



中華民國自來水協會 112 年度研究計畫

傳統淨水場利用既有處理程序

去除季節性溶解錳研究

**Removal of Seasonal Dissolved Manganese for
Existing Conventional Processes**

委託單位：中華民國自來水協會

研究單位：中華民國自來水協會技術研究委員會

計畫主持人：邱福利

協同計畫主持人：薛志宏

研究人員：賴頌仁、張美惠、張美鳳、張凱迪、楊道寧、
周宗毅

執行期間：112 年 3 月 1 日至 112 年 11 月 30 日

中華民國 112 年 12 月

中華民國自來水協會 112 年度研究計畫

傳統淨水場利用既有處理程序

去除季節性溶解錳研究

Removal of Seasonal Dissolved Manganese for Existing Conventional Processes

委託單位：中華民國自來水協會

研究單位：中華民國自來水協會技術研究委員會

計畫主持人：邱福利

協同計畫主持人：薛志宏

研究人員：賴頌仁、張美惠、張美鳳、張凱迪、楊道寧、

周宗毅

執行期間：112 年 3 月 1 日至 112 年 11 月 30 日

中華民國 112 年 12 月

計畫成果中文摘要

北水處新店溪水源淨水場，110 年因氣候及水庫放流水影響，致出水水質含溶解錳濃度過高，大量用水民眾反映水黃現象。事件後，淨水場加強與水庫管理單位聯繫，掌握水庫水體水質狀況及放水資訊，並增設線上溶解錳偵測設備，強化淨水場原水預警功能。另透過研究探討淨水場既有處理程序有效處理溶解錳之方式，以備不時應變之需。

本研究以加氯氧化沉澱及快濾池濾料催化氧化法探討去除二價錳之效果。前者以杯瓶試驗進行人工配製原水不同參數實驗；後者則以淨水場實際使用濾料管柱試驗，進行不同影響參數試驗。

實驗結果顯示，在淨水場既有濁度去除混凝操作中條件下，單純以提高加氯量氧化原水中溶解錳，由於反應速率過慢，去除率偏低，氯錳質量比要達 25 以上，處理水質才可能低於飲用水水質標準錳限值以下，但此加氯量下，將遠超過飲用水水質標準自由餘氯上限值，故並非是一個有效去除方法。以降低淨水場處理水量，增加接觸時間，增進效果亦極微；若原水中同時含有溶解鐵，則加氯氧化溶解鐵後之固體顆粒，略有助於溶解錳之去除。

直潭、長興及公館場之快濾池濾料表面錳被覆質量，隨濾料種類、處理水量及汰換狀況而有不同，長興公館無煙煤濾料錳被覆遠大於直潭場石英砂濾料。直潭場石英砂單一濾料管柱試驗結果顯示，濾料表面被覆較高者，在較高濾前加氯量下，去除二價錳效果較佳。一般而言，表面被覆錳質量 0.80 毫克錳/克濾料以上，可去除原水溶解錳 0.3mg/L 至符合飲用水水質標準限值 0.05mg/L 以下，表面被覆錳質量 2.0 毫克錳/克濾料以上，甚至可有效處理原水溶解錳 0.5mg/L。降低濾速，對去除錳效果有幫助。濾床不同深度濾料，以表層濾料去除效果最佳，隨濾床深度遞減；反洗操作不影響濾料錳被覆質量及除錳效果。長興及公館場雙層濾料淨水場表層無煙煤濾料管柱試驗結果顯示，

溶解錳去除效果極佳，但耗氣濃度較直潭場石英砂高。

本研究依研究成果建立新店溪水系淨水場季節性突發性含溶解錳原水操作應變方案，大致為若偵知原水含溶解錳，提高前氯加注量，使濾前餘氯提高至約 1.0mg/L，濾後餘氯須達 0.2mg/L 以上，利用快濾池濾料表面錳被覆以吸附催化氧化法去除水中溶解錳。對於濾料表面錳被覆不足快濾池，以降低濾速(處理水量)或停止處理因應。

關鍵字：溶解錳；加氯氧化；吸附催化氧化；濾料表面被覆

Abstract

In 2021, the Xindian Creek Water Purification Plants, operated by Taipei Water Department, faced water quality issues attributed to climate and reservoir discharges. The effluent exhibited excessively high concentrations of dissolved manganese, many consumers complained about noticeable 'yellow water' phenomenon. Subsequent to this incident, the purification plant reinforced its collaboration with reservoir management authorities to monitor reservoir water quality and discharge information. They also introduced online dissolved manganese detection equipment to enhance the raw water early warning system. In addition, a study was conducted to explore effective methods within the existing purification processes for handling dissolved manganese during emergency situations.

This study investigates the removal of divalent manganese through the application of chlorine oxidation & precipitation and adsorption & catalytic oxidation using rapid filter media. The former involves conducting jar tests with artificially prepared raw water under varying parameters, while the latter employs filter column tests using the actual filter media used in the water purification plant, subject to experiments with different influencing parameters.

The experimental find that, when operating under neutral conditions within an existing water purification plant to remove turbidity, increasing the chlorine dosage to oxidize dissolved manganese in the raw water yields undesirable results due to slow reaction rate and limited removal efficiency. Achieving a chlorine-to-manganese mass ratio exceeding 25 is necessary for the treated water quality to fall below the manganese limit set by drinking water quality standards. However, this heightened chlorine dosage would significantly surpass the upper limit for free residual chlorine established in drinking water quality standards, rendering this approach ineffective. Even when reducing the water treatment volume and extending contact time, the enhancement in removal efficiency is small. If the raw water simultaneously contains dissolved iron, the addition of chlorine for oxidizing solid particles post-dissolved iron may offer a slight improvement in dissolved manganese removal.

The extent of manganese coating on the surfaces of the filter media in the rapid filters at Zhitan, Changxing, and Gongguan purification plants varies depending on the filter medium type, treated water volume, and replacement status. Notably, the anthracite filter medium in Changxing and Gongguan exhibits significantly greater manganese coating than the silica sand filter in Zhitan. Single-filter medium column tests conducted at Zhitan indicate that filter media with higher surface coatings yield

better removal of divalent manganese, particularly when a higher chlorine dosage is applied before filtration. In general, a surface-coated manganese mass of 0.8 mg of manganese per gram of filter medium or greater is capable of reducing the concentration of dissolved manganese in raw water from 0.3 mg/L to meet the drinking water quality standard limit of 0.05 mg/L or less. Furthermore, a surface-coated manganese mass of 2.0 mg of manganese per gram of filter medium or higher can effectively treat raw water with dissolved manganese at 0.5 mg/L. Reducing the filtration rate can enhance manganese removal. Among filter media with varying depths within the filter bed, surface filter media exhibits the most effective removal, with removal efficiency decreasing with greater filter bed depth. Importantly, the backwash operation does not influence the manganese coating quality of the filter medium or its manganese removal efficiency. In the case of dual media water purification plants in Changxing and Gongguan, tests on anthracite filter media columns revealed exceptional removal efficiency for dissolved manganese. However, it is worth noting that these processes with a higher chlorine concentration consumption compared to silica sand filters at Zhitan.

Drawing from the research findings, this study devises a contingency plan for addressing the seasonal and unexpected presence of dissolved manganese in the raw water at the Xindian Creek water purification plants. The plan is outlined as follows: in the event of detecting dissolved manganese in the raw water, the prechlorination dosage will be increased to elevate the residual chlorine levels to approximately 1.0 mg/L before filtration, with a post-filtration residual chlorine requirement of over 0.2 mg/L. The manganese coating on the surface of the rapid filter media will be used to remove dissolved manganese from the water through adsorption & catalytic oxidation. In cases where the surface manganese coating on the filter medium is insufficient, measures will be taken to lower the filtration rate (treated water volume) or suspend treatment accordingly.

Keywords: dissolved manganese; chlorine oxidation; adsorption & catalytic oxidation; surface coating on filter medium

目 錄

第一章	前言.....	1
1.1	研究緣起.....	1
1.2	研究目的.....	1
第二章	文獻回顧.....	2
2.1	飲用水中錳之來源.....	2
2.1.1	地下水.....	2
2.1.2	工業污染.....	2
2.1.3	水庫層化(Stratification)與翻混(Overturn).....	3
2.1.4	翡翠水庫之翻混模式.....	4
2.2	錳對人體健康之影響.....	6
2.3	飲用水水質標準.....	7
2.4	錳對自來水供水管網之影響.....	7
2.5	飲用水錳之處理方法.....	8
2.5.1	錳化學(Manganese Chemistry).....	8
2.5.2	原水控制法.....	10
2.5.3	化學氧化及物理分離法.....	10
2.5.3.1	高錳酸鉀.....	10
2.5.3.2	二氧化氯.....	11
2.5.3.3	臭氧.....	11
2.5.3.4	氯.....	11
2.5.4	吸附氧化(Adsorption/Oxidation)法.....	15
2.5.4.1	錳綠砂(Manganese Greensand).....	15
2.5.4.2	傳統濾料被覆錳氧化物(MnO _x (s) Coatings on Conventional Filter Media).....	16
2.5.5	生物過濾(Biological Filtration).....	36
2.5.6	軟化與離子交換(Softening and ion exchange).....	37
2.5.7	螯合(Sequestration).....	38
2.5.8	飲用水錳去除方法概要.....	38

第三章	研究方法.....	41
3.1	研究流程.....	41
3.2	前加氯氧化沉澱去除實驗.....	43
3.2.1	不同濃度前氯氧化去除溶解錳試驗.....	43
3.2.2	降載處理試驗.....	43
3.2.3	鐵錳併存原水試驗.....	44
3.3	快濾池濾料吸附催化氧化法去除試驗.....	45
3.3.1	代表性快濾池選取.....	45
3.3.2	快濾池濾料採樣.....	49
3.3.3	濾料表面被覆質量決定.....	50
3.3.4	實驗室濾料錳去除管柱試驗.....	50
3.3.4.1	實驗室試驗設備.....	50
3.3.4.2	實驗室管柱試驗步驟.....	53
3.4	水質分析方法.....	54
第四章	結果與討論	60
4.1	前氯氧化原水二價錳後沉澱去除試驗結果.....	60
4.1.1	不同濃度溶解錳原水加氯氧化結果.....	60
4.1.2	氧化耗氯及沉澱水餘氯狀況.....	61
4.1.3	以降低處理水量去除原水中溶解錳.....	65
4.1.4	原水中同時含溶解性二價鐵對溶解錳去除之影響.....	68
4.2	快濾池濾料吸附催化氧化法去除原水二價錳試驗結果.....	70
4.2.1	濾料外觀與表面被覆錳氧化物質量.....	70
4.2.1.1	代表快濾池濾料外觀色.....	70
4.2.1.2	代表快濾池濾料表面被覆質量.....	73
4.2.2	各淨水場各期代表性濾料去除二價錳管柱試驗結果.....	77
4.2.2.1	直潭場 5 快二濾料管柱試驗結果.....	77
4.2.2.2	直潭場 5 快一濾料管柱試驗結果.....	85
4.2.2.3	直潭場 4 快濾料管柱試驗結果.....	86
4.2.2.4	直潭場 2 快濾料管柱試驗結果.....	87
4.2.2.5	直潭場 1 快濾料管柱試驗結果.....	90
4.2.2.6	直潭場 3 快濾料管柱試驗結果.....	91
4.2.2.7	直潭場 6 快濾料管柱試驗結果.....	92
4.2.2.8	直潭場不同被覆質量濾料二價錳去除狀況比較.....	93

4.2.2.9	長興淨水場濾料管柱試驗結果.....	95
4.2.2.10	公館淨水場濾料管柱試驗結果.....	96
第五章	結論與建議	98
第六章	新店溪水源淨水場因應季節性含溶解錳原水應變操作方案	102
	參考文獻.....	105
附錄 1	期初計畫審查委員審查意見及回覆	108
附錄 2	期中報告審查委員審查意見及回覆	113
附錄 3	期末報告審查委員審查意見及回覆	120
附錄 4	台水公司第六區管理處(南化水庫)及專業訓練中心參訪報告.....	126

圖目錄

圖 2.1-1 典型水庫翻混示意圖	4
圖 2.1-2 翡翠水庫表水及底層水溫度變化	5
圖 2.1-3 翡翠水庫氣候趨動水理模型	5
圖 2.1-4 翡翠水庫低溫入流水體密度流水質模式	6
圖 2.5-1 錳之普貝爾圖	9
圖 2.5-2 二價錳的自動催化氧化反應	14
圖 2.5-3 二價錳於 MnO_2 固體表面吸附隨 pH 變化狀況	18
圖 2.5-4 除錳能力與濾料表面被覆質量之關係	20
圖 2.5-5 濾料再生後與原濾料除錳能力之關係	20
圖 2.5-6 濾料被覆質量與表面積之關係	22
圖 2.5-7 美國維州 Newport News 淨水場無煙煤濾料剖面電子顯微鏡影像	24
圖 2.5-8 Stamford 淨水場濾料實驗室恢復加氯再生除錳結果	25
圖 2.5-9 Stamford 淨水場快濾池預加氯再生除錳結果	26
圖 2.5-10 韓國 26 座淨水場錳處理狀況	27
圖 2.5-11 濾料除錳效率	29
圖 2.5-12 不同濾料表面氧化物濃度	29
圖 2.5-13 以表面被覆濾料除錳，被去除二價錳與耗氯當量之關係	30
圖 2.5-14 濾料表面被覆質量垂直深度分佈	32
圖 2.5-15 無煙煤濾料產生被覆前與產生被覆後(12 mg- MnO_x /g-濾料)粒徑分佈 比較.....	34
圖 2.5-16 顆粒濾料與氯反應產生消毒副產物路徑示意圖	35
圖 2.5-17 淨水場錳去除程序概要	39
圖 2.5-18 錳氧化物被覆濾料去除溶解錳機制圖	40
圖 3.1-1 研究流程圖	42
圖 3.3-1 快濾池濾料採樣	50
圖 3.3-2 實驗室單層濾料管柱試驗設備	51
圖 3.3-3 實驗室多層濾料管柱試驗設備	52
圖 3.4-1 感應耦合電漿原子發射光譜儀(ICP-OES)	55
圖 3.4-2 濁度計	57

圖 3.4-3 餘氯比色器	58
圖 3.4-4 pH 計	59
圖 4.1-1 不同濃度溶解錳原水於前氯 1.0mg/L，pH 7.3 下，沉澱水溶解錳去除率及耗氯濃度.....	61
圖 4.1-2 不同濃度溶解錳原水於前氯 1.3mg/L，pH 7.3 下，沉澱水溶解錳去除率及耗氯濃度.....	61
圖 4.1-3 不同濃度溶解錳原水於前氯 1.5mg/L，pH 7.4 下，沉澱水溶解錳去除率及耗氯濃度.....	62
圖 4.1-4 不同濃度溶解錳原水於前氯 2.0 mg/L，pH 7.4 下，沉澱水溶解錳去除率及耗氯濃度.....	62
圖 4.1-5 不同濃度溶解錳原水於前氯 3.0mg/L，pH 7.6 下，沉澱水溶解錳去除率及耗氯濃度.....	63
圖 4.1-6 前加氯濃度對不同濃度溶解錳去除率之影響(pH 7.3~7.6)	63
圖 4.1-7 氯錳質量比對沉澱水溶解錳濃度之影響(全載處理水量，pH 7.3~7.6) .	64
圖 4.1-8 氯錳質量比對混沉溶解錳去除率之影響(全載處理水量，pH 7.3~7.6) .	64
圖 4.1-9 降低處理水量對加氯氧化沉澱水錳濃度之影響(pH 7.2~7.3)	66
圖 4.1-10 降低處理水量錳去除率(%)與氯錳質量比之關係	67
圖 4.1-11 降載 3 分之 1 不同前加氯濃度淨水單元去除率	68
圖 4.1-12 降載 2 分之 1 不同前加氯濃度淨水單元去除率	68
圖 4.1-13 原水中同時含鐵於不同前氯下對錳去除之影響(pH 7.4).....	69
圖 4.2-1 直潭淨水場各期代表快濾池濾料(a)外觀色(b)顯微鏡下表面影像.....	71
圖 4.2-2 長興及公館淨水場各期代表快濾池濾料(a)外觀色(b)顯微鏡下表面影像.....	72
圖 4.2-3 直潭淨水場濾料被覆中錳與鋁質量之相關性	74
圖 4.2-4 直潭淨水場濾料被覆中錳及鐵質量之相關性	75
圖 4.2-5 直潭淨水場濾料被覆與使用期之關係	75
圖 4.2-6 直潭淨水場五快二濾床不同深度濾料金屬被覆狀況	76
圖 4.2-7 長興淨水場無煙煤濾料被覆與使用期之關係	77
圖 4.2-8 長興淨水場無煙煤濾料被覆中錳與鋁之相關性	77
圖 4.2-9 直潭場 5 快二濾料管柱試驗結果 1	79

圖 4.2-10 直潭場 5 快二濾料管柱試驗結果 2	79
圖 4.2-11 直潭場 5 快二濾料管柱試驗結果 3	80
圖 4.2-12 直潭場 5 快二濾料管柱試驗結果 4	80
圖 4.2-13 直潭場 5 快二濾料加氯濃度及濾速對過濾水二價錳濃度之影響(二價錳 0.3mg/L).....	82
圖 4.2-14 直潭場 5 快二濾料加氯濃度及濾速對耗氯濃度之影響 (二價錳 0.3 mg/L).....	82
圖 4.2-15 直潭場 5 快二反洗後濾料對二價錳去除之影響	83
圖 4.2-16 直潭場 5 快二反洗前後濾料過濾自由餘氯狀況	83
圖 4.2-17 直潭場 5 快二濾料濾料深度對去除二價錳之影響	85
圖 4.2-18 直潭場 5 快二濾料濾料深度對過濾水餘氯之影響	85
圖 4.2-19 直潭場 5 快 1 濾料管柱試驗結果	86
圖 4.2-20 直潭場 4 快濾料管柱試驗結果 1	87
圖 4.2-21 直潭場 4 快濾料管柱試驗結果 2	87
圖 4.2-22 直潭場 2 快濾料管柱試驗結果 1	89
圖 4.2-23 直潭場 2 快濾料管柱試驗結果 2	89
圖 4.2-24 直潭場 2 快濾料管柱試驗結果 3	90
圖 4.2-25 1 快濾料管柱試驗結果	91
圖 4.2-26 3 快濾料管柱試驗結果	92
圖 4.2-27 6 快濾料管柱試驗結果	93
圖 4.2-28 直潭場不同被覆質量濾料過濾水二價錳濃度變化	94
圖 4.2-29 直潭場不同被覆質量濾料過濾水自由餘氯濃度變化	95
圖 4.2-30 長興場無煙煤濾料管柱試驗二價錳去除結果	96
圖 4.2-31 長興場無煙煤濾料管柱試驗過濾水餘氯變化	96
圖 4.2-32 公館場無煙煤濾料管柱試驗二價錳去除結果	97
圖 4.2-33 公館場無煙煤濾料管柱試驗過濾水餘氯變化	97

表目錄

表 2.5-1	二價錳被氧化半衰期	13
表 2.5-2	南吉普斯蘭水務公司除錳經驗	15
表 3.2-1	降載試驗各單元接觸時間	44
表 3.3-1	直潭淨水場各期快濾池濾料更換狀況與採樣代表池選定	48
表 3.3-2	長興淨水場各期快濾池濾料更換狀況與採樣代表池選定	48
表 3.3-3	公館淨水場各期快濾池濾料更換狀況與採樣代表池選定	49
表 3.4-1	錳、鐵之方法偵測極限	56
表 3.4-2	檢驗品質管制要求	57
表 4.1-1	不同前加氯濃度沉澱水餘氯狀況	65
表 4.2-1	直潭淨水場代表性快濾池濾料表面被覆質量	74
表 4.2-2	長興及公館淨水場代表性快濾池無煙煤濾料表面被覆質量	76

第一章 前言

1.1 研究緣起

北水處 97%水源來自新店溪水源，屬於地面水，無使用地下水源，平日淨水場原水中錳含量很低，介於 0.001-0.025mg/L 間，管網清水錳含量皆為”ND”(MDL=0.0005mg/L)。110 年 1 月中旬期間，由於降雨較少，南勢溪流量較低，加以連續強烈寒流，低溫降雨，導致翡翠水庫原產生層化現象之底部厭氧層水體，被低溫進水層往上翻揚，時水庫恰放流 108 公尺水位含高濃度溶解錳(濃度經檢測為 0.655 mg/L)水層，淨水場原水溶解錳達 0.276 mg/L，淨水場應變處理不理想，出水錳濃度達 0.129 mg/L，超出飲用水水質標準錳 0.05 mg/L 限值，經及時發現原因，協調翡翠水庫改放流 148 公尺水位水層，淨水場原水溶解錳迅速降至 0.016 mg/L，淨水場清水亦降至 0.009 mg/L。惟已進入管網之清水，仍造成大量民眾反映水黃現象案件發生。

事件發生後，北水處淨水場徹底檢討發生原因，加強與水庫管理單位之聯繫，以掌握水庫水體水質狀況及放水資訊，並增設線上溶解錳偵測設備，強化淨水場原水預警功能。另希透過研究探討淨水場有效處理溶解錳之方式，研擬淨水場去除溶解錳緊急應變作業程序，以強化第二道防線。

1.2 研究目的

本研究希就傳統淨水場既有混凝、沉澱、過濾及加氯消毒等淨水處理程序及操作條件下，探究在不增加額外處理設備及藥劑下，可行有效之溶解錳去除方法，以作為淨水場發生突發性含溶解錳原水時，應變處理之參考。

第二章 文獻回顧

2.1 飲用水中錳之來源

錳是地表存在豐富之天然礦物金屬，普遍存在空氣、水及土壤等自然環境中，自然存在錳之水體包括地面水及地下水；而因人為活動者包括礦業及工業排放水等。錳用於生產鋼鐵合金、電池、玻璃、煙火、清潔用品、肥料、殺蟲劑、化妝品及牲口補充營養品等工業。

飲用水中的錳，通常來自地面水或地下水，地下水通常較地面水含錳濃度高。自然水體中非人為污染溶解性錳濃度範圍從 0.01~10 mg/L。有氧水體高錳濃度通常來自工業污染，而地下水或水庫湖泊缺氧環境，也會產生高錳狀況。原水中錳的來源分述如下。

2.1.1 地下水

錳於地殼及環境中無處不在。約佔地殼的 0.1%，錳可以具有多種氧化態，如+2、+4 和+7 價，含錳礦物包括各種硫化物、氧化物、碳酸鹽、矽酸鹽、磷酸鹽和硼酸鹽等，常見者有二氧化錳、碳酸錳、錳矽酸鹽和四氧化錳等礦物。

錳於自然界中主要以非溶解性的二氧化錳(MnO_2)形式存在，其還原態二價錳(Mn^{2+})則常於地下水中出現。主要原因為土壤中含錳礦物會經由土壤內微生物分解釋出二氧化碳(CO_2)，使地下水中的溶氧量下降形成厭氧環境，而將二氧化錳還原成還原性二價錳(Mn^{2+})。

2.1.2 工業污染

錳及其化合物的氧化還原特性可用於各種工業，如鋼鐵工業中錳可改善不鏽鋼、錳鐵合金、鋁合金的機械性質，而其化合物二氧

化錳及氯化錳可用於乾電池、汽油燃料、農業、皮革紡織工業等。硫酸錳可用於農業肥料及殺真菌劑中。錳亦因其著色性質被使用於化妝用品及油漆中。故地面水及地下水除地殼中錳離子自然溶出外，人類工業活動也常使天然水源內錳濃度急遽上升而造成污染。

2.1.3 水庫層化(Stratification)與翻混(Overturn)

湖泊水庫常作為飲用水源，水體之層化及翻混作用，影響水源中溶解錳濃度及淨水處理操作。

如前所述天然水體中所含的溶解性錳含量與水中溶氧量有所關，水庫因夏季日照時間長，表面水溫較底層水溫高，大量藻類茂盛生長，而底層水未受到長期日曬影響，溫度較表層水低，呈現分層現象。底層水及底泥富含營養鹽及表層沉降死亡藻類，微生物經由分解死亡藻類後，底層水呈現厭氧環境，而造成底泥中所含的錳因厭氧狀態還原成溶解性錳離子。

而當天氣轉入秋天時，表層水溫開始下降，表層水重量開始變大(4°C時水密度最大)，因而開始往下沉降，從而底層水產生上揚，造成底層水中溶解性錳離子移動至上層水中，水質產生惡化，此現象為翻混現象。

翻混現象隨水庫類型而不同，全球水庫之翻混，會隨水庫大小、蓄水深度、所處地理區域及氣溫狀況等，而有不同的翻混現象發生。典型隨季節變化之水庫翻混，如圖 2.1-1 示意圖所示

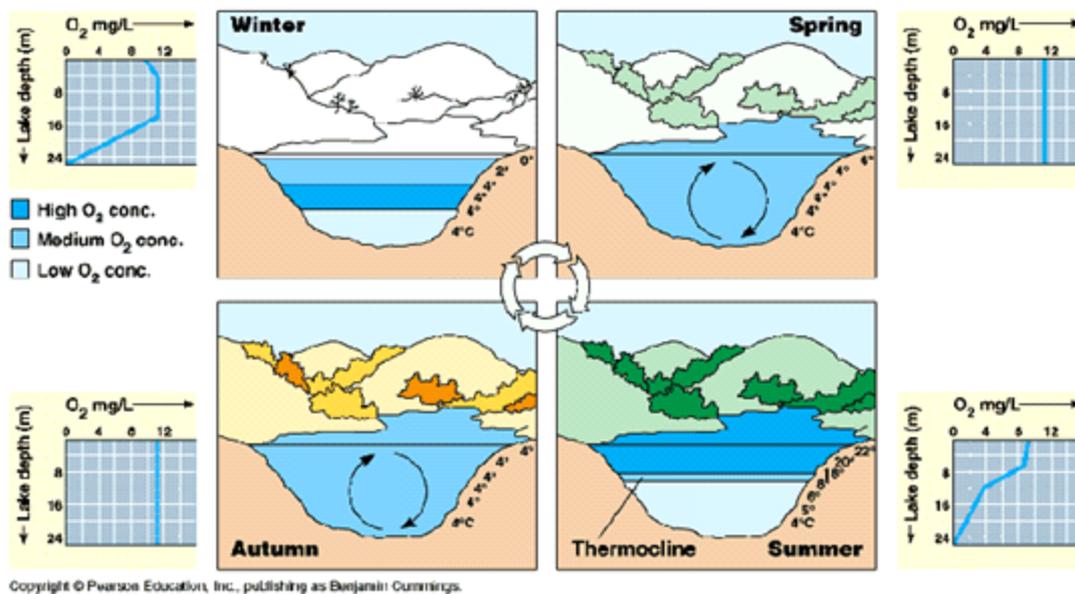


圖 2.1-1 典型水庫翻混示意圖^[10]

2.1.4 翡翠水庫之翻混模式

翡翠水庫翻混現象受到氣候事件的影響極大，如颱風暴雨高濁度及寒流等天氣事件，上游入流水溫會影響水庫水體之密度流狀況，而造成不同狀況之翻混現象。Fan(2008)於2004年1月至2005年3月，每週於翡翠水庫大壩，進行垂直深度採樣檢測，並結合氣象水文等資料進行分析，發現該研究期間水庫底層水溫為穩定低溫狀態，而表水則隨季節氣溫變化，層化現象(表水水溫和底層水溫出現明顯差異)出現於2月至11月，如圖 2.1-2 所示；因氣候事件驅動翻混水理模型，如圖 2.1-3 所示。大致而言，夏秋兩季的颱風，挾帶暴雨，水庫上游入流為水溫較水庫水體表水溫度低，但比底層水溫度高，及溶氧量較底層水高的水，由於水溫導致之密度差異，會進入水庫水體中層，但不會使底部水溶氧增加。而冬季寒流發生時，東北季風帶來雨量，入流水溫較水庫整體水溫為低，因水之密

度較高，故直接流入水庫底層，提升底層水之溶氧量。Chen(2007)以數學模式推估低溫水進流之兩層水體水質模式，如圖 2.1-4 所示，亦顯示有圖 2.1-3 所示現象，低溫水因密度流進入水庫底部，會將底泥釋出之磷，往上層推移。此水理模型可解釋北水處 110 年 1 月水黃事件之發生，由於當時寒流發生連續低溫，上游入流高溶氧低溫水直接進入水庫底部，將原厭氧狀況之底層水，往上推移，造成中層排放口排放的水為缺氧高溶解錳狀態。

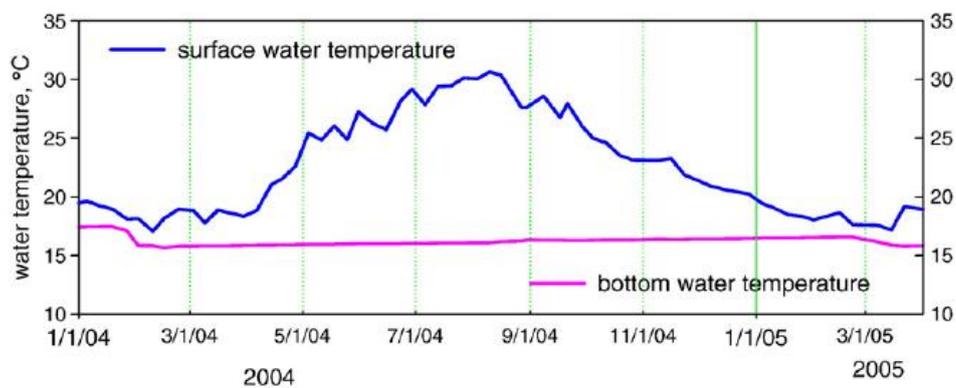


圖 2.1-2 翡翠水庫表水及底層水溫度變化^[13]

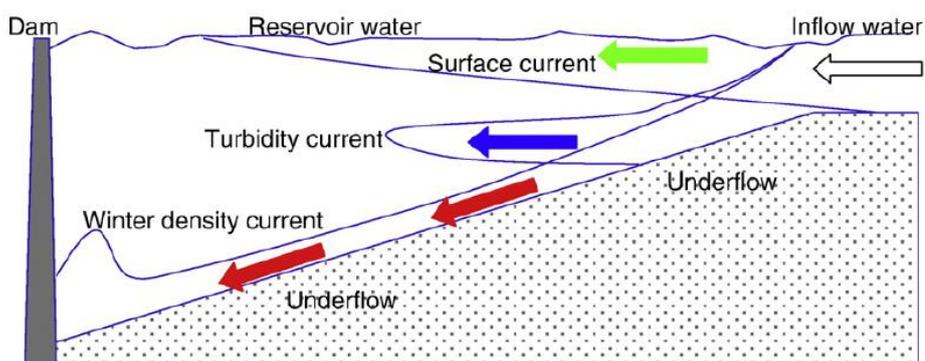


圖 2.1-3 翡翠水庫氣候趨動水理模型^[13]

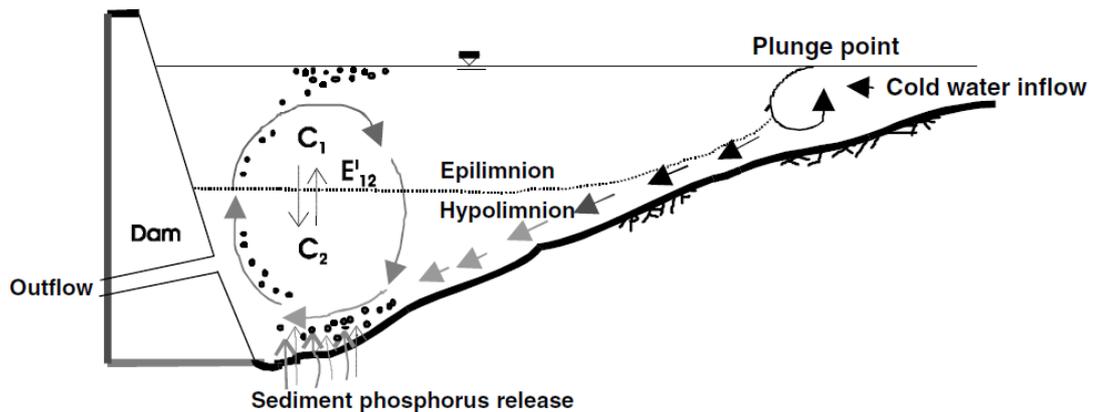


圖 2.1-4 翡翠水庫低溫入流水體密度流水質模式^[14]

2.2 錳對人體健康之影響

錳是天然存在的金屬元素，於空氣、土壤及水中無所不在，也是人體存活成長不可或缺的基本元素，因人體酶的作用需要錳或靠錳活化。錳存在一般很多食物中，故食物是人體最高的暴露途徑，一個成人每天從飲食中攝取 0.7~10.9 mg 錳，故不易產生錳缺乏病症。每天從飲水攝取中攝取 20 μ g 錳；從空氣中平均攝取 0.04ng 錳。錳的不良健康效應來自過度攝入或暴露，很多文獻記載，因工作場所空氣中過高濃度的錳粉塵，會導致神經系統疾病，稱為「錳中毒(Manganism)」，產生類帕金森症狀(Parkinson-like Syndrome)，包括衰弱、食慾不振、肌肉痠痛、肢體動作遲緩、面部表情僵硬等，且這些症狀皆為不可逆。

正常人攝入體內的錳，大部分會隨糞便排出，小部分則隨尿液排泄，但年幼、老人或有肝臟疾病的人，吸收錳狀況會較嚴重。目前無任何研究顯示錳會致癌，美國環保署(USEPA)針對避免錳導致致神經性疾病，公佈飲用水終身健康建議值為 0.3 mg/L；同時公佈 1 日及 10 日急性暴露健康建議值(HA)為 1.0 mg/L；考量嬰幼兒

吸收及排泄能力及母乳及奶粉含錳狀況，小於 6 個月嬰幼兒，10 日急性暴露健康建議值(HA)為 0.3 mg/L。

2.3 飲用水水質標準

世界各國飲用水水質標準及準則中有關錳限值之訂定，多以適飲性(Aesthetic)為考量。世界衛生組織 (WHO) 根據飲食調查錳攝入量上限為 11 毫克/天，推導出錳在 0.4 毫克/升以下，未觀察到任何不良人體健康影響。但由於該健康值遠高於飲用水中通常出現的錳濃度，因此認為沒有必要推導出飲用水正式的準則值。美國環保署將錳金屬視為無毒但可能會導致飲用水接受度問題，將之訂於二級標準，最大污染物濃度值為 0.05 毫克/升。歐盟、日本、加拿大及我國均訂定錳的飲用水水質標準為 0.05 mg / L，且均以適飲性為考量；澳洲飲用水準則則分別訂定錳之健康基準限值 0.05 mg / L 及更嚴格之適飲性限值 0.01 mg / L。

2.4 錳對自來水供水管網之影響

由於錳天然存在土壤、岩石及水中，淨水場原水中多多少少都含有錳，錳從原水經淨水程序至供水管網，濃度會呈遞減狀態，但管線中沉積物及管壁管垢中都含有錳。

錳在管線中的累積，係經由化學性(Chemical)及生物性(Biological)作用。化學作用來自供水中的消毒劑(自由餘氯)氧化水中溶解態的錳；生物作用則發生於低餘氯管線管壁生物膜之微生物作用累積錳，累積速率和水質條件、水力條件及是否存在其他污染物有關，常發生於管網特定點，而非全面性。

因化學氧化作用產生的固體錳沉澱，因低流速(如管末端)或滯留等條件，附著於管壁，經由吸附作用，將親和力較佳之溶解性無機金屬，如鐵、錳、鋁、鋇、鎳及鉛等，合併吸附於積垢中。微生

物作用則透過蓋氏鐵柄桿菌(*Gallionella*),纖毛菌(*Leptothrix*) 及鞘鐵菌(*Siderocapsa*)等催化菌種，於細胞外反應氧化及掃除(*Scavenge*)溶解錳，使錳吸附於生物膜中；此通常發生於無自由餘氯區。

管垢或沉積物中累積的錳，透過物理方式、水力及化學條件，可能再回到水中。管網操作時，管線中水流速流向改變，均有可能造成原附著的管垢固體釋出；淨水處理方式、水源水質、不同水源摻合等導致的水質化學變化，如 pH 值、氧化還電位等會使錳釋成溶解態，併同吸附之其他污染物亦可能釋出。以上現象，均有可能造成水色及用戶抱怨。

2.5 飲用水錳之處理方法

2.5.1 錳化學(Manganese Chemistry)

要瞭解錳的處理應先瞭解錳化學，錳化學非常複雜，含有不同的氧化態，2 價錳和 7 價錳為溶解態；4 價錳為固體態，由圖 2.5-1 錳的普爾貝圖(Pourbaix Diagram；電位-pH 圖)顯示，要將 2 價錳氧化成 4 價錳(即二氧化錳固體)，需較高的 pH 值，及正值且狹範圍的氧化還原電位，否則固態二氧化錳很容易又還原成溶解態。

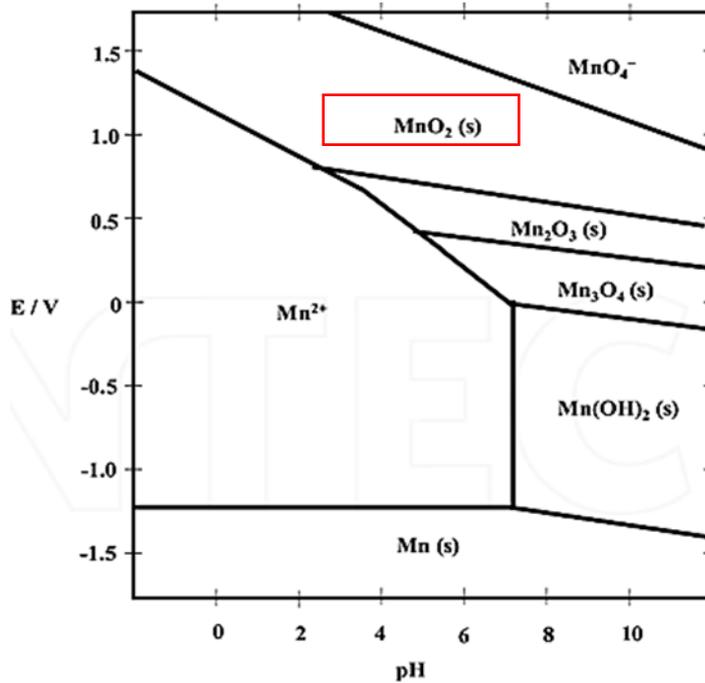


圖 2.5-1 錳之普貝爾圖^[7]

錳存在飲用水中最主要呈 4 種狀態，分別為溶解性無色二價錳 Mn^{+2} 、過渡氧化態棕黑色三價錳氧化物 Mn_2O_3 固體、四價錳黑色固體 MnO_2 及七價錳紫紅色高錳酸鉀 MnO_4^- ，而在飲用水之處理係應用氧化還原(Oxidation/Reduction)、沉澱溶解(Precipitation/Dissolution)及吸附脫附(Sorption/Desorption)等反應原理。

自來水淨水場原水中最主要存在二價錳(Mn^{+2})，然隨著水中溶氧及 pH 的變化，亦可能存在膠體態及固體態錳，故去除處理程序可能結合氧化、吸附及過濾等。去除效果會和水中錳的型態、濃度、水質化學及選擇的處理程序有關。

大部分文獻認為能通過 $0.45\mu m$ 濾紙的錳為溶解性的，無法通過者則為非溶解性者。最常用於飲用水去除錳的方法有吸附氧化法(Adsorption/Oxidation)及氧化過濾法(Oxidation/Filtration)，前者為以濾料(如以綠砂(greensand)被覆氧化錳)吸附溶解性錳，後續再以氧化將溶解錳氧化成非溶解性者。後者為以強氧化劑氧化溶解錳氧化成非溶解性者，再以物理性顆粒去除方式(如過濾)去除。

以下為幾種常見錳的去除方法。

2.5.2 原水控制法

地面水源(如水庫湖泊)控制進淨水場原水中溶解錳的濃度，可以氣曝(Aeration)方式為之，如水庫深水層因溶氧降低，底泥釋出溶解性錳，可以氣曝器(Aerator)將氧氣或含溶氧較高之表面水，打入深水層，使與之接觸，使溶氧增加，而降低溶解性錳的釋出。當然須先掌握水庫水體層化狀況及對應氣曝之深度、考慮水體體積及對應的氣曝能量，及後續密切監測水體溶氧及原水溶解性錳濃度，才能達到效果。

2.5.3 化學氧化及物理分離法

使用氧化劑將水中溶解性二價錳，氧化成 MnO_x (因氧化後可能產生 3 價及 4 價沉澱，故以此式表示)固體，然後再利用混凝沉澱等物理分離程序予以去除。此法去除的有效度與氧化劑的氧化能力有關，而氧化能力和水溫、pH、需氧化劑量(Oxidant Demand)、反應時間、水中帶電物質及水的鹼度等均有關。

化學氧化使用氧化劑包括高錳酸鉀、二氧化氯、臭氧及氯等；使用氧化劑氧化錳時，可能產生小於 $1\mu m$ 之膠體顆粒，而較難以去穩(Destabilized)後去除，故一般建議氧化劑添加於混凝程序前，以使產生之膠體顆粒能以後續之混凝沉澱及過濾程序予以去除。

化學氧化亦可配合薄膜過濾，如微過濾或超過濾，只是要考慮薄膜材質之抗氧化特性及錳沉澱導致薄膜結垢問題。

2.5.3.1 高錳酸鉀

可用於較寬的水溫及 pH 範圍，化學計量加注量(Stoichiometric Dosage)氧化每毫克 Mn^{+2} 需 1.9 毫克高錳酸鉀。有研究顯示，氧化

0.25 mg/L Mn^{+2} ，在溶解性有機碳(DOC)10mg/L 下，僅需反應時間 1~2 分鐘， Mn^{+2} 即可降至 0.05 mg/L。

實際使用高錳酸鉀氧化錳必須很小心，需添加最適氧化劑量，過量會造成紫紅水色，也可能造成供水管網因 MnO_x 固體，產生水色。淨水場有使用氧化還原電位(ORP)，控制高錳酸鉀加藥量之成功案例。最適操作高錳酸鉀系統，可將錳濃度降至 0.02 mg/L 以下。

2.5.3.2 二氧化氯

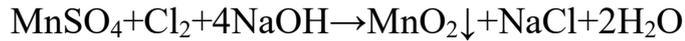
二氧化氯可有效氧化 Mn^{+2} ，一般僅需 1~2 分鐘，化學計量加注量(Stoichiometric Dosage)氧化每毫克 Mn^{+2} 需 2.45 毫克二氧化氯，但有 Mn^{+2} 存在下，二氧化氯不會完全反應成氯離子(Cl⁻)，而生成亞氯酸鹽(Chlorite)，與自由餘氯反應則產生致癌性氯酸鹽(Chlorate)副產物，故國際上飲用水法規二氧化氯有最高加注量規範之限制。

2.5.3.3 臭氧

臭氧可有效氧化 Mn^{+2} ，反應時間僅需 30~60 秒，化學計量加注量(Stoichiometric dosage)氧化每毫克 Mn^{+2} 需 0.87 毫克臭氧。臭氧加注於水中，會形成分子態臭氧 O_3 及氫氧自由基(OH·)，氫氧自由基氧化 Mn^{+2} 較無效。臭氧加注濃度過高，可能將 Mn^{+2} 過度氧化成高錳酸根，而使出水呈現紫紅色。

2.5.3.4 氯

氯以其經濟及方便加注，故常使用；若有充足的加氯濃度及接觸時間，可有效氧化錳，但 pH 過低氧化速率不佳。以氯氧化 Mn^{+2} ，需較長的接觸反應時間(2~3 小時)及較高的 pH(>8.0~9.0)才有效，但配合後端的吸附氧化程序(係另一處理機制)，則能提升去除效果。加氯程序去除錳，若錳以硫酸錳存在，呈以下反應式



化學計量加注量(Stoichiometric Dosage)氧化每毫克 Mn^{+2} 需 1.3 毫克氯或 1.36 毫克次氯酸鈉。氯與氨反應生成之氯胺則對錳去除無效。pH 值對反應速率影響很大，相同二氧化錳生成狀況，pH=6.0 需約 12 小時，而 pH=10.0 則僅約需幾分鐘。

若原水中天然有機物及氨濃度較高，會需要較高需氯量，應考慮加氯導致之消毒副產物(如三鹵甲烷)增加問題。過濾可用以去除氧化後非溶解性錳，但需注意監測是否所有溶解性錳皆轉化為非溶解性錳固體，已有發現膠體(Colloidal)錳不能完全被濾料過濾(Media Filtration)濾除現象。

Allard (2013 年) 依參考文獻記載計算添加 1 mg/L 氧化劑，於 pH=7.0 時，二價錳被氧化半衰期如表 2.5-1，可看出氯相對於其他氧化劑的氧化速率極慢。

表 2.5-1 二價錳被氧化半衰期

氧化劑種類	半衰期 ($T_{1/2}$)
Cl_2	3.5 天
$KMnO_4$	6 秒
ClO_2	3.5 秒
O_3	26.5 秒

Mathews(1947 年) 以實際原水進行杯瓶試驗及實場測試水中鐵錳之去除發現，鐵及錳在正常 pH 值，超過折點加氯，使過濾水含有自由餘氯狀況下，可被自由餘氯氯化(即氯)完全去除；氯氧化錳反應在沉澱池很慢，但在過濾池速率很快，且濾砂不需被覆氧化錳化物。杯瓶試驗發現錳被氯完全氧化會形成膠體狀，且不易沉降，但會於正常過濾時去除。氧化錳的加氯量可很容易由控制清水的餘氯量來決定。

Hao(1991 年)以 500 ml 燒杯進行試驗，探討氯氧化錳之動力學，以不同濃度二價錳溶液，以 1 N 氫氧化鈉調整 pH 值至 8.0，加不同濃度氯，在室溫(22°C)下，持續攪拌，水樣以 0.2 μ m 濾紙過濾後測溶解錳，以瞭解錳之去除率。結果顯示，錳加氯氧化為加氯量的函數，加氯量增加(超過化學計量)，去除溶解錳所需時間明顯降低。一旦起始氧化反應後 MnO_2 顆粒(稱為播種物質 Seeding Material)形成， $Mn(II)$ 被吸附到新形成的 MnO_2 ，後續的氧化會特別快速，稱為二價錳的自動催化氧化(Autocatalytic Oxidation)反應，反應如圖 2.5-2：

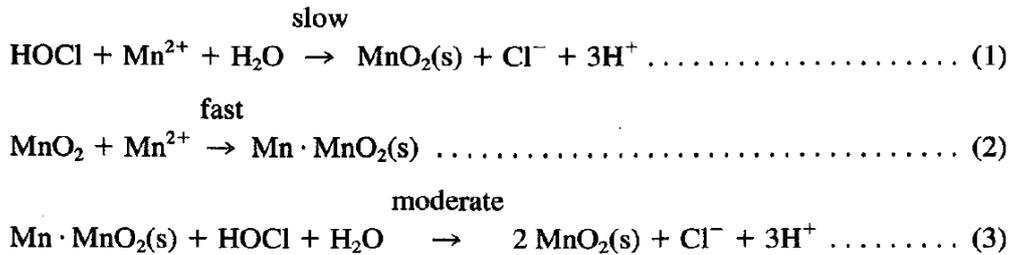


圖 2.5-2 二價錳的自動催化氧化反應

pH 值高氧化速率快。水中添加 MnO₂ 固體可使溶解錳之去除增加，但速率仍較實際處理者為慢，應與實際處理過程新形成之膠體 MnO₂(大小約 0.5μm)具較高的比表面積及活化址有關。

澳洲維多利亞省南吉普斯蘭水務公司(South Gippsland Region Water Authority(SGRWA))擁有 6 個使用水庫水水源的淨水場，常因原水中含有溶解性錳，無法以混凝沉澱過濾程序予以去除，導致民眾抱怨髒水、黃水及黑水。2001 年，供水的 Korumburra 鎮甚至因此問題而限水，該公司發表論文分享淨水去除錳的操作經驗，並比較優劣點(表 2.5-2)，各種處理方法均先將溶解性錳氧化成固體二氧化錳，再以混凝沉澱過濾程序予以去除；氧化以氣曝或添加氯、次氯酸鈉及高錳酸鉀等氧化劑達成。依化學反應計量，氧化 1 mg 錳離子，理論上應消耗氯氣 1.30 mg、次氯酸鈉 1.36 mg 或 1.92mg 高錳酸鉀。

去除錳時 pH 是重要參數，通常需 pH>7.5；滯留時間建議 5~15 分鐘。(澳洲淨水場操作效能顯示，預調 pH 至 7.5~8.0，滯留時間 10 分鐘後再加硫酸鋁，可達最適錳去除效果)；以次氯酸鈉氧化錳在短滯留時間效果不好，需較長滯留時間。

杯瓶試驗不能準確反映去除錳的狀況，主要因過濾係以 0.45μm 濾紙過濾，而淨水場現場係以粒狀濾料濾床過濾，濾料顆粒累積的二氧化錳會成為錳氧化反應之催化劑，而加速溶解錳之去除。

表 2.5-2 南吉普斯蘭水務公司除錳經驗

氧化去除方法	優點	劣處
氣曝(Aeration)		1.設備投資成本及運轉成本高 2.氧的氧化速率慢，需較長接觸時間 3.可用於水庫，僅能去除部分錳，淨水場需另添加氧化劑處理
加氯(chlorine)	不用另置設備，現有消毒劑加注設備提高加注量具一定效果	效果較高錳酸鉀略差
加高錳酸鉀(KMnO ₄)	非常有效	若原水含錳狀況波動大，加注控制不易，反而容易導致水色(紫紅色)問題

2.5.4 吸附氧化(Adsorption/Oxidation)法

以氧化劑氧化水中錳產生自動催化反應(Autocatalytic Reaction)機制，有 3 步驟，第 1 步將二價錳氧化成 MnO_x 固體，為速率最緩慢反應；第 2 步 MnO_x 固體吸附(Adsorption)二價錳(Mn⁺²)，為最快步驟；第 3 步為氧化劑氧化 MnO_x 固體表面吸附的二價錳，為表面催化氧化反應，為中等速率反應。

2.5.4.1 錳綠砂(Manganese Greensand)

以綠剛石砂(Glaucanite sand)經處理後，表面合成一含錳物質薄層，經氧化劑氧化後後形成 MnO_x，具有很強的吸附 Mn⁺² 能力，濾

砂有效粒徑 0.30~0.35mm，較石英砂細，過濾時產生的過濾水損較高，一般用於加壓過濾(Pressure Filtration)，處理地下水源中的錳。

基於過濾濾料表面，存在人工合成被覆錳氧化物(MnO_x)固體，此固體表面可吸附處理水中之溶解性錳，吸附之溶解性錳透過此固體表面之催化作用，使被吸附的溶解性錳，被氧化劑氧化成固體而予以去除。此法濾床操作一段時間後，必須透過反洗將被濾料吸附後氧化的固體清除，再使用過量之氧化劑使濾料表面吸附址再生(產生 MnO_x)，故需於原水(過濾前)添加氧化劑，以維持錳氧化物之吸附址功能。此法可將錳處理至 0.015 mg/L 之低濃度，錳去除發生在濾料上層，且去除能量會隨使用時間之增加而降低，需以更換濾料或加注強氧化劑再生。

2.5.4.2 傳統濾料被覆錳氧化物($MnO_x(s)$ Coatings on Conventional Filter Media)

傳統快濾池濾床使用無煙煤和石英砂為濾料，利用過濾池濾料(無煙煤及(或)石英砂)表面自然累積之錳氧化物被覆層(Coating)，吸附水中二價錳後，在自由餘氯存在狀況下，濾料表面錳氧化物持續催化(Catalyzes)被吸附二價錳被氯氧化之反應，此反應通常極為快速，發生在數秒至數分鐘之間，反應後續產生新的可吸附二價錳之錳氧化物(MnO_x)表面，又會產生持續再生(Continuous Regeneration Process)之溶解錳去除能力。Knocke 等人 (1988)稱此程序為「天然綠砂效應」(Natural Greensand Effect)，Kohl 及 Medlar (2006) 則稱「誘發性氧化物被覆濾料效應」(Induced Oxide-coated Media Effect (IOCME))。此程序其實在很多淨水場操作及管理人員並不瞭解的狀況下，自發性的發生及持續維持反應。有別於錳綠砂(Greedsand) 濾床使用前要先添加氧化劑再生，傳統濾床濾料係於日常處理下自動形成(Self Seeding) MnO_x 被覆層，形成之 MnO_x 被覆層與淨水程序處理原水之溶

解錳濃度及加氯狀況有關，Knocke(1991)認為至少需使用 2 年以上之濾床，濾料才能產生錳氧化物被覆層，發揮除錳效果。研究顯示，濾床表面維持餘氯 0.5~1.0 mg/L 及 pH 6.0 以上，即可使之再生，產生像錳綠砂過濾一樣去除錳的效果，此效應可連續操作，將濾前水錳濃度由 0.5 mg/L 降至 0.015 mg/L 以下。

文獻研究探討傳統快濾池濾料，以吸附與催化氧化法除二價錳之影響因子，分述如下：

2.5.4.2.1 pH 值

Morgan 及 Stumm(1964)研究指出，二價錳於 MnO_2 固體表面吸附，會交換出 H^+ ，故吸附能力會隨著 pH 增高而增加，如圖 2.5-3 所示。Knocke(1988)研究發現，在不添加氧化劑(如氯)狀況下，二價錳被濾料 MnO_x 被覆去除之機制為「吸附」；1990 年又研究指出，濾料表面氧化物被覆層，吸附二價錳之能力，與濾料表面氧化物濃度及 pH 有關。不存在餘氯，pH 9.0 以下，表面氧化物不會自動氧化吸附的錳。1991 年研究更指出，不存在氧化劑狀況下， MnO_x 吸附二價錳與水之 pH 極為相關，降低 pH(<7.0)將不利二價錳之吸附；pH 5.0~7.0 吸附效率明顯降低，鹼性狀況則可促進二價錳吸附，pH 7.0 以上，每莫爾 MnO_x 被覆約可去除 0.5 莫爾二價錳； MnO_x 吸附二價錳的能力會隨 pH 而變之原因為，高 pH 時 MnO_x 呈現負電荷，有利帶正電金屬之親和吸附；低 pH 時，Hydronium(H_3O^+)濃度增加，還原性二價錳必須和 H_3O^+ 產生競爭吸附，故降低二價錳之被吸附。

Liu et al(2001)研究氧化錳被覆高分子物質(MOPH)，計算不同 pH 下表面電性，發現被覆(Coating)於 pH 6~8 表面電荷呈現負電荷，且 pH 越高，負電荷越高，有利正電荷金屬(如二價錳)之吸附。

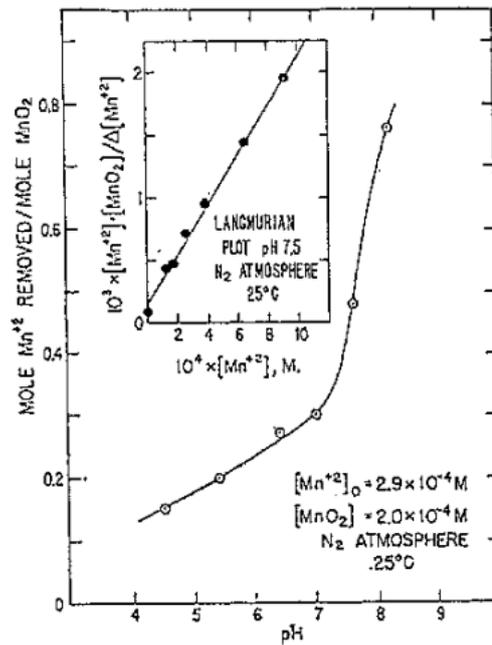


圖 2.5-3 二價錳於 MnO_2 固體表面吸附隨 pH 變化狀況^[21]

Knocke(1988)以具 MnO_x 被覆之不同濾料，於不同濾前加氯濃度(0.2~2.8mg/L)進行試驗，發現去除 Mn^{+2} 效率均佳，顯示過濾前加氯，在 $\text{pH}>6.0$ 下，去除 Mn^{+2} 非常有效；且高度氧化狀態 MnO_x 被覆較非高度氧化態者，去除錳效率為佳。Hargette 和 Knocke(2001)研究實驗，在不同 pH 6.0 及 7.3，加氯狀況下，測試二價錳去除效果，顯示去除效果則幾乎不受 pH 影響。Brandhuber 等人(2013)總結各項研究結果，提出濾料吸附氧化法操作關鍵參數，為過濾水餘氯 0.5 ~ 1.0 mg/L，pH 6.0 以上，濾前水二價錳濃度即使達 0.5 mg/L，此法亦可將之處理至小於 0.015 mg/L。

綜上，快濾池濾料表面被覆 MnO_x 層，在水中無氧化劑(如氯)狀況下，去除二價錳之機制為「吸附」，吸附去除能力和水之 pH 值有關，pH 越高，吸附去除能力越強；反之越低，但吸附和 MnO_x 被覆層微孔及表面積相關，會因吸附位址有限而達飽

和。若水中存在如氯之氧化劑，因會將被吸附之二價錳氧化，形成新的 MnO_2 層，並持續產生再生除錳效果，而不受 pH 影響。

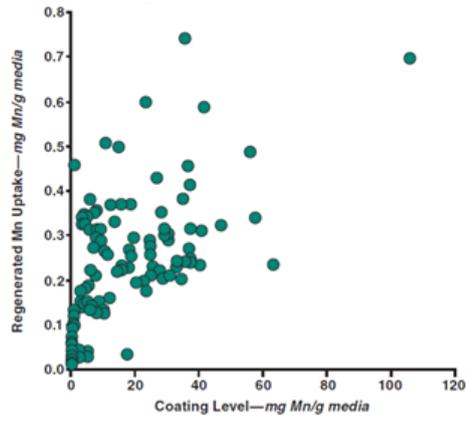
2.5.4.2.2 濾料表面錳氧化物質量

Knocke(1991)研究顯示，在不加氯狀況下，濾料表面錳氧化物質量越高，吸附二價錳之能力越強。

Isam 等人(2010)蒐集 7 個自來水事業 14 個淨水場之快濾池濾料實驗室試驗資料進行分析，如圖 2.5-4 所示，一般而言，濾料去錳能力隨濾料表面被覆之 MnO_x 固體(以 mg Mn/g 濾料表示)質量增加而增加；但濾料被覆超過 5~10 mg Mn/g 時，則隨表面質量增加，去錳能力並不會隨之正比例增加。結合電子顯微鏡拍攝濾料表面影像結果顯示判斷，去錳作用主要來自被覆層較表層部份，與溶液接觸之活化址，深層 MnO_x 固體較無幫助，此係因位於濾料被覆較深層的微孔，無法發揮吸附角色所致。

原(As-is)濾料經 20 mg/L 自由餘氯溶液循環接觸後，可促進濾料表面之再生，加氯再生後被覆濾料除錳能力與再生前除錳能力成正比，即再生前原濾料之除錳能力越高，再生後亦依比例增加(如圖 2.5-5)。一般而言，再生後除錳能力，可達原濾料除錳能力之 130%。

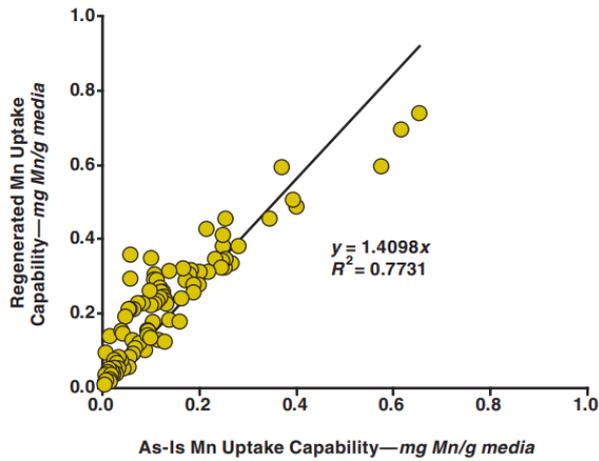
濾料除錳能力，不論加氯與否，與濾料表面被覆錳質量有關，大致而言，濾料表面被覆錳質量越高，去除錳能力越高，但過高之被覆錳質量(>5~10 mg Mn/g)，並不會產生正比例的除錳能力。



Source: Tobiason, J.E., W.R. Knocke, J. Goodwill, A.A. Islam, P. Hargette, R. Bouchard, and L. Zuravnsky. *Characterization and Performance of Filter Media for Manganese Control*. ©2008. Awwa Research Foundation. Reprinted with permission.

Mn—manganese

圖 2.5-4 除錳能力與濾料表面被覆質量之關係^[19]
(原濾料經再生後數據)



Source: Tobiason, J.E., W.R. Knocke, J. Goodwill, A.A. Islam, P. Hargette, R. Bouchard, and L. Zuravnsky. *Characterization and Performance of Filter Media for Manganese Control*. ©2008. Awwa Research Foundation. Reprinted with permission.

Mn—manganese

圖 2.5-5 濾料再生後與原濾料除錳能力之關係^[19]

2.5.4.2.3 濾料外觀與表面錳氧化物表層特性

Griffin(1960)首次探討濾砂用於過濾含錳水時，會產生變黑現象，將之稱為老化(Aging 或 Seasoning)。

Joseph Goodwill(2006)研究表面電性發現，濾料去除溶解錳與表面被覆 MnO_x 質量有關，但有一些濾料表面存在高 MnO_x 質量，卻發現較不佳的二價錳去除率，係存在低氧化態之 $MnO_{1.4\sim 1.6}$ ，而非高氧化態的 $MnO_{1.8\sim 2.0}$ 所致，低氧化態顯示，大部分濾料表面的錳均為還原態，僅因吸附作用占滿吸附址，不具持續催化氧化作用。

該研究以 9 個實際淨水場之實場濾料，進行濾料表面特性及除錳能力探討發現，濾砂因被覆致表面積及微孔(Micropores)均較原濾砂大增，且表面積及微孔二者呈線性相關。濾料表面被覆質量越大，表面積越大，如圖 2.5-6 所示，被覆最外層位址為濾砂去錳之吸附氧化活化位址。Andrew Jones(2012)解釋為在水中氯氧化二價錳速率很慢，係因很缺乏晶核(Nucleation)，但在濾料被覆表面，由於有很高的表面積，大大增加成核位址(Nucleation Sites)，亦增加氯和二價錳反應之可能性，此即濾料 MnO_x 被覆可有效去除溶解錳的原因。

Knocke(1988)以不同濾料不同濾前加氯濃度(0.2~2.8mg/L)進行試驗，發現去除 Mn^{+2} 效率均佳；但加氯濃度高(1.0 以上)者，耗氯濃度較高，會在化學劑量濃度(每 mg 錳與 1.3mg 氯反應)之上，加氯濃度低(1.0 以下)者，耗氯濃度較低，會在化學劑量濃度之下。解釋機制為高濃度加氯時，氯會用於 MnO_x 表面被覆之氧化態再生；低濃度加氯時則以濾料 Mn^{+2} 吸附去除能力為錳去除主要貢獻。

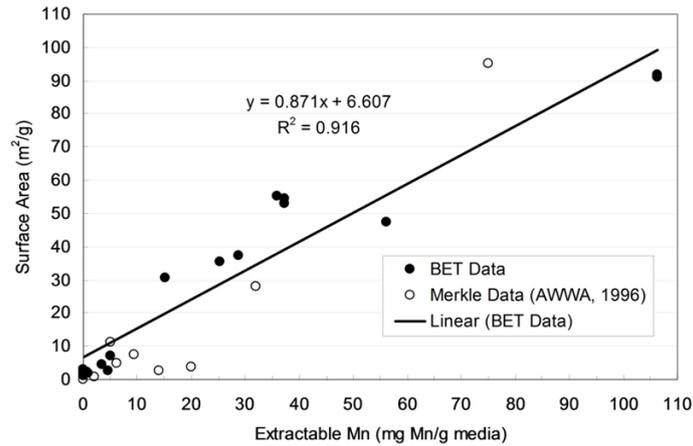


圖 2.5-6 濾料被覆質量與表面積之關係^[23]

Cerrato 等人(2010)利用 X 射線光電子能譜儀(X-ray photoelectron spectroscopy)表面分析技術測定標準品及無煙煤濾料表面被覆錳氧化物之氧化態，發現在去除二價錳狀況下，若餘氯存在，Mn(IV)為表面被覆主要物種；且加氯濃度越高 Mn(IV)占比越高；加氯略低，甚至可能出現 Mn(III) 和 Mn(IV) 混合狀況。此可充分說明氯再生錳氧化物被覆濾料，以去除二價錳之機制。

瞭解濾料表面被覆層性質，有助於探究其去除二價錳之機制。濾料表面形成金屬被覆層，會使濾料顆粒外觀變黑；且在微觀性質上，表面積和微孔均會增加，此將有助於吸附二價錳離子；存在餘氯以有效去除二價錳狀態下，表層 MnO_x 固體氧化態以 4 價錳(Mn(IV))為主，顯示被覆層吸附之二價錳，再因加氯氧化生成二氧化錳(MnO_2)，為持續去除二價錳之主要機制。

2.5.4.2.4 濾料表面錳氧化物內含其他金屬(如鋁和鐵)之影響

淨水場除原水可能含錳外，淨水處理使用之鋁劑或鐵劑混凝劑中的鋁及鐵等金屬，亦可能造成在濾料被覆層上累積，其他金屬之累積，是否會影響被覆層之除錳效應？

Andrew Jones(2012) 以實驗室小直徑玻璃管柱進行試驗研究結果顯示，淨水場濾料產生之 MnO_x 被覆主要含錳、鋁及鐵，也會含有其他少量金屬。 MnO_x 被覆的形成，與不同時間經歷之水化學(Water Chemistry)有關。

Tobiason 等人 2008 年研究某淨水場無煙煤濾料剖面電子顯微鏡影像，如圖 2.5-7 所示，被覆層像樹之年輪一樣，顯示淨水場經歷不同季節不同濃度之錳原水狀況。實場狀況，於不同場、不同深度濾料，濾料表面被覆成分中，每莫耳錳同時存在約 1~2 莫耳的鋁，此係循環累積(Cyclic Loading)一段時間後的結果，非鐵錳二金屬間官能性作用。研究結果顯示，濾床入流錳濃度越高，被覆中鋁錳莫爾比越低。 MnO_x 可吸附鋁，但吸附鋁不會對同時吸附錳產生影響， MnO_x 表面除錳效應(即加氯下)亦同。水中存在溶解鋁，不會對 MnO_x 吸附溶解錳能力產生改變，溶解鋁會吸附於 MnO_x 被覆層；被覆層吸附鋁同時吸附錳，二者不會互相影響； MnO_x 被覆層上的鋁包含非溶解性固體鋁之抓取及溶解性鋁之吸附。錳不斷累積後才會有明顯之鋁累積。

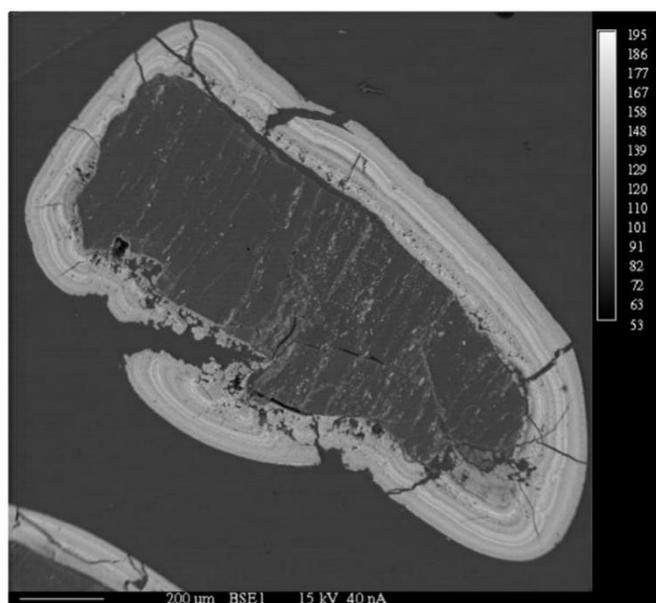


圖 2.5-7 美國維州 Newport News 淨水場無煙煤濾料剖面電子顯微鏡影像^[23]

淨水處理常用鋁劑進行混凝，研究顯示，鋁同錳一樣，會慢慢累積於濾料表面被覆層中，但鋁的存在不會影響被覆層中的錳對二價錳之去除。

2.5.4.2.5 餘氯濃度與中斷(恢復)加氯

淨水場若遭遇季節性高溶解錳原水，於平時為節省加氯藥品費用，可能停止濾前加氯，於高溶解錳原水季節，再開始加氯，是否影響快濾池濾料除錳能力？Isam 等人(2010)研究實際案例發現，停止濾前加氯之濾床，會失去除錳能力，但一旦恢復加氯，仍可再生而產生除錳能力。Joseph Goodwill(2006)透過實驗室及實廠實驗研究發現，濾料有被覆質量者，即使無使用濾前餘氯，或吸附址已用盡，只要恢復加氯，去除錳之能力即可回復。

圖 2.5-8 為以 Stamford 淨水場實場濾料，進行實驗室試驗，在 pH 6.3，水力負荷 10 gpm/ft²(585m/d)條件下，原久未加氯之

濾料，除錳效果很差(出流水錳很高)，一但開始加氯，出流水開始測到餘氯，去除錳的能力即能同時恢復；若再停止加氯，出流水錳濃度又慢慢再度提升。

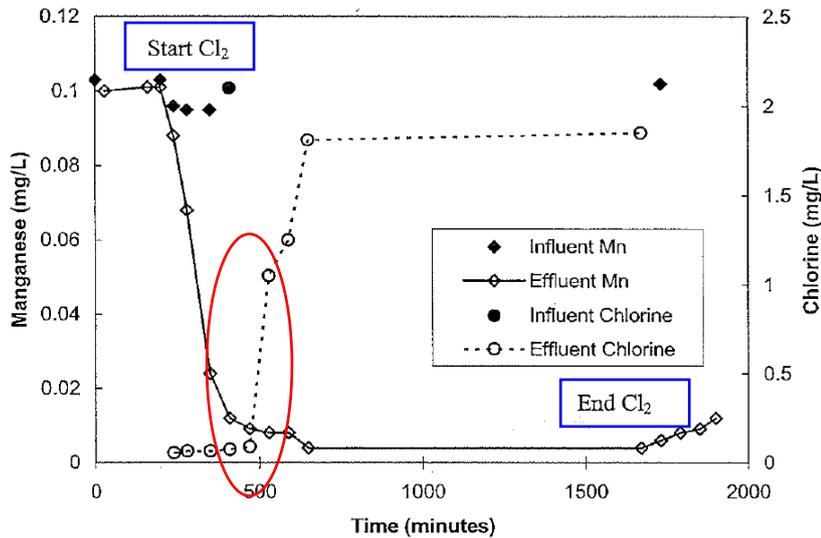


圖 2.5-8 Stamford 淨水場濾料實驗室恢復加氯再生除錳結果^[21]

圖 2.5-9 為淨水場實場去除錳案例，該場預期季節性含錳原水要到了，於 5 月 27 日開始預先加氯，使過濾水餘氯達約 0.6mg/L，至 7 月 1 日，一旦含錳原水來臨，快濾池即可自動發揮極佳除錳效果。在停濾前氣期間，濾料表面被覆質量不會損失。此種操作可降低季節性原水含錳狀況，停止加氯期間，藥品成本及水中消毒副產物之產生。

Kim(2015)調查韓國 26 座淨水場之錳去除狀況，其中淨水場 N 採用氧化錳被覆濾料(Mn Oxide ($MnO_{2(s)}$) Coated Media (MOCM))除錳，該場採前氣、PACl 混凝、沉澱及濾砂快濾，處理水量 87000 CMD，出水餘氯維持 1.0mg/L，快濾池濾料使用 7 年，原水有水庫翻混季節性原水高溶解錳情形，出水錳可處理至 0.03 mg/L 以下，如圖 2.5-10 所示。

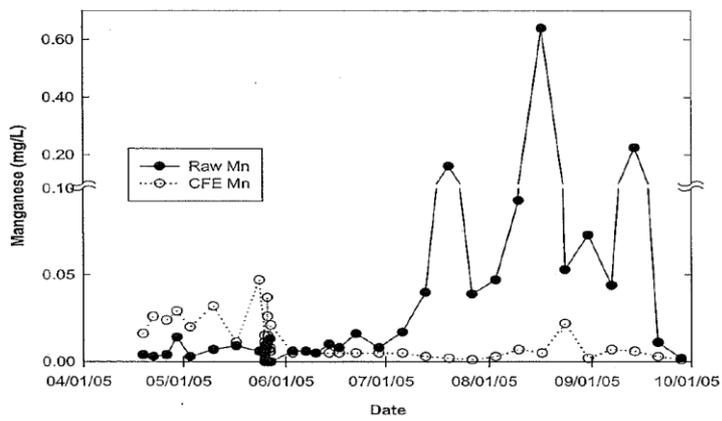
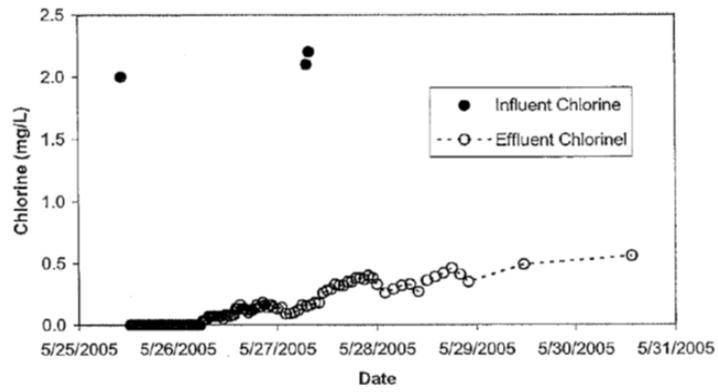


圖 2.5-9 Stamford 淨水場快濾池預加氯再生除錳結果^[21]

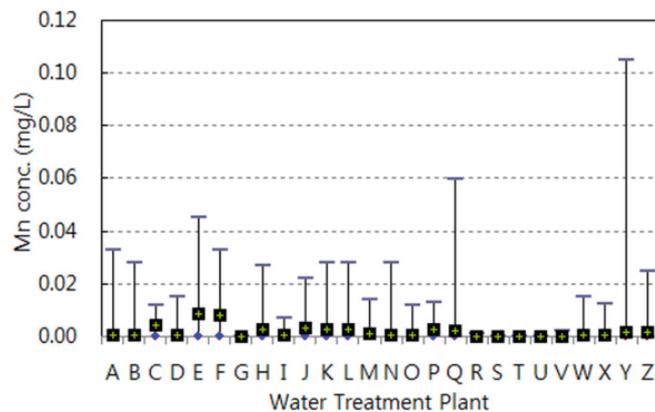
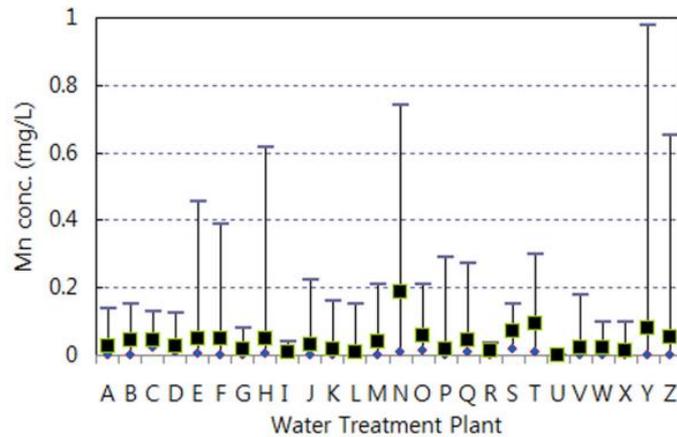


圖 2.5-10 韓國 26 座淨水場錳處理狀況^[18]
(上圖為原水，下圖為清水)

由以上案例，濾床濾料一旦形成被覆層，加氯即可發揮有效去除二價錳效果。加氯中斷，除錳效果下降，加氯再恢復，除錳效果又恢復，反應極為快速。

2.5.4.2.6 反應時間與濾速影響

Knocke(1988)以管柱試驗，測試 3 個實廠之濾料除錳效果，發現在各種濾速下，即使在高濾速 5.1 gpm/ft²(約 300m/d)，只要有明顯的餘氯存在(>1.0mg/L)，溶解錳被錳氧化物被覆濾料去除之速率均極為快速，且主要發生在管柱頂層濾料約 3 吋(約

7.6 公分)處。Hamilton(2013)以模廠在不同負荷率下測試實廠使用之濾料去除溶解錳效果，結果亦顯示，在使用次氯酸鈉加氯狀況下，水在管柱中滯留時間不會影響除錳效果。

Knocke(1991)以實廠 MnO_x 被覆濾料探討二價錳之去除機制，在濾速 5.0 gpm/ft^2 (約 300m/d)或 10.0 gpm/ft^2 (約 600m/d)狀況下實驗，結果顯示只要餘氯足夠($>1.0\text{mg/L}$)都能產生快速有效率且長期之除錳功能，即使於實驗使用僅 10~15 公分管柱，亦能去除 90~97%之二價錳(如圖 2.5-11 及圖 2.5-12 所示)。

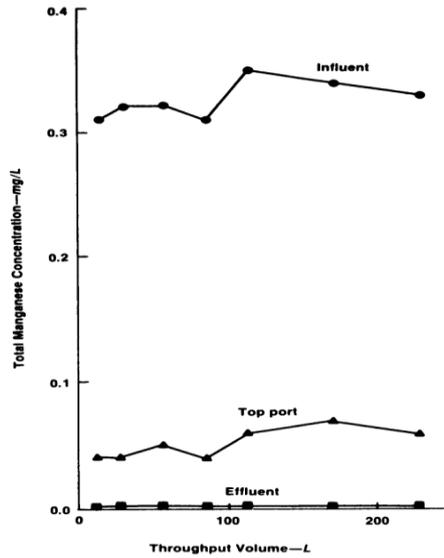


圖 2.5-11 濾料除錳效率^[24]
(pH8.0、加氯 1.0mg/L、濾速 5.1gpm/ft²)

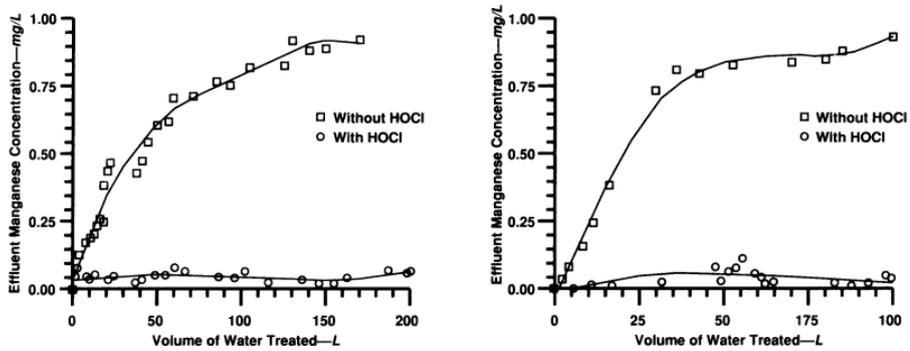


圖 2.5-12 不同濾料表面氧化物濃度^[24]
(左 18mgMn/g 濾料、右 3.9mgMn/g 濾料；入流二價錳濃度 1.0mg/L，不同 pH(左 6.0 右 7.8)下，有無加氯，濾料除錳效率)

另若計算於濾床之耗氯當量與錳之去除當量，二者亦呈線性 1:1 關係(如圖 2.5-13 所示)，此結果顯示，餘氯直接於 MnO_x 表面氧化被吸附之二價錳，形成新的 MnO_x 固體並再生吸附址，以利後續二價錳之吸附。

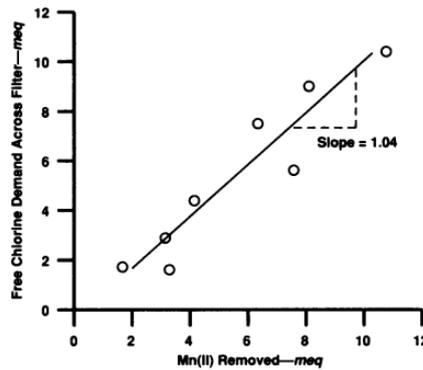


圖 2.5-13 以表面被覆濾料除錳，被去除二價錳與耗氯當量之關係^[25]

以上研究顯示，以濾床濾料表面被覆去除溶解錳，只要餘氯足夠(>1.0mg/L)都能產生快速有效率且長期之除錳效果，不受濾速過快之影響。

2.5.4.2.7 濾床濾料種類與深度影響

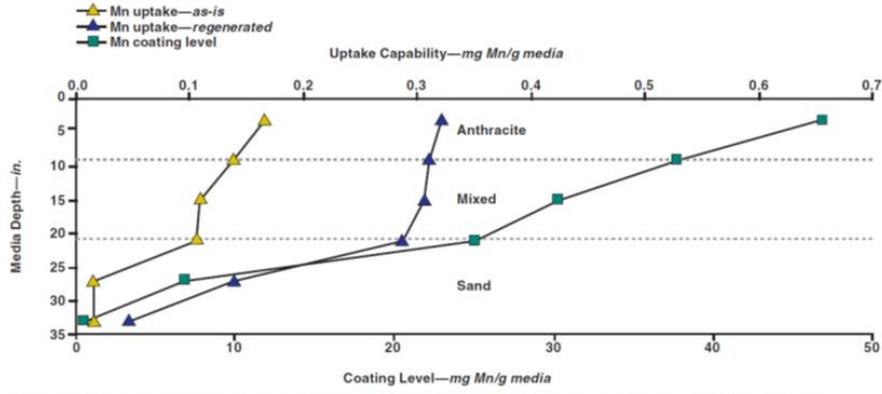
所有雙層濾料濾床濾料錳被覆，具有深度分佈現象，即上層無煙煤較下層石英砂，具有較高之 MnO_x 被覆質量與除錳能力。濾料去錳通常發生於濾床頂部 6~12 英吋(15~30cm)之濾料，無煙煤/石英砂雙層濾料或單一濾料石英砂皆然。

一般而言，淨水場原水錳濃度越高，濾料被覆錳質量越高。使用較久較老的濾料，一般較年輕濾料被覆錳質量為高。錳氧化物被覆和濾料種類無關，無煙煤和石英砂都可能產生高錳被覆或低錳被覆。

雙層濾料濾床，濾料錳被覆會隨濾料深度降低，將錳被覆正規化(除以該濾床測出最高被覆)，會發現大部份錳被覆都發生在濾料上層 50%處，再往下 25%則較少，最下層 25%幾乎無；這主要原因為雙層濾料濾床，無煙煤層和濾砂層介面出現混合層(Mixed Layer)所致。

Hamilton Geoff 等人(2013)以模廠進行濾料除錳測試，發現石英砂在濾床中較不易耗氣(幾乎無需氣量)，但無煙煤濾料則明顯與氣反應耗氣。

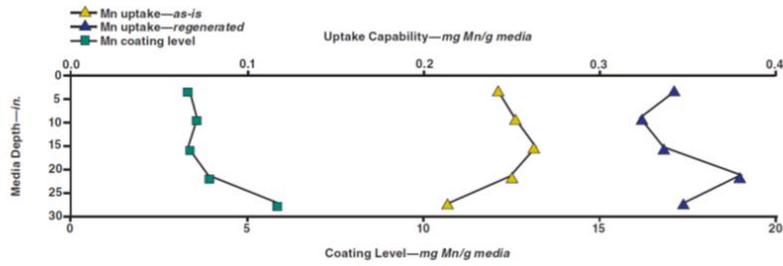
Isam 等人(2010)為建立標準濾料除錳能力試驗草案(Protocol)，以實驗室管柱試驗結果發現，濾料去錳通常發生於濾床頂部約 6~12 英吋(15~30cm)的濾料，無煙煤/石英砂雙層濾料或單一濾料石英砂皆然。濾料表面被覆之 MnO_x 固體(mg Mn/g 濾料)，不同濾床深度略有不同，雙層濾料以表層(無煙煤)較高；單層濾料由於反洗較徹底，較不受深度影響，呈一較均勻狀態，如圖 2.5-14 所示。



Source: Tobiasson, J.E., W.R. Knocke, J. Goodwill, A.A. Islam, P. Hargette, R. Bouchard, and L. Zuravnsky. Characterization and Performance of Filter Media for Manganese Control. ©2008. Awwa Research Foundation. Reprinted with permission.

Mn—manganese

*Sample source: Newport News (Va.) Water Treatment Plant



Source: Tobiasson, J.E., W.R. Knocke, J. Goodwill, A.A. Islam, P. Hargette, R. Bouchard, and L. Zuravnsky. Characterization and Performance of Filter Media for Manganese Control. ©2008. Awwa Research Foundation. Reprinted with permission.

Mn—manganese

*Sample source: Cantref (Wales) Water Treatment Plant

圖 2.5-14 濾料表面被覆質量垂直深度分佈^[19]
(上為雙層濾料；下為單層濾料)

以上調查研究顯示，濾床採雙層濾料(無煙煤+石英砂)，濾料被覆層主要累積於上層無煙煤部份，越往底部越少；而單層濾料(石英砂)，濾料被覆層則分佈較均勻。研究中被覆錳質量較高(約數十毫克錳/g 濾料)之濾料試驗結果顯示，濾料除錳主要發生在濾床頂部 15~20 公分濾料。

2.5.4.2.8 濾料表面發展對濾床水損影響及反洗影響

Knocke(1991)研究指出，濾料吸附氧化法不會有害於濁度去除。實場並未發現此法濾料產生泥球及明顯之濾料尺寸增長現象、影響包括孔隙度等過濾性質及對濁度去除產生不利影響。研究選用 4 種實場濾料進行管柱試驗，在過濾水錳濃度 1.0mg/L，加氯狀況下，試驗 1 週，比較未被錳氧化物被覆濾料及被被覆者性質，結果在比重、有效粒徑及均勻係數等性質，均未產生明顯變化，因而斷定不會對濾床操作水損及反洗產生影響。

Hargette 等人(2001)以模廠試驗，以取自 Blacksburg-Christiansburg-VPI Water Authority 之雙層濾床濾料，進行不同流速反洗試驗，結果顯示，反洗流速越快，洗出 MnO_x 固體物越多，濾料鑽心試驗結果顯示，反洗後，頂層濾料被覆差異較大，顯示吸附氧化法主要還是在頂層濾料作用。氣洗配合水洗，洗出較多 MnO_x 固體物，但仍僅限於頂層，且濾料反洗後仍保有一定充裕的 MnO_x 被覆物質，仍可維持持續除錳效應。濾料被覆前後篩析結果顯示，濾料粒徑變化極微到無變化(如圖 2.5-15 所示)，基本上過濾水力性質(Hydraulic Properties of the Filter Media)幾乎無改變，顯示對操作時水損(Head loss)或濁度去除功能，影響極微。

但 Hamilton Geoff 等人(2013)以模廠進行濾料除錳測試，

進行不同深度濾料之除錳效果與水損測定，結果顯示，濾砂或無煙煤濾料，不同深度之除錳狀況與與水損發展，有直接且明顯之相關性，即頂層濾料除去大部份溶解錳，也發展出水損。

濾料經一段時間(如 1 週)加氯除錳，對濾料有效粒徑及均勻係數等基本性質影響極微，對濁度去除及水損等操作效能亦幾無影響。濾床反洗，會洗掉一部分表層錳被覆，但反洗後仍保有一定充裕的 MnO_x 被覆物質，可維持持續之除錳效能。

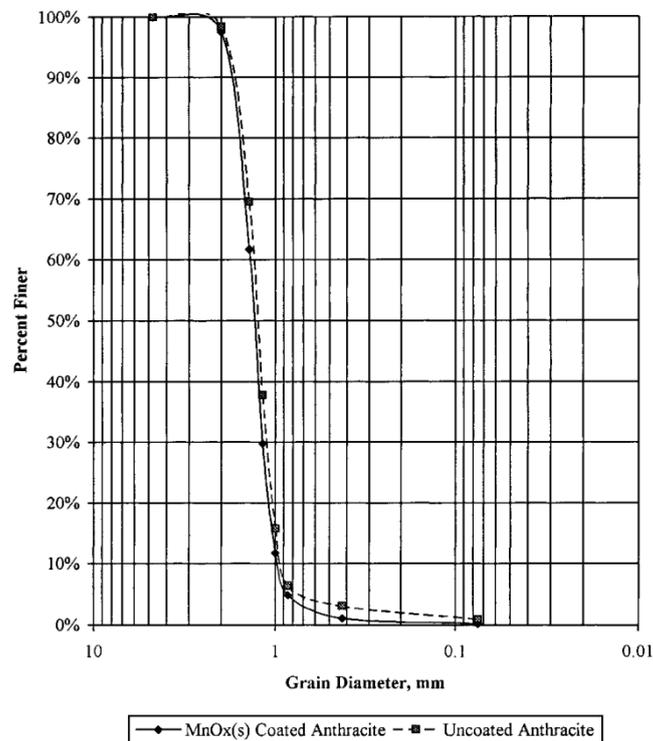


圖 2.5-15 無煙煤濾料產生被覆前與產生被覆後(12 mg- MnO_x /g-濾料)粒徑分佈比較^[20]

2.5.4.2.9 濾前加氯導致消毒副產物之增生作用

因使用濾料催化氧化法去除二價錳，須於濾前加氯，以促進被濾料被覆層吸附錳之氧化反應產生，為瞭解濾前加氯是否導致濾料被覆層增生消毒副產物，Brown(2006)以實場及實驗室管柱實驗進行

研究，結果顯示，濾料被覆加氯氧化去除二價錳時，於濾前加氯相較於濾後加氯，過濾水確實會產生較高之消毒副產物，但此產生較高之消毒副產物，主要產生機制為濾床運轉時累積於濾料顆粒表面之顆粒狀有機碳(Particulate Organic Carbon, POC)消毒副產物前驅物，與氯反應所致；而溶解性有機碳(Dissolved Organic Carbon, DOC)部份，則無論濾前加氯或濾後加氯，均產生相同濃度之消毒副產物。如圖 2.5-16，路徑 1 為濾前加氯以濾料錳氧化物被覆吸附催化氧化法去除錳時，所增加消毒副產物產生之主要途徑。

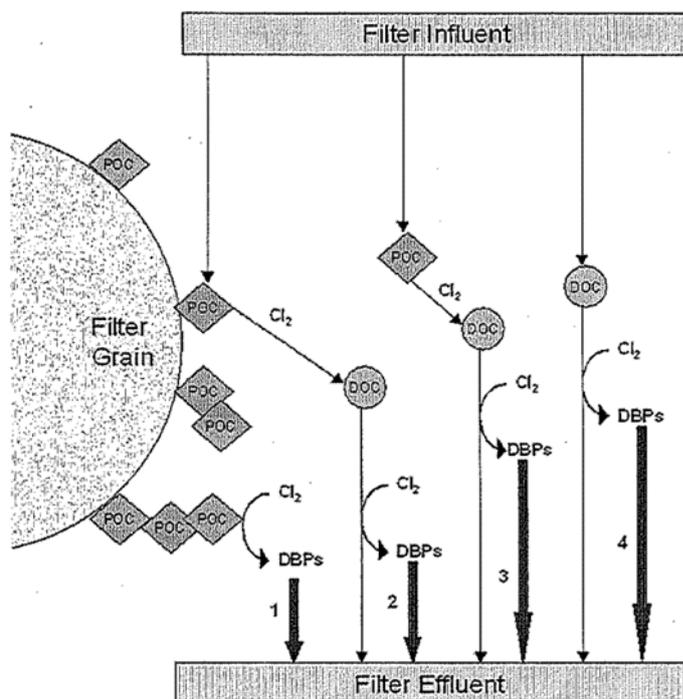


圖 2.5-16 顆粒濾料與氯反應產生消毒副產物路徑示意圖^[28]

Bazilio(2018)以批次試驗研究結果顯示，添加濾前餘氯去除二價錳，濾料表面 MnO_x 被覆層之存在，會吸附二價錳，但不會吸附 DOC 或催化其和氯之反應，致明顯增加三鹵甲烷和鹵乙酸等消毒副產物濃度，二價錳存在與否，消毒副產物產生之速率均相同，主要原因在典型的淨水處理條件下，水溶性 NOM(DOC)不會吸附於 MnO_x 被覆層。

另以管柱試驗結果顯示，濾前加氯立即反應產生之消毒副產物濃度確實會大於濾後加氯(也受濾床滯留時間影響)，但水樣置放 24 小時模擬進入管網狀況者，則二者無差異。

Bazilio 等人(2022)另以 2 實際淨水場為對象進行研究，1 為傳統地面水源淨水處理淨水場使用氧化錳被覆雙層濾料濾床，原水總有機碳 2.2~6.0 mg/L；另 1 為地下水源淨水場，使用雙層濾料濾床後，使用氧化錳被覆粗磁濾料吸附去除二價錳，即所謂二階段接觸器(Second-stage Contactors)，原水總有機碳 3.0~4.0 mg/L。實場測試濾前加氯和濾後加氯對生成三鹵甲烷和鹵乙酸消毒副產物之影響後，進行比對分析。結果顯示，後者在二階段接觸器之前，即將 NOM 幾乎完全去除，之後加氯於二階段接觸器之前，並不會造成消毒副產物之生成增加，因而斷定在一般淨水處理條件下，濾料氧化錳被覆表面(MnO_x-coated Surfaces)本身不會與氯反應，造成生成之消毒副產物增加，生成之消毒副產物來自氯與濾床連結之天然有機物(Filter-associated NOM)反應。

北水處新店溪水系淨水場，原水來自北勢溪翡翠水庫放流水和南勢溪川流水併流，平日原水總有機碳(TOC)平均約 0.4 mg/L，109~110 年翡翠水庫水體分層總有機碳(TOC)上游在 0.6~0.8 mg/L，下游大壩處在 0.4~0.7 mg/L，顯示原水有機污染輕微，淨水場平日採用前加氯操作，若遇含溶解錳原水提高前加氯濃度，鑑於前述研究顯示，濾料錳氧化物被覆層本身不會和氯反應，致增生三鹵甲烷等消毒副產物，消毒副之產物來自原水本身天然有機物前驅物(Precursor)和氯之反應，與原處理水質狀況相同，不致有供水消毒副產物濃度增加之狀況。

2.5.5 生物過濾(Biological Filtration)

生物過濾係以濾料表面產生生物膜，其中之錳氧化菌(Manganese-oxidizing Bacteria, MOB)氧化水中 Mn⁺² 生成 MnO₂ 沉澱

物後，以反洗去除之。影響去除效果之因子包括原水中存在 MOB 及微生物歧異度狀況、MOB 在濾料生物膜產生之活性、MOB 菌群環境適應性及反洗後是否維持生物活性等。生物過濾目前已知以 3 機制去除溶解錳，一為錳氧化菌直接細胞外代謝以氧化錳；二為微生物細胞外物質吸附錳；三為微生物產生之高分子物質催化氧化錳。

生物過濾之優點為錳氧化菌自然界水源即存在，不須額外添加；另外生物氧化產物為水合錳氧化物 γ - $MnOOH$ ，濾床較不易阻塞。缺點為微生物環境適應時間(Acclimation Time)會隨處理水質、存在微生物及濾床型態不同，而有所不同，達 2 週至 5 個月，通常須先經模廠試驗。

地下水源由於處理水質穩定，較適於生物過濾處理。生物過濾廣泛使用於荷蘭、法國、德國等歐洲國家，主要可同時處理含鐵、錳及含氮之原水。

2.5.6 軟化與離子交換(Softening and ion exchange)

石灰蘇打軟化程序將水之 pH 提高至 $>9.5\sim 10$ ，可順帶去除錳；陽離子交換採用沸石(Zeolite)軟化，亦可去除 Mn^{+2} ，但通常只可處理較低濃度的錳，因為錳氧化沉澱物會於離子交換樹脂顆粒，產生結垢，導致濾料阻塞(Clogging)。

離子交換法通常用人工合成之陽離子型樹脂，以選擇性去除二價錳，並釋出單價陽離子，如 Na^{+1} 及 H^{+1} ，當離子交換容量用盡，須以強鹽溶液，如氯化鈉或鹽酸溶液，進行再生，才能再發揮去除效果。水中鐵、鈣及鎂等陽離子，會與二價錳產生競爭交換，而影響去除效果。離子交換法通常用於低流量處理，如家用去除錳。

2.5.7 螯合(Sequestration)

螯合是添加螯合劑，通常使用多磷酸鹽(Polyphosphate)，添加於井水，使之鍵結 Mn^{+2} ，維持溶解態，以降低 Mn^{+2} 在管網中繼續氧化，產生氧化物沉澱對用戶帶來的感官不適，但這通常只是暫時性措施。

2.5.8 飲用水錳去除方法概要

Tobiason(2016)等人對飲用水去除錳的方法進行完整文獻回顧，歸納如圖 2.5-17 所示，去除錳之方法，須依原水中錳存在的型態決定，若原水中存在顆粒錳，以固液分離程序，如沉澱及過濾，可有效予以去除；但若原水中存在溶解錳，處理去除難度相對提高；可用之處理程序大致包括物理、化學及微生物等程序或其綜合程序。

傳統淨水場淨水採用混凝、沉澱、過濾及加氯消毒等程序，若不另增加其他強氧化劑等化學物質，如添加高錳酸鉀等進行處理，則利用既有程序進行溶解錳去除，有 2 種可用途徑，分別為利用提高前氯氧化續以沉澱過濾去除及利用天然產生被覆層(Coating)之過濾池濾料進行吸附與催化氧化法(Sorption & Catalytic Oxidation)反應去除之。二者均須進行實際去除效果研究。

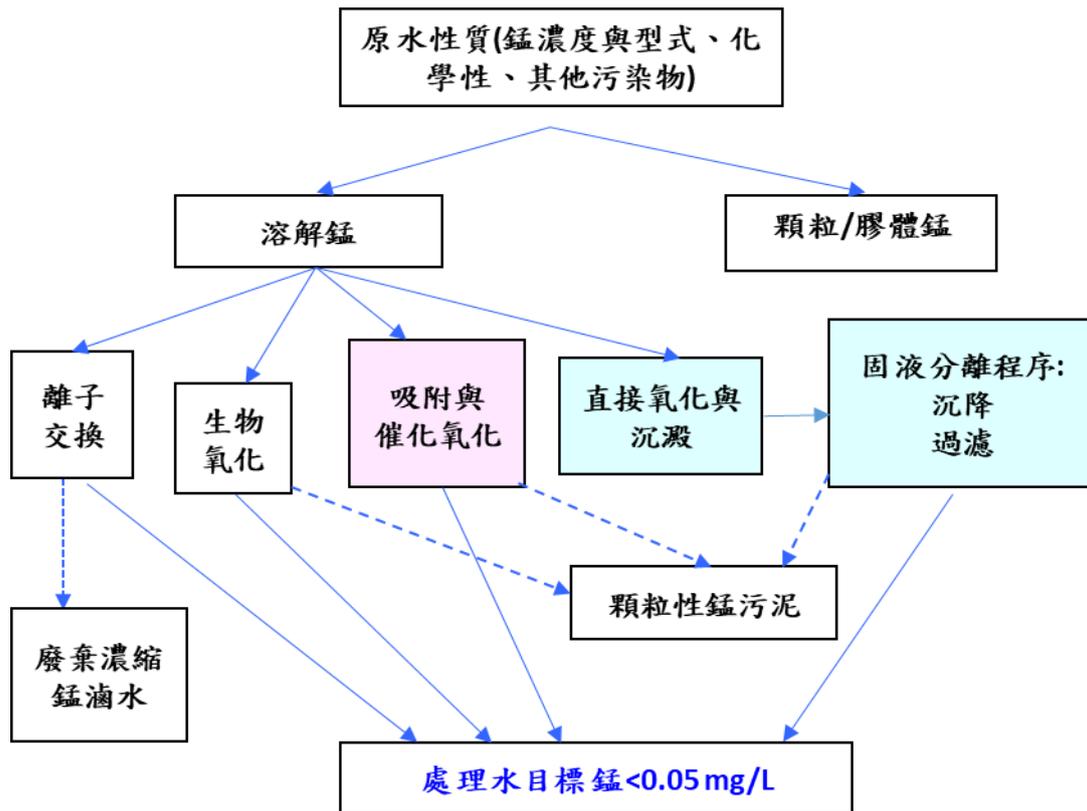


圖 2.5-17 淨水場錳去除程序概要^[17]

Roger Arnold(2021 年)依歷來研究成果，提出既有淨水場之錳處理策略，強調要先監測及瞭解待處理原水中，錳存在之狀態為顆粒態(MnO_x)或溶解態(二價錳)，若原水有合併回收程序水(如反洗廢水或沉澱淤泥上澄液)，亦應加強監測前述二者，以免顆粒態錳釋出出溶解態錳。若原水主要含顆粒態錳(如河川水源)，錳之去除可以混凝沉澱過濾，如同去除濁度顆粒去除方式予以去除，不須額外添添氧化劑(如氯)。若原水主要含溶解錳，且濃度在中高等級，可以添加強氧化劑(如高錳酸鉀及二氧化氯)，使溶解錳氧化成錳顆粒，再以後續之沉澱過濾等固液分離程序，予以去除，此法要注意氧化劑與原水中有機物或溶解性鐵之競爭氧化反應，會消耗氧化劑量，而明顯增加氧化劑加注量。但常用於淨水場之氯，在一般淨水場常用混凝 pH 範圍(6~9)下及處理程序之滯留時間範圍內，由於與溶解錳之氧化反應速率很慢，並非此法有效之氧化劑。雖然氯和原水中溶解錳氧化反應速率很慢，但加氯

卻有助於快濾池具錳氧化物被覆表面(Manganese Oxide Coating)濾料吸附溶解錳之催化氧化反應，連續再生產生新的溶解錳吸附表面，而將溶解錳有效去除。去除機制如圖 2.5-18 所示。依研究及處理實務，於濾前加氯，使快濾池出水含 0.5~1.0mg/L 自由餘氯，pH 在 6.0 以上，即可將約 0.2mg/L 溶解錳，穩定去除至小於 0.02mg/L。

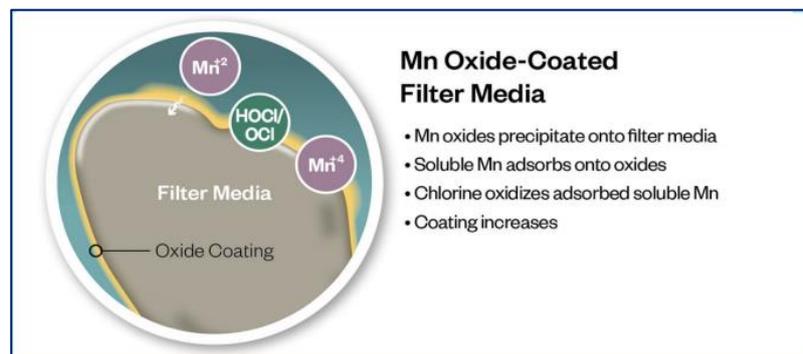


圖 2.5-18 錳氧化物被覆濾料去除溶解錳機制圖^[26]
(錳氧化物沉澱於濾料表面→溶解錳吸附於錳氧化物表面→氯氧化被吸附之溶解錳→濾料表面被覆錳氧化物增加)

第三章 研究方法

3.1 研究流程

本研究主要探討臺北自來水事業處既有傳統淨水場，採用混凝、沉澱、過濾及前加氯淨水處理程序，在不改變原有混凝濁度去除處理程序及處理參數(pH 值)下，對含溶解性二價錳原水之有效去除方法及其效果。實驗分為「前加氯氧化沉澱去除」及「快濾池濾料吸附催化氧化去除」兩部份，前者以長興淨水場原水進行不同參數杯瓶試驗，後者以直潭、長興及公館淨水場快濾池濾料進行不同參數實驗室管柱試驗。研究流程如圖 3.1-1 所示。

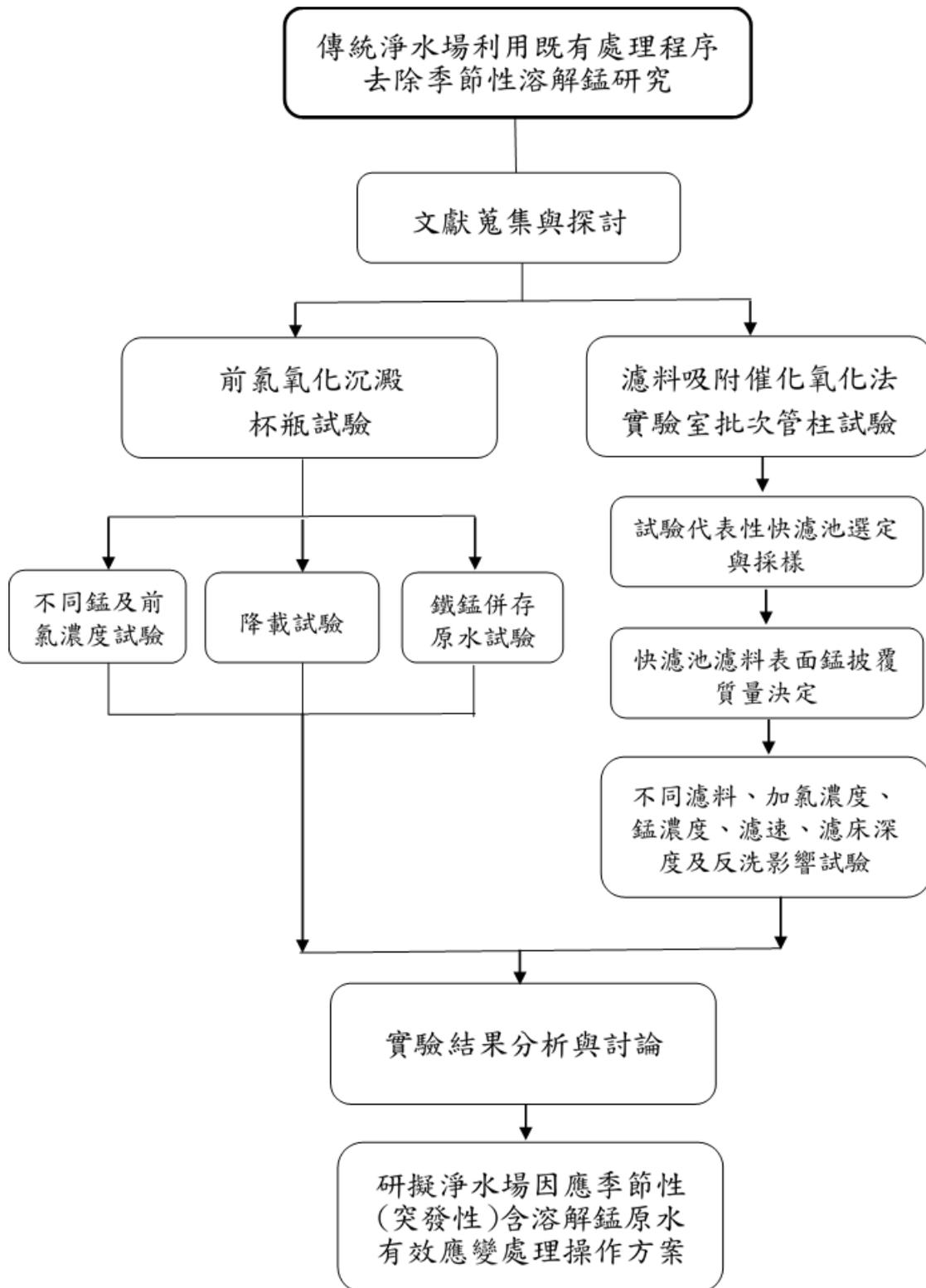


圖 3.1-1 研究流程圖

3.2 前加氯氧化沉澱去除實驗

前氯氧化沉澱杯瓶試驗以長興淨水場原水，人工添加不同濃度溶解性二價錳(以固體硫酸錳配製)為試驗原水，進行不同目的杯瓶試驗。

3.2.1 不同濃度前氯氧化去除溶解錳試驗

以長興淨水場原水，人工添加不同濃度溶解性二價錳(以固體硫酸錳配製)為試驗原水，進行不同濃度前加氯混凝處理杯瓶試驗，以瞭解淨水程序前加氯氧化沉澱去除溶解錳之效果及餘氯消耗狀況，耗氯狀況有助於瞭解加氯氧化去除二價錳時，在何種加氯濃度下，自由餘氯會超出飲用水水質標準上限值 1.0 mg/L，實驗步驟如下：

1. 以長興場原水分別添加 0.00、0.05、0.10、0.20、0.50、1.0 mg/L 二價錳溶液為試驗原水，每瓶均先取樣檢測溶解錳濃度，添加淨水場現場使用 PACl 混凝劑量(8 mg/L)及前加氯濃度(1.0 mg/L)，以淨水場實際混沉條件(快混 120rpm 7min；慢混 30rpm 25min；沉澱 180min)，進行杯瓶試驗，取沉澱水上澄液測濁度、自由餘氯、pH；另取沉澱水上澄液以 0.45 μ m 濾紙過濾後，濾液檢測錳濃度。
2. 同 1 步驟，前加氯濃度分別變更為 1.3 ppm、1.5 ppm、2.0 ppm 及 3.0ppm，進行相同條件杯瓶試驗試驗及取樣檢測。

3.2.2 降載處理試驗

以長興場原水分別添加 0.00、0.05、0.10、0.20、0.50、1.0 mg/L 二價錳溶液為試驗原水，分別以前加氯濃度 1.3 ppm 及 2.0 ppm，及以表 3.2-1 加氯接觸時間，進行杯瓶試驗。沉澱水上澄液檢測濁度、自由餘氯及 pH，混凝水(慢混後)及沉澱水上澄液另以

0.45μm 濾紙過濾後，檢測錳。希瞭解降低處理水量(即增加接觸時間)，是否有助於溶解性錳之去除；另也希望瞭解不同處理單元(混凝及沉澱)對溶解錳之去除貢獻。

表 3.2-1 降載試驗各單元接觸時

組別	快混(分)	慢混(分)	沉降(分)	總接觸時間(分)
1 (降 1/3 處理量)	10.5	37.5	270	318 分(5.3 小時)
2 (降 1/2 處理量)	14	50	360	424 分(7.1 小時)

3.2.3 鐵錳併存原水試驗

北水處實際水黃事件發生時，原水中約含有 0.3 mg/L 之溶解鐵與溶解錳並存，為瞭解採前氯氧化時，溶解鐵之存在，是有有助於溶解錳之去除，及鐵本身之去除效果。以長興場原水分別添加 0.00、0.05、0.10、0.20、0.50、1.0 mg/L 二價錳溶液，且均加入 0.3 ppm 的二價鐵(以硫酸鐵固體配製)為試驗原水，先檢測鐵及錳濃度；溶解性二價鐵和氯之氧化反應為 $2\text{Fe}^{+2} + \text{Cl}_2 + 6\text{OH}^- \rightarrow 2\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{Cl}^-$ ，故化學計量上 1 ppm 鐵會消耗 0.64ppm 的氯，若原水中含有 0.3 ppm 鐵，則理論上會消耗 0.192(約 0.20) ppm 的氯。故分別設計以前加氯濃度 1.3 ppm 及 2.0 ppm，經杯瓶試驗混沉程序(快混 120rpm 7min；慢混 30rpm 25min；沉澱 180 min)，沉澱水上澄液檢測濁度、自由餘氯及 pH，另以 0.45μm 濾紙過濾後，檢測鐵及錳，以瞭解鐵錳之共沉去除效應。

3.3 快濾池濾料吸附催化氧化法去除試驗

3.3.1 代表性快濾池選取

研究主要以直潭淨水場為對象，直潭淨水場屬傳統處理程序之淨水場，其處理程序為混凝、沉澱、過濾及加氯消毒，原水自新店溪直潭壩取水口取入後，經一原水渠道流入直潭場到達沉砂池，場內於沉砂池尾端進行混凝劑 (PACl)、緩衝藥劑 (NaOH)及前加氯添加，其後經分水井分配水量至第一期至第六期之處理設施，各期處理設施分別經過快混池、膠凝池及沉澱池等濾前處理程序後，收集沉澱水經水渠匯流至快濾池，經快濾池過濾後，進入清水池前進行最後之後氯補充後，清水池內停留 1~2 小時不等的時間，充分混合後由第一及第二清水幹管送出直潭淨水場。

直潭場共 6 期處理設施，一至四期設計處理水量 50 萬 CMD，五、六期設計處理水量 70 萬 CMD，總設計處理量為 340 萬 CMD，快濾池長 13.6~15.7m、寬 10~11m，快濾池採單一濾料(石英砂)設計，濾砂有效粒徑 0.9~1.0 mm，均勻係數<1.5，每池濾料深 140 公分，設計濾速為 258 m/day，每期依處理水量不同，實際濾速約 160~240 m/day。

為瞭解直潭淨水場快濾池既有濾料，吸附與催化氧化法去除溶解錳之效能，先進行快濾池啟用年及近 5 年濾料更換狀況調查，以便選擇代表性濾床，進行濾料採樣，及後續之實驗室溶解錳去除管柱試驗。

直潭淨水場共有六期淨水設備，其中一至五期，每期有 14 池快濾池，五期(二)有 12 池快濾池，六期則有 16 池快濾池，每期設置年及更換濾料狀況均不同，資料整理如表 3.2 所示。為瞭解各期濾料特性及除錳潛能，選擇於表 3.3-1 紅框所示代表性濾池採取表面濾料，

進行實驗室管柱試驗；五期(二)＃1 池則除採取表面濾料外，另採中層及下層濾料進行實驗室管柱試驗。

除單一濾料快濾池淨水場外，為瞭解雙層濾料(無煙煤+石英砂)快濾池淨水場，於濾料吸附催化氧化法去除溶解性二價錳之效果，本研究亦規劃進行長興淨水場及公館淨水場快濾池濾料採樣及管柱試驗。

長興淨水場為傳統處理程序之淨水場，其處理程序為混凝、沉澱、過濾及加氯(次氯酸鈉)消毒，原水自新店溪青潭堰取水口取入後，經原水渠道流入長興場到達分水井，場內於分水井前端約 50 公尺處進行混凝劑 (PACl)、緩衝藥劑 (NaOH)及前氯添加，其後經分水井分配水量至長興場水安一、二期、水平處理設施及公館淨水場，各期處理設施分別經過快速迴流池、膠凝池及沉澱池等濾前處理程序後，收集沉澱水經水渠分送至快濾池，經快濾池過濾後，進入清水池前進行最後之後氯補充後，清水池內停留時間依目前實際處理水量估算約 110 分鐘，充分混合後送出長興淨水場。

長興場共三期處理設施，水安一、二期設計處理水量各 20 萬 CMD，水平設計處理水量 24 萬 CMD，目前實際處理量水量約 30~35 萬 CMD，快濾池長 11.4m、寬 8.9~9.2m，快濾池採多重濾料(由下而上礫石、石英砂、無煙煤)設計，礫石粒徑分為 2~4mm、4~7mm、7~15mm、15~30mm 四種，濾砂有效粒徑 0.45~0.55 mm，均勻係數<1.5，無煙煤有效粒徑 1.0~1.2mm，均勻係數<1.5，各種濾料深度均不相同，礫石深度共約 30cm、濾砂深度 50cm、無煙煤深度 30cm，設計濾速為 263 m/day，每期依處理水量不同，實際濾速約 131 m/day。

公館淨水場亦屬傳統處理程序之淨水場，其處理程序為混凝、沉

澱、過濾及加氯（次氯酸鈉）消毒，原水自新店溪青潭堰取水口取入後，經原水渠道流入長興場到達分水井，淨水處理藥劑由長興場統一添加、長興分水井分配水量後經渠道送至公館場分水井，如有需要，公館淨水場亦可進行淨水處理藥劑的補充添加，其後水量經需求分送公館淨水場南北兩側淨水處理設施，南北兩側處理設施分別經過膠凝池及沉澱池等濾前處理程序後，收集沉澱水經水渠分送至快濾池，經快濾池過濾後，進入清水池前進行最後之後漂補充後，清水池內停留約 35~40 分鐘，充分混合後送出公館淨水場。

公館場分為南北兩側處理設施，設計處理水量各 24 萬 CMD，目前實際處理量水量約 27 萬 CMD，快濾池長 13.2m、寬 9.6m，快濾池採多重濾料(由下而上礫石、石英砂、無煙煤)設計，礫石粒徑分為 2~4mm、4~7mm、7~15mm、15~30mm 四種，濾砂有效粒徑 0.45~0.55 mm，均勻係數<1.5，無煙煤有效粒徑 1.0~1.2mm，均勻係數<1.5，各種濾料深度均不相同，礫石深度共約 30cm、濾砂深度 50cm、無煙煤深度 30cm，設計濾速為 293 m/day，依目前處理水量估算平均濾速約 152 m/day。

兩場選定代表性採樣池以不同濾料整修年份及不同座淨水場為原則，代表性快濾池選定如表 3.3-2 及表 3.3-3 所示。

表 3.3-1 直潭淨水場各期快濾池濾料更換狀況與採樣代表池選定

期別	原設置年	池 號															
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
一	109	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
二	77	-	108	-	-	-	-	110	-	-	-	-	-	-	-	-	-
三	80	109	108	-	109	106	110	107	107	109	109	106	109	108	109	-	-
四	84	-	-	-	108	110	107	-	-	107	-	-	-	106	-	-	-
五	93	-	-	-	-	106	-	-	106	106	-	-	-	-	-	-	-
五 (二)	93	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
六	102	-	-	-	-	-	-	110	-	107	-	-	-	107	-	-	-

- 註:1. 紅框者為每期代表池。
 2. “-”表示設置年後未更換。
 3. “數字”表示該數字年全池更換。
 4. “數字”表示該數字年僅進行濾料補充。
 5. 三線框者為進行表、中及下層採樣。

表 3.3-2 長興淨水場各期快濾池濾料更換狀況與採樣代表池選定

期別	原設置年	快濾池濾料更換/補充年度				
		#1	#2	#3	#4	
水安	東	53	96	104	99	112
一期	西	53	101	112	103	108
水安	東	60	104	109	94	105
二期	西	60	94	107	101	97
水平	東	105	105	105	105	105
	西	105	105	105	105	105

- 註:1.“數字”表示該數字年進行濾料更換或補充。
 2. 紅框表示濾料採樣代表池，該池濾料進行溶出試驗。
 3. 雙紅框表示該池濾料進行管柱試驗。

表 3.3-3 公館淨水場各期快濾池濾料更換狀況與採樣代表池選定

期別	原設置年	快濾池濾料更換/補充年度						
		#2	#4	#6	#8	#10	#12	#14
南側	67	106	104	104 以前	104 以前	108	107	104 以前
		#1	#3	#5	#7	#9	#11	#13
北側	67	104 以前	104 以前	105	104 以前	104 以前	104 以前	109

- 註：1.“數字”表示該數字年進行濾料更換或補充。
 2.紅框表示濾料採樣代表池，該池濾料進行溶出試驗。
 3.雙紅框表示該池濾料進行管柱試驗。

3.3.2 快濾池濾料採樣

將採樣快濾池水放乾，挖取表面約 30 公分濾料(此係依文獻記載，濾料吸附錳主要發生於濾床深約 30 公分頂層；且單一濾料濾床，經水洗及氣洗後，濾料會呈較均勻狀態)；而雙層濾料吸附錳則主要發生於表層無煙煤)每一快濾池選定左右 2 個點採樣挖取濾料(圖 3.3-1)，二者充分混合，混合濾料以乾淨塑膠袋裝好密封，送實驗室試驗前先於冰箱冷藏。

為瞭快濾池縱深濾料之表面被覆狀況與溶解錳去除效能，另採取直潭淨水場五(二)1 號濾床中間深度(約深 70cm)及底部深度(約深 130cm)濾料進行試驗。



圖 3.3-1 快濾池濾料採樣

3.3.3 濾料表面被覆質量決定

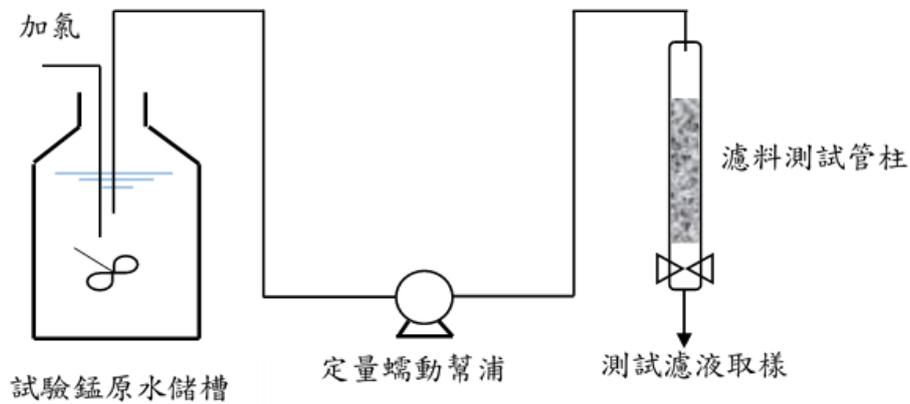
濾料樣本以實驗室純水潤洗洗淨，於烘箱 105°C 乾燥 24 小時，放入乾燥箱冷卻，稱重 1 g 乾燥濾料，置入錐形瓶中，加入 250 ml 1% 硝酸溶液，及約 1 g Hydroxylamine sulfate (HAS)，加蓋搖動至少 6 小時充分反應，以 0.45 μ m 玻璃纖維濾紙過濾，檢測溶液中鐵、鋁、錳等各項金屬。結果以 mg-金屬 / g-濾料表示。

3.3.4 實驗室濾料錳去除管柱試驗

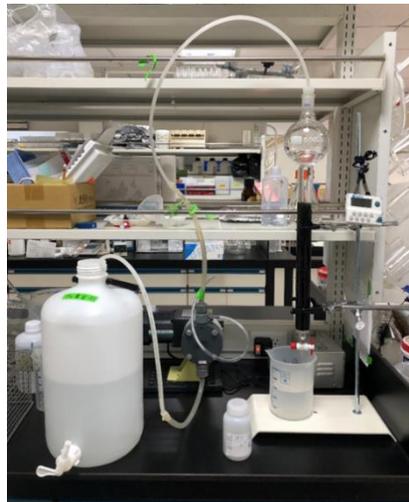
3.3.4.1 實驗室試驗設備

實驗室單層濾料管柱試驗設備如圖 3.3-2 所示，試驗錳原水儲槽容積 10 公升，濾料測試管柱為長 40 公分內徑 3 公分玻璃管柱，管柱底部有多孔玻璃篩，以防止濾料流失，試驗時管柱填充約 30 公分測試濾料，以定量蠕動幫浦，將配置之不同濃度錳試驗原水，經不同濃度加氯後，由儲槽引入管柱，以設定定量蠕動幫浦刻度及管柱下方塑膠活栓開度，控制管柱過濾出流流速，測試時濾料上需有水頭，控制流出流量達 100 mL/min，以模擬直潭淨水場快濾池實際濾速 200 m/d 狀況；另控制流出流量 65 mL/min，以模擬長興及公館淨水場快濾池

實際濾速 130 m/d(選擇該 2 場較高濾速為實驗濾速)。



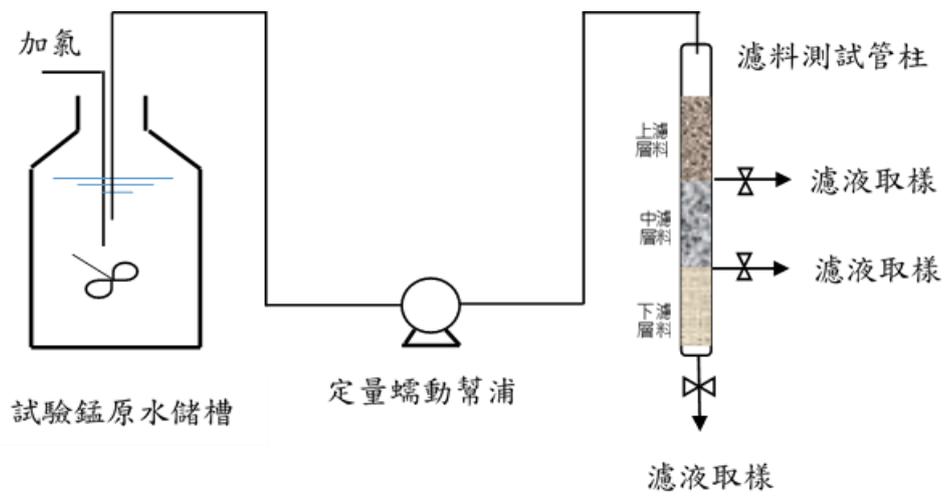
(a)



(b)

圖 3.3-2 實驗室單層濾料管柱試驗設備
(a)示意圖 (b)實際設備圖

實驗室多層濾料管柱試驗設備如圖 3.3-3 所示，管柱加長為 120 公分，由下而上可填充快濾池下層、中層及上層濾料各 30 公分，除管柱底部設有出水取樣閥外，於管柱側距濾料頂部 30 公分及 60 公分處，各設有 1 出水取樣閥。原水儲槽、定量蠕動幫浦及相關管件之設置同圖 3.3 單層濾料試驗設備；濾速設定方式亦同，流速控制以管柱底部出水閥之出水流速為準。



(a)



(b)

圖 3.3-3 實驗室多層濾料管柱試驗設備
(a)示意圖(b)實際設備圖

3.3.4.2 實驗室管柱試驗步驟

1. 圖 3.3-2 玻璃管柱填充約 30 公分待試驗濾料，原水儲槽以長興場沉澱水配製成含二價錳濃度 0.3mg/L 測試原水，並加氯使自由餘氯濃度約 0.5 mg/L，均勻混合後，先充入管柱中，啟動蠕動幫浦，由管柱出口以量筒量測每分鐘出水體積，調整蠕動幫浦刻度及管柱出水塑膠筏開度，使管柱出流速度為約每分鐘 100mL 或 65mL (相當於濾速每天 200m 或 130m)。
2. 以 1 配製測試原水 10 公升，先取樣測溶解錳、自由餘氯、pH 值。後進行管柱測試 1.5 小時，由濾液產生時間起，每 10 分鐘取樣濾液 1 次，檢測溶解錳、自由餘氯、pH 值，以瞭解試驗濾料去除溶解錳之效果。
3. 同 1、2 配製含溶解錳濃度 0.3mg/L 測試原水 10 公升，加氯約 1.0mg/L，攪拌均勻，先取樣測溶解錳、自由餘氯、pH 值。過濾試驗 1.5 小時，由濾液產生時間起，過程每 10 分鐘濾液取樣 1 次，測自由餘氯、溶解錳、pH 值。以瞭解提高加氯濃度對濾料去除溶解錳效果之影響。
4. 其他各種濾料同步驟 1~3 均於二價錳濃度 0.3 mg/L，分別加氯約 1.0 mg/L 進行試驗，以瞭解不同期別快濾池濾料被覆，於相同濃度溶解錳及相同加氯狀況之溶解錳去除效能，及反洗對濾料溶解錳去除效果之影響。
5. 對直潭場五快二濾料，以降低濾速至 50ml/min，於原水溶解錳配製濃度 0.3 mg/L，分別加氯 0.5 mg/L 及 1.0 mg/L 進行試驗，以瞭解降低濾速對錳去除效果之影響。
6. 擇一直潭場被覆質量較高之濾料，於原水溶解錳配製濃度 0.5mg/L，分別加氯 0.5 mg/L 及 1.0 mg/L 進行試驗，以瞭解

被覆質量較高之濾料是否具有較高之溶解錳去除能力。

7. 對直潭場五快二代表性濾池進行濾料鑽心採樣，採取中層(縱深約 70 公分)及下層(縱深約 130 公分)代表性濾料，進行濾料被覆溶解性試驗，以瞭解中下層濾料錳氧化物被覆狀況及與表層之差異。
8. 以圖 3.3-3 之管柱，由下至上填充各 30 公分直潭場五快二下層、中層及表層濾料，於原水溶解錳配製濃度 0.3mg/L，加氯 1.0 mg/L，管柱底部出流速度為約每分鐘 100mL(相當於濾速每天 200m)下進行管柱試驗，以瞭解快濾池濾料深度之加成溶解錳能力。
9. 步驟 8.實驗進行時，由管柱最底部濾液產生時間起，每 10 分鐘取樣濾液 1 次，檢測溶解錳、自由餘氯、pH 值，測試上中下層共 90 公分濾料之總和溶解錳去除能力;90 分鐘後，關閉最底部出水閥，開啟管柱側最上出水閥，每 10 分鐘取樣檢測溶解錳及自由餘氯，以測試管柱最頂部 30 公分濾料之溶解錳去除能力，50 分鐘後，最底部出水閥維持關閉，關閉管柱側最上出水閥，開啟管柱側距濾料頂部 60 公分出水閥，每 10 分鐘取樣檢測溶解錳及自由餘氯，以測試管柱上部 60 公分濾料之溶解錳去除能力。
10. 長興場及公館場快濾池無煙煤濾料管柱試驗步驟，同步驟 1、2，濾速控制 130mL/min，原水溶解錳配製濃度 0.3mg/L，加氯 1.0 mg/L 下，進行測試。

3.4 水質分析方法

杯瓶試驗及管柱試驗所採集之水樣，分別測定鐵、錳、濁度、自由有效餘氯、pH 等水質項目，各項檢驗之分析方法及儀器設備如

下：

1. 錳、鐵

(1) 檢測方法及儀器設備

本研究案水樣之錳、鐵檢測，係依行政院環保署公告方法 NIEA W311.54C(水中金屬及微量元素檢測方法－感應耦合電漿原子發射光譜法)進行，並以 Agilent Technologies 公司 5100 ICP-OES 型之感應耦合電漿原子發射光譜儀(以下簡稱 ICP-OES)(如圖 3.4-1)進行檢測，樣品導入 ICP-OES 儀器前先經超音波霧化器(U5000AT+)將樣品霧化以提高儀器檢測之靈敏度。



圖 3.4-1 感應耦合電漿原子發射光譜儀(ICP-OES)

感應耦合電漿原子發射光譜法乃利用同時式 (Simultaneous) 或連續式 (Sequential) 感應耦合電漿原子發射光譜儀，搭配側向 (Radial/Side-on) 或軸向 (Axial / End-on) 之譜線觀測，進行樣品中多元素的測定。樣品經霧化後，所形成的氣膠 (Aerosol) 藉由載流氣體輸送至電漿焰炬，經由無線電波 (Radio-frequency) 感應耦合電漿的加熱，將各待測元素激發。由各激發原子或離子所發射

出的光譜線，經由光柵（Grating）分光，分解出各特定波長的發射譜線。各譜線的強度，再由光檢器（Photosensitive devices）予以偵測。

(2) 錳、鐵檢測品管

ICP-OES 儀器使用前均依 NIEA W311.54C 方法規定執行偵測器校正、波長校正、空白確認及儀器感度確認後，再分析檢量線空白溶液，並續依標準溶液濃度由低至高之順序分析，建立之檢量線線性相關係數，須符合環檢所公告之規範（ ≥ 0.995 ），並以不同於備製檢量線來源之標準品所配製之標準液進行檢量線確認分析，確認溶液之相對誤差應在 $\pm 10\%$ 以內，始可進行樣品分析。錳、鐵之方法偵測極限如表 3.4-1，檢驗品質管制要求如表 3.4-2。

另因本研究係探討溶解性錳及鐵之去除，故試驗採集之水樣均先以孔徑 $0.45\mu\text{m}$ 之濾紙過濾後，加入超純硝酸使水樣之 pH 值小於 2，再以 ICP-OES 儀分析濾液中錳、鐵之濃度。

表 3.4-1 錳、鐵之方法偵測極限

檢測項目	方法偵測極限
鐵	1.81 $\mu\text{g/L}$
錳	0.26 $\mu\text{g/L}$

表 3.4-2 檢驗品質管制要求

品管類別	線性相關 係數 (R 值)	檢量線 確認	檢量線 查核	查核樣品 分析	重複樣品 分析	添加樣品 分析
標準方法 品管要求	≥ 0.995	$\pm 10\%$	$\pm 10\%$	80~120%	$\pm 20\%$	80~120%

2. 濁度

(1) 檢測方法及儀器設備

本研究案水樣之濁度檢測係依行政院環保署公告方法 NIEA W219.52C(水中濁度檢測方法-濁度計法)進行，並以 HACH 公司 2100Q 型濁度計(如圖 3.4-2)進行檢測。濁度計均依規定以 20、100 和 800 NTU 之標準液校正，並經 10 NTU 標準液查核通過後方能進行實際水樣檢測。



圖 3.4-2 濁度計

(2)濁度測定方式

搖動水樣使固態顆粒均勻分散，並待氣泡消失後，手持樣品瓶上方，以待測水樣洗滌樣品瓶 2 次後，將水樣倒入樣品瓶至待測刻度，蓋上瓶蓋並擦拭瓶壁外之水滴及指紋，然後將樣品瓶置入儀器樣品槽內，蓋上蓋子，直接讀取濁度計上顯示值。

3. 自由有效餘氯

(1)檢測方法及儀器設備

本研究案水樣之自由有效餘氯檢測係依行政院環保署公告方法 NIEA W408.51A (水中餘氯檢測方法-分光光度計法)，並以 HACH 公司 Pocket Colorimeter TmII 型餘氯比色器(如圖 3.4-3)進行檢測。餘氯比色器均依規定每 3 個月以 5 種不同濃度標準溶液與分光光度計進行比對，兩者所得測值之相對誤差須小於 15 %，餘氯比色器使用前須先以市售兩種不同餘氯濃度之標準凝膠進行查核測試，凝膠測定值與原廠認證值相對誤差小於 15%，始可使用該餘氯比色器檢測樣品。



圖 3.4-3 餘氯比色器

(2)自由有效餘氯測定方式

輕微搖動水樣使樣品混合均勻，手持樣品瓶上方，以待測水樣洗滌樣品瓶後，將水樣倒入樣品瓶至待測刻度，蓋上瓶蓋並將瓶壁擦拭乾淨後，將樣品瓶置入儀器樣品槽內執行歸零程序，再倒入自由餘氯專用藥劑，輕輕混合至藥粉溶解，將樣品瓶放入樣品槽，於 1 分鐘內完成自由有效餘氯測定。

4. pH 值

(1) 檢測方法及儀器設備

本研究案水樣之 pH 值檢測係依行政院環保署公告方法 NIEA W424.53A (水中氫離子濃度指數測定方法-電極法)，並以 METTLER TOLEDO 公司 Seven2Go™ 型 pH 計 (如圖 3.4-4) 進行檢測。pH 計使用前以 pH7.00、pH10.00 及 pH4.01 等 3 種標準緩衝溶液進行斜率校正，所得斜率應介於 95~103% 之間，並以不同來源的 pH 7.00 標準緩衝溶液進行查核確認，查核測值與該標準緩衝溶液之 pH 差值不得大於± 0.05 pH 單位，始可使用該 pH 計檢測樣品。



圖 3.4-4 pH 計

第四章 結果與討論

4.1 前氯氧化原水二價錳後沉澱去除試驗結果

4.1.1 不同濃度溶解錳原水加氯氧化結果

不同濃度溶解錳原水，以不同濃度前加氯氧化，模擬於長興淨水場實際混凝沉澱滯留時間(總滯留時間 212 分鐘，約 3.5 小時)下，進行杯瓶試驗，混凝時 pH 值由加氯 1.0mg/L 時之 7.3 略提升至加氯 3.0 時之 7.6，溶解錳去除及耗氯結果，如圖 4.1-1 ~圖 4.1-5 結果所示。可看出前氯 1.5 mg/L 以下，僅對約 100 μ g/L(0.1 mg/L)以下濃度溶解錳有去除效果，去除率約 10%以下。加高前氯濃度至 2.0~3.0 mg/L，對 500 μ g/L(0.5 mg/L)以下濃度溶解錳去除有幫助，100 μ g/L(0.1 mg/L)以下錳去除率可由 10%提升至 20~30%，100~500 μ g/L(0.1 mg/L~0.5mg/L)錳去除率可提升至約 10%，500 μ g/L(0.5mg/L)以上錳去除則幾乎無效果。

將錳去除率對前加氯濃度作圖，如圖 4.1-6，可對不同濃度溶解錳原水，在不同前加氯濃度下，錳之混凝沉澱去除率，有一較清楚之比較輪廓；如前所述，原水中錳濃度越低，隨前加氯濃度增加而增加去除率之效果越明顯；錳濃度越高則此效應遞減；且即使低濃度 50 μ g/L 的錳，在前加氯增到 3.0 mg/L，也僅有約 30%去除率；100 μ g/L 及 200 μ g/L 錳，則僅有約 15%去除率，難以去除到水質標準限值(0.05 mg/L)以下。故在淨水場日常操作混凝 pH 值下，單純以增加前加氯將原水中溶解錳氧化成固體，予以混凝沉澱去除，是無效的方法。

將沉澱水錳濃度對氯錳質量比(Cl/Mn)作圖，如圖 4.1-7 所示，呈現乘冪關係，相關性佳，顯示在原生水溶解錳濃度 0.05~1.0 mg/L 範圍下，氯錳質量比要大於 25，才能將原水中的錳，去除至低於飲用

水水質標準限值(0.05mg/L)。圖 4.1-8 原水中錳去除率與氯錳質量比呈線性關係。

4.1.2 氧化耗氯及沉澱水餘氯狀況

由圖 4.1-1~圖 4.1-5 可看出，氧化溶解錳之耗氯濃度，隨原水中溶解錳的濃度增加，並未有增加之狀況，反而有略微降低或持平之狀況，耗氯濃度約在 0.2~0.4 mg/L 之間，原水溶解錳 100 μ g/L 以下低濃度狀況耗氯較高，此與去除率結果相符。

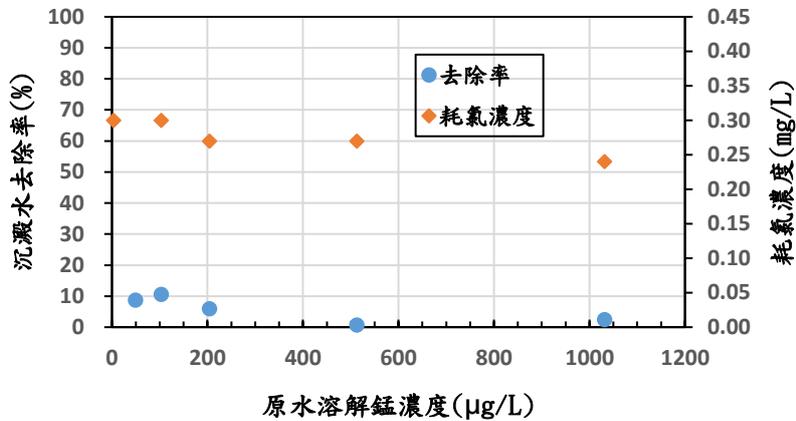


圖 4.1-1 不同濃度溶解錳原水於前氯 1.0mg/L，pH 7.3 下，沉澱水溶解錳去除率及耗氯濃度

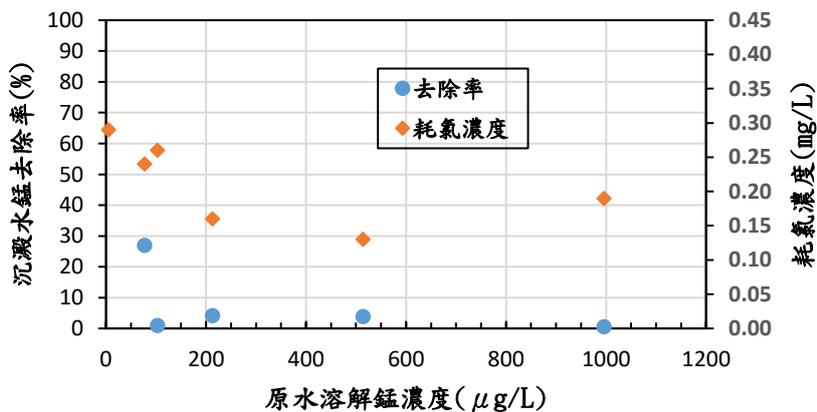


圖 4.1-2 不同濃度溶解錳原水於前氯 1.3mg/L，pH 7.3 下，沉澱水溶解錳去除率及耗氯濃度

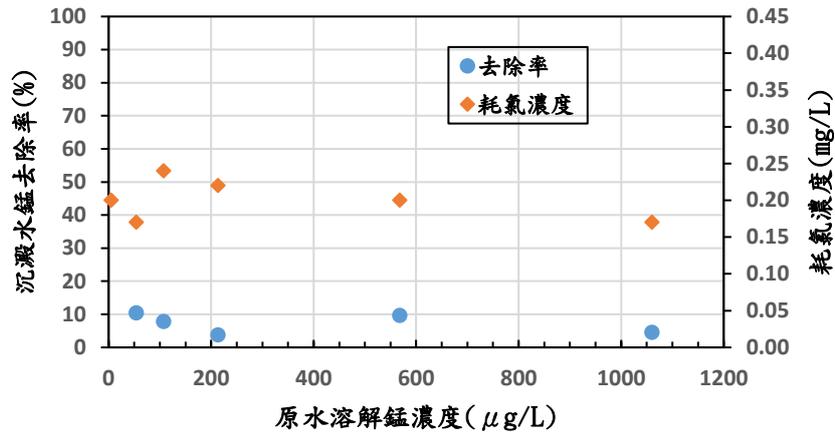


圖 4.1-3 不同濃度溶解錳原水於前氯 1.5mg/L，pH 7.4 下，沉澱水溶解錳去除率及耗氣濃度

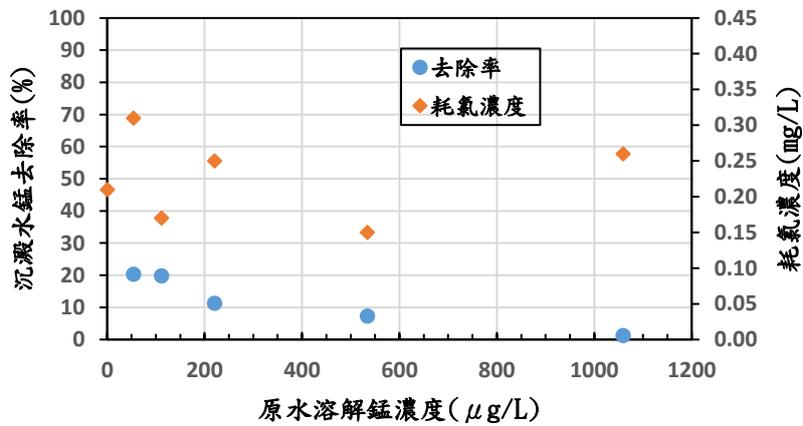


圖 4.1-4 不同濃度溶解錳原水於前氯 2.0 mg/L，pH 7.4 下，沉澱水溶解錳去除率及耗氣濃度

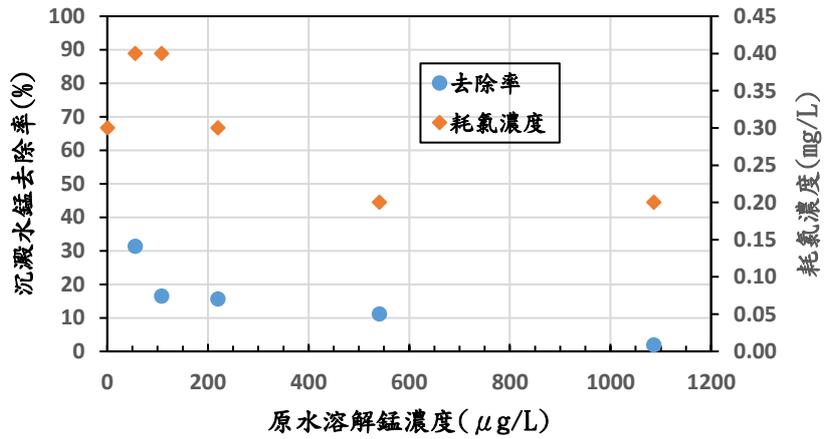


圖 4.1-5 不同濃度溶解錳原水於前氯 3.0mg/L，pH 7.6 下，沉澱水溶解錳去除率及耗氯濃度

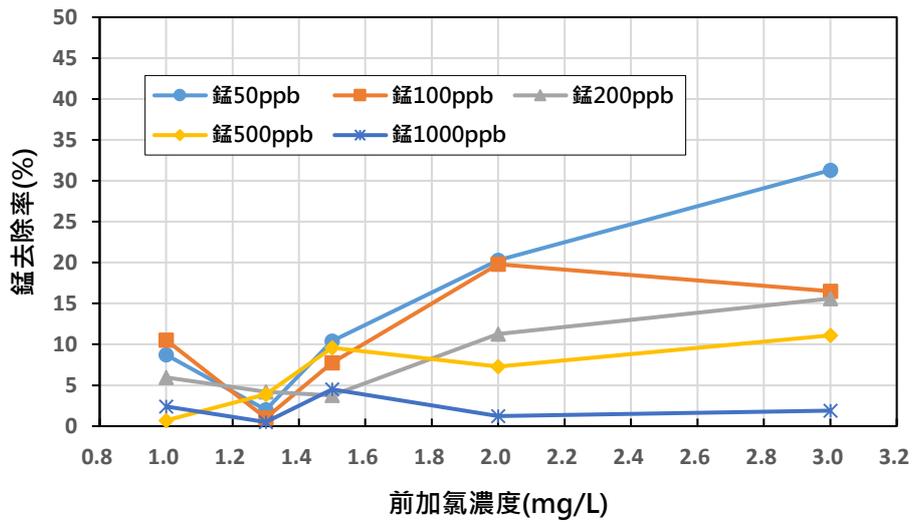


圖 4.1-6 前加氯濃度對對不同濃度溶解錳去除率之影響(pH 7.3~7.6)

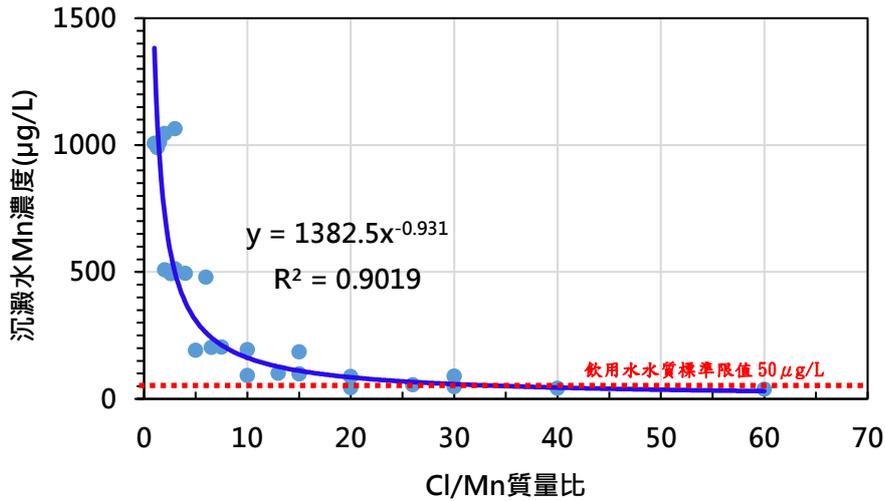


圖 4.1-7 氯錳質量比對沉澱水溶解錳濃度之影響(全載處理水量，pH 7.3~7.6)

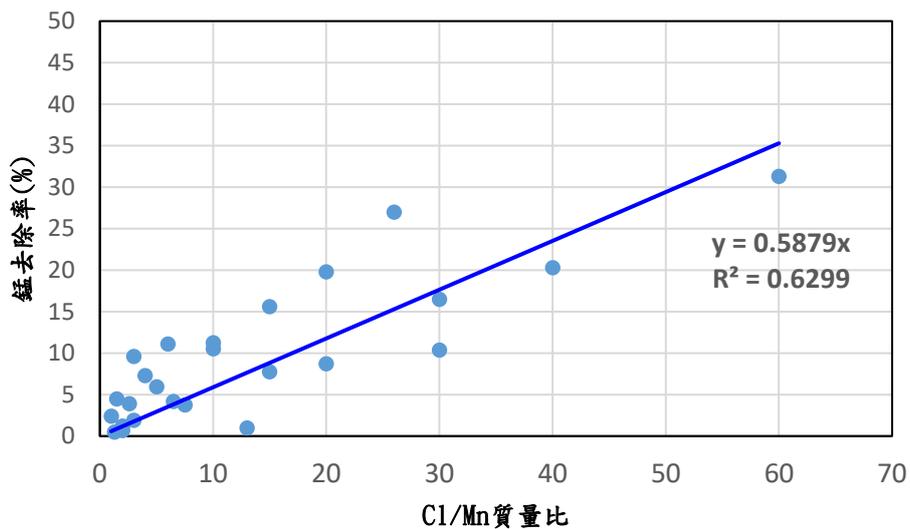


圖 4.1-8 氯錳質量比對混沉溶解錳去除率之影響(全載處理水量，pH 7.3~7.6)

不同前加氯濃度，氧化 50~1000µg/L 溶解錳，混凝沉澱後，沉澱水餘氯狀況，如表 4.1-1 所示，前加氯 1.3 mg/L 以上濃度，沉澱水餘氯(及出水餘氯)即有可能超過飲用水水質標準自由餘氯上限值 1.0 mg/L。對照圖 4.1-6，前氯濃度 1.3 mg/L 以下，不同濃度溶解錳下，最高僅有約 10%氧化沉澱去除率，且發生在溶解錳 50~100

µg/L，故考量出水餘氯水質標準之符合度，以單純前氯氧化沉澱去除溶解錳亦並不可行。

表 4.1-1 不同前加氯濃度沉澱水餘氯狀況

前氯濃度 (mg/L)	1.0	1.3	1.5	2.0	3.0
沉澱水 自由餘氯濃度 (mg/L)	0.4~0.5	1.0~1.1	1.2~1.3	1.4~1.6	2.3~2.5

4.1.3 以降低處理水量去除原水中溶解錳

以杯瓶試驗模擬長興場降低 3 分之 1 處理水量，加氯氧化混凝沉澱總滯留時間 318 分鐘，約 5.3 小時；及降低 2 分之 1 處理水量，加氯氧化混凝沉澱總滯留時間 424 分鐘，約 7.1 小時，沉澱水錳濃度對氯錳質量比之結果，如圖 4.1-9 所示。可看出在 pH 7.2~7.3 下，不論全載或降載處理，沉澱水錳濃度要低於飲水水質標準限值，氯錳比均須達 25 以上。降載 3 分之 1 對沉澱水錳濃度之降低能力，在氯錳質量比 10~40 之間，增加約 10.0~17.0 %；而降載 2 分之 1 下，增加約 17.8~22.6%，極為有限。若處理含 0.3 mg/L 溶解錳的原水，在添加前氯 12 mg/L(氯錳質量比 40)，降載 3 分之 1 之狀況下，沉澱水中錳才僅能處理到 0.25mg/L；而降載 2 分之 1 狀況下，沉澱水中錳僅達 0.23 mg/L，均超過飲用水水質標準限值 0.05 mg/L。故在不調高混凝 pH 值下，淨水場降低處理水量，以求增加溶解錳的去除，不是一個有效的處理策略。

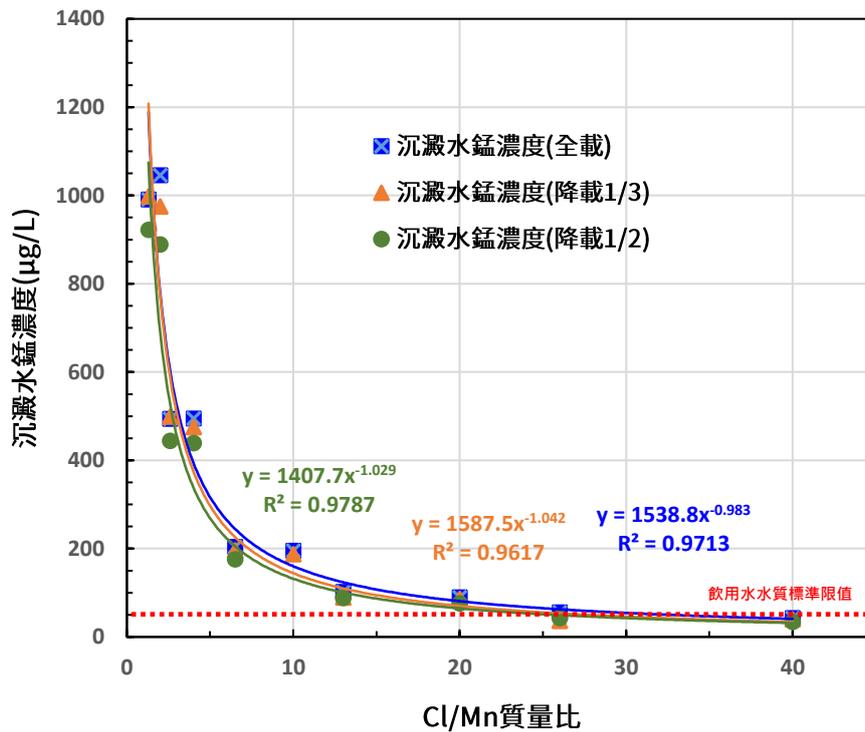


圖 4.1-9 降低處理水量對加氯氧化沉澱水錳濃度之影響(pH 7.2~7.3)

原水中溶解錳去除率與氯錳質量比呈線性關係，如圖 4.1-10，可看出降載斜率相對於全載僅微幅提升，降載 2 分之 1 與降載 3 分之 1 斜率幾乎相同，即由降載 3 分之 1 至降載 2 分之 1 無明顯效用。

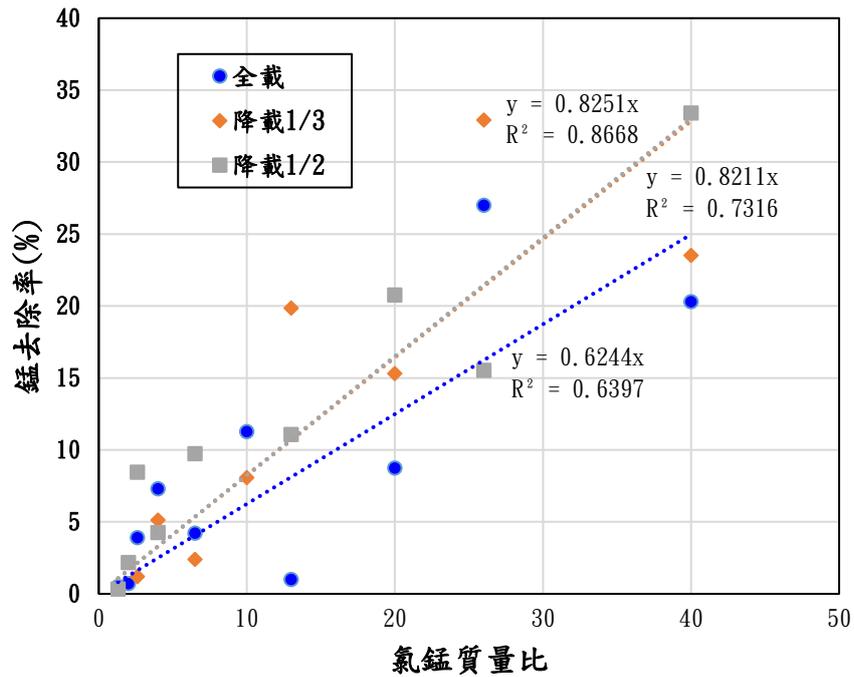


圖 4.1-10 降低處理水量錳去除率(%)與氯錳質量比之關係

圖 4.1-11 及圖 4.1-12 為降載狀況下，混凝及沉澱單元錳去除率變化，可以看出降載由 3 分之一降至 2 分之一，混凝單元去除率，未有改善；沉澱單元去除率，僅在低錳濃度(100 $\mu\text{g/L}$)以及較高前加氯(2.0 mg/L)下，略有幫助，但也僅增加約 10%錳去除率，高濃度錳狀況則不明顯。再次證明降載處理，增加接觸時間，對錳去除率提升有限，且僅在低濃度錳狀況有些微幫助。

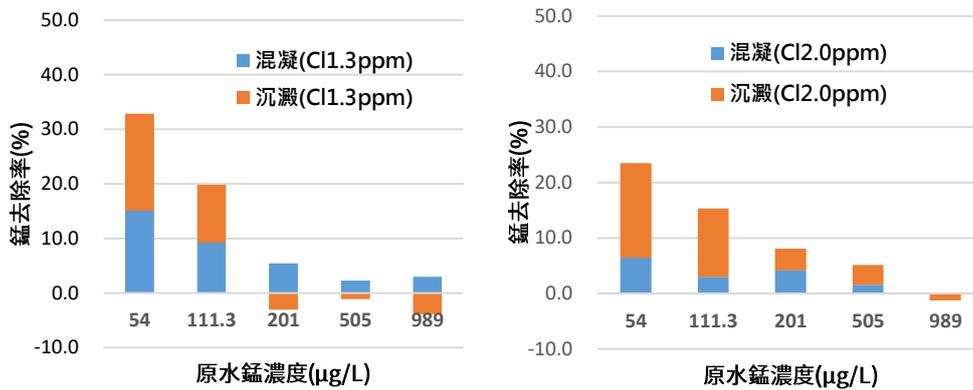


圖 4.1-11 降載 3 分之 1 不同前加氯濃度淨水單元去除率

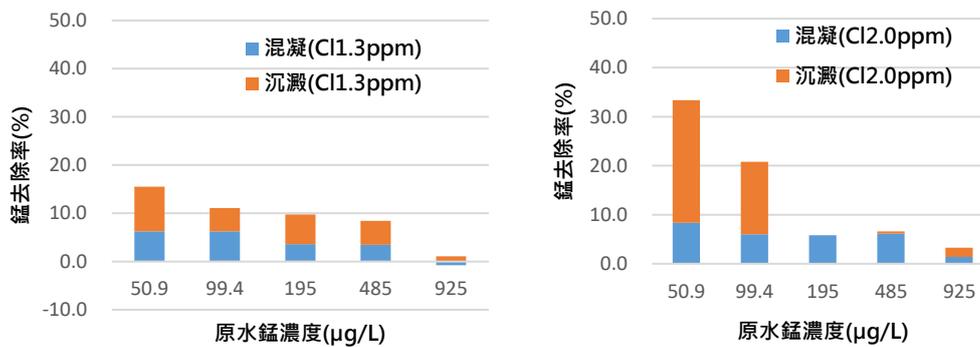


圖 4.1-12 降載 2 分之 1 不同前加氯濃度淨水單元去除率

4.1.4 原水中同時含溶解性二價鐵對溶解錳去除之影響

不同濃度含錳原水中，均添加 0.3 mg/L 二價鐵(Fe^{+2})，模擬北水處水黃事件真實原水狀況，於前加氯 1.3 mg/L 及 2.0 mg/L 狀況下，以 PACl 為混凝劑，進行杯瓶試驗，希瞭解原水同時存在溶解性鐵及錳，是否發生共沉(Coprecipitation)效應，而有助於溶解錳之去除。試驗結果如圖 4.1-13。

圖 4.1-13 比較未添加與添加二價鐵原水之加氯氧化混凝沉澱，沉澱水錳之去除率，顯示含二價鐵原水，在 50~1000µg/L 不同錳濃度狀況下，均呈現提升錳去除率之現象，且錳濃度越

低提升越多，前氯濃度越高亦提升越多。100 及 200 $\mu\text{g/L}$ 錳之狀況，前加氯 2.0 mg/L，混凝沉澱後，沉澱水溶解錳可處理至 60 及 150 $\mu\text{g/L}$ 。故可得知，若原水同時含溶解性鐵及錳，前氯氧化及混凝過程透過氫氧化鐵的產生，可能對二價錳離子產生吸附，而一併共沉去除。

前述前加氯與混凝沉澱過程，由於鐵的氧化速率極快，鐵的去除率可達 96%~100%；pH 維持在 7.4；於前加氯 1.3 mg/L 時，沉澱水餘氯約 0.5 mg/L；前加氯 2.0 mg/L 時，沉澱水餘氯約 0.9~1.0 mg/L；沉澱水濁度均在 1.0 NTU 以下，可維持很好的濁度去除及自由餘氯維持狀況。

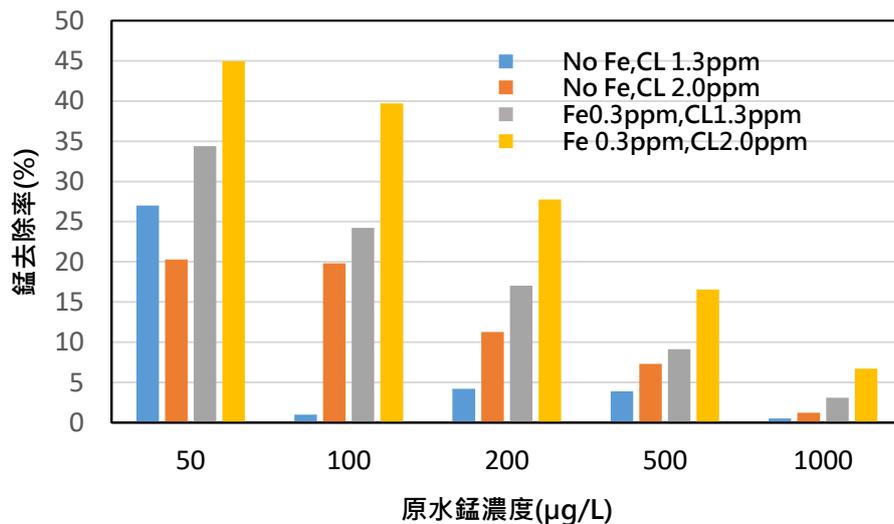


圖 4.1-13 原水中同時含鐵於不同前氯下對錳去除之影響(pH 7.4)

4.2 快濾池濾料吸附催化氧化法去除原水二價錳試驗結果

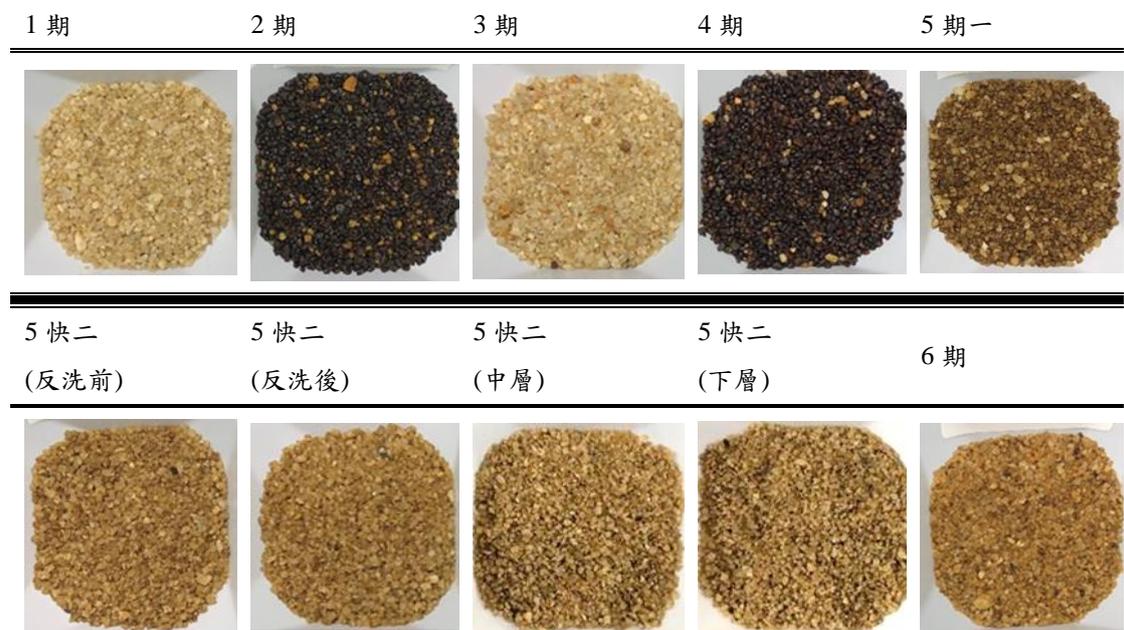
4.2.1 濾料外觀與表面被覆錳氧化物質量

4.2.1.1 代表快濾池濾料外觀色

直潭淨水場代表性快濾池濾料外觀色如圖 4.2-1(a)所示，，一般而言使用期越長，顏色越深。將濾料顆粒於螢光實體顯微鏡下以 80 倍率觀察，表面影像如圖 4.2-1(b)所示，與濾料外觀色顯現大致相符，2 期及 4 期濾料表面被覆較厚金屬物層，1 期及 3 期最稀疏，5 快二反洗前後表面被覆狀況差異不大，反洗後仍顯現表面有被覆狀況。

長興及公館淨水場代表性快濾池無煙煤濾料外觀色如圖 4.2 2 所示，部份樣品呈棕色，與無煙煤黑色原色有異。將濾料顆粒於螢光實體顯微鏡下以 40 倍率觀察，表面影像如圖 4.2 2 所示，由於無煙煤顆粒原呈黑色，無法如石英砂濾料可明確觀察出亦為黑色之錳被覆層質量高低。

(a) 外觀色



(b) 顯微鏡下表面影像

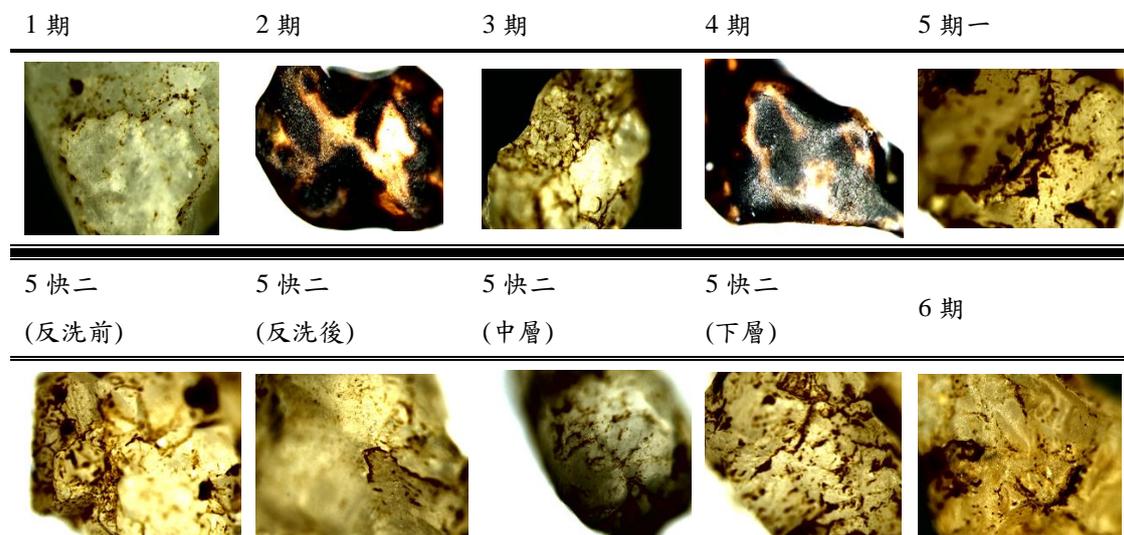


圖 4.2-1 直潭淨水場各期代表快濾池濾料(a)外觀色(b)顯微鏡下表面影像

(a)外觀色

長興水安一東

長興水安一西

長興水安二東

長興水安二西



長興水平東

公館南 2

公館南 6

公館北



(b)顯微鏡下表面影像

長興水安一東

長興水安一西

長興水安二東

長興水安二西



長興水平東

公館南 2

公館南 6

公館北



圖 4.2-2 長興及公館淨水場各期代表快濾池濾料(a)外觀色(b)顯微鏡下表面影像

4.2.1.2 代表快濾池濾料表面被覆質量

直潭淨水場代表性快濾池濾料表面被覆質量狀況測試結果如表 4.2-1，結果顯示，使用越久之濾料表面被覆錳氧化物質量越高，但與文獻中試驗濾料通常達每克濾料數十毫克錳，直潭淨水場之濾料則顯示被覆質量較低，原因可能為平日原水中溶解錳濃度較低，及淨水程序沉澱水(濾前)餘氯濃度維持較低(通常維持 0.1 mg/L)，致濾料表面累積生成 MnO_x 質量較少有關。

由濾料表面被覆所含不同金屬分析顯示，鐵質量均極低，顯示原水中可能存在極低濃度之溶解性鐵，或即使存有溶解性鐵，亦極易於淨水程序被前氯氧化成固體，於沉澱單元予以沉降去除。鋁的質量均較錳為高，應受使用含鋁混凝劑多元氯化鋁(PACl)影響。被覆層中鋁錳莫耳比約 6~12。另五快二濾料反洗前後表面各金屬含量幾乎不變，顯示被覆質量呈現礦化結晶性質，不易為反洗時氣水搓洗所鬆動。分析濾料被覆表面錳與鋁及錳與鐵質量之相關性，顯示二者均呈線性相關，如圖 4.2-3 及圖 4.2-4 所示；莫耳數亦同。若不考慮各期處理水量，在相同之原水狀況下，濾料被覆質量與使用期呈指數型相關，如圖 4.2-5。另由直潭淨水場五快二快濾池表層、中層及下層濾料之被覆金屬質量分析結果(如圖 4.2-6)顯示，濾池縱深濾料表面被覆呈現均勻狀態，即任何深度濾料被覆狀況均約略相同，與 Isam 等(2010)研究實際淨水場濾床不同深度濾料之被覆狀況，顯示單一濾料濾床經反覆水洗及氣洗等程序充分搓洗後，濾料被覆呈現較均勻狀態之研究結果一致。

表 4.2-1 直潭淨水場代表性快濾池濾料表面被覆質量

濾料別	濾砂表面錳含量 (mg-Mn/g-濾砂)	濾砂表面鐵含量 (mg-Fe/g-濾砂)	濾砂表面鋁含量 (mg-Al/g-濾砂)
一期	0.074	0.0077	0.288
二期	4.42	0.098	13.3
三期	0.044	0.0070	0.196
四期	2.69	0.068	9.26
五期(一)	0.793	0.021	3.09
五(二)反洗前	0.236	0.011	1.27
五(二)反洗後	0.216	0.010	1.33
五(二)中層	0.336	0.013	1.53
五(二)下層	0.249	0.013	1.18
六期	0.183	0.046	0.856

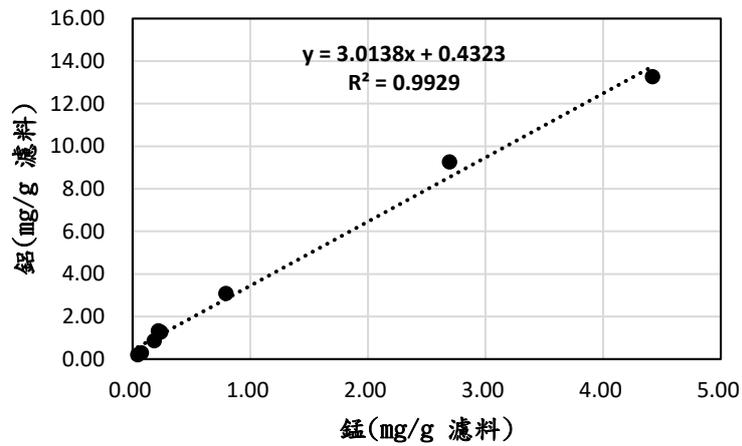


圖 4.2-3 直潭淨水場濾料被覆中錳與鋁質量之相關性

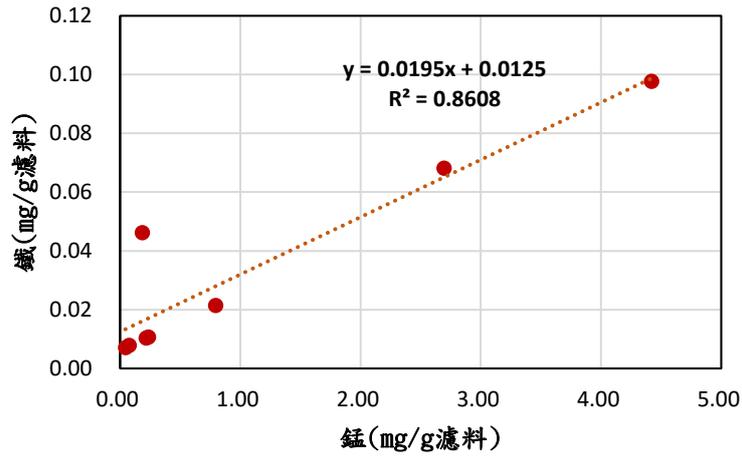


圖 4.2-4 直潭淨水場濾料被覆中錳及鐵質量之相關性

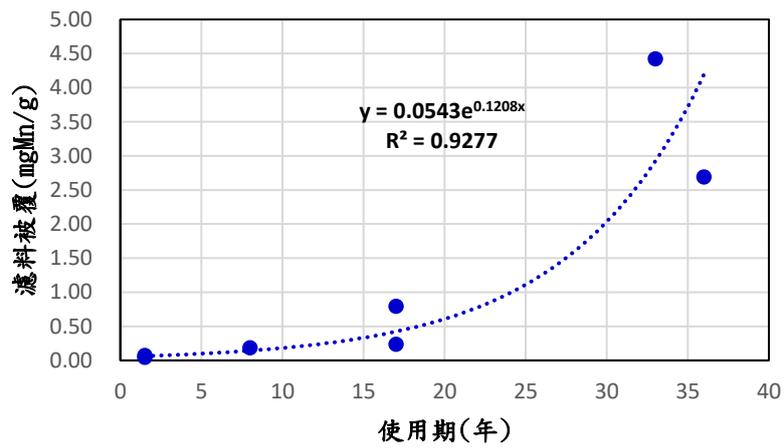


圖 4.2-5 直潭淨水場濾料被覆與使用期之關係

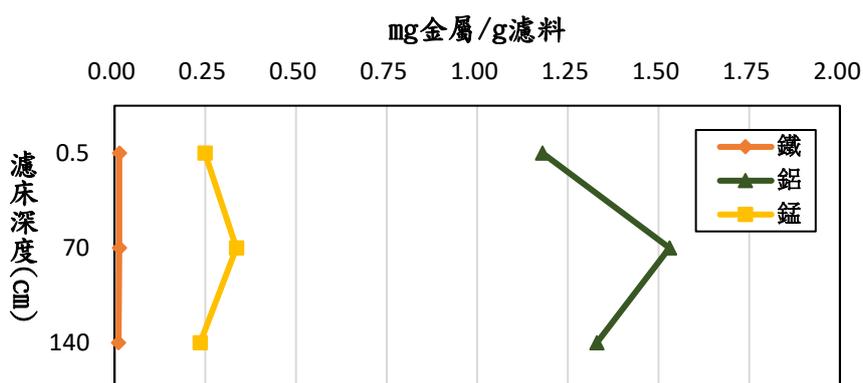


圖 4.2-6 直潭淨水場五快二濾床不同深度濾料金屬被覆狀況

長興及公館淨水場代表性快濾池無煙煤濾料表面被覆質量測試結果如表 4.2-2 所示，表面被覆中錳質量明顯較表 4.2-1 中直潭淨水場之石英砂為高，錳被覆質量與使用期呈線性相關，如圖 4.2-7 所示長興場結果。被覆中鋁質量高於錳之質量，應來自所使用之混凝劑多元氯化鋁，錳質量與鋁質量呈線性相關，如圖 4.2-8 所示。

表 4.2-2 長興及公館淨水場代表性快濾池無煙煤濾料表面被覆質量

濾料別	濾砂表面錳含量 (mg-Mn/g-濾砂)	濾砂表面鐵含量 (mg-Fe/g-濾砂)	濾砂表面鋁含量 (mg-Al/g-濾砂)
長興水安一東	12.796	0.3647	32.550
長興水安一西	3.542	0.1858	7.288
長興水安二東	7.994	0.1749	18.636
長興水安二西	18.419	0.3568	47.069
長興水平	8.879	0.1413	22.922
公館南#2	6.679	0.1059	15.059
公館南#6	19.409	0.2274	43.226
公館北	16.937	0.1916	36.466

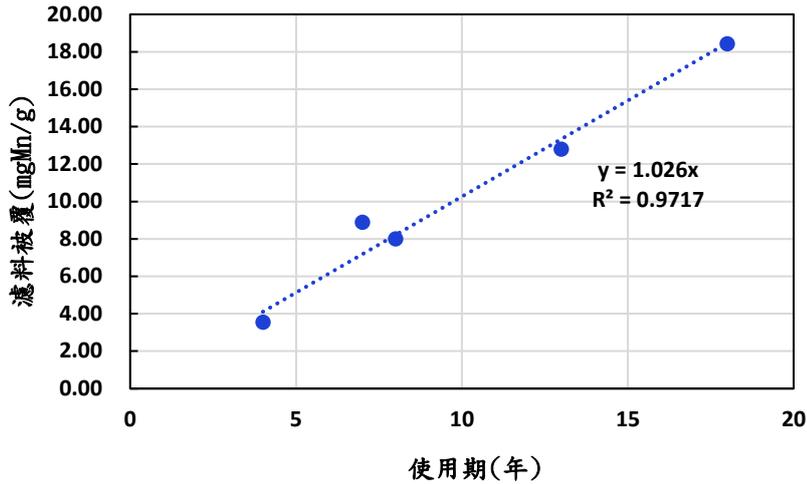


圖 4.2-7 長興淨水場無煙煤濾料被覆與使用期之關係

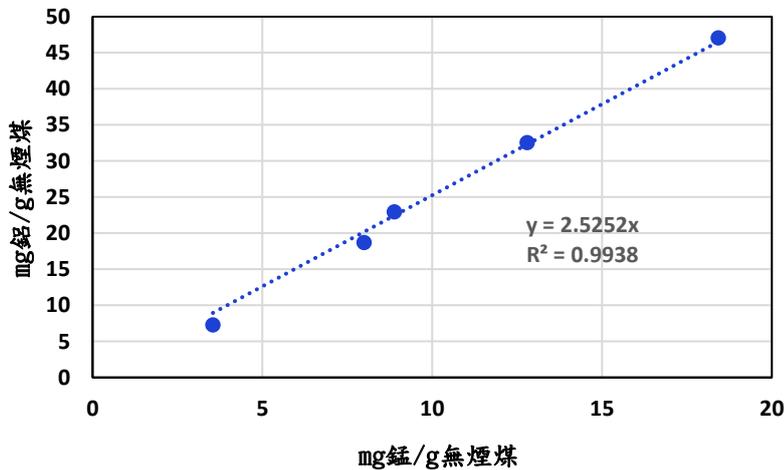


圖 4.2-8 長興淨水場無煙煤濾料被覆中錳與鋁之相關性

4.2.2 各淨水場各期代表性濾料去除二價錳管柱試驗結果

4.2.2.1 直潭場 5 快二濾料管柱試驗結果

5 快二濾料表面被覆質量 0.236 mg-Mn/g-濾料，於進流水二價錳濃度 0.30 mg/L，加氯 0.5 mg/L，pH = 7.6，濾速 200 m/d 下進行管柱試驗，結果如圖 4.2-9 所示，可發現過濾初期有極佳除錳效果，濾液二價錳可低於 0.05 mg/L，隨著過濾時間之增加，穩定流速建立，二

價錳濃度逐漸爬升至穩定之 0.20 mg/L；餘氯則從完全消耗，逐漸爬升至 0.36 mg/L，再略降至穩定之 0.33 mg/L。濾料進流水加氯後隨即有錳去除反應，初期去除效果極佳，此初期養成期反應機制可能主要為，濾料被覆表面吸附活化址進行吸附及初期氧化，當過濾達 40 分鐘，氯逐漸用於表面氧化反應(使氧化態增高)後，催化反應始能持續穩定進行，主要機制則為吸附與催化氧化。此測試 30 公分濾料錳去除約 0.10 mg/L，耗氯約 0.17 mg/L。

4.2.2.1.1 進流水加氯濃度對二價錳去除之影響

若將 4.2.2.1 進流加氯調高為 1.0 mg/L，結果如圖 4.2-10 所示，仍出現同圖 4.2-9 濾料初期養成期，30 公分濾料除錳約 0.15 mg/L，耗氯 0.15 mg/L(過濾水餘氯 0.85 mg/L)；顯示加較高餘氯，在相同進流水水質及濾速下，耗氯濃度相當，但氯濃度較高有助於濾料表面產生高氧化態錳氧化物，而有助於以催化氧化去除溶解性二價錳。

4.2.2.1.2 流速對二價錳去除之影響

相同五快二濾料，進流水溶解錳濃度相同(0.3 mg/L)，將濾速調低成 100 m/d，兩種加氯濃度管柱試驗結果如圖 4.2-11 及圖 4.2-12 所示，加氯 0.5 mg/L，濾料除錳約 0.15 mg/L，耗氯 0.30 mg/L；與濾速 200 m/d 者(圖 4.2-9)相較，錳去除增加 0.05 mg/L，但耗氯增加約 0.15 mg/L，可見降低濾速，使氯與濾料表面氧化反應時間增長，使濾料表面被覆錳氧化物氧化態之增加，有助於催化氧化去除二價錳。同樣低濾速(100 m/d)下，加氯 1.0 mg/L，濾料除錳約 0.20 mg/L，耗氯仍維持 0.30 mg/L；錳去除較濾速 200 m/d(圖 4.2-10)增加 0.05 mg/L，耗氯亦較之增加約 0.15 mg/L。

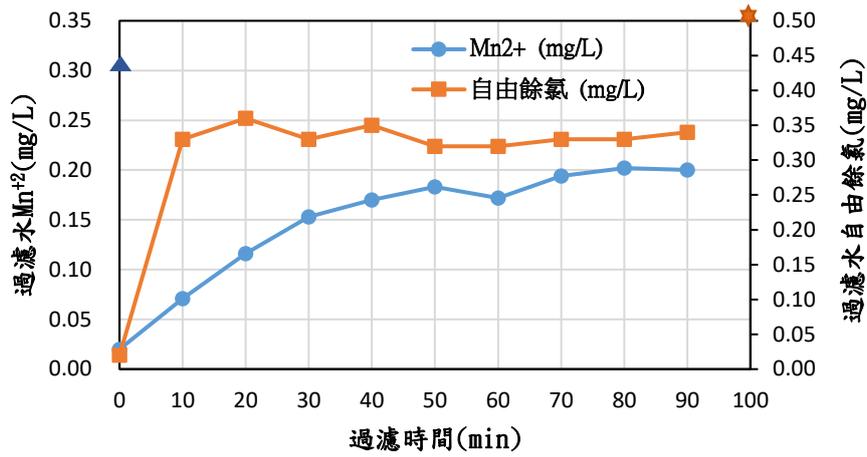


圖 4.2-9 直潭場 5 快二濾料管柱試驗結果 1
(二價錳 0.3 mg/L、氯 0.5 mg/L、濾速 200 m/d)

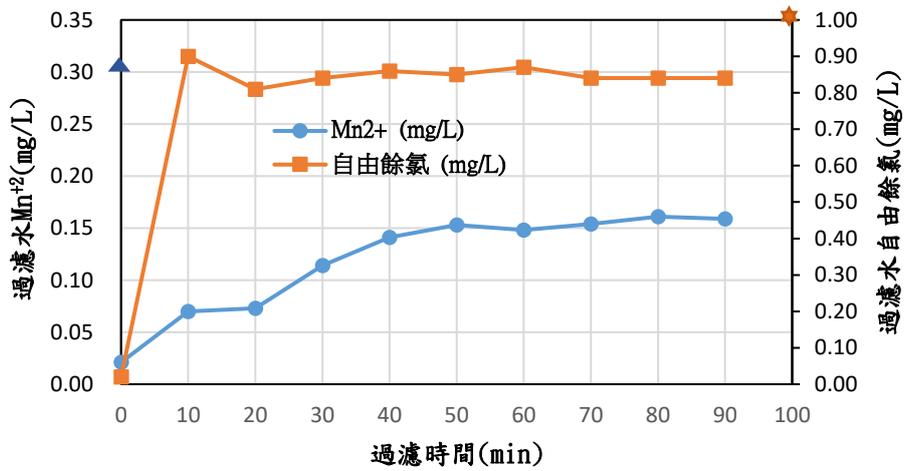


圖 4.2-10 直潭場 5 快二濾料管柱試驗結果 2
(二價錳 0.3mg/L、氯 1.0mg/L、濾速 200m/d)

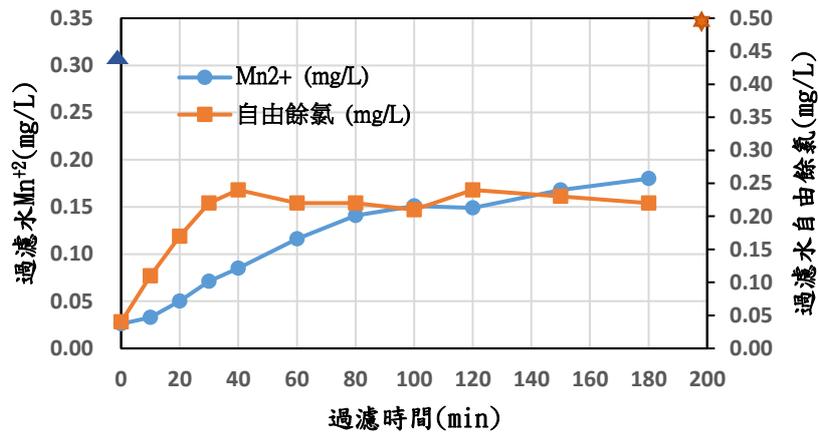


圖 4.2-11 直潭場 5 快二濾料管柱試驗結果 3
(二價錳 0.3mg/L、氯 0.5mg/L、濾速 100m/d)

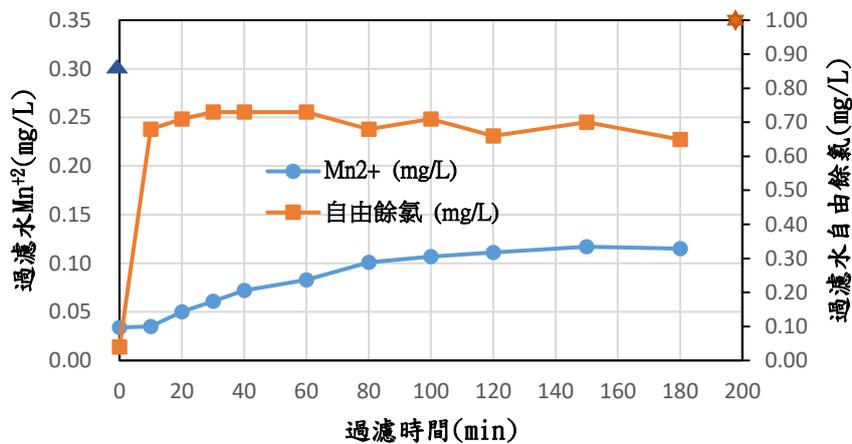


圖 4.2-12 直潭場 5 快二濾料管柱試驗結果 4
(二價錳 0.3mg/L、氯 1.0mg/L、濾速 100m/d)

由直潭場 5 快二濾料試驗結果顯示，進流(沉澱)水二價錳濃度 0.3 mg/L，30 公分濾料，在模擬實場濾速(200 m/d)下，加氯 0.5 mg/L，可去除約 0.1 mg/L 錳；同濾速下加氯 1.0 mg/L，可去除 0.15 mg/L 錳；

濾速降至一半(100 m/d)，加氯 0.5 mg/L，可去除約 0.13 mg/L 錳；加氯 1.0 mg/L，可去除約 0.19 mg/L 錳；綜整實驗結果如圖 4.2-13 所示，於此低錳氧化物被覆濾料(0.2 ~ 0.3 mg-Mn/g-濾料)，提升加氯濃度及降低濾速皆有助於去除二價錳，但增加效果有限，均各約在 0.05 mg/L；耗氯濃度不受加氯濃度影響，但受濾速影響，降低濾速會增加耗氯濃度，如圖 4.2-14 所示。

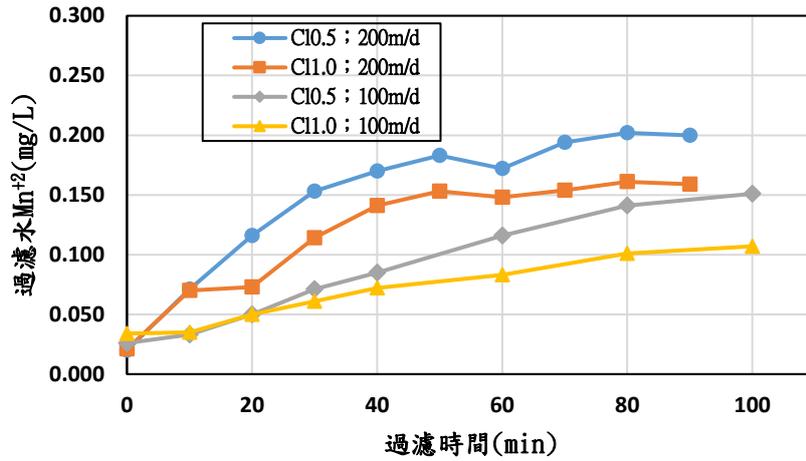


圖 4.2-13 直潭場 5 快二濾料加氯濃度及濾速對過濾水二價錳濃度之影響(二價錳 0.3mg/L)

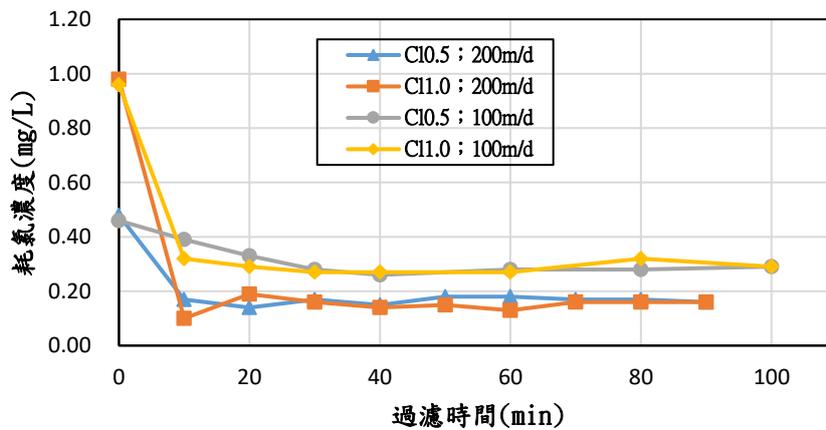


圖 4.2-14 直潭場 5 快二濾料加氯濃度及濾速對耗氯濃度之影響 (二價錳 0.3 mg/L)

4.2.2.1.3 反洗對濾料二價錳去除之影響

以直潭場五快二反洗後濾料於進流水二價錳濃度 0.30 mg/L，加氯 1.0 mg/L，濾速 200m/d 下進行管柱試驗，試驗結果與反洗前濾料試驗結果(圖 4.2-9)進行比較，如圖 4.2-15 所示，反洗前濾料達穩定

除錳效果所需過濾時間較反洗後濾料長，過濾水二價錳濃度反洗後濾料約比反洗前增約 0.02mg/L，二者幾乎相同。此現象顯示反洗可將濾料表面被覆之 MnO_x 以外之物質去除，有助於盡速以所加氯將被覆表面氧化成穩定之 MnO_2 ，而利於二價錳之去除。反洗過程雖也可能會去除少量 MnO_x ，但並不影響整體二價錳之去除。反洗後濾料明顯耗氯較高，如圖 4.2-16 所示，可能與反洗後該被覆表面部份被去除，加氯要重新將原來較深層之 MnO_x 被覆氧化生成 MnO_2 ，才能持續去除二價錳有關。

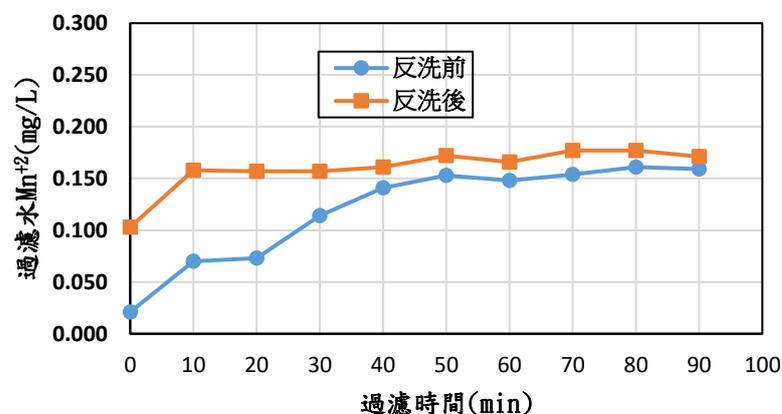


圖 4.2-15 直潭場 5 快二反洗後濾料對二價錳去除之影響
(二價錳 0.3mg/L、氯 1.0mg/L、濾速 200m/d)

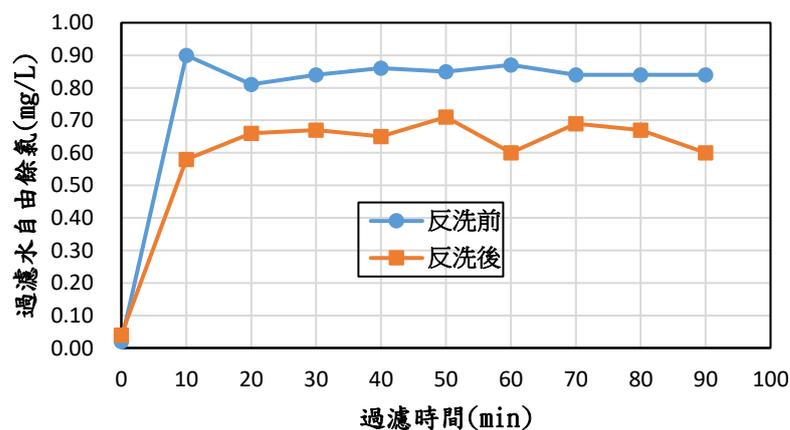


圖 4.2-16 直潭場 5 快二反洗前後濾料過濾自由餘氯狀況
(二價錳 0.3mg/L、氯 1.0mg/L、濾速 200m/d)

4.2.2.1.4 濾料深度對二價錳去除之影響

由於以上實驗結果均採用 30 公分表面濾料進行測試，直潭場實廠快濾池具 140 公分深濾料，過濾時理論上有 4 倍以上滯留時間，且由 4.2.1 節表面被覆溶出試驗結果及圖 4.2-6 顯示，上中下 3 層濾料表面被覆狀況大致呈現均勻狀態。為探討不同深度濾料是否均具有相同二價錳去除效果，故採取快濾池中層及下層濾料進行相關測試，以圖 3.4 試驗設備管柱由下而上依序分別填充下層、中層及表層濾料各 30 公分，共 90 公分濾料，以測試條件進流水餘氯 0.80mg/L、二價錳 0.3mg/L 及濾速 200m/d，測試二價錳去除效果及自由餘氯消耗狀況，結果如圖 4.2-17 及圖 4.2-18。

圖 4.2-17 結果顯示，管柱最頂部 30 公分濾料可將 0.3mg/L 二價錳去除至 0.20mg/L(去除 0.10mg/L)；上層加中層 60 公分濾料可將 0.3mg/L 二價錳去除至 0.13mg/L(去除 0.17mg/L)，上層加中層加下層全部 90 公分濾料可將 0.3mg/L 二價錳去除至 0.08mg/L(去除 0.22mg/L)，故上、中及下 3 段濾料分別去除掉二價錳 0.10mg/L、0.07 mg/L 及 0.05 mg/L。此結果顯示，於此單一石英砂濾料快濾池，不同深度濾料均有去除二價錳之效果，但去除率以上層濾料最佳，去除效果由上層至下層略為遞減，總去除效果並非恰等於上層濾料去除效果之 3 倍。

圖 4.2-18 過濾水自由餘氯狀況亦顯示，管柱最頂部 30 公分濾料耗氯 0.20mg/L、中層 30 公分濾料耗氯 0.04 mg/L、下層 30 公分濾料耗氯 0.04mg/L，與圖 4.2-17 呼應，氯與濾料表面產生之催化氧化去除二價錳反應，主要發生於表層濾料，中下層濾料貢獻較少。

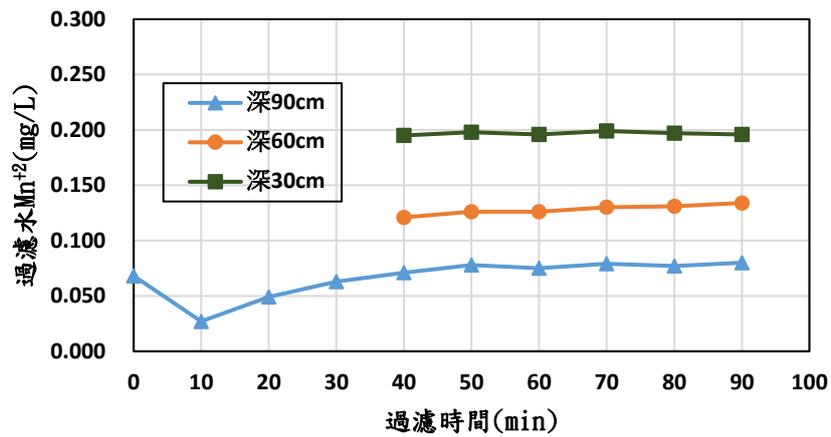


圖 4.2-17 直潭場 5 快二濾料濾料深度對去除二價錳之影響
(二價錳 0.3mg/L、氯 0.80mg/L、濾速 200m/d)

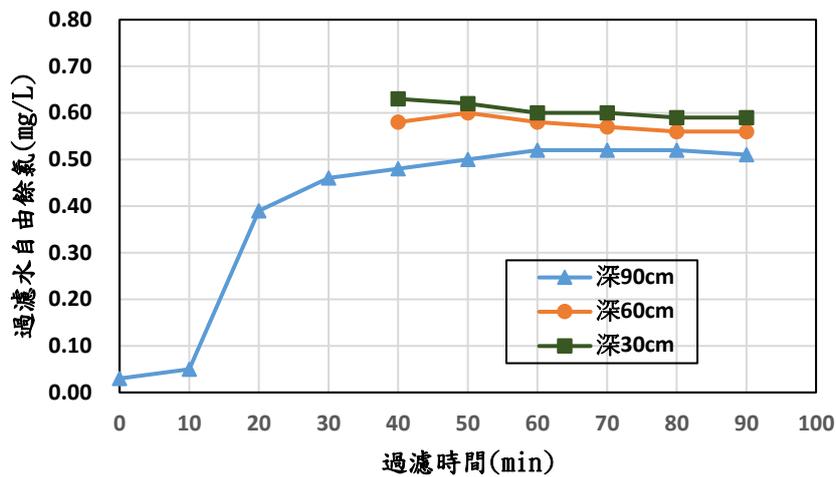


圖 4.2-18 直潭場 5 快二濾料濾料深度對過濾水餘氯之影響
(二價錳 0.3mg/L、氯 0.80mg/L、濾速 200m/d)

4.2.2.2 直潭場 5 快一濾料管柱試驗結果

5 快一濾料表面被覆質量 0.793 mg/g 濾料，為 5 快二(0.236 mg-Mn/g-濾料)之 3 倍，但均為 1.0 mg/g 濾料以下。於進流水二價錳濃度 0.30 mg/L，加氯 1.0 mg/L，濾速 200 m/d 下進行管柱試驗，結果如圖 4.2-2119 所示，二價錳可穩定去除至 0.06 mg/L(去除 0.24 mg/L)；耗

氯約 0.3 mg/L。二價錳去除效果略佳於 5 快二濾料(0.15 mg/L)，耗氣增加約 0.15 mg/L，均應與濾料表面被覆質量略高有關。

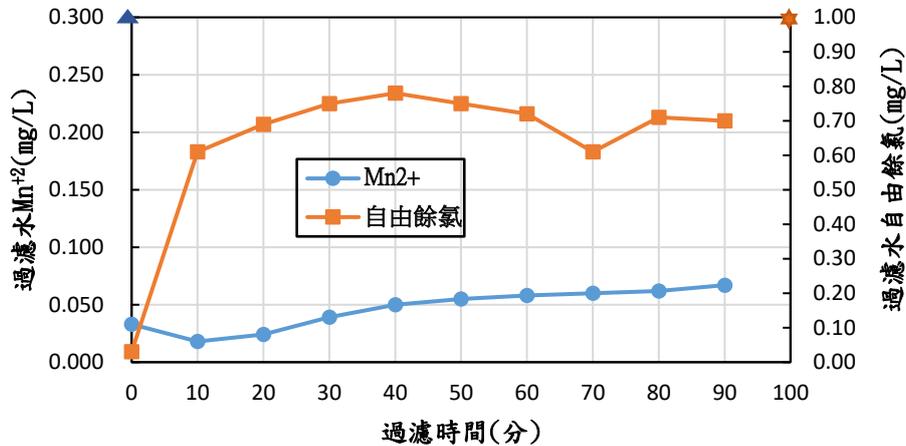


圖 4.2-19 直潭場 5 快 1 濾料管柱試驗結果
(二價錳 0.3mg/L、氯 1.0mg/L、濾速 200m/d)

4.2.2.3 直潭場 4 快濾料管柱試驗結果

4 期代表性快濾池，濾料表面被覆質量 2.69 mg-Mn/g-濾料，於沉澱水二價錳濃度 0.3 mg/L 及濾速 200 m/d 下，分別加氯 0.5 及 1.0 mg/L，管柱過濾試驗結果如圖 4.2-20 及圖 4.2-21 所示，結果發現，無論加氯 0.5 或 1.0 mg/L，去除錳之效果均極佳，後者較前者去除錳可更完全，過濾水二價錳分別可達 0.02 及 0.005 mg/L 以下；由過濾水餘氯顯示，加氯初期 20~40 分鐘，濾料仍處於增加耗氣狀況，之後達穩定耗氣；加氯較高，耗氣爬升時間較短。加氯 0.5 mg/L，穩定耗氣約 0.12 mg/L；加氯 1.0 mg/L，穩定耗氣約 0.25 mg/L；顯示於此較高表面被覆質量濾料，較高加氯，能使濾料表面被覆氧化完全(成 Mn⁺⁴)，而有助於持續產生催化氧化作用，利於 Mn⁺² 之去除，但耗氣濃度亦會增加。

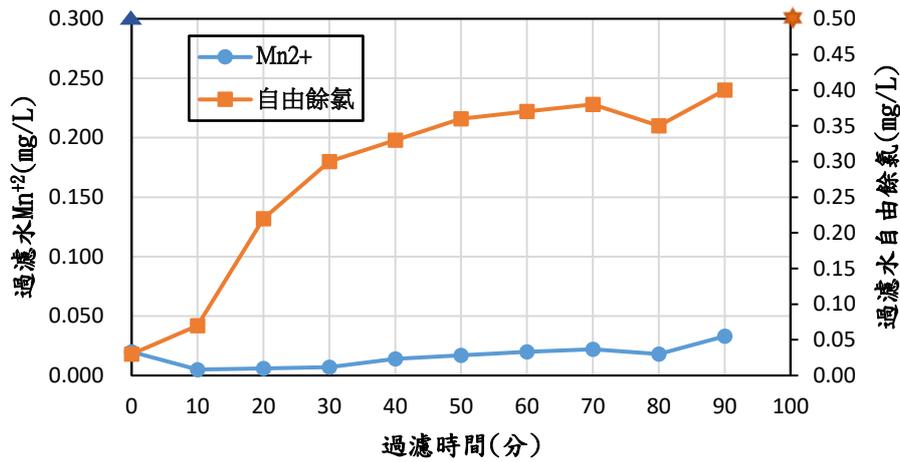


圖 4.2-20 直潭場 4 快濾料管柱試驗結果 1
(二價錳 0.3mg/L、氯 0.5mg/L、濾速 200m/d)

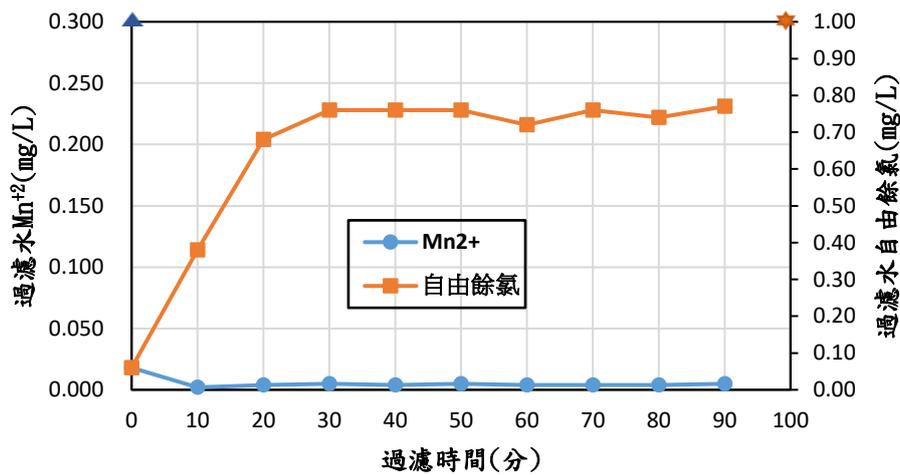


圖 4.2-21 直潭場 4 快濾料管柱試驗結果 2
(二價錳 0.3mg/L、氯 1.0mg/L、濾速 200m/d)

4.2.2.4 直潭場 2 快濾料管柱試驗結果

2 座代表性快濾池，濾料表面被覆質量 4.42 mg-Mn/g-濾料，為各座濾床中最高者。於沉澱水錳濃度 0.3 mg/L 及濾速 200 m/d 下，分別加氯 0.5 及 1.0 mg/L，管柱過濾試驗結果如圖 4.2-22 與圖 4.2-23。與

4 座相同，無論加氯 0.5 或 1.0 mg/L，去除錳之效果均極佳，後者較前者錳去除可更完全，過濾水二價錳分別可達 0.026 及 0.004 mg/L 以下。由過濾水餘氯顯示，加氯初期 20~30 分鐘，濾料仍處於持續增加耗氯狀況，之後達穩定耗氯；加氯較高，耗氯爬升時間較短。加氯 0.5 mg/L，穩定耗氯約 0.17 mg/L；加氯 1.0 mg/L，穩定耗氯約 0.36 mg/L；較被覆質量略低之 4 座濾料(被覆質量 2.69 mg-Mn/g-濾料)，耗氯濃度略高。顯示濾料被覆質量越高，氯氧化反應耗氯越高，應與氯用於較多吸附位址提升表面氧化態，而有助於後續催化氧化反應進行有關。

若將沉澱水中二價錳濃度提高為 0.5 mg/L，加氯 1.0 mg/L，在濾速 200 m/d 下，2 快濾料管柱過濾試驗結果如圖 4.2-24 所示，過濾水二價錳濃度仍可處理達 0.025 mg/L 以下。穩定耗氯濃度約略與錳 0.3 mg/L 狀況相同，約為 0.35 mg/L。此結果顯示若濾料表面被覆質量夠高，在相同加氯濃度下，有足夠餘裕處理較高濃度之二價錳，且耗氯不會增加。耗氯不增加現象顯示氯係用以氧化固定的吸附二價錳位址，即耗氯與特定濾料被覆質量狀況及加氯濃度有關，但與處理原水中二價錳濃度無關。

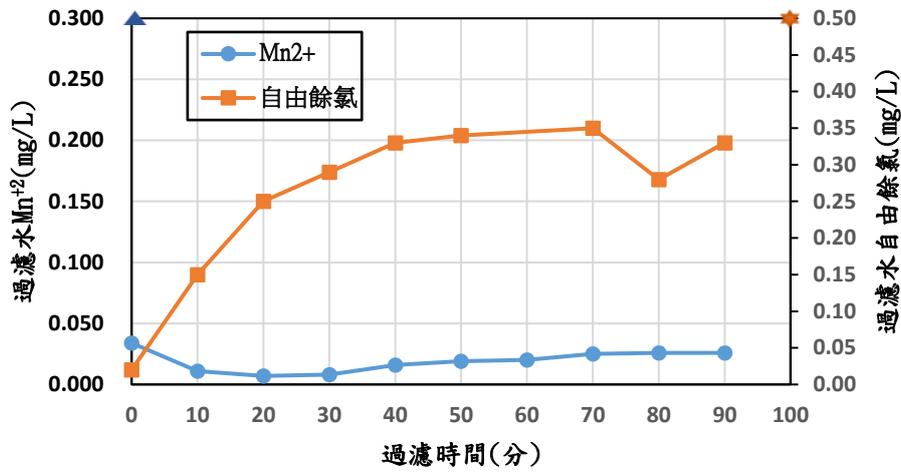


圖 4.2-22 直潭場 2 快濾料管柱試驗結果 1
(二價錳 0.3 mg/L、氯 0.5 mg/L、濾速 200 m/d)

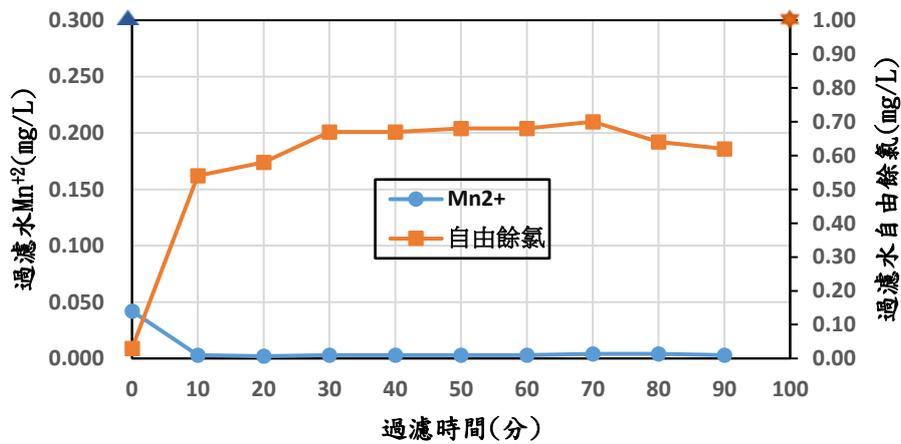


圖 4.2-23 直潭場 2 快濾料管柱試驗結果 2
(二價錳 0.3 mg/L、氯 1.0 mg/L、濾速 200 m/d)

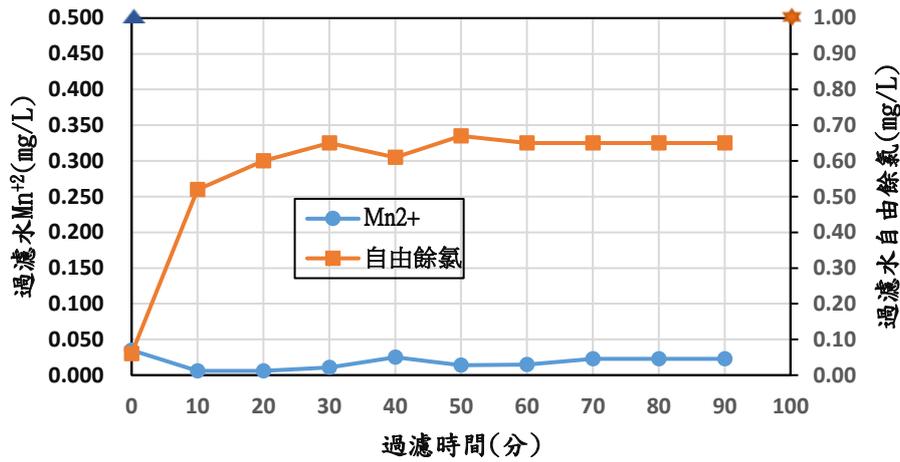


圖 4.2-24 直潭場 2 快濾料管柱試驗結果 3
(二價錳 0.5 mg/L、氯 1.0 mg/L、濾速 200 m/d)

4.2.2.5 直潭場 1 快濾料管柱試驗結果

1 快代表性濾床濾料於 109 年始全部更新，僅歷經約 1 年多之使用，濾料表面被覆錳質量僅 0.074 mg/g 濾料，屬各期中較低者，在 0.1 mg 錳/g 濾料以下。於進流水二價錳濃度 0.30 mg/L，加氯 1.0 mg/L，濾速 200 m/d 下進行管柱試驗，結果如圖 4.2-25 所示，過濾水二價錳僅可處理至約 0.22 mg/L(去除約 0.08 mg/L)，耗氯約 0.1mg/L，耗氯濃度較低，處理二價錳效能亦較低。結果亦顯示濾料表面錳被覆質量較低，加氯後所需再生(將表面被覆錳氧化成 4 價)時間較短。

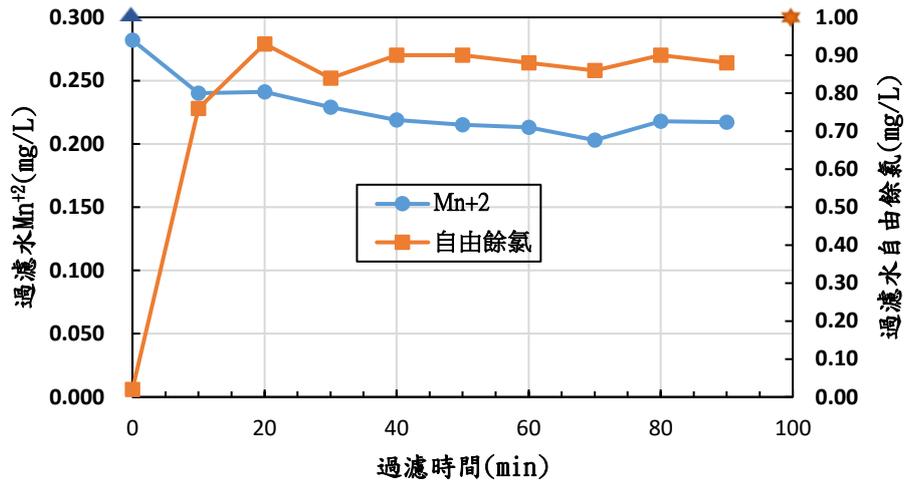


圖 4.2-25 1 快濾料管柱試驗結果
(二價錳 0.3mg/L、氯 1.0mg/L、濾速 200m/d)

4.2.2.6 直潭場 3 快濾料管柱試驗結果

3 快代表性濾床濾料於 109 年始全部更新，僅歷經約 1 年多之使用，濾料表面被覆錳質量僅 0.044 mg/g 濾料，為各期中最低者。於進流水二價錳濃度 0.30 mg/L，加氯 1.0 mg/L，濾速 200 m/d 下進行管柱試驗，結果如圖 4.2-26 所示，加氯所需再生濾料表面錳被覆時間很短，過濾水二價錳僅可穩定處理至約 0.22 mg/L(去除約 0.08 mg/L)，耗氯約 0.1mg/L，與 1 期約略相同。

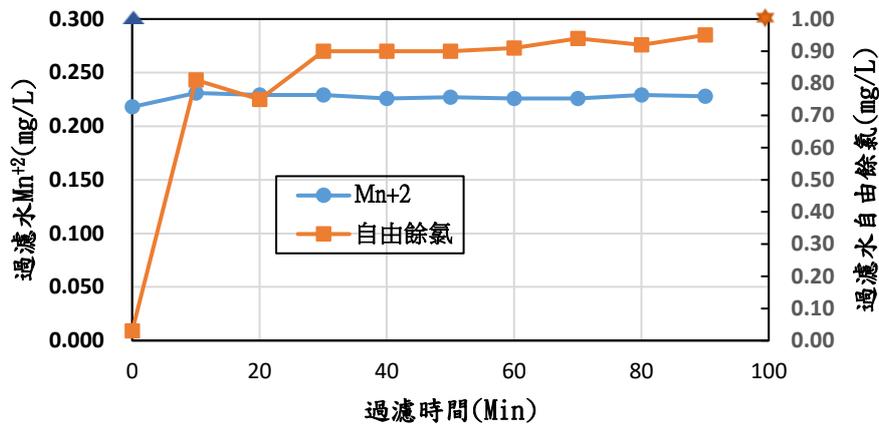


圖 4.2-26 3 快濾料管柱試驗結果
(二價錳 0.3mg/L、氯 1.0mg/L、濾速 200m/d)

4.2.2.7 直潭場 6 快濾料管柱試驗結果

6 快代表性濾床濾料為 102 年鋪設，濾料表面被覆錳質量 0.183 mg/g 濾料，在各期中算較低者。於進流水二價錳濃度 0.30 mg/L，加氯 1.0 mg/L，濾速 200 m/d 下進行管柱試驗，結果如圖 4.2-27 所示，加氯所需再生濾料表面被覆時間不長，過濾水二價錳僅可穩定處理至約 0.17 mg/L(去除約 0.13 mg/L)，耗氯約 0.2mg/L。

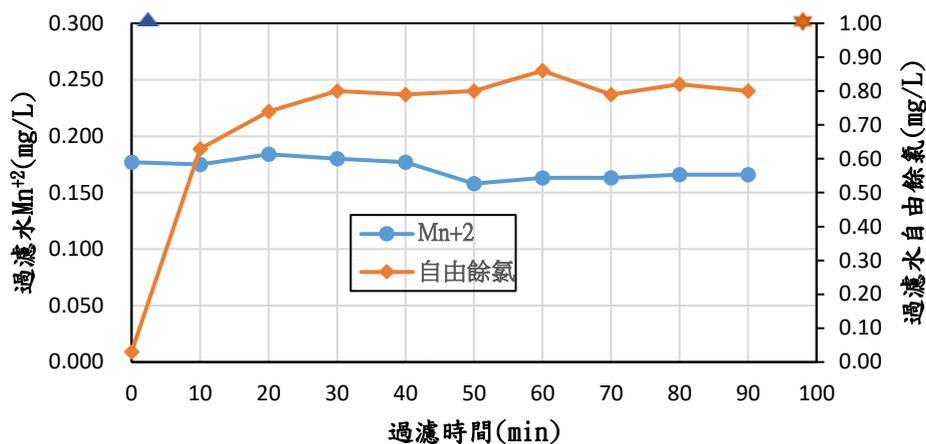


圖 4.2-27 6 快濾料管柱試驗結果
(二價錳 0.3mg/L、氯 1.0mg/L、濾速 200m/d)

4.2.2.8 直潭場不同被覆質量濾料二價錳去除狀況比較

直潭淨水場各座代表性快濾池濾料，於進流水溶解錳濃度 0.3 mg/L、加氯 1.0 mg/L，濾速 200 m/d 下，不同過濾時間過濾水溶解錳濃度，綜整如圖 4.2-28 所示，可看出不同濾料被覆質量對二價錳去除之影響，大致而言，被覆約 0.8 mg-Mn/g-濾料以上，具極佳且極穩定之除錳效果，除錳效果約 0.25 至 0.30mg/L 以上。被覆 0.2 mg-Mn/g-濾料~0.8 mg-Mn，除錳效果略差，或過濾後期除錳有後繼不足，過濾水二價錳略增現象，除錳效果約 0.15mg/L。被覆 0.1 mg-Mn/g-濾料以下，除錳效果相當有限，低於 0.1mg/L。

比較過濾水餘氯狀況，如圖 4.2-29 示，可以發現在相同的加氯濃度與濾速下，耗氯濃度與濾料表面被覆錳氧化物質量成正比，表面被覆錳質量越高，過濾達穩定耗氯濃度越高；反之，則耗氯濃度越低，此主要係因加氯於濾料被覆表面，會發生再生作用，提升錳之氧化態，使利於產生催化氧化反應，被覆錳質量越高，所需耗以提升錳氧化態

之氯質量越高所致。此結果可用於淨水場利用快濾池吸附催化氧化法去除原水中溶解性二價錳時出水餘氯控制之參考。

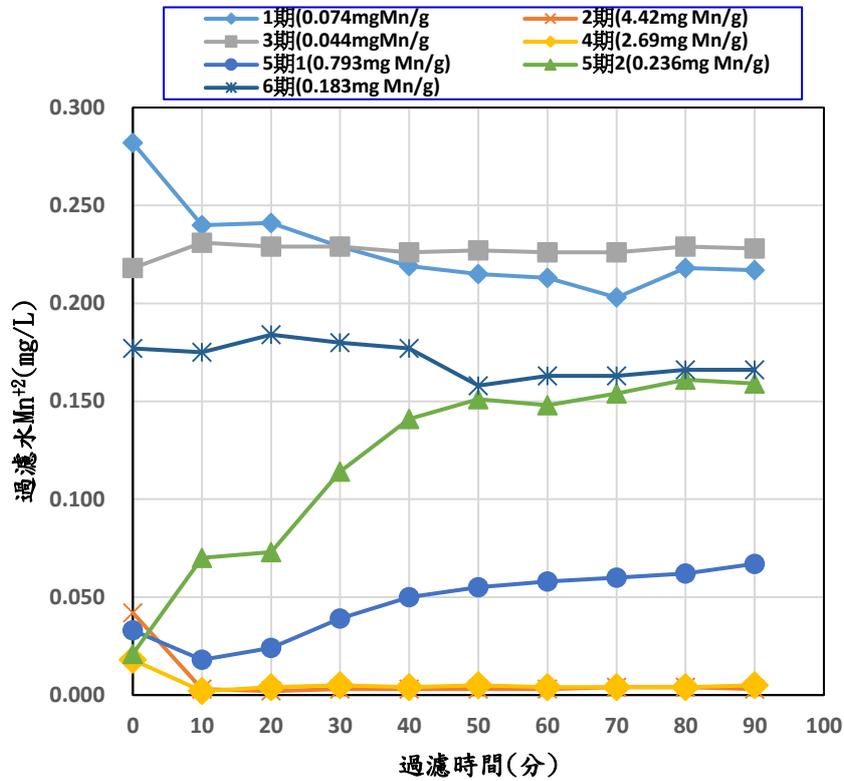


圖 4.2-28 直潭場不同被覆質量濾料過濾水二價錳濃度變化
(二價錳 0.3 mg/L、氯 1.0 mg/L、濾速 200 m/d)

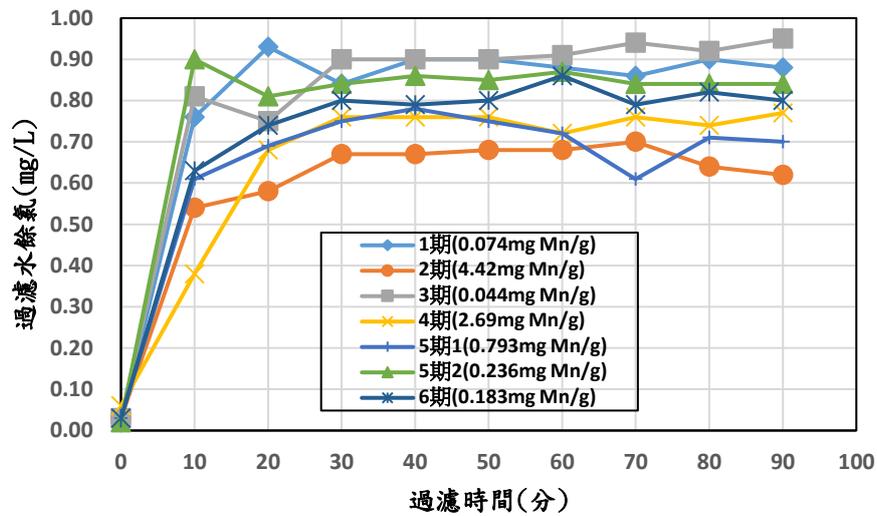


圖 4.2-29 直潭場不同被覆質量濾料過濾水自由餘氯濃度變化
(二價錳 0.3 mg/L、氯 1.0 mg/L、濾速 200 m/d)

4.2.2.9 長興淨水場濾料管柱試驗結果

長興淨水場各座快濾池濾料分別於 94~108 年間整修補充，頂部無煙煤濾料表面被覆質量介於 3.542~18.419mg 錳/g 無煙煤之間，相較直潭淨水場石英砂濾料表面被覆，被覆錳質量明顯為高。將各座無煙煤濾料於進流水二價錳濃度 0.3mg/L、濾前餘氯 1.0mg/L 及濾速 130m/d 下進行管柱試驗，過濾水濃度 0.3mg/L 之二價錳可被明顯穩定去除至約 0.02 mg/L 以下，如圖 4.2-30 所示；耗氯狀況如圖 4.2-31 所示，自由餘氯消耗濃度約 0.8mg/L。顯示高被覆錳質量濾料在進流餘氯濃度足夠(如 1.0mg/L)下，可充分去除 0.3 mg/L 之二價錳，惟耗氯濃度較圖 4.2-29 直潭淨水場之石英砂濾料均高，顯示無煙煤濾料於吸附催化氧化法進行時之耗氯特性，實場操作應特別注意過濾水餘氯控制，使濾料被覆能有餘裕餘氯充分反應去除二價錳，及同時能有效控制出水餘氯。

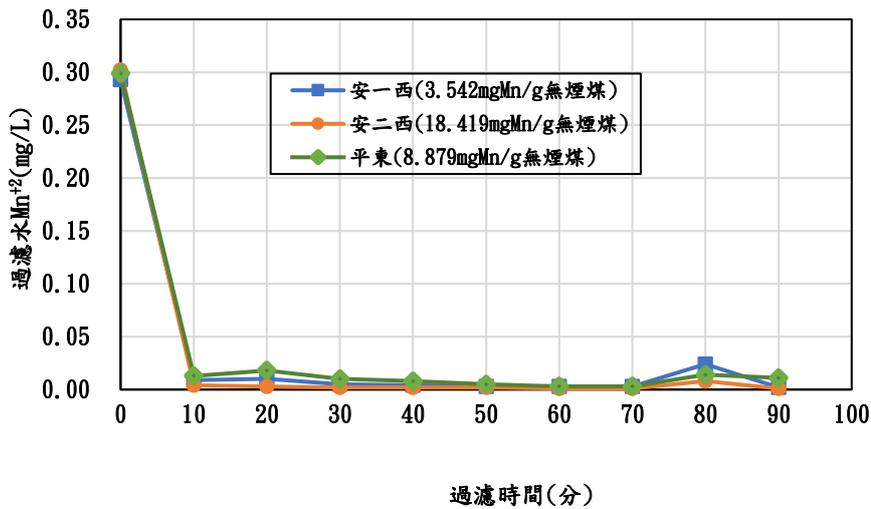


圖 4.2-30 長興場無煙煤濾料管柱試驗二價錳去除結果
(二價錳 0.3 mg/L、氯 1.0 mg/L、濾速 130 m/d)

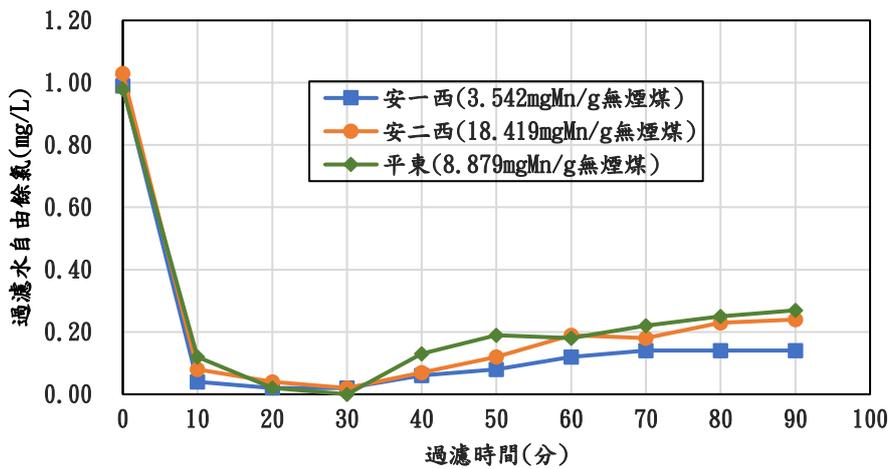


圖 4.2-31 長興場無煙煤濾料管柱試驗過濾水餘氯變化
(二價錳 0.3 mg/L、氯 1.0 mg/L、濾速 130 m/d)

4.2.2.10 公館淨水場濾料管柱試驗結果

公館淨水場各座快濾池濾料分別於 104~109 年間整修補充，頂部無煙煤濾料表面被覆質量介於 6.679~19.406mg 錳/g 無煙煤之間。與長興場相同，濾料表面錳被覆質量屬較高者。於進流水二價錳濃

度 0.3mg/L、濾前餘氯 1.0mg/L 及濾速 130m/d 下進行管柱試驗，過濾水濃度 0.3mg/L 之二價錳可被明顯穩定去除至約 0.02 mg/L 以下，如圖 4.2-32 所示；耗氯狀況如圖 4.2-33 所示，自由餘氯消耗濃度約 0.95mg/L。同長興場一樣，高被覆錳質量濾料在進流餘氯濃度足夠(如 1.0mg/L)下，可充分去除 0.3 mg/L 之二價錳。但耗氯濃度較高，應注意吸附催化氧化反應發生時，過濾水餘氯之控制。

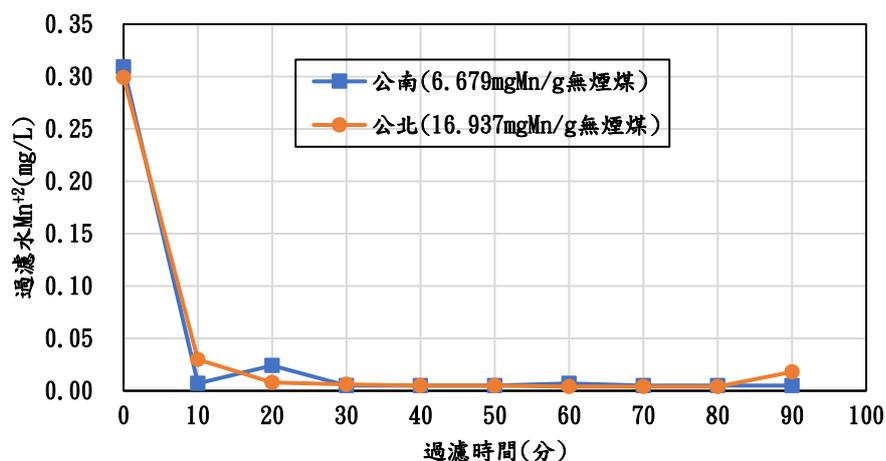


圖 4.2-32 公館場無煙煤濾料管柱試驗二價錳去除結果
(二價錳 0.3 mg/L、氯 1.0 mg/L、濾速 130 m/d)

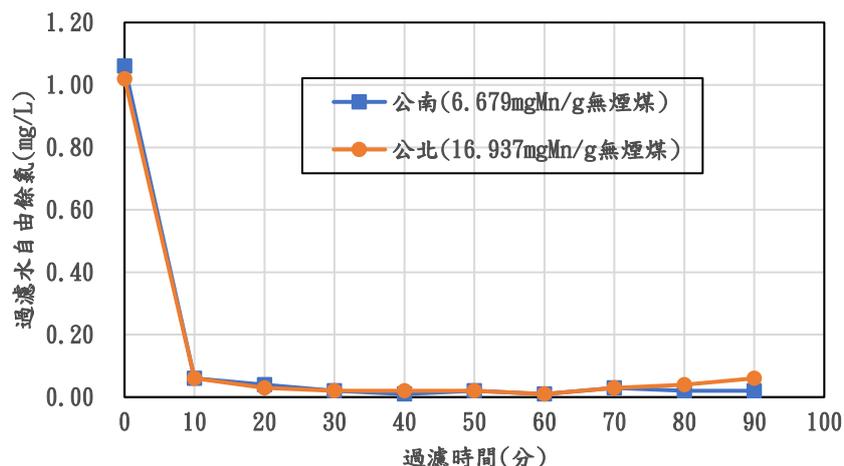


圖 4.2-33 公館場無煙煤濾料管柱試驗過濾水餘氯變化
(二價錳 0.3 mg/L、氯 1.0 mg/L、濾速 130 m/d)

第五章 結論與建議

由第四章之實驗結果與討論，獲致以下結論與建議：

1. 原水中溶解性二價錳以單純前加氯氧化及混凝沉澱過濾去除，由於在一般混凝中性水質條件下，氧化速率很慢，以杯瓶試驗長興場混沉接觸時間(約 3.5 小時)，加氯量要達氯錳質量比 25 以上，沉澱水溶解錳濃度才可能低於我國飲用水水質標準限值 0.05 mg/L(50 μ g/L)以下。以 110 年北水處發生水黃事件時，原水中溶解錳濃度約 0.3 mg/L 狀況，推算加氯量要高達 7.5mg/L，才能有效將溶解錳處理至水質標準限值以下。
2. 杯瓶試驗結果在 1.0~3.0 mg/L 不同濃度前氯氧化下，耗氯濃度並未隨原水中溶解錳濃度(0.05~1.0 mg/L)增加而增加，反而持平或略減；而前氯添加濃度達 1.3 mg/L 以上，沉澱水餘氯即有可能超出我國飲用水水質標準自由餘氯上限值(1.0 mg/L)，更何況 1 述之 7.5 mg/L。以前加氯濃度 1.3 mg/L 推算，前加氯氧化在出水餘氯不超過 1.0 mg/L 下，最高只能處理掉含 0.065 mg/L 溶解錳濃度之原水，效果非常有限。
3. 以往淨水場為因應高濁度原水所採取之降低處理水量策略，希以增加氧化接觸時間，增進溶解錳之去除，實驗結果在降低 3 分之 1 處理水量(混沉接觸時間 5.3 小時)及降低 2 分之 1 處理水量(混沉接觸時間 7.1 小時)下，溶解錳去除增進效果極微，並非一個有效之應變處理策略。
4. 原水同時含溶解鐵及溶解錳時，鐵的存在有助於錳去除率之提升，但助益有限。適當前加氯狀況(2.0 mg/L)下，0.3 mg/L 溶解鐵在淨水程序可幾乎完全去除，沉澱水餘氯可落於水質標準限值內(1.0 mg/L)，0.1 mg/L 溶解錳可處理至 0.06 mg/L，接近水質標準限值 0.05 mg/L；0.2 mg/L 溶解錳則僅可處理至 0.14

mg/L。

5. 探討淨水場快濾池濾料表面天然錳被覆，以吸附催化氧化法去除溶解錳，直潭淨水場單一濾料快濾池石英砂濾料採樣試驗結果顯示，各期快濾池濾料因設置時間與整修更換時間及方式不同，錳氧化物被覆質量均不同。濾料表面錳氧化物被覆質量在 0.044 ~ 4.42 mg-錳/g-濾料；長興及公館淨水場雙層濾料快濾池表層無煙煤濾料表面被覆錳質量在 3.54~19.40mg-錳/g-濾料，相較直潭淨水場石英砂濾料為高。
6. 直潭淨水場各期濾料管柱實驗結果顯示，在有濾前餘氯狀況下，溶解性二價錳之去除效果與濾料表面錳氧化物被覆質量成正相關；即表面被覆質量較高者，二價錳之可去除濃度越高，反之越低。一般而言，被覆質量在 0.79 mg-錳/g-濾料以上，可將原水中溶解性二價錳由 0.3 mg/L 處理至約 0.05 mg/L(飲用水水質標準限值)以下。直潭淨水場二期、四期與五期濾床之處理效果，較其他各期為佳。且維持濾前自由餘氯 1.0 mg/L 較 0.5 mg/L 處理溶解性二價錳效果為佳。
7. 直潭淨水場快濾池，在相同濾前餘氯下，濾料表面錳氧化物被覆質量越高或濾速越低，濾料去除溶解性二價錳之耗氯濃度越高；濾前餘氯 1.0 mg/L，過濾水餘氯可控制在約 0.70~0.90mg/L 間，落於飲用水水質標準餘氯限值範圍內。較高錳氧化物被覆質量濾料(如>2.0 mg-錳/g 濾料)，濾前餘氯濃度越高，耗氯濃度越高；較低錳氧化物被覆質量濾料(如 0.236 mg-Mn/g-濾料)，濾前餘氯濃度則不影響耗氯濃度。
8. 淨水場快濾池經反洗後，濾料表面被覆質量微減，加氯催化氧化去除二價錳濃度約略相同，顯示反洗操作並不會影響濾料去除溶解性二價錳能力。

9. 直潭淨水場單一濾料快濾池實際深約 140 公分，管柱試驗僅測試 30 公分濾料去除溶解錳狀況，試驗上中下三層濾料錳被覆質量約略相同，經管柱填充三層共 90 公分濾料試驗結果顯示，二價錳去除主要發生於上層 30 公分濾料，中層及下層亦有些微去除能力，但隨濾料深度增加而降低；總去除能力非上層濾料去除能力之 3 倍。
10. 長興及公館淨水場雙層濾料快濾池表層無煙煤濾料，管柱試驗在濾前餘氯 1.0mg/L 下，可將原水中溶解性二價錳 0.3 mg/L 有效處理至約 0.02 mg/L 以下，顯示該兩場在有效控制濾前餘氯狀況下，表層 30 公分無煙煤濾料即足以去除 0.3 mg/L 溶解錳；惟耗氯濃度較直潭淨水場石英砂濾料為高，應變處理時應監控過濾水餘氯，以確認溶解錳充份處理效能及有效控制出水餘氯。
11. 傳統淨水場既有淨水處理程序，在不改變混凝 pH 值及不額外添加處理藥劑狀況下，以增加前氯加注，控制濾前餘氯於 1.0 mg/L 以上，利用快濾池濾料吸附催化氧化法去除溶解錳，為一去除二價錳之最簡易有效方法。前提為濾料顆粒表面須有足夠之錳被覆質量。
12. 北水處各淨水場各快濾池現有濾料具有不同天然產生之錳氧化物被覆層，可用以去除水中溶解性二價錳，未來快濾池若進行整建或濾料整修，建議先進行舊濾料分析，分析項目包括平均粒徑、均勻係數及濾料表層錳溶出試驗，前二者若與原濾料差異不大，尚不影響淨水濁度去除功能，建議能將老舊較高被覆濾料予以保留回鋪或濾料不符規範部份進行更換；亦可嘗試將不同快濾池之較高被覆與較低被覆濾料予以混合；全池更換濾料時，儘量選擇不同期(座)淨水場快濾池，以利應變處理不時之需。

13. 為利各淨水場快濾池濾料天然錳被覆之形成，而有助於應變處理去除溶解錳，建議各淨水場日常處理，在不影響出水加氯消毒副產物三鹵甲烷等生成濃度下，應保持前氯加注，並維持沉澱水(濾前)餘氯於約 0.1 mg/L，以增進濾料顆粒表面持續產生吸附催化氧化反應。

第六章 新店溪水源淨水場因應季節性含溶解錳原水應變操作方案

新店溪水源上游北勢溪有翡翠水庫，放流水匯流南勢溪河川水，流至下游直潭壩及青潭堰取水口，直潭淨水場位於較上游，由直潭壩取水處理；長興場及公館場則位於較下游，由青潭堰取水處理。

直潭淨水場首當其衝，可能遭遇上游翡翠水庫季節性(非常態性)排放含高濃度溶解性二價錳原水狀況，若再遇南勢溪流量較低，原水稀釋效應較差時，則含高濃度溶解錳原水可能進入淨水場。淨水場除持續以水庫水體分層採樣檢測及原水線上監測原水中溶解錳濃度，以充分掌握水庫水體層化翻混及原水水質狀況，避免外部高濃度溶解性二價錳原水進入淨水場外；若高濃度溶解性二價錳原水不慎進入場內，則淨水場應採取緊急應變處理措施。

應變處理應考量因素有：1.原水中溶解錳之濃度 2.原水是否也伴隨溶解性鐵及其濃度 3.快濾池濾料被覆去除溶解性錳效能及濾前餘氯可提升濃度。整體應變處理操作以不改變原濁度去除混凝沉澱操作條件進行為原則。

原水中溶解錳濃度依以往(110年)遭遇之極端經驗約為 0.3 mg/L，此濃度淨水場平日淨水處理操作條件下，即無法有效處理；然出水錳濃度若高於 0.05 mg/L，未能有效去除，隨清水流出，用水民眾即能察覺自來水有異。故將應變處理原水溶解錳目標濃度設定於 0.3 mg/L。

由本研究實驗結果顯示，若原水同時含有溶解性錳及溶解性鐵，因溶解性鐵被氯氧化反應速率極為快速，前加氯會因氧化溶解性鐵，而在淨水混凝沉澱程序中消耗，溶解性錳則不易被氧化，但會因產生之氧化鐵固體顆粒絆除小部分溶解性錳；

故前加氯於淨水程序混凝沉澱過程消耗，除原水原有之氯需氯量外，主要用於氧化溶解性鐵，對溶解性錳之氧化消耗極微。

另本研究結果顯示，在不改變混凝條件(pH 值)下，直潭場快濾池濾料被覆去除溶解錳有一定效能，但各座效果不同，一期及三期淨水設備快濾池濾料表面被覆氧化錳質量不足，錳去除效能較不足，其餘則尚可，以適度提高沉澱水餘氯(濾前餘氯)至 1.0 mg/L 及降低濾速，效果會更佳。而長興場及公館場快濾池無煙煤濾料去除溶解錳效果，在提高沉澱水餘氯(濾前餘氯)至 1.0 mg/L 時極佳。

綜上，在突發性含溶解錳原水之處理上，以事件發生之發現為要，淨水場除原水水質監測外，應先善用既有沉澱水餘氯偵測器，嚴密監視沉澱水餘氯，以瞭解前加氯後混凝沉澱程序耗氯量(前加氯濃度扣除沉澱水餘氯濃度)。一旦發生耗氯量大增，應先提高前氯加注濃度使沉澱水餘氯達 0.1 mg/L 以上，即前加氯充份和原水中之氯和溶解性鐵等進行反應後，仍殘留自由餘氯 0.1 mg/L 以上，以利後續利用快濾池濾料被覆產生吸附催化氧化反應，去除溶解性錳。同時立即進行原水水質檢驗；若確認確為溶解性錳造成，應變處理策略為再提高前氯加注量，使沉澱水餘氯提升至 1.0 mg/L，此有助增進於快濾池濾料表面被覆產生吸附催化氧化去除溶解性錳功能。當然應變處理過程必須持續監測過濾水及清水餘氯(以瞭解濾料耗氯量)及溶解錳濃度，以瞭解濾料除錳效果及清水餘氯狀況；過濾水餘氯應控制於 0.2~0.3 mg/L 以上，使快濾池全縱深濾料之吸附催化氧化充份反應，並能控制出水餘氯於 0.4~0.8 mg/L。若原水僅含溶解性錳，不含溶解性鐵，前氯混沉耗氯量則不會出現異常增加而難以發現，僅能以原水水質監測得知水質狀況，再依上述方式

調整前加氯量。

目前直潭淨水場一期及三期淨水設備快濾池濾料除錳效能較不足，在應變操作上，應調低該兩期淨水設備處理水量(即降低濾速)，提升其他各期處理效能較佳之處理設備處理水量。全面降低處理水量以降低濾速，對被覆較低濾料除錳略有幫助。

上游直潭場監測到原水中含溶解性錳，應迅速通知下游長興及公館場進行應變處理，該兩場應迅即調高前氯加注量，使沉澱水餘氯控制於 1.0mg/L，由於兩場無煙煤濾料去除溶解錳效能極佳，但耗氯濃度較高(可能接近 0.8~0.9mg/L)，應密切監控過濾水餘氯，若過濾水無餘氯，則應再調高前氯加注，使過濾水餘氯控制於 0.2~0.3 mg/L，有助於全縱深濾料吸附催化氧化充分反應，並能控制出水餘氯於 0.4~0.8 mg/L。

應變處理過程持續密切監測原水溶解性錳及溶解性鐵濃度變化，若原水已恢復至常態，適度降低前氯濃度，但應持續維持沉澱水餘氯量(如 0.1mg/L)，以避免溶解錳還原再釋出。

參考文獻

1. Ravi Raveendran, Manganese Removal in Drinking Water System
.,64th Annual Water Industry Engineers and Operators' Conference
.,Septomer,2001.
2. Wong Joseph M., Chlorination-filtration for Iron and Manganese
Removal,J.AWWA,1984.
3. Pires V.G.R.,et.al. ,Evaluation Arsenic and Manganese Removal
from Water by Chlorine Oxidation Followed by Clarification.32:02,
Brazilian Journal of Chemical Engineering,2015.
4. Water Quality & Treatment.(A Handbook on Drinking Water),6th
edition,AWWA,2011.p.7.31~7.37.
5. Hao Oliver J. et.al. ,Kinetics of Manganese(II) Oxidation with
Chlorine.,J.Environ.Eng.1991.117:359-374.
6. Carlson H.Kenneth,et.al. ,Optimizing Treatment through Fe and Mn
Fractionation.,39:4,J.AWWA,1997.
7. Manganese in Drinking Water (Document for Public Consultation
).Health Canada.,2016.
8. Chris Perks, Dealing with Stratification within a Water Supply
Reservoir.,69th Annual Water Industry Engineers and Operators'
Conference.,2009
9. Allard S.et.al. ,Oxidation of Manganese(II) during Chlorination:
Role of Bromide. Environment Science & Technology,2013.
10. Seasonal Lake Stratification ,Water Quality Assessments - A
Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental
Monitoring. Second Edition, 1992 .
11. Legacy of Manganese Accumulation in Water Systems Literature
Review.,WRF,2013.

12. Drinking Water Health Advisory for Manganese , EPA-822-R-04-003,USEPA,2004.
13. Cheng-Wei Fan & Shuh-Ji Kao, Effects of Climate Events Driven Hydrodynamics on Dissolved Oxygen in a Subtropical Deep Reservoir in Taiwan., 393,J.Science of Total Environment.,2008.
14. Y.-J. Chen and S.-C. Wu ,Effects of Sediment Phosphorus Release Associated with the Density Current on Water Quality of a Subtropical and Deep Reservoir in Taiwan Water. Science and Technology, 48:10 ,IWA Publishing 2003.
15. Sommerfeld E.O., Iron and Manganese Removal Handbook. American Water Works Association. Denver, Colorado,1999.
16. Bouchard, M. , Intellectual Impairment in School-age Children Exposed to Manganese from Drinking Water. Environmental Health Perspectives, 119(1), 138.2011.
17. Tobiason J.E. et.al, Manganese Removal from Drinking Water Sources, Current Pollution Report 2(3), 2016.
18. Jinkeun Kim, Manganese Treatment to Reduce Black Water Occurrence in the Water Supply, Environ. Eng. Res., 20(3): 230-236, 2015.
19. Isam et. al., Characterization of filter media $MnO_x(s)$ Surfaces and Mn Removal Capability 102:9, JAWWA, 2010.
20. Hargette A.C. & W.R.Knocke, Assessment of Fate of Manganese in Oxide-coated Filtration System, J. Environ. Eng., 127:1132-1138, 2001.
21. Joseph Goodwill, Characterization of Manganese Oxide Coated Filter Media. University of Massachusetts – Amherst, 2006.
22. Hamilton Geoff et. al., Filtration and Manganese Removal. Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA, 62.7, 2013.

23. Andrew Jones, The Role of Aluminum within MnO_x(s)-Coated Filtration Media in Drinking Water Treatment, Virginia Polytechnic Institute and State University, 2012.
24. Knocke William R. et. al., Soluble Manganese Removal on Oxide-coated Filter Media, J.AWWA, 80:12, 1988.
25. Knocke William R. et al., Removal of Soluble Manganese by Oxide-coated Filter Media: Sorption Rate and Removal Mechanism Issues, J.AWWA, 83:8, 1991.
26. Roger Arnold et. al., Evaluate and Optimize Manganese Treatment. AWWA Opflow, Dec., 2021.
27. Cerrato Jose M. et al, Use of XPS to Identify the Oxidation State of Mn in Solid Surfaces of Filtration Media Oxide Samples from Drinking Water Treatment Plants, Environmental Science & Technology, 44, 5881–5886, 2010.
28. Melissa Brown, The Relationship Between Pre-filter Chlorine Addition and Enhanced Disinfection Byproduct Formation., University of Massachusetts-Amherst,2006.
29. Bazilio A. A.,Role of Manganese Oxide in the Formation of Disinfection Byproducts in Drinking Water Treatment.Doctoral Dissertations of University of Massachusetts Amherst,2018.
30. Bazilio A.A.,et.al., Influence of manganese oxide-coated granular media on disinfection byproduct formation., AWWA Wat Sci. 2022;e1282.

附錄 1 期初計畫審查委員審查意見及回覆

審查意見	回覆
一、駱尚廉主任委員	
建議可先收集採集哪些淨水場有溶解錳的問題?超標情況為何?	北水處新店溪水源淨水場，易受上游翡翠水庫水體層化及翻混影響，發生原水溶解錳問題，但一般無明顯季節性發生現象，110年案例係受乾旱及低溫影響，南勢溪流量降低，原水稀釋作用銳減，始發生出水錳超標狀況，時翡翠水庫放流水溶解錳達0.655mg/L、直潭淨水場原水0.276mg/L、直潭場出水最高達0.129mg/L；至於其他使用地面水源淨水場，則無此狀況發生。
二、吳振榮副主任委員	
1.本研究在傳統淨水場利用既有處理程序，探討前氯氧化，快濾池濾料被覆，濾料深度及反沖洗砂對溶解錳吸附去除效果之影響,值得支持。	謝謝委員鼓勵。

<p>2.建議對於前加氯導致副產物產生的問題，在研究中也一併探討。</p>	<p>謝謝委員建議，已收集濾料吸附催化氧化法導致消毒副產物增生相關文獻研究結果及翡翠水庫例行水體總有機碳檢測數據，納入本研究報告進行研判。</p>
<p>三、王傳政委員</p>	
<p>1.水庫水前加氯會造成三鹵甲烷前趨物，故如為處理錳而需水前加氯配合錳砂氧化達到去除錳的目的，建議應對於三鹵甲烷等納入分析。</p>	<p>謝謝委員建議，已收集濾料吸附催化氧化法導致消毒副產物增生相關文獻研究結果，及翡翠水庫例行水體總有機碳檢測數據，納入本研究報告進行研判。</p>
<p>2.台水公司對於地下水去除錳均會在濾砂採購時直接採購錳砂，若要以既有矽砂或無煙煤經前加氯後達到相同去除效果，其時間及餘氯量要多少？若本實驗結果可證明短期即有效，應可降低採購錳砂成本。</p>	<p>濾料吸附催化氧化法去除反應發生時間極為快速，建議濾前餘氯達 1.0 mg/L 即可達成有效去除效果。一般而言，若原水長時間有溶解錳問題，使用中快濾池濾料(非新濾料)即可自然形成錳氧化物被覆層，而有助於溶解錳去除，不需額外鋪設錳砂層。</p>
<p>四、張添晉委員</p>	
<p>1.研究過程中對於(1)吸附與催化氧化及(2)直接氧化與沉澱兩者處理效率及成本加以研究，以利方案比較。</p>	<p>傳統淨水場既有處理程序以濾料吸附催化氧化法處理效率較佳，增加成本僅來自增加之前氯加注量。</p>

<p>2. 鐵錳經常在水質處理過程中並存，研究時宜加注意。</p>	<p>本研究已將鐵錳並存對前氯氧化去除溶解錳效率之增進，納入實驗探討。</p>
<p>五、謝張浩委員</p>	
<p>1. 本案實驗室模擬測試，因屬最佳理想狀態，與現場操作往往有很大差異，請注意調整相關模擬參數與流程，俾利日後研究結果之可行性。</p>	<p>本研究採用實場水樣及濾料進行實驗，研究人員並納入淨水場操作人員共同討論操作方法，以有助於實場運用實驗結果之可行性。</p>
<p>2. 本研究除以降載增加氧化接觸時間探討氯化去除溶解錳外，建議亦可考慮變動(往前)加藥點，增加接觸時間之現場模擬測試，以避免因降載時降低出水量進而影響正常供水。</p>	<p>謝謝委員建議，降載處理為北水處因應高濁度原水之標準操作方法，故探討用以去除溶解錳之可行性。</p>
<p>3. 本案以前加氯增量催化氧化同時需探討三氯甲烷增加趨勢，以免影響水質。</p>	<p>謝謝委員建議，已收集濾料吸附催化氧化法導致消毒副產物增生相關文獻研究結果，及翡翠水庫例行水體總有機碳檢測數據，納入本研究報告進行研判。</p>

六、范川江委員	
直潭淨水場的水源包括北勢溪的翡翠水庫以及南勢溪天然流量，本研究在淨水場操作上是否有不同水源產生不同的操作程序？另本案研究對於季節性的設定條件為何？	含溶解錳原水，使用相同操作程序去除效果皆相同；「季節性」表示淨水場上游水庫發生水體層化及翻混季節，才可能發生，非常態性全年發生。
七、陳文祥委員	
1.就現場實際問題進行探討又能研提有效對策值得嘉許。	謝謝委員鼓勵。
2.目前的水質分析，各季節的錳在原水上有何差異？	目前原水檢測結果未有季節性溶解錳出現，110年案例，係氣候變遷(乾旱及低溫)影響，加以翡翠水庫放流放口水口位置影響。
3.杯瓶試驗及管柱試驗，未來如何利用在實場。	本研究採用實場水樣及濾料進行實驗，研究人員並納入淨水場操作人員共同討論操作方法，以有助於實場採用實驗結果之可行性

八、林逸彬秘書

<p>1. 季節性溶解錳因翻混由底層上揚，發生時勢必也有其他還原性物質，如：Fe^{2+} 有機物會進入上層水，以前加氯氧化方式會有較高的耗氯量，同時也會產生較高之消毒副產物，在此計畫中應一併考慮進行研究。</p>	<p>謝謝委員建議。本研究已針對鐵錳並存對前氯氧化去除溶解錳效率之增進，納入實驗探討；另並已收集濾料吸附催化氧化法導致消毒副產物增生相關文獻研究結果及翡翠水庫例行水體總有機碳檢測數據，納入本研究報告進行研判。</p>
<p>2. 催化氧化主要藉由溶解錳吸附在 MnO_2 表面，吸附的錳會有表面催化反應，加氯後氧化速度會急速上升，在杯瓶試驗或管柱實驗中可加入 MnO_2 或錳砂，探討是否去除效率提升。</p>	<p>謝謝委員建議。本研究主要目的為利用既有處理程序，不添加額外處理藥劑及程序，進行實場去除溶解錳可行性探討。</p>

附錄 2 期中報告審查委員審查意見及回覆

審查意見	回覆
一、駱尚廉主任委員	
<p>期中報告內容充實，敬請參考各委員的意見，予以澄清說明或修正，並繼續完成後半段的研究。</p>	<p>謝謝委員鼓勵。</p>
二、吳振榮副主任委員	
<p>1.一般原水中含有鐵、錳及氯氣，前氯單元 pH 控制在 7 可去除二價鐵，在偏鹼環境去除二價錳，但三者以氯氣最耗氯量。建議應將鐵及氯氣的影響同時呈現，以說明前氯添加量是否夠？另當前氯濃度增加，生成三鹵甲烷機率變高。因此配水管網至用戶端之消毒副產物有必要呈現相關數據。</p>	<p>1.傳統淨水程序採用濾料吸附催化氧化法去除溶解錳，會提高前氯加注，並密切監控濾前餘氯(沉澱水餘氯)，使有充分餘氯與濾料表面被覆吸附之二價錳產生氧化反應，在此狀況下，所加前氯必須已先與原水中的氯及溶解性鐵等充分反應及消耗，故控制好濾前餘氯，可確保吸附催化氧化法反應完全，以去除溶解錳。</p> <p>2.據研究濾料表面被覆產生之吸附催化氧化反應，不會增生消毒副產物或增進消毒副產物生成反應，以北水處水庫原水總有機碳濃度極低及淨水場原以前氯方式加注之狀況，增加前氯加注濃度，致增生消毒副產物之濃度極為有限。</p>

<p>2.直潭場各期各代表池所得分析結果，對於北水處及台水其他傳統淨水場之適用性如何？</p>	<p>台水及北水淨水場，可清查原水有溶解錳問題淨水場之快濾池濾料，若濾料表面有足夠之錳被覆質量(如 1.0mg Mn/g 濾料以上)，透過提升前氯加注，使濾前餘氯達一定濃度(如 1.0mg/L)，即具有溶解錳去除功效。</p>
<p>3.p58 「較高濃度」溶解錳($\geq 100\mu\text{g/L}$)對應「原水溶解錳濃度 0.05~1.0mg/L」表達方式是否合宜，建議再酌？另對於「氯錳質量比大於 25」的結論，如何即時調整前氯加量？相關的氯鐵質量比、氯氮比又如何？</p>	<p>1. p58 已作文字修正。 2.加氯濃度以 ppm as chlorine 表示，氯錳質量比可以錳濃度 ppm，快速換算加氯濃度。本研究杯瓶試驗單純試驗氯氧化二價錳反應，不考慮鐵及氮氮之耗氯量。</p>
<p>4.本研究雖設定探討溶解錳，建議分析結果併同非溶解錳的影響，以比較法規總錳濃度限值，也較貼近實務要求。</p>	<p>非溶解錳(顆粒或固體錳)在傳統淨水程序，以濁度混沉去除方式即可有效去除。</p>
<p>三、徐俊雄委員</p>	
<p>1.本研究期中報告內容充足，就第六章因應季節性含溶解錳原水淨水場應變操作方案，期末報告能以淨水及廢水處理流程做完整之說明。</p>	<p>反洗廢水中可能含有之二氧化錳固體顆粒，於廢水處理程序，應避免厭氧或 pH 偏低狀況，使再釋出二價錳，而難以處理。</p>

<p>2.表 4.2-1 直潭淨水場代表性快濾池濾料表面被覆質量已分別分析錳、鐵及鋁含量，而其中被覆錳對於錳之處理影響大，建議就各池濾料之設置年、原水常態錳含量等分析要形成有效被覆錳所需時間或就文獻可參資料加以探討。</p>	<p>快濾池濾料錳被覆狀況，與原水水質、淨水處理加氯濃度與方式及濾床整修濾料更換方式有關，文獻有提到原水含有溶解錳，一般約需 3 年，可形成濾料表面被覆。</p>
<p>3. 錯漏參考：p75 4.2.2.1.1 第 2 行「錯誤!找不到參照來源」。</p>	<p>已修正。</p>
<p>四、朱撼湘委員</p>	
<p>1. 依據管柱實驗結果，濾砂表面被覆錳質量、濾前餘氯、濾速等三因素，影響吸附催化氧化法二價錳去除率，建議對於其影響程度進行比較排序，明確既有處理改善重點。</p>	<p>濾砂表面被覆錳質量為前提，有濾前餘氯才能產生去除反應，降低濾速有助於去除反應完全。</p>
<p>2. 簡報 29 頁提及濾砂表面被覆 0.8 Mn/g 以上，可去除至水質標準。惟依直潭場各期濾砂取樣，表面錳含量僅有二期及四期被覆率達到此一標準，後續研究可針對被覆率達到標準之老舊濾料保留比率，及其他各期未達被覆率濾料之因應作法提出建議。</p>	<p>1.被覆較高去除錳效果濾料，在不影響濁度去除況下，建議予以保留及補充。 2.直潭場被覆低於 0.8mgMn/g 濾料，仍有些微去除溶解錳功能(如 0.08~0.15mg/L 溶解錳)，建議以降低處理水量(降低濾速)提升去除效果因應。</p>

五、謝張浩委員	
1. p.2 錳是地表環境中第五多的金屬，應非「最大量」。	已修正。
2. 原水錳的去除研究，需考慮原水有機物等影響，故實驗考慮原水的代表性，俾利實驗結果於日後實場的應用。	據研究顯示濾料表面被覆產生之吸附催化氧化反應，不會增生消毒副產物或增進消毒副產物生成反應。以北水處水庫原水總有機碳濃度極低及淨水場原以前氯方式加注之狀況，增加前氯加注濃度以去除溶解錳，致增生消毒副產物之濃度極為有限。
3. 快濾池為淨水過程最後一道防線，濾砂有效粒徑、形狀、均勻係數等...影響淨水效果甚大(含本試驗錳的去除)，而直潭淨水場濾床甚有近35年未更換填補狀態(p.46表3.3-1)，是否需對此做更深一層的探討與改善建議。	直潭淨水場每年均定期檢視濾料基本性質、濁度去除及過濾時水損等參數，並適時進行快濾池濾料整修及補充。
六、范川江委員	
1. 依第六章淨水場應變操作方案內容，p.94提到：「若確認為溶解性錳造成，應變處理策略為再提高前氯加注量，使沉澱水餘氯提升至1.0 mg/L，此一方面有助於溶解性鐵於混凝程序之氧化沉澱去除，同時亦有助增進	快濾池濾料錳被覆狀況，與原水水質、淨水處理加氯濃度與方式及濾床整修濾料更換方式有關，文獻有提到原水含有溶解錳，一般約需3年，可形成濾料表面被覆。

<p>快濾池濾料表面被覆產生吸附及催化氧化去除溶解性錳功能」，若欲採用此一方式作為緊急應變，建議應建立濾砂使用時間與濾料上錳被覆質量的相關性，以利未來濾砂若經更換過後，可推估各池濾料因使用時間長短，其上層所被覆錳質量之多寡，作為啟動緊急應變主要操作池之參考，未來並可作為濾床維護管理上依據。</p>	
<p>2.本案5快二濾床分層濾池不同深度濾料的被覆量的變化外，並進行加深濾料及分層去除的數據，建議加做其他濾床，使研究更趨完整。</p>	<p>本研究針對5快二濾床進行分層濾料採樣及管柱試驗，可瞭解中等被覆濾料濾床，縱深濾料綜合去除效果。若表面濾料被覆質量高濾床，管柱試驗結果錳去除效果佳，則濾料縱深去除效果將更佳。</p>
<p>3.p75 編排錯誤請修正。</p>	<p>已修正。</p>
<p>七、陳文祥委員</p>	
<p>1.有關實務性探討季節性溶解錳的議題值得稱許，惟此問題來自於原水端的管理與監測，建議在取水端的策進作為也能納入考量。</p>	<p>本研究聚焦於若含溶解錳原水突發性進入淨水場之應變處理方案，未將原水端管理與監測納入。</p>

<p>2.通常在水庫低水位或是枯水季節，原水中有機物及氮氮等污染物濃度也會增高，在研究的過程中，建議考量這些可能造成競爭氧化的問題。</p>	<p>謝謝委員建議，北水處新店溪上游翡翠水庫屬較深水庫，水體定期監測，並無有機物及氮氮濃度過高問題，故研究未考量納入此等問題。</p>
<p>3.根據現階段的初步結果發現，當石英砂上有附著錳的狀況下有較佳的原水錳去除效益，建議可將含錳降高的石英砂取出混入含量降低得快濾池，以提升整體的錳去除效率。</p>	<p>謝謝委員很好的建議，將與淨水場討論將不同快濾池不同錳被覆濾料混合，濾料整修工程施作之可行性，以提升錳去除效率。</p>
<p>4.根據文獻，錳的自媒催化效益顯著，可以納入實務操作的運作。</p>	<p>謝謝委員建議，錳自媒催化效應，發生於二價錳吸附於濾砂表面錳被覆之多層吸附現象，為吸附之微觀作用，本研究以吸附催化氧化法去除錳，係以加氯將吸附之錳氧化成二氧化錳後，持續再生及產生錳去除功能。</p>
<p>5.高錳酸鉀的添加對於除錳有不錯的效益，建議可以嘗試進行。</p>	<p>謝謝委員建議，本研究聚焦於若含溶解錳原水突發性進入淨水場之利用既有處理程序，不額外添加其他處理藥劑之應變處理方案。</p>
<p>6.為能有效掌握前後加氯量，建議可以採取濾後水在 0.2-0.3 mg/L 的控制條件下進行操作，以穩定錳的去除效益。</p>	<p>謝謝委員建議，過濾水餘氯之監控，可確保吸附催化氧化法去除錳之反應持續有效，所建議將納入應變處理操作方案。</p>

八、林逸彬秘書	
1. 實驗設計及執行良好，結果極具參考性。	謝謝委員鼓勵。
2. p12 氯在 pH 低時氧化 Mn^{2+} 速率不佳，高 pH 較好，請釐清此是否為濾料吸附與催化氧化下之情形(p17)，以氯本身而言，HOCl 比 OCl ⁻ 氧化能力強。	氯在 pH 低時氧化 Mn^{2+} 速率不佳，高 pH 較好，是「錳化學」問題，即錳 Pourbaix Diagram 顯示，要將 Mn^{2+} 氧化成 MnO_2 ，要在較高氧化還原電位及高 pH 才會發生；而 p.17 係 Mn^{2+} 吸附於 MnO_2 ，在高 pH 時，吸附能力較佳。
3. 濾砂汰換之要求為何?是否可將除錳考慮進去?	一般濾砂汰換，係以濾砂之「有效粒徑」及「均勻係數」已偏離原有規格太多，或過濾操作已無法有效去除濁度，容易產生濁度穿透或水損發展過快為考量，而未將除錳考量進去，經本研究後，在不影響濁度去除功能下，快濾池濾料將儘量予以保留。

附錄 3 期末報告審查委員審查意見及回覆

審查意見	回覆
一、駱尚廉主任委員	
1.報告內容充實，但對水源水質之溶解錳的監測與大數據及 AI 運用，可擴大其應用價值。	謝謝委員鼓勵與肯定。原水水質監測大數據及 AI 運用將列為未來研究方向。
2.請納入各委員的建議，考量修正或予以說明，依協會規定完成期末報告及經費報支。	依規定完成期末報告及經費報支。
二、吳振榮副主任委員	
1.本研究針對北水處各淨水場過濾單元對於除錳成效之重要參數(如:濾料成分、均勻係數、平均粒徑、反洗作業...)進行完整分析及探討，具有實務價值，值得肯定。	謝謝委員鼓勵與肯定。
2.本研究乃針對新店溪水系各淨水場季節性溶解錳操作應變之探討，對於其他水系適用尚有差異性，建議於第五章結論時加以標註，以提醒注意。	第五章結論與建議第 11 點有完整明確敘述。

<p>3.增設線上偵測設備，有助提早發現異常，爭取應變時間，建議於第六章補充相關監測水質項目及預警值、流程示意圖，以利操作人員應變處理。</p>	<p>本研究著重於在水源水質嚴密監測下，萬一溶解錳原水不慎進入淨水場之緊急應變操作方案。</p>
<p>三、王傳政委員</p>	
<p>1.原水中錳含量的增加，除需增加前加氯以維持快濾池催化二價錳的去除外，會不會因此需增快濾池反洗率？</p>	<p>依去除原理與機制，去除作用時在濾料顆粒表面形成礦化性質二氧化錳薄層，有別於濾除濁度膠羽，應不會增加反洗頻率及造成濁度去除影響。</p>
<p>2.若是前加氯配合混凝沉澱對於錳的去除效果有限，是否可將前加氯移到或增設在沉澱池匯流渠注入，以降低三鹵甲烷生成的可能性。</p>	<p>淨水場若能增設快濾池前加氯，取代前加氯，亦可達到相同錳之去除效果。</p>
<p>四、徐俊雄委員</p>	
<p>1.期末報告 p.48 採樣代表池以紅框標示無法顯示，若以簡報 p.17 所列之代表池其中第 4 期濾砂於 p.19 所顯示之顏色與第 2 期相近，惟年份分別為 107 年及 77 年，且於 p.26 所示之濾砂表面錳含量亦大幅高於其他相近齡期之濾砂，其數據是否正確或該期濾池之操作是否異於其他池。</p>	<p>第 4 期單標註 107，表示於 107 年僅作濾料補充，並未進行濾料更換。</p>

<p>2. 不同濾料在相同被覆錳含量下，無煙煤之去除效果是否會較濾砂為佳？</p>	<p>由去除機制判斷，應為無煙煤濾料顆粒之表面積及多孔性優於石英砂，有助於催化氧化法去除二價錳第 1 步驟之吸附作用。</p>
<p>3. 依簡報之結論，建議老舊濾料予以保留或部分更換，如採部分更換時，是否新濾料置於下層，較不影響錳去除效果？</p>	<p>原理上是，但反洗時濾料仍會依比重在快濾池中重新排列。</p>
<p>4. 期末報告多處有「披覆」、「被覆」、「批覆」混用，建議修為一致。</p>	<p>已統一修正為「被覆」</p>
<p>五、朱撼湘委員</p>	
<p>1. 依據結論與建議，溶解性二價錳去除效果與濾砂表面錳氧化物被覆質量成正相關，且去除主要發生於上層 30 公分濾料，據此，建議針對濾料更換或新設工程濾料設置，提出更明確建議作法，以利後續維護單位或新建單位參採運用。</p>	<p>已依委員建議於第五章結論與建議第 12 點完整敘述。</p>
<p>2. 第六章新店溪水源淨水場因應季節性含溶解錳原水應變操作方案，建議調整在第五章結論與建議前，相關重點亦可納入結論與建議。</p>	<p>本報告先就實驗結果進行結論與建議，再依結論擬定新店溪水源淨水場應變處理操作方案。</p>

六、謝張浩委員	
1. 本計畫研究係以北水「既有」淨水場之「現有」淨水處理程序及處理參數(pH值)下，對含有溶解性二價錳原水之有效去除方法及其成效做一詳盡研究與分析，並將實驗結果提出相關實務淨水處理建議與緊急應變處理措施，相當實用。	謝謝委員鼓勵與肯定。
2. 建議除了加強原水水質監測及嚴密監視淨水處理流程成效，即時做應變處理確保淨水水質外，日後如能續將各類監視資料大數據加以整合分析，以達自動化智慧淨水場淨水作業之預先處置機制建立，將可大幅提升淨水水質保證，也可達節能淨碳之效。	謝謝委員建議，原水水質監測大數據及 AI 運用，將列為未來研究方向。
七、范川江委員	
1. 依第六章淨水場應變操作方案內容，p.94 提到：「若確認為溶解性錳造成，應變處理策略為再提高前氣加流量，使沉澱水餘氯提升至 1.0 mg/L，此一方面有助於溶解性鐵於混凝程序之氧化	濾料表面被覆之形成與原水水質、濾前餘氯加注、濾料種類及使用期及快濾池整修方式等均有關，建議例行性檢驗及建立濾料表面被覆質量數據，以掌握因應突發性應變處理所需。

<p>沉澱去除，同時亦有助增進快濾池濾料表面被覆產生吸附及催化氧化去除溶解性錳功能」，若欲採用此一方式作為緊急應變，建議應建立濾砂使用時間與濾料上錳被覆質量的相關性，以利未來濾砂若經更換過後，可推估各池濾料因使用時間長短，其上層所被覆錳質量之多寡，作為啟動緊急應變主要操作池之參考，未來並可作為濾床維護管理上依據。</p>	
<p>2.本案 5 快二濾床分層濾池不同深度濾料的被覆量的變化外，並進行加深濾料及分層去除的數據，建議加做其他濾床，使研究更趨完整</p>	<p>本研究以 5 快二代表快濾池進行不同深度被覆質量及去除二價錳探討，已足以瞭解單一濾料快濾池表現形態。</p>
<p>3. p.75 編排錯誤請修正。</p>	<p>已修正。</p>
<p>4.本研究案對於北水處淨水場快濾池濾床管理，有初步的構想，如何進行更新、汰換，甚至新建濾床的做法，建議後續可以另行研究，以符合自來水事業日後防災應變及平常操作之應用。</p>	<p>謝謝委員建議。</p>
<p>5.本研究案在第六章因應季節性元水應變操作方案部分，建議後續可以針對青</p>	<p>青潭直潭取水口同屬新店溪水源，原水均受上游翡翠水庫放水影響，且直潭、長興及公館三淨</p>

<p>潭、直潭兩個系統，分別建立標準作業流程，此外在緊急狀況之下淨水處理的水量（包含轄區或支援水量），如何設定標準及操作，可列為後續研究發展的方向。</p>	<p>水場均使用傳統淨水處理程序，故一併探討應變操作方案，其中加強淨水場間聯繫，較為週全。</p>
<p>八、林逸彬秘書</p>	
<p>1. p.85 「穩定除錳效果反洗後濾料約比反洗前增約 0.02 mg/L」，此處指過濾水 Mn^{+2} 濃度非「效果」，請修正。</p>	<p>已修正。</p>
<p>2. p.96 直潭場目前只有 2 期、4 期的濾料可完全將 0.3 mg/L Mn^{+2} 降至 <0.05 mg/L Mn^{+2}，針對其他期的過濾池如何在溶解錳問題發生時，產生即時處理的功能？</p>	<p>直潭場 5 期及 6 期透過全深度濾床濾料約略可以將 0.3 mg/L Mn^{+2} 降至約 0.05 mg/L Mn^{+2}；亦可略降濾速以提升處理效果，1 期及 3 期則以不出水或少量出水因應。</p>

附錄 4 台水公司第六區管理處(南化水庫)及專業訓練中心

參訪報告

一、參訪緣由

北水處在 110 年 1 月期間遭逢前所未有的高濃度含錳原水事件，北水處除徹底檢討發生原因外，並積極研擬淨水場去除溶解錳緊急應變作業程序，及進行含錳原水去除處理方法研究。在獲得初步研究成果之際，若能與具有此相關經驗之領域同儕、專業人員進行技術與經驗交流，應更能將此含錳原水處理議題與技術經驗生根並傳承！爰此，北水處於本研究案執行中期有了與台水公司交流的構想。

經與台水公司洽談，得知南化淨水場亦有原水含錳的問題，此外，南化淨水場包含未來擴建計畫，其設計容量將達到 120 萬噸/日，在目前設計容量 80 萬噸/日的情況下，出水量可達到 60 萬噸/日，在台灣具有錳水議題的淨水場中，其出水量規模及原始設計的淨水處理流程對於北水處新店溪水系之淨水場而言，具有較相近的處理規模及類似的處理程序，故對北水處淨水場的應變處理及情境套用極具參考價值，因此選定南化淨水場為參訪交流對象，另外並順道參訪台水公司近期設置完成、頗具規模之員工訓練中心。

二、南化淨水場概況

南化淨水場隸屬於台灣自來水公司第六區管理處南化給水廠，由於台南及高雄地區農工商業蓬勃發展，人口激增，對自來水需求頗為迫切，南化淨水場配合水庫計劃完成後，常年供水量每日六十萬噸，可滿足台南及高雄市（不包括山地鄉鎮）民國九十年之公共及工業用水。供水區域總面積五一四一平方

公里，人口約三百萬人。南化淨水場之原水完全來自南化水庫，南化水庫位於台南市南化區，處於南化淨水場的上游位置，原水經輸水管路直接引至淨水場內，經淨水場各單元——調節池、分水井、快混池、膠凝沉澱池、快濾池、清水池後，經傳統淨水程序——混凝、沉澱、過濾、消毒而得清水供轄區用戶使用。

三、參訪行程

(一)時間：112年9月22、23日，共2日。

(二)地點：台灣自來水公司第六區管理處、南化水庫、專業訓練中心

(三)帶隊人員：許登發副總工程司

(四)參訪人員：張美惠二級工程師、周宗毅三級工程師

(五)行程表

(1) 第一日行程(9月22日，星期五)

時間	行程	地點	備註
08:10-08:30	集合	臺北高鐵站	
08:46-10:32	搭乘高鐵抵達臺南	臺南高鐵站	
10:32-12:00	臺南高鐵站至南化水庫	南化水庫	
12:00-13:30	午餐		
13:30-17:00	業務交流 • 北水處 直潭淨水場除錳策略 • 六區處 錳處理流程與對策	南化水庫	
17:00-18:00	前往飯店		

(2) 第二日行程(9月23日，星期六)

時間	行程	地點	備註
08:20-09:30	前往台水公司專業訓練中心	飯店	
09:30-12:00	1. 園區介紹 2. 管線施工訓練設備與場地參觀 3. 淨水處理、水質監測儀器設備參觀	台水公司 專業訓練中心	台南市新營區工業街41號
12:00-13:30	午餐		
13:30-14:30	前往嘉義高鐵站	嘉義高鐵站	
14:30-16:30	返回臺北		

四、交流議題與內容

(一)北水處研提之交流議題

針對本次參訪北水處亦研擬幾項議題就教台水公司，期能吸取同業寶貴經驗，議題如下：

1. 北水處新店溪水系之淨水場，因對於上游的錳水來源翡翠水庫無管理的權限，在事件發生的第一時間無法以源頭管制的方式進行緊急應變處理，因此延長淨水場端的應變處理時間對後續處理成效影響甚鉅。故想請台水公司分享南化淨水場或六區處在遭遇類似的事件時之應變策略，及淨水處理操作條件之應變相關細節。
2. 發生高濃度含錳原水時，可應變的時間對於淨水場後續的應變方案選擇及操作有相當的影響，例如於錳水濃度從顯著上升至到達警戒濃度這段時間，其變化趨勢及時間的長短、可預測性等，都會影響應變方案及後續淨水場處理對策的選擇。故想請教南化淨水場所遇到的錳水變化趨勢與形態，及原水錳之監測作業執行方式。
3. 在淨水場的應變處理中，對於管控標準的選擇是極為重要且決定後續應變成敗的關鍵。故想瞭解南化淨水場應變處理程序的水質管控標準值及管控標準值之訂定方式。



(二) 台水經驗分享內容

1. 南化淨水場原、清水水質

(1) 濁度

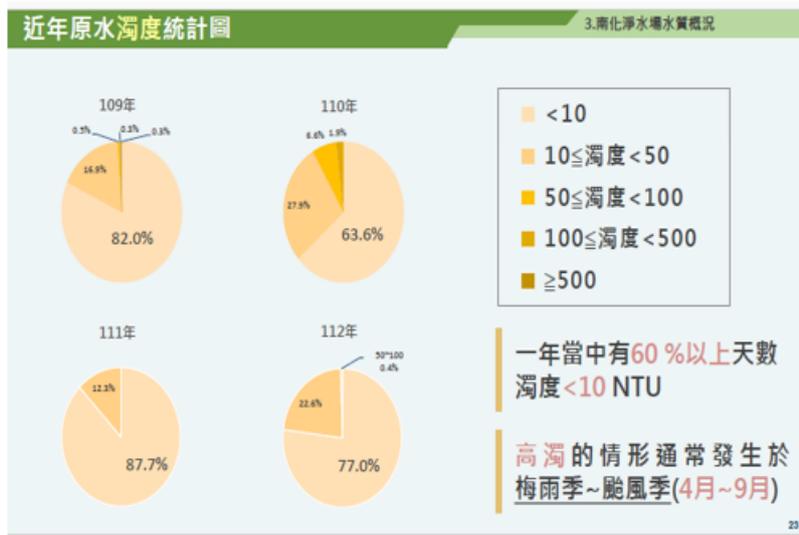
南化淨水場近年原水濁度統計資料及變化趨勢如圖 1、2 所示。一年當中 60% 以上的時間濁度小於 10 NTU，高濁度原水通常發生於 4-9 月間，近年最高濁度發生於 109 年 5 月 22 日，瞬間最高值達 27,500 NTU。

(2) 錳

南化淨水場近年原水、清水之錳濃度變化趨勢如圖 3 所示。原水錳年平均濃度介於 0.044~0.090 mg/L 之間，高濃度錳原水較常發生於 4-9 月間，依據歷年原水水質監測數據資料，南化淨水場原水錳濃度之內控值訂為 0.10mg/L，近年原水錳濃度超過內控值分別發生於 109 年 5 月 25 日(水庫水位低且遇豪大雨致使原水錳濃度最高達 0.246 mg/L)、110 年 4 月 29 日(4 月期間逢水庫水位低，原水錳濃度最高達 0.162 mg/L)。

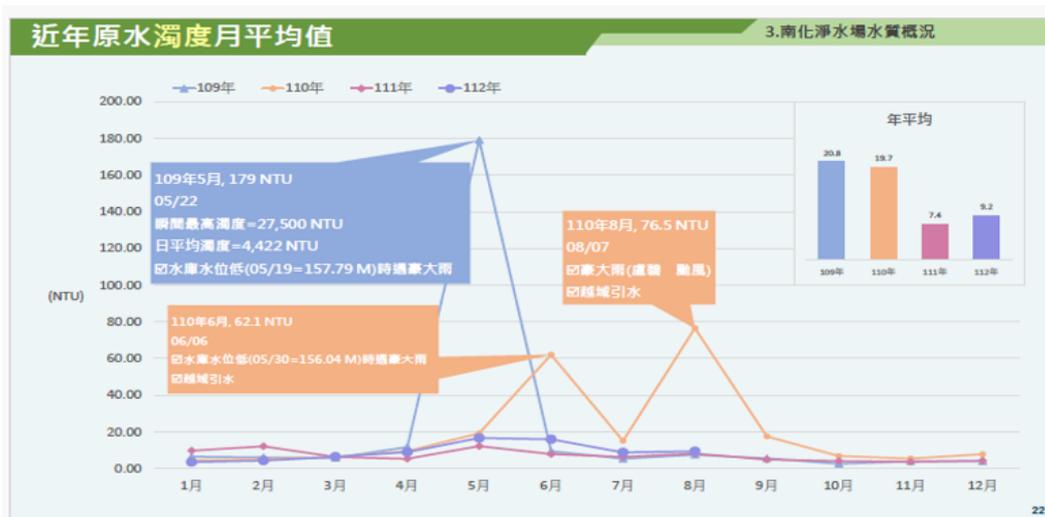
南化淨水場近年雖曾遭遇上述 2 次原水錳濃度超過

內控值(0.10 mg/L)，但淨水場清水出水水質(見圖 3)均能控制在水質標準(0.05 mg/L)及該場清水內控值(0.04 mg/L)以下，其主要因應策略為越域引水(甲仙攔河堰)，即改變原水之水源，避免含高濃度錳之原水進入淨水場內而影響出水水質安全風險。



資料來源：[台水公司南化淨水場](#)

圖 1 南化淨水場近年原水濁度統計



資料來源：[台水公司南化淨水場](#)

圖 2 南化淨水場近年原水濁度月平均值變化趨勢



資料來源：[台水公司南化淨水場](#)

圖 3 南化淨水場近年原水、清水之錳濃度變化趨勢

2. 南化淨水場錳監測方式

南化淨水場有關原水錳含量之監測工作係由淨水場本身及水質課負責，其檢測頻率與使用之檢測方法如圖 4，淨水場依原水錳濃度高低水平，監測頻率由原水錳濃度 < 0.075 mg/L 時 1 次/周，逐漸提高至 2 次/周、1 次/日。

南化場檢測	方法	頻率	狀況	水質課檢測	方法	頻率
分光光度計 (DR-3900)		1次/周	原水錳 < 0.075	W313.54B (ICP-MS)		1次/季
		2次/周	0.075 ≤ 原水錳 < 0.1			
		1次/天	原水錳 ≥ 0.1			
*檢驗頻率依水質滾動式調整						

資料來源：[台水公司南化淨水場](#)

圖 4 南化淨水場原水錳含量檢測頻率

3. 南化淨水場原水高濃度錳因應對策

南化淨水場原水高濃度錳因應對策分為(優先策略)水源端改善、(次要策略)淨水端改善 2 部分，因應對策架構如圖 5 所示，水源端改善對策有水庫清淤、調整取水策略、新增備用水源等 3 項(如圖 6~8)，淨水源端改善對策包括添加預氣、淨水操作改善等 2 項(如圖 9~10)。



資料來源：台水公司南化淨水場

圖 5 南化淨水場原水高濃度錳因應對策



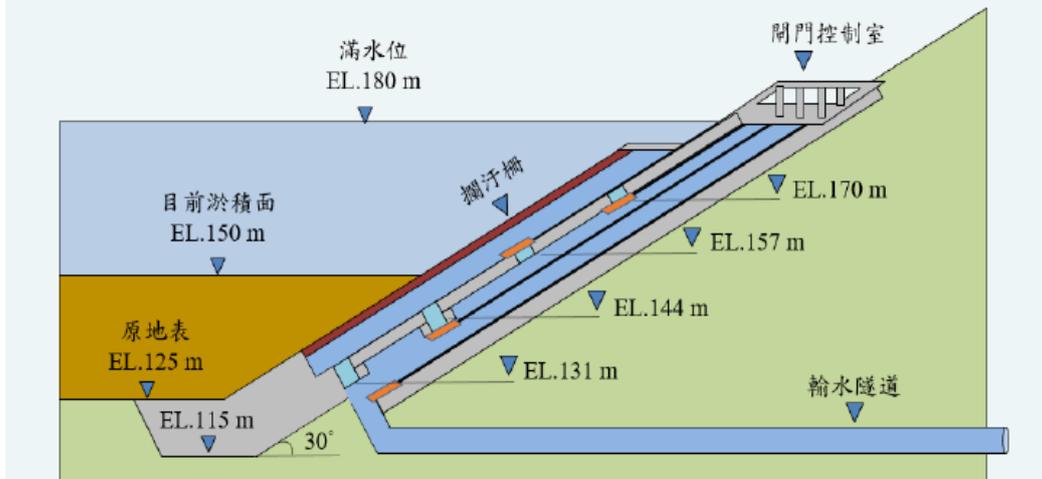
資料來源：台水公司南化淨水場

圖 6 南化淨水場水源端改善對策—水庫清淤(陸挖、抽淤、水力排砂)

水源端—調整水庫取水策略

4.原水高濃度錳因應對策

依各層濁度調整擋水閘門，避免進入淨水場之原水水質太差，導致操作困難



資料來源：台水公司南化淨水場

圖 7 南化淨水場水源端改善對策—調整水庫取水策略

水源端—新增備用水源

4.原水高濃度錳因應對策

備援系統 曾文水庫

功能 於南化水庫水質較差時，
作為備援系統

工程名稱 曾文南化聯通管工程計畫

監造單位 南工處

預計完工日期 113/12/31

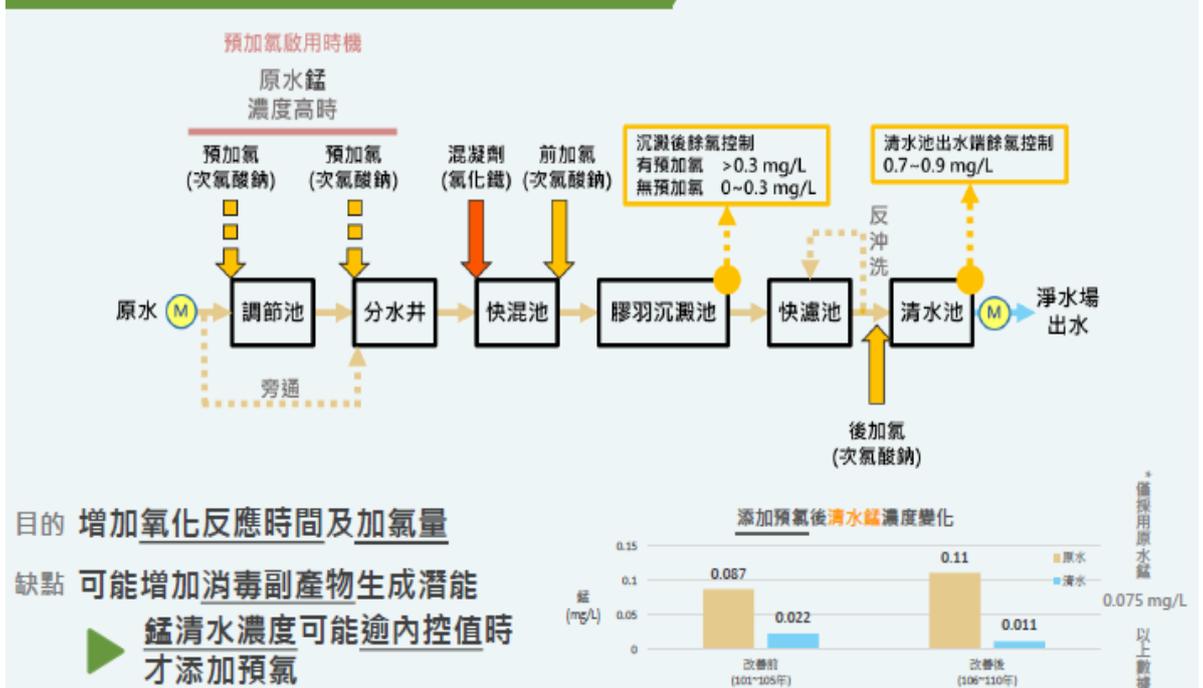


資料來源：台水公司南化淨水場

圖 8 南化淨水場水源端改善對策—新增備用水源

淨水端—添加預氯

4.原水高濃度錳因應對策



資料來源：台水公司南化淨水場

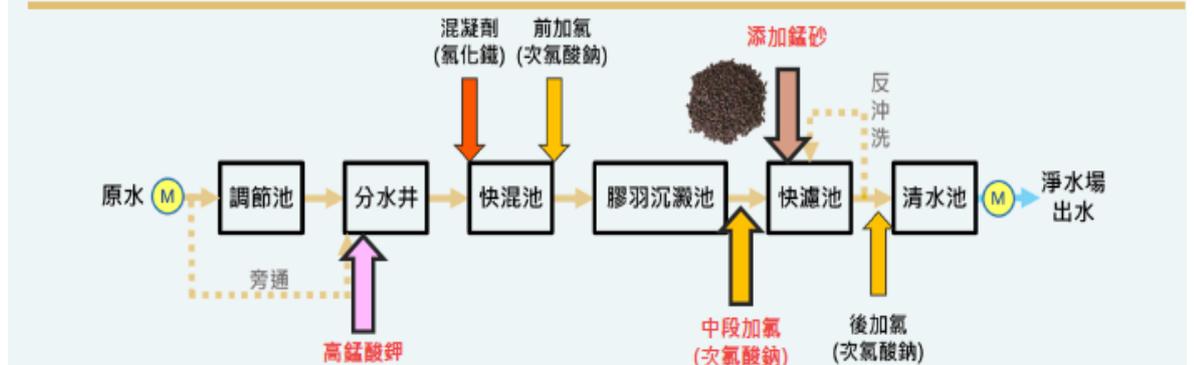
圖 9 南化淨水場淨水端改善對策—添加預氯

淨水端—淨水操作改善

4.原水高濃度錳因應對策

若前述水源端及淨水端因應措施，無法有效降低原水錳或產生其他水質問題，則需進一步改善淨水場設備，改善方案如下，可擇一改善或多管齊下：

	優點	缺點	可行性
氧化劑改用高錳酸鉀	有效降低消毒副產物	出水可能有色度，操作壓力大	低
中段加氯	有效降低消毒副產物、成本低	-	高
濾池添加錳砂	有效降低清水錳濃度	成本較高	高



資料來源：台水公司南化淨水場

圖 10 南化淨水場淨水端改善對策—淨水操作改善

(三) 台水公司專業訓練中心參訪內容

台水公司為培育自來水專業人才，將閒置多年的新營淨水場舊址活化改造為嶄新之專業訓練園區，該專業訓練中心佔地4.1公頃，於2020年完工，集教學、訓練、研究、開會、休閒等功能於一身，是亞洲最具規模、功能最完善的國際級自來水事業專業訓練園區。

該專業訓練中心之建物與設備包括教學大樓、國際會議廳、各式專業訓練場及實習場、學員宿舍等設施，供台水公司培訓自來水專業人才，俾提供用戶更優質的用水服務。同時還可配合政府政策，協助友邦國家培訓自來水種子人才，促進國際水務工作交流與發展。在專業設施外，該訓練園區亦設置了水資源生態池與自來水文物展示館，開放各級學校及團體機構參訪，故亦兼具環境教育功能。

值得一提的是，該訓練中心所設置的專業實習場地與設備非常多元豐富，包括高級淨水處理、傳統淨水處理、管線裝接、管線測漏...等專業實習場地與設備，各類別的自來水專業領域項目的相關儀器、設備均囊括在內，對於自來水從業人員而言確實可以提供非常具體、實務的訓練體驗，值得學習！



五、參訪心得

本次參訪交流行程主要針對北水處與南化淨水場共同面臨之含錳原水議題，參訪當日雙方就各自面臨之挑戰與處理經驗進行分享交流，受益良多，茲將北水處、南化淨水場所面對之含錳原水議題與應變對策之同、異處加以分析(表 1)，供作為參訪心得並分享予處內同仁。相關資料整理分述如下：

表 1 北水處、南化淨水場面對之含錳原水議題與應變對策之同、異處

項目	子項目	異同	說明
水源	錳來源	同	錳來源均是水庫低層厭氧還原反應造成。
	主要水源	異	北水：南勢溪 75%，水庫 25%；水庫屬間歇性放流，可能 0 放流，也可能連續放流多日。 南化：完全為南化水庫放流水。
	管轄權	異	北水：對水源水質完全沒有管轄權限。 無法主動調整放流高程。 南化：有南化水庫整治權。 可主動調整放流高程。
	對錳預測	異	北水：不太能預測錳是否會超負荷(因中間還會經過南勢溪水、直潭壩庫容等混合稀釋，間歇性放流可能也對到場時錳濃度有影響)，目前依靠翡翠水庫每週 1-2 次(平時-1、3 號橋，冬季-水庫分層)採樣送驗分析結果作為預判。 南化：藉由每周/次檢測原水水質可掌握原水錳趨勢，如錳濃度達標則增加檢測頻率。
	發生時機、濁度	異	北水：多在冬季，濁度一般很低。 南化：多在大雨、越域引水時，梅雨颱風季(4-9 月)，高錳伴隨高濁度。
淨水場淨水流程	淨水流程	同	均傳統流程：混凝、沉澱、快濾、消毒。 前加氯、後加氯。
		異	北水：液氯消毒，混凝劑 PACl。 前加氯位置(沉砂池尾端)。 南化：漂水消毒，混凝劑(氯化鐵)。 前加氯位置(快混池後)，預加氯(調節池前、分水井前)。

項目	子項目	異同	說明
應變	水源改善	異	北水：靠翡管局不定期採樣。 南化：水庫改善(陸挖、抽泥、水力排砂)。 調整取水策略(調整取水高程)。 新增備用水源(曾文水庫)。
	淨水流程因應	異	北水：低濁度原水，快濾池反應。 提高前氣，保持高濾前餘氣。 南化：伴隨高濁度原水，增加預加氯。 提高前加氯量(可能靠高濁度反應)。 增加預加氯(延長反應時間)
	餘氯控制標準	異	北水：分水井餘氯>1.2ppm。 濾前餘氯 0.8~1.0pm。 濾後餘氯>0.2ppm。 清水餘氯 0.5~0.6ppm 南化：濾前餘氯>0.3ppm 清水餘氯 0.7~0.9ppm
	應變標準	異	北水：原水錳>0.05ppm。 南化：原水錳>0.075ppm。
	減水依據	異	北水：原水錳濃度達標(1.0ppm)。 南化：清水錳濃度達標(0.04ppm)。
	未來改善	異	北水：精確化應變執行。 南化：氧化劑改用高錳酸鉀(預加氯位置)。 中段加氯(濾前)。 濾池添加錳砂。

北水處與南化淨水場的主要差異在於原水錳發生頻率不同、水庫管轄權不同，而造成兩場在應變、改善方式的選擇上有較大差異，因為北水處淨水場高濃度錳原水屬間歇性、低頻度的發生，導致在處理流程改善上不具顯著效益，因此選擇最小變動的改善方式。

另外，對於南化淨水場在應變的降載條件上，因其訂定的策略方式為以清水錳濃度為標準，實為內含淨水場處理能量之考量；北水處應變方式可參考改善。