

## 淨水程序中生物活性化之研究

鄭幸雄<sup>1</sup>、葉宣顯<sup>1</sup>、陳佩足<sup>2</sup>、簡杏純<sup>3</sup>、邱瓊芳<sup>3</sup>

### 摘要

本研究主要在探討南部大高雄地區澄清湖模型場中，在無前加氯的情形下，淨水程序中生物活性化的現象、微生物分佈情形，及傳統、高級淨水程序對微生物分解污染物的效果。而所謂生物活性化就是原水在無前加氯的狀況下，原水夾帶著生物顆粒，一路流經快混、膠凝沉澱來到快砂濾床，經濾床攔截後而有微生物附著及生長的情形，進而使濾床有微生物作用，可分解水中之污染物質。

研究期間進流原水之總磷平均為 $81 \mu\text{g/L}$ ，總氮平均有 $1.39 \text{ mg/L}$ ，本年度澄清湖水體仍處於優養化之狀態。原水氨氮範圍在 $0.07\text{-}0.24 \text{ mg/L}$ ，傳統及高級淨水程序皆可將氨氮去除至 $<0.05 \text{ mg-N/L}$ 。在有機氮的去除方面，兩流程對於Org-N(S)去除效果良好，但對於Org-N(D)，去除效果較不佳，出流水仍有 $0.17 \text{ mg-N/L}$ 。

在傳統淨水程序中，快砂濾床上層濾料若以GAC代替無煙煤時，因GAC有吸附作用而有較好之生物生長之情形，其生物質量約多了10%。而濾床之雙層濾料中，上層皆比下層之濾料有較多(27-49%)之生物質量。在前氧化劑臭氧的影響下，後續快砂濾床之生物質量有較低的現象，約35%之減幅。

另一方面，後臭氧後的BAC，硝化菌攝氧速率最大的生物活性潛能( $R_{\max}$ )為 $26.0 \text{ mg-O}_2/\text{g VSS-day}$ ；而傳統快砂濾床中GAC之 $R_{\max}$ 可達 $50.9 \text{ mg-O}_2/\text{g VSS-day}$ ，可見在低濃度氨氮的環境下硝化菌依然可穩定生長，且對氨氮的去除並沒有抑制的現象。而快砂濾床之GAC附著生物膜發展成BAC之活性則為後臭氧後活性碳之GAC的兩倍。

**關鍵字：**優養化、懸浮性及溶解性有機氮、生物質量、生物活性

1：國立成功大學環境工程系教授      2：國立成功大學環境工程系碩士

3：國立成功大學環境工程系研究助理

## 一、前言

台灣地區自來水水源皆為開放式水體，蓄水時間長皆已受污染，尤其以南部較為嚴重。由於台灣地區水庫收集降雨量集中在幾個月雨季，除冬季兩月份以外，水溫均在 20°C 以上，使得台灣地區水庫所收容之營養物質的循環及有機質之分解速度均較地球溫帶地區水庫大出許多。澄清湖淨水廠提供大高雄地區主要之飲用水，主要來源為高屏溪之河川水經曹公圳流入澄清湖水庫。而高屏溪長期受到各種事業廢水、農作排水、養豬廢水及生活污水等污染，造成河水嚴重污染且水質已呈氮磷優養化的狀態。各種污染物沉積湖中已使湖水呈嚴重之優養化，不僅造成藻類滋生，也逕流至淨水程序中之過濾設備，使淨水場之各單元處理能力日漸降低。更因滯留污染物質造成異臭味等，使得自來水水質長期受到民眾抱怨。

為了解決氨氮、藻類等問題，澄清湖淨水場實廠目前使用前加氯來抑制微生物生長及氧化氨氮，不僅增加藥劑量及處理成本，且氯與有機物反應會產生消毒副產物 (Disinfection by-products) 如三鹵甲烷 (Trihalomethanes)，增加有機氯化物引起水中異臭的消毒味。由於國內淨水廠為傳統開放式化學混凝沉澱及過濾之淨水程序，無法完全去除污染物質，致使處理後清水品質無法保持良好，使民眾對飲用水品質失去信心。

當優養化給水源流經傳統淨水程序中，在不前加氯的狀況下，快砂濾床中確實有生物截流及附著生長，而使得濾床中有生物活性化的現象。本研究即為探討澄清湖模型廠，傳統程序及高級淨水程序中，濾床之生物活性化現象。利用各單元之出流水及濾床中之生物擔體，對生物活性化現象之觀察，且研究不同生物擔體所附著之生物質量及其生物活性。

## 二、實驗設備與方法

### 2.1 實驗設備及操作條件

Figure 2-1 為澄清湖模型場處理程序流程圖，而本研究重點在於評估

於模型廠之濾床中，生物活性化之濾料對於污染物質之去除及濾料上生物質量與生物活性之觀測，故分別針對這幾組濾床做介紹（A4、A4'、B6、B4-1 及 B14-2）。各濾床內部填充之濾料分別為無煙煤、GAC 及石英砂，詳細之設備規格參照 Table 2-1，而操作條件如 Table 2-2。

## 2.2 實驗分析方法

本研究所需分析的實驗項目中，水樣在適當處理後帶回實驗室分析，分析方法均參照美國 APHA 出版之 Standard Methods For The Examination of Water and Wastewater 第十九版，或環保署所公告之標準檢驗方法。

## 2.3 固定生物膜生物質量之測定 (Phospholipid) (Findlay,1989)

### 1.採樣：

採取擔體，擔體上之生物膜以離心加水方式震洗 10 分鐘，分別取 10 mL 上層懸浮液進行 MLVSS 測定及 phospholipid 萃取，以便計算生物含磷比例(Org-P/MLVSS)。

### 2.phospholipid 萃取

取懸浮污泥 10mL 或擔體顆粒 2-5 克置於離心管中，加入總體積 17mL 之萃取液(其中 Chloroform : Methanol : H<sub>2</sub>O = 5 : 10 : 2)加以震盪靜置 2 小時後，再加入 10mL 的 Chloroform，迅速加以搖晃均勻，置於離心機中以低轉速 (1500rpm) 離心 2 分鐘。吸取定量下層之 Chloroform 置於另一附蓋之玻璃管中，以氮氣吹拂至 Chloroform 完全揮發。取出殘留於原離心管中之擔體置於坩鍋中，放入 105°C 烘乾後秤其乾重，此為擔體總重。

### 3.有機磷消化

於附蓋之玻璃管中加入 0.5 mL K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> 溶液 (以 5 克之 K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> 加入 100 mL 之 0.36 N 硫酸溶液)，上蓋密封後，置於高壓滅菌器中 (120°C、1.2 Kg/cm<sup>2</sup>) 加熱 60 分鐘，將有機磷轉化為正磷。

### 4.正磷之測定

依正磷操作步驟分析，注意需將 pH 調至 7.0 左右。

## 5. 換算生物膜質量

將測定所取得之生物擔體質量、正磷值與生物含有有機磷比例，代入下列方程式中，即可獲得生物膜質量。附著生物膜質量換算公式如下：

$CF = W_s / LP$  生物膜上之有機磷 (LP) :  $\mu$  mole

$W_A = LP / W_p$  生物顆粒上之有機磷  $W_A$  :  $\mu$  mole LP / g medium

$W_B = W_A * CF$  生物顆粒固定生物量  $W_B$  : mg VSS / g medium

生物膜上有機磷與揮發性固體物之比值 (CF) :  $\mu$  g VSS / n mole LP

擔體乾重  $W_p$  : g ; 生物膜質量重  $W_s$  : mg VSS

## 2.4 生化反應動力理論

微生物在成長的過程中，基質的濃度與微生物的基質分解速率之間有相當程度的關聯性，為了探討這些現象，所以發展出生化反應動力的理論用來闡述這些關聯性。對非抑制性基質而言，最常用的生物分解動力模式是 Monod equation (Monod, 1942)。Shammas (1986) 等各學者所研究硝化作用之動力模式，皆引用 Monod (1942) 所提出之動力式加以改良。由於微生物之生長速率較緩慢，不易監測的狀態下，改以基質(氨氮)利用率之動力模式來討論微生物之特性，如式 2-1。

$$R = -\frac{dS}{dt} = \frac{R_m \times S}{K_s + S} \dots\dots\dots \text{式 2-1}$$

R : 基質利用速率 (nitrification velocity, mg/L-day)

$R_m$  : 最大基質利用速率 (maximum nitrification velocity, mg/L-day)

t : 時間 (time, day)

S : 基質濃度 (substrate ammonia concentration, mg/L)

$K_s$  : 半飽合常數 (saturation constant, mg/L)

## 三、實驗結果與討論

### 3.1 澄清湖給水源水質分析

Figure 3-1 為本研究與王 (1999) 及王 (2000) 所做澄清湖模型廠原

水水質之比較。1999 年 1-4 月（枯水期）原水之氨氮濃度比前一年 8-9 月來得高約 75%，而 2000 年 1-4 月（枯水期）亦比同年 7-10 月高約 135%。另一方面以有機氮來看，與氨氮有相同的情形，皆在 1-4 月有較高之有機氮濃度。而以原水組成來看，原水中 TKN 組成以有機氮居多，約是氨氮的 4 倍，和王（1999）及王（2000）有相同的比例，如 Figure 3-2。有機氮的組成則為 Org-N(S)及 Org-N(D)約 1：1。

總磷及總氮由 2000 年 7 月至 2000 年 10 月間共 12 次之分析，平均值為  $81 \mu\text{g-P/L}$  及  $1.61 \text{ mg-N/L}$ ，由 Table 3-1 無論是 USEPA、OECD、Carlson 或 Morihiro 指標，在總磷及總氮之濃度界限值及優養指數比較結果，澄清湖均超出優養標準，依然是處於優養化之狀態。

### 3.2 各濾床中生物質量之分佈

根據 Table 3-2 所示，在流程 A 中，無前加氯的之快砂濾床（無煙煤/石英砂），無煙煤之生物質量為  $37.8 \text{ nmole LP/g medium}$ 。在流程 B 中，前臭氧劑量為  $1 \text{ mg/L}$  的情況下，其後快砂濾床（B6）中，無煙煤生物質量為  $24.6 \text{ nmole LP/g medium}$ ，石英砂為  $16.7 \text{ nmole LP/g medium}$ ，較流程 A 之快砂濾床(A4)少了 35%，這是由於當以臭氧為前氧化劑時，會改變水中有機物質之特性，使在後續混凝沉澱單元中，有較佳之去除效果，而使 B6 濾料上之生物質量與 A4 相較之下，有 35%之差異性。

以傳統程序流程 A 中兩組快砂濾床之雙層濾料來比較，A4 上層無煙煤之生物質量為  $37.5 \text{ nmole LP/g medium}$ ，下層石英砂為  $29.8 \text{ nmole LP/g medium}$ ；而相對於與 A4 並聯之 A4'，上層 GAC 之生物質量為  $41.5 \text{ nmole LP/g medium}$ ，下層石英砂為  $31.7 \text{ nmole LP/g medium}$ 。由此結果顯示，在相同的進流水條件下，當快砂濾床中上層以 GAC 代替無煙煤時，有較好之生物附著且生長之情形，約多了 10%。這是由於 GAC 為一多孔性的擔體，對於生物之生長較無煙煤及石英砂有較大之表面積及較佳之結構，故能得到較無煙煤多之生物質量。

若以單一快砂濾床而言，不論是 A4、A4'或是 B6，在上層之濾料（無煙煤： $37.8 \text{ nmole LP/g medium}$ ，GAC： $41.5 \text{ nmole LP/g medium}$ ，無煙煤：

24.6 nmole LP/g medium) 皆比下層之石英砂 (29.8 nmole LP/g medium, 31.7 nmole LP/g medium, 16.7 nmole LP/g medium) 有較多之生物質量, 分別為 27%、31%及 49%。而快砂濾床之功能主要是以阻留作用 (straining) 去除水中之顆粒物質, 當顆粒被帶到濾床表面時, 顆粒物質被攔阻在濾料之間, 在逐漸累積之後而發生附著現象, 進而有生物生長的情形; 故當水流進到快砂濾床中, 主要由上層之濾料將顆粒物質攔阻, 使至於下層濾料可攔阻或吸附之顆粒物質較少, 故有本研究所得之現象。

本研究中在同一時間採取濾床中各高度之濾料, 分析其生物質量, 所得的結果如 Table 3-3 及 Figure 3-2。不論在雙層濾料 A4、或是單一濾料 B14-1 及 B14-2 中, 皆可看到以上層生物膜為最多之情形, A4 之生物質量在 30 cm 處為 5 cm 處之 59%, 而 55 cm 處則為 5 cm 處之 38%而已。而在單一濾料 B14-1 中, 生物質量在 60 cm 處為 35 cm 處之 88%, 非常相近, 但在 85 cm 處僅僅為 19%而已。可推論, 在此活性碳床中, 由於後臭氣後之水質較為乾淨, 又加上濾料之厚度較厚, 可能於上層已經將可利用之有機碳吸附分解, 故至濾床底層時, 已無生物可利用之基質, 故生物膜之生長較不明顯, 只有 5.3 nmole LP/g medium。

另一方面以各濾床不同濾料與其電子顯微鏡 (SEM) 觀測討論, 根據 Figure 3-3 所示, 不論是 A/S 或是 GAC/S 快砂濾床, 在生物質量上的測試皆以上層濾料來得多, 由 SEM 亦可看到上層之濾料 (a 及 b) 有較多於下層 (c 及 d) 之生物附著, 菌相亦較為豐富。而後臭氣後 GAC (5 mins) 之生物質量較快砂濾床來得低, 但其 SEM 的觀測確可看到更多量之細絲及黏膜的生長。這是由於雖然後臭氣後之進流水質已較快砂濾床之來得好, 但並不像快砂濾床有固定每天反沖洗之頻率, 且在長期的操作下, 使得微生物在濾料上的累積, 已較快砂濾床來得多故有較多細絲及黏膜之生長, 可攔截微顆粒。

### 3.3 固定化生物膜之生物活性

#### 1. 快砂濾床中活性碳之生物活性測試

Figure 3-4 為模場中流程 A 之快砂濾床 (GAC/S) 取出之上層 GAC

濾料，所進行之硝化菌於不同氨氮起始濃度下之累積攝氧曲線圖。由圖中可以看到，不論氨氮濃度為多少，攝氧現象在初期有 10 至 13 小時之遲滯期，可顯示硝化菌長期處於低濃度的氨氮環境下，對於實驗時所配製之較高濃度氨氮，於初期有抑制且不適應的現象，但經一段時間後，待硝化菌適應此氨氮濃度後即能快速分解氨氮，而有後段攝氧量遞增的情形。而 Figure 3-5 是將 Figure 3-4 之累積攝氧量曲線取最大反應速率除以生物膜質量後所得之比攝氧速率，對應不同氨氮濃度以 Monod 之非抑制模式（式 2-1），所求得之硝化菌生化反應動力模式， $R_{max}$  為  $27.0 \text{ mg-O}_2/\text{gVSS-day}$ ， $K_s$  為  $0.10 \text{ mg-N/L}$ 。

## 2. 後臭氧後活性碳床中活性碳之生物活性測試

Figure 3-6 為模場中流程 B 之後臭氧後活性碳床（B14-1），取出上層之 GAC 濾料，所進行之硝化菌於不同氨氮起始濃度下之累積攝氧曲線圖。由圖中可看到，在不同氨氮濃度下其曲線亦有多階段攝氧的情形。並沒有明顯之遲滯現象，推論為 GAC 上之生物膜較多，能較快的利用氨氮使其快速降解而無遲滯現象，同樣也以模式模擬出最大反應速率之生化反應動力模式即 Figure 3-7， $R_{max}$  為  $51.4 \text{ mg-O}_2/\text{gVSS-day}$ ， $K_s$  為  $0.56 \text{ mg-N/L}$ 。

## 3. 生化動力參數之比較

以 Monod 模式所求得快砂濾床及後臭氧後活性碳床中 GAC 之最大比基質利用率（ $R_{max}$ ），平均分別為  $51.4$  及  $27.0 \text{ mg-O}_2/\text{gVSS-day}$ ，如 Table 3-4，快砂濾床之 GAC 為後臭氧後活性碳之 BAC 的兩倍。這是由於快砂濾床之進流為原水經混凝沉澱後即進到濾床當中，而後臭氧後活性碳床之進流則一路經過混凝沉澱、砂濾、後臭氧才進到活性碳床中。兩濾床在進流水的組成上就有差異性，如快濾床之進流氨氮負荷為  $7.7 \text{ g/m}^3\text{-day}$ ，而後臭氧後活性碳則為  $4.7 \text{ g/m}^3\text{-day}$ 。若以濾床進出流水硝酸鹽氮之去除率，前者為-12%，後者為-3.3%。即可看到快砂濾床中之硝化作用是比後臭氧後活性碳床來的明顯，而得到批次最大潛能試驗這樣的

結果。

#### 四、結論

- 1.本年度澄清湖水體水質仍處於優養化之狀態。
- 2.澄清湖原水組成有機氮約為氨氮之四倍。
- 3.濾床之雙重濾料，上層皆比下層有較多之生物質量，約 30-50%。
- 4.快砂濾床上層以 GAC 代替無煙煤，生物質量增加 10%。
- 5.低氨氮濃度進流下，硝化菌依然可穩定生長。
- 6.快砂濾床 GAC 之最大生物活性潛能為後臭氧後活性碳 GAC 的兩倍。
- 7.由 SEM 可看到，各組濾床內存在大量之微生物。顯示沒有預氯的使用下長期進流確實可使濾床生物活性化。

#### 參考文獻

- (1)陳佩足，“淨水程序中生物活性化之研究”，國立成功大學環境工程研究所碩士論文，2001年。
- (2)王文革，“生物濾床處理澄清湖優養化給水源之研究”，國立成功大學環境工程研究所碩士論文，1999年。
- (3)王永福，“淨水程序中微生物分佈及營養源之生物分解研究”，國立成功大學環境工程研究所碩士論文，2000年。
- (4)葉宜顯，“澄清湖高級淨水處理模型廠試驗研究（第二年）”，台灣省自來水公司委託研究計畫報告，國立成功大學環境工程系，2001年1月。
- (5)鄭幸雄、葉宜顯，“飲用水水源與水質標準之綜合檢討及澄清湖給水廠水質改善評估”，行政院環保署研究報告，國立成功大學環境工程系，1998年5月。
- (6)Shammas N. K., (1986) “Interactions of temperature, pH, and biomass on the nitrification process.” *Jour. Water Pollution Control Federation*, Vol.58, No.1, pp.52-59.
- (7)Wang J. Z. *et al.* (1995) “Biofiltration performance : part 1, relationship

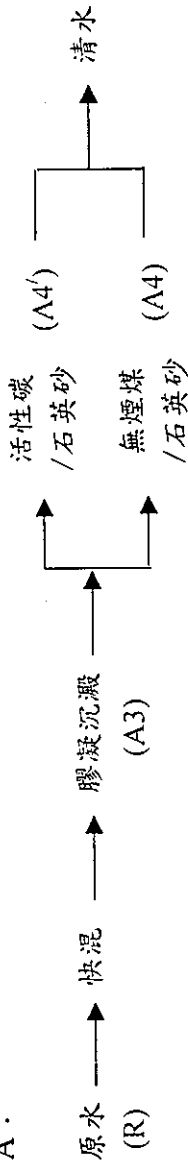
to biomass." *Jour. AWWA*, Vol.80, pp.55-63.

- (8) Findlay R. H. *et al.* (1989) "Efficacy of Phospholipid Analysis in Determining Microbial Biomass in Sediments." *Applied and Environmental Microbiology*, Vol.55, No.11, pp.2888-2893.
- (9) Carlson G. and J. Silverstein (1998) "Effect of Molecular Size and Charge on Biofilm Sorption of Organic matter." *Wat. Res.*, Vol.32, No.5, pp.1580-1592.
- (10) Moll D. M. and R. S. Summers (1996) "Performance, Biomass and Community Structure Profiles of Biological Rapid Media Filters." Ed. by Nigel Graham, *Advance in slow Sand and Alternative Biological Filtration*, pp.159-166.
- (11) Sakoda A., J. Z. Wang and M. Suzuki (1996) "Microbial Activity in Biological Activated Carbon Bed by Pulse Responses." *Wat. Sci. and Tech.*, Vol.34, No.5-6, pp.213-222.

Table 3-4 Nitrification kinetic parameters of Michaelis-Menten model

Filter	Kinetic parameters	Rmax (mg-O <sub>2</sub> /gVSS-day)	Ks (mg NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/L)
	GAC/S (A4')		51.4
BAC (GAC(15))		27.0	0.10

流程 A :



流程 B :

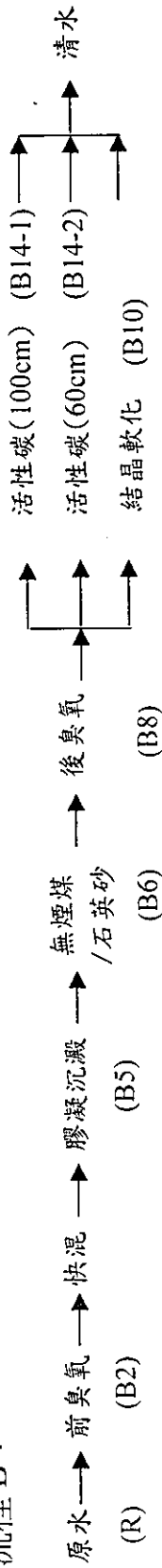


Figure 2-1 澄清湖模型場處理程序流程圖

Table 2-1 Pilot-plant filter design and operation conditions

Filter	Column I.D. (cm)	EBCT (min)	Filter depth (cm)	Filter media	Diameter of media		Operation conditions
					ES (mm)	UC	
A4	70	4.32	35	Anthracite	0.89	1.35	backwash everyday
A4'	70	4.32	35	GAC	1.10	1.50	backwash everyday
B6	100	4.32	35	Anthracite	0.89	1.35	backwash everyday
B14-1	50	15	100	GAC	0.90	2.10	
B14-2	50	5	60	GAC	0.90	2.10	

ES : effective size UC : uniformity Coefficient

Table 2-2 澄清湖模型廠中各濾床之操作條件 (2000/07-2000/10)

Filter	Process	A		B	
		L/min	109	109	109
快砂濾床	進流量	L/min	54	109	109
	濾速	m/day	200	200	200
	無煙煤(GAC)高度	cm	35	35	35
	石英砂高度	cm	25	25	25
GAC床	HRT	min	18.7	18.7	18.7
	進流量	L/min	13.1	23.6	23.6
	濾速	m/day	96	173	173
	GAC 高度	cm	100	60	60
EBCT	EBCT	min	15	5	5
	HRT	min	39.0	21.6	21.6

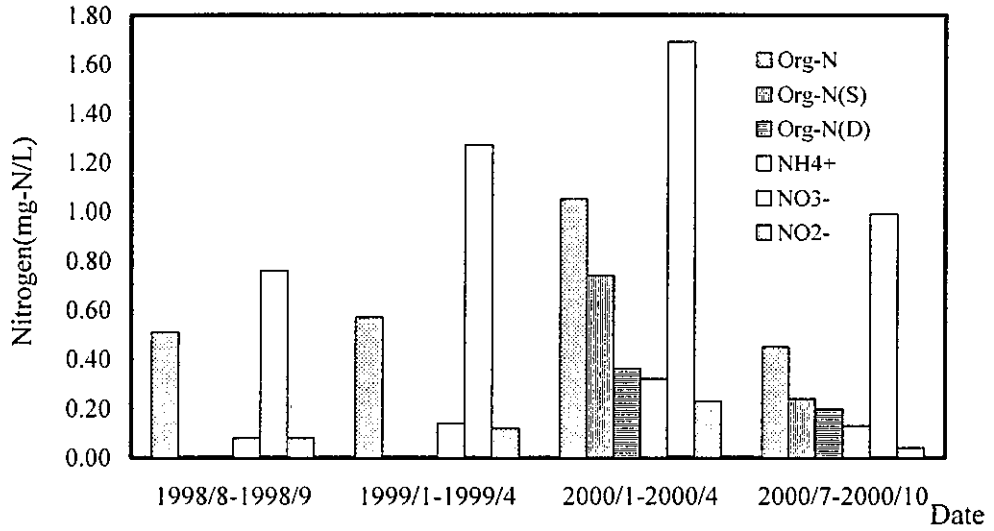


Figure 3-1 Nitrogen concentration in CCL from 1998 to 2000  
 (王文革, 1999、王永福, 2000 及本研究之比較;  
 本研究硝酸鹽氮之分析方法為【NIEA W419.50A】)

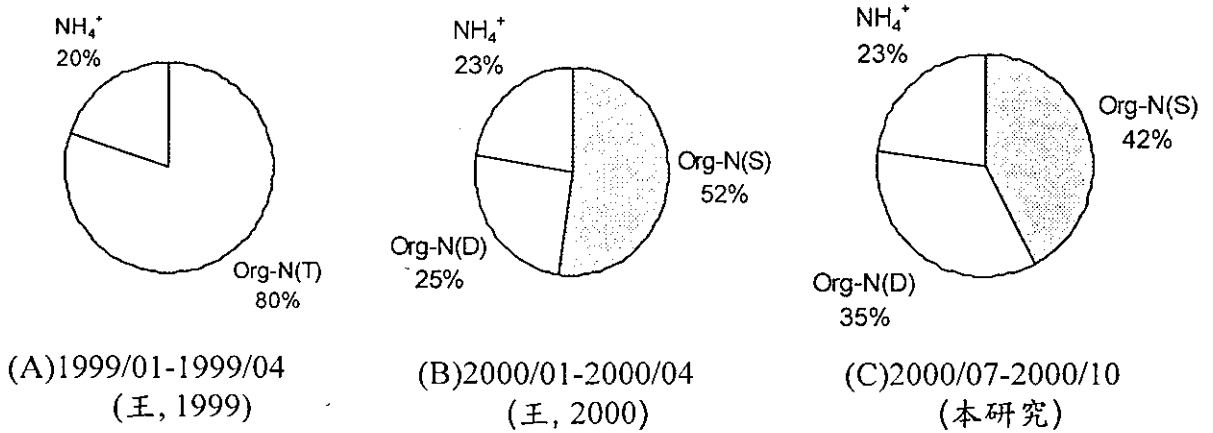


Figure 3-2 澄清湖模型廠原水 TKN 之組成

Table 3-1 The results of CCL eutrophication indices

Indices	Eutrophication range	Result
USEPA	TP > 20 $\mu\text{g/L}$	TP = 81 $\mu\text{g/L}$
OECD	16.2 < TP < 386 $\mu\text{g/L}$	TP : 81 $\mu\text{g/L}$
	0.393 < TN < 6.1 mg/L	TN : 1.61 mg/L
Carlson	TSI(TP) > 50 $\mu\text{g/L}$	TSI(TP) = 81 $\mu\text{g/L}$
Morihiro	TSI(TP) > 52 $\mu\text{g/L}$	TSI(TP) = 81 $\mu\text{g/L}$

Table 3-2 Biomass on filter medium during 2000/08-2000/11

Filter	Media	Biomass (nmole lipid-P/g medium)	
		Mean	SD*
A4	Anthracite	37.8	7.3
	Sand	29.8	4.6
A4'	GAC	41.5	4.7
	Sand	31.7	4.8
B6	Anthracite (pre-O <sub>3</sub> )	24.6	6.4
	Sand (pre-O <sub>3</sub> )	16.7	1.4
B14-1	GAC (post-O <sub>3</sub> )	27.8	3.1
B14-2	GAC (post-O <sub>3</sub> )	18.7	1.4

\*SD : standard deviation

Table 3-3 The biomass measured in different depths of filters.

Filter	Media	Depth (cm)	Biomass (nmole lipid-P/g medium)	
			Mean	SD*
A4 (60cm)	GAC/Sand	5	56.5	1.3
		30	33.6	2.7
		55	21.2	4.7
B14-1 (100cm)	GAC	35	27.5	5.2
		60	24.2	6.9
		85	5.3	1.2
B14-2 (60cm)	GAC	5	18.7	1.4
		30	15.7	0.3

\*SD : standard deviation

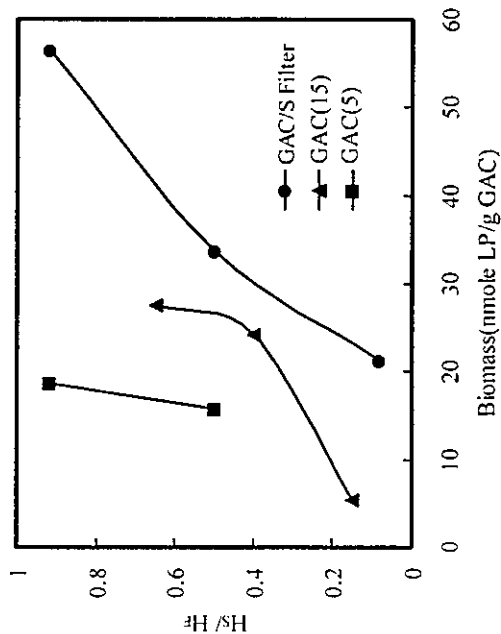


Figure 3-2 Plot of biomass distribution versus filter relative height.

H<sub>S</sub> : the height of sampling port ; H<sub>F</sub> : the height of filter  
1 : top of filter 0 : bottom of filter

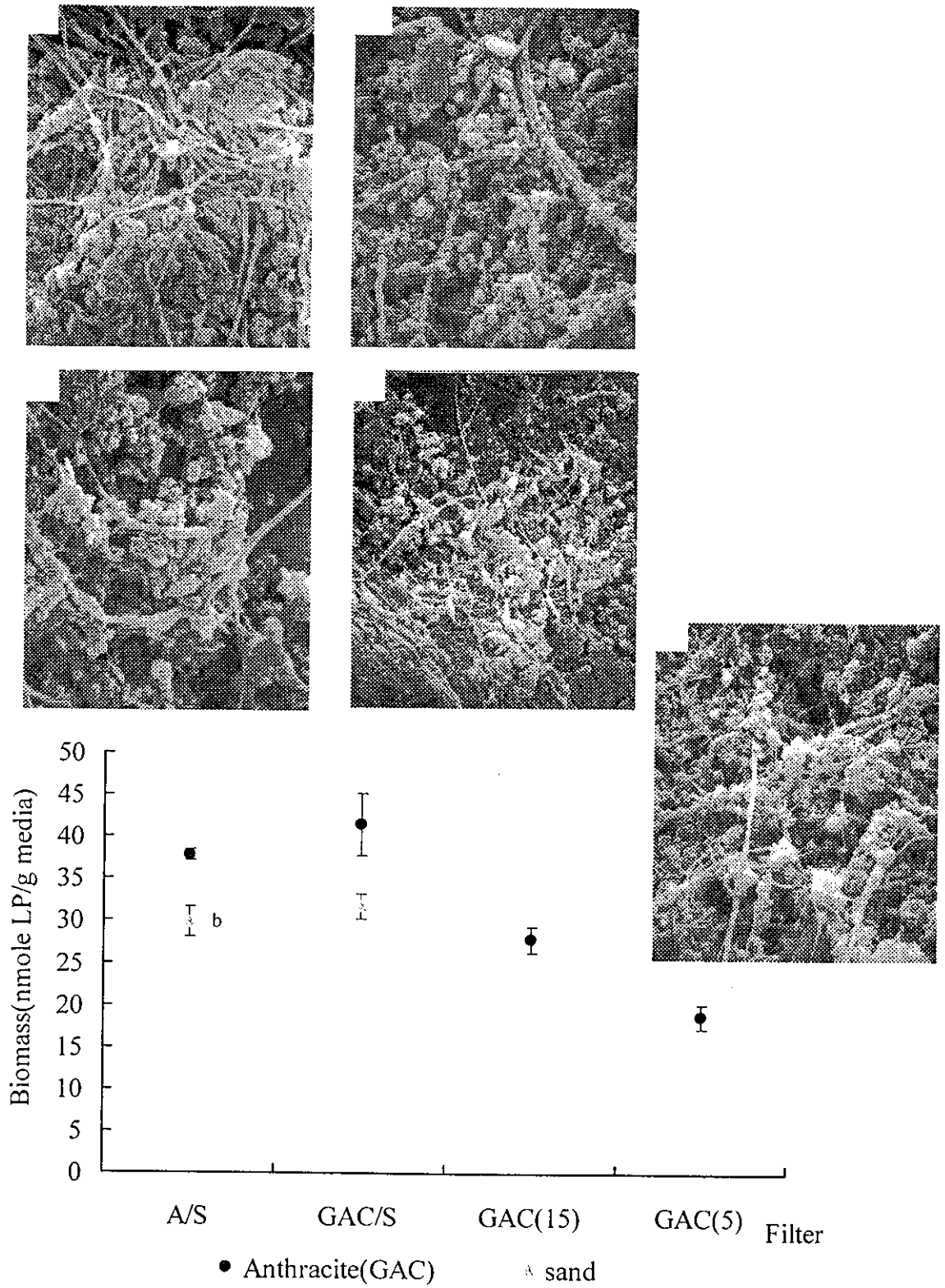


Figure 3-3 The relationship between biomass and SEM of the filters

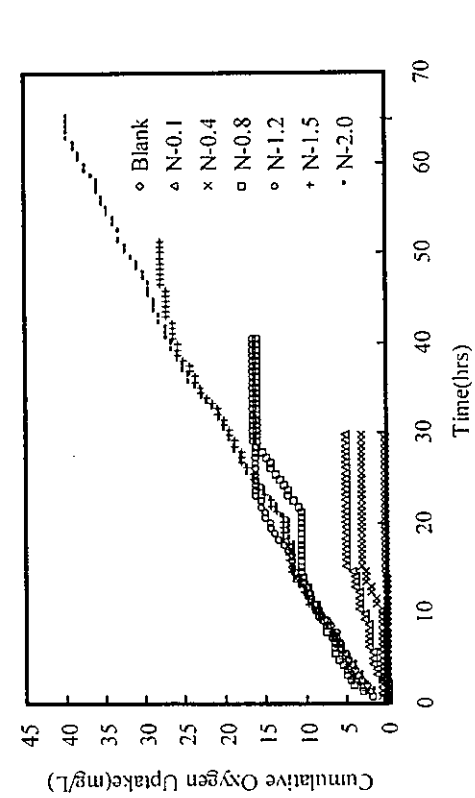


Figure 3-4 The cumulative oxygen uptake curves of nitrification under different  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  concentrations on the BAC biofilm (00/09/25)

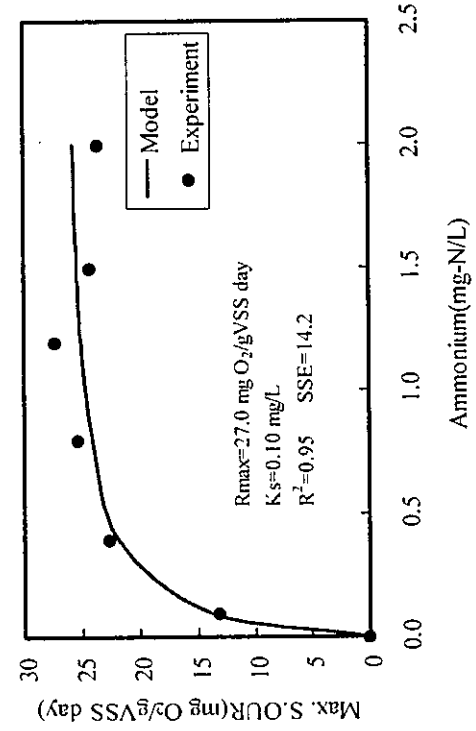


Figure 3-5 The maximum S.OUR of nitrification under different  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  concentrations on the BAC biofilm(00/09/25)

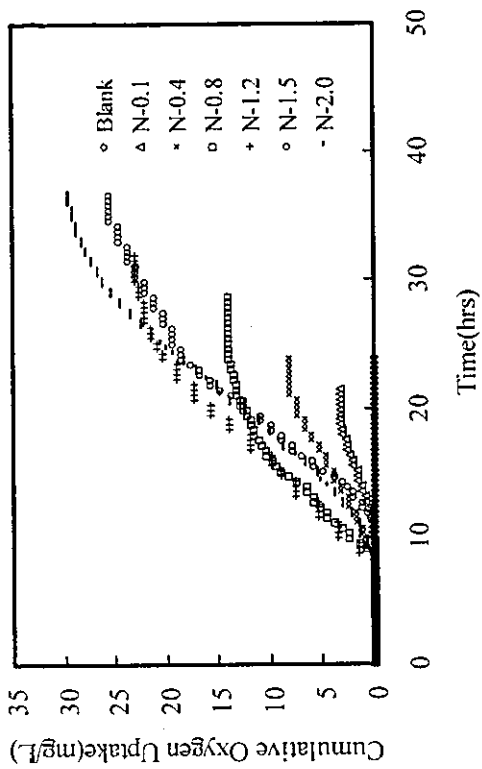


Figure 3-6 The cumulative oxygen uptake curves of nitrification under different  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  concentrations on the GAC biofilm (00/10/30)

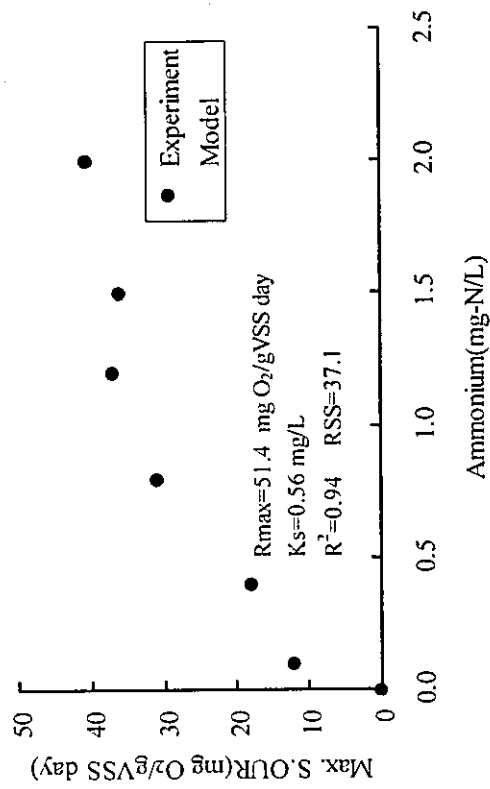


Figure 3-7 The maximum S.OUR of nitrification under different  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  concentrations on the GAC biofilm (00/10/30)