

天然有機物-對羥基苯甲酸及香蘭酸對慢砂濾池中 之生物分解效應的影響

陳昌佑¹ 盧至人²

摘要

本研究採用實驗室規模的慢砂濾管柱，並採用腐質酸中已被鑑定出來的對羥基苯甲酸(PHBA)及香蘭酸(VA)當做模擬基質。此二有機物的最大差異是分子量(Molecular Weight)小於 3,000 daltons 的 DOC 比例不同，VA 高達 46%，PHBA 卻僅佔 20%。砂管柱由慢砂濾系統啟動後至生物層熟成前的階段，當空床停留時間(EBCT)為 3600 分鐘時，進流基質 PHBA 在啟動後的 1-10 day 的降解速率 2.62 mg/L.day 為最高，顯示 EBCT 越長越能將 SSF 系統的降解功能發揮。於 10 天後 PHBA 的出流濃度維持於 2 mg/L，與 VA 於啟動階段的出流濃度亦維持於 2-4 mg/L 相似，顯示 SSF 系統對於不同分子量之有機物於啟動階段能保持相同的去除效果，這對淨水處理無異是一項值得利用的優點。但此階段的溶解性有機碳(DOC)卻無明顯的濃度變化，表示在生物未完全熟成前，PHBA 及 VA 基質的降解是藉由生物轉化成為其他的有機物，而非完全的被礦化。在生物層穩定後的 schmutzdecke 層中發現(砂層下 10 cm)，PHBA 基質去除率最多僅能到達 40 % 左右，而以 VA 為基質的試程很明顯於砂層下 10 cm 處就出現明顯的 60 % 去除率，由於 VA 的分子量小於 3,000 daltons 佔 46%，因此分子量大小對於 SSF 的生物降解會造成很大的影響。若以 THMFP 生成機率的 SUVA (=UV254/DOC) 比值來看，PHBA 試程於砂層下 10 cm 處的 SUVA 值介於 0.1-0.04 abs. L/mg 之間，砂層下 100 cm 的 SUVA 值則介於 0.02-0.007 abs. L/mg，有相當程度的下降，此現象與 VA 試程的結果相同，而達砂層深度 100 cm 處時甚至有 0 的情況，顯示 THMFP 的生成機率較易受砂層深度的影響，當砂層越深時，THMFP 的生成機率則越下降。

關鍵字：慢砂濾，生物分解，天然有機物，對羥基苯甲酸，香蘭酸

一 前言

慢砂濾(Slow Sand Filtration, 以下簡稱 SSF)通常被選用為處理小型社區的給水設施，在西歐各國的給水處理設施中，SSF 系統通常為必備的設備之一¹。SSF 由於濾速(filtration

-
1. 弘光技術學院環境工程與衛生學系 講師
 2. 中興大學環境工程學系 教授

rate)較低，當用水量較大時，SSF 則需極大的土地面積，對於許多的偏遠地區或小鄉鎮而言，若單為該地區做完善的淨水設施是不符合成本效益，而簡易淨水設施是否能達到自來水水質標準將是一大考驗，SSF 系統是一項值得考慮的淨水流程。

SSF 的去除機制包括物理過濾，生物分解及吸附等作用²，所以生物分解並非 SSF 系統中主要機制，但要發揮最佳去除效果必須使微生物熟成後才會出現，而微生物可以降低水中有機物的濃度，並可進行化學轉化。SSF 對物質的去除位於砂床的頂層，此層稱為 dirty skin 或是 schmutzdecke，為一些污染物及微生物體所堆積而成，所以當水頭損失超過某一限度時就必須清除此砂層。通常 schmutzdecke 為 13-50 mm 左右，是 SSF 出現生物分解現象的區域，因為其聚積的微生物較不易流至濾砂底層。Ellis 等人研究發現，生物作用出現於 0-40 cm 的介質層中，再深入底層，就沒有發現生物的蹤跡³。在 SSF 的生物作用中，生物可分解有機物 (Biodegradable Organic Matter, BOM) 被當作生物分解之碳源及電子的供應者，因此出現於飲用水之典型低濃度有機物，能藉由生物膜的方式去除，而大量之生物質量可附著或累積於介質上，造成較多之表面積，Rittmann 研究發現，當濾床深度小於 1 m 時，仍有足夠的生物分解能力⁴。Baumann 等人也研究發現，當 SSF 之進流基質含有 6-12% 的自由餘氯時，對於微生物的去除效果高於未預氯處理的基質，並且能延後清洗濾砂的時間⁵，因此 SSF 是去除水中微生物的良好濾床。

水源中常含有多種之天然有機質 (Natural Organic Matters, NOMs)，很明顯的造成淨水程序中的困擾，加上近年來許多水源區遭受嚴重污染，原水水源中常可偵測到 NOM 之外的有機污染物，因而導致在淨水程序中需要加入大量的氯消毒劑，使得飲用水中含氯之有機物生成增加。傳統的給水處理流程中對於水中有機污染物的去除效果並不十分顯著，尤其是溶解性的微量有機污染物 (Dissolved Organic Carbon, DOC)，Jacangelo 等人指出，因 DOC 之高耗氯量，會產生因加氯消毒所衍生的消毒副產物 (Disinfection By Products, DBPs)，如三鹵甲烷 (Trihalomethanes, THMs)、含鹵乙酸 (Haloacetic acid, HAAs) 及含鹵乙晴 (Haloacetonitriles, HANs) 等⁶，並且也會引發臭味、色度及 BOM 所導致微生物在配水系統中再生長等問題^{7,8}，並引起水質的惡化，及濁度的提高，降低水力負荷，加速腐蝕，並造成消毒持續的困難⁹。由於傳統給水的處理上，對 BOM 都無法提供最佳的去除，因此原水水質 (包括地表水與地下水) 反而比淨水方式對水質的影響更大，這也說明為降低消毒劑的使用量，並為預防生物再生長的現象，更換傳統處理技術是有其必要性。

以去除 TOC 而言，蔣氏等人研究指出，分子量 (Molecular Weight, MW) 高的腐植酸在傳統的混凝沈澱處理後約有 70% 的去除率，而較低 MW 的有機酸僅有 30% 的去除率¹⁰。換言之，傳統的淨水程序對水中低 MW 有機質去除效果較有限，但低 MW 之有機質的生物分解性卻相對較好，因此生物處理系統能夠降低配水系統中因 BOM 所導致的生物再繁殖的現象，並且能減少氯的需求量及去除氯之消毒副產物之可生物分解的前質¹¹，這正是慢砂濾可應用之處。Bouwer 等人指出，原水中的 TOC 依其成份不同而有不一樣的生物分解效率，可介於 5-75% 之間，藉由物化及生物方法的去除水中 TOC 時，最大的影響因子是 NOM 的來源及其組成，而 Hozalski 等人則指出通常高分子量的 TOC (MW > 1K)，是藉由混凝而去除，而低分子量的 TOC，大多為生物可分解之 TOC，則必須依賴生物處理而去除¹²，Collins 等人以傳統 SSF (使用市售濾砂) 處理原水，發現能去除 5-35% 的 NOM，66-68% 的 THMFP¹³。

以經濟觀點來看，要將部份的天然有機質或是微量的有機污染物經由給水處理程序中予以

去除，最好是以現有的傳統物化處理流程中加進生物分解的效應，不僅處理效率增加，並較符合經濟效益¹⁴。

對於有機物的特性及消毒副產物的生成有很大的相關性的是該有機物於水中的分子量(MW)分佈狀況，根據張裕和等人調查德基水庫原水，其中有 90%的 DOC 介於分子量 1,000~10,000 daltons 的範圍，而 71%的 THMFP 是介於分子量 1,000~6,000 daltons 之間¹⁵，故對於水中分子量的分佈狀況若能瞭解，在淨水程序中來降低加氯過程所產生的 THM 將有所助益¹⁶，Collins 等人指出，一般水中有機物之分子量分佈會因來源的不同而有所差異，而水體中大部份之 MW 小於 500 daltons，僅有少部份 DOC 之 MW 大於 10,000 daltons²，而德基水庫的 HA 中，DOC 分佈於 1,000~10,000 daltons 的範圍，約佔總量的 88%，其餘 10%是屬於 MW 小於 1,000 daltons。

本研究採用 UF(Ultrafiltration)做分子量篩選，主要是利用其薄膜的半滲透性及孔隙大小來分離水樣中不同分子量(MW)的物質，乃希望能瞭解在 SSF 系統中，其生物分解作用發生於那個範圍的分子量之間，並對分子量的分佈是否會產生改變，是本研究所欲探討的項目之一。UF 多用於固液分離，可分離的分子量介於 1,000~50,000 daltons 之間，其操作壓力為 10~100 psi，通常稱 MWC0 (Molecular Weight Cutoff)為 1,000 daltons 之 UF 膜稱為”Tight”；而 MWC0 為 50,000 daltons 之 UF 膜稱為”Loose”¹⁶。

本研究的主要目的是探討不同分子量的天然有機物在 SSF 系統中對生物分解效應的影響，以了解 SSF 系統中對於不同分子量的天然有機物的處理機制及提供實場運用時的參考。

二 研究設備及方法

SSF 的模型槽以壓克力管所製成(見圖 1)，管徑 10 公分，高 200 公分，管柱本體以角鋼固定，管柱底層(0~28 公分)填以卵石及小石塊，於填管前已清洗及篩選，將較不規則形狀之石塊予以去除，而 28~100 公分處填以自來水廠所用之濾砂，砂面上水位約 95 公分。模型槽設有水位計，以測量水頭損失，並每隔約 10 公分設有一取樣口，每個採樣孔中以砂膠塞固定，並以 8 cm 長之注射針頭插入濾砂中以方便採取管柱中心的水樣，槽體總容積為 18 公升。本研究使用之濾砂均勻係數 $U(D_{60}/D_{10})$ 為 1.135。

本研究主要探討 SSF 管柱去除效應與濾砂深度、濾速之關係，故由出口控制出水量來調節濾速大小，因濾層會有阻塞而出現水頭差，故必須一段時間後即調整流速以達固定濾速。當基質進入 SSF 後，調整不同濾速(分別為 5, 10 及 20 mL/min)，於管柱啟動後即開始採樣並分析，分析項目包括 pH、UV254、DOC 及 PHBA 濃度，直到

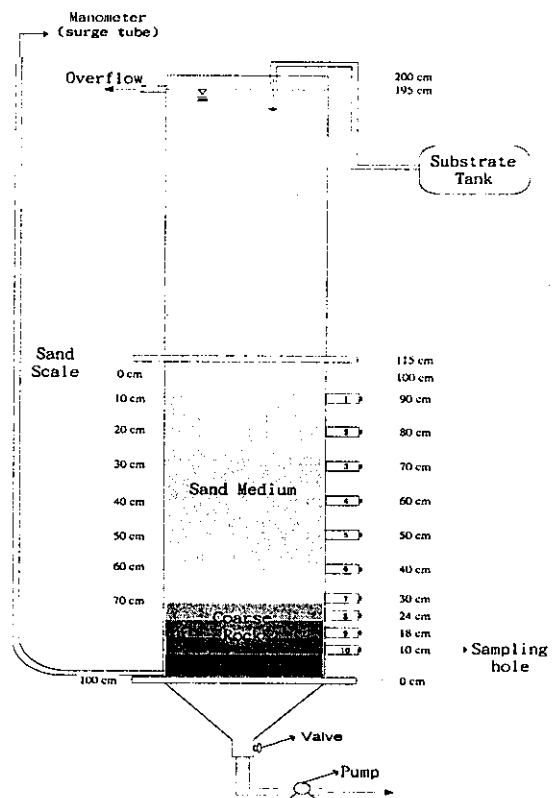


圖 1 SSF 實驗模型槽

管柱之 DOC 及 PHBA 出流濃度維持數天不再變化，即視為達穩定階段，此時進行最終採樣，分析項目包括 pH、UV254、DOC 及 PHBA 濃度，並以 UF 做分子量的篩選。

採樣從最底層的採樣口取樣。使用 150 mL 採樣瓶，採樣時先將注射針頭打開，待出流 1-2 min 後才進行採水，依序由下往上採樣口進行採樣，基質採用已鑑定完成之 THM 之小分子有機前質：對羥基苯甲酸(PHBA)，及香蘭酸(VA)，取 1g 藥品，溶入 1000 mL 定量瓶中，以純水稀釋至刻度，即濃度 1000 mg/L。分析項目 DOC 因可作為水中有機前質的評估參數，故本研究以 DOC 作為一對應指標。DOC 分析與 TOC 之分析相同，但分析 DOC 前需先將水樣以 0.45 μm 之濾紙過濾。UV254 的分析，因水體中有機質對 254 nm 波長紫外光之吸收，主要是偵測水樣中有芳香族結構及不飽和碳鍵結，特別是含有單鍵與雙鍵交錯之共軛分子結構的分子。偵測方式為將水樣裝入石英槽內，再置入分光光度計中，以波長 254 nm 讀取吸光值，在偵測樣品前，須先以去有機物純水(organic-free water)作為歸零校正。UF 之分子量篩分析，其超薄膜過濾是採用 Millipore 公司的 Minitan 系統，所採用的薄膜孔隙為 10,000, 5,000, 3,000, 1,000 NMWL。利用 UF 做分子量篩選的優點為水流與薄膜平行，較不易產生阻塞現象，其分離分子量 (MWC0, Molecular Weight Cut Off) 是決定分子能否通過薄膜的孔隙，故分子量只是便於估算分子大小，表示分子被排拒與否的結果，故並非真實的分子量。

三、結果與討論

3-1 啟動階段的變化

本研究以對羥基苯甲酸(PHBA)及香蘭酸(VA)為進流基質進行慢砂濾管柱的測試，故以下將以 PHBA 試程及 VA 試程作探討。

啟動階段開始，砂管柱保持進流 PHBA 及 VA，濃度均為 20 mg/L 當作基質。由於以蠕動馬達控制出流水流量分別為 5, 10 及 20 mL/min，依 EBCT 的換算，分別為 3600、1800 及 900 分鐘，於砂層深度 70 及 100 cm(出流水)的 PHBA，DOC 與 UV254 (波長 254 nm 之吸光度)對時間的變化在第 1~10 天的降解速率最大(見圖 2)^{17, 18}，約 10 天後則呈現停滯的情況，不再有明顯的變化，若以去除速率來比較，則以 EBCT 為 3600 分鐘時，以 100 cm 處之初期 5 天降解速率為 2.62 mg/L-day 最大，而 EBCT 分別為 1800 及 900 分鐘時，在 100 cm 砂層深度之初期 5 天降解速率為 1.986 與 1.993 mg/L-day，所以當 EBCT 越大時，可以獲得較良好的降解速率，相同的結果也出現在砂層深度 70 cm 的採樣結果中，這說明啟動初期，EBCT 對有機物的去除為一影響的因素。由於啟動初期 Schmutzdecke 尚未出現，此時 PHBA 及 UV254 皆有隨時間的變化而產生降解，唯獨 DOC 對時間的變化並無出現明顯降解的現象。由於在慢砂濾床中的去除機制包括物理及生物性，微生物可以降低水中有機物的濃度，並可進行化學轉化。在 SSF 的生物作用中，BOM 被當生物分解之碳源及電子的供應者，因此出現於飲用水之典型低濃度有機物，能藉由生物膜的方式去除¹⁹，而 Weber-Shirk 研究指出，啟動初期由於生物層尚未完全成熟，水中有機物的消失是由於吸附而非生物降解的結果，而此吸附現象是由未成熟的生物膜所吸附或是被濾砂的吸附²⁰，根據 McMeen 等人研究證明，市售的濾砂在冬天或消毒後進行 NOM 分解反應，發現對 NOM 僅有少量的去除，故可推測是因為生物作用所分解²¹。因此故可推測 PHBA 的降解是藉由生物轉化的作用而成為另外一種物質，而非礦化的結果。VA 試程於啟動初期亦因生物膜尚未完全成熟，故除了啟動 5 天後 VA 及 DOC 濃度有下降外，直到啟動後第 50 天都維持無劇烈

變化的情況(見圖 3)，但在砂層下 100 cm 處(出流水)，VA 及 UV254 的分析結果顯示，幾乎在啟動後 1 天就完全降解；DOC 的分析結果也如 PHBA 試程的 DOC 結果一樣，並無劇烈變化的情況，雖然 VA 進流基質的 DOC 為 11 mg/L，但約從第 5 天候 DOC 濃度就一直維持於 2~4 mg/L 左右，若比較 PHBA 進流基質，其 DOC 初使濃度僅為 5 mg/L，但於 5 天後亦維持在 2 mg/L 左右，故 SSF 系統對於不同的 NOMs 於系統啟動階段能保持相同的去除效果，這對淨水系統無異是一項值得利用的優點。

3-2 穩定階段的變化

3-2-1 PHBA, VA 與 DOC 濃度與砂層深度之關係

在本研究中，穩定階段的定義是當進流基質及 DOC 濃度維持數天不變時則視為 SSF 系統達穩定階段，故 PHBA 試程於啟動 39 天後即達穩定階段，而 VA 試程則於第 50 天才進行穩定階段的測試。

以 Table 1 的數據顯示、雖然 PHBA 及 DOC 皆隨著砂層深度而下降，但以 PHBA 的降解速率較大，而 DOC 則維持較為平緩的降解速率，Weber-Shirk 曾利用很淺的砂濾層來進行顆粒去除實驗，結果發現大部分顆粒都是在 SSF 的表層即被去除²²，但本研究中的有機物，根據分析結果顯示，在砂濾層 10 cm 下，EBCT 為 3600 分鐘所測得的結果發現，PHBA 及 DOC 去除率分別為 46 %與 42 %，而在砂濾層 70 cm 處，PHBA 去除率則為 74 %，DOC 去除率為 64 %，必須要達 100 cm 處時，PHBA 及 DOC 的去除率才能達到 80 %的去除率，所以砂層的深度對於 PHBA 的去除有相當大的影響。而就 VA 為基質的試程來看，很明顯的在砂層 10 cm 時就出現明顯的降解現象，此時 VA 及 DOC 的去除率在不同的 EBCT 下皆可以達到 60 %以上的去除率，與 PHBA 為基質的試程相比較，要達到相同的去除效果，濾砂必須有 70 cm 以上的深度。故就 PHBA 與 VA 兩種基質相比較，由於 PHBA 的 MW 小於 3,000 daltons 佔 20%，而 VA 的 MW 小於 3,000 daltons 佔 46%，在生物系統中小分子有機物是較容易被去除，故於生物活性最旺盛的砂層下 10 cm 處，PHBA 為基質的去除率最多僅能到達 40 %左右(甚至更低)，與 VA 為基質的試程在此深度下能達到 60%以上的去除效果，顯然是 PHBA 為基質對生物系統造成去除阻礙，故水中的 NOMs 的小分

Table 1 PHBA, VA 試程中，於砂層不同斷面採樣之分析結果

Sand Depth (cm)	PHBA Run					
	PHBA Concentration (mg/L)			DOC Concentration (mg/L)		
	EBCT=3600	EBCT=1800	EBCT=900	EBCT=3600	EBCT=1800	EBCT=900
0	16.37	16.37	16.37	9.45	9.45	9.45
10	8.84 (46 %)	14.14 (14 %)	15.36 (6 %)	5.50 (42 %)	8.57 (9 %)	8.75 (7 %)
50	8.11 (50 %)	11.83 (28 %)	3.13 (81 %)	4.97 (47 %)	6.77 (28 %)	2.35 (75 %)
70	4.31 (74 %)	3.70 (77 %)	0.42 (97 %)	3.43 (64 %)	2.42 (74 %)	0.72 (92 %)
100	2.13 (87 %)	0.63 (96 %)	0.00 (100 %)	1.93 (80 %)	1.09 (89 %)	0.38 (96 %)
VA Run						
	VA Concentration (mg/L)			DOC Concentration (mg/L)		
0	20.03	20.03	20.03	10.94	10.94	10.94
10	5.42 (73 %)	5.17 (74 %)	7.52 (62 %)	4.14 (62 %)	3.83 (65 %)	5.12 (53 %)
50	5.94 (70 %)	5.43 (73 %)	7.80 (61 %)	4.12 (62 %)	3.89 (64 %)	4.77 (56 %)
70	0.75 (96 %)	1.39 (93 %)	5.46 (73 %)	1.58 (86 %)	1.67 (85 %)	3.98 (64 %)
100	0.02 (100 %)	0.22 (99 %)	4.64 (77 %)	1.08 (90 %)	1.03 (91 %)	3.56 (67 %)

註：括弧內為去除率，EBCT 單位：分鐘

子量越少時，如 PHBA 等有機物，砂層深度可能是一個限制因子；而小分子量較多時，如 VA 等有機物，砂層深度就並非是一個限制因子，就 VA 試程來看，在砂層下 100 cm 處，EBCT 為 3600 分鐘的 VA 及 DOC 去除率可達 100 % 與 90 %，而 EBCT 為 900 分鐘時的 VA 及 DOC 去除率僅有 77 % 與 67 %，因此 EBCT 反而是限制因子，而非砂層深度。

3-2-2 MW 分布與砂層深度之關係

PHBA 水樣經超薄膜過濾所進行的分子量篩選，在砂層深度 10 cm 處，DOC 的分布相當平均，但是在 100 cm 處則出現相當的差異(見圖 4)，隨著 EBCT 的減少，DOC 的分布逐漸向小分子量增加，尤其在 EBCT 為 900 分鐘時，MW 小於 3,000 daltons 時的 DOC 高達 18.8 mg/L，反而在 MW 大於 10,000 daltons 時的 DOC 僅為 0.8 mg/L，雖然生物系統能降低配水系統中因 BOM 所導致的生物再繁殖的現象，且能減少氯的需求量及去除氯消毒副產物之可生物分解的前質，但若小分子的 DOC 佔水中的大多數時，將會導致配水系統的生物再生長的現象加劇，故此時應延長 EBCT 使小分子 DOC 減少。在 VA 試程中，不管在砂層下 10 cm 與 100 cm 處，DOC 的分布是以 MW 大於 3,000 daltons 來增加(見圖 5)，故當水中有 PHBA 及 VA 兩種有機質出現時，經過 SSF 系統處理後，VA 所產生的生物再生長現象將會大幅下降。

3-2-3 MW 分布與 SUVA 之關係

Krasner 與 Korshin 曾提出 SUVA 越高，其三鹵甲烷生成潛能(THMFP)也會越高^{23,24}。故以 PHBA 試程來看，砂層下 10 cm 的 SUVA 遠高於砂層下 100 cm 的 SUVA(見圖 6)，故砂層深度對於 THMFP 的生成機率有相當大的影響。但在砂層深度為 100 cm 時，卻出現 EBCT 為 3600 分鐘時的 SUVA 大於 EBCT 為 900 分鐘的 SUVA 值，即反而 EBCT 越長，越易導致 THMFP 的升高，不過此時 SUVA 值是以 M.W. 大於 10,000 daltons 分布，而非在 MW 小於 3,000 daltons 中出現，將可降低 THMFP 在小分子量出現的隱憂。而 VA 試程的 SUVA 分布圖(見圖 7)，在砂層下 10 cm 處的 SUVA 也分布得相當平均，但到了砂層下 100 cm 處卻以 EBCT 為 900 分鐘在各分子量中出現的 SUVA 頻率較大，故欲利用 SSF 系統來解決 THMFP 時，增加濾砂的深度將可大幅降低。

四、結論

1. 當水中的有機質的分子量越小時，SSF 中的砂層深度對小分子有機物是一個限制因子，如基質 PHBA 於 schmutzdecke 層(砂層下 10 cm 處)去除率最多僅能到達 40 % 左右(甚至更低)，必須要達 100 cm 處時，PHBA 及 DOC 的去除率才能達到 80 %；而分子量較大時，EBCT 反而是限制因子，而非砂層深度，如 VA 等有機物。因此以分子量來解釋此一現象，砂層的深度對小分子 PHBA 的去除率有明顯的影響，而 VA 的去除則出現砂層深度的影響不明顯，而受 EBCT 的影響大於砂層深度。
2. 在 SSF 系統的啟動期，進流基質 PHBA 及 VA 的降解是藉由生物轉化的作用，而非礦化的結果，但對於本研究中的 PHBA 及 VA 之不同的 NOMs，於系統啟動階段能保持相同的去除效果，這對淨水系統無異是一項值得利用的優點。
3. 因小分子的 DOC 佔水中的大多數時，將會導致配水系統的生物再生長的現象加劇，故於 PHBA

試程中應延長 EBCT 使小分子 DOC 減少。在 VA 試程中，不管在砂層下 10 cm 與 100 cm 處，分子量大的者所佔的 DOC 亦高，故當水中 PHBA 及 VA 兩種有機質同時出現時，可推測經過 SSF 系統處理後，VA 所產生的生物再生長現象將會大幅下降。

4. 砂層深度對於 THMF 的生成機率有相當大的影響。當砂層深度越深時，SUVA 比值亦相對降低，因此 THMF 將可大幅減少，故增加濾砂的深度將可大幅降低 THMF 的發生。

五、圖與表

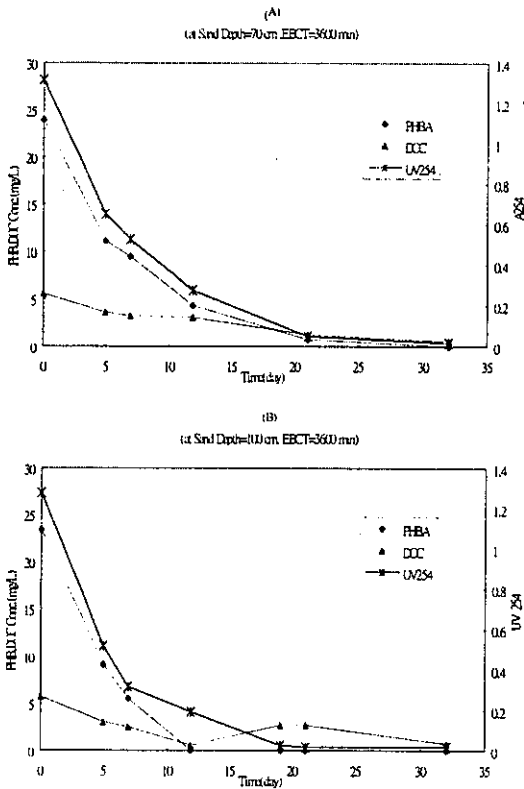


Figure 2 PHBA , DOC and UV254 at the initial stage in EBCT=3600 minutes. (A)at the below sand depth 70 cm, (B)at the below sand depth 100 cm

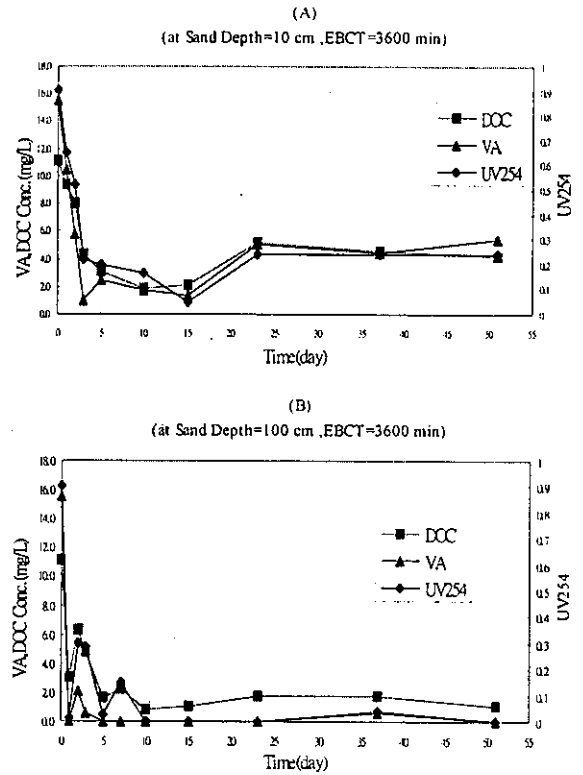


Figure 3 VA , DOC and UV254 at the initial stage in EBCT=3600 minutes.(A)at the below sand depth 10 cm, (B)at the below sand depth 100 cm

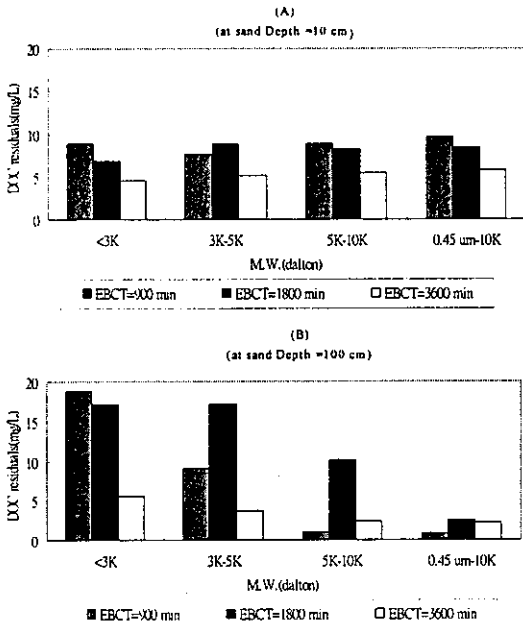


Figure 4 DOC concentration distribution with M.W. at different EBCT in the PHBA run.(A)at the below sand depth 10 cm, (B)at the below sand depth 100 cm

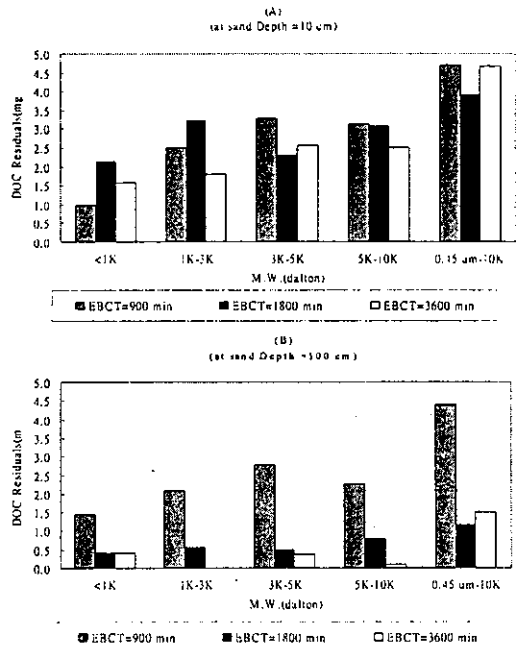


Figure 5 DOC concentration distribution with M.W. at different EBCT in the VA run.(A)at the below sand depth 10 cm, (B)at the below sand depth 100 cm

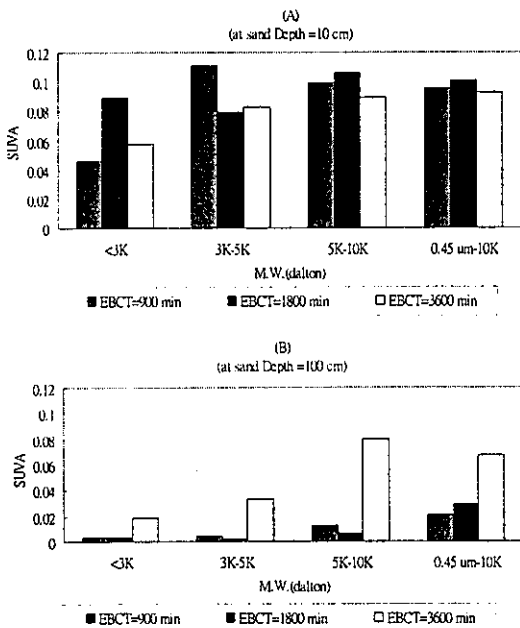


Figure 6 SUVA (= UV254 / DOC) distribution with M.W. at different EBCT in the PHBA run.(A)at the below sand depth 10 cm, (B)at the below sand depth 100 cm

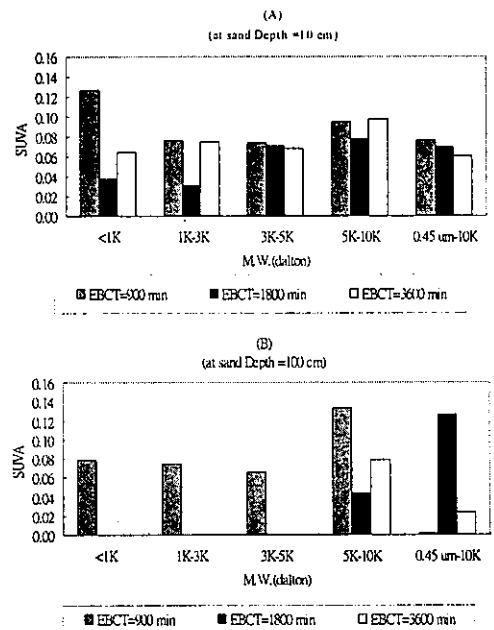


Figure 7 SUVA (= UV254 / DOC) distribution with M.W. at different EBCT in the VA run.(A)at the below sand depth 10 cm, (B)at the below sand depth 100 cm

六、參考文獻

1. 葉宣顯，"西歐自來水處理程序發展之近況"，第十三屆自來水研究發表會報告集，pp. 1-14 (1996)。
2. Collins, M. R., "Removal of natural organic matter by conventional slow sand filtration", *AWWA-UNH Slow Sand Filtration Workshop* (1991).
3. Ellis, K. V. and M. E. Aydin, "Penetration of solids and biological activity into slow sand filters", *Water Research*, Vol. 29, No. 5, pp. 1333-1341 (1995).
4. Rittmann, B. E., "Comparative performance of biofilm reactor types", *Biotechnology & Bioengineering*, Vol. 24, p. 1341 (1982).
5. Baumann, E. R., T. Willrich, and D. D. Ludwig, "For purer water supply, consider prechlorination", *Agriculture Engineering*, Vol. 44, No. 3, p. 138 (1963).
6. Jacangelo, J. G., J. DeMarco, and D. M. Owen, and Randtke, S. J., "Selected processes for removing NOM: An overview", *AWWA*, Vol. 87, No. 1, pp. 64-77 (1995).
7. Allen, M. J., R. H. Taylor, and E. E. Geldreich, "The occurrence of microorganism in water main encrustation", *AWWA*, Vol. 7, No. 1, pp. 614-625 (1980).
8. Bourbigot, M. M., A. Dodin, and R. Lheritier, "Bacteria in distribution system", *Water Research*, Vol. 18, pp. 585-591 (1984).
9. Kaplan, L. A., D. J. Reasoner, and E. W. Rice, "A survey of BOM in US drinking waters", *AWWA*, Vol. 86, No. 2, pp. 121-132 (1994).
10. 蔣本基，孫响，"淨水場中三鹵甲烷最佳吸附去除方法之研究"，第四屆給水工程技術研討會，pp. 231-250 (1987)。
11. Huck, P. M., S. Zhang, and M. L. Price, "BOM removal during biological treatment: a first order model", *AWWA*, Vol. 86, No. 6, pp. 61-71 (1994).
12. Hozalski, R. M., S. Goel, and E. J. Bouwer, "TOC removal in biological filters", *AWWA*, Vol. 87, No. 12, pp. 40-54 (1995).
13. Collins, M. R. et al, "Removal of natural organic material by slow sand filtration. Slow sand filtration: an international compilation of recent scientific and operational developments", *AWWA*, Denver (1994).
14. Wang, J. Z., R. S. Summers, and R. J. Miltner, "Biofiltration performance part I, relationship to biomass", *AWWA*, Vol. 87, No. 12, pp. 55-63 (1995).
15. 張裕和，張鎮南，"水源中各類有機物不同分子量分佈對生成消毒副產物的影響及其控制策略之探討"，東海大學環境科學研究所碩士論文 (1997)。
16. Schnoor, J. L., J. L. Nitzschke, R. D. Lukas, and J. N. Veenstra, "Trihalomethane yield as a function of precursor molecular weight", *Environmental Science & Technology*, Vol. 13, pp. 1134-1138 (1979).
17. 陳昌佑，蔡元正，謝瑜芬，盧至人，"天然有機物-對羥基苯甲酸在慢砂濾池中之生物分解現象探討"，第二十四屆廢水處理技術研討會，p. 923-928 (1999)。

-
18. Chen, Chang-Yu, C. J. Lu, "The effects of biodegradation on the removal of natural organic matters in the slow sand filtration system", 7th IAWQ Asia-Pacific Regional Conference, p. 831-835 (1999).
 19. Rittmann, B. E., "Comparative performance of biofilm reactor types", *Biotechnology & Bioengineering*, Vol. 24, p. 1341 (1982).
 20. Weber-Shirk, M. L. and R. I. Dick, "Physical-chemical mechanisms in slow sand filters", *AWWA*, Vol. 89, No. 1, pp. 87-100 (1997).
 21. McMeen, C. R., and M. M. Benjamin, "Nom removal by slow sand filtration through iron oxide-coated olivine", *AWWA*, Vol. 89, No. 2, pp. 57-71 (1997).
 22. Weber-Shirk, M., and R. I. Dick, "Evidence for biologically mediated bacteria removal in slow sand filters", *Proc. 1993 AWWA Ann. Conf. San Antonio, Texas* (1993).
 23. Krasner S. W., Croue J. P., Buffle J., and Perdue E. M., "Three approaches for characterizing NOM", *AWWA*, Vol. 88, No. 6, pp. 66-79 (1996).
 24. Korshin G. V., Benjamin M. M., and Sletten R. S., "Adsorption of natural organic matter (NOM) on iron oxide: Effect on NOM compounds and formation of organo-halide compounds during chlorination", *Water Research*, Vol. 31, No. 7, pp. 1643-1650 (1997).