

逆滲透法淡化半鹹地下井水前處理效能之評估
An Evaluation on RO Pretreatment for Desalination of
Brackish Well Water

張振章¹ 林士正² 蔡幸芬³ 籃炳樟⁴

摘要

由於半鹹井水的鹽度遠較海水為低，以澎湖離島白沙鄉赤崁水庫為例，水面下3米之比導電度約在3,000~10,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 之間(隨季節而變化)，因此逆滲透操作所需的壓力也遠較海水淡化所需為低(約在11~15 kg/cm^2 左右)，造水成本低廉，產水水質之比導電度約在90~200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 左右，水質相當好。本研究除了瞭解逆滲透淡化造水機組的特性外，同時也針對前處理效能進行評估。經由實驗結果發現傳統之多介質砂濾(MMF)加上5 μm 或1 μm 筒式濾心(CF)等前處理流程，並無法有效的將淤泥密度指數(SDI)降至3以下，顯示原水當中存有許多顆粒大小在0.45~1 μm 之間的懸浮微粒沒有被去除而進入RO膜管中。但如果在砂濾之前加裝了線上混凝加藥系統，則混凝劑可有效的利用彎管所提供的剪力，降低顆粒間的排斥力進而凝集成大顆粒，在經過砂濾及濾心之後可將其有效去除。實驗結果發現當混凝劑為硫酸鋁時，可將SDI降至3以下。當混凝劑為多元氯化鋁時，則SDI更可以進一步降低至1以下，效果更好。二者皆符合一般RO系統操作進料水質之要求。此一低成本、實質有效之處理製程已申請專利中。

-
- 1: 工業技術研究院能源與資源研究所水海資源組水資源室研究員
 - 2: 工業技術研究院能源與資源研究所水海資源組水資源室副研究員
 - 3: 工業技術研究院能源與資源研究所水海資源組水資源室研究助理
 - 4: 台灣省自來水公司工務處副理

前言

澎湖離島白沙鄉赤崁水庫是世界上極為少見的珊瑚地質地下水庫，位於北海碼頭西邊 0.5 公里處，亦即赤崁盆地北端緊臨海邊處。是一個向地下挖掘並建了長 820 公尺、寬 0.55 公尺、高 25 公尺（露出地面約只有 3 公尺）的攔水壩所建成的水庫。其相關數據為：集水面積 2.137 平方公里，最高蓄水位標高約地下 3 公尺或漲潮海面 3 公尺，總體積 659 萬立方公尺，有效孔隙率 19.38%，有效蘊藏量 127.7 萬立方公尺，平均年降雨量 1,024 毫米，估計年滲透量 337.3 毫米，估計年補給量 72 萬立方公尺（汪中和，1996），於 1985 年 7 月 26 日開始施工，1986 年 8 月 31 日竣工。

茲因近年來雨水補充量之不足，其地下擋水牆無法完全隔離海水之入滲，因此離海邊較近地下水井之水質已有鹽化現象，致使無法抽取當自來水使用，造成澎湖地區供水壓力。為了使這些半鹹井水能再度被利用，我們選擇國內已可自行組裝、成本低廉的逆滲透法（RO）來進行淡化處理測試，希望建立淡化造水所需要的設計組裝能力與操作經驗。

逆滲透膜模組長期操作的順利與否，往往取決於前處理裝置是否能有效的去除水中的懸浮微粒。一般評估方法是估算有多少粒徑大於 0.45 μm 的顆粒進入逆滲透膜模組中，亦即測定能反應阻塞現象之淤泥密度指數（SDI: Silt Density Index）。測出 SDI 值，即可瞭解進料水質的好壞，也才能設法改善並延長薄膜使用的壽命。

傳統的前處理裝置其去除懸浮微粒主要的方式為：多介質砂濾加上 5 μm 或 1 μm 的筒式濾心（cartridge filter），若懸浮微粒的粒徑大小在 0.45~1 μm 之間時，傳統的前處理方式將無法去除這些懸浮微粒而使其進入 RO 膜管中，此時經過前處理之後的水樣其 SDI 值，必然不能達到降至逆滲透系統所要求的建議值 3 以下。

本研究的目的，即是評估在多介質砂濾之前再加裝線上混凝加藥系

統，利用混凝劑與彎管管線所提供的剪力來降低顆粒間的排斥力，使微小顆粒能先行聚集成較大顆粒，在經過砂濾及筒式濾心之後被去除。期望能使原水在經過前處理系統後，要進入 RO 膜管之前，其水質的 SDI 值能小於 3，以符合一般 RO 系統操作上的要求，可延長其操作壽命，同時減少清洗頻率與費用。

理論基礎

管線中的混凝與膠凝

顆粒表面通常因為結晶構造之不完全 (imperfection into the crystal structure)、顆粒表面離子之吸附、離子溶解與表面電離 (ionization of surface sites) 等緣故而帶有電性，造成彼此之間電性相斥而產生穩定性 (Gregory, 1993)。

混凝的目的就是要降低顆粒之間的相斥電位，使之能相互接觸凝集而達到固液分離的最終目的。利用混凝劑去除膠體穩定的機制可分為以下四種：(1) 壓縮電雙層 (2) 吸附及電性中和 (3) 沈澱拌除 (4) 架橋作用 (Dentel, 1991)。當懸浮微粒與混凝劑經過接觸而達到去穩定化後。接下來若粒子間發生碰撞則會產生膠凝作用。而膠凝的速率是由碰撞的速率所決定的，若懸浮液因流體運動造成粒子碰撞聚集的程序稱為流動凝聚 (orthokinetic flocculation) (呂維民, 1994; Mhaisalkar, 1991)。其膠凝速率將遠大於只由粒子的布朗運動而造成碰撞聚集的自發凝聚，此乃由於流體的速度梯度 (velocity gradient, 又可稱為剪力，以 G 來表示) 提高了粒子碰撞的機會，因此當顆粒在水流管線之中流動時加入混凝劑，可藉著水流動所造成的剪力使其相互碰撞並發生聚集作用而形成大顆粒。

Bergery 在 1987 年曾提出一個觀念：在相同長度與相同流量的假設條件之下，彎管的雷諾數會大於直管的雷諾數，所以彎管可以提供較大

的剪力來增加平均 G 值。同時彎管亦會造成二次流 (secondary flow) 的生成 (Gregory, 1981)，如圖 1 所示，使顆粒受到較均勻的剪力作用，因此增加膠凝的程度。不僅如此，我們發現彎管還有一個好處，那就是——不佔空間。

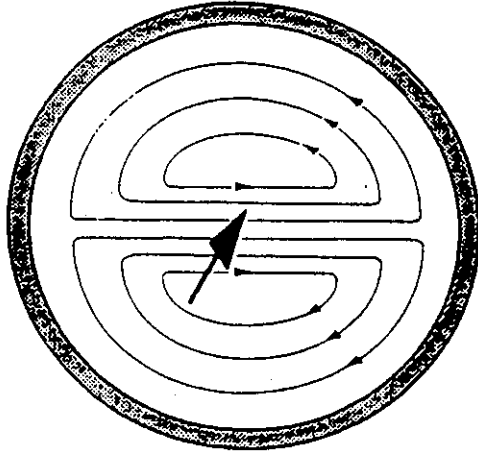


圖1 彎管中流體流動的剖面

多元氯化鋁的混凝機制

多元氯化鋁 (PAC) 是由鋁酸鹽類的部份中和所獲得的，一般的製備方法是在 $AlCl_3$ 溶液中加入 $NaOH$ 或 Na_2CO_3 ，攪拌並控制溫度在高溫下使之產生一系列水解反應而生成的預水解 (prehydrolyzed) 鋁鹽，以這種方式生成的鋁鹽將以多核物種的鋁鹽佔大多數，其分子量大約在 800~900 之間。目前已證實多元氯化鋁 (PAC) 所生成之多核鋁物種為 $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{+7}$ ，由十二個八面體之鋁結構包圍一個四面體的鋁所形成 (Yao, 1987)。

PAC 之混凝機制一般應用單一鋁鹽和聚合物混凝作用的模式來解釋：在 PAC 的儲存溶液中， Al_{13} 的單體會自行產生聚集的現象，生成具有分枝結構的聚集體，其聚集的程度、外型及表面電性與 OH/Al 的比率以及 pH 值

有關，因其分支狀的結構而具有如同聚合物架橋作用的效應。在低pH時，因為產生的聚集體較小，此時膠體去穩定的主要作用是電性中和而在中性pH範圍的膠體去穩定作用機制則為電性中和以及架橋作用。前工業製造之PAC已經可以把硫酸根離子的含量減至最低以增加其產品穩定性，而其價格大約是硫酸鋁鹽的1.5倍，但是PAC在pH>7的環境下混凝效果卻大約是硫酸鋁鹽的2倍。因此一般以PAC來進行混凝時pH值都控制在7.5左右。

硫酸鋁的混凝機制

硫酸鋁為一般自來水淨化工程中常用的混凝劑。當其加入水中之後會快速解離成三價的 Al^{3+} 離子，再水合形成 $Al(H_2O)_6^{3+}$ ，經過一連串的解反應後形成各類 Al-OH 錯合物，如： $Al(OH)^{2+}$ 、 $Al(OH)_2^+$ 、 $Al(OH)_3(s)$ 、 $Al(OH)_4^-$ 等 (Ching, 1994)。一般在混凝反應中皆控制 pH 值在中性範圍內，其混凝的機制可分為兩種：(1) 吸附及電性中和，(2) 沈澱物拌除作用。當硫酸鋁加入水中後，若未超過其氫氧化物的溶解度積，會形成一系列的水解產物，此時水中帶負電性的懸浮微粒因受帶正電的水解鋁鹽之電雙層壓縮及吸附作用，而中和其表面電性達到去穩定的目的；但若添加的硫酸鋁超過其氫氧化物的溶解度積時，則會產生氫化鋁的沈澱物，可當作促使顆粒聚集的凝結核而生成膠羽，並同時會膠羽沈降的過程中將未沈澱的顆粒帶下，即所謂的沈澱拌除。

淤泥密度指數 (SDI: Silt Density Index)

SDI (Silt Density Index) 為測定膠體積垢之指數，目的在於估計中所含污染顆粒數量以及堵塞的速率。由於逆滲透膜模組操作時，水透過膜管對膜所產生之阻塞傾向必須維持在一可接受的程度以確定其經濟且有效的操作，此一接受的程度對半鹹水而言 (總溶解固體 TDS)

在 2,000~20,000 之間)，進料水樣之 SDI 值建議小於 3。

SDI 檢測方法乃是利用流體經過直徑 47 mm、0.45 μm 濾膜後，流量損失之多寡來判定其堵塞速率。濾膜之選擇原因為 0.45 μm 的孔徑對膠體物質堵塞的敏感度比對硬質顆粒高。SDI 值愈高表示堵塞速度愈快，亦即膠體污染程度愈高。

目前雖然市面上已推出使用超濾 UF (Ultrafiltration) 或連續式微濾 CMF (Continuous Microfiltration) (MEMCOR, 1998)，來取代混凝方式，其具有：濾液品質高、平時以壓縮空氣進行逆洗，不易堵塞、節省傳統清洗作業 (Chemical Cleaning) 所需之化學藥劑、佔地空間小、以物理性之薄膜阻隔方式，直接濾除絕大部份之細菌 (Bacteria)，因其過濾孔徑為 0.2 μm... 等等優點，不過因為成本大約是 RO 機組的兩倍價格，因此尚不易為業界所採用。

SDI 之計算方法為：

$$SDI = \left(\frac{1 - \frac{t_0}{t_{15}}}{15} \right) \times 100$$

t_0 ：最初 100 ml 水樣通過濾膜所需時間

t_{15} ：15 分鐘後 100 ml 水樣通過濾膜所需時間

然而當水樣中含有大量粒徑介於 0.45~1 μm 之間的懸浮微粒時，則由於濾膜會被迅速的阻塞，使得通過濾膜的水流量變得很小，最後所測出來的 t_{15} 會非常的大，以至於使上述公式計算結果趨近一個上限值 6.67，乍看之下，6.67 與 5 或 3 相差有限，其實水中所含淤泥量差很多。為了能夠更容易的瞭解 SDI 值所代表的阻塞程度，所以必須使用另一修正公式來將 SDI 值的範圍放大。此處我們定義：若在測定 SDI 值的過程中，出水流量形成 slow drip 時 (5 秒鐘內流出的水量少於 15 滴)，則濾膜的

表面可視為已經 100 % 的阻塞，此時所記錄的時間，即為測試終止時間 t_E 。

經此修正後所得到的 SDI 計算方式以 MSDI (modified by Chang and Lin) 表示，此公式特別適用於高淤泥含量之水質量測：

$$\text{MSDI} = \frac{1}{t_E} \times 100$$

t_E ：水流速變成 slow drip 所花的時間, min (15 drops/5 sec)

研究方法

研究步驟

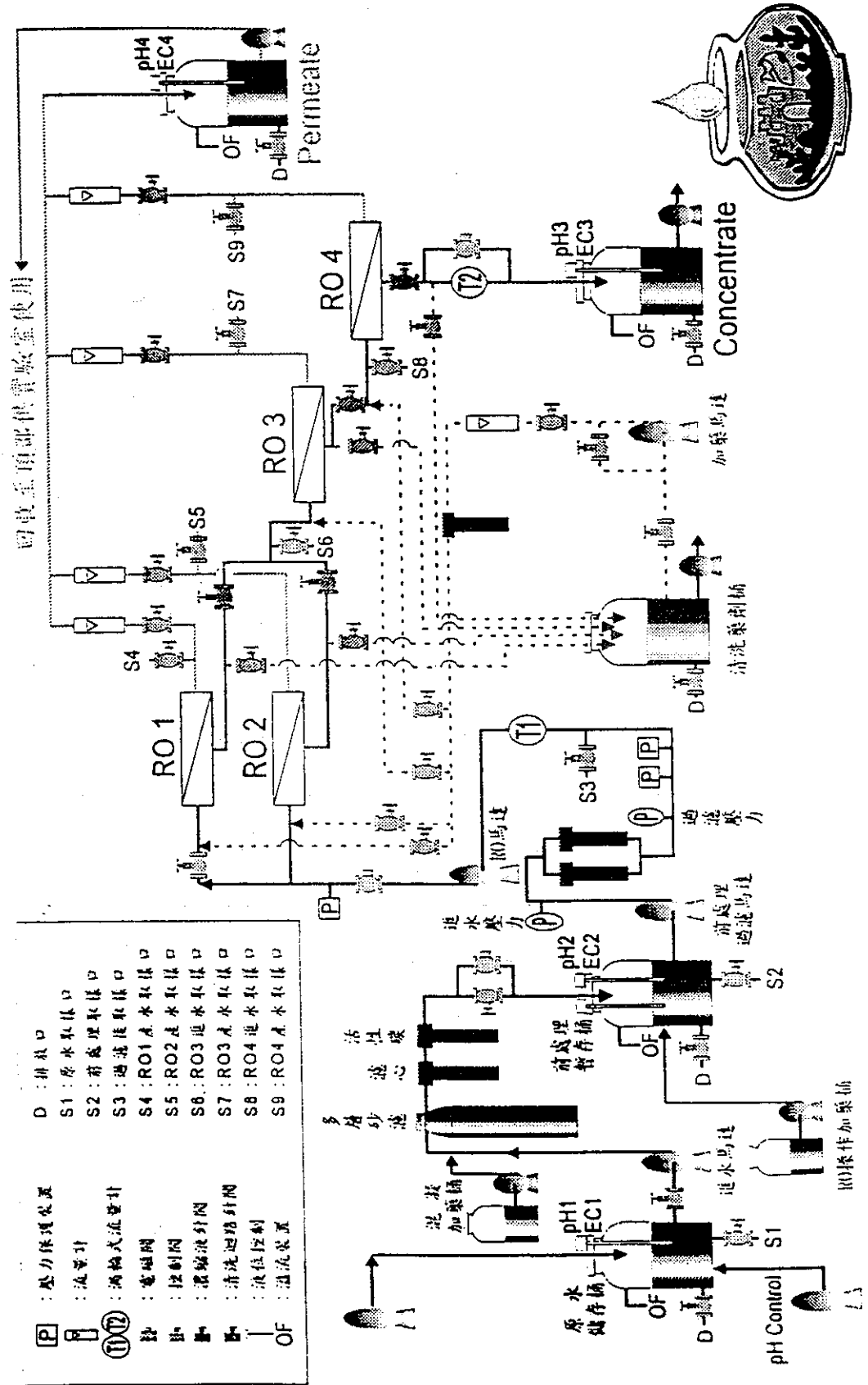
本研究所處理的水樣為澎湖白沙鄉赤崁地下水庫的半鹹井水，水質分析參見表一，淡化造水機組參見圖 2，使用的膜管是 DESAL AG 2540TF，設計流程與規格參見圖 3 與表二。

表一 澎湖白沙 2 號水井水質分析結果

分 析	結 果
Na ⁺ 離子(mg/L)	1880
Mg ²⁺ 離子(mg/L)	315
Ca ²⁺ 離子(mg/L)	165
K ⁺ 離子(mg/L)	41
Si ²⁺ 離子(mg/L)	11
Si 離子(mg/L)	7
Ba ²⁺ 離子(mg/L)	<0.1
Fe 離子(mg/L)	<0.1
F ⁻ 離子(mg/L)	ND
Cl ⁻ 離子(mg/L)	3580
NO ₃ ⁻ 離子(mg/L)	≒20
SO ₄ ²⁻ 離子(mg/L)	270
pH	7.8

海水/半鹹水逆滲透淡化試驗機組

圖2



- D : 排出口
 S1 : 原水取樣口
 S2 : 前置處理取樣口
 S3 : 逆滲透取樣口
 S4 : RO1 進水取樣口
 S5 : RO2 進水取樣口
 S6 : RO3 進水取樣口
 S7 : RO3 進水取樣口
 S8 : RO4 進水取樣口
 S9 : RO4 進水取樣口
- 圖例：
- (P) : 壓力傳感器
 - (T) : 流量計
 - (M) : 馬達
 - (C) : 控制閥
 - (V) : 濃縮液針閥
 - (D) : 清洗逆滲透針閥
 - (OF) : 液程控制
 - (S) : 溢流裝置

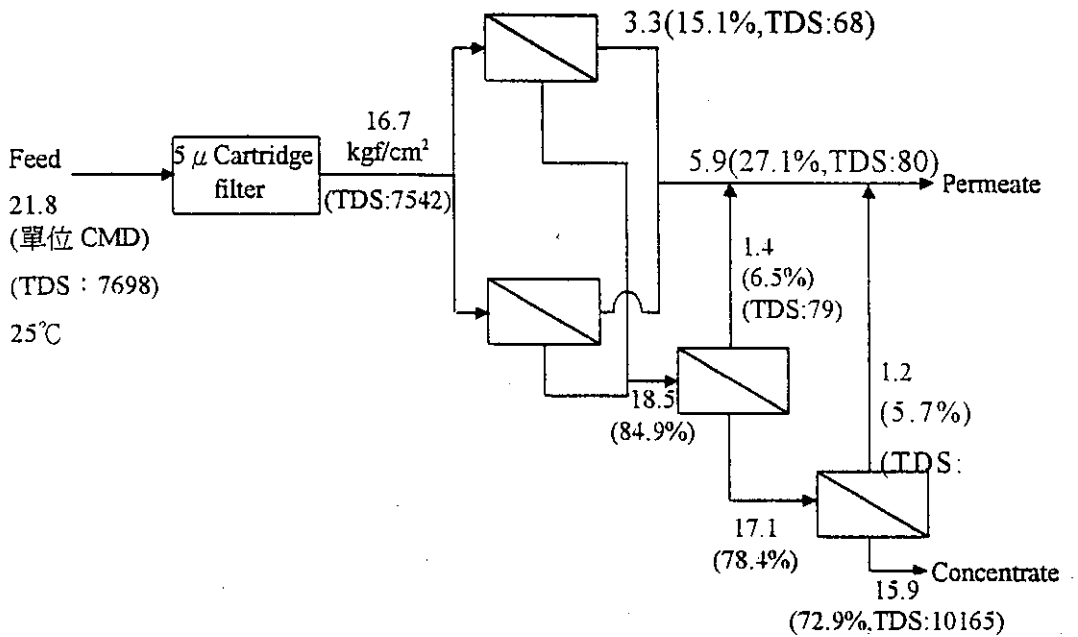


圖 3 逆滲透淡化造水機組之流程 (膜管 Desal AG 2540 TF, 2-1-1 three stages 方式排列, 4 Vessels, 每個 vessel 各裝 1 根 RO 膜管)

表二 逆滲透淡化造水機組之流程規格

	Stage 1	Stage 2	Stage 3
Element	2	1	1
表面積(ft ²)	52	26	26
Permeate TDS	68	79	98
ΔP(psi)	4.04	9.61	8.59
Recovery rate(%)	15.1	7.7	7.3
Permeate flow rate(CMD)	3.3(1.65×2)	1.4	1.2

實驗之流程如圖 4 所示，表三為 RO 膜組除鹽與造水率，圖 5 為 RO 機組操作特性圖。

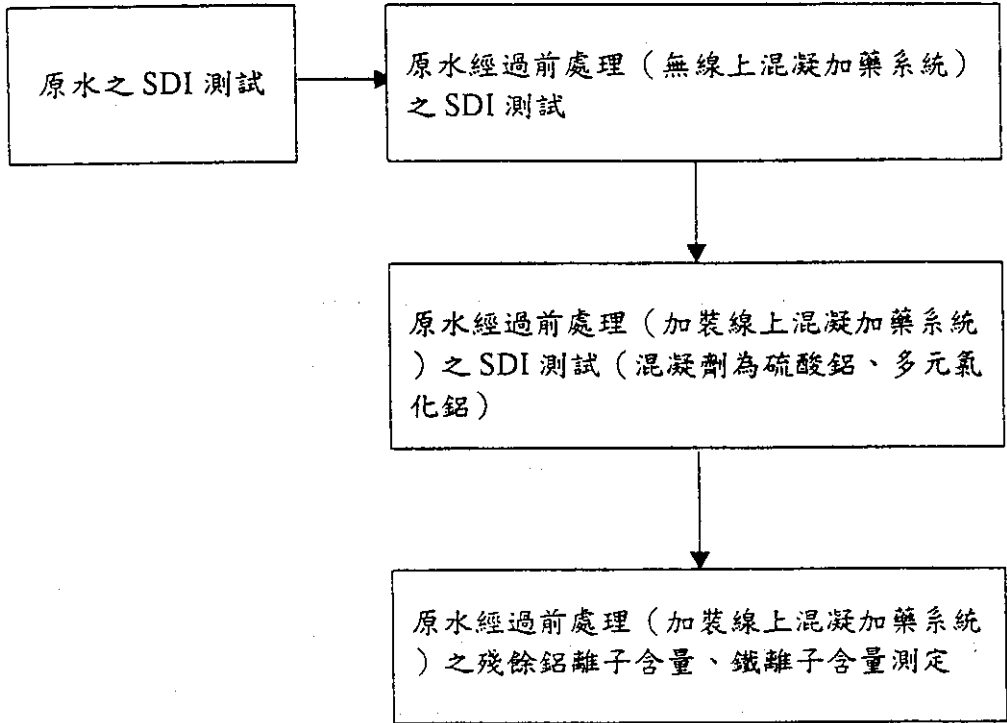


圖 4 實驗流程

表三 RO 膜組除鹽與造水率

操作壓力	除鹽率	造水率
9 kg/cm ²	96 %	17 %
10 kg/cm ²	96 %	21 %
11 kg/cm ²	96 %	28 %
13 kg/cm ²	96 %	54 %

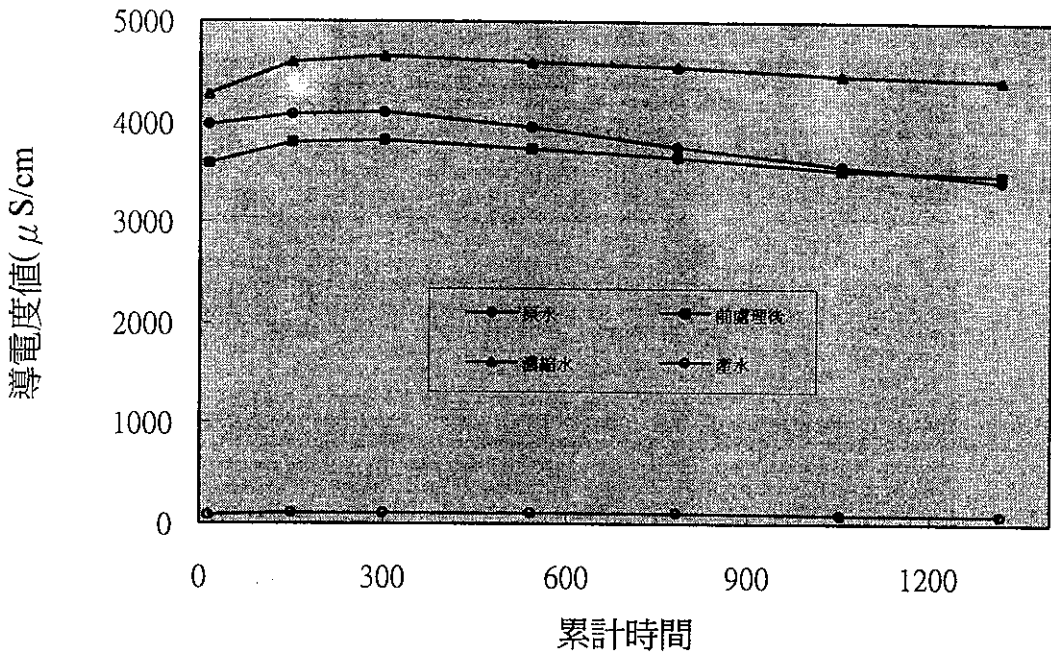


圖 5 RO 機組操作特性圖

線上混凝加藥系統

本研究中所安裝之線上混凝加藥系統配置為：

1. 在原水進入砂濾桶之前，以加藥幫浦將混凝劑打入原水管線之中。
2. 原水管線改用軟管由下至上纏繞於砂濾桶上再進入砂濾中，除了增加管線的長度以提供懸浮微粒有足夠膠凝的時間，並以彎管的方式增加水中的剪力以提供顆粒碰撞的機會。管線的長度為 12 公尺，管徑為 3.7 公分，原水流量為 500 ml/sec，則原水在管線中的線性速度為 71 cm/sec，停留時間為 17 秒。

混凝劑之配製與加藥方式

本研究中所使用的混凝劑分別為硫酸鋁與多元氯化鋁 (PAC)。硫酸鋁為 $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, EP 級，純度 99 % 之白色固體，PAC 為工業級，純度 30~33 % as Al_2O_3 之白色粉末。兩種混凝劑皆以去離子水配製成濃度 1000 ppm as Al_2O_3 之溶液，並以可調式加藥幫浦將混凝劑打入原水管線中，以瞭解不同的加藥量對 SDI

的影響。加藥量分別為 0.9 ppm、1.7 ppm、2.2 ppm、3.3 ppm。

SDI 之測定方法

SDI 測試裝置之配置圖如圖 6 所示：

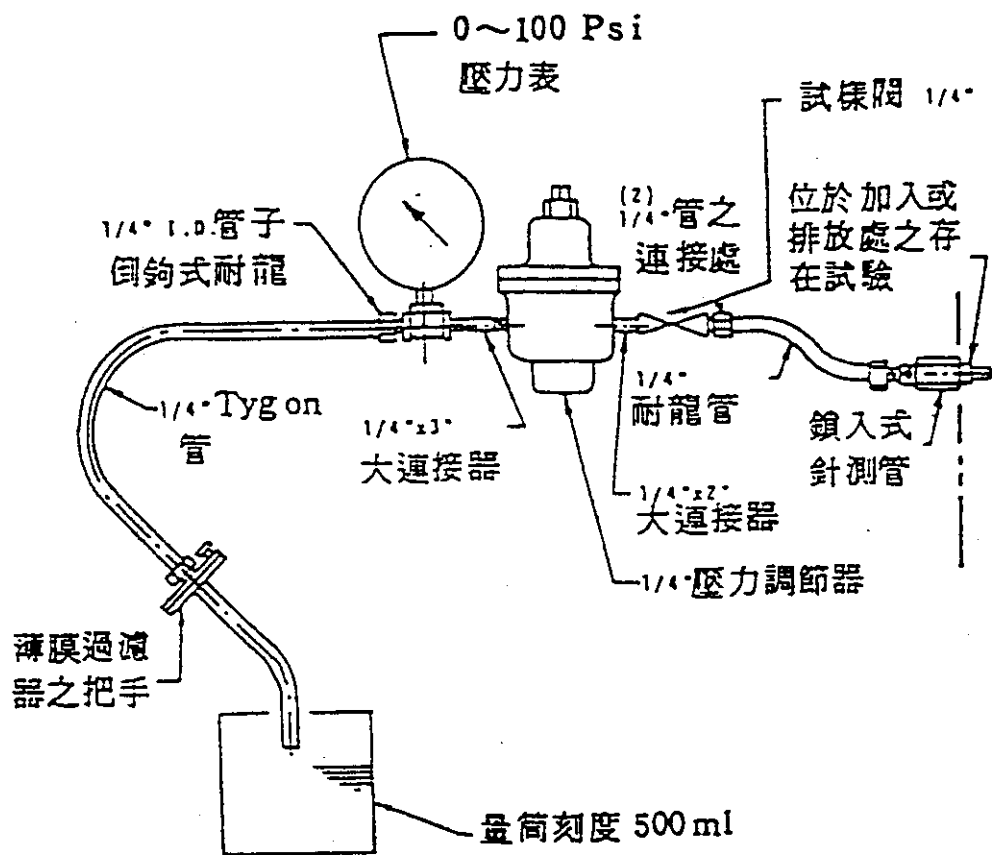


圖 6 SDI 測試裝置基本配置圖

SDI 之測定方法如下 (JIS K 3805, 1990)：

1. 將水樣注入壓力鍋內，並以濾膜夾將 $0.45 \mu\text{m}$ 直徑 47 mm 的濾膜放置於薄膜過濾器。
2. 將閥部份打開，當水流過濾膜時，將薄膜過濾器傾斜直至將空氣排出。若未將空氣排出，則當測試結束時會在濾紙上發現白色的小點氣泡痕跡。

3. 將壓力鍋之壓力控制在 85~90 psi，而薄膜過濾器之壓力控制在 30 psi。
4. 放置 100 ml 量筒於出水口以量測流量（若流量大可改以 500 ml 量筒）。
5. 將閥打開並以碼錶記錄 100 ml 量筒流滿所需時間，記錄為 t_0 。並於 5、10、15 min 時分別量測 100 ml 量筒流滿所需時間，並分別記錄為 t_5 、 t_{10} 、 t_{15} 。
6. 如果在 15 min 前水流已形成 slow drip，則記錄停止時間。

殘餘鋁離子含量之檢測方法

將 50 ml 的水樣加入 Ascorbic Acid 以及 AluVer3 Aluminum Reagent，之後分出一半的水樣再加入 Bleaching 3 Reagent 做為空白水樣，使之充分反應 15 分鐘後，再利用 HACH，型號 DR/2010 的分光光度計 (spectrophotometer) 進行分析。

鐵離子含量之檢測方法

亞鐵離子含量：將水樣加入 Ferrous Iron Reagent，而以原水樣為空白水樣，使之充分反應 3 分鐘後，再利用 HACH，型號 DR/2010 的分光光度計 (spectrophotometer) 進行分析。

總鐵離子含量：將水樣加入 Ferro Ver Iron Reagent，而以原水樣為空白水樣，使之充分反應 3 分鐘後，再利用 HACH，型號 DR/2010 的分光光度計 (spectrophotometer) 進行分析。

研究結果與討論

原水經過前處理（無線上混凝加藥系統）之 SDI 測試

經過測定，半鹹井水的 SDI 值約為 5，以完全沒有經過前處理的原水而言，其水中懸浮微粒所造成膜管的阻塞程度並不嚴重，但是還不符合半鹹水逆滲透操作所要求 SDI 小於 3 的標準。而當原水經過前處理系統的多介質砂濾與 5 μm 筒式濾心後，SDI 值不但沒有降低，反而又略微的再升高。顯示原本的前處理系統並無法有效的去除水中的懸浮微粒，而且可能由於砂濾桶中一些微小顆粒被帶出並通過 5 μm 筒式濾心，因而造成 SDI 值的升高。此結果顯示這樣的前處理系統沒有發揮其應有的效能。

原水經過前處理（加裝線上混凝加藥系統）之 SDI 測試

經過改良，我們在前處理系統之前再加裝了一套線上混凝加藥系統，並將原本的 5 μm 筒式濾心換為由 7 支 1 μm 筒式濾心所組成之過濾桶。混凝劑分別選擇用硫酸鋁與多元氯化鋁 (PAC) 以去離子水配製成濃度 1000 ppm as Al_2O_3 之溶液，並以可調式加藥幫浦將混凝劑打入原水管線中，利用管線的長度以提供懸浮微粒有足夠膠凝的時間，並以彎管的方式增加水中的剪力以提供顆粒碰撞的機會。調整不同的幫浦加藥速度以瞭解不同的加藥量對 SDI 的影響，所得的實驗結果如表四與圖 7 所示。

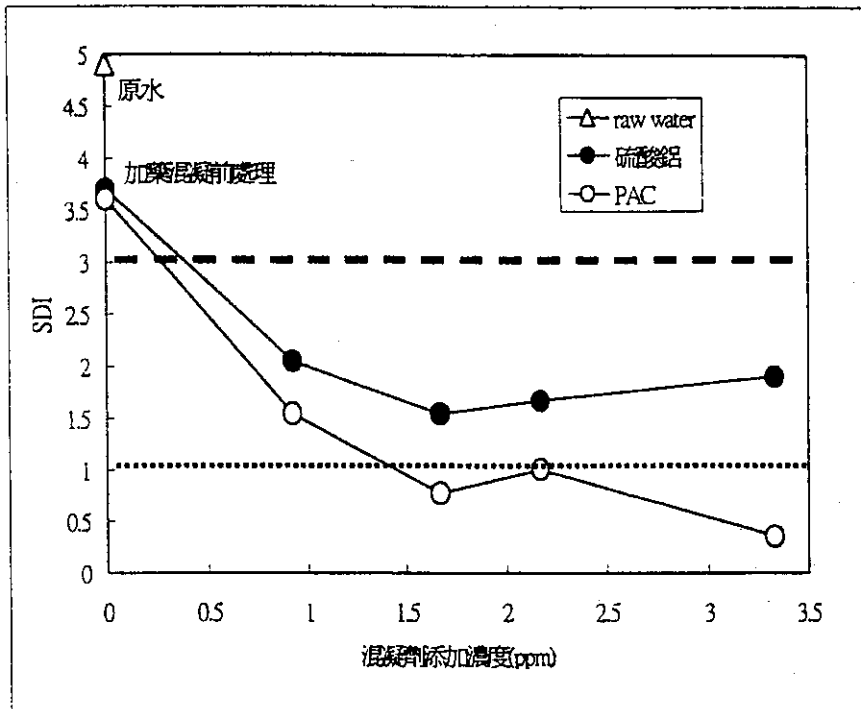


圖 7 不同的混凝劑與加藥量對 SDI 的影響

由圖 7 可以看出，經過了加裝線上混凝加藥系統，混凝劑在管線中與懸浮微粒接觸後，可藉著在管線中的停留時間與管壁所造成的剪力，使大部份 0.45~1 μ m 之間的微粒能聚集成 1 μ m 以上的大顆粒，有效的在前處理系統中被攔截下來而不會進入 RO 膜管中造成不必要的負荷。使用硫酸鋁就已經可以使原水的 SDI 值在進入 RO 系統之前降到 2 以下，而 PAC 更可以將 SDI 值降到 1 以下，這兩種最普遍使用的混凝劑，皆可使半鹹井水經過前處理後其 SDI 達到逆滲透系統操作上的要求。而從加藥量的影響來看，兩種混凝劑的最佳加藥量大約都是在 1.7 ppm。硫酸鋁的加藥量超過 1.7 ppm 之後並無法使 SDI 值更進一步的降低，而 PAC 的加藥量超過 1.7 ppm 之後雖然可以進一步的降低到 0.3 左右，但由於 1.7 ppm 的加藥量已經可以使水樣的 SDI 值低於 1 以下，因此再繼續的加藥除了降低 SDI 值，也會增加處理的成本。

原水經過前處理（加裝線上混凝加藥系統）之殘餘鋁離子含量測定

雖然環保署 87 年度最新公佈的飲用水水質標準中並未明訂水中鋁離子的含量限制，但有研究（Benschoten, 1992）指出，自來水中所殘留的鋁鹽來自混凝劑的過度加藥，而攝取過量的鋁鹽可能導致神經系統的疾病（如老年癡呆症），因此混凝劑的超量殘餘對人體及水體生態所造成的影響也是不能忽略的。另一方面，殘留的鋁離子也會造成 RO 的 fouling（Butt, 1997），須儘量避免。

在本研究中，所配製之 1000 ppm 的硫酸鋁與 PAC 兩種混凝劑，其中所含的鋁離子含量經過測定，分別是 420 ppm 與 200 ppm。當半鹹井水經過線上加藥系統與混凝劑接觸，再經過砂濾與筒式濾心後，所測到的鋁離子殘留含量如表四所示。從測定結果可以看出：原水中幾乎已經沒有鋁離子的存在，顯示高鋁離子濃度的混凝劑打入原水後，由於稀釋以及混凝作用的發生，使得水中只殘留極少量的鋁離子，表示混凝劑的添加並沒有超過量而造成不必要的浪費，同時也不會對 RO 薄膜造成額外的負擔。

原水經過前處理（加裝線上混凝加藥系統）之鐵離子含量測定

在飲用水水質標準中把鐵歸類為會影響適飲性的物質，其規定的含量上限為 0.3 ppm。但在逆滲透系統的操作中，若原水含有鐵離子而進入 RO 膜管中，可能因為氧化作用而對薄膜造成傷害。因此若選擇逆滲透為淡化處理方式，則必須事先瞭解原水中是否含有會對 RO 薄膜有負面影響的物質。在本研究中，先對原水中所含的亞鐵及總鐵進行測定，再進一步瞭解利用線上混凝以及曝氣方式是否可以同時部份去除這些物質，結果如表五所示。從測定中可以看出原水所含的亞鐵及總鐵量並不多，分別是 0.04 ppm 與 0.1 ppm。而經過線上混凝後，總鐵的含量降低約為 0.05 ppm，亞鐵量則沒有太大的改變。此外，曝氣與否對水中鐵含量並沒有太大的影響。

結論

台灣隨著新興工業區之不斷開發，產業製程日益更新，在新水源不易開發下，政府要求產業回收率愈來愈高，造成業者用水壓力日增，尤其在南部，將來缺水、斷水事件可能變成家常便飯（美商凱瑟公司,1997）。

而今日本已將廿一世紀稱之為「用膜造水之世紀—MAC 21st:Membrane Aqua Century 21st」，可見膜應用技術在未來將是一非常重要之技術，國內在此方面之相關研究仍然不足（杜培欣,1997）。尤其政府正大力推動「水權費」與「污水排放費」的徵收，雖是時代潮流與趨勢，無法避免，可是政府有責任協助業者來解決水回收再利用之技術困難，尤其低成本高效率回收技術之研發，在目前此時刻，更是重要。

本研究完成了日產五噸之半鹹井水逆滲透淡化造水模組規劃設計、組裝，操作試驗與清洗保養能力與經驗。建議高污染水質淤泥密度指數（SDI）測定方法之建議修正公式。

在實驗過程中發現傳統淡化造水模組前處理裝置：包括 1 μ m、5 μ m 濾心與多介質砂濾，皆無法將地下水庫半鹹井水之 SDI 值降至 3 以下。經修改系統，發現以線上加藥法（in-line coagulation）可有效地將 SDI 值降低至 0.3，遠低於 RO 規格所要求的 3 以下，成本也遠低於超濾 UF 或連續式微濾 CMF，是一實質有效而且成本最低的半鹹井水逆滲透前處理方法。

本方法除了立即可提供台灣省自來水公司作為淡化半鹹井水外，經過修正後，也可提供產業界一項低成本廢水回收技術，協助政府解決產業界因應未來加徵污水排放費與水權費所帶來用水成本高漲之困擾，同時也提供業者一穩定的供水來源，減少缺水、斷水之衝擊。

致謝

本計畫經費來自經濟部技術處八十七年度科技專案「水土資源開發與保育技術發展五年計畫—第二年度計畫」所支持，承蒙台灣省自來水公司澎湖白沙營運所大力協助與澎湖海專水產養殖科徐明星老師的支援，特致謝忱。同時也感謝參予先期技術移轉的華洋化學科技公司、三禹工程公司與台灣省自來水公司的參與。

表四 海水/半鹹水逆滲透淡化試驗機組前處理混凝效果

採樣點 混凝劑	加藥量		不加藥	3.3 ppm	2.2 ppm	1.7 ppm	0.9 ppm
	及檢測項目						
無	pH 值		8.1	—	—	—	—
	導電度(μS/cm)		3810	—	—	—	—
	SDI		5.0	—	—	—	—
	鋁離子(Al ³⁺ mg/L)		ND	—	—	—	—
	pH 值		7.9	—	—	—	—
	導電度(μS/cm)		4050	—	—	—	—
前處理	SDI		3.3	—	—	—	—
	鋁離子(Al ³⁺ mg/L)		ND	—	—	—	—
	pH 值		—	7.7	7.8	7.7	7.7
	導電度(μS/cm)		—	3910	3840	3820	3830
硫酸鋁 Al ₂ (SO ₄) ₃ 1000 ppm	SDI		—	1.9	1.7	1.5	2.1
	鋁離子(Al ³⁺ mg/L)		—	ND	ND	0.02	ND
	pH 值		—	7.9	7.9	7.9	7.9
PAC 1000 ppm	導電度(μS/cm)		—	3850	3830	3840	3800
	SDI		—	0.3	0.9	0.8	1.5
	鋁離子(Al ³⁺ mg/L)		—	ND	ND	ND	ND

◎配製混凝劑所使用之冷氣機冷凝水背景水質：導電度為 39.9 μS/cm，pH=7.1，鋁離子含量為 0.09 mg/L。

◎1000 ppm 硫酸鋁混凝劑含鋁離子量 420 mg/L，1000 ppm PAC 混凝劑含鋁離子量 200 mg/L。

表五 海水/半鹹水逆滲透淡化試驗機組鐵離子含量檢測結果

混凝劑	採樣點 及檢測項目	曝氣狀態		
		曝 氣	不 曝 氣	
無	原 水	鐵離子 (Fe ²⁺ mg/L)	—	0.04
		總鐵 (mg/L)	—	0.1
無	前 處 理	鐵離子 (Fe ²⁺ mg/L)	0.03	0.02
		總鐵 (mg/L)	0.05	0.05
硫酸鋁 Al ₂ (SO ₄) ₃ 1000 ppm 加藥量 65 ml/min	前 處 理	鐵離子 (Fe ²⁺ mg/L)	0.04	0.03
		總鐵 (mg/L)	0.04	0.05
PAC 1000 ppm 加藥量 65 ml/min	前 處 理	鐵離子 (Fe ²⁺ mg/L)	0.04	0.04
		總鐵 (mg/L)	0.05	0.05

◎濃度低於 0.04 或 0.05 ppm 時，其濃度很低，可視為背景值 or ND

參考文獻

- Butt, F. H., Rahman, F., Baduruthamal, U., "Characterization of Foulants by Autopsy of RO Desalination Membranes", *Desalination*, Vol. 114, pp 51-64, (1997).
- Ching, H. W., Elimelech, M. and Hering, J. G., "Dynamic of Coagulation of Clay Particles with Aluminum Sulfate", *Journal of Environment Engineering, ASCE*, Vol. 28, pp 169-189, (1994).
- Dentel, S. K., "Coagulation Control in Water Treatment", *Critical Rev. in Environment Control*, Vol. 21, pp 41-135, (1991).
- Gregory, J., "Flocculation in Laminar Tube Flow", *Chemical Engineering Science*, Vol. 36, pp 1789-1794, (1981).
- Gregory, J., "Role of Colloid Interactions in Solid-Liquid Separation", *Water Science Technology*, Vol. 27, No. 10, pp 1-17, (1993).
- Hahn, H. H. and Klute, R., "Pretreatment in Chemical Water and Wastewater Treatment", Springer-Verlag, pp 91-101, Berlin, (1988).
- JIS K 3805, "Testing Methods for Solute Rejection and Water Flux of Reverse Osmosis Membrane Element and Module Using Aqueous Solution of Various Solutes", Japanese Industrial Standard, (1990).
- MEMCOR Comp., CMF: Continuous Microfiltration技術資料, (1998).
- Mhaisalkar, V. A., Paramasivam, R. and Bhole, A. G., "Optimal Physical Parameters of Rapid Mixing Design for Coagulation-Flocculation of Turbid Waters", *Water Research*, Vol. 25, pp 43-52, (1991).
- Van Benschoten, J. E., "Effects of Temperature and pH on Residual Aluminum for Alum and Polyaluminum Coagulants", *Water Supply*, Vol. 4, pp 49-54, (1992).
- Yao, C. H., "The Preparation of Polymeric Aluminum Chloride (PAC) and Its Application in Water Treatment," Doctoral Dissertation, The Johns Hopkins University, Baltimore, MD, (1987).
- 汪中和、林裕隆、張慈君，中央研究院地球科學研究所；李隆安，中央研究院統計科學研究所；李顯慧、莊東明、林康、呂昌森，臺灣省政府自來水公司，“澎湖白沙鄉赤炭地下水庫水質鹽化的探討”，(1996, 8).
- 杜培欣、張振章、蔡政修，“世界除鹽造水技術發展及台灣推動之現況與展望”，第十八屆中日工程技術研討會，(1997, 11).
- 呂維明、呂文芳編，“過濾技術”，高立圖書有限公司，(1994).
- 美商凱瑟工程顧問股份有限公司台灣分公司，“台灣西部沿海可行海水淡化廠佈設規劃及環評調查”，經濟部水資源局報告，(1997, 6).