

國立交通大學
環境工程研究所

碩士論文

配合混凝前處理之截流式微過濾薄膜回收處理
淨水場砂濾反沖洗水之研究：實驗室評估



Recovery of Spent Filter Backwash Water by Using Dead-end
Coagulation-assisted Microfiltration : Laboratory-scale Evaluation

研究生：吳政倫

指導教授：黃志彬 博士

中華民國九十五年七月

配合混凝前處理之截流式微過濾薄膜回收處理淨水場 砂濾反沖洗水之研究：實驗室評估

研究生：吳政倫

指導教授：黃志彬 博士

國立交通大學環境工程研究所

摘要

為解決台灣地區淨水場砂濾反沖洗水回流至淨水處理單元造成加藥量控制不易和產生原蟲及化學物質長期累積，以及颱風暴雨期間，砂濾反沖洗水回流造成淨水場處理單元負荷過大的問題，本研究將以截流式(Dead-end)微過濾薄膜去除砂濾反沖洗水中之懸浮物質及微生物等污染物質，以利過濾水經消毒後可直接作為公共給水；同時微過濾薄膜將配合不同前處理方法，期望能增加薄膜之產水率。本研究主要使用新竹第一淨水場反沖洗水與東興淨水場反沖洗水，分別利用 0.5 μm 及 1.0 μm 之微過濾薄膜，以固定壓力(0.65 kgf/m^2)抽真空方式，將此兩股砂濾反沖洗水通過薄膜處理後供水。而在前處理方法方面，分別採用沈澱前處理與混凝/膠凝前處理。

結果顯示，當反沖洗水中之次微米級(sub-micron scale)顆粒粒徑與薄膜孔徑大小相近時，將會使薄膜產生嚴重之孔洞阻塞(pore blocking)，且無法藉由薄膜反沖洗來回覆既有之通量。而兩淨水場反沖洗水經截流式微過濾薄膜直接處理後之水質在濁度、大腸桿菌數及總菌落數方面可符合我飲用水水質標準，但溶解性有機物去除效率不佳。在前處理方法對薄膜通量之影響方面，先行將反沖洗水沈澱後再

經薄膜過濾，於短期操作下雖可使薄膜之通量提高，但隨著操作時間之增加卻會產生極嚴重之孔洞阻塞，並不利於薄膜長期操作。另外，新竹第一淨水場反沖洗水經混凝/膠凝後直接薄膜過濾將能有效提升通量，且當混凝劑加藥量與瓶杯試驗最佳加藥量相同時，薄膜通量將有最佳提升效果；而東興淨水場之反沖洗水經混凝/膠凝後，不論加藥量為何，薄膜通量均無法有效提升，造成上述兩淨水場反沖洗水實驗結果差異之原因在於影響薄膜混凝/膠凝通量之因素相當複雜，其結果是許多影響因子之交互作用而成，如顆粒大小、混凝/膠凝機制、膠羽結構皆會造成薄膜通量之影響。

關鍵詞：反沖洗水、薄膜、沈澱前處理、混凝/膠凝前處理



Recovery of Spent Filter Backwash Water by Using Dead-end Coagulation-assisted Microfiltration: Laboratory-scale Evaluation

Student : Cheng-Lun Wu

Advisors : Chihpin Huang

**Institute of Environmental Engineering
National Chiao Tung University**

Abstract

Recycling of the spent filter backwash water (SFBW) has been a burden for water treatment plants due the difficulty in chemical dosing especially during the typhoon and heavy storms and the accumulation of protozoa. The objective of this investigation is to use membrane technology, a dead-end MF, to remove the suspended solids and the microorganism particularly *Cryptosporidium* and *Giardia* from the SFBW. The goal is to use the membrane permeate as drinking water after disinfection. Different pretreatment methods were performed to SFBW before the membrane filtration to enhance the membrane flux. In this investigation, the SFBW were collected from Hsinchu First Water Treatment Plant and Tonghsing Water Treatment Plant. The SFBW was filtered through a polytetrafluoroethylene (PTFE) membrane of pore size 0.5 μm and 1.0 μm at low vacuum pressure (0.65 kgf/cm^2). Sedimentation and coagulation/flocculation were used as pretreatments.

The result indicates that the flux declined seriously when the size of the sub-micron particles in the SFBW is close to the pore size of the membrane due to pore blocking. The quality of membrane permeates of SFBW from both water treatment plants, namely, turbidity, total coliform and total bacteria counts, complies with the current Drinking Water Quality Standard of Taiwan EPA. The DOC was reduced slightly after membrane filtration. Sedimentation pretreatment improved the membrane permeate flux in the beginning, but it caused serious pore blocking in the long run. On the other hand, pretreatment by coagulation/flocculation improved the membrane permeate flux of the SFBW from Hsinchu First Water Treatment Plant. However, it did not improve the membrane flux of the SFBW collected from Tonghsing Water Treatment Plant due to the complex factors such as particle size, coagulation condition, and fractal dimension of floc.

Keyword : Spent filter backwash water, Membrane, Sedimentation, Coagulation/flocculation

致謝

「光陰似箭，歲月如梭」，當我在寫此文時，才驚覺兩年時間就這樣過去了。而這兩年的研究所生活，承蒙恩師黃志彬 教授及袁如馨 教授的教導，使的學生不論是在學術研究上還是做人處事上都受益良多，在此致上學生最深的謝意。而在口試期間，感謝劉志成 教授及周珊珊 博士百忙之中還撥空前來參加學生的論文口試，並提供寶貴的建議及指導，使的學生論文能夠漸趨完善，在此一併致上深深的謝意。

能順利的過完兩年的研究所生活，需要感謝的人實在太多。採樣時感謝新竹第一淨水場、東興淨水場、板新淨水場、平鎮淨水場、坪頂淨水場各位同仁鼎力協助。在實驗最後階段感謝中興顧問社朱博士給我許多論文寫作及實驗上的建議。在工研院期間，感謝周珊珊學姊、李茂松學長、洪仁陽學長的照顧及指導。在實驗室期間，多虧了志麟學長對我論文研究上的教導與建議，育俊學長和文彬學長對我實驗方面的建議，使我順利完成本篇論文；同時，也感謝實驗室中各位學長姐(志麟、育俊、文彬、惠玲、靖宜)、同學(信杰、智淵、綉文、昌郁)、學弟妹(文善、淑芬、昭瑩、靜逸、奕甫)等人陪我度過這兩年美好的時光。

最後，感謝親愛的家人在我求學這段期間對我無悔的付出與支持。在此，將此論文獻給最親愛的家人，並一同分享這一份喜悅。

政倫 謹誌
九十五年盛夏

目錄

中文摘要.....	I
英文摘要.....	III
致謝.....	IV
目錄.....	V
圖目錄.....	VII
表目錄.....	IX
第一章 研究緣起與目的.....	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 反沖洗水來源及特性.....	3
2.1.1 反沖洗水來源.....	3
2.1.2 反沖洗水水質與特性.....	3
2.1.3 反沖洗水之處理現況.....	5
2.2 反沖洗水處理技術發展概論.....	7
2.2.1 薄膜處理.....	7
2.2.1.1 薄膜分類.....	8
2.2.1.2 薄膜之質量傳輸.....	8
2.2.1.3 薄膜之通量衰減.....	9
2.2.1.4 薄膜程序處理反沖洗水之相關研究.....	12
2.2.1.5 混凝前處理結合薄膜過濾.....	13
2.2.2 溶解空氣浮除.....	15
2.2.3 沈澱.....	16
2.2.4 混凝沈澱.....	17
第三章 實驗設備、材料及方法.....	18
3.1 實驗水樣.....	18
3.1.1 新竹第一淨水場砂濾反沖洗水.....	18
3.1.2 東興淨水場砂濾反沖洗水.....	18
3.2 實驗藥品.....	19
3.3 實驗設備與裝置.....	20
3.3.1 水質分析設備.....	20
3.3.2 截流式(Dead-end)微過濾薄膜裝置.....	22
3.4 實驗架構與步驟.....	24

3.4.1	實驗步驟.....	26
第四章	結果與討論.....	30
4.1	淨水場砂濾反沖洗水水質基本水質分析.....	30
4.1.1	反沖洗水之粒徑分佈.....	32
4.2	反沖洗水直接薄膜處理對通量及過濾水水質之影響.....	34
4.2.1	新竹第一淨水場反沖洗水直接微過濾薄膜處理.....	34
4.2.2	東興淨水場反沖洗水直接微過濾薄膜處理.....	40
4.3	前處理方式對薄膜通量之影響.....	45
4.3.1	沈澱前處理對薄膜通量之影響.....	45
4.3.2	混凝/膠凝前處理對薄膜通量之影響.....	51
4.3.2.1	混凝/膠凝前處理對通量改善之因素探討.....	61
4.3.2.2	小結.....	75
第五章	結論與建議.....	77
5.1	結論.....	77
5.2	建議.....	78
參考文獻	79



圖目錄

圖 2-1 造成 MF 和 UF 薄膜操作通量衰減之因素	10
圖 3-1 截流式微過濾薄膜裝置	23
圖 3-2 實驗架構	25
圖 4-1 新竹第一淨水場與東興淨水場顆粒粒徑分佈	33
圖 4-2 新竹第一淨水場反沖洗水顆粒粒徑分佈(a)微米級顆粒及(b)次微米級顆粒	36
圖 4-3 新竹第一淨水場之反沖洗水薄膜微過濾通量隨累積濾液變化情形(a) 0.5 μm 及(b) 1.0 μm	38
圖 4-4 東興淨水場反沖洗水顆粒粒徑分佈(a)微米級顆粒及(b)次微米級顆粒	41
圖 4-5 東興淨水場之反沖洗水薄膜微過濾通量隨累積濾液變化情形 (a)0.5 μm 及 (b)1.0 μm	43
圖 4-6 新竹第一淨水場與東興淨水場反沖洗水濁度與沈降時間之關係	45
圖 4-7 新竹第一淨水場反沖洗水沈澱前後之粒徑分佈變化(a)微米級顆粒及(b)次微米級顆粒.....	47
圖 4-8 新竹第一淨水場反沖洗水直接薄膜處理與沈澱 15 分鐘後薄膜處理之通量隨累積濾液變化情形(a) 0.5 μm ；直接過濾、(b)1.0 μm ；直接過濾、(c)0.5 μm ；沈澱後過濾及(d) 1.0 μm ；沈澱後過濾	49
圖 4-9 新竹第一淨水場反沖洗水於不同 pH 值下混凝沉澱後之上澄液殘餘濁度	52
圖 4-10 新竹第一淨水場反沖洗水於不同 PACl 藥量下混凝沉澱之快混後界達電位與沈澱後上澄液濁度.....	52
圖 4-11 新竹第一淨水場反沖洗直接薄膜微過濾、混凝/膠凝後直接薄膜微過濾之相對通量隨累積濾液變化情形(a) 0.5 μm 及(b) 1.0 μm	54
圖 4-12 東興淨水場反沖洗水於不同 pH 值下混凝沉澱後之上澄液殘餘濁度	57
圖 4-13 東興淨水場反沖洗水於不同 PACl 藥量下混凝沉澱之快混後界達電位與沈澱後上澄液濁度.....	57
圖 4-14 東興淨水場反沖洗直接薄膜微過濾、混凝/膠凝後直接薄膜微過濾之相對通量隨累積濾液變化情形(a) 0.5 μm 及(b) 1.0 μm	59
圖 4-15 新竹第一淨水場反沖洗水混凝/膠凝後直接薄膜微過濾之 DOC、UV ₂₅₄ 去除率(a)0.5 μm 及 (b) 1.0 μm	63
圖 4-16 東興淨水場反沖洗水混凝/膠凝後直接薄膜微過濾之 DOC、UV ₂₅₄ 去除率 (a)0.5 μm 及(b) 1.0 μm	64
圖 4-17 新竹第一淨水場反沖洗水混凝/膠凝前後之顆粒粒徑分佈變化(a)微米級顆粒(b)次微米級顆粒	66
圖 4-18 東興淨水場反沖洗水混凝/膠凝前後之顆粒粒徑分佈變化(a)微米級顆粒(b)次微米級顆粒.....	68
圖 4-19 新竹第一淨水場反沖洗水於不同 PACl 藥量下混凝/膠凝後薄膜平均相對通	

量與快混後界達電位之關係.....	69
圖 4-20 東興淨水場反沖洗水於不同 PACl 藥量下混凝/膠凝後薄膜平均相對通量與快混後界達電位之關係.....	70
圖 4-21 新竹第一淨水場反沖洗水於不同 PACl 藥量下混凝/膠凝後之碎型維度與薄膜平均相對通量關係.....	72
圖 4-22 東興淨水場反沖洗水於不同 PACl 藥量下混凝/膠凝後之碎型維度與薄膜平均相對通量與之關係.....	73



表目錄

表 2-1 台灣地區淨水場反沖洗水處理狀況	7
表 4-1 新竹第一淨水場、東興淨水場之基本資料	31
表 4-2 新竹第一淨水場、東興淨水場之原水、沈澱池出流水、反沖洗水之水質特性.....	32
表 4-3 新竹第一淨水場反沖洗水水質特性	35
表 4-4 新竹第一淨水場反沖洗水經薄膜微過濾前後之水質差異	40
表 4-5 東興淨水場反沖洗水水質特性	40
表 4-6 東興淨水場反沖洗水經薄膜微過濾前後之水質差異	44
表 4-7 新竹第一淨水場反沖洗水直接薄膜處理與沈澱 15 分鐘後薄膜處理之各過濾週期初始通量變化情形.....	50
表 4-8 新竹第一淨水場反沖洗水於不同 PACl 加藥量下進行混凝/膠凝後直接過濾，薄膜之過濾特性分析.....	55
表 4-9 東興淨水場反沖洗水於不同 PACl 加藥量下進行混凝/膠凝過濾後直接過濾，薄膜之過濾特性分析.....	60
表 4-10 固定壓力下，薄膜阻抗限制模式、孔洞阻塞阻抗限制模式、濾餅形成阻抗限制模式之特性方程式.....	74
表 4-11 新竹第一淨水場反沖洗水混凝/膠凝後過薄膜之 K_p 及 K_t	76
表 4-12 東興淨水場反沖洗水混凝/膠凝後過薄膜之 K_p 及 K_t	76

第一章 研究緣起與目的

1.1 研究緣起

反沖洗水通常為淨水場最主要的廢水來源，一般約佔當天所產生清水量的 2-10%^(Environmental Engineering and Technology, 1999)。以我國境內之淨水場而言，由於「廢水零排放」政策的推行，所以目前多將反沖洗水回流至上游單元回收，但回流處理卻可能造成諸多問題，包括了對後續單元之加藥控制和水力衝擊，特別是在暴雨期間影響尤大，但其中最為大眾所關注的便是原蟲累積問題，其曾造成大規模之感染，對公共衛生方面影響甚大；然而，我國目前對於砂濾反沖洗水回流處理並無相關之規範。反觀在國外地區，美國環保署於 2001 年安全飲用水修正法案中已制定「砂濾反沖水回流規則」，其目的主要在規範淨水場內砂濾反沖洗水回流處理程序，確保公眾飲用水方面不會受到原蟲污染之危害；因此不久未來，對於如何更安全的回收反沖洗水必然成為淨水場之一大挑戰。

目前國外對於反沖洗水之處理方法主要有薄膜處理、空氣浮除、砂濾、沈澱和混凝沈澱等，每種方法各有其優缺點，但如考量用地面積和處理後水質之再利用性，薄膜處理將最具優勢，其用地面積不但最節省，且其過濾水質可達飲用水等級，對於原蟲將有完全隔絕之效果，且回收率可達 93%^(Vos et al., 1997)，因此對於常出現缺水危機之台灣地區，在新水源選找不易且淨水場硬體設備無足夠空間擴充之情形下，利用薄膜來回收淨水場砂濾反沖洗水作為公共給水，將是可行方法之一。

1.2 研究目的

本研究主要目的可分為三部分，一為分析各地淨水場採集的反沖洗水基本水質特性，期望建立台灣地區反沖洗水水質之基本資料，另一為反沖洗水經不同前處理程序後薄膜微過濾處理，評估其產水通量變化，最後評估其過濾水直接作為公共供水之可行性。



第二章 文獻回顧

2.1 反沖洗水來源及特性

2.1.1 反沖洗水來源

在淨水場的淨水程序中，砂濾池為一種最為普遍固液分離單元，其主要是利用位於濾池中濾料顆粒將水流中的一些微粒，例如微生物、黏土等加以捕集、吸附、阻隔以達成淨水之目的。當這些捕集到的微粒累積到一定程度，影響到砂濾池的正常操作，便需進行反沖洗程序。反沖洗程序主要利用淨水場處理後的清水，以反向沖洗（與過濾方向相反）的方式，來將這些累積的微粒物質從濾料中分離出來，這股包含這些累積微粒的廢水便稱為反沖洗水。反沖洗水通常為淨水場最主要的廢水來源，而反沖洗水的水量通常又與濾床的濾速和反洗持續時間相關，一般來講濾床反洗速率約為濾速的 10~20 倍，反洗時間約為 10~20 分鐘，故反沖洗水水量約佔淨水場總產生清水的 2~10%，平均約佔 2.5%^(Environmental Engineering and Technology, 1999)。

2.1.2 反沖洗水水質與特性

反沖洗水水質會隨著不同的淨水場而有所變化，主要的原因可能在於當地氣候、原水水源、處理流程或操作方法有所不同而導致其水質上差異。另一方面，由於砂濾池具有累積污染物的特性，因此反沖洗水往往含有高濃度的污染物。在國外統計資料，AWWA(American Water Works Association)的調查報告指出，反沖洗水一般主要組成有鐵或鋁的氫氧化物、細微黏土顆粒、化學物質、微生物和濾料等，pH

約介於 7.2~7.8，BOD 約 2~10 mg/L，COD 約 28~160 mg/L，DOC 為 0.8~191 mg/L^(AWWA, 1999)。而 Kawamura (2000)指出對於一傳統淨水場所產生之反沖洗水濁度大約為 150 NTU 到 250 NTU，另一研究則指出砂濾池在反沖洗過程最初 1 分鐘所產生之反沖洗水濁度高達 100 NTU 至 1000 NTU 以上，然後在 2~3 分鐘後濁度快速下降至 10 NTU 至 65 NTU，濁度依淨水場操作條件不同而有所變動，平均 pH 約為 7.5~8.2，DOC 位於 1.79~3.56 mg/L，而其總懸浮固體物含量約在 46 mg/L 至 384 mg/L^(Adin et al., 2002)。另外 AWWARF(American Water Works Association Research Foundation)曾針對美國地區 25 座淨水場之原水和未處理之反沖洗水進行調查，報告中指出反沖洗水中梨形鞭毛蟲(*Giardia*)和隱孢子蟲(*Cryptosporidium*)的濃度分別較原水高出 16 倍及 21 倍，在溶解性有機碳和鋅的濃度則較原水高出 3 倍，而在總三鹵甲烷(TTHMs)的濃度甚至高出原水 92 倍^(EPA, 2002)。

國內相關的反沖洗水水質資料，楊氏(2005)曾針對國內長興淨水場及雙溪淨水場之反沖洗水進行研究，研究中指出長興淨水場之反沖洗水 pH 約介於 6.8~7.37，鹼度約為 30 mg/L CaCO₃，溶解性化學需氧量為 1~32 mg/L，溶解性有機碳為 0.5~3.3 mg/L，而濁度和總懸浮固體物的變動則較大，分別為 550~1250 NTU 及 281~1430 mg/L。在雙溪淨水場部分，除了濁度和總懸浮性固體物和長興淨水場有較大的差異外，在酸鹼值、鹼度和總溶解性有機碳等性質變動不大，其反沖洗水濁度約在 55~57 NTU 之間，總懸浮固體物平均約為 137~193 mg/L，均比長興水廠之反沖洗水來的低。黃氏(2005)則對新竹第一淨水場之反沖洗水進行長期調查，報告中指出新竹一場之反沖洗水濁度約 620~2600 NTU 左右，較國外來的高，溶解性有機物部分約 1.01~1.31 mg/L，普遍較國外低。故由上述之調查可知，國內反沖洗水質和國外水質仍有一些差異。

2.1.3 反沖洗水之處理現況

從上述可得知，反沖洗水為一股量大且水質較差的廢水，以我國目前放流水標準規定自來水廠放流水之懸浮固體不得大於 50 mg/L，化學需氧量不得大於 100 mg/L，此類廢水將無法直接排放，需經過適當的處理或回收。

在國內處理現況，中華民國自來水協會曾針對台灣地區 23 座出水量大於 40,000 CMD 的淨水場之濃縮池上澄液、污泥脫水廢水、砂濾反沖洗水等三股廢水處理現況進行調查，在反沖洗水部分，報告中指出有 21 座淨水場對反沖洗水進行回流處理，其餘兩座則直接排至污泥塘，詳細如表 2-1 所示。(黃, 2005)

在國外方面，相較於我國對反沖洗水管制較不明確，美國環保署於 1996 年之安全飲用水法修正案規定淨水場必須回流反沖洗水至上游處理單元，進行回收再利用，而根據美國自來水協會(AWWA)於 1998 年曾對美國境內 335 個淨水場進行反沖洗水回流普查，發現有 83%的淨水場回流反沖洗水至進水口，11%至初沈池，4%沈澱池，另有 2%至過濾單元前。(Arora *et al.*, 2001)

然而，回流反沖洗水至淨水場上游單元，卻會面臨潛在負面的衝擊，例如：

1. 前加氯及混凝劑加藥量之控制問題。
2. 對後續處理單元所造成的水力衝擊，特別是颱風及暴雨期間。
3. 原蟲、微生物及化學物質累積問題，其濃度可能超出既有的污染物去除限制。

但亦有研究指出只要將反沖洗水迴流量控制在 10%以下，將不會對飲用水安全造成嚴重的影響^(Edzwald and Tobiason, 2002)。Tobiason *et al.*(2003) 研究亦發現反沖洗水迴流率在 10%~40%並不會增加過濾池出流水的固體物量，即在此情況下迴流反沖洗水對淨水程序影響不大。楊氏(2005)根據在長興淨水場及雙溪淨水場所設之模型廠實驗結果指出回流之反沖洗水與原水混合後其混凝效果良好，且在未考慮原蟲影響下，回流反沖洗水並未造成整體處理程序之負面衝擊。

儘管如此，有鑑於回流反沖洗水會對水廠操作產生不良影響，美國環保署於 2001 年進一步制訂了規範淨水場反沖洗水回流法則 (Filter Backwash Recycling Rule)^(US EPA, 2002)。其目的主要在減低反沖洗水回流處理時對原本水廠之處理效能之影響，另外，也將加強控制反沖洗水回流時所產生隱孢子蟲累積問題，以確保供水之安全^(US EPA, 2002)。

故從未來趨勢來看，對於反沖洗水之管制將會越來越嚴格，主要在於反沖洗水中所含之高濃度污染物和高濃度微生物，特別是梨形鞭毛蟲和隱孢子蟲。因此如何在不影響供水安全之前提下，能夠有效回收利用此股水，已成為重要之課題，特別是對於水資源匱乏之國家。

表 2-1 台灣地區淨水場反沖洗水處理狀況^(黃, 2005)

回流廢水種類	有回流之狀況之水廠數		無回流之狀況之水廠數	
反沖洗水	分水井	2	污泥塘	2
	原水端	8		
	混凝池	7		
	膠凝池	2		
	沈澱池	1		
	廢水池	1		

2.2 反沖洗水處理技術發展概論

反沖洗水之處理程序和一般淨水場處理原水的過程是類似的，處理過程主要包含了固體物的分離和微生物的去除。目前有好幾個方法已被廣泛的使用在反沖洗水之回收處理上：薄膜處理、空氣浮除、砂濾、沈澱和混凝沈澱等，對於反沖洗水中之濁度和懸浮固體物皆有一定去除效果。以下將對各個處理技術作進一步的介紹。

2.2.1 薄膜處理

利用薄膜程序進行水及廢水處理，目前已成為世界各國積極研究之課題，主要的原因在於薄膜程序相較於傳統分離法具有所需土地面積小、化學藥劑使用量少、污泥產量少、極佳的固體分離效率且出流水質良好、穩定等優點，目前已廣泛使用在硬水軟化、海水淡化及廢水回收等方面。

2.2.1.1 薄膜分類

薄膜種類可依孔徑大小不同分為多孔性薄膜(porous membrane)及非多孔性薄膜(nonporous membrane)兩種，其作用機制亦有所不同。多孔性薄膜主要以顆粒篩除(size exclusion)機制為主，主要是將薄膜視為篩網，能將大於篩網孔徑的顆粒物質阻隔於薄膜表面上，不讓其通過，故其用途主要在去除水中之微粒物質，此種薄膜有 MF、UF 等。非多孔性薄膜主要藉由溶液的擴散作用(solution diffusion)和薄膜的電荷排斥(charge repulsion)進行分離，可去除水中小分子有機物和離子，NF、RO 屬此種薄膜^(AWWA, 1989)。另外，薄膜操作依過濾方式可分為截流式過濾(dead-end filtration)和掃流式過濾(cross-flow filtration)兩種，其中截流式過濾可以低壓操作及利用前處理程序改善薄膜阻塞問題。而掃流式過濾需在高壓下進行，導致較高的能量損耗和維修費用^(krulik et al., 2001 ; Lee et al., 2003)。



2.2.1.2 薄膜之質量傳輸

對於壓力差為 Δp 之多孔性薄膜通量 J ($\text{m}^3\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$) 可以由達西定律 (Darcy's law) 之修改式來表示：

$$J = \frac{1}{A} \frac{dV}{dt} = \frac{\Delta p}{\mu R_t} \quad (1)$$

式中 A 為薄膜過濾面積(m^2)； Δp 為透膜壓差(transmembrane pressure；TMP)(Pa)； R_t 為薄膜總阻抗(m^{-1})。對於 MF 薄膜而言，因其過濾機制是以顆粒篩除為主，因此過濾過程中薄膜之總阻抗主要由薄膜初始之阻抗、濾餅之阻抗和積垢現象之阻抗所造成，故(1)式可改寫為

$$J = \frac{\Delta P}{\mu(R_m + R_c + R_f)} \quad (2)$$

式中 R_m (intrinsic membrane resistance)為薄膜本身初始之阻抗 (m^{-1})； R_c 為薄膜表面濾餅之阻抗； R_f 為薄膜因不可逆吸附(irreversible adsorption)和孔洞阻塞(pore blocking)之積垢現象所產生的阻抗 (m^{-1})。(Lee *et al.*, 2000)

(2)式可改寫為(3)式

$$\frac{J}{\Delta p} = \frac{1}{\mu(R_m + R_c + R_f)} \quad (3)$$

$J/\Delta p$ 定義為比通量(specific flux)^(Braghetta *et al.*, 1997)，代表每單位透膜壓力所產生之通量。在 MF 薄膜操作中，有機或無機物質將會吸附或沈澱於薄膜孔洞上，導致薄膜積垢，同時， R_f 將會增加； $J/\Delta p$ 將會下降。故比通量也可間接用來表示薄膜之積垢狀況^(MO *et al.*, 2002)。

此外，原水之溫度變動亦會影響薄膜之通量，以 $20^\circ C$ 下之通量為參考值，則 $T^\circ C$ 時的通量可用(4)表示^(Braghetta *et al.*, 1997)

$$J(20^\circ C) = J(T)e^{-0.024(T-20)} \quad (4)$$

2.2.1.3 薄膜之通量衰減

隨著薄膜操作時間的增加，原水中所含的膠體顆粒或溶解性物質將會吸附於薄膜孔隙內層，使孔隙受壓縮而改變其原有效半徑；另外大顆粒物質將會阻塞孔洞，導致薄膜有效過濾面積減少，當更多物質沈積於薄膜表面或孔隙時，便會在薄膜表面形成濾餅，使欲通過薄膜之溶液受阻，因而降低產水率。

對 UF、MF 薄膜操作而言，造成薄膜通量顯著衰減之主因有薄膜表面濾餅的形成(cake formation)、薄膜孔徑阻塞(pore blocking)和吸附性阻塞(adsorption)，如圖 2-1 所示(Hong *et al.*, 2005)。

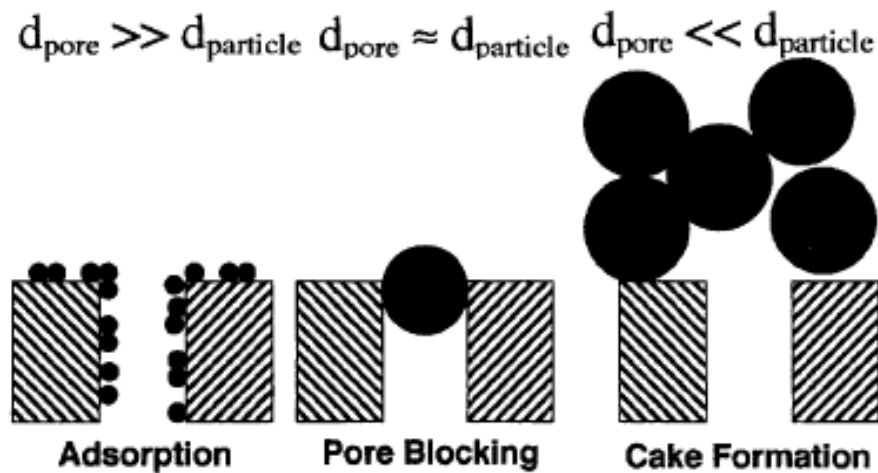


圖 2-1 造成 MF 和 UF 薄膜操作通量衰減之因素(Hong *et al.*, 2005)

濾餅阻抗 R_c 、濾餅比阻抗 α (每單位厚度濾餅之阻力， $m \cdot kg^{-1}$) 和薄膜表面沈積的濾餅之質量 M ，可以下式表示：

$$R_c = \frac{\alpha M}{A_m} = \frac{\alpha V C_b}{A_m} \quad (5)$$

式中 A_m 代表薄膜的面積； V 表累積之過濾液體積； C_b 為顆粒之濃度； α 為濾餅之比阻抗，一般來講濾餅之比阻抗可藉由實驗決定，在 $TMP(\Delta p)$ 固定之條件下利用 (6) 式求出，另外也可利用 Kozeny-Carman 公式來求出比阻抗之理論值，如 (7) 式所示(Lee *et al.*, 2000)：

$$\frac{t}{V} = \frac{\mu R_m}{A_m \Delta P} + \frac{\alpha \mu C_b}{2 A_m^2 \Delta P} V \quad (6)$$

$$\alpha = \frac{180(1 - \varepsilon)}{\varepsilon^2 \rho_p d_p^2} \quad (7)$$

式中 ε 為濾餅之孔隙率(porosity)； ρ_p 為沈澱顆粒之密度； d_p 為沈澱顆粒直徑。由(7)式可知當沈澱於薄膜表面顆粒粒徑越小時，其濾餅所造成之阻抗將會越大，若濾餅主要由大顆粒組成則其濾餅阻力將會較小，能獲得較佳之產水率。對 MF 和 UF 薄膜操作而言，濾餅本身可視為一移除小顆粒的去除裝置，用以去除水中之小顆粒，但隨時間增加，顆粒會逐漸累積在薄膜表面上，濾餅將會逐漸增厚，最後濾餅壓密，而濾餅阻力也會隨時間而增大(Boerlage *et al.*, 1998)。Hong *et al.*(2005)指出濾餅阻力對 MF 和 UF 應用於淨水或廢水處理而言，為主要影響濾液通量之因素。

除濾餅形成之阻力外，當原水中之顆粒粒徑與薄膜孔徑大小接近時，將造成薄膜過濾孔道之阻塞，使的薄膜有效之過濾面積急速減少，使薄膜阻力快速增加，此種現象稱為孔徑阻塞(pore blocking)，濾速之衰減將與過濾時間成反比關係，而孔徑阻塞所產生之阻抗將較濾餅形成和吸附性阻塞產生之阻抗來的大(Le and Howell *et al.*, 1984)。

此外，原水中所含之物質隨時間將會吸附或沈積於薄膜孔隙中，導致薄膜表面有效孔隙面積比例及有效孔隙半徑變小，稱為吸附性阻塞(adsorption)(Fan *et al.*, 2001)；而此種積垢難以去除，因此薄膜阻力相對增大。一般來講，吸附性阻塞多為有機物造成，特別是腐植酸或其它天然有機物，常會吸附在薄膜上造成通量下降。另外，由於吸附性阻塞多為有機物所造成，因此有機物及薄膜表面所帶電荷將影響積垢產生情形。一般而言，用於淨水或廢水處理的醋酸纖維膜、陶瓷膜及薄層複合膜表面皆帶有部份陰離子，通常薄膜親水性較佳者其膜面上之電位密度亦較高。另一方面，由於疏水性作用會使累積於薄膜表面之

天然有機物增加，因而促使吸附性阻塞提高。過去許多研究顯示，以親水性薄膜處理湖水時，其薄膜阻塞現象較疏水性薄膜要來得低；而對於溶解性有機物之去除，薄膜之疏水性較大者其吸附性阻塞現象也較易發生。

2.2.1.4 薄膜程序處理反沖洗水之相關研究

在國外，薄膜程序已被廣泛的使用在反沖洗水處理上，主要原因在於薄膜能夠提供一極佳的屏障來將微粒物質阻隔在薄膜表面，且處理後的水質再利用可行性高。在反沖洗水處理上常用的薄膜種類有 MF 和 UF，Vigneswaran *et al.*(1996)採用掃流式 MF 薄膜操作，發現在長期操作下，濃度極化現象並不明顯，配合適當的反洗，將可維持一定比率之產水率。而 Willemse 及 Brekvoort (1999) 則採用截流式 UF 薄膜回收反沖洗水，結果指出其動力成本將較掃流式操作減少 34%，且回收率可達 93%。同時，根據國外許多薄膜模場或實廠操作的資料顯示，反沖洗水經薄膜處理後，可有效去除濁度、總懸浮固體物和微生物等物質，處理後水質可達歐盟的飲用水水質標準，若基於更安全的考量則可於薄膜後加設 UV 消毒，消毒後則可回收直接作為公共給水使用 (Vos *et al.*, 1997; Dotremont *et al.*, 1999)；國內方面，黃氏 (2005) 利用實驗室規模之截流式 MF 薄膜系統進行反沖洗水處理，結果指出不論是採用孔徑為 0.5 μm 或 1.0 μm 之 MF 薄膜進行過濾，過濾水於濁度、大腸桿菌和總菌落數方面可達我國飲用水水質標準。另外，針對目前淨水場普遍將反沖洗水迴流至原水端可能造成原蟲累積或穿透風險，薄膜技術亦提供一良好解決技術。文獻指出當 MF 薄膜的孔徑小於 0.2 μm 時可去除所有的細菌和原蟲，其中包含了梨形鞭毛蟲和隱孢子蟲 (Jacangelo and Buckley, 1996)。Thomposon *et al.*(1995)自

行在反沖洗水中添加梨形鞭毛蟲和隱孢子蟲，隨後以 0.2 μm 之 MF 處理後，過濾水中沒有檢測出任何梨形鞭毛蟲和隱孢子蟲。

2.2.1.5 混凝前處理結合薄膜過濾

許多研究已指出，在薄膜過濾前進行前處理將可改變原水中污染物組成狀況，具有增加薄膜通量或降低操作壓力以及延緩積垢現象發生之功能，這些前處理方法包含有粉狀活性炭吸附、顆粒活性炭吸附、固體沉降、混凝處理和臭氧處理^(Choi and Dempsey, 2004)。其中以混凝處理最常被作為前處理手段，其作用使累積在薄膜表面小顆粒聚集成較大的顆粒，使濾餅有較大之孔隙率，增加薄膜通量^(Pikkarainen *et al.*, 2004)。除了放大顆粒粒徑外，在原水中添加混凝劑混凝沈澱後結合薄膜微過濾可增加天然有機物之去除率，並可減緩因有機物所產生之積垢現象^(Jang *et al.*, 2005)；但並非所有的有機物皆可藉由混凝沈澱來去除，Kimura *et al.*(2005)指出當薄膜不可逆之積垢 (irreversible fouling) 由低分子量之有機物如 polysaccharides 和 protein 造成時，由於混凝沈澱處理對此類有機物去除效率不佳，故此時混凝前處理對於薄膜積垢並沒有明顯改善；而 Hwang 及 Liu (2002)則指出在薄膜過濾前進行混凝前處理將可加強薄膜過濾時表面之傳輸現象，促使積垢物質(foulants)遠離薄膜表面。雖然混凝前處理有眾多優點，但混凝條件的控制上仍有值得注意的地方，Judd 及 Hillis (2001)指出混凝前處理產生膠羽大小必須達到一定程度，否則薄膜表面可能會因混凝劑顆粒之阻塞而產生不可逆之積垢；類似的結果亦在另外一份研究中被提及，Nguyen 及 Ripperger (2002)的研究中指出在薄膜過濾前使用膠凝劑對原水進行膠凝動作時，此時膠凝劑的添加量有一臨界值存在，一旦超出此臨界值，隨著膠凝劑添加量的增加薄膜通量反而逐漸下降，主要原因在於

過量加藥時，除了會使原水之黏滯度上升外，殘餘的膠凝劑將會吸附在薄膜表面上並在薄膜表面形成一高黏滯度之膠凝層（floculant layer），造成薄膜之水力阻抗增加。

此外，在其它混凝前處理研究方面，Lee *et al.*(2000)曾探討混凝前處理之機制對後續薄膜過濾之影響，結果指出在截流式 MF 微薄膜過濾時，若前混凝之條件為電性中和，則此條件下所產生之污泥在薄膜表面形成的濾餅之比阻抗(specific cake resistance)將較沈澱網除條件下所形成之污泥來的小，可降低薄膜操作壓力，減少成本；但如以掃流式 MF 薄膜來進行實驗，則前混凝處理機制不同對後續過濾並無明顯差異；另外，Choi 及 Dempsey (2004)在混凝結合 UF 薄膜處理的實驗中，同樣發現在酸性和電性中和條件下所產生之膠羽於薄膜過濾時將有較低水力阻抗，但若考慮後續的水力反沖洗效率(hydraulic washes)，發現去穩定之顆粒(電性中和)反而較帶電(未電性中和)之顆粒不易藉由水力反沖洗自薄膜表面清洗出來，又如果測量化學清洗(chemical cleaning)後之阻抗，可發現過濾電中性膠羽溶液之薄膜在經化學清洗後之阻抗將會最小，也就是說「電性中和」機制對於控制薄膜不可逆之積垢將有最佳效果。而在不同前混凝條件下，膠羽碎型維度之差異亦會對後續薄膜操作造成影響，當膠羽碎型維度越小時，其膠羽結構較為鬆散，其在薄膜表面所形成之濾餅會有較大之孔隙率，故濾餅阻抗較小；反之，膠羽碎型維度越大，膠羽結構較為緊實，故其所組成之濾餅透水率較差，使的濾餅阻抗增大^(Cho *et al.*, 2005)。但亦有相反看法，Kim *et al.*(2005)指出膠羽碎型維度越大時，膠羽形狀較為均一(接近球體)，故膠羽在薄膜表面排列將較為規則，因此濾餅將有較高之孔隙率；反之，碎型維度較低之膠羽，其在薄膜表面多呈不規則排列，故造成濾餅孔隙率較低。

而在反沖洗水薄膜過濾處理上，亦有結合混凝前處理之研究。Song *et al.*(2001)在薄膜模廠的實驗中指出，反沖洗水通過薄膜前若經前混凝和前加氯處理可使孔徑為 0.5 μm 之截流式 MF 薄膜有效回收反沖洗水，對於總菌落數和大腸桿菌的去除率分別可達到 99.99%和 100%，且水質可達歐盟飲用水水質標準。Nasser *et al.*(2002)亦指出反沖洗水經前混凝處理後，對反沖洗水之濁度及隱孢子蟲去除率可達 93%，且混凝後過 UF 薄膜可增加噬菌體(*MS2 bacteriophage*)去除達 99%，優於單一 UF 薄膜處理。

雖然在薄膜過濾前進行前處理程序能有效增加薄膜操作效率，但相對也會造成薄膜廠之總支出增加，事實上並非所有薄膜廠都需前處理，仍須視水質狀態而定，以達到最大之經濟效益。(Gabelich *et al.*, 2002)

2.2.2 溶解空氣浮除



溶解空氣浮除法(dissolved-air flotation ; DAF)普遍使用在兩方面：在傳統淨水流程中取代重力沈澱池及廢水處理中作為污泥濃縮單元，但目前也已廣泛的使用在處理淨水場砂濾反沖洗水。

在溶解空氣浮除的程序中，主要利用利用高壓將氣體注入反沖洗水中，使之呈過飽和，隨後在大氣壓力下放出溶解氣體，產生細小氣泡與反沖洗水顆粒接觸，形成密度小於水之凝集物後藉由機械刮除或自動從池中溢流出去。

使用溶解空氣浮除法需考量廢水之特質，一般對於處理含有低密度顆粒、低固含量或高氫氧金屬物質之反沖洗水較適合使用溶解空氣浮除法來進行^(楊, 2005)，而 Bourgeois *et al.*(2004)在實廠的操作中發現，即使添加助凝劑，此程序仍只對反沖洗水中之低密度顆粒有較理想之去除效果。

Cornwell *et al.*(2001)在模場的研究中，發現當反沖洗水濁度為30~300 NTU 時加藥經溶解空氣浮除法處理後，濁度可降到 1~2 NTU，去除率可達 99%。除了濁度外，溶解空氣浮除法對於反沖洗水中之總有機碳、鐵和鋁亦有良好去除效果，去除率分別可達 87%、98%、99%，惟對錳的去除率較差，僅有 20%；此外在粒徑範圍大於 2 μm 之顆粒去除率最大可達 92%，因此對於直徑較大之梨型鞭毛蟲 (5~10 μm) 和隱孢子蟲 (3~5 μm) 亦有良好之去除效果 (Bourgeois *et al.*, 2004)。另外，在分別利用溶解空氣浮除法及薄板沈澱池(lamella sedimentation)處理反沖洗水之模場操作中，指出溶解空氣浮除法對於隱孢子蟲及梨形鞭毛蟲之平均去除率分別可達 2.4 log 和 2.1 log；然而薄板沈澱池的去除率則分別只有 1 log~1.2 log 和 0.91 log~1.1 log (Edzwald *et al.*,2001)。



2.2.3 沈澱

沈澱單元主要藉由重力或物理分離來去除固體物或微生物。一般來講，反沖洗水中之顆粒物質沈降性相當良好，在考量經濟的條件下，沈澱單元為一合適之選擇。Bourgeois *et al.*(2004)在模場的研究中，指出對於含有低密度金屬氫氧化物膠羽之反沖洗水，若直接採用沈澱處理效果不佳，可先使用陽離子助凝劑膠凝後再沈澱，效果較佳；另外，水中若含有天然有機物時，添加助凝劑亦可增加有機物之去除效率。而沈澱池若能操作在低溢流率的情況下除了可增加濁度和原蟲的去除率外，對於消毒副產物也有一定的去除效果 (EPA, 2002)。此外，若能採用傾斜板或傾斜管沈澱池來處理反沖洗水亦可獲得不錯之效果 (Hess *et al.*, 1993 ; Narasomhan 1997 ; Tobiason *et al.*,2003)。

2.2.4 混凝沈澱

混凝/膠凝過程可概分為三個階段，當混凝劑加入水中首先會進行一連串的化學反應並形成具作用性的混凝作用基，接下來混凝作用基與水中穩定之微粒結合，並進行膠體去穩定作用，最後的階段為已經去穩定之膠體微粒相互進行碰撞之後，產生較大粒徑之聚集體，而所形成之大聚集體可在後續沈澱單元去除^(Benefield *et al.*, 1982)。

一般反沖洗水中懸浮固體顆粒粒徑大都位於 2~15 μm ，不易藉由重力沈澱，因此必須藉由混凝劑或助凝劑的作用，促使顆粒放大，增加沈澱之去除效果^(Edzwald and Tobiason, 2002)。此外，由於反沖洗水中之顆粒多為黏土和金屬氧化物顆粒，多屬不穩定顆粒，若直接採混凝沈澱處理，將可增加有效碰撞頻率，促進處理的效果^(Cornwell and MacPhee, 2001)。Adin *et al.*(2002)在反沖洗水處理之模廠實驗中，先對反沖洗水進行預沈澱處理後，再添加明礬進行混凝處理，由於不穩定之大顆粒已被沈澱去除，剩下不易沈澱之小顆粒將藉混凝作用聚集成大膠羽後沈澱去除，此操作方式將能有效減少混凝劑之加藥量，而混凝處理對於隱孢子蟲將有高達 93% 的去除率，對病毒(*Coxsackie A9*)則有 73% 的去除效率。另外，楊氏(2005)曾對長興淨水場和雙溪淨水場之反沖洗水進行混凝處理，研究中分別使用多元氯化鋁和明礬作為混凝劑，對於反沖洗水皆有良好的濁度去除效果，其中又以多元氯化鋁混凝劑的效果較佳，且若能選用適當的高分子絮凝劑搭配多元氯化鋁混凝劑一起混凝，將可加強對反沖洗水中濁度及有機質的去除效果，並可減少混凝劑所需之加藥量。

第三章 實驗設備、材料及方法

3.1 實驗水樣

3.1.1 新竹第一淨水場砂濾反沖洗水

新竹第一淨水場位於新竹市，主要以頭份溪為原水水源，原水經由淨水場之混凝、膠凝、快濾和消毒等程序後進入配水系統，供水量約 130,000 CMD，主要供一般民眾使用。廠內快濾池為傳統綠葉式單閘門，共有 8 池，每池每天約反洗 1 次，每次約 10 分鐘，反洗水量約 5,000~6,000 CMD，約佔總產生清水量之 3~5%，而所產生之反沖洗水將會排至廢水池與其他廢水混合後，排入初沈池後，待沈降一段時間後抽取上澄液回流至快混池回收。



3.1.2 東興淨水場砂濾反沖洗水

東興淨水場位於苗栗縣，原水來源主要來自於永和山水庫，原水經由淨水場之高速膠凝沈澱池、快濾和消毒等程序後進入配水系統，供水量約 160,000 CMD，其中 80,000 噸可供科學園區使用，其餘作為民生用水。廠內快濾池為美國哈丁齊式 (ABW)，共有 4 池，每池每天約反洗 3 次，每次約 2~3 分鐘，反洗水量約 2,600 CMD，約佔總產生清水量之 1.6%，而所產生之反沖洗水將會排至廢水池與其他廢水或污泥混合後排入污泥濃縮槽，濃縮後澄清之上澄液將會回流至原水端。

3.2 實驗藥品

(1) 聚氯化鋁(PACl, SHOWA)

原始濃度為 10% as Al_2O_3 。於混凝實驗進行當日直接由原液稀釋至 1,000 mg/L as Al 作為混凝劑之用。

(2) 氫氧化鈉(NaOH, Panreac)

濃度配置成 0.1 N，用以調整實驗時所需酸鹼值。

(3) 鹽酸(HCl, 島久純藥)

濃度各配置成 0.1N，用以調整實驗時所需酸鹼值。

(4) 胰化蛋白胨葡萄糖培養基 (Difco™ Tryptone Glucose Extract Agar, Becton, Dickinson and company)

取 21 g 粉末溶於 1 L 蒸餾水中，經 121 °C 滅菌 15 分鐘後，冷卻至約 50 °C，倒入無菌培養皿中，室溫下凝固，作為總菌落數之培養基。未用完之培養基可保存於冰箱中，保存時間以不超過兩週為限。

(5) LES Endo agar 培養基 (Difco™ Endo Agar LES, Becton, Dickinson and company)

取 51 g 粉末溶於含 20 mL 酒精(95%, v/v)之 1 L 蒸餾水中，煮沸溶解後，冷卻至 45 至 50 °C，分裝約 5 mL 之培養基至直徑 60 mm 培養皿中，置於室溫下凝固後，作為檢測大腸桿菌之培養基。未用完之培養基需保存在 2 至 10 °C 不透光的容器或黑暗中，但不得超過兩星期。

(6) 磷酸二氫鉀 (KH_2PO_4 , Panreac)

取 3.4 g 磷酸二氫鉀溶於 50 mL 的蒸餾水中，俟完全溶解後，以 1.0 N NaOH 溶液調整其 pH 值為 7.2 ± 0.5 ，然後加蒸餾水至全量為 100 mL，儲存於冰箱中，作為配置無菌稀釋液用。

(7) 氯化鎂 ($\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 島久純藥)

取 8.1 g 氯化鎂先溶於少量蒸餾水，俟完全溶解後，再加蒸餾水至全量為 100 mL，儲存於冰箱中，作為配置無菌稀釋液用。

(8) 無水鄰苯二甲酸氫鉀 ($\text{C}_8\text{H}_5\text{KO}_4$, Acros)

溶解 2.1254 克的無水鄰苯二甲酸氫鉀 (KHP, anhydrous potassium biphthalate) 於試劑水中並定容至 1000 mL，此溶液濃度為 1000 mg 碳 /L，作為溶解性有機碳分析儀校正標準儲備液。



3.3 實驗設備與裝置

本研究所採用的實驗設備可分為兩部分：水質分析設備、微過濾薄膜裝置，各項設備將簡述如下。

3.3.1 水質分析設備

1. 酸鹼度計 (pH meter)

由 WTW 公司所製造，型號為 inoLab Multi Level 1 之儀器，可同時測量導電度和 pH 值。

2.濁度計 (Turbidimeter)

由 WTW 公司所製造，型號為 Turb555 之儀器，以鎢絲燈管作為光源，量測顆粒對光線的散射程度來求得濁度值。其偵測濁度範圍為 0.02~1750 NTU。

3.瓶杯試驗機 (jar tester)

由美國 Phipps & Birds 公司所製造型號為 PB-700 之瓶杯試驗機，最大轉數為 400 rpm，最小轉數為 10 rpm，槳葉規格為長 7.6 cm，寬 2.8 cm。

4.總有機碳分析儀 (Total organic carbon analyzer)

由日本 Shimadzu 公司所製造，型號為 TOC-5000A 之儀器。水樣均勻攪拌及適當稀釋或減量後，在酸性的條件下，將無機碳轉換成二氧化碳，並藉由吹氣的方式將二氧化碳吹除，此時樣品中只剩有機碳，然後再將樣品注入內含催化劑的加熱反應器分析，而有機碳會被氧化成二氧化碳和水，將這些二氧化碳以載流氣體送至非分散式紅外線分析儀，檢測所得為總有機碳濃度。

5.紫外光可見光光譜儀 (UV-visible spectrometer)

由日本 Hitachi 公司所製造，型號為 U3010 之儀器。

6. 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~ 2000 μm 。此分析

儀適用顆粒濃度較高且顆粒粒徑較大的水樣。

7.動態雷射光奈米顆粒/界面電位儀及分子量量測儀 (Zeta-sizer)

由英國 Malvern 公司所生產，型號為 Zetasizer nano ZS 之儀器。用以量測凝膠凝處理後的上澄液與薄膜過濾液中之顆粒粒徑分佈狀況，以及界達電位值。此儀器可偵測的顆粒粒徑範圍為 0.6 ~ 6000 nm，而界達電位所能分析範圍為粒徑介於 3 nm ~ 10 μm 之顆粒。此測量儀適用於顆粒濃度較低、顆粒粒徑小、粒徑分佈範圍窄之水樣。

3.3.2 截流式(Dead-end)微過濾薄膜裝置

研究中所使用的截流式微過濾薄膜設備主要由進料槽、薄層複合膜(Thin-Film Composite Membrane)模組、電子天秤、抽氣幫浦、抽氣錐形瓶、電腦等設備所組成，如圖 3.1 所示。以下將簡述各項設備及規格。



1.進料槽

採用長 11 cm，高 21 cm 之壓克力方形槽，體積為 2 L。

2.薄層複合膜模組

研究中所用之圓形薄層複合膜 (Thin-Film Composite Membrane) 由美國 Gore 公司所生產，直徑為 5 cm，孔徑大小為 0.5 μm 和 1.0 μm ，其過濾面材質為 PTFE，而支撐材料為 PP。過濾時需將膜片置於圓形薄膜過濾匣中，此時薄膜有效過濾面積為 0.02 m^2 。

3.電子天平

由 Precisa 公司所製造，型號為 XB 4200C 電子天平，負重範圍由 0.5 g~4200 g，使用時可和電腦連線，並將量測結果即時輸出到電

腦記錄。

4.抽器幫浦

使用由 GAST 所製造之幫浦，過濾時將壓力控制在 0.65 kg/cm^2 ，屬低壓薄膜操作。

5.抽氣錐形瓶

由 KIMAX 公司所生產容量為 2 L 之抽氣錐形瓶，專門用來收集經過薄膜處理後之過濾液。

6.電腦

電腦系統為 IBM 相容性個人電腦，專門用來線上紀錄電子天平的量測結果。

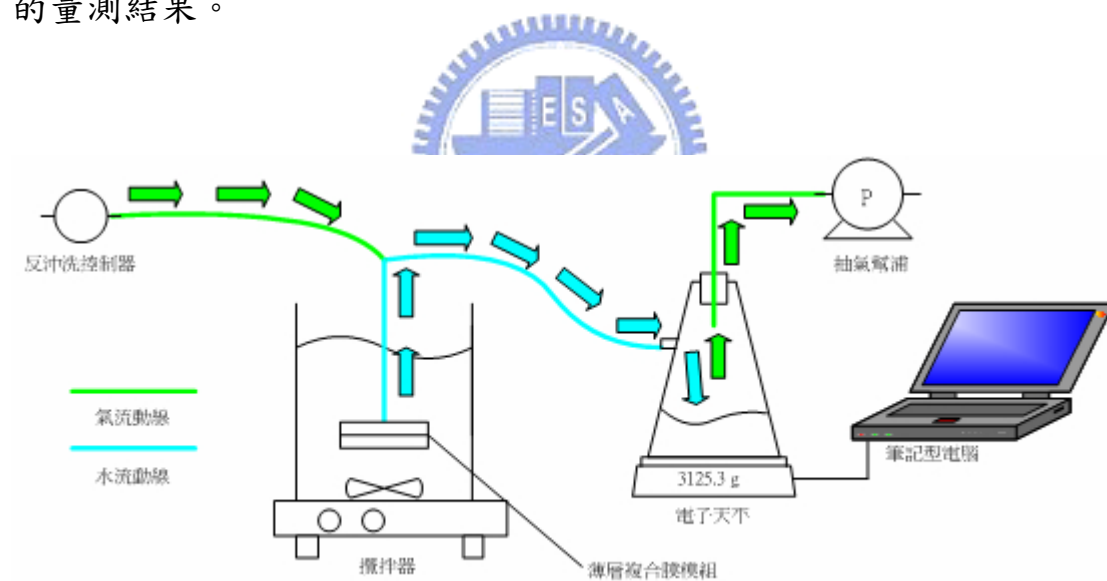


圖 3-1 截流式微過濾薄膜裝置

3.4 實驗架構與步驟

本研究探討利用微過濾薄膜處理淨水場砂濾反沖洗水後直接作為公共給水之可行性。首先將進行淨水場單元操作資料收集，並採集實廠之反沖洗水進行分析，以釐清各淨水場反沖洗水水質之差異，然後藉由實驗室小型微過濾薄膜設備，進行實場反沖洗水微過濾薄膜處理，並探討直接過濾、沈澱後過濾、混凝後過濾對於過濾通量之影響；同時，過濾水需被收集，並進行一連串水質分析，並評估薄膜過濾水直接作為公共給水之可行性。研究架構如圖 3-2。主要實驗流程如下列章節所述。



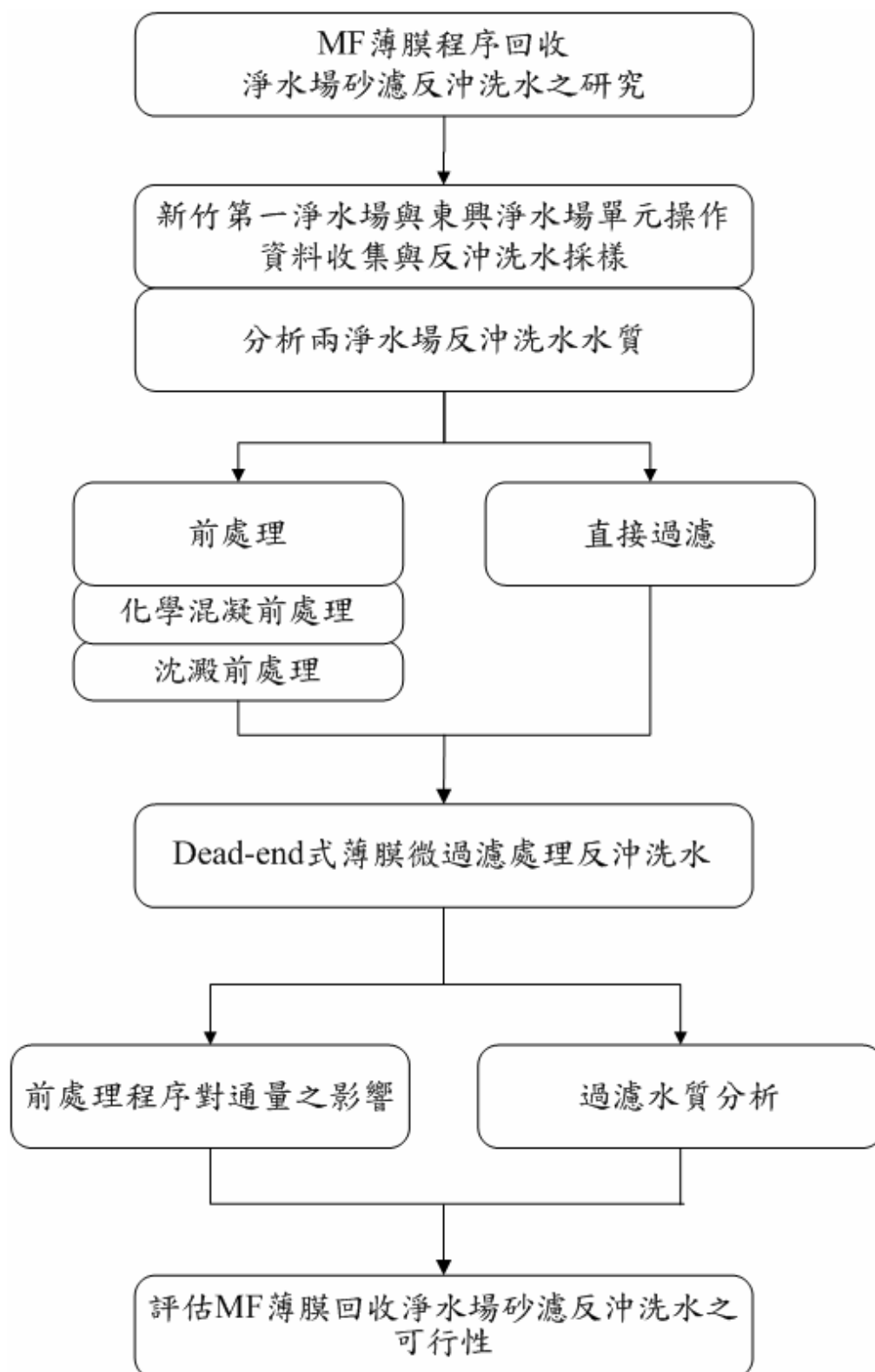


圖 3-2 實驗架構

3.4.1 實驗步驟

1.水廠資料收集與反沖洗水採樣

採樣前需先聯絡廠方，確定何時濾池將進行反洗程序，並於指定時間到達淨水場進行採樣。採樣完成後，詢問廠方關於淨水場操作方面資料，如淨水處理流程、砂濾池形式、砂濾池反洗時間、反沖洗水量及其處理狀況等資料。

2.反沖洗水採樣

(1)先採集淨水場原水

(2)準備一繫有長繩之採樣桶

(3)當砂濾池排完水，砂床開始上浮時，將採樣桶丟入排水渠道中進行採樣，採樣時間為 6 分鐘

(4)將每次採樣桶所取得之反沖洗水裝入 20 L 之儲水桶中

(5)將現場所取得之反沖水樣混合均勻後，進行後續水質分析及薄膜過濾實驗

3.反沖洗水水質分析

採樣完成後，立即分析其基本水質，分析的項目包含濁度、pH、總懸浮固體物、總揮發性固體物、溶解性有機物 (DOC)、UV₂₅₄、總菌落數、大腸桿菌數、SVI、界達電位和粒徑分佈等項目，建立各淨水場之反沖洗水水質資料。

4.反沖洗水前處理

(1)沈澱前處理

a.沈澱時間之選擇

取 1.8 L 之反沖洗水置於體積 2 L 之壓克力方形槽中，並於固定時間下量測其液面下 10 cm 之濁度，繪製出濁度隨時間變化曲線，並以其曲線之轉折點訂為最佳沈澱時間。

b. 沈澱程序

取 1.8 L 之反沖洗水置於體積 2 L 之壓克力方形槽中，依所選定之最佳沈澱時間使其自由沈降，沈澱終了，取其上澄液 1.5 L 移至進料槽中進行薄膜微過濾實驗。

(2) 混凝前處理

a. 瓶杯試驗

使用美國 Phipps&Birds 公司所製造型號為 PB-700 之瓶杯試驗機，最大轉數為 400 rpm，最小轉數為 10 rpm，槳葉規格為長 7.6 cm，寬 2.8 cm，每批次可同時操作 6 個水樣，每組實驗則使用體積為 2 L，長 11 cm，高 21 cm 之壓克力方形槽。

首先，需先尋找最適操作之 pH。實驗進行時，於水樣中加入固定劑量之 PACl 後，分別調整水樣 pH 值為 4、5、6、7、8、9、10，提供轉速為 200 rpm ($G=350\text{ s}^{-1}$) 的快混攪拌 1 分鐘，之後的 20 分鐘進行轉速為 30 rpm ($G=25\text{ s}^{-1}$) 的慢混，慢混停止後靜置 20 分鐘量測其上澄液濁度，決定最適操作 pH。

找出混凝劑之最適操作 pH 後，在不同水樣中加入不同劑量之混凝劑進行試驗，並調整水樣 pH 為最適操作 pH。提供轉速為 200 rpm ($G=350\text{ s}^{-1}$) 的快混攪拌 1 分鐘，快混後立刻測量顆粒表面之界達電位，之後的 20 分鐘進行轉速為 30 rpm ($G=25\text{ s}^{-1}$) 的慢混，慢混後立即測量其粒徑分佈和溶解性有機碳濃度，隨後靜置 20 分鐘後量測其上澄液濁度和溶解性有機碳濃度，決定不同混凝劑加藥

量下之界達電位、濁度、粒徑分佈和溶解性有機碳去除率之關係。

b. 混凝程序

取反沖洗水 1.5 L 置入體積 2 L 之壓克力槽，分別加入不同劑量之混凝劑（與瓶杯試驗之劑量相同），並將 pH 調整為最適操作 pH，提供轉速為 200 rpm ($G=350\text{ s}^{-1}$) 的快混攪拌 1 分鐘和轉速為 30 rpm ($G=25\text{ s}^{-1}$) 的慢混後，倒入進料槽中，隨即進行薄膜過濾實驗。

5. 截流式微過濾薄膜過濾試驗

(1) 薄膜前處理

以超純水浸泡 24 小時以上方可使用。

(2) 清水試車

實驗進行前膜片需經前處理後方可使用。清水試車操作前需先以 1000 mL 之超純水通過薄膜，以洗去膜片上所殘留之有機物。續以清水進行試車，以瞭解系統運轉狀況和薄膜初始通量，其操作步驟如下：

- a. 將薄膜模組置入裝有超純水 1.5 L 之進料槽中
- b. 開啟電子天平並歸零後，與電腦連線
- c. 檢查測試之壓力、管線、閥件是否正常
- d. 紀錄累積濾液體積至 800 mL 所對應的時間

(3) 未處理或前處理後之反沖洗水過濾操作

清水試車結束後接續進行反沖洗水過濾實驗，操作步驟如下：

- a. 將薄膜模組置於裝有 1.5 L 水樣之進料槽中，並以磁石攪拌保持水樣均勻

- b.開啟電子天平並歸零後，與電腦連線
- c.檢查測試之壓力、管線、閥件是否正常
- d.紀錄累積濾液體積至 800 mL，進行水力反沖洗(若為長期性試驗則重複此步驟 4 次)
- e.取過濾後水樣，進行濁度、溶解性有機物、UV₂₅₄、總菌落數和大腸桿菌數等分析

(4) 反洗後薄膜之清水通量

水樣過濾結束後，進行水力反沖洗，再將膜片通過超純水，紀錄累積濾液體積至 800 mL 所需時間。

6.探討反沖洗水水質特性及前處理方法對於薄膜通量及過濾水質之影響

於薄膜過濾實驗完成後，將探討未處理反沖洗水與前處理後反沖洗水之水質特性，如膠羽大小、界達電位和溶解性有機物濃度等項目，對於薄膜過濾通量之影響，最後探討過濾水直接作為公共給水回收之可行性。

第四章 結果與討論

4.1 淨水場砂濾反沖洗水水質基本水質分析

本研究使用之淨水場砂濾反沖洗水係分別採集自新竹第一淨水場及苗栗東興淨水場，兩者之原水水源分別來自於頭前溪和永和山水庫；而其主要淨水程序則分別為混凝沈澱和高速膠羽沈澱池；在濾池部分，新竹第一淨水場採用傳統綠葉式單閘門濾池進行過濾，而東興淨水場則使用哈丁齊濾池(ABW)進行過濾，詳細基本單元操作資料如表 4-1 所示。表 4-2 則為兩淨水場之反沖洗水水質資料。由表 4-2 可發現在反沖洗水濁度方面，兩淨水場有較大之差異，以新竹第一淨水場而言，其反沖洗水濁度位於 620~2620 NTU 間，濁度高且變動範圍大，主要原因在於新竹第一淨水場採用河川水作為原水水源，因此易受到季節氣候變化之影響，造成原水水質變動較大，連帶使的反沖洗水水質呈現不穩定狀態；若以季節來區分，夏秋兩季，其反沖洗水濁度約位於 1000~2000 NTU 間，但如果適逢下雨時期其反沖洗水濁度可高達 2600 NTU，而春冬兩季，反沖洗水濁度較低，約 <1000 NTU。在東興淨水場方面，其原水水源主要來自於永和山水庫，由於永和山水庫屬離巢水庫，基本上原水水質變動不大，故其反沖洗水濁度變動幅度不大，Edzwald *et al.*(2003)在其研究報告中亦指出原水水質為影響反沖洗水水質之重要因素；另外，快濾池的形式亦會造成反沖洗水水質之不同，新竹第一淨水場所採用的濾池為傳統綠葉式單閘門，其池深較深，且濾料粒徑較小，再加上其反沖洗次數一天僅有一次，因此會有較多之顆粒累積於濾池中，故其反沖洗水濁度較高；反之，東興淨水場採用的是哈丁齊式濾床，濾床深度約為傳統綠葉式的一半，再加上濾料粒徑較大，反洗次數較頻繁，故其反沖洗水濁度較傳統綠

葉式濾池所產生的反沖洗水為低。而在其他水質方面，如界達電位、pH、DOC、UV₂₅₄、SVI 等兩淨水場之反沖洗水並無明顯差異；若和國外相比，根據 AWWARF 的調查資料指出，美國地區反沖洗水濁度約位於 0.57~97 NTU，pH 則介於 6.2~6.8，總有機碳為 5.54~7.1 mg/L，可發現台灣地區之反沖洗水於濁度及 pH 方面較國外地區來的高，但有機物部分與國外相比則有偏低的情況^(Comwell and Lee, 1993)，而楊(2005)亦曾指出國內淨水場之反沖洗水，其濁度與總懸浮固體物濃度均較國外水廠來的高，但 UV₂₅₄ 吸光值則遠低於國外反沖洗水，代表國內淨水場反沖洗水中天然有機物(Natural organic matter；NOM)含量並不高。

表 4-1 新竹第一淨水場、東興淨水場之基本資料

淨水場名稱	新竹第一淨水場	東興淨水場
原水來源	頭前溪	永和山水庫
處理流程	快混池-膠凝池-沈澱池-快濾池-清水池-供水	混合池-膠羽沈澱池-快濾池-清水池-供水
砂濾池形式	傳統綠葉式單閘門	哈丁齊式(ABW)
濾池反洗頻率	1 次/天	3 次/天
濾池反洗持續時間	10 min/次	2~3 min/次
反沖洗水處理方式	廢水池-初沈池-回收井-快混池	廢水池-污泥濃縮池-原水混和池
反洗用水量 總產生清水量	4.5%	1.5%

表 4-2 新竹第一淨水場、東興淨水場之原水、沈澱池出流水、反沖洗水之水質特性

	水質項目	新竹第一淨水場	東興淨水場
原水	Turbidity(NTU)	23.4~44	2.6~5.0
沈澱池出流水	Turbidity(NTU)	6.5~7.4	4.1~5.0
反沖洗水	Turbidity(NTU)	620~2620	290~450
	pH	7.7~8.0	7.7~7.9
	TS(mg/L)	846~1616	666~826
	SS(mg/L)	432~1407	376~536
	DOC(mg/L)	1.01~2.47	1.04~1.64
	UV254(cm ⁻¹)	0.012~0.028	0.012~0.019
	Zeta potential(mV)	-7.3~-12.9	-3.0~-9.8
	SVI	9~45	51~81

4.1.1 反沖洗水之粒徑分佈

反沖洗水中所含之顆粒主要為原水經混凝沈澱後仍無法去除而為砂濾池所阻留之顆粒。一般來講，反沖洗水中顆粒之粒徑分佈範圍相當廣泛，小至數百奈米，大至數千微米都有；而本研究使用之新竹第一淨水場和東興淨水場之反沖水粒徑分佈狀況經小角度雷射光散射粒徑分析儀量測所得結果如圖 4.1 所示，對於新竹第一淨水場之反沖洗水而言顆粒粒徑分佈範圍較窄，約 0.5 ~100 μm 間，主要顆粒粒徑集中在 30 μm 左右，而東興淨水場之反沖洗水顆粒粒徑分佈範圍較廣，約 5 ~1000 μm 間，主要顆粒粒徑集中在 65 μm 左右。

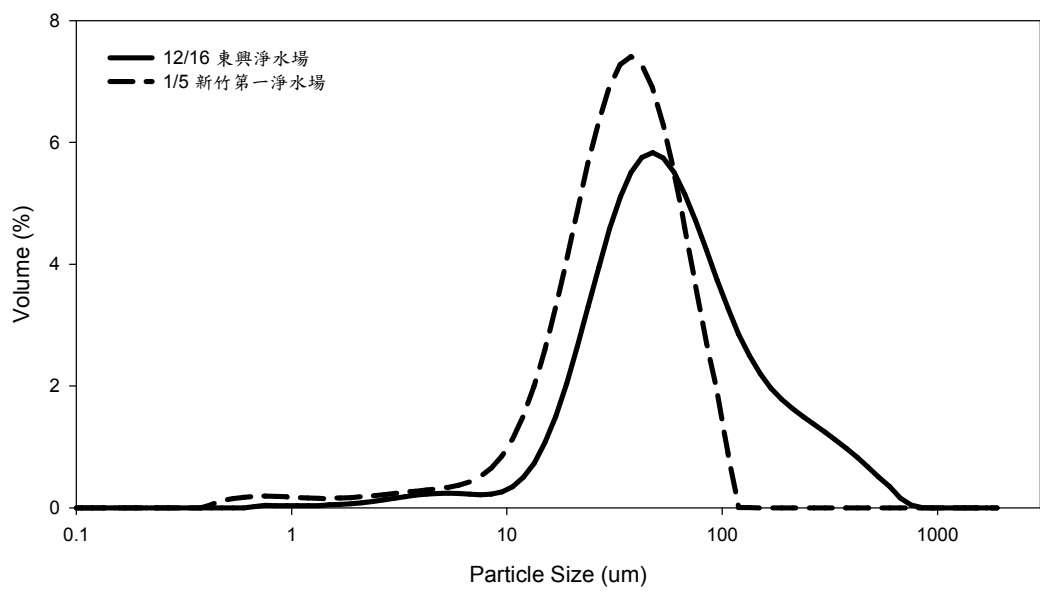


圖 4-1 新竹第一淨水場與東興淨水場顆粒粒徑分佈

4.2 反沖洗水直接薄膜處理對通量及過濾水水質之影響

目前台灣地區各淨水場對於反沖洗水處理大多是採用回流至上游單元重新處理，但回流至上游單元可能產生前加氯或混凝劑加藥量控制問題、對後續處理單元之水力衝擊和化學物、原蟲累積問題，特別是在暴雨期間對淨水場操作影響更大。因此，本研究提出以微過濾薄膜處理淨水場砂濾反沖洗水，期望處理後可直接作為公共給水使用。

4.2.1 新竹第一淨水場反沖洗水直接微過濾薄膜處理

1.反沖洗水水質特性

本次進行薄膜微過濾的反沖洗水水樣係於民國 95 年 1 月 5 號取自於新竹第一淨水場，其水質特性如表 4-3 所示。在粒徑分佈方面，由於過濾試驗所使用的 MF 薄膜其孔徑分別為 0.5 μm 和 1.0 μm ，故反沖洗水中位於此範圍之次微米級(submicron-scale)顆粒，將可能造成薄膜之阻塞，因此本研究除使用小角度雷射光散射粒徑分析儀量測其微米級(micron-scale)顆粒粒徑 (0.02~2000 μm) 外，亦使用動態雷射光奈米顆粒分析儀分析水樣中之次微米級顆粒粒徑 (0.6~6000 nm) 分佈情形，粒徑分佈如圖 4-2 所示，可看出此股反沖洗水之微米級顆粒大小主要集中在 30 μm 附近，次微米級顆粒粒徑分佈主要位於 955 nm 左右。

表 4-3 新竹第一淨水場反沖洗水水質特性

水質項目	反沖洗水
pH	7.9
Turbidity(NTU)	685
SS(mg/L)	432
TS(mg/L)	846
VS(mg/L)	166
DOC(mg/L)	1.31
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0.023
SVI	45

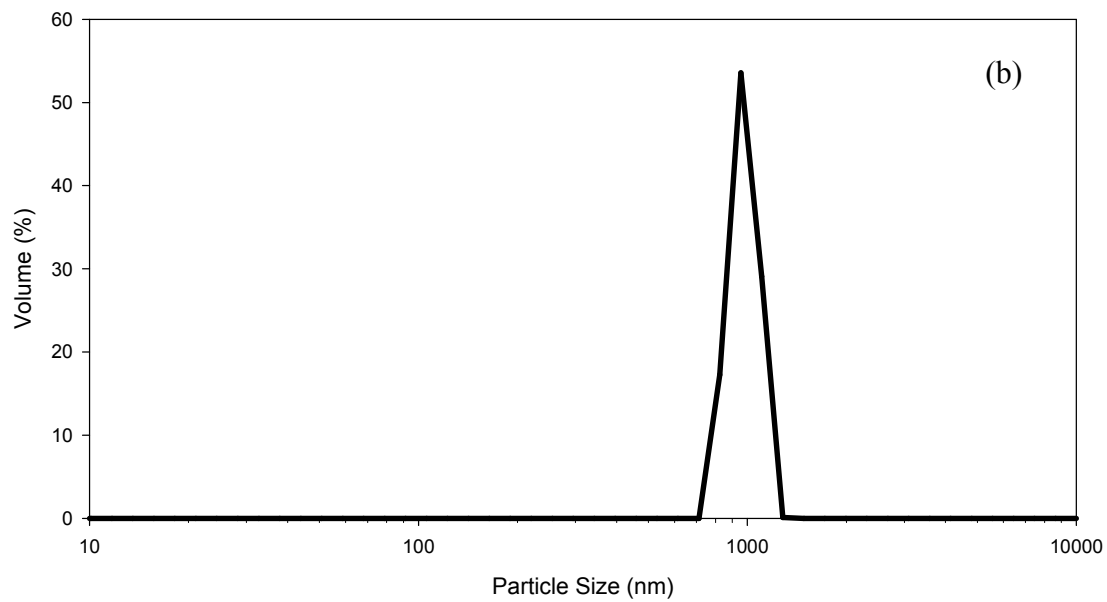
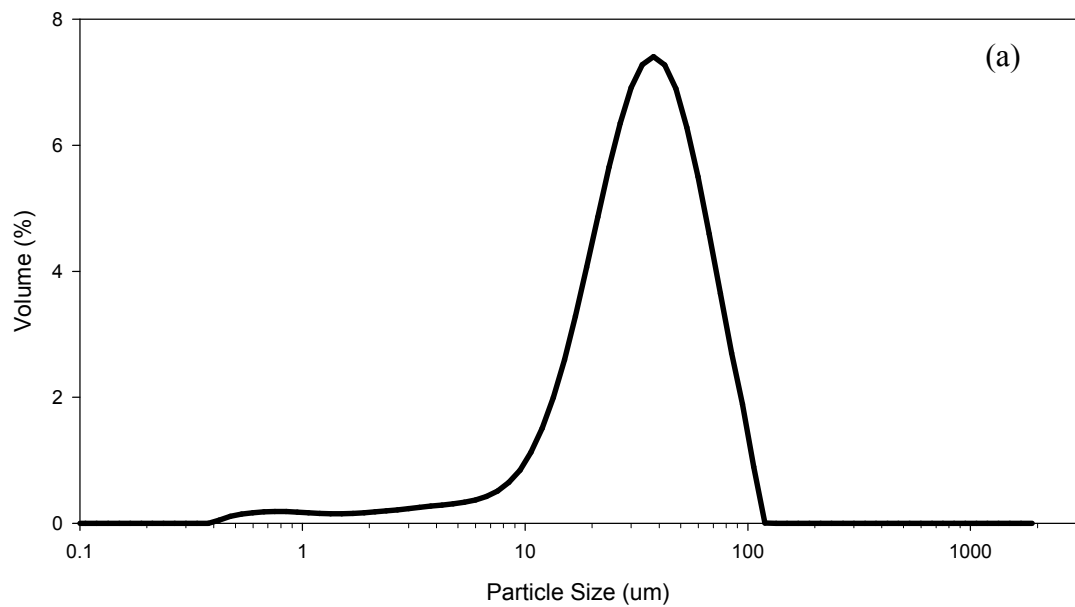


圖 4-2 新竹第一淨水場反沖洗水顆粒粒徑分佈(a)微米級顆粒及(b)次微米級顆粒

2. 薄膜長期過濾試驗

新竹第一淨水場反沖洗水薄膜微過濾之通量隨濾液變化情形如圖 4-3(a)及(b)所示。由圖 4-3 中之資料計算可知 0.5 μm 之 MF 薄膜其廢水平均通量為 0.51 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ ，而 1.0 μm MF 薄膜之廢水平均通量 0.45 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ ；另外，觀察後可發現當以孔徑 1.0 μm 之 MF 薄膜進行過濾時，其初始通量將由第 1 個週期的 4.12 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ 衰減至第 4 個週期的 3.03 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ ，初始通量衰減率達 25%，然而對孔徑 0.5 μm 之 MF 薄膜而言，其每個週期的初始通量並無明顯下降，表示對孔徑 1.0 μm 之 MF 薄膜已發生不可逆阻塞的現象，主要因為此股反沖洗水中所含的次微米級顆粒粒徑主要集中在 955 nm 左右，近似與薄膜孔洞大小，因此過濾過程中所施加之壓力將使這些與薄膜孔洞大小相近的次微米級顆粒將與薄膜孔洞緊密結合在一起，造成薄膜有效孔隙面積減少，Le 及 Howell *et al.* (1984)指出當原水中顆粒粒徑接近薄膜孔洞孔徑時，此時所造成之孔洞阻塞現象(pore blocking)將最為嚴重，且無法藉由反沖洗過程來回復通量。反之，對於孔徑 0.5 μm 之 MF 薄膜而言，由於薄膜孔徑小於水樣中之次微米級顆粒，因此能夠將次微米級顆粒阻隔於薄膜表面，使其無法進入薄膜之孔洞，造成薄膜孔洞之阻塞，故其每個週期之初使通量並無明顯下降之情況。

綜合上述可知，若採用孔徑 0.5 μm 之 MF 薄膜直接過濾新竹第一淨水場之反沖洗水，對薄膜之產水率及操作將較 1.0 μm 之 MF 薄膜有利。

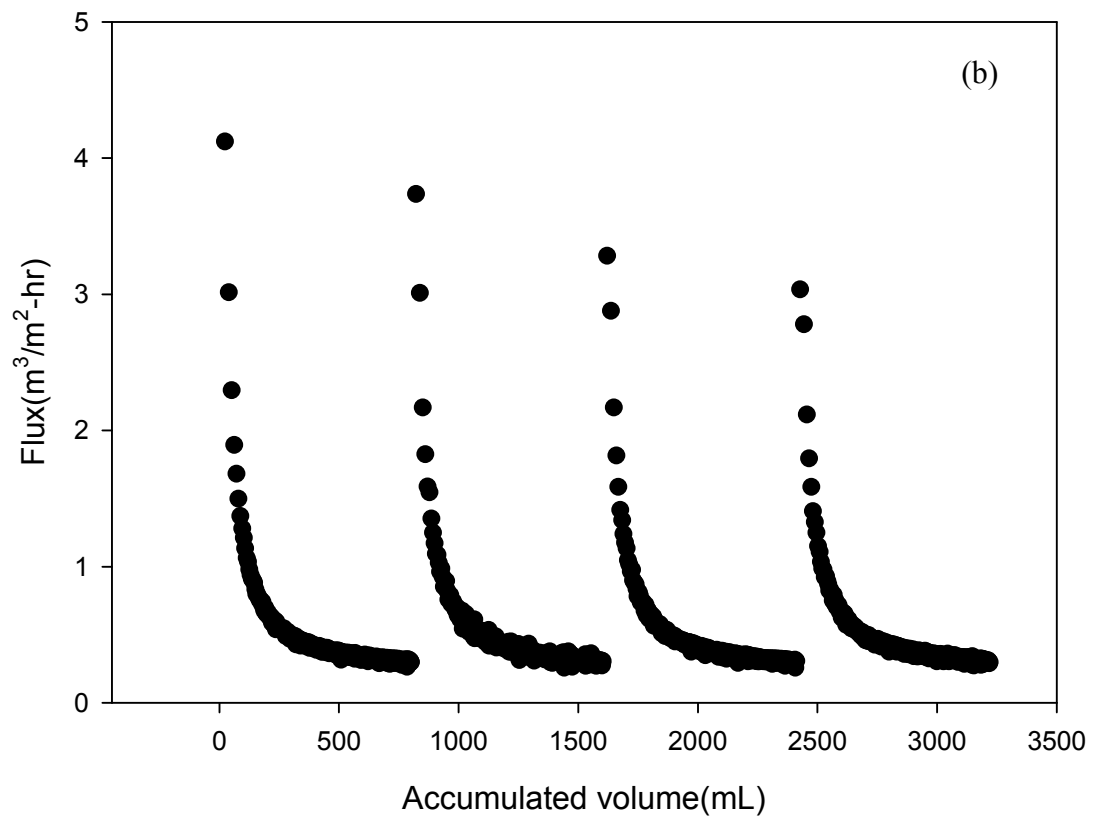
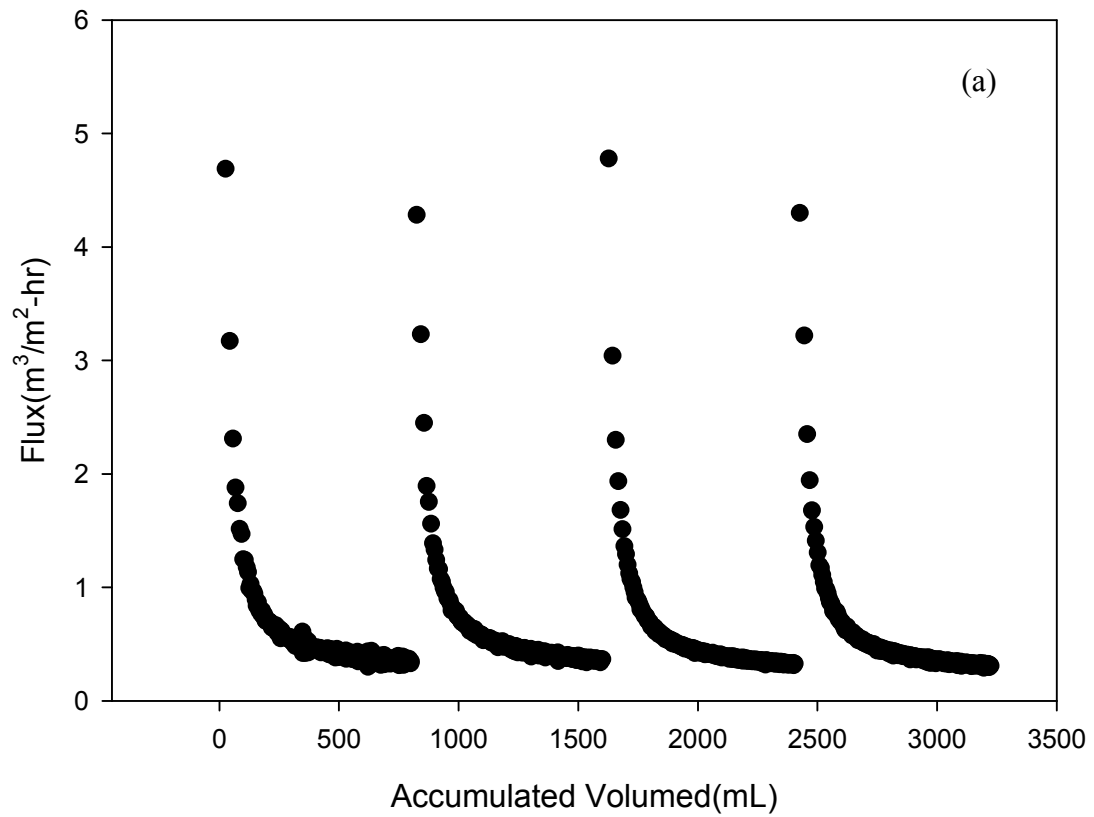


圖 4-3 新竹第一淨水場之反沖洗水薄膜微過濾通量隨累積濾液變化情形(a) 0.5 μm 及(b) 1.0 μm

3.MF 薄膜過濾水水質

反沖洗水經薄膜處理後，其過濾水將被收集，進行水質分析，結果如表 4-4 所示。由表 4-4 中可發現不論是採用孔徑為 0.5 μm 或 1.0 μm 的 MF 薄膜，污染物質皆有良好的去除效果，特別是濁度方面去除率可達 99.99% 以上，而過濾水於總菌落數和大腸桿菌數方面可達我國飲用水水質標準，但可發現 1.0 μm MF 過濾水之總菌落數已相當接近法規之上限值，因此基於安全考量及確保供水過程中有餘氯存在，後續仍應需進行加氯消毒動作；而唯一去除效果較差之項目為溶解性有機碳，對孔徑 0.5 μm 和 1.0 μm 的 MF 薄膜而言，其去除率分別僅有 7% 和 5%，原因在於一般溶解性有機物分子大小多位於數奈米到一百奈米 (Laabs *et al.*, 2004)，因此對於本研究所採用的兩種 MF 薄膜，溶解性有機物分子將無法藉由薄膜本身孔洞來阻隔，而溶解性有機物濃度通過薄膜後之所以會減少主要是由於薄膜材質會造成某些有機物之吸附，但由於被吸附的量相當有限，故可知有機物所造成之薄膜有機積垢亦相當有限，然而由於薄膜過濾水仍須經消毒程序，故過濾水中所含之有機物，將有產生消毒副產物之疑慮，因此對於具高有機物含量之水樣，某些研究曾採取混凝配合微過濾或混凝配合超過濾來解決此問題 (Pikkarainen *et al.*, 2004)。但如就整體水質來看，MF 薄膜過濾水直接作為公共給水使用之可行性相當高。

表 4-4 新竹第一淨水場反沖洗水經薄膜微過濾前後之水質差異

水質項目	過濾前	過濾後 (1.0 μm)	過濾後 (0.5 μm)
pH	7.9	7.9	7.9
Turbidity(NTU)	685	0.43	0.42
SS(mg/L)	432	ND	ND
TS(mg/L)	846	ND	ND
DOC(mg/L)	1.31	1.23	1.25
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0.023	0.023	0.023
總菌落數(cfu/mL)	-	97	46
大腸桿菌(cfu/100 mL)	-	<10	<10

4.2.2 東興淨水場反沖洗水直接微過濾薄膜處理

1.反沖洗水水質特性

本次進行薄膜微過濾的反沖洗水水樣係於民國 94 年 12 月 16 號取自於苗栗東興淨水場，其水質特性如表 4-5 所示，而其微米級粒徑分佈和次微米級粒徑分佈分別如圖 4-4(a)及(b)所示。可看出此股反沖洗水之微米級顆粒大小主要集中在 56 μm 附近，而次微米級顆粒粒徑分佈則主要位於 610 nm 左右。

表 4-5 東興淨水場反沖洗水水質特性

水質項目	反沖洗水
pH	7.7
Turbidity(NTU)	317
SS(mg/L)	376
TS(mg/L)	666
VS(mg/L)	131
DOC(mg/L)	1.25
UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	0.015
SVI	61

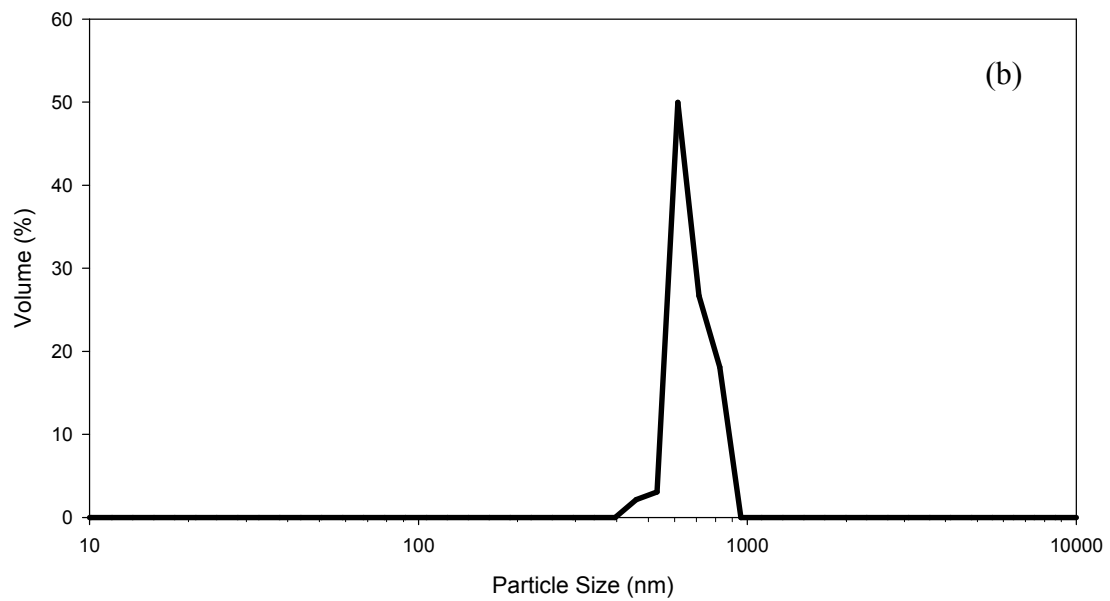
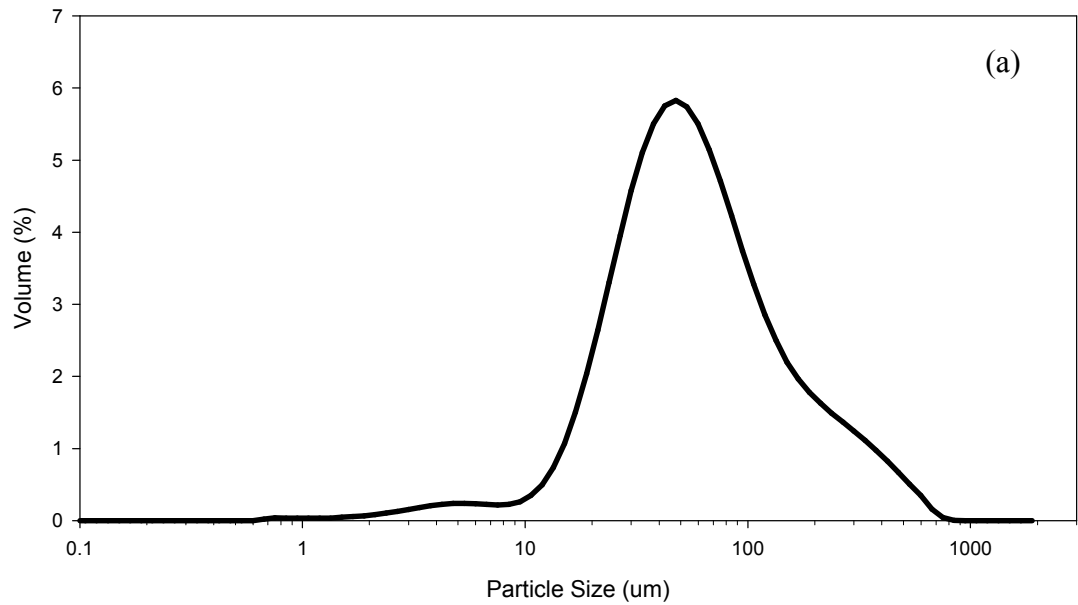


圖 4-4 東興淨水場反沖洗水顆粒粒徑分佈(a)微米級顆粒及(b)次微米級顆粒

2. 薄膜長期過濾試驗

東興淨水場反沖洗水薄膜微過濾之通量隨濾液變化情形如圖 4-5(a)及(b)所示。由圖 4-5 中之資料計算可知 0.5 μm 之 MF 薄膜其廢水平均通量為 0.67 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ ，而 1.0 μm MF 薄膜之廢水平均通量 0.65 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ ；另外，從圖 4-4(b)可看出此股反沖洗水次微米級顆粒粒徑主要分佈於 610 nm 間，因此對於 1.0 μm 的 MF 薄膜而言，次微米級顆粒將會造成薄膜吸附性阻塞 (adsorption) 和孔洞阻塞 (pore blocking)，但由於次微米級顆粒粒徑大都小於薄膜孔徑，因此主要將以吸附性阻塞為主，故其初始通量將由第一週期之 2.20 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ 衰減至第四週期之 1.91 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ ，衰減幅度為 14%，阻塞程度較新竹第一淨水場反沖洗水之顆粒對薄膜造成之完全孔洞阻塞來的輕微。而對 0.5 μm 的 MF 薄膜而言，由於次微米級顆粒粒徑多大於薄膜孔徑，因此顆粒無法進入薄膜之孔道中，絕大部分在薄膜表面即被阻隔並形成濾餅層 (cake)，且可藉由薄膜反沖洗將之去除，故從圖 4-5(a)可知其薄膜阻塞現象並不明顯。

綜合上述可知，若採用孔徑 0.5 μm 之 MF 薄膜直接過濾東興淨水場之反沖洗水，對薄膜之產水率及操作將較 1.0 μm 之 MF 薄膜有利。

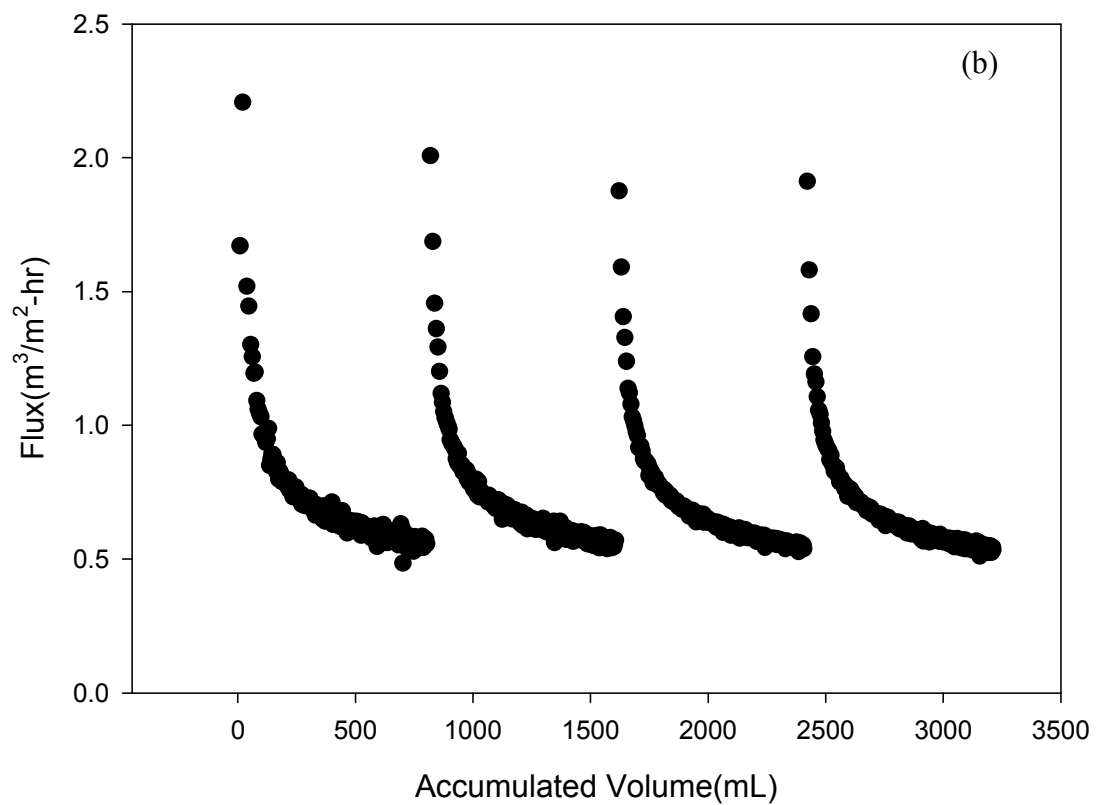
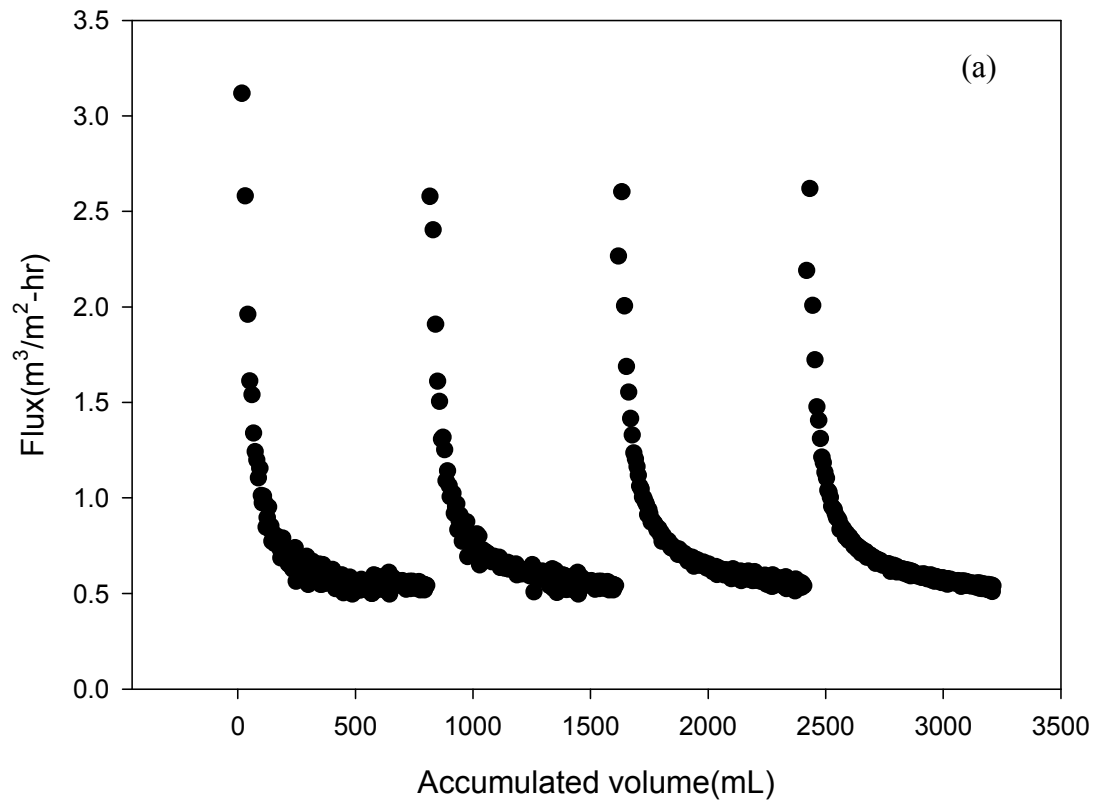


圖 4-5 東興淨水場之反沖洗水薄膜微過濾通量隨累積濾液變化情形
(a)0.5 μm 及(b)1.0 μm

3. MF 薄膜過濾水水質

反沖洗水經薄膜處理後，其過濾水分別收集，進行水質分析，結果如表 4-6 所示。可發現不論是採用孔徑為 0.5 μm 或 1.0 μm 的 MF 薄膜，污染物質皆有良好之去除效果，在濁度方面薄膜處理後過濾水濁度分別為 0.29 NTU 和 0.32 NTU，去除率皆可達 99.99% 以上，在生物性指標部分，兩種薄膜過濾水中所含之大腸桿菌與總菌落數亦可達我國飲用水水質標準，但為確保供水過程中之餘氯存在，後續仍需進行加氯消毒方可供水；在 DOC 和 UV_{254} 方面，對孔徑 0.5 μm 之 MF 而言，其去除率分別為 20% 和 23%，而對 1.0 μm MF 而言，其去除率則分別為 17% 和 10%，可推知東興淨水場反沖洗水中將有較多溶解性有機物會吸附於薄膜上形成有機積垢，但吸附量仍然有限，大部分之溶解性有機物仍將通過薄膜直接進入過濾水中，故過濾水加氯消毒時仍有產生消毒副產物之疑慮。而就整體水質來看，薄膜過濾水直接作為公共給水使用之可行性相當高。

表 4-6 東興淨水場反沖洗水經薄膜微過濾前後之水質差異

水質項目	過濾前	過濾後 (1.0 μm)	過濾後 (0.5 μm)
pH	7.7	7.7	7.7
Turbidity(NTU)	317	0.32	0.29
SS(mg/L)	376	ND	ND
TS(mg/L)	666	ND	ND
DOC(mg/L)	1.25	1.04	1.01
$\text{UV}_{254}(\text{cm}^{-1})$	0.015	0.013	0.011
總菌落數(cfu/mL)	-	85	40
大腸桿菌(cfu/100 mL)	-	<10	<10

4.3 前處理方式對薄膜通量之影響

通常利用薄膜回收反沖洗水，除了必須考量其過濾水水質外，在經濟面上，則必須考量其產水率，是否可符合淨水場之經濟利益。因此本研究將利用兩種不同之前處理方式，包含沈澱前處理及混凝/膠凝前處理，探討反沖洗水經前處理後對薄膜通量之影響。

4.3.1 沈澱前處理對薄膜通量之影響

由表 4-2 之統計資料可發現反沖洗水之 SVI 相當低，可推知其沈降性相當良好。而圖 4-6 為新竹第一淨水場與東興淨水場反沖洗水沈降一小時之上澄液濁度變化情形，圖同樣顯示出反沖洗水之良好沈降性，於最初數十分鐘內，兩股反沖洗水之濁度去除率即可達 70%~80%。由此可知反沖洗水中存在許多不穩定之大顆粒，或可藉由沈澱前處理將反沖洗水中之不穩定大顆粒去除後，再通過薄膜，使薄膜能於低固體物負荷下操作，嘗試能否有助於薄膜通量之提升。

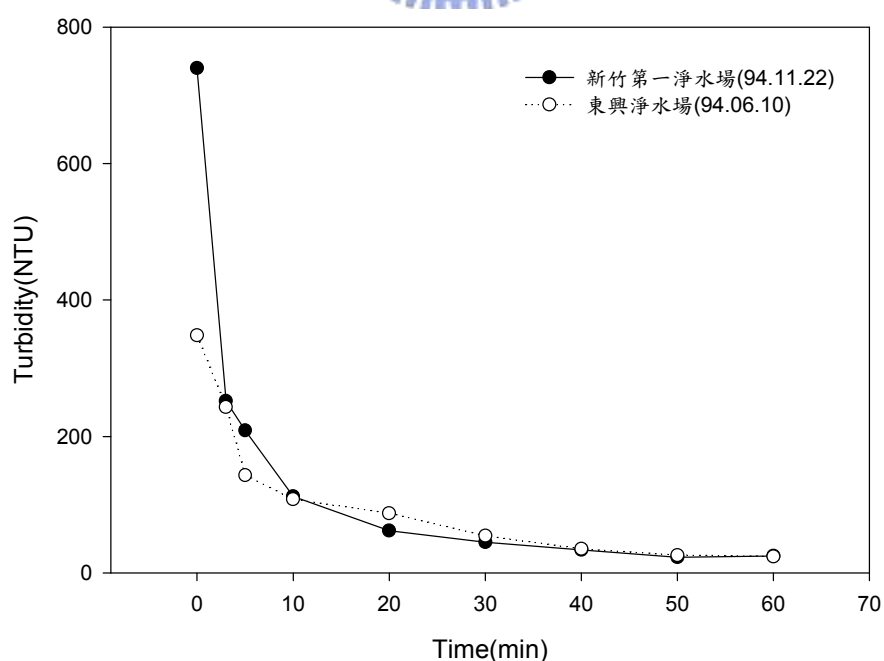


圖 4-6 新竹第一淨水場與東興淨水場反沖洗水濁度與沈降時間之關係

首先，本實驗將以民國 94 年 11 月 22 號於新竹第一淨水場所取得之反沖洗水進行相關測試。在沈澱前處理時間選擇方面，參考圖 4-6 之沈澱實驗結果，可知新竹第一淨水場反沖洗水初始濁度為 740 NTU，於 3 分鐘後濁度將迅速下降至 252 NTU，而 15 分鐘後其濁度降為 75 NTU，同時可觀察到反沖洗水沈澱 15 分鐘後，其濁度下降之趨勢將會減緩，代表水樣中不穩定之大顆粒已被沈澱去除，故將以 15 分鐘作為本實驗沈澱所需時間。

反沖洗水沈澱 15 分鐘之後，取其懸浮液進行粒徑分析，圖 4-7(a) 及(b)分別為反沖洗水沈澱 15 分鐘前後之微米級顆粒粒徑和次微米級顆粒粒徑分佈，可知反沖洗水經沈澱之後，不論是微米級顆粒粒徑或次微米級顆粒粒徑皆有變小之趨勢；其微米級顆粒平均粒徑將由 25 μm 下降為 12 μm ，而次微米級顆粒平均粒徑將由 982 nm 下降為 689 nm。



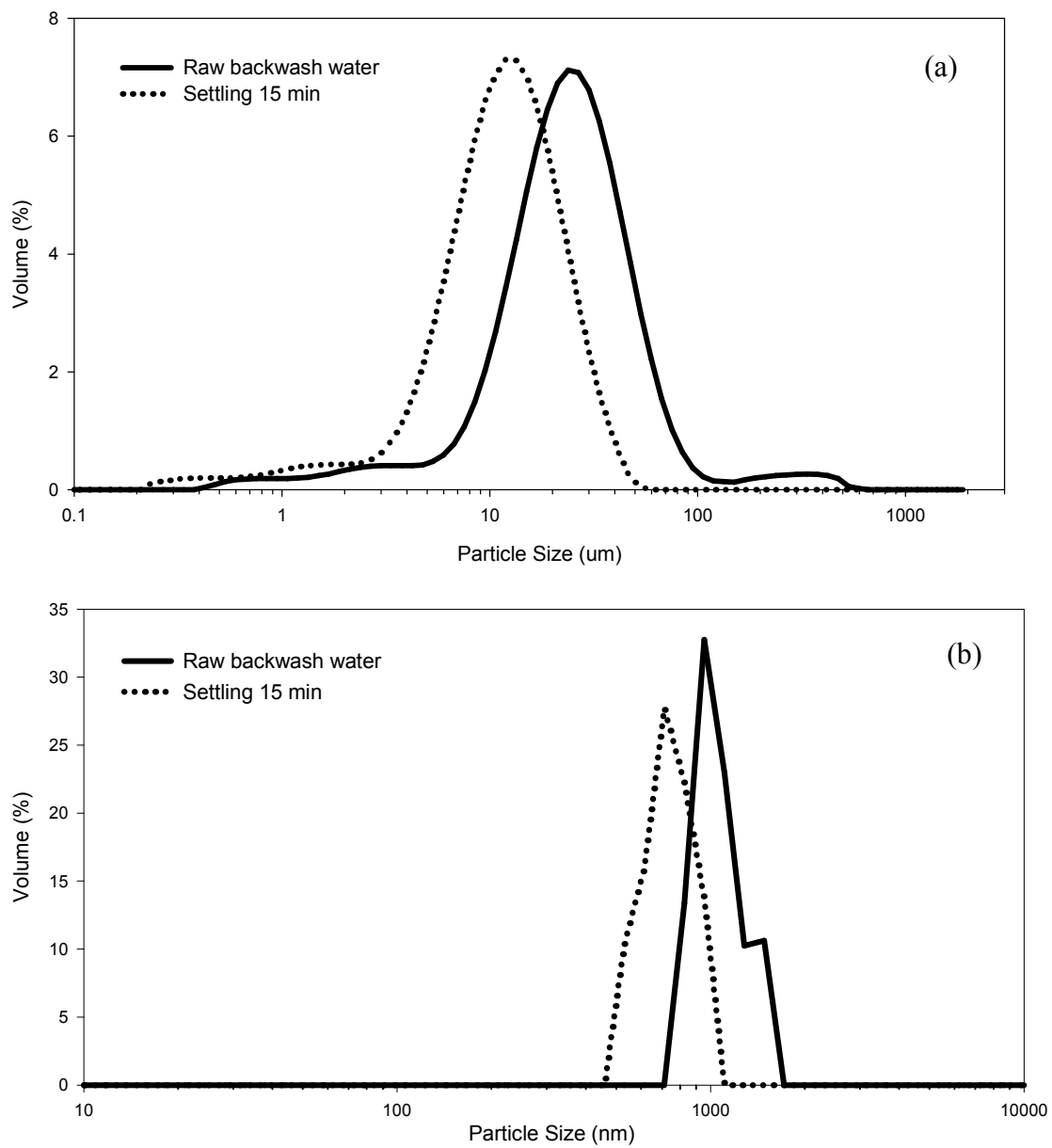


圖 4-7 新竹第一淨水場反沖洗水沈澱前後之粒徑分佈變化(a)微米級顆粒及(b)次微米級顆粒

隨後取其懸浮液進行薄膜微過濾實驗，圖 4-8(a)、(b)、(c)及(d)分別表示反沖洗水直接過 0.5 μm 和 1.0 μm 之 MF 薄膜與沈澱後過 0.5 μm 和 1.0 μm 之 MF 薄膜之通量對累積濾液體積變化圖。而根據圖 4-8 所示之資料，可獲得不同過濾週期之初始通量變化情形，茲列於表 4-7。從圖 4-8 和表 4-7 中可發現，雖然沈澱後再過濾可較直接過濾有效提升薄膜初始通量 2~3 倍，但隨著過濾時間增加，薄膜卻會在短時間內產生嚴重之阻塞，且無法藉由薄膜反沖洗來回復既有之薄膜通量。對孔徑 0.5 μm 之薄膜而言，若採直接過濾，於 4 個週期之過濾實驗中，其阻塞現象並不明顯，但若沈澱後再過濾，可發現過濾至第 4 個週期時，其初始通量將較第一週期下降 64%，可知薄膜阻塞相當嚴重；而對 1.0 μm 之薄膜而言，若採直接過濾，其初始通量將由第一週期 2.88 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ 衰減至第 4 週期 1.47 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ ，衰減率為 52%，代表有阻塞現象產生，但若採沈澱後再過濾，可發現其阻塞情形將會更加嚴重，其初始通量將由第一週期 6.14 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ 衰減至第 4 週期 1.20 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$ ，衰減率達 80%。

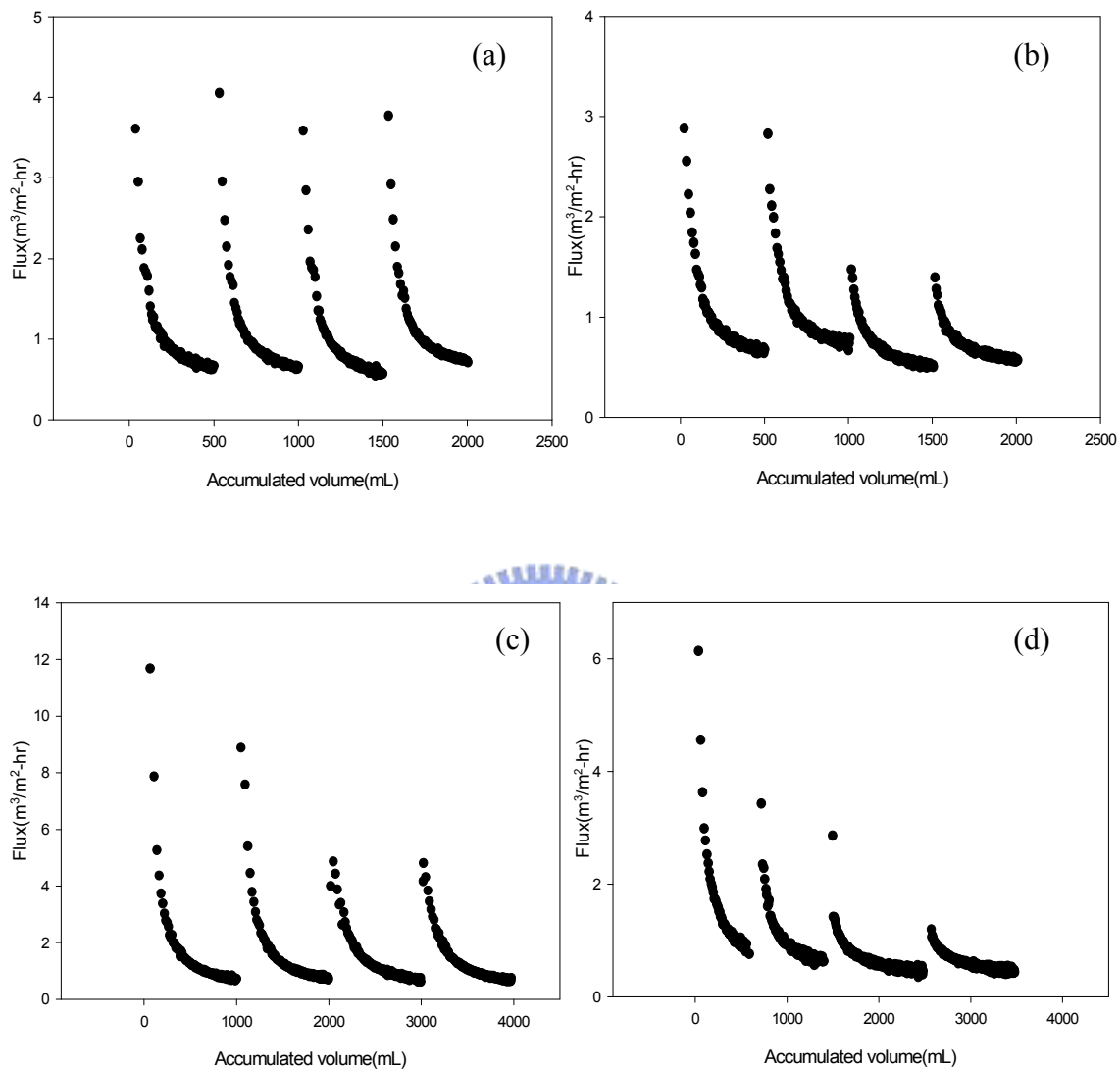


圖 4-8 新竹第一淨水場反沖洗水直接薄膜處理與沈澱 15 分鐘後薄膜處理之通量隨累積濾液變化情形(a) $0.5 \mu\text{m}$ ；直接過濾、(b) $1.0 \mu\text{m}$ ；直接過濾、(c) $0.5 \mu\text{m}$ ；沈澱後過濾及(d) $1.0 \mu\text{m}$ ；沈澱後過濾

表 4-7 新竹第一淨水場反沖洗水直接薄膜處理與沈澱 15 分鐘後薄膜處理之各過濾週期初始通量變化情形

薄膜孔徑	初始通量 ($\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$)	週期 1	週期 2	週期 3	週期 4	週期 1-週期 4 總衰減率
	前處理方法					
0.5 μm	未沈澱	3.60	4.05	3.58	3.77	-4%
	沈澱 15 分鐘	11.68	8.87	4.00	4.17	64%
1.0 μm	未沈澱	2.88	2.82	1.47	1.40	52%
	沈澱 15 分鐘	6.14	3.43	2.85	1.20	80%

一般 MF 薄膜過濾過程可分為(1)薄膜孔洞過濾：此階段主要藉由薄膜本身之孔洞來阻隔顆粒物質，故通量會隨著薄膜受到顆粒阻塞而快速下降(2)薄膜表面濾餅過濾：隨著過濾時間增加，沈積於薄膜表面之顆粒累積到一定程度，便會在薄膜表面形成一層濾餅，此時主要是藉由這層濾餅來過濾水樣，此時通量將稍微下降而慢慢達到穩定。因此，沈澱前處理雖可使不穩定之大顆粒先行去除，減少固含量，以降低薄膜過濾時之負荷，但低固含量之水樣，卻會延緩濾餅形成之時間，代表薄膜將有較長時間是利用本身之孔洞來過濾顆粒。因此，對於沈澱後以次微米級顆粒占多數之反沖洗水懸浮液，更增加薄膜阻塞之可能性。

綜合上述可知，反沖洗水宜直接以 MF 薄膜過濾，不需沈澱前處理後再通過薄膜，以避免薄膜產生嚴重阻塞，縮短操作之時間。

4.3.2 混凝/膠凝前處理對薄膜通量之影響

從上述 4.2 及 4.3.1 節結果可知反沖洗水中存在之顆粒粒徑大小對於薄膜阻塞程度將有重大影響，特別是與薄膜孔徑大小相近之次微米級顆粒。因此，接下來希望藉由混凝/膠凝前處理使顆粒變大，以減少薄膜阻塞之機會，並形成高孔隙率之濾餅，提升過濾通量。同時，亦希望藉由混凝/膠凝前處理來去除反沖洗水中之有機物以減少薄膜之有機積垢及過濾水中之有機物含量。

1. 新竹第一淨水場混凝/膠凝過濾試驗

此次實驗所使用之反沖洗水係於民國 95 年 1 月 5 號取自新竹第一淨水場，其水質特性已於 4.2.1 節詳述過，此股水主要微米級顆粒粒徑為 30 μm ，次微米級顆粒粒徑為 955 nm，顆粒帶有負值之界達電位。首先本實驗將進行瓶杯試驗(Jar test)以決定混凝劑之最佳操作 pH，混凝劑則是採用 PACl(本研究中有關 PACl 之劑量皆以 Al 為計算單位)。由圖 4-9 可知，於 PACl 固定加藥量 1.0 mg/L 下，於 pH 7 時有最佳濁度去除率，因此決定以 pH 7 作為 PACl 最適操作 pH。隨後在 pH 值控制為 7 之情形下，分別加入 0.5 mg/L、1.0 mg/L、2.5 mg/L、5.0 mg/L、10 mg/L 之 PACl 對反沖洗水進行混凝沈澱試驗，圖 4-10 表示於不同加藥量下，其快混後界達電位與靜置後後上澄液濁度變化情形。由圖 4-10 可清楚看出，當 PACl 加藥量為 2.5 mg/L 時，其靜置後上澄液濁度將達最低點，且此時亦為電性中和點。

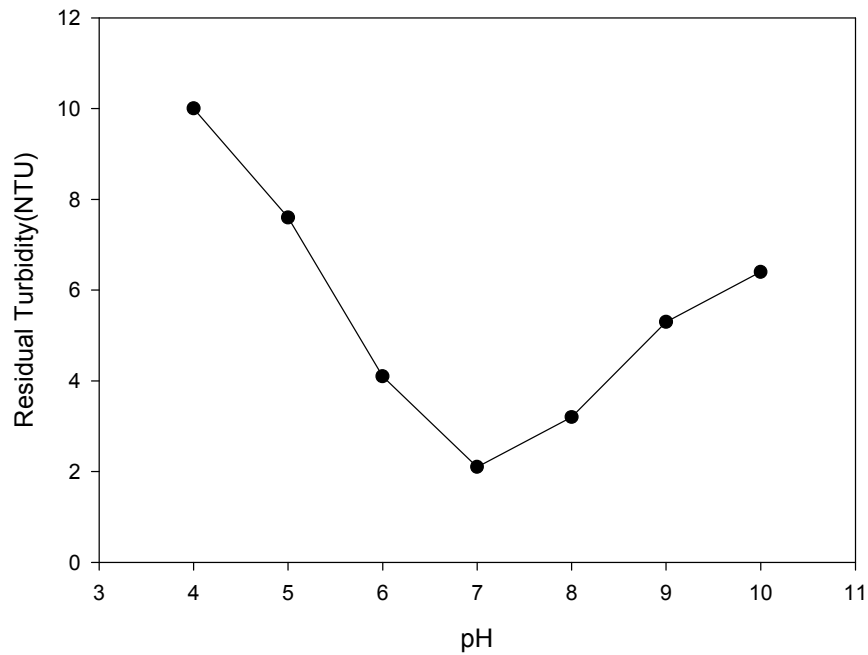


圖 4-9 新竹第一淨水場反沖洗水於不同 pH 值下混凝沉澱後之上澄液殘餘濁度

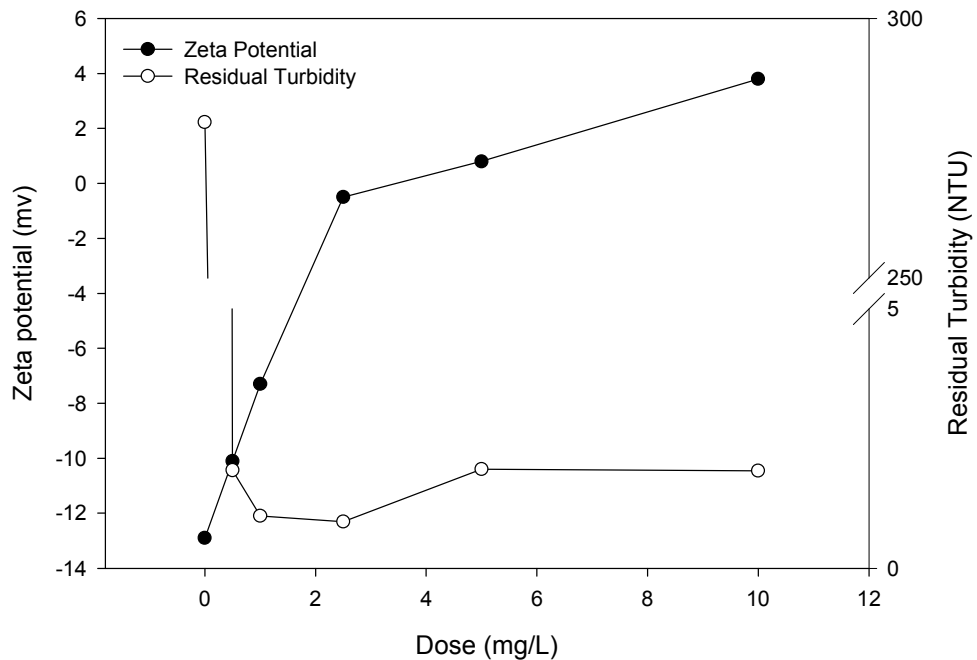


圖 4-10 新竹第一淨水場反沖洗水於不同 PACI 藥量下混凝沉澱之快混後界達電位與沈澱後上澄液濁度

而後取適量反沖洗水於 pH 固定為 7 之條件下，分別加入不同劑量(0.5 mg/L、1.0 mg/L、2.5 mg/L、5.0 mg/L、10 mg/L)之 PACl 混凝/膠凝程序後，直接進行薄膜微過濾。圖 4-11(a)及(b)表示反沖洗水經混凝/膠凝後通過不同孔徑薄膜之相對通量(J/J_0)變化，其中 J 表廢水通量(m^3/m^2-hr)， J_0 表清水通量(m^3/m^2-hr)，在此使用相對通量之主要原因在於每張新的 MF 薄膜其清水通量不盡相同，故必須藉由無因次化來使其有同一比較基準。表 4-8 為依圖 4-11 之薄膜相對通量對濾液累積關係所計算出各不同 PACl 加藥量下之平均通量、相對通量、平均相對通量、清水通量回復率、薄膜本身之水力阻力及不可回復阻力，此相關數值主要用於探討薄膜過濾及阻塞情形。研究結果發現，不論對孔徑為 0.5 μm 或 1.0 μm 的薄膜而言，混凝劑加藥量大於 0.5 mg/L 時便能有效提升薄膜通量，且隨著混凝劑加藥量增加通量亦隨之增加，在混凝劑加藥量為 2.5 mg/L 時對於薄膜通量具有最大提升效果，但當混凝劑加藥量大於 2.5 mg/L 時，通量反而會逐漸下降，但仍較未加混凝劑直接過濾之通量為佳；若比較不同孔徑薄膜之過濾通量，可發現孔徑 0.5 μm 之 MF 薄膜之過濾通量將優於孔徑 1.0 μm 之 MF 薄膜；此外，觀察各加藥量下薄膜之清水通量回復率與薄膜之不可回復阻力，可發現混凝/膠凝後直接過濾將使薄膜有較高之清水通量回復率和較低之薄膜不可回復阻力，顯示混凝/膠凝前處理可減少薄膜阻塞機會且使濾餅於反沖洗時更容易被移除。

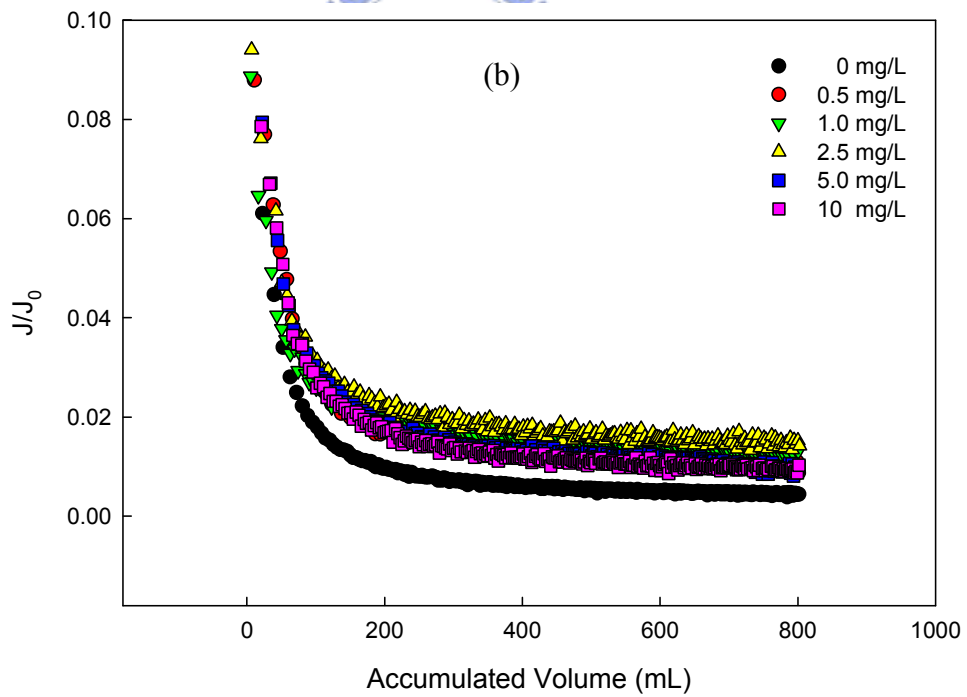
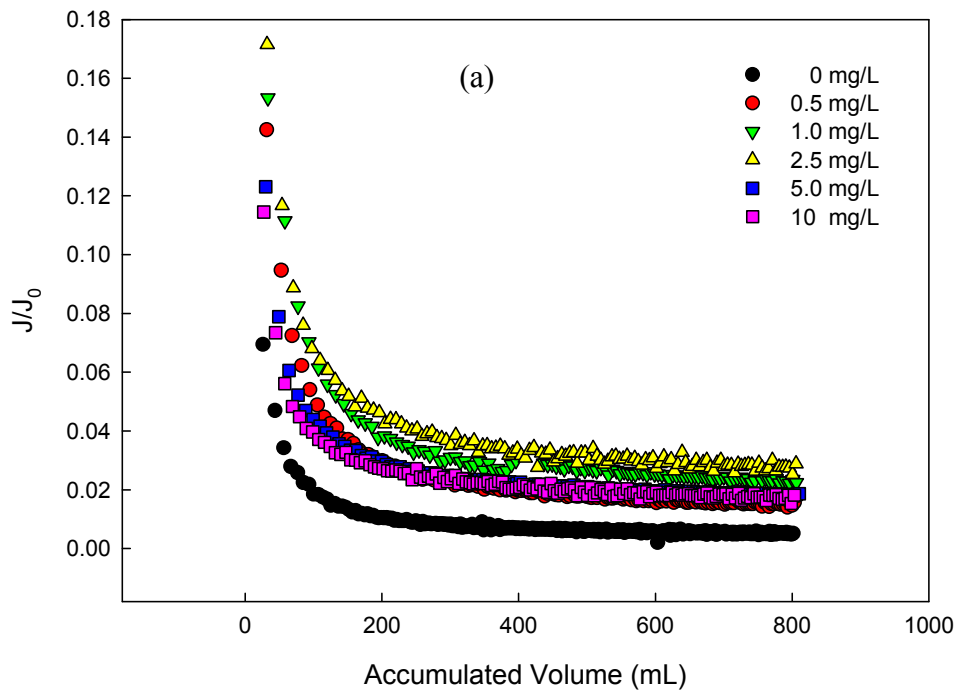


圖 4-11 新竹第一淨水場反沖洗直接薄膜微過濾、混凝/膠凝後直接薄膜微過濾之相對通量隨累積濾液變化情形(a) 0.5 μm 及(b) 1.0 μm

表 4-8 新竹第一淨水場反沖洗水於不同 PACl 加藥量下進行混凝/膠凝後直接過濾，薄膜之過濾特性分析

薄膜孔徑	加藥量(mg/L)	0	0.5	1.0	2.5	5.0	10
0.5 μm	薄膜過濾前清水通量 $J_0(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	43.11	40.05	39.05	33.69	44.06	42.56
	反沖洗後清水通量 $J_0'(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	30.42	29.99	31.40	27.57	32.98	31.61
	平均通量 $\bar{J}(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	0.51	0.86	1.30	1.23	1.07	1.01
	\bar{J}/J_0	0.012	0.021	0.033	0.037	0.024	0.023
	清水通量回復率(%)	70	75	80	82	75	74
	薄膜水力阻力 $R_m(10^7 \text{ m}^{-1})$	8.8	9.5	9.7	11.3	8.6	9.0
	薄膜不可回復阻力 $R_i(10^7 \text{ m}^{-1})$	3.7	3.2	2.5	2.5	3.0	3.1
1.0 μm	薄膜過濾前清水通量 $J_0(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	55.21	45.65	43.21	45.24	41.11	46.12
	反沖洗後清水通量 $J_0'(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	33.15	31.26	31.50	35.79	30.11	29.89
	平均通量 $\bar{J}(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	0.45	0.66	0.73	0.90	0.60	0.67
	\bar{J}/J_0	0.008	0.014	0.017	0.020	0.014	0.014
	清水通量回復率(%)	60	68	73	79	73	64
	薄膜水力阻力 $R_m(10^7 \text{ m}^{-1})$	7.0	8.4	8.8	8.4	9.3	8.3
	薄膜不可回復阻力 $R_i(10^7 \text{ m}^{-1})$	4.5	3.8	3.3	2.3	3.4	4.5

2. 東興淨水場混凝/膠凝過濾試驗

此次實驗所使用之反沖洗水係於民國 94 年 12 月 16 號取自苗栗東興淨水場，其水質特性已於 4.2.2 節詳述過，此股水主要微米級顆粒平均粒徑為 56 μm ，次微米級顆粒平均粒徑為 610 nm，而顆粒帶有負值之界達電位且接近零電位點。首先進行瓶杯試驗(Jar test)以決定混凝劑之最佳操作 pH，混凝劑則是採用 PACl。由圖 4-12 可知，於固定加藥量 1 mg/L 下，最佳濁度去除發生在 pH 7 狀況下，因此決定以 pH 7 作為最適操作 pH。隨後在 pH 值固定為 7 之情形下，分別於反沖洗水中加入 0.2 mg/L、0.5 mg/L、1.5 mg/L、2.5 mg/L、5.0 mg/L 之 PACl 進行混凝沈澱試驗。圖 4-13 為不同加藥量下，其快混後界達電位與靜置後後上澄液濁度變化情形。圖中顯示 PACl 加藥量只需 0.2 mg/L 即可達電性中和點，但並非最佳濁度去除點，而當 PACl 加藥量為 2.5 mg/L 時，其靜置後上澄液濁度達最低值。



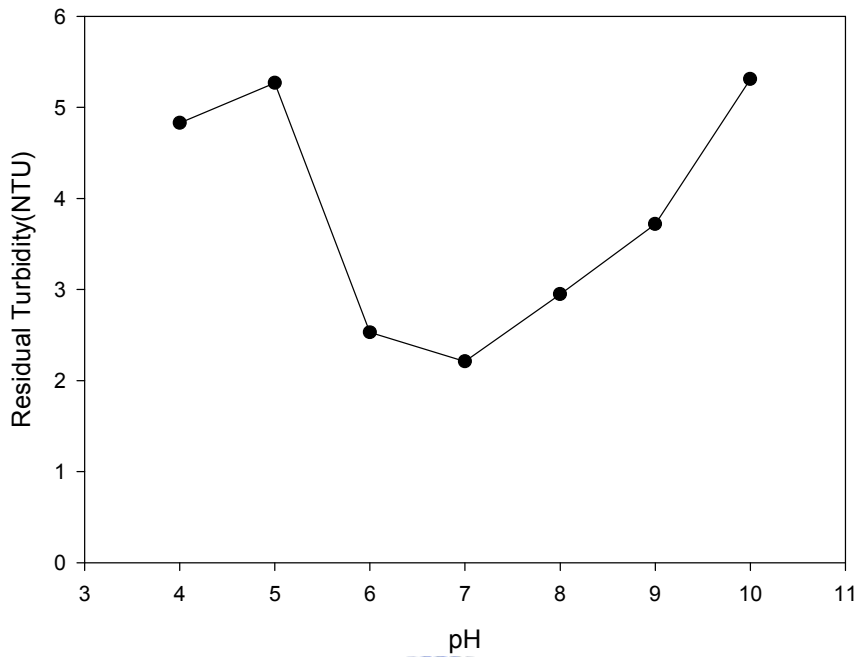


圖 4-12 東興淨水場反沖洗水於不同 pH 值下混凝沉澱後之上澄液殘餘濁度

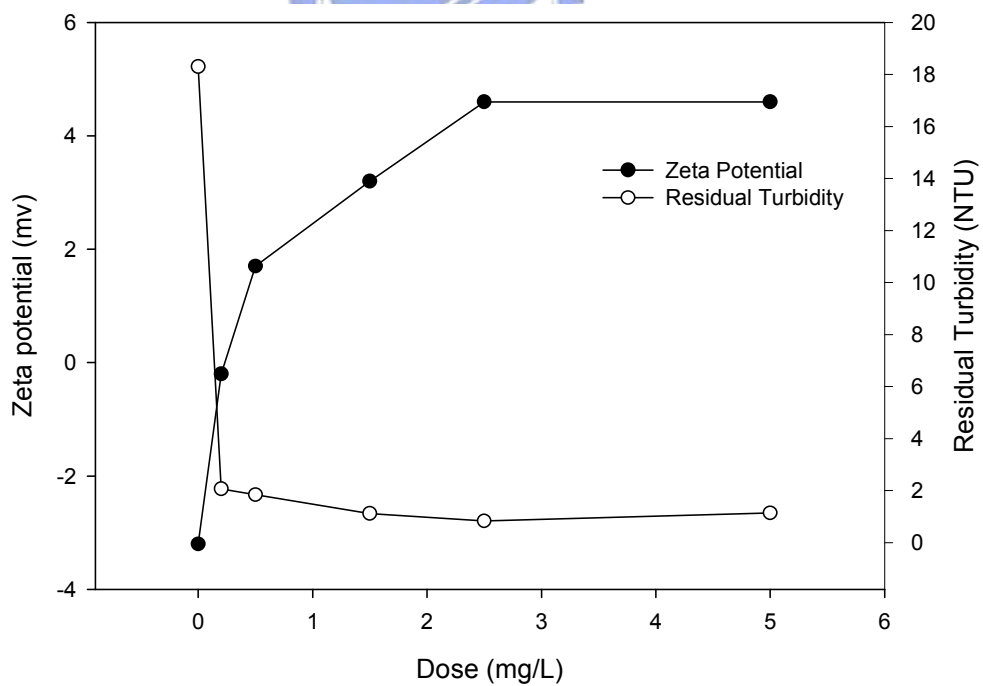


圖 4-13 東興淨水場反沖洗水於不同 PACl 藥量下混凝沉澱之快混後界達電位與沈澱後上澄液濁度

而後取適量反沖洗水在 pH 值固定為 7 之條件下，分別加入不同劑量(0.2 mg/L、0.5 mg/L、1.5 mg/L、2.5 mg/L、5.0 mg/L)之 PACl 進行混凝/膠凝程序並直接進行薄膜微過濾。圖 4-14(a)及(b)表示反沖洗水經不同混凝劑加藥量下通過不同孔徑薄膜之通量變化。表 4-9 為依圖 4-14 之薄膜通量對濾液累積關係所計算出各不同加藥量下之平均通量、相對通量、平均相對通量、清水通量回復率、薄膜本身之水力阻力及不可回復阻力。實驗結果顯示，對孔徑為 0.5 μm 的薄膜而言，混凝/膠凝程序雖能夠提升薄膜之通量，但其提升之效果卻不如新竹第一淨水場之反沖洗水明顯，且整體來看，加藥量多寡對於通量並無明顯之影響；對孔徑 1.0 μm 的薄膜而言，則可發現除了初始通量有所提升外，整體來看，混凝/膠凝程序並沒有改善薄膜之過濾通量；另外，由表 4-9 所列之薄膜清水通量回復率與薄膜之不可回復阻力可推知，混凝/膠凝前處理後對於改善薄膜阻塞程度相當有限。



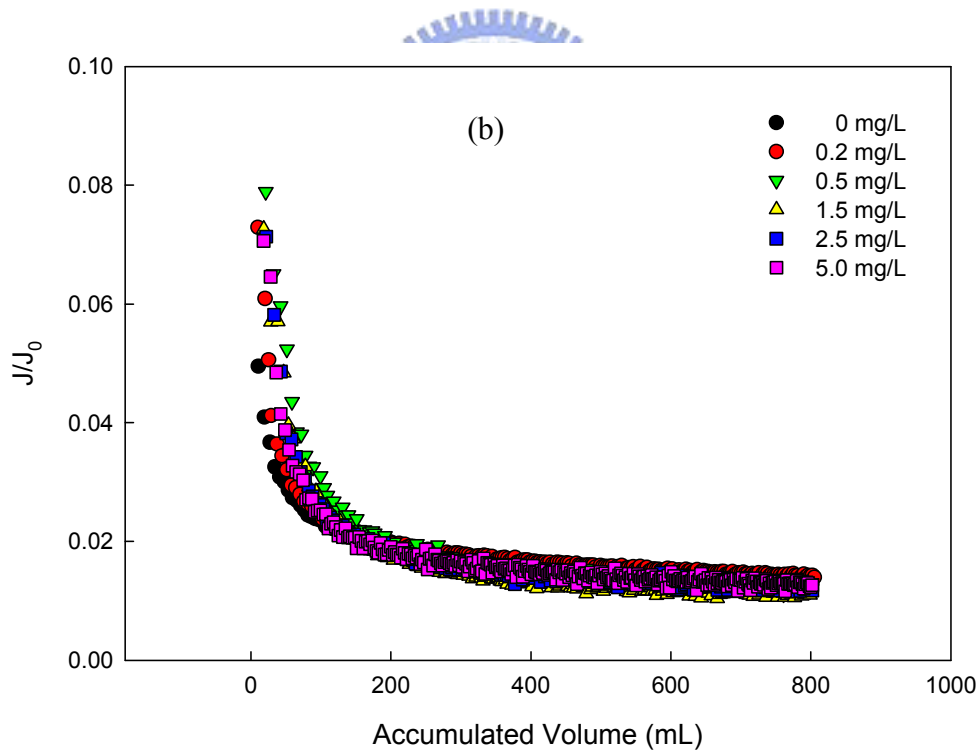
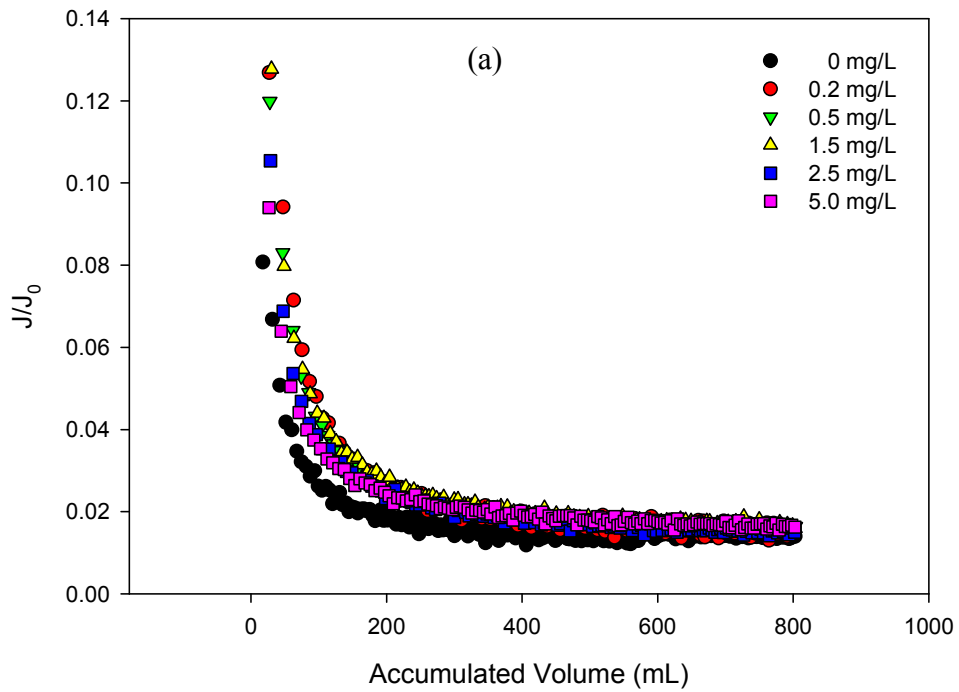


圖 4-14 東興淨水場反沖洗直接薄膜微過濾、混凝/膠凝後直接薄膜微過濾之相對通量隨累積濾液變化情形(a) 0.5 μm 及 (b) 1.0 μm

表 4-9 東興淨水場反沖洗水於不同 PACl 加藥量下進行混凝/膠凝過濾後直接過濾，薄膜之過濾特性分析

薄膜 孔徑	加藥量(mg/L)	0	0.2	0.5	1.5	2.5	5.0
0.5 μm	薄膜過濾前清水通量 $J_0(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	38.63	38.44	41.53	42.12	48.80	50.50
	反沖洗後清水通量 $J_0'(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	28.71	29.16	30.24	32.12	37.53	37.71
	平均通量 $\bar{J}(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	0.67	0.80	0.89	0.97	0.99	1.06
	\bar{J}/J_0	0.017	0.021	0.021	0.023	0.020	0.021
	清水通量回復率(%)	74	76	73	76	77	75
	薄膜水力阻力 $R_m(10^7 \text{ m}^{-1})$	9.9	9.9	9.2	9.0	7.8	7.6
	薄膜不可回復阻力 $R_i(10^7 \text{ m}^{-1})$	3.4	3.2	3.4	3.0	2.3	2.5
1.0 μm	薄膜過濾前清水通量 $J_0(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	46.52	51.79	50.36	41.23	45.89	42.66
	反沖洗後清水通量 $J_0'(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	31.38	36.10	35.49	26.80	29.77	30.35
	平均通量 $\bar{J}(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{hr})$	0.76	0.93	0.82	0.61	0.72	0.69
	\bar{J}/J_0	0.016	0.018	0.016	0.015	0.016	0.016
	清水通量回復率(%)	67	70	70	65	65	71
	薄膜水力阻力 $R_m(10^7 \text{ m}^{-1})$	8.2	7.4	7.6	9.3	8.3	9.0
	薄膜不可回復阻力 $R_i(10^7 \text{ m}^{-1})$	3.9	3.2	3.2	3.9	4.5	3.6

4.3.2.1 混凝/膠凝前處理對通量改善之因素探討

由上述兩不同淨水場之實驗結果可發現反沖洗水經混凝/膠凝後直接薄膜微過濾並不一定有利於薄膜通量之改善，因此接下來將嘗試藉由分析(1)混凝/膠凝後直接薄膜微過濾過濾水 DOC 和 UV₂₅₄ 去除率(2)混凝/膠凝後顆粒粒徑分佈變化(3)混凝/膠凝後顆粒界達電位變化(4)混凝/膠凝後膠羽結構變化，並與薄膜通量相對照，找出導致薄膜通量增加或不利於薄膜通量增加之原因。

1.DOC 與 UV₂₅₄ 對薄膜通量之影響

過去許多文獻已指出，混凝前處理能夠減少天然有機物之含量，降低因天然有機物所造成之薄膜有機積垢^(Jang et al., 2005)。故本實驗將藉由量測混凝/膠凝後薄膜微過濾對 DOC 和 UV₂₅₄ 去除率，判斷是否因有機積垢減少而導致薄膜通量上升。

圖 4-15、4-16 分別代表新竹第一淨水場與東興淨水場之反沖洗水經混凝/膠凝後直接薄膜微過濾之 DOC、UV₂₅₄ 去除率。圖 4-15 結果可發現，混凝/膠凝後直接薄膜微過濾對新竹第一淨水場反沖洗水之 DOC 與 UV₂₅₄ 之去除率無明顯改善，對 DOC 和 UV₂₅₄ 去除率均小於 10%，代表溶解性有機物絕大部分都皆通過薄膜，僅少部分會吸附在薄膜上，造成薄膜之有機積垢。而觀察圖 4-16 亦可發現相同結果，混凝/膠凝後過濾對東興淨水場反沖洗水之 DOC 和 UV₂₅₄ 去除率與直接過濾並無太大差別，對 DOC 和 UV₂₅₄ 去除率均位於 15% 左右，同樣代表大部分之溶解性有機物會通過薄膜，僅少部分吸附於薄膜上。造成上述現象主要原因在於兩股反沖洗水之 SUVA 值皆小於 2(新竹第一淨水場 SUVA：1.78；東興淨水場 SUVA：1.16)，故水中有機物之構成多屬親水性、低分子量之小分子，此類有機物並不易藉由混凝

作用去除(A.T.Pikkarainen *et al.*,2004)。而 Kimura *et al.*(2005)的研究指出對於一些低分子量之有機物種如多醣類、蛋白質所造成之薄膜不可逆積垢，前混凝處理將無法有效改善此現象。因此，對此兩股反沖洗水而言，混凝/膠凝前處理之所以改變薄膜通量並非是因減緩薄膜有機積垢所致。



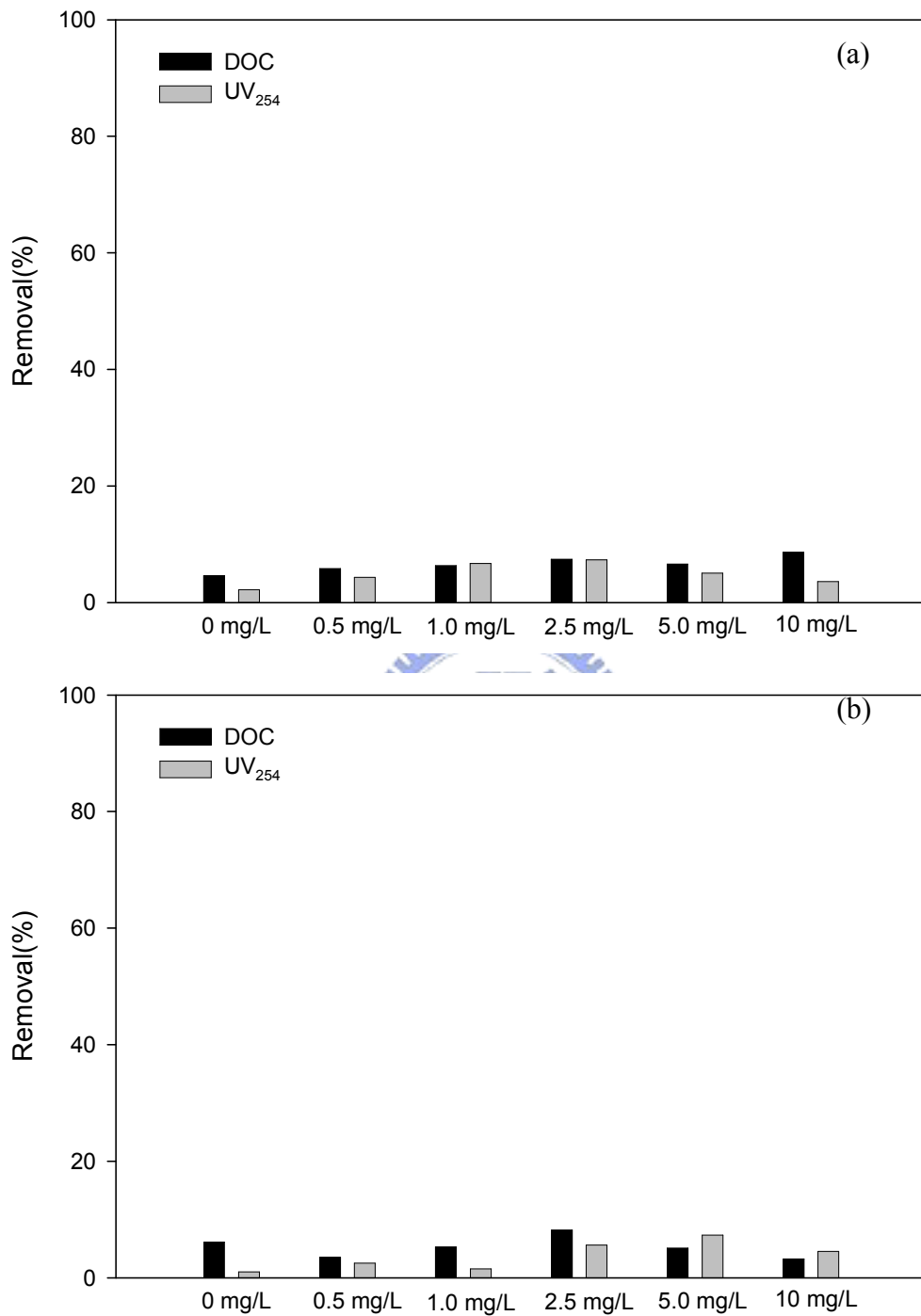


圖 4-15 新竹第一淨水場反沖洗水混凝/膠凝後直接薄膜微過濾之 DOC、UV₂₅₄ 去除率(a)0.5 μm 及 (b) 1.0 μm

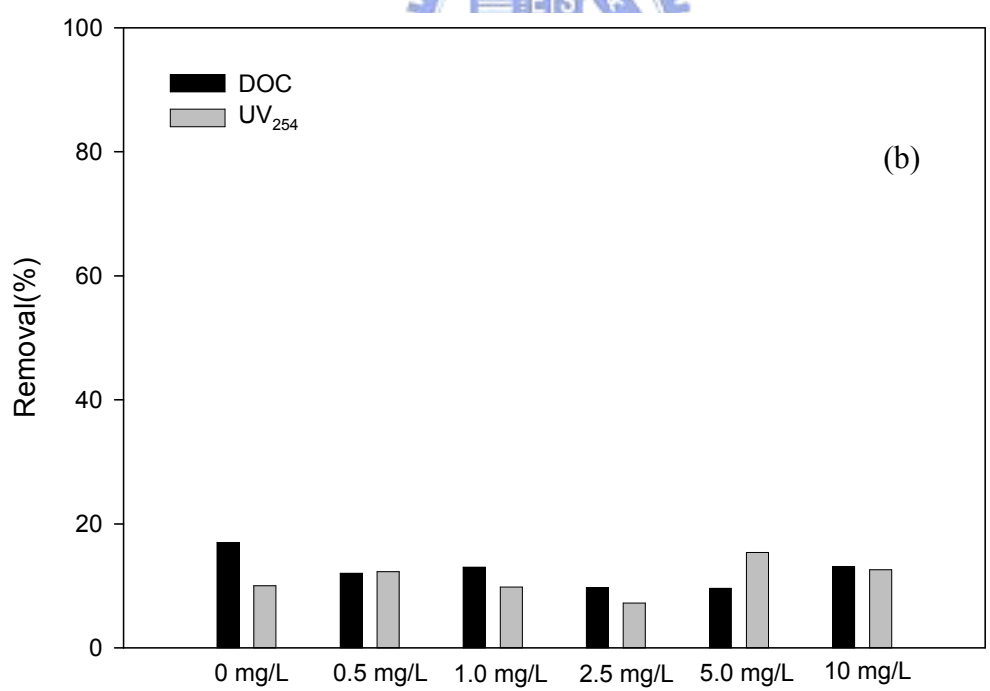
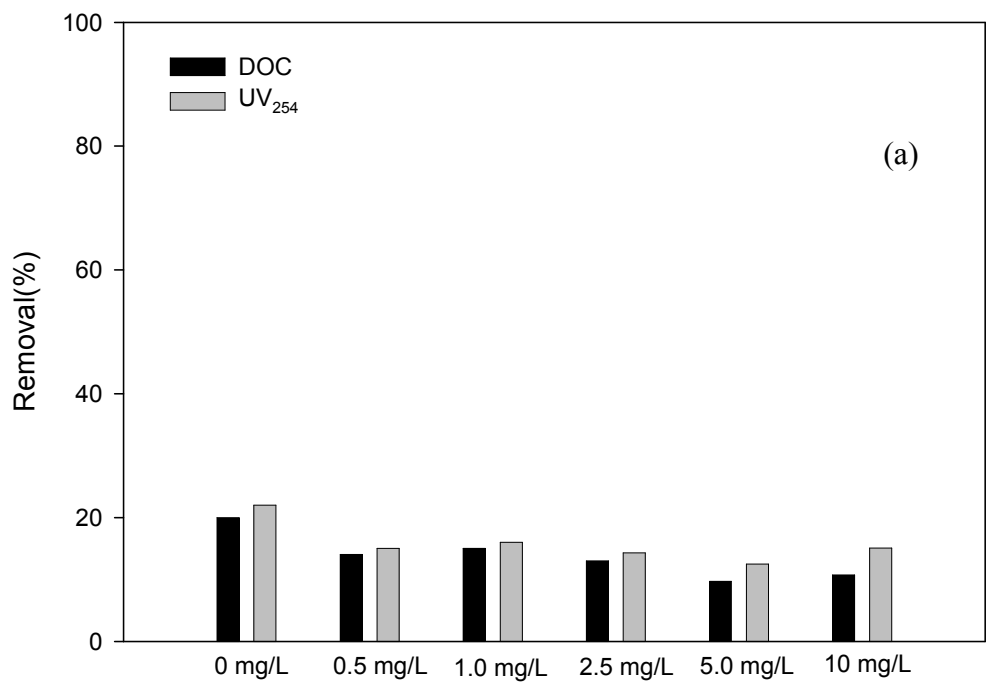


圖 4-16 東興淨水場反沖洗水混凝/膠凝後直接薄膜微過濾之 DOC、UV₂₅₄ 去除率(a)0.5 μm 及(b) 1.0 μm

2. 顆粒粒徑大小對薄膜通量之影響

水樣中之顆粒大小為影響薄膜過濾通量的重要因素之一，為了探討 4.3.2 小節中不同混凝/膠凝條件下顆粒粒徑變化對薄膜通量之影響，本研究將分別量測新竹第一淨水場及東興淨水場之反沖洗水於不同加藥量下經混凝/膠凝後之粒徑分佈情形，並和薄膜通量做一比較。

圖 4-17 代表新竹第一淨水場之反沖洗水經混凝/膠凝後之顆粒粒徑變化情形。由圖 4-17 可看出，對新竹第一淨水場之反沖洗水而言，其顆粒粒徑將隨著加藥量增加而增加，且於加藥量 2.5 mg/L 時可形成最大之膠羽，在微米級顆粒部分，其大小將由未加藥前的 30 μm 成長至 250 μm ，增大了 800% 以上，而在次微米級顆粒部分，其粒徑將由 955 nm 成長至 2270 nm，但當加藥量大於 2.5 mg/L 時，其顆粒粒徑將逐降下降，但仍遠大於為加藥前之粒徑，當加藥量為 10 mg/L 時，其微米級顆粒粒徑為 125 μm ，次微米級顆粒粒徑為 1375 nm。若對照薄膜通量(圖 4-11)可發現，薄膜通量變化將與水樣中粒徑變化成正比，隨著過濾水樣中顆粒粒徑之增大，其過濾通量亦隨之增加。而根據 Carman-Kozeny Equation(4.1 式)可知濾餅比阻抗(α)與沈澱顆粒直徑(d_p)成反比關係，代表當顆粒越大時，於薄膜表面所形成之濾餅阻抗將越小，故有較佳之通量，其結論與上述新竹第一淨水場反沖洗水之實驗結果呈現一致。

$$\alpha = \frac{180(1-\varepsilon)}{\varepsilon^2 \rho_p d_p^2} \quad (4.1)$$

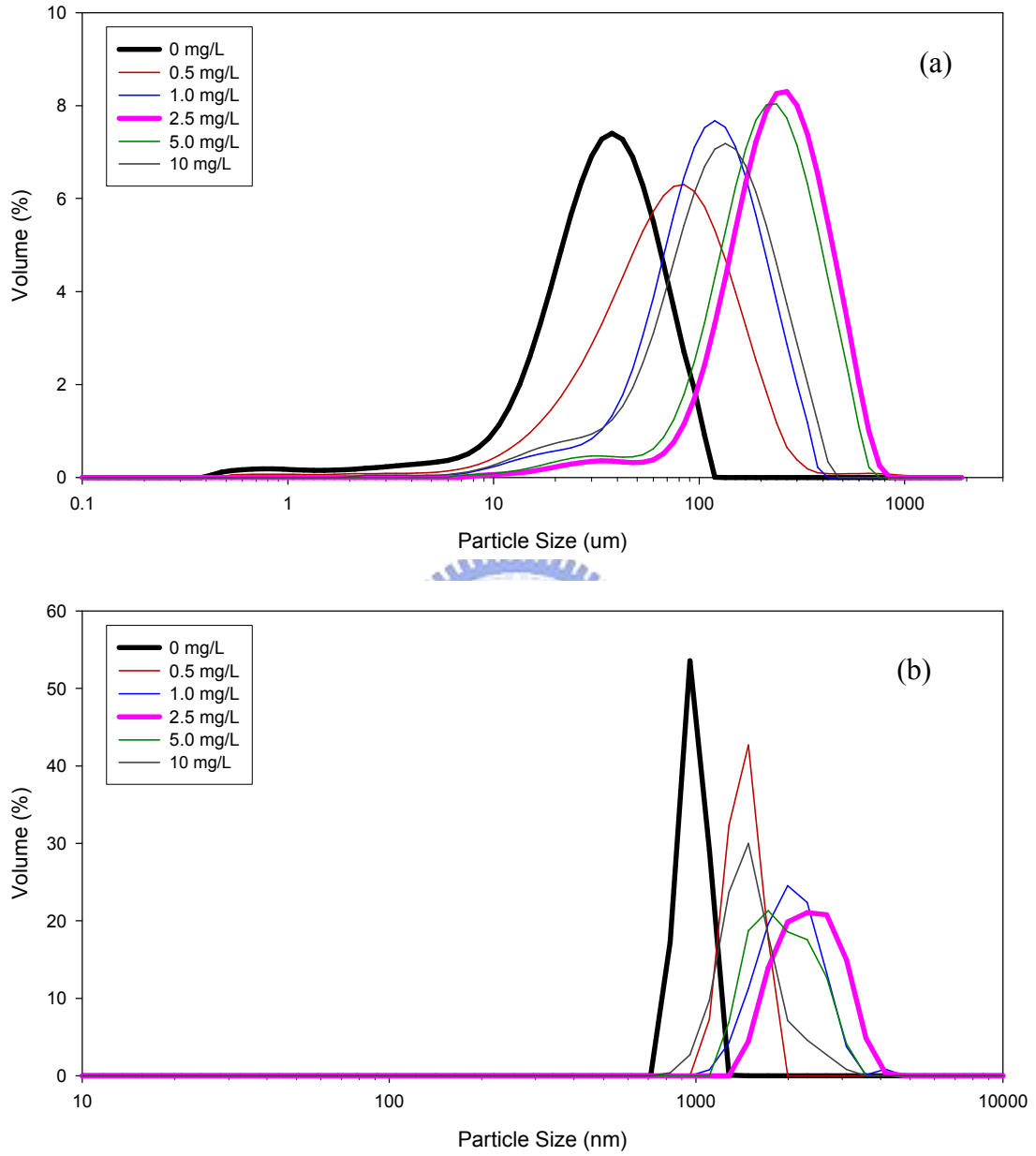


圖 4-17 新竹第一淨水場反沖洗水混凝/膠凝前後之顆粒粒徑分佈變化(a)微米級顆粒(b)次微米級顆粒

圖 4-18 代表東興淨水場之反沖洗水於不同加藥量下經混凝/膠凝後其粒徑大小變化情形。圖 4-18 結果發現，隨著加藥量之增加其粒徑亦隨之增加，當加入 5 mg/L 之混凝劑混凝/膠凝後，其微米級顆粒粒徑將由未加藥前之 55 μm 放大至加藥後的 125 μm ，放大了 110%，而次微米級顆粒粒徑將由 620 nm 成長至 700 nm，但若對照薄膜通量結果後(圖 4-14)，可發現不論使用何種加藥量進行混凝/膠凝對於孔徑 0.5 μm 或 1.0 μm 之薄膜通量提升效果相當有限，而不同大小之膠羽對於過濾通量並無明顯差別，其結果似乎並不符合 Carman-Kozeny Equation(4.1 式)之描述。推測其原因可能在於(1)顆粒放大幅度不明顯；由圖 4-18 可知東興淨水場之反沖洗水之原始粒徑為 55 μm ，當分別加入 0.2 mg/L、0.5 mg/L、1.5 mg/L、2.5 mg/L、5.0 mg/L 之混凝劑混凝/膠凝後，其粒徑分別放大為 56 μm 、60 μm 、68 μm 、79 μm 、125 μm ，放大幅度為 0.5%~110%，可發現不同加藥量下所形成之膠羽大小並無明顯之差別，且最大也僅放大 110%，反觀新竹第一淨水場之反沖洗水經各個加藥量混凝/膠凝後，其顆粒粒徑放大幅度位於 210%~800%間，故造成其過薄膜通量有較明顯之差別。(2)粒徑大小並非決定薄膜通量之唯一因素，其餘影響因素將於下述幾小點分別討論。

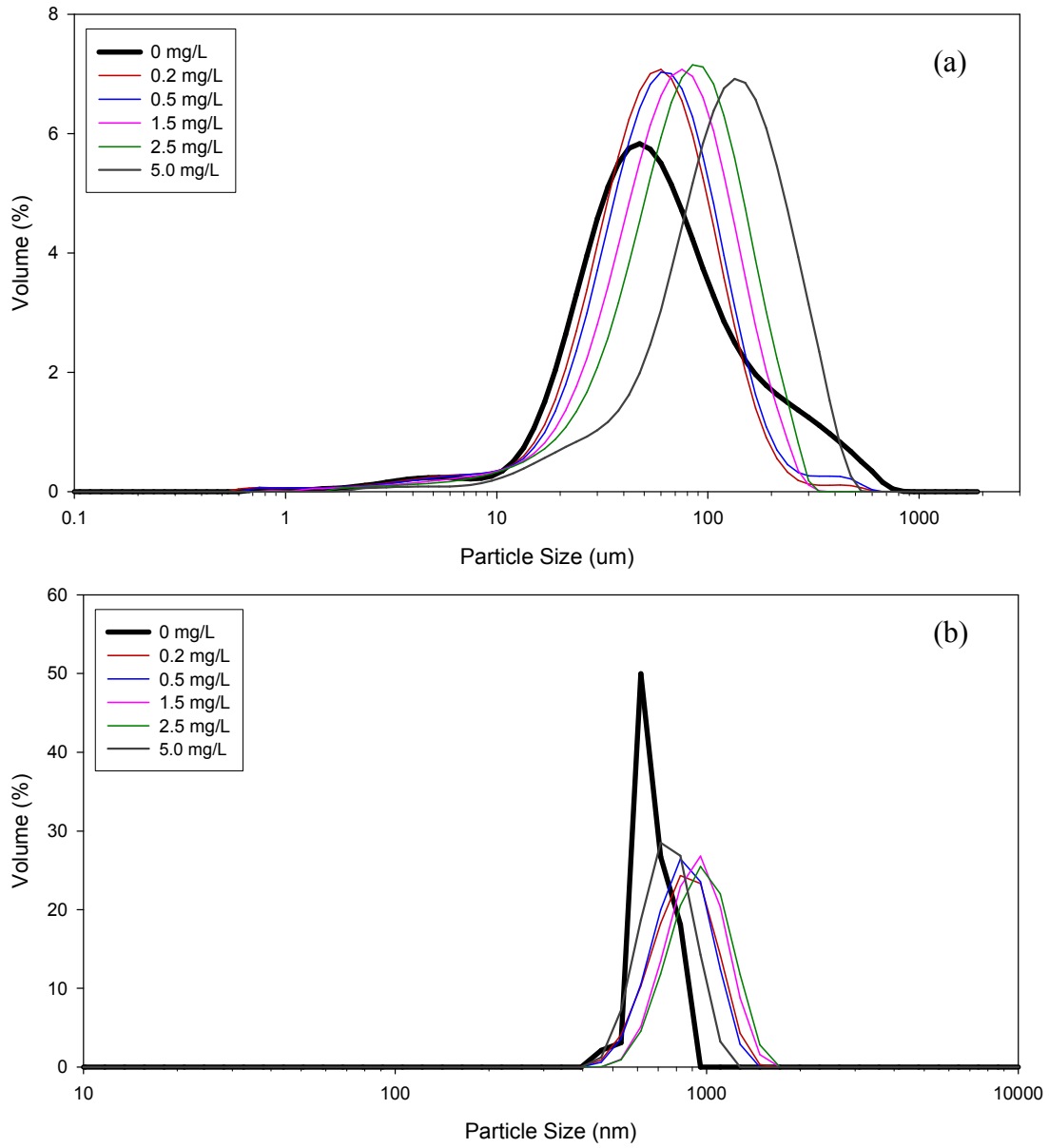


圖 4-18 東興淨水場反沖洗水混凝/膠凝前後之顆粒粒徑分佈變化(a) 微米級顆粒(b)次微米級顆粒

3. 顆粒界達電位對薄膜通量之影響

本研究將分別量測新竹第一淨水場及東興淨水場之反沖洗水於不同加藥量下經快混後之顆粒界達電位，以了解不同顆粒界達電位對於薄膜過濾通量之影響。

圖 4-19 為新竹第一淨水場之反沖洗水在不同加藥量下，快混後界達電位與薄膜平均相對通量之關係。從圖 4-19 中可看出反沖洗水原始之界達電位為 -12.9 mV，隨著加藥量增加其界達電位亦慢慢增加，當 PACI 加藥量為 2.5 mg/L 時達電性中和點，而加藥量為 10 mg/L 時，界達電位為 3.8 mV，若與薄膜平均相對通量相對照，可發現當水樣快混後之界達電位越趨近於零時，其過濾時之平均相對通量亦隨之提升，且於界達電位為零時，可獲得最大之平均相對通量。主要原因在於前混凝之機制為「電性中和」時，則此條件下所產生之膠羽在薄膜表面形成的濾餅之比阻抗(specific cake resistance)將較「沈澱網除」機制下所形成之膠羽來的小 (Lee et al., 2000; Pikkarainen et al., 2004)。

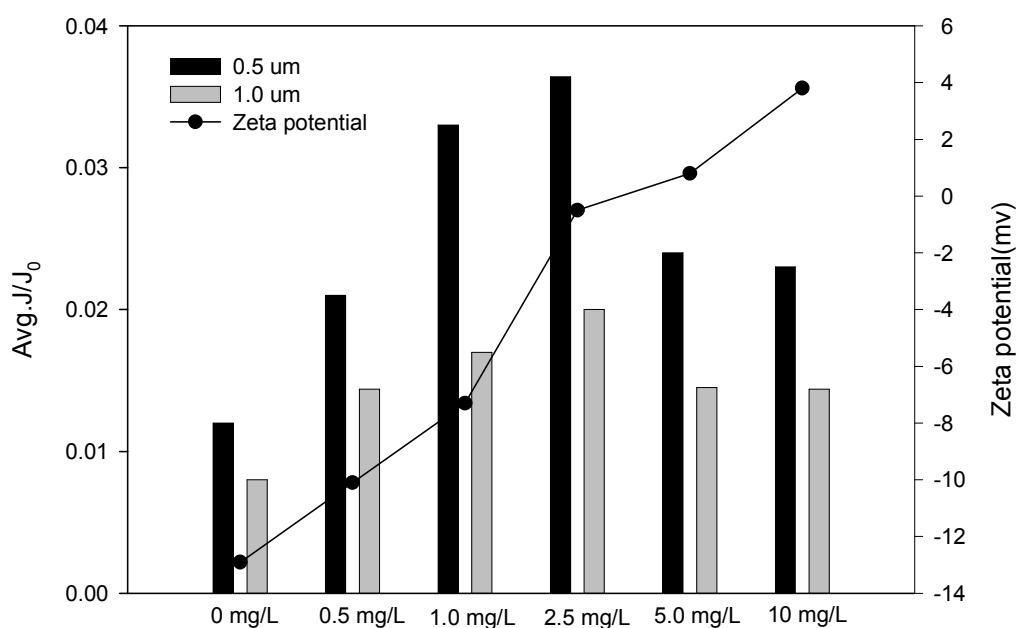


圖4-19 新竹第一淨水場反沖洗水於不同 PACI 藥量下混凝/膠凝後薄膜平均相對通量與快混後界達電位之關係

圖 4-20 為東興淨水場之反沖洗水在不同加藥量下，快混後界達電位與薄膜平均相對通量之關係。從圖 4-20 中觀察可知反沖洗水原始界達電位為-3.2 mV，已相當接近電性中和點，故加藥量僅需 0.2 mg/L 即可達電性中和，但若與薄膜平均相對通量對照之後，發現即使於電性中和機制下進行混凝/膠凝並直接過濾之平均相對通量並非最大值，且界達電位之變化並不影響薄膜之平均相對通量。推論其原因在於東興淨水場反沖洗水水樣僅需少量加藥即可達電性中和，但此時顆粒聚集變大並不明顯(圖 4-18)，在顆粒大小與混凝機制相互影響下，造成通量僅有少部分之提升；反之，當加藥量為 5 mg/L 時，雖然顆粒可聚集放大近 2 倍，但此時混凝機制以沈澱網除為主，故其形成之膠羽多為脫水性較差之氫氧化鋁膠羽，反而不利於通量之提升。此外過量加藥除會造成原水之黏滯度上升外，殘餘藥劑亦會吸附在薄膜表面上並在薄膜表面形成一高黏滯度之膠凝層 (floculant layer)，造成薄膜之水力阻抗增加。(Nguyen and Ripperger, 2002)

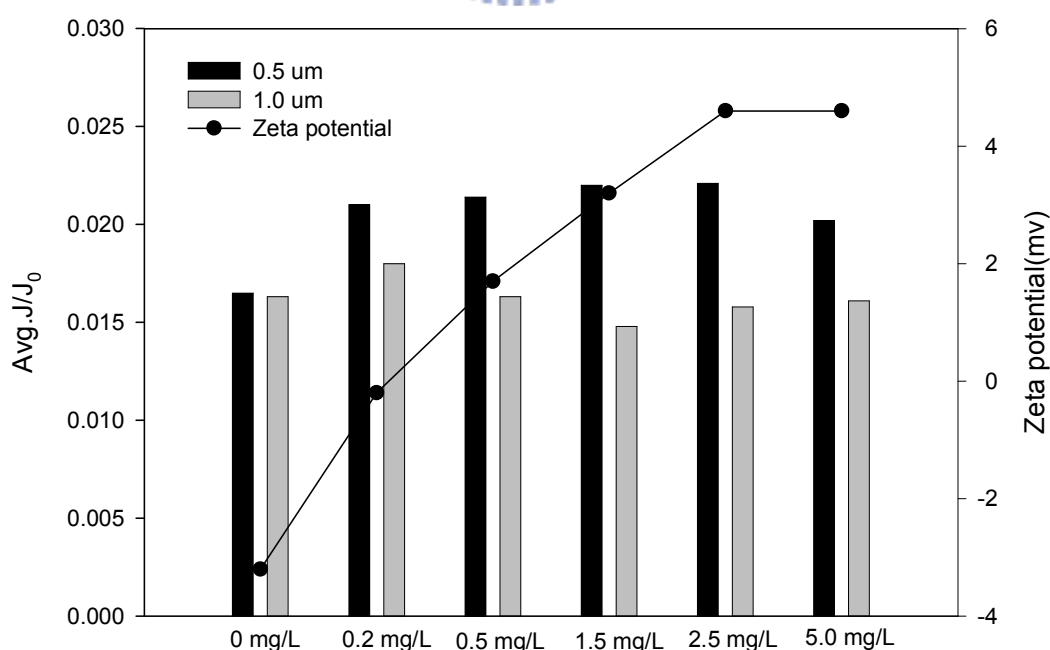


圖 4-20 東興淨水場反沖洗水於不同 PACI 藥量下混凝/膠凝後薄膜平均相對通量與快混後界達電位之關係

4.膠羽結構對薄膜通量之影響

影響薄膜過濾之通量的因子除水中顆粒大小、混凝/膠凝機制外，混凝/膠凝程序所產生之膠羽密度、形狀及強度等相關性質亦扮演極重要之因子。膠羽之幾何構造具有高度的不規則性及無次序之排列狀態，除光學照像表示外，很難去描述與定量。而 1983 年 Mandelbrot 提出所謂碎形理論(fractal theory)，利用數學模式來描述自然界及工程系統中具有不定形、不規則態的結構。

此後即有許多學者應用此理論來進行膠羽結構之描述與相關研究；其中，碎形維度(fractal dimension, D_f)便是最常用來描述碎形幾何物理量的參數，可用來表示生成膠羽的緻密程度。 D_f 通常介於 1 ~ 3 之間， $D_f = 3$ 表示該碎形結構體為顆粒以最密堆積方式堆疊成的實心圓球結構體， D_f 值越趨近 3 代表該膠羽結構較緊實，形狀接近於球形；而 $D_f = 1$ 則表示是由顆粒凝聚而成之碎形結構體，僅形成一線性結構的排列， D_f 值越小則表示該結構較為鬆散，形狀接近於線狀。
(甘，1999)

圖 4-21 為新竹第一淨水場之反沖洗水於不同 PACl 加藥量下經混凝/膠凝後膠羽碎型維度與薄膜平均相對通量之關係。由圖 4-21 可看出水樣中膠羽碎型維度越低時，其通過薄膜之平均相對通量越高，代表膠羽結構越鬆散時(接近一維線性)，其於薄膜表面所形成之濾餅透水性越高。Cho *et al.*(2006)之研究同樣指出碎型維度越低，其膠羽結構將越鬆散，此時薄膜表面之濾餅將有較低之水力阻抗。

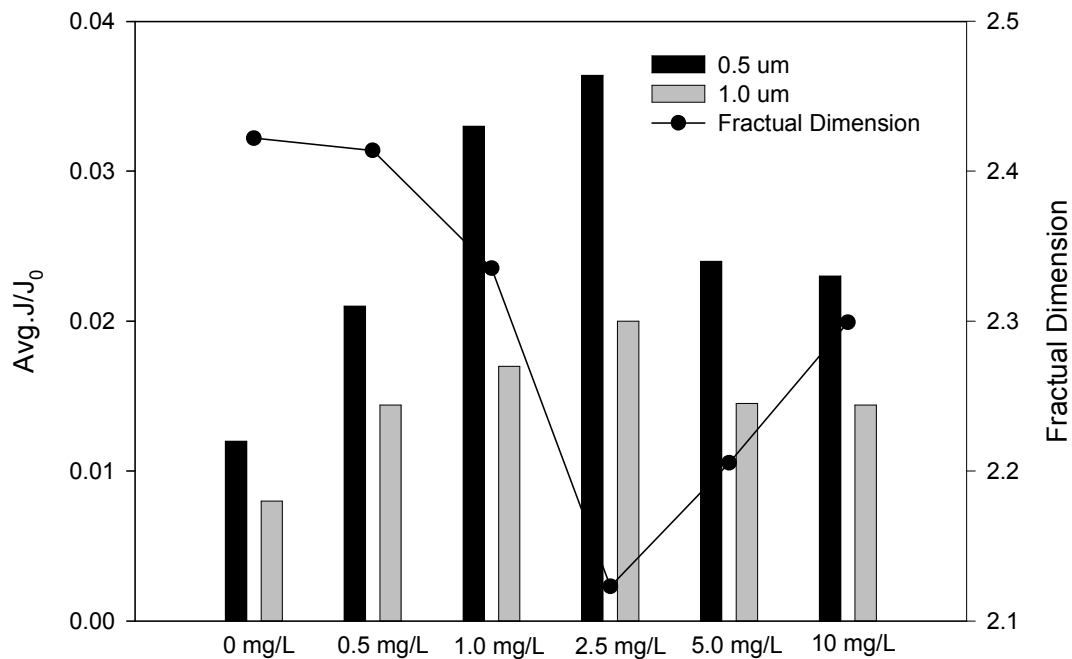


圖 4-21 新竹第一淨水場反沖洗水於不同 PACI 藥量下混凝/膠凝後之碎型維度與薄膜平均相對通量關係

圖 4-22 為東興淨水場之反沖洗水於不同 PACI 加藥量下經混凝/膠凝後膠羽碎型維度與其過濾平均相對通量之關係。可發現其膠羽之碎型維度會隨著加藥量之增加而降低，代表加藥量越大時，其膠羽透水性越好，將有利於過濾行為，但若和薄膜平均相對通量相對照後發現，膠羽之碎型維度和薄膜平均相對通量似乎無太多關連，主要原因可能為(1)碎型維度變化幅度不大：從圖可看出當加藥區間為 0.2~2.5mg/L 時，其膠羽碎型維度變化並不如新竹第一淨水場之反沖洗水來的明顯，因此各個加藥量間之薄膜通量差異並不太明顯，而加藥量為 5 mg/L 時，其膠羽之碎型維度與未加藥前相比雖有明顯下降，代表其膠羽結構較為加藥前鬆散，但仍必須考量顆粒粒徑、混凝機制之影響，三者相互作用下，使的薄膜通量無明顯之提升。(2)操作壓力：過濾時所施加之壓力，將會迫使附著於薄膜表面上之膠羽結構有所改變，而其變化程度將與其操作壓力相關，然而一般 MF 系統多屬低壓操作，或可將壓力之影響忽略 (Cho *et al.*, 2005)

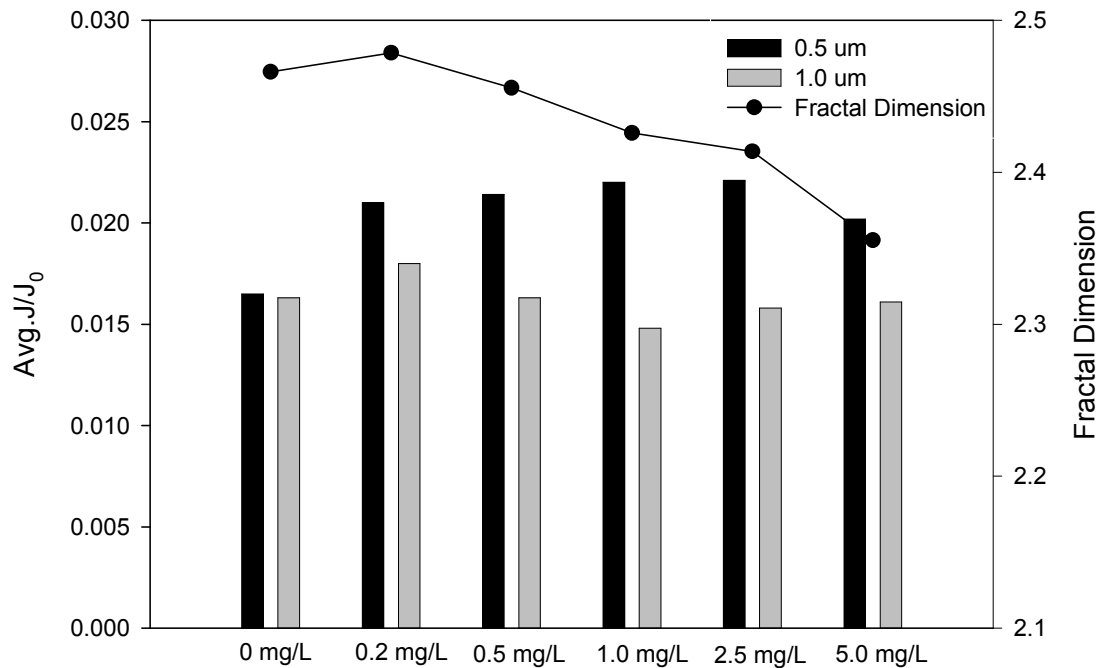


圖 4-22 東興淨水場反沖洗水於不同 PACl 藥量下混凝/膠凝後之碎型維度與薄膜平均相對通量與之關係

5. 混凝/膠凝前處理對薄膜過濾機制影響

在一定壓之 MF 過濾系統中，其過濾程序可依序分為三階段(1) 薄膜之阻抗限制階段(membrane resistance-limited process)：此階段只發生在薄膜過濾開始極短時間內，此時過濾之阻抗主要來自於薄膜本身(2) 孔洞阻塞之阻抗限制階段(pore blocking resistance-limited process)：當水樣中的顆粒開始沈積在薄膜表面上時，便進入此階段；此時，由於大量之顆粒沈積於薄膜表面上或進入薄膜孔道中，將使的薄膜通量於短時間內快速衰減(3) 濾餅形成之阻抗限制階段(cake formation resistance-limited process)：隨著過濾之進行，將有越來越多之顆粒累積於薄膜表面，最後形成濾餅，此時薄膜通量之限制因子為濾餅阻抗，而在此階段薄膜通量之衰減相當緩慢。(Wiesner *et al.*, 1992)

Lim and Bai(2003)使用三種不同之模式來模擬上述三種過濾機制，其特性方程式如表 4-10 所示。表中 J_0 代表薄膜之初始通量

($\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$)， J 代表薄膜過濾廢水時之通量($\text{m}^3/\text{m}^2\text{-hr}$)， K_m 、 K_p 、 K_c 則為系統參數，分別與薄膜阻抗、孔洞阻塞阻抗、濾餅形成阻抗相關。其數值可間接用來表示薄膜阻抗、孔洞阻塞阻抗、濾餅形成阻抗之大小。

表 4-10 固定壓力下，薄膜阻抗限制模式、孔洞阻塞阻抗限制模式、濾餅形成阻抗限制模式之特性方程式

Model	Constant pressure
Membrane-limited	$\frac{1}{J} = \frac{1}{J_0} + K_m t$
Pore-blocking	$\ln J = -K_p t + \ln J_0$
Cake fouling	$\frac{1}{J^2} = \frac{1}{J_0^2} + K_c t$

藉由 $\frac{1}{J}$ vs. t 、 $\ln J$ vs. t 、 $\frac{1}{J^2}$ vs. t 之作圖，將可求得 K_m 、 K_p 、 K_c 之值。

然而，由於高固含量之反沖洗水樣中之顆粒於極短時間內便會沈積在薄膜上，因此薄膜之阻抗限制階段僅發生於過濾開始時極短時間內，但此時由於壓力尚未達到穩定值，故無法求出 K_m 值。表 4-11 和表 4-12 分別為新竹第一淨水場與東興淨水場反沖洗水與經過混凝/膠凝後直接過薄膜之 K_p 、 K_c 。由表 4-11 可看出新竹第一淨水場之反沖洗水經混凝/膠凝後，將能有效減少薄膜孔洞阻塞之阻抗，減緩此階段(孔洞阻塞之阻抗限制階段；約累積體積 200 mL 之前)通量快速下降趨勢；而在濾餅形成後，經混凝/膠凝後之膠羽所形成之濾餅相較於未處理之反沖洗水顆粒所形成之濾餅同樣有較低的阻抗，因此於此階段

將有較佳之薄膜通量。另外，由表 4-12 則可看出東興淨水場之反沖洗水經混凝/膠凝後，對於孔徑 0.5 μm 和 1.0 μm 之 MF 薄膜而言，其薄膜孔洞阻塞之阻抗僅有小幅度的減少，因此若和圖 4-14 對照可發現於此階段(孔洞阻塞之阻抗限制階段；約累積體積 150 mL 之前)，其通量衰減幅度僅有少幅度之改善，其中孔徑 0.5 μm 薄膜改善情形又優於孔徑 1.0 μm 薄膜；而在濾餅阻抗方面，可發現有無混凝/膠凝前處理似乎對於濾餅之阻抗無明顯改變。

4.3.2.2 小結

由上述討論可知，影響薄膜混凝/膠凝通量之原因相當複雜，其結果是許多影響因子之交互作用而成，並不能藉由單一條件(界達電位、粒徑)來決定前混凝/膠凝對薄膜通量之影響。



表 4-11 新竹第一淨水場反沖洗水混凝/膠凝後過薄膜之 K_p 及 K_c

薄膜 孔徑	加藥量 (mg/L) 參數	0	0.5	1.0	2.5	5.0	10.0
	0.5 μ m	K_p	0.0173	0.0161	0.0131	0.0121	0.0167
K_c		0.0023	0.0015	0.0010	0.0009	0.0012	0.0013
1.0 μ m	K_p	0.0180	0.0165	0.0171	0.0153	0.0159	0.0161
	K_c	0.0032	0.0027	0.0025	0.0017	0.0021	0.0025

表 4-12 東興淨水場反沖洗水混凝/膠凝後過薄膜之 K_p 及 K_c

薄膜 孔徑	加藥量 (mg/L) 參數	0	0.2	0.5	1.5	2.5	5.0
	0.5 μ m	K_p	0.0137	0.0130	0.0123	0.0134	0.0144
K_c		0.0010	0.0013	0.0011	0.0013	0.0010	0.0008
1.0 μ m	K_p	0.0138	0.0136	0.0130	0.0133	0.0135	0.0135
	K_c	0.0011	0.0009	0.0012	0.0013	0.0010	0.0009

第五章 結論與建議

5.1 結論

1. 使用孔徑 1.0 μm 之 MF 薄膜進行直接過濾時，新竹第一淨水場反沖洗水所造成薄膜阻塞情形將較東興淨水場之反沖洗水嚴重，主要原因在於新竹第一淨水場反沖洗水中之次微米級顆粒粒徑和薄膜孔徑相近，產生完全孔洞阻塞；若使用孔徑 0.5 μm 之 MF 薄膜進行過濾時，對兩淨水場之反沖洗水而言，由於薄膜孔徑皆小於顆粒粒徑，故薄膜則無明顯之阻塞情形。
2. 新竹第一淨水場和東興淨水場之反沖洗水直接以孔徑 0.5 μm 或 1.0 μm 之 MF 薄膜處理，其過濾水於濁度、總菌落數和大腸桿菌數皆可符合我國飲用水水質標準，唯溶解性有機物去除率較差。
3. 沈澱前處理可使薄膜通量於短時間內大幅提昇，但隨過濾時間之增加，薄膜阻塞情形將越趨嚴重，並不利於長期操作。
4. 新竹第一淨水場反沖洗水混凝/膠凝後將有助於薄膜通量之提升，而東興淨水場反沖洗水混凝/膠凝對於薄膜通量提升有限，主要原因在於薄膜前混凝/膠凝之影響因子相當複雜，其結果是許多影響因子之交互作用而成，並不能藉由單一條件(界達電位、粒徑)來決定前混凝/膠凝對薄膜通量之影響。
5. 新竹第一淨水場反沖洗水經混凝/膠凝後直接薄膜過濾將能有效提升通量，且當混凝劑加藥量與瓶杯試驗最佳加藥量相同時，薄膜通量將有最佳提升效果；而東興淨水場之反沖洗水經混凝/膠凝後，不論加藥量為何，薄膜通量均無明顯提升，故應採直接過濾之方式，不需進行前處理程序。

6.不論反沖洗水是採直接過濾或混凝/膠凝後過濾，使用孔徑 0.5 μm 之 MF 薄膜其通量將優於孔徑 1.0 μm 之 MF 薄膜，且孔徑 0.5 μm 之 MF 薄膜將不易阻塞。

5.2 建議

- 1.各淨水場反沖洗水水質變異性大，或可採集更多淨水場(北、中、南各區)之反沖洗水進行水質分析及微過濾薄膜處理。
- 2.嘗試過濾後之膜片以 SEM 觀察，將可更清楚薄膜阻塞之原因。
- 3.不同類型薄膜(孔徑、形狀和材料)其結構差異性大，或可嘗試利用不同類型之薄膜處理反沖洗水，觀察其處理效果之差別。



參考文獻

Adin, A., Dean, L., Bonner, F., Nasser, A. and Huberman Z. (2002), "Characterization and Destabilization of spent filter backwash water particles", *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol.2, No.2, pp.115-122.

American Water Works Association (1999), *Water Quality and Treatment-A Handbook of Community Water Supplies*, 5th edition, McGraw-Hill, Inc., USA.

Arora, H., Giovanni, G. D. and Lechevallier M. (2001), "Spent filter backwash water contaminants and treatment strategies", *Journal of American Water Works Association*, Vol.93, No.5, pp.110-112.

Benefield, L. D., Joseph, J. F. and Weand, B. L. (1982), *Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment*, Prentice-Hall inc., N. J.

Boerlage, Siobhan F. E., Kennedy, Maria D., Aniye, Meseret Petros, Abogrean, Elhadi M., Galjaard, Gilbert, Schippers and Jan C. (1998), "Monitoring particulate fouling in membrane systems", *Desalination*, 118 ,1-3, 131-142.

Bourgeois, J. C., Walsh, M. E. and Gagnon G. A. (2004), "Comparision of process options for treatment of water treatment residual streams". *Journal of Environmental Engineering and Science*, 3, 477-484.

Braghetta, A., Jacangelo, J. G., Chellam, S., Hotaling, M. L. and Utne, B.A. (1997), "DAF pretreatment: Its effect on MF performance", *Journal of American Water Works Association*, Vol.89, No.10, pp.90-101.

Cho, M. -H., Lee, C. -H. and Lee S. (2005), "Influence of floc structure on membrane permeability in the coagulation-MF process", *Water Science&Technology*, Vol.51, No.6-7, pp.143-150.

Dotremont Chris, Molenberghs Bart, Doyen Wim, Bielen Paul and Huysman Koen (1999), "The recycle of backwash water from sand filters by ultrafiltration", *Desalination*, 126, 87-94.

Cornwell, D., and Lee, R. (1993), "Recycle stream effects on water treatment", *AWWARF Report #90629*. Denver, CO.

Cornwell, D. and MacPhee, M. (2001), "Effects of spent filter backwash water recycling on *Cryptosporidium* removal", *Journal of American Water Works Association*, 93, pp.153-162.

Cornwell, D., MacPhee, M., McTigue, N., Arora, H., DiGiovanni, G., LeChevallier, M. and Taylor, J. (2001), "Treatment options for *Giardia*, *Cryptosporidium*, and other contaminants in recycled backwash water", AWWRF. Denver, CO.

Edzwald, J. K. and Tobiason, J. E. (2002), "Fate and removal *Cryptosporidium* in a dissolved air flotation water plant with and without recycle of waste filter backwash water ", *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol.2, No.2, pp.85-90.

Edzwald, J. K., Tobiason, J. E., Kelley, M. B., Dunn, H. J., Galant, P. B. and Kaminski, G. S. (2001), " Impacts of filter backwash recycle on clarification and filtration", AWWARF and AWWA. Denver ,CO.

Edzwald J. k., Tobiason J. E., Udden C. T., Kaminski G. S., Dunn H. J., Galant P.B., and Kelley M.B. (2004), "Evaluation of the effect of recycle of waste filter backwash water on plant removals of *Cryptosporidium*", *Journal of Water Supply:Research and Technology-AQUA*, Vol.52, No.4, pp.243-258.

Environmental and Engineering Technology (1999), Background papers on potential recycle streams in drinking water treatment plants, AWWA.

EPA (2002), "*Filter Backwash Recycling Rule Technical Guidance Manual*".

Fan, L., Harris, J. L., Roddick, F. A. and Booker, N. A. (2001), "Influence of the characteristics of natural organic matter on the fouling of microfiltration membranes. ", *Water Research*, 35(18), pp.4455-4463.

Gabelich, Christopher J., Yun, Tae I., Coffey, Bradley M. and Suffet, I. H. (2002), "Effects of aluminum sulfate and ferric chloride coagulant residuals on polyamide membrane performance", *Desalination*, 150, pp.15-30.

Vos Ger, Brekvoort Yvette and Buys Paul (1997), "Full-scale treatment of filter backwash water in one step to drinking water", *Desalination*, 113, 283-284.

Hess, A., Affinito, A., Dunn, H., Gaewski, P. and Norris, E. (1993), " Relationship of WTP residual characteristics, facility design and operational practices on the performance of residual treatment facilities at a direct filtration plant", Proceedings of the Joint Residuals Conference. AWWA/WEF. Phoenix, Arizona.

Hwang, K. -J., Liu, H. -C (2002), "Cross-flow microfiltration of aggregated submicron particles", *J. Membr. Sci.*, 2001, 137-148.

Jacangelo, J. G., and C. A. Buckley (1996), *Microfiltration-Water Treatment Membrane Processes*, AWWARF, Lyonnaise des Eaux, and Water Research Commission of South Africa. McGraw-Hill, Inc., NEW YORK, NY.

Jang, N. -Y., Watanabe, Y. and Minegishi, S. (2005), "Performance of ultrafiltration membrane process combined with coagulation/sedimentation", *Water Science&Technology*, Vol.51, No.6-7, pp.209-219.

Judd, S. J. and Hillis, P. (2001), "Optimisation of combined coagulation and microfiltration for water treatment", *Water Research*, 35(12), 2895-2904.

Kawamura, S. (2000), *Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities*. Second Edition, John Wiley&Sons, Inc., New York, NY.

Choi Kevin Young-June and Dempsey Brian A. (2004), "In-line coagulation with low-pressure membrane filtration", *Water Research*, 38, 4271-4281.

Kimura, K., Hane, Y., Watanbe, Y. (2005), "Effect of pre-coagulation on mitigating irreversible fouling during ultrfiltration of a surface water", *Water Science&Technology*, Vol.51, No.6-7, pp.93-100.

Krulik, G. A., Kramasz, K., Golden, J. H., Small, R. J., Shang C. and Pagan, L. (2001), "Semiconductors copper CMP wastewater chemistry and treatment.", *Ultrapure Water, Sep.*, pp.29-38.

Laabs, C., Amy, G. and Jekel, M. (2004), "Organic colloids and their influence on low-pressure membrane filtration", *Water Science & Technology*, Vol.50, No.12, pp.311-316.

Le, M.S. and Howell, J.A. (1984), "Alternative model for ultrafiltration", *Chem. Eng. Res. Des.*, 62, 373.

Lee Jeong-Dae, Lee Sang-Ho, Jo Min-Ho, Park Pyung-Kyu, Lee Chung-Hak, Kwak Jong-Woon (2000), "Effect of coagulation conditions on membrane filtration characteristics in coagulation-microfiltration process for water treatment", *Environ. Sci. Technol.*, 34, 3780-3788.

Lee, S. A., Fane, A. G., Amal, R. and Waite, T. D. (2003), "The effect of size and structure on specific cake resistance and compressibility in dead-end microfiltration.", *Separation Science and Technology*, 38(4), pp.869-887.

Lim, A. L. and Bai Renbi (2003), "Membrane fouling and cleaning in microfiltration of activated sludge wastewater ", *Journal of Membrane Science*, 216, 279-290.

MO Li, Huang Xia, Wu Jinling (2002), "Effect of operational conditions on membrane permeability in a coagulation-microfiltration process for water purification", *J.Environ.Sci.Health*, A37(2), 273-285.

Cho Min-Ho, Lee Chung-Hak and Lee Sangho (2006), "Effect of flocculation conditions on membrane permeability in coagulation-microfiltration ", *Desalination* , 191, 386-396.

Nguyen Minh-Tan and Ripperger Siegfried (2002), "Investigation on the effect of flocculants on filtration behavior in microfiltration of fine particles", *Desalination*, 147, 37-42.

Narasimhan, R., *et al.*(1997), "Design criteria evaluation for wastewater treatment and water residuals thickening processes", Proceedings of Conference on Water Residuals and Biosolids Management: Approaching the Year 2000. WEF/AWWA.

Nasser A., Huberman Z., Dean L., Bonner F. and Adin A. (2002), "Coagulation as pretreatment of SFBW for membrane filtration", *Water Science & Technology: Water Supply*, Vol.2, No.5-6, pp.301-306.

Pikkarainen, A. T., Judd, S. J., Jokela, J. and Gillberg, L. (2004), "Pre-coagulation for microfiltration of an upland surface water", *Water Research*, 38, 455-465.

Kim Seung-Hyun, Moon Seong-Yong, Yoon Cho-Hee, Yim Seong-Keun and Cho Jae-Weon (2005), "Role of coagulation in membrane filtration of wastewater for reuse", *Desalination*, 173, 301-307.

Hong Seungkwan, Krishna Praveen, Hobbs Colin, Kim Dohee and Cho Jaeweon (2005), "Variations in backwash efficiency during colloidal filtration of hollow-fiber microfiltration membranes", *Desalination*, 173, 257-268.

Song, H., Fan, X., Zhang, Y., Wang, T. and Feng, Y. (2001), "Application of microfiltration for reuse of backwash water in a conventional water treatment plant-a case study", *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol. 1, Vol.5/6, pp.199-206.

Taylor, J. S., Duranceau, S. J., Barrett, W. M. and Goigel, J.F. (1989), *Assessment of potable water membrane applications and research needs*, AWWA Research Foundation and American Water Works Association.

Tobiason, J. E., Edzwald, J. K., Gilani, V., Kaminski, J. S., Dunn, H. J. and Galant, P. B. (2003), "Effects of waste filter backwash recycle operation on clarification and filtration", *Journal of water supply: Research and Technology-AQUA*, Vol.52, No.4, pp.259-275.

Thomposon, M. A., J. C. Vickers, Dr. M.R. Wiesner, and Dr. J.L.Clancy. (1995), "Membrane filtration for backwash water recycle", AWWA Annula Conference on Water Quality Proceedings, pp.1051-1064.

Vigneswaran, S., Boonthanon, S. and Prasanthi, H. (1996), "Filter backwash water recycling using crossflow microfiltration", *Desalination*, 106, 31-38.

Willemse, R. J. N. and Brekvoo Y. (1999), "Full-scale recycling of backwash water from sand filter using dead-end membrane filtration", *Wat. Res.*, 33(15), 3379-3385.

甘其銓、黃志彬，碎形維度於淨水處理上之應用，自來水會刊，第十八卷第三期，17-25，民國 88 年。

陳佳欣(2004)，「Dead-end 式薄膜微過濾處理化學機械研磨廢水：前處理方式之評估及其影響」，國立交通大學環境工程研究所碩士論文

楊正邦 (2005)，「反沖洗廢水處理技術之研究」，國立台灣科技大學化學工程學系碩士論文。

黃志彬 (2005)，「提升淨水場廢水處理污泥脫水效能及加藥策略研究」，中華民國自來水協會。

黃志彬，林志麟，吳政倫，李志行(2005)，「以 MF 薄膜回收淨水場砂濾反沖洗水」，第 22 屆自來水研究發表會論文集。

