

結合硝化 / 脫硝(單一污泥)系統 處理豬糞尿廢水佳化模式

黃汝賢⁽¹⁾ 紀長國⁽²⁾ 陳敦甫⁽¹⁾

收件日期：88 年 10 月 19 日；接受日期：88 年 12 月 22 日

摘 要

以蔗糖為有機物配製之高含氮合成廢水(模擬豬糞尿廢水經固液分離機及約三天水力停留時間厭氧處理後之出流水；COD = 2730~3030 mg/L，TKN = 870~900 mg/L)經單一污泥型系統(厭氧槽：無氧槽：好氧槽 = 12 L：17 L：50 L)處理，在進流量 12~24 L/d、污泥迴流比 1~2、混合液迴流比 1~2 及污泥齡 13~19 天之條件下操作，發現 COD、TKN、TN 及 TP 去除率分別為 93%~99%、84%~99%、66%~73% 及 12%~24%。

實驗結果亦發現，高含氮廢水中有機物不足，使得單一污泥型系統中無氧槽之脫硝速率(內呼吸型脫硝)遠小於厭氧槽者；增加污泥迴流比，雖會增加單一污泥型系統之 TN 去除率，但卻降低系統之 TP 去除率；高含氮廢水經單一污泥型系統硝化及脫硝處理後，其鹼度消耗量與理論值之比值介於 0.90~0.94 之間；若只有無氧槽中殘存 $\text{NO}_x\text{-N}$ 時，則改變混合液迴流比對單一污泥型系統之 TKN 及 TN 去除率無影響。

再者，單一污泥型系統各反應槽污泥相對於強化培養污泥之活性分別為：厭氧槽脫硝活性為 0.54、無氧槽脫硝活性為 0.036 及好氧槽硝化活性為 0.21；硝化反應為 Monod 型動力，其 $k_n = 1.15 \text{ d}^{-1}$ ， $K_{sn} = 17.3 \text{ mg N/L}$ ；脫硝反應為零階動力，其 $k_d = 1.03 \text{ d}^{-1}$ 。

最後，以獨立試驗求得之參數值代入本研究所推導之單一污泥型硝化 / 脫硝模式模擬，計算結果與系統之實驗結果大致符合。

關鍵詞：單一污泥型系統、模擬豬糞尿廢水、硝化 / 脫硝動力、動力模式、模式驗證。

緒 言

台灣地區蓬勃發展之養豬事業所帶來之豬糞尿廢水(含高濃度有機物、氮及磷)已成為社會各界關注之焦點，其廢水處理方法之探討更廣受學者、專家所重視。近年來我國農政單位極力推廣使用「三段式法」處理豬糞尿廢水，三段式法即是將廢水先經固液分離，次接厭氧處理，最後再利用活性污泥法(或氧化渠)處理，處理後之水質(BOD、SS)大都可符合放流水標準，惟除氮和除

(1)國立成功大學環境工程學系

(2)大仁技術學院環境工程衛生學系

磷之效果則不佳。

利用生物程序除氮之原理為先利用自營性硝化菌(strict aerobic nitrifiers)將 NH_4^+-N 氧化為 NO_3^--N 後，再利用異營性脫硝菌(facultative aerobic denitrifiers)將 NO_3^--N 還原成氣態氮化物或氮氣逸散至空氣中。利用生物程序除磷之原理則為先利用磷積蓄菌(poly p-organisms)於厭氧下大量攝取有機物而釋放出大量的磷後，再於好氧狀態下，磷積蓄菌分解積存體內之有機物並進一步超量攝取磷至體內，最後經排泥將磷去除。目前生物除氮、除磷之研究大都以含低濃度氮、磷之生活污水為主，如Barnard (1973)以生活污水研究脫硝速率，Stern and Marais (1974)及Marais and Ekama (1976)以生活污水為進流基質研究脫硝現象，Siebritz *et al.* (1983)以University of Cape Town (UCT)系統處理生活污水；而相對於含高濃度氮之廢水的研究則很少。

活性污泥系統已有至少數十年操作使用經驗，乃最成熟之廢水處理程序，如將活性污泥程序修正，另加入一無氧槽，則可產生硝化/脫硝作用而達到除氮(除磷)效果，此即為單一污泥型硝化/脫硝系統。早期單一污泥型系統之設計與操作，均賴操作人員之經驗，十分費時費力，於是有學者開始研發此系統之數學模式，藉以模擬(預測)此系統在各種操作條件下之水質變化情形；模式之建立及驗證主要分為三個步驟，首先必須確認系統中發生之各種生化反應(如硝化作用、脫硝作用等)，以建立方程式，其次必須決定系統中各項生物動力參數值(如無氧槽和厭氧槽之脫硝活性係數、好氧槽之硝化活性係數等)，最後將進流水條件、系統操作條件及各項生物動力參數值代入模式中求解系統出流水之水質數據計算值，並以系統實際操作所得之實驗數據驗證，以確立模式之適用性。

影響單一污泥型系統之硝化/脫硝因素非常多，同時又因單一污泥型硝化/脫硝系統各反應槽皆由同一污泥產生生化作用，亦即污泥菌相極為複雜(包括自營菌和異營菌等)，故模式之建立遠較分離污泥型硝化/脫硝系統複雜且困難，以往學者所研究之模式亦相當多(如Marais and Ekama, 1976; van Haandel *et al.*, 1981; Henze *et al.*, 1987; Zhao *et al.*, 1994; Argarman, 1995)，但該類模式皆過於複雜且包含了許多方程式及參數，故為了更利於單一污泥型硝化/脫硝系統之設計及操作，實有必要發展較為簡易且實用之模式。

本研究之目的有四：(1)經由實驗室規模厭氧/無氧/好氧(單一污泥型)系統之操作，以確定單一污泥型系統在不同COD負荷、TKN負荷、混合液迴流比及污泥迴流比下，對含高濃度氮廢水之硝化/脫硝能力；(2)探求於不同操作條件下，厭氧槽及無氧槽之脫硝活性係數及好氧槽之硝化活性係數；(3)推導適用於穩定狀態下之單一污泥型硝化/脫硝系統簡易模式；(4)利用單一污泥型系統各試程操作所得實驗數據驗證模式，以確立模式之適用性。

硝化/脫硝動力模式

含氮污染物在厭氧/無氧/好氧(單一污泥)系統(圖1)中主要以TKN及 NO_x^--N (即 $\text{NO}_2^--\text{N} + \text{NO}_3^--\text{N}$)

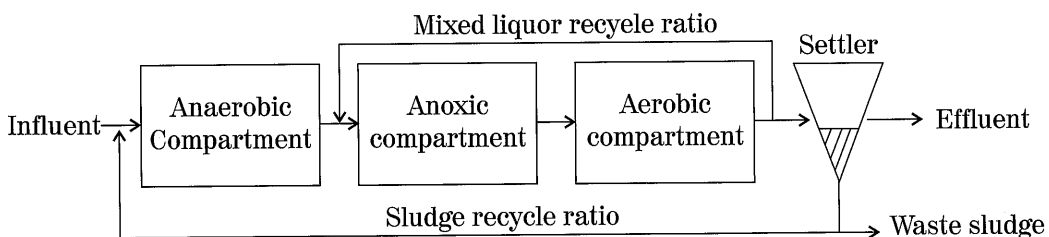


圖 1. 單一污泥系統之示意圖。

Fig. 1. Schematic diagram of the single-sludge reactor system.

-N)二種形態存在，而該單一污泥型硝化/脫硝系統係由三個完全混合之厭氧槽、無氧槽及好氧槽以及一個沈澱池組合而成。

在單一污泥型系統中，TKN的硝化反應於好氧槽中發生，總氮化物之去除則由脫硝反應及細胞合成反應所進行，其中脫硝反應於厭氧槽及無氧槽中都會發生。若合理假設該沈澱池僅進行固液分離作用，而不進行任何其他生化反應，則當系統達到穩定狀態時，各反應槽液相含氮污染物之質量守恆式如下：

I. 厭氧槽之質量守恆式：

(i)TKN：因厭氧槽處於厭氧狀態下，故廢水中TKN除了部份被微生物合成細胞體使用外，其餘存在於液相中的TKN都不會進行氧化還原反應。

$$QC_{k0} + Q_s C_{k3} - (Q + Q_s) C_{k1} - r_s V_1 = 0 \quad (1)$$

(ii) NO_x^- -N：自沈澱池迴流到厭氧槽之污泥迴流液所含 NO_x^- -N將在厭氧槽中完全脫硝，維持槽中之厭氧狀態，但若迴流污泥量過大，將使厭氧槽處於無氧狀態（即無法維持厭氧狀態），此時液相會有 NO_x^- -N存在。所以，當 $Q_s C_{n3} \leq r_{d1} V_1$ 時 $C_{n1} = 0$

$$(2)$$

當 $Q_s C_{n3} > r_{d1} V_1$ 時 $Q_s C_{n3} - (Q + Q_s) C_{n1} - r_{d1} V_1 = 0$

$$(2')$$

II. 無氧槽之質量守恆式：

(i)TKN：因無氧槽處於無氧狀態，除了部份TKN被攝取且合成細胞體外，其餘TKN都不會進行氧化還原反應。所以， $(Q + Q_s) C_{k1} + Q_m C_{k3} - (Q + Q_s + Q_m) C_{k2} - r_s V_2 = 0$

$$(3)$$

(ii) NO_x^- -N：無氧槽在無氧狀態下， NO_x^- -N將進行脫硝反應。因此， $(Q + Q_s) C_{n1} + Q_m C_{n3} - (Q + Q_s + Q_m) C_{n2} - r_{d2} V_2 = 0$

$$(4)$$

III. 好氧槽之質量守恆式：

(i)TKN：好氧槽在好氧狀態下，TKN將被攝取合成細胞體及進行硝化反應。因此， $(Q + Q_s + Q_m) (C_{k2} - C_{k3}) - r_s V_3 - r_{n3} V_3 = 0$

$$(5)$$

(ii) NO_x^- -N：好氧槽在好氧狀態下，TKN進行硝化反應產生 NO_2^- -N及 NO_3^- -N。因此， $(Q + Q_s + Q_m) (C_{n2} - C_{n3}) + r_{n3} V_3 = 0$

$$(6)$$

式(1)~式(6)中，

C_{k0} ：TKN influent concentration (mg/L)

C_{k1} ：TKN concentration in anaerobic compartment (mg/L)

C_{k2} ：TKN concentration in anoxic compartment (mg/L)

C_{k3} ：TKN concentration in aerobic compartment (mg/L)

C_{n1} ： NO_x^- -N concentration in anaerobic compartment (mg/L)

C_{n2} ： NO_x^- -N concentration in anoxic compartment (mg/L)

C_{n3} ： NO_x^- -N concentration in aerobic compartment (mg/L)

Q ：inflow rate (L/d)

Q_m ：mixed liquor recycle rate (L/d)

Q_s ：sludge recycle rate (L/d)

r_{d1} ：denitrification rate in anaerobic compartment (mg/L-d)

r_{d2} ：denitrification rate in anoxic compartment (mg/L-d)

r_{n3} ：nitrification rate in aerobic compartment (mg/L-d)

r_s : TKN uptake rate by microbial synthesis (mg/L-d)

V_1 : volume of anaerobic compartment (L)

V_2 : volume of anoxic compartment (L)

V_3 : volume of aerobic compartment (L)

若系統之操作條件可使厭氧槽維持著厭氧狀態(即式(2') 成立)，則式(1)~ 式(6)可化簡為：

$$C_{k1} = C_{k0} - \frac{R_s}{1+R_s} (r_{n3} + r_s) \frac{V_3}{Q} - r_s \left(\frac{V_1}{Q} + \frac{R_s}{1+R_s} \frac{V_2}{Q} \right) \quad (7)$$

$$C_{k2} = C_{k0} - \frac{R_s + R_m}{1+R_s + R_m} (r_{n3} + r_s) \frac{V_3}{Q} - r_s \frac{(V_1 + V_2)}{Q} \quad (8)$$

$$C_{k3} = C_{k0} - r_s \frac{(V_1 + V_2 + V_3)}{Q} - r_{n3} \frac{V_3}{Q} \quad (9)$$

$$C_{n1} = 0 \quad (10)$$

$$C_{n2} = \frac{1}{1+R_s} \left(\frac{R_m}{1+R_s + R_m} r_{n3} \frac{V_3}{Q} - r_{d2} \frac{V_2}{Q} \right) \quad (11)$$

$$C_{n3} = \frac{1}{1+R_s} \left(r_{n3} \frac{V_3}{Q} - r_{d2} \frac{V_2}{Q} \right) \quad (12)$$

上式中，

$R_m (= Q_m/Q)$: mixed liquor recycle ratio (dimensionless)

$R_s (= Q_s/Q)$: sludge recycle ratio (dimensionless)

模式中中共有七個操作參數(C_{k0} , Q , Q_m , Q_s , V_1 , V_2 及 V_3)及四個反應項(r_{d1} , r_{d2} , r_{n3} 及 r_s)。若反應項為零階、一階或 Monod 型單調型函數，則六條方程式(式(1)~ 式(6))恰可解得六個未知數，分別為 C_{k1} , C_{k2} , C_{k3} , C_{n1} , C_{n2} 及 C_{n3} 。

因此，單一污泥系統之 TKN 去除率(E_1)及 TN 去除率(E_2)可定義為：

$$E_1 = (C_{k0} - C_{k3}) / C_{k0} = \left[r_{n3} \left(\frac{V_3}{Q} \right) + r_s \left(\frac{V_T}{Q} \right) \right] / C_{k0} \quad (13)$$

$$E_2 = [C_{k0} - (C_{k3} + C_{v3})] / C_{k0} = \frac{1}{1+R_s} \left[R_s C_{k0} E_1 + \left(r_s \frac{V_T}{Q} \right) + r_{d2} \left(\frac{V_2}{Q} \right) \right] / C_{k0} \quad (14)$$

式(13)及式(14)中， V_T : total volume of the entire system ($= V_1 + V_2 + V_3$; L)

材料與方法

I. 材料

(i) 試驗廢水

試驗廢水使用自行配製之合成廢水，如表 1 和 2 所示，此乃模擬豬糞尿廢水經固液分離機及約三天水力停留時間厭氣處理後之出流水。

(ii) 厭氧/無氧/好氧(單一污泥系統)試驗裝置

採用自行設計製作之兩組實驗室規模厭氧/無氧/好氧(單一污泥)系統，此單一污泥型硝化/脫硝系統是由厭氧槽、無氧槽、好氧槽及沈澱槽各一個串聯組成，所有反應槽皆以壓克力材料製成，其中厭氧槽及無氧槽各安裝一組攪拌器，上端藉壓克力材料加蓋密封以隔絕空氣。厭氧槽、無氧槽及好氧槽之體積分別為 12 L、17 L 及 50 L。曝氣設備採用小型曝氣機，曝氣管出口接小散氣石，以利形成小氣泡而維持好氧槽中溶氧值為 3~4mg/L；沈澱槽之體積為 9 升，底部做成約 60° 之角錐(sloping sidewalls)，以利污泥之沈降與排泥。厭氧槽之水位差 2 cm，無氧槽之水位差 2 cm，好氧槽與沈澱槽之水位差 4 cm，換言之，進流至出流之水位差 8 cm。

(iii) 批次反應槽

硝化及脫硝動力之探求係採批次反應槽操作，批次反應槽為圓桶狀(體積 5 L)，置有攪拌馬達均勻攪拌，使基質與污泥二者充分接觸。

表 1. 合成廢水之化學組成

Table 1. Chemical composition of synthetic wastewater^a

Sucrose as COD	Yeast extract	KH ₂ PO ₄	K ₂ HPO ₄	NH ₄ Cl	NaHCO ₃
2730-3030	29	340	134	3440	6720

^a Unit: mg/L; Trace metals: Ni²⁺, 0.5; Fe³⁺, 0.5; Co²⁺, 0.3; Mo⁶⁺, 0.6; Zn²⁺, 0.5; Mn²⁺, 0.5; Mg²⁺, 0.5 mg/L

表 2. 合成廢水之水質特性

Table 2. Characteristics of synthetic wastewater^a

Constituent	Concentration
pH	7.5-7.9
Alkalinity ³	3690-3700
COD	2730-3030
NH ₄ ⁺ -N	870-900
TKN	870-900
COD/TKN	3.0-3.4
PO ₄ ³⁻ -P	101-105
TP	101-105
COD/TP	27.0-28.9

^a The constituents of synthetic wastewater excepting pH and alkalinity (mg CaCO₃/L) are expressed in mg/L.

II. 實驗方法

(i) 污泥之馴養

活性污泥之馴養係採用台南縣新化鎮行政院農業委員會畜產試驗所(畜試所)三段式豬糞尿廢水處理廠曝氣槽之污泥，以批次式曝氣培養；其方法為倒入該畜試所厭氣處理後之出流水與固液分離液調配而成之廢水，二天後停止曝氣，沈澱 1 小時，傾棄上澄液，並投入等量之前述廢水繼續馴養。硝化污泥之馴養亦採用畜試所豬糞尿廢水處理廠曝氣槽之污泥，以批次式曝氣培養；其方法為倒入前述批次式馴養活性污泥二天後傾棄之上澄液，爾後每隔五天停止曝氣讓混合液沈澱 1 小時，傾棄上澄液，並投入等量之前述上澄液繼續馴養。脫硝污泥之馴養係採用畜試所豬糞尿廢水處理廠厭氧槽之污泥，採批次式培養；其方法為投入前述批次式馴養硝化污泥曝氣五天後再沈澱 1 小時所傾棄之上澄液，並加入甲醇基質(300 mg COD/L)，如此馴養七天後停止攪拌，讓混合液沈澱 1 小時後傾棄上澄液，再投入等量之前述上澄液與甲醇基質繼續馴養。上述活性污泥、硝化污泥及脫硝污泥分別在 COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 之去除率約達 90% 時，即認定已達馴化階段，並分別置入厭氧/無氧/好氧系統之各反應槽中進行連續流操作。

(ii) 厭氧/無氧/好氧(單一污泥)系統之操作

厭氧/無氧/好氧(單一污泥)系統具除氮(伴隨 COD 去除)及除磷之效果(圖 1)，廢水在經由好氧槽之硝化作用，使 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 轉化為 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 後，利用 Cole-Parmer 定量泵將好氧槽之混合液迴流至無氧槽進行脫硝(除氮)，而沈澱槽之污泥則利用 Cole-Parmer 定量泵迴流至厭氧槽進行釋磷，其後再於好氧槽中進行超量攝磷，以達除磷效果。本實驗主要操控參數包括：進流量(12 ~ 24 L/d)、進流 COD 負荷(0.32 ~ 0.70 kg COD/kg MLVSS-d)、進流 TKN 負荷(0.106 ~ 0.200 kg N/kg MLVSS-d)、進流 TP 負荷(0.012 ~ 0.024 kg P/kg MLVSS-d)、污泥迴流比($R_s = 1 \sim 2$)、混合液迴流比($R_m = 1 \sim 2$)及污泥細胞停留時間(MCRT = 20 d)，交互組成 6 組試程，以探討系統參數與除氮(伴隨 COD 去除)、除磷效果之關係，每一試程至少經過三個 MCRT 以上之操作時間，且一星期內連續測得三次出流水質 COD 及 TKN 之偏差值在 10% 以內後，即視試程為穩定。

(iii) 硝化/脫硝動力常數及活性之測定

1. 強化培養硝化污泥之動力常數

- (1) 自系統好氧槽中取出 5L 混合液置入 5L 批次反應槽，並加入 7.83 g NH_4Cl 、1 g KH_2PO_4 、30 g NaHCO_3 及適量微量金屬，然後啟動攪拌裝置及曝氣裝置。
- (2) 強化培養硝化污泥採半連續式操作，即每天以定時定量投入取出方式，將批次反應槽混合液沈澱 30 min，取出上澄液 2.5L，並加入 7.83 g NH_4Cl 、1 g KH_2PO_4 、30 g NaHCO_3 及適量微量金屬，再加入 2.5L 自來水，並啟動攪拌裝置及曝氣裝置。
- (3) 重覆步驟(2)，並適時測定混合液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度，以及適量地廢棄污泥，如此持續強化培養約四個月。
- (4) 自強化培養單一硝化菌之批次反應槽中，取出適量污泥置入另一批次反應槽中，並加入 100 mg/L NH_4Cl 、100 mg/L NaHCO_3 、1 g KH_2PO_4 及適量微量元素，然後再加入自來水至混合液為 5 L，並啟動攪拌裝置。
- (5) 測定批次反應槽中 MLVSS 濃度，其後每隔 20 min 採樣一次，分析溶解性 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度。
- (6) 當批次反應槽中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度無法測出時，立即停止採樣，並再測定批次反應槽中 MLVSS 濃度。

2. 強化培養脫硝污泥之動力常數

- (1)自系統厭氧槽中取出 5L 混合液置入 5L 批次反應槽，並加入 50 g KNO_3 、30 g 蔗糖、1 g KH_2PO_4 及適量 yeast extract 和微量金屬，隨即以氮氣將批次反應槽中溶氧祛除，然後將批次反應槽密封，並啟動攪拌裝置。
- (2)強化培養脫硝污泥採半連續式操作，即每天以定時定量投入取出方式，將批次反應槽混合液沈澱 30 min，取出上澄液 2.5L，並加入 50 g KNO_3 、30 g 蔗糖、1 g KH_2PO_4 及適量 yeast extract 和微量元素，再加入 2.5L 自來水，隨即以氮氣將批次反應槽中溶氧祛除，然後將批次反應槽密封，並啟動攪拌裝置。
- (3)重覆步驟(2)並適時測定混合液中 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 濃度，以及適量地廢棄污泥，如此持續強化培養約四個月。
- (4)自強化培養單一脫硝菌之批次反應槽中，取出適量污泥置入另一批次反應槽中，並加入 200 mg/L KNO_3 、1200 mg/L 蔗糖、1 g KH_2PO_4 及適量微量金屬和 yeast extract，再加入自來水至混合液為 5L，隨即以氮氣將批次反應槽中溶氧祛除，然後將批次反應槽密封，並啟動攪拌裝置。
- (5)測定批次反應槽中 MLVSS 濃度，其後每隔 15 min 採樣 1 次，分析溶解性 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 濃度。
- (6)當批次反應槽中 NO_2^- -N 和 NO_3^- -N 濃度無法測出時，立即停止採樣，並再測定批次反應槽中 MLVSS 濃度。

3. 單一污泥系統之硝化活性

- (1)取好氧槽混合液 3L 置入批次反應槽，並加入 50 mg/L NH_4Cl 、500 mg CaCO_3 /L 之 NaHCO_3 及 0.2633 g $\text{KH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ，開始曝氣。
- (2)測定批次反應槽中 MLVSS 濃度，其後每隔半小時採樣一次，分析溶解性 NH_4^+ -N 濃度。
- (3)當批次反應槽中 NH_4^+ -N 無法測出時，立即停止採樣，並再測定批次反應槽中 MLVSS 濃度。

4. 單一污泥系統厭氧槽之脫硝活性

- (1)取厭氧槽混合液 3 L 置入 5 L 批次反應槽，並加入 1.61 g 蔗糖基質及 2.16 g KNO_3 ，隨即以氮氣將批次反應槽中溶氧祛除，然後將批次反應槽密封，並啟動攪拌裝置。
- (2)測定批次反應槽中 MLVSS 濃度，其後每隔 10 ~ 30 min 採樣一次，分析溶解性 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD 及 PO_4^{3-} -P 濃度。
- (3)當批次反應槽中 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 濃度無法測出時，立即停止採樣，並再測定批次反應槽中 MLVSS 濃度。

5. 單一污泥系統無氧槽之脫硝活性

- (1)取無氧槽混合液 3 L 置入 5 L 批次反應槽，並加入 50 mg/L 蔗糖基質，隨即以氮氣將批次反應槽中溶氧祛除，然後將批次反應槽密封，並啟動攪拌裝置。
- (2)測定批次反應槽中 MLVSS 濃度，其後每隔 10~30 min 採樣一次，分析溶解性 NO_3^- -N、 NO_2^- -N、COD 及 PO_4^{3-} -P 濃度。
- (3)當批次反應槽中 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 濃度之測值達恆定時，立即停止採樣，並再測定批次反應槽中 MLVSS 濃度。

第 3 小節所求得之比硝化速率常數與第 1 小節所求得者之比值即為好氧槽之硝化活性係數；第 4 小節和 5 小節所求得之比脫硝速率常數與第 2 小節所求得者之比值即分別

為厭氧槽和無氧槽之脫硝活性係數。

(iv) 水質分析

水質分析項目包括 pH、Alkalinity、COD、TKN、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 、TP、MLSS、MLVSS 及 ORP 均依美國 Standard Methods 所述方法，其中 COD 以開放迴流法，TKN 以巨量凱氏法， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 以納氏法， $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 以 NED 比色法， $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 以變色酸法， $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 以氯化亞錫法，TP 以硫酸-硝酸法消化後再依氯化亞錫法分析測得。

結果與討論

本研究採用高含氮合成廢水(模擬三段式豬糞尿廢水經固液分離機及約三天水力停留時間厭氧處理後之出流水)經厭氧/無氧/好氧(單一污泥)系統處理，其六組試程之操作條件及結果如表 3 所示。須指出者，欲使單一污泥系統達到穩定狀態，各組試程至少操作三個月以上。

I. 厭氧/無氧/好氧(單一污泥)系統操作結果

(i) 硝化作用

van Haandel *et al.* (1981) 指出活性污泥系統於污泥齡 (θ_c) 大於十天之操作條件，進流水 TKN 被攝取合成細胞體之量對進流水 COD 濃度比值 ($\Delta\text{N}/\text{COD}_t$) 小於 0.03，故若忽略 TKN 被攝取之量，則進流水與出流水之 TKN 濃度差值可視為 TKN 在好氧槽硝化反應所致。由表 3 可知，當好氧槽 TKN 負荷為 0.106 ~ 0.2 kg N/kg MLVSS-d 且自無氧槽進流 COD 濃度 27 ~ 260 mg/l 時，TKN 轉化率為 87% ~ 99.8%。此一結果顯示，因進流水 COD/TKN 比值僅 2.8，大部份 COD 都消耗於厭氧槽及無氧槽之脫硝反應中，故好氧槽中之硝化菌未受有機物之抑制，充份發揮功能地將 TKN 硝化為 NO_x^- 。

(ii) 脫硝作用

進流厭氧槽之 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 係好氧槽硝化反應後並經沈澱污泥迴流而來，由於試驗進流水最先進入本系統之厭氧槽，充分地提供了脫硝所需之有機碳源，故推測厭氧槽中之脫硝作用理應相當完全。由表 3 可知，除了試程 3 之厭氧槽中有微量 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ (可能是短流所致) 外，其餘各試程之厭氧槽中均達到完全脫硝。

進入無氧槽之 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 乃由好氧槽之混合液迴流而來，由於進流廢水中之有機碳已在上游端之厭氧槽消耗大部份，故進入無氧槽之有機碳量不足，使得無氧槽之脫硝菌進行內呼吸型脫硝作用，其脫硝速率遠小於厭氧槽之脫硝速率。由表 3 可知，混合液迴流比 (R_m) 與污泥迴流比 (R_s) 在 1~2 範圍操作下，無氧槽存在之 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 濃度遠較厭氧槽者高，亦即無氧槽之脫硝速率遠小於厭氧槽者。

(iii) COD 及 TP 去除

由於本研究所配製之高含氮合成廢水之 COD/TKN 比值接近 2.8，Argaman (1986) 述及欲使脫硝速率不受有機碳濃度所影響，則進流水之 COD/N 比值應在 5 ~ 6 以上，且由表 3 顯示，各組試程 COD 去除率均在 98% 以上，故由此可知，高含氮廢水因有機碳量不足以完全脫硝，經單一污泥系統處理後，其出流水殘存之有機碳濃度很低。

Wentzel *et al.* (1992) 指出單一污泥系統之污泥經循序厭氧及好氧循環操作後可存在一種蓄磷菌 (poly p-organisms，如 *Acinetobacter*)，其在厭氧狀態下可裂解細胞內聚合磷酸化物，釋出磷酸根至液相，並藉此供應能量給細胞，以攝取液相中簡單有機物 (如短鏈揮發酸及葡萄糖) 並合成具有高生物能量之 poly- β -hydroxybutyrate (PHB)；反之，其在好氧狀

表 3. 單一污泥系統之操作條件及處理結果

Table 3. Operational conditions and treatment performance of the single sludge system^{a,b,c}

Test run	Q	COD loading	TKN loading	TP loading	R _s	R _m	Θ _c	Location	MLSS	MLVSS	MLVSS _{avg}	HRT	pH	Alk	COD	NH ₄ ⁺ -N	TKN	NO ₂ -N	NO ₃ -N	TN	PO ₄ ³ -P	TP
1	12	0.32	0.106	0.012	1	2	20	Influent			2030		7.5	3690	2730	900	900	ND	ND	900	101	101
								Anaerobic	2000	1850		12	7.5	2490	100	410	410	ND	ND		95	95
								Anoxic	2230	2060		8.5	7.4	1310	40	200	200	16	127		89	89
								Aerobic	2190	2060		25	7.2	60	14	13	13	ND	290		77	77
								Effluent	37	33			7.3	80	13(10)	11	13(11)	1	288	302(300)	76	77(76)
								Removal							99.5%		98.6%		66.4%		23.8%	
															(99.6%)		(98.8%)		(66.7%)		(24.8%)	
2	12	0.35	0.114	0.013	1	1	20	Influent			1890		7.5	3690	2730	900	900	ND	ND	900	101	103
								Anaerobic	2010	1860		12	7.2	2390	150	420	420	ND	ND		96	94
								Anoxic	1970	1850		11.3	7.1	1840	27	230	230	72	8		92	91
								Aerobic	2000	1910		33.3	6.7	170	18	16	16	ND	267		79	93
								Effluent	45	40			6.8	210	16(12)	11	14(11)	1	264	279(276)	78	79(78)
								Removal							99.4%		98.4%		69%		21.8%	
															(99.6%)		(98.8%)		(69.3%)		(22.8%)	
3	12	0.33	0.106	0.012	2	1	20	Influent			2030		7.6	3700	2790	900	900	ND	ND	900	103	103
								Anaerobic	2020	1820		8	7.2	1760	70	271	271	14	24		94	94
								Anoxic	2220	2000		8.5	7.3	1480	38	195	195	16	61		91	91
								Aerobic	2310	2090		25	7.0	290	19	4	4	ND	242		93	93
								Effluent	65	58			7.1	310	26(20)	1	3(1)	ND	238	241(239)	92	92(92)
								Removal							99.1%		99.7%		73.2%		10.7%	
															(99.3%)		(99.9%)		(73.4%)		(10.7%)	

^a Unit: Q, L/d; COD loading, kg COD/kg MLVSS-d; TKN loading, kg N/kg MLVSS-d; TP loading, kg P/kg MLVSS-d; MLSS, MLVSS, mg/L, HRT, h; Water quality parameters excepting pH (-) and alkalinity (mg CaCO₃/L) are expressed in mg/L.

^b Q, flow rate; COD loading, TKN loading, and TP loading represent the input COD, TKN, and TP to microbes (in aerobic compartment) ratio, respectively; R_s, sludge return ratio; R_m, mixed liquor return ratio; Θ_c, microbial cell residence time.

^c The number indicated in parenthesis represents the soluble concentration or percent removal of soluble concentration.

表 3. 單一污泥系統之操作條件及處理結果(續)

Table 3. Operational conditions and treatment performance of the single sludge system^{a,b,c}(continued)

Test run	Q	COD loading	TKN loading	TP loading	R _s	R _m	Θ _c	Location	MLSS	MLVSS	MLVSS _{avg}	HRT	pH	Alk	COD	NH ₄ ⁺ -N	TKN	NO ₂ -N	NO ₃ -N	TN	PO ₄ ³ -P	TP
4	12	0.34	0.110	0.013	1.5	1	20	Influent		1970		7.6	3700	2790	900	900	900	ND	ND	900	103	103
								Anaerobic	2030	1830		9.6	7.2	2150	91	323	323	ND	ND		97	97
								Anoxic	2040	1840		9.7	7.4	1625	36	220	220	ND	ND	45	96	96
								Aerobic	2280	2050	28.6	6.8	140	15	2	2	2	ND	249	90	90	90
								Effluent	65	55	7.0	170	19(14)	99.3%	ND	2(ND)	1	245	247(245)	90	91(90)	
5	24	0.70	0.200	0.024	2	1	20	Influent		2090		7.9	3690	3030	870	870	870	ND	ND	870	105	105
								Anaerobic	2300	2090		4	7.0	2080	410	272	272	ND	ND		101	101
								Anoxic	2360	2110	4.3	7.3	1950	260	230	230	ND	ND	100	100	100	
								Aerobic	2310	2090	12.5	7.8	940	47	121	121	149	25	91	91		
								Effluent	210	190	7.9	750	225(48)	92.7%	114	119(114)	158	5	282(277)	90	91(90)	
6	24	0.58	0.166	0.020	1.5	1	20	Influent		2520		7.9	3690	3030	870	870	870	ND	ND	870	105	105
								Anaerobic	2740	2510		4.8	7.1	2040	310	302	302	ND	ND		95	95
								Anoxic	2660	2390	4.9	7.4	1870	180	245	245	ND	ND		95	95	
								Aerobic	2700	2560	14.3	7.7	810	29	106	106	138	40	93	93		
								Effluent	110	100	7.9	840	80(65)	97.4%	98	101(98)	146	38	285(282)	92	92(92)	
							Removal							97.4%	88.4%			67.2%	12.4%	12.4%		
															(97.9%)	(88.7%)			(67.6%)	(12.4%)	(12.4%)	

^a Unit: Q, L/d; COD loading, kg COD/kg MLVSS-d; TKN loading, kg N/kg MLVSS-d; TP loading, kg P/kg MLVSS-d; MLSS, MLVSS, MLVSS_{avg}, mg/L, HRT, h; Water quality parameters excepting pH (-) and alkalinity (mg CaCO₃/L) are expressed in mg/L.

^b Q, flow rate; COD loading, TKN loading, and TP represent the input COD, TKN, and TP to microbes (in aerobic compartment) ratio, respectively; R_s, sludge return ratio; R_m, mixed liquor return ratio; Θ_c, microbial cell residence time.

^c The number indicated in parenthesis represents the soluble concentration or percent removal of soluble concentration.

態下可分解細胞內 PHB 並供應能量給細胞，先攝取液相中磷酸根後再合成高能量之聚合磷化合物。因此單一污泥系統對廢水中磷酸之去除較傳統活性污泥系統為高。

由表 3 可知六組試程 TP 去除率介於 10.7% ~ 23.8% 之間，當污泥迴流比為 1 時，TP 去除率為 21.8% ~ 23.8%；當污泥迴流比提高至 2 時，TP 去除率則降為 10.7% ~ 13.3%。主要是因提高污泥迴流比時，其所挾帶之 $\text{NO}_x\text{-N}$ 會增加進流水中易分解有機物 (蔗糖) 之消耗量 (即提高 TN 去除率)，以致減少蓄磷菌合成 PHB，故使系統之 TP 去除率下降。如以試程 1 與試程 3 比較可知，當污泥迴流比由 1 提高至 2 時，其 TN 去除率由 66% 增至 73%，但 TP 去除率則由 23.8% 降至 10.7%。

當各試程達到穩定後，廢棄污泥之磷含量可由式(15)計算。

$$\frac{\%P}{100} = \frac{(\text{TP}_{\text{inf}} - \text{TP}_{\text{eff}})Q}{XV_T/\Theta_c} \quad (15)$$

式(15)中，

X : average biomass concentration (mg MLVSS/l)

Θ_c : microbial cell residence time, MCRT (d)

Reddy (1991) 指出生物處理之污泥中的磷含量約為 2%。由表 4 可知，試程 1~2(污泥迴流比為 1)之污泥中的磷含量 (依式(15)計算)約為典型值之 1.7 倍，而試程 3~6(污泥迴流比為 1.5 ~ 2)之污泥中的磷含量則與典型值相當接近，故可推論厭氧/無氧/好氧(單一污泥)系統在進流水 COD : P = 2.8 : 1 及污泥迴流比小於 1 之操作條件下，可增加較一般生物處理為高之 TP 去除率，但污泥迴流比若大於 1.5，則 TP 去除率與傳統活性污泥系統相似。

(iv) 鹼度改變量

單一污泥系統之好氧槽可進行硝化反應並消耗鹼度；反之，厭氧槽及無氧槽可進行脫硝反應並產生鹼度。根據氮氮之硝化反應式，每 1 g 之 TKN 硝化成 $\text{NO}_2\text{-N}$ 或 $\text{NO}_3\text{-N}$ ，均須消耗 7.14 g 鹼度。根據 $\text{NO}_3\text{-}$ 或 $\text{NO}_2\text{-}$ 之脫硝反應，每 1 g 之 $\text{NO}_3\text{-N}$ 或 $\text{NO}_2\text{-N}$ 脫硝成 N_2 ，均產生 3.57 g 之鹼度。若假設污泥 VSS 之實驗值為 $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ ，則廢棄及流失每克污泥所流失的氮為 0.124 克；單一污泥系統之硝化及脫硝反應的理論鹼度改變量可由下式計算 (假設沈

表 4. 廢棄污泥之磷含量

Table 4. Phosphorus content of waste sludge

Test run	1	2	3	4	5	6
% P	3.43	3.32	1.38	1.85	2.62	2.33

表 5. 單一污泥系統各試程之鹼度變化

Table 5. Alkalinity for each test run

Test run	1	2	3	4	5	6
$\Delta \text{Alk}_{\text{exp}}$ (mg/L as CaCO_3)	3630	3520	3410	3560	2750	2880
$\Delta \text{Alk}_{\text{cal}}$ (mg/L as CaCO_3)	3892	3817	3742	3784	3059	3136

澱池無生化反應進行)：

$$\Delta \text{Alk (mg/L as CaCO}_3) = 7.14 \left(C_{k0} - C_{k3} - \frac{0.124 \times V_T}{Q \theta_c} \right) - 3.57 \left(C_{k0} - C_{k3} - \frac{0.124 \times V_T}{Q \theta_c} - C_{n3} \right) \quad (16)$$

表 5 為各試程進、出流水鹼度改變量之實驗值及理論計算值之彙整。此表除可比較各試程之鹼度改變量外，尚可校核系統氮化物之質量平衡。由表 5 可知，實驗觀測鹼度改變量均略小於理論計算值，其比值介於 0.90 ~ 0.94 之間，主要可能是厭氧槽污泥消化作用產生鹼度及好氧槽中部份 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 被氣提所致。

(v) 進流量、污泥迴流比及混合液迴流比對系統操作之影響

本研究各試程污泥齡之操控為自反應槽依槽容積比廢棄 79L/20 之混合液，觀測污泥齡則依系統總污泥量/(廢棄污泥量+流失污泥量) 計算而得。由表 3 可知，當進流量由 12 L/d 增至 24 L/d，則沈澱池溢流率增加，造成出流水 VSS 濃度增加(污泥流失增加)，觀測污泥齡減短，且在污泥迴流比及混合液迴流比相同操作下，若增加進流量，則會降低 COD、TKN 及 TN 之去除率(如試程 3 與試程 5、試程 4 與試程 6 之比較)。

如表 3 之試程 2~4 所示，增加污泥迴流比會提高 TN 去除率，但卻會降低 TP 去除率，故以試程 2 與試程 3 及試程 5 與試程 6 之出流水 VSS 濃度比較可知，若污泥迴流比增加，則會提高沈澱池溢流率，造成污泥流失，此一現象於高進流量之試程尤為顯著。

如表 3 之試程 1 與試程 2 比較，當操控混合液迴流比大於 1 以上，則其無氧槽均殘存 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ ，其對 TKN、TN、TP 之去除率及出流水 VSS 濃度之影響很小。亦即在此一混合液迴流比操作下，所迴流至無氧槽之 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ 量已超過其脫硝容量，故對 TN 去除率影響很小，且由圖 1 可知，混合液迴流比不會影響沈澱池溢流率。

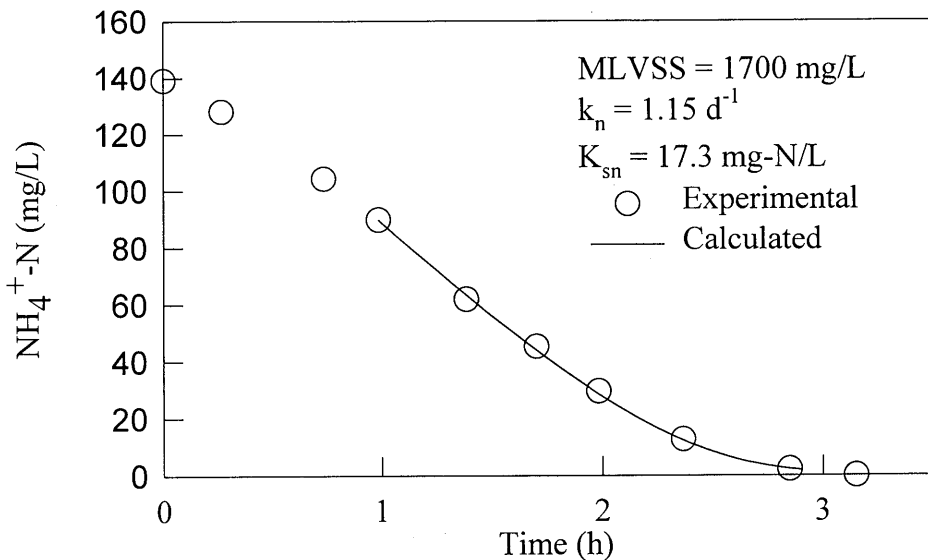


圖 2. 懸浮生長批次反應器(強化培養)中， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度隨時間之降解情形。

Fig. 2. Time-course of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ conversion in a suspended-growth batch reactor containing enrichment culture.

II. 硝化及脫硝生物動力

(i) 強化培養硝化污泥之動力

本項試驗所用之污泥係以不含蔗糖之進流水為培養基，經種植活性污泥後再以批次反應槽培養四個月所得之強化培養(enrichment culture)硝化污泥。強化培養之硝化污泥經批次反應槽操作所得之硝化動力示於圖2。在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 之硝化過程中，前1小時之硝化反應有遲滯現象，在培養1小時後， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 之硝化動力起初呈線性(零階反應)，然後隨 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度之遞減而減緩硝化速率，亦即硝化動力呈 Monod 動力型，應用 Halwachs (1978) 之動力分析方法，求得之最大比氮氮利用率(k_n)為 $1.15 \text{ mg NH}_4^+\text{-N/mg VSS-d}$ ，硝化半飽和常數(K_{sn})為 $17.3 \text{ mg NH}_4^+\text{-N/L}$ 。此動力常數將作為單一污泥系統好氧槽硝化活性之基準。

(ii) 單一污泥系統好氧槽之硝化活性

單一污泥系統中之污泥除了含硝化自營菌外，尚有兼氣性脫硝菌及好氣性異營菌等菌種，故其好氧槽污泥之單位 VSS 質量的硝化速率將小於強化培養硝化污泥之速率。本研究將試程 1~4 之好氧槽混合液取出，並添加 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (濃度約 $60 \text{ mg NH}_4^+\text{-N/L}$)，以批次曝氣培養所得之硝化動力如圖3所示。各試程起初 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度隨時間呈線性遞減，此一斜率除以 MLVSS 可視為最大比氮氮利用率，其與強化培養硝化污泥的最大比氮氮利用率之比值即為好氧槽硝化活性 (a_3)。由圖3可知， a_3 值介於 $0.13 \sim 0.33$ 之間(平均值為 0.21)。因此，單一污泥系統好氧槽污泥所含硝化菌分率，大約只有強化培養硝化污泥之 21% 。式(5)中之

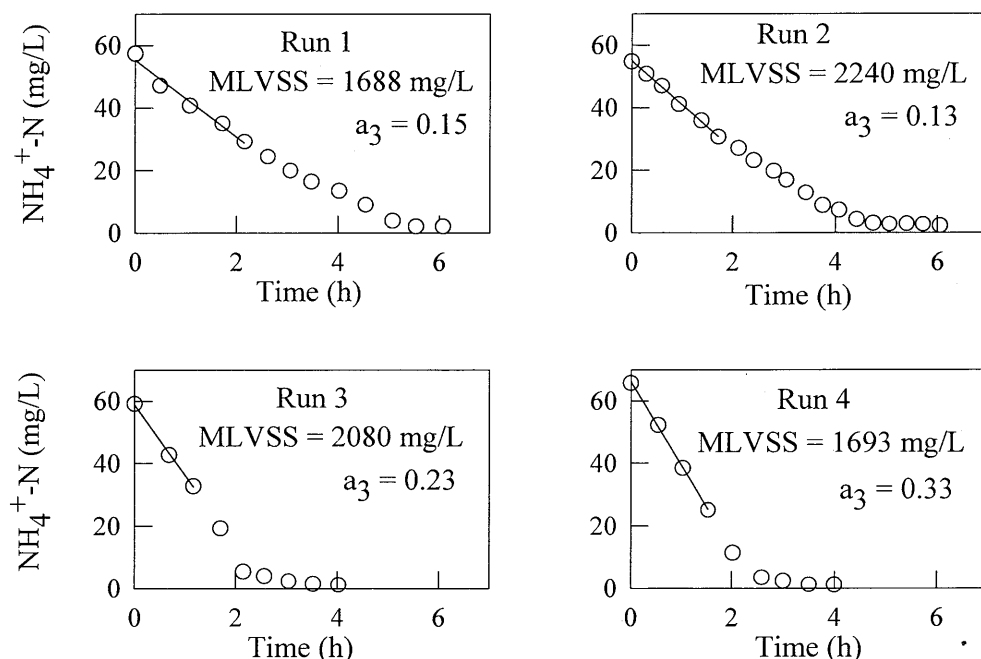


圖 3. 懸浮生長反應器中， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 濃度隨時間之降解情形。(生物量取自好氧槽)。

Fig. 3. Time-course of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ conversion in suspended-growth batch reactors. (biomass taken from aerobic compartment)

好氧槽硝化速率 (r_{n3}) 可表為：

$$r_{n3} = \frac{k_n C_k a_3 X}{K_{sn} + C_k} \quad (17)$$

(iii) 強化培養脫硝污泥之動力

本項試驗所用之污泥係以進流水添加 NO_3^- -N (500 mg NO_3^- -N/L) 為培養基，經種植活性污泥後再以密閉批次反應槽培養四個月所得之強化培養脫硝污泥。強化培養之脫硝污泥經批次反應槽操作所得之脫硝動力示於圖 4。 NO_x^- -N (即 NO_3^- -N + NO_2^- -N) 濃度隨時間呈線性遞減，亦即其脫硝反應呈零階動力，比脫硝速率常數 (k_d) 為 1.03 mg NO_x^- -N/mg VSS-d。此動力常數將作為比較單一污泥系統厭氧槽及無氧槽污泥脫硝活性之基準。

(iv) 單一污泥系統厭氧槽及無氧槽之脫硝活性

厭氧槽污泥脫硝活性係將試程 1~4 之厭氧槽內污泥混合液取出置於密閉批次反應槽，並加入 NO_3^- -N (約 100 mg NO_3^- -N/L) 及蔗糖 (COD = 600 mg/L)，但試程 3 之試驗則加入 NO_3^- -N (約 150 mg NO_3^- -N/L) 及蔗糖 (COD = 1600 mg/L)，以驗證本項脫硝活性試驗過程中 COD (電子供應者) 非脫硝反應速率限制因子。由圖 5 可知， NO_3^- -N 濃度於批次反應槽中隨時間呈線性遞減，亦即厭氧槽污泥之脫硝反應為零階動力，各試程所得之比脫硝速率常數 (k_{d1}) 與強化培養脫硝污泥之比值，即為厭氧槽脫硝活性 (a_1)。由圖 5 可知， a_1 介於 0.51~0.58 之間(平均值為 0.54)，且由試程 3 之 $a_1 = 0.51$ ，可知本項脫硝試驗中 COD 非限制因子。因此，單一污泥系統之厭氧槽污泥所含兼氣性脫硝菌分率，約佔強化培養脫硝污泥之 51%。

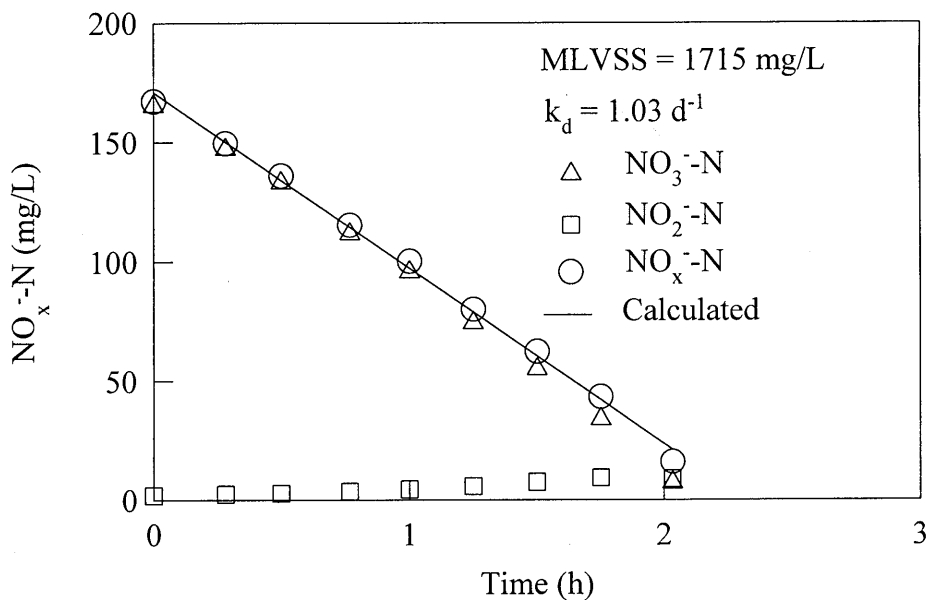


圖 4. 懸浮生長反應器(強化培養)中， NO_x^- -N 濃度隨時間之降解情形。

Fig. 4. Time-course of NO_x^- -N conversion in a suspended-growth batch reactor containing enrichment culture.

式(2)中之厭氧槽脫硝速率(r_{d1})可表為：

$$r_{d1} = k_d a_1 X \quad (18)$$

無氧槽污泥脫硝活性試驗係將試程 1~4 之無氧槽內污泥混合液取出置於密閉批次反應槽，並加入蔗糖(COD 約 50 mg/L)作為脫硝反應之電子供應者，以批次反應槽操作研究脫硝動力。如表 6 所示，其比脫硝速率 (k_{d2}) 遠小於厭氧污泥及強化培養硝污泥之比脫硝速率。

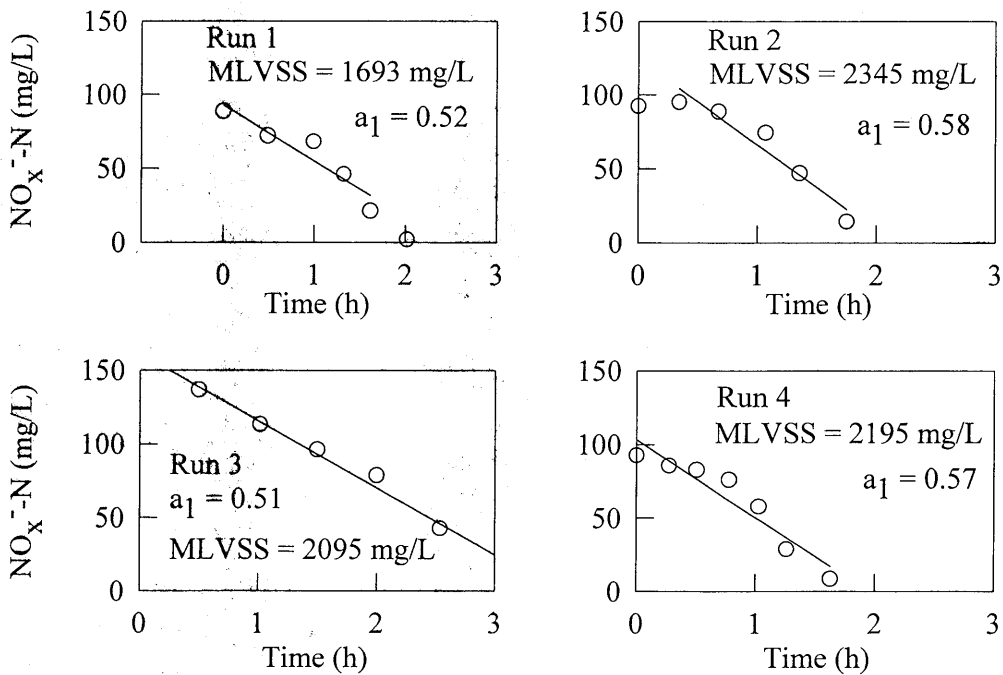


圖 5. 懸浮生長反應器中， $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度隨時間之降解情形。(生物量取自厭氧槽)

Fig. 5. Time-course of $\text{NO}_x\text{-N}$ conversion in suspended-growth batch reactors. (biomass taken from anaerobic compartment)

表 6. 無氧槽之脫硝活性

Table 6. Denitrification activity in anoxic reactor

Run	Initial $\text{NO}_x\text{-N}$ (mg/L)	Initial COD (mg/L)	Final $\text{NO}_x\text{-N}$ (mg/L)	Final COD (mg/L)	Elapsed time (h)	MLVSS (mg/L)	k_{d2} (d^{-1})
1	137	56	121	36	4.57	1798	0.045
2	12.3	72	0.03	69	0.84	2445	0.144
3	74	89	70	0	1.78	2275	0.022
4	67	62	59	31	2.13	2150	0.043

主要是因起始 COD/NO_x-N 值太小 (試程 2 除外), 電子供應者不足, 使得無氧槽污泥行內呼吸型脫硝反應, 但試程 2 因起始 COD/NO_x-N 較大, 故其比脫硝速率較其它試程者為大。因此, 單一污泥系統無氧槽之 COD 不足而行內呼吸型脫硝反應, 其脫硝速率遠小於厭氧槽之脫硝速率。將上述求得之 k_{d2} 除以強化培養脫硝污泥之 k_d , 可得無氧槽脫硝活性(a_2), 平均值(試程 2 除外)為 0.036。式(4)中之無氧槽脫硝速率(r_{d2})可表為:

$$r_{d2} = k_d a_2 X \quad (19)$$

III. 動力模式之模擬與驗證

單一污泥系統之硝化/脫硝動力模式如式(1) ~ 式(6) 所示。若厭氧槽能完全脫硝, 則動力模式可化簡為外顯型方程式, 如式(7) ~ 式(12)。

(i) 動力參數值及反應項

模式計算所需之參數值及反應項如表 7 所示; 說明如下: 硝化最大比氮氮利用率(k_n)及硝化半飽和常數(K_{sn})係由強化培養硝化污泥批次動力試驗求得, 比脫硝速率(k_d)係由強化培養脫硝污泥動力試驗求得, 厭氧槽脫硝活性(a_1)、無氧槽脫硝活性(a_2)及好氧槽硝化活性(a_3)係分別由各試程達穩定後之厭氧槽、無氧槽、好氧槽取出污泥混合液進行批次動力試驗所求得之平均值, 系統平均 MLVSS 濃度 (X) 係由各反應槽之容積權重平均求得, 如式(20):

$$X = (X_1 V_1 + X_2 V_2 + X_3 V_3) / V_T \quad (20)$$

好氧槽硝化速率(r_{n3})如式(17)為 Monod 型動力, 厭氧槽脫硝速率 (r_{d1}) 如式(18) 為零階動力, 無氧槽脫硝速率 (r_{d2}) 如式(19) 為零階動力, 合成細胞體攝取 TKN 速率 (r_s) 如式(21):

$$r_s = 0.124 X \theta_c \quad (21)$$

式中等號右側常數(0.124 g N/g VSS)係假設污泥 VSS 之實驗式為 $C_5H_7NO_2$ 計算所得。

(ii) 動力模式之計算

因反應項 r_{n3} 為非線性項, 且為 C_{k3} 之函數, 故模式計算步驟為: 首先將式(9)化為一元二次方程式, 並以公式法求解 C_{k3} , 如式(22):

$$C_{k3} = \frac{-B + \sqrt{B^2 - 4AC}}{2A} \quad (22)$$

上式中

$$\begin{aligned} A &= Q \\ B &= QK_{sn} - QC_{k0} + r_s V_T + k_n a_3 X V_3 \\ C &= K_{sn} r_s V_T - QK_{sn} C_{k0} \end{aligned}$$

然後將 C_{k3} 代入式(7) ~ 式(8) 及式(11) ~ 式(12) 分別求得 C_{k1} 、 C_{k2} 、 C_{n2} 及 C_{n3} , 最後校核式(2')是否成立, 若成立則 $C_{n1} = 0$; 反之, 則模式 (式(1)、式(2') 及式(3) ~ 式(6)) 須以迭代法求解。

(iii) 動力模式驗證

表 7. 生物參數值及反應項

Table 7. Biological parameter values and reaction items

$k_n (d^{-1})$	$K_{sn} (mg/L)$	$k_d (d^{-1})$	$a_1 (-)$	$a_2 (-)$	$a_3 (-)$	X	r_{n3}	r_{d1}	r_{d2}	r_s
1.15	17.3	1.03	0.54	0.036	0.21	式(5-12)	式(5-9)	式(5-10)	式(5-11)	式(5-13)

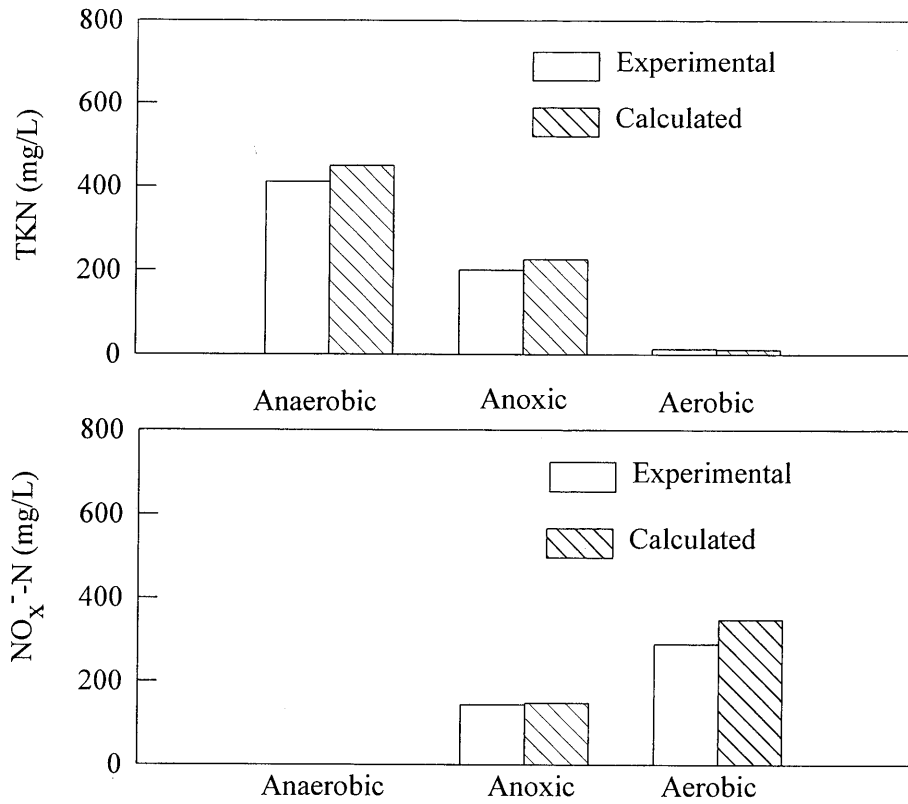


圖 6. 厭氧槽、無氧槽及好氧槽之 TKN 和 $\text{NO}_x\text{-N}$ 實驗值及計算值。

Fig. 6. Experimental and calculated results of TKN and $\text{NO}_x\text{-N}$ concentrations in anaerobic, anoxic, and aerobic compartments. (Run 1)

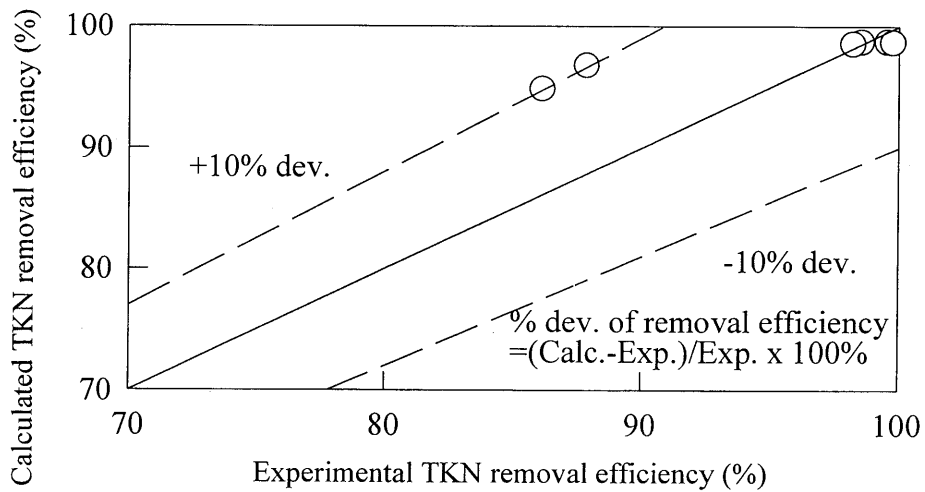


圖 7. 單一污泥系統之 TKN 去除率計算值與實驗值之比較。

Fig. 7. Calculated vs. experimental TKN removal efficiencies in single-sludge reactor systems.

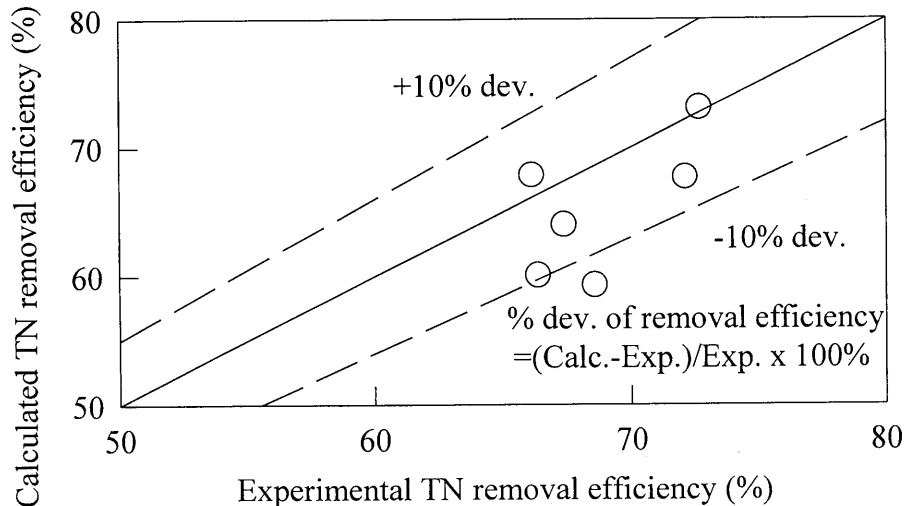


圖 8. 單一污泥系統之 TN 去除率計算值與實驗值之比較。

Fig. 8. Calculated vs. experimental TN removal efficiencies in single-sludge reactor systems.

各試程之厭氧槽、無氧槽及好氧槽中 TKN 及 $\text{NO}_x\text{-N}$ 實驗值與模擬值之比較如圖 6，雖稍有誤差，但整體比較上，此動力模式只輸入單一污泥系統之平均污泥濃度(X)，其餘動力參數均由獨立試驗求得，即可模擬出與各反應槽實驗值大致相符之 TKN 與 $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度，足見本模式可作為單一污泥系統在規劃設計及操作控制上之參考。

依式(13)及式(14)可計算 TKN 去除率及 TN 去除率，圖 7 為 TKN 去除率模擬值與實驗值之比較，試程 1~4 之模擬值與實驗值大致符合。試程 5~6 之模擬值與實驗值比較時，雖然模擬值高估，但仍在 $\pm 10\%$ 相對誤差範圍內。圖 8 為 TN 去除率模擬值與實驗值之比較，除了試程 2 外，其餘試程之模擬值均在 $\pm 10\%$ 相對誤差內。因此，由圖 7 及圖 8 可知，部份試程 TKN 及 TN 去除率之模擬值與實驗值之相對誤差達到 10%，主要可能是本研究動力模式計算所用之好氧槽硝化活性及厭氧槽與無氧槽之脫硝活性係各試程之平均值，而此硝化活性及脫硝活性可能會受系統操作條件(如各反應槽容積比、污泥齡、流量、污泥迴流比、混合液迴流比及進流水水質)之影響，但此種對污泥活性之影響仍須進一步研究探討。

結 論

1. 以蔗糖為有機物配製之高含氮合成廢水經厭氧/無氧/好氧(單一污泥型)系統(厭氧槽：無氧槽：好氧槽 = 12L：17L：50L)處理，在進流量為 12 ~ 24 L/d、污泥迴流比為 1~2、混合液迴流比為 1~2 及污泥齡為 13~19 天之條件下操作，其 COD、TKN、TN 及 TP 去除率分別為 93%~99%、84%~99%、66%~73% 及 12%~24%。
2. 高含氮廢水中有機物不足，使得無氧槽之脫硝速率遠小於厭氧槽者，屬於內呼吸型脫硝。
3. 增加污泥迴流比，雖會增加系統之 TN 去除率，但卻降低系統之 TP 去除率。
4. 高含氮廢水經單一污泥型系統硝化/脫硝處理後，其處理水鹼度會被消耗，鹼度消耗量與理論

值之比值介於 0.90~0.94 之間。

5. 若只有無氧槽中殘存 $\text{NO}_x\text{-N}$ 時，則改變混合液迴流比對系統之 TKN 及 TN 去除率無影響。
6. 單一污泥型系統各反應槽污泥相對於強化培養污泥之活性分別為：厭氧槽脫硝活性為 0.54、無氧槽脫硝活性為 0.036 及好氧槽硝化活性為 0.21。
7. 硝化反應為 Monod 型動力，其 $k_n = 1.15 \text{ d}^{-1}$ ， $K_{sn} = 17.3 \text{ mg N/L}$ 。脫硝反應為零階動力，其 $k_d = 1.03 \text{ d}^{-1}$ 。
8. 以獨立試驗所求得之參數值代入單一污泥型硝化/脫硝系統之動力模式模擬，計算結果與系統之實驗結果大致符合。

誌 謝

本研究蒙行政院農業委員會提供計畫經費(87 科技-1.6-牧-03 (9))，始得以順利完成，謹此致謝。

參考文獻

- Argaman, Y. 1986. Nitrogen removal in a semi-continuous process. *Wat. Res.* 20: 173~182.
- Argaman, Y. 1995. A steady-state model for the single sludge activated sludge system-I. Model description. *Wat. Res.* 29: 137~145.
- Barnard, J. L. 1973. Biological denitrification. *Wat. Pollut. Control*, 72: 705~720.
- van Haandel, A. C., G. A. Ekama and G. V. R. Marais. 1981. The activated sludge process-3 single sludge denitrification. *Wat. Res.* 15: 1135~1152.
- Halwachs, W. 1978. K_m and V_{max} from only one experiment. *Biotech. Bioeng.* 20: 281~285.
- Henze, M., C. P. L. Grady, W. Gujer, G. V. R. Marais and T. Matsuo. 1987. A general model for single-sludge wastewater treatment systems. *Wat. Res.* 21: 505~515.
- Marais, G. V. R. and G. A., Ekama. 1976. The activated sludge process: Part 1. Steady state behaviour. *Wat. S. A.* 2: 163~200.
- Reddy, M. 1991. The concept of phosphorus storage capability and its implications for design of systems for enhanced biological uptake of phosphate. *Wat. Sci. Tech.* 23: 577~584.
- Siebritz, I. P., G. A. Ekama and G. V. R. Marais. 1983. A parametric model for biological excess phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.* 15: 127~152.
- Stern, L. B. and G. V. R. Marais. 1974. Sewage as the electron donor in biological denitrification. Research report: No. W7, Dept. of Civil Eng., Univ. of Cape Town, South Africa.
- Wentzel, M. C., G. A. Ekama and G. V. R. Marais. 1992. Processes and modeling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems: A review. *Wat. Sci. Tech.* 25: 59~82.
- Zhao, H., S. H. Isaacs, H. Soeberg, H. and M. Kummel. 1995. An analysis of nitrogen removal and control strategies in an alternating activated sludge process. *Wat. Res.* 29: 535~544.

Model Optimization on Combined Nitrification/Denitrification (Single Sludge) System Treating Piggery Wastewater

Ju-Sheng Huang⁽¹⁾, Charng-Gwo Jih⁽²⁾ and Dwen-Fu Chen⁽¹⁾

Received Oct. 19, 1999; Accepted Dec. 22, 1999

Abstract

When the high concentrated sucrose and nitrogen wastewater (COD = 2730~3030 mg/L, TKN = 870~900 mg/L) was treated by the single-sludge reactor system ($V_{\text{anaerobic}} : V_{\text{anoxic}} : V_{\text{aerobic}} = 12 \text{ L} : 17 \text{ L} : 50 \text{ L}$) under the inflow rates of 12–24 L/d, sludge recycle ratios of 1–2, mixed liquor recycle ratios of 1–2, and MCRT of 13–19 d, the removal efficiencies of COD, TKN, TN, and TP were 93%–99%, 84%–99%, 66%–73%, and 12%–24%, respectively.

The experimental results also disclosed that, with an increase in sludge recycle ratio, the removal efficiency of TN in the single-sludge reactor system increased but the removal efficiency of TP decreased. After nitrification and denitrification of the high concentrated nitrogen wastewater in the single-sludge reactor system, alkalinity of the treated wastewater decreased and that the ratio of the actual consumption of alkalinity to the theoretical was 0.90–0.94. When the concentration of $\text{NO}_x\text{-N}$ was detected in the anoxic compartment, the change of mixed liquor recycle ratio did not affect the removal of TKN and TN in the single-sludge reactor system.

Moreover, the activity of denitrifiers (nitrifiers) in the anaerobic, anoxic, and aerobic compartments relative to those in the batch reactors containing enrichment culture were 0.54, 0.036, and 0.21, respectively. Also, nitrification followed the Monod-type kinetics with the rate constants k_n and K_{sn} of 1.15 d^{-1} and 17.3 mg N/L , respectively. Denitrification followed the zero-order kinetics with the rate constant k_d of 1.03 d^{-1} .

(1)Department of Environmental Engineering, National Cheng Kung University, Tainan, Taiwan, ROC.

(2)Department of Environmental Engineering and Health, Tajen Institute of Technology, Pingtung, Taiwan, ROC.

Finally, by inserting biological parameter values (obtained by independent experiments) into the proposed nitrification-denitrification model of the single-sludge reactor system, the calculated TKN and TN removal efficiencies were in fairly good agreement with the experimental.

Key words : Single-sludge reactor system, Simulated piggery wastewater, Nitrification/ denitrification kinetics, Kinetic model, Model verification.