

# 利用間歇式曝氣程序及外加碳源對高負荷 養豬廢水氮磷去除之評估

## An Assessment on Nitrogen & Phosphorus Removal for High Loading Swine Wastewater Using Intermittent Aeration Process Followed by External Carbon Source Addition

臺灣大學農業工程學系碩士

李國昇

Kao-Sheng Lee

臺灣大學農業工程學系副教授

廖中明

Chung-Min Liao

日本筑波大學農林工學系教授

前川孝昭

Takaaki Maekawa

宜蘭農工專校環工科教授

江漢全

Hann-Chyuan Chiang

### 摘 要

針對北部一家原本未做廢水處理，後經補助設置厭氣發酵加活性污泥式廢水處理設備之養豬場其高負荷廢水，首先比較其在無外加碳源下，連續曝氣及間歇曝氣(1:1hr)對於整體處理系統及曝氣槽單元硝化脫硝及去磷之影響。實驗結果顯示，整套設備，應用連續曝氣法其T-N、 $NH_4-N$ 、 $NO_3-N$ 及T-P之去除率分別為65.4%、63.2%、98%及80%，應用間歇曝氣法其T-N、 $NH_4-N$ 、 $NO_3-N$ 及T-P之去除率則分別為74.4%、70%、97.4%及20%。曝氣槽在未加碳源下，應用間歇式曝氣( $T-N/BOD_5=2.26$ )其中T-N、 $NH_4-N$ 、 $NO_3-N$ 及T-P之去除率為44.5%、42.8%、70.6%及-4%，應用連續式曝氣( $T-N/BOD_5=1.46$ )其T-N、 $NH_4-N$ 、 $NO_3-N$ 及T-P之去除率則為15%、10.6%、81.4%及40%。結果顯示，應用間歇曝氣程序確實較連續曝氣程序能有效去除廢水中之氮。在外加碳源情形下，以間歇曝氣程序評估曝氣槽硝化/脫硝及去磷效率，分別選擇固液分離後之分離水及甲醇為外加碳源。實驗結果指出，以固液分離後之分離水為碳源時，間歇曝氣(1:1HR)時曝氣槽T-N、 $NH_4-N$ 、 $NO_3-N$ 及T-P之去除率為14.8%、16%、83.6%及40%，若添加甲醇為輔助碳源時，曝氣槽T-N、 $NH_4-N$ 、 $NO_3-N$ 及T-P之去除率為12%、19%、83.9%及40%。此結果顯示添加碳源時，其硝酸態氮去除率(83.9%)較未添加時之70%為高，故外加碳源確實為一控制變數，以改進脫硝程序之性能。

關鍵詞：硝化，脫硝，間歇曝氣，外加碳源，T-N/BOD比。

## ABSTRACT

A methane fermentation plus activated sludge method type pig farm located at north Taiwan region was selected to evaluate the effect of an intermittent aeration process and adding an external carbon source on the rate of nitrification/denitrification and phosphorus removal for high loading swine wastewater. A comparison between continuous aeration process (CAP) and intermittent (1 : 1hr) aeration process(IAP) is presented under no addition of external carbon sources. The results show that overall treatment system removal rates of T-N,  $NH_4-N$ ,  $NO_3-N$ , and T-P are respectively 65.4 %, 63.2 %, 98 %, and 80 % for CAP, while 74.4 %, 70 %, 97.4 %, and -20 % respectively for IAP. The removal rates of T-N,  $NH_4-N$ ,  $NO_3-N$  and T-P in activated sludge unit are respectively 44.5 %, 42.8 %, 70.6 % and -4 % for IAP ( $T-N/BOD_5 = 2.26$ ), while 15 %, 10.6 %, 81.4 % and 40 % respectively for CAP ( $T-N/BOD_5 = 1.46$ ). Therefore, the performance of IAP in nitrogen removal for swine wastewater is better than that of CAP. The effect of adding an external carbon source on the rate of nitrification/denitrification and phosphorus removal efficiency in an intermittent (1 : 1hr) aeration process is also investigated for activated sludge unit. Two external carbon sources were examined, methanol and separated wastewater after solid/liquid separator. The results show that addition of separated wastewater as the external carbon to intermittent aeration process resulted in the removal rates of T-N,  $NH_4-N$ ,  $NO_3-N$ , and T-P for activated sludge unit are respectively 14.8 %, 16 %, 83.6 % and 40 %, while 12 %, 19 %, 83.9 % and 40 % respectively for the addition of methanol as an external carbon source. As a result, the  $NO_3-N$  removal rate (83.9 %) is higher than that of in the absent of external carbon sources (70 %). With respect to denitrification, these results indicate that external carbon source addition may serve as a suitable control variable to improve process performance.

Keywords : Nitrification, Denitrification, Intermittent aeration process, External carbon source,  $T-N/BOD_5$  ratio.

## 一、前言

養豬廢水含有大量有機物及氮、磷等營養成分，即使經過處理後，仍有大量氨態氮存在於放流水中。這些放流的氨態氮氣會對接受水體之生物造成毒害，並且增加水體之需氧量，而由氨態氮氧化而成之硝酸態氮及亞硝酸態氮更會對人體健康造成危害。此外，氮與磷成分亦為造成湖泊水體優養化之主要因素。因此，在現今水資源保護愈受重視的情況下，減少氮與磷排放是減低對環境危害與避免水資源優養化之必要方法。然而台灣地區處理養豬廢水所使用之厭氣發酵加活性

污泥式養豬廢水處理設備，雖然在去除 $BOD_5$ 及TOC上能達到預期標準，但豬糞尿中所含的氮與磷成分並未能加以去除。

間歇式曝氣程序是將原有連續曝氣成序改為批次處理，使曝氣槽在確定時間間隔中，分別交替呈現好氣與厭氣狀況。當曝氣槽呈現好氣狀況時，硝化細菌可將氨態氮氧化成為硝酸態氮，在此同時，消耗鹼度，並使pH值降低。隨後接續之厭氣狀況，則可將好氣狀況下所產生之硝酸態氮經脫硝作用轉變為氮氣，逸失至大氣中，因而降低水體之含氮量。而由脫硝作用所產生之鹼度，可同時補正，硝化時所降低之pH值。因此，經由

微量營養物對於硝化細菌亦有很大影響。有機物質存在時不利於硝化反應之進行 (Painter, 1986)，因為有機物存在刺激異營性細菌與硝化細菌競爭溶氧與微量營養物質。未離子化氨及亞硝酸對於硝化反應會引發抑制作用 (Anthonisen 等, 1976; Focht 及 Verstraete, 1977)，其抑制效果不僅與其濃度大小相關，也受系統 pH 值及溫度影響。當 pH 值及溫度上升時，會改變氨及銨離子間平衡而產生更多游離子氨。而當 pH 值降低時，更多亞硝酸鹽轉化成未離子化之亞硝酸。

對脫硝反應之環境影響因子則有：(1) pH 值：對脫硝反應而言，最適之 pH 值一般較傾向於中性弱鹼性環境。脫硝反應發生之 pH 值範圍很廣，介於 4 至 9.5 之間。酸性環境中，NO 是主要產物；當 pH 值大於 7 時，則  $N_2O$  被生成。(2) 溶氧效應：缺氧環境對於脫硝反應必須的 (Jonsen 及 Behrens, 1989; Batchelor, 1982)，但阻止細胞脫硝反應之溶氧濃度值，文獻中眾說紛紜：0.2mg/l (Focht 及 Chang, 1975)；0.13mg/l (Nelson 及 Knowles, 1978)；0.1mg/l (Kruil, 1976)。溶氧濃度對於硝化反應之效應，主要在膠雨內部擴散速率上。大規模曝氣槽中，有人報告硝化與脫硝同時發生。(3) 溫度：廢水處理程序中，微生物脫硝反應對溫度極敏感 (Lewandowski, 1982)，其反應溫度範圍可低至 0 °C，高可至約 50 °C，至於最適溫度則約為 40 °C。

影響生物去磷的因子有 DO、溫度、pH 值、固形物停留時間 (SRT)、厭氣及好氧停留時間、且含碳基質與硝酸鹽存在與否都有影響。一般 DO 必須在 2mg/l 以上，且好氧系統中固體停留時間夠長才有足夠之生物吸磷產生。pH 值在 7.5 ~ 8.0 之間，吸磷效果較佳。廢水中所含可供使用醋酸鹽或丙酸鹽愈多，則系統可去除之磷量亦愈多。此外，若廢水中有硝酸鹽存在則會減低系統之除磷效果。

為了實際評估連續曝氣活性污泥程序與間歇曝氣活性污泥程序及外加碳源對廢水除氮及除磷之效果。選擇一家原先並未對廢水加以處理，後經政府補助設置厭氣發酵加活性污泥式廢水處理設備中之養豬場。希望藉由實際改裝操作，在僅調整其曝氣操作之模式，及引用固液分離後之分

離水及添加甲醇改善曝氣槽碳源不足之情況下，達成降低放流水中氮及磷之含量。因此，本文之目的如下：

1. 評估間歇曝氣活性污泥與連續曝氣活性污泥程序對養豬廢水中氮與磷含量之去除效率。

2. 應用間歇曝氣程序並引用固液分離後之分離水及甲醇為外加碳源，調整曝氣槽入流之水 T-N/BOD<sub>5</sub> 比值，以評估外加碳源對於處理系統之硝化/脫硝及去磷效率。

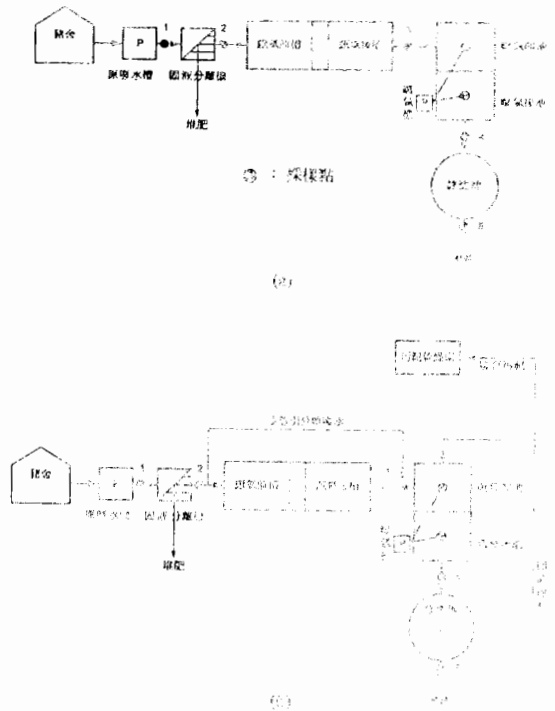


圖 1. 廢水處理流程及位置。(a) 改裝前及 (b) 改裝後

## 二. 材料與方法

### 1. 養豬場廢水處理現況

選擇臺灣省桃園縣楊梅鎮一家養豬場作為本次實驗場所。養豬場對養豬規模約 500 頭，豬舍每日沖洗一次，沖洗時以高壓水柱沖洗水缸地面及豬糞尿，將其沖入糞尿收集溝後，該溝部份利用重力流至原廢水槽中。待沖洗豬舍完畢後，再由刮糞機將殘留之較重污物刮出。在沖洗溝中，同時開啓固液分離機進行固液分離。

本養豬場設置之廢水處理設備為農委會推廣

之三段式廢水處理設施。廢水處理設備主要分為三個部份：固液分離機、厭氣發酵槽及活性污泥槽。廢水處理設備處理流程及佈置示於圖 1(a)。當沖洗豬舍時，流出之廢水收集於原廢水收集於原廢水槽中( $3.5m^3$ ,  $9m^3/day$ )，並同時將其抽送至震動過濾式固液分離機進行固液分離。固液分離後之分離水流入兩個紅泥塑膠覆皮式沼氣發酵槽( $2 \times 75m^3$ )進行沼氣發酵；固液分離後之固形物則經曝曬乾燥後，做為附近農田肥料之來源。廢水在厭氣發酵槽中停留約 15 天後流入曝氣槽中( $22m^3 \times 2$ )，曝氣機曝氣馬力為 3HP( $1.34m^3/min$ )，曝氣後廢水流入終沈池中( $15m^3$ )，經沈澱後加以放流或做為菜園施灌之用。

## 2. 實驗操作

本實驗可分為兩個階段，第一階段：(1)在間歇曝氣程序(1 : 1hr)操作下採集豬糞尿廢水處理水樣(1994.11.6)。(2)採集由連續曝氣程序操作下之豬糞尿廢水處理水樣(1994.11.26)。主要目的在於比較改變操作程序對於原有處理流程，在未外加碳源及原處理場未進行回流污泥之情形下，對原有廢水處理系統去氮去磷效率之影響。為保證本處理系統乃在一穩定狀態下採樣分析，以正確評估間歇及連續式曝氣功能，因此，在改變操作條件後之採樣間隔皆維持在二個星期以上(本實驗為 20 天)並維持曝氣槽中之 MLSS 在  $2500 \sim 3500mg/l$  間。

第二階段：先將處理設備加以改裝[1995 年 2 月，圖 1(b)]，以調整活性污泥池槽入流水之 T-N/TOC 比，比較外加碳源對於去氮去磷之影響。改裝項目包括(1)由固液分離機分離水出口加裝支管以引部份分離水進入曝氣池，作為外加碳源之來源。(2)改善曝氣機與曝氣管接頭接縫，以避免因曝氣機震動導致曝氣管接頭鬆脫漏氣。(3)安裝回流污泥設備，以提高微生物滯留時間。由於原廠設置時，固液分離機出口至曝氣槽垂直落差不足，所引廢水量無法調整至適當之 T-N/TOC 比值。因此，再利用甲醇調整曝氣池入流水之 T-N/TOC 比值至 0.22，以評估外加碳源時之氮磷去除效率。調整 T-N/TOC 比值可根據下列式子(Liao 等, 1993)：

MOH(Methyle Alcohol)：

$$R = T-N^* / (TOC^* + MOH^* 0.375)$$

$$MOH = 1 / 0.375 (T-N^* / R - TOC^*)$$

其中，MOH 為甲醇量( $TOC = 12/32 = 0.375$ )， $T-N^*$  = 原總氮， $TOC^*$  = 原總有機碳，及 R = 欲調整之 T-N/TOC 比。

並於 1995 年 3 月 11 日採取改裝後，應用間歇活性污泥程序(1 : 1hr)操作下各點水樣，以瞭解引固液分離後之分離水作為外加碳源對去除效率之影響。採樣後加入甲醇，以調整曝氣槽入流水之 T-N/TOC 比至 0.22 操作一日後，採取水樣進行化驗分析。

## 3. 分析項目及方法

化學分析項目則包括(1) TS，(2) VS，(3) pH，(4) DO，(5)  $BOD_5$  (以下文中皆以 BOD 表示)，(6) CDO，(7) TOC，(8) TKN，(9)  $NH_4-N$ ，(10)  $NO_3-N$ ，(11)  $NO_2-N$ ，(12) T-P，(13) 水溫及氣溫。分析方法根據標準分析法(APHA, 1985)。廢水處理流程之取樣點標示於圖 1 中：(1)固液分離前之入流水，(2)固液分離後之分離水，(3)厭氣發酵槽放流水，(4)活性污泥槽放流水，(5)終沈池出口放流水。所採水樣皆當場量測溫度、pH 值及 DO 值。pH 值測是以電子 pH 測試筆(Champ，新加坡)量測，溫度則是以電子溫度計(Elite, Italy)量測。溶氧以溶解氧測定儀(Microprocessor OXI-96B, Germany)量測。

## 三、結果與討論

本實驗皆在同一養豬場進行，除曝氣方式改變外，其餘設備操作皆相同。表 1 顯示原廢水(採樣點 1)、固液分離後之分離水(點 2)及厭氣發酵槽出流水(點 3)各性質平均值、標準差及其相對標準差。表 1 顯示，原廢水之 BOD 平均達  $6457mg/l$ ，TOC 及 COD 平均更達  $7428mg/l$  及  $12965mg/l$ ，顯示該養豬廢水為高負荷有機廢水。原廢水中總氮量平均達  $2478mg/l$ ，平均總磷量亦高達  $141mg/l$ ，顯示養豬廢水污染不僅是有機物污染，對造成環境優養化之能力亦不容許忽視。

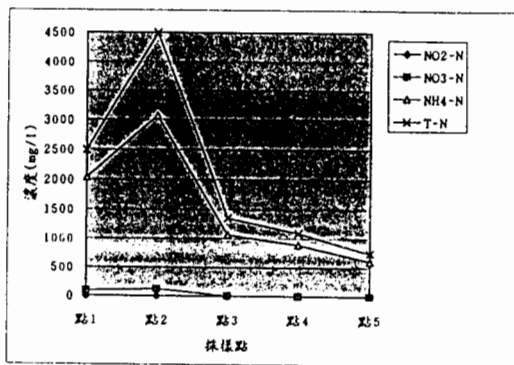
表 1 指出，除 BOD、COD 及 TOC 外，其相對標準差(標準偏差/平均值)均達 40 % 以上，顯示養豬廢水之理化性質變動劇烈。

表 1. 原廢水、固液分離機分離水及厭氣發酵槽放流水之理化特性

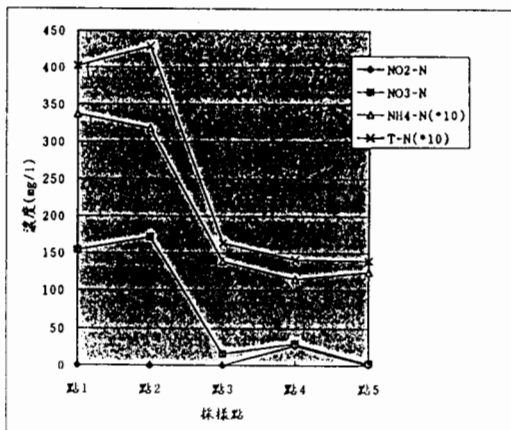
|                          | 原廢水<br>(採樣點 1) |                |                  | 固液分離機分離水<br>(採樣點 2) |        |                  | 厭氣發酵槽出流水<br>(採樣點 3) |       |                  |
|--------------------------|----------------|----------------|------------------|---------------------|--------|------------------|---------------------|-------|------------------|
|                          | 平均值            | 標準差            | RSD              | 平均值                 | 標準差    | RSD              | 平均值                 | 標準差   | RSD              |
|                          | A              | S <sup>a</sup> | S/A <sup>b</sup> | A                   | S      | S/A <sup>b</sup> | A                   | S     | S/A <sup>b</sup> |
| DO(mg/l)                 | 0.53           | 0.38           | 0.72             | 0.55                | 0.34   | 0.62             | 0.48                | 0.28  | 0.58             |
| pH                       | 8.2            | 0.71           | 0.09             | 8.3                 | 0.56   | 0.07             | 7.75                | 0.13  | 0.02             |
| TS(mg/l)                 | 15100          | 6423           | 0.43             | 32948               | 15883  | 0.48             | 4758.2              | 384.8 | 0.08             |
| VS(mg/l)                 | 9062.5         | 5631.6         | 0.62             | 23329               | 15328  | 0.66             | 2099.4              | 214.7 | 0.10             |
| COD(mg/l)                | 12965          | 3351           | 0.26             | 25270               | 10266  | 0.41             | 3259                | 748.2 | 0.23             |
| TOC(mg/l)                | 7428           | 2048           | 0.28             | 9191                | 4237   | 0.49             | 1787                | 344.4 | 0.19             |
| BOD(mg/l)                | 6457.5         | 1365.3         | 0.21             | 7919.4              | 1960.3 | 0.25             | 918                 | 245   | 0.27             |
| NO <sub>3</sub> -N(mg/l) | 80.55          | 56.8           | 0.71             | 91.75               | 67.15  | 0.74             | 18.85               | 11.04 | 0.59             |
| NH <sub>4</sub> -N(mg/l) | 1714.9         | 1295.8         | 0.76             | 1908.3              | 1415.9 | 0.74             | 1154.7              | 178.6 | 0.15             |
| TKN(mg/l)                | 2397           | 1255           | 0.53             | 2797                | 1692   | 0.60             | 1494                | 225.2 | 0.15             |
| T-N(mg/l)                | 2478           | 1310           | 0.53             | 2888.6              | 1753.8 | 0.61             | 1510.9              | 222   | 0.15             |
| T-P(mg/l)                | 141.25         | 111.7          | 0.79             | 153.8               | 112    | 0.73             | 115.8               | 20.9  | 0.18             |

a: 樣本個數=4個

b: S/A=相對標準差(標準差/平均值)



(a)



(b)

圖 2. 曝氣程序各類型氮濃度變化：(a)間歇式及 (b)連續式曝氣

表 1 中厭氣發酵槽出流水 (點 3) 之 TS、VSTOC、COD 及 BOD 平均值都較點 2 降低達 80 % 以上。顯示厭氣發酵對有機物及固形物去除效率良好。但厭氣後總氮平均仍高達 1500mg/l，總磷量亦達 116mg/l，顯示厭氣發酵對於氮、磷之去除率不如有機物之去除效率。厭氣後出流水性質中，除  $\text{NO}_3\text{-N}$  外，其相對標準差大都在 30 % 以下，顯示厭氣發酵後得到較穩定之水質。厭氣發酵後廢水之總氮對有機物 (T-N/BOD) 平均值之比值由厭氣前的 0.36 升高至厭氣後的 1.64。因此，應用脫硝反應去除厭氣後廢水之氮化合物時，須補充碳源以確保脫硝反應發生。

### 1. 第一階段實驗

#### (1) 間歇曝氣處理 (1994.11.6)

由間歇曝氣實驗流程質量變化顯示固液分離後 TS 濃度達 18500mg/l，依固液分離效率計算式 (廖等, 1992) 推估其分離效率為 -101 %，分離效率為負值，顯示固液分離效果不佳。T-N/BOD 由厭氣前之 0.54 升至厭氣後之 2.26。顯示厭氣發酵

造成碳氮比降低，對於脫硝作用有碳源不足之傾向。終沈池中 TS 濃度去除率為 20 %，顯示終沈池沈澱效果不佳。全部處理流程可去除系統入流 67 % 之 TS，99.9 % 的 BOD 及 75.2 % 的 VS。顯示此套設備有效去除養豬廢水之固體及有機物。

圖 2(a) 為間歇曝氣時各點之硝酸態氮、亞硝酸態氮、氨態氮及總氮濃度變化圖。廢水進入曝氣槽後，氨態氮濃度由 1070.8mg/l 降至放流之 612.8mg/l，總氮量亦由 1358.2mg/l 降至 753.3 mg/l；顯示間歇曝氣操作下，硝化反應減低氮含量。亞硝酸氮濃度在點 4 濃度由 0 略增至 0.3 mg/l，同時硝酸態氮亦由點 3 的 8.5mg/l 降至點 5 的 2.5mg/l，顯示脫硝反應有效去除硝化反應所產生之氧化態氮，並未產生氧化態氮累積現象。曝

氣槽入流水之 T-N/BOD 比值為 2.26，雖有碳源不足情形，但曝氣時溶氧濃度僅 0.5mg/l，無法大量進行硝化反應，因此脫硝作用有效去除水體所含之硝酸態氮。

(2)連續曝氣處理 (1994.11.26)

由連續曝氣實驗各點質量變化顯示分離後廢水 TS 濃度達 44500mg/l，固液分離效率為 -235%，顯示並無固液分離效果。原廢水濃度高於間歇曝氣實驗時濃度，BOD 及 T-P 達 2 倍以上，顯見原廢水性質變動大。全部處理流程可去除 70% 的 TS、72.5% 的 VS 及 94.7% 的 BOD。顯示對於含碳化合物之去除與間歇曝氣同樣維持高效率，T-N/BOD 值由厭氣前 0.50 增高至厭氣後之 1.46。放流水 BOD 濃度仍不符合放流標準，且較間歇曝氣程序時惡化。

圖 2(b) 為連續曝氣程序各點之硝酸態氮、亞硝酸態氮、氨態氮及總氮濃度變化圖。其中亞硝酸態氮濃度在點 1、點 2 及點 3 濃度皆為 0mg/l，但曝氣槽放流水中 (點 4) 濃度增加至 27.4mg/l，硝酸態氮濃度亦由點 3 之 16.1mg/l 增加至點 4 之 30.1mg/l。氨態氮濃度由 1386.1mg/l 降低至 1147mg/l，顯示在連續曝氣時，發生硝化反應。

低溶氧濃度下，膠羽中溶氧擴散速度不及消耗速度時，膠羽內部可形成厭氧區行脫硝作用，而形成同時硝化／脫硝現象 (Rittmann 及 langeland, 1985；Liao 及 Maekawa, 1994, Osada 等, 1991)，而降低總氮量。曝氣平均溶氧僅有 0.9mg/l，應可形成同時硝化／脫硝作用。但曝氣槽入流之 T-N/BOD 比值達 1.46，顯示脫硝反應碳源不足。且沈降不佳可顯示膠羽可能過於微小，不足以形成厭氧區行脫硝作用，因此發生硝酸態氮累積現象。

(3)連續曝氣及間歇曝氣程序去氮去磷之比較

表 2 為全部流程對於連續曝氣及間歇曝氣程序去除效率之比較。連續曝氣及間歇曝氣操作時，BOD 去除率分別為 93.8% 及 95.3%，顯示無論連續曝氣或間歇曝氣，對有機物都有高去除率。連續曝氣及間歇曝氣操作時 T-N 去除率分別為 65.4% 及 74.4%，T-P 去除率分別為 80% 及 -20%，氨態氮去除率分別為 63.2% 及 70%、硝酸態氮去除率分別為 98% 及 97.4%。從氮去除率而

言，無論總氮或氨氮之去除率，間歇曝氣程序皆優於連續曝氣程序。顯示間歇曝氣雖在 T-N/BOD 比值達 2.26 的情形下，仍可利用脫硝反應去除硝酸態氮，避免硝酸態氮累積影響氨態氮之去除。

實際比較活性污泥程序採連續曝氣及間歇曝氣程序對氮、磷之去除率，將曝氣槽入流與放流水各項性質做比較 (表 3)。由表 3 指出，連續曝氣之 BOD 去除率為 55.3%，間歇曝氣為 61.5%，間歇曝氣略高於連續曝氣，顯示間歇曝氣方式並不影響曝氣槽中 BOD 之去除。

表 2. 總場處理效率表

|                            | 放 流 水                                   |                   |                  |                   |              |                   |                            |                                  |                            |                                  |
|----------------------------|-----------------------------------------|-------------------|------------------|-------------------|--------------|-------------------|----------------------------|----------------------------------|----------------------------|----------------------------------|
| 操作狀態                       | BOD<br>mg/l                             | BOD<br>去除率<br>(%) | T-N<br>mg/l      | T-N<br>去除率<br>(%) | T-P<br>mg/l  | T-P<br>去除率<br>(%) | NO <sub>3</sub> -N<br>mg/l | NO <sub>3</sub> -N<br>去除率<br>(%) | NH <sub>4</sub> -N<br>mg/l | NH <sub>4</sub> -N<br>去除率<br>(%) |
| 連續曝氣槽<br>T-N/BOD<br>= 1.46 | 500 <sup>a</sup><br>(8130) <sup>b</sup> | 93.8              | 1392.2<br>(4022) | 65.4              | 60<br>(300)  | 80                | 3.0<br>(154)               | 98                               | 1239.6<br>(3368)           | 63.2                             |
| 間歇曝氣槽<br>T-N/BOD<br>= 2.26 | 231<br>(4930)                           | 95.3              | 753.3<br>(2940)  | 74.4              | 150<br>(125) | -20               | 2.5<br>(95.8)              | 97.4                             | 612.8<br>(2043)            | 70                               |

a: 表示放流水中所含濃度值  
b: 括弧內數值為原廢水濃度值

表 3 指出，間歇曝氣及連續曝氣之硝酸態氮去除率分別為 70.6% 及 81.4%。然而比較氨態氮及總氮之去除率，間歇曝氣去除率分別為 42.8% 及 44.5%，而連續曝氣時，氨態及總氮去除率僅 10.6% 及 15%。審視點 4 之硝酸態氮濃度，間歇曝氣濃度為 0.4mg/l，而連續曝氣為 30.1mg/l，顯示連續曝氣時曝氣槽中累積硝酸態氮，抑制氨態氮及總氮之去除。由此顯示，在不外加碳源情形下，間歇曝氣處理仍較連續曝氣獲致較高之總氮及氨態氮去除率。連續曝氣及間歇曝氣程序 T-P 去除率分別為 40% 及 -4%。間歇曝氣並無明顯好氧／厭氧情況，導致磷蓄積菌並無超量吸磷現象。應將間歇曝氣其曝氣時段之溶氧量提高，以促進磷的吸收。

圖 3(a) 為間歇曝氣槽入流與放流水及終沈池放流水間各型態氮變動情形。比較曝氣槽入流及放流水質，硝酸態氮由 8.5mg/l 降至 0.43mg/l，同時氨氮及有機氮亦分別由 1070.8mg/l 及 285.7mg/l 降至 897.2mg/l 及 204.8mg/l。在正常 pH 值操作下，經由游離氨所引起之氮損失對比於脫硝反應造成之氮損失很小 (Schelthiga, 1969; Murray 等，

1975)，因此游離氨所引起之氮損失可忽略不計。結果顯示氨態氮並未轉變為機態氮，乃經由硝化反應所減少。同時硝酸態氮由 8.5mg/l 降至 0.43mg/l，亦證明脫硝反應成功。終沈池中有機氮僅減少 66.9mg/l，而總氮量減少 349.1mg/l，硝酸態氮則減少 284.4mg/l，顯示所減少之總氮量是由於硝酸態氮減少而得。顯示終沈池中仍有硝化／脫硝反應作用進行。

表 3. 曝氣槽及終沈池處理效率表

| 操作狀態                       | 放 流 水 質                                 |                   |                  |                            |              |                   |                            |                                  |                            |                                  |
|----------------------------|-----------------------------------------|-------------------|------------------|----------------------------|--------------|-------------------|----------------------------|----------------------------------|----------------------------|----------------------------------|
|                            | BOD<br>mg/l                             | BOD<br>去除率<br>(%) | T-N<br>mg/l      | T-N<br>去除率<br>(%)          | T-P<br>mg/l  | T-P<br>去除率<br>(%) | NO <sub>3</sub> -N<br>mg/l | NO <sub>3</sub> -N<br>去除率<br>(%) | NH <sub>4</sub> -N<br>mg/l | NH <sub>4</sub> -N<br>去除率<br>(%) |
| 連續曝氣槽<br>T-N/BOD<br>= 1.46 | 500 <sup>a</sup><br>(1123) <sup>b</sup> | 55.5<br>(1637)    | 1392.2<br>(1637) | 13 <sup>c</sup><br>(100)   | 60<br>(100)  | 40<br>(100)       | 3<br>(16.1)                | 81.4<br>(1386)                   | 1239.6<br>(1386)           | 10.6 <sup>d</sup>                |
| 間歇曝氣槽<br>T-N/BOD<br>= 2.26 | 231<br>(560)                            | 61.5<br>(1358)    | 753.3<br>(1358)  | 44.5 <sup>e</sup><br>(144) | 150<br>(144) | -4<br>(8.5)       | 2.5<br>(8.5)               | 70.6<br>(1071)                   | 612.8<br>(1071)            | 42.8 <sup>f</sup>                |

a: 表示曝氣槽出流水中所含濃度值

b: 括弧內數值為曝氣槽入流水中濃度值

c: T-N/TOC=0.83

d: NH<sub>4</sub>-N/BOD=1.24; NH<sub>4</sub>-N/TOC=0.71

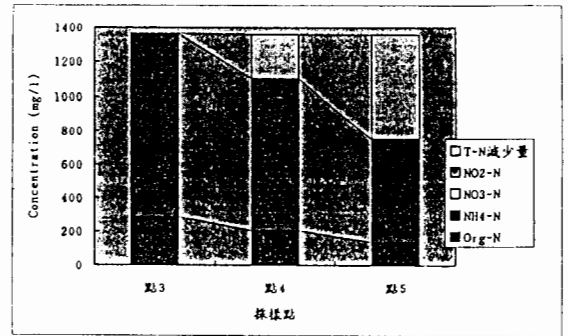
e: T-N/TOC=1.05

f: NH<sub>4</sub>-N/BOD=1.91; NH<sub>4</sub>-N/TOC=0.83

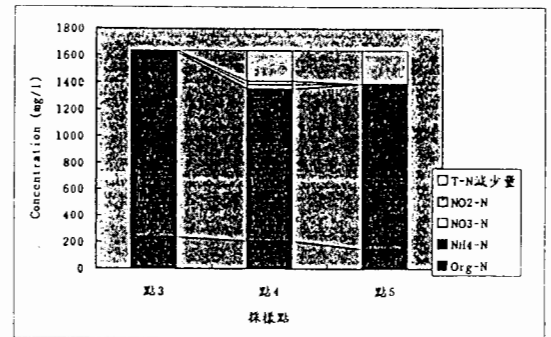
由於曝氣時溶氧溶度僅 0.5mg/l，因此，硝化作用受溶氧濃度不足而影響其反應速率，同時異營性反應亦受影響，因而有較多有機物可供脫硝反應使用，同時脫硝反應去除廢水中硝酸態氮，使硝化反應不受硝酸態氮累積影響，因此，仍可在較高之 T-N/BOD(= 2.26) 比值及間歇曝氣下進行同時硝化／脫硝作用。

連續曝氣槽入流水與放流水及終沈池放流水間的各型態氮濃度變動情形示於圖 3(b)。圖 3(b) 指出，曝氣槽入流水（點 3）中，氧化態氮(NO<sub>2</sub>-N+NO<sub>3</sub>-N)含量甚微，但出流（點 4）時，氧化態氮含量增加，顯示曝氣槽中有進行硝化反應。由於不考慮游離氨氣逸失，而有機氮及總氮量均減少，應是由脫硝作用所造成，顯示連續曝氣亦可進行同時硝化／脫硝作用。但由於異營性反應與脫硝反應競爭有機物，且 TN/BOD 比值達 1.46，顯示對脫硝反應而言，有碳源不足情形。且沈降性不佳，膠羽可能過小，不足以形成厭氧區行脫硝作用，因而產生硝酸態氮累積之現象。

## 2. 第二階段實驗：外加碳源影響 (1995.3.11)



(a)



(b)

圖 3. 活性污泥槽各類型氮濃度變化：(a)間歇式及(b)連續式曝氣

由第一階段實驗結果得知，無論總處理程序及活性污泥程序之去氮結果，間歇曝氣都較連續曝氣效果為佳。顯示間歇曝氣時，硝化反應確可將氨態氮轉變為硝酸態氮，而在不曝氣時經由厭氧脫硝反應將硝酸態氮加以去除。由於厭氧發酵將有機物氧化後會降低廢水中總氮與有機物之含量比(T-N/BOD 或 T-N/TOC)，而脫硝需有機物做電子捐贈者來源，在有機基質不足情形下，脫硝反應將無法進行，導致曝氣槽去氮效率不佳。因此曝氣槽入流水之總氮與有機物比值(T-N/BOD 或 T-N/TOC)可作為完成脫氮反應之適當參數(Haga 等，1989；Liao 等，1993；前川等，1994；Maekawa 等，1995)。

由於曝氣槽入流水之 T-N/BOD 及 T-N/TOC 比值相當高，必須補充碳源以降低其比值。在考慮經濟性及有效利用廢物之前提下，以 T-N/BOD 或 T-N/TOC 比值較低之原廢水添注至曝氣槽作為外加

碳源來源是可行之經濟方法。因此，第二階段實際引部份固液分離後分離廢水以調整曝氣池之 T-N/TOC 比，及添加甲醇以探討其補助之效益。

(1)引用固液分離廢水為外加碳源

實驗時均溫為 14℃，改裝設施包括加裝支管引固液分離後之分離水作為曝氣槽補助碳源；安裝回流污泥設備及改善曝氣機接頭以避免曝氣機漏氣。由於固液分離機至曝氣池落差不足，支管引水量僅有 0.3m<sup>3</sup>/d。曝氣槽操作採間歇曝氣(1：1hr)，曝氣時平均溶氧為 1.1mg/l，不曝氣時為 0.5mg/l。

由引分離水為外加碳源時各點質量變化顯示固液分離機分離效率為 32.8%，分離效率依然不佳。固液分離後廢水 T-N/BOD 比值為 0.11，顯示固液分離後分離水確可作為外加碳源來源。厭氣發酵後廢水 T-N/BOD 比值為 1.174，經調整後入流水 T-N/BOD 比值降為 0.92，對於理想的 0.2～0.3 比值而言，所加分離水量並不足。整個操作流程 TS 及 VS 去除率分別為 73% 及 83.6% BOD 去除率則為 90.3%。終沈池入流及放流間 TS 濃度差異極小，顯示終沈池無沈澱效果。放流水 BOD 仍未能達放流標準。

圖 4 為各點硝酸態氮、氨態氮、總氮及總磷質量變化情形。亞硝酸態氮在各點中皆未偵測到。原廢水中氨態氮及硝酸態氮濃度僅為 374.6mg/l 及 957.4mg/l，遠小於第一階段時濃度。厭氣發酵後總氮量反較厭氣前濃度增加。曝氣槽中硝酸態氮濃度由 34.5mg/l 減至 5.7mg/l，顯示曝氣槽內脫硝反應因外加碳源有效去除硝酸態氮。然而曝氣槽中氨氮僅由 954.5mg/l，顯示硝化反應進行不佳。

(2)以甲醇為補助碳源

由於無法藉由分離水提供足夠之有機質。因此，藉由添加甲醇，調整曝氣槽入流水 T-N/TOC 比值至 0.22，以作為脫硝時補助碳源。操作為間歇曝氣(1：1HR)，均溫為 13℃，曝氣時平均溶氧為 0.7mg/l，不曝氣時為 0.4mg/l。

表 4 為外加碳源時曝氣槽入流水及終沈池放流水之操作效率。僅以分離水為外加碳源時，TOC 去除率為 58.6%，T-N、NH<sub>4</sub>-N 及 T-P 去除率則分

別為 14.8%、16% 及 40%，硝酸態氮去除率可達 83.6%。硝酸態氮之去除率較第一階段間歇曝氣實驗時為高，確實顯示所添加之碳源對於脫硝反應進行有良好結果。

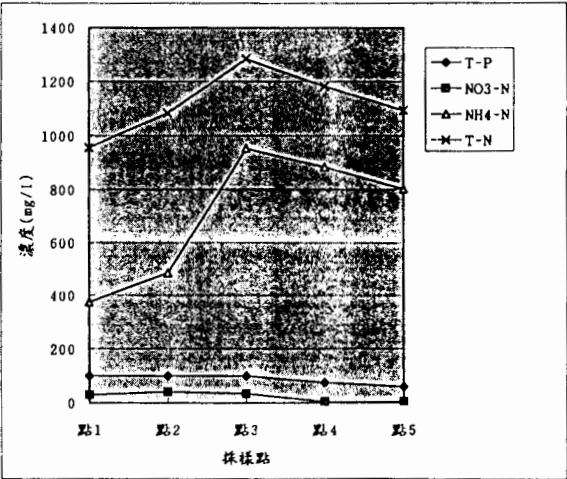


圖 4. 引用分離水為外加碳源時各類型氮濃度變化

表 4. 外加碳源曝氣槽處理效率表

|                            | 流 水 質                                    |                   |                  |                   |             |                   |                            |                                  |                            |                                  |
|----------------------------|------------------------------------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------|-------------------|----------------------------|----------------------------------|----------------------------|----------------------------------|
| 操作狀態                       | TOC<br>mg/l                              | TOC<br>去除率<br>(%) | T-N<br>mg/l      | T-N<br>去除率<br>(%) | T-P<br>mg/l | T-P<br>去除率<br>(%) | NO <sub>3</sub> -N<br>mg/l | NO <sub>3</sub> -N<br>去除率<br>(%) | NH <sub>4</sub> -N<br>mg/l | NH <sub>4</sub> -N<br>去除率<br>(%) |
| 添加分離水<br>T-N/TOC<br>= 0.66 | 1110 <sup>a</sup><br>(1938) <sup>b</sup> | 42.7              | 1183.5<br>(1285) | 7.9               | 75<br>(100) | 25                | 5.4<br>(34.8)              | 84.5                             | 886<br>(955)               | 7.2                              |
| 添加甲醇<br>T-N/TOC<br>= 0.22  | 921<br>(5235)                            | 82.4              | 1151.6<br>(1285) | 10.4              | 75<br>(100) | 25                | 7.05<br>(34.8)             | 79.7                             | 844.9<br>(955)             | 11.5                             |

a: 表示曝氣槽出流水中所含濃度值  
b: 括弧內數值為曝氣槽入流水中濃度值

藉添加甲醇調整間歇曝氣槽入流水之 T-N/TOC 比值至 0.22，T-N、NH<sub>4</sub>-N 及 T-P 分別為 12%、19% 及 40%。硝酸態氮去除率達 83.9%，顯示外加碳源有效增進脫硝反應。由於添加甲醇至取樣時間僅 24 小時，而曝氣槽水力停留時間約為 5 天，因此，甲醇添加對整體系統處理效率，由此次實驗結果無法充分反映出來。

添加原廢水及甲醇為外加碳源時，氨態氮及總氮去除率僅 16%、14.8% 及 12%、19%，顯示硝化反應進行不佳。由於溫度降至 15℃ 以下

時，硝化反應速率會變得非常慢 (Beccari 等，1979)，而實驗時均溫僅 13℃，較之第一階段均溫 21～24℃低，因此降低硝化反應速率。且曝氣時溶氧僅 1.1mg/l 及 0.7mg/l，曝氣量不足，難以有效進行硝化。此外，當使用外加碳源時，曝氣槽內異營性分解會與硝化細菌競爭溶氧，對於硝化反應有不利影響。此外養豬場在第二階段實驗前進行改裝時，並未按時操作處理系統，亦可能擾動處理系統而影響實驗結果。

及硝酸態氮濃度改變不大，僅  $NH_4-N$  降低 83mg/l，顯示終沈池中氨態氮經由部份硝化／脫硝作用而降低。

圖 5(b) 為外加甲醇為輔助碳源時活性污泥程序氮化物變動圖。圖 5(b) 顯示有機態氮由 295.1mg/l 增至 352.2mg/l，氨態氮濃度則減少 181.4mg/l，總氮量亦減少 153.6mg/l，顯示氨態氮同時轉變為有機態氮及氮氣。曝氣槽中，硝酸態氮由 34.76mg/l 降至 7.05mg/l，去除率為 79.7%，顯示脫硝反應成功去除硝酸態氮。由於實驗僅一天，添加甲醇之影響尚未能由此次實驗結果看出。

## 四、結論與建議

### 1. 結論

(1) 養豬廢水其平均 BOD 濃度達 6457mg/l，T-N 及 T-P 濃度平均值亦達 2478mg/l 及 141mg/l 顯示養豬廢水為高負荷及高營養性之有機廢水。厭氣發酵出流水仍含高負荷的氨態氮及總氮，平均分別達到 1154.7mg/l 及 1510.9mg/l，平均總磷量亦達 116mg/l。總氮對有機物比 (T-N/BOD) 之平均值由厭氣前 0.36 升至厭氣後 1.64，對於理想之 T-N/BOD 比值 0.2～0.3 而言，曝氣槽中脫硝作用有碳源不足之情形。

(2) 整套設備無論採用間歇曝氣或連續曝氣，BOD 去除率皆可達 93% 以上。應用連續曝氣法其 T-N、T-P、 $NH_4-N$  及  $NO_3-N$  之去除率分別為 65.4%、80%、63.2% 及 98% 應用間歇式曝氣法其 T-N、T-P、 $NH_4-N$  及  $NO_3-N$  之去除率分別為 74.4%、20%、70% 及 97.4%。顯示應用間歇曝氣程序確實較連續曝氣程序有效去除廢水中所含之氮。

(3) 在未加碳源情形下，比較曝氣槽採連續曝氣操作與間歇曝氣操作之差異，BOD 去除率兩者皆可達 55% 以上。間歇式曝氣法其 T-N、T-P、 $NH_4-N$  及  $NO_3-N$  之去除率分別為 44.5%、-4%、42.8% 及 70.6%。連續式曝氣法其 T-N、T-P、 $NH_4-N$  及  $NO_3-N$  之去除率分別為 15%、40%、10.6% 及 81.4%。連續曝氣與間歇式曝氣其 T-N/BOD 比值分別為 1.46 及 2.26，然間歇曝氣 T-N

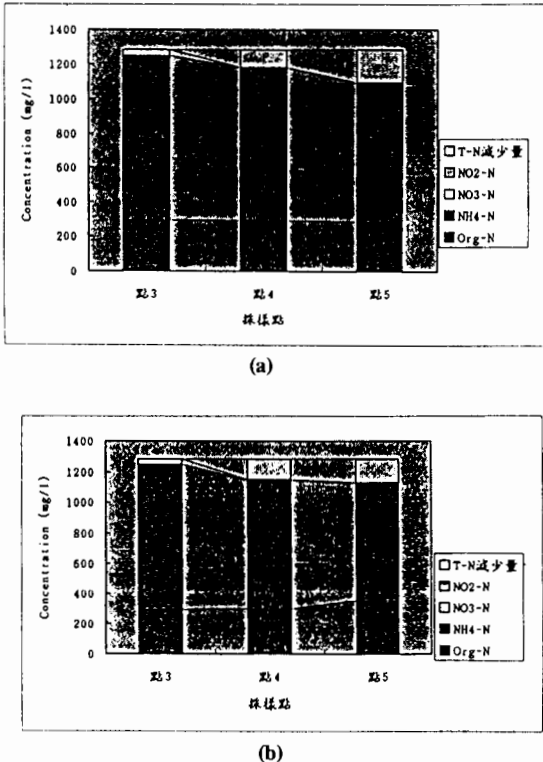


圖 5. 活性污泥槽中引用 (a) 分離水及 (b) 甲醇為添加碳源時各類型氮濃度變化

以分離水為外加碳源時活性污泥程序各氮化物變動情形示於圖 5(a)。圖 5(a) 顯示由曝氣槽流水至放流水，有機氮保持穩定，氨態氮則由 954.5mg/l 略降低至 803mg/l，顯示硝化反應不佳。整個過程中並未檢測出亞硝酸態氮，曝氣槽中硝酸態氮濃度則由 34.8mg/l 降至 5.4mg/l，去除率為 84.5%，顯示外加碳源有助於曝氣脫硝反應。終沈池入流及流出中，總氮減少 88.6mg/l，由於有機氮

及 $NH_4-N$ 去除率則明顯優於連續曝氣程序。顯示雖然 $T-N/BOD$ 比值較高，曝氣槽使用間歇曝氣仍可去除較高之總氮量。

(4)在應用間歇式曝氣程序下並引原廢水作為外加碳源之實驗結果顯示，曝氣槽 $TOC$ 、 $T-N$ 、 $NH_4-N$ 及 $T-P$ 去除率分別為58.6%、14.8%、15%及40%。較第一階段間歇曝氣的61.5%、14.5%、42.8%及40%為低，可能導因於低溫(13°C)影響生物反應速率。 $NH_3-N$ 去除率高於13%，較第一階段間歇曝氣時70.6%為高，顯示外加碳源對於脫硝確實有正面之影響。

(5)應用間歇式曝氣程序下並添加甲醇為補助碳源之實驗結果顯示，曝氣槽 $T-N$ 、 $NH_4-N$ 、 $NO_3-N$ 及 $T-P$ 去除率分別為12%、19%、83.9%及40%。由高 $NO_3-N$ 去除率顯示，甲醇確實可提供脫硝反應時所需之碳源。此外，甲醇反應時間僅一天，添加甲醇之影響無法由此次實驗充分反應出來。

## 2. 建議

(1)應改善固液分離機固液分離效率，以避免不溶性有機物及氮、磷成分在處理設備中轉變為可溶性氮、磷成分，增加廢水設備處理負荷。平日應注重曝氣槽之維護工作，適當維持優良之活性污泥菌種，避免活性污泥老化或轉變為非活性污泥。

(2)第一階段實驗中，曝氣槽採間歇曝氣時，雖然 $T-N/BOD$ 比值較高，但總氮去除效率仍高於連續曝氣。由於間歇曝氣消耗較少能量，並有較佳處理效率，因此建議曝氣槽採間歇曝氣程序操作。

(3)實驗時曝氣量不足，曝氣時溶氧濃度僅介於0.7~1.1mg/l間，而有效滿足硝化作用需溶氧2mg/l以上，因此無法達成以硝化反應去除氨氮之效果。採間歇曝氣時，若曝氣硝化反應不佳，則後續脫硝反應亦無從除氮。因此建議應將曝氣機曝氣量加大，以確保曝氣時溶氧量大於2mg/l，確保硝化反應進行。

(4)第二階段實驗中，添加外加碳源後可有效去除曝氣槽中之硝液態氮。適當調整曝氣槽入流之 $T-N/BOD$ 比值，對於脫硝去氮相當重要。固液

分離後之分離水平均 $T-N/BOD$ 為0.36，為適當之碳源，故建議將支管引分離後之廢水量30%，如此可將曝氣槽入流之 $T-N/BOD$ 比值降至約0.6，不足之碳源再以農業廢棄物(稻桿、蔗渣等植物殘骸)補充，以降低外加碳源成本。

(5)改善方法除以上事項外，並應將曝氣前池改為調整池，並抽除調整池中沈澱之惰性污泥，同時安裝馬達將每天入流水量平均抽送至曝氣槽中，以保持水質穩定及避免處理過程呈現批次處理狀態。這樣，可改善曝氣槽污泥相，以增加終沈池沈澱效果。並建議發展自動控制設備控制曝氣槽好氧時間、厭氧時間及溶氧等因子，以達最有效率之硝化/脫硝反應。

## 致 謝

本研究承農委會84-農建-10.0-牧-15(2)計畫補助，謹此致謝。

## 參考文獻

1. 前川孝昭，廖中明，馮興東，1994，利用間歇曝氣法及改進碳/氮比去除養豬廢水之氮，農業工程學報40(2)：33-43。
2. 廖中明，前川孝昭，吳銘塘，江漢全，吳振甫，1992，臺灣地區養豬廢水處理系統之工程評估，農業機械學刊1(2)：27-38。
3. Anthonisen, A.C., Loehr, R.C., Prakasam, T.B.S., and Srinath, E.G. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid, J. Wat. P.C. Fed. 48(5): 835-852.
4. Batchlor, B. 1982. Kinetic analysis of alternate for single-sludge nitrification/denitrification. J. Wat. P.C. Fed. 54: 1493.
5. Beccari, M., marani, D. and Ramadori, R. 1979. A critical analysis of nitrification alternatives. Wat. Res. 13: 185-192.
6. Focht, D.D., and Chang, A.C. 1975. Nitrification and denitrification processes related to wastewater treatment. Adv. Appl. Microbial. 19: 153-186.
7. Focht, D.D., and Verstrate, W. 1977. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. Adv.

- Microbiol. Ecol. 1: 135-214.
8. Gundersen, K. 1966. The growth and respiration of *Nitrosocystis oceanus* at different partial pressures of oxygen. J. gen. Microbiol. 42: 387-396.
  9. Haga, K., Osada, T., and Harada, Y. 1989. Characterization of piggery wastewater and the control of nitrogen and phosphorus. Envir.inform. Sci. 18: 57-60. (In Japanese)
  10. Jansen, J.L.C., and Behrens, J.C. 1980. Periodic parameter variation in a full scale treatment plant with alternating operation. Prog. Water Technol. 12: 521-532.
  11. Krul, J.M. 1976. The relationship between dissimilatory Nitrate reduction and oxygen uptake by cells of an *Alcaligenes* Strain in flocs and in suspension and by activated sludge flocs. Water Res. 10: 337.
  12. Lewandowski, Z. 1982. Temperature dependency of biological denitrification with organic materials addition. Wat. Res. 16:19-22.
  13. Liao, C.M., Maekawa, T., Chiang, H.C., and Wu, C.F. 1993. Removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater by intermittent aeration processes. J. Environ. Sci. Health B28(3): 335-347.
  14. Liao, C.M., and Maekawa, T. 1994. Nitrification / denitrification in an intermittent aeration process for swine wastewater. J. Environ.Sci. Health B29(5): 1053-1078.
  15. Maekawa, T., Liao, C.M. and Feng, X.D. 1995. Nitrogen and phosphorus removal for swine wastewater using intermittent batch reactor followed ammonium crystallization process. Wat. Res. 29(12): 2643-2650.
  16. Murray, I., Parsons, J.W., and Robinson, K. 1975. Interrelationships between nitrogen balance, pH and dissolved oxygen in an oxidation ditch treating farm animal waste. Wat. Res. 9:25-30.
  17. Nelson, L.M., and Knowles, R. 1978. Effect of Oxygen and Nitrate on Nitrogen fixation and denitrification by *Azospirillum brasilense* grown in continuous culture. Can. J. Microbiol. 24: 1395.
  18. Osada, T., Haga, K., and Harada, Y. 1991. Removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater by the activated sludge units with the intermittent aeration process. Wat. Res. 25(11): 1377-1388.
  19. Painter, H.A. 1970. A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganism. Wat. Res. 4: 393-450.
  20. Painter, H.A. 1986. Nitrification in the treatment of sewage and wastewater. In Nitrification (Edited by Prosser, J. I.): 185-211. IRL Press, Washington, D. C.
  21. Rittmann, B.E., and Langeland, W.E. 1985. Simultaneous denitrification with nitrification in single-channel oxidation ditches. J. Wat. P.C. Fed. 57 (4): 300-308.
  22. Scheltinga, H.M.J. 1969. Farm Wastes. Wat. Pollut. Cont. 68:403-413.

收稿日期：民國 84 年 7 月 17 日

修正日期：民國 84 年 11 月 24 日

接受日期：民國 84 年 12 月 27 日