

## 以廢棄活性汙泥製成孔隙生物載體之探討

張鎮南

東海大學環境科學與工程學系 教授

[cnchang@thu.edu.tw](mailto:cnchang@thu.edu.tw)

蘇汶芳

東海大學環境科學與工程學系 碩士研究生

黃瀚賢

東海大學環境科學與工程學系 碩士研究生

吳士嫻

東海大學環境科學與工程學系 研究助理

邱應志

宜蘭大學環境工程學系 教授

[ycchiu@niu.edu.tw](mailto:ycchiu@niu.edu.tw)

### 摘要

傳統活性汙泥是目前最常用的廢水處理方式之一，但此方法會產生大量廢棄活性汙泥，間接製造出廢棄物處理的問題，因此本研究以資源回收處理的方式燒製載體，來回收廢棄的活性汙泥餅。

在本研究中，採用內湖污水處理廠所產生之廢棄活性汙泥，與紅土以及少量化學添加物以一定比例混合，燒製成載體（porous WAS pellets）及曝氣石，將此載體利用於循序批分式反應槽（SBR）中，藉由生物膜的形成以增加廢水處理效率，由實驗結果得知，添加此載體之反應槽處理（SBBR）效果較未添加任何載體之反應槽處理效果為佳，（SND 效率 98 % > 92%）。

*關鍵字：廢棄活性汙泥（WAS）、載體、回收、同時硝化脫硝（SND）。*

## 1. 前言

### 1.1 研究緣起

國內廢水處理採取生物處理已盛行多年，活性污泥系統是目前最普遍及有效的生物廢水處理系統之一。而其中活性污泥法處理廢水的過程將產生過量廢棄活性污泥，進而引發後續處理問題。目前仍然是以掩埋為主要的處置方法。廢棄污泥的減量及回收再利用資源化並將其朝向安定及無害化的目標，已是未來生物廢水處理推廣衍生的新課題

延用目前將廢棄的活性污泥回收再利用之基本理論加以研發創新，除磚瓦骨材製作外，將基本理論加以變化，可讓廢棄污泥經燒結再利用回歸於生物廢水處理系統中之生物載體，另可回收再利用製成曝氣石。

活性污泥系統中加入適量的載體可幫助循序批次反應槽(sequencing batch reactor, SBR)中污泥的處理效果(Sirianuntapiboon et al., 2005)。

### 1.2 研究目的與內容

本研究之主要研究目的為：

1. 活用燒結發泡機制將廢棄活性污泥回收再利用資源化，減少大量廢污泥處理問題，創新廢污泥再利用之製成品。
2. 比較再利用製成品運用在生物處理上之性能差異及處理效果。

## 2. 研究方法與設備

### 2.1 研究流程

本研究目的為有鑑於目前廢棄活性污泥 (wasted activated sludge, WAS) 日漸增加之問題，將回收再利用 WAS 製作可應用在生物反應槽中作生物營養鹽(biological nutrient removal, BNR) 去除或做為礫間處理用之多孔生物載體。研究流程圖示如圖 1，WAS 再利用前需作基本特性分析，了解其化學組成成分後，依分析結果為一般或有害廢棄物作不同前處理過程後，再製造研發。

製作完成生物載體，置入本實驗室先前已發展之循序批分式反應槽 (Sequencing Batch Reactor, SBR)

中，期待新加入試作之低成本有孔隙生物載體後，可增加反應槽去除水中 COD 及氨氮的能力。

### 2.2 再利用製品應用-生物反應槽架構

1. 實驗用反應槽為 PET (polyethylene terephthalates, 聚乙烯對苯二甲酸酯) 材質之圓柱桶。直徑 25cm，高 35cm。反應槽有效工作體積為 12L。
2. 攪拌器：操作期間轉數維持在 135 rpm (Oriental Motor, Japan)
3. 曝氣幫浦：最大曝氣流量為 12 L/min (Serial No. 1030114, Medo Co., Japan)。

本研究中兩種反應槽系統 (實驗組以回收污泥製成品為載體之 SBBR 系統及對照組典型 SBR 系統) 之反應槽概圖如圖 2。兩反應槽水溫控制於  $25\pm 2$  °C 之範圍，夏天以冷氣調整馴養室之室內溫度，冬天以水族館所販售之保溫器。在 SBBR 系統中以回收廢污泥製成品之載體佔反應槽有效體積約 15%。

三種 loadings 以 Loading III 的進流濃度最高 (SCOD:  $615\pm 43.1$  mg/L;  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ :  $79\pm 6.2$  mg/L)，其次為 Loading II (SCOD:  $449\pm 47.3$  mg/L;  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ :  $59\pm 5.7$  mg/L)，最後為進流濃度最低的 Loading I (SCOD:  $303\pm 8.5$  mg/L;  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ :  $42\pm 0.8$  mg/L)。

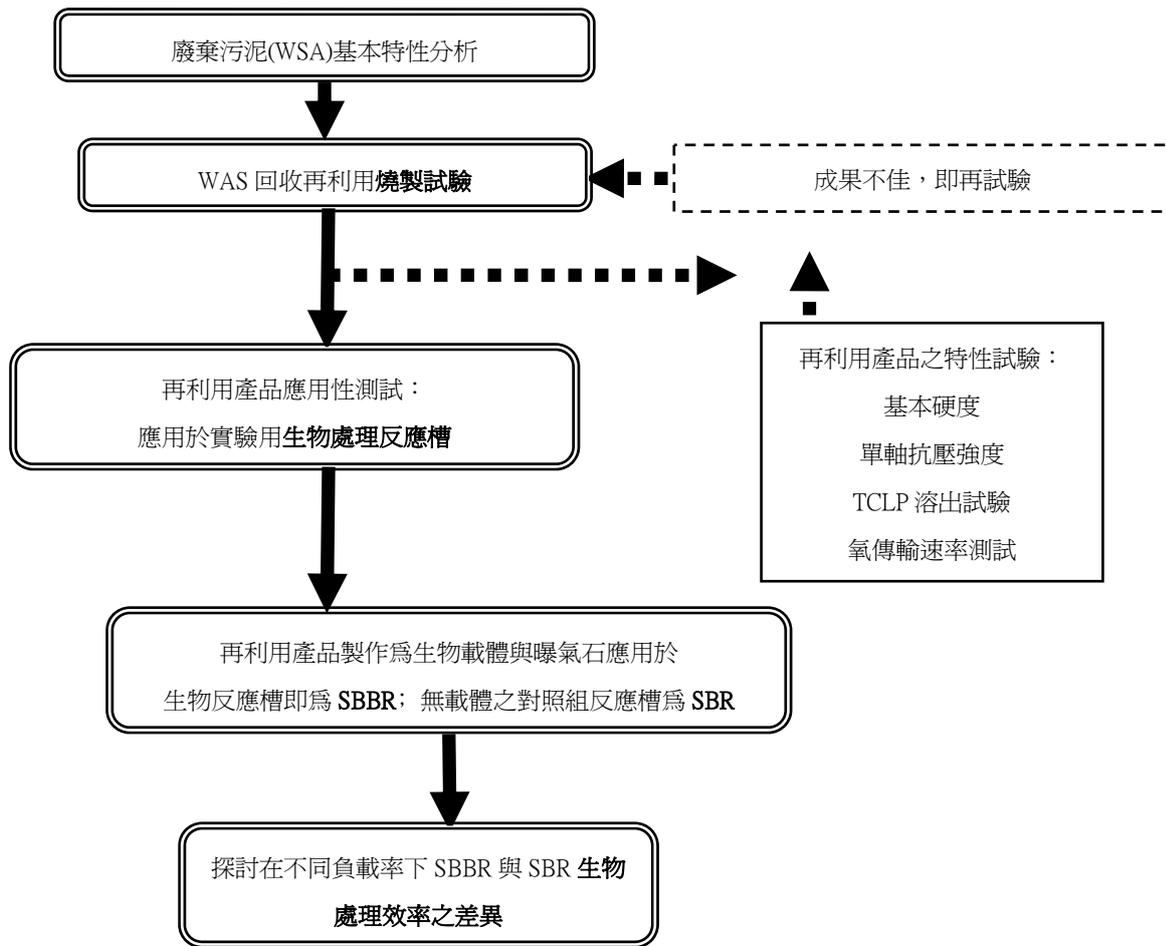


圖 1：Research flow chart

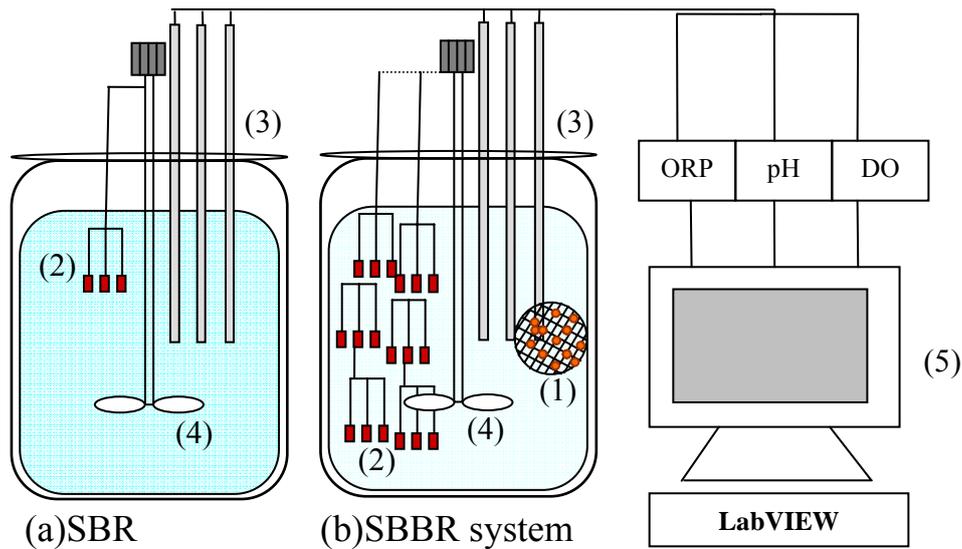


圖 2：Schematic diagram of the immobilized system: (1) baked porous WAS pellets, (2) WAS pellets diffusers, (3) pH, ORP and DO sensors, (4) mixer, and (5) computer and data acquisition system (LabVIEW)

## 2.3 進流合成廢水基本特性

本研究中 SBBR 與典型 SBR 兩種反應槽皆在三種不同的 loadings 做批次實驗之對照。其三種

loadings 條件下之進流濃度為表 1 所示。本研究中所使用之人工合成基質其 BOD: NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N: PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P 平均為 100: 13.7: 2.2。

Components	Concentration (mg/L)		
	Loading I	Loading II	Loading III
SCOD	303 ± 8.5**	449 ± 47.3**	615 ± 43.1**
BOD	299 ± 9.2**	428 ± 13.5**	603 ± 10.3**
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	42 ± 0.8**	59 ± 5.7**	79 ± 6.2**
NO <sub>x</sub> -N	ND*	ND*	ND*
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	7 ± 0.5**	9 ± 0.6**	14 ± 2.3**
BOD: NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N: PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P	100: 14.0: 2.3	100: 13.8: 2.1	100: 13.2: 2.3

\*ND: Not Detectable

M.D.L(方法偵測極限):

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 0.01 mg/L

NO<sub>2</sub>-N 0.013 mg/L

NO<sub>3</sub>-N 0.015 mg/L

\*\*n = 3(三重複)

表 1: The water quality and loadings of influent wastewater

## 2.4 水質分析方法

實驗分析項目: 各實驗分析項目方法如表 2。

Item	The Analysis Method and Instrument
COD	Methods 5220B*
BOD <sub>5</sub>	Method 5210B
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Method 4500F*
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N	Method 4500 NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> B*
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Method 4500 NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> B*
pH	pH meter, Method 4500-H <sup>+</sup> B* (SUNTEX PC-310)
ORP	ORP meter, Method 2580B*(SUNTEX PC-310)
DO	DO meter, Method 4500-O G* (SUNTEX DC-5100)
Temp	Temperature meter, NIEA W217.50A
MLSS	Method 2540 D*
MLVSS	Method 2540 E*

\* Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21<sup>st</sup> Edition (APHA *et al.*, 2005)

表 2: The analytic methods and instruments used in this study.

## 3. 結果與討論

### 3.1 WAS 特性

臺北市內湖生活污水處理廠, 生污泥經帶濾式脫水機脫水成污泥餅, 已去除85%之水份。將污泥餅做三成份分析 (NIEA R205.01C), 其結果示如表 3。其中水分 (Moisture content) 佔85.2%, 可燃份 (Flammable content) 佔9.4%, 灰份 (Ash content) 佔5.4%。因灰份已是不可燃物質, 經灼燒減量試驗後, 重量亦不會減少, 若灰份較高, 應該會降低試體灼燒減量值。

欲將廢棄活性污泥回收再利用, 需將試驗中使用之原料, 依公告檢測方法之事業廢棄物毒性特性溶出程序進行試驗。本研究所用原料為污水處理廢污泥及高黏性紅土, 其 TCLP 毒性溶出試驗之結果如表 4 所示, 其溶出值皆低於公告法規標準, 故屬於一般事業廢棄物, 而非有害事業廢棄物, 適合再利用試驗。

Basic characteristic	WAS
Moisture content, %	85.24 ± 0.2*
Flammable content, %	9.42 ± 0.1*
Ash content, %	5.34 ± 0.05*
LOI **	10.32 ± 0.56*

\*n=3(三重複)

\*\* Loss of ignition, LOI : 900°C-3hr

表3：The basic characteristics of wasted sludge sample of Nei-Hu wastewater treatment plant.

Element	Concentration of WAS (mg/L)	Concentration of red clay (mg/L)	Regulation of TCLP from HM (mg/L)**	M. D. L.*** (mg/L)
Cu	0.37	0.2	15	0.012
Pb	0.03	0.01	5	0.028
Cr	0.1	0.08	10	0.077
Zn	3.33	0.09	25	0.004
Cd	ND*	ND*	0.5	0.001

\*ND: Not Detected

\*\*Regulation was obtained from Waste Material Cleanup, EPA, Taiwan (2007)

\*\*\*M. D. L. : Method Detection Limit

表4：The TCLP test for heavy metal concentration of NEI-HU WAS and red clay.

污泥原料經高溫高壓消化後，以 ICP-AES 測得金屬元素含量後，推估其化學組成結果如表 5。有文獻 (林氏，2006) 指出大部分污泥部份成份與製作骨材原料成份相似，因此利用廢污泥回收燒製固體有其可行性。文獻中 (吳氏，2006) 另外指出

大部分污泥成份，除了主要無機物  $\text{SiO}_2$ ，與少量  $\text{Al}_2\text{O}_3$ 、 $\text{Fe}_2\text{O}_3$  外，還含有大量有機固體物與生物細胞，其組成份中之有機磷會與 PAC 混凝劑反應而形成的磷酸鋁化合物( $\text{AlPO}_4$ )。依表 5 結果所示，含量最高元素為 Al，其次為 Fe。

Element	Concentration (mg/kg)	Element	Concentration (mg/kg)
Al	27895	Mn	163.48
Fe	14877	Sr	115.53
Ca	8458	Pb	53.83
K	7017	Cr	38.96
S	6006	V	36.45
Mg	4311	As	6.62
Na	1768	Co	4.45
Zn	839.61	Cd	1.86
Ba	451.47	Sb	1.38
Cu	214.87	Ni	ND*

\*ND: Not Detected

Analyzed by ICP-AES

表5：Concentration (mg/kg dry solid) of heavy metals in NEI-HU WAS.

### 3.2 回收載體特性

本研究目的為將廢棄活性污泥 (WAS) 回收再利用製成多孔隙生物載體，用來提升生物處理廢水效率。WAS、紅土與化學添加劑的細微粉末以 5 : 6 : 1 至 5 : 12 : 1 範圍之重量比例混合成一混合物，並且在混合過程中添加少許水以增加混合物之黏性，然後將再利用製品作成生物載體，則將此混合物製作成丸狀物體，試體以丸狀之表面積最大，所以此形狀較適為微生物載體；以 WAS、紅土與化學添加劑混合比例為 5 : 7 : 1 丸狀物體做抗壓強度、視密度及吸水率的基本特性分析結果如表 6 所示。本研究作為反應槽之生物載體，抗壓強度、視密度及吸水率分別為 36.70 kgf/cm<sup>2</sup>、7.10 g/cm<sup>3</sup> 和 32.99%。表中並另外比較本研究前兩年研發產品之分析結果。由表 6 中硬度的數據結果可看出，本研究所研發之生物載體，其耐用性的改良有逐年上升的趨勢。

Reference	Compressive strength (kgf/cm <sup>2</sup> )	Bulk density (g/cm <sup>3</sup> )	Water absorption (%)
This study, 2008	36.70	7.10	32.99
Chung, 2007	6.40	1.10	41.02
Chen, 2005	2.44	0.67	60.49

表 6 : The basic characteristics of the porous WAS pellets in this study and other references.

為能達到廢棄物再應用之目的，本研究燒製之試體，依公告檢測方法之 TCLP 試驗。生物載體之 TCLP 數據結果及火焰式原子吸收光譜儀之方法偵測極限，如表 7 所示。其 TCLP 分析表顯示製作完成之多孔隙生物載體，五種重金屬溶出量均符合法規標準，故其再利用產品無環境上二次危害慮，可在生物反應槽中應用。

Element	Concentration of porous WAS pellets (mg/L)	Regulation of TCLP from HM (mg/L)**	M.D.L.*** (mg/L)
Cu	1.92	15	0.012
Pb	1.22	5	0.028
Cr	0.26	10	0.077
Zn	0.97	25	0.004
Cd	0.09	0.5	0.001

表 7 : The TCLP test for heavy metal concentration of NEI-HU porous WAS pellets.

圖 3 為應用在本試驗 SBBR 系統中之生物載體。圖 3(a) 本研究室所研發，專利公開編號第 200720198 之 WAS 再利用製品 (Chung, 2007)，圖 3(a) 為圖 3(b) 中 WAS 再利用產品經改良硬度增強耐久性後，應用在本實驗中 SBBR 系統中之生物載體。

圖 4 為以掃描式電子顯微鏡 (Scanning Electron Microscopes, SEM) 拍攝本研究室自行研發之生物載體，表面型態之觀察。圖 3(a) 為專利公開編號第 200720198 之 WAS 再利用製品；圖 3(b) 為圖 3(a) 中 WAS 再利用產品經改良性能之產品。由圖 4(a) 可看出，多孔隙載體上有許多分部均勻的孔隙可提供微生物附著生長之孔隙；圖 4(b) 中藉由孔隙間隔之縮小，而提高了其密度、硬度及耐用性，使其在應用時能降低損壞率。

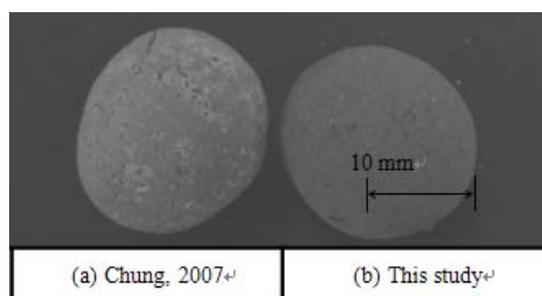


圖 3(a) : The external of the porous WAS pellets, which have the average diameters between 14 to 16 mm.

(SEM 掃描式電子顯微鏡觀察)

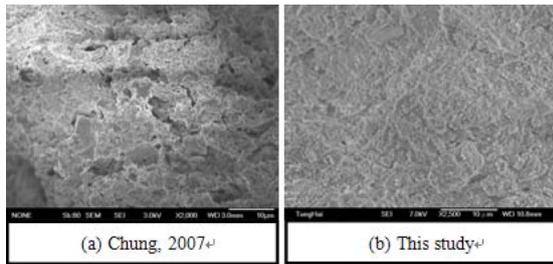


圖 4：The SEM image of the rebuilt WAS porous pellets surface.

### 3.3 WAS 再利用製成氣泡石之特性

將製作 WAS 再利用之生物載體原料顆粒加以研磨至小顆粒，以 1200 rpm 研磨 8 小時，並將製作成生物載體之圓球狀外型更改為圓柱狀，即為曝氣石胚體。如圖 5(a)所示，圖中右為本研究室研發之曝氣石，直徑約為 12 至 14 mm；左為市面上販售之曝氣石。製作完成之曝氣石，將接頭銜接一空氣產生器之導管末端，而當氣泡石置於水中時，空氣產生器啟動會產生空氣，空氣就會從曝氣石之具有多孔性之周壁釋出而產生許多細小的氣泡。如圖 5(b)所示。

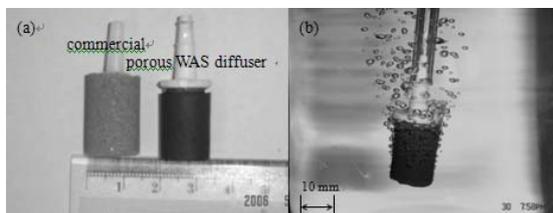


圖 5：The external of the WAS pellets diffusers, which have the average diameters between 12 to 14 mm.

圖 6 為回收 WAS 再利用產品原料，經研磨前圖 6(a)、圖 6(c)及研磨後圖 6(b)、圖 6(d)，以 SEM 掃描式電子顯微鏡粗略微觀原料之顆粒大小，並觀察原料經研磨前及研磨後所製作之曝氣石，表面孔隙之差異。

圖 6(a)與圖 6 (b)為 WAS 原料經研磨前及研磨後之顆粒粒徑 SEM 微觀；圖 6(c)與(d)為紅土原料經研磨前及研磨後之顆粒粒徑 SEM 微觀；圖 6(e)與圖 6 (f)為所有原料經研磨前及研磨後再燒結之試體，其 SEM 下試體表面之微觀。由圖 6(e)與圖 6 (f)可得之，回收 WAS 製作再利用產品之原料，經過 1,200 rpm 研磨 8 小時後，試體燒結後之密度

將增加，其強度及硬度也將跟進提升，成為微孔隙及耐久度增強之試體。原料經過研磨後所製作成之曝氣石，其抗壓強度由原本的 36.70 kgf/cm<sup>2</sup> 提升至 43.15 kgf/cm<sup>2</sup>。

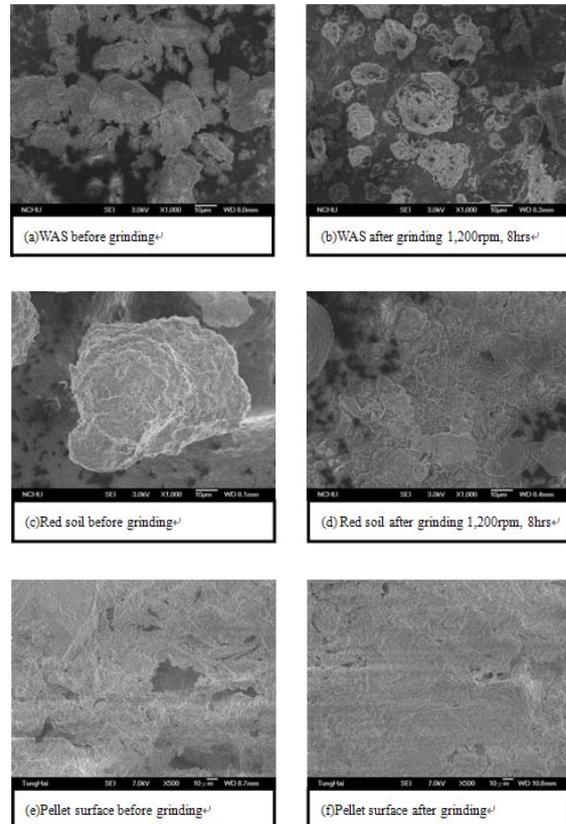


圖 6(a)：The SEM images of WAS, red soil and raw pellet diffuser before and after a grinding of 1,200rpm, 8hrs.

### 3.4 溶氧曲線變化

為了解試體改良為曝氣石後之性能，將製作氣泡石之含有三種不同廢棄活性污泥、紅土與化學添加劑的混合比例燒製而成的氣泡石與一市售氣泡石置於裝有 20L 自來水的容器中之繪製溶氧曲線圖。結果示如圖 7，其中，將每個曝氣石於 20L 的容器中之曝氣量皆控制為 0.5 L/min，並特別選用相與研發曝氣石當體積之市售曝氣石做氧傳試驗，曲線  $\alpha$  係廢棄活性污泥、紅土與化學添加劑之混合比例為 5：12：1 的曝氣石之溶氧情形，曲線  $\beta$  係廢棄活性污泥、紅土與化學添加劑之混合比例為 5：9：1 的曝氣石之溶氧情形，曲線  $\gamma$  係廢棄活性污泥、紅土與化學添加劑之混合比例為 5：6：1 的曝氣石之溶氧情形，曲線  $\delta$  係市售曝氣石之溶氧情形。

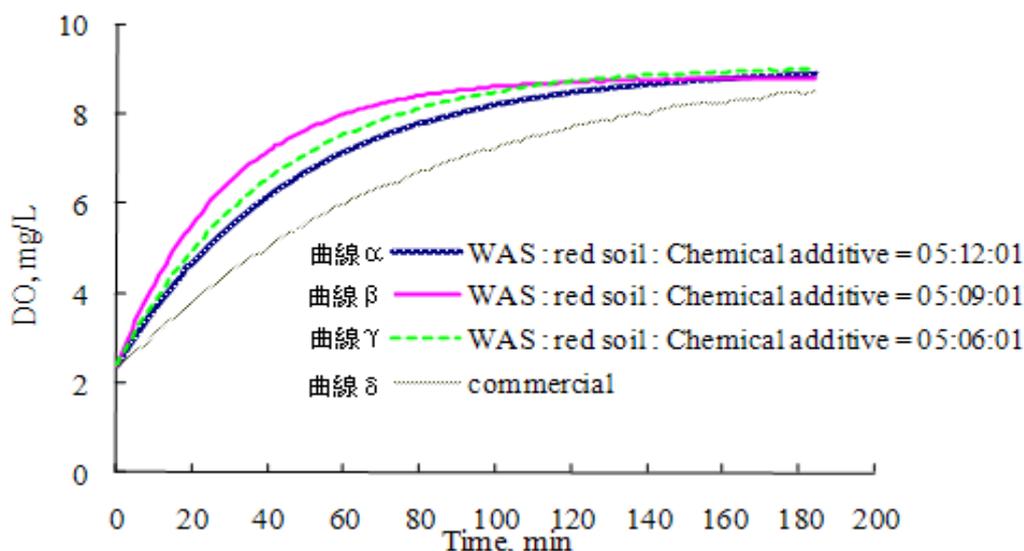


圖 7：The comparison of DO concentration rising rate using commercial and sinter WAS porous diffusers. (23.7°C)

圖 7 之溶氧曲線結果數據彙整如表 8。其中，方程式  $y = ax + b$  中之斜率  $a$  值即為氧傳輸係數，且氧傳輸係數愈大表曝氣效果愈好；由表 8(a)可知廢棄活性污泥、紅土與化學添加劑之混合比例為 5 : 12 : 1 的曝氣石之氧傳輸係數為  $0.021 \text{ min}^{-1}$ ，表 8(b)可知廢棄活性污泥、紅土與化學添加劑之混合比例為 5 : 9 : 1 的曝氣石之氧傳輸係數為  $0.0328 \text{ min}^{-1}$ ，表 8(c)可知廢棄活性污泥、紅土與化學添加劑之混合比例為 5 : 6 : 1 的曝氣石之氧傳輸係數為  $0.0245 \text{ min}^{-1}$ ，表 8(d)之市售曝氣石之氧傳輸係數為  $0.0132 \text{ min}^{-1}$ 。由此可知，此研發之曝氣石不但較市售曝氣石之氧傳輸係數大，更可知利用廢棄活性污泥、紅土與化學添加劑之混合比例為 5 : 9 : 1 之曝氣石會獲得較大的氧傳輸係數，即此曝氣石的曝氣效果較其他曝氣石好。

將此試驗之最佳結果：廢棄活性污泥、紅土與化學添加劑之混合比例為 5 : 9 : 1 之氣泡石，應用在本研究之兩生物反應槽 (SBR 與 SBBR) 系統中。

WAS : red soil : Chemical additive ratio	oxygen transfer coefficient ( $\text{min}^{-1}$ )
(a)5 : 12 : 1	0.021
(b)5 : 9 : 1	0.0328
(c)5 : 6 : 1	0.0245
(d)commercial	0.0132

表 8：The comparison of oxygen transfer coefficient between commercial and sinter porous diffusers.

### 3.5 再生製品生物技術應用於 SBBR 與 SBR 系統

#### 3.5.1 SBBR 與 SBR 系統每日監測

自兩個反應槽系統建立後，同時平行運轉操作超過 140 天，其中運轉操作期間分為三種 loadings；其中 Loading I 濃度最低 (F/M:  $0.278 \text{ g-COD/g-VSS/day}$ )，運轉操作時間 70 天。進而增加食微比為 Loading II (F/M:  $0.445 \text{ g-COD/g-VSS/day}$ )，運轉操作時間 27 天。最高濃度為 Loading III (F/M:  $0.610 \text{ g-COD/g-VSS/day}$ )，運轉操作時間 43 天。

兩反應槽系統分別為實驗組 (SBBR 系統)：以多孔隙污泥回收製成之顆粒 (porous WAS pellets) 作為固定生物膜之載體，與對照組為典型的 SBR 操作系統。另外，在兩反應槽系統中皆以本研究室自製曝氣打氣。圖 8 為經兩反應槽系統 (SBBR 與 SBR) 連續操作 140 天，每日 SCOD 人工和成基質

進流濃度及處理後之放流水長期監測變化。其中，Loading I (第 1~70 天)、Loading II (第 71~97 天)與 Loading III (第 98~140 天)的 SCOD 進流濃度分別

為  $299 \pm 8.5 \text{ mg/L}$ 、 $449 \pm 47.3 \text{ mg/L}$  與  $615 \pm 43.1 \text{ mg/L}$ 。放流水 SCOD 濃度為皆低  $50 \text{ mg/L}$  以下。

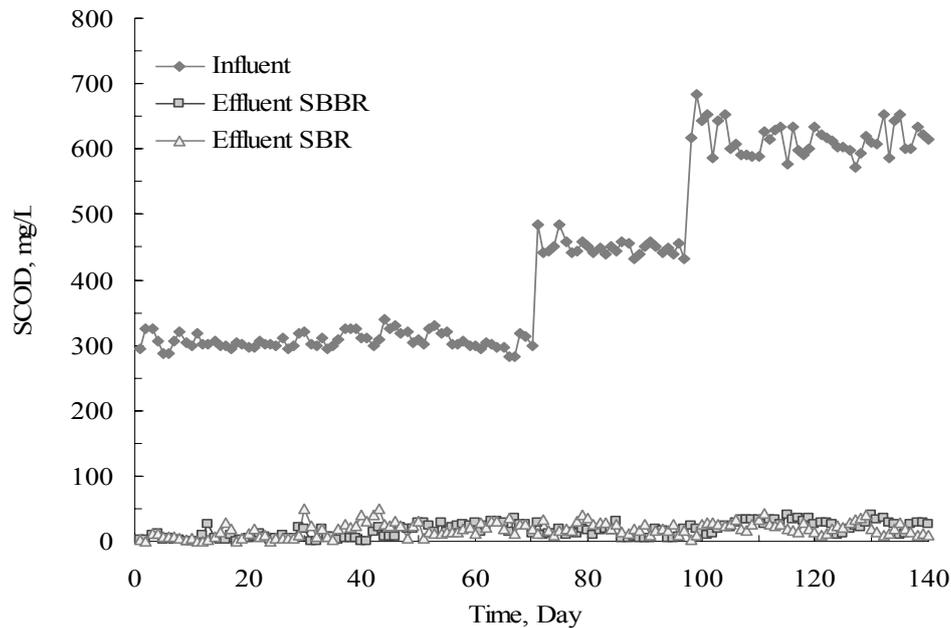


圖 8：The daily profiles of SCOD in two types of system (SBR and SBBR with porous WAS pellets). The period of Loading I, II and III are 70 days, 27 days and 43 days, respectively.

圖 9 為兩反應槽系統 (SBBR 與 SBR) 每日  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  進流濃度及處理後之放流水長期監測變化。其中連續操作 130 天下，Loading I (第 1~70 天)、Loading II (第 71~97 天)與 Loading III (第 98~140 天)  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  每日進流的人工合成基質濃度分別為  $42 \pm 0.8 \text{ mg/L}$ 、 $59 \pm 5.7 \text{ mg/L}$  與  $79 \pm 6.2$

$\text{mg/L}$ 。連續操作下 Loading III  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的進流濃度最高 ( $\text{F/M}: 0.078 \text{ g-NH}_4^+\text{-N/g-VSS/day}$ )，其次為 Loading II ( $\text{F/M}: 0.059 \text{ g-NH}_4^+\text{-N/g-VSS/day}$ ) 最後為進流濃度最低的 Loading I ( $\text{F/M}: 0.039 \text{ g-NH}_4^+\text{-N/g-VSS/day}$ )。經反應槽處理後出流水濃度為皆低  $1 \text{ mg/L}$  以下。

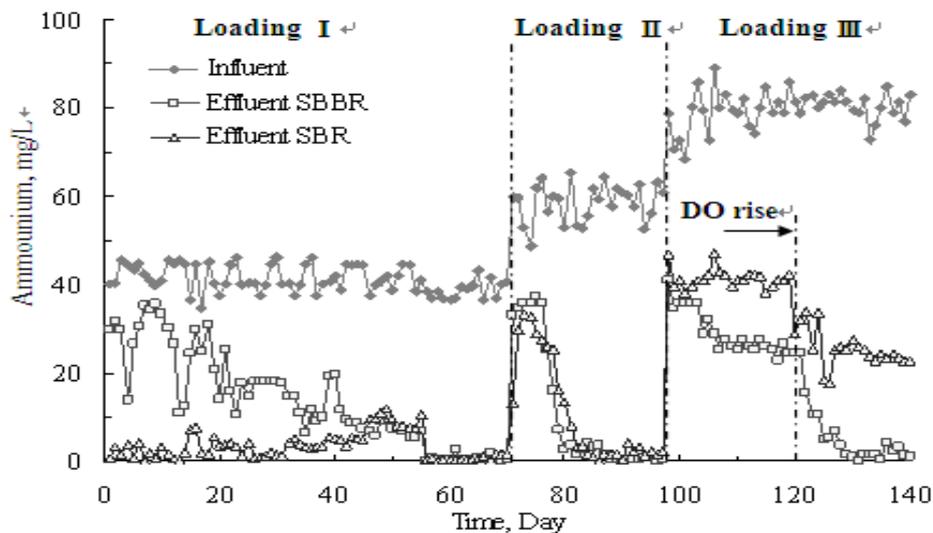


圖 9：The daily profiles of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  in two types of system (SBR and SBBR with porous WAS pellets). The period of Loadings I, II and III are 70 days, 27 days and 43 days, respectively.

### 3.5.2 SBBR 與 SBR 系統批分次試驗結果

#### (Loading I)

為了試驗利用廢棄活性污泥 (WAS) 再生製品應用在生物處理系統之可行性。為此，將設計兩種反應系統，一設計為 SBR 系統以利用 WAS 回收製成之多孔隙生物載體做成 SBBR 系統，另一實驗之對照組為無載體純污泥之 SBR 系統，兩反應槽皆利用使用 WAS 回收製成之氣泡石提升曝氣機打氣效率。本研究除試驗再利用製品的可行性外，並比較兩種反應槽系統生物營養鹽之去除效果 (biological nutrient removal, BNR)。

#### I. SBR 系統：

圖 10 為 SBR 系統在 Loading I (F/M: 0.278 g-COD/g-VSS/day ; 0.039 g- NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N /g-VSS/day) 的條件下之批次試驗結果。每批次試驗一 cycle 為 12 小時，每 30 分鐘採一個樣品點並同時以線上即時監測系統與電腦連線每分鐘即時紀錄 ORP、pH 與 DO 之數值。

反應槽內 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 濃度利用硝化作用由進流 42.0 mg/L 降低至低於分析之 MDL 值 (0.01 mg/L)。由 Carrera et al., (2004) 文獻中可得：

$$r_{\text{nitricat ion}} = \frac{Q_{in} \left( [NH_4^+ - N]_{in} - [NH_4^+ - N]_{out} \right)}{V_{\text{reactors}} [VSS]_{\text{reactors}}} \quad (1)$$

在 Loading I 批次條件下 SBR 系統之硝化率為 0.039 g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N g VSS<sup>-1</sup> per day。

理論上 SND，反應中硝化反應與脫硝反應必須達到相等速率。換言之，就是沒有過多的副產物 (NO<sub>x</sub>) 在反應槽中累積。因此，反應過程中硝酸與亞硝酸產生的速率需要控制，使產生的速率接近消耗的速率。另外，硝酸與亞硝酸在 SBR 系統中不能被累積，方能使 SND 反應順利進行。

批分次反應過程中可看出，SCOD 和磷在此反應過程中不受任何物質的影響，皆可達到幾乎完全被去除的目標。特別是磷，在反應操作轉為好氧段時，反應過程會由缺氧段的釋磷，改為好氧超量攝取反應槽中的磷。因此，在操作反應為好氧階段時，磷可完全被去除。此好氧階段佔整個操作反應

時間的 120 分鐘。

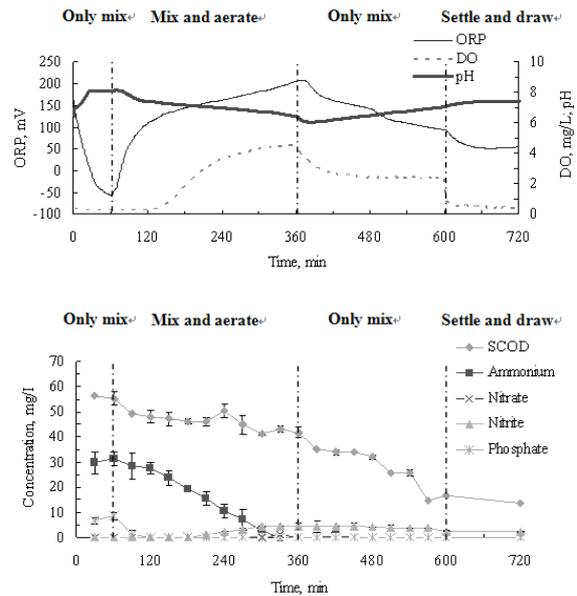


圖 10：The on-line measured parameters (ORP, pH and DO), SCOD, nitrogen and phosphate concentration in the batch test of the traditional SBR system (Loading I); (a): the profiles of ORP, pH and DO; (b): NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, SCOD and PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P concentration.

#### II. SBBR 系統：

圖 11 為 SBBR 系統添加以 WAS 回收再利用製成之多孔隙生物載體，其在 Loading I 條件下的批次反應結果。在與圖 10 SBR 系統同樣的控制條件下，在使用以 WAS 回收再利用製成之多孔隙顆粒的反應槽中，硝酸在反應過程中幾乎測不到。當氨氮在 SBBR 反應槽中下降時，硝酸並不會隨著硝化而增加，這表示硝化反應將氨氮轉變為亞硝酸，然後脫硝反應也同時的發生，又因在反應過程中可測得 NH<sub>2</sub>OH 的產生，更加以輔證此生物去氮反應過程，應行一階段同時硝化脫硝 (simultaneous nitrification and denitrification, SND) 反應路徑，而非傳統的二階段硝化、脫硝反應。

在 SBBR 系統的批分次反應過程可看出，SCOD 和磷在此反應過程中也不受任何物質的影響，皆可達到幾乎完全被去除的目標。營養鹽磷的去除，也在好氧階段的超量攝磷中完全被去除。此磷去除的反應過程，佔整個操作反應時間的 120 分鐘。另外，在 Loading I 條件下，硝化率 ( $r_{\text{nitricat ion}}$ ) 在兩反應系統 (圖10 SBR與圖11 SBBR) 中，皆為

0.039 g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N g VSS<sup>-1</sup> per day。

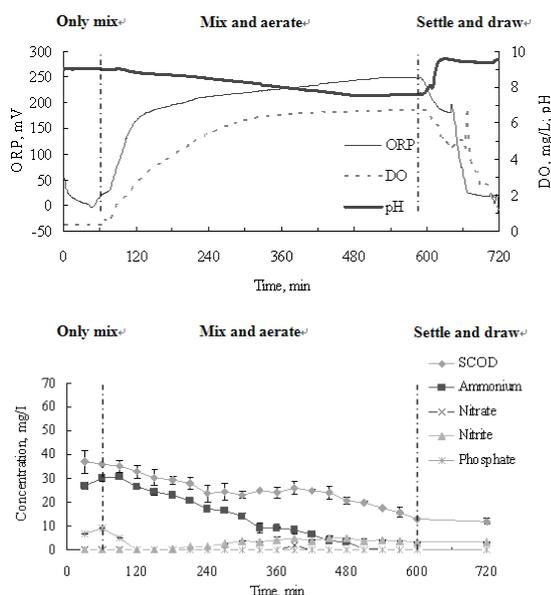


圖 11：The on-line measured parameter (ORP, pH and DO), SCOD, nitrogen and phosphate concentration in the batch test of the SBBR system with porous WAS pellets (Loading I); (a): the profiles of ORP, pH and DO; (b):NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N, SCOD and PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P concentration.

### 3.5.3 不同進流濃度批次試驗結果 (Loadings I, II 與 III)

自兩個反應槽系統 (SBR 與 SBBR) 建立後，同時平行運轉操作超過 140 天，其中運轉操作期間分為三種 loadings；其中 Loading I 濃度最低 (F/M: 0.278 g-COD/g-VSS/day；F/M: 0.039 g- NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N /g-VSS/day)，運轉操作時間 70 天。進而增加食微比為 Loading II (F/M: 0.445 g-COD/g-VSS/day；0.059 g- NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N /g-VSS/day)，運轉操作時間 27 天。最高濃度為 Loading III (F/M: 0.610 g-COD/g-VSS/day；F/M: 0.078 g-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/g-VSS/day)，運轉操作時間 43 天。

在三種 Loadings 各別連續操作數天反應系統達 steady state 狀態時，進行批分次試驗 (batch tests)。典型 SBR 系統在三種 Loadings 下進行批分次結果示如圖 12，在三種 Loadings 濃度下出流之 COD 濃度沒有極大的差異，且 Loading I 與 II COD 之出流濃度皆在 20 mg/L 以下(圖 12(a))。

示如圖 12(b) 氨氮的出流濃度，在 Loading I 的

進流濃度下經批次反應後可完全去除；在 Loading II 時，出流氨氮雖無法完全去除，但出流數值在 3 mg/L 以下；在 Loading III 時，雖提高了反應系統的曝氣量，但還是無法完全去除氨氮，可能原因為當在高濃度負荷下 (F/M: 0.610 g-COD/g-VSS/day)，槽內的優勢菌轉為異營菌 (Rostron *et al.*, 2001)，因此槽內 COD 可順利進行去除反應，氨氮卻沒辦法順利去除。Lee *et al.* (2001) 指出磷被菌體吸收時，反應槽內 pH 會下降，示如圖 13(b, I)，Loading I 在操作反應第 90 分鐘時，槽內磷完全去除，此時 pH 值出現折點。

以 WAS 再利用製成之顆粒當生物載體的 SBBR 系統，待操作穩定後，分別在不同進流濃度下 (Loadings I、II 與 III)，進行批分次實驗，(示如圖 14)。在此研究的 SBBR 系統中，出流 COD 值在三種 Loadings 下皆低於 20 mg/L (圖 14(a))。

而氨氮部分，在進流濃度改為 Loadings III (F/M: 0.078 g-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/g-VSS/day) 時，由於微生物吸收高濃度進流需要大量的氧氣，因此在原操作設定下之曝氣量不足以供應微生物所需，使槽內氨氮無法完全去除。在連續操作第 120 天時提高曝氣流量 (示如 3.5.1 節之圖 9)，使批次反應在好氧段時有足夠之溶氧讓微生物進行反應，增加 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 去除量後，待繼續連續操作數天反應系統達 steady state 狀態時，進行 Loadings III 批分次試驗。在 Loadings III 提高溶氧馴養數天後，與 Loadings I、II 之出流氨氮皆可完全去除至 MDL 值以下。此結果表示，傳統 SBR 系統無法處理高濃度之氨氮進流，如 Loading III (F/M: 0.078 g-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/g-VSS/day) 這個例子。但在 SBBR 系統下比在 SBR 系統下，更能承受更高之負荷。

Loading I 與 III 各在操作反應第 120 與 210 分鐘時 (示如圖 15(b))，槽內磷完全去除，此時 pH 值出現折點。此結果與典型 SBR 系統相同可以 pH 作為自動控制參數，利用 pH 下降折點找出磷去除終點。

依據 Chiu *et al.* (2007) 指出 SND 之代謝路徑和一般自營性硝化菌與脫硝菌有些不同。氨在有氧情況下經由氨單氧酶 (AMO) 作用產生中間產物羥氨 (NH<sub>2</sub>OH, hydroxylamine)，再經由羥氨氧化酶

(HAO) 氧化生成亞硝酸鹽，並進入脫硝路徑，直接由亞硝酸鹽作為氧化呼吸鏈之最終電子接受者將其還原成  $N_2$  或  $N_2O$ 。在批次反應過程中，發現

整個操作過程裡檢測不到  $NO_3^-$ -N (示如圖 14(C))，但是可以檢測到  $NH_2OH$  (示如圖 16)，其結果可輔證其去氮反應應為 SND 代謝路徑。

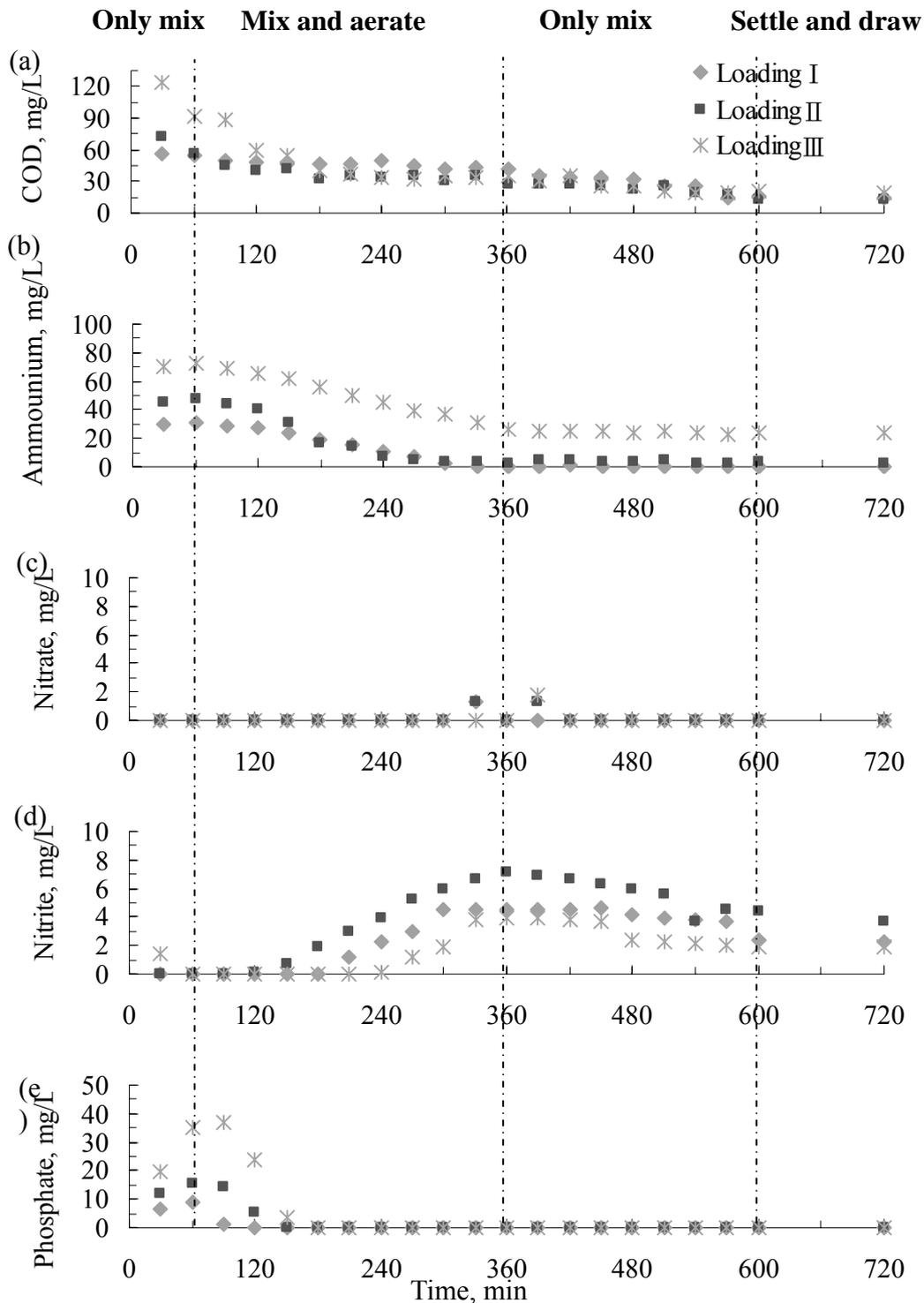


圖 12 : The comparison batch tests of various Loadings (I, II and III) in traditional SBR system (a) COD, (b)  $NH_4^+$ -N, (c)  $NO_3^-$ -N, (d)  $NO_2^-$ -N and (e)  $PO_4^{3-}$ -P.

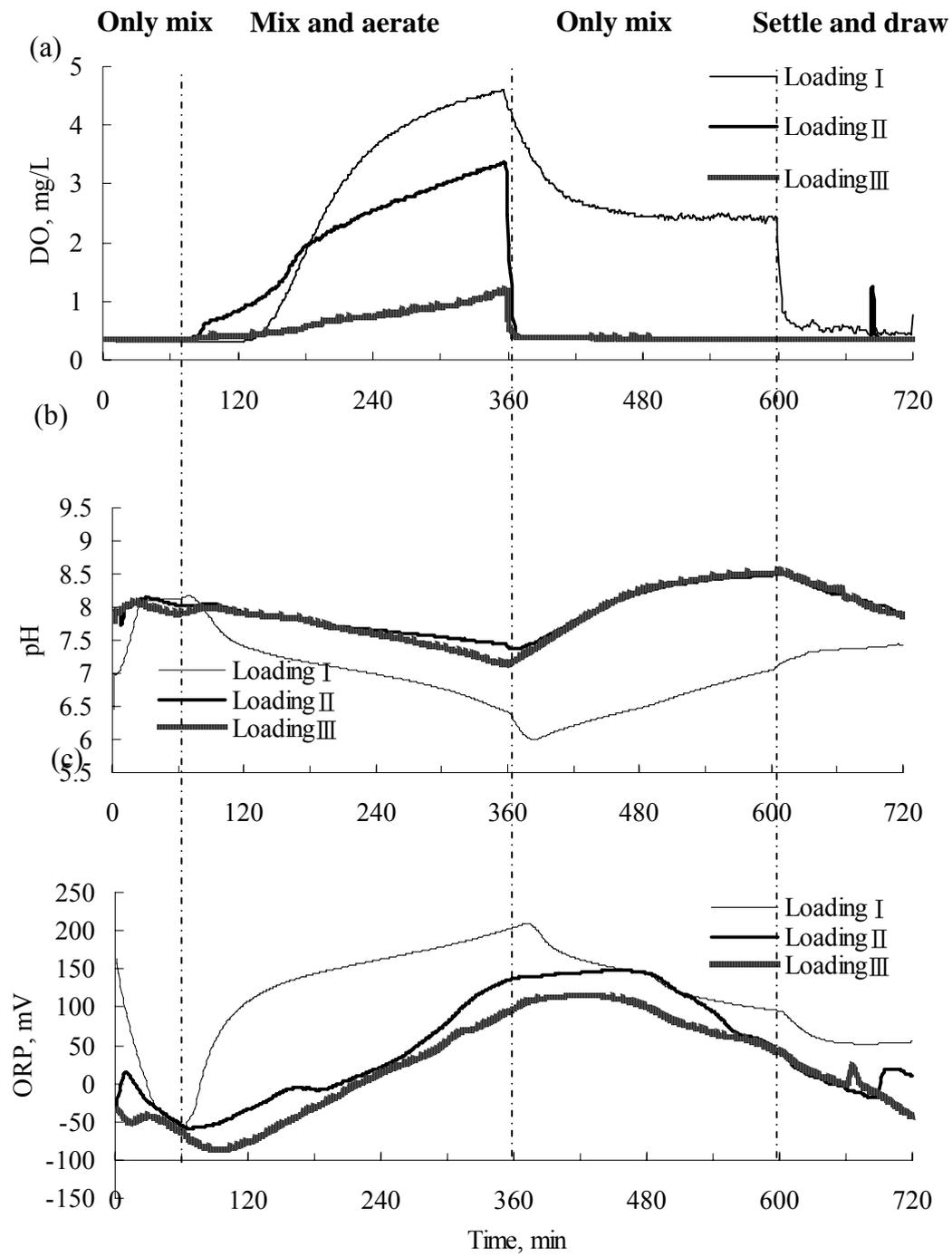


圖 13 : The comparison batch tests of various Loadings (I, II and III) in traditional SBR system (a) DO (b) pH and (c) ORP.

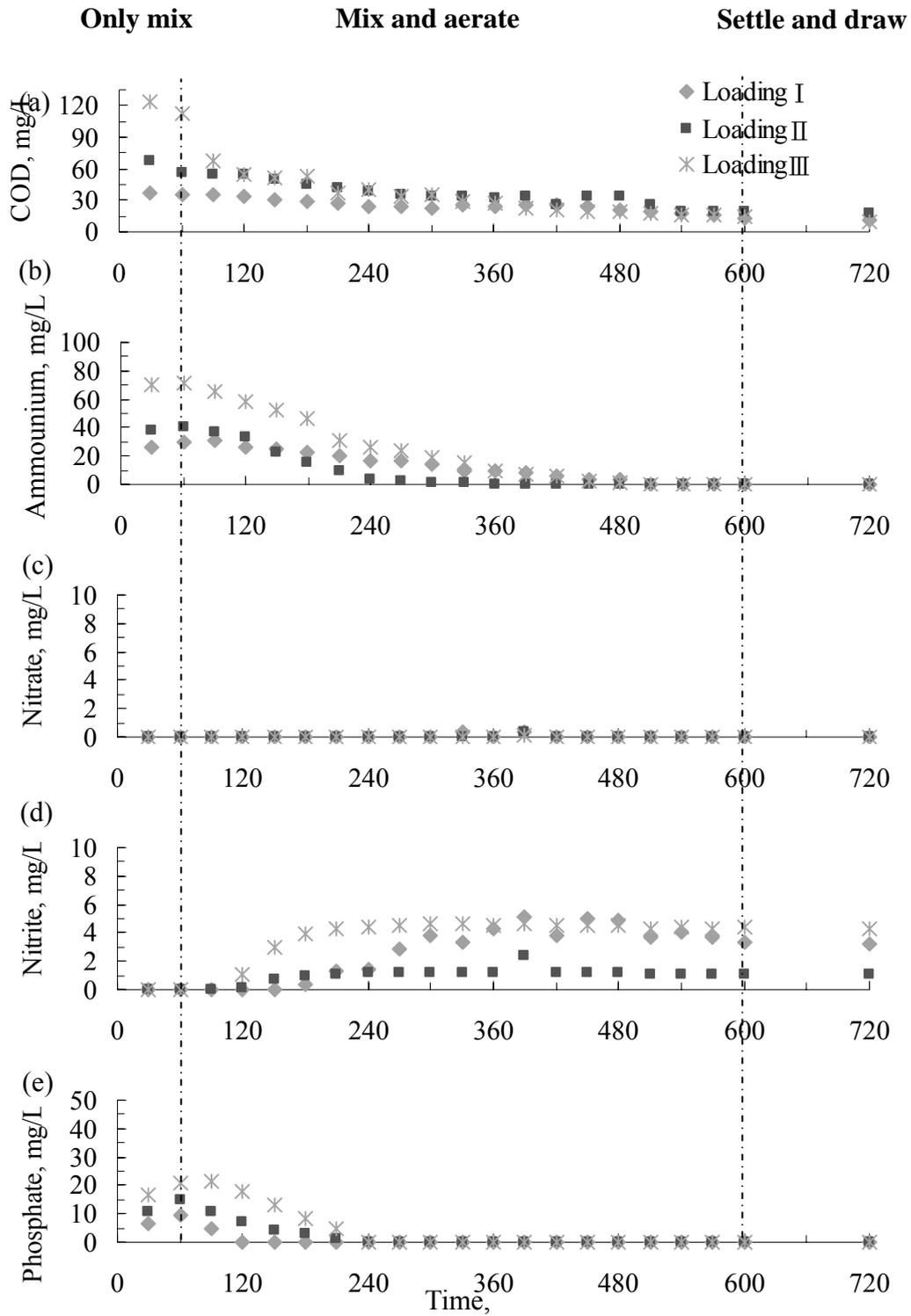


圖 14: The comparison batch tests of various Loadings (I, II and III) in SBBR system with porous WAS pellets (a) COD, (b)  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , (c)  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , (d)  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  and (e)  $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ .

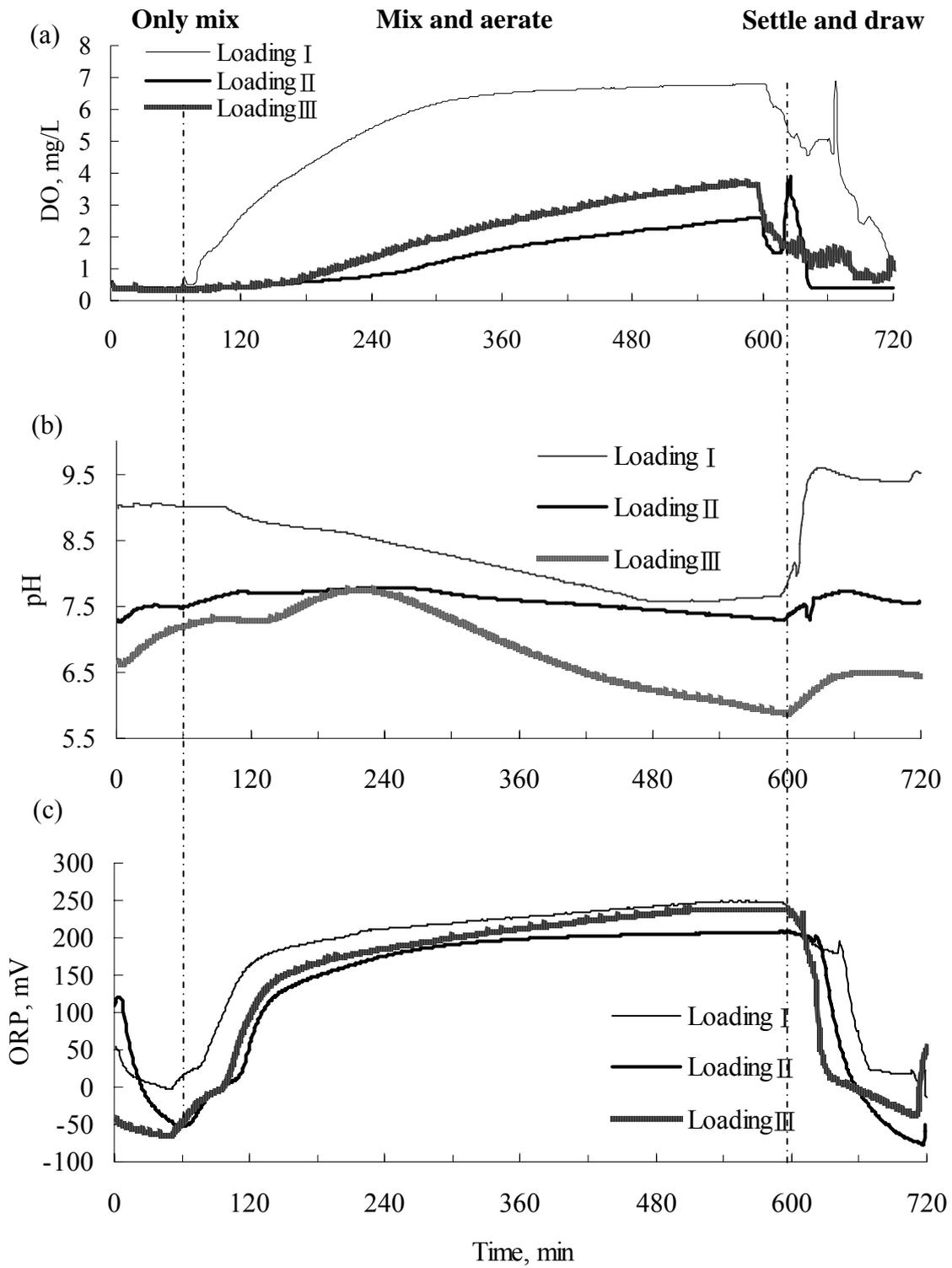


圖 15 : The comparison batch tests of various Loadings (I, II and III) in SBBR system with porous WAS pellets  
 (a) DO, (b) pH and (c) ORP.

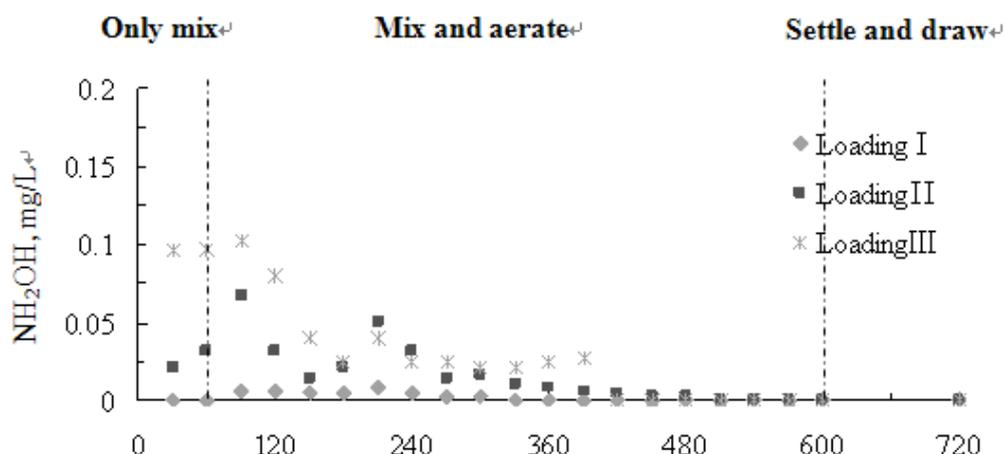


圖 16：Flow chart of one-step SND via nitrite pathway in SBBR system.

在 Loading I 反應系統穩定後 (連續操作第 65 天時), 將兩系統 (SBBR 與 SBR) 反應槽內污泥取出, 以 SEM (Scanning Electron Microscope) 做槽內生物群的微觀電顯。圖 17 (a) 為 SBBR 系統內生物膜的微觀電顯。待反應穩定後, 將 WAS 回收製作的多孔隙生物載體上面附著的生物膜取下, 其載體上之生物膜經過脫水、乾燥等一連串前處理步驟 (方法步驟至於附錄一) 後, 以 SEM 掃描式電子顯微鏡觀之。而圖 17 (b) 所示為 SBR 系統內懸浮污泥之生物菌相, 其前處理步驟如上述生物膜前處理步驟。

由圖 17(a) SBBR 系統之 SEM 照片中可顯示, 生物載體上富有多樣的生物體, 包含絲狀菌、桿菌及球菌等; 圖 17(b) 典型 SBR 系統之 SEM 照片中, 反應槽中懸浮污泥有多量小型的桿菌及球菌, 但缺少如絲狀菌的大型生物。這意思表示此試驗所用之生物載體, 其載體顆粒能提供適合微生物附著生長之表面, 因此才能有如 SEM 照片上錯綜複雜的生物菌相。

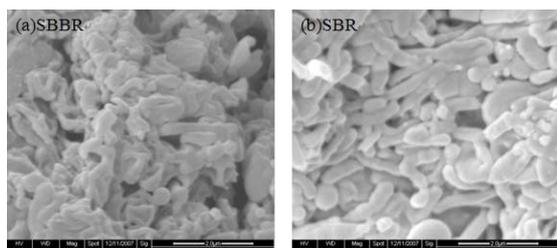


圖 17：The SEM photograph (Scanning Electron Microscope) of biomass in (a) SBBR system with porous WAS pellets and (b) traditional SBR system.

### 3.5.4 探討不同系統下 $K_N$ 、 $K_{DN}$ 與 SND 效率

表 9 為 SBR 二階段硝化效率 (nitrification rate,  $K_N$ )、脫硝效率 (denitrification rate,  $K_{DN}$ ) 和 SBBR 之 SND 效率 (EfficiencySND), 和其他文獻結果之對照。在表 9 本研究探討的反應槽內容為: 實驗對照組, 純污泥無生物載體的傳統 SBR 系統與添加以 WAS 回收再利用所製成的生物載體, SBBR 系統。除實驗兩反應系統之處理效率, 並皆在兩反應系統中以 WAS 回收再利用製成之氣泡石打氣, 進而充分試驗 WAS 再利用製品應用於生物反應槽之可行性。表中數據, 其 SND 效率的算法是依據自(Zeng et al., 2003):

$$Efficiency_{SND} = \frac{Denitrification}{Nitrification} = \frac{NH_4(tot) - NO_x(acc)}{NH_4(tot)} \quad (2)$$

式 (2) 中,  $NH_4(tot)$  表示為反應槽中氨氮的進流濃度。  $NO_x(acc)$  表示為  $NO_x-N$  的出流濃度。

在表 9 中, 本研究中的兩反應系統 (SBR 與 SBBR 系統) 同時與其他研究比較, 其反應效果大同小異, 有些反應條件下, 甚至可以更好。此結果表示, 在以 WAS 回收再利用製成的多孔生物載體系統中,  $K_N$  和  $K_{DN}$  速率是隨著 Loading I、II、III 之比例增加; 在 SBBR 系統中以 Loading III 時, 有最高的硝化速率 ( $K_N$ ) 和脫硝速率 ( $K_{DN}$ ), 其硝化率及脫硝率各為  $8.1 \text{ mg-NH}_4^+-\text{N/L-hr}$  與  $7.7 \text{ mg-NO}_3^--\text{N/L-hr}$ , 而在 Loading II 有最高的 SND 效率為 98%。由於 Loading III 進流濃度過高, 原控制條

件下的曝氣量，在此進流條件下供不應求，雖在 Loading III 反應時以提高曝氣量，增加能提供微生物

物之溶氧，但因有  $\text{NO}^{2-}$ -N 累積影響 SND 效率，因此 SND 效率低於 Loading II。

Reference		$K_N$ a	$K_{DN}$ b	Efficiency	SND
This study, (SBBR system with WAS pellets diffusers)	Loading I	4.2	4.2	95%	
	Loading II	5.9	5.8	98%	
	Loading III	8.1	7.7	94%	
This study, (traditional SBR system)	Loading I	7.0	10.5	92%	
	Loading II	9.5	14.7	90%	
	Loading III	9.6	13.5	69%	
Chung, 2007 (SBBR system with rebuilt WAS pellets, traditional SBR system, SBBR system with commercial pellets)		5.5	5.2	94%	
		5.1	4.8	86%	
		5.5	4.9	89%	
Yang, 2005 (Low DO, SND, SBR-Member)		5.1	3.6	75%	
		4.7	4.4	95%	
Chen, 2005 (SBBR)		3.7	2.4	72%	
		5.0	4.7	90%	
Li, 2004		9.4	9.2	99%	
Gieseke et al., 2002 (SBBR)		4.1	3.7	84%	
Park et al., 2002		6.7	5.3	45%	
Jun et al., 2000 (SBBR)		3.2	1.5	68%	
Menoud et al., 1999		8.8	6.7	95%	

a Express as  $\text{mg-NH}^{4+}$ -N/L-hr (nitrification rate)

b Express as  $\text{mg-NO}^{3-}$ -N/L-hr (denitrification rate)

表 9：The comparison of nitrification, denitrification rates and SND efficiency in different systems under batch test in this reactor and other references.

#### 4. 結論

典型 SBR 系統為無 WAS 再利用多孔顆粒，SBBR 系統為以 WAS 再利用多孔顆粒作為生物載體，將此兩反應分三種不同 Loadings 下平行同時操作運轉超過 140 天，以下結論為：

1. 以 WAS、紅土與少量發泡劑可製成多孔隙生物載體與曝氣石，其混合最佳比例為 5: 6: 1 至 5: 12: 1 (w/w)。其再利用製品製成生物載體石，抗壓強度、視密度及吸水率分別為 36.70  $\text{kgf/cm}^2$ 、7.10  $\text{g/cm}^3$  和 32.99%。若改良為微孔隙曝氣石，其抗壓強度可由原本 36.70  $\text{kgf/cm}^2$  提升至 43.15  $\text{kgf/cm}^2$ 。
2. 由生物載體改良成曝氣石，經溶氧傳輸速率試驗可得，以 WAS 製成微孔隙曝氣石，其曝氣效果比市售氣泡石良好，如應用在生物反應槽內應可減少曝氣量，達到節省能源動力之效果。
3. 由兩種反應系統(SBR 與 SBBR)之批次實驗結果可得，以 WAS 製成生物載體，其多孔隙的特性可讓微生物在上方附著生長，並可利用

生物膜提供外部好氧區及內部厭氧區，增加生物反應槽中 SND 效率(SBBR 98% > SBR 92%)。

#### 參考文獻

1. Ahn, Y. H. 2006 Sustainable nitrogen elimination biotechnologies:A review. *Process Biochem.*, 41, pp.1709-1721.
2. APHA, AWWA and WEF 2005 Standard Method for Examination of Water and Wastewaters”, 21<sup>st</sup> ed., of American Public Health Association, Washington, DC., USA.
3. Akin, B.S.and Ugurlu, A. 2005 Monitoring and control of biological nutrient removal in a Sequencing Batch Reactor. *Process Biochemistry*, 40(8), pp.2873-2878.
4. Balasubramanian J., Sabumon P.C., John U. Lazar and R. Ilangoan, 2006. Reuse of textile effluent treatment plant

sludge in building.

5. Bhattu, J. I. and Redit K. J.  
1989 Moderate strength concrete from lightweight sludge ash aggregates. *The International Journal of Cement Composites and Lightweight Concrete*, 11(3), pp.179-187.
6. Carrera, J., Vicent, T. and Lafuente, J.  
2004 Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater. *Process Biochem.*, 39, pp.2035-2041.
7. Cheeseman, C. R., Sollars, C. J. and McEntee, S.  
2003 Properties, microstructure and leaching of sintered sewage sludge ash. *Adv. Environ. Res.*, 40, pp.13-25.
8. Chiang, Y. P., Liang, Y. Y., Chang, C. N. and Chao, A. C.  
2006 Differentiating ozone direct and indirect reactions on decomposition of humic substances. *Chemosphere*, 65, pp.2395-2400.
9. Chiu, Y. C., Lee, L. L., Chang, C. N. and Chao, A. C.  
2007 Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. *Int. Biodeter. Biodegr.*, 59, pp.1-7.
10. Chu, L., Zhang, X., Yang, F. and Li, X.  
2006 Treatment of domestic wastewater by using a microaerobic membrane bioreactor. *Desalination*, 189, pp.181-192.
11. Lee, D. U., Lee, I. S., Choi, Y. D. and Bae, J. H.  
2001 Effects of external carbon source and empty bed contact time on simultaneous heterotrophic and sulfur-utilizing autotrophic denitrification. *Process Biochem.*, 36, pp.1215-1224.

# Application of recycled porous diffusers from Wasted Activated Sludge

Cheng-Nan Chang

Professor, Department of Environmental Science and Engineering, Tunghai University

[cnchang@thu.edu.tw](mailto:cnchang@thu.edu.tw)

Wen-Fang Su

Graduate Student, Department of Environmental Science and Engineering, Tunghai University

Han-Hsien Huang

Graduate Student, Department of Environmental Science and Engineering, Tunghai University

Shih-Hsien Wu

Research assistant, Department of Environmental Science and Engineering, Tunghai University

Ying-Chih, Chiu

Professor, Department of Environmental Engineering, Ilan University

[ycchiu@niu.edu.tw](mailto:ycchiu@niu.edu.tw)

## Abstract

Traditional activated sludge generates large amount of wasted activated sludge (WAS) and need excess cost to deal with. The ways to reduce the amount of WAS certainly will contribute to the cost down in treatment system. Therefore, this study attempts to recycle the wasted activated sludge cake and bake into porous immobilized pellets then add to the SBBR system.

In this study, the WAS from Nei-Hu wastewater treatment plant mixed with red soil and some chemical additives to bake as the rebuilt porous WAS pellets. The pellets reused in sequencing batch biofilm reactor (SBBR) as diffuser and can attach biofilm and enhance the wastewater nutrient removal efficiency. The simultaneous nitrification denification (SND) efficiency removal results of SBBR with rebuilt WAS pellets are better than that of the traditional SBR system (with 98 % and 92%, respectively).

*Keywords: Waste Activated Sludge (WAS), Pellets, Recycle, Simultaneous Nitrification and Denitrification (SND)*