

國立交通大學

論文口試委員會審定書

本校環境工程研究所 洪嘉蔚 君

所提論文 有機物對污泥氈澄清池特性及生成潛能之影響探討

合於碩士資格標準，業經本委員會評審認可。

口試委員：

李篤中

李篤中

(口試委員簽名)

劉志成

劉志成

(口試委員簽名)

袁如馨

袁如馨

(口試委員簽名)

黃志彬

黃志彬

(口試委員簽名)

指導教授：

黃志彬

教授

所長：

林志高

教授

中華民國 93 年 6 月 10 日

有機物對污泥氈澄清池特性及生成潛能之影響探討

The Effects of Organic Matters on Sludge Blanket Clarifiers Characteristics and Formation

研究生：洪嘉蔚

指導教授：黃志彬

國立交通大學環境工程研究所

摘要

台灣地區污泥氈澄清池產水量約佔全台 50% 以上，但台灣地區水體中因含大量天然有機物以至於降低了污泥氈澄清池對於濁度與有機物的處理效能。雖然污泥氈澄清池對無機顆粒去除之因子在國外早廣泛論述，但對於有機物種類和濃度對於污泥氈之影響卻相當欠缺，本實驗中以腐植酸以及水楊酸添加於人工原水中以模擬天然水體中有機物成分，探討天然有機物存在下，對於污泥氈澄清池之效能、膠羽性質及泥氈生成之影響。

研究結果發現，在固定之操作參數下，腐植酸存在下污泥氈重量百分率低，污泥脫水性佳，膠羽粒徑較大，泥氈生成時間快，且易受水流剪力淘漸，而水楊酸則呈現相反結果，但二者之污泥氈對於濁度去除效果差異不大。而當降低污泥氈混凝劑量時，雖然會使污泥氈生成時間變長，但並不影響出流水濁度變化，影響上澄液出流濁度之最大因子乃污泥氈操作流速，並非混凝劑量，故降低上升流速可獲得良好的濁度去除效果。

污泥氈處理程序對於腐植酸等大分子有機物去除效果頗佳，而對於水楊酸等小分子去除效果較差。

關鍵字: 污泥氈澄清池、天然有機物、腐植酸、水楊酸

Abstract

In Taiwan, approximately 50% of the drinking water production relies on sludge blanket clarifiers. Most of the surface water bodies contain a large amount of natural organic matters, which deteriorate the treatment efficiency for turbidity and organic substances. Although sludge blanket clarifiers have been broadly studied, they are mostly on the removal of inorganic particles. Few paid attention to the significance of organic species and their concentrations on the performance of sludge blanket clarifiers. The object of this study was to study the effect of organic compounds on sludge blanket clarifiers. Humic acid and salicylic acid were used to simulate the organic compounds of the natural water. The forming of the sludge blanket, its efficiency and the characteristics of the flocs were examined. Experimental results revealed that in the presence of humic acid, the sludge blanket formed in a shorter period of time, which contained lower solids. It had better dewaterability, with bigger particles. The blanket was much easier to washout. Opposite result was discovered in the presence of salicylic acid. When the coagulant dosage was reduced, longer time was required to form the sludge blanket although no significant effect on the turbidity of the effluent was observed. The most critical operation factor for residual turbidity was the flow rate rather than the coagulant dosage. In addition, sludge blanket clarifier was more efficient for larger organic molecules like humic acid.

Keyword: sludge blanket clarifier, NOM, humic acid, salicylic acid

誌謝

曾經有一份真誠的愛擺在我的面前，但是我沒有珍惜，等到失去的時候才後悔莫及，塵世間最痛苦的事莫過於此。如果上天可以給我個機會再來一次的話，我會對我爸媽說我愛您們，如果非要在這份愛加上一個期限，我希望是一萬年.....，爸媽 這是兒子一直想說的：這些日子來辛苦了，我愛您!而這兩年來更由衷的感謝吾師黃志彬教授，他善變，但是宅心仁厚；他高傲，但是受千人敬仰；他可以將上帝賜予人類的混凝應用得出神入化，可以研發出堪稱水處理經典的超級技術！他究竟是天神的化身？還是地獄的使者？沒人知道！但是可以肯定，每個人都給他一個稱號.....C.P. Huang！並承蒙袁如馨教授的悉心指導與幫助讓學生受益良多。而逢甲同窗間的相互扶持，及交大伙伴的晨昏相伴，多少歡笑與汗水點滴吾心。這讓我領悟到，其實根本就沒有指導教授.....或者人人都是指導教授.....老爸老媽、大哥小妹、男孩女孩、花花草草，只要有心，人人都是指導教授！ 望大家共勉之!

最後僅將此論文獻給我自己，因為 論文-----並不是這樣做地，好好的一本論文讓你做的既沒有見解又沒有突破點，失敗！圖表呈現的太差，沒彩色，失敗！數據慘兮兮的一搓就破，失敗！實場沒做過，理論太多，失敗中的失敗！最離譜的就是結果討論，完全沒有文獻支持，還有錯字，有沒有搞錯啊！不好意思啊，我這人就這麼直啊！題目無緣無故的從污泥氈變成水場評鑑，再經由自來水薄膜處理、MBR、反沖洗廢水處理、奈米微粒去除，最後落腳污泥氈，如果論文還要有偉大的貢獻，這或然率低過零啊！所以正如我所說地，我身為一個碩士研究生，有本論文留在身邊，也很合邏輯。差不多了，差不多了，我還有幾本書要寫呢，誌謝就這樣了!

目錄

摘要	I
英文摘要	II
致謝	III
目錄	III
圖目錄.....	VII
表目錄.....	VII
第一章 前言.....	1
第二章 文獻回顧	2
2.1 有機物之混凝性質	2
2.1.1 有機物於混凝機制中之角色.....	2
2.2 污泥氈澄清池之原理	5
2.3 國內外相關污泥氈之研究.....	7
2.4 污泥氈特性分析	11
2.4.1 操作特性.....	11
2.4.2 污泥整體特性.....	14
2.4.3 膠羽特性.....	16
第三章 實驗設備與方法.....	24
3.1 實驗設備	24
1. 污泥氈模擬管柱	24
2. 濁度計.....	24
3. 瓶杯試驗機(Jar tester).....	24
4. pH計及比導電度計.....	24
5. 有機碳分析儀.....	25
6. 顯微觀察暨影像分析量測系統	25
7. 粒徑分析儀與碎型維度	26

8. 界達電位	26
9. A_{254} 吸光值	26
11. 毛細汲取時間(Capillary Suction Time, CST).....	27
12. 膠羽強度測定設備	27
13. 自由沈降測試.....	29
14. 重量百分濃度.....	32
3.2 實驗材料	32
1. 高嶺土母液之配製與純化.....	32
2. 混凝劑.....	33
3. 腐植酸(Humic acid)儲備溶液配製.....	33
4. 水楊酸(Salicylic Acid)儲備溶液配製.....	33
5. 人工原水配製.....	33
3.3 實驗方法與流程	34
3.4 實驗架構及流程	36
第四章 結果與討論.....	37
4.1 鋁鹽混凝處理人工原水之評估.....	37
4.2 腐植酸與水楊酸吸附試驗.....	40
4.3 污泥氈膠羽特性分析	43
4.3.1 重量百分率分析	44
4.3.2 毛細汲取時間(Capillary Suction Time , CST).....	46
4.3.3 界達電位分析.....	47
4.3.4 泥毯膠體粒徑分析	49
4.3.5 膠羽碎形維度.....	53
4.3.6 膠羽外觀結構.....	56
4.3.7 泥氈膠羽強度.....	58
4.4 污泥氈凝聚與淘析.....	60
4.5 有機物對於污泥毯生成之影響.....	63
4.5.1 污泥氈生成時間	63

4.5.2 污泥氈生成潛能差異探討.....	70
4.5.3 混凝條件改變對泥毯生成及效能之影響探討.....	74
4.5.4 降低加藥量對污泥氈影響探討	78
4.6 污泥毯對濁度與有機物去除效率	81
第五章 結論與建議.....	84
5.1 結論	84
5.2 建議	85
參考文獻.....	86



圖目錄

圖 3.1 膠羽強度測定設備.....	29
圖 3.2 膠羽自由沈降測試.....	31
圖 3.3 高嶺土儲備液粒徑分布	32
圖 3.4 污泥氈實驗設備圖.....	35
圖 3.5 實驗架構及流程圖	36
圖 4-1 ALUM劑量對於腐植酸溶液殘餘濁度之影響.....	38
圖 4.2 ALUM劑量對於水楊酸溶液殘餘濁度之影響.....	38
圖 4.3 ALUM劑量對於腐植酸膠體界達電位之影響.....	39
圖 4.4 ALUM劑量對於水楊酸膠體界達電位之影響.....	40
圖 4.5 腐植酸以及水楊酸之動力吸附曲線.....	42
圖 4.6 腐植酸以及水楊酸之吸附等溫圖.....	42
圖 4.7 不同原水水質下形成之污泥氈重量百分率及上澄濁度	44
圖 4.8 污泥毛細汲取時間與重量百分率之關係.....	47
圖 4.9 各種類污泥氈污泥界達電位分析.....	48
圖 4.10 腐植酸(B02)污泥氈生成過程中膠羽的粒徑分布.....	50
圖 4.11 水楊酸(C02)污泥氈生成過程中膠羽的粒徑分布.....	50
圖 4.12 光學照相法拍攝之膠羽粒徑.....	52
圖 4.13 有機物對膠體碎形維度、密度、粒徑、沉降速度之影響.....	54
圖 4.14 各種膠羽外觀型態變化.....	57
圖 4.15 各種狀況污泥氈膠羽強度與其污泥脫水性變化.....	59
圖 4.16 污泥氈上升流速對於上澄液濁度之影響.....	61
圖 4.17 不同污泥氈之污泥淘析潛能.....	62
圖 4.18 污泥氈生成時間與期間濁度和重量百分率變化.....	64
圖 4.19 腐質酸濃度對污泥氈生成之影響.....	66

圖 4.20 水楊酸腐濃度對污泥氈生成之影響	67
圖 4.21 混合腐質酸及水楊酸對污泥氈生成之影響	68
圖 4.23 改變混凝劑量對腐植酸污泥氈生成之影響	75
圖 4.24 改變混凝劑量(1.73 MG/L AS AL)對水楊酸污泥氈生成之影響	76
圖 4.25 改變混凝劑量(1.0 MG/L AS AL)對水楊酸污泥氈生成之影響	77
圖 4.26 各污泥氈生成期間之界達電位值變化.....	79
圖 4.27 混凝沉澱後上澄液之界達電位值	80



表目錄

表 2.1 國內對污泥氈之相關研究.....	10
表 4.1 污泥氈試驗各組數實驗操作參數.....	43
表 4.2 各污泥氈試驗之有機物與濁度之去除.....	81



第一章 前言

台灣地區為提昇傳統混凝沉澱程序的用地效率，自民國六十年代末期即引進污泥毯澄清池設備，依據本實驗室於 2002 年對於台灣淨水廠之調查統計，污泥氈澄清池產水量約佔全台 50% 以上。而國外自 1930 年起即已廣泛將高速膠凝澄清池用於淨水處理，雖對污泥澄清池之各項影響因子有廣泛的論述，但多僅針對無機顆粒去除；但台灣地區豐枯水期明顯，使得原水水質變化大，對於污泥氈澄清池操控本屬不易，再者過度開發導致天然有機物大量溶入水體中，更降低了污泥氈澄清池對於濁度與有機物的處理效能。

相關研究在水質參數(如鹼度、pH、硬度)對污泥氈操作效能上之影響已有相當明確結論，而水體中天然有機物對於污泥氈膠羽性質及其處理效能之影響也不乏研究探討，但其結果均顯示有機物存在對於污泥氈的操作及膠體沉降性是不利的。不同於傳統混凝沉澱在操作上考量膠羽緻密、利於沉澱為首要因子，污泥氈澄清池內膠羽過度緻密反而會導致泥氈壓密沉澱，致使澄清池內發生短流現象，而加速污泥氈處理效果的惡化；雖然有機物使得泥氈膠羽結構膨化，造成膠羽易受水力沖提淘漸，但反觀的確增加污泥氈膠羽的懸浮性，避免泥氈內短流的發生。本研就不同於以往有機物對污泥氈影響之研究多偏重於泥氈的操作及去除效率，而對於污泥氈生成過程中有機物所扮演的角色加以論述，在固定之操作參數下，以腐植酸和水楊酸兩種不同濃度之有機物模擬人工原水，探討有機物種類和濃度對於污泥氈生成之影響，並輔以膠體特性分析，歸納污泥氈生成及特性差異，提供水公司在污泥氈澄清池處理效能上之操作依據。

第二章 文獻回顧

2.1 有機物之混凝性質

2.1.1 有機物於混凝機制中之角色

對於有機物之去除不若傳統混凝去除機制是以濁度去除為考量之原則，致使有機物之去除區域與機構明顯和濁度顆粒差去除異甚大，對於濁度顆粒於中性 pH 範圍(pH 7-8)之去除機制，主要乃藉由溶解態或固態鋁水解產物進行電性中和，並壓縮電雙層斥力，進而達到顆粒之物理性絆除以及碰撞。而有機物在此區間之內卻是經由吸附至氫氧化鋁膠羽而去穩定，其電性中和生成 aluminum-humate 沉澱物。

Edzwald (1979)曾經將腐植酸視為一帶負電之大分子有機物利用瓶杯試驗描述混凝去除機制，其結果證實以硫酸鋁為混凝劑在 pH 4~6 區間內，腐植酸去穩定機制除電性中和外還包括了腐植酸與氫氧化鋁膠羽之交聯作用(incorporation)，或者是形成腐植酸鋁之形式再與氫以化鋁進行共沉降。而若以高分陽離子聚電解質於 pH 4.5-6.5 進行混凝，其腐植酸之去除則是藉由電性中和以及架橋作用。

另外對於水體中之較小分子有機物來說，藉由混凝去除機制就不沒有腐植酸如此明顯，以常見之有機物黃酸為例，Hundt (1988)曾經以三種不同混凝劑進行黃酸之混凝探討，更提出了除上述電性中和、吸附、錯合作用外另一共沉(simultaneous precipitation)機制。在 Dempsey(1989)亦對黃酸進行相關研究，推斷在所有 pH 值範圍下，黃酸是藉由吸附至氫氧化鋁表面而去除，這與上述學者所提出黃酸主要為錯合機制相矛盾；Van Benschoten (1990)提出黃酸與硫酸鋁間之混凝為錯合機制；另外國內亦有學者以水楊酸混凝來模擬研究小分子去除機制，除上述吸附作用發生之外，更推測小分子有機物其混凝去除中更有包陷作用的現象存在(Huang and Shiu, 1996)。

天然有機物之混凝去除每位學者看法差異頗大，但原則上可歸納出大分子主要是藉由電價中和-共沈降機制，而小分子有機物大多以吸附為主。而對於有機物之混凝機制之紛亂，學者 Jacangelo (1995)便就有機物之混凝機制歸納為以下幾種方式：

混凝膠凝：帶電之鹽類混凝劑造成有機膠體不穩定，利用這些不穩定粒子集結一起而去除。

電價中和-沈降(Charge neutralization-precipitation)：有機物與帶相反電荷物質以電性中和方式形成沈澱。

吸附(Adsorption)：水中有機物與混凝劑之間，因物理、化學或特殊方式吸附，當水中有機物為非腐植質及在較高 pH 值下容易發生。

沈澱(Precipitation)：溶解性有機分子與溶解性混凝劑反應形成不溶性沈澱物以去除，並藉由重力沉澱去除，當水中有機物為腐植質及在低 pH 值的情況下容易發生，這種去除方式隨著加藥量增加，去除率亦增加。

共沈降(Coprecipitation)：有機物與金屬離子產生非溶解性錯合物(organo-aluminum)和金屬氫氧化物同時沈澱。

絆除(Enmeshment)：藉由混凝劑產生金屬鹽類並與水中高濃度膠體或濁度顆粒之交互作用，會產生大量掃除膠羽的情形，進行物理絆除。

2.1.2 有機物混凝後之膠體性質

無機顆粒之混凝與有機顆粒之混凝不僅僅在去除機制上差異頗大，由於無機顆粒之混凝去穩定中，乃以電性中和為主要優勢，而對於有機顆粒混凝過程中除單純之電性中和外，有機分子與金屬氫氧化物之吸附、錯合都顯示兩者間膠羽形成上之差異。而由文獻亦提出相關論述，當有機物存在下之水樣經鋁鹽混凝後所得之膠羽性質不同於無機黏土顆粒原水之混凝膠羽(Chowdhury and Amy, 1991)。黏土-明礬產生之膠羽大小通常較大、形狀不規則、膠體則較密實，所呈現出的膠與沉降性也較佳；而腐植質-明礬混凝後所產生的膠羽則大小上則比較小，形狀上並沒有什麼規則性，膠羽強度差、結構蓬鬆進而導致沉降性頗差。當原水水中含有有機物越多，所產生的有機物膠羽將越多，越不利於後續過濾以及沉降程序，而反觀無機顆粒的存在對於有機物混凝仍有其重要性，可促使混凝後的膠羽較密實(AWWA, 1979; Tambo et al.; 1979, Rebhun and Lurie, 1993)。



2.2 污泥氈澄清池之原理

Degremont (1973)提出的彈簧理論，描述泥氈澄清池中顆粒粒子受到重力壓縮以及水作用時之摩擦力的影響，可以更加了解污泥氈的性質。當上流流速小的時候，因重力壓縮污泥氈，此時污泥氈濃度高、結構緊密；隨著進流流速上升，反作用力增加，致使污泥結構及濃度越來越鬆散，一直到超過最大可承受之上流速度時，污泥氈間的凝聚力瓦解，污泥氈結構被破壞，最後膠羽被水流淘漸出來。

另有學者以過濾床機制描述污泥氈澄清池，對於污泥氈內濁度顆粒的去除機制是雷同深床過濾(deep-bed filtration)之機制。其主要為機械絆除(mechanical entrapment)及過濾(straining)，當小顆粒通過污泥氈時，無法通過膠體間的孔隙造過濾作用的發生，而隨污泥氈濃度升高會於懸浮膠體間形成一如網狀篩之結構，在膠體沉澱過程中順勢將水中粒子濁度透過捕捉或協同捕捉作用絆除(Li and Ganczarczyk, 1987)。顆粒網除效率受到懸浮膠羽顆粒間距離(孔隙)和膠體性質(碎型維度、形狀、密度)的影響。換句話說當上升流速改變，致使污泥氈內之懸浮膠羽之膠體間距增加，若此時濁度顆粒去穩定未達最佳效果，將導致小顆粒通過污泥氈時之膠凝作用變差，而降低處理效果。

Gregory (1996)對於污泥氈澄清池之澄清程序則以分為三大階段：1.原水經過化學混凝程序及 pH 值調整之後，進入污泥氈澄清池底部，藉由上升流速提供膠凝作用所需之剪力，使得池內之膠羽維持懸浮狀態。2.去穩定後之膠體粒子，隨操作時間增加致使粒子濃度逐漸上升，增加了膠體粒子間之碰撞頻率，再者上升速提供能提供污泥氈澄清池內部膠凝作用之所需剪力，促使膠體粒子逐漸放大成膠羽，然後使達成混凝效果。3.膠體粒子放大的過程中，放大效應則受限於顆粒的特性及上升流速而達到一最大累積速度與濃度

後，此時可為污泥氈已經形成。

Letterman (1999)提到污泥氈對於濁度顆粒的去除機制是相當複雜的，其將污泥氈澄清池之行為概分為三種現象：沈澱作用 (Settling)、絆除作用 (entrainment)，及淘漸作用 (particle elutriation)。而對於污泥氈中濁度顆粒的去除之機制則可能有膠凝 (flocculation)，絆除 (entrapment)，及沈澱 (sedimentation)。

未若於傳統快慢混槽內懸浮液濃度稀薄，膠凝作用僅受到速度梯度 (velocity gradient, G)、停留時間(t)之影響，膠凝作用情況可只以 Gt 判斷其好壞，而在污泥氈澄清池因未具備膠凝設備，使得槽內 G 值通常比慢混槽來得小，雖污泥氈澄清池於錐狀槽底部進流時 G 值可達約 50 s^{-1} ，但對於上層澄清區之交界面 G 值卻僅只有 5 s^{-1} ，單對於 Gt 判斷其好壞看來似乎無法描述污泥氈之混沉效果。Pontius (1990)便對於高速膠凝澄清池之效能考量提出另一觀點“污泥濃度”，故於污泥氈高濃度之懸浮液中，膠凝作用之優劣應修正為 $GtC = \text{constant}$ ，即受到速度梯度、停留時間及顆粒體積濃度(C)之影響。

2.3 國內外相關污泥氈之研究

對於混凝沉澱而言有機物之膠羽生成好壞與否，乃影響後段沉澱池對於顆粒之去效果，對於有機顆粒之形狀、密度、碎型維度等膠體性質的要求便不及污泥氈澄清池嚴苛，且通常於化學混凝沉澱之後，更另接續過濾處理單元以去除沉澱池中無法沉澱之細微懸浮微粒，以創造更高品質飲用水，膠凝池膠羽沉澱性過差乃直接衝擊過濾池之負荷，對於後續出流水質並無立即性影響；而反觀污泥氈澄清池，因為其去除原理是藉由高濃度污泥氈形成懸浮膠體間形成一如網狀篩之結構，並將水中粒子濁度透過捕捉或協同捕捉作用絆除(Li and Ganczarczyk, 1987)。此時顆粒與有機物之網除效率便極易受到膠體的性質所影響，這與藉由重力沉澱池之去除原理大相逕庭，且操作不當或原水水質波動過大時往往造成污泥氈澄清池呈現泥氈淘漸，隨之出流水濁度增高，將降低過濾池濾程、過濾水質變差、增加反沖洗次數及反沖洗廢水量，不僅如此，對於重新養成污泥氈也相當耗工費時。

Sen (1972)提出澄清池之出流水濁度便與污泥氈之接觸時間有關，而Gregory (1979)則認為影響污泥氈澄清池之效能最主要之原因有三點：1.原水之水質，2.污泥氈濃度，3.上升流速，在原水水質上往往並非吾等能控制所以並不列入評估，而第三點之上升流速固然重要，但基於實場操作經驗若非逼不得已如暴雨季節等不可抗拒之因素原則上則不希望變更，反觀第二點之污泥氈濃度則是令人深思的問題。如前所述污泥氈乃藉由捕捉絆除機制去除濁度，而當時其他相關研究也顯示污泥氈越深，其相對固含量濃度越高可以改善進流水之分流效率及增加污泥氈穩定度，有助於網除作用，另外增加污泥氈厚度也可以提高水與污泥氈之接觸時間，利於有機物及其他或化學物質之反應時間。

如此看來國外相關研究均在突顯如何提升污泥氈之穩定性及其去除效

率，但吾等認為污泥氈澄清池去除效率於 Gregory 理論之第二點之處仍有可議空間，原因在於影響污泥氈去除效能之要點”濃度”乃是由膠羽形成，不同原水水質狀況下混凝過後膠羽形成機制有所差異，而於文章前半也有所簡述，有機膠體性質上本身便比無機膠體蓬鬆，若僅以污泥氈濃度進行考量，則有機膠體為達與無機膠體相同去除效率勢必須有較大體積才能達到，但相關文獻並未提及原水水質有機物含量較高情況下對於污泥氈去除濁度所需污泥氈高度是否有所差異，反倒僅以有機物和濁度去除效果來探討有機物對於污泥氈膠羽膨化之影響，實在有失嚴謹，因為有機顆粒之混凝去除機制立足點本身便與無機顆粒混凝不同，膠羽形式也差異頗大，勢必影響污泥氈穩定時之固體物含量。相較於國外對於污泥氈澄清池之研究均屬早期論述，除 Gregory 於 1996 年長期觀察原水水質變化對於污泥氈澄清池操作評估論及原水水質對於膠羽密度、形狀及尺寸有所影響，並且推測原水水溫伴隨著黏滯度改變會影響膠凝作用以及沉澱速度，其夏天之安全操作流速可為冬天的兩倍。而 Head 等人(1996)也得到相同結論證實相同操作流速下冬天易使得污泥氈發生流失問題，此二人對於污泥氈澄清池之細部機制也僅稍稍作論述。

反觀國內在污泥氈澄清池之相關研究則較顯完善，陳(2001)則於實場以及實驗室模擬兩方面探討 pH、PACl 加藥量、鹼度等各項因子對膠羽性質之影響，以及利用二階段混凝程序對於膠羽性質、污泥氈特性之差異，結論顯示對於二階段加藥程序而言不僅可以提升污泥氈之穩定性，且利用二階段之加藥可使得膠羽粒子生成之污泥氈操作性變佳；此外對於膠羽性質上的亦發現原水中腐植酸濃度越高將使得產生之膠羽粒子小且緻密，所以易受到水力的淘漸，而其他相關參數方面之結果則顯示 PACl 混凝有機物所形成之膠羽性質較小且緻密，而對於原水中鹼度之影響則是發現特定鹼度存在下可以提升上澄液濁度之去除效果。同一時間李(2001)亦建立一套模廠實驗裝置探討二階段加藥程序對於污泥氈穩定性，不論是在污泥氈穩定度以及腐植酸對於

污泥氈之影響均呈現與陳(2001)之結論相似，更提出對於腐植酸存在下可以提升污泥氈去除重金屬 Cu(II)之效果，隨腐植酸加入量愈多吸附 Cu(II)效果愈佳，顯示污泥氈膠羽對於重金屬吸附作用的存在。而於宋(2002)便針對於有機物影響污泥氈穩定度更深入地探討，採用光散射法取得膠羽碎型維度與粒徑分布值，比較在不同原水水質狀況下(pH、鹼度、腐植酸濃度)對於膠羽性質以及污泥氈穩定度之相關性。當 pH 5-6 去除腐植酸效果最佳，此外有機物的種類和性質與形成的黏土顆粒聚凝膠體之結構強度有極大之關係，其中腐植酸之存在會大幅降低膠羽強度，並使破壞之膠羽不易再聚合。而對於膠體粒徑與其碎型維度之關係中顯示當有機物存在下對於會降低膠羽之碎型維度，致使膠體呈現蓬鬆狀並呈現粒徑較大的情形，反之有效降低有機物含量即可得較緻密、沉澱性較佳之膠羽，而原水中鹼度的存在對於有機物去除以及膠羽性質的影響不及混凝劑(PACl)添加量差異所造成的影響。但在其流化床試驗中發現粒徑、腐植酸濃度、膠羽碎型維度和上澄液濁度間並無絕對相關性，也就是說污泥氈之穩定性與電性中和有關，而膠體結構大小、碎型維度差異並非影響污泥氈好壞之主要因素。

蘇 (2002)以污泥氈內固體物含量隨時間變化並考量水利傳播與對流之影響提出一維模型用以預測泥氈生成，另外一方面 $Al_2(SO_4)_3$ 混凝劑較PACl對於污泥氈穩定性有正面幫助，唯獨對於濁度之去除效果不如PACl好。至於邱(2002)則是對於原水水質中碳酸鈣與碳酸鎂的存在下能增加污泥氈之緻密度，進而降低出流水濁度。結果顯示增加pH除可以達到硬度去除效果外對於濁度仍具有去除效果，TOC去除的pH範圍與前述學者相符合。其國內相關研究整理如下表(表 2.2)所示。

表 2.1 國內對污泥氈之相關研究

人名	操作規模	混凝劑種類	結果
李坤峰 2000	淨水廠實廠 模擬管柱試驗	PACl	<ul style="list-style-type: none"> ● 二階段加藥程序污泥氈受擾動之程度比一階段加藥程序小，二階段加藥程序，可降低原水中之有機質干擾膠凝程序，得較大的膠羽粒子，污泥氈之形成更趨穩定，腐植酸存在會造成流化床污泥氈不穩定，造成污泥氈淘漸。 ● 改變平均流速將影響污泥氈之穩定性。
陳兩全 2000	模擬管柱試驗	PACl	<ul style="list-style-type: none"> ● 第二階段加藥所產生的粒子具有較佳之穩定性，使上澄液濁度下降。 ● 第一階段加藥已去除大部分有機質，使二階段加藥產生的膠羽粒子操作性更好。
宋尚軒 2001	模擬管柱試驗	PACl	<ul style="list-style-type: none"> ● 去除殘餘腐植酸，pH 5-6 去除效果最佳。 ● 疏鬆的膠羽沉降性較佳，上澄液濁度及殘餘腐植酸均較低。 ● 有機物的種類和性質，與形成的黏土顆粒聚集體之結構強度有極大之關係，腐植酸之存在會大幅降低膠羽強度，並使破壞之膠羽不易再聚合。 ● 當含有適量之腐植酸/黏土之比例(0.6%-2.4%)可獲得具有穩定性佳的污泥氈，若此比例過低或過高則污泥氈過濾效果差且容易淘漸。
蘇信團 2002	模擬管柱試驗	PACl	<ul style="list-style-type: none"> ● 對泥氈裡固體濃度的時空變化考量水力傳播與對流影響提出一維模型。預測泥氈的固體濃度分佈膠羽會首先匯聚成一均勻分佈之泥氈，然後泥氈會自身壓密成形成另一較高固體濃度之均勻分佈泥氈。 ● 在定流速情況下，隨著 PACl 劑量逐漸增加，流化床之溢流水濁度會逐漸遞減。 ● 當初始濃度/加藥量相同時，其固體通量對濃度曲線亦彼此接近。 ● $Al_2(SO_4)_3$ 為混凝劑，泥氈非常穩定，較不受 $Al_2(SO_4)_3$ 劑量，但其降低濁度能力較 PACl 差。
邱芬蘭 2002	模擬管柱試驗	PACl $Al_2(SO_4)_3$	<ul style="list-style-type: none"> ● 進流污泥氈之顆粒大小會影響之污泥氈去除濁度之效能，當慢混時間愈長對於污泥氈形成有所助益。 ● 污泥氈出流水之粒徑分布在 25 μm 以上之顆粒為主。 ● 碳酸鈣與碳酸鎂能增加污泥氈之緻密度，進而降低出流水濁度。

2.4 污泥氈特性分析

污泥氈之特性受制於原水水質的差異以及混凝劑之選用而呈現明顯不同，良好的污泥氈性質不僅可以提升污泥氈處理效能，對於水力條件上的波動亦呈現較佳的耐受力。由於國內外對污泥氈之研究並不多見，特別對於污泥氈特性描述缺乏統一且客觀之標準，使得各文獻所述之污泥氈研究缺乏相同比較立基，吾在整理相關文獻及考量實驗方便性、時效性下，大膽將污泥氈之特性概略分成三類：污泥氈操作特性、整體特性以及膠羽特性。

2.4.1 操作特性

2.4.1.1 混凝劑劑量

污泥氈澄清池設備中包括膠體顆粒混凝及膠凝程序，除混凝設備有較明顯之獨立單元外，膠凝的程序則是藉由上升速度梯度完成，此時混凝程序中，混凝劑種類之種類、化性、劑量以及混凝效率均會直接關係到膠羽生成的特性，而相較於混凝劑種類、化性和混凝效率的差異並非操作人員所能掌控，這反而突顯混凝劑量的控制足以決定後續污泥氈之特性，Miller *et al.*(1965)針對改變氯化鐵以及硫酸鋁之劑量探討污泥氈澄清池之操作效能會產生明顯差異，Gregory and Patricia (1986)研究污泥氈最佳混凝加藥量及最佳澄清速度中發現，加強膠凝程序的操作，使得生成之膠羽能夠盡量均勻化，可以提升出流水質，但對於定義最佳加藥量仍是間接採用澄清池之最大澄清速率已極最低出流濁度作指標，而未對最佳加藥劑量多寡下一明確定論，至於陳(2001)於實場操作中，變更 PACI 加藥量亦發現生成污泥氈膠羽性質的改變，總觀上述學者之研究不難發現，雖然劑量改變對於生成之膠羽有實質意義，藉由膠羽生成的特質可供評估污泥氈之效能以

及操作依據，但是對於實際上 污泥氈澄清池之劑量決定是仍無法定述，其可能原因在於於實場乃連續式操作，而往往受限於進流水質的變動，所以不易評估混凝加藥量，因此一般污泥氈之加藥量仍延續於瓶杯試驗中混凝後膠羽沉澱性最佳之加藥量，而瓶杯試驗中膠羽沉澱性好壞雖能迅速預測膠羽生成之沉降效果，但是瓶杯試驗僅僅考量濁度顆粒之沉降性，完全忽略非濁度顆粒如溶解性有機物、金屬離子的移除機制在瓶杯試驗的狀況中是與連續式污泥氈澄清池截然不同地。考量污泥氈澄清池中具有高濃度之顆粒存在，可提升膠体顆粒間之碰撞頻率，增加膠凝效果，再者較長的水力停留時間亦是連續式污泥氈澄清池不同於傳統混凝沉澱的最大差異，由此推測污泥氈澄清池之最佳混凝加藥量應比瓶杯試驗中知最佳劑量低。

2.4.1.2 pH 值控制




污泥氈澄清池之操作效能除受到混凝劑之劑量及種類影響外，對於混凝過程 pH 值是否控制於最佳範圍，是決定污泥氈澄清池之效能能否發揮之關鍵，Miller *et al.* (1965) 早先比較氯化鐵以及硫酸鋁對於污泥氈操作效能之影響中便發現，選用氯化鐵當混凝劑之污泥氈穩定性較高，不易受 pH 值影響，再者 Miller and West (1968) 便提出在使用硫酸鋁為混凝劑情況下，pH 值控制於 6.5~7 對於上澄液殘留總鋁量以及濁度最低，而相對於硫酸鋁之選用，研究中以鐵鹽混凝時亦得到相同之最佳操作 pH 值範圍，Hale (1971) 在評估影響污泥氈之操作變數中亦提出相同論點，當 pH 值控制於最佳範圍內以及正確的混凝劑加藥量將有助於污泥氈。

雖考量污泥氈之穩定性為出發點以利於濁度顆粒的處除，但往往

為提升水中特定物質如溶解性有機物、重金屬子以及硬度等相關之去除，在兼顧污泥氈穩定性及濁度去除率下適度改變操作 pH 值範圍是允許的，李(2000)在利用二階段添加 PAC 與污泥氈穩定度提昇之研究，認為原水中腐植酸的存在可以達到吸附重金屬 Cu(II)的效果，而藉由腐植酸的移除可以提升污泥氈去除重金屬效果。宋(2001)在以污泥氈澄清池去除水中有機物中便發現 pH 5-6 時腐植酸之去除效果最佳，而邱(2003)於污泥氈澄清池之濁度以及硬度去除中則發現，提升操作 pH 值至 9.5 污泥氈仍能維持濁度去除效果，但更能提升水中碳酸鈣與碳酸鎂之移除以及增加污泥氈之緻密度。是故為在考量污泥氈地性之情況下適度改變操作 pH 以提升特定物種之去除是可被允許的。

2.4.1.3 操作流速



在 Gregory (1979)污泥氈澄清池效能評估中提到，上升流速是影響其處理效能好壞之主要原因之一。原則上為顧及實場水質處理穩定性鮮少變更，但仍時有不可抗拒之因素導致實場操作上流速的突發性變動，此時污泥氈對於流速波動時之耐受程度便會直接影響澄清池出流水品質。污泥氈之膠體濃度、操作上升流速及通量之關係圖在 Gregory (1979)提出後便被常引用於預測污泥氈之操作效能，而在近期國內研究均有詳盡描述(邱，2003)，在此則不加以論述。綜觀而言，當操作流速大於最大通量時，因為污泥氈濃度降低伴隨著顆粒間距增加，小顆粒無法藉由網除機制去除，致使澄清池出流水質濁度急速上升。而 Kawamura (1991)亦提出當水力負荷突然增加時，澄清池內部流況將發生擾動而影響污泥氈之穩定性並降低去除效率，且當進流量增加時，相對的會使得污泥被稀釋、污泥體積隨之增加，污泥體積

膨脹過程中泥氈層表面會上升至溢流渠道，使得出流水質變差。

宋(2002)利用黏土與腐植酸模擬污泥澄清試驗，結果顯示特定腐植酸/黏土之比例(約 0.6%-2.4%)具有穩定污泥毯的作用，即在高黏土濃度下(黏土濃度 0.25-1 g/L)，最佳操作流速(V_{opt})隨腐植酸濃度增加，並且可以降低泥毯水力的淘漸現象。而低黏土濃度下(黏土濃度 0.0625-0.125 g/L)，最大操作速度(V_{max})與最佳操作流速均隨腐植酸濃度增加而下降，並使得泥毯愈容易受流力完全淘漸，但是提高黏土濃度比例則可以降低淘漸效應。此項結論在有機物混凝觀點上似乎相互矛盾，原因在於在有機顆粒混凝時，腐植質混凝後所產生的膠羽則大小上會比較小，膠羽強度差、結構蓬鬆進而導致沉降性頗差，所以易受到水力的淘漸(陳，2001)。但實際上Rebhun and Lurie (1993)便曾說明無機顆粒的存在對於有機物混凝仍有其重要性，可促使混凝後的膠羽較密實。如此看來無機顆粒與有機物在污泥氈操作上存在一最佳比例，在此比例之下提升污泥氈之效能似乎是具有可行性的。

2.4.2 污泥整體特性

整體性的考量乃在於污泥氈本身受到原水水質和加藥程序影響下，所造成污泥氈在操作性上的差異，最明顯的即是污泥氈操作流速，此外，對於污泥氈固體物含量濃度及脫水性的好壞亦是屬於污泥氈整體性的結果，因為固體物含量濃度及脫水性並非是而非單一膠體或單一顆粒所能呈現的現象。

2.4.2.1 固體物含量分析

固體物含量並非論述污泥氈之適切方法，但污泥氈之固體物含量乃最直接、便利描述污泥氈污泥的方法，雖未有相關文獻指出固體物

量高低與污泥氈形成膠羽之影響，但 Gregory (1979)便指出污泥氈之濃度直接影響污泥氈處理效能；而澄清池之出流水濁度與污泥氈之接觸時間具有相關性，當污泥氈固含量高則可增加原水之接觸時間增加處理效率(Sen, 1972)。使其污泥氈固體含量在分析上仍具有一定指標意義。

2.4.2.2 毛細汲取時間(Capillary Suction Time , CST)

毛細汲取時間是一種簡便的污泥脫水特性量測之技術。而污泥中水份之分布及其污泥膠羽的連結程度直接影響污泥脫水的難易程度，Lee and Hsu (1995)指出對於含水量甚高的污泥，其固體組成顆粒通常擁有極大的表面積，或富含高親水性的鹽類與有機物質，致使得相當高比例的水份會與顆粒間形成結合水。而由於脫除結合水所需能量較高，所以在評估污泥脫水效率時，結合水的多寡可以作為污泥脫水性的一種指標；結合水量越多，代表此一污泥越難脫水。

雖膠羽絮凝作用越好的情形之下，CST 可以得到較佳的結果，但量測 CST 時所受影響之因素很多，如固體物濃度、溫度、黏滯性、污泥種類及濾紙特性等，其中以固體物濃度影響最大，因固體物濃度高者，污泥表體積少，則 CST 值較大，反之，固體物濃度低之 CST 值則較小(Lee and Hus, 1992)。

此外污泥脫水特性之研究方面，曾(1992)提出其影響因此包括下列七點：(1)顆粒表面之電荷水合作用、(2)顆粒大小、(3)可壓縮性、(4)污泥溫度、(5)污泥 pH 值、(6)腐化程度、(7)揮發性固體物含量，由第一點中提及污泥顆粒表面可藉由著吸附以及毛細管作用，將水分子吸引到其表面上而妨礙脫水。而藉由化學調理劑的使用，能克服表

面電荷與表面水和作用效應，使顆粒能夠凝聚在一起，以提高脫水效率。再者第二點內敘述當污泥顆粒的尺寸越小，相對的污泥每單位質量之表面積越大，導致污泥間之排斥力變大、水分子之摩擦阻力也增大以及水分子被吸收到顆粒表面，降低污泥的脫水性。由上述論述為雖未直接提及污泥膠羽和污泥脫水性之相關性，但吾等可間接猜測出污泥之脫水性差異必定與膠羽性有一相關性存在。

2.4.3 膠羽特性

污泥內膠體分析首要陳述單一膠體或單一顆粒彼此間存在的特質，由污泥氈內部膠體特性差異來探討對於污泥氈之整體效能影響。雖然在傳統上對於混凝處理效能之評估方式乃藉由量測上澄液濁度及觀察後段過濾池濾程變化等間接方式，雖然此方式對於評估污泥氈之效能亦是可行之辦法，但為直接了解膠羽在凝集時之絮凝情形，以提升顆粒間之絮集成長效率，對於膠羽經混凝後之生成特性有其必要分析與探討。

2.4.3.1 界達電位

膠體粒子要達到去穩定的作用其首要便是藉由電解質的加入，經過快混步驟促使膠體粒子與帶相反電荷之電解質發生電性中和，膠體混凝效果的好壞以及系統中顆粒之穩定狀態可藉由界達電位的量測推估，一般當混凝後膠體的界達電位越趨近於零，則可促進後續膠凝效果更為顯著。Blick (1963)以界達電位值來決定最適加藥量時，發現界達電位結果會受到水中膠體性質的影響，當污染物質屬於有機膠體顆粒，其最適加藥量通常發生在電中性或界達電位偏正處；若欲去除黏土等濁度顆粒時，則於界達電位介於-10 mv~-5 mv 時，混凝效

果最佳。此外 Stumm and O'Melia (1968) 則利用陽離子型 polymer 幫助膠凝時發現，當界達電位值接近零點時其助凝效果較好；而加入過量的陽離子型 polymer 反而會造成顆粒表面電位逆轉而達到再穩定，降低混凝效果。

2.4.3.2 膠羽的碎形維度及分析方法

碎形維度的觀念早先應用於分析空間的資料，而在地形學、遙測學上碎形維度的分析均已經有許多成果及發展。水和廢水處理過程中，由於膠羽的高度不穩定以及不規則的特性，使得描述顆粒聚集情形的幾何特性往往便顯得相當困難。在傳統方法上對於模擬粒子聚集則是利用 Smoluchowski 方程式，將絮凝膠體視為一個不透明的球體，然而，最近研究卻顯示，實際上，絮狀膠體是多分枝結構所組成，這與典型膠羽結構是以球體為出發點的理論描述並不一致。而碎形維度的概念提供了一個新的方向，用以將絮凝強度、密集度、滲透性和膠體沉降速度的等各種物理性質做一簡單數量化的描述(Chakraborti et al.)。而自 Sander (1984) 提出經混凝沈澱的膠羽可以視為由許多基本顆粒構成具碎形結構物的聚集物，而利用碎形維度來描述生成膠羽的緻密性之後。曾(1998)亦證實膠羽結構在統計上具有碎形維度(fractal dimension, d_f) 的特徵及幾何形狀自我相似(geometric self-similarity)的結構，說明了膠羽具有相當程度的空隙度及結構的重複性，可以藉由碎形維度將即為複雜與多變性的膠羽結構用一點簡單的數量值表示出該絮凝體的物理性質。在 Jiang and Logan (1996) 指出污泥膠羽是由基本粒子構成之碎形結構物，用碎形維度的差異來描述具有碎形結構膠體的特性，當結構物具有碎形維度特性時，其質量(M)與膠體粒徑(D)會呈現比例關係如下所示：

$$M \propto D^{d_f}$$

其中 $1 \leq d_f < 3$ 。至於 d_f 值的量測最為廣泛利用的方法便是光散射法，從碎形絮凝體中得到光散射強度程度的一個表現，其原理乃是利用光散射技術測量物體之波向量(wave vector, q)，在 a 點到 b 點間光散射導致位相上的差異可由 q 和 r_{ab} 表示， r_{ab} 是指從點 a 到點 b 的向量， q 值指散射光波數目上的改變。其 q 絕對大小可由下式表示：

$$|q| = \frac{4\pi n}{\lambda} \sin\left(\frac{\theta}{2}\right)$$

而 n 、 θ 、 λ 分別代表介質之折射率、散射角度以及雷射光在真空中之波長。因此，藉由光散射實驗所得之散射強度(I)及波向量(q)，以 I 及 q 作 \log - \log 座標軸得直線斜率為 $-d_f$ 。當絮凝體之 d_f 值等於 1 時表示凝現象為線性絮凝，而當得到之 d_f 逼近於 3 時則顯示膠體是屬於固體聚集的特性，一般絮凝膠體之 d_f 值應介於 1~3 之間。

此外對於亦有多位學者利用電腦模擬膠體絮凝作用，結果顯示 D 值介於 1.6 到 2.0 範圍的絮凝作用屬於 cluster-cluster 的膠體碰撞，而當絮凝作用是透過 cluster-particle 的碰撞會導致絮凝體之 d_f 值約為 2.5，而該數值小於 3 表示這些粒子的密度以從絮凝體的中心點隨離中心距離的增加而開始下降。很明顯，若藉由 cluster-cluster 碰撞所聚集產生的膠羽的平均密度值會比經由 cluster-partical 聚集的較為不密集。(Meakin, 1988; Shamlou and Titchener-Hooker, 1993; Gregory, 1997)

另外一方面絮凝膠體的碎型維度除了利用光散射法求得之外，亦可以利用膠體於水溶液管柱中自由沉降速率(密度-粒徑分析法)來間接求得，膠體的沉降速率與其絮凝膠體的大小呈現一關係式，如下

式：

$$V_{\text{sed}} \propto D^{d_f-1}$$

V_{sed} 表示膠體粒子的沉降速度，而 D 則表示膠體的粒徑， d_f 值為碎型維度，藉由在座標軸上取沉降數對於粒徑分布的log-log函數，可得沉降速度對粒徑之線性關係期限性關係，斜率為“S”，則 $S+1$ 極為該絮凝膠體之碎型維度(d_f)值[Lee, 1994 & 1996; Yasuhisa and Yoshikazu, 1997]。

碎型維度的量測，對於即便是相同粒徑大小的膠羽，能從幾何學基礎上出發描述膠羽之結構特性和動力表現，去決定膠體顆粒的混凝膠凝成效。在Lee (1994, 1996)利用碎型維度來說明膠體特性時發現即使是相同大小的膠羽，當膠羽的碎型維度越大，其沉降速度也越大，而對於後續的污泥處理方面，隨著膠羽維度的增加，污泥的含水率會降低、固含量則反之上升。碎型維度在污泥氈膠羽特性描述上，宋 (2002)研究中提及膠羽粒徑和碎形維度之相互關係，當pH 上升而腐植酸濃度增加時，產生的膠羽粒徑較小且緻密而碎型維度則反而增加，然而，對於在另以 NaHCO_3 和 PACl 加藥量兩變數探討膠羽粒徑和碎形維度之關係，則顯示隨著 PACl 劑量的增加，會產生碎型維度小但膠體粒徑大的膠羽。

2.4.3.3 膠羽粒子的粒徑分布

絮凝膠體粒徑幾乎密切關係到混凝後膠體的體積、沉降速度、以及膠體的絮凝狀態；而 Han and Lawler (1992)在對於高嶺土膠體溶液絮集研究中指出依其膠體的粒徑大小可以分類為(1)微膠體(microfloc)、(2)細小膠羽(small pellet floc)、(3)大的細小膠羽(large pellet floc)、(4)大膠羽(bulk floc)等四類。其不同膠羽形成的特性與

高分子聚合物濃度、攪拌強度、攪拌時間及型式有關。利用微粒粒徑分析儀分析膠體粒子的粒徑，發現當過度的攪拌強度毀使得膠羽破碎，造成膠羽粒徑因而變小，影響後段沉澱池之處理效率。

然而對於一個球形同質性(homogeneous)高的顆粒粒徑及密度均能簡單的定義出來。但水處理操作方面，幾乎所有膠體粒子是不規則和異質性(heterogeneous)的。對於那些膠體粒徑的大小則必須藉由兩方面來界定，分別是單一顆粒粒子的大小以及粒子的粒徑分布情形。

對於類似絮狀沈澱的不規則粒子，通常粒徑的大小取決於測量方法不同會呈現出差異。而這些膠體粒子的大小通常是意指一特定的直徑或者一等效直徑，在許多情況下膠羽的量測是藉由顯微鏡或者顯微照片的方法得到一個二維的圖示。因此，對於描述一不規則膠體大小往往採用採用二維圖片上的特定或者等效直徑，此特定直徑或等效直徑則稱之為光投射直徑，亦是最常見的量測大小方式。其中包括了投影直徑、投影面積直徑、周邊直徑、Feret 直徑和 Martin 直徑等對於估計絮狀沈澱膠體大小均是非常有用的資訊(Kan, 2002)。

常見之光學顯微照相法，因具有操作簡單、便利等優勢，使其普遍應用於絮凝膠體的粒徑觀察。此光學顯微照相方式僅僅適用於絮凝膠濃度很低的情況下，雖藉由此法確實可以避免分析膠體粒徑時擾亂到膠體系統的最大優點，但是實際上絮凝膠體的濃度往往形狀不定形且膠體濃度過高，導致很難去辨識單一個絮凝膠體，所以必須將絮凝的膠體抽出系統外，甚至必須經過適度的稀釋才能表現出膠體絮凝的情形，其中活性污泥的膠羽粒徑分析往往因為污泥濃度過高，而採用稀釋的步驟；但是這時必須面對到另外一個難題，通常粒徑較為粗大的膠凝體往往易受剪力而分裂，不易保持與實驗系統中相同的膠凝狀

態，往往造成粒徑分布以及大小的誤差(賴，1990)。

2.4.3.4 膠羽強度及分析方法

關於膠羽強度之測定及分析方法上，綜觀文獻缺乏一共通之基本指標，最早對於膠羽強度定義是出現在 Hannah et al.於 1967 年研究中，指出膠羽強度是指膠體抵抗水力坡降產生之剪應力(shear stress)破壞之能力。而 James 及 Williams (1982)則是將膠羽置於一旋轉的同軸轉筒(rheometer)中，其剪力會逐漸增加，當剪力超過膠羽本身產生的引力而造成膠羽破壞之力則稱之為膠羽強度，Kranenburg (1999)亦曾提及膠羽強度可以定義為膠羽破碎(break up)之臨界的力(critical force)。不僅在膠羽強度定義各學者缺乏統一共識，連測定方法及實驗儀器不同而得到不同之結果，而目前較為常見用來測定污泥膠羽強度的方法主要可以區分為兩大類：

一者為利用攪拌、噴射流場及紊流管等所產生之水流剪力來破壞污泥膠羽是多數人採用之方法，藉由不同的剪應率(Shear rate； G , 1/sec)所得到之膠羽特性（CST 值、上澄液濁度值、膠羽粒徑以及膠羽周長等）來求得膠羽強度值，早期以此方法所求得之膠羽強度通常是為一無因次化的膠羽強度係數或常數（Leentvaar and Rebhun, 1983），對於膠羽強度值並無很明確的作一定量之描述。

其二用來測定膠羽強度的方法，則是利用超音波震盪產生之機械力來破碎膠羽進行膠羽強度分析，並觀察膠羽特性變化（例如 CST 值、粒徑、SVI 值及密度等），而 Wen and Lee (1998)更進一步提出一數量化膠羽強度之公式，其公式如下：

$$\frac{\sigma}{\varepsilon} = \frac{-0.78k^{0.5}\Delta\tau}{d_{f0}^{-D/3}D\frac{dy}{dj}\Big|_{j\rightarrow 0}}$$

σ ：黏著強度(J/m²)， ε ：超音波功率(W/m³.sec)， κ ：比例常數，

D ：碎形維度， ΔT ：超音波時間(sec)， j ：超音波次數

y ： d_f 與 d_f^0 之比值(膠羽經超音波震盪前後之平均粒徑比)

此法先藉由膠羽平均粒徑及沈降速度計算出碎形維度，再由超音波震盪後求出前後粒徑比，其主要是可估算出膠羽內部的強度(intra-particle strength) (Lee and Liu, 2001)。

由於在混凝及膠凝程序中，膠羽碎裂方式並不像超音波震盪是藉由震盪時產生之空洞作用(cavitation)將膠羽由內部來破壞，其破壞的能量相較水流所產生之速度坡降來破壞膠羽之程度並不相同，而水流剪力方式類似於實際混凝過程中膠羽的破碎，故眾多學者即以 G 值來進行膠羽強度之研究；Parker 等(1972)曾對活性污泥在不同之混凝情況中，探討 G 值的差異與不同粒徑大小之膠羽生成之影響，並由其先前提出之數學關係式：

$$C = d \times G^n$$

G ：速度坡降， d ：最大膠羽尺寸， n ：膠羽尺寸常數， C ：膠羽強度常數，其得到活性污泥之膠羽強度係數， C 值介於 0.5 ~ 2.0 之間。

Leentvaar 等(1983)則以破碎後膠羽之周長及面積與膠羽強度呈現一關係式：

$$\text{Log } C = \text{Log } P(A/P) + 2\gamma\text{Log}G$$

P：膠羽周長； A：膠體面積； A/P：膠體粒徑

實驗結果會得到一無因次化膠羽強度係數(floc strength coefficient, Log C)，其數值愈大表示膠羽強度愈大，其實驗中採用的G值範圍為 50-150 s⁻¹，並藉由Quantimet apparatus 來測得膠羽周長及面積，其研究結果指出此公式中的之周長或粒徑項皆可以平均數(average)、最大數(maximum)及中位數(median)來表示，且會顯示相同的趨勢。

目前尚無文獻表明污泥氈膠羽強度與操作穩定性之間的關係性為何，原因可能在於膠羽強度分析方式發展自活性污泥系統和污泥脫水程序之探討(Parker, 1972)，因為活性污泥膠羽在胞外聚合物存在下使得膠羽強度提升，而污泥脫水程序時會添加絮凝劑以提升污泥脫水性，絮凝劑的添加亦會增加污泥膠羽強度，使得二者之膠羽和污泥氈膠羽有明顯落差，由此看來將此方式應用於污泥氈膠體強度分析似乎有其限制性，造成應用性不高；宋(2002)發現澄清泥毯操作之穩定性與電性中和機制有密切關係，並推測膠羽大小及結構皆非控制主因，而是其膠羽強度貢獻最大。所以藉由膠羽強度分析對於理解污泥氈之性質仍有其必要性。

第三章 實驗設備與方法

3.1 實驗設備

1. 污泥氈模擬管柱

污泥氈模擬管柱乃是以壓克力材質製作而成，其餘相關配件可參 3.3 實驗方法與流程敘述。

2. 濁度計

濁度是依環保署 NIEAW219.50T 之濁度計法測定。使用 HACH 型號 RATIO/XR 濁度計。濁度計在測定水樣前，需以原廠所附之 0~2、0~20 及 0~200 NTU 三種標準液校正濁度計；該濁度計可分為三個 channel，適用於 0.2 NTU~200 NTU 範圍的監測。而後，水樣即可進行測定，測定前，水樣需先搖晃均勻，再置入水樣槽內讀值，此即為水樣之濁度，單位為 NTU。



3. 瓶杯試驗機(Jar tester)

美製 Phipps & Bird，型號為 PB-700 之瓶杯試驗機，搭配寬葉攪拌器(Square Gator Jar and Paddle Impeller)，方形壓克力槽混凝槽邊長 11.5 cm，高 21 cm，瓶杯試驗時取 2L 容量；攪拌器片狀槳葉長 7.6 cm，寬 2.8 cm，每組可同時操作六個水樣。

4. pH 計及比導電度計

本實驗以 pH Meter 仍使用 WTW 公司製造型號為 inoLab Multi Level 1 之儀器，使用前先以緩衝溶液(pH 7 及 pH 4 at 25) °C 先行校正，然後，將 pH 電極置入水樣中，控制模式設定在 pH 狀態下，此時螢幕顯示之值即為 pH 值。而比導電度測定可與 pH 值測定同時。實驗前先以需以 0.01 N 之 KCl 之溶液(Merck, Germany; 導電值在 1430 μ S/cm)，先行校正，

然後，將電極置入水樣中，控制模式設定在測定導電度狀態下，此刻螢幕顯示之值即為導電值，其單位為 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。

5. 有機碳分析儀

本實驗以NPDOC當做水體中溶解且不具揮發性之有機物濃度的指標，乃因其為綜合性的評估值，應可代表水中有機物的參考。以總有機分析儀 (Total Organic Carbon Analyzer, Shimadzu, TOC-5000A, Japan)。首先取Anhydrous Potassium Biphthalate($\text{C}_8\text{H}_5\text{KO}_4$)配製成TOC標準液，以建立標準檢量線。

分析樣前水樣必先經前處理，取適量的水樣以 $0.45\mu\text{m}$ (Gelman)的濾膜過濾水樣，並以 2N 的鹽酸將水樣酸化至 $\text{pH} < 2$ 以下隨即以高純度氮氣氣提 12 分鐘，使揮發性有機碳藉曝氣動作而揮發，而樣品中之無機碳則轉變成 CO_2 溢散，隨即將已經前處理的樣品，經吸取裝置抽取適量水樣，注入高感度TC 觸媒(High ensitivity TC catalyst)之高溫爐，在 680°C 下氧化生成 CO_2 ，由攜行氣體(Carrier gas, 零級空氣, 流量為 $150\text{ mL}/\text{min}$)將 CO_2 攜帶流經IC 反應器、除濕器降溫及乾燥最終 CO_2 由非分散性紅外線氣體分析儀(Non-dispersive infrared gas analyzer, NDIR)定量，此即為TC 之濃度，而所測得的TC 即為NPDOC(Non-Purgeable Dissolved Organic Carbon)。

6. 顯微觀察暨影像分析量測系統

由 OPTEM 公司之變焦顯微觀察放大系統，型號為 Zoom 70 Optical System，此設備在 CCD 攝影機上搭配巨觀放大鏡頭可直接連結至電腦主機，將由 CCD 上擷取之影像檔，經影像量測軟體 Matrox Inspector 3.1 中直接對擷取畫面並作影像分析，該軟體可以計算顆粒之平均粒徑、表面積，粗糙度及緊密度等功能。

7. 粒徑分析儀與碎型維度

為 Malvern 公司所生產，型號為 Mastersizer 2000，其原理為利用波長為 628.3 nm 之氬氖紅光雷射配合藍光雷射射穿過一組反傅立葉鏡頭，再透過樣品粒子，經過多角度偵測器量測出粒徑分佈範圍。它最大特色是利用此法將量測範圍向下延伸至 0.02 μm ，並可達 2000 μm 。在碎型維度量測方面則是利用 Malvern 公司軟體內建轉換公式，將測量粒徑分布時之光散射鏡所偵測到的數值，取線性回歸後之斜率則為膠體之碎型維度。

8. 界達電位

為 Malvern 公司所生產，Malvern Zetasizer 2000，是利用一經分光鏡分成之氬、氖兩道低強度雷射光束，交叉射於樣品槽內的靜止層 (stationary layer) 上，形成一組干涉條紋。再於樣品槽兩測電極施以適當之電壓，利用電場之作用，使得樣品中粒子向其相反極性之方向移動，粒子於電場中移動時會對雷射干涉條紋產生之散射光，經由 P.M.(Photo-Multiplier) 管收集後，可依其強弱及變化速率產生一電泳速度 (Electrophoretic Mobility)。所偵測出之電泳速度，再以 Henry Equation 換算成界達電位。水樣之偵測步驟同標準品，偵測粒徑大小範圍為 0.2 nm ~ 2 μm ，此外進行量測前，為避免膠體濃度過高，先將樣品靜置使其膠體產生沉澱，先取其部分上澄液後，從沉澱的膠體中抽取部分固體並與上澄液混合並稍做攪拌，而後注入儀器中量測。

9. A_{254} 吸光值

A_{254} 為水中有機物在波長 254 nm 時的吸光度，其為一綜合性的評估值，可評估水中有機物雙鍵的多寡。主要的干擾來自於膠體顆粒、非目標有機物及能吸收 UV 之無機物質，故水樣分析前需經前處理，將干擾物

質去除。分析方法是採用美國水及廢水標準檢驗方法第 20 版所列之方法(Standard method 20 版)。使用玻璃纖維濾紙過濾水樣，濾液再以 0.1N NaOH 或 HCl 調整 pH 值至 7，調整波長至 254 nm 再以去離子無機水做為儀器之歸零校正，隨後取過量之水樣置入一公分光徑之石英樣品槽 (Sample Cell) 內，讀取水樣之吸光度此值即為 A_{254} 值。

11. 毛細汲取時間(Capillary Suction Time, CST)

CST 測定儀購自美國，型號為 Ttiton-200，實驗設備及裝置，包括壓克力底座、計時器、不鏽鋼承斗管、探針、濾紙(Whatment#17)等部份。實驗時先將將直徑 0.5cm 不鏽鋼污泥承斗置於壓克力孔內，再將定量污泥(5 mL)污泥置入不鏽鋼承斗中，待其污泥水分與濾紙接觸時，經濾紙纖維之虹吸作用，使水分由濾紙中間逐漸向外擴散，儀器自行計算水分通過內外探針所需時間差接，此段時間稱之為毛細汲取時間(CST)。

12. 膠羽強度測定設備

膠羽強度設備是由兩圓柱體(圖 3.1)構成一同軸旋轉槽以及可變轉速之攪拌機所組成。該槽之外管由直徑 18 cm、高 25 cm 之透明壓克力所組成，而內管則是由直徑 17 cm、高 20 cm 之壓克力管柱所組成，兩者構成之間隙距離為 5 mm。攪拌機採用廠牌為 Hsiangtai，型號為 DC-CP-4T，包括一可提供不同轉速之控制器並同時可顯示該轉速下之扭力值(kg-cm)，該控制器可提供之最大轉速為 300 rpm，最小轉速約為 50 rpm，在不同轉速下扭力值則會隨之改變。實驗時將膠體置入同軸旋轉槽內由內管柱旋轉進行破壞試驗；破壞攪拌試驗乃於此 5 mm 之間隙內進行批式實驗，每批試驗之污泥體積約為 200 mL，使用之轉速分別為 50、100、150、200、250 及 300 rpm 不等。

破壞攪拌之詳細步驟如下：

<1> 將污泥氈之污泥取出 60 mL 置於 500 mL 燒杯中，並添加污泥氈上澄液出 流液稀釋至 200 mL。

<2> 將稀釋後污泥緩緩倒入同軸旋轉槽中，並先將污泥預攪拌 10 秒鐘，以防止污泥樣本沈澱。

<3> 預攪拌後，污泥尚未沉澱前旋即調整所需的攪拌轉速及時間進行破壞攪拌。

<4> 破壞攪拌程序完成後，取出污泥樣本以進行後續之粒徑分析

<5> 分別進行 50、100、150、200、250 及 300 rpm 各轉 60 秒鐘，同時記錄不同轉速下之扭力值，並重複實驗。

以破壞攪拌試驗探討 G_s 值的差異與不同粒徑大小之膠羽生成之影響，其剪應率 G_s 值之計算公式可由下列式計算獲得：(Stump et al., 1979)

$$G_s = \sqrt{\frac{2 \pi N T}{60 V \rho \nu}}$$



N ：攪拌轉速(rpm)； V ：樣本體積(L)； T ：淨扭力值(kg-cm)，可由轉速控制器面板讀取； ρ ：水之密度(kg/m³)； ν ：動黏滯度(m²/sec)

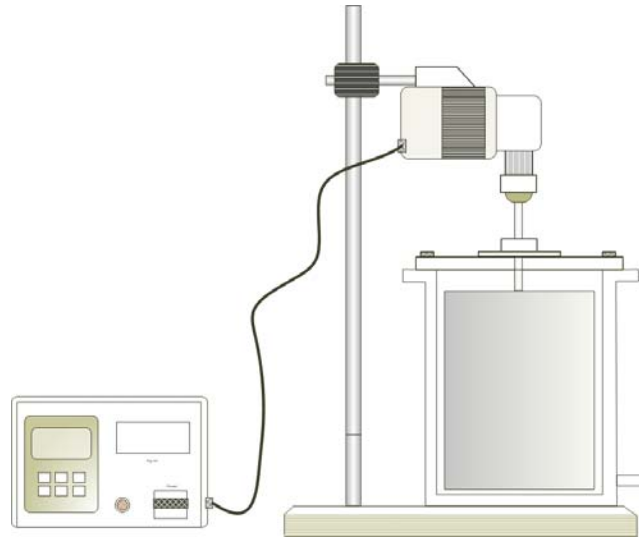


圖 3.1 膠羽強度測定設備

13. 自由沈降測試

本實驗利用自由沉降試驗在一貼有平面透視之圓柱壓克力管進行，於管中內測設裝擋板，以濾除去任何偏離中心之膠羽，再以攝錄機攝得影像，由慢速放映與停格播放讀取污泥氈生成之膠羽沉降速度及粒徑大小，裝置如圖 3.2 所示。實驗開始前先以 3.0 mm- ψ 之鐵絲置入壓克力管中，並以攝影機對焦後換算成長度比例尺。膠羽沉降時先以滴管將污泥氈膠羽顆粒吸起，輕輕置入管柱液面下，勿施予吸管力量使膠羽呈現自由沉降的狀態，同時以攝錄機拍攝膠羽沉降過程，而後再由慢速放映與停格播放讀取污泥氈之膠羽在螢幕上之沉降速度及粒徑大小，藉由先前 3.0 mm- ψ 鐵絲的比例關係換算出實際交字大小以及沉降速度，實驗過程中經多次取樣以及每次至少觀測 50 顆膠羽作為粒徑與速度之分析。

而在碎形維度的計算上，藉由 Tambo and Watanabe (1979)修正 Stokes' law 後所提出之滲透率模型，可從粒徑與沉降速度而求得顆粒與

水之間的密度差，並求得膠體有效密度：

$$(\rho_f - \rho_w) = \frac{34 V_s \mu}{g(d)^2}$$

V_s ：沉降終端速度(cm/sec)； μ ：水黏滯度(g/cm-sec)； d ：膠體粒徑(cm)

g ：重力加速度(cm/sec²)； ρ_f ：膠體密度(g/cm³)； ρ_w ：水密度(g/cm³)

而碎形維度與膠體之有效密度之關係則可以由 Adachi and Tanaka (1997)所提出之公式來表示：

$$V_f = \alpha \frac{g}{18\mu} (\rho_s - \rho_w) d_0^{3-D} D_f^{D-1}$$

D ：碎形維度； V_f ：單一膠羽沉降速度(cm/sec)； ρ_s ：粒子密度(g/cm³)；

ρ_w ：水密度(g/cm³)； d_0 ：組成膠羽之主要粒子直徑(cm)；

D_f ：膠羽直徑(cm)； α ：沉降膠羽之阻力常數； μ ：水黏滯度(g/cm-sec)

D 值的求取可以將上式中沉降速度對粒徑作 log-log圖得道之斜率，及斜率值為 D^{-1} 。

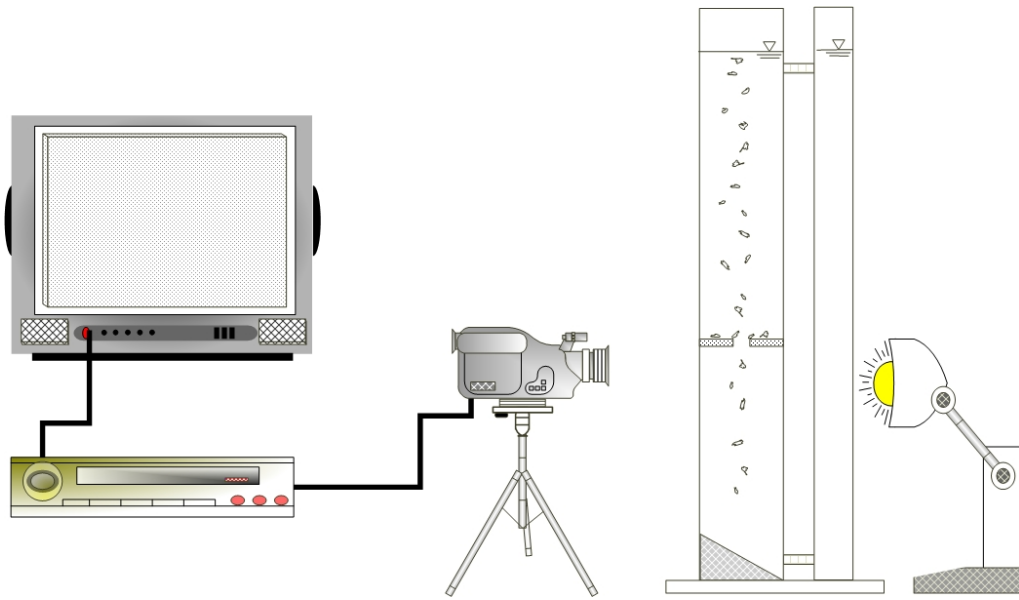


圖 3.2 膠羽自由沈降測試



14. 重量百分濃度

將鋁盤以 105°C 烘乾後至於乾燥箱中待其冷卻至室溫並秤得重量為 W_1 ，取定量污泥置入鋁盤內並秤重得 W_2 ，再將鋁盤置於烘箱中以 105°C 烘乾一天，之後將其取出於乾燥箱內等待冷卻至室溫而後秤重得 W_3 ，則污泥固含量的重量百分比可由 $(W_3 - W_1) / (W_2 - W_1)$ 得到。

3.2 實驗材料

1. 高嶺土母液之配製與純化

本實驗以高嶺土以提供原水之濁度，實驗前為去除高嶺土(sigma)顆粒表面所吸附之雜質，先將高嶺土溶液以 NaOH 調整至 pH 10，待 30 分鐘後靜置沉澱，倒掉上澄液，以去離子水重複洗淨至少三次，以去除顆粒附著的有機物；再用 HCl 調整至 pH 2、30 分鐘後靜置沉澱，倒棄上澄液，以去離子水重複洗淨至少三次，此步驟用以除去顆粒上之重金屬，經去除顆粒表面之有機物與重金屬後之高嶺土母液作為配製原水濁度之儲備液，以 Mastersizer 2000 測高嶺土粒徑分佈如圖 3.3。

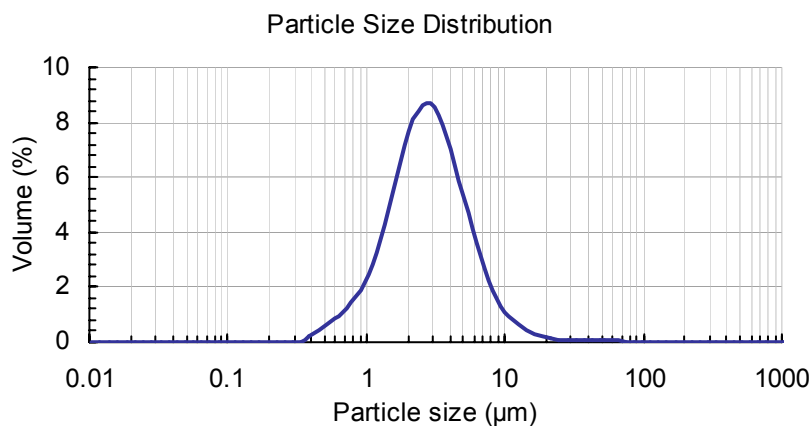


圖 3.3 高嶺土儲備液粒徑分佈

2. 混凝劑

硫酸鋁($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$)：為 J. T. Baker 公司之藥品，為防止混凝劑老化，每次實驗前才製備混凝劑，人工原水之批次實驗使用此混凝劑。

3. 腐植酸(Humic acid)儲備溶液配製

腐植酸為訂購自 Sigma 公司之藥品，將 1.4 g 腐植酸溶於 1 L 的去離子水中，以 NaOH 調至 pH 12 待其完全溶解後，經 0.45 μm 濾紙過濾，並以 TOC-5000A 定量並標示其濃度後保存於 4°C、以防止沉澱發生。使用時回溫至室溫後將 pH 調整特定值後再依所需濃度配製成水樣。

4. 水楊酸(Salicylic Acid)儲備溶液配製

為 Sigma 公司之藥品，化學式為 $\text{C}_6\text{H}_4(\text{OH})\text{COOH}$ ，分子量 $\text{M.W.}=138.12$ ，本實驗採用水楊酸之原因在於選用分子量相對於腐植酸較小的天然有機物，一方面水楊酸分子所帶具有反應性錯合官能基類似於黃酸分子，另一方面亦為天然常見之芳香族酸。亦以 TOC-5000A 定量濃度並保存於 4°C，使用時回溫至室溫後將 pH 調整特定值後再依所需濃度稀釋成水樣。

5. 人工原水配製

原水水源為自來水，其先經由曝氣攪拌機以 600 rpm，40 min 攪拌去除自來水中之餘氯干擾，再將曝氣後之原水導入活性碳管柱以去除水中殘留的餘氯，並且藉由活性碳管去除自來水中剩餘的有機物質，使其出流水 $\text{DOC} = 500 \pm 100 \mu\text{g/L}$ ，並於儲水槽中備用。將高嶺土儲備液倒入經活性碳前處理後之水經槳葉攪拌調配至 $50 \pm 2 \text{ NTU}$ 以模擬天然水體之濁度，而後將調整導電度到 $300 \pm 50 \mu\text{s/cm}$ ，並後將 pH 調至 6.8 ± 0.2 ，即完成人工原水製備。

而實驗中人工原水中所需之 DOC 部分，則於調整完濁度後再由腐植酸、黃酸或水楊酸依比例加入特定量，接著調整導電度及 pH。

3.3 實驗方法與流程

將活性碳前處理過後水以蠕動幫浦抽送至混合槽中，於混合槽內定量加入高嶺土儲備液使原水濁度約為 50 ± 2 NTU，此時並定量加入腐植酸(或水楊酸)以模擬原水之有機物，經攪拌使得濁度與有機物間達到充份混合。而混合後原水則以重力流的方式流至控制槽內，在控制槽中藉由 pH 控制器即時監測並利用 $\text{NaClO}_4(0.25\text{N})$ 和 $\text{HClO}_4(0.12\text{N})$ 適度調整原水 pH，控制槽出流水則以重力流方式流至快混槽，原水經快混 150 rpm、 $\text{HRT} = 1$ min 程序後，以 1.8 m/hr 導入污泥氈模擬管柱底部，其管柱大小為直徑 8 cm、高 150 cm，於管柱頂端設置溢流堰，而由管柱底部倒圓錐頂圓柱部分算起，每 10 cm 設一取樣閥，混凝過後原水經由圓錐底部進流，而於 150 cm 之溢流堰處出流(圖 3.4)。

實驗分別以改變不同物種之有機物進流濃度，測其出流水濁度、出流水之溶解性有機物含量(DOC)、毛細汲取時間(CST)、污泥氈高度及污泥氈重量百分濃度，探討這些因子對污泥氈穩定以及形成之影響。

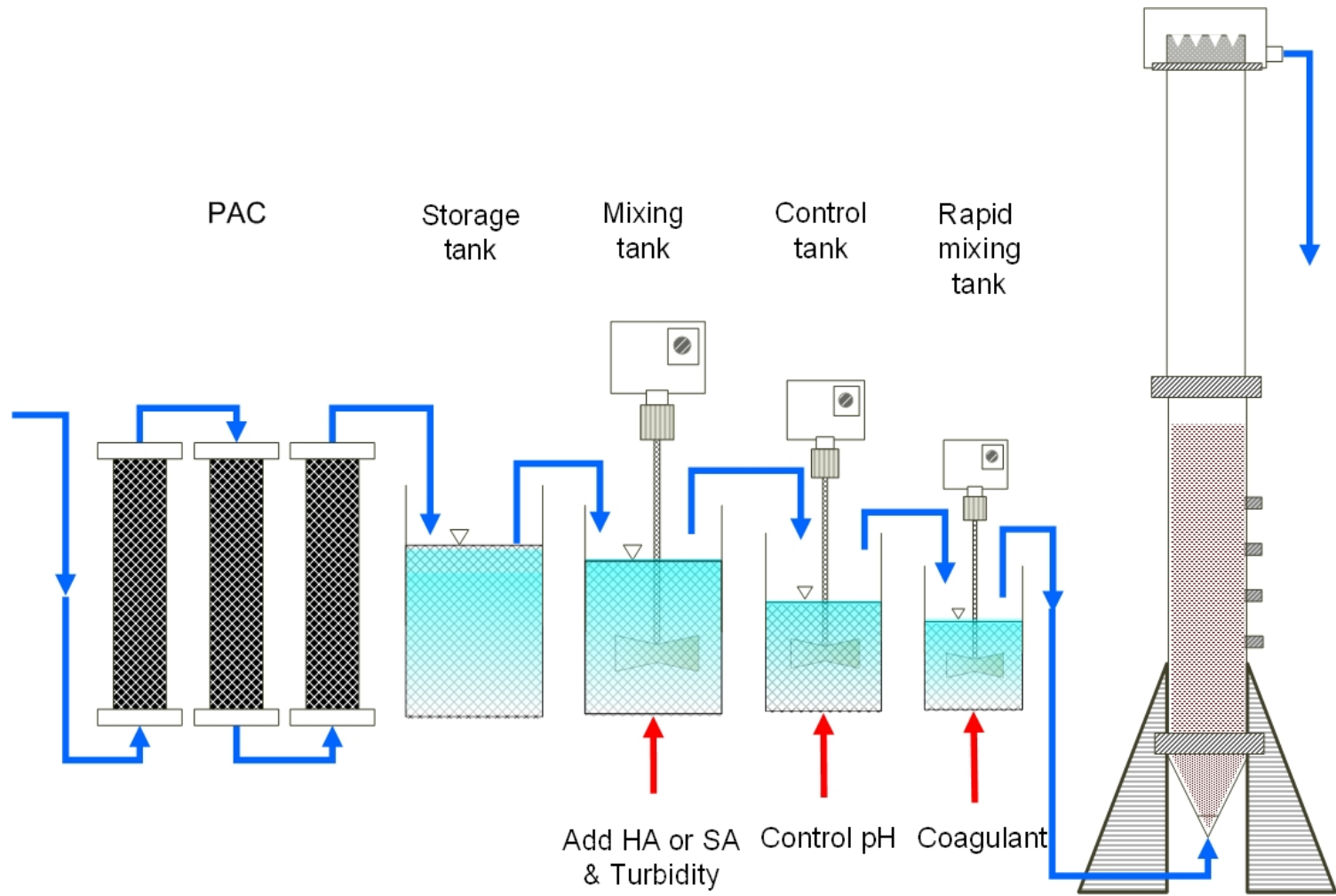


圖 3.4 污泥氈實驗設備圖

3.4 實驗架構及流程

本實驗進行目的在探討不同有機物及其不同濃度之下對於污泥氈生成潛勢之影響，並藉由污泥氈生成之膠體特性分析結果，加以探討其污泥氈之差異，並以有機物之去除率和濁度評估污泥氈之效能，其相關實驗架構圖如圖 3.5 所示。

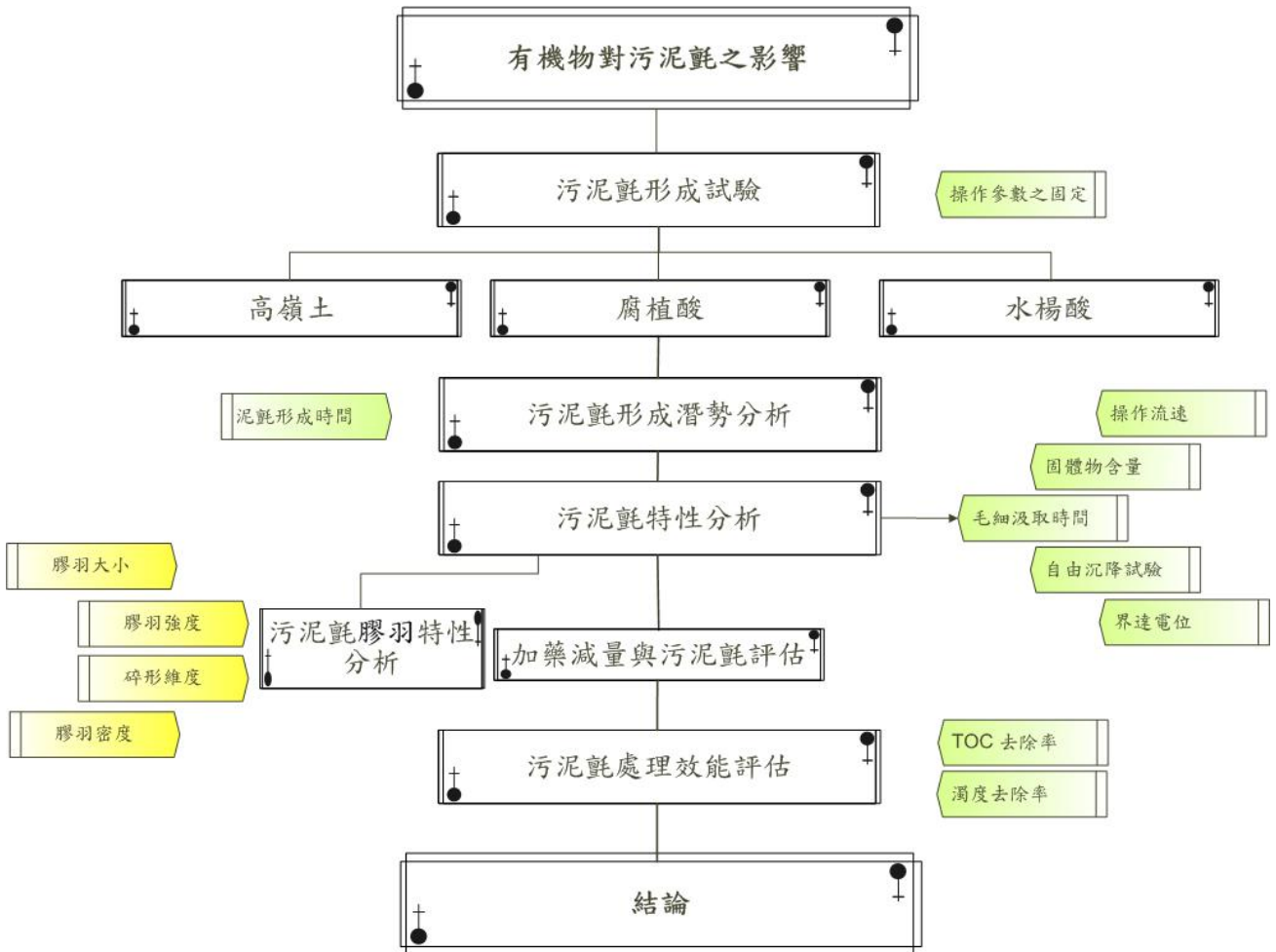


圖 3.5 實驗架構及流程圖

第四章 結果與討論

4.1 鋁鹽混凝處理人工原水之評估

為考量並確保模擬污泥氈試驗對於基本水質參數濁度之去除具效果，吾人先以 50 NTU 之高嶺土原水，於高嶺土原水中分別置入三種腐植酸濃度(1.02、2.14、3.45 mg/L as TOC)以及三種水楊酸濃度(1.58、2.18、3.54 mg/L as TOC)以模擬水體中之天然有機物成分，將此腐植酸(Humic acid, 以下簡稱 HA)以及水楊酸(Salicylic acid, 以下簡稱 SA)溶液以瓶杯試驗找出符合各濃度下之混凝最佳加藥劑量。其混凝條件控制在 pH 6.8 ± 0.2 、導電度 330 ± 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 、溫度 $23\pm 1^\circ\text{C}$ 下，由圖 4.1 可見對於三種不同濃度之腐植酸原水而言，3.45 mg/l as TOC 之腐植酸原水之上澄液濁度偏高，呈現混凝劑量不足情形，另二者溶液之最佳混凝劑加藥量為 3 mg/l as Al，但是對於水楊酸原水之瓶杯試驗，如圖 4.2 最佳加藥量約落在 2 mg/l as Al 的劑量。腐植酸以及水楊酸雖兩者之總有機碳含量(as TOC)差異不大，就最佳混凝劑量看來，腐植酸對於混凝劑的消耗量似乎比同等有機物濃度之水楊酸高。因腐植酸分子不論於分子量大小或者結構的複雜度均遠大於小分子之水楊酸，因此推測水體中有機物之差異亦會影響相同混凝劑量之下混凝效果之好壞，於決定最佳劑量上似乎不能僅以濃度制定，仍必須考量有機物成分。

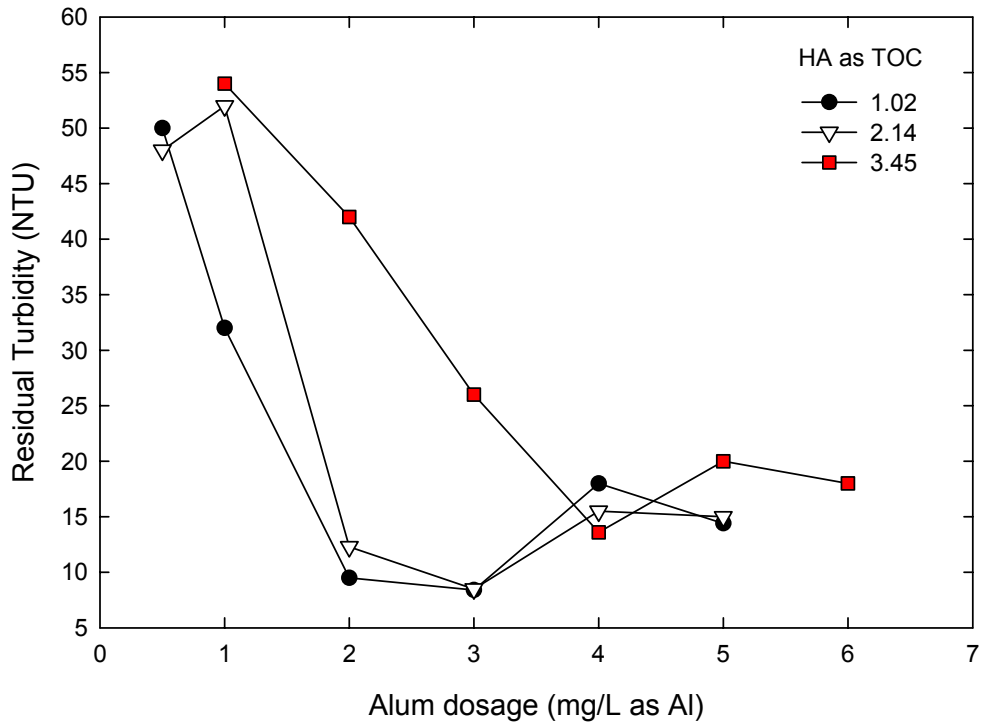


圖 4-1 Alum 劑量對於腐植酸溶液殘餘濁度之影響

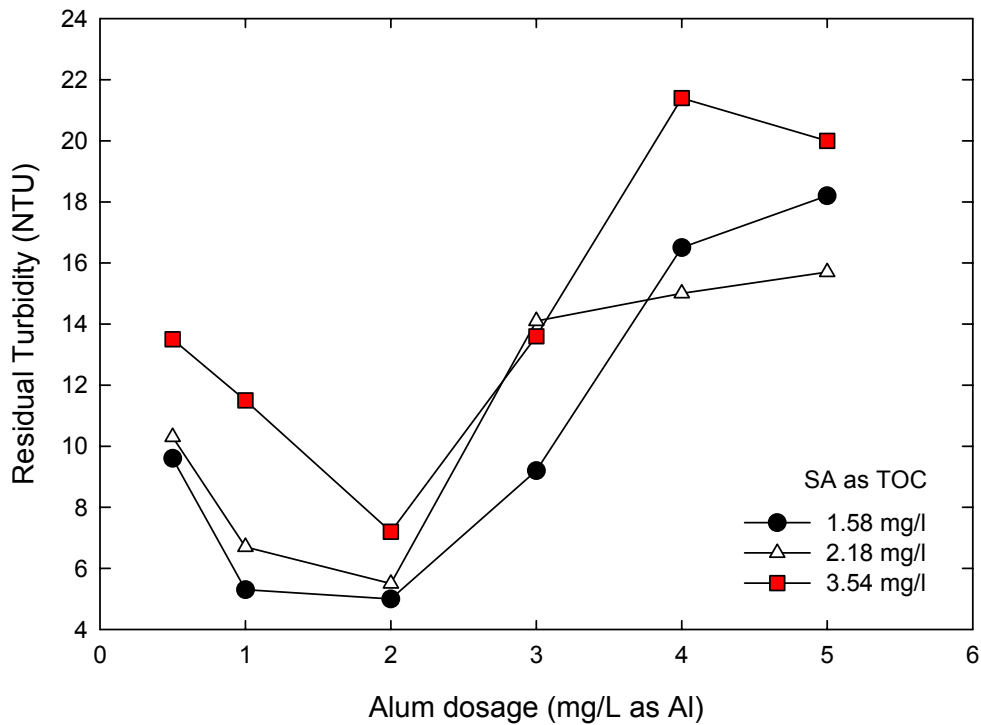


圖 4.2 Alum 劑量對於水楊酸溶液殘餘濁度之影響

對於混凝效果之好壞除以上澄液殘餘濁度判斷外，亦可參考用混凝後膠體表面之界達電位值。而圖 4.3-4.4 所示混凝後之各原水膠體界達電位隨著混凝劑量的增加均趨向於正值，在腐植酸溶液(1.02、2.14 mg/L as TOC)之最佳加藥量點(3 mg/L)時，可明顯看出界達電位值趨近於 0 mV，但在此相同混凝劑量之下對於 3.45 mg/L 濃度之腐植酸溶液混凝後膠體界達電位仍是處在-15 mV 左右，膠體顆粒仍處在不穩定的狀態下，故其相對上澄液可殘餘濁度值仍高；水楊酸混凝完之膠體表面的界達電位值與上澄液殘留濁度亦呈現相同趨勢，也就是說在最佳加藥量 2 mg/L as Al 時，上澄液殘留濁度值最低時，膠體表面界達電位值趨近 0 mV，而相較於 3 mg/L as Al 時則呈現電性逆轉，使得上澄液殘餘濁度上升。由此可知對於評估混凝程序之效果好壞，除了由上澄液殘留濁度外微觀上亦可以膠體表面電荷是否達到電性中和(界達電位值 \approx 0 mV)來判斷。

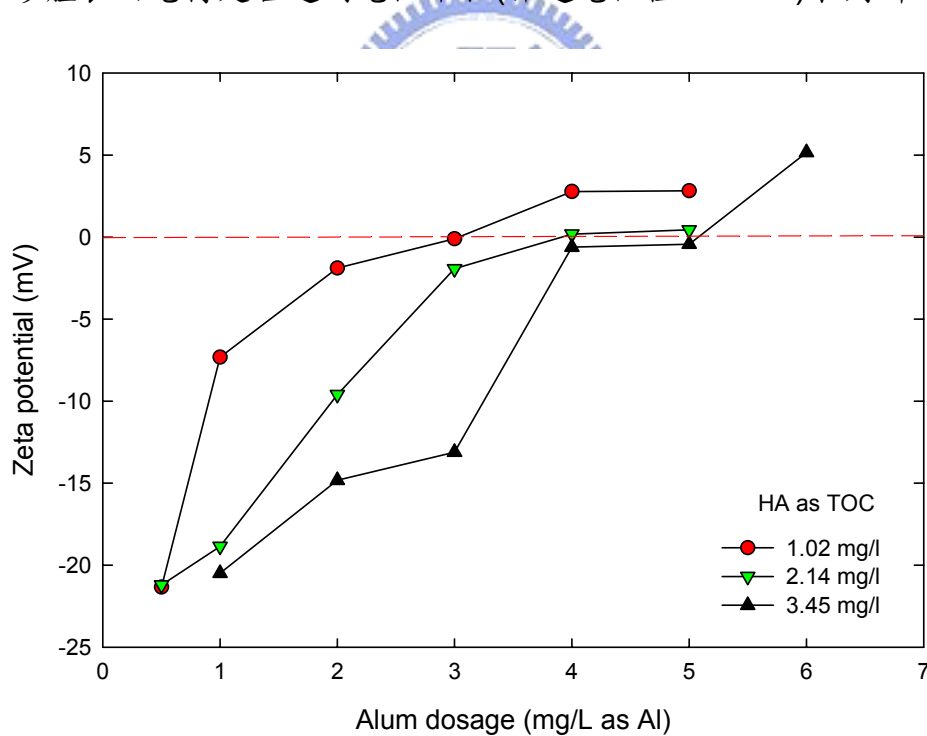


圖 4.3 Alum 劑量對於腐植酸膠體界達電位之影響

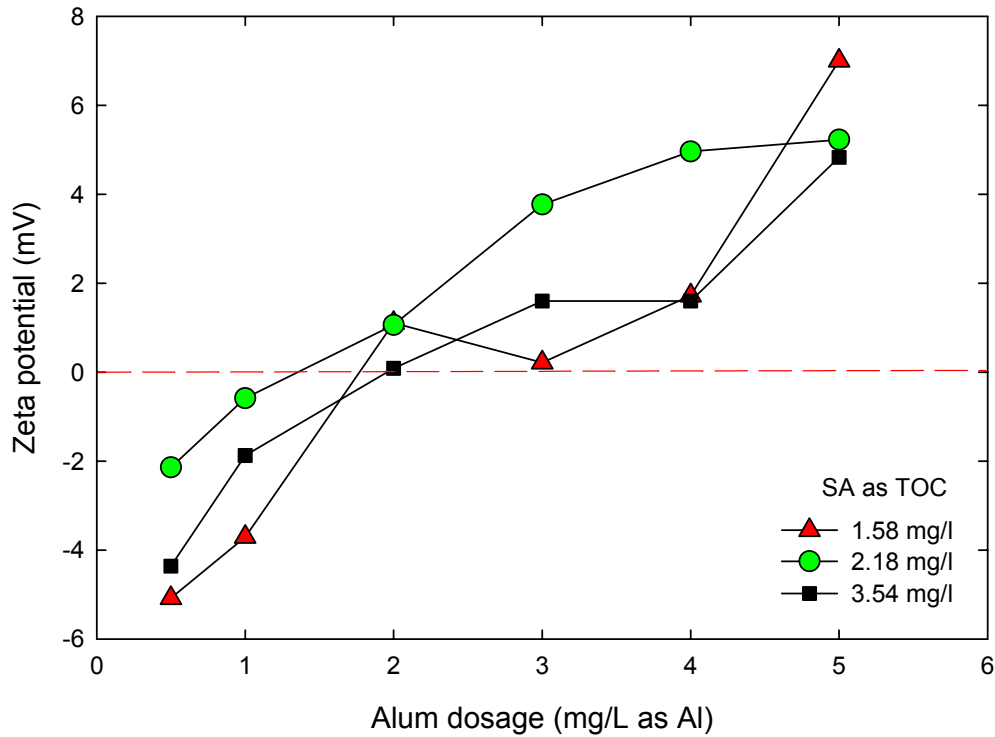


圖 4.4 Alum 劑量對於水楊酸膠體界達電位之影響

4.2 腐植酸與水楊酸吸附試驗

本實驗首重不同有機物濃度對膠羽生成及污泥氈之影響探討，因水中有機物濃度會受高嶺土之影響，因此於原水配製過程中，必需要了解有機物與高嶺土濁度顆粒間之吸附平衡情形。

進行高嶺土吸附腐植酸以及水楊酸之吸附平衡實驗之前，本研究先進行高嶺土(2 g/L)於水中之吸附動力實驗。腐植酸和水楊酸初始濃度分別為 1.52 mg/L、2.31 mg/L as TOC，pH 6.8 ± 0.2 、導電度 $330 \pm 20 \mu\text{S}/\text{cm}$ 、溫度 $23 \pm 1^\circ\text{C}$ 下。由圖 4-5 之結果顯示不論是由腐植酸或者水楊酸殘留濃度以或 A254 之吸光值看來，二者與高嶺土之吸附約於 120 sec 便達吸附平衡，而為確保高嶺土與有機物之間能夠充分達到吸附平衡，本研究將吸附實驗進行 24 hr。

於等溫吸附曲線實驗中選用七種不同高嶺土濃度，配合不同初始濃度以及有機物種類進行試驗，由圖 4.6 中所示等溫吸附線，腐植酸

(HA: $y=0.4385x^{0.2302}$) 以及水楊酸 (SA: $y=1.897x^{0.2776}$) 之吸附行為是符合 Freundlich 模式的描述，亦即 $q=KCe^{1/n}$ ，K 值與吸附量有一定關係，一般而言，當 K 值越大表高嶺土越易吸附吸附質且吸附量也越大，依此可見水楊酸 (K=1.897) 和高嶺土顆粒間吸附作用似乎比腐植酸 (K=0.4385) 來的高，而另一參數 n 值則是用來表示吸附劑與吸附質之鍵結強弱，當 n 值越大則表示吸附劑與吸附質鍵結強度越強，比較二者後不難發現水楊酸比腐植酸對於高嶺土之鍵結強。由於一般比較小的分子親水性較強極性亦較高，容易增加吸附機會，但腐植酸為高電荷密度之疏水性大分子有機物，因為該吸附機制並非以較高能量的化學性吸附，所以這種高電荷密度之複雜分子對於僅靠凡德瓦爾力之物理性吸附行為實屬不利，使得原本鍵結強度不強之腐植酸分子再度脫附下來，所以吾人於實驗結果中所見高嶺土對腐植酸吸附量不如水楊酸來得高。此外高嶺土對於兩有機分子之吸附量由圖 4.6 中可看到，當溶液中平衡濃度 (Ce) 值為 1 mg/L-TOC 時，水楊酸之吸附量約為 1.897 mg-TOC/g-kaolin 而腐植酸則為 0.4385 mg-TOC/g-kaolin，雖說在平衡濃度為 1 mg/L-TOC 時兩有機酸之被吸附量並不低，或許會對吾於配製人工原水時產生極大誤差，但實際上實驗過程中原水配製在模擬天然水體為基礎，故濁度是 50 NTU 左右，該濁度下顆粒濃度相較於等溫吸附實驗過程中採用之 0.5~6 g/L (500~10000 NTU) 相比有機物吸附量似乎是可以忽略的，依此觀點出發對於人工原水有機物濃度配製時，本研究過程中因高嶺土吸附作用所導致的誤差在此可以忽略不計。

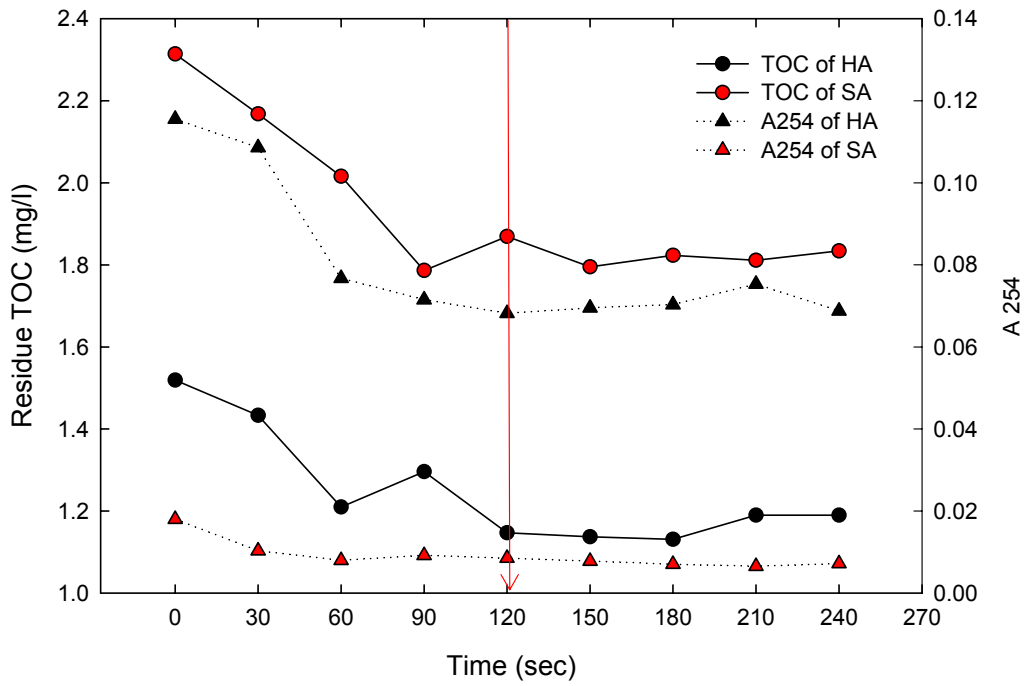


圖 4.5 腐植酸以及水楊酸之動力吸附曲線

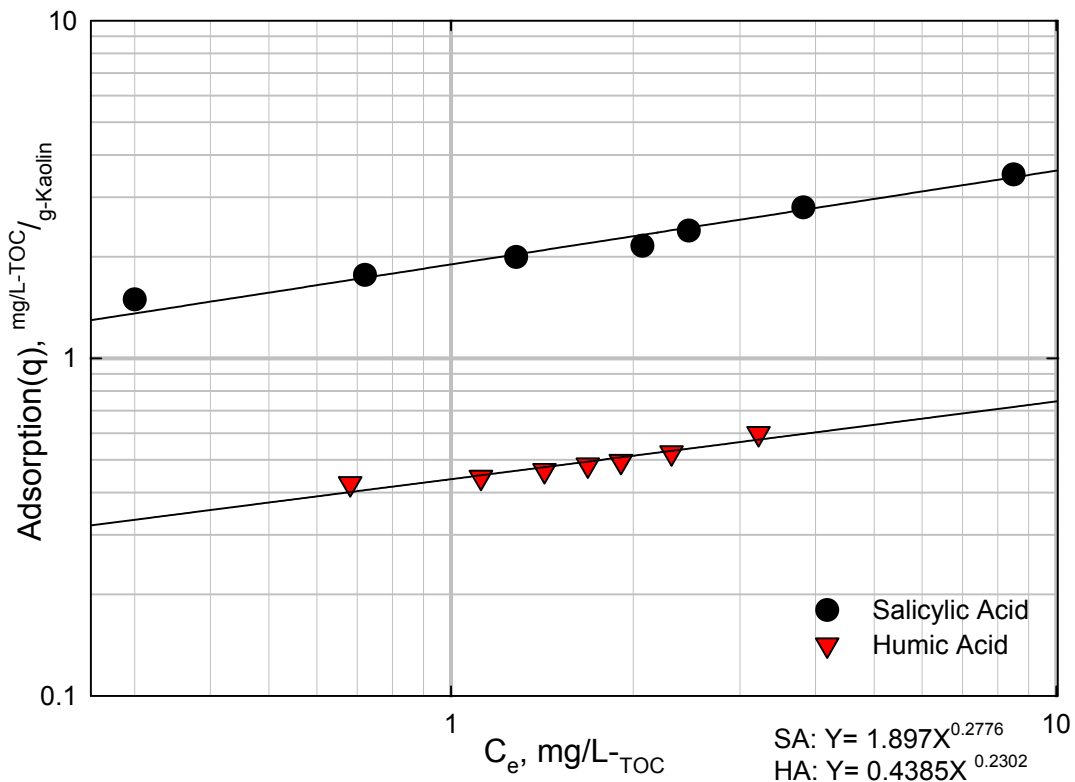


圖 4.6 腐植酸以及水楊酸之吸附等溫圖

4.3 污泥氈膠羽特性分析

本節之目的為探討不同有機物種類以及濃度對於污泥毯性質的影響，在不改變混凝加劑藥量下，探討因有機物之存在而影響由膠羽之性質差異進而影響污泥毯之穩定度，污泥氈膠羽性質之比較藉由分析污泥氈之重量百分率、毛細汲取時間、界達電位分析、泥毯粒徑分析。

吾人於實驗設計上為方便後續論文內容論述，將實驗組數以其條件列如下表，即以其組別代碼稱謂之。Raw water 一列表示該組污泥氈試驗中所採用的原水性質，Kaolin 即表示該組污泥氈試驗僅以高嶺土模擬濁度約 52 ± 4 NTU、原水中之 $\text{TOC}=0.443 \text{ mg/L}$ ，而 B01 組為在 52 ± 4 NTU 下加入腐植酸溶液(HA)配製成原水，依此類推 C 組為添加水楊酸之原水，而對於 D 組則是將 HA 與 SA 依照 1:1 的比例($1.5 \text{ mg/L-HA}+1.5 \text{ mg/L-SA}$)配製而成之原水溶液，其混合後原水中之 $\text{TOC}=3.20 \text{ mg/L}$ 。

表 4.1 污泥氈試驗各組數實驗操作參數

Species	A	B01	B02	B03	C01	C02	C03	D
Raw water	Kaolin	Kaolin + HA	Kaolin + HA	Kaolin + HA	Kaolin + SA	Kaolin + SA	Kaolin + SA	Kaolin + HA+SA(1:1)
Turbidity	52±4 NTU							
Conductivity	320±30 μS/cm							
pH	6.8±0.2							
Upflow rate	1.75 m/hr							
TOC(mg/L)	0.443	1.02	2.14	3.45	1.58	2.18	3.54	3.20

4.3.1 重量百分率分析

重量百分率分析及代表單位污泥中固體物含量的大小，當污泥內固含量多時相對地表示該污泥中水分所占有之百分比比較少，由於污泥氈在形成過程中每一個生成階段之污泥重量百分率均不相同，故吾人所採用數據乃在於當污泥氈形成後，並且對於濁度已達到穩定去除效果之污泥氈一定深度之污泥，其樣本數目(N)至少為 10 次以上，圖 4.7 為在上升流速為 1.75 m/hr 下各實驗組之重量百分率，可清楚分辨當隨著原水中腐植酸濃度的上升(B01, B02, B03)相對的會使得污泥氈之重量百分率下降，但對於水楊酸污泥而言(C01, C02, C03)，其固體物含量卻隨 SA 的濃度上升而上升，有機物顆粒混凝作用除了靠電性中和外，吸附以及錯合作用皆會對於膠羽之形成產生差異，腐植質與明礬混凝後所產生的膠羽因結構蓬鬆，導致單位體積污泥中之固體物含量下降。

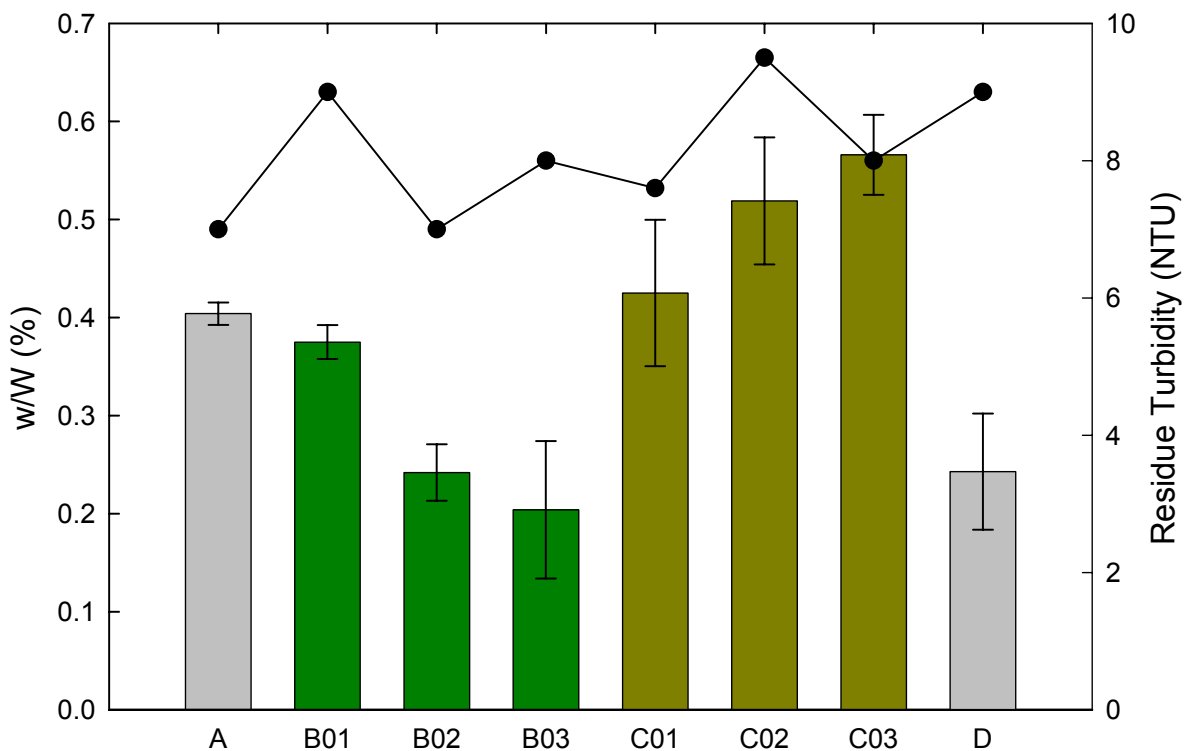


圖 4.7 不同原水水質下形成之污泥氈重量百分率及上澄濁度

腐植酸混凝行為除藉由基本的電性中和外，更包括了其他的吸附、交聯、共沉以及架橋等作用，因為電性中和以及吸附行為對於腐植酸和水楊酸分子均為共有的混凝機制，但針對交聯以及架橋作用便是腐植酸等大分子有機物特有的混凝行為，此等混凝行為造成腐植酸膠羽呈現蓬鬆結構。而反觀水楊酸是屬於小分子有機物，小分子有機物(如水楊酸、黃酸)與無機顆粒間之混凝行為乃基於吸附、錯合作用(Hundt,1988)以及包圍去除(Huang and Shiu, 1996)，所以在膠羽形成過程中導致粒徑較腐植酸膠體小，相對地於污泥氈中之單位污泥所佔有的固體物含量較腐植酸高。再者於水楊酸之最佳混凝劑量(3 mg/L as Al)是屬於過量加藥，由吸附實驗中可得水楊酸與高嶺土間的吸附量是相當小，這顯示混凝劑於吸附高嶺土顆粒時並不會被水楊酸分子所消耗，致使高嶺土顆粒表面吸附 $Al(OH)^{2+}$ 離子形成緻密及沉澱性極佳的膠羽，再者水楊酸亦可藉由錯合作用形成金屬有機物複合物(meta-organic complex)沉澱以及吸附於 $Al(OH)_3$ 物種上均會使得原水中水楊酸濃度增加反倒提高了污泥氈之重量百分率的現象發生。

圖 4.7 實驗組 D 中所見，當將 HA 與 SA 依照 1:1 的比例配製原水所生成之污泥氈，其重量百分率結果與腐植酸結果相同，由這點顯示當原水中有大分子以及小分子有機物共存時，以大分子有機物如腐植酸對於膠體所產生的架橋、交聯作用似乎比小分子有機物對於膠體的影響來的大。而比照污泥氈濁度之去除亦可發現即便是不同重量百分比的污泥氈，對於濁度之去除效果似乎沒有明顯差異，由此看來，如果污泥氈上澄液濁度的存在乃是因為小顆粒無法被污泥氈有效阻留，而藉由增加污泥氈膠羽間緻密程度可提升小顆粒的阻留說法似乎是不成立的。

4.3.2 毛細汲取時間(Capillary Suction Time , CST)

如吾文獻 2.4.2.2 中所述污泥膠羽和污泥脫水性之相關性並未有直接相關性，但 CST 乃是一快速簡便的污泥脫水特性量測之技術，對於吾人於實驗過程中即時監測並描述污泥氈生成現象上或有無助益。量測 CST 時所受影響之因素很多，其中以固體物濃度影響最大，二者呈現一線性關係 (Lee and Hus, 1992)；有鑑於此，故於數據呈現上吾人以圖 4.8 中污泥毛細汲取時間與重量百分率之關係。

由圖中結果發現 CST 與重量百分率亦呈現一線性關係，此現象等同前人所做的結果。其他影響 CST 之參數(溫度、黏滯性等)於本實驗過程中均控制於相同條件，另外因 CST 與重量百分率有一線性關係存在，故吾人於討論有機物含量對於 CST 之影響時便必須考量在相同的重量百分率下方能比較。圖 4.8 中 B02, B03 組中兩不同濃度腐植酸之污泥氈重量百分率差異不大，但是對於污泥膠羽的脫水性卻呈現明顯的落差。當腐植酸濃度由 2.14 mg/L 增加至 3.45 mg/L 時，其污泥之 CST 值呈現由 25~30 sec 降至 15~20 sec，但相較於水楊酸分子卻沒有此現象，可見大分子有機物存在時污泥氈之膠羽脫水性會明顯增加。對於此點現象的描述吾人可由污泥膠羽之重量百分率相互佐證，當膠羽藉由高分子有機物架橋以及交聯作用形成時，致使得膠體呈現蓬鬆狀導致單位體積內之固體物含量下降。

雖原水中有機物種類以及濃度變化對於污泥氈污泥脫水性影響並不明顯，無法有效藉由污泥 CST 值推測膠羽性質的差異，但由 CST 與重量百分率呈現一線性看來，對於以 CST 值即時監控污泥氈生成過程中污泥之重量累積速率似乎是一可行之辦法。

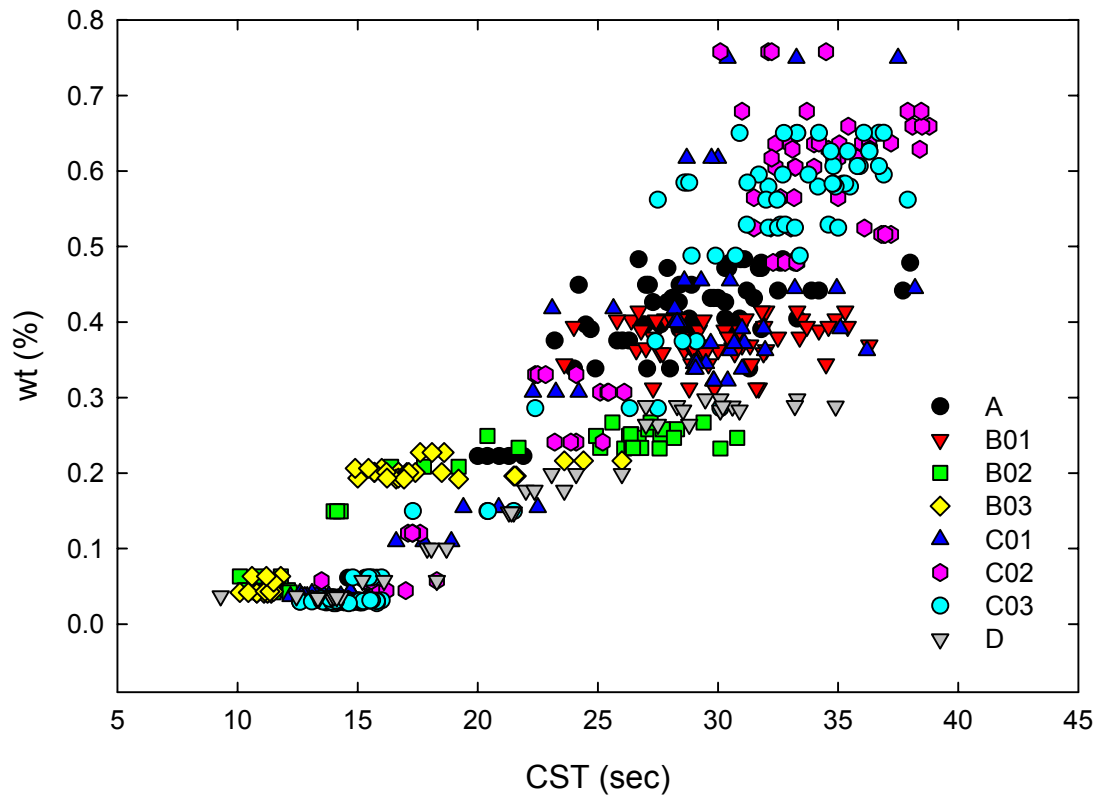


圖 4.8 污泥毛細汲取時間與重量百分率之關係

4.3.3 界達電位分析

吾人於先前混凝最佳劑量試驗中所得結論知，對於膠體混凝效果的好壞以及系統中顆粒之穩定狀態可藉由界達電位的量測推估，當混凝後膠體的界達電位趨近於零時可以達到最佳濁度去除效果，並促進後續膠凝效果；但先前結論乃得自瓶杯試驗，此結果是否適用污泥氈澄清池不得而知。而圖 4.9 為吾人採用穩定操作下之污泥氈污泥界達電位值(Zeta potential, Z_p)，其樣本數目(N)大於 10，圖中所示原水濁度顆粒(Raw)之界達電位值約略為 -23 mV，當原水中僅加入高嶺土時(A組)所形成之污泥氈膠羽約為 $Z_p = -2$ mV，顯示混凝過後膠體粒子充分達到去穩定的作用，爾後隨著原水腐植酸濃度的增加(B01, B02, B03)即可發現界達電位值隨之增加($Z_p = -2 \sim -14$ mV)，原因乃在於腐植酸消耗混凝劑的加藥量導致膠體表面未能達電性中和，再者吾於先前試驗中便已知 3 mg/L as Al

並非 B03 之最佳加藥量，故其 $Z_p = -14 \text{ mV}$ 是合理的。而對於添加水楊酸形成之污泥氈膠羽(C01, C02, C03)，其電位值隨著水楊酸濃度之增加反而越趨中性，因為對於 C 組而言其 3 mg/L as Al 之混凝劑加藥量即已過量，故當原水中水楊酸濃度增加時，藉由部分水楊酸分子消耗過量的鋁鹽使得界達電位降低。無論如何，上述兩種狀況之界達電位值對於膠體混凝膠凝程序來說是非常不利的，因為未達電性中和之膠體粒子會呈現再穩定狀態，此時其膠體的沉降性變差，導致上澄液濁度上升；但吾人於圖中界達電位值與污泥氈上澄澄液濁度對照後，並未發現隨界達電位的改變所導致的上澄濁度顆粒的增加，由此可知藉由電性中和使膠體粒子達到去穩定的混凝理論在此並非完全適用，即便污泥氈膠體的界達電位並未達到最佳混凝膠凝狀態(即電位 $\approx 0 \text{ mV}$)，對於濁度去除效果仍然存在，故此觀之除了膠體混凝理論外，污泥氈澄清池似乎對於濁度顆粒另有一去除機制。

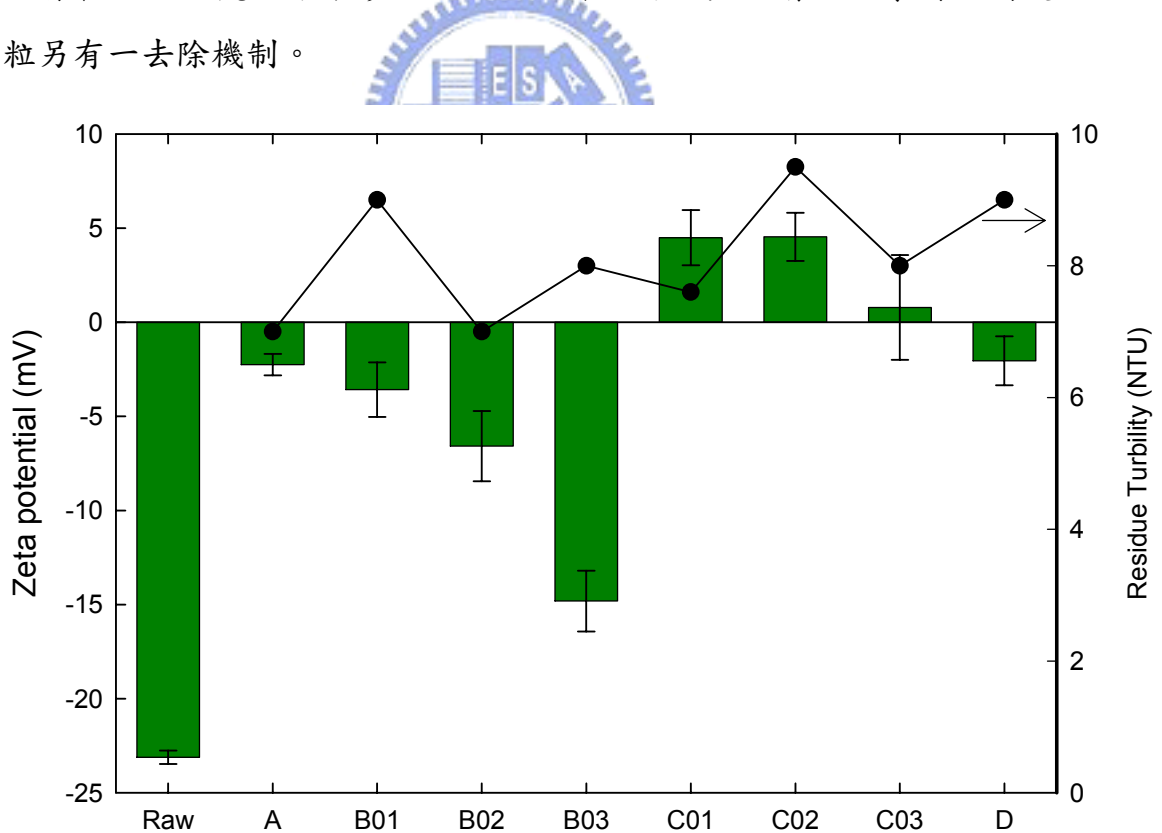


圖 4.9 各種類污泥氈污泥界達電位分析

4.3.4 泥毯膠體粒徑分析

絮凝膠體粒徑幾密切關係到混凝後膠體的體積、沉降速度、以及膠體的絮凝狀態，吾前所述污泥氈膠羽並非藉由慢混程序使得膠凝作用發生，乃藉由上流速度的坡降以提供膠凝機制，基於此點，故污泥之膠羽絮凝後膠體大小的差異便與污泥氈生成過程中所發生的現象息息相關，當水流剪力過大時理應等同混凝膠凝時過強的攪拌所導致的膠羽破碎，造成膠羽粒徑因而變小。

吾人對於絮凝膠體的粒徑大小乃利用光散射法求得，其污泥氈膠體粒徑如圖 4.10-4.11 腐植酸(B02)以及水楊酸(C02)污泥氈生成過程中膠羽的粒徑分布，圖 4.10 所示污泥氈於初期(0 HRT)時進流之膠體粒徑主峰落在 1 μm ，顯示對於剛經混凝完的膠羽因污泥氈管柱固體物含量不高，無法藉由膠體碰撞進行絮凝作用，故粒徑呈現偏低的情形，隨著時間的增加(5 HRT~10 HRT)，污泥氈微小粒徑(1 μm)的比例逐漸下降，此時小粒徑經由碰撞而逐漸絮凝成 10~1000 μm 的大粒徑，當污泥氈經過 15HRT 期間的培養即可發現幾乎大部份的膠羽已經放大至 1000 μm 左右，此時即便是再增加污泥氈的培養時間亦無法提升污泥氈膠羽的粒徑。

相較於腐植酸的膠體粒徑分佈，水楊酸亦呈現相同結果，圖 4.11 中可明顯初期污泥氈膠體仍然以小粒徑之膠羽為主，其粒徑分布落於 0.1~4 μm ，而且隨污泥氈培養時間增加粒徑也逐漸絮凝成較大的膠羽，當污泥氈培養至 50 HRT 後，便可以發現膠羽粒徑呈現一穩定狀態，此時水楊酸膠體粒徑則呈現兩個主要峰值，一者為 200 μm 左右的小膠羽，另外則是屬於 1000 μm 左右的大型膠羽，顯示當小分子水楊酸存在於原水中時，其顆粒絮凝效果較差，使得部分膠體粒徑無法有效放大，形成污泥氈中小粒徑膠羽的存在。

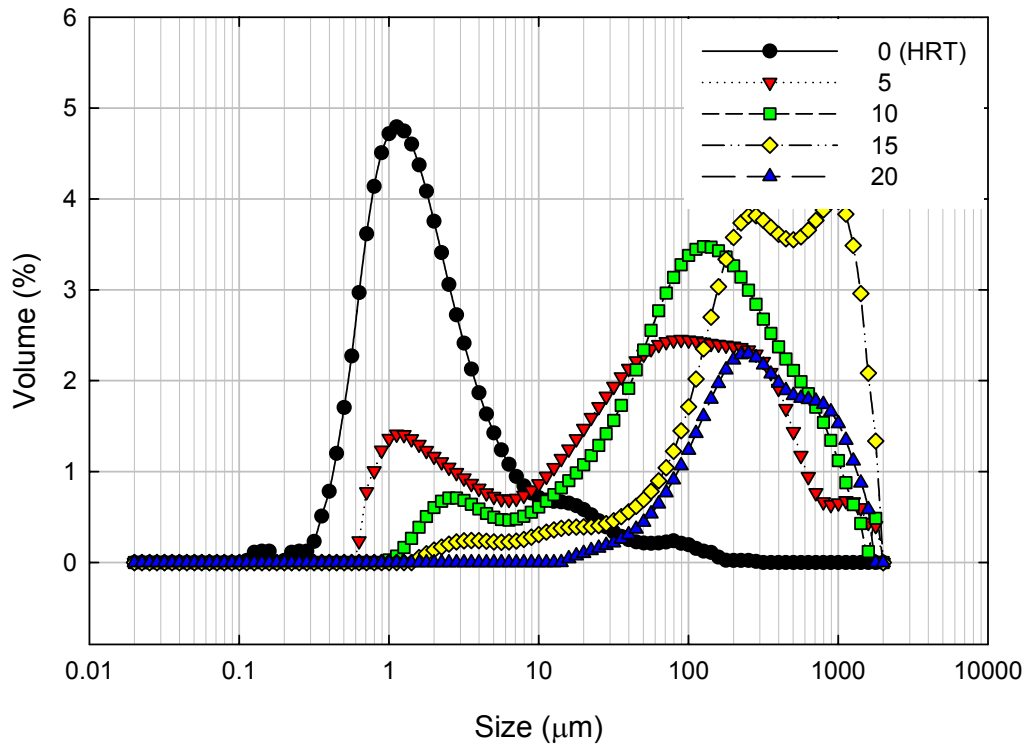


圖 4.10 腐植酸(B02)污泥氈生成過程中膠羽的粒徑分布

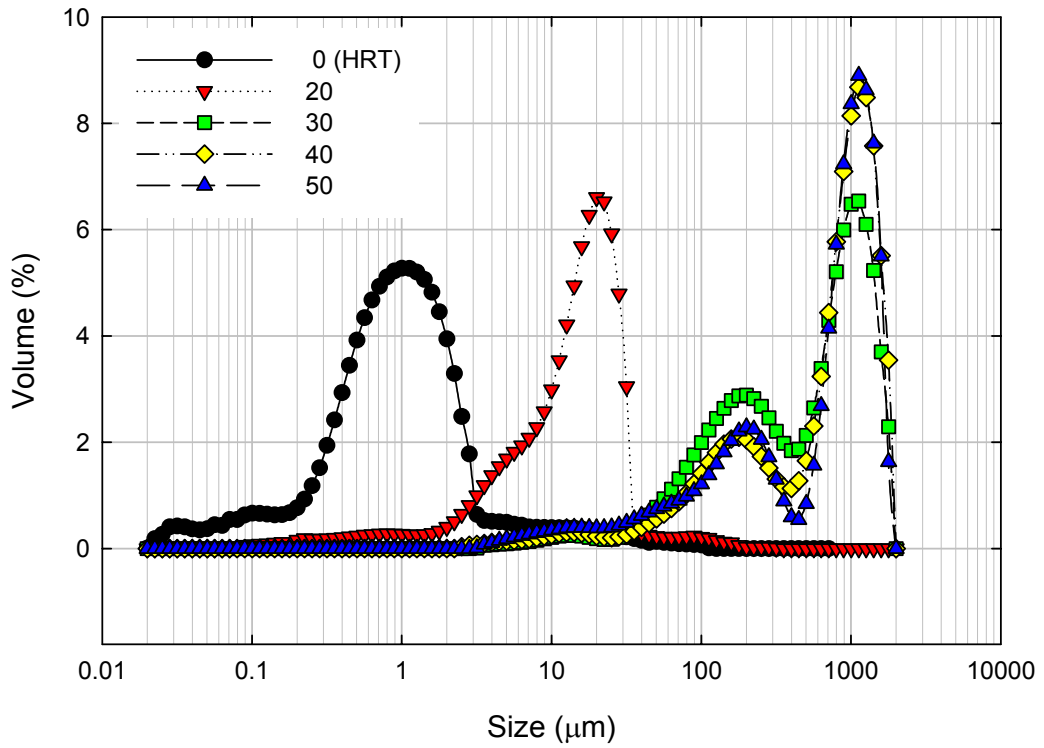


圖 4.11 水楊酸(C02)污泥氈生成過程中膠羽的粒徑分布

由上述二點觀察發現，在污泥氈穩定後腐植酸以及水楊酸二者之膠體粒徑分佈，除水楊酸於污泥膠羽中有較多小顆粒存在，此點亦可以說明為何水楊酸原水生成污泥氈時所產生的污泥氈重量百分率偏高，因為污泥氈內大膠羽與大膠羽的空隙中仍然填充著小顆粒膠羽的存在，致使單位體積內污泥氈固含量上升。另外吾人亦可發現二酸原水形成大膠羽的時間上明顯不同，在相同操作條件下，膠體開始有效絮凝放大的時間腐植酸(5 HRT)似乎比水楊酸(20 HRT)快速許多，這間接說明腐植酸原水在污泥氈澄清池內的固體累積速度比水楊酸原水快，以便提供膠體粒子足夠的顆粒濃度提升碰撞機會，此一推測吾人可以由腐植酸之結構視之，當腐植酸吸附於高嶺土表面或者鋁鹽沉澱物上時，因為腐植酸分子為一聚合物，鏈聚合物吸附於顆粒時，此量大會造成立體阻礙作用，但是當量少時長鏈可以接觸兩個以上顆粒，有利於顆粒彼此的接觸，增加兩顆粒間的碰撞頻率，因此於污泥氈培養初期可以加速固體物含量的累積。

上圖中吾人可發現對於膠體粒徑分佈最大至 1000 μm 左右，而沒有更大膠羽被測出，此一限制乃出自於儀器偵測範圍為 0.02 μm ~2000 μm 所致，藉由光學顯微照相法所拍攝到污泥氈實際膠體大小如圖 4.12 所示，腐植酸(a)與水楊酸(b)膠體粒徑明顯不同，圖中腐植酸粒徑最大應可達 1~3 mm，而水楊酸粒徑大小似乎比腐植酸粒徑小的許多，與由光散射法求得的粒徑分佈不盡相同。Dulin and Knocke (1989)於不同 pH 下進行混凝試驗，並非污泥顆粒大小與污泥膠羽有效密度是呈一反比關係，當污泥粒徑增大時會致使膠羽密度隨之減低，如此看來水楊酸污泥氈污泥氈重量百分率比腐植酸來的高的現象似乎可以由粒徑大小差異來佐證，當粒徑小時膠羽密度高使得重量百分率上升；另外比較兩種污泥氈(B02,C02)雖然其膠體大小以及型態有明顯差異，但仍如先前文中所述污泥氈上澄液濁度去除效果顯然沒有差異，故膠體粒徑以及污泥氈效能並無明顯關聯性。

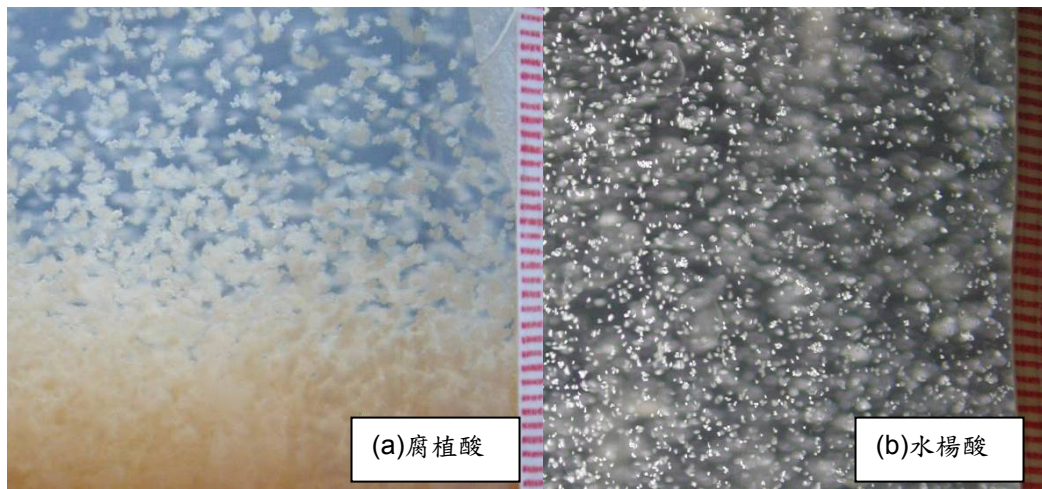


圖 4.12 光學照相法拍攝之膠羽粒徑



4.3.5 膠羽碎形維度

碎形維度可用來描述膠羽的緻密性、空隙度及結構的重複性等物理性質，本實驗利用膠體於水溶液管柱中自由沉降速率以及其膠羽平均粒徑計算出碎形維度，其結果如圖 4.13 所示。圖中吾人可發現當無機膠體 (A 組) 的碎形維度比有機膠體低，隨著增加原水中腐植酸之濃度看出碎形維度有增加的趨勢，但這似乎與文獻 2.4.3.2 中所整理結果不符，Lee (1994, 1996) 所述當膠羽的碎型維度越大，其沉降速度也越大，污泥的含水率會降低、固含量則反而上升，而吾人於污泥固含量(w/W)卻亦未看到該現象的佐證，而於水楊酸污泥氈膠羽的碎形維度也得到相同趨勢，粒徑分析過程中明顯發現水楊酸膠體粒徑與結構明顯比腐植酸小且緻密，但碎形維度分析結果卻顯示相反現象，故吾人認為此量測碎型維度對於描述污泥氈膠羽似乎不太可行。

由於利用膠體自由沉降法量測過程中亦會取得相關膠羽性質資料(如膠體密度、沉降速度、平均粒徑)，故吾人將其數據一併整理如下，圖 4.13 膠體平均粒徑與腐質酸濃度呈現正比關係，且水楊酸粒徑大致比較小，其數據結果似乎與先前粒徑分佈相符合，再者隨著有機物含量的提升不利於膠體的沉降性，這與有機膠羽粒徑較大且蓬鬆導致沉澱性不佳，不利於後續沉澱池的處理單元也較為合理，而水楊酸部分隨著濃度的增加，一者促使膠羽粒徑變大，但膠體的沉降速度卻未隨之下降，顯示水楊酸膠羽的密度較高，即便膠體粒徑增加其沉澱性依舊很好，而前述二者污泥氈重量百分率的差異似乎已可由膠體密度大小來解釋。

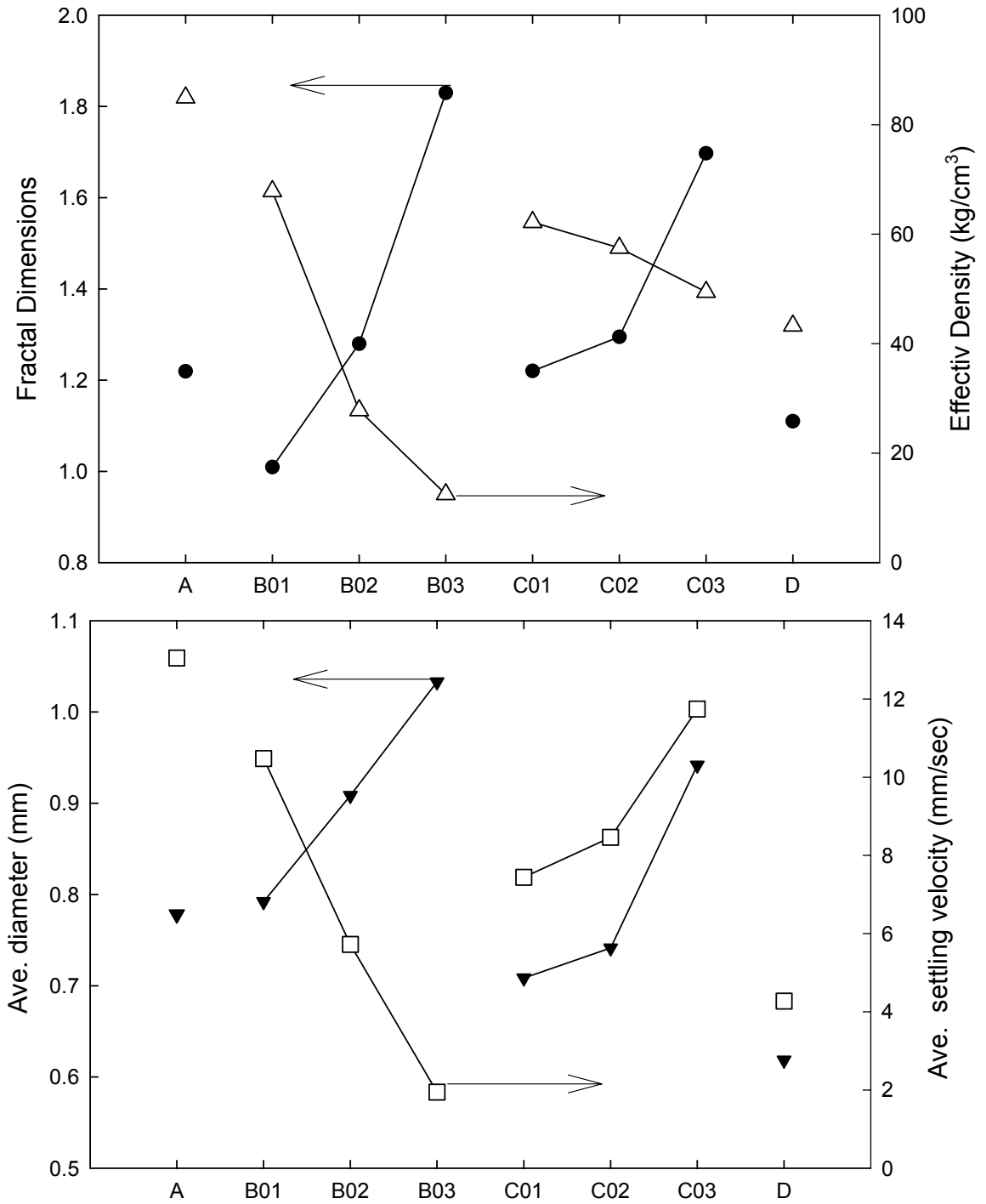


圖 4.13 有機物對膠體碎形維度、密度、粒徑、沉降速度之影響

基於水楊酸膠羽沉澱性佳以及膠體粒徑明顯比腐植酸顆粒(B01~D)來的小，吾人不免懷疑為何會呈現明顯差異，於 Huang and Shiu (1996)認為包陷去除為水楊酸去除之主要機制，亦即提供一線索乃在於水楊酸不同大分子有機物是附著於顆粒表層，當大分子有機物如腐植酸附著時可以有效提升顆粒的穩定性，另外卻也使得顆粒的水力半徑能夠進一步變大，混凝絮凝後即便未經有機物行架橋作用，其得到的膠體顆粒仍比初始無機高嶺土顆粒大，但水楊酸的被無機顆粒包陷，使得高嶺土非但沒提升顆粒的水力半徑，更增加了顆粒的穩定性，如此一來當鋁鹽混凝時，一者先中和原先高嶺土顆粒的電性，再者另需與包陷的水楊酸反應，由於反應發生適於顆粒表面或者顆粒孔隙內，所以濁度顆粒會附著較多的鋁鹽沉澱物，致使水楊酸膠體顆粒的密度上升，而有別於腐植酸對於膠體顆粒間的架橋與交聯作用所得大粒徑的膠羽，水楊酸膠羽粒徑便明顯小許多。

總體看來，利用碎形維度對於污泥氈膠體的微觀描述結果並不如預期，反觀吾人由膠體巨觀結果如沉降速度、平均粒徑等方式去詮釋污泥氈性質上的反倒適切，其原因可能在於污泥氈本身性質呈現便非單一膠體顆粒所產生的，而是無數膠體粒子間交互作用產展現的整體性質，不應過度著重於試圖以單一顆粒性質來判定污泥氈整體效能，反而適得其反。

4.3.6 膠羽外觀結構

承續前述中所提，當腐植酸濃度提升伴隨著膠羽粒徑變大以及結構上的蓬鬆，而水楊酸的膠羽在密度上比腐植酸膠羽高而膠羽沉降性也較好。圖4.14為各不同狀況下之膠羽其外觀型態之變化，圖上B~D即為腐植酸B01~B03其餘依此類推，圖中右下方為1 mm標準尺大小，由照片中觀察可發現腐植酸顆粒明顯比水楊酸膠羽顆粒鬆散破碎，這似乎與前敘腐植酸膠體粒徑較大不符，其原因在於通常粒徑較為粗大的膠凝體往往易受剪力而分裂，不易保持與實驗系統中相同的膠凝狀態，所以於進行顯微拍攝時會造成粒徑分布以及大小的誤差，但吾人於圖中發現腐植酸結構的確結構破碎且鬆散，當腐植酸濃度改變對於結構上的影響似乎無明顯差異，反之水楊酸污泥氈的膠羽(C01~C03)即便經過採樣動作仍然可於觀察到膠羽呈現一緻密的結構，尤其由水楊酸膠羽中間之透光性較差，顏色較膠羽周圍暗沉可推知緻密程度似乎是最高的，而當水楊酸濃度增加至3.54 mg/L後會發現水楊酸分子也呈現易破碎的結構，如此看來原水中小分子量的有機物的濃度影響膠羽的強度，當濃度過高時仍會大幅降低膠羽強度。

而圖中D所形成之膠羽兼具上述二者之特色，一兼具有腐植酸所呈現的蓬鬆，及水楊酸膠體內部之結構緻密，致使其脫水性呈現與水楊酸相似的狀態，但所形成污泥氈重量百分率則是受到腐植酸之影響而偏低，即便是當兩者均以相同濃度存在於原水中時，水楊酸分子對於單一膠體顆粒性質影響較大，而對於污泥氈整體性質的表現則受制於大分子量的腐植酸。總觀先前重量百分率、CST、碎形維度之推論看來，腐植酸形成的膠羽結構為蓬鬆，而水楊酸膠羽呈現緻密似乎與實際顯微拍照之結果相一致，雖實驗拍攝到的結果顯示膠羽本身已經破碎，無法判斷確切的膠體絮凝粒徑，但對於觀察細部膠羽型態仍是可行的。

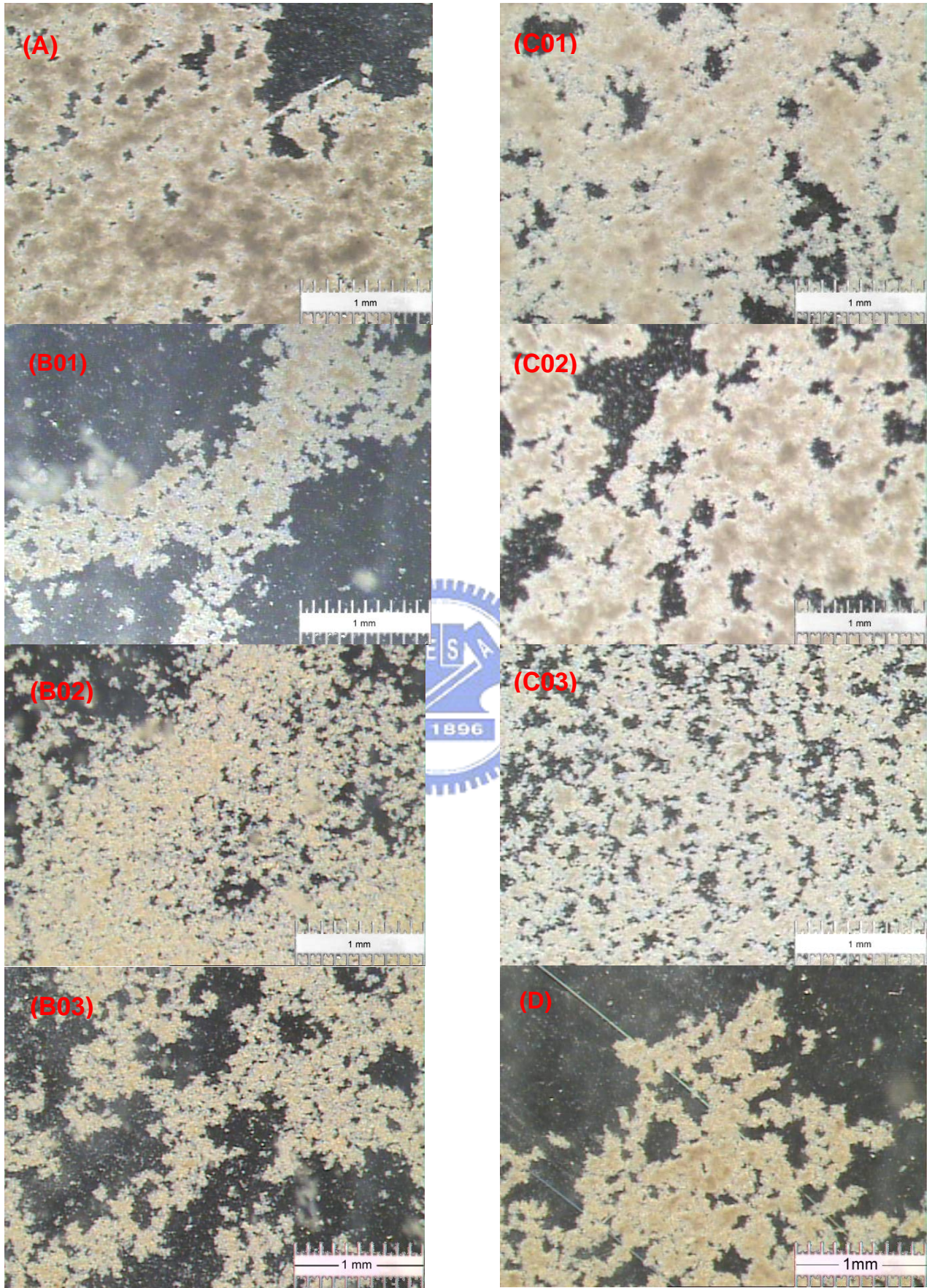


圖 4.14 各種膠羽外觀型態變化

4.3.7 泥氈膠羽強度

吾於 4.3.6 觀察發現，有機物膠羽性質於觀察過程會受到膠羽強度之影響，而膠羽強度是否亦與污泥氈之性質有其相關性並不得而知，如下圖 5.15 所示為各種狀況下所形成之膠羽強度，圖中發現高嶺土(A)經污泥氈之膠羽強度是最強的，隨著腐植酸濃度增加膠羽強度也隨之下降，而水楊酸之膠羽強度不論其濃度高低為何，強度均呈現最弱狀態。Wu (2003) 對於不同調理劑量下，鋁鹽汙泥脫水以及膠羽強度比較發現二者之間呈現一反比關係，進一步分析污泥膠羽的脫水性指標 CST 值，圖中顯示腐植酸膠羽脫水性較佳，逐步增加腐植酸濃度脫水性因此上升，而對水楊酸膠體而言脫水性較差，此乃因為小粒徑的膠羽會導致污泥表面積增加，則水和作用增大並產生較大之含水率，增加污泥脫水的阻力，對於實驗結果的解釋吾人認為原因在於污泥強度分析法利用水流剪力破壞膠羽，雖對於判別污泥調理後膠羽強度的大小似乎是可行的，但是經高分子聚合物調理後所得之膠羽強度往往比混凝膠凝後差距甚多，Wu (2003) 文中所述低膠羽強度至低均有 2.98，但是本實驗中膠羽分析結果強度最高者為高嶺土污泥氈膠羽，其強度也不過 1 左右，明顯比調理後的膠羽差距頗多。

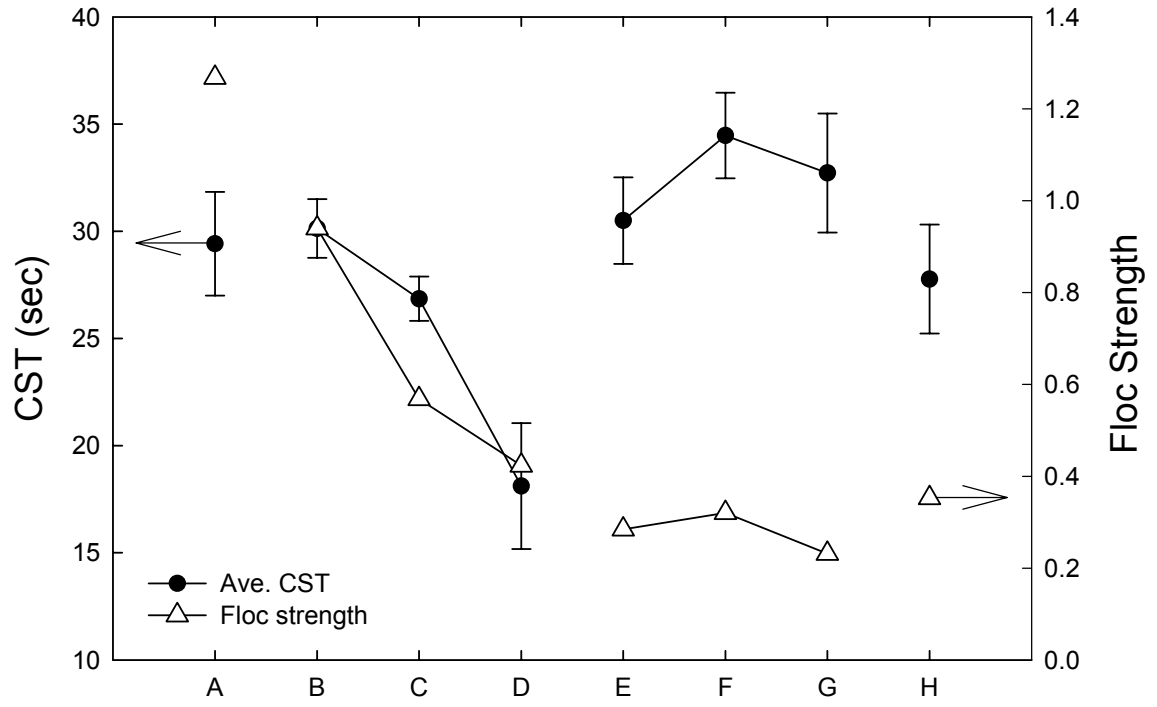


圖 4.15 各種狀況污泥氈膠羽強度與其污泥脫水性變化



4.4 污泥氈凝聚與淘漸

在污泥氈澄清池效能評估中提到上升流速是影響其處理效能好壞之主要原因之一(Gregory, 1979)，一般傳統污泥氈上升流速操作範圍約若於 1.2~5.0 m/hr (Robinson, 1988)，若污泥氈凝絮力佳則不易受到水力淘漸。邱 (2002) 試圖利用 Degremont (1991)提出的凝絮力試驗探討污泥氈水質處理效率的好壞與污泥凝絮作用力之相關性，結果顯示凝絮力(K 值)無規律且變化大。考量 Degremont 之污泥凝絮力大小乃污泥於特定上升流速下之體積膨脹速率比，故吾人針對污泥氈於不同操作流速下污泥膨脹速率以及其上澄液濁度做一污泥氈凝絮力大小的判別，圖 4.16 為不同原水條件下上升流速與上澄液濁度之變化，上澄液濁度越高即代表污泥本身凝絮力不佳，易受到水流剪力淘漸污泥，如此看來圖中 A 的污泥凝絮效果越好，即便是上升流速操作至 4.0 m/hr，上澄液濁度仍可維持於 20 NTU 以下，而當腐植酸濃度增加後相對的會使污泥氈凝絮力下降，致使濁度去除效果變差，於 B01, B02 時更是發生污泥氈淘漸的現象(NTU>60)，反觀水楊酸濃度上升時卻反而增加污泥氈之凝絮力，提升污泥氈於高流速下濁度的去除效果，而原水中若為大小分子量有機物混合時(D)，其形成之污泥氈凝絮力僅次於 A 組，對於濁度去除效果亦不差，由此可知對於污泥氈生成時，有機物分子量大小的分布會影響到污泥氈對於突變流速的耐受力，當大分子有機物含量越多時對污泥氈是越不利的。

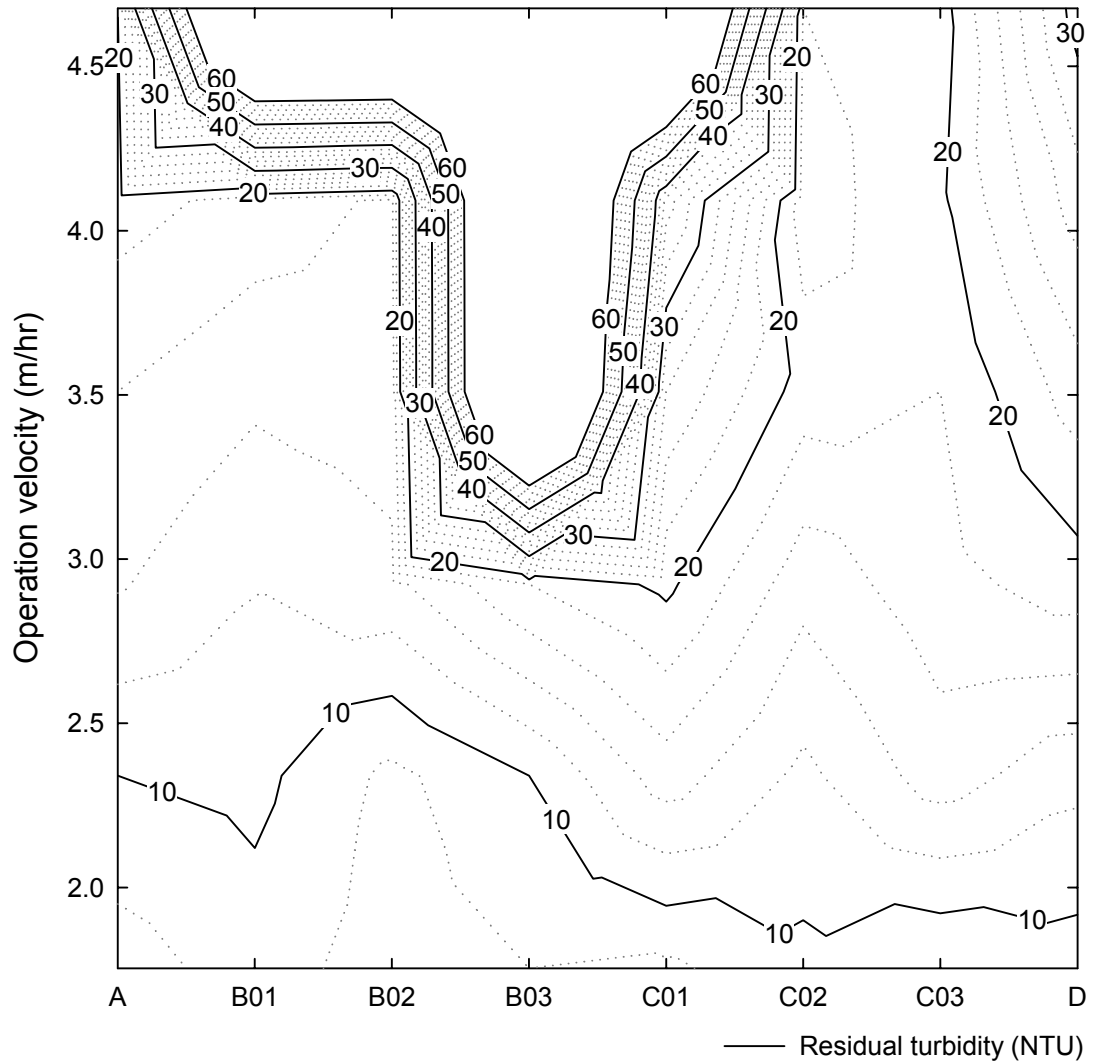


圖 4.16 污泥氈上升流速對於上澄液濁度之影響

針對污泥氈於不同操作流速下之污泥膨脹速率可用以代表污泥淘析程度，故吾人將其不同流速下污泥膨脹速度，經線性回歸後得污泥膨脹加速度值代表污泥氈淘析度(Washout Potential)，圖 4.17 如前所述對 A 之污泥凝聚絮力最佳，其污泥淘析潛能中最低，充分顯示出沒有有機物之存在下污泥氈穩定性極佳，而 B02, B03 之淘析度(washout potential) 高達 1.4，對照圖 4.16 中亦發現二者於 3.0 m/hr 時之後上澄液濁度突增，與 washout potential 是相符的，至於水楊酸形成的污泥氈受水流淘析的程度也同圖 4.16 所呈現是以

C01 最高，其上澄液濁度反應出低濃度水楊酸下污泥氈對於較流速之操作耐受性較差，而另一易受水力淘漸的物種為 D，該原水由腐植酸和水楊酸所構成，雖然由其粒徑分佈以及膠羽外觀型態上均呈現與腐植酸截然不同的差異，但不論由污泥氈重量百分率、CST、膠羽沉降性以及膠體密度看來，均指向一相同結果即污泥氈性質差異首重大分子量有機物之影響；由本實驗中，吾人亦可推測當污泥 washout potential 大於 1 時，污泥氈對於突變流速耐受效果極差，污泥易受上升流速而流失，導致上澄液濁度極速上升，此時對於污泥氈之流速變動更須嚴謹控制。

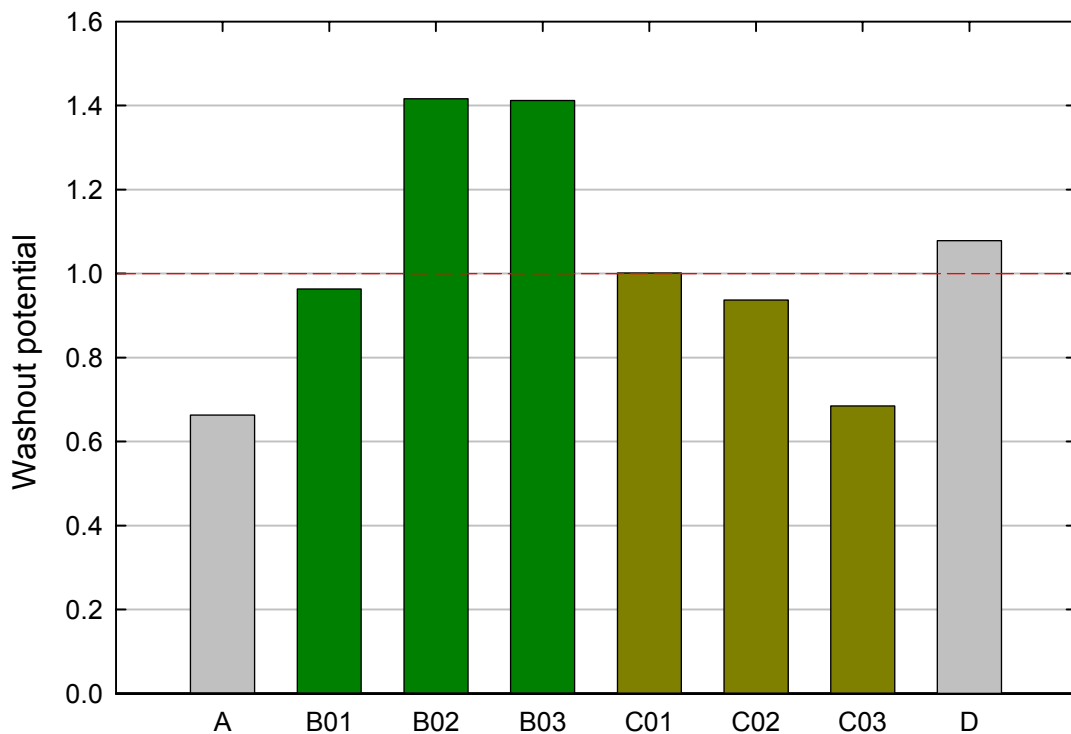


圖 4.17 不同污泥氈之污泥淘漸潛能

4.5 有機物對於污泥毯生成之影響

本節主要目的藉由連續監測污泥毯之生成過程，探討泥氈重量百分率濃度及上澄液濁度之關係，以找出泥毯生成的時間點，及污泥氈膠體之性質的差異。

4.5.1 污泥氈生成時間

圖中 4.18 為 A 於污泥氈生成過程中上澄液濁度、重量百分率以及污泥氈型形成高度的變化圖，如圖所示當污泥氈重量百分率累積至一特定濃度後便達一穩定值，其後固體物含量變化將不再呈現大幅變動，而此時污泥氈上澄液濁度也會開始下降，顯示污泥氈開始在模擬管柱中生成，初期(<20 HRT)污泥氈高度並未開始改變，但此時已經能提供原水中足夠的顆粒濃度進行膠凝作用，而當污泥氈高度開始上升時，原水中之顆粒即能有效捕集下來，轉而絮凝成懸浮態的泥氈膠羽，在這程序中，吾人認為污泥氈重量百分率驟然上升後(≈21 HRT)隨即伴隨污泥氈的形成，而於此點前後期間上澄液濁度也開始出現明顯去除效果，被捕集之顆粒導致污泥氈厚度上升，而泥氈亦開始累積汙泥，而這正是污泥氈特色，藉由提供有效顆粒濃度以促使向上流式原水水中顆粒能夠進行膠凝作用，達到去除的目的，故定義當污泥氈重量百分率突然上升之時間點為污泥氈形成的最短時間。

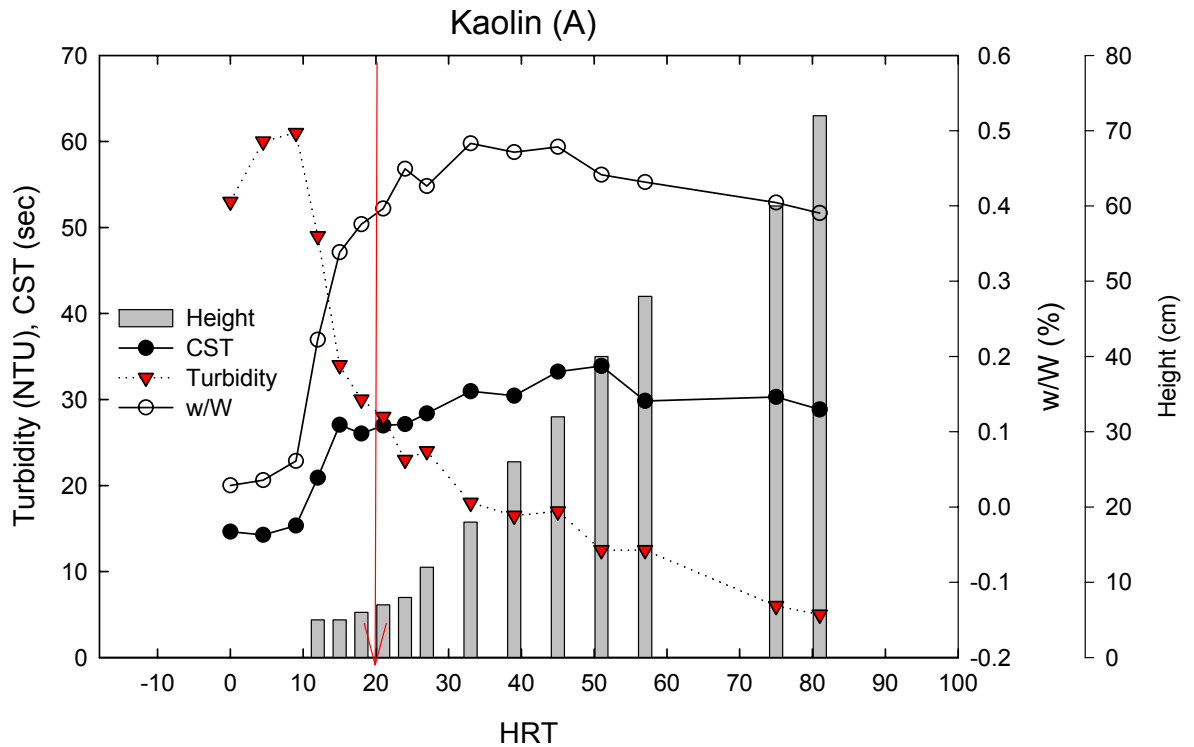


圖 4.18 污泥氈生成時間與期間濁度和重量百分率變化

由此判斷對於 A 污泥氈生成點落於 21 HRT 左右，其他不同種類之原水則依序如下圖 4.19-20 中所示，吾人可發現隨原水中腐植酸濃度改變對於污泥氈生成之影響，當溶液中有低濃度腐植酸(B01)存在下，雖造成膠羽粒徑變大且污泥重量百分率下降(見圖 4.7)，但卻可以降低污泥氈形成的時間，使得污泥氈形成約略為 15 HRT，這比單純水溶液中僅有高嶺土存在下之泥氈生成速率快，而當腐植酸濃度持續增加污泥氈生成時間開始延長，當原水腐植酸濃度上升至 3.45 mg/L(B03)時，污泥氈重量百分率含量降低至 0.203%，但污泥氈生成時間卻為 33 HRT，顯示污泥氈生成過程中腐植酸扮演一特殊角色，濃度過高與不及均會造成污泥氈生成快慢差異，但一般天然水體中，腐植酸濃度往往高於 B01(TOC>1.02 mg/L)，故此不易觀察到有機物促進污泥氈生成之現象。

水楊酸分子(C01~C03)對污泥氈生成之影響與腐植酸正好相反，圖 4.20 中可觀察到當水楊酸濃度上升後，其污泥氈生成時間縮短了，顯示水楊酸濃度之提升對於泥氈生成是有幫助的，再者於腐植酸污泥氈生成

時間最多不超過 40 HRT，但對於水楊酸而言泥氈生成最短時間並不低於 66 HRT(C03)，二者泥氈生成時間呈現明顯落差，對於生成時間最長的低濃度水楊酸泥氈，更可高達 100 HRT 以上，由此足以顯示出二者在泥氈生成過程中完全不同的影響機制。



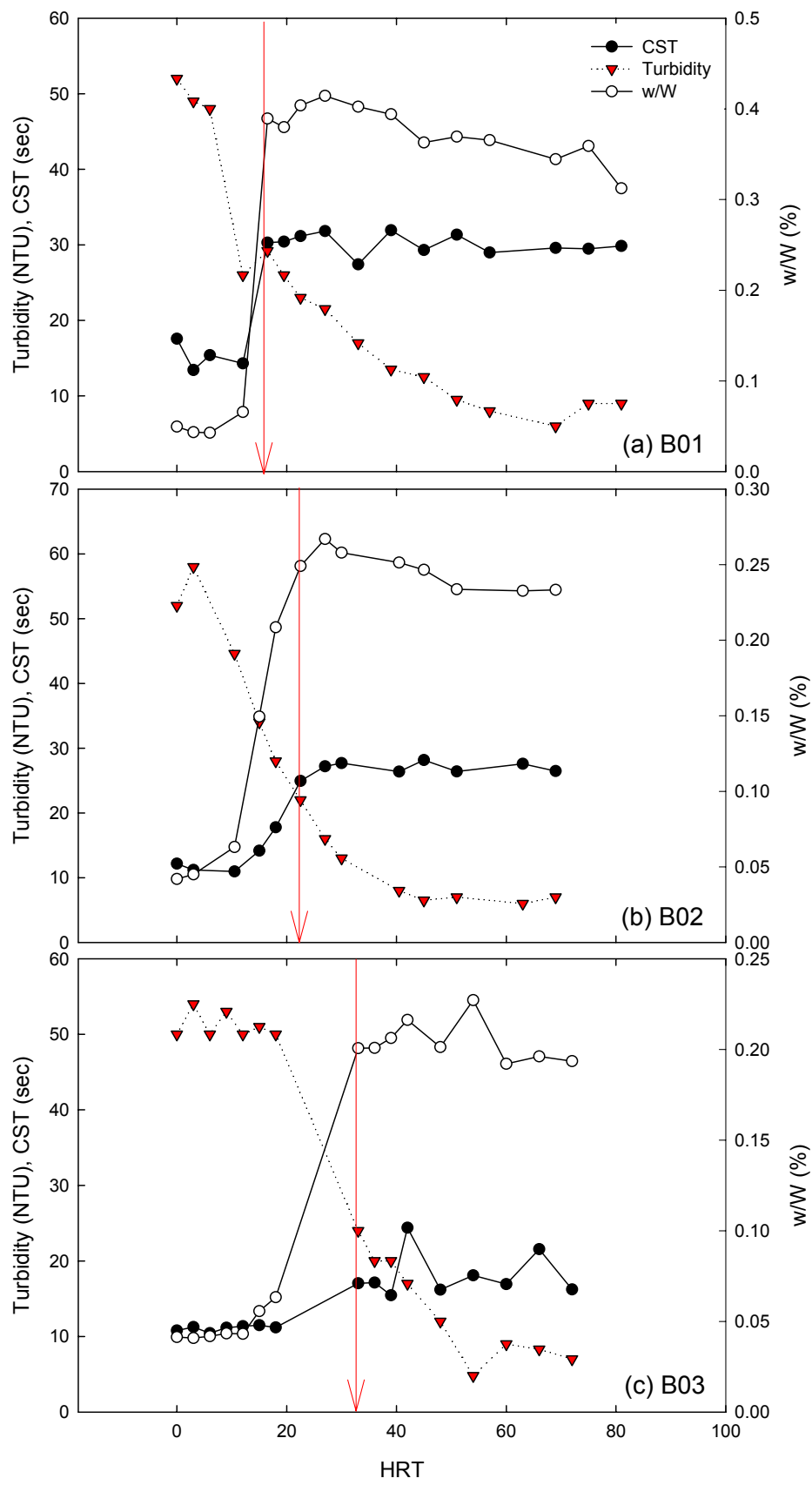


圖 4.19 腐質酸濃度對污泥氈生成之影響

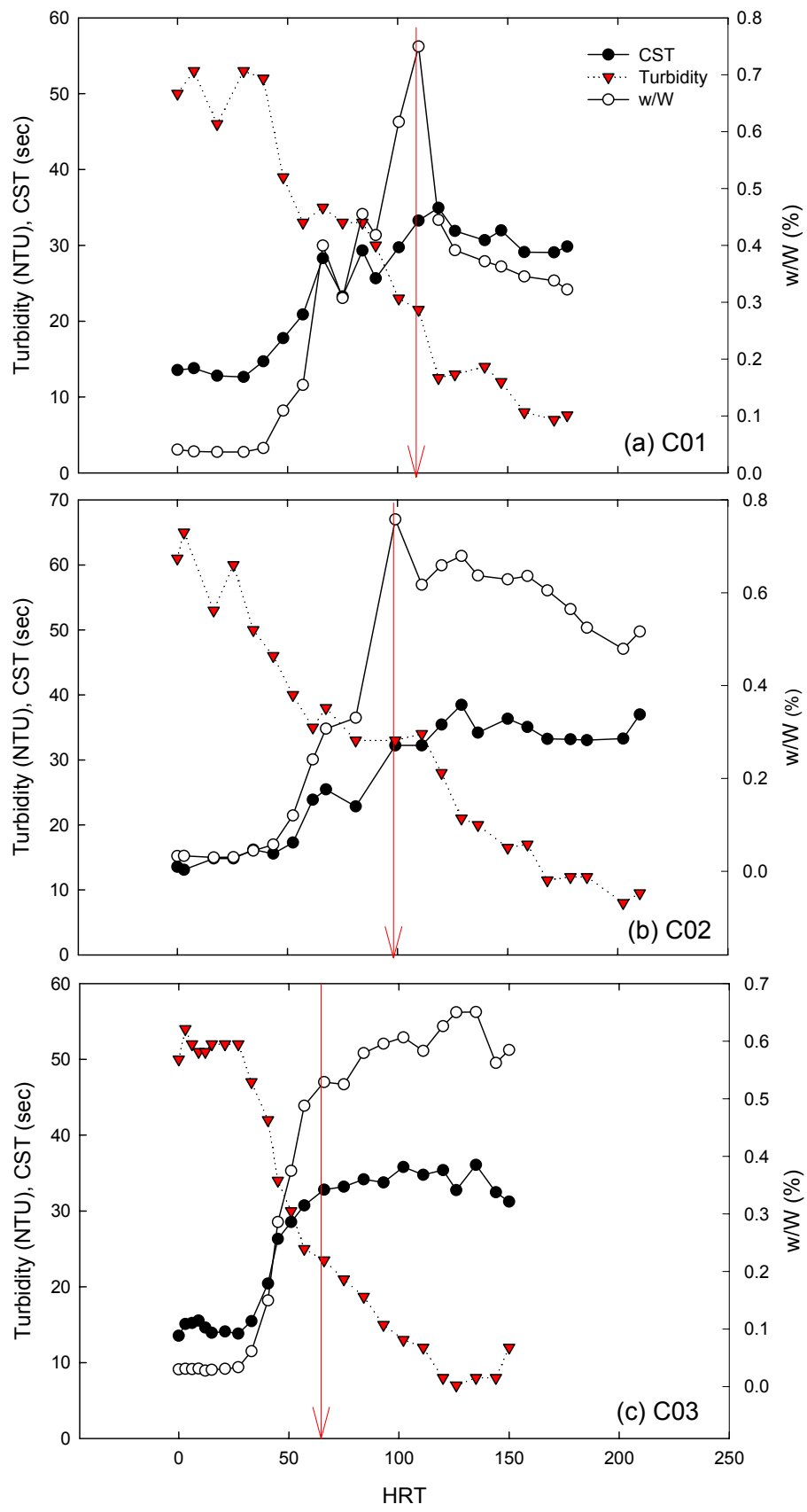


圖 4.20 水楊酸腐濃度對污泥氈生成之影響

有別於單純腐植酸和水楊酸對於污泥氈生成之影響，於 D 中將兩有機酸以 1:1 比例混合而成 3.2 mg/L as TOC 濃度，其結果如圖 4.21 中所示，發現二種有機酸對於泥氈生成均有其影響力，其污泥氈生成時間落於兩純有機物中間，約為 50 HRT。水楊酸之存在會大幅增加污泥氈生成所需的時間，但混合有機物之泥氈生成時間卻比單純水楊酸存下生成時間點早，由此可推論應是腐植酸之影響，促使泥氈生成較單純水楊酸快速，而由此點吾可推論混合有機物存在的情況下，小分子量之有機物並不利於泥氈之生成，故實際水廠在養成泥氈過程應首重考量原水中有機物性質，才不會導致污泥氈養成時操作上的誤判。

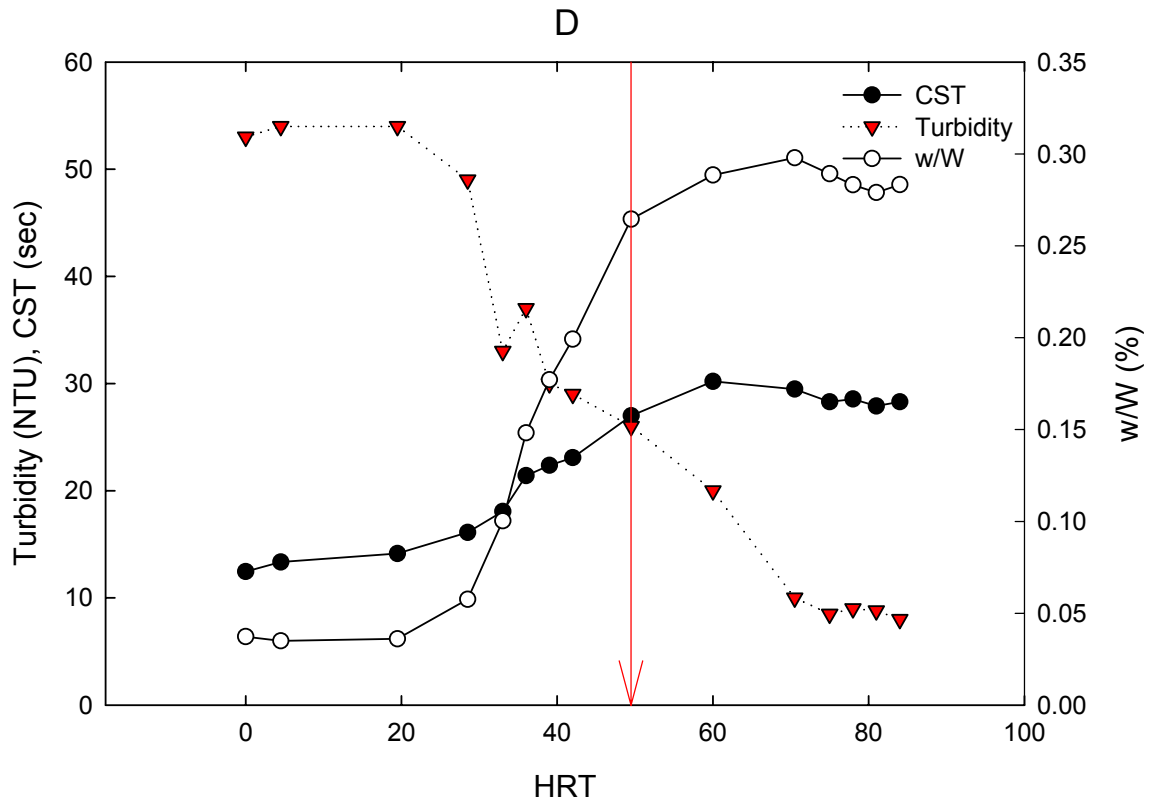


圖 4.21 混合腐質酸及水楊酸對污泥氈生成之影響

總觀原水中少量大分子量腐植酸存在對於泥氈生成是有助益的，但是腐植酸卻又導致膠羽結構蓬鬆，進而污泥易受水流剪力淘漸影響後續處理單元，而水楊酸雖可提升污泥緻密性，但需歷時較久才能使污泥氈達到穩定，故原水中兩者之間成分含量高低決定一污泥氈生成的快慢。



4.5.2 污泥氈生成潛能差異探討

由眾多結論發現污泥氈膠羽性質雖可以合理描述差異，但污泥氈形成時間上的差異似乎缺乏說明，其原因乃在於雖然污泥氈膠羽特性出現差異，而膠羽特性是反應最終結果而非過程描述，但是污泥氈生成過程可視為一連續反應，是故對於污泥氈生成快慢必須由其污泥氈形成結果反推之。

對於描述污泥氈生成時間上的差異，吾人可著重於三點：(1)有效電性中和、(2)重量百分率累積、(3)膠羽生成及型態差異，圖 4.8 雖呈現不同污泥氈之重量百分率差異，但可發現不論哪種原水狀況之下，污泥氈於生成初期均有一臨界固含量存在(約 0.06%)，而在圖 4.18-21 污泥氈生成過程中重量百分率及 CST 中亦可明顯發現當污泥固含量 $>0.06\%$ 後，其污泥氈之重量百分率和 CST 值會急速增加，顯示當顆粒濃度累積至此便能提升膠體顆粒間的碰撞機會，加速顆粒間的膠凝作用，而此一濃度即為有效顆粒碰撞濃度，由此說明污泥氈生成必須跨越濃度障礙，而如何有效累積固含量便成一關鍵點。

加速顆粒濃度之累積的方法，可由懸浮顆粒是否有效達電性中和著眼，眾所周知，膠體顆粒藉由有效的電性中和使顆粒達到去穩定，但除使顆粒達到去穩定外，顆粒能否有效沉澱則攸關於膠凝作用的好壞，而由於污泥氈澄清池並無膠凝池的存在，造成去穩定之膠體顆粒必須倚賴自身重力沉澱下來，沉澱過程中又受到底層進流原水上升流速影響，如此即便是去穩定之膠體也不易沉澱，導致固體物難以累積，倘若膠體顆粒未達電性中和，致使膠體顆粒仍呈現一懸浮穩定態，於此狀況下膠體幾乎被上升水流淘漸，進而減緩泥氈固體物累積速度，所以固定混凝劑加藥量下之實驗中，提升進流原水之腐植酸濃度致使污泥氈生成時間延長便是此現象之描述，而水楊酸分子於低濃度時吾人可由界達電位質發現均是處於過量加藥(圖 4.9)，導致膠體顆粒呈現電性逆轉而再穩定，所

以不利於顆粒的累積，但隨著水楊酸濃度的上升，使得有機物消耗過量混凝劑，而膠體顆粒達到去穩定，故當水楊酸濃度上升後，有利於污泥氈生成速率的提升。

雖然顆粒有效電性中和可提升固體物累積速度，但仍無法直接說明污泥氈之生成時間上的差異，其原因在於各原水成分所生成之穩定污泥氈所含的重量百分比不同，圖 4.7 中腐植酸所生成污泥氈之重量百分率相較於水楊酸低，這直接顯示即使泥氈固含量累積達 0.06%，但污泥由 0.06% 累積至泥氈穩定所花費的時間會隨不同的重量百分率而呈現出時間差異，當重量百分率越低時相對的所需耗費時間越短，是故腐植酸比水楊酸泥氈生成速率快。

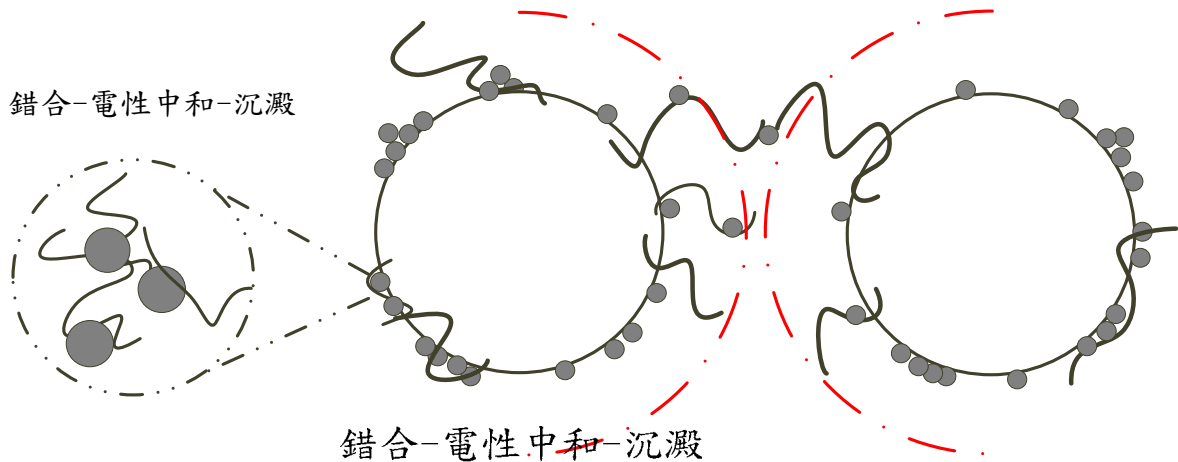
至於如何決定污泥氈之重量百分率的大小則是取決於膠羽的生成與形態，由污泥重量百分率以及圖 4.14 中膠羽外觀型態差異，同先前腐植酸膠體的論述，對於硫酸鋁混凝腐植酸機制中，一方面藉由錯合-電性中和-沉澱亦即帶正電之硫酸鋁水解產物與腐植質酸錯合，致使腐植酸電性遭中和而產生沉澱，以及 $Al(OH)_3$ 吸附腐植酸或者吸附前述腐植酸錯合產物而去除，另外腐植酸之結構亦可以視為一陰離子聚合物，提供兩顆粒間的架橋作用，由此觀之其所生成膠羽特性則結構鬆散、易碎、膠體孔隙度高，但反之則形成粒徑較大的膠羽，其詳述可見圖 4.22 中所示，顆粒表面間因腐植酸吸附形成較大的水力半徑，使得膠體顆粒間相互作用時(架橋)有一間距存在，當膠凝作用發生後所形成之膠羽內部則會附有極高的孔隙，形成粒徑大但內部蓬鬆的結構。

反觀水楊酸分子，依據前人所述之吸附及包陷去除作用之延伸，由於水楊酸乃小分子之有機物，故當其吸附於濁度顆粒上時並無法有效增加濁度顆粒之水力半徑，圖 4.22 中明顯看出水楊酸附著後，濁度顆粒之水力半徑比腐植酸附著之顆粒小，另一方面水楊酸分子無法提供顆粒間架橋作用所需長鏈，故吾人認為所形成之膠羽特性屬於緻密且粒徑分布較腐植酸小，而此推論於實驗中數據亦得到證實(圖 4.12、圖 4.14)。

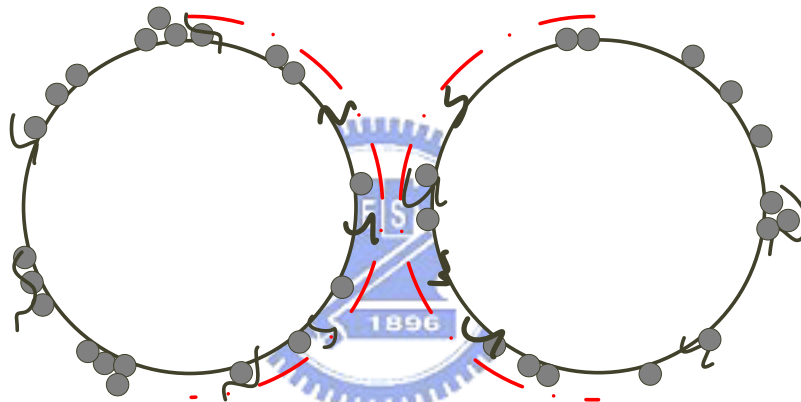
但若針對膠羽型態差異僅僅能說污泥氈重量百分率不同，對於何以腐植酸及水楊酸形成污泥氈時間上的不同仍無法得到一滿意解釋，此時須考量污泥氈澄清池之特色之一，即污泥膠羽呈現一懸浮態而非壓密沉澱態，既然膠羽是懸浮態便有體積上的問題。不可否認地當污泥氈澄清池穩定時其重量百分率會有一最大值，那便是說單位體積內膠羽“填充”不能無限制的增加，若以此假設當膠羽填充達一最大值時污泥氈隨即生成，故當膠體粒徑較大時，單位體積內所能填充之膠羽數量相對地要較少、時間較短，反之亦然；以此推論腐植酸膠羽，當其填充一定體積污泥氈所需膠羽數量較少，所以造成污泥氈重量百分率低，而所需時間也較短。

而對於低腐植酸濃度下為何污泥氈生成速度較純高嶺土快速？二者之介達電位以及重量百分率差不大，但吾人認為，會產生泥氈形成時間的差異乃在腐植酸分子結構上的長鏈，當腐植酸吸附於顆粒表面時，會使得濁度顆粒形成許多“觸手”(圖 4.22)，而這些表面“觸手”結構可以加速顆粒與顆粒間的接觸的機會，致使顆粒間毋須直接碰撞亦可產生膠凝作用，相較於無機顆粒間僅能靠實際碰撞才能產生膠凝作用來說，低腐植酸濃度確實可促進污泥氈形成時間縮短。

總觀上述論點，對於要快速形成一穩定污泥氈，在污泥氈生成初期需有效的使顆粒達去穩定以加速固體物含量的累積，而後形成之污泥氈膠羽須有較大的粒徑，且低重量百分率以利於污泥氈之生成。



濁度顆粒-腐植酸-硫酸鋁之膠羽生成型態



濁度顆粒-水楊酸-硫酸鋁之膠羽生成型態

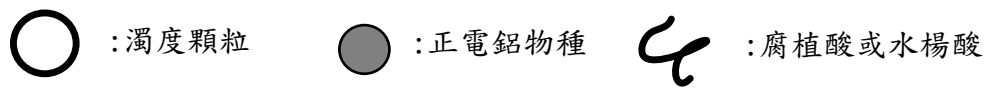


圖 4.22 腐植酸、水楊酸之膠羽生成形式

4.5.3 混凝條件改變對泥毯生成及效能之影響探討

污泥氈化學混凝劑量往往無一明確論述，Gregory and Patricia(1968)所述之最佳混凝劑量乃係指污泥氈有一最大澄清速率以及最低之出流水濁度，但仍未有明確劑量上的定義，而一般污泥氈混凝劑量之決定乃決定於瓶杯試驗中之最佳加藥量，有鑑於此，本實驗藉由降低混凝劑加藥量探討對污泥氈生成之影響並評估濁度處理效率。

針對4.1節中腐植酸於含 2.14 mg/L as TOC之原水最佳混凝劑加藥量為 2 mg/L as Al，吾人於本節試驗中降低混凝劑加藥量至 1.5 mg/L as Al，其餘操作條件仍維持不變，實驗組定義為B04，探討混凝劑加藥量減低是否會對於生成之污泥氈效能產生影響。圖 4.23 中所見對於污泥氈生成時間與相同濃度之腐植酸(B02)之差異前者為 28 HRT、 $Z_p=-12.9$ mV 後者為 22 HRT、 $Z_p=-6.6$ mV，顯示對於降低混凝劑加藥量的確會影響污泥氈之生成，導致污泥氈累積速度降低而污泥氈生成變慢，但反觀污泥氈之濁度去除效果卻未因此變差，圖 4.23 中吾人發現即使並非混凝最佳劑量，濁度去除效果仍然與混凝最劑量時效果差異不大，均能使出流水濁度達至 10 NTU的成效；此時考量是否能藉由降低顆粒表面之界達電位以提升濁度去除率，故吾人於泥氈操作 75 HRT後將混凝劑加藥量拉回至最佳加藥量(3.0 mg/L)，進行最佳加藥量之污泥氈操作(Step-A)，可預想理應可將出流水濁度降低，但事實卻不然，圖中Step-A過程即便經過 20 HRT、 $Z_p=-2.3$ mV後仍未見濁度降低，接著再增加混凝劑加藥量(4.5 mg/L)，待(Step-B)再經 30 HRT污泥氈穩後 $Z_p=0.03$ mV，仍未見上澄液濁度下降，反倒是污泥氈之重量百分率則隨時間稱增加而降低，推測其原因應與混凝劑過量加藥有關，因過量加藥導致 $Al(OH)_3$ 顆粒生成對濁度進行沉澱絆除，此時產生的污泥較為膨鬆，而重量百分率隨之下降。

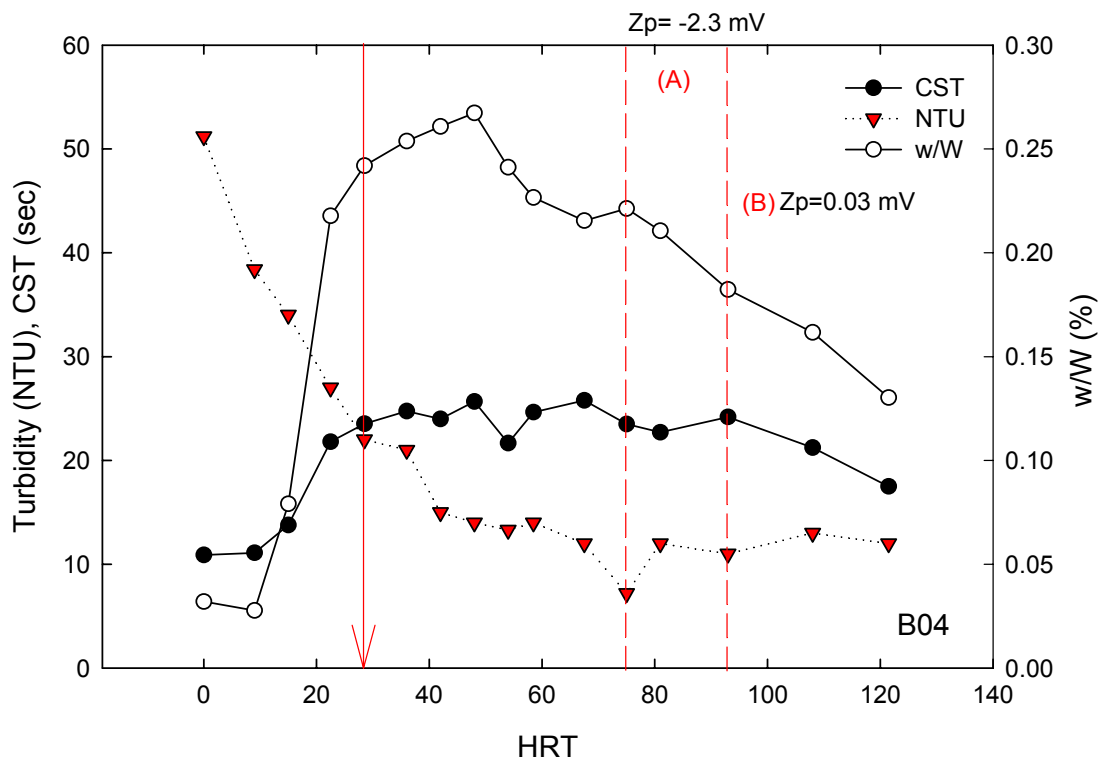


圖 4.23 改變混凝劑量對腐植酸污泥氈生成之影響

除上述腐植酸之試驗外，吾人亦於 2.18 mg/L as TOC 水楊酸原水中進行改變混凝劑量試驗，於實驗組 C04, C05 中分別採用 1.7、1.0 mg/L as Al 兩種不同加藥量，端看此兩種劑量對於污泥氈之濁度處理效能及泥氈生成影響。如圖 4.24 所示 C04 之污泥氈生成時間約為 45 HRT，而 C05 則為 100 HRT，由此二組結果觀察得知污泥氈生成頗受加藥量影響，致使泥氈生成變慢，但二者對於濁度去除效果仍然可達 10 NTU 水準；於 C04 污泥氈後期(Step-A)仍後續增量添加混凝劑至 3.9 mg/L as Al，此時界達電位由原先之 0.72 mV 增加至 6.02 mV，但上澄濁度仍未見改善；圖 4.25 所示 C05 污泥氈則將加藥量由 1.0 mg/L as Al 時($Z_p = -3.55$ mV)逐步增加混凝劑加藥量至 2.0 mg/L as Al(圖 4.25 Step-A)，界達電位因此變為 1.67 mV，見濁度去除未見提升，後續再改變混凝劑加藥量至 3.0 mg/L as Al(圖中 Step-B)，經過 30 HRT 後即使 Z_p 已增加至 4.27 mV，濁度去除效果有未出現差異，於實驗後期(Step-C)則將混凝劑量固定在

3.0 mg/L as Al 並將進流上升流速降低至 1.46 m/hr，推測澄清池濁度是否因上升流速淘浙污泥氈表層膠羽所導致，吾人可發現濁度去除效果明顯增加，但伴隨著污泥重量百分率之提升，顯示污泥氈因上升流速降低而呈現另一較緻密的結構。而對於 C04, C05 二者而言，隨著混凝劑的劑量增加，隨之也產生 CST 值以及污泥重量百分率的降低，其過量鋁鹽所產生之沉澱絆除機制不論於腐植酸以及水楊酸中均會發生。

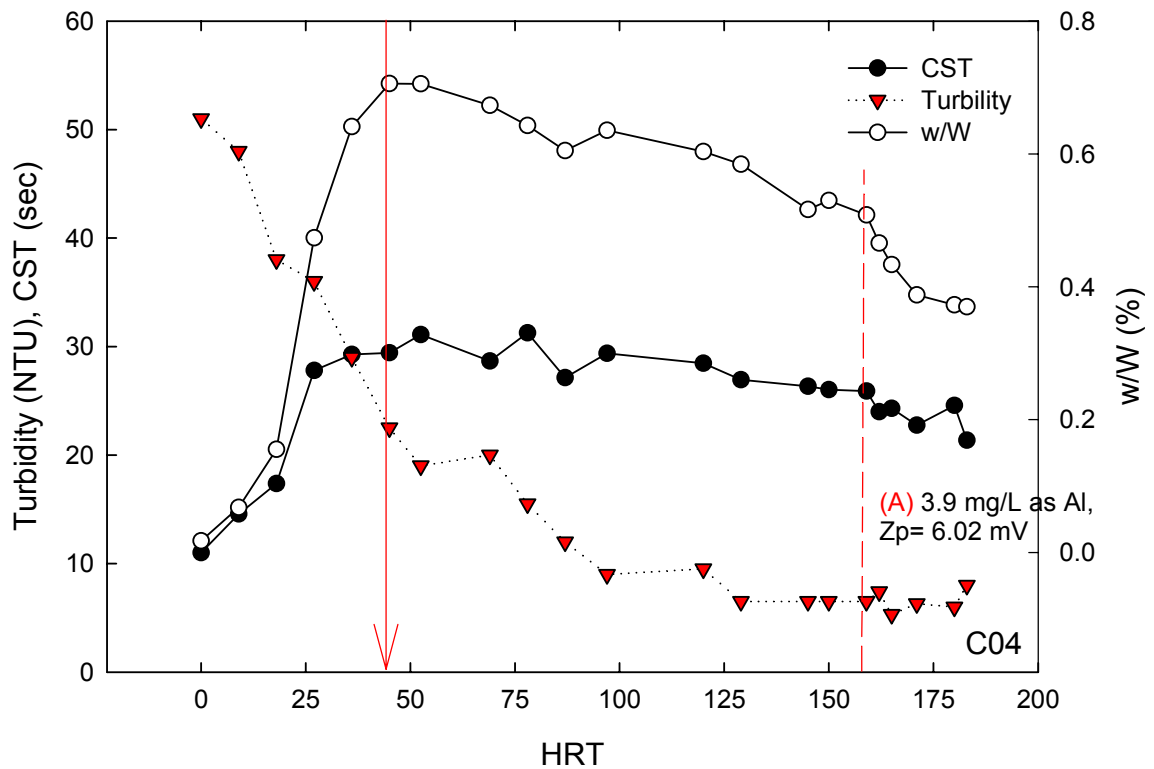


圖 4.24 改變混凝劑量(1.73 mg/L as Al)對水楊酸污泥氈生成之影響

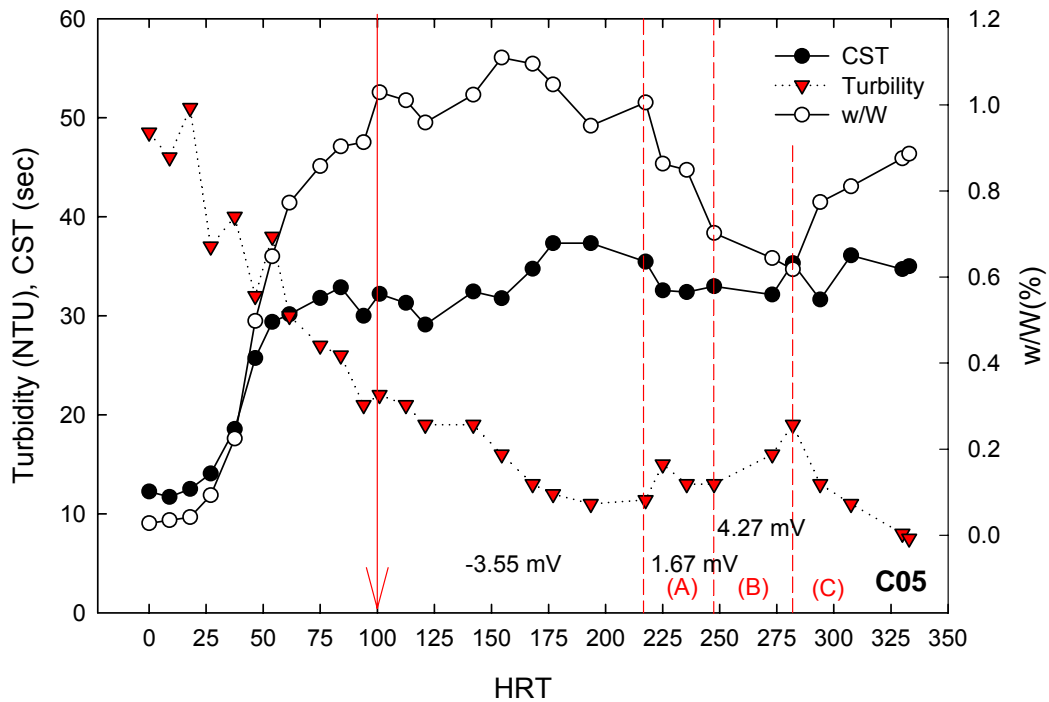


圖 4.25 改變混凝劑量(1.0 mg/L as Al)對水楊酸污泥氈生成之影響

由上述腐植酸(B04)及水楊酸(C04, C05)中，吾人不難推論污泥氈之生成快慢的確會受制於混凝劑加藥量之影響，但是一旦污泥氈生成之後濁度之去除效果卻不會產生差異，而且後續再增加混凝劑加藥量也無法提升濁度去除率，即便後續過量添加混凝劑導致污泥氈之界達電位發生逆轉，雖然混凝觀點來看是不利於膠體去穩定的，但如此更可說明污泥氈之特性於污泥氈生成時即已經決定，後續再添加混凝劑以提升濁度去除是於事無補的。

4.5.4 降低加藥量對污泥氈影響探討

由前一節所述，污泥氈穩定後之界達電位值改變並不影響污泥氈之處理效能，由圖 4.26 為各污泥氈於生成時之界達電位值變化，進流原水顆粒之界達電位約為-22 mV，經過快混進入污泥氈後，初期進流之膠體界達電位較低，但隨著污泥氈生成穩定時，腐植酸之污泥界達電位則稍稍提升(圖 4.26-a)，於水楊酸污泥培養過程中，界達電位逐漸上升的現象相當明顯(圖 4.26-b)，若當混凝劑加入之瞬間，隨即電性中和機制即已完成，且快混槽中的攪拌更加速顆粒電性中和的速度，是故混凝後顆粒電性不應再發生改變，但於污泥氈連續觀察中發現電性逐漸上升的現象，於此可由兩點推測:其一混凝劑於污泥氈底部被高濃度污泥顆粒截留發生累積現象，其二吾人混凝劑添加仍屬過量，導致上澄液中仍然殘存混凝劑，當污泥氈生成過程中，殘留之混凝劑便可以與尚未電性中和之膠羽電性中和，以致顆粒電性緩慢上升。針對於第一點似乎不可行，因為固體物未達最大累積濃度前污泥氈尚未生成，故高濃度膠羽截留硫酸鋁似乎不可能，再者污泥顆粒電性於進流後即已逐漸發生改變，而非污泥氈生成之後才發生，所以第一項推測是不可行的。

對於描述第二點的推測中過剩混凝劑的存在，吾人理應須於上澄液中觀測到兩種界達電位的存在，一者為未完全電性中和之顆粒，另外一者為帶正電性的顆粒。圖 4.27 中為觀察 2.18 mg/L-SA 以及 2.14 mg/L-HA as TOC 之混凝沉澱後上澄液之界達電位值，不難發現二者結果均呈現出兩種界達電位值，是故符合吾於第二點推測，於瓶杯試驗中所得之最佳加藥量，其實應該說成最佳膠羽沉澱加藥量，對於傳統混凝沉澱程序中，此加藥量吾人並不認為是過量值，因上澄殘留之混凝劑若要能有效利用，則需藉由增加快混時間或者攪拌速度以提升殘餘混凝劑與顆粒之接觸頻率，但對於能量的消耗是一大考量，反觀污泥氈澄清池則能夠藉由較長的顆粒停留時間以提升混凝劑的效率，達到電性中和的

目的，故由此點推之，吾人認為污泥氈之最佳混凝劑加藥量應低於瓶杯試驗之結果，此點可由上述實驗結果觀察到。

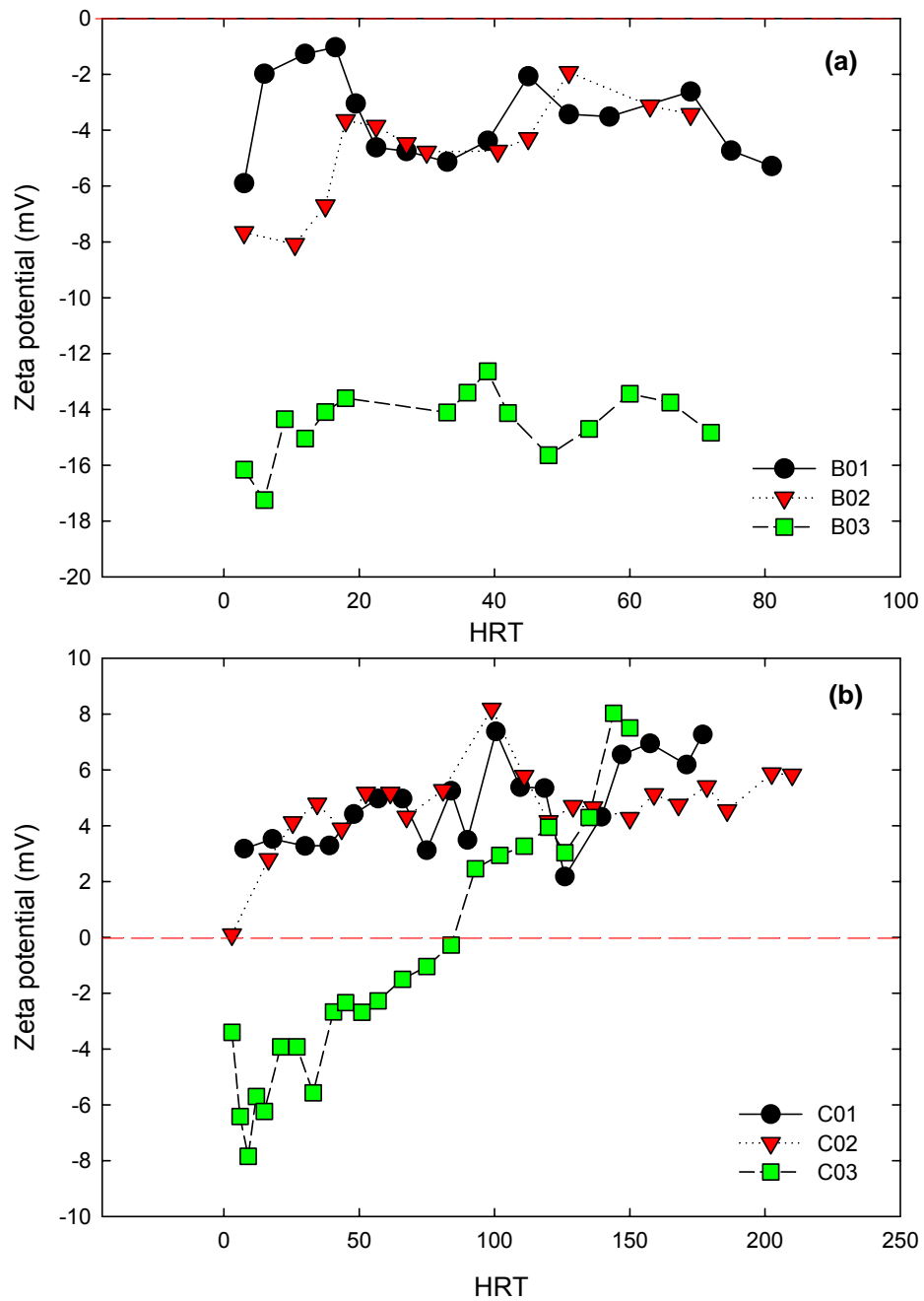


圖 4.26 各污泥氈生成期間之界達電位值變化

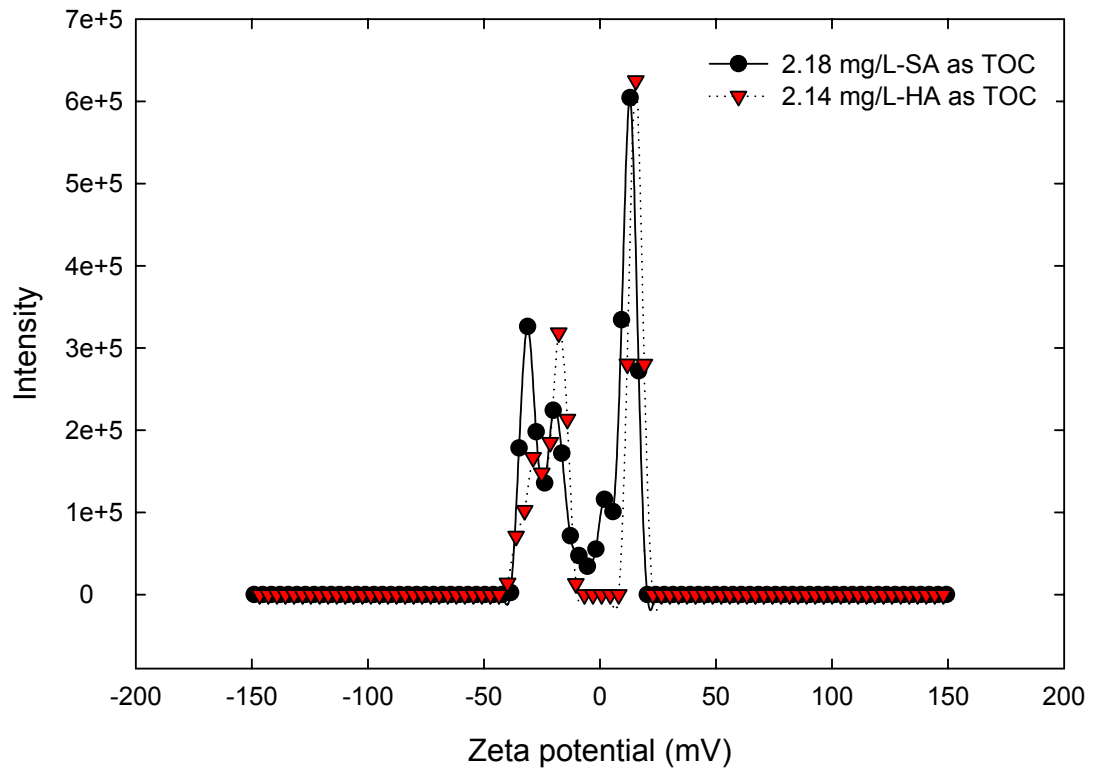


圖 4.27 混凝沉澱後上澄液之界達電位值



4.6 污泥毯對濁度與有機物去除效率

於本實驗過程中，各種人工原水之污泥氈濁度之去除並無明顯變化，而總觀結果污泥氈膠羽特性亦不能有效描述污泥氈之濁度去除，反倒是濁度的去除受制於污泥氈操作控制影響較鉅；傳統混凝過程中有機物之去除效果並不佳，而對於能否藉由污泥氈性質的差異提升有機物之去除也是一大課題，故本實驗中於污泥氈穩定之後，測其各人工原水之污泥氈上澄出液分析，探討不同性質泥氈對有機物之去除，如下表 4.2 中所示。

表 4.2 各污泥氈試驗之有機物與濁度之去除

Species	B01	B02	B03	C01	C02	C03	D
TOC _{-in}	1.02	2.14	3.45	1.58	2.18	3.54	3.20
TOC _{-out}	0.408	0.843	0.716	0.79	1.81	3.44	1.55
SUVA _{-in}	4.70	5.27	5.01	0.379	0.328	0.42	2.79
SUVA _{-out}	1.47	2.01	3.72	0.481	0.276	0.291	0.706
SUVA Removal (%)	68.7	61.7	-14.3	-26.8	13.8	30.3	74.7
Turbidity(NTU)	9	7	8	7.6	9.5	8	9

由於Specie-A進流原水之TOC含量不高(0.443 mg/L)，故不列於表中討論。表中4.3 顯示污泥氈對於大分子量腐植酸之去除效果較佳，隨進流腐植酸濃度之增加其出流有機物濃度仍可維持於0.7 mg/L左右，但本章前所述腐植酸之污泥氈重量百分率並不高，污泥氈之膠羽間呈現一蓬鬆孔隙，且隨著進流有機物濃度上升膠羽空隙亦隨之增加，但對於大分子量有

機物卻仍然維持一定出流水質，觀察其污泥氈進出流之SUVA不難發現其原因，若依據Edzwald and Tobiason (1999) 所提出之SUVA 值與有機物性質的論述，吾於腐植酸各進流的SUVA 值皆介於4.73~5.2 L/mg-m之間，顯示腐植酸原水中有機物的組成大多為水溶性腐植質，且具有疏水性與大分子量的特性，一般於混凝單元便能中有良好的去除率，由此推測出流水中應可觀察到低的TOC出流水質，而事實亦證明如此，對於腐植酸出流水中之微量有機物的存在，從其SUVA 值小於2 L/mg-m 即表示有機物的組成是以非腐植質的親水性較小分子為主，而這些溶解性小分子有機物於混凝單元中去除本屬不易，但於出流水中存在，顯然利用污泥氈高顆粒濃度的特質試圖提昇小分子有機物的去除效率是不可行的。對於B03之出流SUVA值偏高，其原因可能在一者污泥氈之重量百分率過低以至於不能有效攔阻大分子量有機物，再者混凝加藥量試驗中吾發現其4 mg/L as Al 乃最佳加藥量，但於污泥氈試驗中則是採用3 mg/L as Al，雖未對濁度去除產生影響，但足以影響有機物之去除。

對於腐植酸污泥氈討論結果，污泥氈對於小分子量有機物去除效果不佳，而本實驗中亦採用水楊酸模擬小分子量有機物之去除，表4.25 C01, C02, C03中污泥氈對於小分子量有機物之去除效率非常差，對於去除率最佳的C01也僅有50%的去除率，當隨著水楊酸濃度的增加，C03中其去TOC去除效果幾乎僅有3%，出流水TOC值更高達3.44 mg/L，幾乎完全沒有去除效果，而由SUVA值亦可歸納不論於進流或者出流水之SUVA值均遠小於2 L/mg-m即表示有機物是親水性小分子量有機物，而正也符合水楊酸之特性；對於水楊酸之去除效果差乃在於水楊酸分子之去除機制是藉由吸附作用以及包陷作用，而吸附作用若非專一性較強之化學性吸附，則容易導致吸附質脫附的情形，再者吾於前章4.2 等溫吸附中所述水楊酸與高嶺土之間吸附量亦不高，雖水楊酸與顆粒間包陷去除效率可以藉由混凝分段加藥提

升(Huang and Shiu, 1996)，但不論由吸附及包陷的觀點出發均不利於水楊酸之去除，故導致污泥氈上澄液TOC值偏高。而D組中則介於腐植酸及水楊酸兩者之間，出流水之TOC值約與進流之水楊酸濃度無異，而SUVA值也顯示出流水中是以小分子為主。



第五章 結論與建議

5.1 結論

1. 原水中小分子有機物存在不利於污泥氈生成，而大分子有機物則於低濃度下可加速污泥氈生成速率。
2. 影響污泥氈澄清池處理效能之最大因子為污泥氈進流上升流速，而非前段混凝單元。
3. 污泥氈澄清池之最佳加藥量與瓶杯試驗中之最佳劑量不同，應比瓶杯試驗所得之劑量低。
4. 污泥氈澄清池對於溶解性小分子有機物之去除效果不佳，但於大分子有機物之去除效果則非常顯著。



5.2 建議

1. 污泥氈澄清池之最佳劑量決定雖已經證實比瓶杯試驗中低，但是對實際添加量仍無明確定論，此點可進一步作深入探討。
2. 本研究對以硫酸鋁養成之污泥氈已有明顯結論，但對於水廠常見的另一種混凝劑 PACI 是否能得相同結論仍有待研究。
3. 本研究之結論屬實驗室規模，對於實場原水之應用性仍有待研究。



參考文獻

Adachi Y. and Tanka Y., "Settling Velocity of of an Aluminum-Kaolinite Floc," *Wat. Res.*, 31, 3, pp. 449-454, 1997.

Amy G. L., Sierka R. A., Bedessem J., Price D. and Tan L., "Molecular Size Distributions of Dissolved Organic Matter," *J. AWWA.*, 84, pp. 67-75, 1992.

Andrews S. A. and Huck P.M., "Identification of Disinfection By-Product Precursors Using Fractionate Natural Organic Matter", Water Quality Technology Conference, proceedings of AWWA, Miami, Florida, Nov., 1993.

"Organics Removal by Coagulation: A Review and Research Needs," *J. AWWA*, 71, pp. 588-603, 1979.

Blick A. P., "Better Coagulation Processes for Better Waters", *Wat. Works Eng.*, 116, pp. 375, 1963.

Chowdhury Z. K. and Amy G.L., "Coagulation of Submicron Colloids in Water Treatment by Incorporation into Aluminum Hydroxide Floc," *Environ. Sci. Technol.* 25, pp. 1766-1773, 1991.

Degremont, "Water Treatment Handbook", pp.131-137, 1973.

Dempsey B. A., "Reaction Between Fulvic Acid and Aluminum," in Aquatic Humic Substances Influence in Fate and Treatment of Pollutants, Suffet I.H. and MachCarthy P.(eds.), American Chem. Soc., Washington, D.C., pp.409-424, 1989.

Dulin B. E., and Knocke W. R., "The Impact of Incorporated Organic Matter on the Dewatering Characteristics of Aluminum Hydroxide Sludges", *J. AWWA.*, 81 (May), 74-79., 1989

Edzwald J. K., and Tobiason J. E. "Enhanced Coagulation: US Requirements and a Broader View." *Wat. Sci. Tech.* 1, 40, 9, pp. 63-70, 1999.

Edzwald J. K., "Coagulation of Humic Substances," *AICHE Sym. Series 19 water-1978*, 75, pp. 54-62, 1979.

Fan Linhua, Harris, John L., Roddick, Felicity A., Booker, Nic A., "Influence of the characteristics of natural organic matter on the fouling of microfiltration membranes", *Water Research*, 35, 18, 2001, pp. 4455-4463.

Gregory D. R. and Patricia C. M., "Influence of floc size distribution on clarification," *J. AWWA*, 78, 8, pp. 75-80.

Gregory R., "Performance of Floc Blanket Clarification", Personal communication, 6th, August, 1969.

Gregory J., "The density of particle aggregates", *Wat. Sci. Tech.*, 36(4), pp. 1-13, 1997.

Hale P. E., "Floc blanket clarification of water", Doctoral dissertation, London University, United Kingdom.

Han M. and Lawer D. F., "The Insignificance of G in Flocculation", *J. AWWA.*, 85. pp. 79-91, 1992.

Huang C. C. and Shiu H., "Interactions between alum and organics in coagulation", *Colloids and Surfaces*, 113, pp. 155-163, 1996.

Hundt T. R. and O'Melia C.R., "Aluminum-Fulvic Acid Interaction : Mechanisms and Application", *J. AWWA.*, 80, pp. 176-186, 1988.

Jacangelo J. G., Laine J.M., Cummings E.W. and Adham S.S., " UF with pretreatment for removing DBP precursors", *J. AWWA.*, 87(3), pp. 100-115, 1995.

James A. E., and Williams D. J. A., "Flocculation and rheology of Kaolinite/quartz suspensions *Rheologica Acta*" , 21, pp. 176-183, 1982.

Jiang Q. and Logan B. E., "Fractal dimensions of aggregates from shear devices", *J. AWWA.*, 88, pp. 100-113, 1996.

Kan C., "Determination of Rapid-Mixing Parameters in Coagulation: Destabilization Mechanisms and Aggregation Kinetics Approach", 2002

Kawamura S., "Integrated Design of Water Treatment Facilities", *John Wiley and Sons, Inc.*, pp. 128-178, 1991.

Kranenburg C., Effects of floc strength on viscosity and deposition of cohesive sediment suspensions. *Continental Shelf Research*, 19, pp.1665-1680, 1999.

- Lee C. H. and Liu J. C., "Sludge dewaterability and floc structure in dual polymer conditioning", *Advances in Environmental Research*, 5, pp. 129-136, 2001.
- Lee D. J., Chen G. W., Liao Y. C. and Hsieh C. C., "On the Free-settling Test for Estimating Activated Sludge Floc Density", *Wat. Res.*, 30, pp. 541-550, 1996.
- Lee D. J., "Floc Structure and Bond Water Content in Excess Activated Sludge", *J. Ch. I. Ch. E.*, 25, pp. 201-207, 1994.
- Lee D. J., and Hsu Y. H., "Fluid Flow in Capillary Suction Apparatus", *Ind. Eng. Chem. Res.*, 31, 10, pp. 2379-2385, 1992.
- Lee D. J., and Hsu Y. H., "Measurement of Bound Water in Sludge: A Comparative Study", *Wat. Envir. Res.*, 67, pp. 310-316, 1995.
- Lee D. J., Chen G. W., Liao, Y. C. and Hsieh C. C., "On the free-settling test for estimating activated sludge floc density", *Wat. Res.*, 30, pp. 541-550, 1996.
- Leeheer J. A., "Concentration, Partitioning and Isolation Techniques," *Water Analysis Volume III. Organic Species*, Minear R.A. and Keith L.J.(eds), Academic Press Inc., pp. 84-166, 1984.
- Leentvaar J. and Rebhun M., "Strength of ferric hydroxide flocs", *Wat. Res.*, 17, pp. 895-902, 1983.
- Letterman R. D., "Water Quality and Treatment: a Handbook of Community Water Supply", AWWA., 5th, pp. 6.1-7.87, 1999.
- Li D. H., Ganczarczyk J.J., "Stroboscopic determination of settling velocity, size and porosity of activated sludge flocs", *Wat. Res.*, 21, pp. 257-262, 1999.
- Logan B. E. and Klips J.R., "Fractal dimensions of aggregates formed in different fluid mechanical environments", *Wat. Res.*, 29, 29, pp. 443-453, 1995.
- MacCarthy P., Suffet I. H., (eds), "Aquatic Humic Substances: Influence on Fate and Treatment of Pollutants" *Advances in Chemistry Series 219*; American Chemical Society: Washington, DC, pp xvii-xxx, 1989.
- McEwen J. B., "Treatment Process Selection for Particle Removal",

AWWARF International Water Supply Association, pp. 100-106, pp.132-139, 1998.

Meakin B. J., "Fractal aggregates", *Adv. Colloid and Interface Science*, 68, pp. 249-295, 1988.

Miller D. G. and West J. T., "Pilot plant studies of floc blanket clarification," *J. A WWA.*, 60, 20, pp. 154-164, 1969.

Miller D. G., West J. T. and Robinson M., "Water treatment processes-I. Technical Paper TP 43, *Water Research Association*, United kingdom, 1965.

O'Melia C. R., "Coagulation and Flocculation" *Physico-Chemical Processes for Water Quality Control*, Weber W. J. Jr., ed., John Wiley & Sons, Inc., New York, pp. 62-85, 1972.

ONDEO Degremont Inc., "Superpulsator Clarifier", 2001.

Parker D. S., Kaufman W. J. and Jenkins D., "Floc breakup in turbulent flocculation processes", *J. San. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng.*, 98, pp. 79-99, 1972.

Pontius F. W., "Water Quality and Treatment: a Handbook of Community Water Supply", *J. AWWA.*, 4th, pp. 270-425, 1990

Rajat K., Chakrabortia, Kevin H., Gardnerb, Joseph F., Atkinsona , John E. Van Benschotena, *Wat. Res.*, 37, pp. 873–883, 2003.

Rebhun M. and Lurie M., "Control of Organic Matter by Coagulation and Flocc Separaton," *Wat. Sci. Tech.* 27, 11, pp. 1-20, 1993.

Sander L. M., "Theory of fractal growth processes. *Kinetics of aggregation and gelation*", Family F. and Landau D. P. ed., pp. 13-18, 1984.

Shamlou A. P. and Titchener-Hooker N., "Turbulent aggregation and breakup of particles in liquids in stirred vessel", *Proceessing of solid-liquid suspensions*. Ayazishamlou, P. ed., Butterworth–Heinemann Ltd. Press, pp. 1-25, 1993.

Stumm W. and O'Melia C. R., "Stoichometry of Coagulation", *J. AWWA*, 60, No. 5, pp. 514, 1968.

Stump V. L. and Novak J. T., "Polyelectrolyte Selection for Direct

Filtration", *J. AWWA.*, 71, pp. 338~342, 1979.

Tambo N. and Watanabe Y., "Physical Characteristics of Floccs – I. The Flocc Density Function and Aluminum Flocc," *Wat. Res.*, 13, pp. 409-419, 1979.

Thurman E. M., "Organic geochemistry of nature water", Martinus Nijhoff and Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, Netherlands, pp. 15-17, 1985.

Thurman E. M. and Malcolm R.L., "Structural study of humic substances: New approaches and methods. In Aquatic and Terrestrial Humic Material," Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, pp. 1-23, 1983.

Tsang K. R., Vesilind P. A., "Moisture Distribution in Sludge", *Wat. Sci. Tech.*, 22, 12, pp. 135-142, 1990.

Van Benschoten J.E. and Edzwald J. K., "Chemical Aspects of Coagulation Using Aluminum Salts-II. Coagulation of Fulvic Acid Using Alum and Polyaluminum Chloride," *Wat. Res.* 24, pp. 1527-1537, 1990.

Wen H. J. and Lee D. J., "Strength of polymer flocculated clay floccs. *Advances in Environmental Research*", 2, pp. 390-397, 1998.

Wu C. C., Wu J. J. and Huang R. Y., "Floc strength and dewatering efficiency of alum sludge", *Environmental Research*, 7, 3, pp. 617-621, 2003.

Yasuhisa A. and Yoshikazu T., "Settling velocity of an aluminium-kaolinite flocc", *Wat. Res.*, 31, pp. 449-454, 1997.

宋尚軒，「有機物對膠羽性質與污泥毯穩定性之影響」，臺灣大學化學工程學研究所，台北，2001。

李坤峰，「飲用水處理程序二階段添加 PAC 與污泥毯穩定度提昇之研究」，元智大學化學工程研究所，中壢，2000。

邱芬蘭，「污泥毯澄清池去除濁度、硬度及有機物之探討」，交通大學環境工程所，新竹，2002。

徐惠伶，「從混凝行為探討硫酸鋁與有機物反應機制之研究」，交通大學環境工程所，新竹，1995。

陳雨全，「高速膠凝沉澱池污泥毯性質之研究」，臺灣大學化學工程學研究所，台北，2000。

陳蓋文，「冷凍/融化法與活性污泥特性之研究」，臺灣大學化學工程學研究所，台北，1995。

曾致堯，「碎形膠羽的沈降行為研究」，中央大學化學工程研究所，中壢，1998。

曾迪華，「工業污染防治技術手冊 14—污泥脫水處理」，1992。

鄭惠澤，「淨水技術對於水中有機物之去除探討」，成功大學環境工程所，台南，1993。

賴耿陽，凝集工學基礎與應用，復漢出版社，pp.123-124，1990。

蘇信團，「向上流動懸浮流體床之泥毯動態研究」，臺灣大學化學工程學研究所，台北，2003。

