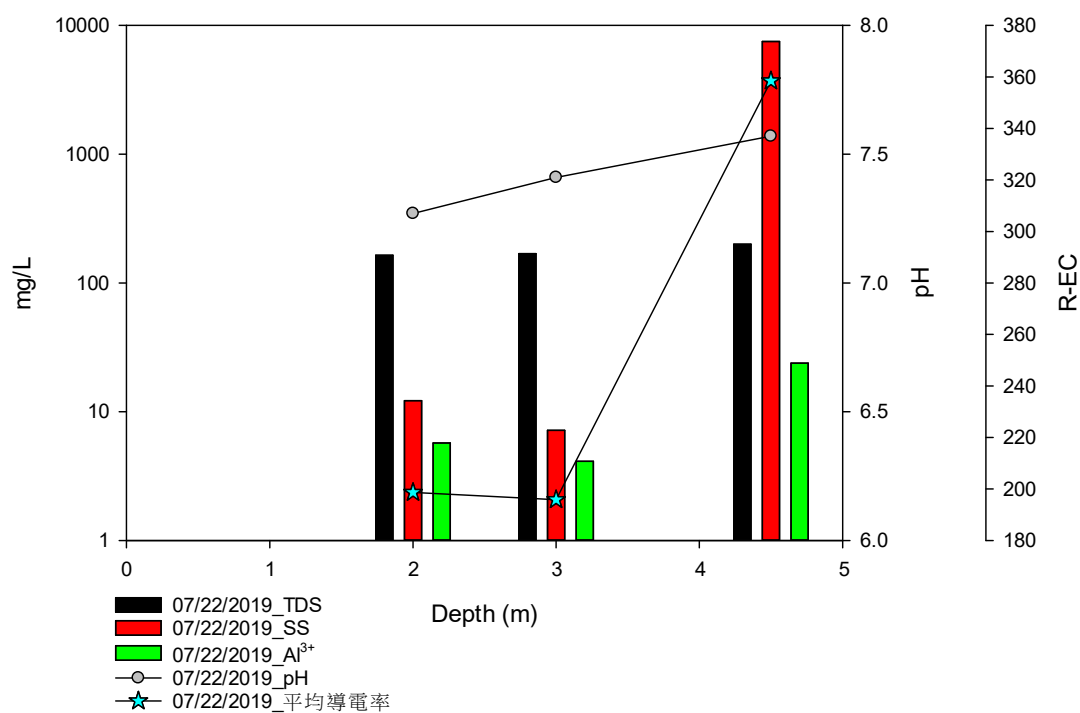


圖 4.2 2019 年 7 月 22 日水質分析結果

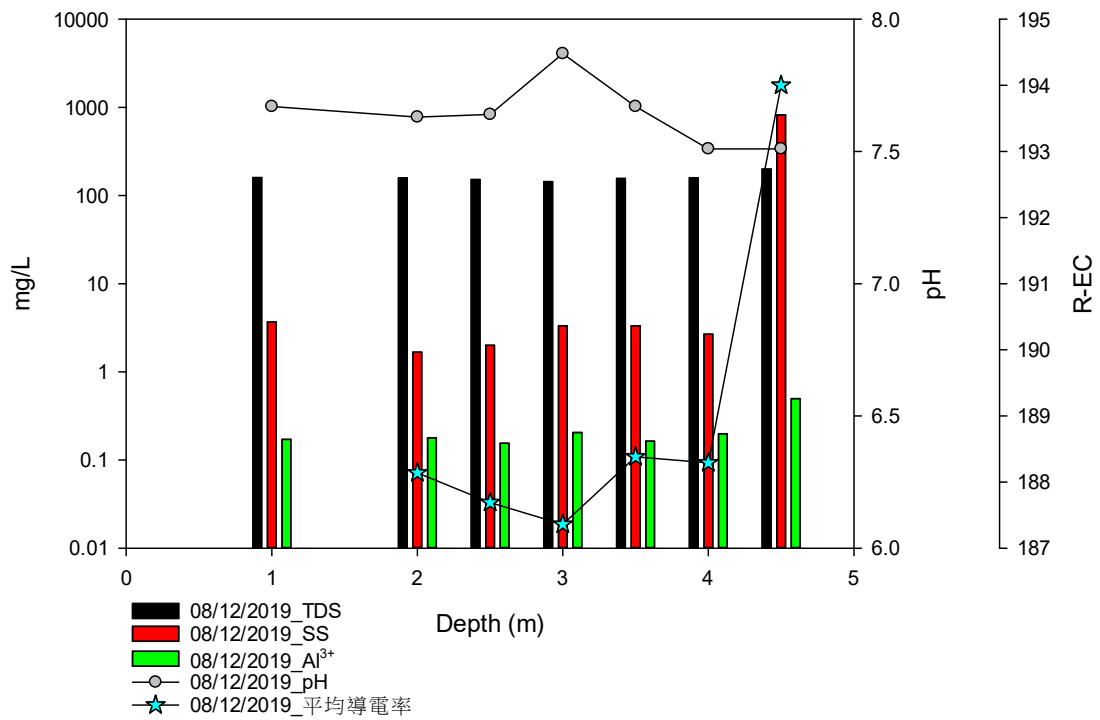


圖 4.3 2019 年 8 月 12 日水質分析結果

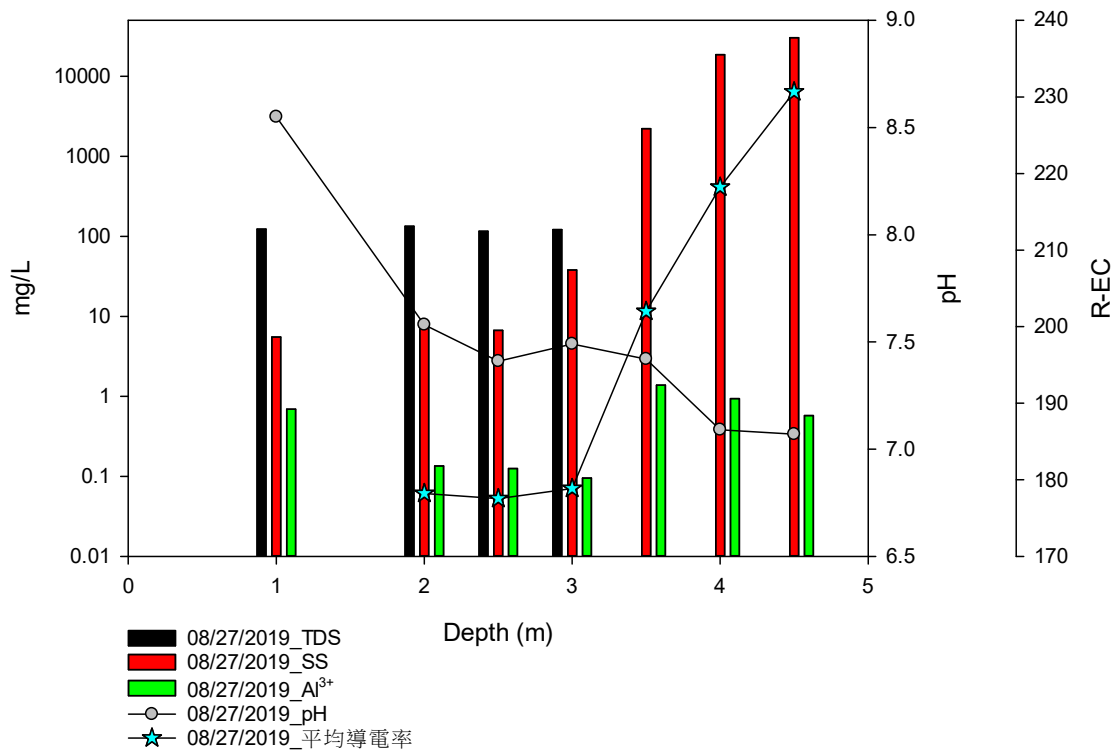


圖 4.4 2019 年 8 月 27 日水質分析結果

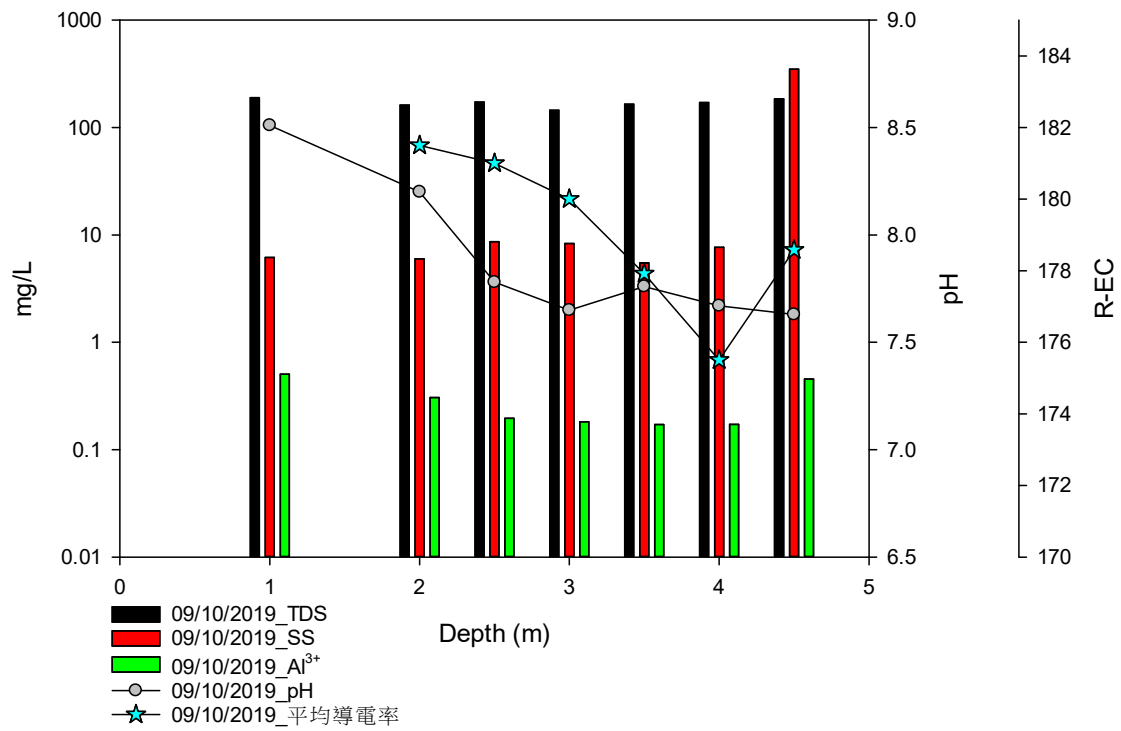


圖 4.5 2019 年 9 月 10 日水質分析結果

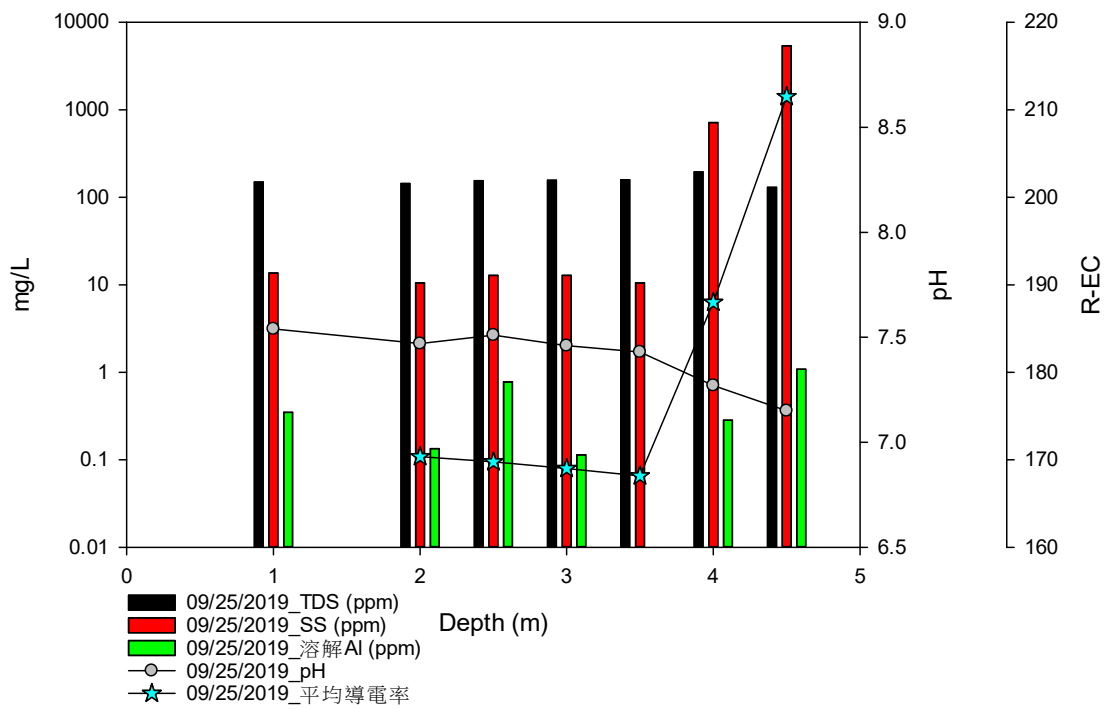


圖 4.6 2019 年 9 月 25 日水質分析結果

4.2.1 大滿給水廠二次污泥濃縮池短期監測結果

因二次污泥濃縮池底部設有刮泥機，為避免儀器遭刮泥機運作時破壞，同時進行長期監控，感測器安裝位置距離水池底部為 1.5 公尺處，並於 2019 年 5 月 17 日至 6 月 6 日進行連續監測，監測結果如圖 4.7，二次污泥濃縮池之設計，污泥濃度隨深度越深而濃度越高，圖 4.7 結果變化趨勢與二次污泥濃縮池相關設計概念大致上一致，將圖 4.7 長期監測結果依據數值變化特性，分為以下三種 (圖 4.8~4.10)：

- (1) 圖 4.8 不同深度 R-EC 具有導電度反升層、清水層、顆粒層降與層沉降以及壓密沉降等四種特性者。
- (2) 圖 4.9 不同深度 R-EC 分為清水層與污泥層等二種特性者。
- (3) 圖 4.10 因過度排泥，導致水位低於原先設定基準水面，因此部分 RPMS 電極暴露在空氣中者，以及其餘的 R-EC 位於水池水中者。

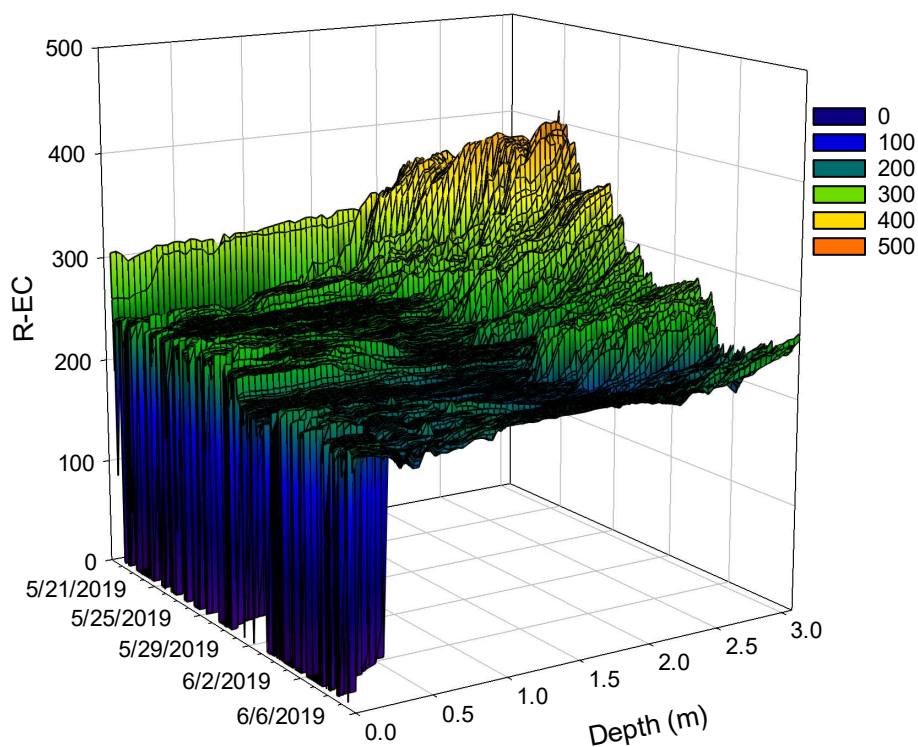
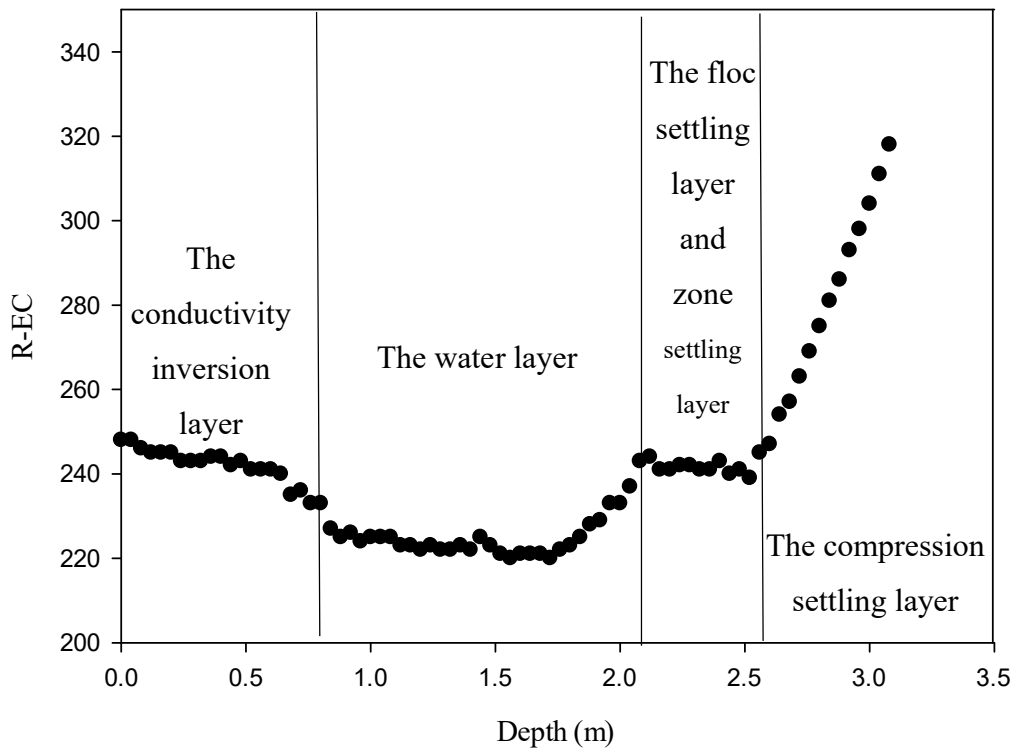
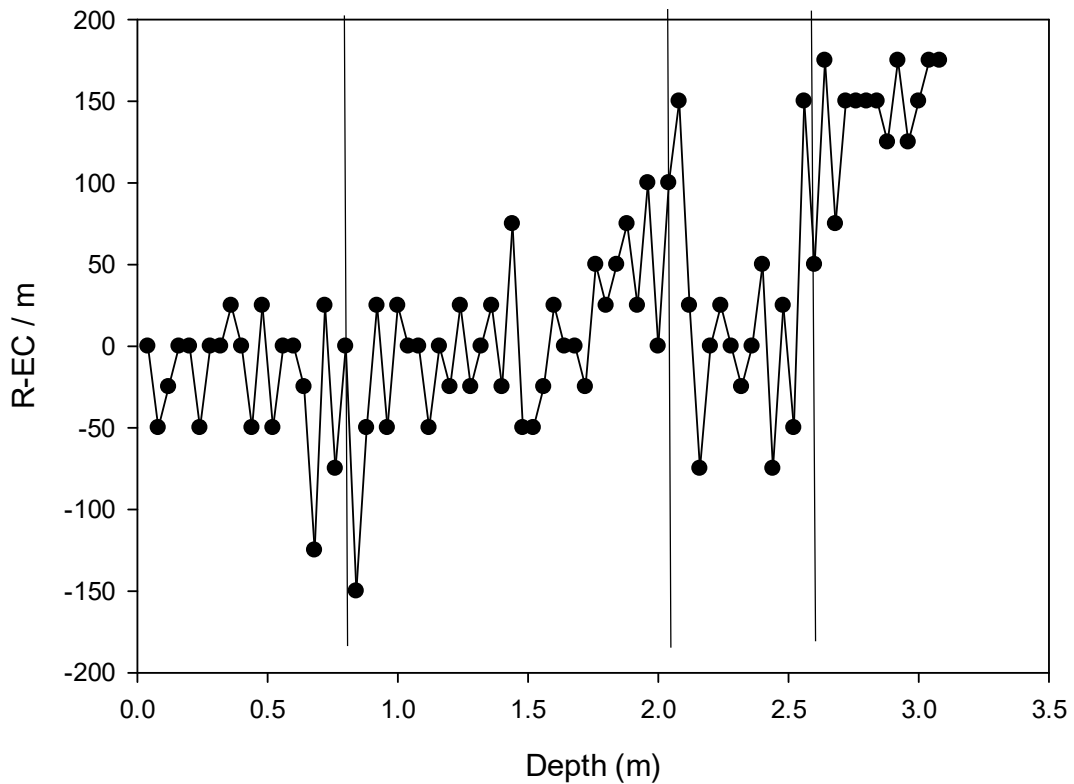


圖 4.7 2019 年 5 月 17 日至 6 月 6 日不同深度 R-EC 監測圖

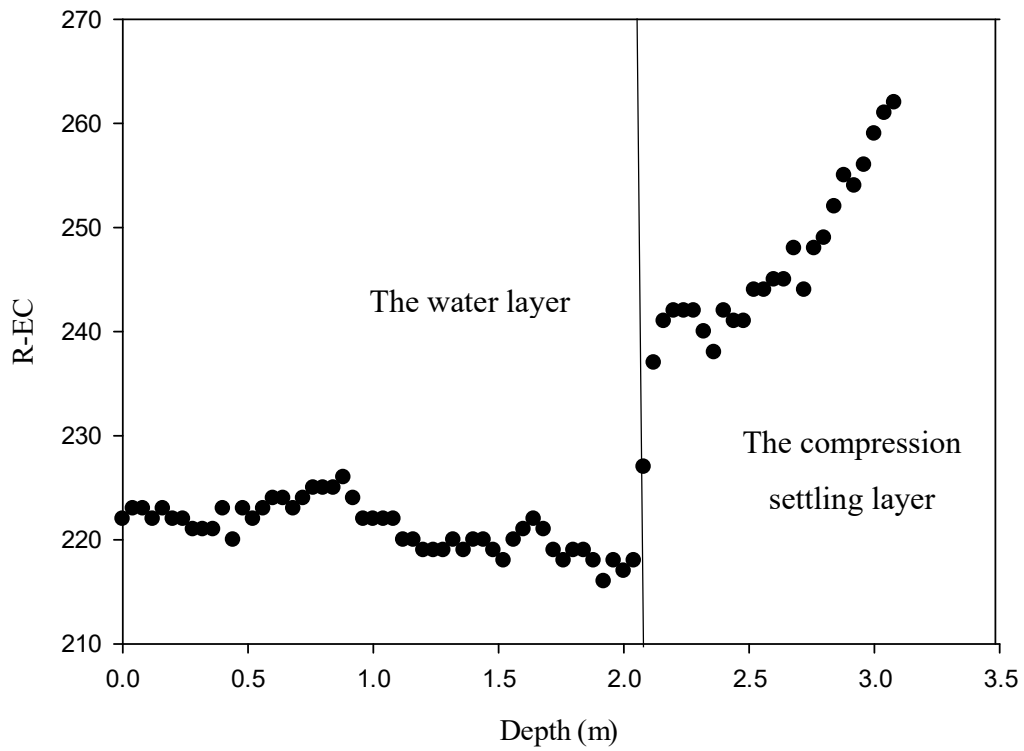


(a)

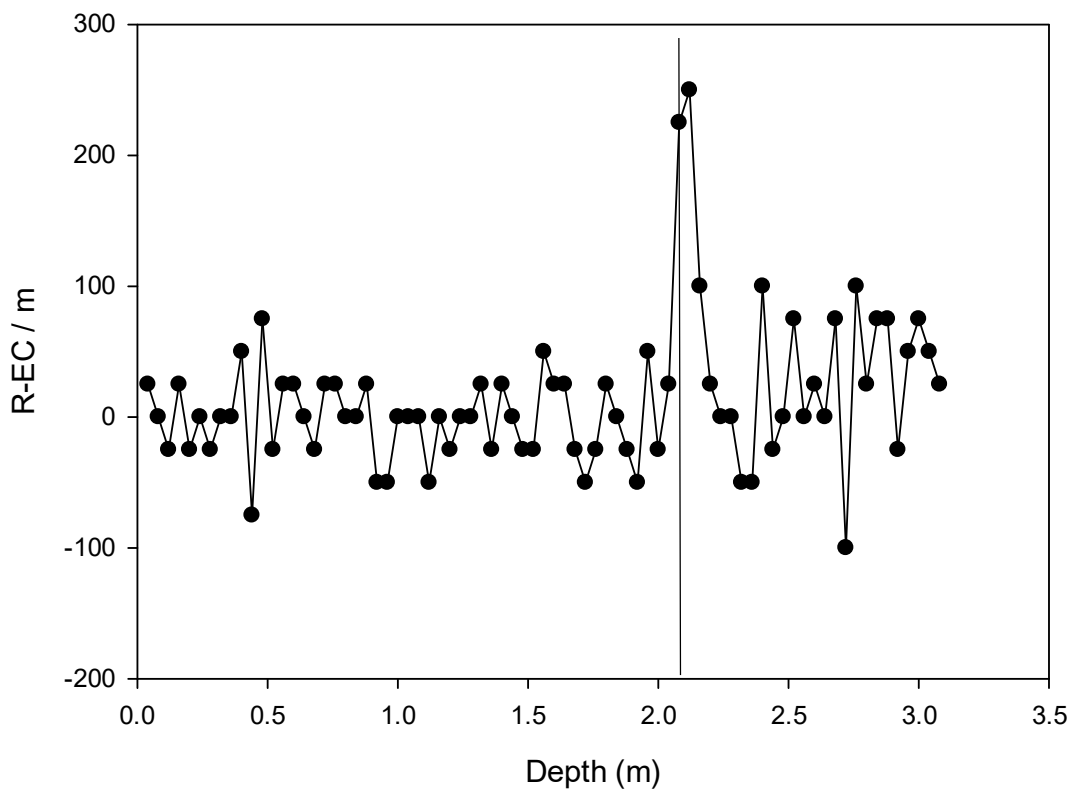


(b)

圖 4.8 (a) 不同深度導電度變化分佈可分為四層 (b) 不同深度斜率變化

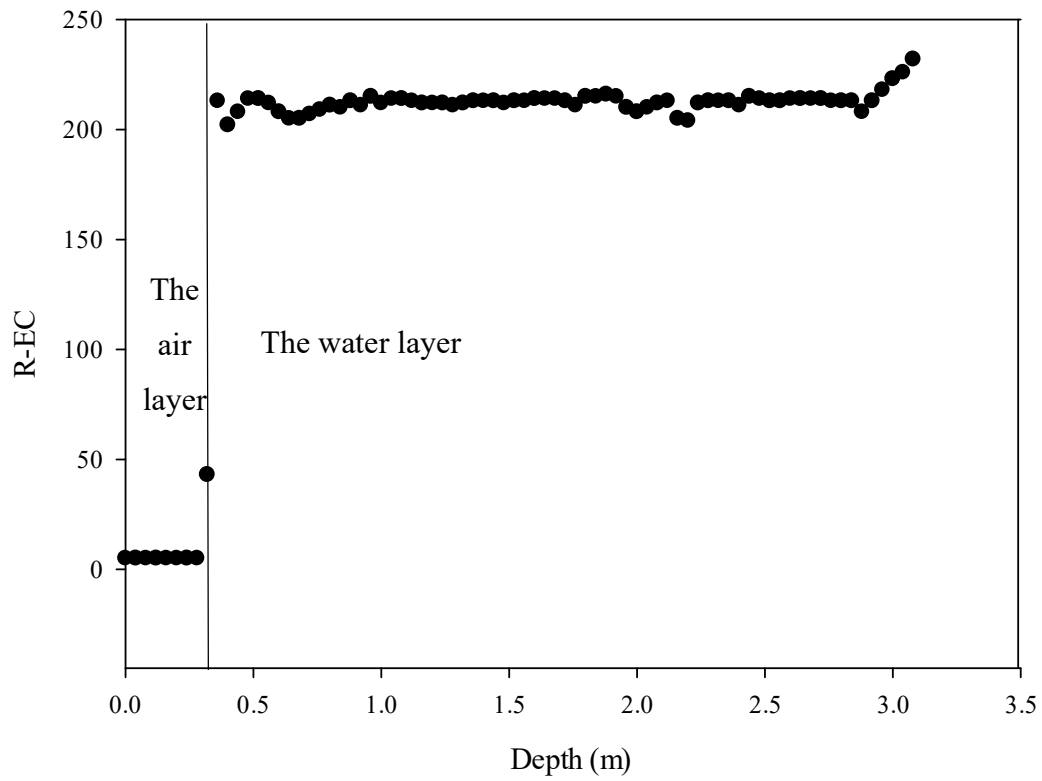


(a)

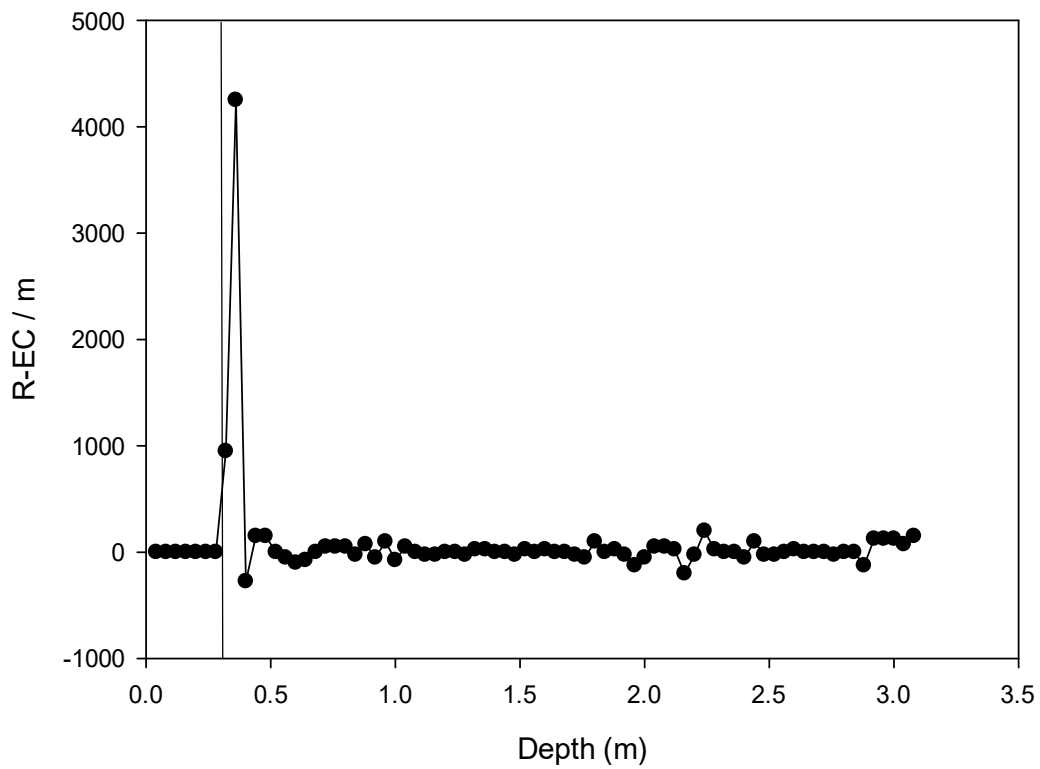


(b)

圖 4.9 (a) 不同深度導電度值分為兩層 (b) 不同深度斜率變化




(a)



(b)

圖 4.10 (a) 過度排泥，導電度分成兩層 (b) 不同深度斜率變化



在二次污泥濃縮沉澱池中，並無添加任何混凝劑，僅有池底刮泥機與進排水等功能，因此影響池內導電度的原因推測與污泥濃度有關。然而水池內的污泥濃度變化為一連續變化，相同層的導電度變化程度差異不大，當進入到不同層時，當 RMPS 電極介於兩種分層時，此時將會導致不同深度 R-EC 斜率瞬間變大，後續又變回穩定的 R-EC 斜率變化，因此由圖 4.8~4.10 的圖(b)斜率變化中可推測當連續兩個 R-EC 斜率變化大於 50 R-EC/m 以上時，即表示此時水池內的污泥沉降情形原則上已改變，因此將此變化定義為層與層的分界。

而影響污泥沉澱池中導電度的因素很多，可能造成沉澱池導電度增加的原因如下：

1. 沉澱池進流水導電度：進流水導電度越高，沉澱池導電度也越高。
2. 沉澱池污泥濃度：沉澱池污泥濃度越高，其所吸附的離子物質濃度也越高，導電度也越高；污泥濃度越低，其所吸附的離子物質濃度也越低，導電度也越低。
3. 沉澱池中添加之混凝劑：添加混凝劑影響導電度，然而添加混凝劑因會產生混凝沉降效果，未必會造成導電度上升或下降。
4. 沉澱池溶氧：深度越淺，水面中的溶氧就越高，則導電度越高；反之深度越深，水中溶氧越低，導電度也越低。
5. 沉澱池溫度：溫度越高，則水中溶解度越高，離子化程度也會越高，導電度也會隨之上升。
6. 沉澱池中微生物：微生物生長過程中釋放出有機物與離子使導電度上升。
7. 沉澱池水力停留時間：水力停留時間將影響化學反應時間與微生物生長時間，進而影響水中離子濃度。
8. 污泥結構：污泥結構越紮實，離子運動較不順暢，導電度越低；污泥結構越

鬆散，離子運動越順暢，導電度越高。

綜上所述，影響沉澱池導電度的因素很多，本研究是在自來水廠的沉澱池進行實驗，不同於生活污水處理廠等廢水處理場的污泥沉澱池，廢水處理過程中並無使用微生物處理法，爰本研究並未針對微生物影響進行分析。

由圖 4.8~4.10 明顯發現，RPMS 在判斷不同深度導電度，具有明顯的表現能力，但是除了圖 4.10 其導電度值可透過肉眼觀察得知其差異原因之外，圖 4.8 與圖 4.9 均須透過水質分析實驗分進行分析。為了了解不同深度污泥濃度與導電度的關聯性，本研究針對進行水質分析的項目如下：SS、TDS 與水中 Al^{3+} 等，以利進行後續數值分析並建立相關水質分析模型。



4.2.2 原水濁度

在淨水處理程序中，添加混凝劑是影響導電度變化的主要因素，通常高濁度原水的處理，混凝劑添加量也就越多。圖 4.11 為 2019 年 7 月 1 日至 9 月 30 日的大湳給水廠原水濁度紀錄。Water Well 代表與處理前的原水濁度，而 Flowing Out Desilting basin 代表預處理後的原水濁度。原水濁度高於 25 NTU 會影響淨水處理程序的穩定度，此時需於沉沙池中添加混凝劑，以進行預處理。

同時可從圖 4.11 中可以發現，混凝劑加藥量變化趨勢與原水濁度變化趨勢一致，在 2019 年 7 月 1 日起至 9 月 30 日期間，最低混凝劑加藥率為 7 月 30 日之 9.7 ppm，此時原水井原水濁度為 2 NTU，流出沉砂池的原水濁度為 7 NTU；最高混凝劑加藥率為 8 月 11 日之 71.7 ppm，此時原水井原水濁度為 803 NTU，流出沉砂池的原水濁度為 54 NTU。

當原水濁度較低時，此時仍會添加混凝劑，因此可以推測此時的污泥成分以膠羽污泥為主；反之，當原水濁度較高時，此時雖然添加較多混凝劑，但是此時因為原水濁度高，亦代表此時污泥中以泥沙等原生無機泥沙為主。在大湳給水廠二次污泥濃縮池採樣時間係 2019 年 7 月 22 日、2019 年 8 月 12 日、2019 年 8 月 27 日、2019 年 9 月 10 日與 2019 年 9 月 25 日，此時對照圖 4.11 可以進行初步判斷，8 月 12 日採樣日恰於最高濁度後進行採樣，因此該日應有最高污泥濃度，在二次污泥濃縮池中應有較高的污泥濃度，而 7 月 22 日、9 月 10 日及 9 月 25 日原水濁度亦較低，表示此時污泥組成成分應以膠羽污泥為主，可能會較低污泥濃度，因此後續將針對污泥濃度等水質數據做進一步的分析。

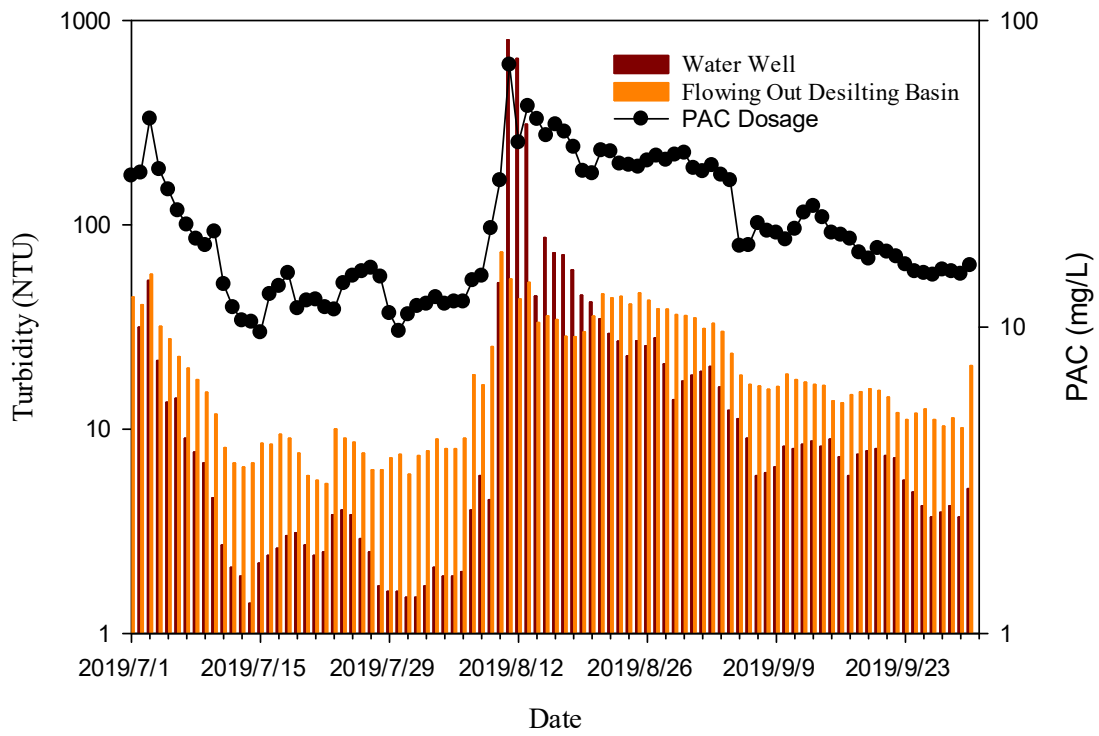


圖 4.11 2019 年 7 月 1 日至 9 月 31 日之每日 PAC 加藥量與原水濁度變化



4.2.3 不同深度導電度

圖 4.12 中顯示 R-EC 隨著深度增加而增加，2019 年 7 月 22 日的測值有最明顯的 R-EC 分布，於深度 1.5 公尺至 3.42 公尺範圍內約為 195 R-EC，而在 3.46 公尺處迅速變為 296 R-EC，深度增加至 4.5 公尺處時，導電度也隨著增加至 350 R-EC，該水樣的最大導電度為 380 R-EC (深度 3.7 公尺處)，導電度與深度的最大變化梯度為 2,600 R-EC/m。

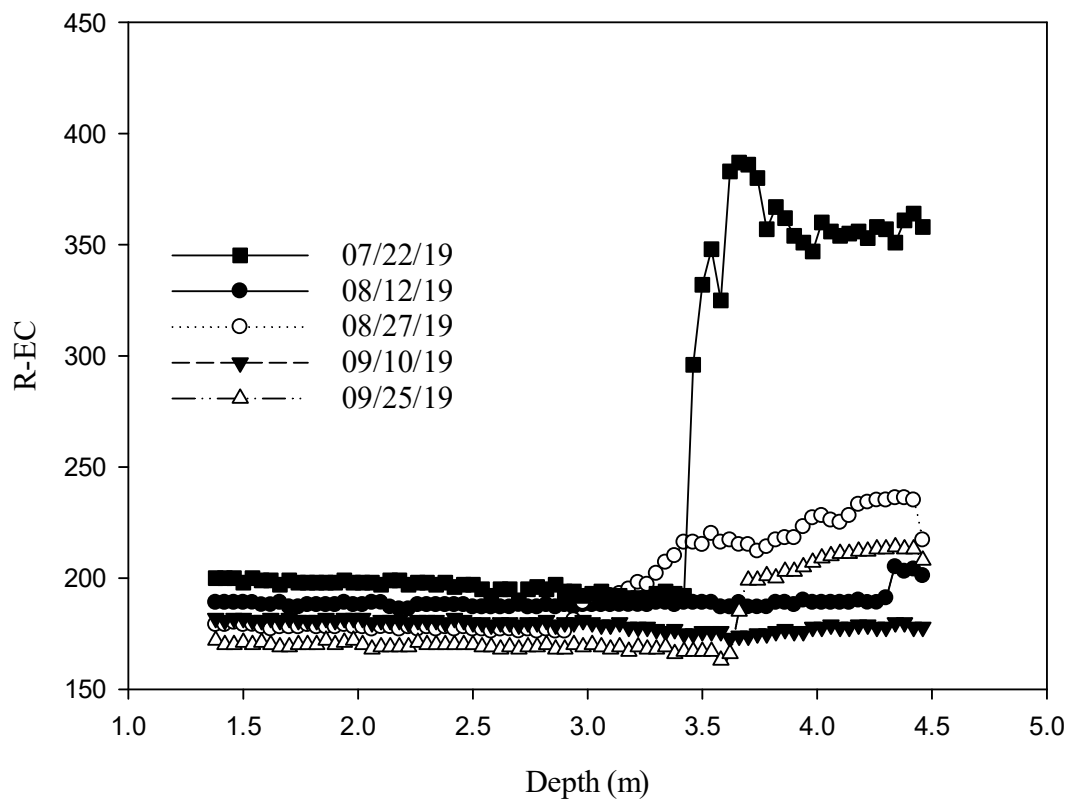


圖 4.12 R-EC 與深度的變化關係圖

而其他的天數亦有明顯的導電度與深度的變化梯度，8 月 12 日導電度於深度 1.5 公尺至 4.3 公尺約為 180 R-EC，而深度 4.3 公尺至 4.5 公尺時，其導電度約為 213 R-EC，導電度與深度最大變化梯度為 350 R-EC/m。同樣地，8 月 27 日導電度於深度 1.5 公尺至 2.94 公尺約為 178 R-EC，而深度為 2.98 公尺至 4.5

公尺導電度約為 235 R-EC，其最大導電度變化梯度為 200 R-EC/m。9 月 10 日導電度於深度 1.5 公尺至 4.5 公尺約為 178 R-EC，最大導電度變化梯度為 50 R-EC/m。9 月 25 日導電度於深度 1.5 公尺至 3.62 公尺約為 168 R-EC，而導電度於深度 3.62 至 4.5 公尺上升至 209 R-EC 左右，最大導電度變化梯度為 475 R-EC/m。

造成此種差異的原因，主要係與刮泥機的速度有關，7 月 22 日大湳給水場停電，刮泥機停止運作，導致污泥與水有明顯的分界層，因而出現最大導電度變化梯度。而其它幾天之刮泥機均能正常運作，因此污泥層與水之分界較不明顯，最大的導電度變化梯度僅為 475 R-EC/m。

而 8 月 12 日與 9 月 10 日的導電度數據，變化最不明顯。9 月 10 日的導電度在不同深度均相似，而 8 月 12 日的數值僅於深度 4.3 公尺至 4.5 公尺有較明顯的變化。這兩天於深度低於 4 公尺的導電度變化率均很小，其主要原因係因該兩日於量測前已完成污泥排放，因此在二次污泥沉澱池中的污泥含量很低。

8 月 27 日與 9 月 25 日的污泥量較多，並隨著刮泥機的操作，污泥層與清水層的介面為漸進式分布，且數值變化比 7 月 22 日的數值變化，較為穩定。



4.2.4 不同深度的 pH

圖 4.13 為不同量測日期所測得之不同深度 pH 變化，所有水樣的 pH 值位於 7.0 至 8.5 之間，pH 的變化不大，其與圖 4.12 之 R-EC 變化比較，顯示 pH 變化與導電度變化無明顯正相關。但 09/10/19 與 08/27/19 均有越接近水池表面，pH 越高的現象，需做進一步的分析。

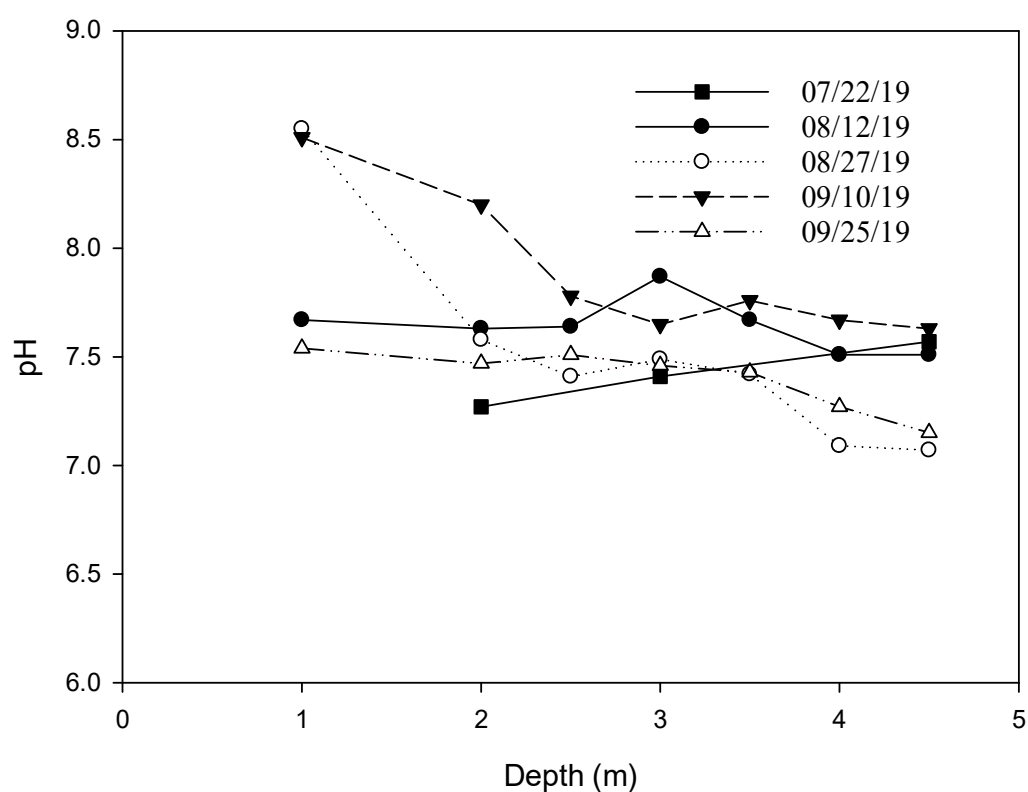


圖 4.13 pH 與深度的變化關係圖



4.2.5 不同深度的 SS

圖 4.14 為不同量測日期所測得之不同深度 SS 濃度垂直變化，愈接近池底的 SS 濃度愈高，此結果與污泥沉降原理一致。大浦給水廠二次污泥濃縮池污泥係來自沉沙池的沙與沉澱池的混凝膠羽，因此二次污泥濃縮池的底部有較高濃度的 SS。

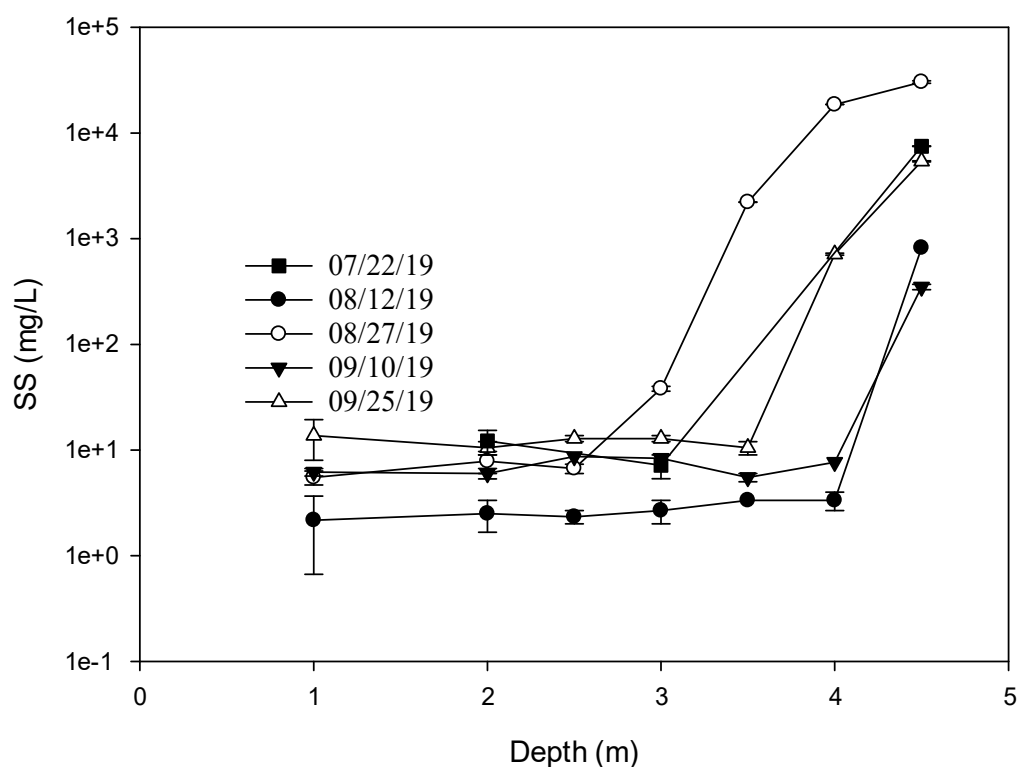


圖 4.14 SS 與深度的變化關係圖

綜合圖 4.12 與圖 4.14，透過比較不同深度的 SS 濃度變化與導電度變化，即可判斷出污泥厚度，如圖 4.15。而現場採樣時，每次採樣是以 0.5 公尺為採樣間隔，因此現場採樣的污泥位置每 0.5 公尺為一單位，RPMS 的電極間隔為 4 公分，RPMS 的污泥位置每 4 公分一個單位。

現場採樣地污泥層判斷依據，係當 SS 斜率大於 684.6 ppm/m，則視為分

層，因此依據斜率變化後的採樣點數乘上 0.5 m，作為判斷現場採樣地污泥厚度；RPMS 以連續三點彼此的 R-EC 變化斜率達 ± 50 R-EC/m 以上時，作為分層判斷依據，並以連續兩斜率變化達 50 R-EC/m 以上時，且 R-EC 數值不小於第一點 R-EC 視為污泥層起始點，作為池底污泥層與清水層的分層依據，而每組電極間距 0.04 m，因此將開始變化達 50 R-EC/m 以上之後的檢測點數乘上 0.04m，即可得出 RPMS 污泥層厚度。

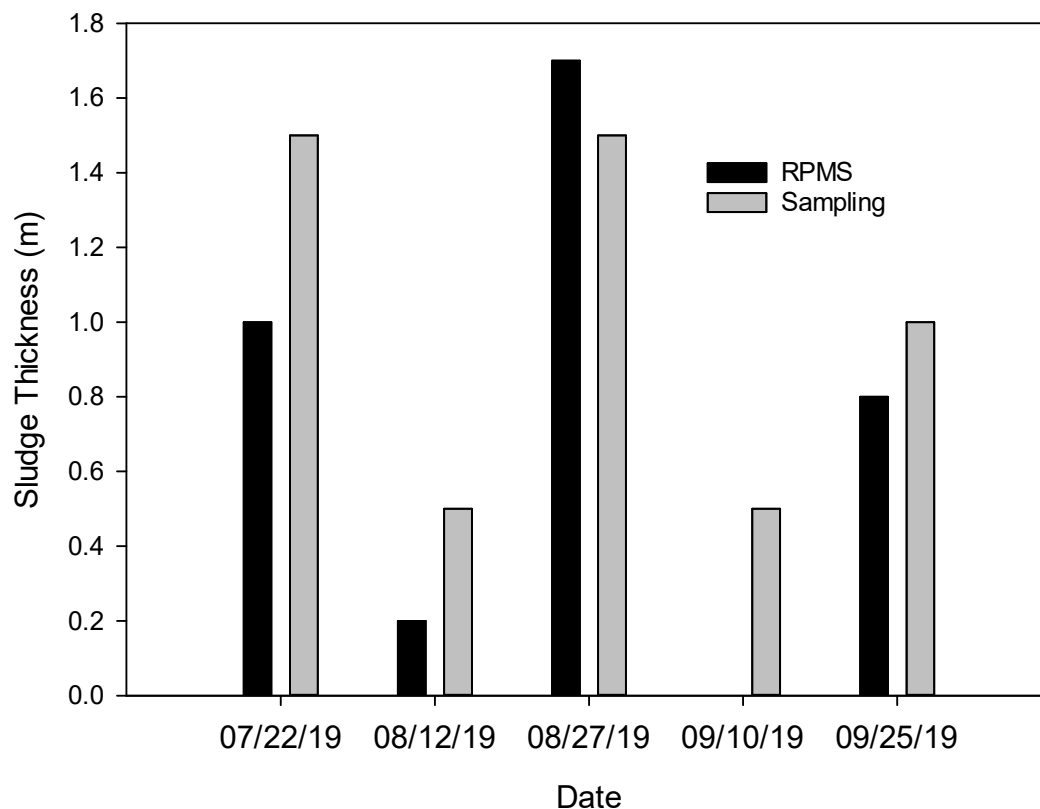


圖 4.15 採樣檢測污泥厚度與 RPMS 偵測污泥厚度

綜上所述，可明顯發現透過相對導電度變化檢測污泥厚度，其準確度與污泥濃度變化處大致相符，以 09/25/19 與 09/10/19 為例，當 09/25/19 深度 4.0 m 處污泥濃度達 715 ppm 以上時，即會造成相對導電度差異，此時 3.5 m 處污泥濃度僅 10.5 ppm；而 09/10/19 池底相對導電度變化不大，深度 4.0 m 與 4.5 m 處污泥濃度分別為 350 ppm 與 505 ppm，因此推測目前該儀器僅能感測到污泥濃度達 715 ppm 以上之污泥導電度差，若低於此污泥濃度，RPMS 將無明顯導

電度差異。

從 SS 的變化趨勢可以發現，其趨勢與導電度的變化大致呈現正相關，這五天的 SS 濃度和導電度的相關係數分別為 0.9999 (7 月 22 日)、0.7365 (8 月 12 日)、0.8192 (8 月 27 日)、-0.1399 (09 月 10 日)與 0.9661 (9 月 25 日)。儘管 9 月 10 日的變化趨勢為負相關，但其他幾日均為正相關。造成該日的變化趨勢為負相關之主要原因，係因為該日污泥已排出，水中雜質容易影響水中導電度。當水中污泥層厚度與濃度逐漸增加，可降低雜質對於水中導電度的影響，使導電度與 SS 的相關係數增加。

SS 與導電度的相關係數無法每次均一致之主要原因，係每次排入二次污泥濃縮池的沙與凝膠羽比例不相等，因此導電度的變化趨勢並不會每次都與水中污泥濃度變化一致。

7 月 22 日測值在深度 4.5 公尺處的導電度為 350 R-EC，為此五日量測之最高導電度值，但是 SS 濃度僅 7,505 mg/L，並非最高 SS 濃度；而 8 月 27 日樣品在 4.5 公尺處的導電度為 236 R-EC，但該處的 SS 濃度為 30,385 mg/L，此為五日採樣的最高 SS 濃度。

造成此種現象的主要原因，係因降雨過後原水濁度提高，此時沉沙池排放至污泥濃縮池中的原水泥沙等無機物濃度也會增加，原水中無機物的組成大多具有高密度與低導電度的特性，這些特性使得去除這些無機物不需要添加太多混凝劑即可輕鬆沉降去除，因此較高的污泥濃度不一定代表有較高的導電度。



4.2.6 不同深度的 TDS

圖 4.16 為不同量測日期所測得之不同深度 TDS 變化情形，依據我國環保署環境檢驗所「水中總溶解固體及懸浮固體檢測方法—103~105°C 乾燥 (NIEA W210.58A)」檢測法，進行重量秤重時，取樣前後重量差須達 2.5~200 mg 之間。當污泥濃度極高時，則需進行稀釋，因此在檢測 08/27/19 時，經稀釋後，即無法測得 TDS 重量差異。因此，在此種狀況下，不應稱為無 TDS，但無法量測出有效的 TDS 值，此時參照圖 4.12 的數據，08/27/19 深度 4.5 公尺處的樣品 SS 濃度高達 30,385 mg/L，故越接近水池底部，水中的 TDS 濃度也不一定越高，故推測此時水池底部的污泥主要成分以泥沙類的顆粒為主，而非以凝膠羽污泥為主。

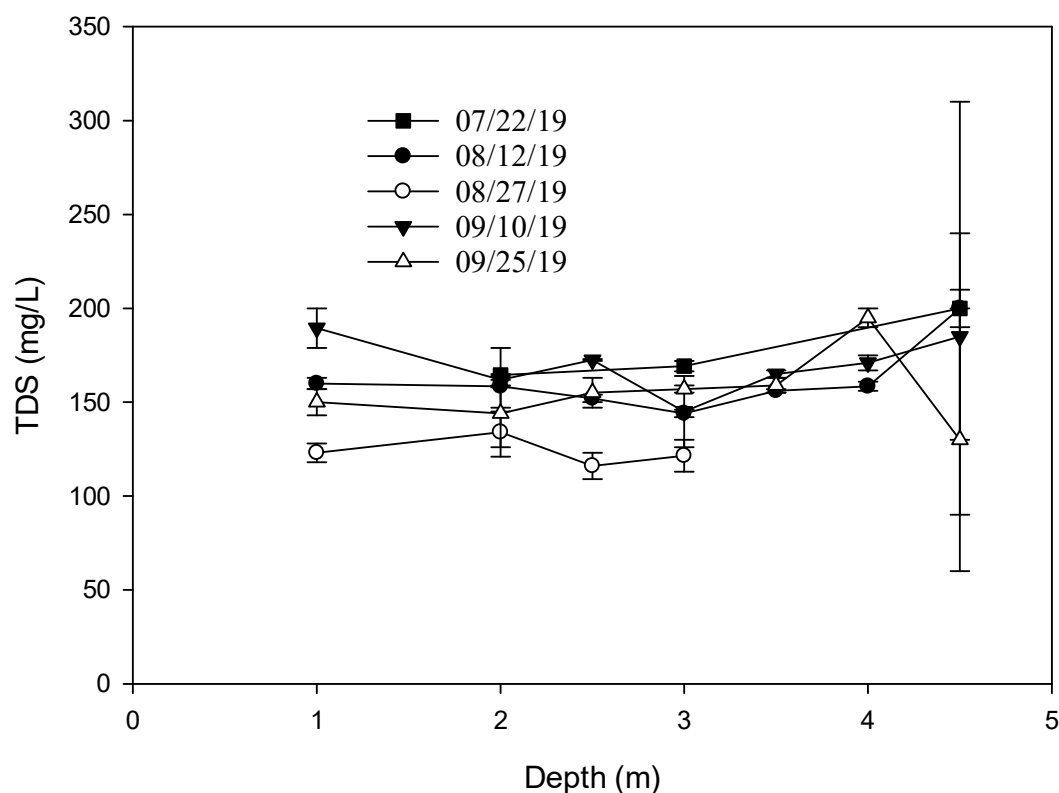


圖 4.16 TDS 與深度的變化關係圖

透過泥沙密度比膠羽污泥大的特點，在相同排泥與攪拌的操作條件下，泥沙的污泥濃度將比膠羽污泥要高，在進行水中總溶解固體及懸浮固體檢測時，泥沙為主的污泥所需稀釋的倍數將會比膠羽污泥要高。因此當水池內 TDS 變化差異不大時，越高的污泥濃度將容易使得 TDS 越無法被檢測。

為了判斷此時污泥以凝膠羽或泥沙為主，可利用「TDS / SS」作為判斷依據，當此值越大，則表示此時污泥以凝膠羽為主；反之，此值越小，則表示污泥以泥沙組成為主。以本研究為例，07/22/19 深度 4.5 公尺水樣的「TDS / SS」為 0.027，而 08/27/19 的「TDS / SS」幾乎為 0，因此推斷前者以膠羽污泥為主；後者以泥沙為主。

在本研究中發現，同一日採樣的 TDS 濃度在不同深度的變化不大，綜合 SS 所造成的 R-EC 影響，可以得知 R-EC 隨深度越深導電度越高，其主要影響原因係 SS 造成，結合原水濁度數據，即可協助判斷現在的污泥成分是以污泥或是泥砂為主。



4.2.7 不同深度的溶解 Al

大涌給水廠使用的混凝劑為 PAC，膠羽破碎時會釋放出鋁離子，圖 4.17 為不同深度 Al^{3+} 變化情形，但是 1990 年 Benschoten and Edzwald 表示，Al 離子的形式與 pH 息息相關[89]。

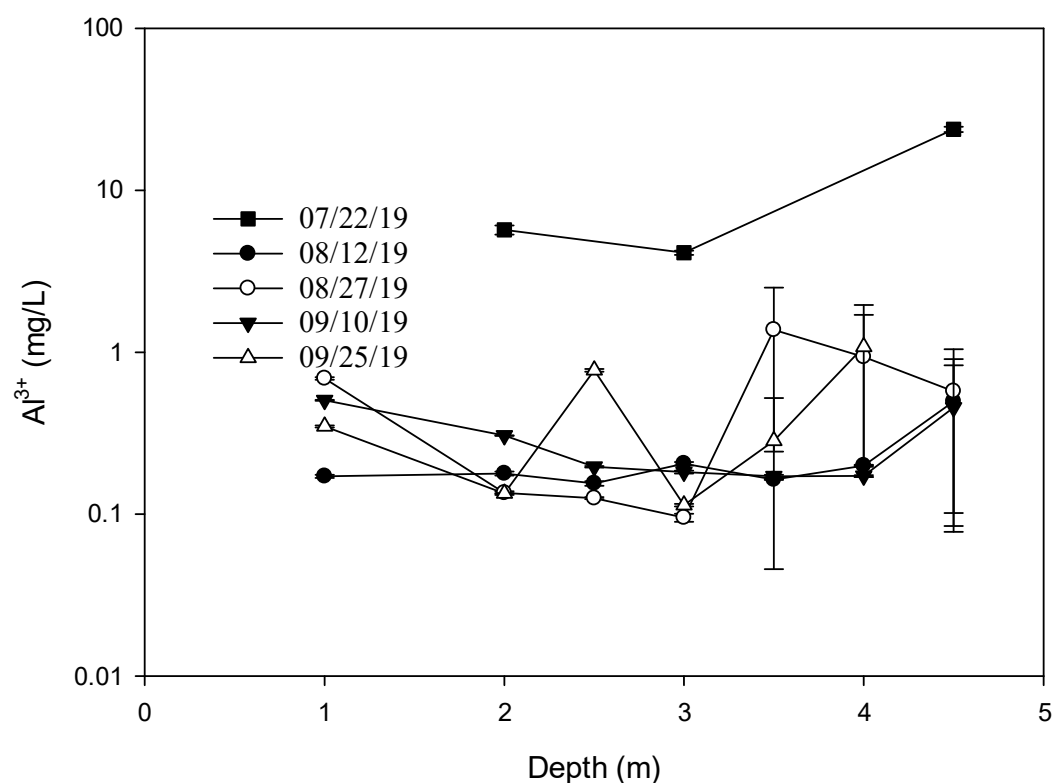


圖 4.17 不同深度的 Al^{3+} 濃度變化

7 月 22 日的樣品有較高濃度的 Al^{3+} ，現場操作實務上，即便原水濁度很低，仍然每天都要添加混凝劑，但此時因原水濁度低，既有最佳加藥量的濁度去除率不足，需再增加混凝劑添加量，使得出水濁度能合乎法規標準；當原水濁度很高的時，此時混凝劑添加量加到最大，仍不一定可達到最適加藥量。

添加過多的混凝劑易使膠羽污泥再穩定，並容易破碎，經過沉澱池的排泥擾動，極有可能使得膠羽污泥破碎釋出鋁離子，因此可以合理推斷 07/22/19 的

污泥係以混凝污泥為主，並可於深度 4.5 公尺的水樣發現溶解鋁濃度為 23.9 mg/L。相較於 8 月 27 日的水池底部溶解鋁濃度為 2.5 mg/L，配合圖 4.14 與圖 4.16 的數據顯示 8 月 27 日的樣品顯現出較低濃度的 TDS 與高濃度 SS，更加證明 8 月 27 日的樣品中，污泥係以細沙類的無混凝劑無機污泥為主。

實驗場址的原水濁度變化量很大，清水時期，原水濁度約 10 NTU；濁水時期原水濁度約 800 NTU。當原水濁度低時，此時混凝劑添加量會大於最適加藥量，因此導致水池內的混凝劑濃度較高並造成混凝膠羽結構鬆散，經過排泥過程造成膠羽碎裂後釋出混凝劑金屬離子；而當原水濁度高時，此時混凝劑添加量有可能小於最適加藥量，因此水中混凝劑金屬離子濃度較低。

混凝速度亦為影響混凝膠羽的主要因素之一，混凝速度過快容易破壞混凝膠羽 [90, 91]。由圖 4.14 與圖 4.17 的 08/27/19、09/10/19 與 09/25/19 等深度 1.0 公尺的水樣發現鋁離子濃度與 SS 濃度比深度 2.0 公尺鋁離子濃度與 SS 濃度要高的情形，推測深度 1.0 公尺溶解鋁濃度與 SS 濃度上升的原因，與污泥傳送至二次污泥沉澱池的過程有關，受到污泥排放的擾動影響，其一定程度的破壞混凝膠羽污泥，並使得較淺處的水中溶解鋁有再上升的現象。

4.3 平鎮給水廠

本次於平鎮給水廠高速膠凝平板式污泥毯澄清池取樣日期分別為 2021 年 6 月 4 日、2021 年 6 月 10 日、2021 年 7 月 20 日與 2021 年 7 月 26 日，每次水質採樣的分析結果如圖 4.18~圖 4.21 所示，後續將針對每日的水質變化與平均導電率逐一進行比較分析，惟本次採樣期間涉及乾旱變化至緩解旱情，再由旱情轉換為水情正常，在乾旱期間接獲大量民眾反應水質問題，其中又以黃水為主要反應原因。

而造成自來水水黃的重金屬常以鐵錳離子為主要原因，又淨水廠均使用 PAC 作為主要混凝劑，爰本次水質分析將以鐵鋁錳為主要目標。另考量本次涉及討論淨水程序去除的污泥中重金屬含量，後續除分析水中溶解態重金屬濃度外，亦進行不同深度的總重金屬進行分析，以確認不同深度的重金屬分布。

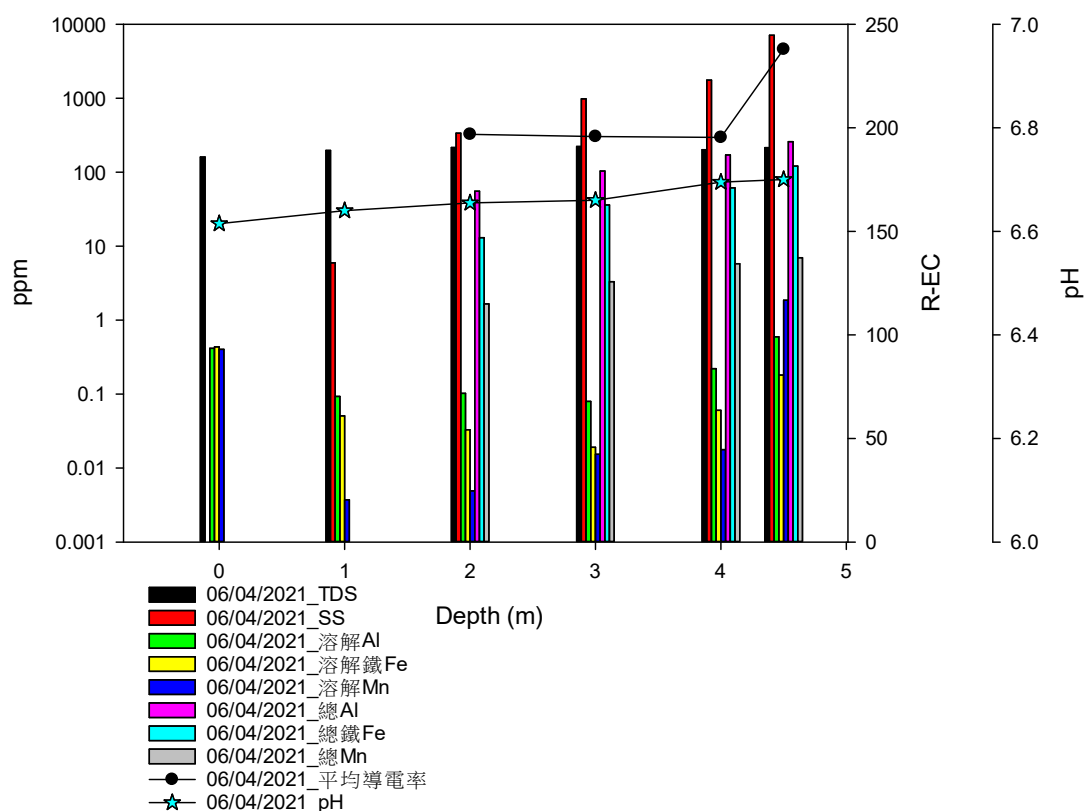


圖 4.18 2021 年 6 月 4 日水質分析

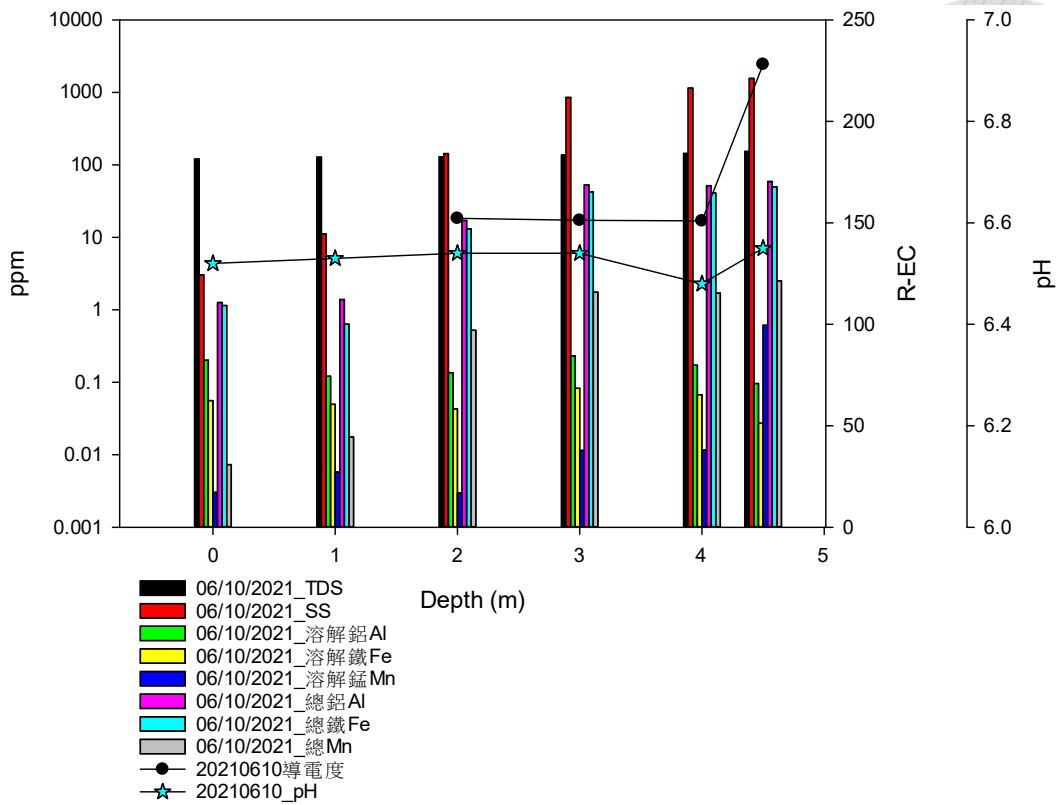


圖 4.19 2021 年 6 月 10 日水質分析

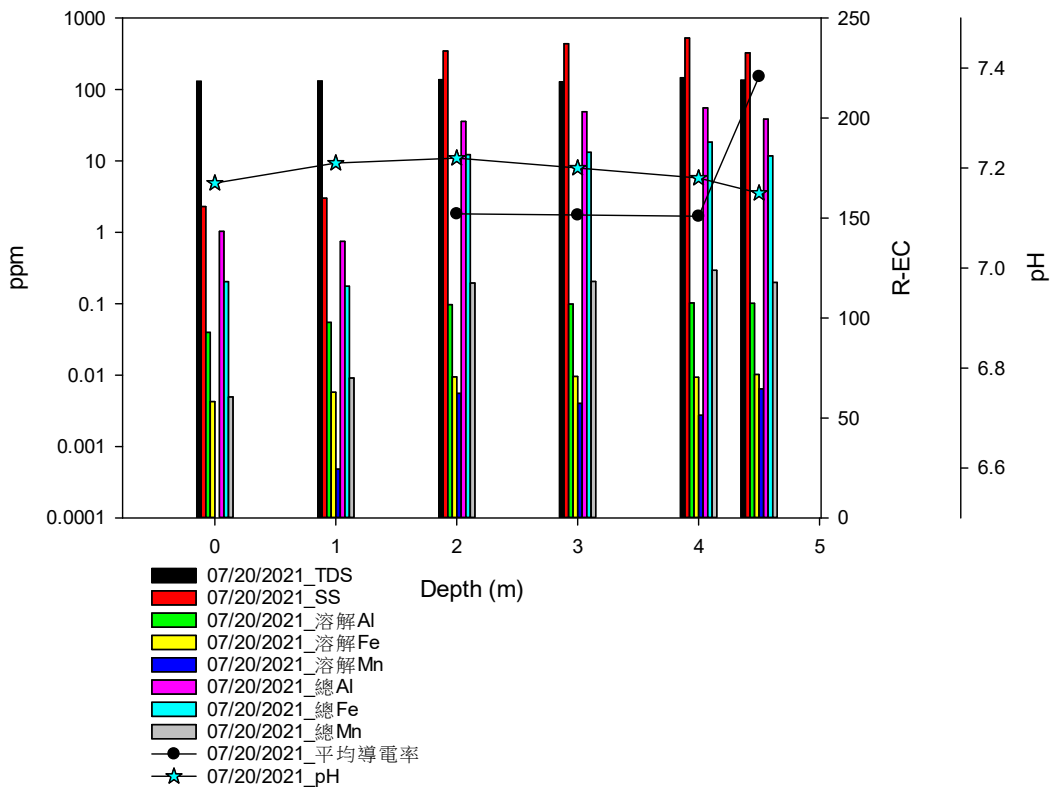


圖 4.20 2021 年 7 月 20 日水質分析

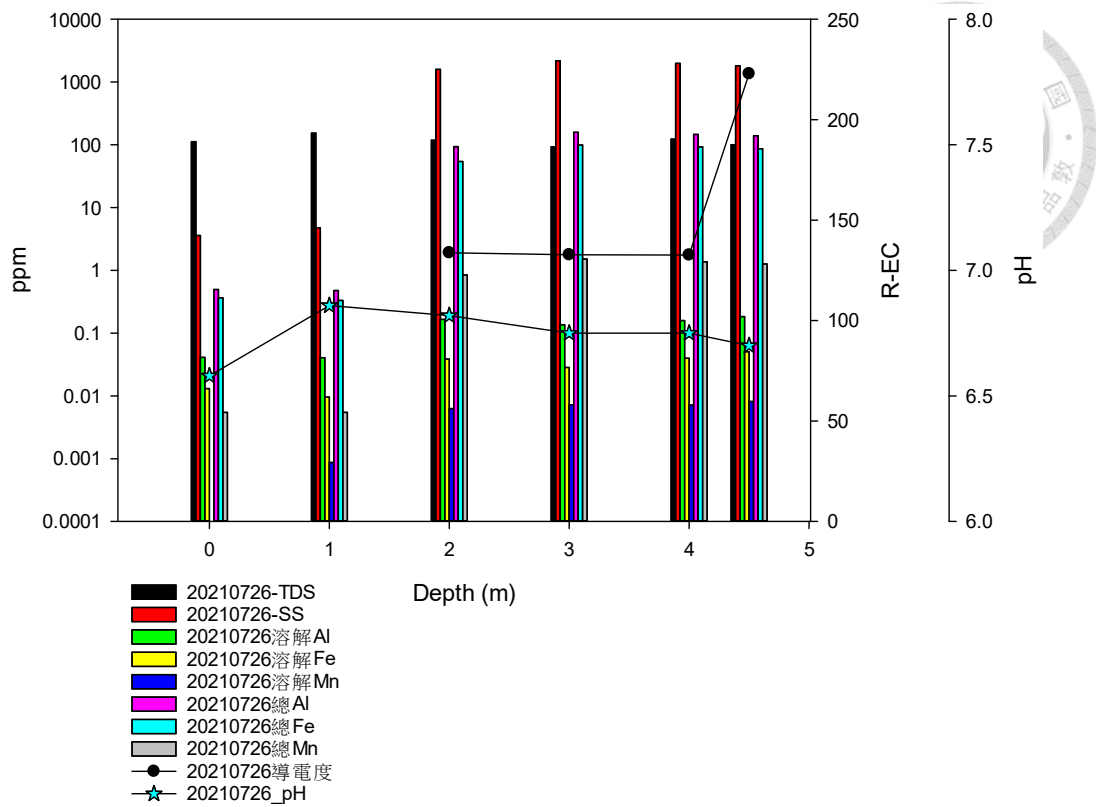


圖 4.21 2021 年 7 月 26 日水質分析

4.3.1 平鎮給水廠高速膠凝平板式污泥毯澄清池短期監測結果

本研究監測時間為 2021 年 5 月 15 日至 7 月 26 日，高速膠凝平板式污泥毯澄清池各層深度導電度監測結果如下圖 4.22。

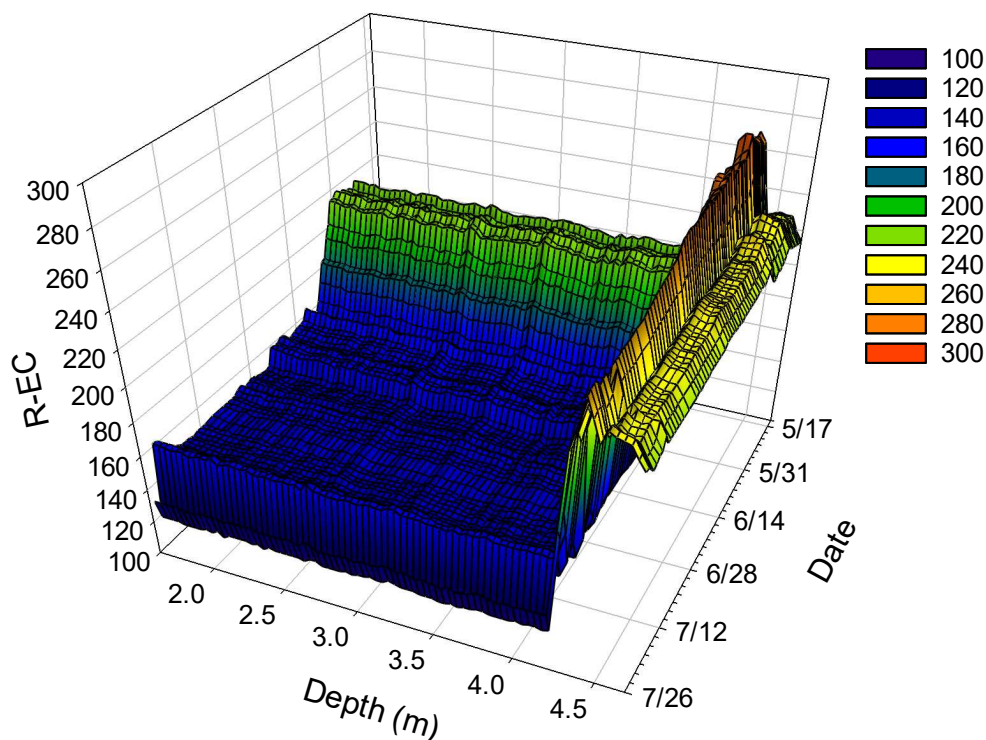


圖 4.22 高速膠凝平板式污泥毯澄清池於 5 月 15 日至 7 月 26 日監測結果

從圖 4.22 中可明顯發現，自 2021 年 5 月 15 日起，水中不同深度的導電度隨深度逐漸上升，在深度 4.40 m 至 4.16 m 間有明顯的 R-EC 峰值出現，可進一步推測污泥所在深度，而監控期間的最大值為 5 月 24 日 4.28 m 處達最大值 279 R-EC。

若定義以兩組電極導電值相差 20 R-EC 以上視為分層狀態，則可分三層，由深至淺可分為進流水混合層 (深度 4.68 至 4.40 m)、污泥層 (深度 4.4 至 4.16 m) 與澄清層 (深度 4.16 至 1.60 m)。自 5 月 15 日起污泥層厚度大約為 0.24 m，並持續到 7 月 16 日，且污泥的 R-EC 隨時間變化持續下降，自 7 月 20 日起污泥層厚度變為 0.2 公尺，造成此數值變化，推測與原水濁度變化有關，當原水

濁度越低，污泥濃度就越低，污泥層內的污泥濃度亦越低。

清水層導電度亦從 5 月 15 日 189 R-EC 逐漸上升，到 6 月 2 日時達最大值 217 R-EC 後便逐漸下降，直到 7 月 22 日達最小值 147 R-EC，卻又在 7 月 23、24 兩日上升至 165 R-EC，並又在 7 月 25、26 日下降至 130 R-EC 左右。

本研究係於 2021 年 5 月 15 日起進行監測，並於 2021 年 6 月 4 日、2021 年 6 月 10 日、2021 年 7 月 20 日與 2021 年 7 月 26 日進行採樣，期間適逢國內百年大旱逐漸解旱的過程，並於 7 月 21 日由中央氣象局發布烟花颱風海上颱風警報，相關 R-EC 數值變化發現與降雨發生時間有關，因此後續需針對降雨時間與導電度的變化進行進一步的探討。

為釐清圖 4.22 中的數值變化，進行不同深度水樣採樣分析以釐清水質變化與 R-EC 關聯性。以 2021 年 6 月 4 日與 6 月 10 日作為從乾旱到暫時解除乾旱對照組，7 月 20 日與 7 月 26 日作為颱風來臨前的穩定期到暴雨後的對照組，並進行深度 0 m (溢流渠內)、1 m、2 m、3 m、4 m、4.5 m 之水樣分析，以釐清導致導電度變化的原因，水質分析的項目包含 SS、TDS、溶解性重金屬 (鋁、鐵、錳) 與總重金屬 (鋁、鐵、錳) 濃度。

4.3.1 高速膠凝平板式污泥毯澄清池 SS 濃度與 TDS 濃度



表 4.2 不同日數平均原水濁度 (NTU)

日數 日期	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
6/4/2021	85.0	140.5	170.7	563.0	493.2	417.5	363.0	324.8	298.2	280.3
6/10/2021	378.0	477.5	409.0	346.3	302.6	276.8	249.4	242.8	241.4	391.3
7/20/2021	35.0	35.0	36.3	36.8	37.2	37.7	37.9	38.6	39.2	39.8
7/26/2021	530.0	525.5	351.4	264.5	217.8	186.9	165.2	148.9	136.7	126.8

表 4.3 SS 濃度變化 (mg/L)

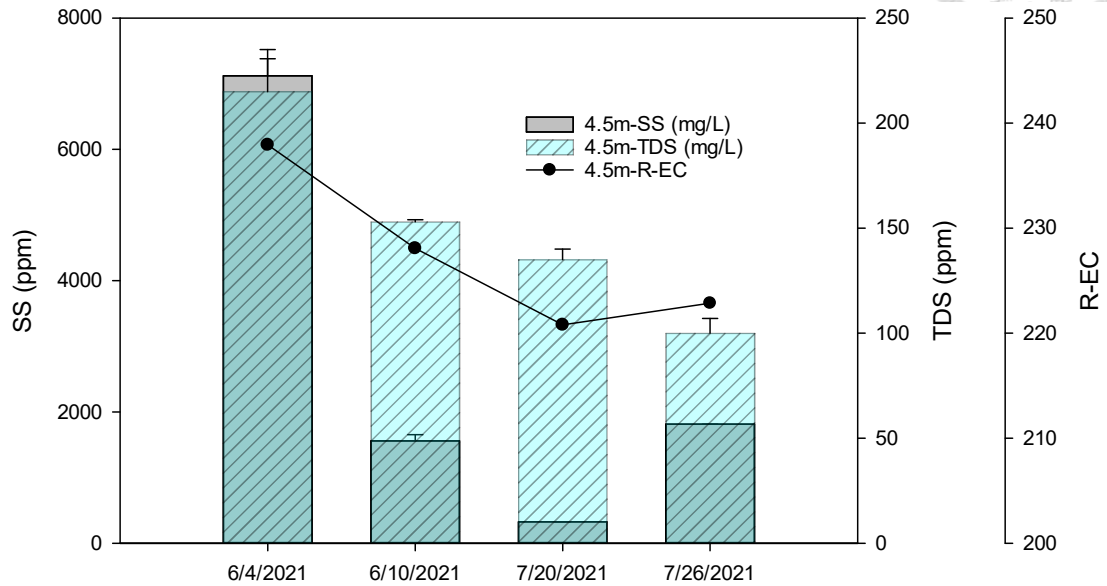
深度 日期	0.0 m	1.0 m	2.0 m	3.0 m	4.0 m	4.5 m
6/4/2021	3.0	5.9	336.5	980.0	1755.0	7120.0
6/10/2021	3.1	11.1	143.3	852.7	1145.0	1560.0
7/20/2021	2.3	3.0	346.0	437.0	526.5	326.0
7/26/2021	3.6	4.8	1595.5	2180.5	1982.5	1814.5

從表 4.2 與表 4.3 中可以發現，深度小於 2 m 後，污泥濃度快速下降至大約 10 ppm 以下，其主要原因係因高速膠凝平板式污泥毯澄清池排泥用污泥錐口高度約為深度 2.0 m 處，因此當深度小於 2 m 時，污泥即滾入污泥錐中累積排除，因此污泥濃度會快速下降。

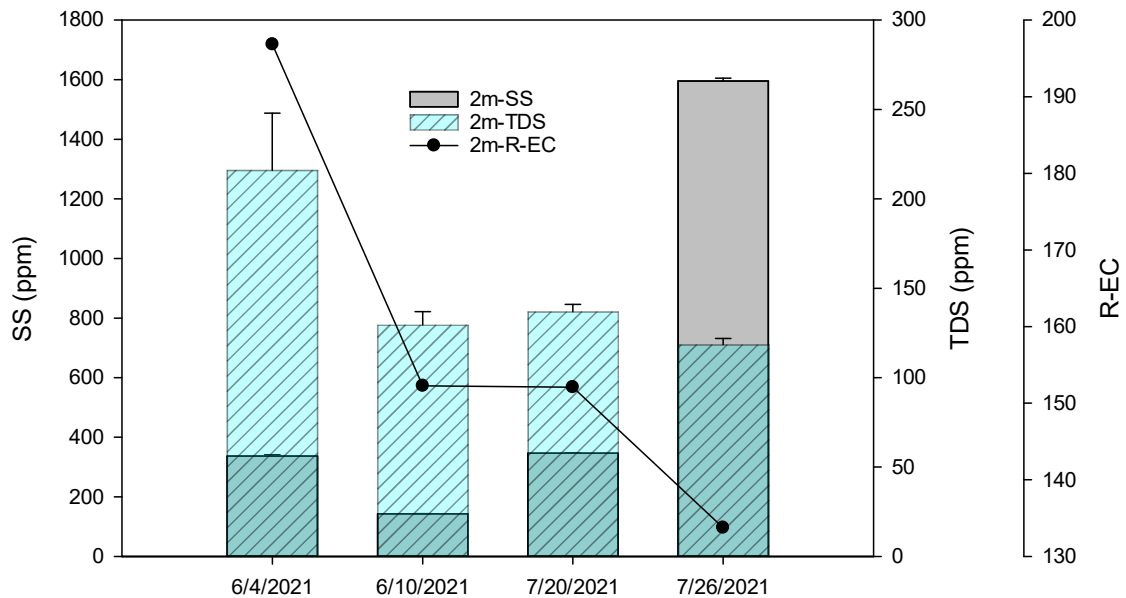
導致污泥分布差異的原因與不同日數平均原水濁度變化有關，考量深度 2.0m 時設有污泥錐去除污泥，污泥濃度分布將被破壞，因此要觀察不同日數平均原水濁度與污泥濃度關係，需於深度 2.0m 以上才可觀察其對應關係。經統計後發現，深度 4.5m 的污泥濃度與 4 日平均濁度關係約為 8.216 mg-SS/NTU，標準差 3.447 mg-SS/NTU，並有最小變異係數 0.420。因此可以從污泥濃度變化與原水不同累積日數平均濁度計算可發現，高速膠凝平板式污泥毯澄清池池底污泥平均放置時間大約為 4 天。

綜上所述，影響導電度的因素除污泥濃度外，尚有水中溶解性固體物

(TDS)。從圖 4.23 中可發現，在同一日不同深度 TDS 變化界在 0.5%~20%之間，SS 變化隨深度而下降，影響範圍可達 95%~6%之間，明顯發現同一日的 SS 變化可能比 TDS 要劇烈。

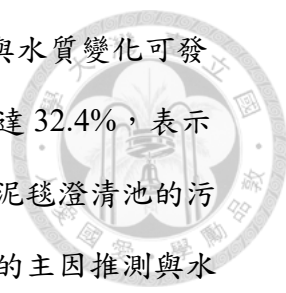


(a)



(b)

圖 4.23 (a) 深度 4.5m 處；(b) 深度 2.0m 處 SS 及 TDS 對 R-EC 變化關係圖



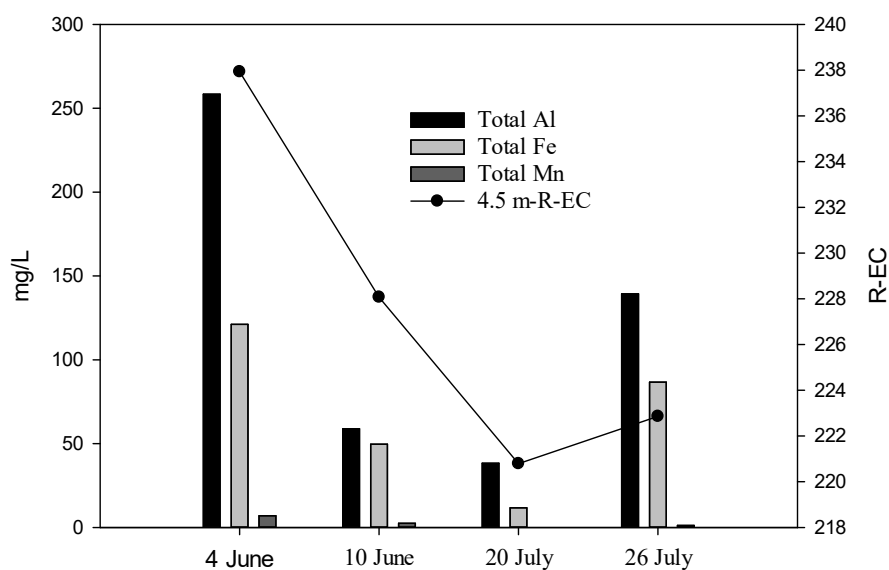
由 6/4/2021、6/10/2021、7/20/2021 及 7/26/2021 的導電度與水質變化可發現，4.5 m R-EC 的變化約 7.2%之間，但是 2.0 m R-E 的變化卻達 32.4%，表示池底進水處的水質對導電度影響不大，經過高速膠凝平板式污泥毯澄清池的污泥毯過濾與混凝沉降後，水質有明顯的變化，造成此明顯變化的主因推測與水中的溶解性重金屬有關，溶解性重金屬含量越高，則導電度越高。其中，混凝加藥是否為最佳混凝加藥量亦為重大影響因素之一，因此亦須分析總重金屬，透過比較溶解性重金屬與總重金屬的差值，即可了解此時水池內的重金屬分布情形。

本次用戶端產生黃水等色度問題以及現今淨水廠係採用 PAC 作為混凝劑，因此針對鐵、錳與鋁進行水質分析，並且混凝後部分重金屬會被吸附在膠羽上，因此亦將針對溶解態的重金屬與總重金屬進行分析，以釐清當時的重金屬是以何種型態分布在水池中。

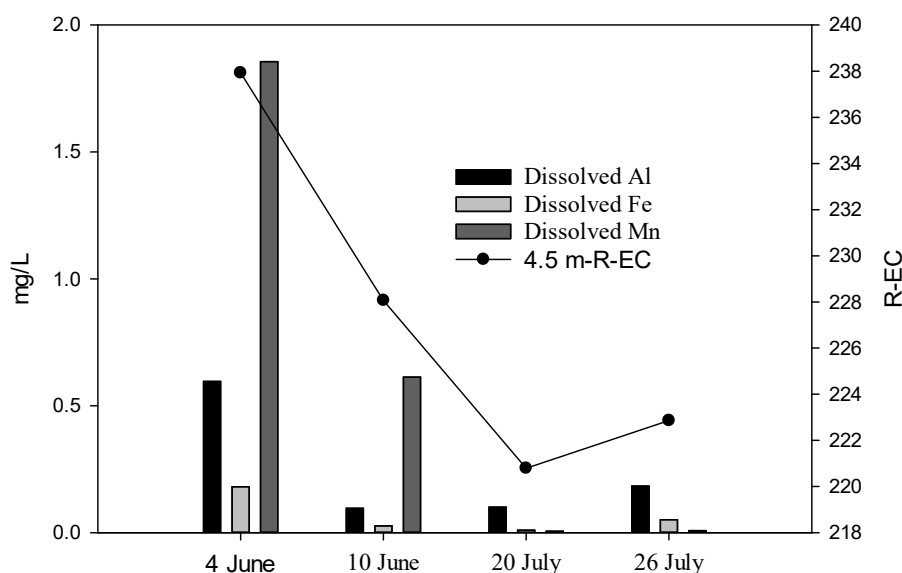


4.3.2 高速膠凝平板式污泥毯澄清池重金屬濃度

從圖 4.24 中可明確發現，在深度 4.5 m 處的導電度是與重金屬濃度成正比，當重金屬的濃度越高，導電度則越高，並且可發現溶解態的重金屬可能比已經吸附在膠羽中的重金屬還更有影響導電度的能力，溶解態的重金屬濃度越高，則導電度越高。



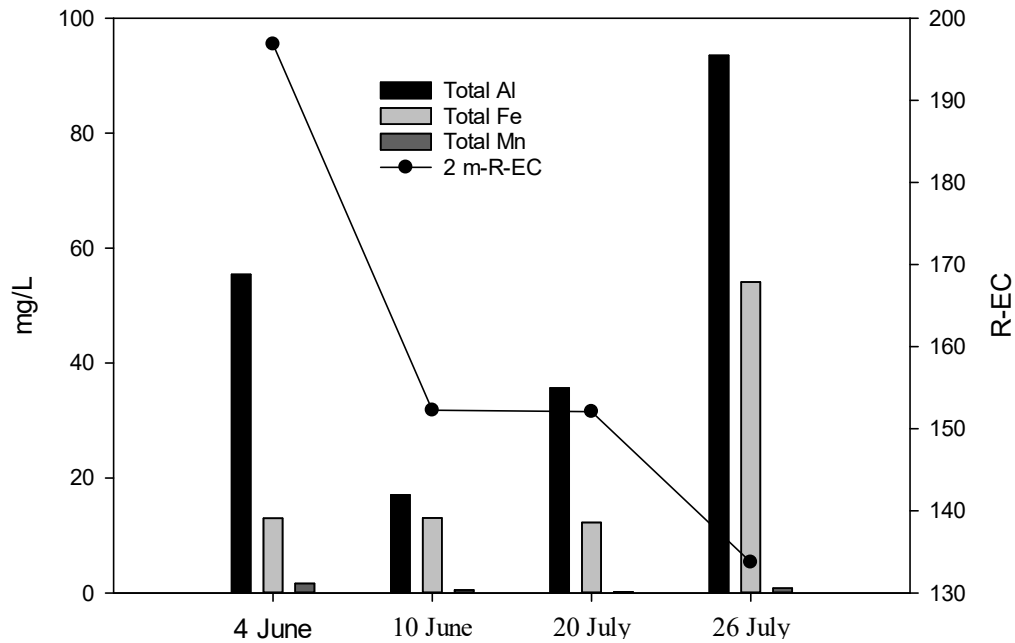
(a)



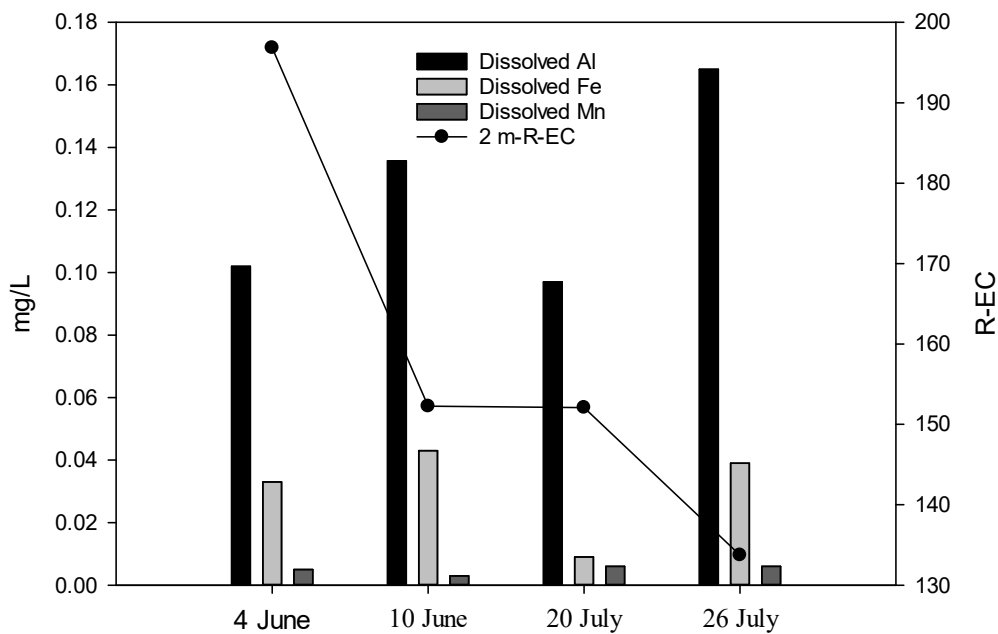
(b)

圖 4.24 4.5 m 處水質變化，(a)總重金屬濃度變化；(b)溶解性總重金屬濃度變化

從圖 4.25 中可發現，在深度 2.0 m 處的導電度是與重金屬濃度不成正比，此結果與圖 4.23 (b) 6/4/2021 TDS 有最高濃度結果並不一致，此時的溶解態重金屬濃度卻與其他幾日相差不大，證明此時溶解態物質除了溶解性重金屬如：鐵、錳、鋁之外，尚有其他溶解性電解質存在。



(a)



(b)

圖 4.25 2.0 m 處水質變化，(a)總重金屬濃度變化；(b)溶解性總重金屬濃度變化

在圖 4.25 中已經證明溶解態重金屬對導電度的影響比吸附於污泥中的重金屬較大，因此也證明此時應尚有其他溶解性物質存在，並且能提供導電度，推測其餘導電度物質與添加 PAC 時伴隨加入其他的物質有關，如：鹼度、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 SO_4^{2-} ...等。



4.3.3 高速膠凝平板式污泥毯澄清池 pH 變化

從圖 4.26 pH 變化可發現，僅 7 月 20 日水池各深度 pH 大於 7 以外，其他都小於 6.8，而另外三日中，僅 7 月 26 日 pH 於水池中維持 6.8，表示此時水中鹼度還足夠，6 月 4 日與 6 月 10 日 pH 均小於 6.7，且溶解鋁濃度上升，此時鹼度可能不足導致凝膠羽破碎的機率很大。而造成水池內 pH 變化，需比較原水的 pH 與添加 PAC 的量比較之。

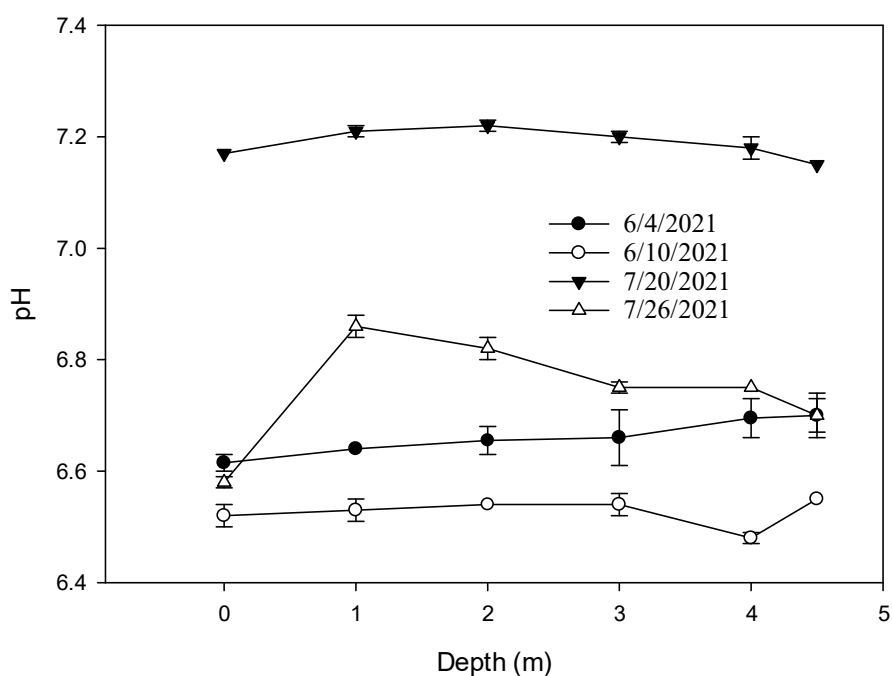


圖 4.26 不同深度 pH 變化



4.3.4 石門水庫水位變化與平鎮給水廠淨水用藥添加量變化

由圖 4.27 可明確指出，自 5/15 起水庫水位明顯維持在低水位，此時石門水庫是處於乾旱無水的狀態，但是此旱象於 5 月底 6 月初時，因台灣的梅雨季節帶來大量降雨，並於 7 月 22 至 24 日遭受烟花颱風外圍環流影響，導致造成短時間強降雨，兩次的降雨均導致原水濁度與水位快速上升。

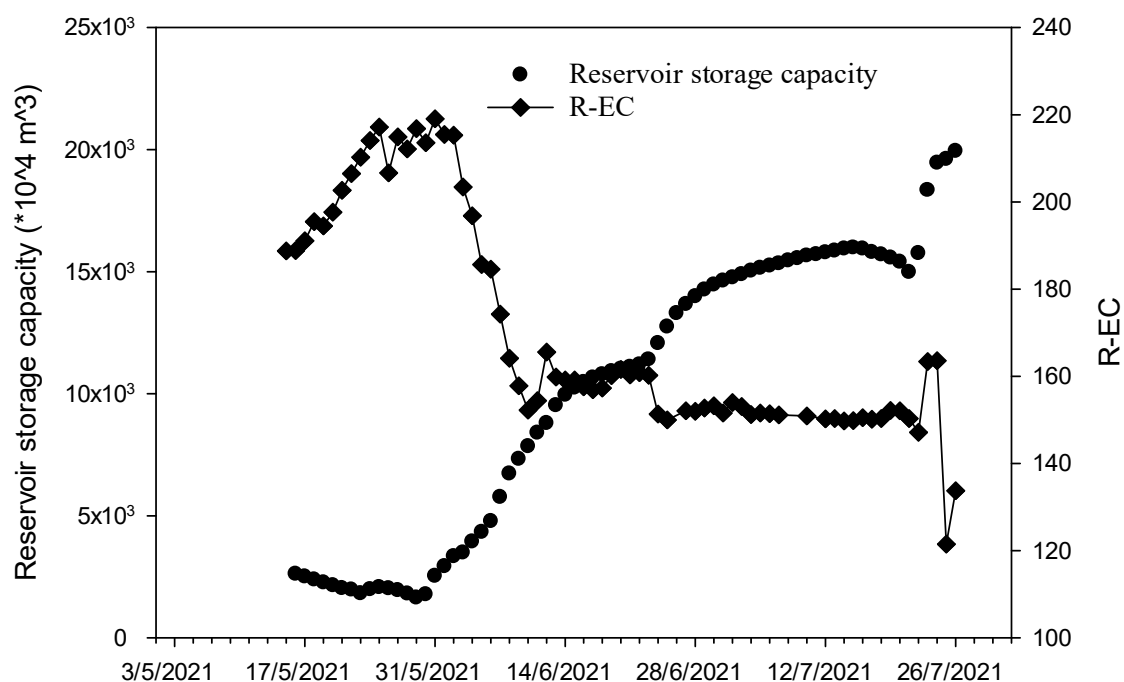
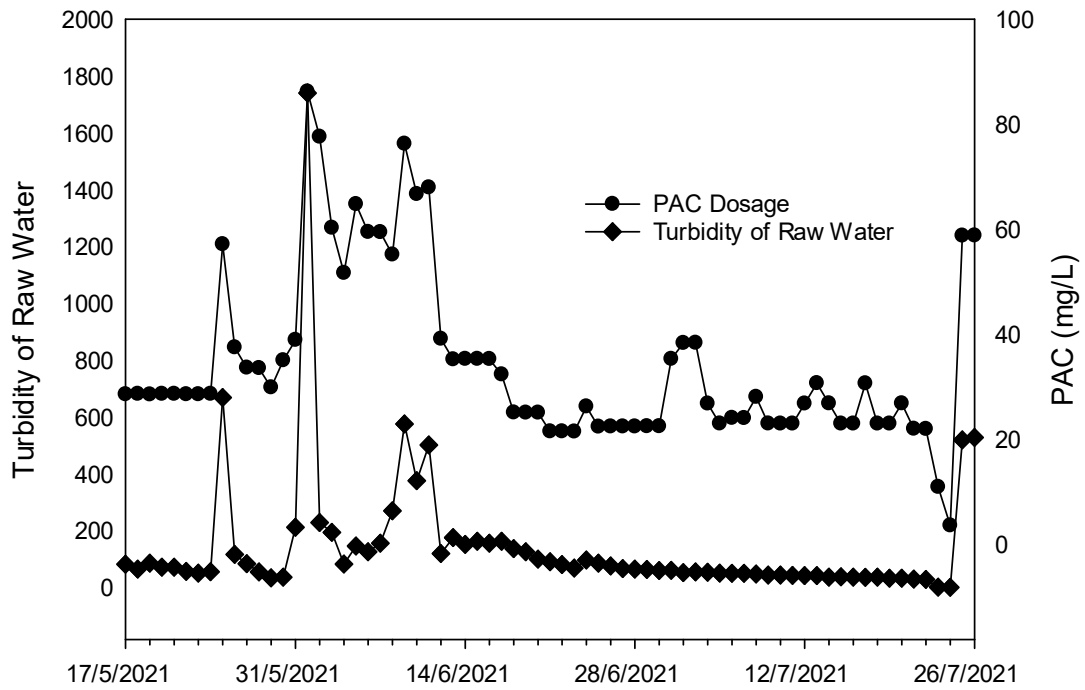


圖 4.27 石門水庫蓄水量與 HFSBC 深度 2.0 公尺導電度變化

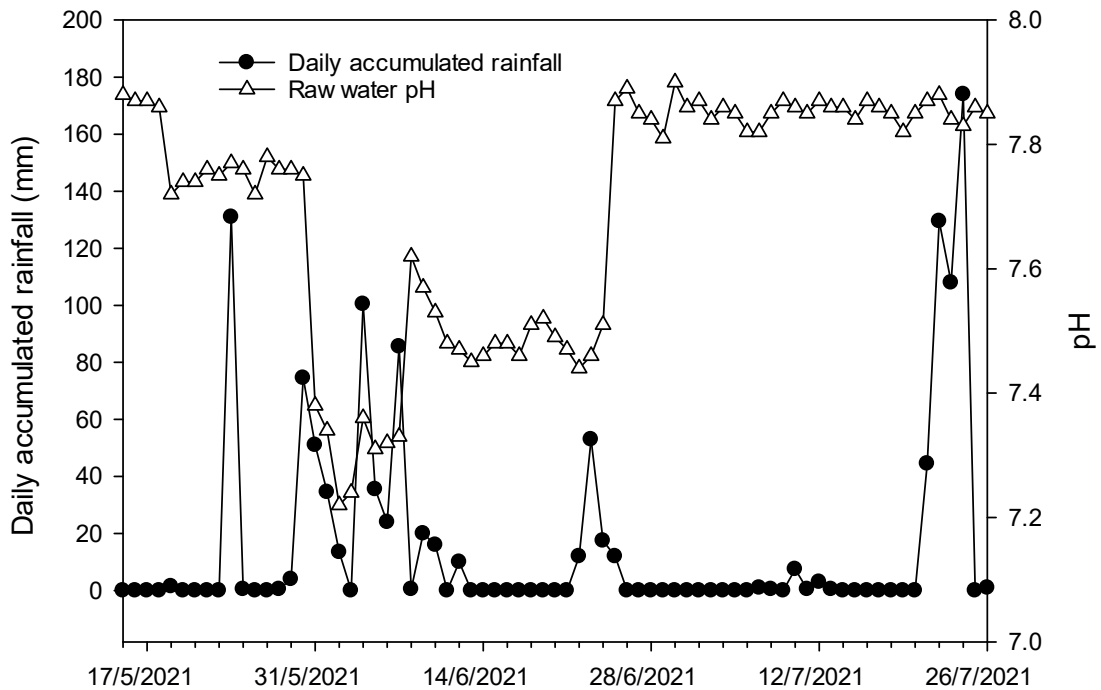
然而，現行淨水廠加藥量係以原水濁度作為加藥量參考依據，兩次的高濁度原水對於水池內的導電度有不一樣的影響，因此先比較兩次高濁度間的現場操作人員添加混凝劑之變化，從圖 4.27 亦可了解現場操作人員對於濁度與加藥量的操作變化。

依據圖 4.27 與圖 4.28 的水庫水位、濁度、加藥量、雨量與原水 pH 的變化，5 月 15 日至 5 月 31 日之間水庫處於乾旱期間，蓄水量僅剩約 8%，並且自 5 月 31 日起至 6 月 24 日間原水 pH 均低於 7.5，其中在 5 月 31 日至 6 月 7 日間，原

水 pH 更一度低於 7.35，而後隨梅雨降雨增加蓄水量，自 6 月 25 日後原水 pH 回復至 7.8。



(a)



(b)

圖 4.28 (a)原水濁度與與 PAC 加藥率變化；(b)每日累積雨量與原水 pH

2003 年 Bouvy 等人與 2005 年 Kemdirim 指出當水庫從乾旱轉變成豐水期時，容易造成原水 pH、鹼度變化與導致水庫底部底泥大量擾動，原本水庫底泥中吸附大量重金屬離子被釋放出來，並隨原水進入淨水廠中[92, 93]。

2015 年 Wei 等人指出添加 PAC 進行混凝沉澱時會消耗鹼度，將使水中 pH 下降，然而若無法掌控添加 PAC 後的最終 pH，當鹼度不足提供混凝膠羽沉降時，將使得 pH 隨混凝劑添加越多而下降，進而導致混凝效果下降[94]。

從圖 4.28 (b) 可發現，水庫原水的 pH 大多維持在 7.8，當經歷 5 月 15 日至 6 月 24 日乾旱事件時，原水 pH 一度低到 7.24，表示此時原水中的 OH^- 濃度較低，但此時 PAC 的加藥量在 4 L/min 左右。對照圖 4.22 中的清水層導電度變化，可發現導電度持續上升，推測此時混凝劑添加過量，導致清水層導電度可達到 220 R-EC；隨著降雨水庫水位上升，6 月 1 日起至 6 月 11 日間，原水 pH 上升，同時代表原水中 OH^- 上升，此時水中重金屬含量亦下降，此時可發現即便 PAC 添加量達 8 L/min 以上，此時可發現清水層導電度仍可下降至 150 R-EC。

當水庫水位持續上升，原水濁度持續下降，7 月 23 日、24 日原水濁度更僅有 3.2 與 3.9 NTU，此時原水 pH 亦回復至 7.8，清水層導電度卻上升，原因推測為此時應可不添加混凝劑，但仍維持 1.5 L/min 與 0.5 L/min 加藥量，導致水池內 PAC 殘留過多，清水層導電度較高，對照圖 4.27 的清水層導電度，可證明此現象。隨著 7 月 25 日、26 日颱風帶來高濁度原水，即便 PAC 添加量達 8 L/min，最小值仍可降至 120 R-EC 至 135 R-EC 之間，表示此時 PAC 有效形成膠羽，因此未增加導電度。

添加 PAC 會消耗原水中的鹼度，對照，推測乾旱時，可能原水鹼度較低無法提供足夠的鹼度，因此導致添加 PAC 後，水池內清水層 pH 下降至 6.6 以下，因此添加 PAC 後無法有效形成膠羽，導致水中 R-EC 會明顯上升，此時水中的溶解鋁濃度也越高；但降雨後，隨著水庫水位增加原水 pH 上升且提供足夠的鹼度，

因此添加 PAC 後，水池內清水層 pH 僅下降至 6.8，此時添加 PAC 能有效形成膠羽，並發現清水層溶解鋁濃度極低，清水層導電度仍維持約 120 ~ 135 R-EC 之間。

綜合所有數據來看，石門水庫的原水水質受到旱澇影響非常明顯，透過不同深度的總重金屬濃度分析，可以明確發現原水中帶有大量重金屬。表示透過添加 PAC 後均能有效捕捉水中重金屬，但是從池底 4.5 m SS 濃度與四日平均濁度成正比，推測該水池無法有效排泥，導致污泥在水池中約放置四日後劣化破碎，重金屬從膠羽中釋出進而造成 6 月 4 日溢流渠內溶解性重金屬較高，隨著降雨帶來鹼度與增加 PAC 混凝效率，使得清水層內的重金屬含量逐漸降低。

短時間的水質惡化 (如：原水重金屬含量較高)，即便排泥狀況不良導致污泥破碎使得重金屬溶出，但因給水廠出水量大，能一定程度上稀釋與負荷短時間的水質異常；若此原水水質長期不良，如同本次台灣乾旱問題，加上排泥不良導致污泥停留時間過長，即可能造成污泥劣化破碎釋出重金屬問題。

混凝、膠凝與沉澱處理程序後，現有給水廠已無處理程序能去除重金屬，若不重視重金屬去除問題，將造成用戶端黃水問題。我國原水水質狀況變化劇烈，豐水期時，原水濁度可降至 5 NTU 以下，水庫水位與雨水造成的原水濁度最高可達 1,740 NTU，如此巨大的水質變化下，添加混凝劑須倚賴操作人員的操作經驗，尚無法依據更進一步的監測儀器作為操作參考。RPMS 具有水質預警與混凝劑添加是否恰當的發展潛能，惟現階段精度不足，無法更進一步判斷污泥所造成的影響，以及需要搭配其他水質監測儀器才能有效精確分辨污泥層厚度，才能更進一步進行 SS 濃度定量作為排泥依據。



4.4 R-EC 與 TDS 及 SS 關聯性

綜上所述，在本研究中發現，SS 與 TDS 為影響 R-EC 的主要因素，將所有現地採樣水質之 SS、TDS 與 R-EC 彙整後，可得表 4.4，將表 4.4 中資料進行篩選，篩選出同時有測得 SS、TDS 與 R-EC 的 40 筆數據後 (詳表 4.5) 進行多元迴歸分析。

在大滿場中進行短期連續監測時，發現當 RPMS 暴露在空氣中時，此時 RPMS 電極呈現斷電狀態，因此 R-EC 近乎為 0，因此在進行多元迴歸分析時，將截距設定為 0，相關統計結果如表 4.6。

依據表 4.6 可知，SS 濃度與 TDS 濃度對 R-EC 有非常高的關聯性，並且可知 TDS 濃度對 R-EC 影響遠比 SS 濃度影響 R-EC 影響程度要高，其影響約為 SS 的 100 倍，可得出 SS 與 TDS 對 R-EC 關係式，相關關係式如 4.2

$$1.109652551 * TDS + 0.010140178 * SS = R-EC \text{ 式 4.2}$$

依據表 4.6 統計資料可知，SS 與 TDS 對 R-EC 的 F 值為 587.0346，而顯著值為 $9.4 * 10^{-29}$ ，F 值遠大於顯著值，且顯著值趨近於 0，表示此推測模型非常具有可行性，且其 R^2 值達約 0.969，有非常高的線性表現。

並由圖 4.29 與圖 4.30 可以發現，R-EC 的實際值與預測值分別對 SS 及 TDS 所製成的樣本回歸線圖，相關變化趨勢大致一致，均有 X 值越大 Y 值越大的變化趨勢。同時，在殘差圖中，並未觀察到任何明顯的系統性誤差，這代表著多元回歸模型可能較適合描述 R-EC 與 SS 及 TDS 之間的關聯性。

因此，可以得出的初步結論是：在這個多元回歸模型中，R-EC 與 SS 及 TDS 可能存在著正相關的關係，即當 SS 及 TDS 的值較高時，R-EC 的值也較高。但需要注意的是，這樣的關聯性可能受到其他變數的影響，也可能存在其他未知的因素。因此，在進一步分析之前，需要進一步確認模型的適用性及分析結果的可靠性。

現場採樣分析後發現，TDS 在不同深度中，大致上相同，TDS 變化最大在 40 ppm 以內，相較於 SS 濃度在不同深度的變化，在 SS 濃度小於 1,000 ppm 的狀況下，對 RPMS 導電度影響幾乎可以忽略不計，雖然 R-EC 在特定狀況下，會產生深度越淺，R-EC 反升的現象，此部分原因在本研究中並未查明影響導電度反升的主要原因，但是自水池深度 2 m 以上時，R-EC 就不再發生反升的問

題。

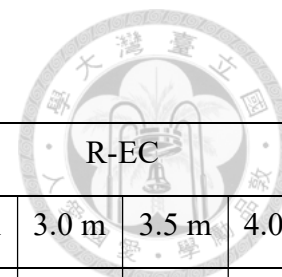
因此透過偵測水池中 2 m 的 RPMS 的數值，可以推測出水池中 TDS 濃度，並將 TDS 濃度值作為依據，帶入式 4.2 計算各深度 SS 濃度分布狀況，即可有效協助給水廠操作人員了解水池內污泥沉積情形，並進行相關污泥排放控制等作業，惟當污泥濃度高時，此時會降低 TDS 的影響力。

將此假設情形代入 2020 年 8 月 27 日最高污泥濃度變化、2020 年 7 月 22 日最高 TDS 濃度變化以及 2021 年 7 月 26 日深度 2 m 最高污泥濃度進行計算，相關數據分析如下：

1. 2020 年 8 月 27 日深度 2 m 之 TDS 測得為 134 ppm，將其帶入式 4.2 後推算 4.5 m SS 濃度，SS 濃度約為 8087 ppm，就算代入該日 2.5 m 測得之最小值 122 ppm 代入計算，也僅能得出 SS 濃度約 10,057 ppm，SS 濃度值遠比實際測得之 SS 濃度 30,385 ppm 要小。
2. 2020 年 7 月 22 日深度 2 m 之 TDS 測得為 164 ppm，將其帶入式 4.2 後推算 4.5 m SS 濃度，SS 濃度約為 17408 ppm，遠比現場實測之 SS 濃度 7,505 ppm 要大。
3. 2021 年 7 月 26 日深度 2 m 之 TDS 測得為 119 ppm，將其帶入式 4.2 後推算 4.5 m SS 濃度，SS 濃度約為 9,014 ppm，遠比現場實測之 SS 濃度 1,596 ppm 要大。

綜上所述，可發現式 4.2 仍需進行修正，因本研究採樣均針對加藥後的導電度變化進行分析，現場添加混凝劑並非純質，其中尚包括其他導電度質，如：有機酸，相關污泥吸附效應本研究中並未進行探討，但對於現場操作人員而言，此公式已足以協助現場同仁了解污泥濃度並進行相關污泥控制及排放操作。

表 4.4 全部採樣日 TDS、SS 與 R-EC 數值表



單位	日期	TDS (mg/L)						SS (mg/L)						R-EC					
		2.0 m	2.5 m	3.0 m	3.5 m	4.0 m	4.5 m	2.0 m	2.5 m	3.0 m	3.5 m	4.0 m	4.5 m	2.0 m	2.5 m	3.0 m	3.5 m	4.0 m	4.5 m
大湳廠 (2019 年)	7月22日	165	-	169	-	-	200	12	-	7	-	-	7,505	199	-	196	-	-	359
	8月12日	159	152	144	156	159	150	3	2	3	3	3	820	188	188	187	188	188	194
	8月27日	134	116	122	-	-	-	8	7	38	2,220	18,620	30,385	178	178	179	202	218	231
	9月10日	162	173	145	165	171	185	6	9	8	6	8	350	182	181	180	178	176	179
	9月25日	144	155	157	159	195	130	11	13	13	11	715	5395	170	170	169	168	188	212
平鎮廠 (2021 年)	6月4日	216	-	223	-	201	215	337	-	980	-	1,755	7120	197	197	196	196	195	238
	6月10日	130	-	137	-	144	153	143	-	853	-	1,140	1,655	152	152	151	151	151	228
	7月20日	137	-	129	-	146	135	346	-	437	-	527	326	152	152	152	151	151	221
	7月26日	119	-	93	-	123	100	1,596	-	2,181	-	1,983	1,815	134	134	133	133	133	223



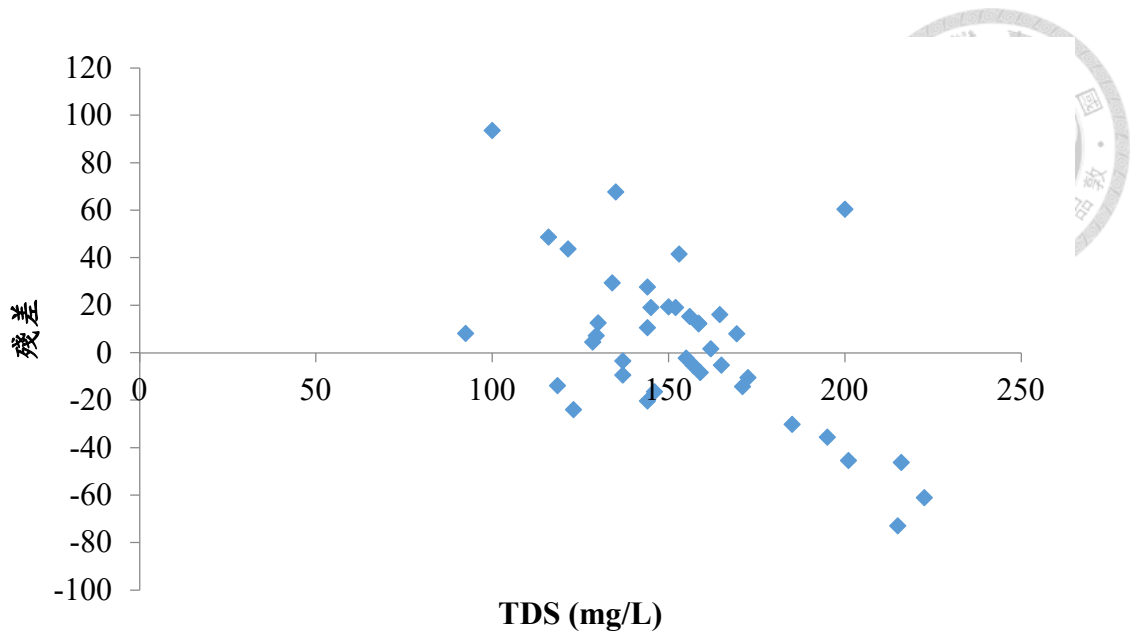
表 4.5 採樣日 TDS、SS 與 R-EC 彙整表

年份	2019 年																							
日期	7 月 22 日			8 月 12 日						8 月 27 日			9 月 10 日						9 月 25 日					
深度 (m)	2.0	3.0	4.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	2.0	2.5	3.0	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5
TDS (mg/L)	165	169	200	159	152	144	156	159	150	134	116	122	162	173	145	165	171	185	144	155	157	159	195	130
SS (mg/L)	12	7	7,505	3	2	3	3	3	820	8	7	38	6	9	8	6	8	350	11	13	13	11	715	5,395
R-EC	199	196	359	188	188	187	188	188	194	178	178	179	182	181	180	178	176	179	170	170	169	168	188	212
年份	2021 年																							
日期	6 月 4 日				6 月 10 日				7 月 20 日				7 月 26 日											
深度 (m)	2.0	3.0	4.0	4.5	2.0	3.0	4.0	4.5	2.0	3.0	4.0	4.5	2.0	3.0	4.0	4.5								
TDS (mg/L)	216	223	201	215	130	137	144	153	137	129	146	135	119	92.5	123	100								
SS (mg/L)	337	980	1,755	7,120	143	853	1,140	1,655	346	437	527	326	1,596	2,181	1,983	1,815								
R-EC	197	196	195	238	152	151	151	228	152	152	151	221	134	133	133	223								

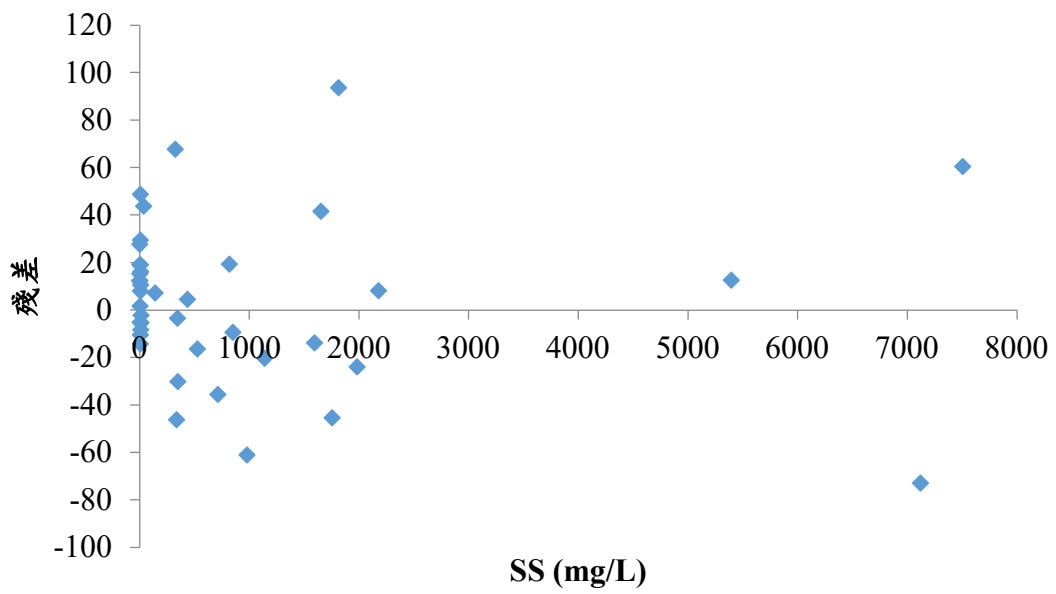
表 4.6 R-EC、TDS 與 SS 之多元分析統計總表



迴歸統計					
R 的倍數		0.984199			
R 平方		0.968649			
調整的 R 平方		0.941508			
標準誤		34.18404			
觀察值個數		40			
ANOVA					
	自由度	SS	MS	F	顯著值
迴歸	2	1371957	685978.3	587.0346	9.4E-29
殘差	38	44404.84	1168.548		
總和	40	1416361			
	係數	標準誤	t 統計	P-值	
截距	0	#N/A	#N/A	#N/A	
TDS (mg/L)	1.109652551	0.039796377	27.88325572	6.57810337329499E-27	
SS (mg/L)	0.010140178	0.003107354	3.263283828	0.002332469	
	下限 95%	上限 95%	下限 95.0%	上限 95.0%	
截距	#N/A	#N/A	#N/A	#N/A	
TDS (mg/L)	1.029089	1.190216	1.029089	1.190216	
SS (mg/L)	0.00385	0.016431	0.00385	0.016431	



(a)



(b)

圖 4.29 (a) TDS (mg/L)殘差圖 (b) SS (mg/L)殘差圖

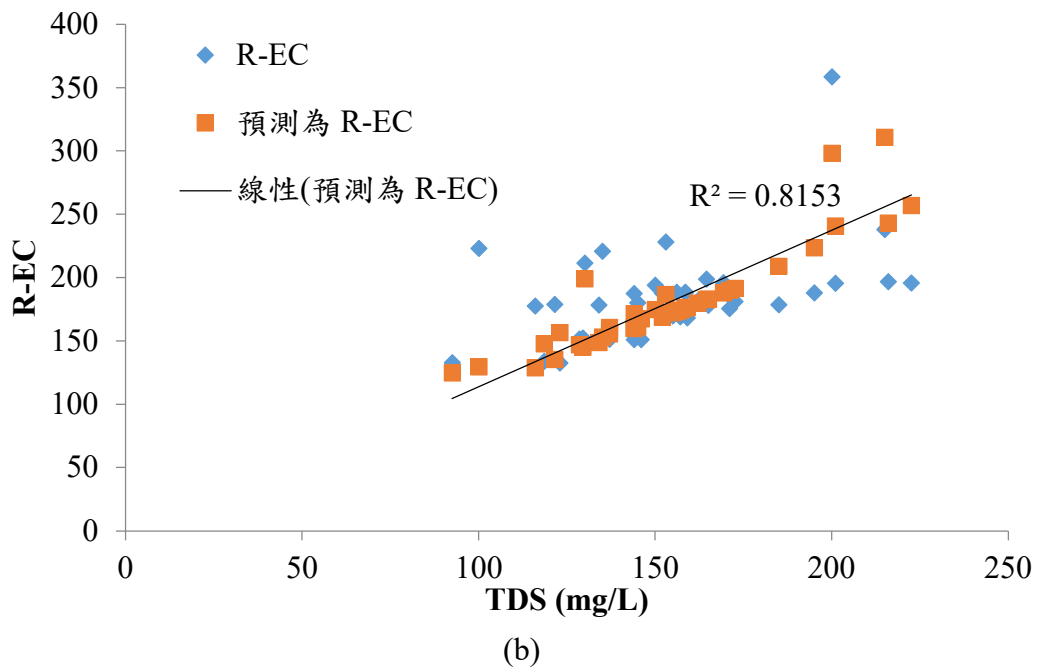
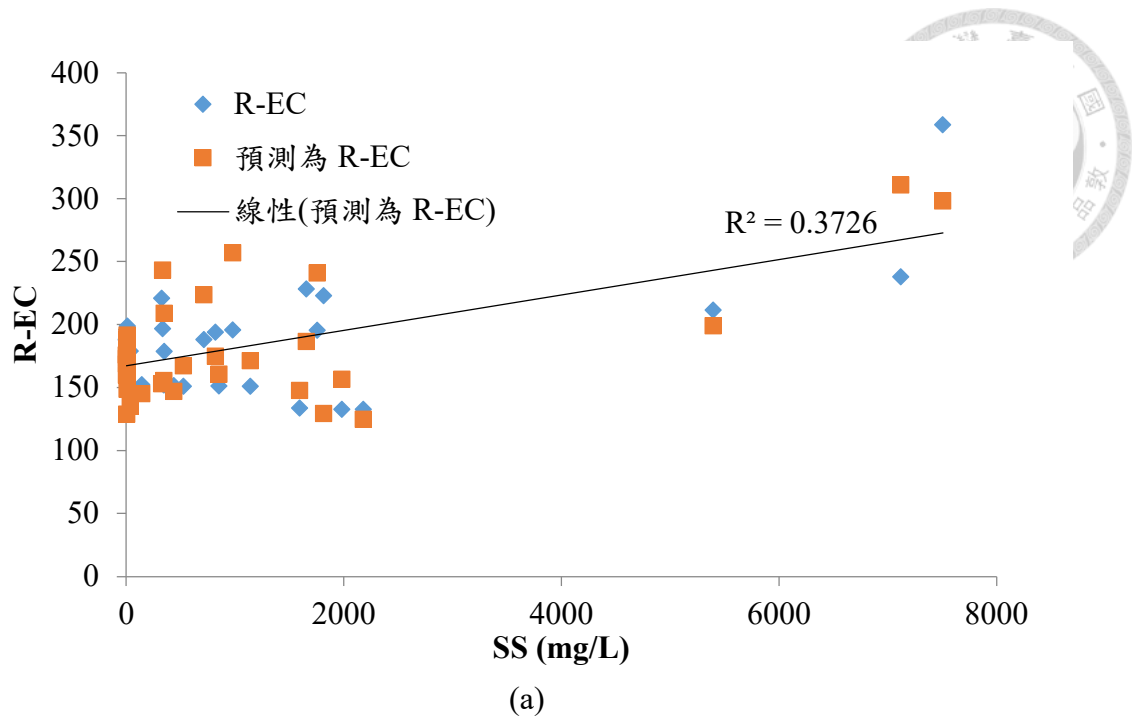



圖 4.30 (a) SS (mg/L) 樣本迴歸線圖 (b) TDS (mg/L) 樣本迴歸線圖

第五章 結論與建議



- 1、 RPMS 之基本原理與傳統導電度計一致，檢測不同 KCl 溶液時，可明顯發現 RPMS 與傳統導電度計精準度差距不大，兩儀器的數值回歸線 R^2 為 0.9929。並且在大湳給水廠進行短期監測時，RPMS 具有提供區分清水層與污泥層差異的數據的能力，因此運用 RPMS 監測現場的污泥厚度具有可行性。
- 2、 2019 年 7 月 22 日的樣品擁有最高的 350 R-EC 導電度，該樣品的 SS 濃度為 7,505 mg/L。相較於 2019 年 8 月 27 日的樣品擁有最高的 SS 濃度 30,385 mg/L，但該樣品的導電度僅 236 R-EC。在本次的實驗場址中，該沉沙池的污泥亦將排放至廢水程序進行處理，因此在二次污泥濃縮池會受到沉沙池的砂石所干擾，因此推論導電度與污泥組成成分有關。這結果表示污泥濃度與導電度不成正比，僅依靠 RPMS 進行污泥濃度檢測尚有不足，但作為相對高濃度的污泥層與清水層的分界依據，仍可滿足需求。
- 3、 給水廠的原水水質與氣候有明顯的相關，無論是大雨過後帶來的高濁度問題，或者是乾旱時期水庫底部重金屬釋出，導致原水中重金屬濃度上升等問題，抑或是供水正常時期，為滿足低原水濁度而過度添加混凝劑等問題，從 RPMS 的檢測數值中，都可以有效監測。
- 4、 RPMS 受原水水質與混凝劑添加影響，其產生的導電度不一定與污泥濃度成正比。高濁度時，給水廠的混凝劑最大添加速度可能還無法達到最適加藥量，此時添加的混凝劑與伴隨加入的電解質會有效形成膠羽污泥，但因為污泥層中含有較多的砂石，所以相對導電率較低；低濁度時，因原水濁度可能小於 10 NTU，為使濁度下降到 2 NTU 以下，因此需添加較多混凝劑，甚至會超過最適加藥量，此時會因為混凝劑伴隨加入的電解質影響，使得清水層導電度較高以及較高導電度的污泥層。

- 5、 通過使用 RPMS 監測污泥層厚度控制混凝劑添加的判斷依據具有可行性。在原水濁度較低時，可以添加較少的混凝劑，進而減少污泥量的產生；在天候變化劇烈導致原水濁度快速上升時，可以增加混凝劑添加量與增加污泥排放量，可有效去除水中懸浮顆粒以及維持給水廠持續運作送水。當污泥濃度約低於 1,000 ppm 時，此時 RPMS 即無法辨別出污泥層與清水層的不同。因此，通過使用 RPMS 監測污泥層厚度，進而作為控制混凝劑添加與污泥排放的判斷依據具有一定發展潛力。
- 6、 將本研究中採樣數據進行多元迴歸分析，可以得出公式： $1.109652551 * TDS + 0.010140178 * SS = R-EC$ ，由公式可知，TDS 與 SS 對 R-EC 均有影響，其中 TDS 對 R-EC 影響比 SS 對 R-EC 影響要大，雖 R^2 達約 0.969，表示仍有需精進處，後續透過校正應可直接透過水樣分析得知水中 SS 濃度與 TDS 濃度，進而判斷現在污泥位置。
- 7、 目前排泥的運作時機皆依操作人員的經驗手動操作，或設定定時定量的排放污泥作業，惟淨水池的污泥是隨機變動的，此操作無法隨污泥即時狀況進行排放。RPMS 具備與 IoT 功能的排泥閥結合，可隨時監控淨水程序中污泥狀況，因此具有與其他感測器與設備（如具有 IoT 功能的排泥控制閥）組合使用的潛力，能有效改善人工操作缺點，使淨水處理與污水處理程序的效率提高，達到節能減碳的目的。
- 8、 傳統水質監測儀器大多係以檢測單點水質以代表整個水池的水質變化，然而水池係一立方體結構，當離水質監測器較遠處發生水質事件或現場操作異常時，當水質監測器感測到時往往已來不及處理，僅能停水重新處理過。目前 RPMS 已突破傳統水質監測儀器僅能檢測單點的特性，RPMS 的出現代表已可監測到線的層面甚至到面的層面，對實場監測具有相當大的助益。

- 
- 9、本研究係以實場採樣進行研究，並以 R-EC 變化作為水質變化的參考依據，當整個水池的導電度變化較大時，表示水池中其他電解質也快速增加，但電解質項目眾多，如需建立更精確的因果關係，應於現行淨水單元旁邊建立模場，以驗證 RPMS 測得之數據變化。
- 10、混凝沉澱過程將消耗鹼度，原水中所含的鹼度隨原水水質變化而有所不同，然而本次監測的給水廠均無鹼劑添加機制與設備，因此當原水 pH 較低時，應添加鹼劑提供鹼度促進膠凝沉降，目前並無相關機制，爰未來透過 RPMS 監測污泥層累積速度時，可輔助判斷污泥沉降情形，並藉此控制混凝機制。
- 11、傳統監測儀器以點代表整池的水質，RPMS 突破此限制，由點變成線，然而水池為一立體結構，因此若透過單一水池安裝多組 RPMS 儀器，即可充分監測整個水池內各處的水質變化，未來可以透過模式模擬，進而得出整個水池更確切的水質狀況，使得操作人員更能了解水池內的水質變化，進而進行調整，相關監測數據亦可提供給設計人員，將相關監測結果作為設計與改善時參考依據。

參考文獻

1. Al Nuaimi, E., H. Al Neyadi, N. Mohamed, and J. Al-Jaroodi (2015). Applications of big data to smart cities. *Journal of Internet Services and Applications*, 6(1), 1-25.
2. Schleicher, J.M., M. Vogler, S. Dustdar, and C. Inzinger (2016). Application Architecture for the Internet of Cities: Blueprints for Future Smart City Applications. *IEEE Internet Computing*, 20(6), 68-75.
3. Sun, C., L. Fiksdal, A. Hanssen-Bauer, M.B. Rye, and T. Leiknes (2011). Characterization of membrane biofouling at different operating conditions (flux) in drinking water treatment using confocal laser scanning microscopy (CLSM) and image analysis. *Journal of Membrane Science*, 382(1), 194-201.
4. Plappally, A.K. and J.H. Lienhard V (2012). Energy requirements for water production, treatment, end use, reclamation, and disposal. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(7), 4818-4848.
5. 中華民國自來水協會 (1993)。自來水設備維護手冊。臺北市：中華民國自來水協會。
6. 高志明、樓基中(2006)。淨水場廢水處理成效及污泥減量探討期末報告。台灣自來水股份有限公司委外研究計畫 (94TWC04)。
7. 游乙剛 (2012)。自來水廠淨水污泥壓濾式脫水之研究 (碩士論文)。朝陽科技大學，臺中市。
8. 廖于恆 (1993)。淨水污泥高分子調理機構之研究 (碩士論文)。國立交通大學，新竹市。
9. 黃志彬 (2001)。淨水污泥與水庫淤泥燒結資源化之利用-污泥性質與燒結條件對燒結體之影響 (II)。行政院國家科學委員會補助專題研究計畫進度報告 (NSC90-2211-E009-029)。
10. 高偉傑 (2011)。淨水污泥餅再利用於 CLSM 回填材料之研究 (碩士論文)。淡江大學，臺北市。
11. 黃志彬 (2002)。污泥燒結/熔融之資源化整合型研究-子計畫一：淨水污泥與水庫淤泥燒結資源化之利用-污泥性質與燒結條件對燒結體之影響 (III)。

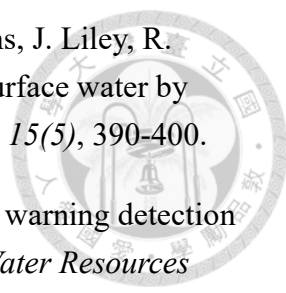


行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告(NSC91-2211-E009-035)。

12. 林志鴻 (2010)。淨水污泥再利用於水泥生料 (碩士論文)。國立中央大學，桃園市。
13. 孫國鼎 (2000)。水庫淤泥及淨水污泥再利用製磚之研究 (碩士論文)。國立交通大學，新竹市。
14. 林鴻章 (2014)。以淨水污泥燒製環保磚之研究 (碩士論文)。朝陽科技大學，臺中市。
15. 顏笠安 (2009)。淨水場混凝污泥質量特性與脫水泥餅再利用初步評估 (碩士論文)。國立中央大學，桃園市。
16. 洪福智 (2015)。以淨水污泥結合高爐石燒結材料對磷酸鹽吸脫附之研究 (碩士論文)。國立中山大學，高雄市。
17. 蕭宇廷 (2012)。淨水污泥餅作為吸附材料處理含磷廢水之研究 (碩士論文)。國立中央大學，桃園市。
18. 林正芳 (2002)。鋁系淨水污泥燒結資源化為氧化鋁吸附劑研究。行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告 (NSC90-2211-E002-038)。
19. 陳虹君 (2014)。固定床管柱實驗探討淨水污泥吸附含磷廢水之研究 (碩士論文)。國立中央大學，桃園市。
20. 林正芳 (2001)。污泥燒結/熔融之資源化整合型研究—子計畫二：工業廢水污泥/淨水污泥之燒結資源化研究。行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告 (NSC89-2211-E002-093)。
21. 黃志彬 (1999)。污泥調理脫水效率提昇之研究-子計畫 II：以低溫處理提昇污泥調理脫水效率之研究 (I)。行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告 (NSC88-2218-E009-030)。
22. 黃志彬 (2000)。污泥調理脫水效率提昇之研究-子計畫 II：以低溫處理提昇污泥調理脫水效率之研究 (II)。行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告 (NSC89-2211-E009-007)。
23. Wang, D. (2016). Raw water quality assessment for the treatment of drinking water. *Environmental Earth Sciences*, 75(19), 1327-1336.
24. Kubeck, C., W. van Berk, and A. Bergmann (2009). Modelling raw water

- quality: development of a drinking water management tool. *Water Science and Technology*, 59(1), 117-124.
25. Peng, C., Y. Huang, X. Yan, L. Jiang, X. Wu, W. Zhang, and X. Wang (2021). *Effect of overlying water pH, temperature, and hydraulic disturbance on heavy metal and nutrient release from drinking water reservoir sediments*. *Water Environment Research*, 93(10), 2135-2148.
26. Gmitrowicz-Iwan, J., S. Ligęza, J. Pranagal, B. Kołodziej, and H. Smal (2020). Can climate change transform non-toxic sediments into toxic soils?. *Science of The Total Environment*, 747, 141-201.
27. Česonienė, L., E. Mažuolytė-Miškinė, D. Šileikienė, K. Lingytė, and E. Bartkevičius (2019). Analysis of Biogenic Secondary Pollution Materials from Sludge in Surface Waters. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(23), 46-91.
28. Hof, A. and W. Schuurmans (2000). Water quality control in open channels. *Water Science and Technology*, 42(1), 153-159.
29. van Schagen, K., L. Rietveld, A. Veersma, and R. Babuška (2010). Control-design methodology for drinking-water treatment processes. *Water Supply*, 10(2), 121-127.
30. Tai, H., A. Celesti, M. Fazio, M. Villari, and A. Puliafito (2015). An integrated system for advanced water risk management based on cloud computing and IoT. *2015 2nd World Symposium on Web Applications and Networking (WSWAN)*, 1-7.
31. Asbjornsen, O.A. (1985). Chemical process control: An introduction to theory and practice: George Stephanopoulos. *Automatica*, 21(4), 502-504.
32. Stephanopoulos, G. (1984). *Chemical Process Control - An Introduction to Theory and Practice*. New Jersey, USA: American Scientist.
33. Storey, M.V., B. van der Gaag, and B.P. Burns (2011). Advances in on-line drinking water quality monitoring and early warning systems. *Water Research*, 45(2), 741-747.
34. 姜佳伶 (2007)。淨水場沉澱及過濾單元濁度去除及其衍生廢污量之研究 (碩士論文)。國立中央大學，桃園市。

35. 陳大為 (2011)。倒傳遞類神經網路於淨水混凝自動加藥前饋控制應用之研究-模廠試驗。國立交通大學，新竹市。
36. 何承嶧、駱尚廉 (2020)。運用大數據協助提昇水安全計畫執行效能。中國土木水利工程學刊，32(3)，271-283。
37. Marcal, J., B. Antizar-Ladislao, and J. Hofman (2021). Addressing Water Security: An Overview. *Sustainability*, 13(24), 13702.
38. Cook, C. and K. Bakker (2012). Water security: Debating an emerging paradigm, *Global Environmental Change*, 22(1), 94-102.
39. Gerlak, A.K. and F. Mukhtarov (2015). 'Ways of knowing' water: integrated water resources management and water security as complementary discourses. *International Environmental Agreements Politics Law and Economics*, 15(3), 257-272.
40. Zhang, X. and V.V. Vesselinov (2017). Integrated modeling approach for optimal management of water, energy and food security nexus. *Advances in Water Resources*, 101, 1-10.
41. Díaz-Alcaide, S., W.J.-P. Sandwidi, P. Martínez-Santos, M. Martín-Loeches, J.L. Cáceres, and N. Seijas (2021). Mapping Ground Water Access in Two Rural Communes of Burkina Faso. *Water*, 13(10), 1356.
42. Kurajica, L., M. Ujević Bošnjak, A.S. Kinsela, J. Štiglić, T.D. Waite, K. Capak, and Z. Pavlić (2021). Effects of changing supply water quality on drinking water distribution networks: Changes in NOM optical properties, disinfection byproduct formation, and Mn deposition and release. *Science of The Total Environment*, 762, 144-159.
43. Zhao, H., D. Hou, P. Huang, and G. Zhang (2014). Water Quality Event Detection in Drinking Water Network. *Water Air and Soil Pollution*, 225(11), 1-15.
44. 吳俊宗、郭振泰、陳弘成、吳先琪、朱達仁、楊明德、柳文成 (2008)。石門水庫水質監測、水域生態環境及非點源污染調查研究 95 年~97 年成果報告書。經濟部水利署北區水資源局。
45. 郭振泰、吳俊宗、吳先琪 (2005)。以生態工法淨化水庫水質控制優養化研究計畫。行政院環境保護署 (EPA-94-U1G1-02-102)。

- 
46. Lechelt, M., W. Blohm, B. Kirschneit, M. Pfeiffer, E. Gresens, J. Liley, R. Holz, C. Luring, and C. Moldaenke (2000). Monitoring of surface water by ultrasensitive *Daphnia* toximeter. *Environmental Toxicology*, 15(5), 390-400.
47. Ostfeld, A. and E. Salomons (2004). Optimal layout of early warning detection stations for water distribution systems security. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 130(5), 377-385.
48. Li, M., C.Y. Wan, X.J. Pan, Y. Zou, S.Y. Chi, and J.B. Chang (2013). Comparative Study of Stress by Four Heavy Metals on *Chlamydomonas Reinhardtii* and the Potential Application in BBE Algae Toximeter. *Fresenius Environmental Bulletin*, 22(5A), 1494-1500.
49. Brito, R.S., H.M. Pinheiro, F. Ferreira, J.S. Matos, A. Pinheiro, and N.D. Lourenco (2016). Calibration Transfer Between a Bench Scanning and a Submersible Diode Array Spectrophotometer for In Situ Wastewater Quality Monitoring in Sewer Systems. *Applied Spectroscopy*, 70(3), 443-454.
50. Li, X., W. Ma, T. Huang, A. Wang, Q. Guo, L. Zou, and C. Ding (2021). Spectroscopic fingerprinting of dissolved organic matter in a constructed wetland-reservoir ecosystem for source water improvement-a case study in Yanlong project, eastern China. *Science of The Total Environment*, 770, 144791.
51. Feng, L.K., J. Zhang, J.L. Fan, L.L. Wei, S.F. He, and H.M. Wu (2022). Tracing dissolved organic matter in inflowing rivers of Nansi Lake as a storage reservoir: Implications for water-quality control. *Chemosphere*, 286(Pt1), 131624.
52. Ponce Romero, J.M., S.H. Hallett, and S. Jude (2017). Leveraging Big Data Tools and Technologies: Addressing the Challenges of the Water Quality Sector. *Sustainability*, 9(12), 2160.
53. Chen, K., H. Chen, C. Zhou, Y. Huang, X. Qi, R. Shen, F. Liu, M. Zuo, X. Zou, J. Wang, Y. Zhang, D. Chen, X. Chen, Y. Deng, and H. Ren (2020). Comparative analysis of surface water quality prediction performance and identification of key water parameters using different machine learning models based on big data. *Water Research*, 171, 115454.
54. Tiyasha, T.M. Tung, and Z.M. Yaseen (2020). A survey on river water quality

modelling using artificial intelligence models: 2000–2020. *Journal of Hydrology*, 585, 124670.



55. Shah, M.I., M.F. Javed, A. Alqahtani, and A. Aldrees (2021). Environmental assessment based surface water quality prediction using hyper-parameter optimized machine learning models based on consistent big data. *Process Safety and Environmental Protection*, 151, 324-340.
56. Koppanen, M., T. Kesti, J. Rintala, and M. Palmroth (2023). Can online particle counters and electrochemical sensors distinguish normal periodic and aperiodic drinking water quality fluctuations from contamination?. *Science of The Total Environment*, 872, 162078.
57. Zurita, J.L., A. Jos, A.M. Camean, M. Salguero, M. Lopez-Artiguez, and G. Repetto (2007). Ecotoxicological evaluation of sodium fluoroacetate on aquatic organisms and investigation of the effects on two fish cell lines. *Chemosphere*, 67(1), 1-12.
58. 廖崇佑 (2009)。光學影像連續監測化學沉降污泥之沉澱特性研究 (碩士論文)。國立中央大學，桃園市。
59. Miles, S.L., R.G. Sinclair, M.R. Riley, and I.L. Pepper (2011). Evaluation of Select Sensors for Real-Time Monitoring of Escherichia coli in Water Distribution Systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(8), 2813-2816.
60. Christian Gomes Morais Nascimento, M., M. Carolina Robaina Vieira, F. R. P. Rocha, T. Almeida Silva, and W. Toito Suarez (2023). Flow-based green ceramics microdevice with smartphone image colorimetric detection for free chlorine determination in drinking water. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 287, 122096.
61. 林光耀 (2014)。利用 Webcam 與雷射光建立量測批次式生物處理系統之水位、MLSS 濃度、SS 濃度及污泥沉澱速度光學量測裝置之研究 (碩士論文)。國立中央大學，桃園市。
62. Usin, V.V., I.V. Kumpanenko, A.S. Kamrukov, N.A. Ivanova, E.G. Raevskaya, E.O. Panin, and A.E. Goncharova (2014). Analytical control of the wastewater treatment process by a generalized on-line water quality index: Choice of analytical procedure and development of monitoring technology. *Russian*



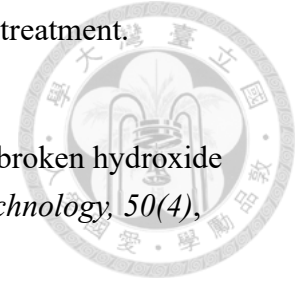
63. Fortunato, L., N. Pathak, Z. Ur Rehman, H. Shon, and T. Leiknes (2018). Real-time monitoring of membrane fouling development during early stages of activated sludge membrane bioreactor operation. *Process Safety and Environmental Protection*, 120, 313-320.
64. Kim, J., K. Park, and K. Joo (2019). Feasibility of miniature radiation portal monitor for measurement of radioactivity contamination in flowing water in pipe. *Journal of Instrumentation*, 13(01), P01022.
65. Fujioka, T., T. Ueyama, F. Mingliang, and M. Leddy (2019). Online assessment of sand filter performance for bacterial removal in a full-scale drinking water treatment plant. *Chemosphere*, 229, 509-514.
66. Zhou, Y., M. Liu, L. Zhou, K.-S. Jang, H. Xu, K. Shi, G. Zhu, M. Liu, J. Deng, Y. Zhang, R.G.M. Spencer, D.N. Kothawala, E. Jeppesen, and F. Wu (2020). Rainstorm events shift the molecular composition and export of dissolved organic matter in a large drinking water reservoir in China: High frequency buoys and field observations. *Water Research*, 187, 116471.
67. Beauchamp, N., C. Bouchard, C. Dorea, and M. Rodriguez (2020). Ultraviolet absorbance monitoring for removal of DBP-precursor in waters with variable quality: Enhanced coagulation revisited. *Science of The Total Environment*, 717, 137225.
68. Rao, H., W. Liu, K. He, S. Zhao, Z. Lu, S. Zhang, M. Sun, P. Zou, X. Wang, Q. Zhao, Y. Wang, and T. Liu (2020). Smartphone-Based Fluorescence Detection of Al³⁺ and H₂O Based on the Use of Dual-Emission Biomass Carbon Dots. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 8(23), 8857-8867.
69. Pranita, D.M., M. Telting-diaz, M.E. Meyerhoff, and R.R. Schroeder (1992). Potentiometric Ion-, Gas-, and Bio-Selective Membrane Electrodes. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 23(3), 163-186.
70. Soropogui, K., M. Sigaud, and O. Vittori (2006). Alert electrodes for continuous monitoring of nitrate ions in natural water. *Electroanalysis*, 18(23), 2354-2360.
71. Marrakchi, M., C. Martelet, S.V. Dzyadevych, P. Namour, and N. Jaffrezic-

- Renault (2007). An enzyme biosensor based on gold interdigitated thin film electrodes for water quality control. *Analytical Letters*, 40(7), 1307-1316.
72. Zhou, Y.S., T. Jing, Q.L. Hao, Y.K. Zhou, and S.R. Mei (2012). A sensitive and environmentally friendly method for determination of chemical oxygen demand using NiCu alloy electrode. *Electrochimica Acta*, 74, 165-170.
73. Uppuluri, K., M. Lazouskaya, D. Szwagierczak, K. Zaraska, and M. Tamm (2021). Fabrication, Potentiometric Characterization, and Application of Screen-Printed RuO₂ pH Electrodes for Water Quality Testing. *Sensors*, 21(16), 5399.
74. Wu, L., X.H. Liu, X. Yu, S.J. Xu, S.X. Zhang, and S.M. Guo (2022). Fabrication of Boron-Doped Diamond Film Electrode for Detecting Trace Lead Content in Drinking Water. *Materials*, 15(17), 6013.
75. Cho, G., S. Azzouzi, G. Zucchi, and B. Lebental (2022). Electrical and Electrochemical Sensors Based on Carbon Nanotubes for the Monitoring of Chemicals in Water—A Review. *Sensors*, 22(1), 218.
76. 莊旭楨 (2016)。從水土界面儀的應用歷程到水土環萬用感測技術的創新應用課題與展望。社團法人臺灣災害管理學會 & Ainosco Press，2016 年會，23-1-23-10。
77. 莊旭楨、陳文祥 (2019)。精密電導率剖面儀於淨水場測試初探—以板新淨水場為例。中華民國自來水協會會刊，38(2)，1-10。
78. 劉奕甫 (2007)。低濁原水處理策略評估:實驗室及現場診斷 (碩士論文)。國立交通大學，新竹市。
79. Yan, M.Q., D.S. Wang, J.R. Ni, J.H. Qu, C.W.K. Chow, and H.L. Liu (2008). Mechanism of natural organic matter removal by polyaluminum chloride: Effect of coagulant particle size and hydrolysis kinetics. *Water Research*, 42(13), 3361-3370.
80. Dayarathne, H.N.P., M.J. Angove, R. Aryal, H. Abuel-Naga, and B. Mainali (2021). Removal of natural organic matter from source water: Review on coagulants, dual coagulation, alternative coagulants, and mechanisms. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101820.
81. Aboubaraka, A.E., E.F. Aboelfetoh, and E.-Z.M. Ebeid (2017). Coagulation

effectiveness of graphene oxide for the removal of turbidity from raw surface water. *Chemosphere*, 181, 738-746.

82. Christensen, E., T. Håkonsen, L.J. Robertson, and M. Myrnel (2016). Zirconium and chitosan coagulants for drinking water treatment – a pilot study. *Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 65(8), 635-644.
83. Zin, N.S.M., T. Ramarao, M.H.Z. Abidin, and W.A.W. Mohamed (2019). Coagulation-Flocculation of Leachate by Using Single Coagulant Made from Chemical Coagulant (Polyaluminium Chloride) and Natural Coagulant (Tapioca Flour). *International Journal of Integrated Engineering*, 11(6), 236-243.
84. Santos, T.R.T., M.F. Silva, L. Nishi, A.M.S. Vieira, M.R.F. Klein, M.B. Andrade, M.F. Vieira, and R. Bergamasco (2016). Development of a magnetic coagulant based on Moringa oleifera seed extract for water treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(8), 7692-7700.
85. Nimesha, S., C. Hewawasan, D.J. Jayasanka, Y. Murakami, N. Araki, and N. Maharjan (2022). Effectiveness of natural coagulants in water and wastewater treatment. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 8(1), 101-116.
86. Singer, P.C. and K. Bilyk (2002). Enhanced coagulation using a magnetic ion exchange resin. *Water Research*, 36(16), 4009-4022.
87. Joseph, L., J.R.V. Flora, Y.-G. Park, M. Badawy, H. Saleh, and Y. Yoon (2012). Removal of natural organic matter from potential drinking water sources by combined coagulation and adsorption using carbon nanomaterials. *Separation and Purification Technology*, 95, 64-72.
88. 邱芬蘭 (2002)。污泥毯澄清池去除濁度、硬度及有機物之探討 (碩士論文)。國立交通大學，新竹市。
89. Benschoten, J.E.V. and J.K. Edzwald (1990). Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-I. hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. *Water Research*, 24(12), 1519-1526.
90. Lin, J.L., J.R. Pan, and C. Huang (2013). Enhanced particle destabilization and

aggregation by flash-mixing coagulation for drinking water treatment.
Separation and Purification Technology, 115, 145–151.



91. Yu, W.-Z., J. Gregory, and N. Graham (2016). Regrowth of broken hydroxide flocs: effect of added fluoride. *Environmental Science & Technology*, 50(4), 1828–1833.
92. Bouvy, M., S.M. Nascimento, R.J.R. Molica, A. Ferreira, V. Huszar, and S. Azevedo (2003). Limnological features in Tapacura reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, 493(1), 115-130.
93. Kemdirim, E.C. (2005). Studies on the hydrochemistry of Kangimi reservoir, Kaduna State, Nigeria. *African Journal of Ecology*, 43(1), 7-13.
94. Wei, N., Z. Zhang, D. Liu, Y. Wu, J. Wang, and Q. Wang (2015). Coagulation behavior of polyaluminum chloride: Effects of pH and coagulant dosage. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 23(6), 1041-1046.