

填充式濾床法對原水氨氮去除之研究

Packed Bed Filter for Ammonia-Nitrogen Removal

陳賢焜* 葉宣顯**

摘要

針對自來水原水受到污染時，含氨氮量過高之情況，本研究探討以填充式濾床法進行生物硝化作用，以取代預氯法或減低其加氯量，而避免氯化有機物之生成。結果顯示填充式濾床法對原水中氨氮之去除有良好效果，在原水氨氮濃度 2.0 mg/l ，溶氧 8.0 mg/l 以上，濾速高達 100 m/day 之條件下，90%以上原水氨氮可轉化成亞硝酸氮及硝酸氮。而以無煙煤為濾料者，更具有水頭損失少，所需反沖洗流量小及反沖洗後硝化作用恢復快等優點，為較適宜之濾料。探討氨氮及溶氧濃度對硝化之影響時，發現水中溶氧及氨氮濃度比等於或大於4，即可得90%以上之氨氮去除率。原水經填充式濾床處理後，可免除預氯處理或減少所需之折點加氯量，其減少量約為氨氮去除量之7.6倍。

一、前言

近年來國內由於工業、畜殖業迅速發展，都市人口集中，使得工業廢水、畜殖廢水及家庭污水紛紛排入天然水域中，嚴重地污染了水源，原水中所含之有機物急速上升。有機物中之蛋白質經微生物之降解作用，先形成氨基酸後，再轉化為氨氮，資料顯示〔1〕，本省多處河川水源之氨氮含量超過 0.5 mg/l （以 NH_4^+-N 表之，以下皆同），甚至達 4 mg/l ，有些河川之年平均值達 2 mg/l ，生化需氧量（BOD）亦達 4 mg/l ，可見所受污染之嚴重。

傳統式淨水程序中，氨氮可經由預氯處理去除之，但在預氯處理之同時原水中仍含多量有機物，亦會與加入之氯反應，產生大量三鹵甲烷之致癌性物質〔2〕，此為預氯處理之缺點。現今國內某些地區之自來水所含三鹵甲烷量已可檢出，甚有超過標準者〔3〕，但若不將氨氮預先去除，則可能影響隨後之淨水程序，譬如在快濾床內〔4, 5〕，或於配水系統內〔6〕發生硝化作用，因硝化作用為耗氧反應，可能使濾床內或配水系統內成為厭氣狀態，則水中先前已被氧化之物質如三價鐵（Fe(III)）等，將被還原，再溶入水中，使水色變紅水質劣化。另外，常與氨氮共存之有機物可能增加快濾床內異營菌之繁殖，阻塞濾床，致濾床縮短。因此，氨氮及有機物並存之原水，必須尋求妥善之處理方法。

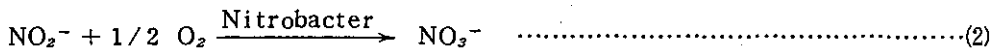
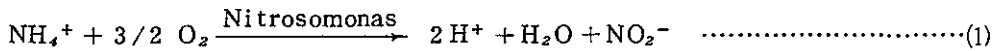
根據本所以往之研究，臭氧預先處理與慢濾單元配合進行生物硝化作用，對氨氮之去除有

* 國立成功大學環境工程研究所研究生

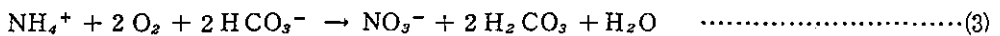
** 國立成功大學環境工程研究所副教授

良好效果〔7〕，但本省地狹人稠，慢濾法之應用受到土地取得困難之限制。本研究乃探討以填充式濾床法為傳統式淨水程序之前處理單元，藉此單元進行生物硝化作用，預先去除原水中之氮氮，其優點為(1)濾速大單位面積每日處理之水量多，可節省土地面積，(2)操作方法近似快濾法，易為水廠操作人員接受，(3)原水經此單元去除氮氮後，可省去預氮處理或減少加氮量，因而減少氮與有機物接觸生成三鹵甲烷之機會〔2, 8, 9〕。

自然界中之硝化作用主要靠自營菌中之 *Nitrosomonas* 及 *Nitrobacter*。*Nitrosomonas* 先將氮氮氧化為亞硝酸氮，再由 *Nitrobacter* 進一步氧化為硝酸氮，簡單地可以兩式表示之



由(1)、(2)知硝化作用為一耗氧反應，理論上每氧化 1 毫克氮氮為亞硝酸氮將消耗 3.42 毫克溶氧，而進一步將 1 毫克亞硝酸氮氧化為硝酸氮，需消耗 1.15 毫克溶氧。(1)式同時顯示每氧化 1 莫耳之氮氮為亞硝酸氮同時釋出 2 莫耳之氫離子，此氫離子必須由水中碳酸鹽緩衝系統加以中和。由下式



可知每氧化 1 mg / ℓ 之氮氮所需消耗之鹼度量為 7.14 mg / ℓ (as CaCO₃)。影響硝化作用進行之因素除了溶氧、鹼度外，重要者尚有溫度、pH 值、基質（即氮氮及亞硝酸氮）及有機物濃度等〔10〕。

二、實驗設備、材料與方法

本研究使用之實驗設備主要為兩座填充式濾床，濾床主要由圓柱筒及濾料組成，如圖 1 所示，圓柱筒之材料為壓克力，長 200 公分，內徑 2.5 公分，並附有內徑 1 公分之採樣口 4 個，間隔如圖 1 所示，筒之上端有一溢流孔，距濾料頂面 95 公分，用以保持濾床內之水深於一定值，過多之進流量由此溢流孔排出。二圓柱筒內所裝之濾料，分別為無煙煤及卵石，粒徑 3 ~ 7 mm，經級配混合後，填入圓柱筒，使濾料厚度為 94 公分高，相對之筒內空床體積為 461 立方公分，並量測得無煙煤及卵石填充床濾層之孔隙率分別為 0.49 及 0.39。濾床之進流水以壓力式抽水機（美國麻州，CHEM/TECH International Company 出品，CHEM/TECH 系列 100 型馬達）抽送，出流水由 Cole-Parmer 馬達（美國伊利諾州，Cole-Parmer 公司出品，Cole-Parmer 系列 7553-10 型馬達）抽出，以穩定出流水流量（流量為 34 ml / min 所相對之濾速為 100 m / day，其他類推）。進流水為人工合成原水，乃將所需之各種污染質加入成功大學環境工程研究所給水實驗室自來水中，自來水平均水質如表一所示，而污染質之氮氮以加入 NH₄Cl（試藥級，西德 Merck 公司）為之，腐植酸（Humic Acid, Sodium Salt，美國，威州，Milwaukee, Aldrich Chemical 公司）用以代替原水中自然界之有機質，人

為引起之有機污染質則以蔗糖 (Sucrose, 試藥級, 西德 Merck 公司) 代表之。進行硝化不可或缺之溶氧, 直接由自來水存有之溶氧供應, 不另以他法供應, 本實驗未控制進流水及濾床之溫度, 水溫隨氣溫而變, 故溶氧亦隨之改變。至於鹼度, 因用以泡製原水之自來水鹼度高於 $100 \text{ mg} / \ell$ (以 CaCO_3 表示), 足夠 $2 \text{ mg} / \ell$ 氮氮硝化之用, 不另加入人工鹼度。進流水 pH 值以鹽酸溶液調至 8.0。各試程之實驗目的及人工原水水質如表二所示。

實驗設備置完成後即開始生物膜之培養, 每日以成功大學環境工程研究所污水實驗室處理酚類廢水之旋轉生物盤模型設備第四槽之澄清污泥混合液加入本實驗之進流水中, 以提供硝化菌種, 加速生物膜之長成, 二個星期後, 停止混合液之加入, 並刷洗原水貯存桶, 進流管線則加以酸洗及水沖, 避免硝化菌滯留於貯存桶桶壁或進流管管壁上而發生硝化作用, 影響進流水水質。為避免空氣中細菌進入進流水中成長, 每隔一星期重覆以上清洗步驟。培養期間進流水之氮濃度 $2 \text{ mg} / \ell$, 溶氧 $7 \sim 8 \text{ mg} / \ell$, pH 為 8, 腐植酸濃度 $10 \text{ mg} / \ell$, 經三個月後, 正式進行各階段之試驗, 試驗程序已列於表二。主要研究項目有無煙煤及卵石兩種濾料之比較, 進流水氮、溶氧濃度、水溫及濾率對濾床硝化作用之影響。硝化程序中鹼度之消耗及有機物之去除。此外原水經填充式濾床處理前後所需加氯量之變化, 及濾床阻塞後較佳反沖流速之決定等, 均在本研究範圍之內。主要之水質分析項目、方法

及使用儀器列於表三, 除腐植酸之定量係採用紫外光波長 254 nm 之吸光度 (以 A_{254} 簡稱之) 外 [7], 其餘均依 Standard Methods [11]。

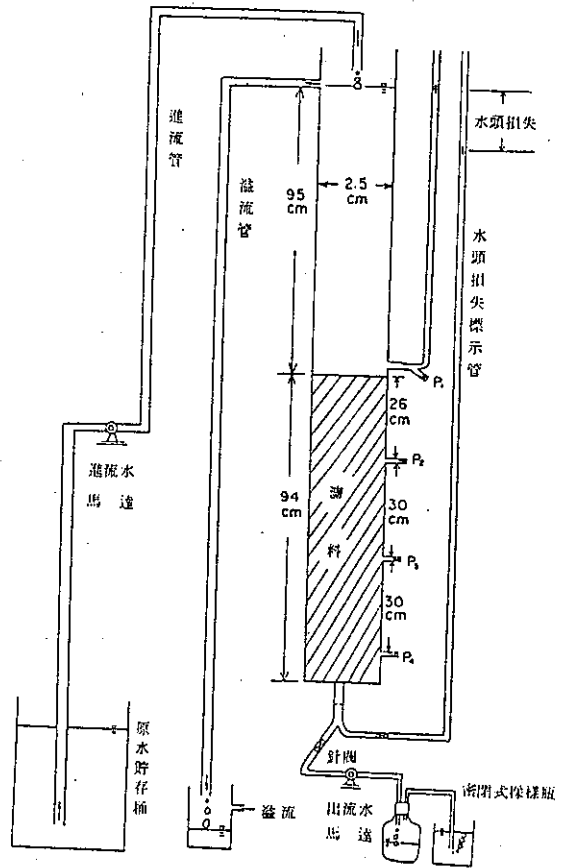


圖 1 填充式濾床設備

表一 實驗室自來水平均水質

項 目	單 位	數 值
pH 值		8.1 ~ 8.3
游離氨氮	mg / ℓ as N	微 跡
亞硝酸氮	mg / ℓ as N	微 跡
硝酸氮	mg / ℓ as N	微 跡
總 鹼 度	mg / ℓ as CaCO_3	110 ~ 130
濁 度	NTU	0.3
溶 氧	mg / ℓ	7 ~ 9 (視水溫而定)

表二 各試程之實驗目的及人工原水水質

試 程	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
實 驗 目 的	改變氮濃度			改變濾速			檢 討 加 氮 量	改變反沖洗流速			有 機 物 之 影 響
濾 速 (m/day)	100			50	100	200	100				
反 沖 洗 流 速 (m / day)				—			400	800	1200	—	
氮 氮 ($\text{NH}_4^+ - \text{N}$, mg/ℓ)	1.6	2.0	3.0	2.0							
溶 氧 (mg/ℓ)	8.0	8.0	7.5	7.0			7.4	8.0	8.2	8.4	8.0 ~ 9.8
水 溫 (°C)	19 ~ 20	22 ~ 24	24 ~ 28	27 ~ 30			26 ~ 29	16 ~ 22			12 ~ 24
pH	8.0										
腐 植 酸 (Humic Acid, mg/ℓ)	10										
蔗 糖 (Sucrose, mg/ℓ)	0										15

表三 水質分析項目及方法

項 目	單 位	分 析 法	儀 器
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	mg/ℓ as N	Phenate Method	分光光度計**
NO_2^-	mg/ℓ as N	Griess-Ilosvay diazotization Method	分光光度計
NO_3^-	mg/ℓ as N	Chromotropic Acid Method	分光光度計
COD	mg/ℓ	Dichromate Reflux Method	
D.O.	mg/ℓ	Azid Modification of Winkler Method	
Alkalinity	mg/ℓ as CaCO_3	Titrimetric Method	pH Meter*
pH			pH Meter
Chlorine Residual	mg/ℓ	DPD Titration Method	—
Humic Acid	mg/ℓ	UV Absorption Method	分光光度計

* pH Meter : 日本東京 TOA Electronics Ltd. 出品

Seirial A 81322 B。

** 分光光度計 : Spectronic 21 型, 美國 Bausch & Lomb 公司出品

三、結果與討論

1. 進流水氮濃度之影響及兩種濾料優劣之比較

圖 2 為在進流水 (腐植酸濃度 10 mg/ℓ, pH = 8.0, 濾速為 100 m/day 之條件下) 氮濃度由 1.6 (試程 1) 增至 2.0 (試程 2) 及 3.0 (試程 3) mg/ℓ $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, 以無煙煤及卵石為濾料, 二種濾床之操作結果, 在試程 1 期間水溫介於 19.0 ~ 20.1 °C 之間, 進流水溶氧值為 8.5 ~ 9.0 mg/ℓ, 其溶氧與氮氮比之最低值約為 5.3 (= 8.5 / 1.6), 仍高於每毫克

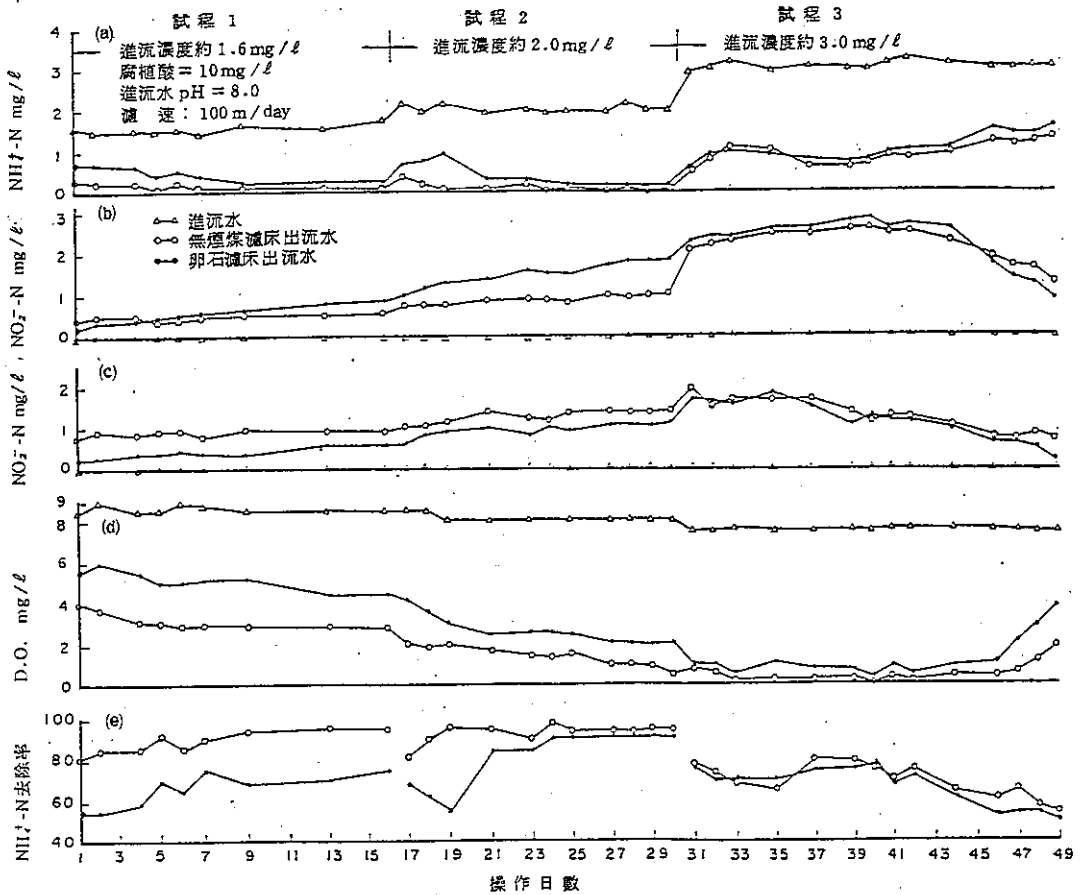


圖 2 不同進流氨氮濃度之影響

氨氮欲完全硝化之需氧量 4.57 ($\text{mg O}_2 / \text{mg NH}_4^+-\text{N}$) 及 Tanaka [12] 所謂之溶氧 / 氨氮比例限制值 3.4 (可由(1)式之定量關係而得), 即當 $\text{D.O.} / \text{NH}_4^+-\text{N}$ 比大於 3.4 時, 氨氮氧化為亞硝酸氮不受溶氧限制, 故試程 1 穩定後出流水氨氮濃度均小於 $0.1 \text{ mg} / \ell$, 而亞硝酸氮則未完全氧化為硝酸氮 (出流水仍有大於 $2 \text{ mg} / \ell$ 之溶氧, 可供利用), 此可能為水溫不夠高 [13] 或溶氧小於 $4 \text{ mg} / \ell$ [14], *Nitrobacter* 氧化基質之速率慢所致。至試程 2 水溫升高為 $22 \sim 24 \text{ }^\circ\text{C}$, 進流水之 $\text{D.O.} / \text{NH}_4^+-\text{N}$ 約為 4 ($= 8 / 2$) 分別低於及高於前述之比值 4.57 及 3.4 , 氨氮之去除率高達 95% , 顯示系統內 *Nitrosomonas* 之氧化速率未受抑制。另一方面, 亞硝酸氮則繼續累積, 因進流水之 $\text{D.O.} / \text{NH}_4^+-\text{N}$ 比小於 4.57 , 氨氮勢必無法完全氧化為硝酸氮。然出流水之剩餘氨氮僅 $0.2 \text{ mg} / \ell$, 亞硝酸氮之繼續累積顯示溫度在 $22 \sim 24 \text{ }^\circ\text{C}$ 之間, 溶氧稍為不足時, *Nitrosomonas* 對氧之競爭力高於 *Nitrobacter*, 可見, 此二種硝化菌對氧之競爭力與(1)、(2)式之計量值 3.4 及 1.2 ($\text{mg D.O.} / \text{mg N}$) 無關, Tanaka [12] 認為 *Nitrobacter* 比 *Nitrosomonas* 之氧化速率低, 溶氧不足時, 亞硝酸氮會累積, 符合本研究之現象。試程 3 提高進流水氨氮濃度至 $3.0 \text{ mg} / \ell$, 同時水溫隨氣溫升高而增至 $24 \sim 28 \text{ }^\circ\text{C}$ 之間, 溶氧降低至約 $7.5 \text{ mg} / \ell$, 其 $\text{D.O.} / \text{NH}_4^+-\text{N}$ 比為 2.5 ($= 7.5 / 3$), 低於

前述之二計量比 4.57 及 3.4，顯示溶氧不足甚多，氮氮去除率由初期之 75% 降至末期之 50%，亞硝酸氮累積更多，硝酸氮濃度則慢慢降低（尤其於中期以後，其濃度低於試程 2 者）。Tanaka [12] 認為 $D.O. / NH_4^+-N$ 比小於 3 時，Nitrosomonas 之氧化速率即降低，其原因為此時溶液中溶氧對生物膜之穿透深度小於氮氮，以致處於較深層之 Nitrosomonas 無法得到供氧，其氧化能力因此被抑制，致發生氮氮之累積。試程 3 之初期 Nitrosomonas 及 Nitrobacter 即因溶氧不足而受抑制，因 Nitrobacter 競爭氧之能力遜於 Nitrosomonas，溶氧愈低前者之活性愈差，氧化亞硝酸氮之速率愈慢，致出流水硝酸氮濃度亦日漸降低。因 Nitrosomonas 競爭氧之能力較強，且受抑制初期可能行內呼吸作用，以維持生命 [15]，受抑制 14 天後，已無法以內呼吸方式繼續生存，在基質超負荷之情況下，Nitrosomonas 之活性迅速降低，致出流水氮氮增加，亞硝酸氮及硝酸氮生成量降低，剩餘溶氧亦增高。

圖 2 同時顯示在三個試程裏，無煙煤濾床之硝化效果均優於卵石濾床，原因可能為 (1) 無煙煤濾床之孔隙率 (0.49) 大於卵石濾床者 (0.39)，濾速同為 100 m/day 時，其水力停留時間 (空隙體積 / 流量) 分別為 6.0 及 4.5 分鐘，若二濾床內之硝化菌量相同，水力停留時間較長者，其基質氧化較完全，(2) 水力停留時間較長者，於同一濾速下，濾床內流體之流速較慢，水流產生之剪力較小，生物膜較不易剝落，濾床內之生物量較多，硝化率較佳。(3) 無煙煤為多稜角且具多孔隙之濾料，生物易長於孔隙內不易被水流沖刷出濾床，生物量可能較多，固體停留時間 (SRT) 較長，有助於基質之氧化。故無煙煤可能較卵石適合當濾料。

2. 濾床不同深度氮化合物之分析

圖 3 為無煙煤濾床在試程 1 末期操作穩定後之断面分析結果，即分別分析進流水，濾床深度 26、56、86 公分及底部 (94 公分) 等處出流水之氮化合物之濃度，操作條件為濾速 100 m/day，進流水 pH = 8.0、腐植酸 = 10 mg/l，水溫 17.5°C，水力停留時間 6 分鐘，圖 3 顯示氮氮濃度隨濾床深度增加而減少，前 26 公分之氮氮減少率最大，至深度 56 公分時，其濃度為 0.18 mg/l，去除率已達 91%，可知氮氮之硝化集中於濾床之前大半段，而深度 56 公分處出流水硝酸氮濃度為 1.2 mg/l $NO_3^- - N$ ，佔濾床出流水硝酸氮生成量 1.4 mg/l 之 85%。而濾

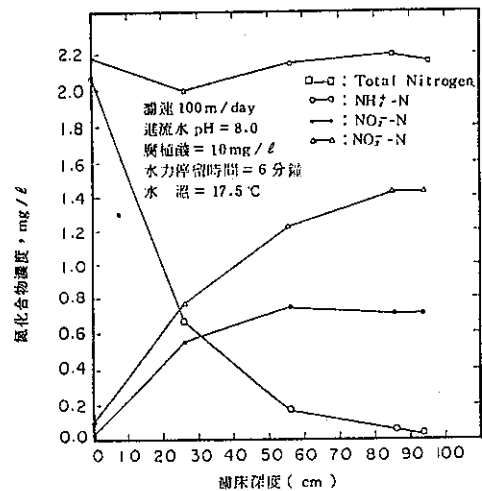


圖 3 無煙煤濾床不同深度之氮化合物濃度

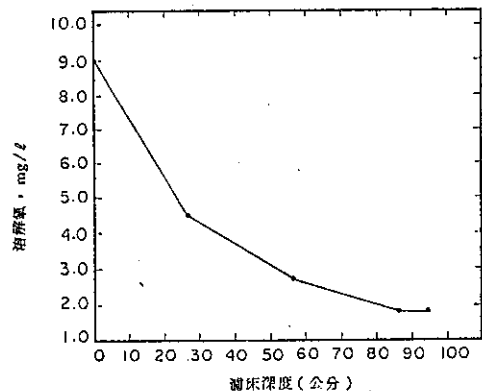


圖 4 無煙煤濾床不同深度之溶解氧濃度

床底出流水之亞硝酸氮仍有 $0.7 \text{ mg} / \ell$ ，未完全被氧化，原因可能有二：(1) 水溫只有 $17.5 \text{ }^\circ\text{C}$ ，未達最佳生長效率之 $28 \sim 36 \text{ }^\circ\text{C}$ 之範圍 [13]，需較長之水力停留時間，(2) 圖 4 為圖 3 相對深度之溶解氧濃度，顯示在濾床深度達 56 公分以後，水中溶解氧濃度已降至 $3.0 \text{ mg} / \ell$ 以下，Nitrobacter 可能受到抑制 [14]，活性較差，致亞硝酸氮累積。因此當水溫較低時，濾床需有足夠之深度，以維持適當之水力停留時間方能確保硝化完全。

3. 濾速對氨氮去除率之影響

圖 5 為無煙煤濾床在濾速為 50、100 及 200 m / day (試程 4、5、6) 之操作結果，進流水 $\text{pH} = 8.0$ ，腐植酸 = $10 \text{ mg} / \ell$ ，平均氨氮濃度為 $2.0 \text{ mg} / \ell$ ，水溫 $27 \sim 30 \text{ }^\circ\text{C}$ ，平均溶解氧濃度為 $7.0 \text{ mg} / \ell$ ($7.0 \pm 0.2 \text{ mg} / \ell$)，茲將操作結果加以計算後列於表四，表中第(4)

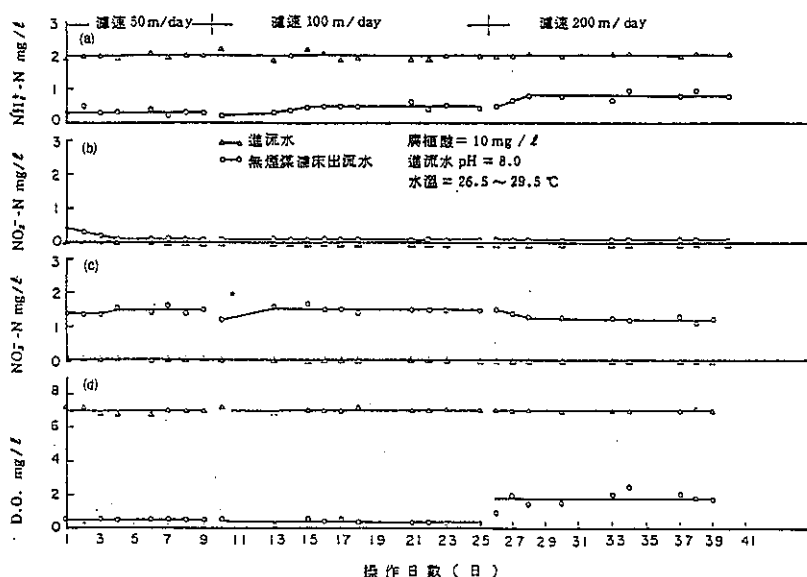


圖 5 濾速對無煙煤濾床之影響

項容積水量負荷為每天進流水總體積與濾料總體積 (包括孔隙，本試驗為 461 立方公分) 之比值，第(5)項容積氨氮負荷為第(4)項與第(2)項之乘積，而第(6)項水力停留時間為實測進流水通過濾層之時間，第(9)項容積氨氮去除量負荷為第(5)項與第(8)項之乘積。將表中第(7)項平均出流水氨氮濃度 (S) 與平均進流水氨氮濃度 (S₀) 之比

表四 無煙煤濾床不同濾速下之操作結果

項 目	試程 4	試程 5	試程 6
(1) 進流水氨氮濃度 mg / ℓ	平均 2.0 (2.0 ± 0.2)		
(2) 進流水溶解氧濃度 mg / ℓ	平均 7.0 (7.0 ± 0.2)		
(3) 濾 速 m / day	50	100	200
(4) 容積水負荷 $\text{m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{day}$	53	106	212
(5) 容積氨氮負荷 $\text{kg NH}_4^+ - \text{N} / \text{m}^2 \cdot \text{day}$	0.11	0.22	0.43
(6) 水力停留時間 min.	12	6	3
(7) 出流水氨氮濃度 mg / ℓ	平均 0.3 (0.3 ± 0.1)	平均 0.5 (0.5 ± 0.1)	平均 0.85 (0.85 ± 0.1)
(8) 穩定後氨氮平均去除率 %	85.0	75.0	57.5
(9) 容積氨氮去除量負荷 $\text{kg NH}_4^+ - \text{N} / \text{m}^2 \cdot \text{day}$	0.09	0.17	0.25

註：1. 濾床總體積 461 cm^3 。 2. 孔隙率 0.49

值，與停留時間(t)作圖，可得圖6，圖6顯示S/S₀與t之間呈一非常滑順之曲線關係，若將t^{1/3}與S/S₀作圖，可得一相關性達r = 0.997之直線，如圖7所示，其數學關係為S/S₀ = 0.987 - 0.38 t^{1/3}。欲得其他不同停留時間之去除率，只需將之代入本式即可，或可將濾速以比例換算成停留時間再代入亦可。將表四中第(5)項容積氮負荷(以L_{NH₄⁺-N}表示)與S/S₀作圖，可得圖8所示之直線，經迴歸後得相關係數為r = 0.993之直線式S/S₀ = 0.02 + 0.96 L_{NH₄⁺-N}，但本式

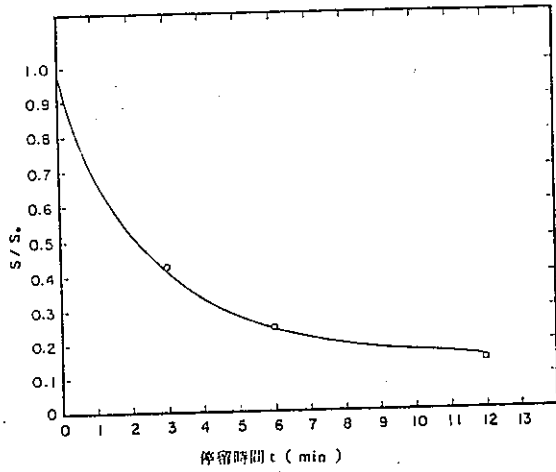


圖6 S/S₀與t之關係

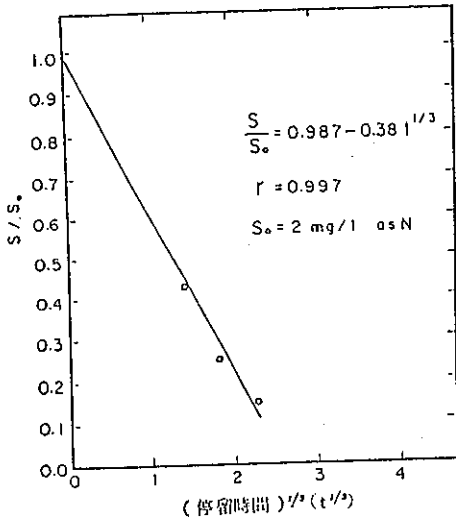


圖7 S/S₀與t^{1/3}之關係

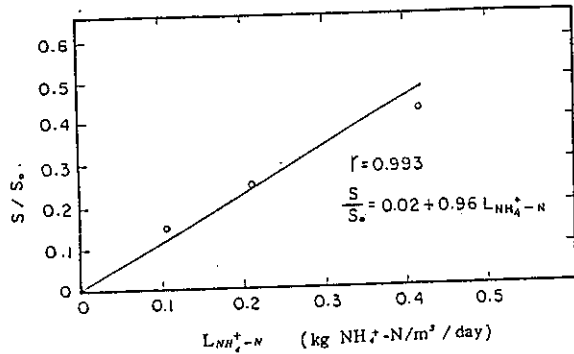


圖8 S/S₀與容積氮負荷之關係

僅適用於本試驗之操作情況，應用於其他情況時，需加以檢討。

4. 溫度與溶氧之影響

比較圖2之試程2及圖5之試程5(試程之編號見表二)，兩者均為無煙煤濾料，操作條件除水溫及溶氧外，其餘相同，均為濾速100 m/day，原水腐植酸10 mg/l，平均氨氮濃度2 mg/l，而前者之進流水水溫及溶氧分別為22~24℃及7.9~8.1 mg/l，後

表五 單位硝酸氮之耗氧量

1	試程	4	5	6
2	濾速 m/day	50	100	200
3	進流水容積量 mg/l	7.0	7.0	7.0
4	出流水容積量 mg/l	0.5	0.4	1.8
5	耗氧量 mg/l	6.5	6.6	5.2
6	亞硝酸氮生成量 mg/l NO ₂ -N	<0.05	<0.05	<0.05
7	硝酸氮生成量 mg/l NO ₃ ⁻ -N	1.5	1.5	1.2
8	單位硝酸氮耗氧量 mg O ₂ /mg NO ₃ ⁻ -N	4.33	4.4	4.33
9	單位硝酸氮耗氧量平均值 mg O ₂ /mg NO ₃ ⁻ -N	4.35		

者則分別為 27 ~ 30℃ 及 6.9 ~ 7.1 mg / ℓ。即試程 2 之水溫較試程 5 低約 5℃，溶氧則高約 1 mg / ℓ，結果顯示試程 2 之氨氮去除率達 90 ~ 95%，較試程 5 之 75%，高出 15 ~ 20%，但前者有亞硝酸氮累積之現象，而後者則無。可見溫度對 Nitrosomonas 之影響較溶氧為小，但對 Nitrobacter 而言，則反之。進一步利用圖 5 之結果，計算溶氧消耗量與硝酸氮生成量之比值，可得單位硝酸氮生成之耗氧量，其結果列於表五，顯示生成單位硝酸氮之耗氧量為 4.35 mg O / mg NO₃⁻-N，與理論值 4.57

(16) 相差 0.22 mg O / mg NO₃⁻-N，而與經驗值之 4.4 mg O / mg NO₃⁻-N 極為相近 [10]。又將試程 1、2、3 及 5 (圖 5 中濾速 100 m / day 之部份) 中無煙煤濾床進流水溶氧及氨氮重量比 (mg / mg) 與氨氮之去除率作圖 (試程 3 之氨氮去除率取用去除率最低值，即 50%)，可得圖 9，此四個試程均為濾速 100 m / day，進流水 pH = 8.0，腐植酸 10 mg / ℓ，不同之操作條件為 D.O. / NH₄⁺-N 重量比及水溫，將各試

程之平均水溫列於圖中相對之黑點下方，可發現氨氮去除率與 D.O. / NH₄⁺-N 之相關性較大，與水溫 (19 ~ 29.5℃) 之相關性較小，且欲得 90% 以上之氨氮去除率，其進流水之 D.O. / NH₄⁺-N 重量比只須不小於 4 即可，比值再大時，並無法增加去除率。

5. 鹼度之消耗

本研究對濾床硝化過程中鹼度之消耗，於試程 2 時曾做追蹤，結果如圖 10 (a)、(b) 所示，

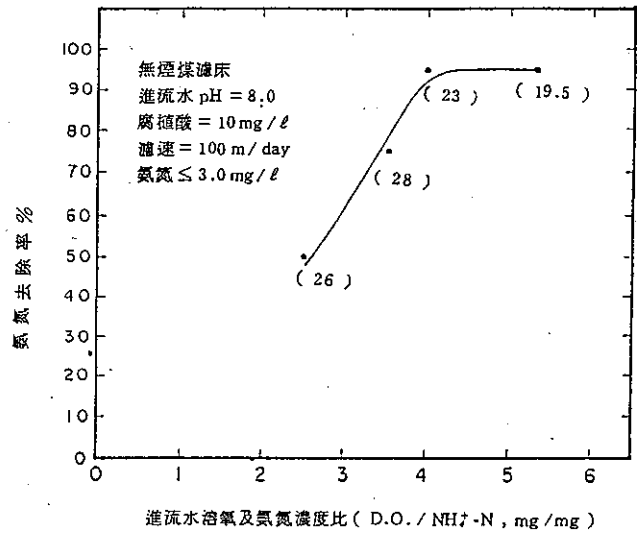


圖 9 溶氧及氨氮比對氨氮去除率之影響

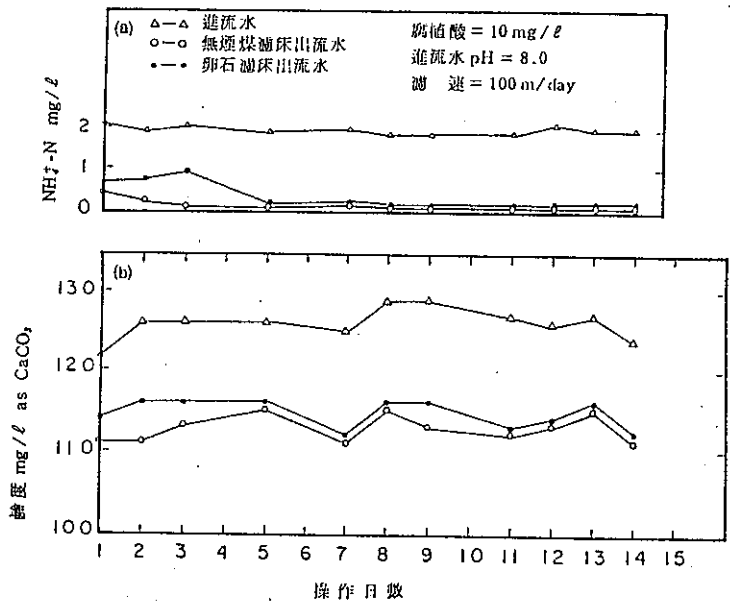


圖 10 硝化後鹼度之變化

其分別表示進、出流水之氨氮及鹼度之變化，將鹼度之變化量（進、出流水鹼度之差值）與氨氮之去除量相除，即得去除單位重量氨氮所消耗鹼度量，將11天之數據均以上法計算後，並加以平均，所得之結果列於表六，顯示由無煙煤

表六 單位氨氮硝化需鹼度量

濾床	之平均值		標準差	樣本數
	鹼度消耗量 mg	氮氣去除量 mg		
無煙煤濾床	7.04		0.94	11
卵石濾床	6.9		0.98	11

及卵石濾床計算出之去除單位氨氮所需鹼度量分別為 7.04 及 6.9，與理論值之 7.14 [10] 有些微差，但介於其他研究者之經驗值 6.0 ~ 7.4 [12] 之間，因此實驗設計或實際操作時可以理論值作為鹼度消耗計算之依據，以確保在硝化過程中有足夠之鹼度供給，避免降低 pH 值而抑制硝化作用。本研究雖未探討 pH 值對濾床內硝化作用之影響，但由文獻可知，硝化作用最適宜之 pH 值介於 7.0 至 8.5 之間，此範圍外之 pH 值均不利硝化，為防止鹼度消耗後 pH 值降至 7.0 以下，可以加入人工鹼度補充之。

6. 有機物經填充式濾床之去除

圖 11 為二濾床經三個月之培養及三個月之操作後，測定進、出流水腐植酸變化之情形（其他水質參數變化如圖 2 中試程 2 所示），圖 11 (a) 顯示進、出流水之紫外光波長 254 nm 之吸光度差均小於 0.03 單位，此差值相當於 1 mg / ℓ 腐植酸，佔進流水腐植酸之 10 %。又以 COD 定量腐植酸，所得結果列於圖 11 (b)，其差值均小於 2 mg / ℓ，換算為去除率亦僅 12 %，與腐植酸之去除量極接近，但由實驗上之觀察，推測去除之腐植酸並非被生物分解，其理由有二，一為由第四節溫度與溶氧效應之計算知，被消耗之溶氧僅夠硝化所需，若有有機物之氧化存在時，耗氧量勢必更多，二為實際觀察濾筒時，發現濾料及筒內壁覆蓋有一層黃色物（為腐植酸溶於水之顏色），且顏色愈久愈深，可能是腐植酸附著於管內壁及濾料上所致。

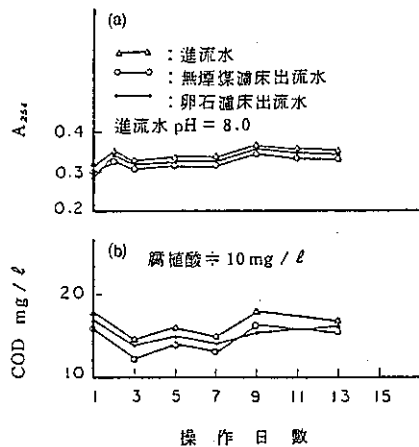


圖 11 濾床對腐植酸之去除

本研究另外使用之一種有機物為蔗糖；在以腐植酸為有機質 16 個月後，於原含有 10 mg / ℓ 腐植酸之進流水中另加入 15 mg / ℓ 之蔗糖，其結果如圖 12 所示，在原水中加入蔗糖之前，出流水氨氮均小於 0.2 mg / ℓ，加入蔗糖後，出流水之氨氮即明顯地增加，至第 19 天時達最高，此可能為蔗糖加入後異營菌開始生長，抑制了硝化菌之活性，且自蔗糖加入後，水溫逐漸降低，第 19 天時為最低 12℃，對硝化菌亦有抑制作用。第 19 天後，出流水之氨氮濃度又漸降低，但未能降低至未加入蔗糖時之程度，雖然水溫至第 19 日後已慢慢回升至 24℃，硝化菌應有較高之活性，但氨氮之去除效果仍不如未加入蔗糖時之程度，此可能為硝化菌仍受異營菌少許之抑制。陳 [7] 探討有機物濃度（亦加入腐植酸及蔗糖為之，以 COD 表示）對慢濾床硝化之影響時發現，COD 由 9 增至 26 mg / ℓ 時，即有硝化作用受抑制之情況，經 10

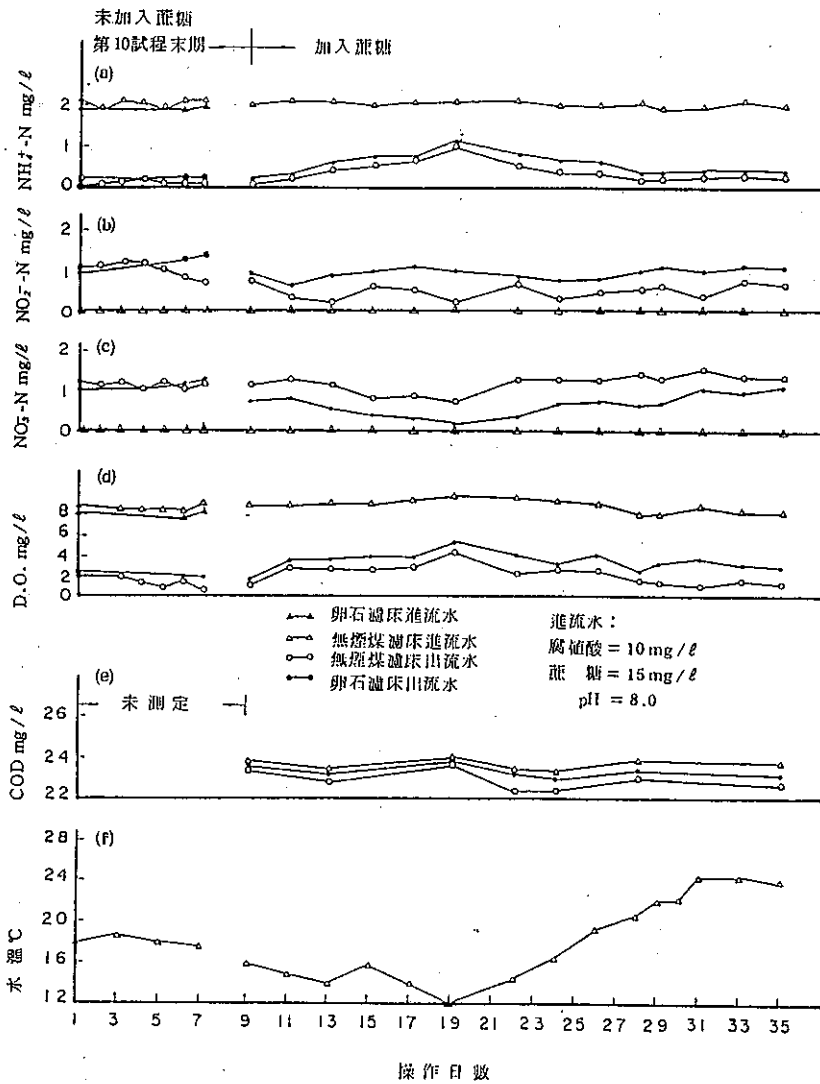


圖 12 含腐植酸及蔗糖原水經濾床後之水質變化

天之連續操作（進流水 COD 維持約 26 mg/l）後，氨氮之去除率又能恢復正常。又由圖 12 (e) 可看出進、出流水之 COD 值差在 2 mg/l 之內，去除率僅約 10%，故本濾床在此操作情況下，對腐植酸及蔗糖二有機物之去除有限。另有一可能即加入蔗糖之操作時間還不夠長，濾床內之生態仍以硝化菌為主，碳分解菌之族群尚未發展出來，故有機物經濾床之去除率不高，且對硝化作用之抑制亦不明顯。

7. 填充式濾床與原水加氯量之檢討

圖 13 為无烟煤濾床進、出流水之硝化程度、腐植酸之去除及折點加氯量之變化，本試驗期間之水溫高達 28 $^{\circ}\text{C}$ 左右，進流水溶氧僅約 7.4 mg/l，不敷 2 mg/l 氨氮完全氧化

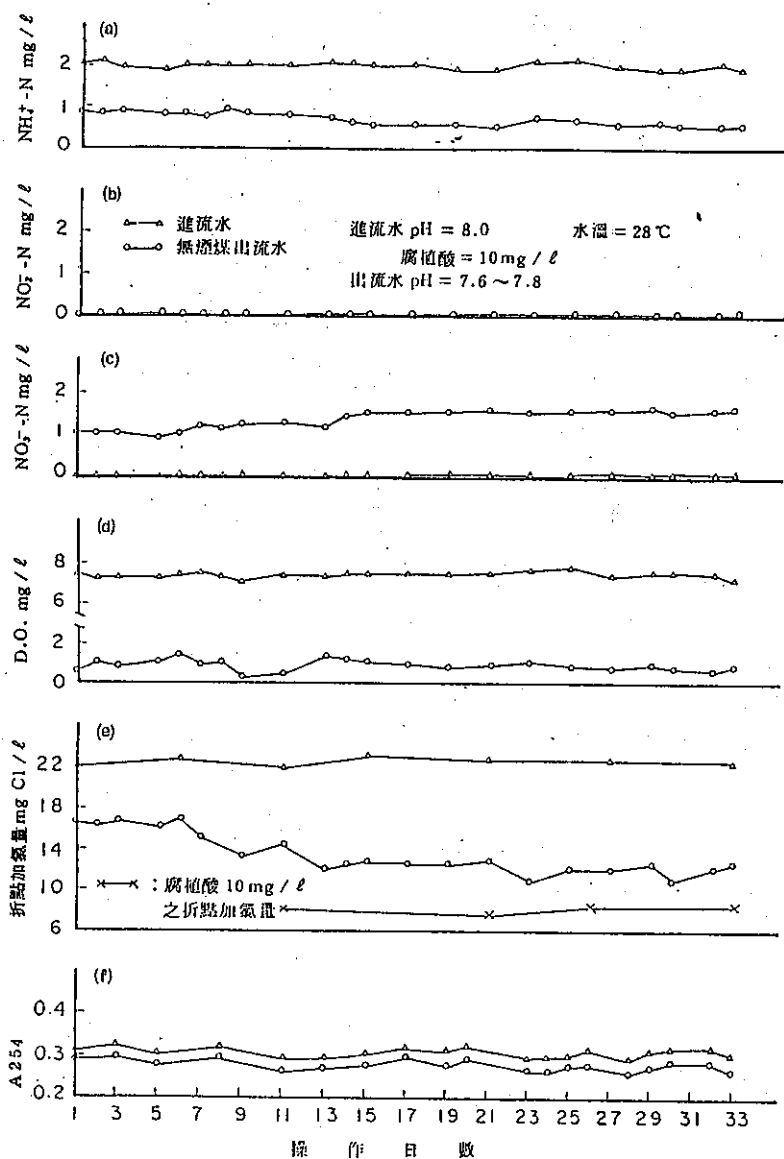


圖 13 折點加氯量與水質之變化

之所需。穩定後進、出流水之平均氨氮濃度各為 2.0 及 0.55 mg / l ，平均折點加氯量分別為 22.5 及 12 mg / l ，即進、出流水之平均折點加氯量差為 10.5 mg / l ，此與平均氨氮去除量之比值為 7.2 ，與理論值之 7.6 [13] 頗為接近。又將僅含 10 mg / l 腐植酸溶液進行加氯試驗所得折點加氯量即高達 8 mg / l ，如圖 13 (e) 所示，而出流水中 0.55 mg / l 氨氮之理論需氯量為 4.2 mg / l ，兩者相加為 12.2 mg / l ，此即出流水之折點加氯量高達 12 mg / l 之原因。

由以上分析可知，氮氮去除量愈高，達到折點所需氣量愈小，且節省量可以氮氮去除量之 7.6 倍計算。因此可減少氯與腐植酸作用生成三鹵甲烷之機會，而減少三鹵甲烷之生成量。若能以填充式濾床預先去除原水中之氮氮，或許可因之而省去原水加氯，待經混攪沈澱去除原水中之有機物後再實施加氯消毒，可大量減低三鹵甲烷之生成量〔 2、17、18 〕，此為以填充式濾床預先去除氮氮之優點。

8. 較佳反沖洗流速之探討

向下流式濾床操作特性之一即當水頭損失大於可利用水頭時需要反沖洗，對生物濾床來說，反沖洗流速太小時，則未能沖洗乾淨，導致下一個濾程縮短，流速太大時，又可能將大部份生物膜沖出濾床，以致生物處理效率即刻降低，亦即反沖洗後，去除能力變差，且需較長之操作時間，方能恢復正常處理能力。

不同反沖洗流速對本研究使用之二濾床之影響如圖 14 所示，其結果整理於表七，適當之反沖洗流速應能使下一濾程有相當之長度，恢復至正常硝化之時間短及反沖洗後第一天出流水

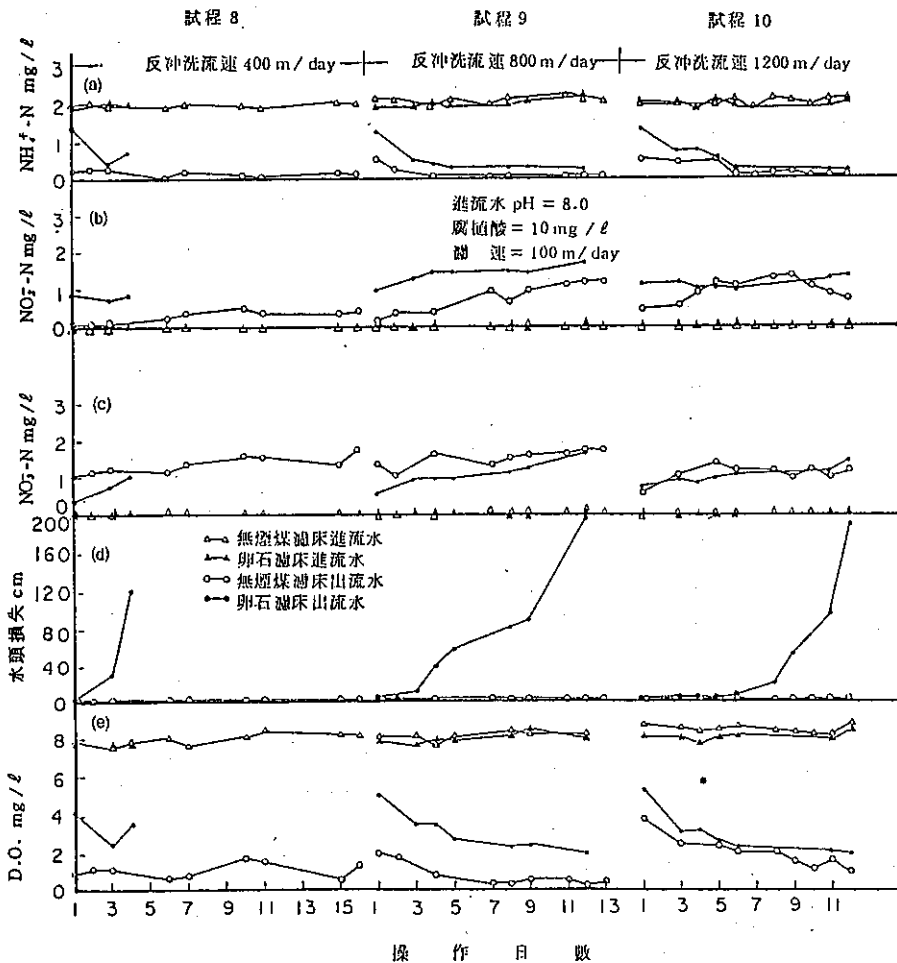


圖 14 反沖洗流速之影響

表七 反沖洗流速與濾床操作特性

項目	濾床					
	卵石濾床			無煙煤濾床		
反沖洗流速 m/day	400	800	1200	400	800	1200
1. 沖洗前水頭損失 (cm)	130	120	200	1	1	1
2. 沖洗後水頭損失 (cm)	1.5	1.0	1.0	1	1	1
3. 沖洗後之濾程 (days)**	4	12	12	>12*	>12*	>12*
4. 沖洗後第一天出流水之氮氮濃度 mg/ℓ	1.4	1.3	1.3	0.2	0.5	0.5
5. 反沖洗後恢復至正常硝化能力所需天數* (days)	-	5	6	4	4	6

**：兩次反沖洗之間隔天數

*：濾程可能很長，且遠大於 12 日

†：出流水氮氮穩定後稱之為正常硝化能力

氮氮濃度低，由表七可看出，對卵石及無煙煤兩濾床而言，符合上述條件之反沖洗流速分別為 800 及 400 m/day。由表七可看出無煙煤濾床之水頭損失增加速率較卵石濾床之增加為緩且反沖洗後第一天出流水之氮氮濃度低於卵石濾床者，其原因為無煙煤濾床之孔隙率較大，較不易發生阻塞，且無煙煤為多角形、多孔隙之濾料，硝化菌長於孔隙內，較不易受反沖洗水之剪力沖刷出來，卵石濾料則由於表面圓滑，易受沖刷，而有此差異。於此，再度證明無煙煤為較適宜之濾料。

四、結論與建議

1. 填充式濾床對水中氮氮去除有良好之效果，原水溶氧及氮氮比等於或大於 4，濾速高達 100 m/day 時，無煙煤及卵石濾床對氮氮去除率仍可分別達 95 及 90 % 以上。
2. 以無煙煤為濾料者，不僅氮氮去除率較高，且具有水頭損失少，所需反沖洗流量小，反沖洗後硝化作用恢復快等優點，為較適宜之濾料。
3. 較適宜之反沖洗流速對無煙煤及卵石濾床分別為 400 及 800 m/day。
4. 經填充式濾床處理後之原水，可免除預氣處理或減少所需之加氯量，其減少量約為氮氮去除量之 7.6 倍，因此可減少清水中氯化有機物之含量。
5. 每毫克氮氮氧化生成硝酸氮所消耗溶氧及鹼度（以 CaCO₃ 表示）分別為 4.3 mg/ℓ 及 7.1 mg/ℓ。
6. 如原水中氮氮高於 2 mg/ℓ 時，可能需要曝氣以補充溶氧；冬季水溫降低，硝化速率減緩，需較長之水力停留時間，此時可考慮降低濾速或以較深之濾層為之，以確保硝化作用之完全。

五、參考文獻

1. 台灣省環境保護局，台灣河川水質年報，第五期～第八期，民國70～73年。
2. Trussell, R.R. & Umphres, M.D., "The formation of Trihalomethanes," J.AWWA, 70:11:604(1978).
3. 黃金旺，徐璋廷，"全省自來水廠三鹵甲烷的分析及處理"，國科會73年度環境工程研究計畫綜合研討會論文專輯，PP. 27～31，民國74年2月。
4. Ghosh, M.M., O'Connor, J.T. & Engelbrecht, R.S., "Removal of Iron from Ground Water by Filtration," J.AWWA, 59:7:878(1967).
5. Baliga, K.Y., Biologically Mediated Chemically Changes in the Filtration of Aerated Groundwaters, Doctoral Dissertation, Univ. of Illinois, Dept. of Civil Engrg., Urbana, Illinois (1969).
6. Larson, T.E., "Bacteria, Corrosion and Red Water," J.AWWA, 31:7:1186 (1939).
7. 陳于姮，臭氧處理對濾床內氮化合物轉化之影響，國立成功大學，環境工程研究所碩士論文，民國73年8月。
8. Rook, J.J., "Formation and Occurrence of Halaforms in Drinking Water," Proc. 95th Ann. AWWA. Conf., Paper 32-4(1975).
9. Young, J.S. Jr. & Singer, P.C., "Chloroform Formation in Public Water Supplies: A Case Study," J.AWWA, 71:2:87(1979)
10. Sharma, B & Ahlert, R.C., "Nitrification and Nitrogen Removal," Water Research, 11:897(1977).
11. APHA, AWWA, WPCF, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th ed., Washington, DC. (1981)
12. Tanaka, H. & Dunn, I.J., "Kinetics of Biofilm Nitrification," Biotech. and Bioeng., 24:660(1982).
13. U.S. Environmental Protection Agency, Process Design Manual for Nitrogen Control, Office of Technology Transfer, Cincinnati, Ohio, (1975).
14. Knowles, G., Downing, A.L. & Barrett, M.J., "Determination of Kinetic Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture, with the Aid of an Electronic Computer," J. Gen. Microbiol. 38:263(1965).

15. Stratton, R.G., Namkung, E. & Rittmann, B.E., "Secondary Utilization of Trace Organics by Biofilms on Porous Media," J.AWWA, 75:9:43(1983).
16. Painter, H.A., "A Review of Literature on Inorganic Nitrogen Metabolism in Microorganisms," Water Research, 4:393(1970).
17. Babcock, D.B. & Singer, P.C., "Chlorination and Coagulation of Humic and Fulvic Acids," J.AWWA, 71:3:149(1979).
18. Blanck, C.A., "Trihalomethane Reduction in Operating Water Treatment Plants," J.AWWA, 71:9:525(1979).