

國立交通大學
環境工程研究所

碩士論文

低濁原水處理策略評估：實驗室及現場診斷

Strategy evaluation of low turbidity water
treatment: laboratory and field diagnosis



研究生：劉奕甫

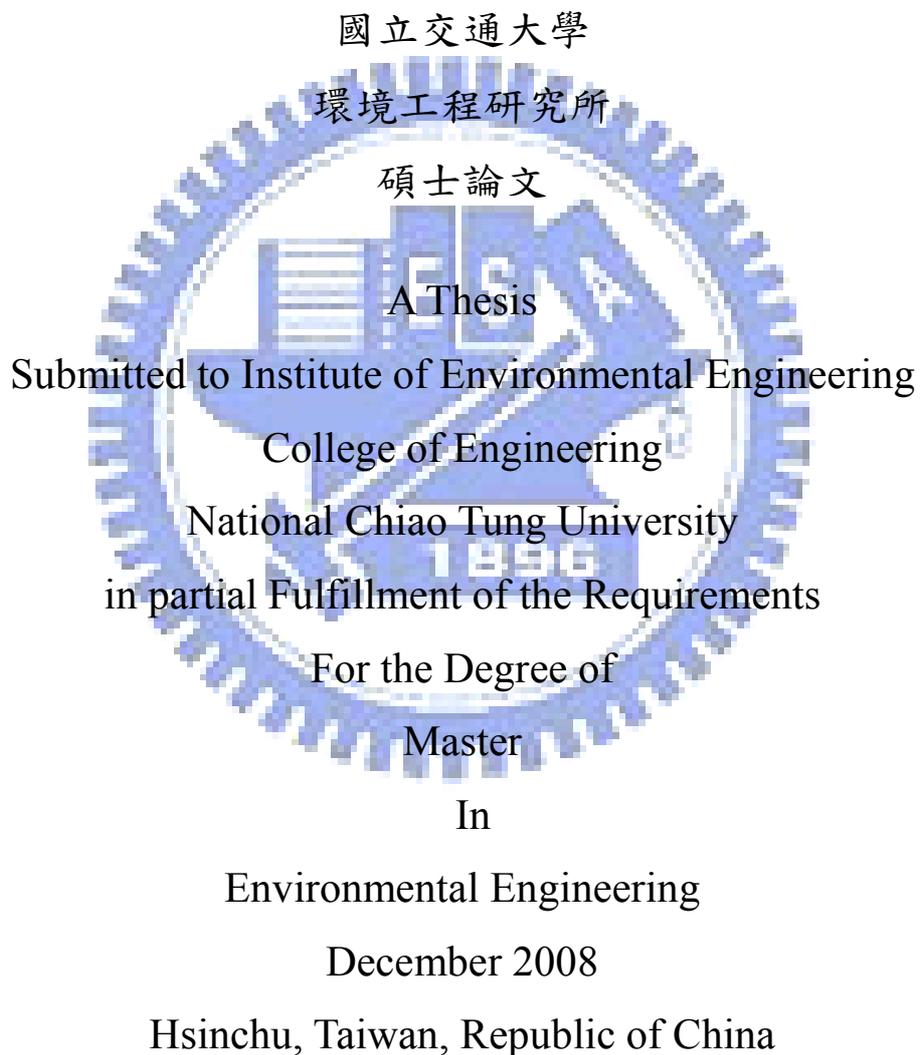
指導老師：黃志彬 教授

中華民國九十七年十二月

低濁原水處理策略評估：實驗室及現場診斷
Strategy evaluation of low turbidity water treatment:
laboratory and field diagnosis

Student : YiFu Liu (劉奕甫)

Advisor : Chihpin Huang (黃志彬)



中 華 民 國 九 十 七 年 十 二 月

低濁原水處理策略評估：實驗室及現場診斷

研究生：劉奕甫

指導老師：黃志彬 教授

國立交通大學環境工程研究所

摘 要

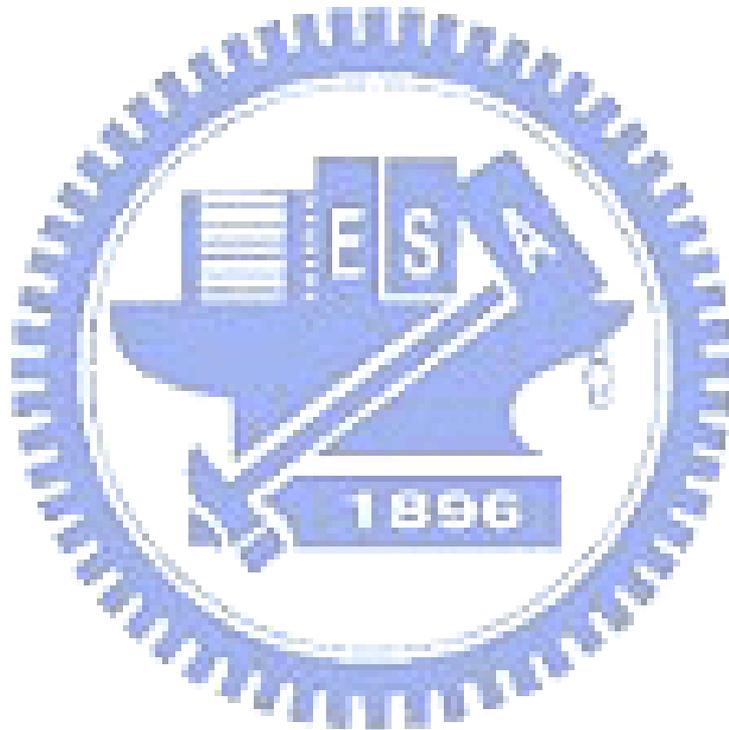
低濁原水因顆粒濃度較低，混凝過程中顆粒不易碰撞而聚集，常導致混沉效能不佳。此外，當低濁原水中含有藻類或溶解性有機物時，會增加混沉處理之難度，造成後續固液分離單元之負荷。因此，本研究主要評估國內各淨水場遭遇低濁原水時之最適處理策略。

本研究收集了龍潭淨水場、板新給水廠、平鎮給水廠及寶山給水廠之低濁原水。先以實驗室批次試驗評估不同混凝劑種類對各低濁原水之混沉效能及混沉後上澄液之過濾性，並比較低濁原水與較高濁度原水之處理策略。在完成實驗室評估試驗後，分別對出現低濁低有機物原水及低濁含藻原水之淨水場(龍潭淨水場及寶山給水廠)現場診斷，以評估淨水場遭遇低濁原水之現場處理策略。

低濁原水水質及顆粒物化分析結果顯示，淨水場遭遇之低濁原水可分為低濁低有機物、低濁含藻及低濁高有機物原水(即白濁水)。實驗室混沉及過濾性試驗結果顯示，使用聚矽酸鐵混沉處理低濁低有機物、低濁高有機物及低濁含藻原水之效能皆優於硫酸鋁及聚氯化鋁，以致混沉後上澄液之過濾性較佳。以聚氯化鋁混沉處理低濁高有機物原水時，高純度聚氯化鋁混凝劑之電性中和能力較強，因此所需之最適加藥量較低，其混沉後上澄液之過濾性亦較佳。商用低純度聚氯化鋁混凝之最適 pH 值為中性，而高純度聚氯化鋁混凝之最適 pH 值在偏鹼性(pH 9)。在處理較高濁度原水時，高純度聚氯化鋁之混沉效能及混沉後上澄液之過濾性皆優於低純度聚氯化鋁及硫酸鋁。另一方面，低純度聚氯化鋁混凝劑搭配少量(0.1 mg/L 以下)高分子凝集劑使用有助於各低濁原水混沉後上澄液過濾性之提升。

由龍潭淨水場駐廠診斷結果顯示，現場及實驗室混沉操作後上澄液 STI 值間之相關性(R^2)達 0.93。因此，STI 可作為遭遇低濁低有機物原水之淨水場現場混凝加藥指標；由寶山給水廠駐廠診斷結果顯示，寶山第一水庫中表層水含有較多藻類，不利於混沉及過濾，且需添加較多之混凝劑方可有效改善沉澱池上澄液之過濾性。

關鍵字：低濁原水、藻類、有機物、過濾性試驗



Strategy evaluation of low turbidity water treatment :

Laboratory and Field diagnosis

Student : YiFu Liu

Advisor : Prof. Chihpin Huang

Institute of Environmental Engineering
National Chiao Tung University

Abstract

Low turbidity water is hard to treat by traditional coagulation/flocculation process. The concentration of particles in water is too low to cause effective particle collision and aggregation. The situation is worsened when the raw water contains algae and soluble organics, resulting in the overloading of the subsequent treatment and unstable water supply. The aims of this work are to characterize the low turbidity raw water, to on-site diagnose the treatment problem, and to optimize the treatment process.

Five water purification plants, namely, Long-Tan water treatment plant, Ban-Shin water treatment plant, Liyuitan water treatment plant, Ping-Jhen water treatment plant, and Bao-San treatment plant, were the object of study including the characterization of the chemical and physical properties of raw water, coagulation efficiencies of various coagulants, and filtration of the coagulation effluent. Long-Tan water treatment plant and Bao-San treatment plant were selected for on-site diagnoses and evaluation. The low turbidity water collected from Long-Tan water treatment plant was found containing either high organics or low organics. Low turbidity water from Ping-Jhen water treatment plant contained only low organics while those from Liyuitan water treatment plant and Bao-San treatment plant contained algae. Among them, the low turbidity water with high organics is the so-called white turbidity water. The turbidity of the raw water for Ban-Shin water treatment plant was relatively higher than the rest.

Coagulation with various coagulants, namely, polysilicato-iron (PSI),

alum and polyaluminum chloride, and the filtration of the supernatant after sedimentation were performed on low turbidity water with low organics, low turbidity water with high organics and low turbidity water with algae. Pre-coagulation with PSI was superior to the other two coagulants in improving the filterability of the water. Up to 50% improvement has been observed. In treating low turbidity water with high organics content, lower dosage of PACl was required to achieve charge neutralization and satisfactory filterability. Optimum particle removal was observed at pH 9 for PACl and pH 7 for Alum. Poor filterability was found with Alum treatment. In treating the relatively higher turbidity water from Ban-Shin water treatment plant, PACl performed the best. Although the polymer improved the filterability of the pre-settled water, the dosage must be kept under 0.1mg/L.

The on-site evaluation in the Long-Tan water treatment plant showed increased residual turbidity and poor filtration. It has been attributed to the broken flocs due to the strong shear force on flocs during the transportation from the sedimentation tank to filtration basin. The efficiency of the flash mixer was enhanced after improving the coagulant dosing system. The correlation coefficient between the result from pilot plant study and that from laboratory experiment was 0.93, indicating that the STI (suction time index) could be used as the index of operation. The on-site study in Bao-San water treatment plant discovered that the raw water supply from the Bao-San first reservoir contains great amount of algae, which not only interferes with the operation efficiency of Bao-San water treatment plant but also demands more coagulant.

Keyword : Low turbidity water; Algae; Organics; Filtration

誌謝

一個階段的結束，正是另一階段的開始。

時光飛逝，二年半的光陰就悄悄的從我指縫中溜走了，在這二年半的的研究所生活裡，首先要感謝的是恩師黃志彬 教授及袁如馨 教授在研究上及生活上傾心的的指導及關懷，才能順利完成學業及論文，且讓我的心智更加的成長茁壯，使學生在獲益良多。論文口試期間承蒙袁如馨 教授、謝永旭 教授及劉志成 教授在百忙中抽空前來且不吝予以學生多方斧正，提供寶貴的意見及經驗，使學生論文更臻完整，在此表示誠摯的謝意。

志麟學長在實驗方法及研究觀念上的教導，就像是在研究的道路上，遠方的一盞燈，指引迷途旅人正確的方向，心中感佩之情溢於言表。文彬、惠玲、育俊、靖宜、文善、淑芬、昭瑩等學長姐在平常學校生活上給予的幫助，當我在有困難及問題時，總是能不吝的伸出援手，提供知無不言、言無不盡的諮詢服務。此外還有正隆學長、水公司的徐玫玲股長、張騏晉工程師等相關工作人員，在我計畫期間的採樣、現場評估等，給予莫大的幫助及配合。謝謝你們的幫助!!

當然還有我的同窗好友譬如、嘉玲一起共同渡過專討的無聊時光及大大小小的報告、考試。與我每日朝夕相處在二館的靜逸，總是在煩悶的時候帶來新鮮的話題及分享最新的資訊，讓我足不出門能知天下事。雅茹、伶秀、思穎、于婷、信元、耀聞、建宏、靜芳、敏嘉、家馨等學弟妹一起唱歌、煮火鍋、烤肉等快樂的時光，有了你們，讓我在交大這二年半的生活中增添了許多的回憶及樂趣。

最後感謝父母在我求學道路中不論是如何的荒唐、跌倒總是無怨無悔的付出，提供給我無悠無慮的生活，給我繼續走下去的機會及勇氣，姐姐和弟弟在我回家時，總是能讓我重新感覺到家的溫馨，最後僅將完成論文的喜悅與你們分享!!

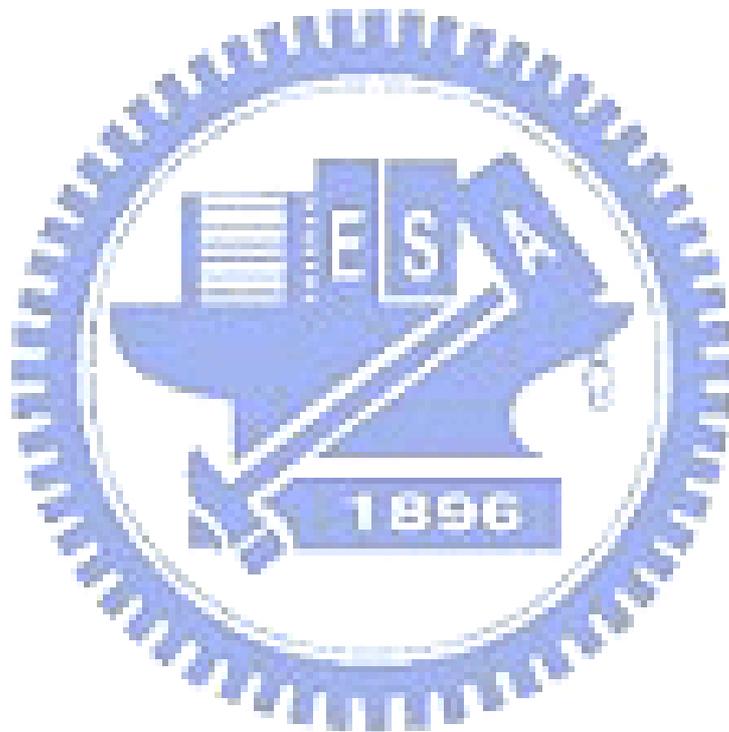
奕甫謹誌
九十七年冬
于 風城

目錄

目錄.....	I
表目錄.....	IV
圖目錄.....	V
第一章 前言.....	1
1-1 研究緣起.....	1
1-2 研究目的.....	2
第二章 文獻回顧.....	3
2-1 低濁水.....	3
2-1-1 濁度的來源.....	3
2-1-2 濁度顆粒特性.....	4
2-2 低濁水處理技術.....	6
2-3 含藻類的低濁度原水.....	13
2-3-1 藻類特性對混凝/膠凝程序之影響.....	13
2-3-2 藻類特性對淨水程序(clarification process)之影響.....	15
2-4 加藥量控制對過濾性之影響.....	18
第三章 研究方法及步驟.....	20
3-1 實驗材料.....	22
3-2 實驗設備及分析儀器.....	25
3-3 混凝劑特性分析.....	30
3-4 混凝試驗.....	32
3-4-1 瓶杯試驗.....	32
3-4-2 光纖膠羽偵測儀(PDA)監測.....	34
3-5 過濾性試驗.....	35

第四章 結果與討論	36
4-1 低濁低有機物原水	36
4-1-1 混凝劑種類對低濁低有機物原水混沉去除效能及過 濾性之影響	38
4-1-2 高分子凝集劑對低濁低有機物原水混沉去除效能及 過濾性之影響	44
4-1-3 PACl 搭配高分子凝集劑對低濁低有機物原水混沉效 能及過濾性之影響	46
4-1-4 混凝劑稀釋效應對低濁低有機物原水混沉效能及過 濾性之影響	48
4-2 低濁含藻原水	53
4-2-1 混凝劑種類對低濁含藻原水混沉效能及過濾性之影響	56
4-2-2 PACl 搭配高分子凝集劑對低濁含藻原水混沉效能及 過濾性之影響	62
4-3 低濁高有機物原水	65
4-3-1 水質及顆粒物化特性分析	65
4-3-2 混凝劑種類對混沉效能及過濾性之影響	79
4-3-3 不同純度 PACl 混凝劑對低濁高有機物混沉效能及過 濾性之影響	99
4-3-4 pH 對不同純度 PACl 混凝劑混沉效能之影響	104
4-4 較高濁度原水	107
4-4-1 混凝劑種類對較高濁度混沉效能及過濾性之影響 ..	108
4-5 實場研究	111
4-5-1 龍潭淨水廠	111

4-5-2 寶山給水廠.....	115
第五章 結論與建議	122
5-1 結論	122
5-2 建議	124
參考文獻.....	125
附錄.....	130



表目錄

表 3-1	混凝劑鋁型態分析	31
表 4-1	低濁低有機物原水水質及物化特性分析	37
表 4-2	低濁含藻原水水質及物化特性分析	54
表 4-3	低濁高有機物原水水質及顆粒物化特性(2007.10.26)	66
表 4-4	低濁高有機物原水水質及顆粒物化特性(2008.8.11)	76
表 4-5	PACl、PSI 之膠羽強度係數及再回復係數	96



圖目錄

圖 3-1	研究架構	21
圖 3-2	光纖膠羽偵測儀(PDA)	28
圖 3-3	膠羽絮凝指數(FI)	29
圖 3-4	PDA 實驗配置圖	34
圖 4-1	硫酸鋁加藥量與(a)混沉後上澄液殘餘濁度與過濾性及(b)顆粒表面界達電位之關係	39
圖 4-2	PACl 加藥量與(a)混沉後上澄液殘餘濁度與過濾性及(b)顆粒表面界達電位之關係	41
圖 4-3	PSI 加藥量與(a)混沉後上澄液殘餘濁度與過濾性及(b)顆粒表面界達電位之關係	43
圖 4-4	高分子凝集劑加藥量與(a)混沉後上澄液殘餘濁度與過濾及(b)顆粒表面界達電位之關係	45
圖 4-5	PACl 搭配高分子凝集劑加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係(龍潭 PACl :1 mg/L)	47
圖 4-6	PACl 搭配高分子凝集劑加藥量與混沉後上澄液殘餘溶解性有機物之變化(龍潭 PACl :1 mg/L)	47
圖 4-7	(a)經稀釋 PACl (b)未稀釋 PACl 不同加藥量與膠羽絮凝指(FI)及殘餘濁度之關係	50
圖 4-9	未經稀釋 PACl 混凝過程膠羽粒徑及數目之變化(加藥量：1.5 mg/L as Al)	52
圖 4-10	稀釋 PACl 混凝過程膠羽粒徑及數目之變化(加藥量：1.5 mg/L as Al)	52
圖 4-11	細針桿藻(<i>Synedra</i>)之顯微鏡照片($\times 170$)	54

圖 4-12	星盤藻(<i>Pediastrum</i>)之顯微鏡照片($\times 470$).....	55
圖 4-13	色球藻(<i>Chroococcus sp</i>)之顯微鏡照片($\times 770$).....	55
圖 4-17	PACl 加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係	59
圖 4-18	PSI 加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係	61
圖 4-19	PSI 混凝過程膠羽粒徑及數目之變化	61
圖 4-20	PACl 加藥量對低濁含藻原水混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係	64
圖 4-21	PACl 搭配高分子凝集劑加藥量對低濁含藻原水混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係	64
圖 4-22	龍潭淨水場原水顆粒表面界達電位與 pH 之關係	67
圖 4-23	龍潭淨水場顆粒之光學顯微鏡觀察: (a)低濁度原水懸浮粒($\times 200$); (b)聚集沉澱後之顆粒($\times 200$).....	68
圖 4-24	龍潭淨水場原水顆粒之 FTIR 表面官能基分析	70
圖 4-25	龍潭低濁度難處理原水薄膜之觀察(a)原水 pH 7.9($\times 4000$)(b)改變至 pH 4($\times 3000$)(c)改變至 pH 11($\times 1000$)	72
圖 4-26	龍潭低濁度難處理原水薄膜之元素分析(a)原水 pH 7.9(b)改變至 pH 4(c)改變至 pH 11	74
圖 4-27	龍潭淨水場原水顆粒表面界達電位與 pH 之關係	76
圖 4-28	龍潭淨水場原水顆粒之 FTIR 表面官能基分析	77
圖 4-29	龍潭淨水場原水顆粒之顆粒粒徑分析	77
圖 4-30	混凝劑種類不同加藥量下對 pH 變化之影響	80
圖 4-31	混凝劑種類不同加藥量下對顆粒表面界達電位之影響	81
圖 4-32	混凝劑種類與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係	84
圖 4-33	混凝劑種類不同加藥量下對殘餘溶解性有機物之影響	86
圖 4-34	不同混凝劑種類下膠羽生成大小與混沉後上澄液殘餘濁度	

之關係	88
圖 4-35 混凝劑種類不同加藥量下膠羽生成粒徑	91
圖 4-36 (a)PACl 及(b)PSI 不同轉速下膠羽破碎後再聚集之膠羽粒徑	95
圖 4-37 PACl 及 PSI 之膠羽強度	96
圖 4-38 PACl 及 PSI 再聚集後之膠羽碎形維度	97
圖 4-39 不同純度 PACl 加藥量下龍潭淨水場難處理原水之混沉效能: (a)界達電位、(b)與(c)上澄液殘餘濁度及過濾性及(d)最終 pH	103
圖 4-40 pH 對 PACl 混沉效能之影響(a)殘餘濁度、(b)界達電位 ..	105
圖 4-41 pH 對 PACl-Al ₁₃ 混沉效能之影響(a)殘餘濁度、(b)界達電位	106
圖 4-45 龍潭淨水場四期(a)現場慢混池及實驗慢混上澄液之過濾性 (b)四期快混池顆粒表面電位	113
圖 4-46 現場操作與實驗室過濾性試驗之相關係	114
圖 4-47 寶山給水廠(a) 一期沉澱池上澄液顆粒粒徑及數目變化(b) 二期沉澱池上澄液顆粒粒徑及數目變化	116
圖 4-48 寶山給水廠一期及二期快混池顆粒表面電位變化	117
圖 4-49 寶山給水廠一、二期沉澱池上澄液過濾性之比較	118
圖 4-50 寶山給水廠二期各單元顆粒粒徑及數目之變化	119
圖 4-51 寶山二期各單元增加加藥量前慢混沉澱顆粒粒徑及數目之 變化	120
圖 4-52 寶山二期各單元增加加藥量後慢混沉澱顆粒粒徑及數目之 變化	121
圖 4-53 寶山給水廠二期各單元改變加藥量前後慢混沉澱顆粒粒徑 及數目之變化對過濾性之影響	121

第一章 前言

1-1 研究緣起

台灣自來水的淨水及供水問題除了在颱風季節因大雨沖刷地表使得濁度高達數萬度，造成淨水場處理之困難外，平時發生之低濁度原水也會增加淨水場處理的難度。

低濁水主要來源為水庫水及地表水，水中濁度可以分為無機性、有機性顆粒及溶解性有機物，無機性顆粒大多為黏土顆粒、砂及微量金屬元素等。有機性顆粒為浮游生物，如藻類等，溶解性有機物來源主要是腐敗的植物產生之腐植酸和其他有機混化物。

低濁度原水因為濁度顆粒較少且穩定，混凝過程中不易碰撞，造成聚集效果差，易形成質輕且細小之膠羽。當低濁水中含有較高的溶解性有機物時，此時顆粒間電性排斥力大，顆粒較不易混凝去穩定，若顆粒濃度及粒徑越小，此現象更為明顯。另外，當低濁原水中含有大量藻類時，因藻類的存在會增加混凝劑消耗量亦會增加混沉過濾移除的困難。

過去的研究中，曾提出許多固液分離的方式用以處理低濁水，包括以磁場分離的高磁力分離技術及以強烈離心慣性使混凝劑充分混合的微螺旋混凝低脈動沉澱技術，此外還有溶氣浮除法、薄膜過濾法、微絮凝接觸過濾法，但是這些處理方法目前都不適用於淨水場的操作，淨水場處理低濁水之方式仍以混凝沉澱為主或以無機混凝劑搭配高分子凝集劑提升顆粒的聚集效果。然而，低濁度原水顆粒聚集效果差，淨水場往往藉由加入過量的混凝劑增加顆粒去穩定的效率，但過量加藥更容易造成濾池濾程的縮短。因此，本研究之目的主要在不

增加濾池負荷的操作條件下，評估低濁水混沉之最適加藥策略及高分子凝集劑之使用方式，並以吸取時間指標(過濾性指標)作為低濁度原水最適加藥策略評估之適用性。

1-2 研究目的

1. 探討混凝劑種類對低濁度原水混沉處理效能及過濾性之影響。
2. 探討高分子凝集劑對低濁度原水混沉處理效能及過濾性之影響。
3. 探討吸取時間指標(Suction time Index)作為評估低濁度原水最適加藥量之適用性。



第二章 文獻回顧

2-1 低濁水

淨水場常遭遇到之濁度水可分為高濁度水及低濁度水，根據統計結果顯示，國內水場處理之原水年平均濁度約為 20 NTU (陳，2005)，但當颱風暴雨季節，因大雨沖刷表土，河川水中濁度顆粒增加，水場之原水偶爾達到數萬 NTU 以上，此時水場即得面臨高濁水處理問題。相反地，低濁度水乃因少數水場之水源水質特殊(如水庫水或地下水)、地質及地形或季節性關係造成河川水之濁度低於 10 NTU。水場處理低濁水之問題受顆粒大小、表面特性及水質條件均不相同。因此，為了瞭解水場遭遇之低濁度原水問題及其處理方式或技術，以下針對濁度的來源、顆粒的特性、濁度去除與病原蟲的關係、低濁度原水處理方式及加藥量對過濾性之影響進行詳述。

2-1-1 濁度的來源

在原水中的顆粒可能由無機物質，病原體或是有毒的物質所組成。這些顆粒可能也提供了殺蟲劑、其他合成有機化學物和重金屬可吸附的位置。在自來水中顆粒存在會使出流水造成混濁而且他們會保護微生物使消毒劑失去活性。因此，在提供高品質自來水方面去除大量的顆粒是水處理的主要任務。為了達到加強顆粒的去除，瞭解顆粒的物理特性是必要的。

濁度是水中主要顆粒的物理特徵，用以測量水質是否清淨，其表示方式是靠量測光線經由被顆粒或分子散射和吸收的光學特性。濁度形成主要的原因是懸浮物質或不純物質存在於清澈的水。這些不純物質包括了泥土、泥沙、微小的無機物和有機物、溶解性有機混合物、浮游生物和其他微小有機物。

原水中濁度的典型來源包括了：

1. 廢污的排放
2. 在貯水池、河、湖中的藻類或水中雜草和其被分解後的產物
3. 腐敗的植物、葉子產生的腐植酸和其他有機混合物
4. 濃度高的鐵離子導致水產生紅繡色
5. 處理過程中產生的氣泡及顆粒

此外，水中含有過多的藻類會造成諸多處理程序上負面的影響，如阻塞濾池、縮短濾程、導致水質惡化、飲用水口感不佳等問題，而水中的腐植酸及有機物亦會造成淨水處理上的困難。生產清淨的自來水對於人們的使用和製造業的消耗是很重要的。

2-1-2 濁度顆粒特性

濁水主要起因於河川中含有懸浮性之膠體物質，而造成水呈現渾濁。然而，因為河川地質及地形關係，造成不同區域之河川水中之濁度物質特性不盡相同。當颱風暴雨時期，因雨水強烈沖刷河床，使河川水含大量泥沙，造成水場原水濁度暴增，此時之濁度物質濃度相當高，且顆粒間之排斥力強，導致高濁水之顆粒不易沉降。國外研究指出高濁水之處理問題主要為污泥沉降性差(Li and Gregory, 1991)，陳氏(2005)，發現國內北部及南部之高濁水特性差異大，北部之高濁水顆粒粒徑小且比重低，不易沉降；南部之高濁水顆粒粒徑大且比重高，沉降性較佳。國內北部及南部天然高濁水之 pH 值約為 8，屬中性偏鹼性水，溶解性有機物(DOC)含量差異不大，均約為 2.5 mg/L。

相反地，低濁水之濁度物質主要來自水庫水或地下水，其濁度物質濃度少，溶解物質較多，顆粒間之排斥力並不強，但因低濁水之濁度顆粒粒徑及密度均較小，故低濁水中含有許多懸浮態的小顆粒。根

據陳氏(2005)研究調查顯示國內以地下水為水源之淨水場原水之濁度範圍為 0.2~1.0 NTU，氣候因素對其濁度變化影響不大。然而，國外以水庫為水源之水場低濁水水質特性，其濁度均低於 1 NTU，且有機物含量低。

此外，近年來，國內北部部分水場發現在颱風或上游水庫洩洪 1~2 週後，下游河川中會出現穩定性極佳的懸浮微粒，此濁度水稱之為白濁水，其顆粒粒徑相當細小，久置不易沉澱(翁，2003)。然而，白濁水出現的比例不高，但無論水源使用為地下水或河川水皆有可能發生白濁水問題，造成此現象之可能原因應與淨水場取水口上游水源性質、土壤性質或地下岩層種類有關。白濁水之濁度值不高，約在數 NTU 至數十 NTU 左右，大部分之白濁水濁度值約在 10 NTU 以下，且白濁水出現的時間通常在 1~2 天，最高可達約 2 個月。因白濁水顆粒之穩定性極佳，即使經過初沉池的處理程序，仍然無法將水中之懸浮顆粒去除，此現象造成後續處混沉及過濾單元的負荷增加。

2-2 低濁水處理技術

因為低濁水中顆粒少，無法提供凝結核與混凝劑產生良好的效果，故混凝效率不佳。國外因緯度較高，氣溫較低，在氣候寒冷地帶，冬季地表水水溫常降到 $0\sim 2^{\circ}\text{C}$ 、濁度降到 30 NTU 以下，這種低溫低濁水的處理更加困難，主要的原因為低溫水的粘度大，液層間的內阻力大，單位時間單位體積顆粒的碰撞次數減少，不利於水中微小顆粒碰拉、凝聚和絮凝體的成長，絮凝速率和顆粒沉降速度也減小。低溫低濁水中的雜質主要以細的膠體分散體系溶於水中，膠體微粒的動力穩定性和凝聚穩定性較強。國內低濁水處理技術之主要處理技術以混凝沉澱處理為主。

1. 混凝沉澱

a. 鋁系混凝劑

硫酸鋁及聚氯化鋁(PACl)為目前台灣淨水廠使用最普遍的混凝劑，因此為符合淨水廠混凝劑使用種類在混沉效能評估的部分混凝劑的使用也以硫酸鋁及聚氯化鋁(PACl)為主。

(1) 硫酸鋁

鋁鹽是現今使用最為廣泛的混凝劑，一般傳統鋁鹽的混凝劑有硫酸鋁(明礬)、氯化鋁，主要以硫酸鋁為主，硫酸鋁又稱明礬由 15~22% 的氧化鋁及 18 個結晶水結成顆粒形，分子量大約等於 666，它含有硫酸根，在混凝過程中也有一定的作用，硫酸鋁在水中混凝機制主要有電性中和及沉澱掃除二個去除穩定機制，此二個去穩定機制之發生時機和水中濁度高低有關，其優點為價格便宜，適用於各種原水水質，不增加色度，但形成之膠羽較鬆散，容易破碎。

(2) 聚氯化鋁

氯化鋁在聚氯化鋁混凝劑開始發展後，已鮮少直接作加藥使用，通常是被用來製造聚氯化鋁混凝劑。在經過長時間的發展後，技術已經非常成熟，發展出許多方法，為最普遍使用的預水解鹽類混凝劑，常見的實驗室方法，如緩慢滴入法、快速滴入法、一次加鹼法、固體加鹼法....等等，在這麼多方法中其主要步驟是以 NaOH 或 NaHCO₃ 加入氯化鋁中，但所製備出來的混凝劑特性會因其所應用的製備方法而有所不同，主要是在於鹼液與鋁液的微界面不同，對混凝劑的形態分佈和混沉效能有很大的影響。

聚氯化鋁的穩定性比傳統的混凝劑要好的多，因聚合鋁的主要形態是 Keggin 結構的 Al₁₃，它以一個氧基配位四面體鋁作為核心周圍被 12 個八面體的鋁包圍，所以不易解體和繼續水解，其形態較穩性較一般鋁鹽的水解生成物高，如硫酸鋁和氯化鋁在水中溶解後自發的水解，形成的產物形態主要是以羥基鏈結的化合態，在高 pH 值下會繼續水解，在達到過飽和狀態下開始發生沉澱。(陳，2005)

聚氯化鋁具有較強的膠凝能力，帶 7 個正電荷的 Al₁₃ 易與水中帶負電膠體粒子電性中和，此種混凝劑產生之膠羽聚集迅速且質密，可減少沉澱時間，因此所需沉澱池面積也可以減少，增加處理能力，且生成之污泥脫水性較佳，有利於後續的污泥處置。理論上，聚氯化鋁以多核鋁物種為主，在高濃度中也能維持穩定性，且鹽基度高，所需消耗之鹼度較其他混凝劑少。聚氯化鋁含有高價陽離子，架橋能力強，在低濁度的處理效果是硫酸鋁的約 1.2~1.5 倍，有效絮凝範圍廣，可達 pH 6~9 之間，適溫性好，混凝效果不受水溫影響，但超過 40°C 時處於不穩定狀態。(杭，2002、自來水公司，2007)

Amirtharagjah & Mill (1982)研究指出通常使用硫酸鋁以沉澱掃除的機制處理低濁水原水能有效去除濁度，但過量加藥會造成水中小顆粒數目增加，也有研究顯示以硫酸鋁及聚氯化鋁處理低溫低濁水，發現使用聚氯化鋁可以減少其投加藥量，並可大幅減少污泥的產量(李等，2006)

施等人(2000)以硫酸鋁及聚氯化鋁去除含高嶺土與 *Chlorella* 藻類水樣時，發現高嶺土與藻類的去除效率隨藻類數量的增加而提高，且混凝特性以藻類為主。以聚氯化鋁為混凝劑時，混凝機制為電性中和為主，以明礬為混凝劑時，在低加藥量下以電性中和為主，在高加藥量下以沉澱掃除為主。Ebie et al. (2006)以高解析度顆粒計數儀偵測鋁鹽及鐵鹽混凝去除低濁水中之顆粒研究發現，在較高的攪拌速度梯度($G=1000\text{ s}^{-1}$)下，可減少低濁水中 $1\sim 3\text{ }\mu\text{m}$ 小顆粒的數目，將有效減輕過濾池的負擔。

b. 鐵系混凝劑種類

(1)鐵鹽混凝劑

常用的傳統鐵鹽混凝劑有氯化鐵、硫酸鐵、硫酸亞鐵等，鐵鹽混凝劑所產生 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 分子量比鋁鹽混凝劑產生的 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 大，可以產生質密且重的沉降膠羽，混沉效能要比鋁鹽好，使膠羽能快速沉澱，縮短所需沉降時間，但是鐵鹽混凝劑有些不容忽視的缺點，例如保存和應用中的吸水性強及腐蝕性強，水處理後亞鐵殘餘色度大，尤其是與腐植質結合生成嚴重的色度問題，因此鐵鹽的應用不如鋁鹽來的廣泛。至致鐵鹽的優缺如下所述，優點: (1)膠體生成快速，顆粒密實，比重大，沉降速度快、(2)去除氮、磷效果好、(3)污泥脫水性好、(4)加藥操作區間寬，水溫變化影響小、(5)對重金屬及有毒物的吸附能

力強及(6)價格便宜。但儘管如此鐵鹽仍具有以下缺點: (1)酸性強，腐蝕性大，投加藥後 pH 變化大、(2)在低 pH 時，膠羽沉澱不易完全、(3)水解速度快，穩定性差、(4)殘餘亞鐵增加色度及(5)藥劑在高濃度時不易存放(湯等，2006)。

在水中的殘餘鋁是否引起殘餘毒性的問題開始受到重視後，人們開始尋求是否有能取代聚合鋁的混凝劑，所以聚合鐵混凝劑也開始發展起來，常見的有聚合硫酸鐵及聚氯化鐵。其中聚合硫酸鐵是僅次於聚氯化鋁最常被使用的混凝劑。聚合硫酸鐵的生產方式是以硫酸亞鐵及硫酸為原料，以亞硝酸鈉為催化劑，氧氣為氧化劑製成聚合硫酸鐵。

聚合氯化鐵因其受到沉澱問題的困擾，且其最大的問題在於提高濃度後穩定性較差，特別是提高鹼化度後易於發生沉澱變質，此為其商業化上最大的困難(湯等，2006)。

(2)聚矽酸鐵混凝劑(Polysilicate iron, PSI)

複合聚合混凝劑是新發展的混凝劑種類，以聚矽酸作為複合混凝劑成分有二種不同的方法，二種方法代表了不同的意義及用途，一種是以聚矽酸為主體，加入金屬鹽類或其他陰離子增加其穩定性，預防形成膠體，同時能相對減弱其負電荷強度，使其能成為預制生產和獨立使用的混凝劑商品。一種是以無機聚合混凝劑為主體，以不同形態的矽酸為添加劑以增加膠凝架橋能力，補充無機聚合混凝劑分子量不足之缺點，增強其效能。

Hasegawa et al. (1990)嘗試開發出一種新型無機聚合混凝劑同時具有電性中和及吸附架橋之能力，能提昇混凝作用及膠凝作用。而聚矽酸經常被做為助凝劑且對人體較無危害，所以作者試著採以能提供電性中和能力的金屬離子(鋁、鐵)加入高分子量的聚矽酸(Polymerized silicic acid)中，製造新型的無機高分子混凝劑。研究結果顯示，此種

混凝劑具有較高分子量，形成膠羽相當密實且去除濁度及色度的能力更優於傳統混凝劑。王(1997)以分別以三種不同的矽酸製品配置出不同 Si/Fe 及不同鹼化度的聚合矽酸鐵混凝劑。實驗結果說明了使用聚矽酸鐵混凝劑的膠羽生成速度快且大而密實，去除的機制主要是靠架橋作用，電性中和能力並不強，說明高分子量的矽酸加入後提高了架橋及沉澱掃除的能力。聚合矽酸鐵主要是以矽酸來加強聚合氯化鐵的穩定性、聚集性及減少腐蝕性，而 Si/Fe 及鹼化度的比值對於混凝劑的穩定性也有相當程度上的影響。Hasegawa 等(1999)發現使用聚矽酸鐵去除藻類不論是在效益上及藻類種類上皆有較好的效果。此外，Watanabe 等(2000)提出使用聚矽酸鐵用為混凝劑去除都市污水所產生的污泥有可能成為良好的磷肥。

Wang 等(2000)以聚矽酸鐵進行實場測試，實場試驗中採用 Si/Fe=3 的聚矽酸鐵及 PAC 做為混凝劑，原水來源是含有浮游生物的水庫水。實驗結果發現聚矽酸鐵在混沉及去除效果上與聚氯化鋁皆更有效益，且聚矽酸鐵膠羽的形成比聚氯化鋁更快，因此如果選用聚矽酸鐵做為混凝劑可以減少沉澱設備的尺寸。使用聚矽酸鐵混沉處理後的過濾水的浮游生物數目少於使用聚氯化鋁的數目。其研究結果亦顯示，沉澱水中大部份的殘餘膠羽在粗糙的無煙煤層被攔截住，故建議使用聚矽酸鐵可藉由增加濾料的顆粒粒徑達到較快的濾速。Ohno et al. (2004)量測膠羽的沉降速度及球形等面積膠羽粒徑 (spherical equivalent floc diameter) 計算膠羽的密度，發現在相同粒徑大小，聚矽酸鐵的密度大於鋁鹽的膠羽密度，且使用聚矽酸鐵混凝劑在不必經過慢混程序即可生成良好的膠羽。

Ebie et al. (2006)以聚氯化鋁及聚矽酸鐵(Si/Fe=0, 0.25, 1)混凝高嶺土顆粒，以顆粒計數器監測混凝過程中聚氯化鋁(pH 6.8)及聚矽酸

鐵(pH 6.0)顆粒聚集動力。研究結果顯示，在 150 s^{-1} 的低 G 值下，聚氯化鋁及聚矽酸鐵混凝劑，開始聚集的時間及聚集完成的時間皆隨混凝劑加藥量增加而減少，但殘餘顆粒濃度會隨混凝劑添加量增加而升高。藉由提高 G 值可促進混凝效率，此時所需之混凝劑量較少。此結果顯示最佳的 G 值操作條件比增加藥劑量更為重要，此時 $1\sim3 \mu\text{m}$ 的顆粒聚集效率最佳。

楊氏(2004)等以一種新型的聚矽酸金屬鹽混凝劑 (Polysilicic acid aluminium and ferric salt)，進行低濁水淨化實驗，可透過吸附架橋及電性中和作用去除水中膠體物質，且可獲得低的殘餘鋁含量。

綜合以上研究，聚矽酸鐵混凝劑膠羽形成快速，且沉降速度快，可以減少沉澱停留時間，對於含有藻類的原水也有較好的去除效果，有效減少總三鹵甲烷的生成。其中矽酸的加入有效的增加混凝劑的穩定性、聚集性及減少腐蝕性。

c. 高分子凝集劑

高分子凝集劑是高分子量有機聚合物，對於某些特殊水質(高濁、低濁或含有藻類等有機物高之原水)單使用混凝劑無法達到良好處理效果時，可添加高分子凝集劑增加吸附、電性中和及架橋作用的能力。而使用高分子凝集劑不會消耗水中的鹼度，對 pH 值的影響小，可形成較大的膠羽且沉降速度快，並可減少混凝劑的使用量及污泥的加成量。

因為濁度低時，水中膠體微粒濃度很小，分散相的面積 S 較小，若鋁鹽混凝劑加藥量增加時($[\text{Al}^{3+}]/S$ 的比值較大)，會形成密度小且結構鬆散的膠羽，此膠羽進入濾池時，隨著過濾的進行，過濾孔隙率不斷降低，水流剪刀逐漸增大，已截留的濁度粒子會較快發生剝離而進

入濾層下部流出濾池。然而，陽離子助凝劑(cationic polymer)的使用可以防止濁度在終期水頭損失到達穿透前，投加陽離子助凝劑作為主凝劑或助凝劑，能使濾後水質顯著改善。主要是陽離子助凝劑的使用增加了顆粒濃度，進而增加了膠羽聚合強度;其次，使用陽離子助凝劑時，有更強的微粒與濾料顆粒之間及微粒之間鍵的作用，減少脫附現象的發生。李等(2004)以陽離子高分子聚合物與無機凝劑用於低溫低濁水，研究中指出陽離子絮凝劑可以有架橋及電性中和兩種作用，正確的使用陽離子絮凝劑可改進過濾之效果如下：

- (1) 增加濾層內絮體內絮體的沉積速率。
- (2) 增加絮體在濾層內的穿透深度。
- (3) 使水頭損失最小並防上過早堵塞。

Khan & Thiem (2006)利用硫酸鐵與陽離子聚電解質，在最佳操作劑量(6 mg/L 硫酸鐵、1 mg/L polymer)及中性 pH 值條件下進行低濁水之凝試驗，發現只有在最適凝條件下，濾池才可有效的過濾去除濁度。Nguyen & Ripperger (2002)研究中指出使用高分子凝集劑可以提升薄膜通量，但過量的添加會吸附在膜表面形成一層膠體，將不利於過濾性的提升。

2-3 含藻類的低濁度原水

藻類是光合且生長於水相的植物，可利用無機營養源如氮及磷 (Manahan, 2000)。藍綠菌是典型的藍綠藻，因為它們具有執行光合作用的能力且有相類似的尺寸及顏色(WHO, 2004)。藻類在表面水體中是無所不在的，但對水處理程序中的污染程度相當低。然而，季節性的藻華(algal blooms)會急遽的增加污水處理程序的污染，造成水處理效率的低落。此外，藻類細胞及相關的同種異體的物質是三鹵甲烷 (THMs)前趨物質(Oliver, 1983;Wachter and Andelman, 1984;Graham et al., 1998)¹。臭味物質如 2-methylisoborneol (2-MIB)及 geosmin 存在於飲用水中已被證實為高度的藻類污染所引起的結果。

傳統生物學中，藻類可依據演化所產生不同顏色及細胞複雜度的特性加以分類(Bellinger, 1992)。然而，因為藻類無法依據其特性而被分類，生物學上的分類方式對於水處理程序的助益不大。在特定的藻類門裡面，藻種在表面型態及其他重要官能基(包括組成及排泄的胞外有機物質(Extracellular Organic Matter, EOM)含量)變化相當大。

在飲用水處理上，藻類的去除是必要的。因此，瞭解水處理程序中存在的藻類特性及水處理中對後續混凝、沉澱及過濾程序移除藻類之影響為目前飲用水處理上相當重要的課題。

2-3-1 藻類特性對混凝/膠凝程序之影響

早期的研究中，藻類之混凝機制主要為藻類間的相互吸引及電性中和，以及初始形成的正電荷氫氧化物絮狀物(floculi)(Ives, 1959)所引起的聚集。最近的研究顯示，鋁鹽在酸性條件下主要以 Al-OH 錯合方式與藻類表面反應，主要以電性中和方式吸附混凝(Bernhardt and Clasen, 1994)。此外，藻類的表面電性若被控制在適當的範圍內，可

提升藻類的去除效率(Edzwald and Wingler, 1990)。最適的電性範圍會隨著淨化的程序不同而改變。對於以沉澱的方式去除藻類而言，藻類表面的界達電荷最適範圍約-8 mV 到 0 mV 之間(Mouchet, 1998)；對浮除法而言，移除藻類最適的電荷範圍為-15 mV 到 0 mV 之間。在這些研究中，亦發現藻類的表面形態與藻類移除並無相關性存在。

藉由混凝減少藻類細胞表面電性排斥而去穩定的方式與時間有關，尤其是在低混凝劑量條件下(Clasen et al., 2000)。高加藥量所需的電荷中和時間較短，主要是因為藻類會藉由光合作用及呼吸作用對抗環境改變所造成之變化，這些藻類的生理作用會導致離子在細胞膜上的轉移積極的影響藻類的表面電荷，此舉會造成負電荷的復原(Piterse and Cloot, 1997)。高的鋁劑量會破壞藻類細胞修復的機制，以致於更快速的去穩定現象形成。這個現象適用於球形綠藻(*Chlorella*)與其他藍綠菌種如球形 *Microcystis* 及絲狀 *Pseudanabaena* 與 *Planktothrix*。由此可知，藻類較顆粒物質需要更多的膠凝時間以形成膠羽。

然而，電性中和機制並非適用所有藻類的去穩定。只有當藻類細胞是球狀的，無附屬的表面器官或聚合物質以及肉眼可見的大藻類適合利用電性中和機制去穩定(Piterse and Cloot, 1997; Bernhardt and Clasen, 1991)。另外，在很多案例中，即時增加混凝劑量，藉由沉澱掃除機制亦無法促進藻類的移除。例如，矽藻 *Asterionella Formosa* 尺寸很大以致於濾池會發生快速的堵塞，此時增加混凝劑量只會縮短濾池的濾程(Bernhardt and Clasen, 1991)。因為大的藻類細胞間可能存在額外的短距離的相互吸引力(universal gravitation)而促進藻類間混凝現象的發生。另一方面，EOM 的存在也會減少混凝劑量的使用，當低濃度 EOM 存在時，如綠藻 *Dictyosphaerium pulchellum* 含有低濃度的 EOM 成份時會強化其膠凝的作用。反之，當 EOM 濃度過高時，

則會抑制膠凝作用(Bernhardt et al., 1985)。

2-3-2 藻類特性對淨水程序(clarification process)之影響

(1) 沉澱

沉澱是傳統的固液分離技術，經有效的混凝及膠凝所產生沉降性佳之膠羽可在沉澱過程中被移除。因為藻類細胞密度(cell density)相當低，僅約 1.02 gcm^{-3} (Piterse and Cloot, 1997)，故在混凝及膠凝過程中，藻類要生成大且密實的膠羽相當困難，此結果可能是造成沉澱效率不佳的主要原因。藻類的表面形態並不會影響藻類沉澱的效率，一般使用鋁鹽(aluminium sulphate, AS)混凝後藻類的沉澱移除效率約 70~80%(Jiang et al., 1993; Liu et al., 1999; Drikas et al., 2001)。

除了硫酸鋁混凝劑外，各式各樣的化學混凝藥劑如硫酸鐵(ferric sulphate, FS)、氯化鐵(ferric chloride, FC)、聚氯化鋁(polyaluminum chloride, PAC)及聚硫酸鐵(polyferric sulphate, FS)等均已被用在混凝程序中處理藻類。使用硫酸鋁混凝對於改變藻類的特性較不明顯。然而，使用聚硫酸鐵則可增加 21~27%藻類的移除(Jiang, 1993)。另一方面，若改採陽離子聚合物則可提升藻類的移除率到達 99%，並有助於過濾。在使用陽離子聚合物混凝及膠凝程序中，藻類的移除率與藻類的特性並無相關性存在。使用陽離子聚合物主要能強化電性中和及架橋作用以更有效的促進藻類膠羽的生成，並產生尺寸較大、密實且強度較強的可沉澱膠羽。因此，使用適當的混凝劑對沉澱過程中移除藻類是相當重要的，混凝效率若不佳，大量的藻類可能會單獨存在於水中而無法形成可沉澱的膠羽，不利於後續處理單元的操作(Jun et al., 2001)。

(2) 浮除

近十年來，溶解空氣浮除法(dissolved air flotation, DAF)對於去除

低密度藻類的優勢已經被證實(Edzwald, 1993)，而且利用浮除法可有效的縮短藻類於膠凝過程中所需的時間。許多研究已證實浮除法可將球形藍綠菌 *M. aeruginosa* 及桿狀的矽藻 *Cyclotella* 移除率提升至 94~99.8%之間。整體而言，以 DAF 移除藻類大約較重力沉澱多 15~20%的去除率，此現象之主要原因為 DAF 可去除 30 μm 或更大粒徑的顆粒，當膠凝效果不佳時，小的膠羽及大的藻類亦可藉由浮除程序移除。

然而，以 DAF 處理具有鞭毛的藻類時，浮除效果將會降至最低。如以浮除處理運動能力強的 *Chlamydomonas*，因其具有鞭毛可脫離膠羽並游離淨水程序。因此，在混凝及膠凝程序中形成大且強度強的膠羽對於浮除程序的藻類移除效率亦相當重要。

(3) 過濾

過濾是去除沉澱或浮除後殘餘物的後續處理程序。藻類直接過濾會受到藻類種類及表面官能基變化而影響過濾效率。如大尺寸的 *Stephanodiscus hantzschii* 可被雙層濾料直接過濾而去除 97%的數量；而鞭毛狀的 *Rhodomonas minuta* 僅被去除 5%的數量(Petruševski et al., 1993)。此外，有些物種如微小的藍綠菌會穿透濾池，無法在過濾程序中被去除。絲狀及針狀的矽藻(*Melosira* 及 *S. acus*)均會堵塞濾池而導致濾池的濾程縮短，如 *S. acus* 堵塞濾池會導致濾池的濾程由原先的 35 小時縮短至 3.5 小時(Jun et al., 2001)。藻類直接過濾的過濾性取決於藻類的表面積及濃度。

由上述可知，影響水處理效能的藻類特性包括表面形態、粒徑、形狀及附屬器官、活動力、表面電位、細胞密度及 EOM 的組成與濃度。一般而言，這些特性跟物種所屬的門(phylum)無關，藻類細胞數

及葉綠素 *a* 可作為最適處理程序的評估參數。此外，藻類細胞密度的大小順序為矽藻(具有硬且富含矽的細胞) > 綠藻 > 藍綠菌(具有液泡)。影響水處理中各單元程序之藻類特性如下：

前氧化：與藻類特性無明顯的相關性

混凝/膠凝：表面形態、活動力、EOM 及表面電位

沉澱：表面形態、活動力及細胞密度

浮除：表面形態、活動力

過濾：表面形態、活動力

整體而言，淨水程序中移除藻類的關鍵在於混凝，許多研究已證實不同種藻類所需添加的最適混凝劑量有所差異。藻類細胞表面積與混凝劑量存在極高的相關性，此結果已被認為可用在預測混凝過程中藻類去穩定所需之最適加藥量。然而，EOM 的組成及濃度亦會對去除藻類所需的混凝劑量造成影響，不同的藻種，胞外物特性及釋出量也不同，因此不同藻類所釋放出的 EOM 可能會藉由影響藻類的表面電荷及與混凝劑產生錯合作用或空間阻隔影響混凝的成效 Tenney et al.(1969)以實驗室規模培養綠藻進行藻類混凝試驗，結果顯示在對數生長期(Log growth)及生長減緩期(Declining growth)藻類胞外物具有長鏈分子可提供助凝及架橋功能，所需混凝劑量較少，而內呼吸期時藻類外部累積胞外物消耗部份混凝劑，因此需較高混凝劑量。但 Konno(1993)以細長型矽藻(*Synedra acus* 及 *Nitzschia linearis*)進行藻類混沉試驗時發現此類型藻類對數生成期時，藻體細胞表面界達電位為負值且絕對值大於內呼吸期之電位值，因此所需混凝劑量較多。有別於一般處理原水中的無機顆粒，對於使用不同混凝劑處理藻類時，了解藻類表面形態與最適混凝劑量間的關係是淨水處理程序移除藻類的關鍵。

2-4 加藥量控制對過濾性之影響

攪拌強度及控制加藥量是混凝沉澱處理的決定性操作參數，有效的提高快混強度，有利混凝劑與低濃度穩定顆粒的碰撞聚集，而適當的加藥能有效的去穩定低濁度顆粒，但以改變攪拌強度的提升淨水場操作效能並不完全適用於各淨水場，因此加藥量的控制，是為改善淨水場處理最簡便且快速的方法。

劉氏(2007)以烏山頭淨水場進行實場調查發現加藥量不足時，導致混凝效果無法呈現外，亦造成沉澱池水濁度和顆粒數比進流水高。王氏(2005)研究中提出過量加藥亦會造成濾池濾程縮短外，也導致水中混凝劑殘餘量升高的問題。

為了能準確的控制加藥量，以光纖膠羽偵測儀(PDA)監測原水水質變化提供水場加藥策略，利用 PDA 觀察膠羽粒徑大小的變化，量測快混後水樣中顆粒聚集程度，且發現 PDA 輸出比值對於濁度、酸鹼值以及混凝強度皆能進行良好的監測，使水場能掌握水質狀況，使用不同加藥策略，保持穩定的出水水質及水量(王，2003；甘等，1996)。但是在使用 PDA 監測膠羽生成過程中無法得到膠羽實際的粒徑大小及分佈且在通過偵測光束時需足夠的顆粒濃度才能提供可靠的訊號 (Jarvis et al., 2005)。此外，Chang et al. (2005)以碎形維度(FD)做為監控加藥的指標，進行實場評估以聚氯化鋁處理低濁度含藻類原水。研究結果顯示碎形維度隨著加藥量增加而增加，但在過量加藥點，最後完成混凝程序時，碎形維度卻是所有添加量中最小且殘餘濃度也略為上升。Kim et al. (2005)指出碎形維度越大，膠羽越接近球體時，在膜表面之濾餅有較大的孔隙率;反之，碎形維度較低的膠羽，在膜表面呈不規則排列，因此濾餅之孔隙率較低，由此可知膠羽形成的程度將會影響薄膜的過濾性。但以碎形維度做為控制加藥量的方法

需耗費許多的時間，對於緊急處理水廠過於低濁度難處理原水問題時並不能立即改善，Ebie and Azuma (2002)以鋁鹽及鐵鹽混凝劑對人工濁水混沉後上澄液做過濾性評估，其中以吸取時間指標(STI)做為過濾性指標，研究發現過濾性的好壞差異與膠羽的密度有直接的關係。王等(2003)研究指出過吸取時間指標(STI)與水中混凝劑殘餘量有較大相關性，為了減少水頭損少，應儘可能減少水中混凝劑的殘餘量。

因此在本研究中將以混沉後上澄液過濾性做為處理低濁度原水最適加藥指標並與目前淨水場評估低濁度原水最適加藥量之指標-殘餘濁度做為比較，並從中找出最適合低濁度原水混沉處理之操作指標。



第三章 研究方法及步驟

本研究將探討如何增進淨水場處理低濁水(地表低濁及低濁含藻原水)之能力，先採集低濁度難處理水之原水後，分析低濁水之水質及顆粒特性(包含 pH、溶解性有機碳、濁度、鹼度、顆粒粒徑、顆粒界達電位、顆粒數)，隨後進行實驗室之混凝最適化加藥之評估。

在實驗室混凝最適化加藥策略評估中，首先以瓶杯試驗探討不同混凝劑(硫酸鋁、PACl 及 PSI)對混沉處理低濁原水濁度去除效能及上澄液過濾性之影響，在瓶杯試驗中將量測快混階段完成時的顆粒表面界達電位、混凝階段中的膠羽絮凝指數(FI)、顆粒粒徑數目分佈(Particle counter)及混沉後上澄液之殘餘濁度做為評估加藥量之參考指標。在瓶杯試驗後，以過濾性試驗評估不同混凝劑種類混沉後上澄液對過濾性之影響。再以 PACl 搭配高分子凝集劑混沉處理低濁度原水，量測其混沉後殘餘濁度及上澄液之過濾性。

此外，在低濁低有機物原水中，將探討混凝劑稀釋效應對低濁低有機物原水混沉後其殘餘濁度及上澄液過濾性之影響。而在低濁度高有機物原水中將進一步討論不同混凝劑(硫酸鋁、PACl 及 PSI)對溶解性有機物的去除效果，並進一步瞭解 PACl 及 PSI 所形成膠羽的強度、再回復性及膠羽碎形維度。

在經過實驗室找出之混凝最適化加藥策略後，本研究將以淨水場進行實場試驗，探討實驗室規模及實廠規模混凝最適化加藥策略之差異性，進一步評估實驗室規模之最適化加藥策略於實廠規模之適用性。

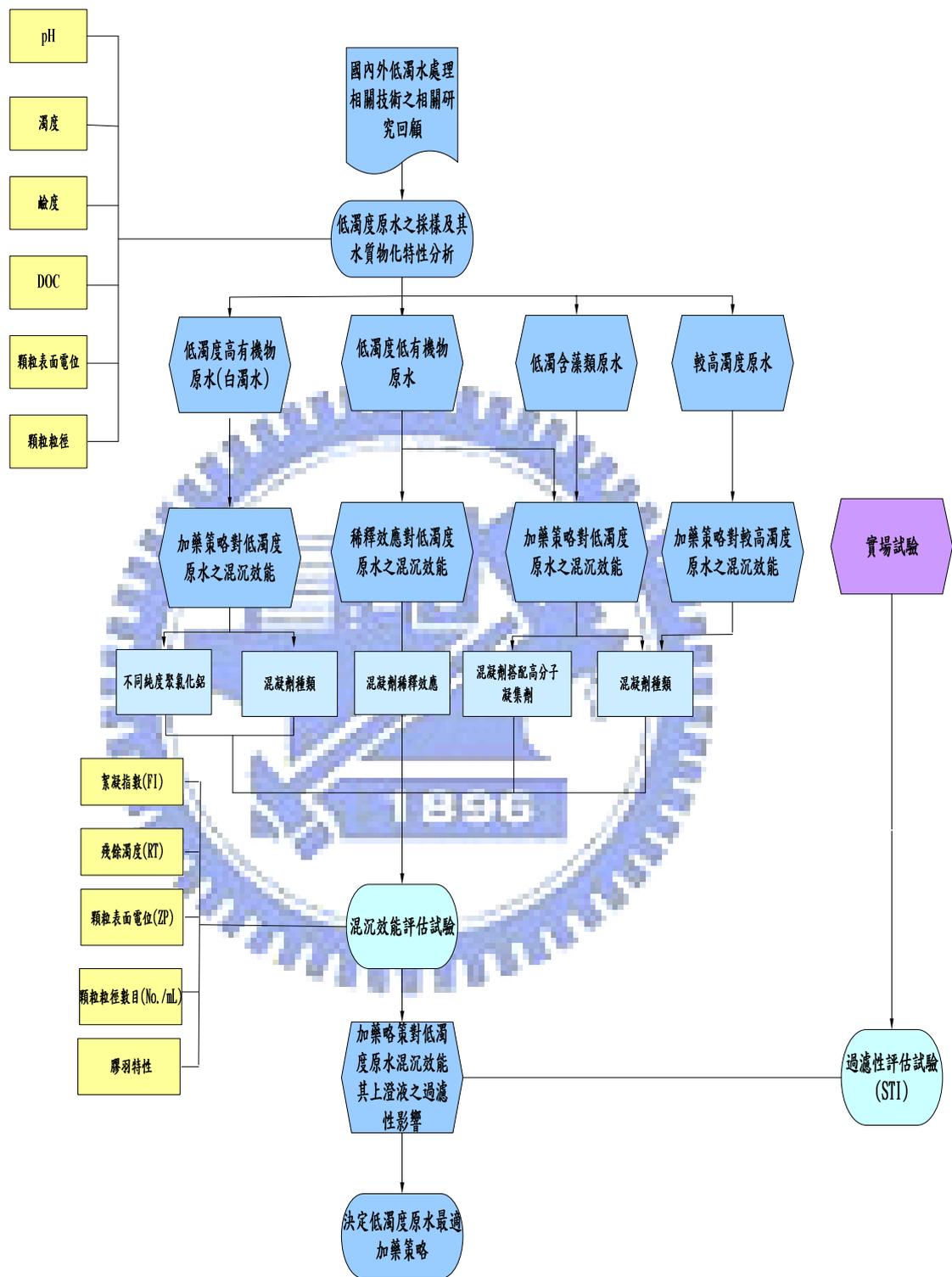


圖 3-1 研究架構

3-1 實驗材料

1. 低濁度原水

在研究期間依水廠工作人員通知，分別前往龍潭淨水廠、平鎮給水及寶山給水廠瞭解水質現況並採集原水，前二者淨水場水源分別來自石門水庫，後者來自寶山水庫。而原水經運送回實驗室後，立即於實驗室進行相關水質參數分析，並進行相關實驗。至於所需採樣器材及器皿之清洗、採樣與樣品保存(4°C 冰箱內)均依環保署之相關規定進行。

2. 硫酸鋁

使用美國 J.T. Baker 公司所生產的硫酸鋁($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$)藥品，於實驗進行當日以去離子水稀釋配製為 1000 mg/L as Al 的儲備溶液，以作為混凝劑使用。

3. 聚氯化鋁

聚氯化鋁的類種分為實驗室自行製備高純度聚氯化鋁及水廠提供的聚氯化鋁。其中高純度聚氯化鋁製備方法是在 AlCl_3 溶液中加入鹼劑後劇烈攪拌，控制適當的鹼化度 B 比例，即可製備不同含量 Al_{13} 之 PACl，過程中將溫度維持固定在 60°C。製備出之高 Al_{13} 含量聚氯化鋁鹼化度為 2.3，其中約含有 60% Al_{13} 。使用前取適當重量以去離子水配製準備溶液(1000 mg/L as Al)。

4. 聚矽酸鐵

聚矽酸鐵混凝劑(Polysilicato Iron Coagulant, PSI)是由日本水道機工株式會社提供型號為 PSI-025(Fe 4.0wt%、 SiO_2 1.1wt%)適用於處理飲用水，外觀呈橘色，濃度為 10,000 mg/L as Fe。其製備方法為利用矽酸鈉(Silicate Soda)及無機酸(硫酸)調製成矽酸聚合物，然後再依比例添加三氯化鐵調製成聚矽酸鐵。

5.碳酸鈉

由 Riedel- de Haën 所生產的 Na_2CO_3 用以標定將滴定鹼度所用之經稀釋至 0.02 N 硫酸之濃度。

6.鹽酸

使用和光純藥所生產的鹽酸，以去離子配製為 1 N、0.5 N 的鹽酸儲備液，作為混凝試驗的酸鹼調整劑。此外，依照不同實驗儀器所需濃度配製不同濃度的鹽酸，作為清洗管線及儀器使用。

7.氫氧化鈉

使用 Panreace 所生產的氫氧化鈉，以去離子水配製濃度為 1 N 的氫氧化鈉儲備溶液作為混凝實驗的酸鹼調整劑。

8.濃硫酸

由 Merck 所生產濃度為 95~98 % 的濃硫酸，使用前取適量體積加入去離子水中稀釋至所需濃度，以供使用。

9.溴甲酚綠-甲基紅指示劑

由 WS simpson Ltd. 所生產的溴甲酚綠 100 mg 及東京化成所生產的甲基紅鈉鹽 20 mg 溶於 100 mL 試劑水，做為滴定鹼度時所用的溴甲酚綠 — 甲基紅混合指示劑。

10.濾紙

由 MFS 公司所生產的混合醋酸纖維薄膜，於過濾經混沉後上澄液，計算 STI 值(Suction Time Index)時使用，其直徑為 47 mm，孔隙大小為 0.45 μm 。

11.TYGON[®]管

使用 SAINT-GOBAIN performance plastics 所生產、型號為 TYGON[®] R-3603 laboratory TUBING 的實驗用管，該產品的尺寸為 (3/32)'' ID (2.4 mm) × (5/32)'' OD (4 mm) × 50 FT (15 m) 及 Wall (1/32)''

(0.8 mm)。

12. 鋁標準液

由 High-Purity 公司所生產的鋁標準液，濃度為 1000 ± 3 mg/L 並保存於 2% 的硝酸中，做為 ICP-AES 檢量線中各個鋁濃度的稀釋儲備溶液。

13. 鐵標準液

由 Merck 所生產的鐵標準品，為 $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 並保存於 0.5 mol/L 的硝酸中，做為 ICP-AES 檢量線中各個鐵濃度的稀釋儲備溶液。



3-2 實驗設備及分析儀器

1. pH 值及導電度計

pH 計及導電度計(pH and conductivity meter)為 WTW 公司製造，型號為 InoLab Multi Level 1 的水質分析儀器，可同時測 pH 值與導電度，pH 計於每次使用前均用上泰公司出品的酸鹼度標準液(pH 為 4.01、7.0 及 10.0，25°C)及儀器內建的 RSY 模式進行校正；導電度計則於每次使用以 0.01 N KCl 溶液(Potassium Chloride, Merk, Germany)進行校正，導電度單位為 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。

2. 濁度計

使用 WTW 公司生產、型號為 Turb 555 的濁度計，該濁度計是以鎢絲燈管做為光源，量測水中顆粒對光線的散射程度以求得濁度值，其適用的濁度偵測範圍為 0.02~1,750 NTU (標準品為 0.02、10、100 及 1,750 NTU)，於本研究中用以分析低濁水的濁度及後續處理後水樣的上澄液。

3. 總有機碳分析儀

總有機碳分析儀(Total organic carbon analyzer, TOC)為日本 Shimadzu 公司製造、型號為 TOC-5000A，偵測方法為非分散型紅外線測定方法，用以測定原水之 TOC 濃度。取適量水樣經 0.45 μm 濾紙過濾後，利用 HCl 酸化使其 pH 值 < 2，以高純度氮氣曝氣 12~15 分鐘用以去除水樣中無機碳類，再將水樣送入 TOC 分析儀分析。經高感度觸媒於 680°C 高溫下氧化水樣，使其中總有機碳成分轉化成 CO₂ 後，由合成空氣在經 IC 反應器、除濕器冷卻並乾燥後進入偵測器，分析 CO₂ 濃度，此濃度即為 TOC 的濃度。

4. 界達電位量測

界達電位及分子量量測儀(Zetasizer nano series)為英國 Malven 公司製造、型號 Zetasizer nano series 的顆粒粒徑/界達電位及分子量量測儀。主要用以量測水樣中顆粒的界達位值及粒徑分情形、此量測儀適用於顆寫濃度圍的水樣，可以偵測顆粒粒徑範圍為 0.6 nm~6 μm ，而界電位儀所能分析的粒徑範圍介於 3 nm~10 μm 。

5. 顆粒計數器

顆粒計數器(Particle Counter)為美國 Chemtrac 公司製造，型號 PC 2400 PS 的顆粒計數器，測量範圍為 2~900 μm ，主要用來量測水樣於瓶杯試驗中不同粒徑大小之膠羽在快混-慢混不同階段之變化。顆粒計數器主要是由光學感應器、訊號處理系統及定速幫浦組成。在偵測的過程中，經由定速幫浦以每分鐘 100 mL 的速度抽取水樣進入連接光學偵測器的二片視窗。同時，由紅外線雷射真空管發射出光束，當顆粒通過遮蔽紅外光時，光學偵測器即會轉換減少的光強度為電壓，而顆粒快速通過產生的電子脈衝振幅強度及次數即為顆粒粒徑及數目。

6. 感應耦合電漿原子發射光譜儀(ICP-AES)

混凝劑的總鋁及總鐵含量的量測主要是以使用 ICP-AES。採用之機型是法國製造、臺灣昇航公司代理，型號為 Jobin-Yvon JY24，以連續式 (Sequential) 偵測，通入氣體為 Ar (6 L/min)，使用氫氣純度為 99.99%。偵測鋁及鐵的波長分別為 308.215 nm 及 273.9 nm，分析時所配製的鋁、鐵濃度分別為 0~10 mg/L as Al 及 0~10 mg/L as Fe，其 R^2 值高於 0.995 以上。

7.蠕動幫浦

使用 WATERSON-MARLOW 公司製造的蠕動幫浦。於批次實驗中，為維持方形燒杯中水位的穩定，乃將流經 PDA 已膠凝過的懸浮液經蠕動幫浦再抽回方形燒杯中，當採用內管徑為 2.4 mm- ϕ 的 TYGON[®]管時。蠕動幫浦的轉速必須使管中的流速維持 25 mL/min，以免水樣在管中累積。

8.光纖膠羽偵測儀(Photometric dispersion analyzer, PDA)

光纖膠羽偵測儀(PDA2000, Rank brothers Ltd.)(如圖 2-1 所示)，其主要是用來監測流動性的懸浮固體溶液中顆粒的聚集狀態。流動的懸浮液被高強度發光 LED 二極體所發出的細微紅外光(波長 820 nm)照射，而照射的體積很小(約 3 mm^3)；當懸浮液流動時，在照射光徑中的顆粒數目會不斷的變動，而這樣的變化將導致穿透懸浮液之光強度發生變動。穿透光的強度由一靈敏的發光二極體接收到偵測，並將光強度轉換成相當強度的電壓輸出訊號。輸出的電壓包括了一很大的直流電組成(dc component)，相當於平均穿透光的強度(和懸浮液的濁度有關)，以及一個非常小的變動組成(ac component)，相當於穿透光的強度變化，是由於顆粒數目的隨機變動所造成。PDA 將這些光強度相對於平均值之變動以均方根值(root-mean-square, rms)來表示，此變動的訊號經過一個 rms-to-dc 的轉換器，使得輸出電壓值和輸入訊號的均方根值相當；而將 rms 值和 dc 值相除後，可得到一個 rms/dc 的輸出值(Ratio)，作為懸浮液中顆粒聚集的指標。



圖 3-2 光纖膠羽偵測儀(PDA)

光纖膠羽偵測儀的 Ratio 值可作為懸浮液中顆粒聚集的指標，並利用 PDA 的訊號變化直接反應顆粒的聚集狀態，觀察膠凝狀態之膠羽絮凝指數 FI 值變化。PDA 輸出的訊號為電壓波動的標準偏差值，依據光散射原理，該值為中水顆粒濃度和粒徑的函數，其可直接反應顆粒的聚集狀態，稱為膠羽絮凝指數(Flocculation Index)。如圖 2-2 所示，典型的 FI 曲線一般為 S 型由圖示可得出 FI 曲線的特徵參數如下：S 為 FI 曲線上升階段的最大速率，可以代表混凝反應速率； h_0 為 FI 的初始值，一般情況下幾乎等於零；h 為 FI 曲線的平衡高度，它與顆粒聚集體最終聚集的尺寸有關； t_1 為遲滯時間，代表顆粒聚集體開始出現的時間； t_2 代表 FI 曲線最大高度的反應時間。

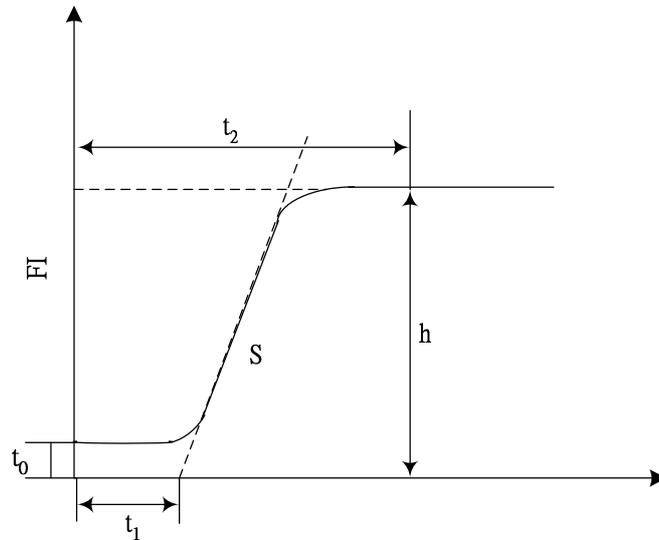


圖 3-3 膠羽絮凝指數(FI)

對原水顆粒而言，混凝的化學條件會直接影響混凝的反應速度，從而決定 t_1 及 S ；攪拌條件則直接影響聚集體的最終顆粒粒徑，從而決定 h 。

9. 小角度雷射光散射粒徑分析儀 (Small-angle laser light scattering instrument)

由英國 Malvern 公司所製造，型號為 Mastersizer 2000 的小角度雷射光散射粒徑分析儀，主要利用氦氖紅光雷射配合藍光雷射穿過一組反傅立葉鏡頭再透過水樣中的顆粒，經過多角度偵測器量測出懸浮液中之粒徑分佈狀況，其量測之粒徑範圍為 $0.02 \sim 2000 \mu\text{m}$ 。此分析儀適用顆粒濃度較高且顆粒粒徑較大的水樣。

3-3 混凝劑特性分析

在本研究為了比較各種鋁鹽混凝劑在處理低濁度難處理水之效能使用了多種混凝劑，包含了各淨水廠採購使用的混凝劑、實驗室自製混凝劑及傳統使用的明礬混凝劑，為了解各種混凝劑鋁型態的含量比例，以 Al-Ferron 逐時螯合比色法進行鋁型態檢測分析。Al-Ferron 法的分析步驟如下：

(一) 試劑配製

試劑 A 【0.2%(m/v)Ferron 溶液】

在 1020ml 煮沸過的去離子水中加入 0.2 g 的純 Ferron 試劑(7-碘-8 羥基喹啉-5-磺酸)，攪拌使其完全溶解後，以 0.45 μm 濾紙過濾收集，隨後置入 1 L 容量瓶中，並保存於 4°C 冰箱中備用。

試劑 B 【20%(m/v)醋酸溶液】

取 50 g 無水醋酸鈉(Sodium Acetate)完全溶解於適量去離子水中，以 0.45 μm 濾紙過濾後，置於 250 ml 定量瓶中定量至刻度，隨後儲存於 250 mL 定量瓶中並冷藏於 4°C 冰箱中備用。

試劑 C 【1:9 稀鹽酸溶液】

將 100 mL 濃鹽酸溶於適量去離子水中，隨後置入 1 L 定量瓶中並加水稀釋至刻度線。

Ferron 比色液：

最後將 A、B 及 C 試劑按照 2.5 : 2 : 1 的體積比例置入 1 L 定量瓶中混合後，即得 Ferron 比色液。配置好的比色液置入 4°C 冰箱中冷藏，經 4~5 天熟化後方可使用，且 Ferron 比色液應用 1 個月內使用完畢。

(二) 檢量線製作

先配製濃度 10 mg/L as Al 之鋁標準液，準備 25mL 離心瓶六個，

各離心瓶中均加入 5 mL Ferron 比色液，然後依序加入 0、1.35、2.7、4.05、5.4 及 6.75 mL 的鋁標準液，加去離水稀釋至 25 mL，配製出之鋁濃度分別為 0、0.02、0.04、0.06、0.08 及 0.1 mmole/L，搖晃均勻後以分光光度計於波長 366 nm 處測定吸光度，製出之檢量線如附錄 A 所示。

(三) 鋁型態測定

取 5.5 ml 比色液(即 7-碘-8 羥基喹啉-5-磺酸及醋酸鈉溶之混合液)加入 25 ml 之比色管，此時將適量的鋁溶液樣品加入比色管中，即刻計時並將比色管均勻混合，於 1 min 後在 UV 分光光度計上於 366 nm 下逐時測定溶液的吸光度變化。利用比色法可以求出樣品中的 Al_a 、 Al_b 及 Al_c 型態含量。 Al_a 型態是以樣品溶液中 1 min 中內與 Ferron 試劑反應的部分，其主要鋁型態為單體鋁； Al_b 型態是指在 1 min 後至 120 min 之間，樣品溶液中的鋁與 Ferron 試劑反應的部分，主要鋁型態為聚合鋁； Al_c 型態是指在 120 min 內未與 Ferron 試劑反應的部分，其鋁形態主要為氫氧化鋁溶膠或沉澱物(Smith, 1971)。將樣品求得總鋁濃度 Al_t 後扣除 Al_a 及 Al_b 即得 Al_c 。而本研究中所使用之混凝劑鋁型態分析如下表 3-1 所示。

表 3-1 混凝劑鋁型態分析

	(龍潭)PACl	(平鎮)PACl	(寶山)PACl	硫酸鋁	實驗室製備 PACl- Al_{13}	
Al_a (%)	52.03	46.38	48.04	44.95	97.80	22.61
Al_b (%)	2.46	12.81	13.11	31.03	1.38	63.89
Al_c (%)	45.51	40.81	38.83	24.02	0.82	13.50

3-4 混凝試驗

混凝試驗的目的是對淨水場低濁度原水以瓶杯試驗進行最適化操作條件，可藉由實驗室瓶杯試驗找出適當合處理的混凝劑及在不影響自來水公司淨水場供水的條件下找出服合淨水場操作程序之最適操作條件。

本研究之混凝最適化策略之評估主要是利用混凝試驗比較不同混凝劑投加藥量(as Al mg/L, as Fe mg/L)對低濁水(一般無機及含藻類原水)混凝效能差異，並利用動態雷射光散射儀(DLS)(Zetasizer nano ZS, Malven)及光纖膠羽偵測儀(Photometric Dispersion Analyser, PDA)作為不同混凝劑之混凝加藥監測，以協助判斷各種混凝劑之最適混凝條件，了解各種混凝劑處理低濁度原水的效益。

3-4-1 瓶杯試驗

瓶杯試驗的目的是在實驗室模擬淨水單元快混池、慢混池及沉澱池之操作情形，實驗過程中以方型水槽模擬淨水場混沉單元的槽體及攪拌器模擬淨水場中之快混及慢混的混合行為。

在實驗過程中攪拌器為以微電腦控制轉速單槳式攪拌器，此有別於一般常選用同時能進行多組試驗的瓶杯試驗機。選用微電腦控制轉速單槳式攪拌器的好處在於能避免水質參數(如顆粒表面電位、殘餘濁度、pH 等)的量測上因時間的延宕而造成誤差，致造成加藥劑量的誤判，因此，為避免此類的誤差造成，選用單槳式攪拌器以一次一杯水樣的方式進行瓶杯試驗。混凝劑的投加方式則是採用吸管吸取定量混凝劑後徐徐加入正準備進行快混的水樣中，此種加藥方式(吸管加藥方式)比用量杯裝盛定量混凝劑後一次大量投加法更能符合水廠加藥的方式，且一次大量的投加藥劑，造成水中混凝劑濃度劇烈升高，也會

影響水中膠羽聚集的形態。混凝劑的使用種類主要以聚氯化鋁(PACl)、硫酸鋁及聚矽酸鐵(PSI)與不同加藥量進行瓶杯試驗，決定最適加藥量。再以聚氯化鋁配合高分子凝集劑進行瓶杯試驗，並特別針對低濁無機原水比較混凝劑稀釋效應在混凝過程中之影響。

在混凝過程中，快混階段添加混凝劑後會影響顆粒表面電位的改變，而顆粒表面電位會影響後續慢混階段之顆粒聚集能力，進而影響混凝/沉澱移除濁度顆粒及有機物的效率。因此，在實驗過程中利用動態雷射光散射儀量測不同混凝劑對於快混後顆粒表面電位變化，有助於辨別不同混凝劑對於混凝效率的影響。在混凝/沉澱完成後，以滴管取其上澄液量測殘餘濁度。



3-4-2 光纖膠羽偵測儀(PDA)監測

使用光纖膠羽偵測儀(PDA)監測原水水質變化提供水場加藥策略，利用 PDA 觀察膠羽粒徑大小的變化，量測快混後水樣中顆粒聚集程度，且發現 PDA 輸出比值對於濁度、酸鹼值以及混凝強度皆能進行良好的監測，使水場能掌握水質狀況，使用不同加藥策略，保持穩定的出水水質及水量(王，2003、甘等，1996)。

PDA 實驗配置如圖 3-4 所示。於混凝劑投加前，先以低濁原水調整 PDA 的設定值，控制蠕動幫浦的流速於 25 mL/min。首先電腦部份的 dc 讀值調整至 9.95~10.之間，接著調整電腦部份的 rms 的讀值為 0.05~0.06 之間，隨後即可投藥進行混凝過程中顆粒聚集情形。在混凝程序中利用蠕動幫浦將攪拌槽中的水樣導引至光纖膠羽偵測儀，以觀察在不同操作參數下水中顆粒聚集之狀況。

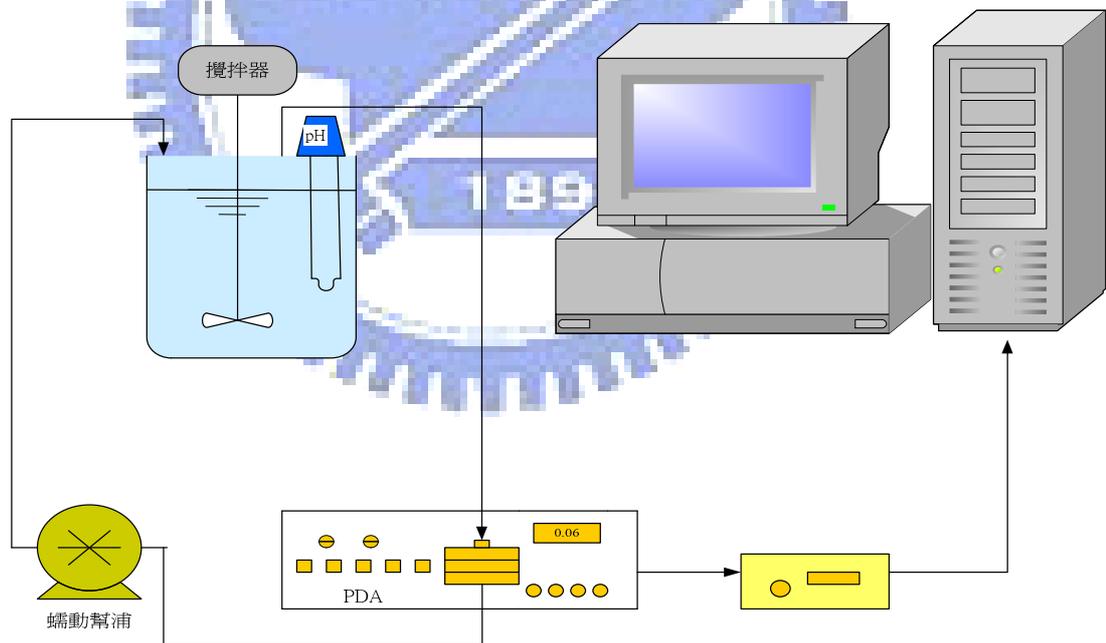


圖 3-4 PDA 實驗配置圖

在每次完成監測後，都必須以蠕動幫浦在 300 mL/min 的轉速下以實驗室的去離子水清洗 TYGON[®]，避免上一個實驗所產生之膠羽沉積於管中造成誤差。

3-5 過濾性試驗

實驗室過濾性效能評估的目的是用來判斷經混沉後水樣的過濾性，而此可推得混凝劑種類混沉後其上澄液對後續過濾單元負擔的影響。過濾性試驗是經混凝沉澱後取上澄液做過濾性效能評估，由此探討混沉處理對後續過濾性之影響。本研究所採用之過濾性試驗如下所述：

原水經混凝沉澱後，以 500 ml 定量瓶取上澄液定量至 500 ml，倒入裝有 0.45 μm 濾紙的過濾器中，打開幫浦抽氣，並同時開始計時，至過濾完後讀取秒數計為 t 。再取相同 500 ml 的純水以上述相同方式操作，至過濾完時讀取計數為 t_0 。 t 與 t_0 的比值即為 filterability number (Ives, 1978)。本研究中採用吸取時間指標(Suction Time Index)作為評估過濾性的指標(Ebie and Azuma, 2002)。

過濾性試驗 STI 值如下所示：

$$\text{STI} = \frac{500 \text{ mL 沉澱後處理水的過濾時間(s)}}{500 \text{ mL 純水的過濾時間(s)}}$$

第四章 結果與討論

在本研究中分別前往龍潭淨水場、板新給水廠、平鎮給水廠及寶山給水廠採取了四種不同性質的低濁原水，分別為低濁低有機物原水(龍潭、平鎮)、低濁含藻原水(寶山)、低濁高有機物原水(龍潭)及較高濁度原水(板新)。四種不同原水各有其不同之特性，如低濁度低有機物原水因顆粒濃度低，不易碰撞聚集成較大顆粒，低濁含藻原水因水中含有大量藻類，因此影響混沉去除及過濾效能。其中龍潭淨水場發生低濁高有機物的情況並不常見，其原水呈灰白色，因此稱為「白濁水」，此種原水顆粒表面電性非常穩定，且顆粒濃度低，因此不易藉由混凝劑的增加而去除顆粒穩定。經由實驗室混沉效能及過濾性之評估後，挑選龍潭淨水場及寶山給水廠作為現場診斷廠址，研究結果分節由下所示。

4-1 低濁低有機物原水

水中顆粒是混凝過程中膠羽形成的核心，因此有適當的顆粒濃度能有較好的碰撞效率，有助於膠羽生成，而使沉降性較佳，而無機低濁原水水中顆粒數少，無法提供膠羽形成之核心，不利於混沉去除濁度顆粒。以往是靠添加過量的混凝劑，藉由沉澱掃除機制去除水中濁度顆粒(Amirtharagjah & Mills, 1982)，但過量的添加亦會造成濁度顆粒的再穩定，導致顆粒無法去穩定並在沉澱單元中沉澱去除，造成濾池額外的負荷，因此混凝劑的選用及加藥控制在處理地表低濁原水有顯得格外重要，以下將探討不同混凝劑種類、高分子凝集劑(PAM)及聚氯化鋁(PACl)搭配高分子凝集劑對低濁低有機物原水混沉後上澄液殘餘濁度、過濾性及溶解性有機物之關係。

低濁低有機物原水來源為石門水庫水，採樣時間為 97 年 1 月 22 日及 97 年 3 月 25 日，其原水水質特性如表 4-1 所示。pH 值約為 7.9，濁度約為 5 NTU，導電度約 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，鹼度為 73 mg/L as CaCO_3 。而有機物(DOC)含量也僅有 0.7 mg/L 。而原水中顆粒粒徑主要以 300 nm 以下的小顆粒為主，顆粒表面界達電位約-10 mV 至-13mVm。因此原水中低濃度且穩定的濁度顆粒，無法提供足夠之凝結核形成膠羽，因此混凝劑的投加不易與濁度顆粒碰撞聚集。

表 4-1 低濁低有機物原水水質及物化特性分析

水質分析項目	數值
pH	7.8 ~ 8.0
濁度 (NTU)	5.0 ~ 5.9
導電度 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	198 ~ 199
鹼度(mg/L as CaCO_3)	73
DOC (mg/L)	0.7
顆粒粒徑 (nm)	208 ~ 273
顆粒表面電位 (mV)	-10 ~ -13

4-1-1 混凝劑種類對低濁低有機物原水混沉去除效能及過濾性之影響

(1) 硫酸鋁

不同硫酸鋁加藥量下，混沉處理低濁低有機物原水之殘餘濁度、上澄液 STI 值及顆粒表面界達電位如圖 4-1(a)、(b)所示。在開始投加藥後，過濾性變的比原水直接過濾差，推測這是混凝劑投加後，與水中存在小顆粒凝集成較大顆粒，使本來可以穿透濾膜孔徑之微小顆粒聚集成較大顆粒，而過濾去除。隨加藥量增加，顆粒表面界達電位開始上升，混沉後上澄液的殘餘濁度開始下降。當加藥量為 1 mg/L 時，此時濁度顆粒達到接近電中性，濁度去除的效果最好，過濾性也較佳，這是因為濁度顆粒表面電位達到電性中和，促進顆粒的聚集而沉澱去除。但是持續的增加混凝劑量，顆粒表面界達電位由負轉為正，導致顆粒呈再穩定現象。因此，濁度顆粒無法有效沉澱去除，濁度又再度上升而過濾性也達到最差。

由以上可知在使用硫酸鋁混沉處理低濁低有機物原水時，在電性中和時，有較佳的濁度去除效果及混沉後上澄液之過濾性。在達最適加藥量後，持續增加混凝劑會導致混沉後上澄液之過濾性變差。

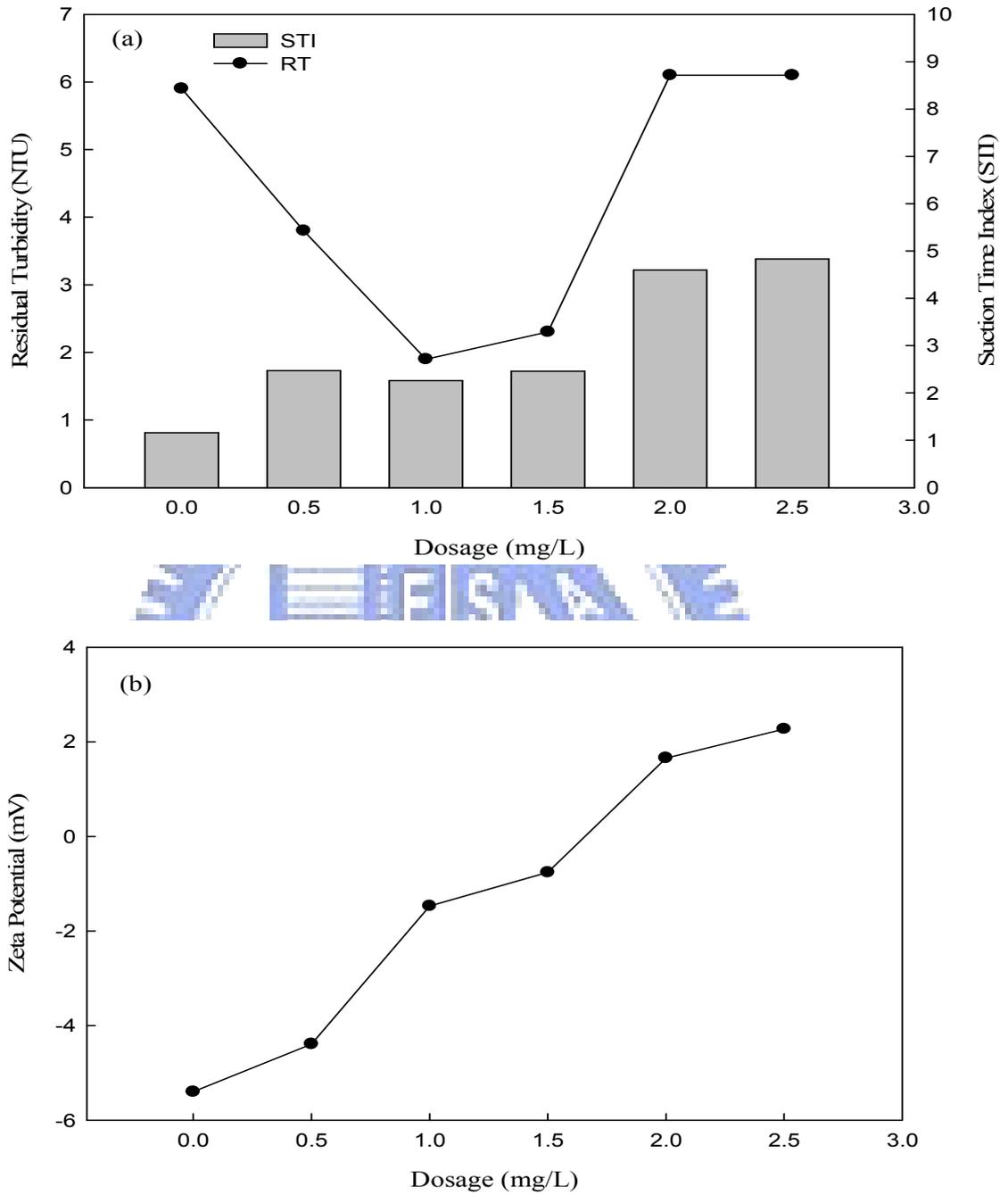


圖 4-1 硫酸鋁加藥量與(a)混沉後上澄液殘餘濁度與過濾性及 (b)顆粒表面界達電位之關係

(2) 聚氯化鋁(PACl)

實驗中所使用之 PACl 混凝劑為平鎮給水廠使用之商用 PACl 混凝劑(40%Al₂O₃)。不同聚氯化鋁(PACl)加藥量下處理低濁低有機物原水之殘餘濁度、STI 值及顆粒表面界達電位如圖 4-2(a)、(b)所示。在投加藥後，濁度顆粒明顯的去除，且在少量的混凝劑使用，顆粒表面界達電位已接近電性中和點。在加藥量 1 mg/L 時，顆粒表面界達電位達電性中和，濁度顆粒達最佳去除效果並且有最佳 STI 值。持續增加混凝劑的量，上澄液的殘餘濁度仍然相當穩定並沒有增加，但 STI 值卻持續的上升。這是因為 PACl(約含有 40% Al₂O₃)太多氫氧化鋁膠體或沉澱物，導致電性中和能力並不強，投入水中後主要以 Al(OH)₃ 的膠羽，以沉澱掃除的方式將濁度顆粒去除，持續的加藥下，顆粒表面已達吸附飽和，因此，顆粒表面界達電位並沒有明顯的增加，雖沒有使濁度顆粒因再穩定使殘餘濁度上升，但上澄液中殘留大量 Al(OH)₃ 的膠羽導致過濾性變差。

由此可知，若僅以殘餘濁度作為最適加藥量的評估指標，在高於 1 mg/L 的加藥量下，混沉後殘餘濁度皆維持相當的穩定，可加藥的區間相當的寬，故此容易造成加藥劑量的誤判，不但浪費響凝藥劑，更會造成後續濾池過濾性降低。但若以殘餘濁度配合過濾性指標來評估最適加藥量，當加藥量為 1 mg/L 時，混沉後濁度去除效果及上澄液之過濾性皆達最佳。

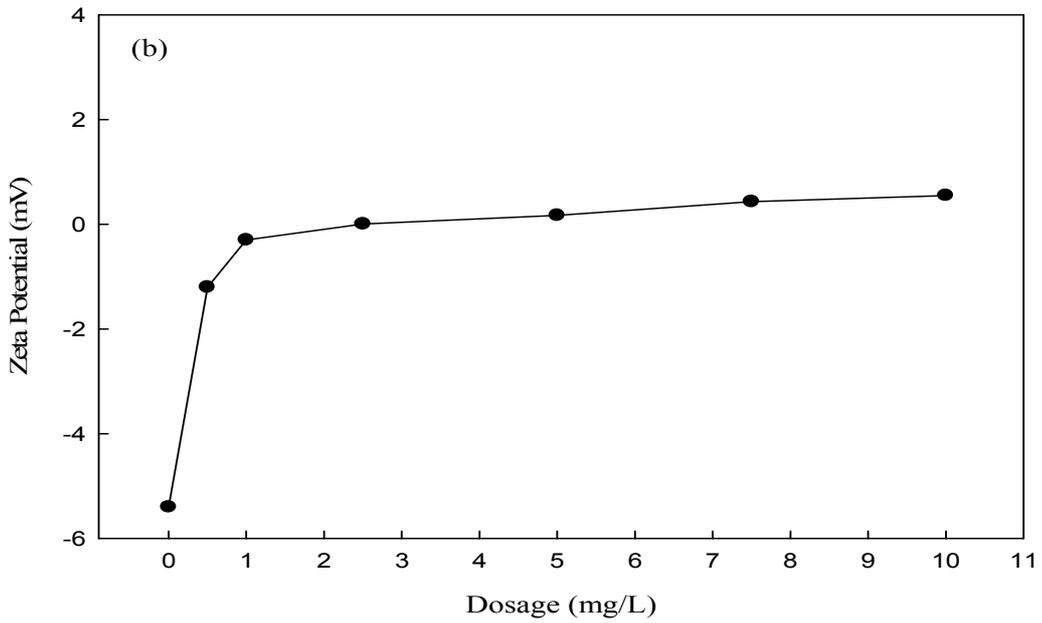
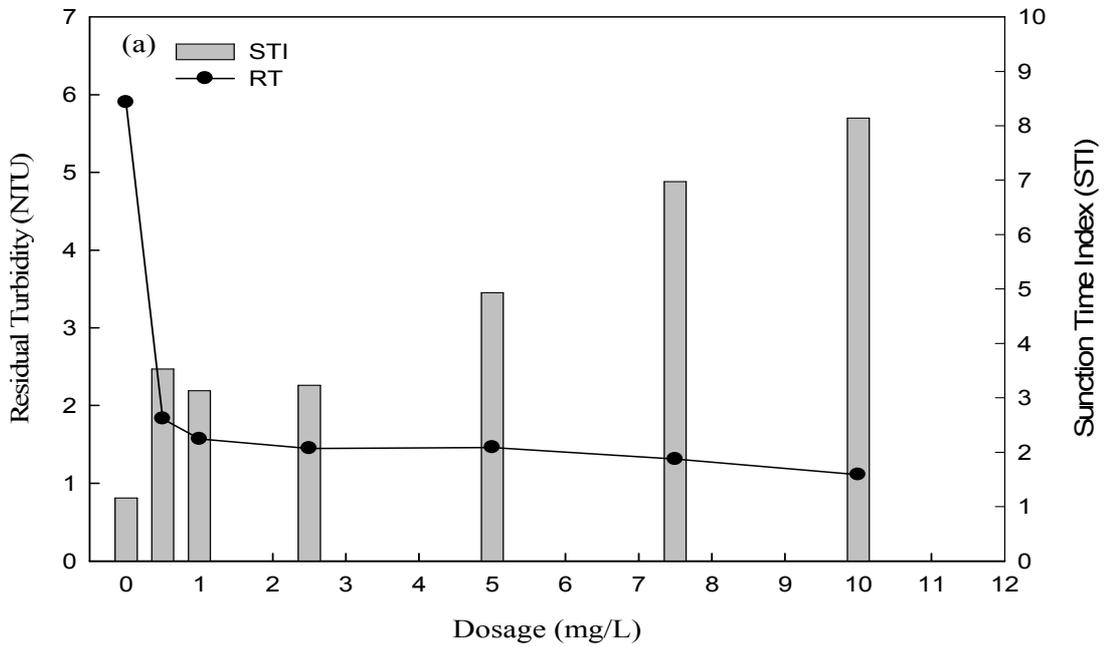


圖 4-2 PACl 加藥量與(a)混沉後上澄液殘餘濁度與過濾性及
(b)顆粒表面界達電位之關係

(3) 聚矽酸鐵(PSI)

不同聚矽酸鐵(PSI)加藥量下處理低濁低有機物原水之殘餘濁度、STI 值及顆粒表面界達電位如圖 4-3(a)、(b)所示。PSI 在少量投加藥後殘餘濁度達到最好的去除效果，而隨著混凝劑增加，導致顆粒表面電性逆轉呈再穩定現象，殘餘濁度有略為上升的趨勢，但過濾性並沒有隨著混凝劑藥量的增加而變差。因為聚矽酸鐵的分子量高達 500 KDa 因此有強大的架橋能力，可形成較大的膠羽(Ohno et al., 2004, Tran et al., 2006)，混凝機制不同於硫酸鋁與 PACl，因此出現與前二者混凝劑不同的混凝行為，PSI 之結果顯示其上澄液殘餘濁度與硫酸鋁及聚氯化鋁相比有略為增加趨勢，但仍具有較佳的過濾性，Ebie & Azuma (2002) 研究也顯示影響過濾性(STI)主要之因素並非為殘餘濁度而是水中殘餘混凝劑的濃度，其中鋁鹽混凝劑造成過濾性變差的程度更甚於鐵鹽混凝劑。



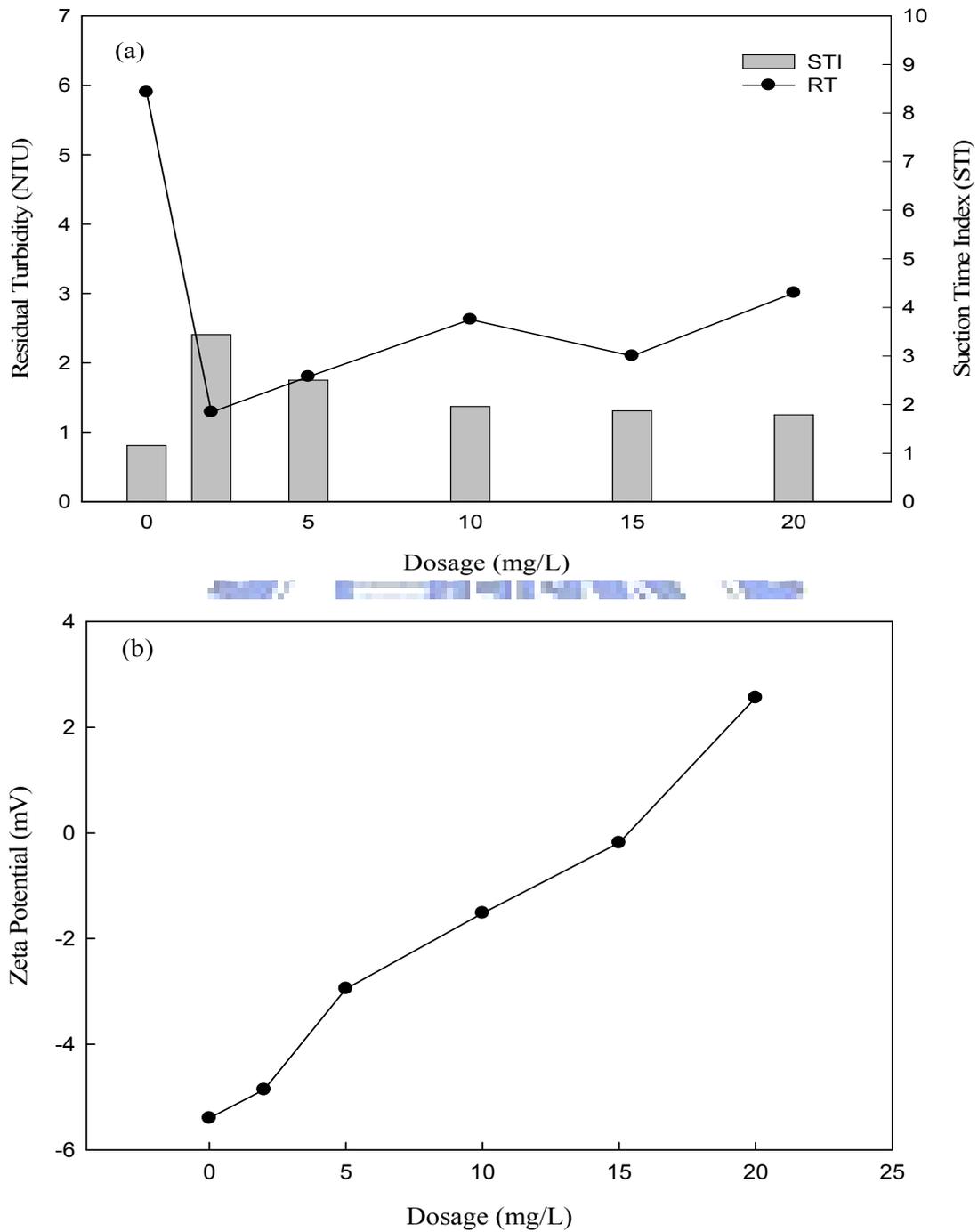


圖 4-3 PSI 加藥量與(a)混沉後上澄液殘餘濁度與過濾性及
(b)顆粒表面界達電位之關係

4-1-2 高分子凝集劑對低濁低有機物原水混沉去除效能及過濾性之影響

以下將以陽性高分子凝集劑(PAM)作為混凝劑，探討架橋機制對低濁低有機物原水之混沉去除效能及過濾性之影響，高分子凝集劑為混凝劑對混沉及過濾性效能之影響如圖 4-4 所示。高分子凝劑在添加後顆粒表面界達電位的趨勢由劇烈增加到逐漸平緩與一般混凝劑並沒差異。高分子凝集劑在低加藥量(0.1 mg/L)的投加下，濁度雖有去除效果，但並不明顯，殘餘濁度仍有高達 3 NTU，但卻仍有良好的過濾性，這是因為高分子凝集劑在最適加藥量下，能形成較密實之膠羽，有效減少水頭損失，因此具有提升過濾性之效能，但是水中溶解性有機物(DOC)卻增加三倍，從原本的 0.4 mg/L 增加至 1.2 mg/L，而隨著高子凝集劑持續的添加顆粒表面界達電位呈電性逆轉，顆粒再次達穩定狀態，殘餘濁度上升，且高分子凝集劑過量使用的結果，更造成的過濾性(STI)的變差，這是因為過量的高分子凝集劑會在膜表面形成一層膠體(gel)，造成孔隙堵塞，導致過濾性變差(Nguyen & Ripperger, 2002)。此結果顯示添加高分子凝集劑作為混凝劑有助於過濾性之提升，但水中濁度顆粒不足，無法提供高分子凝集劑足夠吸附位置，因此導致溶解性有機物增多。

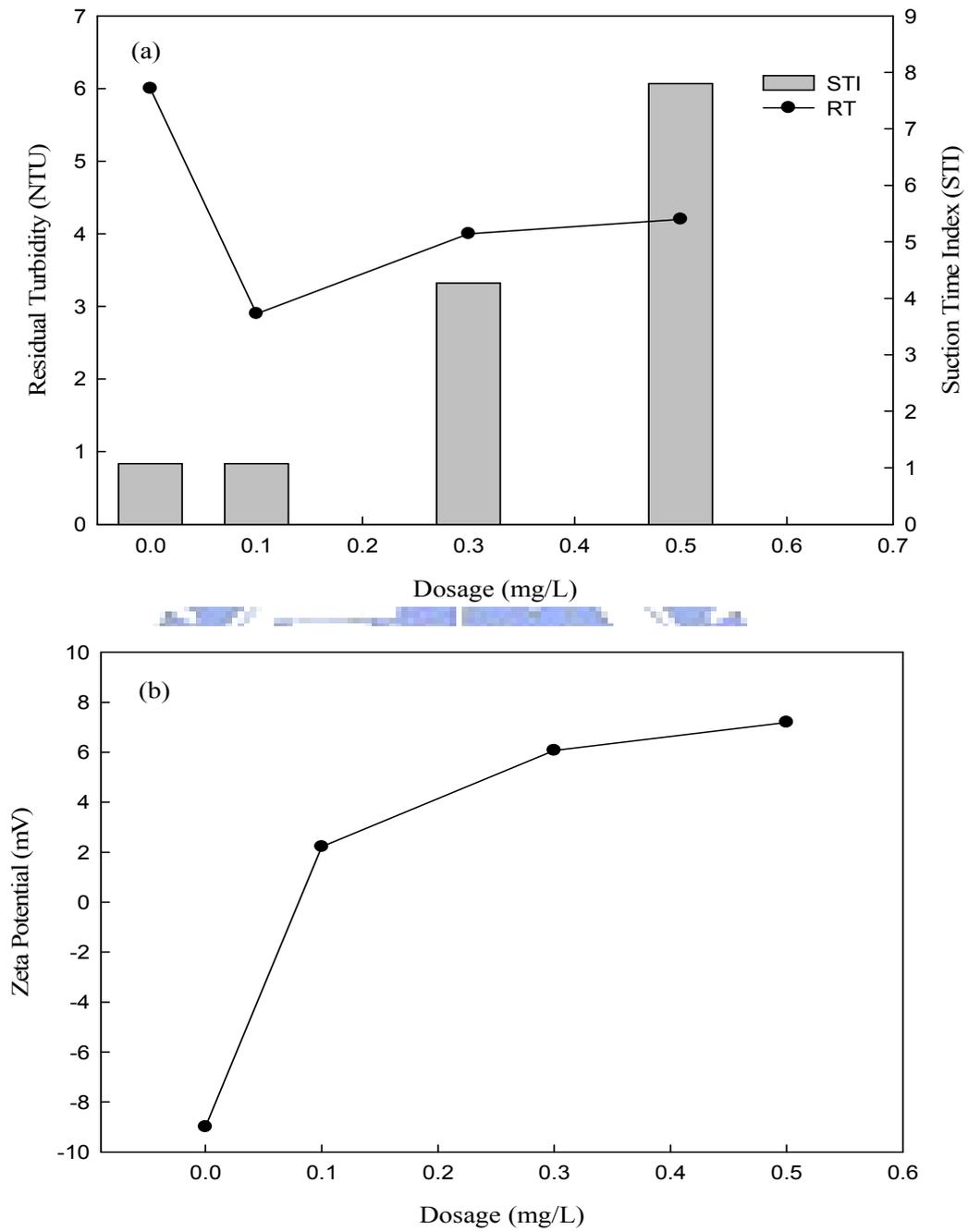


圖 4-4 高分子凝集劑加藥量與(a)混沉後上澄液殘餘濁度與過濾及 (b)顆粒表面界達電位之關係

4-1-3 PACl 搭配高分子凝集劑對低濁低有機物原水混沉效能及過濾性之影響

圖 4-5 為 PACl(龍潭 PACl)搭配高分子凝集劑加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係。經由先前的實驗，得知 PACl 在濃度為 1 mg/L 時，有較佳之過濾性，因此 PACl 的加藥濃度為 1 mg/L，而高分子凝集劑(PAM)國內法規規定最高添加濃度為 1 mg/L。因此，分子凝集劑選擇添加的濃度分別為 0.1、0.3、0.5 mg/L，而加藥的順序為在快混時先添加混凝劑，再加入高分子凝集劑。由圖 4-5 可知，添加高分子凝集劑對於濁度的去除並沒有明顯的幫助，但是高分子凝集劑的添加能有助於過濾性的提升，這是因為高分子凝集劑有吸附架橋及電性中和的能力，能藉由架橋作用吸附膠體顆粒形成較大的膠羽結構及強度，且有更強的微粒與濾料顆粒及微粒之間的鍵結作用，減少脫附現象(李等，2004)。

圖 4-6 為量測 PACl 搭配高分子凝集劑加藥量與混沉後上澄液殘餘濁溶解性有機物之變化。由圖可知溶解性有機物的濃度隨著高分子凝集劑的增加而上升，這是因為水中膠體顆粒不足，高分子凝集劑無法完全發揮吸附架橋的作用，反而溶解於水中導致溶解性有機物的增加。

雖然添加高分子凝集劑有助於減少水頭損失，提升過濾性，但是高分子凝集劑對於人體健康的影響也是長久以來備受關注的，主要原因為高分子凝集劑由聚丙烯醯胺組成，其單體被質疑可能增加致癌風險，且高分子凝劑集亦可能與淨水程序中所添加之氧化劑(如臭氧等)反應生成消毒副產物，因此在使用高分子凝集劑處理無機低濁原水之前更應嚴格評估。

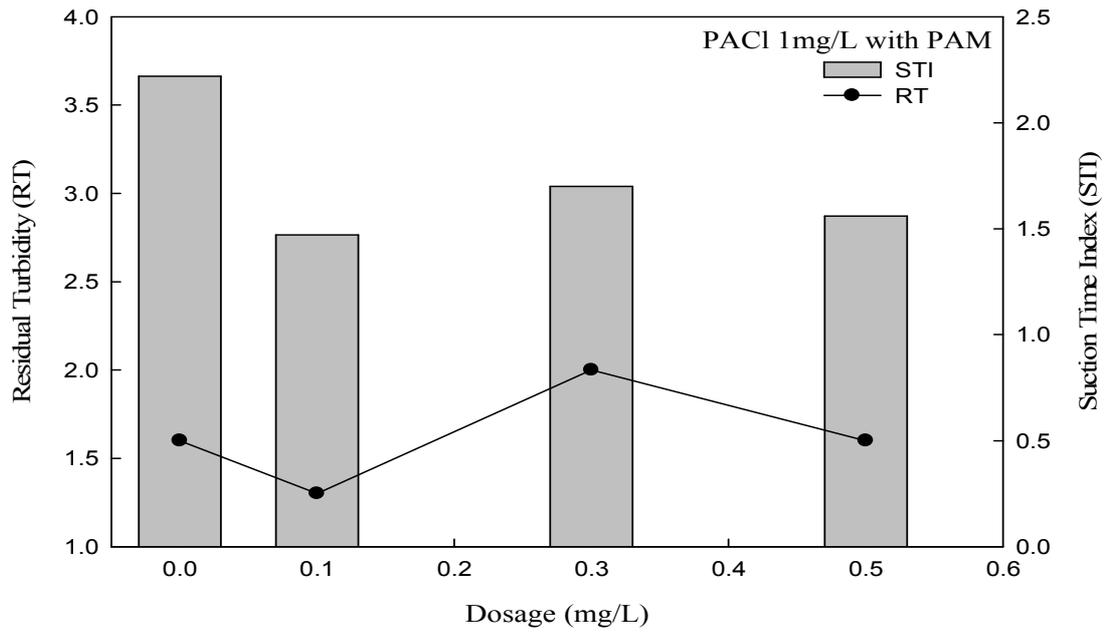


圖 4-5 PACI 搭配高分子凝集劑加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係(龍潭 PACI :1 mg/L)

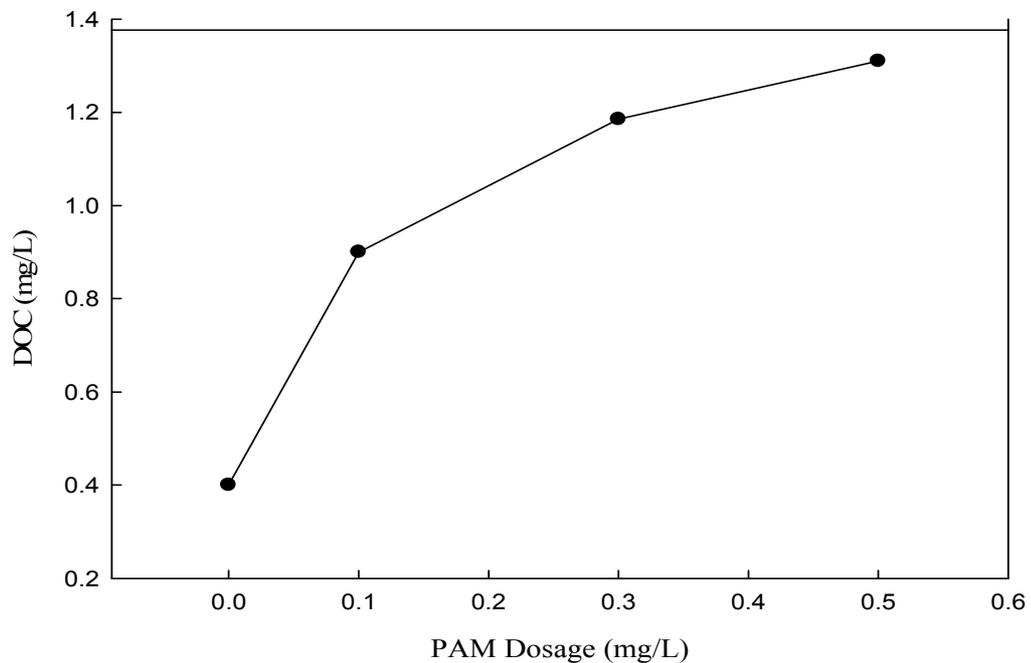


圖 4-6 PACI 搭配高分子凝集劑加藥量與混沉後上澄液殘餘溶解性有機物之變化(龍潭 PACI :1 mg/L)

4-1-4 混凝劑稀釋效應對低濁低有機物原水混沉效能及過濾性之影響

在快混過程中使混凝劑水解產物迅速擴散，使原水中膠體顆粒能迅速去穩定達到凝聚的效果，在後續絮凝過程中讓微小顆粒接觸碰撞長成較大膠羽，進而沉澱去除。在這些水處理過程攪拌強度對混凝劑的擴散是相當重要的因素。因低濁原水的低濃度穩定顆粒無法提供良好的碰撞聚集，而有效的提高 G 值，能增加顆粒與顆粒間的碰撞聚集形成膠羽，但一般水廠的設計無法像實驗室操作瓶杯驗可以任意改變不同 G 值，因此由預先稀釋混凝劑，增加混凝劑擴散性，提升快混池效能是相當重要的。此外，Solomentseva et al. (1999)以氯化鋁為混凝劑探討鹼化度、pH 值、離子強度及混凝劑濃度對混凝劑水解產物影響，研究指出混凝劑的水解作用在隨著提高鹼化度及混凝劑的稀釋會更趨於完全並生成較多帶較高電荷的聚合鋁。Wang et al. (2004)亦指出聚氯化鋁的鋁型態會隨著 pH 值的改變和不同熟化程度有所改變，隨 pH 值的升高，單體鋁亦會轉變為聚合鋁的形態。Yan et al. (2008)也提出當溶液中無法提供足夠的鹼度時，pH 值對於 PACl 物種的轉化將有顯著的影響。在此將藉由稀釋混凝劑的效應探討不同混凝劑濃度對低濁低有機物原水混沉去除效能及過濾性之影響。

在進行混凝劑稀釋效應前會先以 ICP-AES 測定混凝劑原始濃度，再計算不同濃度所需投入未經稀釋混凝劑體積，再加入混凝劑所需體積後，快混 1 分鐘後使用 ICP-AES 測定濃度確實達到實驗過程中所添加之濃度。隨後將混凝劑稀釋三十倍作為實驗過程中所需的預先稀釋混凝劑。而在實驗過程中則添加相同濃度之混凝劑比較其混沉後上澄液之差異性，並在實驗過程中，投加混凝劑後，藉由蠕動幫浦將瓶杯試驗方型水槽中的水樣抽送至光纖膠羽偵測儀經由訊號器的

轉換得到即時監測混凝過程中之膠羽絮凝指數(Flocculation Index)。

圖 4-7(a)、(b)是以光纖膠羽偵測儀量測 PACl 不同加藥量下膠羽生成情形及膠羽絮凝指數與殘餘濁度之關係。由圖 4-7(a)可知膠羽絮凝指數隨著加藥量的增加而逐漸的增加，經稀釋混凝劑在加藥量 1 為 mg/L 時，膠羽生成最大之 FI 值約有 0.24，隨後增加藥量下 FI 值略為下降但仍皆大於 0.2 以上。相對的，圖 4-7(b)未稀釋混凝劑的添加對於膠羽的生成並沒有明顯的幫助(皆小於 0.1)，即使逐漸的增加混凝劑，仍然無法幫助膠羽的生長。由以上結果可知經過稀釋的混凝劑更能形成較大的膠羽，兩者之間的 FI 值有二倍的差距，這是因為經稀釋混凝劑有較佳的擴散性且較能與濁度顆粒吸附電性中和，因此濁度顆粒較能聚集成較大的膠羽，而 FI 值的差異是無法從殘餘濁度量測中發現。

在比較混凝劑稀釋效應對低濁低有機物原水混沉後上澄液過濾性之影響，如圖 4-8 所示。由圖可知經預先稀釋混凝劑經混沉後上澄液的過濾性隨著混凝劑的增加導致過濾性略為變差。未稀釋的混凝劑經混沉後上澄液過濾性，也有隨著加藥量的增加而過濾性變差的趨勢。但在二者相比較下，未稀釋混凝劑經混沉後上澄液過濾性明顯的變差，在 2.0 mg/L 加藥量下的 STI 更是高達 5，是預先稀釋混凝劑混沉後上澄液的 2.5 倍。這是因為未經釋混凝劑投入水中的體積相當的少，因此在投入水中後，加藥點附近產生局部濃度劇烈變化的現象，產生水解作用生成水解產物，而且這些水解產物向鄰近擴散的速度非常慢，不易與顆粒聚集造成絮凝結果不佳，往往需靠提高動力來改善問題。最後，這些不穩定態的 Al_b 轉成 $Al(OH)_3$ ，因此生成較大量的 $Al(OH)_3$ 膠體沉澱物，雖然可靠沉澱掃除機制達到穩定去除濁度顆粒的效果，但上澄液殘留許多的 $Al(OH)_3$ 膠體顆粒亦會造成過濾性不

佳。預先稀釋混凝劑也有自發水解的反應，但預先稀釋有助於鋁形態的轉變且在加入水中的體積較大，因此擴散性較佳，較能與顆粒聚集形成緻密膠羽應此上澄液殘留的 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 膠體顆粒較少。

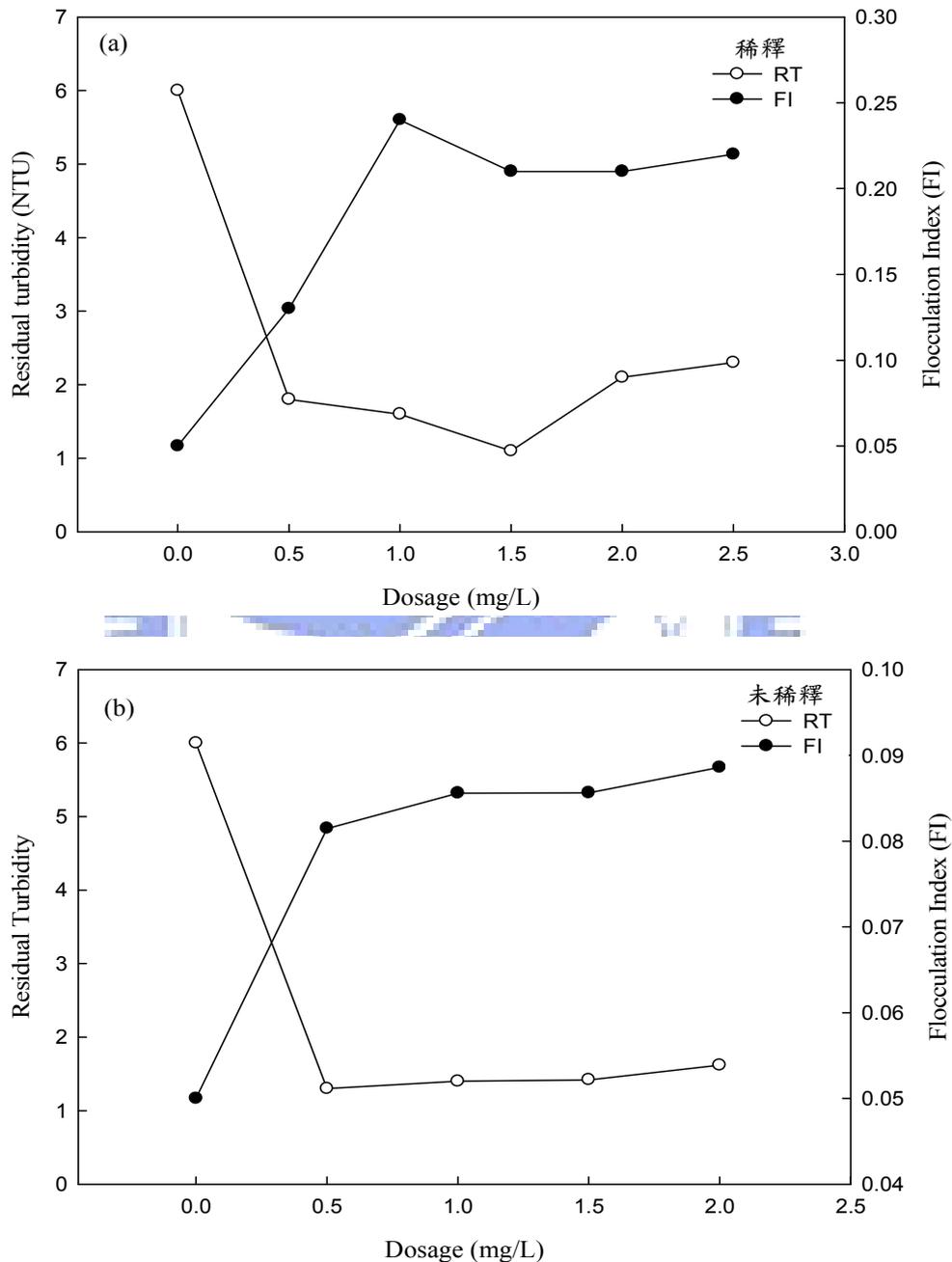


圖 4-7 (a)經稀釋 PACl (b)未稀釋 PACl 不同加藥量與膠羽絮凝指(FI)及殘餘濁度之關係

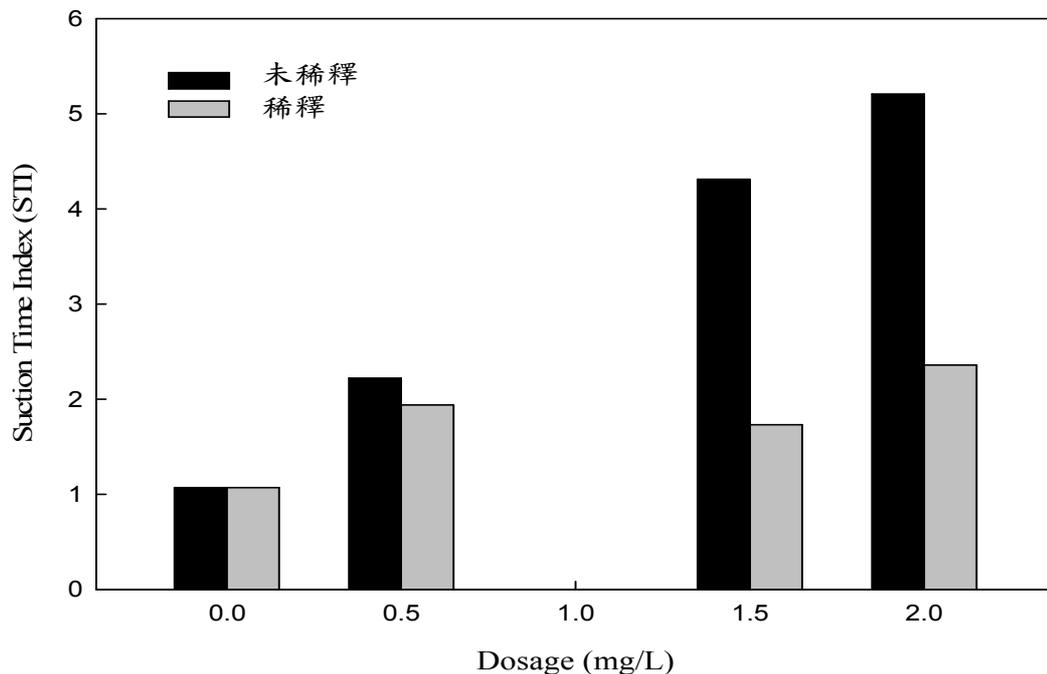


圖 4-8 有無稀釋 PACl 在相同加藥量下對低濁低有機物原水混沉後上澄液過濾性之關係

以顆粒計數器監測混凝過程中顆粒粒徑變化如圖 4-9 及 4-10 所示。從圖 4-9 可知未經稀釋之混凝劑在開始加藥後，水中小顆粒 2-3 及 3-5 μm 有減少趨勢，其中 3-5 μm 從原先的 1600 #(*#:每毫升顆粒數)減少至 1200 #。持續慢混下膠羽開始產生破碎的情形，水中小顆粒數目逐漸上升，尤其以 2-3 μm 上升的趨勢更明顯，又增加至 1600 #。由此可知未經稀釋混凝劑無法形成緻密的膠羽，因此在慢混過程中容易破碎。

而經稀釋混凝劑(如圖 4-10)有較佳擴散性，能提高顆粒碰撞的效率，且與顆粒產生電性中和的能力較佳，因而形成較大且緻密的膠羽，所以在慢混的攪拌下膠羽並沒有發生破碎的現象，且 3-5 μm 的顆粒更是減少將近 50%，因此殘留於上澄液的小顆粒較少，有助於過濾性之提升。

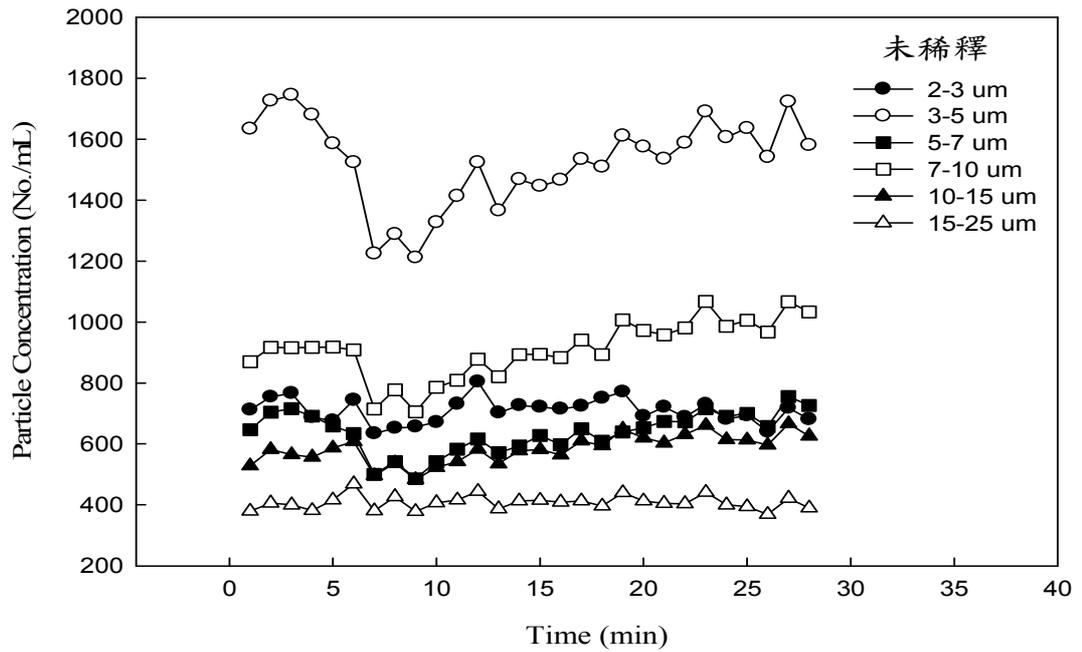


圖 4-9 未經稀釋 PACl 混凝過程膠羽粒徑及數目之變化
(加藥量：1.5 mg/L as Al)

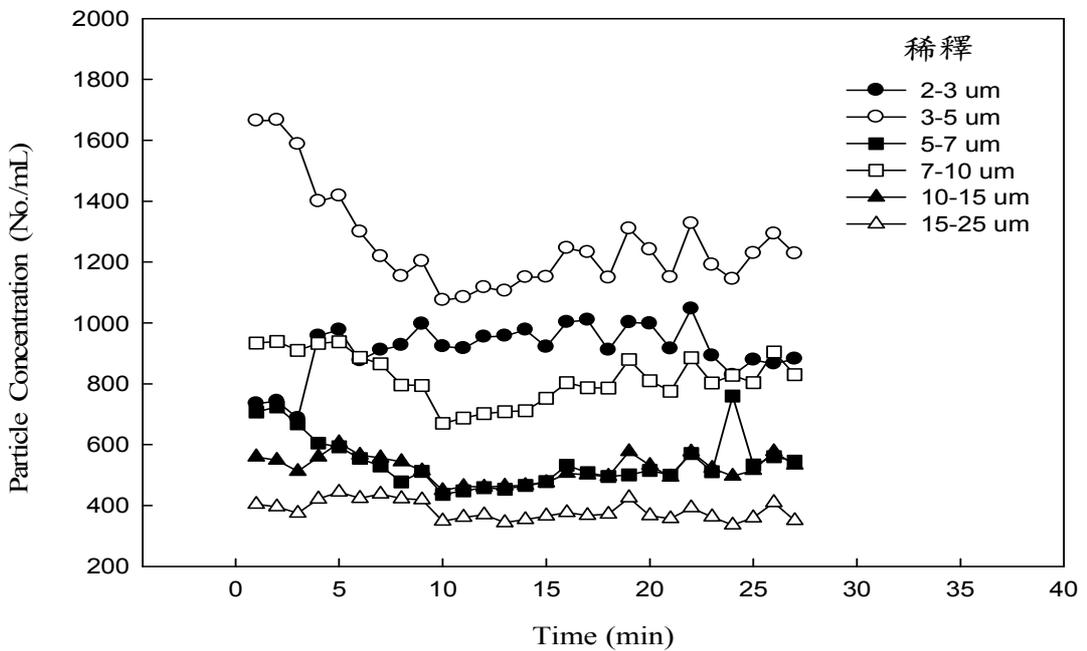


圖 4-10 稀釋 PACl 混凝過程膠羽粒徑及數目之變化
(加藥量：1.5 mg/L as Al)

4-2 低濁含藻原水

因不同混凝劑對藻類之活性抑制能力及去穩定的機制不同，且混凝劑加藥量多寡亦會影響藻類於混沉過程中之去除效率，當藻類與濁度顆粒同時存在時，藻類會主導整體的混凝特性(施，2000)，故含藻原水對劑種類之選擇及加藥量之決定相當重要。以下將說明三種常見之混凝劑，包括硫酸鋁、聚氯化鋁(PACl)及聚矽酸鐵(PSI)對低濁含藻原水之混沉效能及上澄液過濾性之影響。

原水來源為寶山第一水庫，採樣時間為97年5月2號，當時水庫下游寶山給水廠發生藻類嚴重阻塞濾池的問題，其水質分析如表4-2所示。原水濁度約為6 NTU，仍在一般水庫水正常時的濁度範圍，而DOC約1.2~1.5 mg/L，比起一般低濁度原水略為偏高，導電度約303 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 也呈較為偏高的情況，原水的顆粒粒徑分佈相當廣泛，從1473~4172 nm，而顆粒粒徑的範圍與藻類大小(約5 μm)相當接近。這次原水中主要的藻類為細針桿藻(*Synedra*)引起的(如圖4-11)。此種藻類殼面兩端逐漸狹窄呈針形，殼面長100 μm 至300 μm 。此外，在寶山第一水庫原水中還發現其他藻類(圖4-12至4-13)，如星盤藻(*Pediastrum*)及色球藻(*Chroococcus sp.*)。一般星盤藻(*Pediastrum*)群體由8到64個細胞組成，細胞間隙大。內層細胞略呈四方形，細胞側壁中部不相連，細胞寬10到20 μm 。色球藻(*Chroococcus sp.*)群體由4到32個或更多細胞組成，細胞球形或半球形，直徑約12到20 μm 。

表 4-2 低濁含藻原水水質及物化特性分析

水質分析項目	數值
pH	7.8 ~ 7.9
濁度 (NTU)	5.0 ~ 5.9
導電度 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	303 ~ 304
DOC (mg/L)	1.2 ~ 1.6
顆粒粒徑 (nm)	1473 ~ 4172
顆粒表面電位 (mV)	-11.4 ~ -14.2

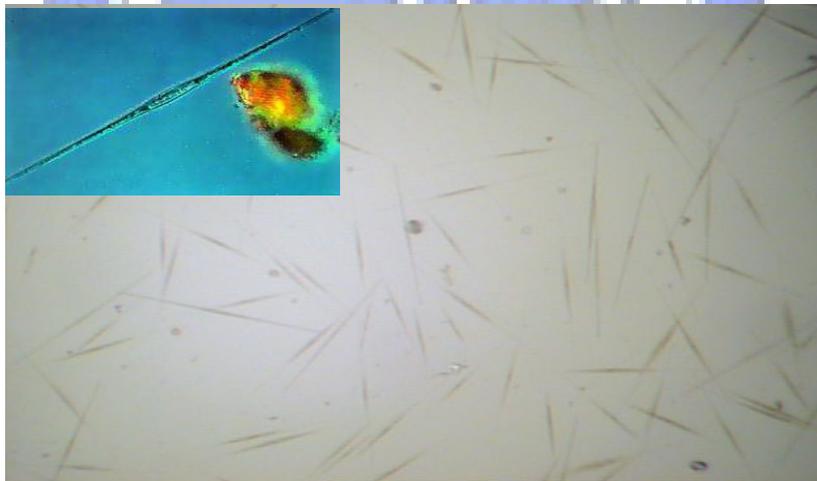


圖 4-11 細針桿藻(*Synedra*)之顯微鏡照片($\times 170$)

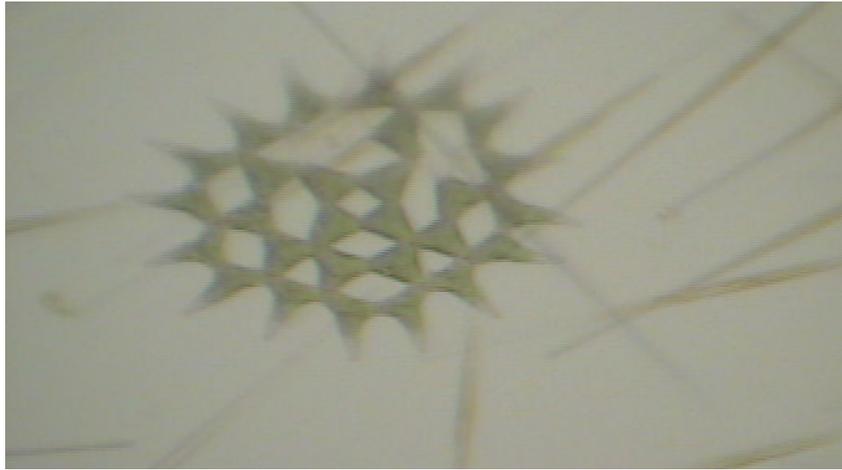


圖 4-12 星盤藻(*Pediastrum*)之顯微鏡照片(× 470)



圖 4-13 色球藻(*Chroococcus sp.*)之顯微鏡照片(× 770)

4-2-1 混凝劑種類對低濁含藻原水混沉效能及過濾性之影響

為了符合現場操作情形，實驗室瓶杯試驗條件如下所述：以 238 rpm 快混為 3 分鐘，隨後以 30 rpm 慢混 33 分鐘接著靜置沉澱 1 個小時。在靜置完成後，取其上澄液量測其殘餘濁度及過濾性。而不同混凝劑對低濁含藻原水混沉效能及過濾性之影響如下所述：

(1) 硫酸鋁(Alum)

硫酸鋁加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係如圖 4-14 所示。在加藥量不足下(0.5 mg/L)，殘餘濁度雖然下降，但是混沉後的上澄液過濾性，反而明顯變差。因為硫酸鋁的混凝機制為沉澱掃除(sweep flocculation)，而此次低濁含藻水原水中的藻類主要以細針桿藻類為主，此種藻類的表面積大，需消耗較多的混凝劑，桿狀藻類之沉降速度較慢，所以在不足加藥量下，藻類無法被有效的去穩定且聚集生成較大的膠羽以利於沉澱去除，所以造成過濾性不佳。在最適加藥量下(1~2 mg/L)，其殘餘濁度較低且過濾性有所提升。然而，隨著加藥量的增加，殘餘濁度並沒有明顯的變化，但是 STI 值卻出現了二倍的差異。因為在最適加藥量下，能有效的將小顆粒聚集成較大的膠羽(如圖 4-15 所示)，而有效的減少小顆粒之數目以提升過濾性。但過量加藥後，因硫酸鋁水解產生大量不利過濾之 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 膠體，反而增加上澄液中小顆粒數目，造成過濾性降低(如圖 4-16 所示)。

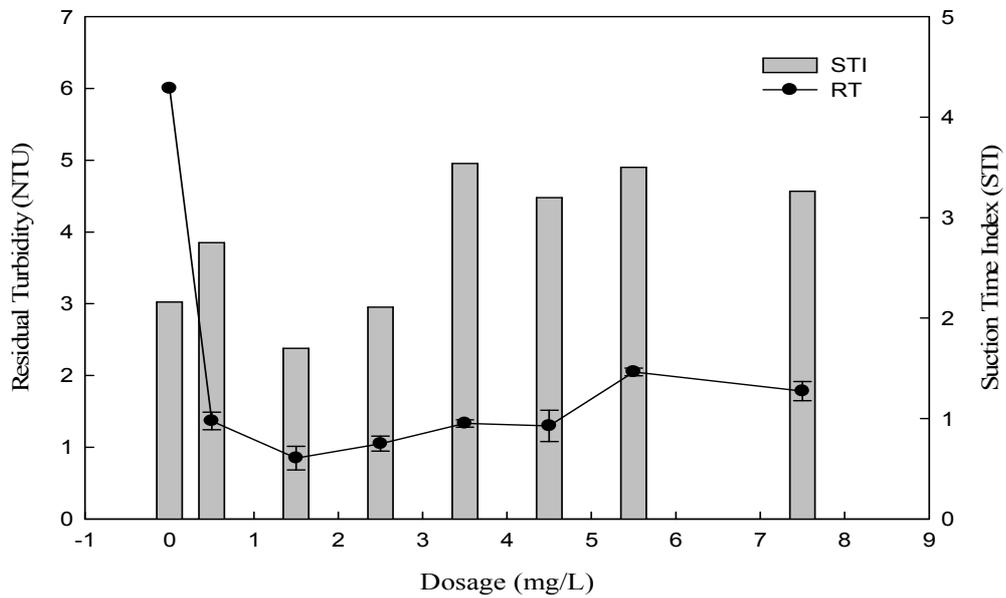


圖 4-14 硫酸鋁加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係

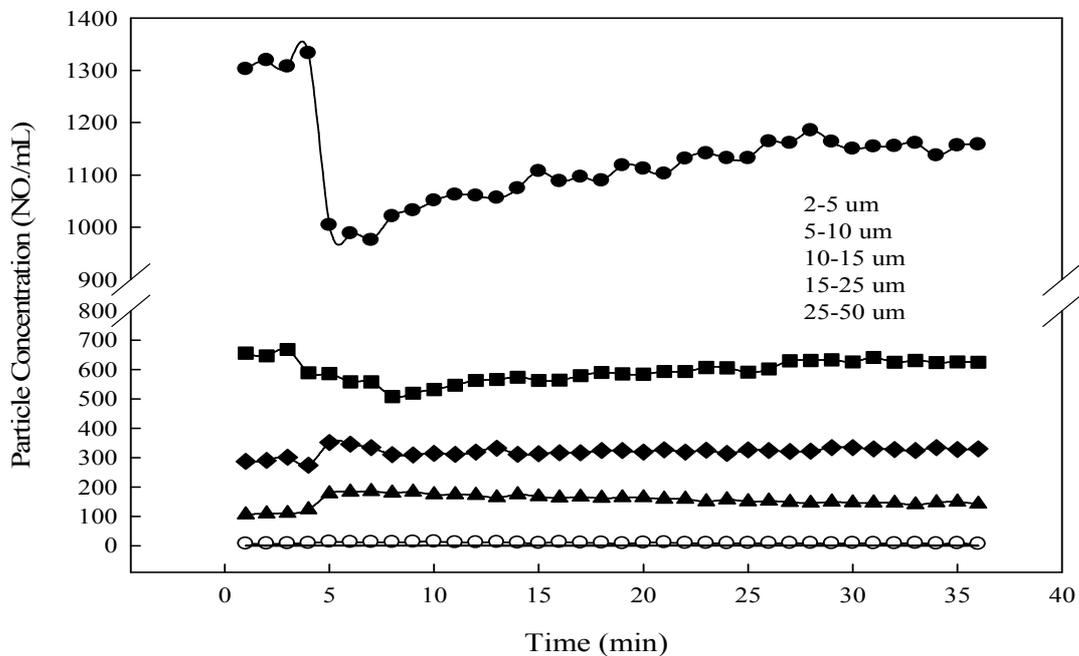


圖 4-15 適量加藥下硫酸鋁混凝過程不同顆粒粒徑之數目變化
(加藥量：1.5 mg/L as Al)

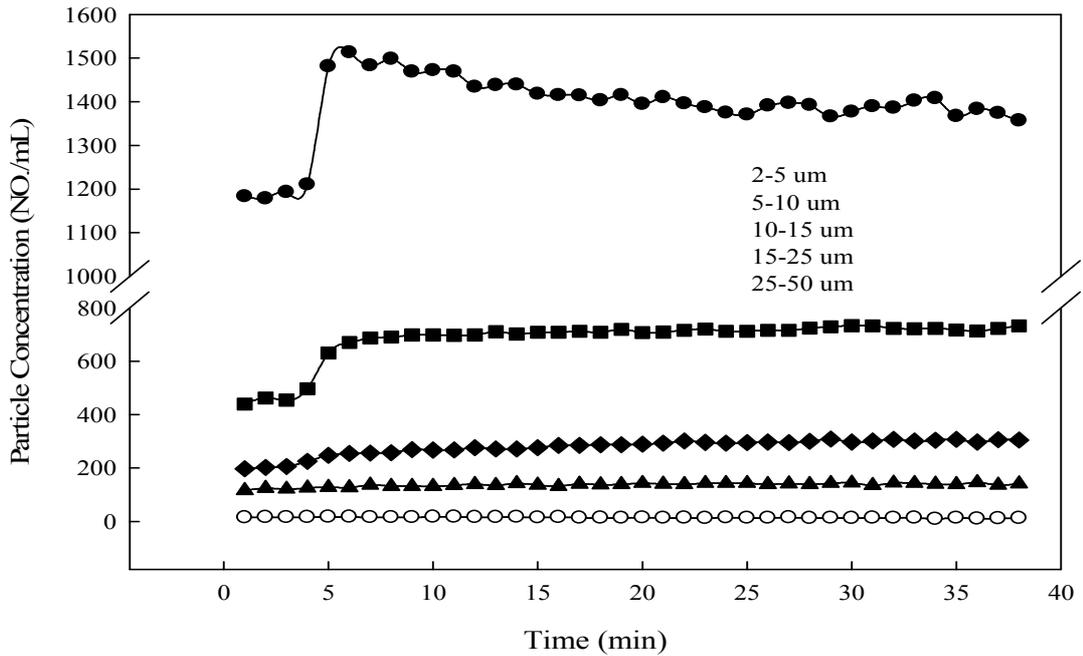


圖 4-16 過量加藥下硫酸鋁混凝過程不同顆粒粒徑之數目變化
(加藥量：4.5 mg/L as Al)

(2) 聚氯化鋁(PACl)

不同投加藥量下，PACl(寶山 PACl 約含 30%Al₁₃)混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係如圖 4-17 所示。隨著加藥量的增加，PACl 對濁度的去除效率同樣有明顯的提升，但對上澄液過濾性並沒有提升，反而隨著藥量的增加而變差。在最適加藥量下，混沉後上澄液的殘餘濁度沒有明顯的變化，但其過濾性卻明顯的提升。因為使用之 PACl 混凝劑因聚鋁(Al₁₃)的成份並不高，PACl 混凝劑中的鋁形態絕大部份以單體鋁(Al³⁺)存在，故過量加藥後，上澄液殘留過多的 Al(OH)₃ 膠體，造成過濾性變差，此結果顯示 PACl 與硫酸鋁之混沉行為類似。

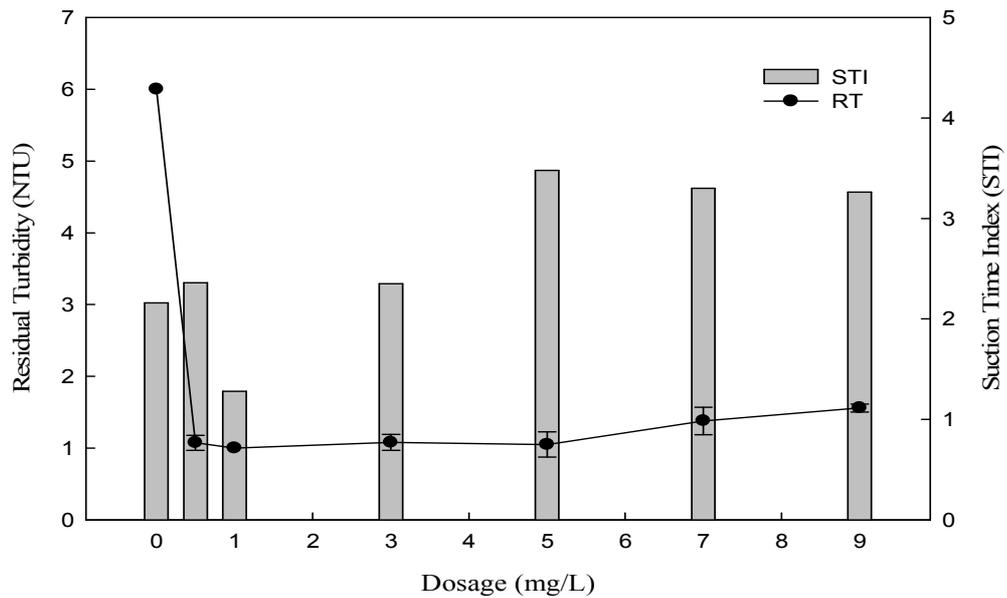


圖 4-17 PACI 加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係

(3) 聚矽酸鐵(Polysilicato Iron, PSI)

聚矽酸鐵(PSI)混凝劑加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係如圖 4-18 所示。PSI 投加後，不論是在上澄液的殘餘濁度或是過濾性方面皆有明顯的提升，且過濾性較硫酸鋁及 PACI 佳，同時，隨著加藥量的增加，上澄液殘餘濁度及過濾性並無變化，仍維持相當穩定的濁度去除效能及過濾性。因為 PSI 混凝機制主要以架橋作用為主，可形成較大的膠羽，如圖 4-19 所示，PSI 加藥後水中 2-5 μm 小顆粒數目快速減少，大顆粒膠羽(10-25 μm)數量增多，且在快混階段膠羽已能快速生長並達穩定，因此可不需慢混階段直接沉澱(Ohno et al., 2004)。且 PSI 混凝所形成之膠羽較為密實，減少顆粒堵塞孔洞的機會，因此可大幅地提升上澄液之過濾性。Hasegawa et al. (1999) 發現使用 PSI 在去除藻類的數量及種類上皆有良好的效果。另外，Wang et al. (2002)以優氧化水庫為對象進行 PSI 與 PACI 混凝效能評估及比較，發現 PSI 混凝之膠羽沉降性比 PACI 混凝之膠羽佳，且使用聚矽

酸鐵處理後的過濾水浮游生物的數目較少。

綜合以上結果顯示使用不同混凝劑種類在處理低濁含藻原水時，聚矽酸鐵較硫酸鋁及 PACl 而言，更能生成較大膠羽且具有較佳的過濾性，因此能有較佳的混沉後上澄液之過濾性。



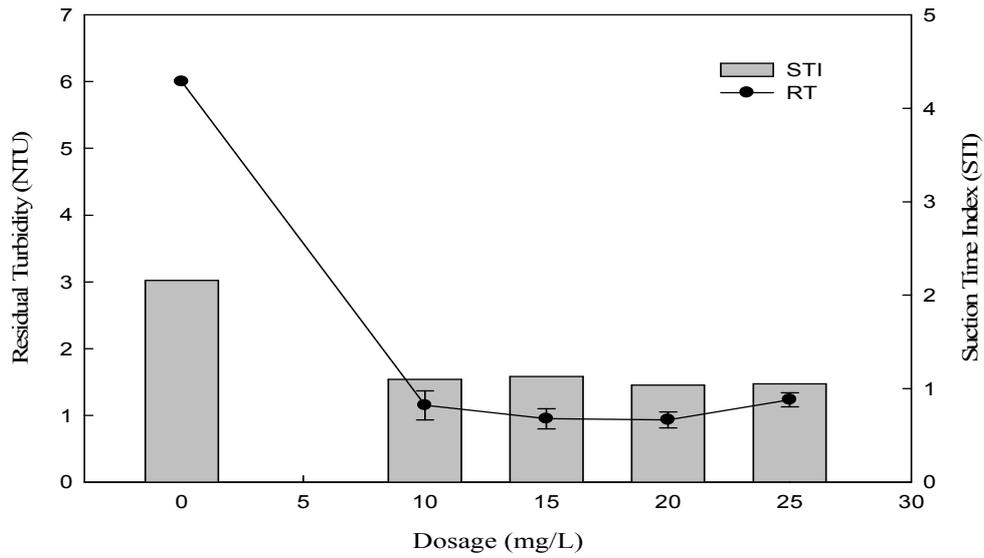


圖 4-18 PSI 加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係

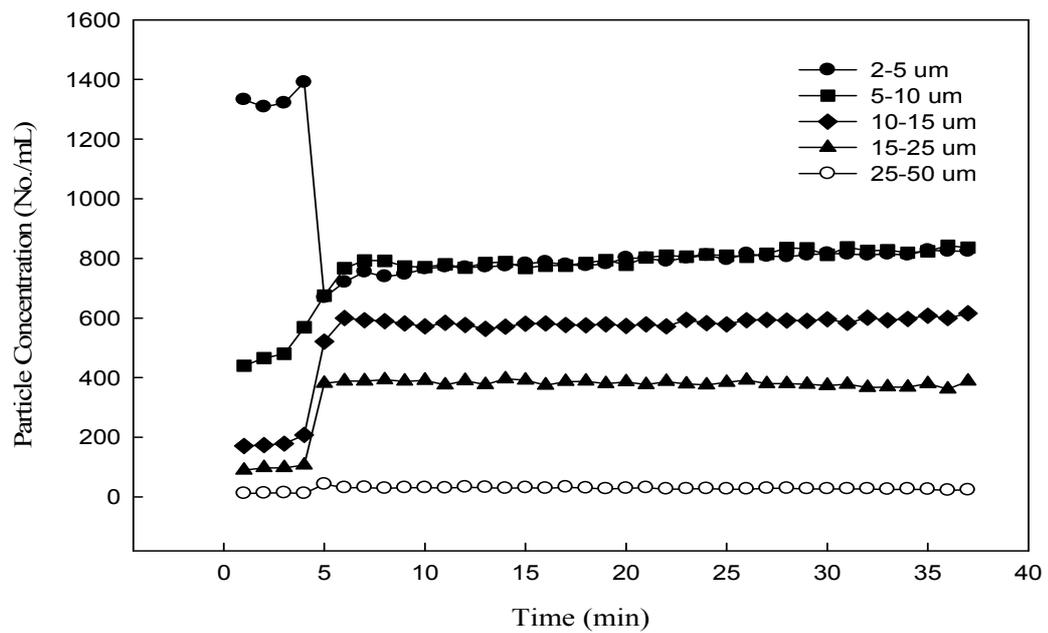


圖 4-19 PSI 混凝過程膠羽粒徑及數目之變化

(加藥量：15 mg/L as Fe)

4-2-2 PACl 搭配高分子凝集劑對低濁含藻原水混沉效能及過濾性之影響

在混沉及過濾過程中，藻類的特性，如種類、型態大小、特殊表面結構及活性等特性對藻類的去除有相當大的影響。Ma et al. (2007) 研究指出藻類的形狀，如桿狀會影響藻類的沉降速度，有較大表面曲率的藻類(如橢圓形)，凝集劑並不容易吸附在藻類表面，即使已吸附在藻類表面的凝集劑水解物種也會因水流剪力而脫落，要形成密實且沉降快的膠羽並不容易，在此將藉由高分子凝集劑的添加作為助凝劑，探討以 PACl 搭配高分子凝集劑對低濁含藻原水混沉去除效能及過濾性之影響。

在實驗之前，先以 PACl(寶山 PACl)在不同加藥量下，找出最佳加藥量，如圖 4-20 所示。瓶杯試驗 PACl 加藥量為 0.5、1.0、2.0、2.5 及 4.5 mg/L。經混凝沉澱後，量測其經混沉後上澄液殘餘濁度及取上澄液 500 mL 進行過濾性試驗。在加藥量 0.5 mg/L 下濁度雖有去除效果，但因加藥量的不足，藻類仍無法因沉澱而被去除，反而造成過濾性明顯變差。由此可知使用適當的凝集劑對沉澱過程中移除藻類是相當重要的，凝集效率不佳，大量的藻類可能會單獨存在水中而無法形成可沉澱的膠羽(Jun et al., 2001)。隨後在增加加藥量下(加藥量為 2.0 mg/L 時)，在殘餘濁度及過濾性兩種指標皆有最好的效率。再者，以 2.0 mg/L 為加藥量，搭配不同加藥量的高分子凝集劑進行評估。PACl 搭配高分子凝集劑加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係，如圖 4-21 所示。高分子凝集劑的加藥量分別為 0.05、0.1 及 0.2 mg/L，加藥時間為在加凝集劑後完成一半的快混階段時添加。結果顯示使用高分子凝集劑對於濁度的去除效果皆有提升，上澄液的殘餘濁度皆能小於 1 NTU，在高分子凝集劑加藥量為 0.05 mg/L 時殘餘濁

度僅只有 0.6 NTU。在過濾性方面，在 0.05 及 0.1 mg/L 的加藥量下，混沉後上澄液的過濾性都有提升，其中在 0.1 mg/L 的添加量下達到最佳的過濾性，這是因為高分子凝集劑能強化電性中和及架橋作用，促進藻類與膠羽的聚集。而在較高之高分子凝集劑的添加量下(0.2 mg/L)，過濾性是明顯的變差。推測這是因為過量加藥導致濾膜阻塞。而水中溶解性有機物的分析中結果顯示，在 0.1 mg/L 的加藥量時，雖有較佳的過濾性，但水中溶解性有機物(DOC)的濃度卻增加至 2.4 mg/L，而 0.2 mg/L 的加藥量 DOC 反而下降至 1.4 mg/L，証實造成過濾性變差的主要因素是過量加藥，其導致高分子凝集劑中，分子量大的聚合物阻塞濾膜孔隙。

綜合以上結果顯示，適度的使用高分子凝集劑做為助凝劑可以有效的減少水頭的損失，提升過濾性。但是加藥控制不易，容易在極少的加藥量下即造成過量加藥，不但會使濾池嚴重阻塞，更會導使水中溶解性有機物的增加，對人體造成危害的風險大大的提升。

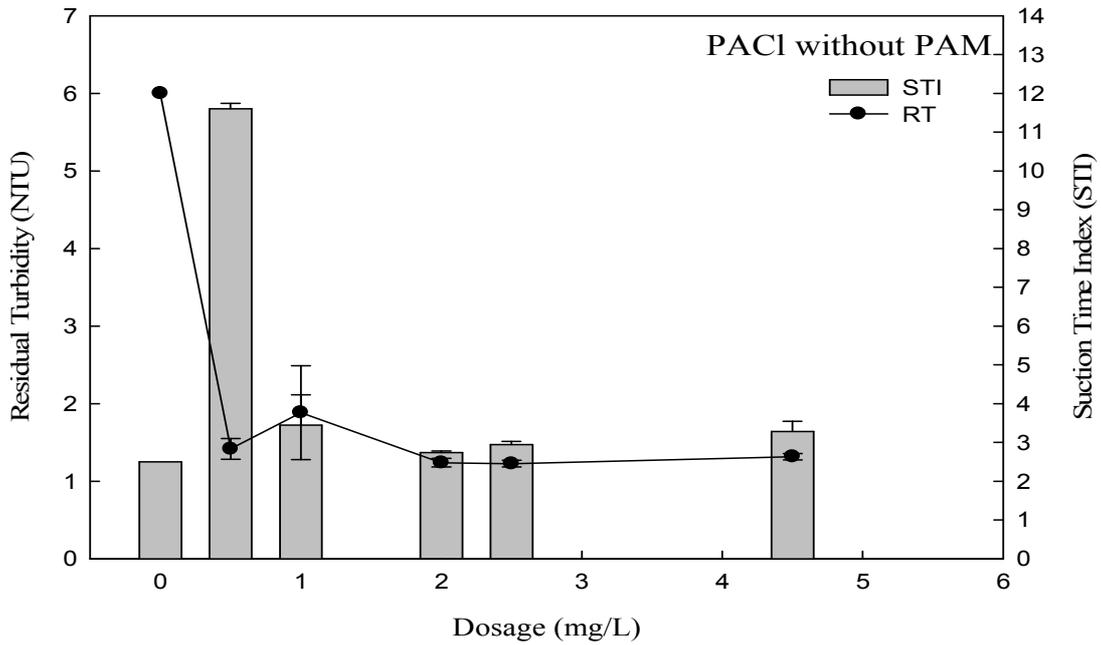


圖 4-20 PACl 加藥量對低濁含藻原水混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係

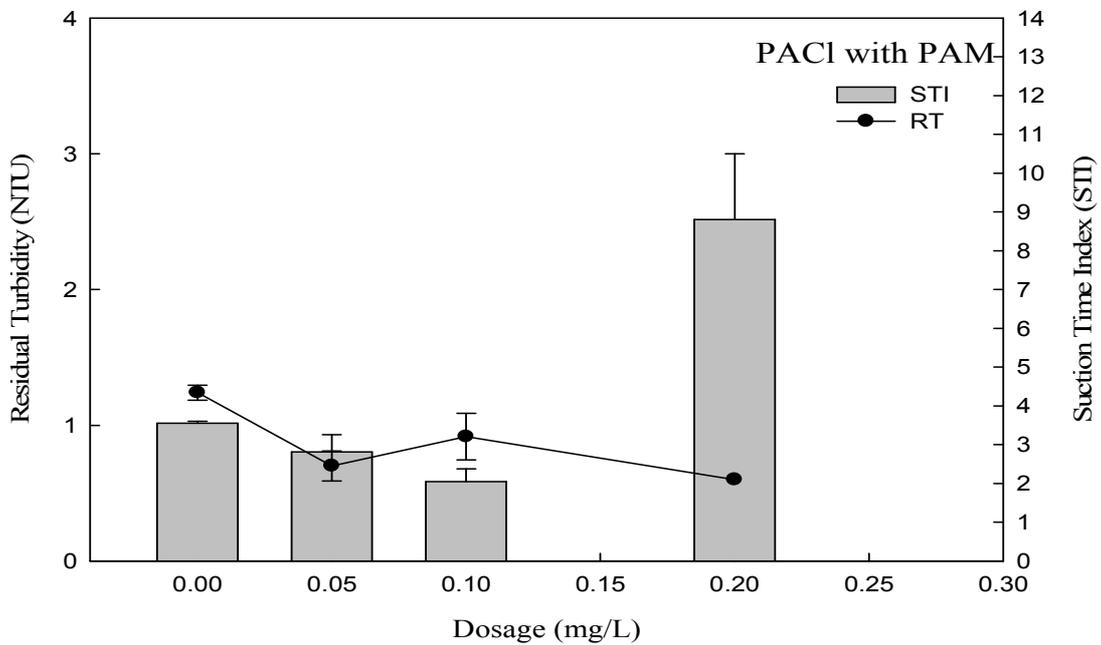


圖 4-21 PACl 搭配高分子凝集劑加藥量對低濁含藻原水混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係

4-3 低濁高有機物原水

低濁度原水中的低濃度的穩定濁度顆粒，導致顆粒聚集不易，當原水中的溶解性有機物時，更容易吸附於顆粒表面增加顆粒表面電性的穩定，造成大量投加混凝劑也無法將顆粒去穩定，且顆粒粒徑越小，此種效應越明顯，而為了瞭解不同純度 PACl 混凝劑對其顆粒表面電性中和之能力及聚矽酸鐵、硫酸鋁對低濁度高有機物原水的處理效能，以下將針對低濁高有機物(白濁水)之水質及顆粒物化特性分析、不同純度 PACL、聚矽酸鐵及硫酸鋁混凝劑混沉效能及過濾性之影響做為探討，細詳結果如下所述。

4-3-1 水質及顆粒物化特性分析

在分別採取二次龍潭淨水場低濁度難處理原水水質及顆粒物化特性分析結果如表 4-3、4-4 所示。由表 4-3 可知龍潭淨水場低濁度難處理原水之 pH 約為 8，濁度值約為 20 NTU，其導電度低於 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 及鹼度約為 66 mg/L as CaCO_3 ，與國內外水庫水比較(Johnson et al., 1995；劉，2007)，龍潭淨水場之鹼度偏低。鹼度偏低會增加淨水場混凝加藥控制的難度。此外，有機物(DOC)含量為 3.7 mg/L，較一般地表水之有機物含量高，主要因為水庫水含有較多的藻類及微生物所致。此低濁水之濁度顆粒粒徑約為 390~441 nm，屬於次微米級顆粒，且顆粒表面電位為 -16.9~-19.3 mV，屬於帶負電性強之顆粒，不容易聚集沉澱，在 0.1~1 μm 顆粒大小範圍之顆粒數為 4891~4899 #。

此外，在酸性及鹼性條件下，龍潭淨水場原水顆粒之界達電位仍然為負值(-15~-20 mV)(如圖 4-22)，此結果顯示其顆粒表面帶負電性不易受 pH 影響，使淨水場混凝聚集顆粒之難度增加，加藥控制不易，容易造成混凝操作效能低落問題的發生。而通常有機物附著於顆粒表面是造成顆粒表面電位不易受 pH 影響的原因，因位於顆粒表面的有

機物在 pH 的改變下解離，使得顆粒表面界達電位即使在高 pH 值也處於穩定的狀態，因此龍潭淨水場發生低濁難處理原水之原因可能是由水中之有機物所造成的。

表 4-3 低濁高有機物原水水質及顆粒物化特性(2007.10.26)

水質分析項目	數值
pH	7.9 ~ 8.0
濁度(NTU)	17.2 ~ 20
導電度($\mu\text{S}/\text{cm}$)	183 ~ 189
鹼度(mg/L as CaCO_3)	66.5
DOC (mg/L)	3.7
顆粒粒徑(nm)	390 ~ 441
顆粒表面電位(mV)	-16.3 ~ -19.3
顆粒數(counts/ml)	4891 ~ 4899

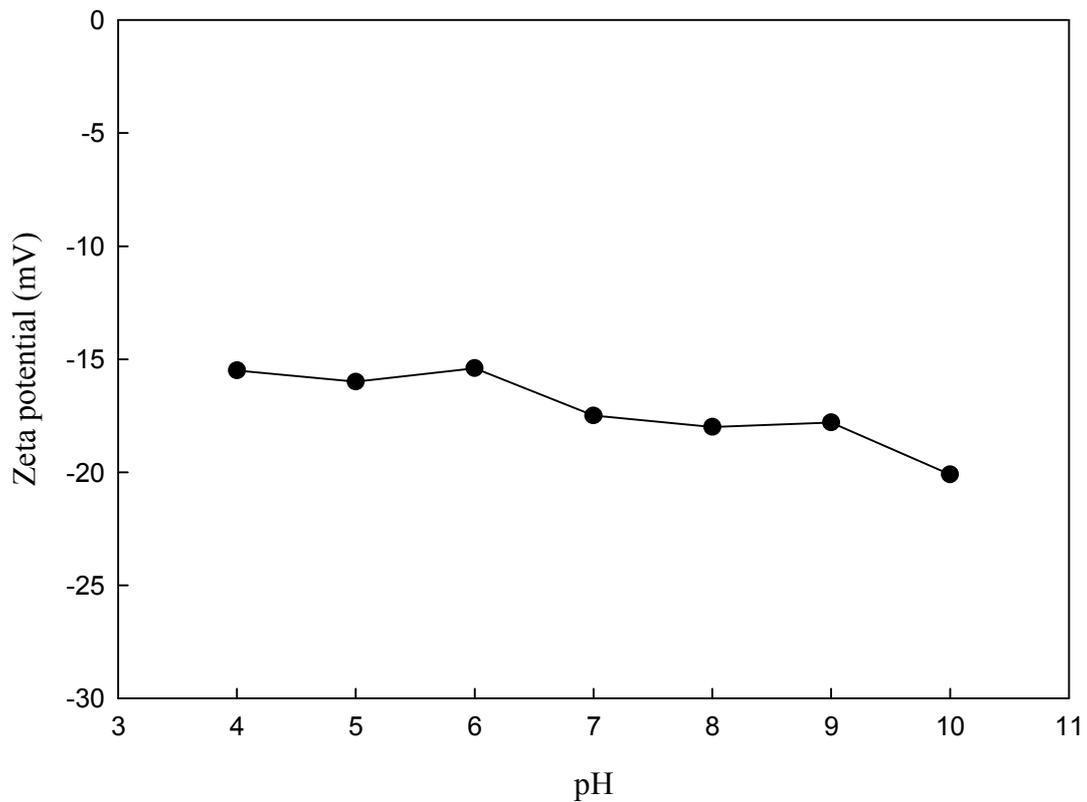
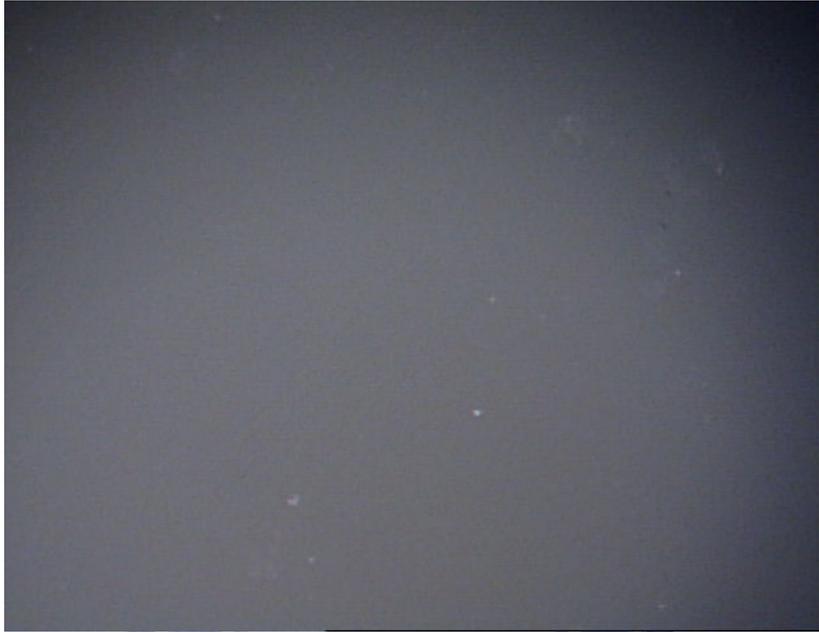


圖 4-22 龍潭淨水場原水顆粒表面界達電位與 pH 之關係

另一方面，因為龍潭淨水場低濁度難處理原水懸浮顆粒之外觀呈灰白色(如圖 4-23(a))，此顆粒顏色與一般地表水之懸浮顆粒顏色(深褐色)不同，為了更了解此低濁度難處理水之顆粒特性，將其靜置至顆粒物聚集沉澱後，以光學顯微鏡觀察其顆粒外觀，發現顆粒聚集沉澱後之顏色為深褐色(如圖 4-23(b))。此結果顯示，龍潭淨水場低濁度難處理原水呈現白色之原因，為懸浮顆粒外觀呈現白色，待固液分離後，顆粒本身之顏色(深褐色)即會呈現。

(a)



(b)

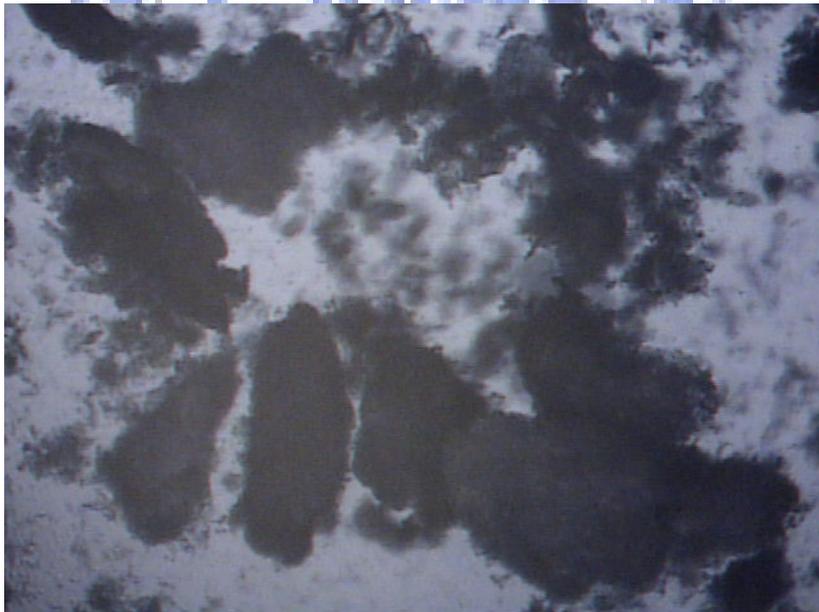


圖 4-23 龍潭淨水場顆粒之光學顯微鏡觀察: (a)低濁度原水懸浮粒 ($\times 200$) ; (b)聚集沉澱後之顆粒($\times 200$)

同時，為了能進一步了解龍潭淨水場低濁度難處理原水顆粒表面之特性，本研究分別探討其顆粒表面之有機物及無機物特性。在有機物方面，先使用離心機，在 4000 rpm 及 4°C 下，進行 20 分鐘的離心濃縮，再經 0.45 μm 濾紙過濾收集後(如圖 4-24)，利用傅立葉轉換紅外光光譜儀(FTIR)進行其顆粒表面官能基之鑑定。FTIR 分析的結果如圖 4-24 所示，在波長約為 1000 cm^{-1} 附近出現了一個明顯的尖峰，經過比對後此尖峰所表示的官能基可能為羧酸(COOH)及醚類(C-O-C)(Pavia et al)。而根據研究顯示在波長為 1000 cm^{-1} 在台灣水庫原水中羧酸(COOH)為主要的有機物種之一(吳，1999)，在邱氏(2007)研究顯示藻類中所含的多醣體(C-O-C)也是位於此波長範圍，藻類釋出有機物 80~90% 為多醣體，此為原水中 DOC 主要成份之一，原水中的 DOC 上升，會妨礙淨水處理的成效，且為消毒副產生前驅物質之主要來源，也易與水中細小無機物結合，成為有機性膠體之來源增加表面水處理困難，而 Jaeweon et al. (1998)研究也顯示出現在 $950 - 1170\text{ cm}^{-1}$ 範圍的尖峰可能為多醣體。但也有研究顯示出現在 $1000 - 1050\text{ cm}^{-1}$ 範圍的尖峰為矽酸鹽(silicate)(Thuman, 1985 and AWWA committee, 1998)。因此，在無機物方面，則是將龍潭淨水場低濁度難處理原水利用 ICP-MS 進行全元素的分析，確認龍潭原水中含有何種元素後，再利用 ICP-MS 進行元素定量的分析。ICP-MS 全元素的分析結果顯示，龍潭淨水場原水中含有微量的鈉、鎂、矽、硫、鉀、鈣、鐵等元素，其中又以鎂、鈣元素含量較高，分別為 23.9 mg/L 及 7.3 mg/L，而鈣、鎂離子為天然水中之主要離子，水中若含有大量鈣、鎂離子會造成硬水會產生以下問題如:鍋爐產生鍋垢、消耗大量的清潔劑及產生味道影響可口度，但龍潭淨水場中所含之鈣、鎂離子總硬度約為 87 mg/L as CaCO_3 ，仍在符合標準之範圍內，並未超出標準。

此結果顯示，龍潭淨水場原水中並無含有較高濃度的矽酸鹽類。而原水中溶解性有機物會增加顆粒表面的負電荷且在所占的比例是黏土等礦物的 100 倍，因此對膠體顆粒的穩定有顯著的影響(郭等，2006)。所以，龍潭淨水場低濁度難處理原水可能以水庫水源之有機物附著於顆粒表面為造成難處理之主因。

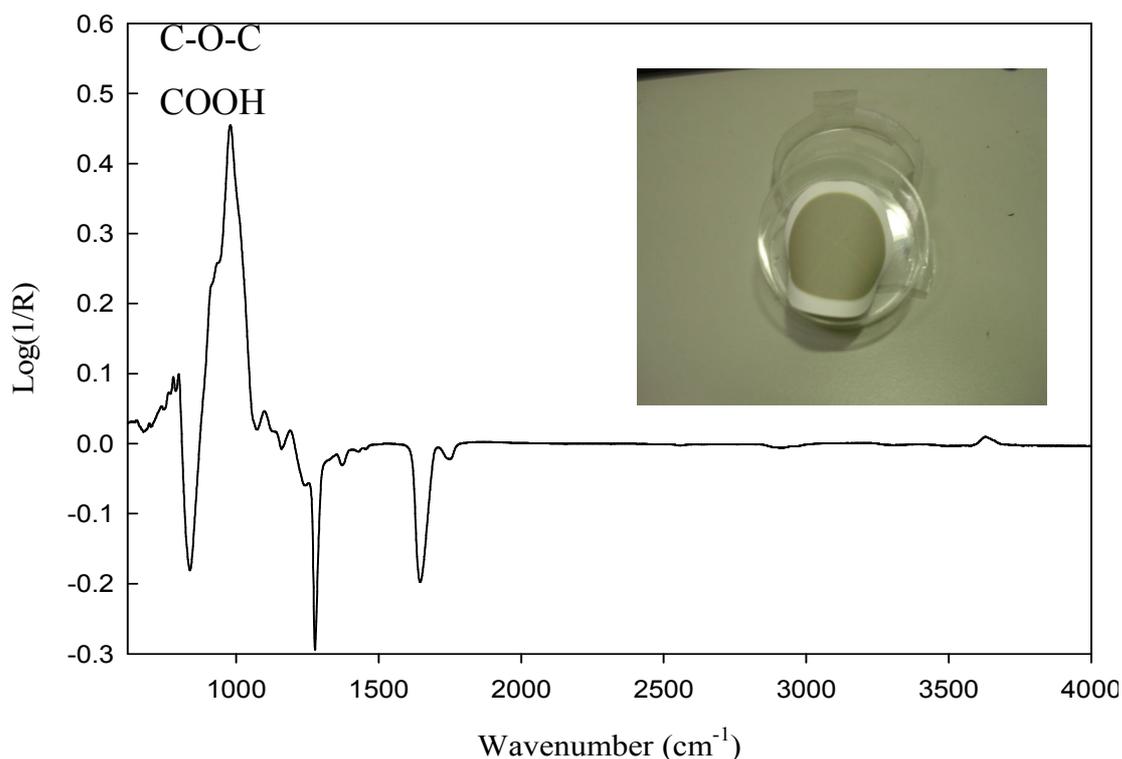


圖 4-24 龍潭淨水場原水顆粒之 FTIR 表面官能基分析

在發現龍潭淨水場顆粒表面電位不受 pH 值影響，但在不同 pH 值，原水在不經加藥混凝的條件下，會自行產生膠羽沉澱，在低 pH 值產生之膠羽為黃綠色，在高 pH 值為白色，為了更進一步瞭解龍潭淨水場低濁度難處理水在不同 pH 值下產生之膠羽性質，在以 0.45 μm 濾紙收集不同 pH 條件下產生之膠羽，並利用場發式電子顯微鏡觀察薄膜上積垢物質之形態。

首先，以龍潭低濁度難處理原水進行觀察如圖 4-25(a)所示。在 pH 值不經改變時，薄膜上積垢物質主要是由原水中細砂等微小顆粒在薄膜上緻密堆積而成。而改變龍潭低濁度原水 pH 值為 4 時之黃綠色膠羽，如圖 4-25(b)所示，除了出現與原水相同的小顆粒堆積情形外，也可以很清楚的觀察到了許多呈現捲曲狀的線條物體附著在膜的表面，由圖 4-25(c)可以很清楚的發現，在薄膜上堆積的形式與前二者的形式不相同，在 pH 值為 11 時呈結晶的狀態，原先出現在 pH 值為 4 時的捲曲狀的線條物體已經完全不見，綜合以上結果顯示龍潭低濁度難處理原水在不同 pH 值下，因水中酸鹼環境的改變，原水中所含的物質會在受到 pH 值的改變下沉澱，而一般金屬在鹼性的環境下會生成金屬鹽類沉澱，有機物在酸性環境沉澱（王，2002）。



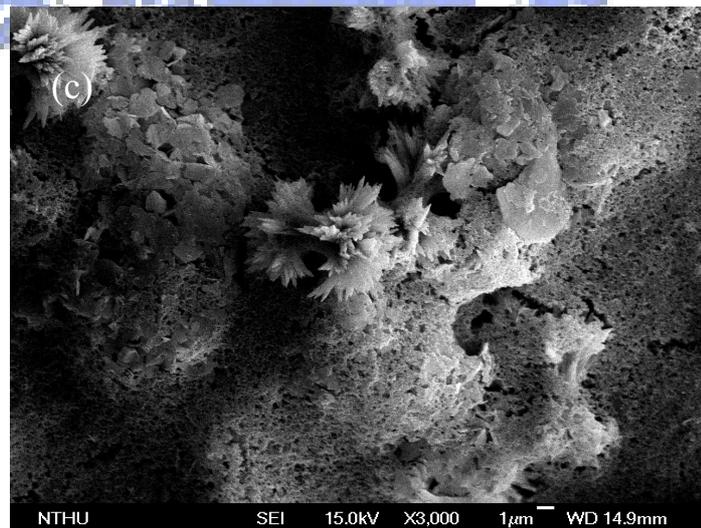
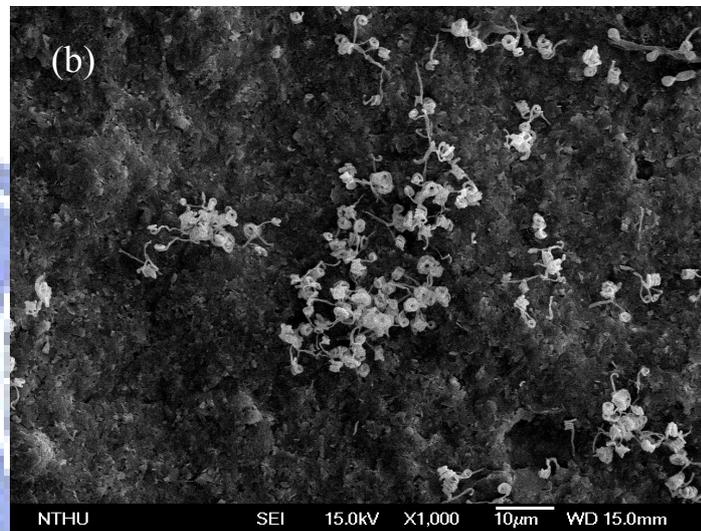
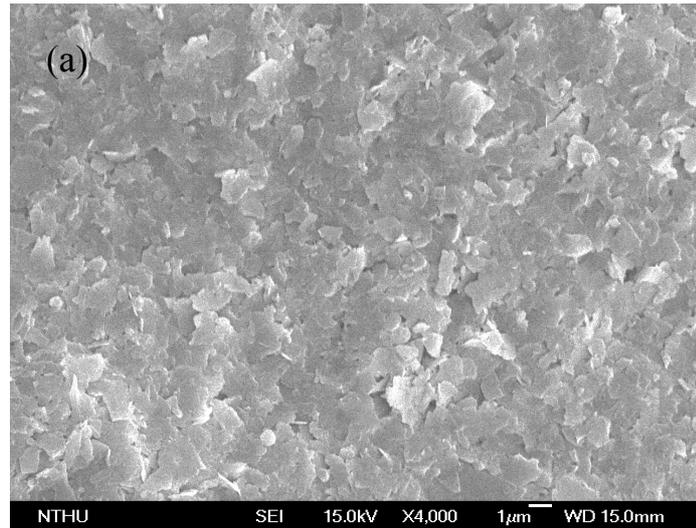


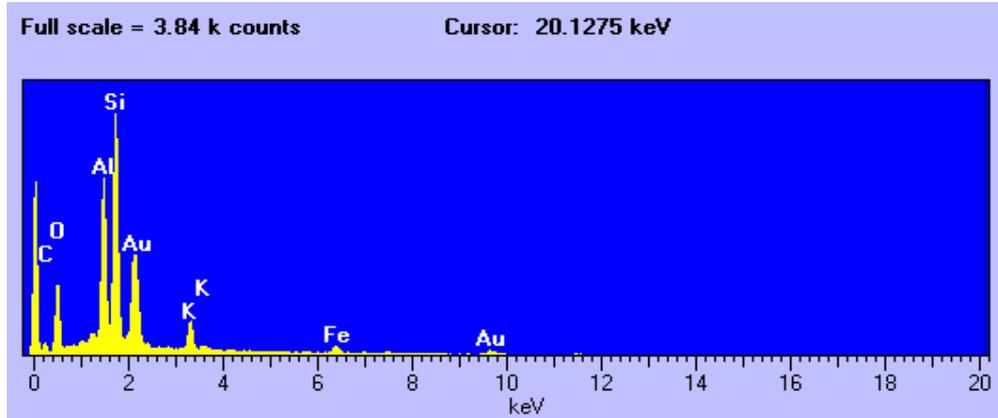
圖 4-25 龍潭低濁度難處理原水薄膜之觀察
(a)原水 pH 7.9($\times 4000$)(b)改變至 pH 4($\times 3000$)(c)改變至 pH 11($\times 1000$)

而為了瞭解原水在不同環境下所沉澱膠羽的屬性，因此利用 SEM 對薄膜進行半定量分析，結果如圖 4-26(a)、(b)及(c)所示。在對原水進行半定量分析中可發現原水中含有 Si、Al 等微量金屬元素，而這些元素在本來就在天然原水中可發現，此外也有發現少量的碳、氧元素，這些可能是原水中的有機物。

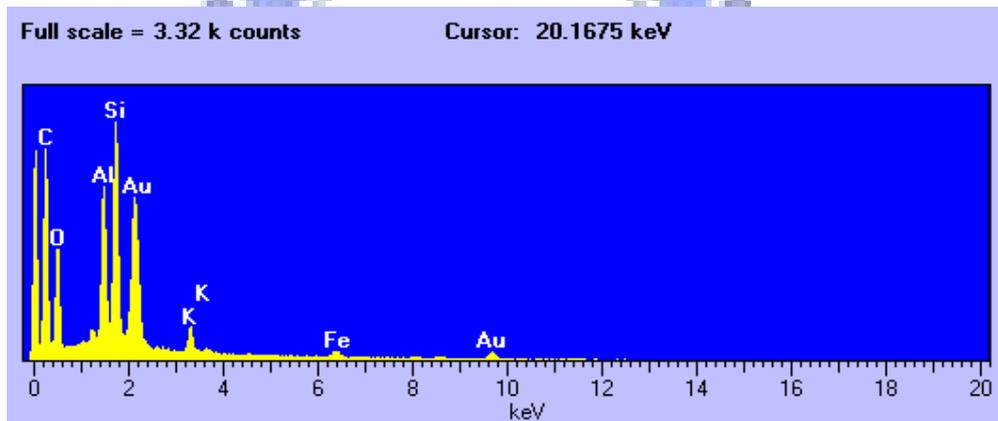
而 pH 為 4 時，SEM 半定量的結果顯示，除了原水中本來含有的 Si、Al 金屬外，C、O 元素的量明顯的上升，而腐植質的官能基中主要之含氧官能基為 COOH(羧基)，且腐植質可依在酸鹼環境中的溶解度分為三類：1.在酸性條件下沉澱的腐植酸；2.在酸、鹼條件下皆可溶的黃酸；3.在酸、鹼條件下皆不溶的腐植素或腐植膠(humin)。而在 pH 值為 11 時，電子槍半定量的結果出現 Ca、Mg 金屬的尖峰，這些金屬離子在之前薄膜的觀測中並沒有發現，其中以 Ca 的含量最多，這是因為鈣、鎂在較高 pH 值情形下，形成碳酸鈣(CaCO_3)與氫氧化鎂($\text{Mg}(\text{OH})_2$)之難溶性化合物後沉澱。因此，龍潭低濁度原水在高 pH 值產生之白色沉澱物可知應為碳酸鈣及氫氧化鎂。

因此綜合以上結果顯示，在 pH 值為 4 時，在薄膜上出現捲曲狀的線條物體應為自然水體中所含的腐植質在酸性條件下沉澱所形成的，在 pH 值為 11 時，沉澱出的白色膠羽為鈣、鎂之難溶性化合物，而當原水中不論含有過多的有機物或鈣、鎂都會是造成原水難處理的原因。

(a)



(b)



(c)

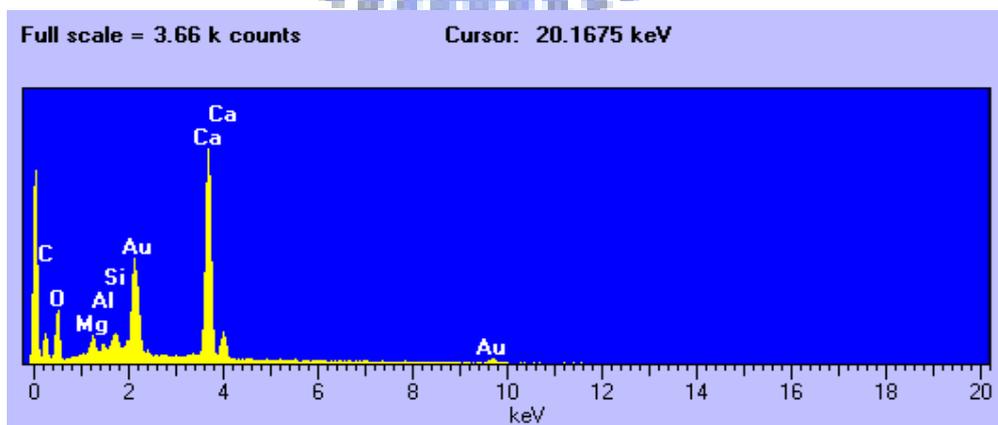


圖 4-26 龍潭低濁度難處理原水薄膜之元素分析
(a)原水 pH 7.9(b)改變至 pH 4(c)改變至 pH 11

第二次所採取之低濁度高有機物原水水質分析結果如表 4-4 所示。pH 值略為中性偏鹼，範圍約為 7.9 ~ 8.0 之間，濁度較前次所採水樣略為偏高，約為 35 NTU 左右。導電度約為 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，鹼度約為 55 mg/L as CaCO_3 ，水中溶解性有機物含量的範圍從 1.84 至 2.78 mg/L，平均值為 2.14 mg/L，與之前所採水樣兩者相較下，皆屬於低鹼度且原水中溶解性有機物約為 2 ~ 3 mg/L，不易於加藥混凝去除。而此次原水鹼度為 55 mg/L 更較前次所採水樣的鹼度(66mg/L)低，原水無法提供足夠的緩衝能力，導致加藥後 pH 值下降變化大，無法在輕易控制在 pH 值適當操作區間中，造成加藥的困難。

原水顆粒表面界達電位從 -20.9 ~ -23.1 mV 亦屬於負電性強之顆粒，要破壞膠體的穩定達到聚集沉澱並不容易，需要添加較多量的混凝劑中和顆粒表面負電性；但原水中鹼度不足，造成在增加加藥量下，pH 值遽烈下降超出最適加藥範圍，在兩者交互影響下，更加深原水處理的困難性。

顆粒表面界達電位在不同 pH 值在的變化如圖 4-27 所示。此次結果如同前面所述，因顆粒表面有機物的影響，造成在酸性條件下(pH 4)顆粒表面界達電位仍帶有 -17 mV 的負電荷，在鹼性條件下(pH 11)顆粒表面界達電位為 -25 mV。而顆粒表面官能基鑑定的結果在相同約 1000 cm^{-1} 的位置也是出現明顯的尖峰(如圖 4-28)且更較前次所採取的水樣明顯。

表 4-4 低濁高有機物原水水質及顆粒物化特性(2008.8.11)

水質分析項目	數值
pH	7.9 ~ 8.0
濁度(NTU)	35 ~ 37
導電度($\mu\text{S}/\text{cm}$)	146 ~ 148
鹼度(mg/L as CaCO_3)	55.3 ~ 55.7
DOC (mg/L)	1.84 ~ 2.78
顆粒平均粒徑(μm)	51.3
顆粒平均粒徑(nm)	845 ~ 1009
顆粒表面電位(mV)	-20.9 ~ -23.1

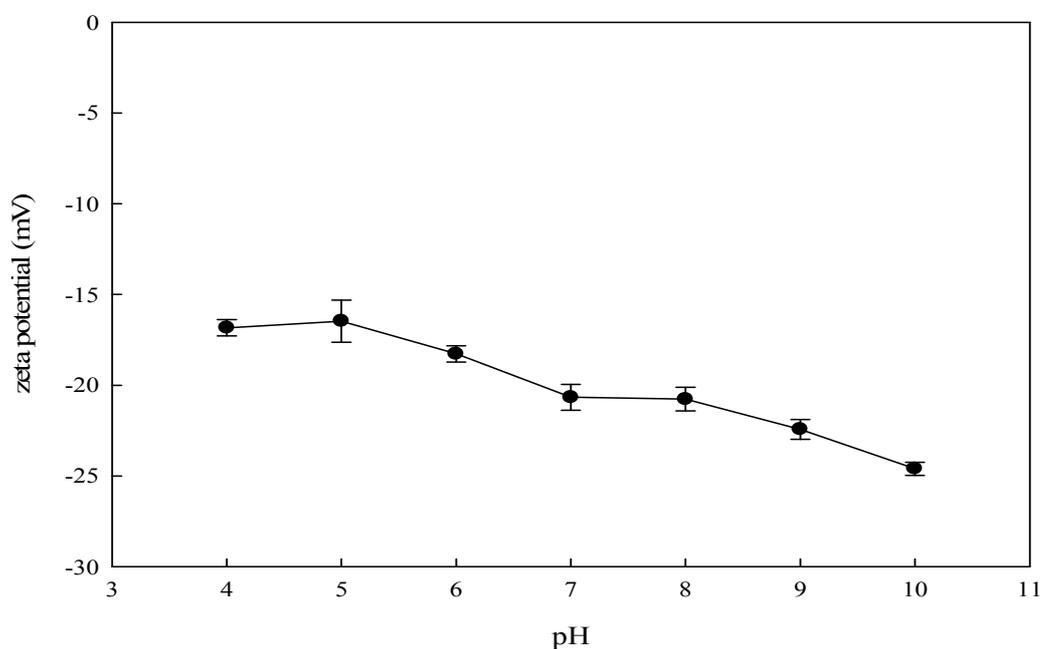


圖 4-27 龍潭淨水場原水顆粒表面界達電位與 pH 之關係

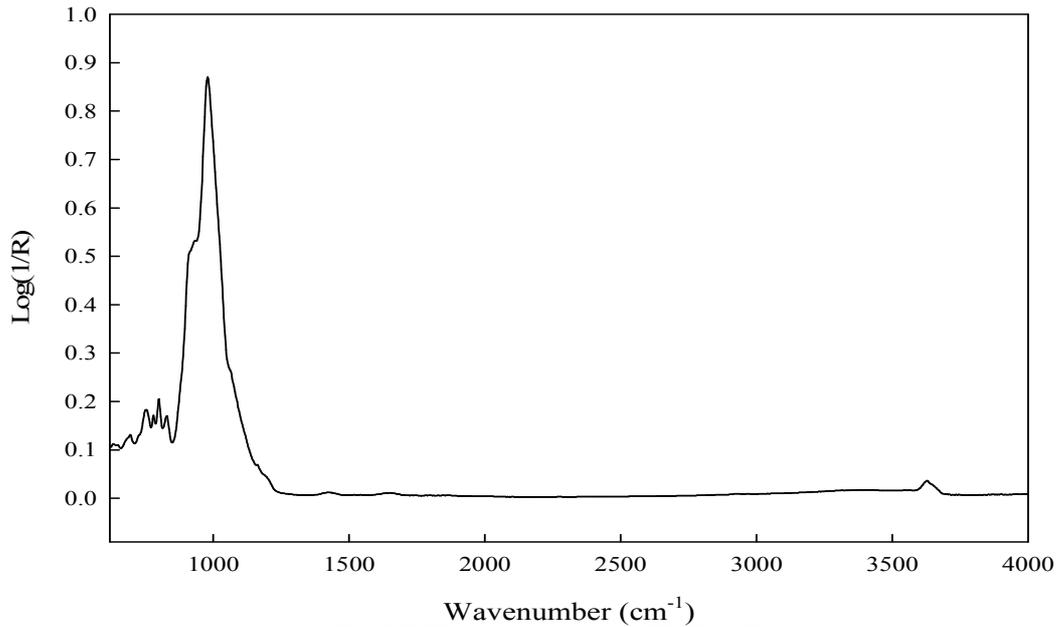


圖 4-28 龍潭淨水場原水顆粒之 FTIR 表面官能基分析

在量測顆粒粒徑的部份，分別使用小角度雷射光散射粒徑分析儀及動態雷射光奈米顆粒/界面電位儀量測儀測量 0.02 ~ 2000 μm 及 0.6 ~ 2000 nm 範圍的顆粒粒徑分佈。

在小顆粒粒徑範圍的部份顆粒平均粒徑為 845 ~ 1009 nm，主要尖峰平均約為 420 nm，而大顆粒粒徑範圍所量測到的粒徑範圍如圖 4-29 所示。在較大顆粒粒徑分佈由圖 4-28 可知從 400 nm 到 600 μm 不等，主要粒徑範圍為 20 ~ 100 μm ，平均顆粒粒徑為 51.3 μm 。

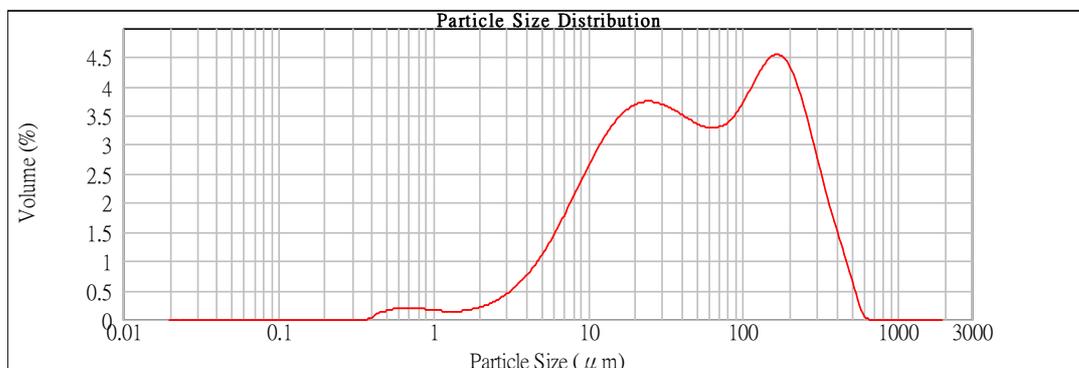
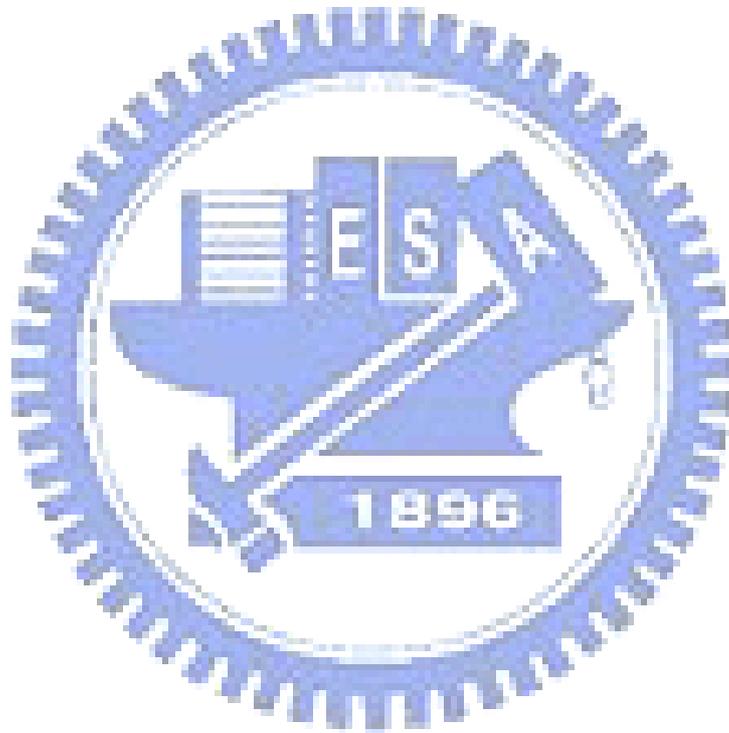


圖 4-29 龍潭淨水場原水顆粒之顆粒粒徑分析

綜合所採取龍潭低濁度高有機物原水水質及物化特性可知，所採取的水樣皆屬於低鹼度(約 50 ~ 60 mg/L as CaCO₃)、有機物含量約為 2 ~ 3 mg/L，濁度約為 20 ~ 30 NTU，在原水無法提供足夠的緩衝能力下且在有機物會消耗大量混凝劑的水質條件下，造成對原水處理上的困難。而以下將使用不同的混凝劑種類探討對於處理濁度高有機物原水的效能。



4-3-2 混凝劑種類對混沉效能及過濾性之影響

為瞭解不同種類混凝劑對低濁度高有機物原水混沉去除效能及過濾性之影響，以下試驗將以硫酸鋁、聚氯化鋁及聚矽酸鐵作為混凝劑，探討不同混凝劑種類對濁度與溶解性有機物之去除效能、混沉後上澄液過濾性之影響及膠羽特性探討。

4-3-2-1 混凝劑種類加藥量對 pH 變化之影響

混凝劑投入水中後，瞬間產生水解反應並釋放出 H^+ 離子導致溶液的 pH 值下降，而不同的混凝劑種類產生不同的水解程度造成 pH 值的變化對水解產物形態的轉化亦有影響，原水中鹼度的多寡也是影響 pH 值變化及加藥量的控制的主因，此原水的特性除了包含有機物外，水中的鹼度也較一般原水偏低，因此探討硫酸鋁、聚氯化鋁及聚矽酸鐵投加藥後對原水 pH 變化之影響，結果如圖 4-30 所示。

由圖可知在混凝劑在投加後，因混凝劑的水解作用導致 pH 值的下降，而這三種混凝劑硫酸鋁、聚氯化鋁及聚矽酸鐵最後的 pH 值分別從 8 下降到 6.5、7.2 及 5.5。投加聚氯化鋁後的 pH 值改變較其他二種混凝劑來得不明顯，在加藥量為 2 mg/L 後的改變已趨於平緩。這是因為聚氯化鋁已經預先水解，在加入水中後產生水解作用及生成複雜的水解產物的程度較硫酸鋁少，因此對 pH 值的影響較單核性之鋁鹽小。而硫酸鋁主要是由單體鋁組成，因此在投入水中後，因水解作用產生較多的氫氧錯合物，釋出大量的 H^+ 離子導致 pH 值快速的下降，因此硫酸鋁較聚氯化鋁而言，對於消耗水中鹼度的有較強的能力。

一般聚矽酸鐵的加藥量為聚氯化鋁的 2~3 倍，因此在試驗中聚矽酸鐵的加藥量為 2.5 mg/L 至 15 mg/L，由圖可知聚矽酸鐵投加後 pH 值從 8 下降至 5.5，下降的程度皆遠大於硫酸鋁與聚氯化鋁，這是因

為聚矽酸鐵投入水中後除了鐵離子的水解作用及矽酸聚合物在水中溶解產生弱酸的單核物及多核物的生成外，仍有鐵離子及矽酸在水解過程中相互之影響。

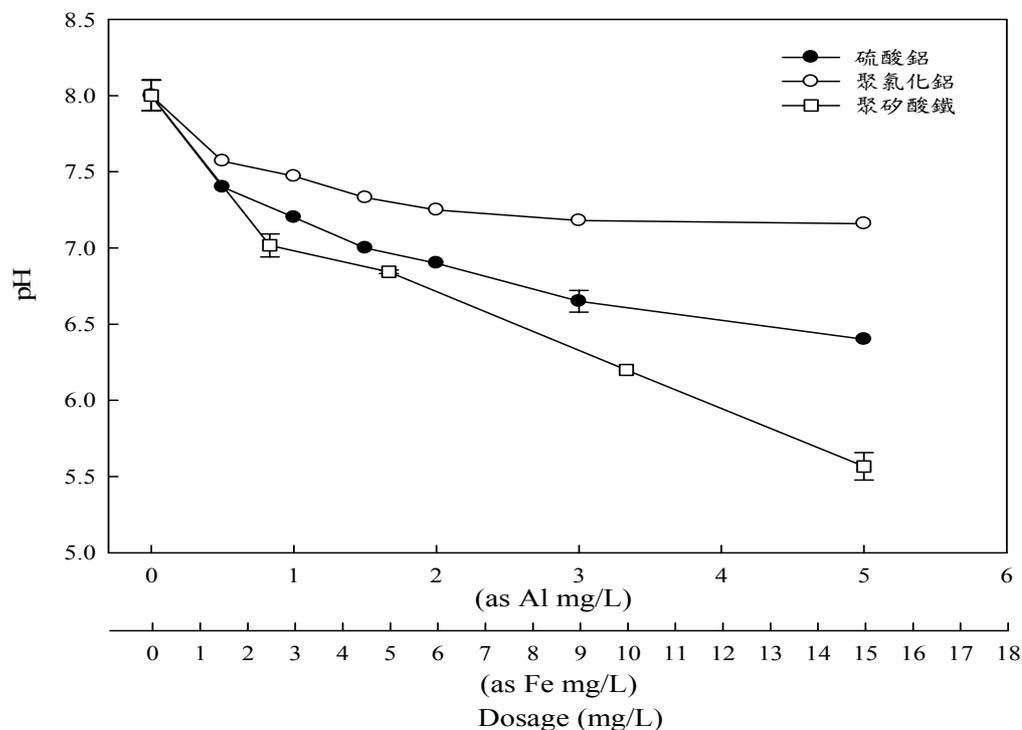


圖 4-30 混凝劑種類不同加藥量下對 pH 變化之影響

4-3-2-2 混凝劑種類加藥量對顆粒表面界達電位之影響

硫酸鋁、聚氯化鋁及聚矽酸鐵三種混凝劑對顆粒表面界達電位變化如圖 4-31 所示。鋁鹽混凝劑加藥量在低於 5mg/L 以下、聚矽酸鐵混凝劑加藥量在低於 15mg/L 以下，顆粒表面界達電位的大小分別是硫酸鋁、聚氯化鋁及聚矽酸鐵。

一般而言預先水解混凝劑含有較多的聚合鋁，其中以 Al_{13} 的聚集體帶有 7 價的正電荷，因此具有較強的電性中和能力，但以此次試驗使用的聚氯化鋁而言，聚集體(Al_6)所佔的比例並不高，僅含有約

12%，因此在低加藥量所量測到的顆粒表面界達電位與硫酸鋁並無差異，但隨著加藥量的增加兩者間的顆粒表面界達電位差距越明顯。這是因為硫酸鋁主要是藉由水解所產生的水複合物(氫氧根錯合物)進行吸附及電性中和，水解作用消耗水中大部份的鹼度，使溶液中的pH值偏往酸性，因此在較偏酸性的環境中造成硫酸鋁的顆粒表面界達電位略大於聚氯化鋁。

聚矽酸鐵是以聚矽酸為主體且聚矽酸帶有負電荷，因減弱了金屬本身的電性中和能力，所以聚矽酸鐵主要的去除機制是以吸附架橋為主，電性中和能力並不強，因此顆粒表面界達電位的量測皆比硫酸鋁及聚氯化鋁低。而在增加聚矽酸鐵的加藥量後，水中pH值偏為酸性，因此顆粒表面界達電位所量測的值受pH值的影響，縮小與聚氯化鋁顆粒表面電荷的差異，最後在pH值為5.5時所量測到的顆粒表面電位更是略高於使用聚氯化鋁的顆粒表面界達電位。

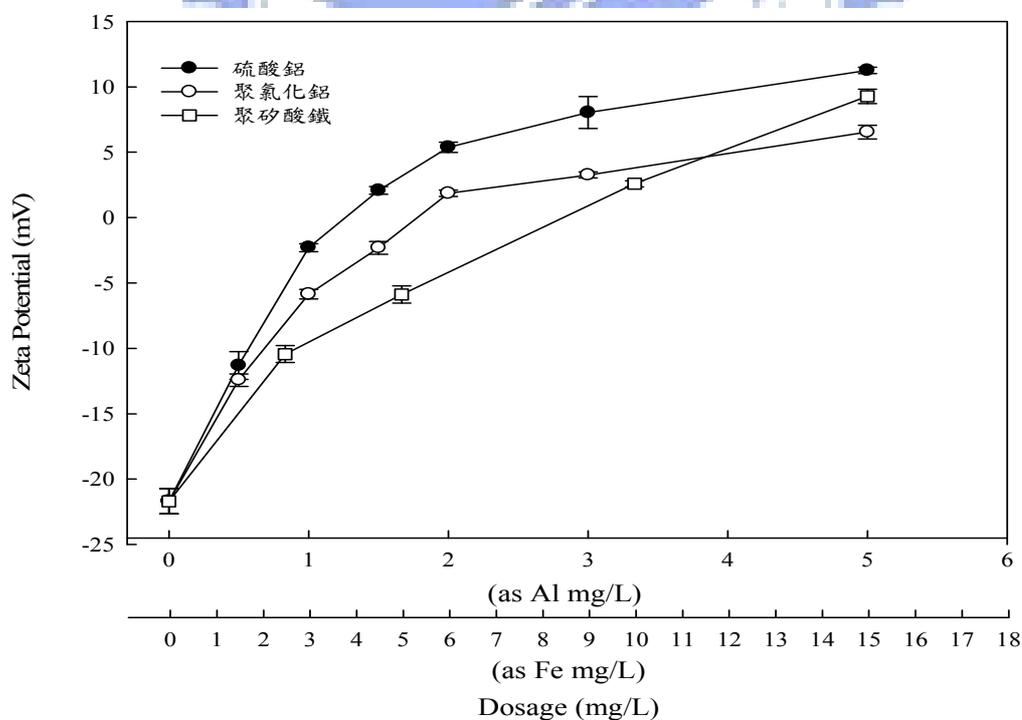


圖 4-31 混凝劑種類不同加藥量下對顆粒表面界達電位之影響

4-3-2-3 混凝劑種類混沉後上澄液之過濾性及濁度去除效能

混凝劑種類混沉後上澄液之過濾性及濁度去除效能如圖 4-32(a)、(b)及(c)所示。使用硫酸鋁混沉處理低濁度高有機物原水對濁度去除效能(如圖 4-34(a))可以發現在投加 0.5 mg/L 的混凝劑後濁度即出現明顯的去除效果，濁度由約 35 NTU 降至約 1.5 NTU，而混凝劑加藥量增加到 3~5 mg/L 時，混沉後上澄液的殘餘濁度上升至約 5~6 NTU。觀察使用硫酸鋁混凝劑混沉後上澄液的過濾性可以發現，混沉後上澄液的過濾性在 0.5 mg/L 時有較佳的上澄液過濾性，而後隨著混凝劑劑量的增加(1~2 mg/L)，吸取時間指標有略為增加的趨勢，顯示混沉後上澄液之過濾性有略為變差的趨勢。加藥量增加至 3 mg/L 後，上澄液的過濾性明顯變差。造成此結果是因硫酸鋁在少量加藥下以電性中和機制去除濁度，在過量加藥(3 mg/L)後顆粒表面界達電位增加至 +8.5 mV，導致電性逆轉，顆粒再穩定，使得殘餘濁度上升。而在加藥量為 1 ~ 2 mg/L 範圍內觀察混沉後上澄液的殘餘濁度並沒有明顯的差異，皆約為 1.5 NTU。因此使用上澄液殘餘濁度做為加藥指標，1 ~ 2mg/L 皆為加藥的區間。但藉由吸取時間指標的觀察可以明顯的觀察到混沉後上澄液的過濾性已經出現變差的趨勢，因此可選擇 0.5 ~ 1mg/L 為最適加藥量，可更經濟混凝劑的使用。

由圖 4-32(b)可知使用聚氯化鋁對於上澄液過濾性及濁度的去除皆相當的穩定，在加藥量為 0.5 ~ 3 mg/L 時，殘餘濁度皆約為 1 NTU，上澄液之吸取時間指標約為 1.35。在加藥量增加至 5 mg/L 時，殘餘濁度及吸取時間指標開始出現上升的趨勢，分別增加至 2 NTU 及 1.85，但效果並不明顯。這是因為聚氯化鋁在 pH 為中性時，去除濁度的主要機制為電性中和，含有較多的聚合鋁就能提供較好的電性中和效果，但高加藥量下(5 mg/L)會形成帶正電荷的細小膠羽再穩定於

溶液中，導致殘餘濁度增加及過濾性變差。由此可知在處理低濁度高有機物原水(且低鹼度)時，使用聚氯化鋁較硫酸鋁不易消耗鹼度，因此較易控制 pH 值在適當的操作範圍內，混沉後上澄液也具有較佳的過濾性。

使用聚矽酸鐵混沉處理後的(圖 4-32(c))上澄液過濾性及濁度去除皆有良好的效果，即使過量加藥，導致 pH 減少至較低 pH 值(5.5)下仍可有效操作。這是因為聚矽酸鐵的分子量為 500 KDa 主要去除機制為靠矽酸聚集體行吸附架橋作用，有別於上述二種鋁鹽混凝劑的電性中和機制。而聚矽酸從聚合到聚集、生成顆粒、溶膠及凝膠過程因 pH 值的變化會影響快慢。矽酸溶液在低於 pH 2 時，矽酸為正電荷的化合態，處於介穩態。pH 高於 2 時，溶液轉入負電荷陰離子區，隨 pH 值升高而羥離子增多會加速聚集，在約 pH 5 時達最快膠凝，聚集成鏈狀或網狀含水的聚集體(Iler, 1979)，因此即使在加藥量為 15 mg/L 時(pH 約 5.5)，混沉後上澄液仍有很好的過濾性。

綜合以上結果可知在處理低濁度高有機物難處理原水時，聚氯化鋁及聚矽酸鐵混沉後上澄液之過濾性及濁度去除效能皆優於硫酸鋁，且硫酸鋁在過量加藥後上澄液之過濾性明顯變差，這是因為過量加藥後，上澄液 $\text{Al}(\text{OH})_3$ 膠體大量增加所造成。而聚氯化鋁在處理上與聚矽酸鐵沒有明顯的差異。

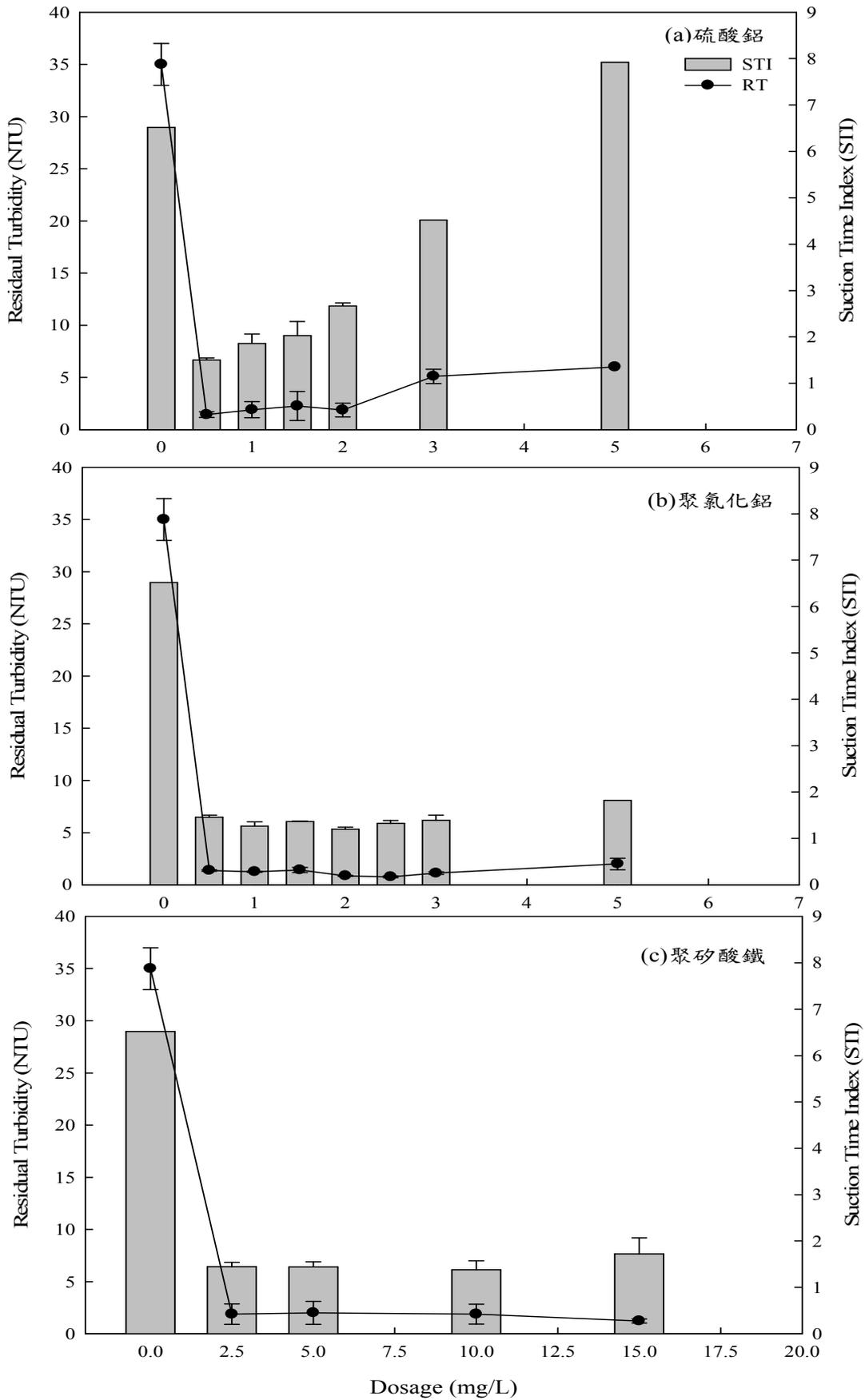


圖 4-32 混凝劑種類與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係

4-3-2-4 混凝劑種類對水中溶解性有機物之影響

使用不同混凝劑種類對低濁高有機物原水溶解性有機物之影響如圖 4-33 所示。圖中使用硫酸鋁混沉處理低濁高有機物原水後，水中殘餘溶解性有機物濃度約為 1.0 ~ 1.4 mg/L。使用聚氯化鋁混沉處理後水中殘餘溶解性有機物在加藥量小於 1.5 mg/L 濃度約為 1.0 ~ 1.1 mg/L，而在加藥量大於 1.5 mg/L 時，水中殘餘溶解性有機物濃度出現增加的趨勢，從 1.1 逐漸增加至約 2.5 mg/L。經使用聚矽酸鐵混沉處理後原水中的殘餘溶解性有機物濃度約 0.7 ~ 0.8 mg/L。

在比較使用鋁鹽混凝劑去除溶解性有機物時，溶解性有機物的去除效率與聚合鋁(Al_b)含量有關(Yan et al., 2008a)，當混凝劑中聚合鋁含量較高時，有較強的電性中和能力去除原水中溶解性有機物，因此在加藥量小於 1.5 mg/L 時(pH 7 ~ 7.5)，聚氯化鋁混凝劑有較佳的效果，但聚氯化鋁在過量加藥後，殘餘溶解性有機物出現增加的趨勢。而硫酸鋁在持續加藥下(pH 約 6)，此時混凝劑中的單體鋁(Al_a)瞬間轉化成聚合鋁(Al_b)能與溶解性有機物形成膠羽，因此硫酸鋁處理後比聚氯化鋁具有較少的殘餘溶解性有機物，但硫酸鋁所形成之此種膠羽沉降性並不佳(Yan et al., 2008b)。

使用聚矽酸鐵混凝劑去除原水中溶解性有機物的效能相當的穩定，這是因為聚矽酸鐵混凝劑能藉有具有較大的分子量行吸附架橋作用去除溶解性有機物，且在增加加藥量下溶解性有機物仍有下降的趨勢(0.8 → 0.7)。

綜合以上結果可知使用硫酸鋁在較高加藥量下(pH 6)可瞬間生成聚合鋁(Al_b)能與溶解性有機物形成膠羽，但是沉降性並不佳，只能藉由過濾去除(Yan et al., 2008)。使用聚氯化鋁控制在電性中和點能得到較少的溶解性有機物殘餘濃度。聚矽酸鐵能藉由吸附架橋作用去穩定

有機物，進而形成較大的聚集體後沉澱去除溶解性有機物且能避免孔隙阻塞，因此混沉後上澄液過濾性較佳(如圖 4-34(c))。(Tran et al., 2006)

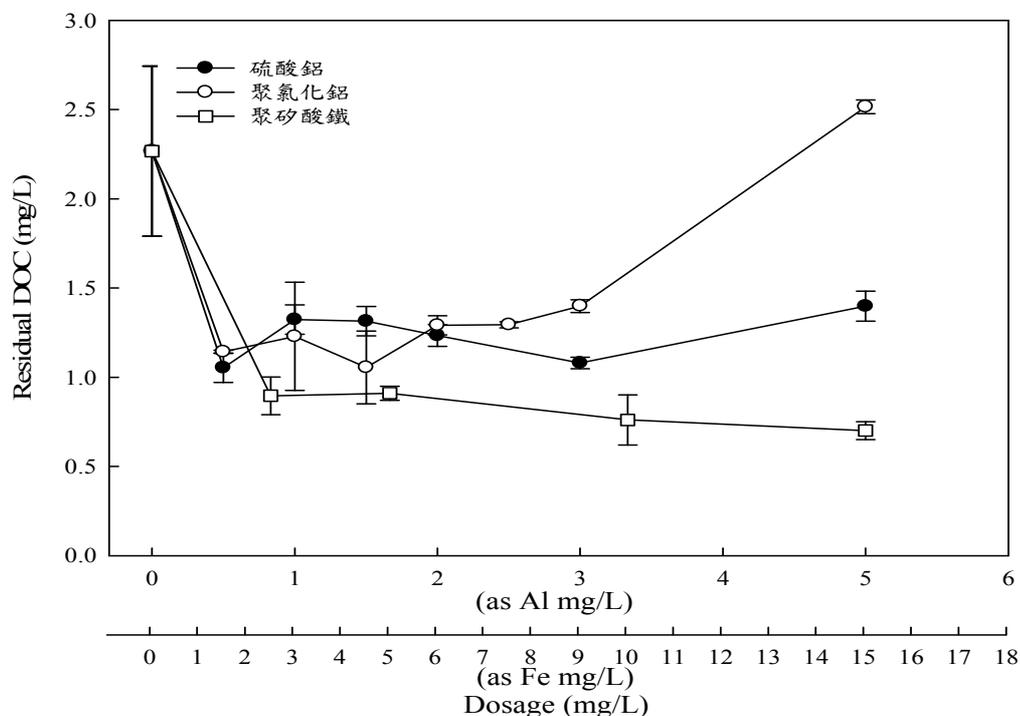


圖 4-33 混凝劑種類不同加藥量下對殘餘溶解性有機物之影響

4-3-2-5 混凝劑種類對膠羽生成大小及殘餘濁度之關係

膠羽生長的結果將會影響在混沉處理過程中的效能，為了觀察混凝劑種類生成膠羽大小之差異，在此使用光纖膠羽偵測儀(PDA)對硫酸鋁、聚氯化鋁及聚矽酸鐵混凝劑在快混/慢混程序中的膠羽進行監測，觀查最後測得慢混結束後膠羽大小及經沉澱後的殘餘濁度之關係，實驗結果分別如圖 4-34(a)、(b)及(c)所示。圖 4-36(a)為使用硫酸鋁混凝劑處理低濁度高有機物難處理原水時，加藥量在 0.5 ~ 1 mg/L 時，經由光纖膠羽偵測儀所測得之 Flocculation Index 值(FI)為最大，

FI 值約為 0.20。而隨著加藥量的增加，FI 值有逐漸下降的趨勢，在加藥量為 5 mg/L 時，FI 值約為 0.10，僅剩 1 ~ 1.5 mg/L 加藥量時的一半，這是因為過量加藥後，導致膠羽聚集效果並不理想且同時與殘餘濁度及混沉後上澄液過濾性相較下(如圖 4-34(a))，可知混沉後殘餘濁度及上澄液之吸取時間指標皆隨過量加藥而變得不佳。

使用聚氯化鋁處理之 FI 值及殘餘濁度的結果(圖 4-34(b))，可知最初加藥量為 0.5 mg/L 時，FI 值約為 0.25。隨後加藥量為 1 mg/L FI 值約為 0.38，增加至 5 mg/L 時，FI 值有略為下降的趨勢，約為 0.34。同時比較混沉後殘餘濁度及吸取時間指標(如圖 4-32(b))，同樣出現隨著 FI 值的下降，而導致殘餘濁度及吸取時間指標有略為增加趨勢。由圖 4-34(c)可知使用聚矽酸鐵混凝劑處理低濁度高有機物原水之 FI 值及殘餘濁度皆相當的穩定，FI 值約為 0.36。而混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性也相當穩定。

綜合以上結果可知，膠羽聚集的情況將會影響顆粒去除的效果，一般而言較小膠羽沉澱去除效果較差(Boller and Blaser, 1998)，而使用硫酸鋁所產生的膠羽皆小於聚氯化鋁及聚矽酸鐵，且加藥量大於 1.5 mg/L 時，FI 值更是下降至僅有 0.15 以下，因此殘餘濁度及吸取時間指標皆有明顯的上升，而聚氯化鋁及聚矽酸鐵混凝後具有較大的膠羽，因此在殘餘濁度及吸取時間指標也有較佳的效果。

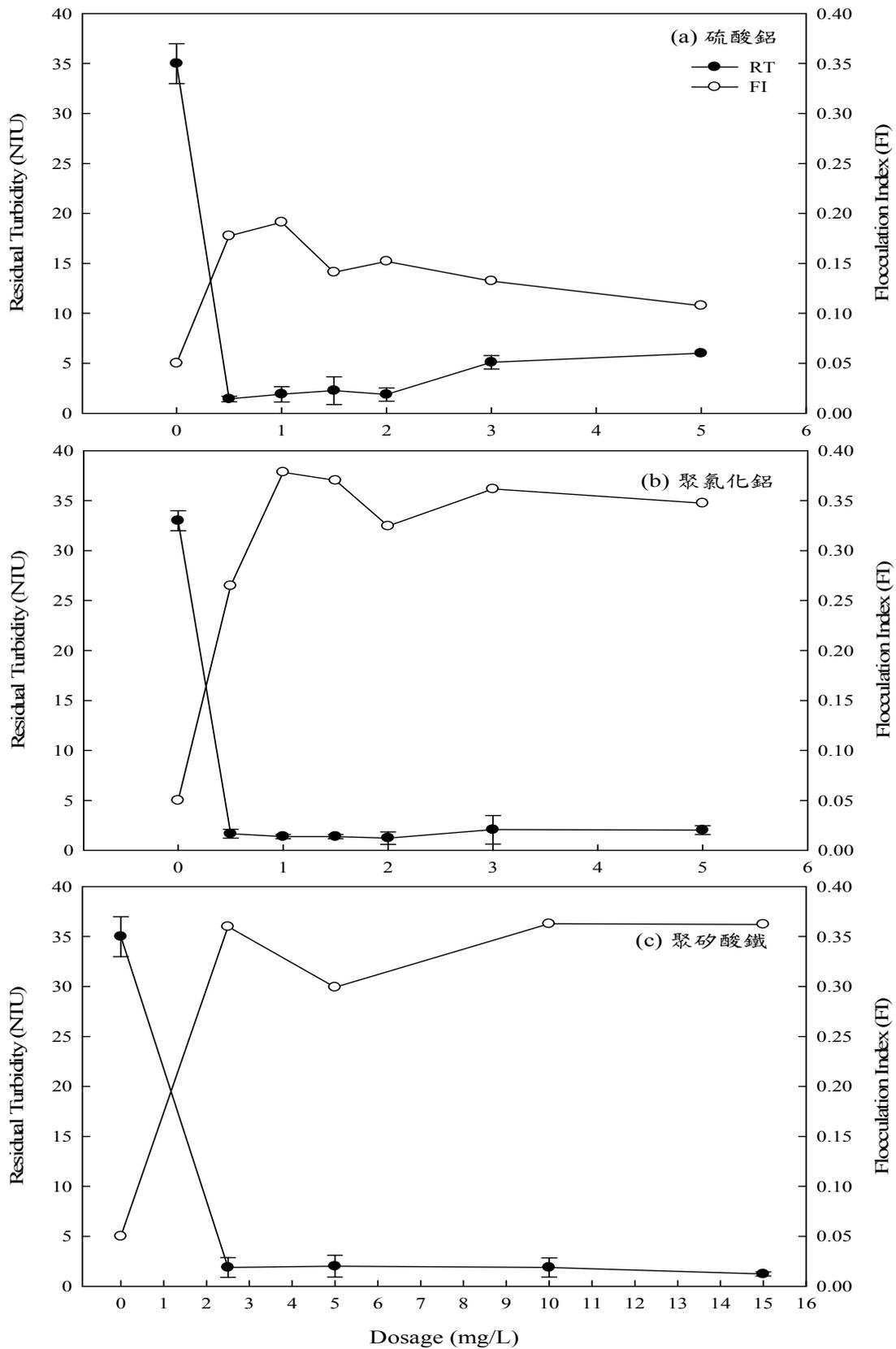


圖 4-34 不同混凝劑種類下膠羽生成大小與混沉後上澄液殘餘濁度之關係

4-3-2-5 混凝劑種類對膠羽粒徑之影響

在使用光纖膠羽偵測儀量(PDA)測出不同混凝劑膠羽聚集的情形後，為了能更進一步清楚的了解實際膠羽生成的大小及膠羽強度等參數，以下實驗將使用小角度雷射光散射粒徑分析儀(SALLS)對膠羽大小進行量測。圖 4-35(a)、(b)及(c)分別是使用硫酸鋁、聚氯化鋁及聚矽酸鐵混凝劑分別在不足量加藥點、電中性點及過量加藥點量測其在快混/慢混階段中膠羽大小的粒徑。

觀察硫酸鋁混凝劑在快混/慢混過程中膠羽粒徑變化(圖 4-35(a))可知使用硫酸鋁處理低濁度高有機物難處理原水所生成之膠羽較小。在電性中和點時，膠羽生成的速度較快且生成膠羽粒徑較不足及過量加藥點大($290\ \mu\text{m}$)，但在後續慢混過程中達到膠羽聚集/破碎的平衡，此時膠羽大小約為 $240\ \mu\text{m}$ 。而在不足加藥量點的膠羽聚集的速度較慢，在慢混階段膠羽粒徑才達到平衡約 $240\ \mu\text{m}$ 。過量加藥點的膠羽粒徑僅有 $100\ \mu\text{m}$ ，是前二者的一半，因此硫酸鋁在過量加藥後，混沉後上澄液過濾性明顯的變差。

聚氯化鋁在快混/慢混過程中膠羽粒徑變化可以發現(圖 4-35(b))，一開始在過量加藥點時，膠羽生成快且有較大的粒徑($1000\ \mu\text{m}$)，但較大粒的膠羽，在攪拌的過程中容易受到水流剪力的破壞。因此，在後續慢混的過程中，膠羽持續的破碎至約 $500\ \mu\text{m}$ 達聚集/破碎平衡。在電性中和點時，膠羽初期聚集的大小(約 $750\ \mu\text{m}$)並沒有過量加藥時來的快速且有較大的粒徑，但是所聚集的膠羽具有較強的膠羽強度，因此，在後續破碎過程中，膠羽粒徑變化的程度較小($520\ \mu\text{m}$)。而在不足加藥量下所聚集成的膠羽較小(約 $280\ \mu\text{m}$)，但有較強的膠羽強度，因此在達聚集平衡後，膠羽並未出現破碎的情形。

而使用聚矽酸鐵時(圖 4-35(c))，在達電性中和點投加藥量，包括過量加藥時都能在快混段階即快速聚集生成較大的膠羽，膠羽粒徑可達 1000 μm 且不需經由慢混過程(Ohno et al., 2004)，後續的慢混過程中膠羽達破碎/聚集平衡時，膠羽粒徑約為 470 μm 。不足加藥量下，膠羽達聚集平衡的速度較慢且粒徑較小(800 μm)，但是最終平衡後膠羽大小仍為 470 μm 。

由以上結果可知，使用聚氯化鋁及聚矽酸鐵處理低濁度難處理原水所聚集成成的膠羽是硫酸鋁的二倍，因此混沉後上澄液之過濾性皆優於硫酸鋁，且硫酸鋁混凝劑在過量加藥後膠羽粒徑僅有 100 μm ，明顯造成過濾性不佳。而聚矽酸鐵在不足量加藥下也能聚集成較大的膠羽。



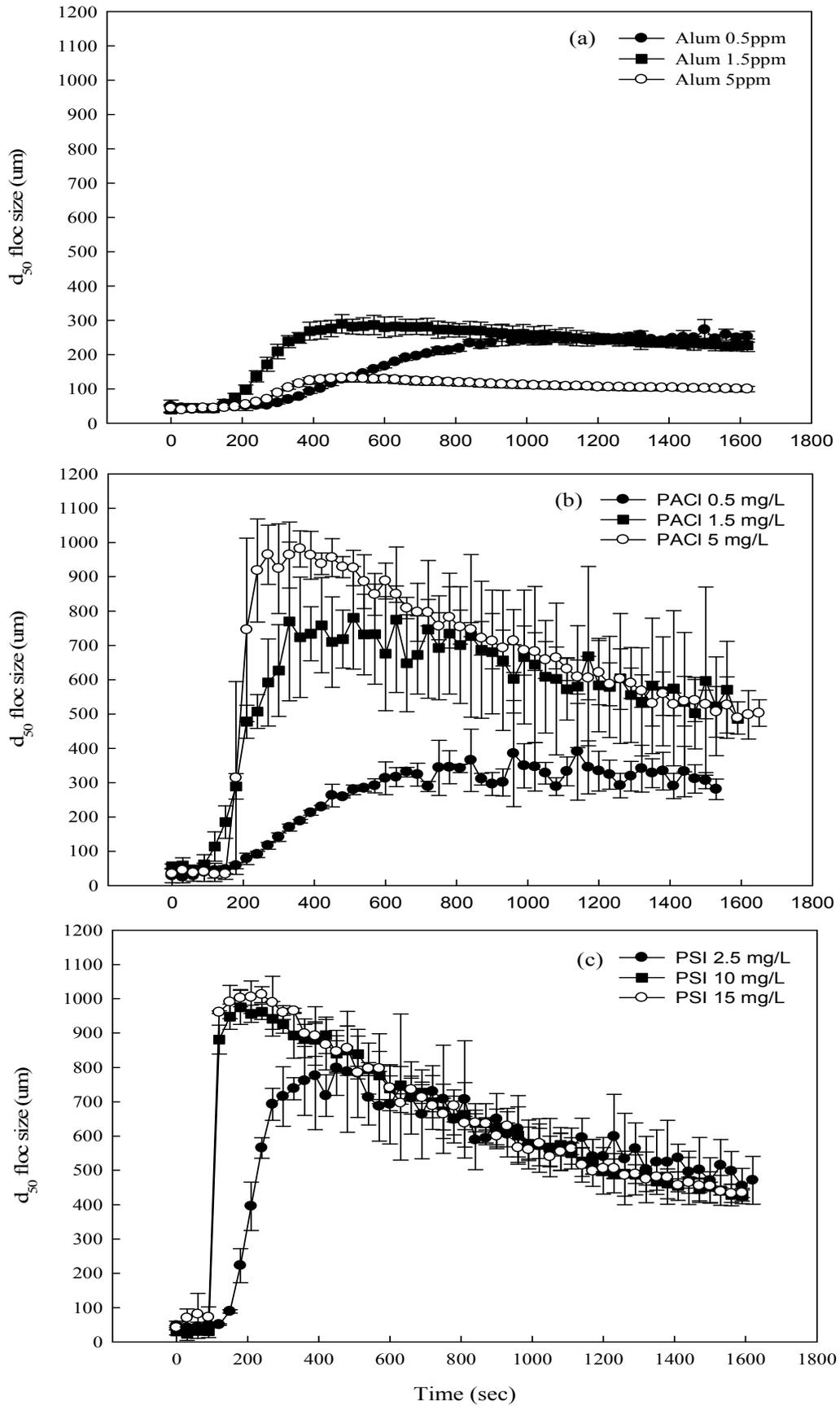


圖 4-35 混凝劑種類不同加藥量下膠羽生成粒徑

4-3-2-6 混凝劑種類對膠羽特性之影響

膠羽的大小及強度會影響膠羽的特性如沉降性、脫水性及過濾性 (Lin et al., 2008; 李, 2007)。膠羽粒徑尺寸會影響膠羽受到水流剪力的破壞程度，而經由膠羽粒徑監測的實驗可知，使用聚氯化鋁及聚矽酸鐵混凝劑處理低濁度高有機物原水在達聚集平衡後，膠羽有相同約 500 μm 的粒徑。因此在相同粒徑大小條件下，將進一步探討聚氯化鋁及聚矽酸鐵混凝劑所形成膠羽的膠羽強度。混凝劑加藥量的選定為電性中和點，加藥量分別為 1.5 mg/L as Al 及 10 mg/L as Fe。瓶杯試驗操作的條件為 195 rpm 快混 30 秒後以 50 rpm 慢混 25 分鐘，接著分別以 300、200、100、75 及 50 rpm 進行破碎 25 分鐘後，再以 50 rpm 慢混 25 分鐘使膠羽再聚集。

Leentvaar and Rebhun(1983)分別以粒徑的最大值、平均值及中間值計算膠羽強度(γ)，結果顯示使用三種不同粒徑計算出的膠羽強度非常相近，而以下實驗中膠羽粒徑採 d_{50} 計算，膠羽強度計算公式採 Jarvis et al.(2006)中修正膠羽強度公式(1)為：

$$\log d_{50} = \log C - \gamma \log rpm \quad (1)$$

d_{50} ：質量中數等效直徑 (mass median equivalent diameter)

C ：膠羽強度係數

γ ：膠羽強度常數

圖 4-36(a)為聚氯化鋁形成之膠羽破碎及再聚集過程中膠羽粒徑的變化。由圖可知在以 50 rpm 慢混 25 分鐘後，分別以 300、200、100、75 及 50 rpm 對膠羽進行破碎後膠羽大小分別為 59、104、173、233 及 284 μm ，膠羽破碎程度隨著 G 值增加而增加。而膠羽再經 25 分鐘 50 rpm 的聚集後膠羽大小分別為 168、229、259、288 及 252 μm 。

圖 4-36(b)為聚矽酸鐵形成之膠羽破碎及再聚集過程中膠羽粒徑

的變化。由圖可知同樣以 300、200、100、75 及 50 rpm 對膠羽進行破碎後膠羽大小分別為 114、163、254、259 及 294 μm 。而再聚集後的膠羽粒徑為 150、199、253、247 及 278 μm 。

經由膠羽強度計算公式求得膠羽強度如圖 4-37 所示。由圖可知使用聚矽酸鐵混凝劑所產生的膠羽具有較強的膠羽強度(0.54)，較能抵抗水流剪力造成膠羽破碎。而聚氯化鋁所形成之膠羽強度(0.87)較弱，因此膠羽容易受水流剪力的影響造成破碎。

膠羽強度及回復係數計算方式如以下公式所示(Jarvis et al., 2005):

膠羽強度係數(strength factor)計算公式(2)為:

$$\text{膠羽強度係數} = \frac{d(2)}{d(1)} \times 100 \quad (2)$$

膠羽回復係數(recover factor)計算方式如以下公式(3)為:

$$\text{膠羽回復係數} = \frac{d(3) - d(2)}{d(1) - d(2)} \times 100 \quad (3)$$

d(1): 為穩定後膠羽平均粒徑;

d(2): 為膠羽破碎後粒徑

d(3): 為再聚集後膠羽粒徑。

由表 4-5 可知使用聚氯化鋁混凝劑膠羽強度為 15~73，在破碎後的回復係數約為 33~44，聚矽酸鐵混凝劑膠羽強度為 28~72，破碎後的回復係數為 12~14。而由表 4-5 中可發現在 50 及 75 rpm 的低轉速下聚氯化鋁及聚矽酸鐵的膠羽強度係數並沒有太大的差異，但轉速增加至 100 rpm 時，聚氯化鋁的膠羽強度係數已經從 60 下降至 45，而聚矽酸鐵的膠羽強度係數從 63 下降至 62，僅減少了 1 個數值。隨著轉速增加至 300 rpm，聚氯化鋁所形成的膠羽強度係數下降至 15，約只有聚矽酸鐵所形成的膠羽強度係數的一半。

混凝形成之膠羽間若以物理鍵結反應為主，則其膠羽強度較小，反之，若化學鍵結為主，則膠羽強度較大(Gregory and Dupont, 2001)。而在實驗中所使用的聚氯化鋁中聚合鋁(Al_b)的成份低(12%)，其形成之膠羽間化學鍵結弱且 Jarvis et al.(2005)研究指出藉由水解作用產生金屬錯合物與天然有機物(NOM)行電性中和機制所形成的膠羽在顆粒-顆粒間的物理鍵結較弱，因此聚氯化鋁所混凝生成之膠羽強度較弱且容易有破碎的行為發生。雖然聚矽酸鐵混凝以架橋作用為主，但其混凝所形成之膠羽較為密實(Hasegawa et al., 1991)，故膠羽較不易破碎。觀察兩者混凝所產生膠羽回復係數可發現聚氯化鋁形成的膠羽之再聚集效果較聚矽酸鐵佳，這是因為以電性中和為機制形成的膠羽具有較佳的膠羽再聚集能力，純粹以電性中和機制聚集形成的膠羽甚至可能完全的回復(Chaignon et al., 2002)。而聚矽酸鐵藉由高分子長鏈行吸附架橋能力形成的膠羽雖然在較強的剪力下才會出現破碎的情形，但是也會因此失去架橋的能力，膠羽不易再聚集(Jarvis et al., 2005)。而也有相關研究提出，混凝劑的分子量也會影響膠羽再聚集的效果，這是因為當混凝劑分子量低時，擴散速度較快，因此膠羽較易再聚集(Jarvis et al., 2005; Yukselen and Gregory, 2004)。但由表 4-5 也可知聚矽酸鐵所形成的膠羽當曝露在 200 rpm 以上的轉速下膠羽才會出現破碎的現象，而聚氯化鋁在 75 rpm 轉速下膠羽即出現破碎的現象，因此聚矽酸鐵其膠羽強度優於聚氯化鋁，但膠羽再回復的效果並不容易。

綜合以上結果可知使用聚矽酸鐵混凝劑理低濁高有機物原水時，有較強的膠羽強度能抵抗水流剪力，在 200 rpm 以上的轉速才能使膠羽出現破碎，較使用聚氯化鋁產生的膠羽更能避免在傳流過程中造成膠羽結構的破壞，但使用聚矽酸鐵混凝劑所產生的膠羽破碎後，

就不容易聚集成原始粒徑大小。

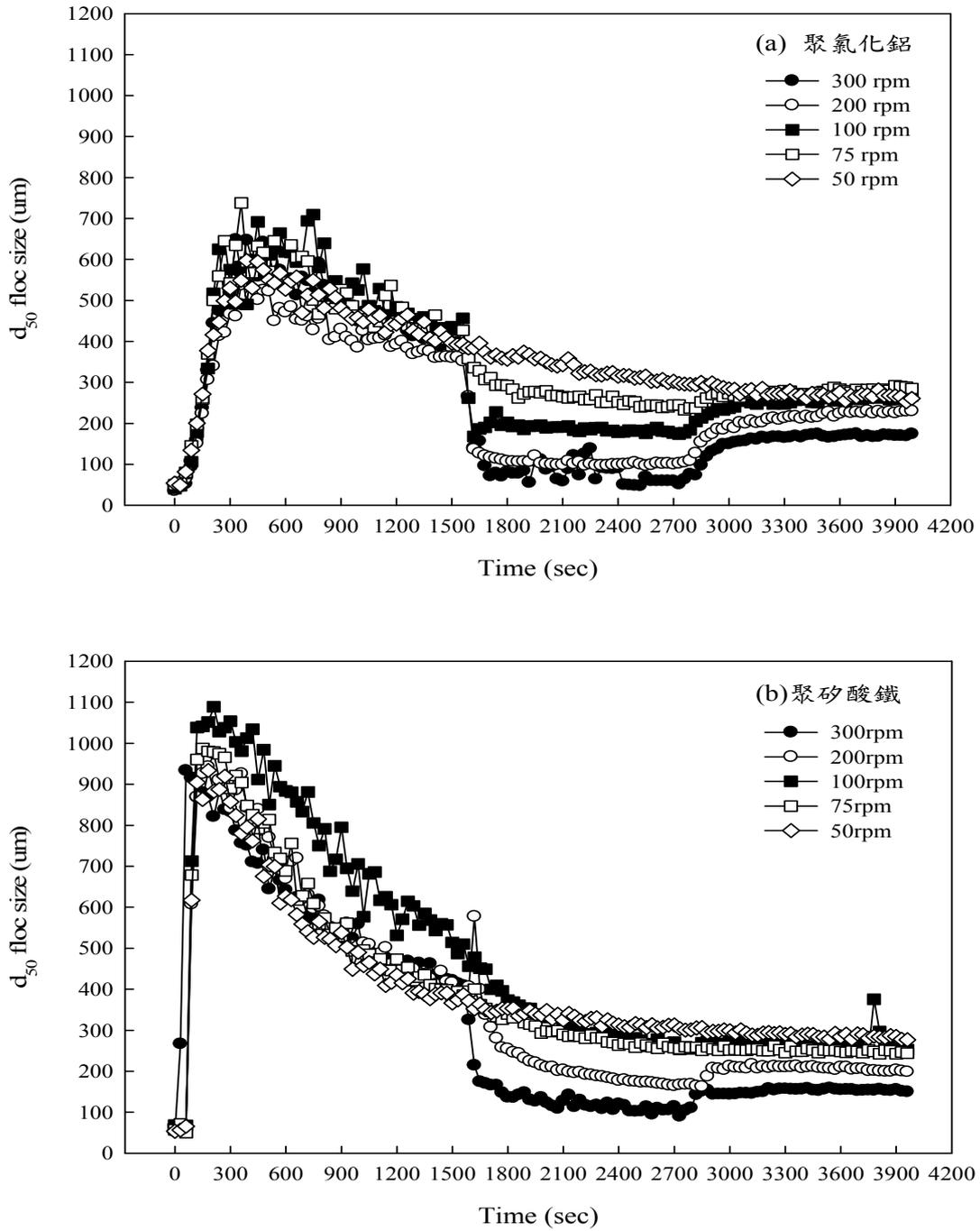


圖 4-36 (a)PACl 及(b)PSI 不同轉速下膠羽破碎後再聚集之膠羽粒徑

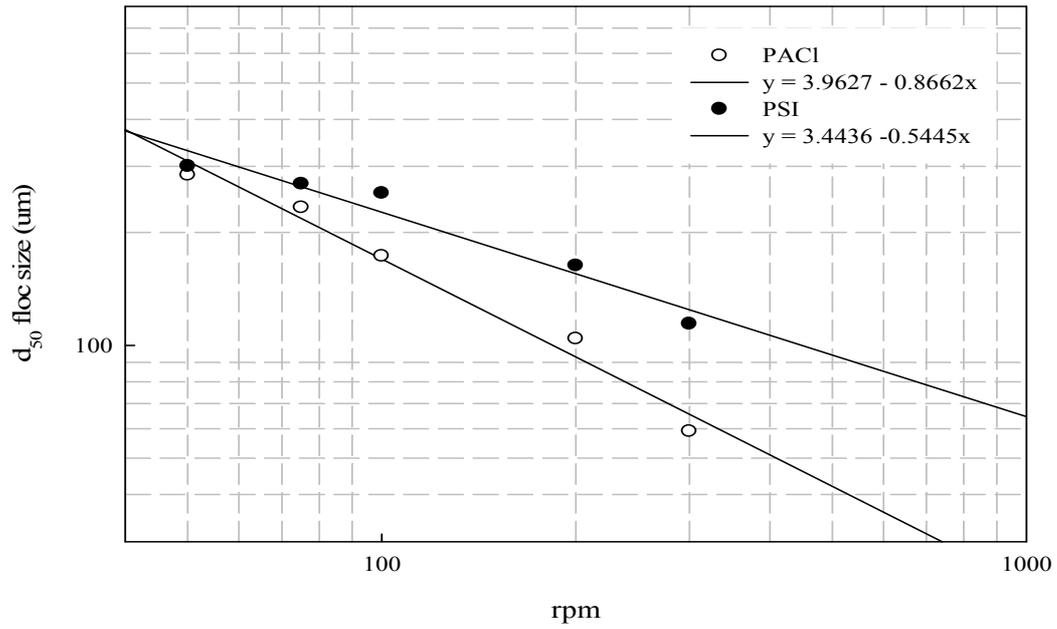


圖 4-37 PACI 及 PSI 之膠羽強度

表 4-5 PACI、PSI 之膠羽強度係數及再回復係數

rpm	聚氯化鋁(PACI)		聚矽酸鐵(PSI)	
	Strength factor	Recover factor	Strength factor	Recover factor
300	15	33	28	12
200	27	44	40	14
100	45	40	62	—
75	60	35	63	—
50	73	—	72	—

經由計算聚矽酸鐵及聚氯化鋁之膠羽碎形維度(D_f)分別為 2.36 及 2.27。在經 300 及 200rpm 破碎後之碎形維度(如圖 4-38)，分別為聚矽酸鐵的 2.26 及 2.25，聚氯化鋁為 1.98 及 2.09。

李(2007)指出碎形維度越大，膠羽越接近球體時，在膜表面之濾餅有較大的孔隙率;反之，碎形維度較低的膠羽，在膜表面呈不規則排列，因此濾餅之孔隙率較低。因此雖然聚氯化鋁所生成膠羽之再回復係數較聚矽酸鐵大，但是膠羽再聚集後的結構較為鬆散將不利於後續過濾程序;反觀，聚矽酸鐵在經破碎後仍有較緊實的膠羽結構。

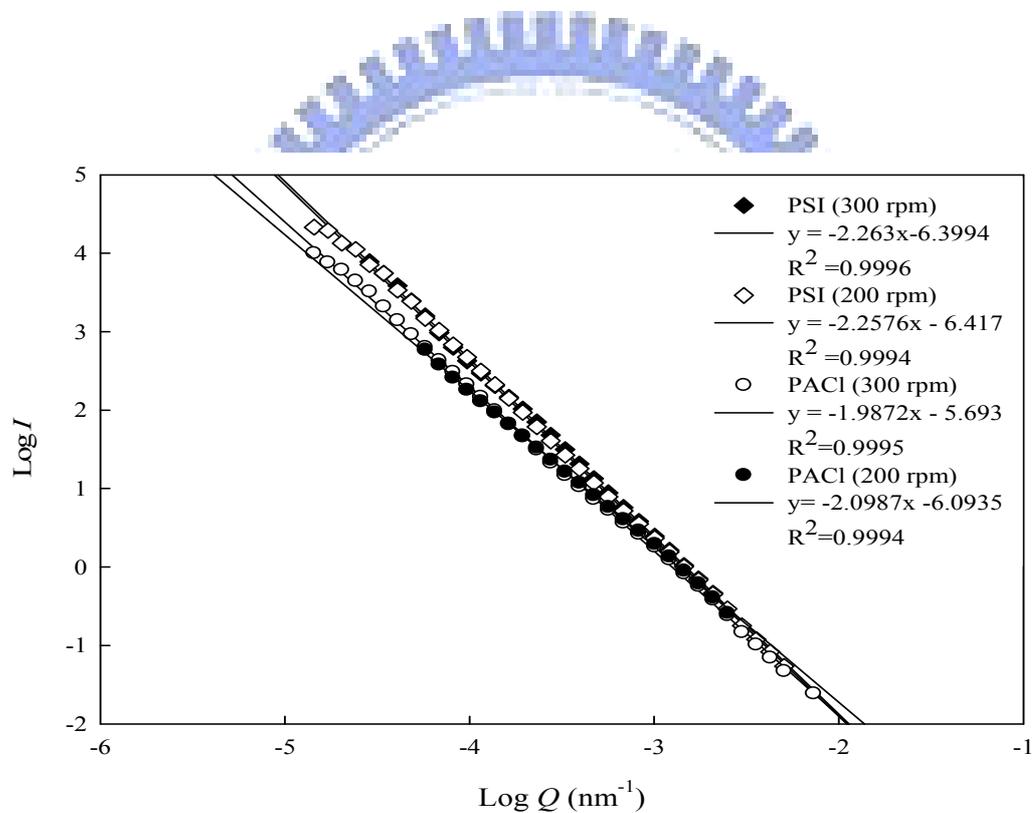
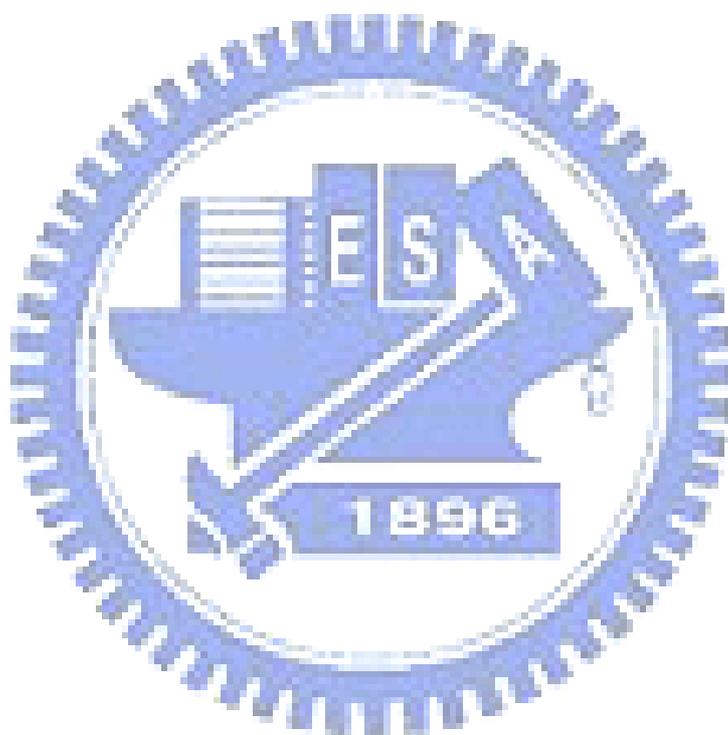


圖 4-38 PACl 及 PSI 再聚集後之膠羽碎形維度

綜合以上結果可知聚氯化鋁處理低濁度高有機物原水所生成之膠羽強度較弱，但其破碎後膠羽再聚集能力較強；聚矽酸鐵所生成膠羽具有較強的膠羽強度能抵抗水流剪力，可避免在淨水單元中傳流造成膠羽破碎，但膠羽在高水流剪力的條件(200 rpm 以上)仍然會造成膠羽破碎且不易回復。而在經破碎後二者相較之下，聚矽酸鐵所生成之膠羽仍有較緊實的結構。



4-3-3 不同純度 PACl 混凝劑對低濁高有機物混沉效能及過濾性之影響

混凝過程中 pH 值的改變，會對混凝劑的水解形態及顆粒表面電位造成影響，進而影響混凝機制及混沉效能。此外，低濁度難處理水因水中濁度顆粒少，無法提供適當的碰撞聚集，因此為形成較大膠羽，只好投加大量的混凝劑，但投加大量混凝劑下，導致污泥量增加及濾池過濾週期縮短等問題(王，2005)。由此可知，混凝之 pH 控制、混凝劑種類及加藥量對低濁度難處理水之混沉效能影響甚巨。因此，低濁度高有機物以之商用 PACl 混凝劑(龍潭)及實驗室製備之高純度 PACl-Al₁₃ (60%)進行兩者對低濁度高有機物原水混沉效能之比較，並探討 pH 值對不同混凝劑混沉效能之影響。本實驗之瓶杯試驗操作的條件為快混 150 rpm (1 min)、慢混 30 rpm (15 min)及靜置沉澱 20 min，沉澱完後立即取上澄液量測殘餘濁度並隨即定量 500 ml 以過濾器過濾，計算出吸取時間指標(Suction Time Index, STI)。

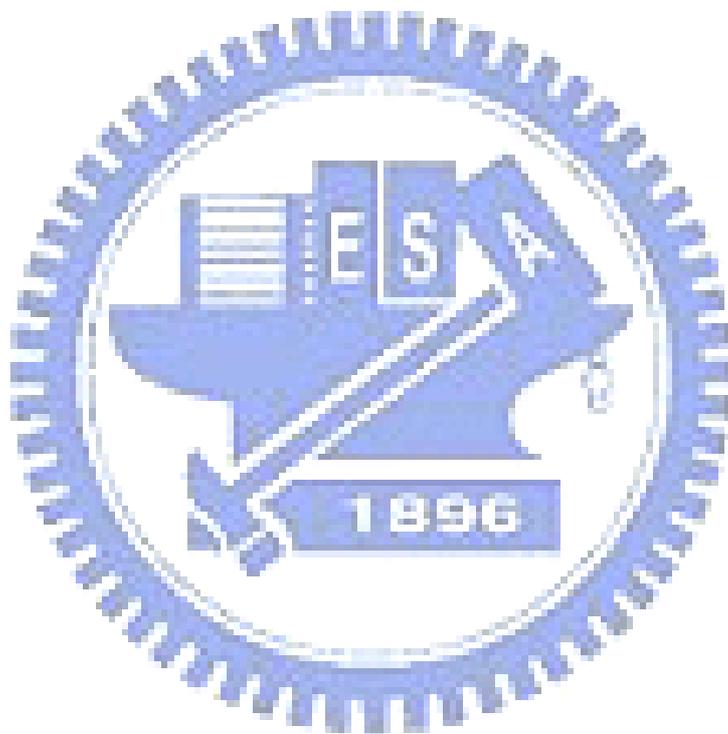
在不同 PACl 及 PACl-Al₁₃ 加藥量下對低濁高有機物難處理原水混凝之界達電位、殘餘濁度、STI 值及最終 pH 值如圖 4-39 所示。由圖 4-39(a)可知，PACl-Al₁₃ 混凝快混後之界達電位增加較迅速，主要因 PACl-Al₁₃ 之 Al₁₃ 含量較多，此結果顯示 PACl-Al₁₃ 對顆粒之電性中和能力較佳，在較低之加藥量下即可使顆粒達到電性中和的效果，但卻容易造成加藥過量導致顆粒表面電位再穩定，然而一般對於處理低濁水的方法是靠投加較多量的混凝劑藉由沉澱掃除的方式去除濁度顆粒，因此 PACl 的濁度去除效果較 PACl-Al₁₃ 高。在 PACl 加藥後，混凝後上澄液之殘餘濁度及 STI 皆明顯的降低，在達到最適加藥量後，STI 值達到最小，此後 STI 隨著混凝劑量逐漸增加而上升，但混凝劑持續的添加，濁度去除的效果並沒有持續增加。在 PACl-Al₁₃ 加

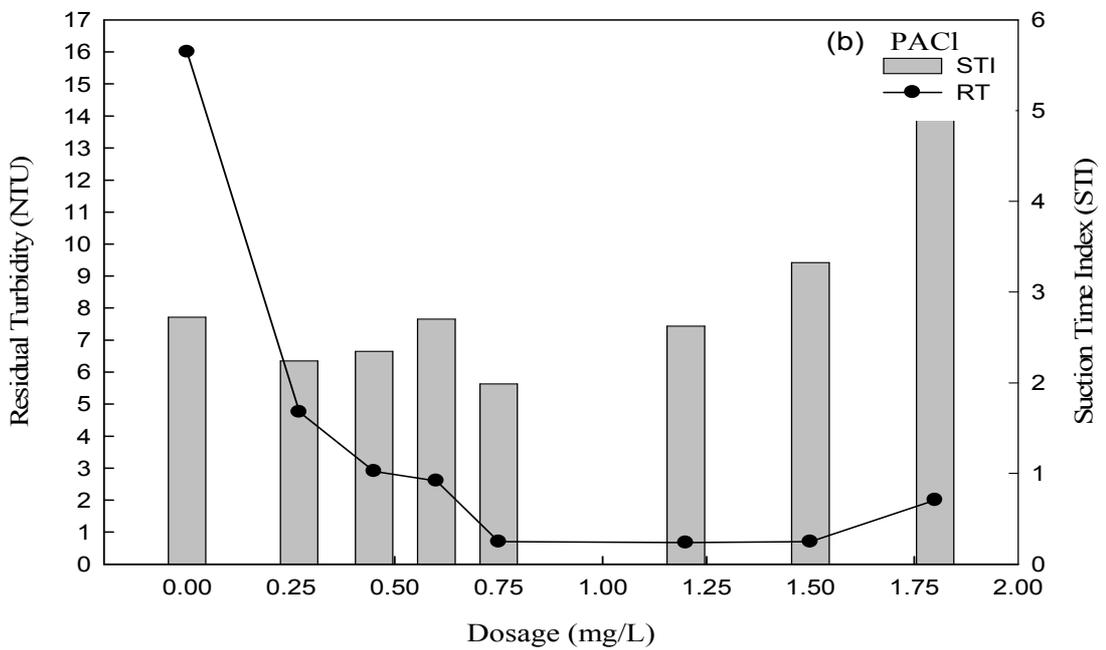
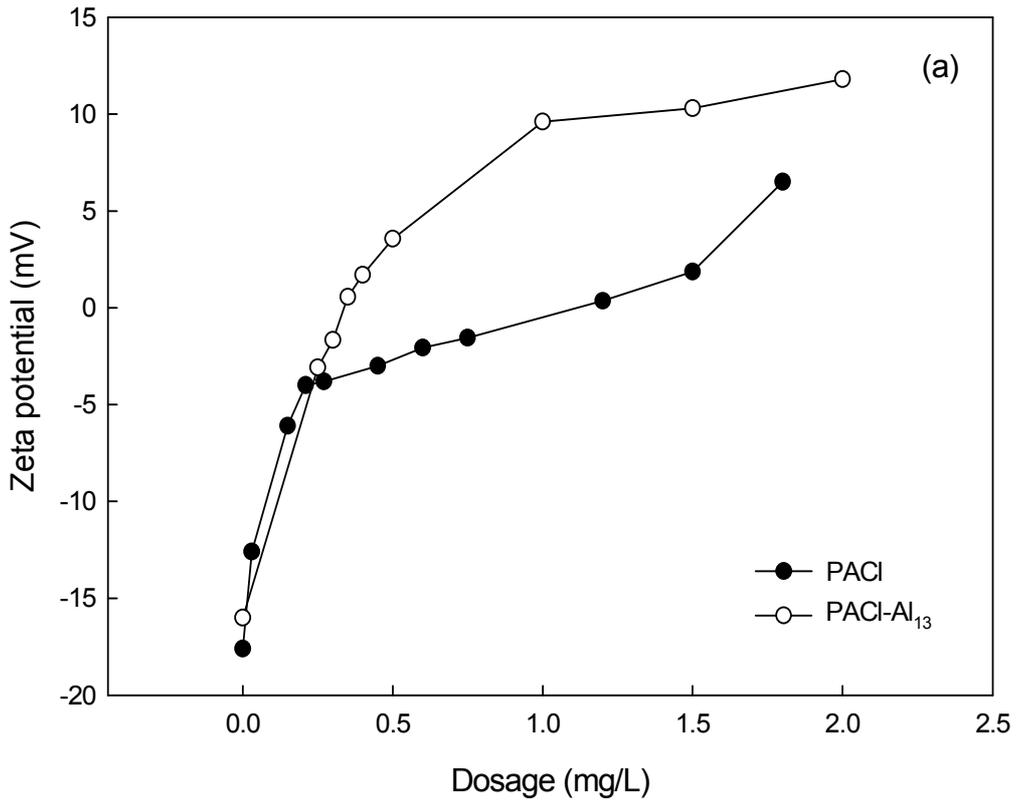
藥後，混凝後上澄液之殘餘濁度明顯的降低，在最適加藥量時，殘餘濁度達到最小，並維持一穩定的數值。但 STI 並無隨著混凝劑逐漸增加而明顯的下降，PACl-Al₁₃ 的加藥量與 STI 無一定的關係。此外，由圖 4-39(d)可知，PACl 及 PACl-Al₁₃ 添加至水中後對 pH 改變之影響並不相同。雖然如此，但 PACl 及 PACl-Al₁₃ 之最適濁度去除均發生在中性 pH 值左右。

上述結果顯示，PACl 及 PACl-Al₁₃ 之混凝行為有所差異。許多文獻已經指出混凝最適加藥量為顆粒達到電中性之加藥量，但是由圖 4-39(a)、(b)及(c)可知，PACl 及 PACl-Al₁₃ 混凝之最適加藥量並未符合此觀點。PACl 因含有許多的單體鋁，加入水中會迅速水解形成 Al(OH)₃ 的膠體，在中性條件下，PACl 是以沉澱掃除為主要顆粒去除機制，在膠羽沉澱過程中將顆粒去除。PACl 因水解而消耗水中之氫氧根離子，所以水中之鹼度會被消耗而使 pH 明顯下降。然而，因為 Al(OH)₃ 膠體過濾性不佳，故在達到最適加藥量後，繼續增加 PACl 雖然仍可有效去除濁度顆粒，但此時上澄液會產生過多不利過濾的 Al(OH)₃ 膠體，導致其 STI 隨之上升，且因過量加藥導致顆粒呈現再穩定(Amirtharagjah and Mill, 1982)，殘餘濁度開始增加，致使 STI 也大幅上升。

另一方面，PACl-Al₁₃ 因為含有較多的聚合鋁，加入水中不會水解，故 pH 值隨加藥量增加之變化幅度不大。同時，因 PACl-Al₁₃ 之電性中和能力較強，其顆粒去穩定機制為電性中和，雖然加藥量的增加可使更多的顆粒去穩定，但因水中殘餘鋁也會影響過濾性(王等，2005)，故在加藥量增加後，上澄液殘餘鋁也會增加，導致在最適加藥量下，上澄液 STI 並無明顯的下降。

綜合上述，不同純度的 PACl 混凝劑，因混凝機制的差異，影響低濁度難處理原水混凝膠羽的形成及上澄液之過濾性亦不相同。一般水廠使用 PACl 混凝劑之聚合鋁含量並不高(約 10~30%)，其總鋁含量主要是以單體鋁形式存在，故其混凝機制主要以沉澱掃除為主，在此狀況下，若加藥過量則不會造成顆粒再穩定現象(需有足夠鹼度)，但會導致過濾性變差。至於高純度的 PACl- Al_{13} 混凝劑其混凝機制為電性中和，且對處理低濁度難處理原水有較寬廣的加藥區間，但仍需控制適當的混凝劑量，以免殘餘鋁太多影響上澄液之過濾性。





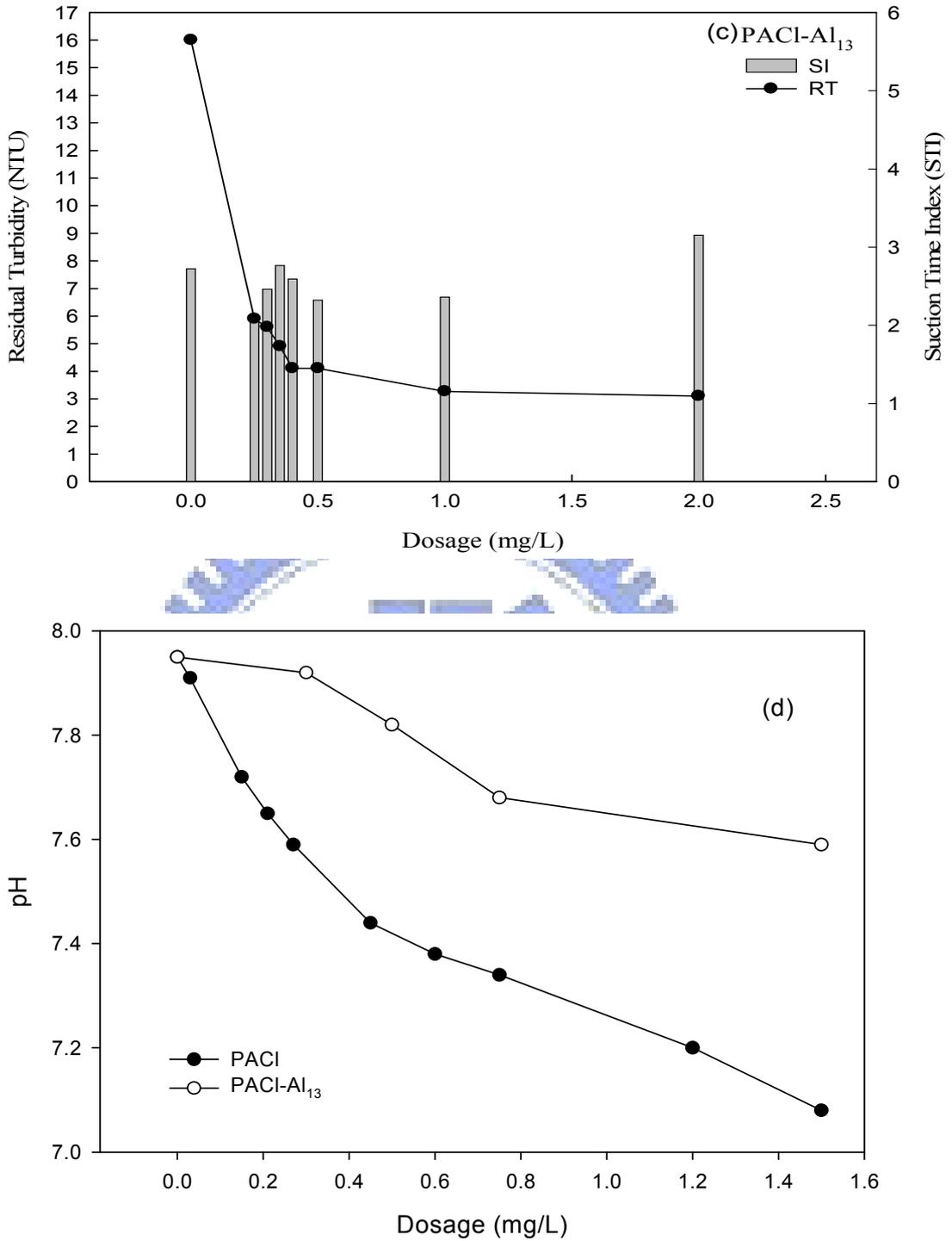


圖 4-39 不同純度 PACI 加藥量下龍潭淨水場難處理原水之混沉效能：
 (a)界達電位、(b)與(c)上澄液殘餘濁度及過濾性及(d)最終 pH

4-3-4 pH 對不同純度 PACl 混凝劑混沉效能之影響

低濁度難處理水最適化之操作條件亦會受 pH 值之影響。在此分別選定 PACl(龍潭)及 PACl-Al₁₃ 混凝劑的加藥不足點、電性中和點及過量加藥量三點，PACl 及 PACl-Al₁₃ 在不同的 pH 值下進行混沉效能評估，兩者之混凝實驗結果分別如圖 4-40 及圖 4-41 所示。

由圖 4-40 中可知，對 PACl 而言，三種不同的混凝劑加藥量的趨勢皆是在中性 pH 6~8 的範圍有較佳的濁度去除效果，在較中性範圍以外的 pH 值殘餘濁度皆有明顯上昇的趨勢，此現象之原因為 PACl 之混凝機制為沉澱掃除的方式去除顆粒，且無論加藥量為何，在 pH 7 時均使顆粒表面達到電性中和，故此時混沉效能極佳。相反地，由圖 4-41 中可知，對 PACl-Al₁₃ 而言，不論是那一種加藥量下，pH 對殘餘濁度的關係均呈現相同的趨勢，即濁度去除效果隨 pH 值增加而提升，在 pH 9 時達到最佳的殘餘濁度。此現象是因為在鹼性條件下，高純度 PACl-Al₁₃ 會產生較多的 Al₁₃ 聚集體(Wang et al., 2004)，有助於顆粒之聚集，混凝後可形成較大的膠羽，以去除濁度顆粒，但此時需要較多的加藥量才能有效的將顆粒去穩定。

由此可知，以沉澱掃除為主要混凝機制之 PACl 最適 pH 為 7，而以電性中和為主要混凝機制之 PACl-Al₁₃ 最適 pH 為鹼性，但需要足夠的劑量才能有效的去除濁度。

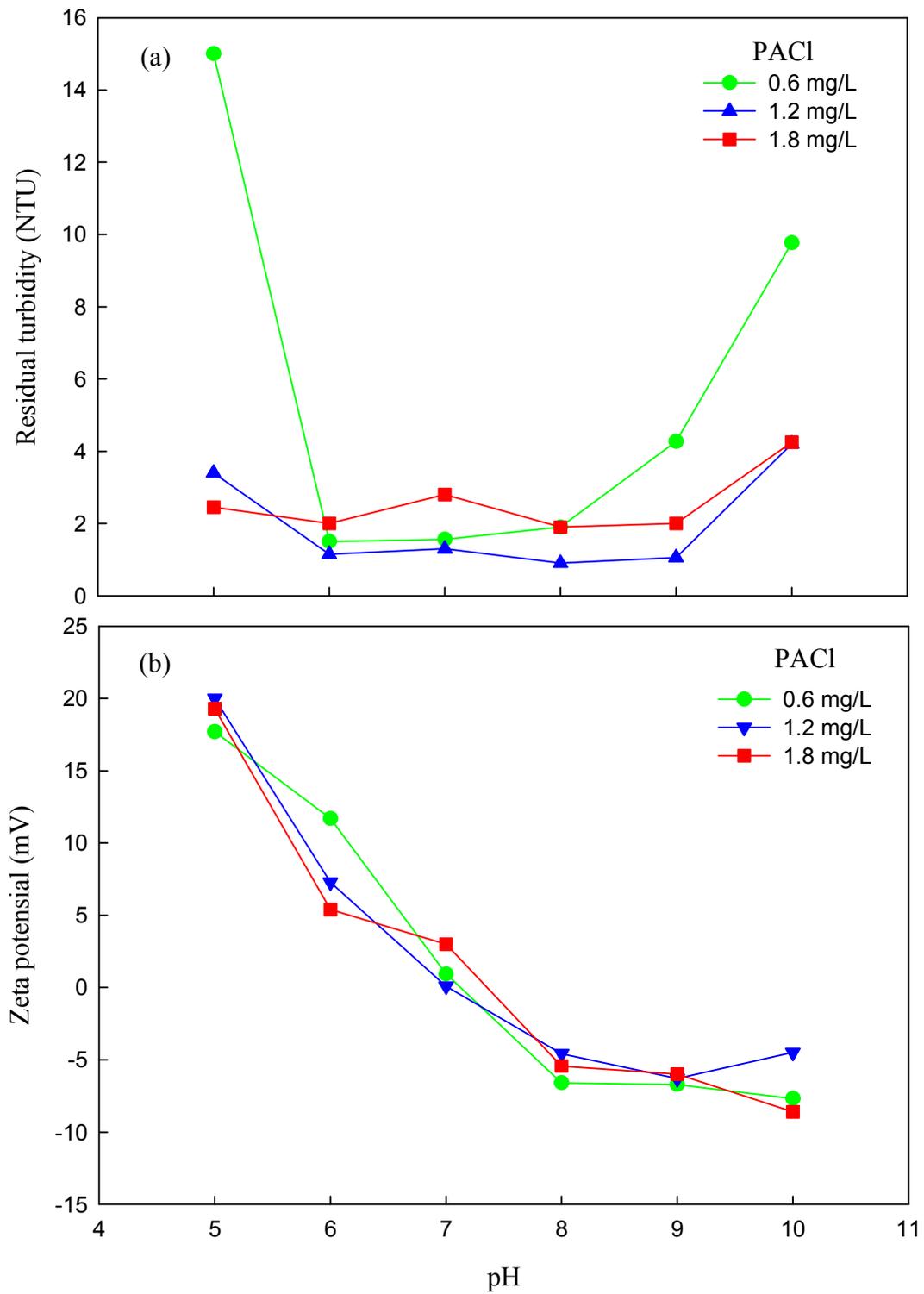


圖 4-40 pH 對 PACI 混沉效能之影響(a)殘餘濁度、(b)界達電位

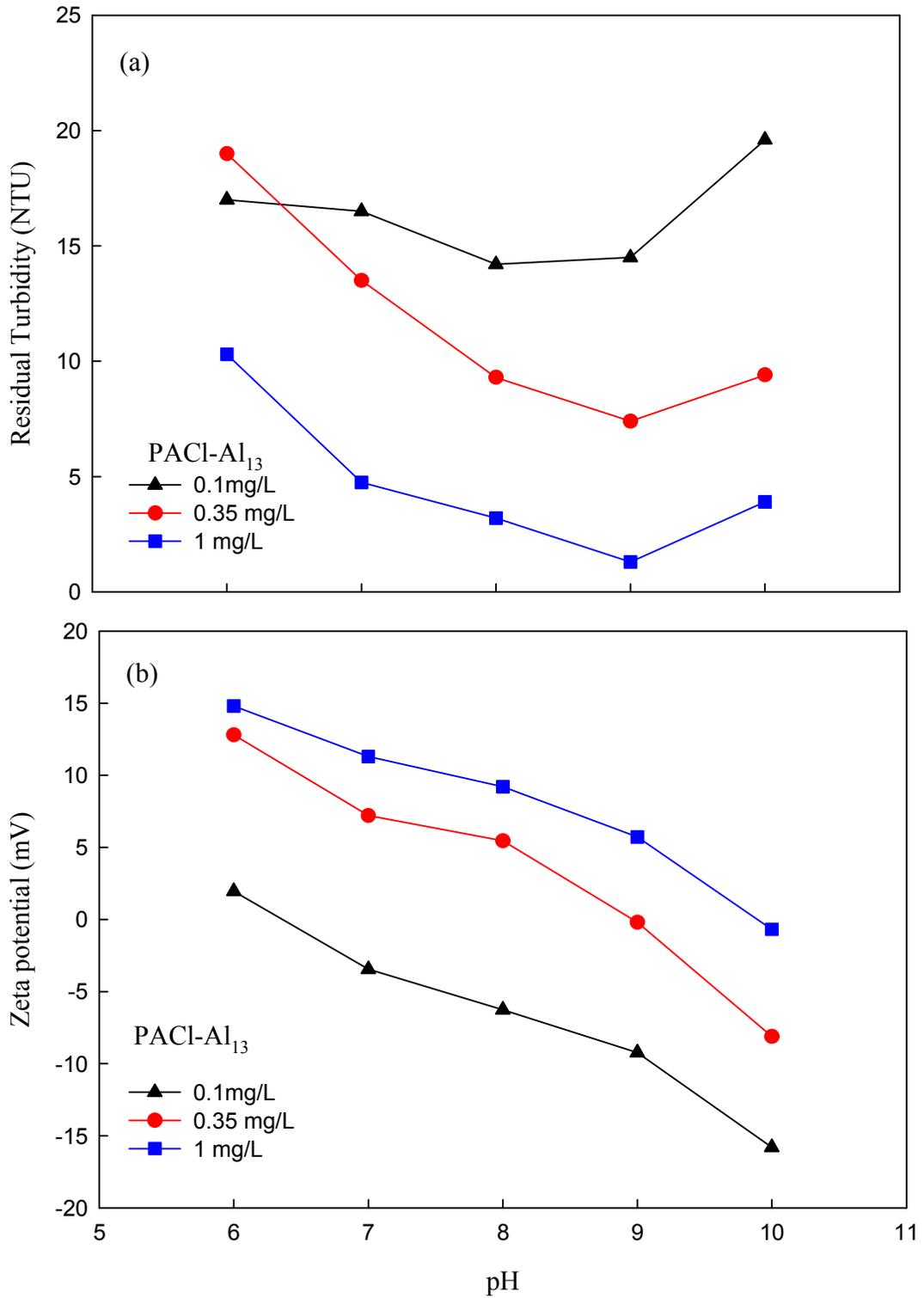


圖 4-41 pH 對 PACl-Al₁₃ 混沉效能之影響(a)殘餘濁度、(b)界達電位

4-4 較高濁度原水

為了比較較高濁度原水與低濁度原水之混沉效能及過濾性之差異，於 2007 年 12 月 12 日抵達板新給水廠，現場進行原水採樣，板新給水廠較高濁度原水水質及顆粒物化特性分析結果如表 4-6 所示。原水之 pH 約為 7.8，濁度值範圍為 67~74 NTU，其導電度約為 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，鹼度約為 74 mg/L as CaCO_3 。有機物(DOC)含量一般，約為 1.7 mg/L。濁度顆粒粒徑範圍在 220~1200 nm 之間，且顆粒表面電位為 -13.6~-15.6 mV，此水質分析結果與一般地表水之水質特性相似。

表4-6 板新給水廠難處理原水水質特性及顆粒物化特性
(2007.12.12)

水質分析項目	數值
pH	8.3
濁度(NTU)	67 ~ 74.6
導電度($\mu\text{S}/\text{cm}$)	196 ~ 198
鹼度(mg/L as CaCO_3)	74
DOC (mg/L)	1.70
顆粒粒徑(nm)	223 ~ 1204
顆粒表面電位(mV)	-13.6 ~ -15.6

4-4-1 混凝劑種類對較高濁度混沉效能及過濾性之影響

在本次實驗中使用 PACl (板新)、高純度聚氯化鋁(PACl- Al_{13})及硫酸鋁混凝劑，在操作條件為 150 rpm (70 秒)→慢混 50 rpm (23 分 10 秒)→靜置沉澱(5 分鐘)之下，進行較高濁度原水之混沉效能評估，以決定其最適混凝劑種類。

如圖 4-42 所示，PACl 混凝劑於低於 1 mg/L 之加藥量下，即可獲得良好的混沉效果，去除濁度顆粒，且此時上澄液之過濾性大幅增加，當加藥量過多時，殘餘濁度大幅提升，且此時上澄液之過濾性相當差。

此外，高純度聚氯化鋁(PACl- Al_{13})及硫酸鋁處理板新給水廠難處理原水之混沉及過濾性效能，分別如圖 4-43 及圖 4-44 所示。無論使用何種混凝劑，STI 的在開始加藥後明顯的降低，STI 在加藥之後的趨勢也是隨著混凝劑的添加量而上昇。當濁度去除良好時，其上澄液之過濾性佳，其中 PACl- Al_{13} 之混沉效能為最佳，因 PACl- Al_{13} 具強大電性中和能力，在低加藥量下(少於 1 mg/L)，即可達到最適的混凝劑量，且此時過濾性較硫酸鋁佳。因為，硫酸鋁之主要混凝機制為沉澱掃除，其最適加藥範圍為中性條件，雖然此時之濁度去除效果較 PACl 佳，但達到沉澱掃除機制需要較多的加藥量，此時所形成之 $Al(OH)_3$ 較多，造成硫酸鋁混凝後之上澄液殘留 $Al(OH)_3$ ，為過濾性較差之原因。若綜合比較 PACl、PACl- Al_{13} 及硫酸鋁之混沉及過濾性效能，以 PACl- Al_{13} 之混沉效能而言(最佳殘餘濁度約為 5 NTU)，其過濾性最佳。

由上述可知高純度聚氯化鋁(PACl- Al_{13})最適混沉效能下之殘餘濁度約為 5 NTU，且過濾性最佳。因此，PACl 之聚鋁含量對板新給水廠混凝操作效能是有明顯影響的。

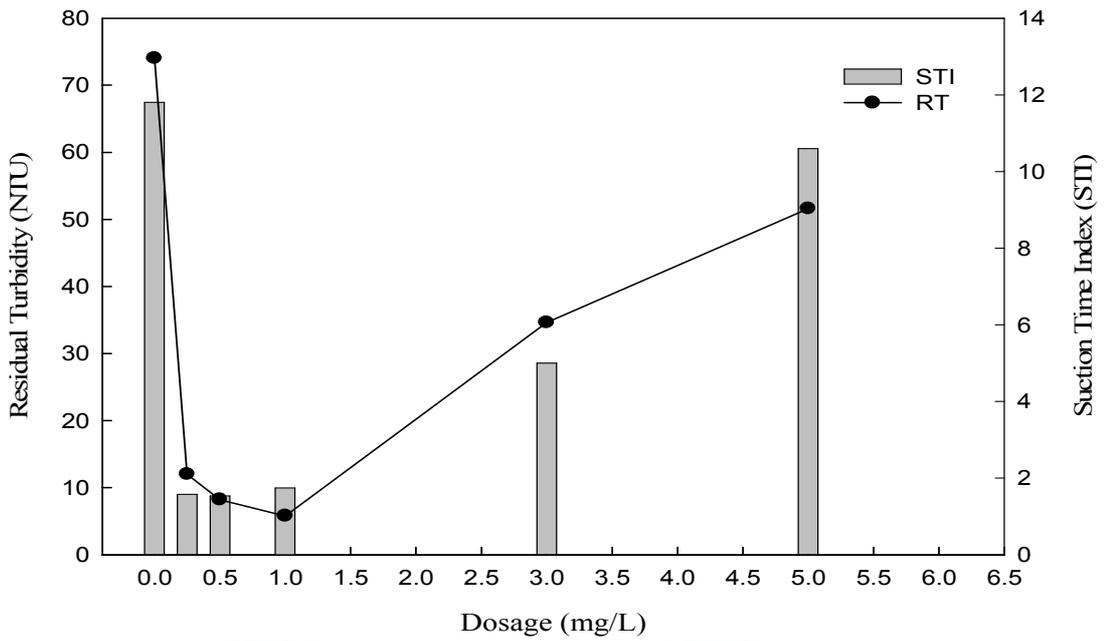


圖 4-42 PACI 加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係

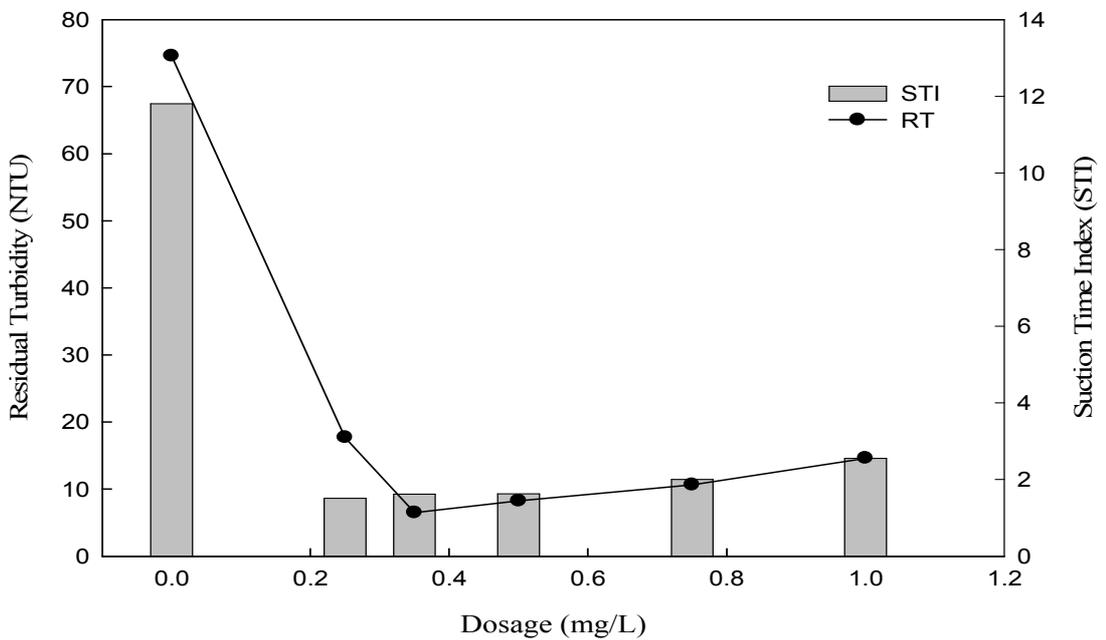


圖 4-43 PACI-A113 加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係

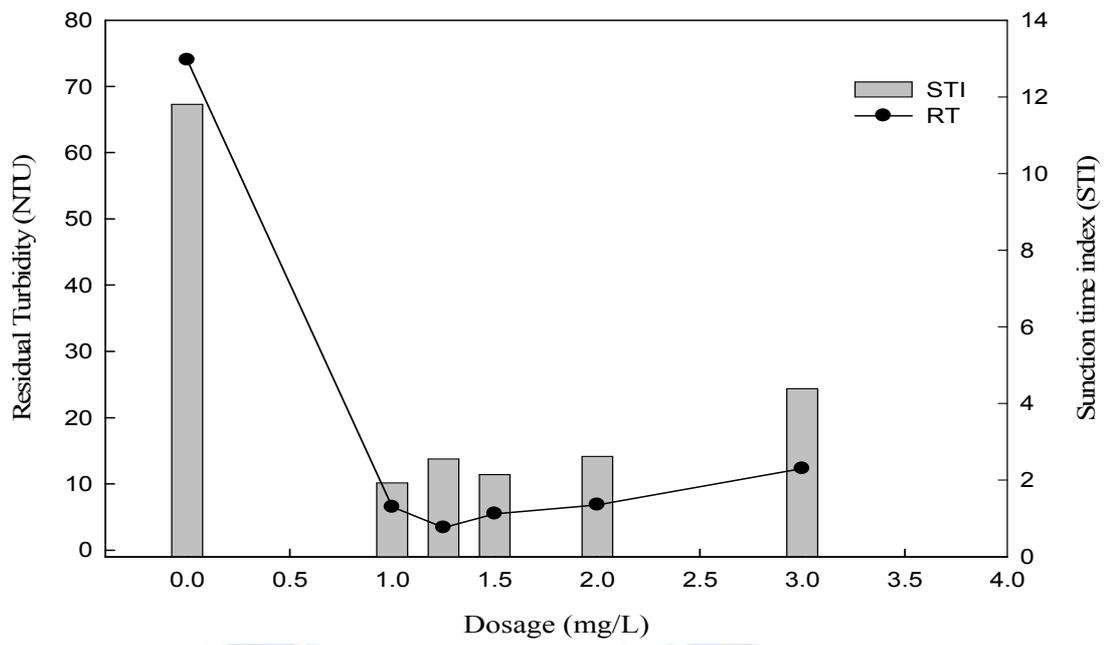


圖 4-44 硫酸鋁加藥量與混沉後上澄液殘餘濁度及過濾性之關係



4-5 實場研究

在完成實驗室混沉及過濾性評估後，為了能實際瞭解水場淨水單元操作情況及進一步確認實驗室的混沉及過濾性試驗與現場是否符合，因此以龍潭淨水場四期淨水單元與實驗室瓶杯試驗混沉後上澄液之過濾性做為比較，詳細內容如下所述

4-5-1 龍潭淨水廠

依據實驗的結果得知，一般水廠使用之混凝劑在過量加藥下對殘餘濁度的影響並不顯著，但是對過濾性指標(STI)的變化卻有明顯差異。而為了解現場是否有相同的關係，因此於龍潭淨水場進行現場與實驗室相關性的評估。在以不改變加藥量下，進行現場評估與實驗室的相關性，實驗流程如下所述：

首先採取快混池的水樣，在實驗室用瓶杯試驗機進行慢混後過濾，計算出實驗室的 STI 值。

取慢混池出流水水樣，進行過濾性試驗並計算 STI 值。

實驗結果如下：

由圖 4-45(a)可知，一開始 11 點 10 分時，不論是在現場或是實驗室的過濾性效果並不理想，這是因為當天停電導致快混池無法運作，但是當恢復穩定操作後，不論是現場還是實驗室皆有漸漸變好的趨勢，而且實驗室的變化更為明顯。到了下午 3 點 50 分開始，現場的過濾性開始出現了波動，而且實驗室的過濾性部份也出現了相同趨勢的波動。因此，在同時比較圖 4-45(a)及圖(b)可知，在一開始 11 點 10 分時，快混池因受停電的影響無法運轉，混凝劑無法均勻的分散在快混池中，導致在快混池的部份操作效能並不理想，在此，從圖 4-45(b)的顆粒表面電位圖可以明顯的發現電位的變化起伏相當的大，由此可以証實在快混池操作不理想的條件下，對後續濾池的過濾性將會有負

面的影響。在快混池漸漸恢復穩定操作後，現場部份與實驗室的過濾性皆有逐漸變好的趨勢。

而且 3 點 50 分後開始，現場與實驗室的過濾性皆出現了變差的現象，且顆粒表面電位也出現了起伏的現象，推測可能過濾性及顆粒表面電位發生變化的原因為：

(1) 四期快混池並沒有設置分水井，對原水水質變化沒有緩衝之能力，因此當原水水質發生變化時，快混池容易受到波動。

(2) 四期快混池於快混後迴流去穩定濁度顆粒，提升原水中顆粒濃度，有助於低濁度原水混凝，但因目前龍潭淨水場處於施工狀態，因此在處理水量減少下，導致快混池迴流廢水水量不穩，造成處理不穩定。



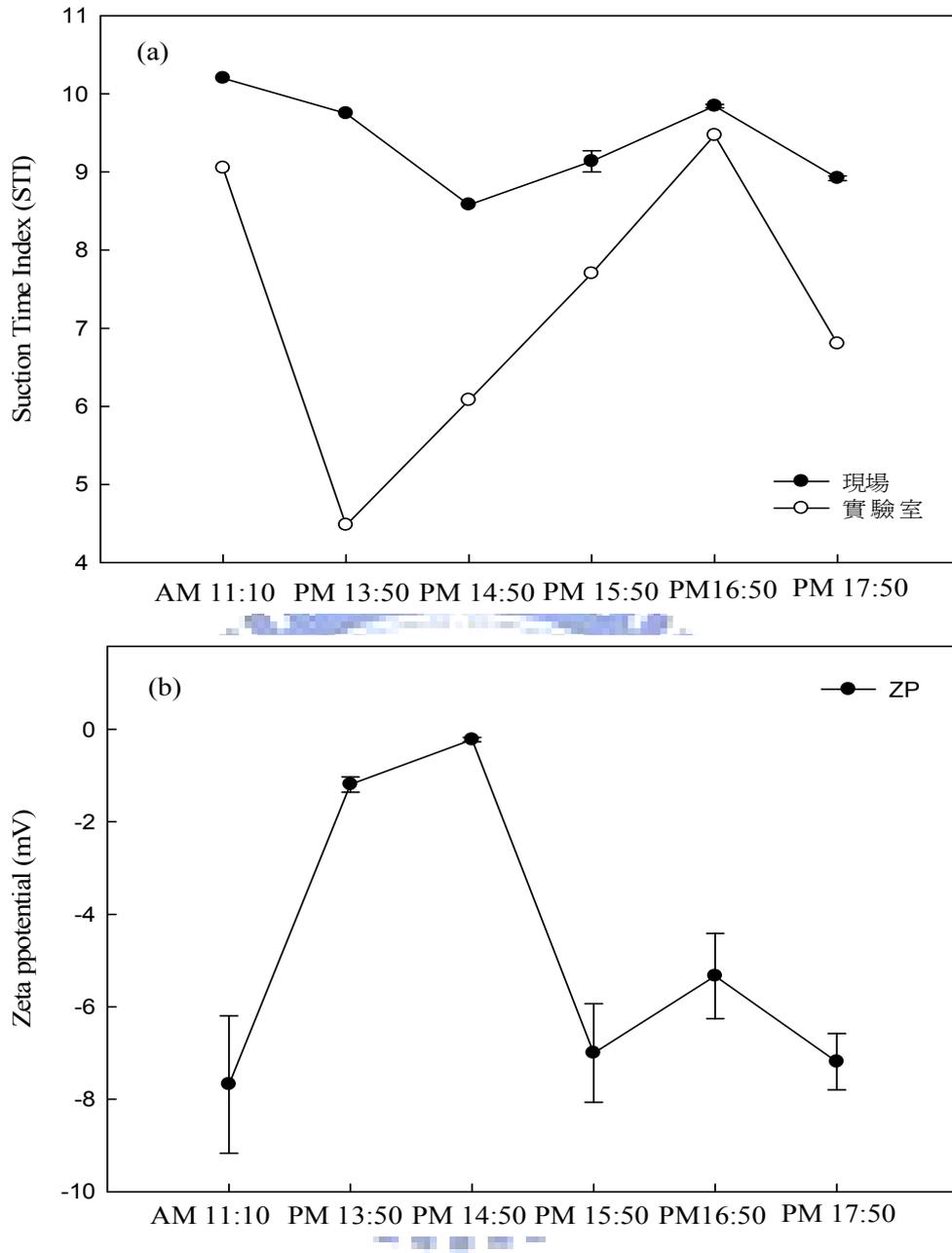


圖 4-45 龍潭淨水場四期(a)現場慢混池及實驗慢混上澄液之過濾性
(b)四期快混池顆粒表面電位

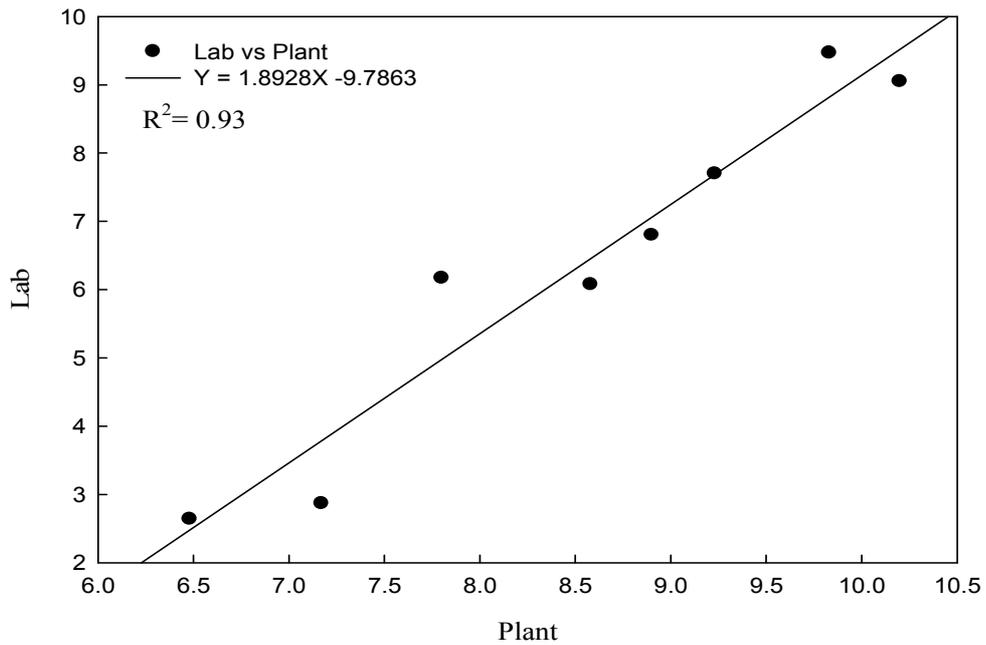


圖 4-46 現場操作與實驗室過濾性試驗之相關係

現場操作與實驗室過濾性試驗之相關係如圖 4-46 所示。現場與實驗室部份經的相關係數的 R^2 值也有 0.93 的相關性。綜合以上結果顯示，現場混沉後上澄液與實驗室混沉後上澄液的過濾性有相同的趨勢，因此可藉由實驗室的部份來評估現場最適的混凝操作參數。

4-5-2 寶山給水廠

在經由實驗室試驗後發現，加藥量不足或過量皆會對低濁含藻原水造成混沉後上澄液過濾性不佳，因此在將以寶山給水廠為例，進行實場試驗以過濾性試驗評估加藥量，當天混凝劑加藥量一期為 16.5 mg/L、二期為 23.5 mg/L (as 10% Al₂O₃)，實驗結果如下所述。

圖 4-47(a)及(b)分別是一、二期沉澱池上澄液的顆粒數，可以明顯的發現二期沉澱池上澄液的顆粒數遠比一期多，尤其是 2-5 μm 顆粒數皆在 1500 #以上，尤其是 3-5 μm 的顆粒數皆在 2000 #以上，5-10μm 較大顆粒粒徑的膠羽也在 500 #。而一期沉澱池上澄液的大顆粒數目皆維持在 500 #以下，即使是 2-5 μm 顆粒數目也不超過 1000 #，以上結果顯示二期沉澱池的去除效果較一期差，不但上澄液含有許多的小顆粒粒徑的膠羽，即使是較大粒徑的膠羽沉降效果也一期沉澱池較差。

圖 4-48 是一、二期快混池的顆粒表面界達電位圖，用以表示快混池的操作情形，一般顆粒表面界達電位越接近零，效果越好，越能形成緻密且沉降性佳的膠羽。由圖可知，一期顆粒表面界達電位在長時間的監測下皆維持在-10 mV 以上，而二期快混池顆粒表面界達電位皆維持在-12 mV 以下。由此可知二期的快混效果較一期差，因此濁度顆粒經由混凝加藥後顆粒表面界達電位仍較偏負，顯示顆粒去穩定效果較差，無法在沉澱過程中去除，因此二期沉澱池上澄液有較多的小顆粒。

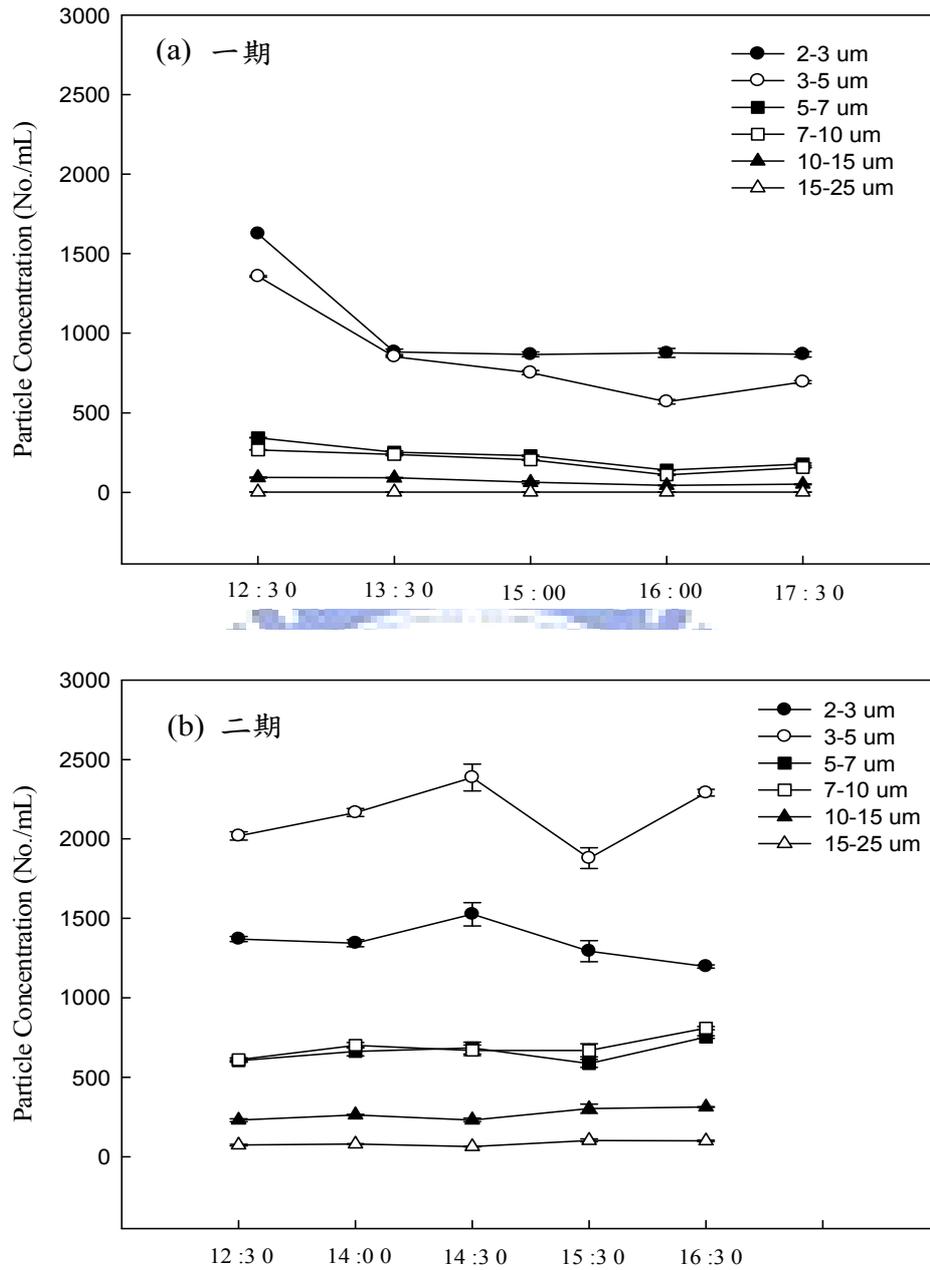


圖 4-47 寶山給水廠(a) 一期沉澱池上澄液顆粒粒徑及數目變化
(b) 二期沉澱池上澄液顆粒粒徑及數目變化

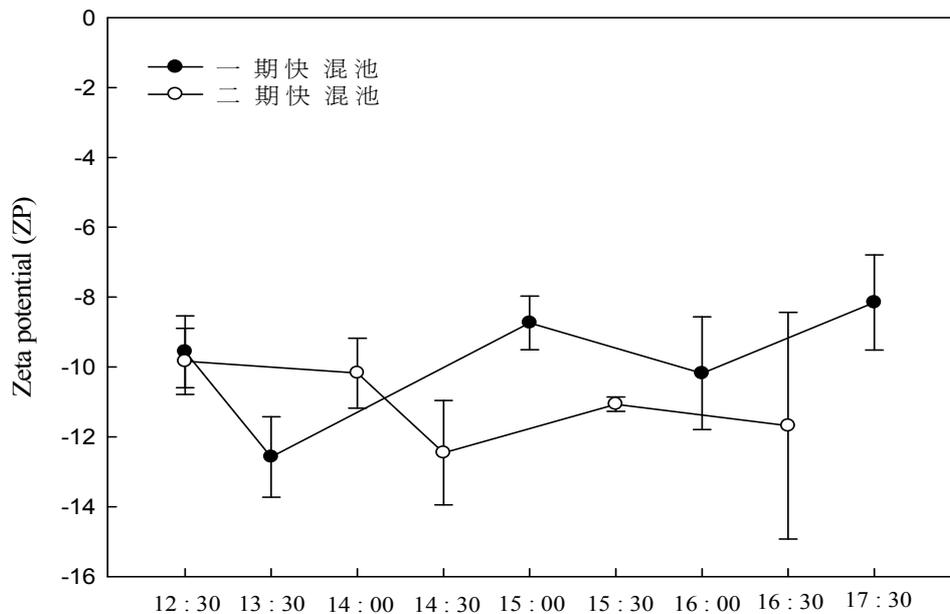


圖 4-48 寶山給水廠一期及二期快混池顆粒表面電位變化

圖 4-49 上澄液的過濾性試驗，很明顯的可以發現二期的過濾性皆在 3.5 以上，而一期除了在一開始較高，之後有漸漸變好的趨勢，在比較一、二期上澄液的過濾性後，明顯的二期的上澄液過濾性較差。且在跟一、二期沉澱池上澄液 2-5 μm 顆粒數比較後發現，過濾性的趨勢跟 3-5 μm 顆粒數有相同的趨勢。由此可知，小顆粒粒徑是造成濾池阻塞的主要原因，因此二期濾池濾程縮短的原因是因為沉澱池上澄液仍有許多小顆粒造成的。

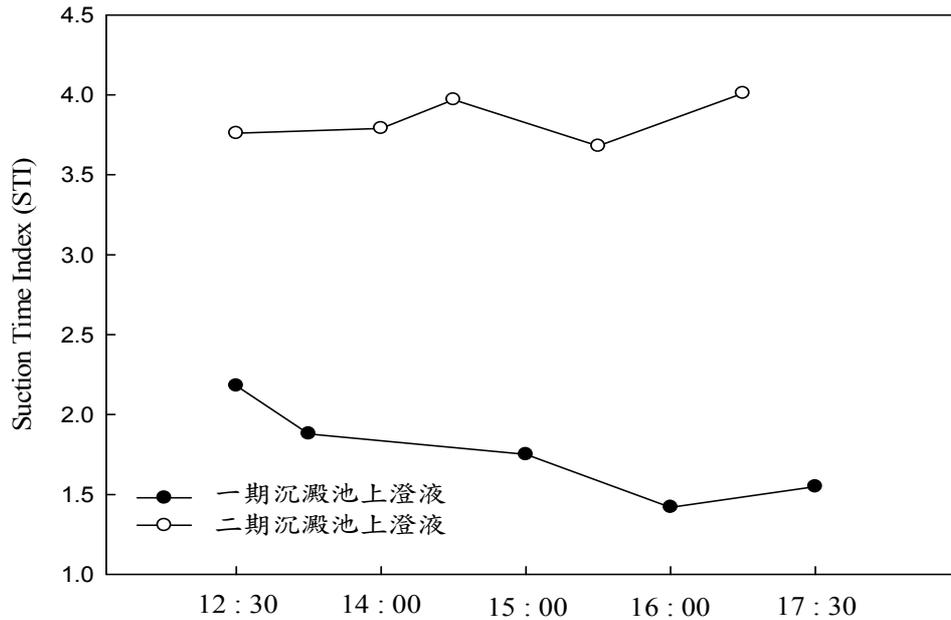


圖 4-49 寶山給水廠一、二期沉澱池上澄液過濾性之比較

接著藉由觀察二期其他單元的操作狀況。圖 4-50 水單元從慢混到沉澱池各單元顆粒粒徑及數目，5-10 μm 的顆粒數有沉澱去除的效果出現，唯有 2-5 μm 顆粒數在進入濾池後沒有變化，因為小顆粒要達到沉澱去除需較長的時間，因此無法形成緻密且沉降性佳的膠羽，是造成二期濾程縮短的主要原因。

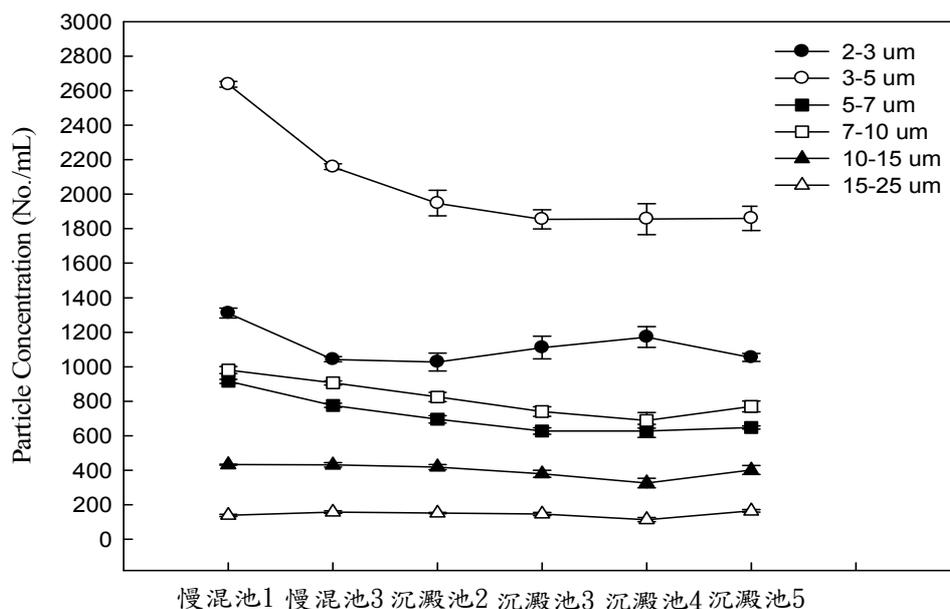


圖 4-50 寶山給水廠二期各單元顆粒粒徑及數目之變化

藉由以上現場評估結果推測造成進入二期濾池過濾性較差的原因是顆粒表面電位較偏負值可能是由加藥不足造成，導致無法形成較緻密的膠羽而達到沉澱去除的目的，所以二期可能仍有增加藥量的空間。

在為了更進一步確認是否可以增加混凝劑的加藥量來改善寶山給水廠因原水中含有大量的藻類問題，因此將對寶山給水廠二期處理單元行進加藥前後慢混及沉澱單元顆粒粒徑及數目變化之連續監測，如圖 4-51、52。

圖 4-51 為增加加藥量前連續二個小時監測二期慢混及沉澱池顆粒粒徑及數目變化，加藥量為 23.5 mg/L(as 10 %Al₂O₃)。由原水到慢混池單元小顆粒數目(2-3、3-5 μm)明顯的減少，其餘大顆粒數目也有略為成長，但進到沉澱池後，較大顆粒粒徑(5-7、7-10 μm)的膠羽有經沉澱而達到去除的效果出現，從 500 #降至 250 #，但是較小顆粒粒徑(2-3 μm)膠羽的數目卻沒有改變，從慢混池到沉澱池出流仍維持在

1250 #。圖 4-52 為增加加藥量至 30 mg/L(as 10% Al₂O₃)連續四小時監測二期慢混及沉澱池增加加藥量後，慢混沉澱顆粒粒徑及數目之變化。由圖 4-52 可知，從原水到慢混池小顆粒粒徑(2-3、3-5 μm)的膠羽數目也是因凝聚集形成較大顆粒而減少的趨勢，在慢混池末端約剩 1500 #，但是在進入沉澱池後，除了較大顆粒粒徑的膠羽有被沉澱去除外，小顆粒粒徑(2-3、3-5 μm)的膠羽也被經由沉澱池沉澱去除，且數量皆在 1000 #以下，2-3μm 從增加加藥前的 1250 #減少至 1000 #，3-5μm 也從增加加藥前的 1000 #減少至 750 #，2-3、3-5μm 範圍大小的顆粒粒徑提升了 25% 的去除效率，因此在增加加藥量後二期沉澱池上澄液的小顆粒數明顯的被沉澱去除。

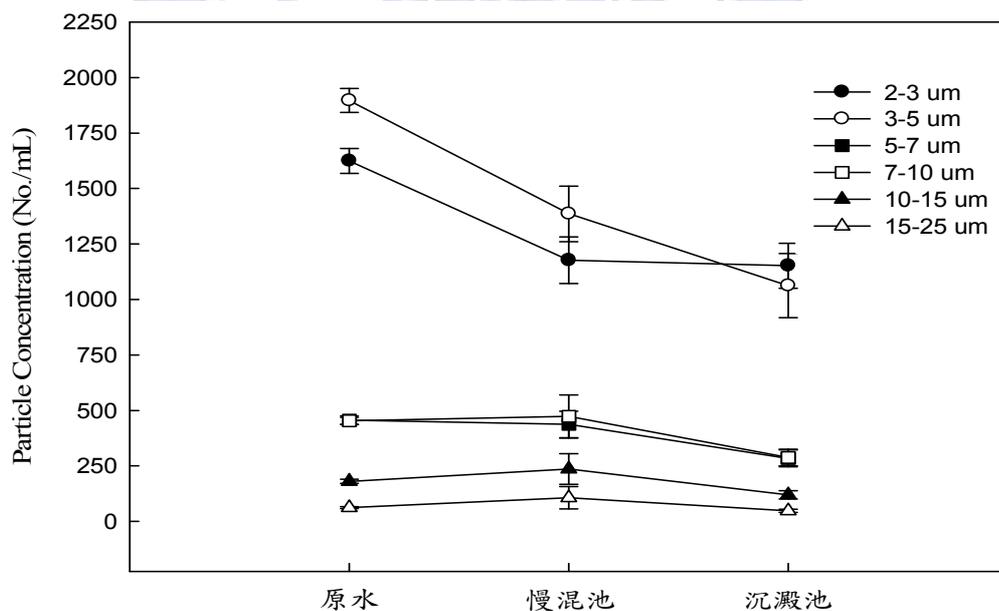


圖 4-51 寶山二期各單元增加加藥量前慢混沉澱顆粒粒徑及數目之變化

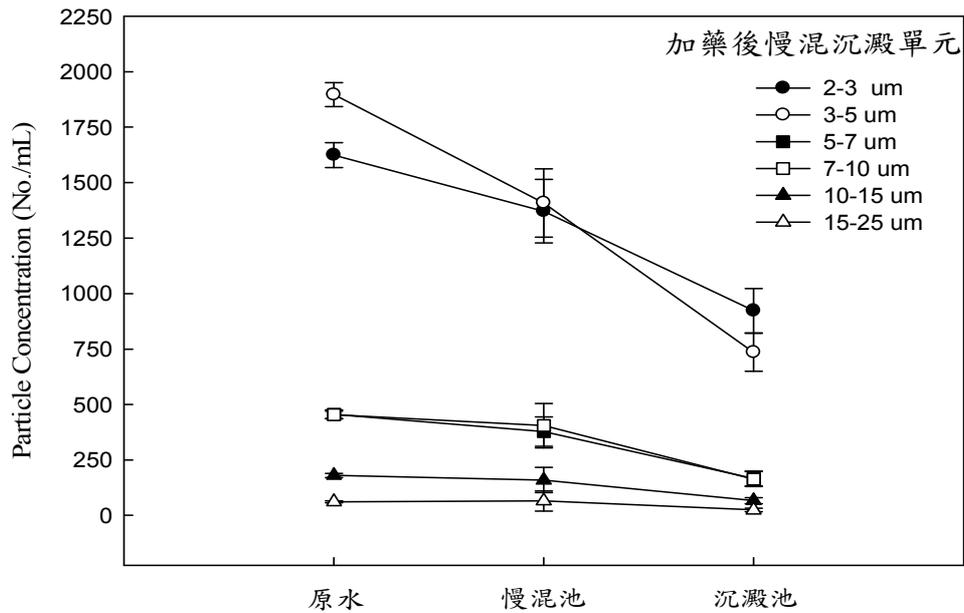


圖 4-52 寶山二期各單元增加加藥量後慢混沉澱顆粒粒徑及數目之變化

由圖 4-53 可知，在增加加藥量為 30 mg/L(as 10% Al₂O₃)後，各個顆粒粒徑大小的去除效率皆有明顯的增加，而且沉澱池上澄液的過濾性也約提升了 20%。因此適當的增加加藥量能有助於提升含藻類原水的混凝沉澱去除效能，

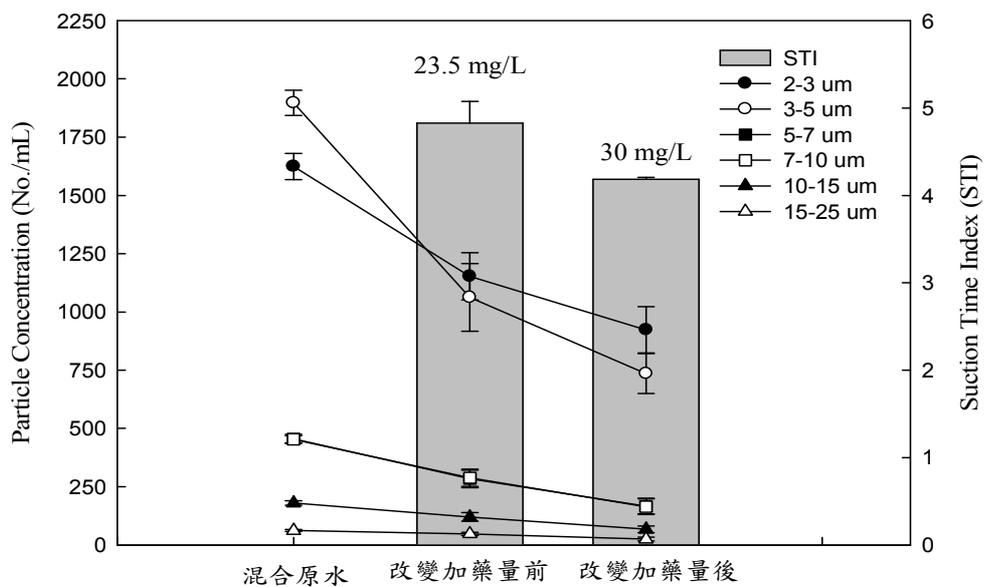


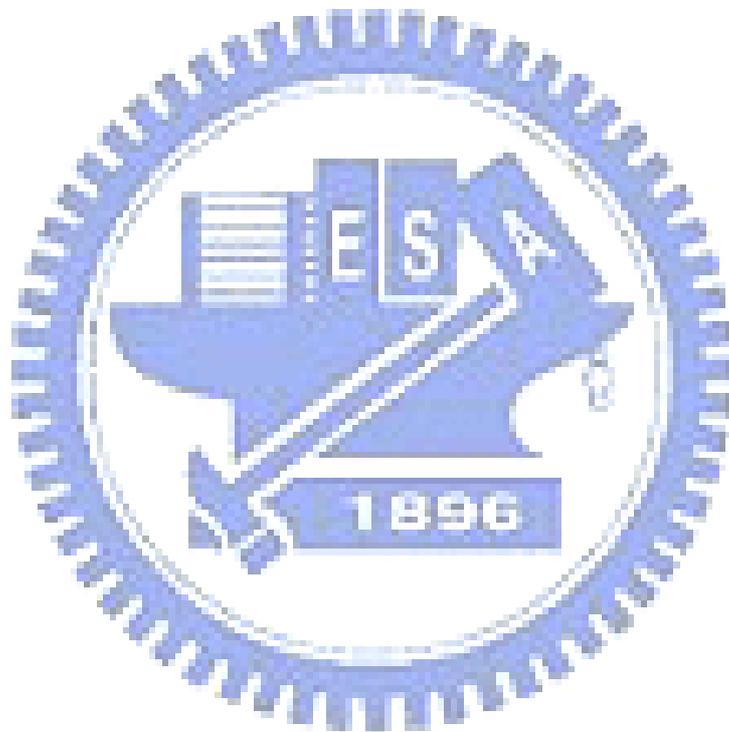
圖 4-53 寶山給水廠二期各單元改變加藥量前後慢混沉澱顆粒粒徑及數目之變化對過濾性之影響

第五章 結論與建議

5-1 結論

1. 低濁原水水質及顆粒物化特性分析結果顯示，淨水場遭遇之低濁原水可分為低濁低有機物、低濁含藻及低濁高有機物(白濁水)。
2. 使用聚矽酸鐵混沉處理低濁低有機物、低濁高有機物及低濁含藻類原水之效能皆優於硫酸鋁及聚氯化鋁且混沉後上澄液具有較佳之過濾性。
3. 使用聚氯化鋁混沉處理低濁高有機物原水時，高純度聚氯化鋁混凝劑之電性中和能力較強且所需之最適加藥量較低，其混沉後上澄液過濾性較佳。
4. 商用低純度聚氯化鋁混凝之最適 pH 值為中性，而高純度聚氯化鋁混凝之最適 pH 值在偏鹼性(pH 9)。
5. 處理較高濁度原水時，高純度聚氯化鋁之混沉效能及混沉後上澄液之過濾性皆優於低純度聚氯化鋁及硫酸鋁。
6. 使用低純度聚氯化鋁混凝劑搭配少量高分子凝集劑(0.1 mg/L 以下)有助於低濁低有機物及低濁含藻原水混沉後上澄液過濾性之提升
7. 低濁高有機物實驗中可知聚矽酸鐵所生成之膠羽有較強的膠羽強度，但膠羽破碎再聚集效果較差;聚氯化鋁所生成之膠羽強度較弱，但再聚集能力較強。
8. 龍潭淨水場現場診斷結果顯示，龍潭淨水場現場及實驗室混沉操儘後上澄液 STI 值之相關性(R²)達 0.93。因此可作為遭遇低低有機物原水之淨水場現場混凝加藥指標。

9. 寶山給水廠現場診斷顯示，寶山第一水庫表層水中含有較多藻類，不利於混沉及過濾，且需添加較多之混凝劑方可有效改善沉澱池上澄液之過濾性。



5-2 建議

1. 在本研究中的過濾性試驗使用的濾紙孔徑為 $0.45\ \mu\text{m}$ ，但各種原水之水質應對於種類濾紙應具適用性，建議可針對不同種類濾紙對過濾性影響之深入探討，希望可以藉此建立修正型過濾性試驗，建立吸取時間指數與最適加藥量之相關性，進而能找出各種水質所適合之濾紙種類。
2. 本研究中並未對於使用聚矽酸鐵混凝劑混沉處理後之殘餘色度進行量測，而一般水廠使用鐵鹽最擔心的問題是鐵鹽的不當添加後，導致色度增加，因此建議在後續研究中可以對使用聚矽酸鐵混凝劑混沉後上澄液之殘餘色度及鐵作深入評估。
3. 本研究中使用顆粒計數器監測混凝過程中膠羽粒徑之變化，但量測的範圍在 $2 \sim 100\ \mu\text{m}$ 及未對混沉後上澄液之顆粒粒徑、數目進行量測，應此建議可使用偵測範圍為奈米級(nm)的高敏感度顆粒計數器對混沉中過程顆粒粒徑及數目之變化進行量測，以進一步瞭解微小顆粒在混凝過程中之聚集情形。

參考文獻

Amirtharagjah, A. and Mills, S.M. (1982) “Rapid-mix Design for Mechanisms of Alum coagulation”, *Jour AWWA*, 74(4), 210-216.

Boller, M., Blaser, S., (1998). “Particles under stress”, *Water Science and Technlogy*, 37 (10), 9-29.

Braul, L., Viraraghavan, T. and Corkal, D (2001) “Cold water effects on enhanced coagulation of high DOC, low turbidity water”, *Water Quality Research Journal of Canada*, 36: 701-717.

Brink, D.R., Choi, S.I., Al-Ani, M. and Hendricks, D.W. (1988) “Bench-scale evaluation of coagulants for low turbidity water”, *Jour AWWA*, 80:199-204.

Byun, S., Oh, J., Lee, B.Y. and Lee, S. (2005) “Improvement of coagulation efficiency using instantaneous flash mixer (IFM) for water treatment”, *Colloids and Surfaces A*, 268:104-110.

Chaignon, V., Lartiged, B. S., El Samrani, A. and Mustin, C. (2002) “Evolution of size distribution and transfer of mineral particle between flocs in activated sludges: on insight into floccexchange dynamics”, *Water Reaserch*, 36, 676-484.

Cho, J., Amy, G., Pellegrino, J. and Yoon, Y. (1998) “Characterization of clean and natural organic matter (NOM) fouled NF and UF membranes, and foulants characterization”, *Desalination*, 118:101-108.

Chow, C.K.C., van Leeuwen, J.A., Drikas, M., Fabris, R., Spark, K.M. and Page, D.W. (1999) “The impact of the character of natural organic matter in conventional treatment with alum”, *Water Science and Technology*, 40(9):97-104.

Croue, J.P., Korshin, G.V. and Benjamin, M.M. (2000) “Characterization of Natural Organic Matter in Drinking Water”, AWWARF and AWWA, Denver, CO., USA

Ebie, K., Kawaguchi, T. and Yamaguchi, D. (2006) “Dynamic analysis of suspended particles in low turbidity water source with PACl and PSI coagulants”, *Water Supply* 6:185-192.

Ebie, K. and Azuma, Y. (2002) “Reducing turbidity and coagulant residue in treated water through optimization of rapid mix condition”, *Water Science and Technology: Water Supply*, 2(5-6):103-110.

Gregory, J. (1985) “Turbidity fluctuations in flowing suspension”, *Journal of Colloid and Interface Science*, 105:357-372.

Gregory, J. and Nelson, W.D. (1986) "Monitoring of aggregates in flowing suspension", *Colloid and Surfaces*, 18:175-188.

Gregory, J. and Dupont, V. (2001) "Properties of flocs produced by water treatment coagulants", *Water Science and Technology*, 44(10), 231-236.

Hasegawa, T., Hashimoto, K., Onitsuka, T., Goto, K. and Tambo, N. (1991) "Characteristics of metal-polysilicate coagulants", *Water Science and Technology*, 23, 1713-1722.

Hasegawa, T., Wang, J., Kurokawa, M. and Hashimoto, K. (1999) "Removal of algae by polysilicate-iron coagulant", In: Chemistry for protection of the Environment, proc. of the XII CPE international conference (Cao Z, Pawlowski L) Nanjing, 252-256.

Huang, C.P., Lee, T.L., Pan, R.J. and Hon, J.W. (2007) "Operational performance of sludge blanket in clarification: effect of organic matter", *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 56:3.

Iler, R.K. (1979), "The chemistry of Silica-solubility, Polymerization, Colloid and Surface Properties, and Biochemistry" John Wiley & Sons.

Ives, K.J. (1978) "The Scientific Basis of Flocculation", The Netherlands: Alphen van der Rijn.

Jarvis, P., Jefferson, B. and Parson, S. A. (2005) "Breakage, regrowth, and fractal nature of natural organic matter floc", *Environmental Science and Technology*, 39, 2307-2314.

Jarvis, P., Jefferson, B. and Parson, S. A. (2006) "Floc structural characteristic using conventional coagulation for a high doc, low alkalinity surface water source", *Water Research*, 40, 2727-2737.

Jarvis, P., Jefferson, B., Gregory, J. and Parsons, S. A. (2005) "A review of floc strength and breakage", *Water Research*, 39, 3121-3137.

Johnson, B.A., Gong B, Bellamy W, Tran T. (1995) "Pilot plant testing of dissolved air flotation for treating Boston's low-turbidity surface water supply", *Water Science and Technology*, 31:83-92.

Khan, Z. and Thiem, L.T. (2006) "Optimizing coagulation and direct filtration processes for low turbidity, low temperature waters", *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, 5 (3): 1395-1406.

Konno, H. "Settling and coagulation of slender Type Diatoms", *Water Science and*

Technology,27(11):231-240.

Leentvaar, J. and Rebhun, M. (1983) “Strength of ferric hydroxide flocs” *Water Research*, 17, 895-902.

Letterman, R.D., Johnson, and C.E., Viswanathan, S. (2004) “Low-level turbidity measurements: a comparison of instruments”, *Jour AWWA*, 96: 125-137.

Letterman, R.D., Amirtharajah, A., and O’Melia, C.R. “Coagulation and Flocculation”, In Letterman RD (eds.) *Water Quality and treatment*, Chap. 6, McGraw-Hill, Inc, 1999.

Lin, J.L., Chin, C.J.M., Huang, C.P. Pan, J.R. and Wang, D.S. (2008b) “Coagulation behavior of Al₁₃ aggregates”, *Water Research*, 42, 4281-4290.

Lin, J. L., Huang, C. P., Pan, J. R. and Wang, D. S. (2008a) “Effect of Al(III) Speciation on Coagulation of Highly Turbid Water”, *Chemosphere*, 72, 189-196.

Li, G. and Gregory, J. (1991) “Flocculation and sedimentation of high-turbidity water”, *Water Research* 25:1137-1143

Ma, J., Lei, G.Y. and Fang, J.Y. (2007) “Effect of algae species population structure on their removal by coagulation and filtration process – a case study”, *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 56:1.

Nguyen, M.T. and Ripperger, S. (2002) “Investigation on the effect flocculants on the filtration behavior in microfiltration of fine particle”, *Desalination*, 147:37-42.

Ohno, K., Uchiyama, M., Saito, M., Kamei, T. and Magara, Y. (2004) “Particle design of flocculator for new polymeric inorganic coagulant – PSI”, *Water Science and Technology: Water Supply*, 4(1):67-75.

Pavia, D.L., Lampman, G.M. and Kriz, G.S. “Introduction to Spectroscopy: A guide students of organic chemistry”, 3th ed, Department of Chemistry, Western Washington University, Bellingham, Washington.

Pieterse, A.J.H and Cloot, A. (1997) “Algal cells and coagulation, flocculation and sedimentation process”, *Water Science and Technology*, 36(4):111-118.

Rout, D., Verma, R. and Agarwal, S.K. (1999), “Polyelectrolyte treatment an approach for water quality improvement”, *Water Science and Technology*, 40(2):137-141.

Shen, Y.H. (2005), “Treatment of low turbidity water by sweep coagulation using bentonite”, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 80:581-586.

Smith, R.W. (1971) “Reaction among equilibrium and non-equilibrium aqueous

species of aluminum hydroxy complexes”, *Advances in Chemistry Series*, 106-250.

Ta, C.T. and Woodward, C.A. (1998) “A treatability index for reservoir water”, *Water Science and Technology*, 37(2):27-33.

Tenney, M.W., Echelberger, W.F., Ronald, J.R., Schuessler, G. and Pavon, J.L. (1969) “Algal flocculation with synthetic organic polyelectrolytes” *Applied Microbiology*, 18(6):965-971.

Thompson, M.A. (2001) “Membrane filtration of high turbidity source”, *Water Supply* 1:325-330.

Thurman, E.M. (1985) “Organic Geochemistry of Natural Waters”, Martinus Nijhoff/Dr W. Junk Publishers, Boston, MA.

Tran, T., Gray, S., Naughton, R. and Bolto, B. “Polysilicato-iron for improved NOM removal and membrane performance”, *Journal of Membrane Science*, 280:560-571.

Wang, D.S., Sun, W., Xu, Y., Tang, H.X. and Gregory, J. (2004) “Speciation stability of inorganic polymer flocculant - PACI”, *Colloids and Surfaces A*, 243:1-10.

Wang, J., Deevanhxay, P., Hasegawa, T., Ehaara, Y., Kurokawa, M., Hashimoto, K., Nishijima, W. and Okada, M. (2002) “A pilot plant study of polysilicato-iron coagulant”, *Water Science and Technology*, 2(2), 107-113.

Yukselen, M.A. and Gregory, J. (2004) “The reversibility of floc breakage”, *International Journal of Mineral Processing*, 73:251-259.

Zuo, J.L., Cui, F.Y., Zhao, Z.W., and Liu, Z.X. (2006) “Study on the treatment of low temperature and low turbidity micro-polluted raw water by PAC-SMBR process”, *Journal of Shenyang Jianzhu University (Natural Science)*, 22:311-314.

王志仁 (2002), 「薄膜處理技術去除天然有機物之研究」, 國立台北科技大學環境規劃與管理研究所, 碩士論文。

王東升 (1997), 「聚鐵矽型複合無機高分子絮凝劑的形態特徵與性能」, 博士學位論文, pp.1-108。

王東田 (2005), 「低溫低濁水混凝沉澱處理研究」, 給水排水, 31, 11。

王雲波、劉金河、譚萬春、吳方同 (2003), 「PDA2000 監測低溫低濁水混凝試驗研究」, 19,01,53-57。

王靜 (2003), 「低溫低濁水處理技術研究應用現狀」, 低溫建築技術, 04, 49-50。

甘其銓 (1996), 「淨水場處理廠廢污處理技術之研究」, 技術報告, 中華民國自來水協會。

李文善，(2007)，「預先混凝處理之截留式微過濾薄膜回收淨水場砂濾反洗水之研究:膠羽特性影響」，交通大學環境工程研究所碩士論文。

李冬梅 (2004)，「陽離子高分子聚合物與無機混凝劑用於低溫低濁水的處理效果的比較」，西安建築科技大學學報，36, 2。

邱鈺婷，(2007)，「藻類胞外物對 UF 膜阻塞的影響」，成功大學環境工程研究所碩士論文。

吳家興，(1999)，「臺灣地區水庫水源特性分佈及消毒副產物生成潛能之探討」，東海大學環境科學研究所碩士論文。

吳嘉文，(1999)，「檸檬酸根 Al_3 聚合物及鋁物種分化的影響」，台灣大學農業化學研究所碩士論文。

杭子樵，(2002)，「聚氯化鋁之生產、品質控制與應用」，技術報告，台灣省自來水公司，台中。

翁韻雅 (2003)，「以高分子凝集劑處理高濁度原水之研究」，成功大學環境工程研究所碩士論文。

郭玲、陳玉成 (2006)，「低溫低濁水處理技術的研究應用」，微量元素與健康研究，23,4,57-59,2006。

陳韋弘 (2005)，「混凝劑 Al 型態對高濁水混凝行為之影響」，交通大學環境工程研究所碩士論文。

黃志彬、袁如馨(2007)，「高純度 Al_3 混凝劑之混凝特性及製備研究」，台灣自來水公司研究報告。

湯鴻宵 (2006)，「無機高分子絮凝理論與絮凝劑」，中國建築工業出版社。

楊海燕、陳忠林、李圭白、曾遠志 (2004)，「聚硅酸金屬鹽混凝劑處理低濁水對殘餘鋁的影響」，哈爾濱工業大學學報。

劉曉飛、杜茂安、馬軍、馬俊德、于方田、曹溪祿 (2003)，「低壓膜直接過濾處理低溫低濁水性能研究」，哈爾濱工業大學學報。

劉嘉宏 (2007)，「混凝劑種類對低濁度原水混凝影響之研究」，成功大學環境工程研究所碩士論文。

施安琪 (2000)，「藻類存在對濁度混沉去除之影響」，交通大學環境工程研究所碩士論文。

附錄 A

寶山給水廠背景介紹

寶山給水廠原水來源主要為寶山第一、第二庫水原水，主要供應新竹地區及科學園區。目前廠內淨水處理設施已有二期，第一期設計出水量為6萬噸，第二期設計出水量為5萬噸，合計設計出水量11萬噸。最大設計出水量14萬噸。因近年來用水量成長約40%，為因應新竹地區用水需求，目前寶山給水廠正在興建三期設施，預計完工後，可增加34萬噸出水量，提供量足質優的飲用水。

(1)處理問題

寶山給水廠位於寶山第一水庫及寶山第二水庫下游，主要水源以寶山第一水庫為主，共有四層抽水口分別為138.5 m、135.8 m、133.1 m、及130.4 m，當夏季枯水期或藻類等其他問題導致寶山第一水庫無法正常供水的情況下，才會調抽取寶山第二水庫原水為水源。5月2日，前往採樣分析時，現場工作人員告知，現場濾池在操作效能發生問題，尤其以二期處理單元最為嚴重，濾池無法在正常的情況下運作，濾程由正常時期的約40小時操作時間縮短為5小時，導致濾池反沖洗頻率，產生大量的反沖洗排水，且易在廢水池無法負載的情況下溢流出廢水池。

(2)淨水程序

寶山給水廠第一期淨水處理設備程序為:水躍池→膠羽池→傾斜管沉澱池→哈丁式快濾池→快濾桶。第二期淨水處理設備程序為;快混池→膠羽池→傾斜管沉澱池→綠葉改良式單層濾料。

(3)水質及顆粒物化特性分析

在進行水質分析後，分析結果如表A-1所示，當時原水濁度約為6 NTU，仍在一般水庫水正常時的濁度範圍，因此由高濁度造成濾池無法負荷的可能性並不存在，而DOC約1.2~1.5 mg/L，比起一般低濁度原水略為偏高，導電度約303 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 也呈較為偏高的情況，原水的顆粒粒徑分佈相當廣泛，從1473~4172 nm，而顆粒粒徑的範圍與藻類大小(約5 μm)相當接近，因此，由上述種種條件，推測此次寶山給水廠發生供水問題可能是由寶山水庫原水中含有大量藻類所造成。

表A-1 寶山給水廠低濁含藻原水水質及顆粒物化特性
(2008.05.02)

水質分析項目	數值
pH	7.8 ~ 7.9
濁度 (NTU)	5.0 ~ 5.9
導電度 ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	303 ~ 304
DOC (mg/L)	1.2 ~ 1.6
顆粒粒徑 (nm)	1473 ~ 4172
顆粒表面電位 (mV)	-11.4 ~ -14.2

因此，前往一、二期的沉澱池及過濾池進行視察並進行上澄液的採樣收集，在採樣過程中分別從一期沉澱池的上澄液採集藻類的聚集體及在二期沉澱的黃色膠羽進行分析觀察，採樣分析結果如下表A-2所示。在表中可發現二期在沉澱池的溶解性有機物含量為2.4 mg/L，即使是經過濾池後仍有2.0 mg/L，皆高於一期沉澱池(1.51 mg/L)及濾池(1.34 mg/L)，且二期操作單元的顆粒表面電位也較為偏負值，均在

-12 mV以上，而一期的顆粒表面電位為-5 ~ -7 mV，由此顯示二期的處理效能較一期更略遜一籌。在比較一期與二期的操作條件，發現一期在慢混池及沉澱池分別有36分鐘及2小時的水力停留時間。反觀，二期在慢混池及沉澱池分別只有25分鐘及1小時的水力停留時間，而含有藻類的原水，除了藻類表面帶負電，需要消耗較多混凝劑的投加藥量外及較長的膠凝時間外，藻類的活性、形狀也影響藻類的去除，如具有較強活性藻類會自體消耗混凝劑，因此需添加較多的混凝劑，而藻類的外形會影響沉降速度，使膠羽不易沉澱，如針狀、條狀、片形。若藻類構造含有鞭毛之類的運動器官，即使形成膠羽，藻類也能穿出膠羽，而更難混凝沉澱去除。

表A-2 寶山一二期淨水單元之溶解性有機物及
顆粒表面界達電位

	DOC (mg/L)	顆粒表面界達電位 (mV)
寶山水庫水	1.6	-12.6
寶山給水廠原水	1.2	-14.2
一期沉澱池	1.5	-7.6
一期濾池	1.4	-5.0
一期沉澱池(藻類)	3.4	-10.4
二期沉澱池	2.4	-12.8
二期濾池	2.1	-12.1
二期沉澱池(黃膠羽)	2.3	-13

再分別將採取在一期沉澱池上澄液藻類的聚集體及二期沉澱池中的黃色膠羽進行過濾性試驗，如圖A-1。發現含有藻類聚集體的上澄液過濾性比起黃色膠羽還要更差，而為更進一步了解薄膜積垢的情形，因此使用光學顯微鏡對過濾後的薄膜進行觀察，觀察結果如圖A-2所示。由圖可清的看見薄膜的表面由許多細針形的藻類縱橫交錯般密密麻麻的佈滿薄膜的表面，而造成濾程縮短10倍的濾程。這次造成寶山給水廠濾池堵塞的主要原因便是由此種藻類-細針桿藻 (*Synedra*)引起的(如圖A-3)。此種藻類殼面兩端逐漸狹窄呈針形，殼面長100 μm 到300 μm 。

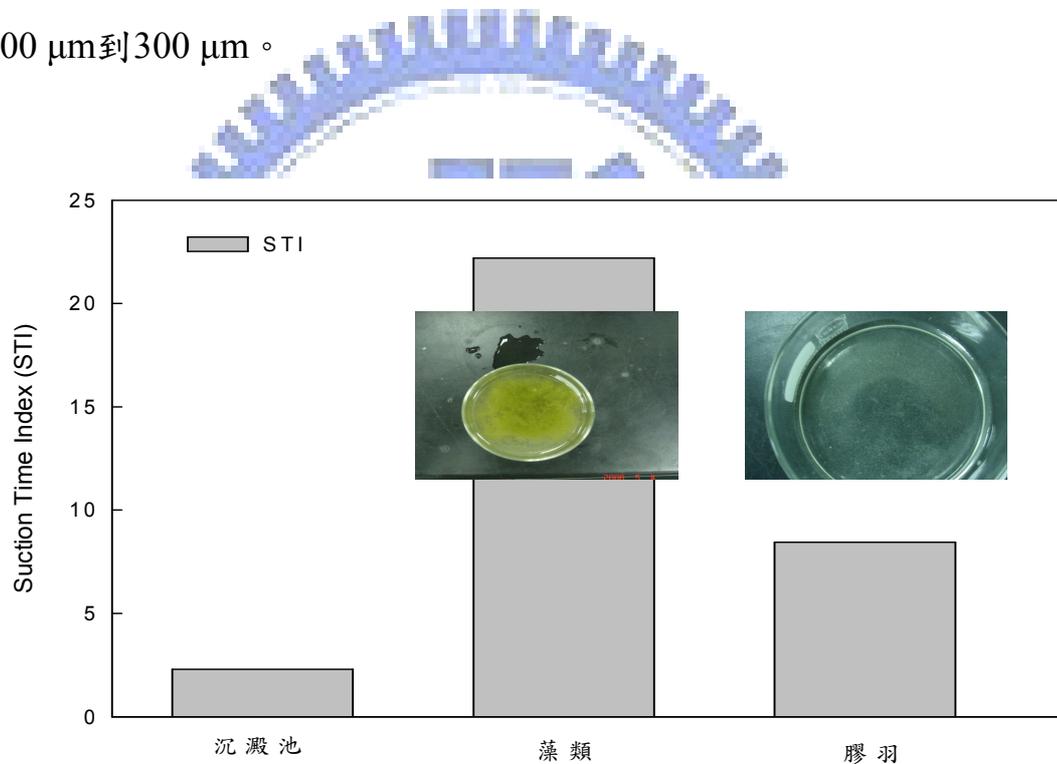


圖 A-1 寶山給水廠沉澱池上澄液之藻類聚集體及膠羽對過濾性之影響

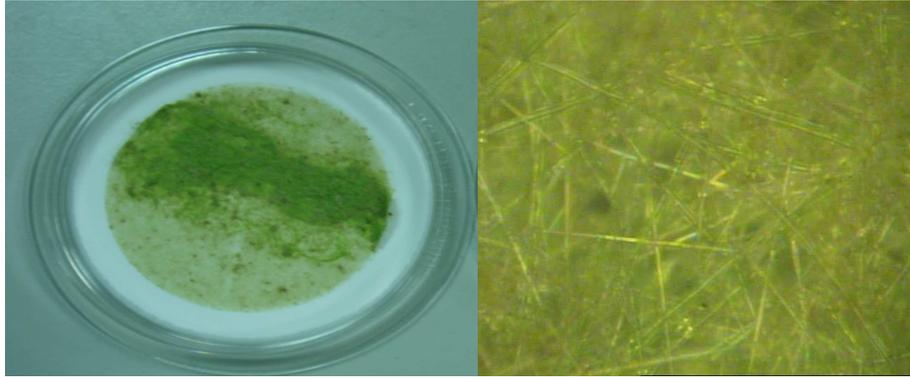


圖 A-2 薄膜表面之光學顯微鏡觀察($\times 170$)

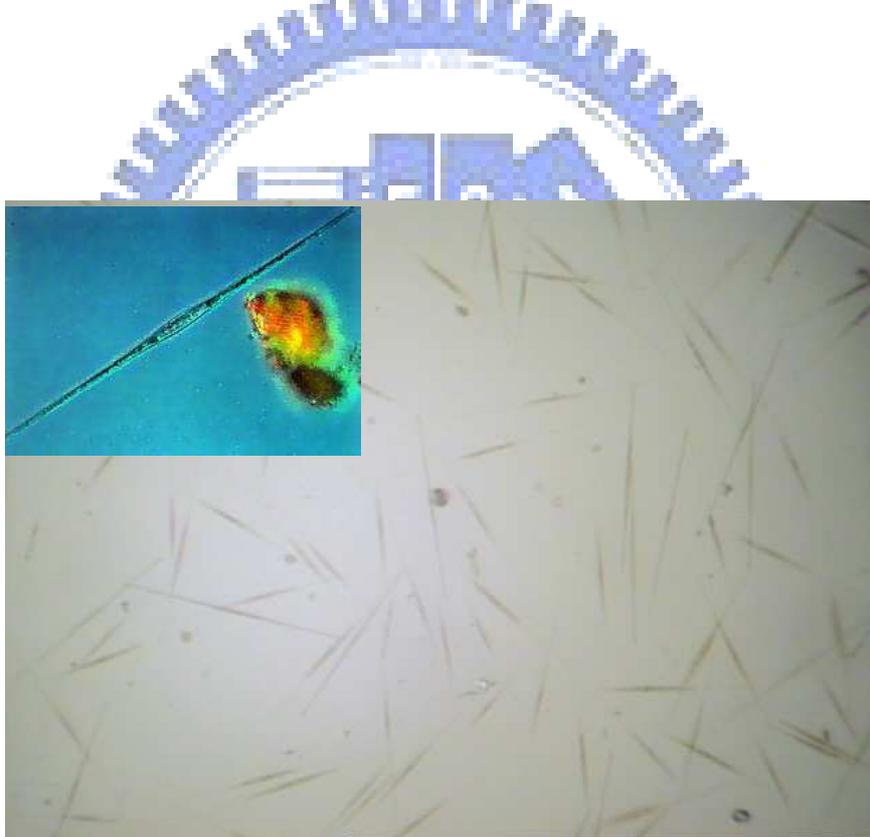


圖 A-3 細針桿藻(*Synedra*)之顯微鏡照片($\times 170$)

使用光學顯微鏡觀察濾池反洗出之膠羽(如圖A-4)可清楚的發現在濾池反沖出的膠羽中也有發現細針桿藻的蹤跡。

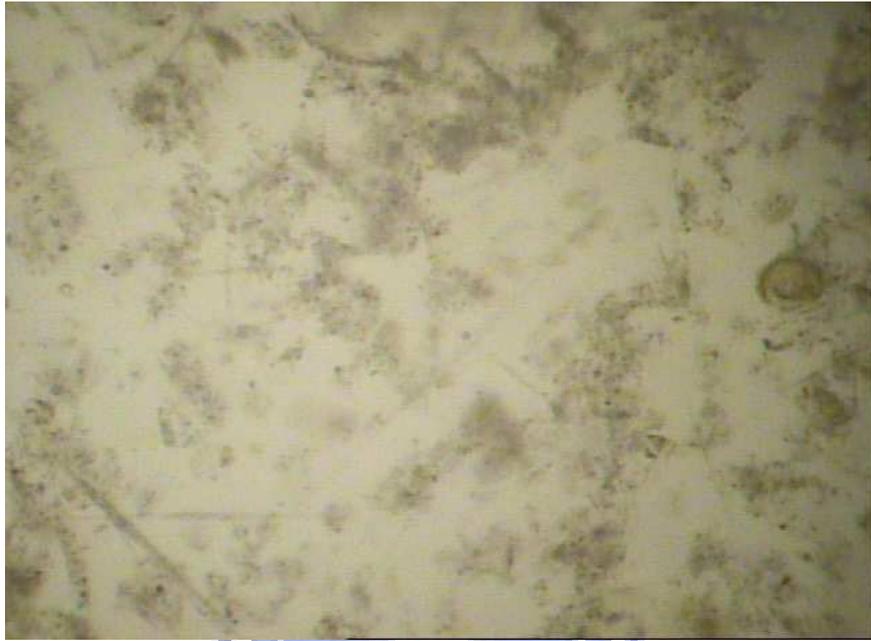


圖 A-4 寶山給水廠二期濾池反洗出膠羽之光學顯微鏡觀察
($\times 250$)

