

生物濾床前處理對混凝沈澱去除有機物之影響

*游惠宋，**黃志彬，**鄭幸雄，***王雅慧

*博士候選人，**教授，***研究碩士

國立交通大學環境工程研究所，國立成功大學環境工程研究所

摘要

根據調查，台灣部分淨水廠之原水已受污染，受污染水源其水質特性常含有氮氮、分子量較小之有機物，而傳統混凝-膠凝處理程序並無去除氮氮及小分子有機物之功能，當原水之氮氮達一定濃度時，國內淨水廠常以預氣方式來處理，但預氣程序會導致更多的 DBPs 產生，更凸顯致癌問題之嚴重性。生物處理是去除氮氮和小分子有機物最經濟有效之處理程序，因此將生物處理併入傳統自來水處理程序中，使兩種技術有效結合，為受污染水源之自來水處理技術的一個重要課題，生物前處理單元一般設置於傳統混凝-膠凝處理程序之前，原水經生物前處理後，生物出流水中之顆粒與有機物特性已產生變化，其對後續混凝-沈澱功能之影響研究，目前仍付之闕如，本研究將針對急水溪受污染水源，以批次 Jar Test 實驗評估原水及生物濾床出流水經硫酸鋁與氯化鐵混凝去除有機物與濁度之性能比較評估。

本研究採用以多孔性泡綿為載體之生物濾床，利用急水溪之原水進行現地模型廠試驗，生物處理系統之設置方式，採四個等體積反應槽串聯而成，每槽之有效體積為 2.36 公升；原水進流量為 160 mL/min，各槽之空床接觸時間 (EBCT) 為 15 分鐘。生物濾床以聚醚系列 (polyether base) 之網狀泡綿為載體，此泡綿具開放型孔洞，泡綿填充率以 70% 計算，反應槽中總孔隙率接近 98%。急水溪

原水之日常濁度介於 2.3-48 NTU 之間；氮氮濃度則在 0.35-6.25 mg/L 之間；非揮發性溶解性有機碳 (簡稱 DOC) 濃度為 2.3-5.3 mg/L，而其 SUVA 值則介於 1.3 - 3.2 L/mg-m 之間，表示急水溪原水有機物並非以天然性大分子有機物為主。有關有機物之分析，樣品先以 0.45 μ m 濾紙過濾後，以 6 N HCl 酸化至 pH<2，再以高純度空氣曝氣 5-10 分鐘，利用總有機碳分析儀 (SHIMADZU TOC-5000A, Japan) 進行 DOC 分析。本研究以最佳混凝 (optimized coagulation) 進行試驗，並以 PODR (Point of Diminishing Return) 決定有機物最大去除率，PODR 之定義為當有機物的去除量小於 0.3 mg TOC/ 10 mg dosage (以混凝劑為 $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14 H_2O$ 基準) 時，此點的去除率即為最大去除率，此時所對應之劑量即為最適加藥量。

研究結果顯示，生物濾床前處理不會改變硫酸鋁、氯化鐵混凝去除有機物之最適 pH 值，且原水與生物濾床出流水利用硫酸鋁、氯化鐵混凝去除有機物時，其最適加藥量與水中有機物之初始濃度存在正相關之化學計量關係。利用最佳混凝進行試驗，在混沈水中，存在相同殘餘有機物濃度條件下，原水經生物前處理後，約可節省 70-80% 之混凝劑量。

前言

原水中存在有機物對公共給水具有許多負面影響，而有機物與氯反應所衍生

之致癌性消毒副產物(DBPs),則是最引人關切的問題。根據調查,台灣部分淨水廠之原水已受污染,導致其原水水質超過飲用水水源水質管制標準。受污染水源其水質特性常含有氨氮、分子量較小之有機物,而傳統混凝-膠凝處理程序並無去除氨氮及小分子有機物之功能,當原水中存在一定濃度之氨氮時,常以預氯方式來處理,但學術研究與工程實務均已證實,預氯程序導致更多的DBPs產生,更凸顯致癌問題之嚴重性。生物處理是去除氨氮和小分子有機物最經濟有效之處理程序,因此將生物處理引入傳統自來水處理程序中,使兩種技術有效結合,為台灣發展自來水處理技術之重要課題。自來水生物處理技術以生物固定膜法為主,因為在生物載體上可附著並蓄積大量的微生物,以維持穩定的生物處理功能(Bouwer and Crowe, 1988; Bourbigot and Lacamp, 1989; Rittman, 1990)。生物膜與水體中溶解性和懸浮性物質間之交互作用,在水處理技術中扮演重要角色(Kanaani *et al.*, 1992)。Characklis and Marshall (1990) 指出生物膜之組成包括微生物之細胞及其產物,如胞外高分子(extracellular polymers, ECPs),生物膜是一種多孔性結構,具很強之吸附能力,因此在生物膜中含有很高之吸附物質,如大分子有機物(蛋白質、腐植酸)和無機之顆粒(粘土、砂粒)。在生物處理系統中,因微生物作用而引發,使微細顆粒或細胞聚集成膠羽之現象稱為生物膠凝作用(bioflocculation),而生物膠凝作用常伴隨生物吸附(biosorption)作用而發生。

受污染原水之生物處理,均置於混凝沈澱單元之前,其主要功能在於取代前加氯單元去除氨氮、有機物,以降低DBPs之產生量,並可降低後續混凝單元混凝劑之添加量(Yeh and Chen, 1988; Chien *et al.*, 1997)。傳統自來水處理程序之混凝單元,經Roberson *et al.*(1995)之研究發現,混凝可去除大部分高分子量有機物,而Collins (1986)利用不同種類原水,進行各種處理單元對有機物去除功能之研究,實驗結

果發現混凝、膠凝、沈澱等單元,對分子量小於0.5 KD之有機物,去除效果不佳。Logan and Hunt (1988)之研究發現,在自來水處理程序中之細菌大部分是oligotrophic bacteria,可利用分解、吸附及生物膠凝去除水中之中、低分子量有機物。因此,他們認為結合生物過濾與混凝程序,對有機物之去除應具加成作用。

研究方法

連續式生物濾床處理設備

生物濾床設置方式採四個等體積(各槽編號依序為1、2、3、4)反應槽串聯而成,各槽之EBCT為15分鐘,其組裝設備如圖1所示,生物濾床總體積為20公升,其中裝填泡綿生物載體之有效體積為9.44公升,並以聚醚系列(polyether base)之網狀泡綿為載體,此泡綿具開放型孔隙,孔隙率高達97%,泡綿填充率以70%計算,反應槽中總孔隙率接近98%(97% × 70% + 30%)。由取水口抽取過來之原水,先經一攪拌槽,再由泵浦抽送由1號槽之底部進入由頂部流出後,進入2號槽之底部,依此類推。為防止固體顆粒大量截留於生物處理槽中,造成阻塞而影響生物處理功能,於是在各個反應槽之氣體管線上,裝設一組由電磁閥與定時器組成之自動控制反沖洗系統。

混凝沈澱去除有機物之效率評估

為決定最佳混凝條件,利用一系列之Jar-test試驗來決定混凝之最佳pH值與混凝劑用量;以急水溪原水與生物濾床出流水,於實驗室利用不同混凝劑,進行瓶杯試驗,除以殘餘濁度為指標之外,並進行混凝沈澱去除有機物之策略研究,以提昇混凝沈澱對有機物之去除效率,並評估消毒副產物之削減量,同時比較急水溪原水與生物濾床出流水間最適加藥量之變化,以探討生物前處理對混凝沈澱之影響。瓶

杯試驗機為方形攪拌槽搭配板式攪拌葉片 (square gator jar and paddle impeller)，方形槽之邊長 11.5 公分、高 21 公分，攪拌葉片為長 7.6 公分、寬 2.8 公分，快混轉速 200 rpm (G 值為 315 sec^{-1})、攪拌 3 分鐘之後，再將轉速調慢至 30 rpm、攪拌 20 min (Gt 值為 41,400)，沈降時間為分別為 24 分鐘。批次實驗在 pH 為 8、7、6、5、4 五種不同 pH 下進行，pH 值之量測為沈澱水之 pH 值，相關試驗中利用界達電位儀，測定顆粒表面電位變化情形，混凝沈澱使用之混凝劑包括硫酸鋁、氯化鐵兩種。

非揮發性溶解有機碳 (NPDOC) 之分析

樣品先以 $0.45\mu\text{m}$ 濾紙過濾後，以 6 N HCl 酸化至 $\text{pH}<2$ ，再以高純度空氣曝氣 5-10 分鐘，利用總有機碳分析儀 (SHIMADZU TOC-5000A, Japan) 進行非揮發性溶解有機碳 (NPDOC) 之分析。

三鹵甲烷生成潛能 (THMFP) 分析

三鹵甲烷生成潛能 (THMFP) 係由添加適量次氯酸鈉，經 25°C 恆溫培養 7 天後測得之最終 THM 濃度 (以 THM_f 表示)，與未經添加次氯酸鈉直接測得之初始 THM 濃度 (以 THM_i 表示) 相減而得，依定義 THMFP 等於 THM_f 減去 THM_i 。有關 THM 之分析，本研究係採用 HP6890 氣相層析儀以電子捕獲式偵測器 (ECD) 偵測，並使用 HSS 1000 型自動注入器 (SCIENTIFIC HIGHTEK Co., Ltd)，以瓶頂空間 (head space) 氣體方式注入，注入量為 $200\mu\text{L}$ ；配合 HP Chem Stations 軟體計算濃度

結果與討論

急水溪之原水 pH 值介於 7.2-8.7 之間，平均值為 7.40 屬微偏鹼性；原水晴天日常濁度在 2.3-48 NTU 間變化，雨天時濁度可高達 1,240 NTU；DOC 濃度介於

8.7-2.38 mg/L 之間，平均值為 4.87 mg/L，與山上淨水廠之原水相近，但低於鳳山與成功淨水廠之原水 (吳等, 2001)。在探討原水中有機物組成時，許多學者常以 SUVA 值 (即 UV_{254} 與 NPDOC 之比值) 做為判定有機物特性之基準，新營淨水廠原水分析結果，其 SUVA 值介於 1.26-2.92 L/mg-m 之間，平均值為 2.06 L/mg-m，表示急水溪原水有機物並非以天然性大分子有機物為主，與南部幾個水源 (葉, 1998) 相較，急水溪原水中有機物之大小，可能高於鳳山淨水廠之原水，而與山上、成功淨水廠原水相當。SUVA 介於 2-3，Edzwald *et al.* (1999) 推測小分子有機物多由人為污染所造成，此類有機物多屬於偏親水性有機物，Randtke (1988) 則認為此類有機物混凝機制主要為吸附在顆粒表面並隨顆粒沈澱而去除。

急水溪原水經生物前處理後，當生物濾床之 EBCT 為 30 分鐘以上，不管生物濾床是否進行反沖洗操作，DOC 去除率差異不大，DOC 之去除率介於 25-30% 之間。原水中之有機物，於 UV_{254} 之吸光值及其 SUVA 值，在自來水處理領域，常被用來代表水中有機物之特性，水中具有較強之 UV_{254} 值之有機物，主要具有苯環結構者，故在淨水處理中， UV_{254} 常被用來當成腐植酸之替代參數，急水溪原水經生物前處理後，水中 UV_{254} 之削減率隨 EBCT 之延長而有緩慢增加趨勢；而 SUVA 值之削減率為負值，表示生物濾床處理後，水中之有機物其 SUVA 值提高 (意謂 DOC 之去除率高於 UV_{254} 之消滅率)；具高 SUVA 值之水體，以混凝程序去除有機物時，可獲得較高之去除效率 (Edzwald *et al.*, 1999)，依此推論，急水溪原水經生物處理後，其平均 SUVA 值從 2.06 L/mg-m 增高至 2.48 L/mg-m，據此可推斷急水溪原水經生物前處理後，應能提昇後續混凝沈澱對有機物之去除效率。

混凝沈澱去除有機物

傳統混凝沈澱之功能著重於濁度之去除，但在美國雖 D/DBP 法規之要求，許多水廠已將傳統混凝操作方式，改為加強混凝操作方式，使混凝沈澱單元之功能，提昇至可同時去除濁度與有機物，以降低 DBPs 產生。加強混凝之操作方式，US EPA 有許多相關配套法規予以規範，因隨各國原水水質與飲用水水質條件不同，US EPA 許多關於加強混凝之相關配套法規並無法適用，因此就有學者改以最佳混凝 (optimized coagulation) 進行研究 (Volk *et al.*, 2000)。我國並無類似 US EPA 關於加強混凝之相關法規，故本研究有關混凝去除有機物，將以最佳混凝的概念進行。

決定最佳混凝條件

文獻已證實，以混凝沈澱去除濁度與有機物時，其最佳操作條件並不相同 (Childress *et al.*, 1999)，一般而言，金屬混凝劑去除濁度之最佳 pH 值，常發生在 6.5-7.5 之間，而去除有機物之最佳 pH 值則為 4.5-6.5 之間 (Randtke, 1988; Amirtharajah *et al.*, 1993; Krasner and Amy, 1995)，而 Crozes *et al.* (1995) 與 Volk *et al.* (2000) 均指出，以金屬混凝劑去除有機物時，混凝之 pH 是有機物最大去除效率之決定因子，而非混凝劑量。

(1) 決定最佳混凝 pH 值

最佳混凝之操作步驟，首先在於決定最佳混凝 pH 值，根據 Volk *et al.* (2000) 之研究方法，其先選一固定混凝劑量，在不同 pH 值下進行瓶杯試驗，以決定最佳混凝 pH 值。在本研究中，選擇以產生最高 DOC 去除率之 pH 值，為最佳混凝 pH 值。根據 Lefebvre and Legube (1990) 與 van Benschoten and Edzwald (1990) 之研究結果指出，以金屬混凝劑去除有機物時，所獲得之化學計量關係，鐵鹽為 2 mg Fe/mg DOC、硫酸鋁為 0.5 mg Al/mg DOC，因此本研究在選擇固定混凝劑量時，均低於化學計量。為控制不同之反應 pH 值，水樣先以硫酸調整至不同之 pH 值後再進行瓶杯

試驗，圖 2 為典型之最佳混凝 pH 值實驗結果。急水溪原水與生物濾床出流水之初始 DOC 分別為 4.87 mg/L 與 4.4 mg/L，在硫酸鋁劑量分別為 2.7、2.2 mg/L as Al 下，於不同 pH 值時之瓶杯試驗結果，由圖 2 結果顯示，在此混凝條件下，急水溪原水與生物濾床出流水去除 DOC 之最佳 pH 值分別為 5.5 與 5.9；經多次混凝試驗結果顯示，急水溪原水與生物濾床出流水以硫酸鋁混凝去除 DOC 之最佳混凝 pH 值分別介於 5.5-6.5 與 5.0-6.5 之間。急水溪原水與生物濾床出流水以氯化鐵混凝去除 DOC 時，其最佳混凝 pH 值則分別介於 4.2-5.5 與 4.0-6.0 之間。

(2) 決定最佳混凝劑量

最佳混凝 pH 值範圍為後續進行最佳劑量試驗之控制依據，濁度、UV₂₅₄、DOC 與 THMFP 常被用為評估混凝沈澱之水質指標，在國外常以 UV₂₅₄ 為有機物之替代指標，因國外之原水受人為污染之程度低，故有機物主要以 NOM 為主，UV₂₅₄ 之吸光值與 THMFP 之相關性較佳。反觀急水溪原水中之有機物，因其 SUVA 值偏低，故 UV₂₅₄ 在此處並不適合作為 DBPs 前驅物之替代指標。圖 3 為原水以氯化鐵進行混凝，在不同混凝劑量與殘餘 DOC 及 THMFP 之關係，原水中初始 DOC 為 2.11 mg/L，混凝之 pH 值控制在 5-5.5 之間，圖 3 明白顯示，在不同劑量之氯化鐵進行混凝，其劑量與殘餘 DOC 及 THMFP 具有良好之相關性，其相關係數 (Rsqr) 達 0.95 以上，且兩者之趨勢一致，預期殘餘 DOC 及 THMFP 之間應具良好之相關性，因此將兩者間之關係繪製成圖 4，由圖 4 顯示兩者間之關係式為 $Y = 185.4 X + 39.63$ ，相關係數 (Rsqr) 為 0.89，方程式中 X 代表 DOC、Y 代表 THMFP，混凝沈澱之目的在去除 DBPs 之前驅物，因此直接分析 THMFP 最為描述混凝沈澱的行為，但因 THMFP 之分析手續繁雜且耗時，因此，本研究以 DOC 為評估混凝沈澱之水質指標。

圖 5 為典型之最佳混凝結果，顯示不

同劑量與殘餘 DOC 變化之關係，並以 PODR (Point of Diminishing Return) 決定有機物最大去除率，PODR 之定義為當有機物的去除量小於 0.3 mg TOC/ 10 mg dosage (以混凝劑為 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$ 基準) 時，此點的去除率即為最大去除率，此時所對應之劑量即為最適加藥量；PODR 決定最佳混凝劑量之方法，以 $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{H}_2\text{O}$ 為基準，當計算氯化鐵之最佳混凝劑量時，則以鐵與鋁進行莫耳數換算求得。

混凝去除有機物之化學計量關係

在不同時間點採取急水溪原水與生物濾床出流水，依最佳混凝試驗步驟，進行一系列之混凝試驗，其結果如圖6(硫酸鋁原水混凝)與圖7(氯化鐵生物濾床出流水混凝)所示，由此圖6與圖7明顯顯示在不同初始濃度下，急水溪原水與生物濾床出流水利用不同混凝劑進行混凝時，其殘餘 DOC 與混凝劑量間均存有良好之相關性，其相關係數(Rsqr)至少在0.9以上。將各種不同初始濃度下之最佳混凝劑量，整理成圖8(硫酸鋁混凝)與圖9(氯化鐵混凝)，比較水中DOC初始濃度與最佳混凝劑量間之關係發現，最佳混凝劑量隨急水溪原水初始濃度之增加而增加，且生物濾床出流水也有相同之趨勢。且水中初始DOC濃度與最佳混凝劑量間存在密切之化學計量關係，其相關係數可達(Rsqr) 0.9以上，此化學計量關係可當為加藥自動控制之依據。

硫酸鋁與氯化鐵混凝特性之比較

急水溪原水與生物濾床出流水採樣回實驗室後，先進行初始 DOC 濃度分析，再依各種混凝劑之化學計量式，計算各種混凝劑之最佳劑量，進行瓶杯混凝試驗，混凝之 pH 值採用兩對照組，一組控制在最佳混凝 pH 值，另一組則設訂在較高之 pH 值，使混凝研究過程能符合文獻所描述之有機物去除機制，即沈澱吸附(高 pH

值)與金屬-有機物錯合(低 pH 值)兩種反應機制。因此，硫酸鋁之高 pH 值設定為 6.5-7.5、低 pH 值訂為 5.5-6.5；氯化鐵之高 pH 值設為 6.5-7.5，而低 pH 值則設為 5.0-5.5。急水溪原水與生物濾床出流水混凝試驗結果如表 1 所示，原水之初始 DOC 為 3.28 mg/L，經由化學計量式算出氯化鐵、硫酸鋁之混凝劑量分別為 3.6 和 3.1 mg/L as Fe 或 Al；生物濾床出流水之初始 DOC 為 2.71 mg/L，經由化學計量式算出氯化鐵、硫酸鋁之混凝劑量分別為 2.8 和 2.5 mg/L as Fe 或 Al；急水溪原水之初始濁度分別為 9.6 NTU，混凝試驗的結果發現，兩種混凝劑在高 pH 值進行原水混凝時，其殘餘濁度較低，生物濾床出流水之混凝結果，亦有相同之趨勢。但以 DOC 及 THMFp 而言，急水溪原水與生物濾床出流水之混凝結果，兩種混凝劑在低 pH 值混凝時均可獲得即較高之去除效率，此結果與 Edwards and Amirtharajah (1985)、Hundt and O'Melia (1988)、Huang and Shiu (1996)、黃與葉 (1999) 之研究結論相同。急水溪原水在高混凝 pH 值時，硫酸鋁混凝之 DOC 去除率為 27.7%，而氯化鐵混凝之 DOC 去除率不及 10%，但此水樣在低 pH 值下進行混凝時，DOC 之去除率以氯化鐵(45%)高於硫酸鋁(27.7%)，此結果與文獻所載，鐵鹽對有機物之去除效果優於鋁鹽之結論相同(Edzwald, 1993)。對此水樣而言，氯化鐵在高、低兩種 pH 值下進行混凝時，其 DOC 之去除率由 5.8% 提昇至 45% 最為顯著。生物濾床出流水使用此兩種混凝劑在高 pH 值混凝時，由表 1 發現兩者之 DOC 去除率相當接近，與原水所表現之混凝行為明顯不同，推測可能原因是，當原水經生物處理後，大部分之 BDOC (為分子量較小之有機物) 已被去除，因而降低對氯化鐵混凝的干擾。對 THMFp 削減率而言，兩種混凝劑在低 pH 值混凝時均大於高 pH 值混凝。

圖 10 與圖 11 分別表示生物前處理對硫酸鋁與氯化鐵混凝去除水中 DOC 之影響，圖 10 顯示急水溪原水之 DOC 濃度為

5.5 mg/L，生物濾床出流水之 DOC 濃度為 4.0 mg/L，以硫酸鋁混凝後，其混沈水中殘餘 DOC 維持在 2.5 mg/L 時，原水之硫酸鋁劑量為 5 mg/L as Al；生物濾床出流水之硫酸鋁劑量為 1.4 mg/L as Al，約可節省 72% 之混凝劑量；圖 11 顯示急水溪原水之 DOC 濃度為 4.4 mg/L，生物濾床出流水之 DOC 濃度為 3.0 mg/L，以氯化鐵混凝後，其混沈水中殘餘 DOC 維持在 2.5 mg/L 時，原水之氯化鐵劑量為 3.8 mg/L as Fe；生物濾床出流水之氯化鐵劑量則僅需為 0.6 mg/L as Al，約可節省 84% 之混凝劑量；由圖 10 與圖 11 可明白顯示生物濾床具有降低後續混凝單元之混凝劑量，因此受污染之原水利用生物前處理技術，除可降低後續混凝劑之加量外，亦可減少可觀之污泥產量。

結論與建議

1. 生物濾床前處理不會明顯改變硫酸鋁、氯化鐵混凝去除有機物之最適 pH 值。
2. 原水與生物濾床出流水利用硫酸鋁、氯化鐵混凝去除有機物時，其最適加藥量與水中有機物之初始濃度存在正相關之化學計量關係。
3. 利用最佳混凝進行試驗，在混沈水中，存在相同殘餘有機物濃度條件下，原水經生物前處理後，約可節省 70-80% 之混凝劑量。

誌謝

本研究進行過程中，謝謝新營淨水廠同仁之參與與協助。並感謝自來水公司之研究經費補助。

參考文獻

1. 葉宣顯 (1999) 澄清湖高級淨水處理模型廠試驗研究 (第一年) 國立成功大學環境工程學系 中華民國 88 年 8 月
2. 黃文鑑、葉宣顯 (1999) 增強混凝對溶解性有機物去除效率之研究 第二十四屆廢水處理技術研討會論文集 中華民國 88 年 11 月
3. Amirtharajah, A., Dennett, K.E. and Studstill, A. (1993) Ferric Chloride Coagulation for Removal of Dissolved Organic Matter and Trihalomethane Precursors. *Water Sci. Technol.*, 27:11:113-121
4. Bourbigot, M. M. and Lacamp, B (1989) Advanced Nitrogen Removal Processes for Drinking and Waste Water Treatment. Proc. of the IAWPRC Conference, Guildford, UK, 2:17.
5. Bouwer, E. J. and Crowe, P. B. (1988) Biological Processes in Drinking Water Treatment. *Jour. AWWA*, 80:9:82.
6. Chandrakanth, M.S. and Amy G.L. (1996) Effects of Ozone the Colloidal Stability and Aggregation of Particles Coated with Natural Organic Matter. *Environ. Sci. Technol.*, 30:2:431
7. Chien, T. Y. C., Chen, J. W. J. and Pitts, W. E. (1997) Pilot Plant Demonstrates Biological Filtration for Ammonia Removal in Water Treatment. Proc. AWWA WQTC, (CD-Rom).
8. Childress, A.E., Vrijenhoek, E.M., Elimelech, M., Tanaka, T.S. and Beuhler, M.D. (1999) Particulate and THM Precursor Removal with Ferric Chloride, *Jour. Environ. Eng. ASCE*, 125:11:1054-1061
9. Collins, M.R., Amy, G.L. and Steelink, C. (1986) Molecular Weight Distribution, Carboxylic Acidity and Humic Substance Content of Aquatic Organic Matter: Implization for Removal During Water Treatment. *Environ. Sci. Technol.*, 20:10:1028
10. Crozes, G., White, P. and marshall, M. (1995) Enhanced Coagulation: Its Effect on NOM Removal and Chemical Costs. *Jour. AWWA*, 87:1:78-89
11. Edwards, G. A. and Amirtharajah, A., (1985) Removal Color Caused by Humic Acids. *Jour. AWWA.*, 77:3:50
12. Edzwald, J.K. (1993) Coagulation in Drinking Water Treatment: Particles, Organics and Coagulants. *Water Sci.*

- Technol., 27:11:21-35
13. Huang, C.P. and Shiu, H.L. (1996) Interactions Between Alum and Organics in Coagulation. *Jour. Colloids and Surfaces (A)*. 113:155-163
 14. Hundt, T. R. and O'Melia, C. R. (1988) Aluminum – Fulvic Acid Interactions: Mechanisms and Applications. *Jour. AWWA.*, 80:4:176
 15. Krasner, S.W. and Amy, G. (1995) Jar-test Evaluation of Enhanced Coagulation. *Jour. AWWA*, 87:10:93-107
 16. Levine, A.D., Mercurio, L.M. and Carman, J.R. (1996) Coagulation of Natural Organic Matter from Surface Water Using Cation Polymer. In *chemical Water and Wastewater Treatment IV*. Edited by Hoffmann, H.H.H.E. and Ødegaard, H., Springer, 189-199
 17. Randtke, M.R. (1988) Organic Contaminant Removal by Coagulation and Related Process Combinations. *Jour. AWWA.*, 80:5:40
 18. Rittmann, B.E. (1990) Analyzing Biofilm Processes Used in Biological Filtration. *Jour. AWWA*, 82:12:62.
 19. van Benschoten, J.E. and Edzwald, J.K. (1990) Chemical Aspects of Coagulation Using Aluminum Salts-II. Coagulation of Fulvic Acid Using Alum and Polyaluminum Chloride. *Water Res.*, 24:1527-1537
 20. Volk, C., Bell, K., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G. and Lechevallier, M. (2000) Impact of Enhanced and Optimized Coagulation on Removal of Organic Matter and Its Biodegradable Fraction in Drinking Water. *Wat. Res.*, 34:12:3247.
 21. Yeh, H. H. and Chen, S. K. (1988) Packed Bed Filters for Ammonia-Nitrogen Removal from Raw Waters. *Water Supply*, 6:3:219.

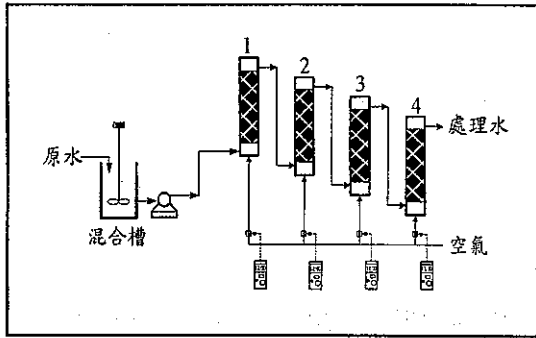


圖 1 生物濾床模場組裝設備

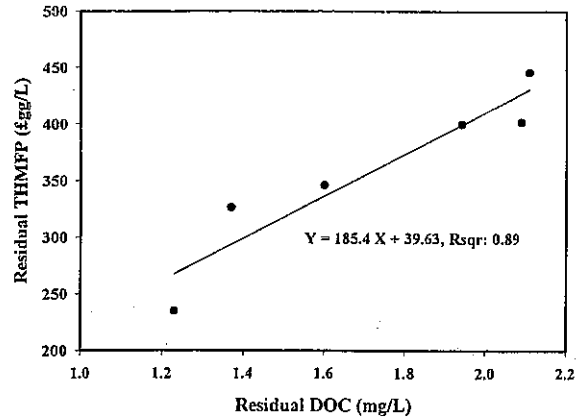


圖 4 急水溪原水經氯化鐵混凝後殘餘 DOC 與 THMFP 之關係

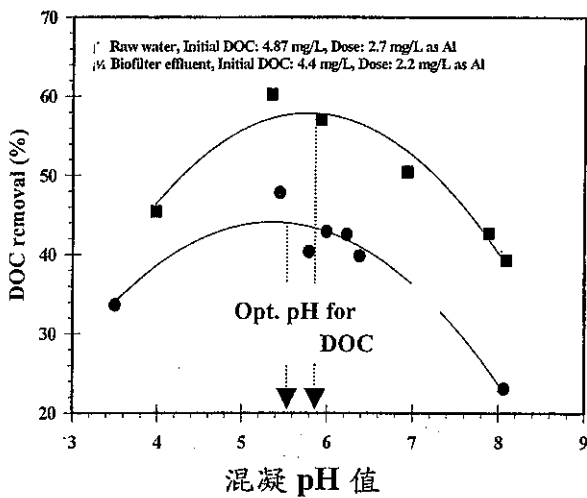


圖 2 急水溪原水與生物濾床出流水以硫酸鋁混凝不同混凝 pH 值與 DOC 去除率之關係

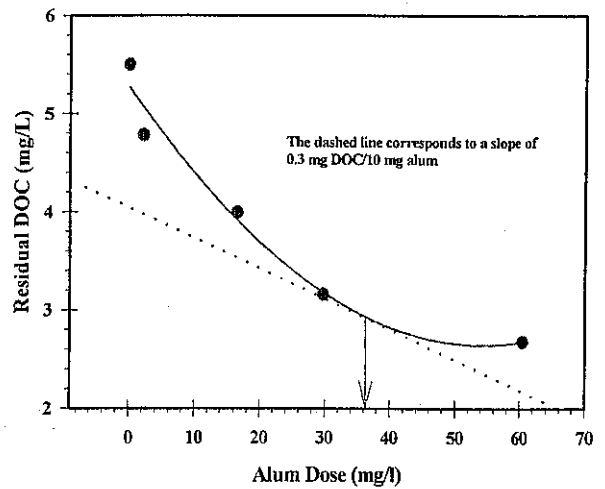


圖 5 急水溪原水以硫酸鋁混凝其殘餘 DOC 濃度與混凝劑量之關係

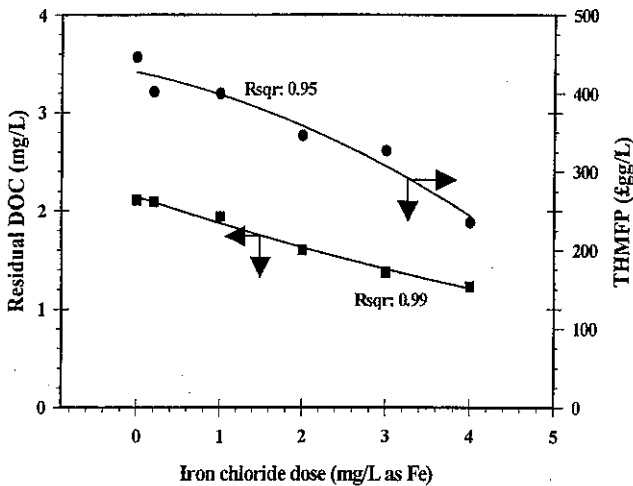


圖 3 急水溪原水以氯化鐵混凝不同劑量與殘餘 DOC、THMFP 之關係

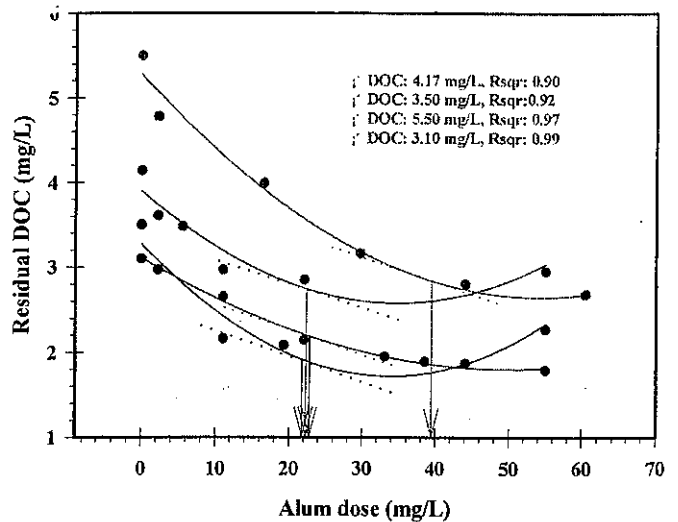


圖 6 急水溪原水以硫酸鋁混凝殘餘 DOC 與混凝劑量之關係

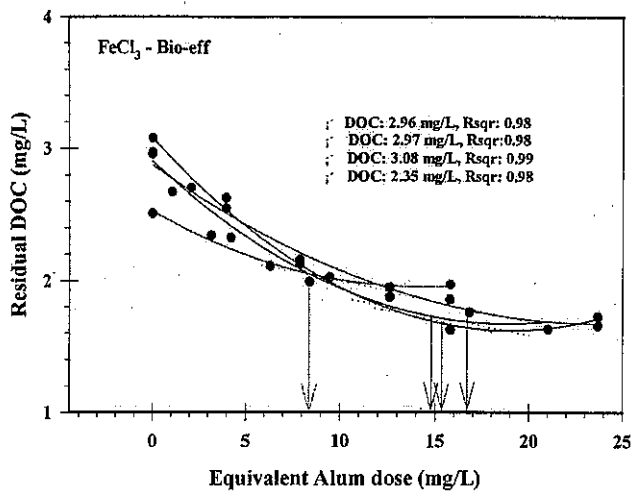


圖 7 生物濾床出流水以硫酸鋁混凝殘餘 DOC 與混凝劑量之關係

表 1 硫酸鋁與氯化鐵對急水溪原水與生物濾床出流水混凝特性之比較

Sample	Coagulant	Dose ¹	pH	Turb ²	DOC ¹	THMFP ³
Raw water	---	0	8.3	9.6	3.28	477.79
	Alum	3.1	7.26	4.3	2.37	379.75
		3.1	6.26	4.4	2.21	305.25
	FeCl ₃	3.6	7.46	2.2	3.09	458.91
3.6		5.07	3.2	1.79	237.67	
Biofilter effluent	---	0	8.43	6.2	2.71	410.99
	Alum	2.5	7.43	4.9	2.1	326.93
		2.5	6.5	5.6	1.95	294.93
	FeCl ₃	2.8	7.45	2.5	2.03	366.18
		2.8	5.5	3.1	1.73	190.91

單位：1: mg/L, 2: NTU, 3: µg/L

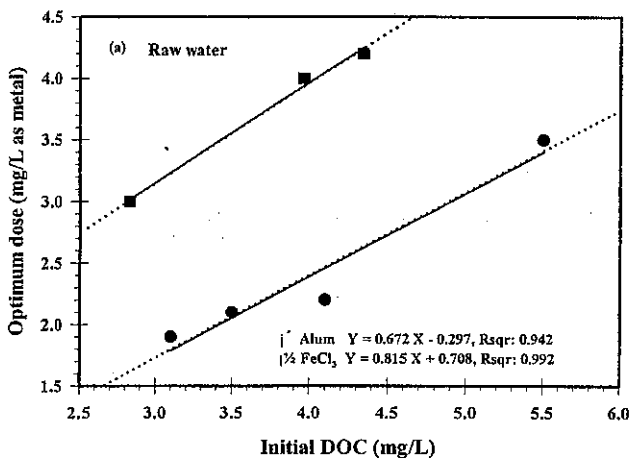


圖 8 硫酸鋁與氯化鐵對急水溪原水最佳混凝劑量與初始 DOC 濃度之化學計量關係

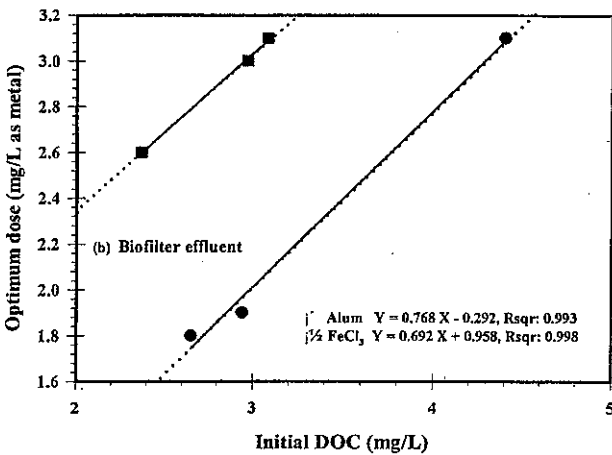


圖 9 硫酸鋁與氯化鐵對生物濾床出流水最佳混凝劑量與初始 DOC 濃度之化學計量關係

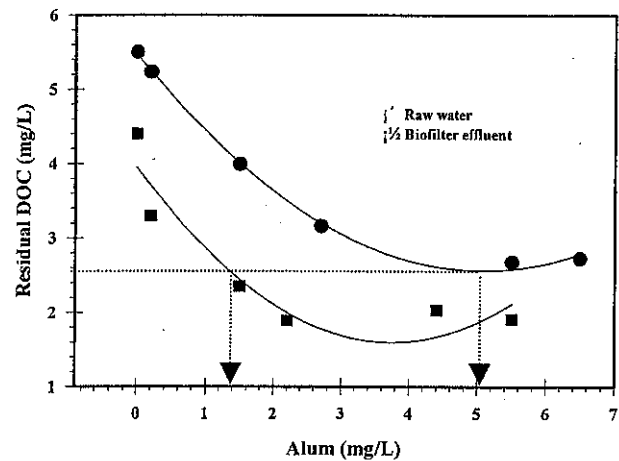


圖 10 生物前處理對硫酸鋁混凝去除有機物之影響

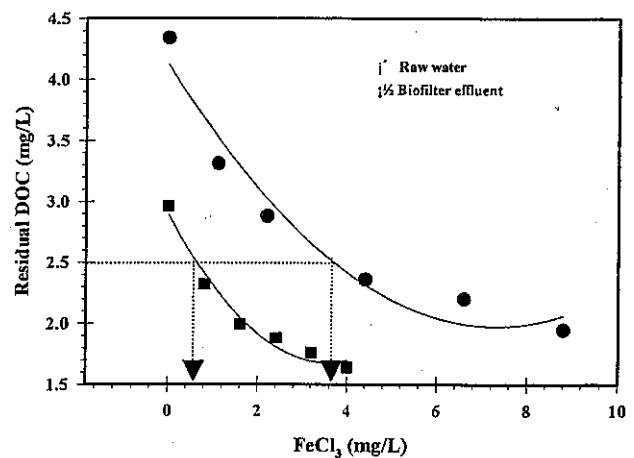


圖 11 生物前處理對氯化鐵混凝去除有機物之影響