

# 施灌豬糞尿處理水對滲漏水及地表逕流水質之影響

謝昭賢 產業組

chhsieh@mail.tlri.gov.tw

## 一、中文摘要

本報告為將豬場處理水（厭氣水或好氣水）施灌土壤之影響分成二部份。試驗一為豬場處理水對滲漏水中總氮、氨態氮及硝酸態氮之影響，試驗二為豬場處理水對地表逕流水質之影響。試驗一之設計為豬場處理水（厭氣水及好氣水）及氮肥負荷率（0、50、100、150及200 kg/ha）施灌於盤固草土柱，並以降雨事件作為區集來測定對滲漏水中總氮、氨態氮及硝酸態氮之影響。其結果為：影響滲漏水質之重要因子為氮肥負荷率及降雨事件，次要因子為豬場處理水。滲漏水質中總氮、氨態氮及硝酸態氮之濃度隨氮肥負荷率之增加而增加；總氮及氨態氮之濃度在第一場降雨事件顯著地高於第二場以後降雨事件之濃度；豬場處理水對滲漏水質之影響，除硝酸態氮外，對總氮及氨態氮均無顯著之差異。試驗二之設計為利用模擬降雨來評估施灌豬糞尿處理水及不同乾水距對地表逕流水質之影響。試驗因子為處理水因子（含固液分離水、厭氣水、好氣水及對照組四種處理）及乾水距因子（含施灌豬糞尿處理水後第1、第7及第14天以模擬降雨方式產生逕流）。其結果為：施灌豬糞尿處理水所得逕流之養分濃度之試區均顯著地高於對照組試區，但每公頃養分之流失量僅佔施灌量之少部份。固液分離水、厭氣水及好氣水處理組等三組之各成分損失量均低於6%。施灌固液分離水之地表逕流水養分濃度最高，厭氣水次之，但每公頃之流失量均很低；在施灌豬糞尿處理水後，第1天發生暴雨之逕流水養分濃度顯著地高於第7及第14天之逕流養分濃度。

關鍵詞：豬糞廢水 (Pig wastewater)、滲漏水 (Percolation water)、盤固草 (Pangolagrass)、逕流 (Runoff)、模擬降雨 (Simulated rainfall)、乾水距 (Drying interval)、水質 (Water quality)。

## 二、前言

土壤具有大量處理及消化有機廢棄物之能力，傳統上以農業作物施肥比率將有機廢棄物施用於土壤為其最終處理方式，而豬糞尿肥水 (manure) 長久以來為農作物養分之主要來源 (嚴, 1995)。研究人員已經證實豬糞尿肥水對狼尾草 (*Pennisetum purpureum* (梁, 1975))、玉米 (*Zea mays* L.) (梁與葉, 1977)、高狐草 (*Festuca arundinacea* Schreb) (King, 1981)、百慕達草 (*Cynodon dactylon* L. (Pers.)) (Burns *et al.*, 1985) 及溫帶混植草 (Burns *et al.*, 1987) 之產量有增加的趨勢。最近，以超過農藝作物之需求量來處理有機廢棄物之研究漸漸引起大眾之注意 (Khaleel *et al.*, 1981)，因為有機廢棄物經

由地表逕流 (surface runoff)及地表下逕流 (subsurface runoff)而產生潛在之非點源污染 (non-point source pollution)問題。非點源污染為經雨水產生之逕流引起土壤沖蝕所帶來之污染物，或經逕流沖刷地表之堆積物，其發生之頻率不規則，且以分散及不定點方式進入水體，故以非點源污染稱之 (Pritchard, 1982)。非點源之污染物潛在之輸送物質，如逕流中之氮、磷、生物需氧量 (BOD)及化學需氧量 (COD)會從有機廢棄物質中部份溶解出來，而形成容易被逕流輸送之物質。在畜舍內為避免畜禽糞堆肥過量之累積，以及可作為土壤中供給植物生長之肥料，畜禽糞堆肥施用於土壤為最容易處理之方式。但在降雨產生逕流的情況下，逕流會將堆肥中之氮及磷從施用地輸送至他處 (Giddens and Barnett, 1980; Magette *et al.*, 1989; McLeod and Hegg, 1984; Westerman *et al.*, 1983; Westerman *et al.*, 1987)，造成地表逕流水質污染之問題。因此施用有機廢棄物而改變土壤之環境，有必要從地表逕流水質之觀點來了解養分輸送情形 (Khaleel *et al.*, 1981)。

台灣地區豬糞尿廢水之主要處理程序為：沖洗畜舍後之豬糞尿廢水經固液分離處理，其中固體部份作為豬糞堆肥之材料；液體部份經厭氣醱酵槽內進行厭氣處理，厭氣水再經活性污泥處理而後排放 (洪等, 1997)。雖然此種處理過程，其排放水可以符合目前國內的環保標準，但排放水中含有許多無法處理之無機物質，如氮及磷等。若此排放水進入河川，勢必提供河川中水生植物之大量營養源。未來我國環保法規中，氮及磷之濃度將納入限制，因此排放水中的氮及磷勢必再加以處理，才能符合環保規定。豬糞尿處理水含有高濃度之  $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$  及磷，這些都是植物生長所必需，若能善加以利用，不僅可解決排放水中氮及磷問題，且可充分供應植物之生長，並使土壤減少化學肥料之使用。本報告為將豬場處理水 (厭氣水或好氣水)施灌土壤對滲漏水中總氮、氨態氮及硝酸態氮及對地表逕流水質之影響。

### 三、試驗材料與方法

#### (一) 試驗一：豬場處理水對盤固草土柱滲漏水質總氮、氨態氮及硝酸態氮之影響

本試驗為完全逢機 (completely randomized design, CRD)之  $2 \times 5$  複因子設計，三重複。試驗因子包括：處理水之種類 (type of effluent)及施灌氮肥負荷率 (loading rate)。處理水之種類有二種：三段式豬糞尿廢水處理中經厭氣處理之厭氣處理水 (簡稱厭氣水)，及經過厭氣及好氣處理之處理水 (簡稱好氣水)；施灌氮肥負荷率有五種：施灌處理水中氮肥負荷率分別為 0、50、100、150 及 200 kg/ha 等五等級。在試驗之過程中，以不同之降雨事件作為區集，來測定連續降雨事件對盤固草試區滲漏水質之影響。本試驗中所謂降雨事件之定義為：一場降雨其降雨量能夠產生滲漏水者稱之。有時一次降雨之降雨量並不能產生滲漏水，需累積多次降雨量才能產生滲漏

水，此種多次降雨後始可達到產生滲漏水者亦稱為一場降雨事件。本試驗在試驗過程中計有四場降雨事件，各稱為第一場、第二場、第三場及第四場降雨事件，其分別發生於施灌豬場處理水後之第 1、第 17、第 42 及第 60 天。本試驗第一次產生之滲漏水為來自施灌之處理水，由於施灌前一星期有一次降雨，使得土壤有較高之含水量，使施灌處理水時直接產生滲漏水，而此施灌方式有如降雨，故特稱此為第一場降雨事件。

本試驗中施灌氮肥負荷率之訂定，為根據台灣省作物施肥手冊中盤固草之推荐施氮肥量而定。在南部之氣候下，預估盤固草每年有四次之收割期，每次收割後，追加施肥。依作物施肥手冊中盤固草之推荐施氮肥量為 400 kg/ha/yr (臺灣省農林廳，1996)。若分四次施肥，則每次之氮肥負荷率為 100 kg/ha。本試驗施灌豬場處理水以盤固草之推荐施氮肥量為基準，各增加或減少 200 及 400 kg/ha/yr，故設計之氮肥量施灌量為 0、200、400、600 及 800 kg/ha/yr，若每年施肥四次，則每次之施灌量各為 0、50、100、150 及 200 kg/ha。

本試驗所採用之土壤屬砂頁岩老沖積土臺南土系，砂質土壤。

本試驗利用直徑  $\phi 9.6''$ ，深約 50 cm PVC 之空心圓柱體，其表面積  $0.047 \text{ m}^2$ ，於底部開一  $\phi 3/4''$  之管道，並接導管通向外面，以便收集滲漏水。圓柱內先填入 10 cm 高之細砂後，再填滿砂質土壤，其後以自來水浸溼 24 小時後，將自來水由底部之水孔排出。每一土柱種植盤固草 (*Digitaria decumbens* Stent) A254，並置於室外六個月，接受大自然降雨之淋洗。灌溉水或雨水滲入土壤後之滲漏水經由底部小孔流出，再以容器接收，並分析其成分。

## (二) 試驗二：豬糞尿處理水及不同乾水距對地表逕流水質之影響

### 1. 模擬降雨

本試驗利用小型模擬降雨機 (謝與鄭，1996) 之模擬降雨來測定豬糞尿處理水及不同乾水距對砂質壤土地表逕流水質之影響。此小型模擬降雨機 ( $1.5 \times 1.5 \text{ m}^2$ ) 為採用 Veejet 80150 扁平式噴頭 (Spraying Systems Co., 1991)。本試驗採用之噴頭擺動頻率為 19 passes/min，在離地 3 m 高處及管線末端壓力為  $41 \text{ N/m}^2$  (6 psi) 下，所得到之模擬降雨。在此條件下，此模擬降雨之雨滴特性與自然降雨甚為相近 (Meyer and McCune, 1958; Meyer and Harmor, 1979)。本試驗採用模擬降雨機之噴頭具有擺動  $90^\circ$  方向，噴頭暫停時間可由時間控制器設定，以得到不同之噴頭擺動頻率，進而得到不同範圍之降雨強度。此模擬降雨機之最低降雨強度為 0 mm/h，最高可達 150 mm/h。其模擬降雨分佈均勻性之平均值高於 93%，可用於不同之土地利用對逕流、沖蝕及滲透率之室內小規模試驗 (謝與鄭，1996)。

### 2. 試驗土箱

本試驗利用長方體土箱 ( $1.0 \times 0.5 \times 0.8 \text{ m}^3$ ) 裝填砂質壤土，進行豬糞尿處理水對砂質壤土逕流水質之影響。長方體土箱包含滲漏水收集管及逕流

收集器。土箱底層處有一沖孔網，沖孔網上平鋪不銹鋼細網 (60 mesh/in) 以利滲漏水通過，在沖孔網下方留有收集滲漏水之  $\phi 3/4$ " 出水口，以收集滲漏水用。不銹鋼細網上裝填砂質壤土，灌水使其密實，並將所填之土壤填至與逕流出口出處，逕流收集槽在土箱之前端用來收集採樣及流量之測定。

供試之土壤為採自行政院農業委員會畜產試驗所盤固草區 0-15 cm 之表土。其土壤為砂頁岩老沖積土，質地為砂質壤土 (黏粒 9%，粉粒 27% 及砂粒 64%)；所有的土壤樣品均經過風乾及通過  $\phi 2$  mm 之篩網。坡度調整為 5%。

模擬降雨之降雨強度設定為 50 mm/h，其迴歸週期為在台南地區 1.25 年出現一次 (陳與陳, 1988)。開始產生逕流後，其降雨延時設定為 30 min。記錄起始產生逕流之時間，每 5 min 量測逕流量一次。逕流率之測定為收集單位時間內承土箱之逕流量，逕流量與降雨量之百分比值為逕流率。逕流水質為取 6 次之逕流量混合液，分析混合液水質中之 TN、NH<sub>3</sub>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、TP 及 EC，其分析方法均依美國 Standard Methods 第 18 版 (APHA, AWWA and WPCF, 1988) 所述之方法。

### 3. 試驗設計

本試驗為完全逢機 (completely randomized design, CRD) 之 4 × 3 複因子設計。試驗因子包括：處理水之種類 (type of effluent) 及乾水距 (drying interval)。處理水因子之處理包括：(1) 固液分離水 (solid-liquid separation effluent, SLE)、(2) 厭氣水 (anaerobic effluent, ANE)、(3) 好氣水 (aerobic effluent, AEE) 及 (4) 對照組 (control, CT)，對照組為沒有施灌任何水。乾水距因子包括：施灌豬糞尿處理水後第 1、7 及 14 天進行模擬降雨。

## 四、試驗結果

### (一) 試驗一：豬場處理水對盤固草土柱滲漏水質總氮、氨態氮及硝酸態氮之影響

#### 1. 影響滲漏水質之因素

本試驗在豬場處理水 (厭氣水及好氣水) 及氮肥負荷率 (0、50、100、150 及 200 kg/ha) 之試驗因子下，以連續降雨事件 (第一場、第二場、第三場及第四場) 當作區集來測定對盤固草試區滲漏水質之影響。經統計變方分析得知，影響滲漏水質重要之因子為氮肥負荷率 (loading rate) 及降雨事件 (rainfall event)，次要因子為處理水因子。處理水因子除硝酸態氮，均無顯著之差異，且豬場處理水因子與氮肥負荷率因子間均無交感效應之存在 (表 1)。

#### (1) 連續降雨事件對滲漏水質之影響

由降雨事件得知：滲漏水質中總氮及氨態氮之濃度在第一場降雨事件顯著地高於第二場以後之滲漏水水質，其濃度隨降雨事件之增加而降低；

但硝酸態氮濃度在第二場降雨事件顯著地高於其他降雨事件，其濃度隨第二場以後降雨事件之增加而降低。由表 2 得知，滲漏水中之總氮及氨態氮濃度隨著連續降雨事件之增加而降低。例如：總氮濃度在第一場、第二場、第三場及第四場降雨事件各為 52.0、26.0、15.8 及 5.76 mg/L，總氮濃度隨降雨事件之增加而降低，且在各降雨事件間均呈顯著性之差異；然氨態氮之濃度各為 32.0、2.04、1.44 及 0.73 mg/L，可知在第一場降雨事件之滲漏水質中，氨態氮濃度顯著地高於其他連續降雨事件，但在第二場降雨事件以後滲漏水中氨態氮之濃度均無顯著地差異；硝酸態氮之濃度各為 6.08、11.9、2.80 及 1.21 mg/L，可知在第二場降雨事件中之滲漏水顯著地高於第一場、第三場及四場之降雨事件，且第二場降雨事件以後隨降雨事件之增加而降低其濃度。

#### (2) 施灌豬場處理水之氮肥負荷率對盤固草土柱滲漏水質之影響

本試驗中，經由氮肥負荷率得知：滲漏水質中總氮、氨態氮及硝酸態氮之濃度隨氮肥負荷率之增加而增加。例如：總氮在氮肥負荷率 0、50、100、150 及 200 kg/ha 下各為 9.99、14.5、24.0、25.3 及 41.5 mg/L，總氮之濃度隨氮肥負荷率之增加而增加，但除氮肥負荷率 50 kg/ha 組外，其餘各氮肥負荷率均較對照組（無施灌者）為高，但比較各氮肥負荷率，除 200 kg/ha 組外，其餘在施灌 50、100 及 150 kg/ha 之氮肥負荷率組間均無顯著之差異（如表 2）。氨態氮之濃度各為 0.93、3.12、7.94、9.83 及 16.4 mg/L，其濃度隨氮肥負荷率之增加而增加；在各氮肥負荷率下，僅 150 及 200 kg N/ha 較對照組之濃度有顯著之差異外，其餘各氮肥負荷率與對照組均無顯著之差異；而比較各施灌氮肥負荷率，氨態氮之濃度在 200 kg/ha 之處理組顯著高於其餘氮肥負荷率（如表 2）。硝酸態氮之濃度各為 1.69、2.07、5.41、6.00 及 12.1 mg/L，其濃度隨氮肥負荷率之增加而增加，且除氮肥負荷率為 200 kg/ha 外，硝酸態氮之濃度在各氮肥負荷率均無顯著之差異（如表 2）。

表 1. 豬場處理水對盤固草土柱滲漏水質之顯著性測定

Source of variance	Total nitrogen	NH <sub>3</sub> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N
Rainfall event	***	***	***
Type of effluent	NS	NS	**
Loading rate	***	*	***
Type of effluent × Loading rate	NS	NS	NS

\*: P < 0.05; \*\*: P < 0.01; \*\*\*: P < 0.001; NS: no significant difference

由以上結果得知：不論是豬場處理水因子或連續降雨事件，滲漏水中總氮、氨態氮及硝酸態氮之濃度均隨氮肥負荷率之增加而增加其濃度；若以硝酸態氮之濃度 10 mg/L 為標準，則施灌氮肥負荷率應在 150 kg/ha 以下為之。施灌後第一場降雨事件亦為影響滲漏水之重要因素，滲漏水質中總氮及氨

態氮在第一次降雨事件均顯著高於其他降雨事件，而硝酸態氮為在第二次降雨事件之滲漏水顯著高於其他降雨事件；硝酸態氮在第二次降雨事件滲漏水中高於第一次降雨事件之原因，可能為施灌處理水中氨態氮為主要成分，施灌後不能經由硝化作用快速轉換為硝酸態氮。因此為了減低滲漏水質之污染，本試驗之結果可應用田間，如降低每次之施灌之氮肥負荷率及施灌期間應避免降雨事件之發生。

在各氮肥負荷率下，豬場處理水因子對盤固草試區滲漏水質之影響：厭氣水及好氣水在各氮肥負荷率下之滲漏水中，總氮、氨態氮及硝酸態氮之濃度隨氮肥負荷率之增加而增加。

不論是豬場處理水因子或連續降雨事件，滲漏水中總氮、氨態氮及硝酸態氮之濃度均隨氮肥負荷率之增加而增加其濃度；若以硝酸氮之濃度 10 mg/L 為標準，則施灌氮肥負荷率應在 150 kg/ha 以下為之。施灌後第一場降雨事件亦為影響滲漏水之重要因素，滲漏水質中總氮及氨態氮在第一次降雨事件均顯著高於其他降雨事件，而硝酸態氮為在第二次降雨事件之滲漏水顯著高於其他降雨事件；硝酸態氮在第二次降雨事件滲漏水中高於第一次降雨事件之原因，可能為施灌處理水中氨態氮為主要成分，施灌後不能經由硝化作用快速轉換為硝酸態氮。因此為了減低滲漏水質之污染，本試驗之結果可應用田間，如降低每次之施灌之氮肥負荷率及施灌期間應避免降雨事件之發生。

表 2. 降雨事件、處理水種類及氮肥負荷率對滲漏水質之影響

Treatment	Total nitrogen	NH <sub>3</sub> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N
		mg/L	
Rainfall event			
1st	52.0 <sup>a*</sup>	32.0 <sup>a</sup>	6.08 <sup>b</sup>
2nd	26.0 <sup>b</sup>	2.04 <sup>b</sup>	11.9 <sup>a</sup>
3rd	15.8 <sup>c</sup>	1.44 <sup>b</sup>	2.80 <sup>bc</sup>
4th	5.76 <sup>d</sup>	0.73 <sup>b</sup>	1.21 <sup>c</sup>
Type of effluent			
Anaerobic	23.4	10.2	3.80 <sup>b</sup>
Aerobic	23.5	5.75	7.16 <sup>a</sup>
Loading rate (kg N/ha)			
0	9.99 <sup>c</sup>	0.93 <sup>c</sup>	1.69 <sup>b</sup>
50	14.5 <sup>bc</sup>	3.12 <sup>bc</sup>	2.07 <sup>b</sup>
100	24.0 <sup>b</sup>	7.94 <sup>bc</sup>	5.41 <sup>b</sup>
150	25.3 <sup>b</sup>	9.83 <sup>ab</sup>	6.00 <sup>b</sup>
200	41.5 <sup>a</sup>	16.4 <sup>a</sup>	12.1 <sup>a</sup>

\*: Mean value for each treatment was obtained by averaging the experimental values over other treatments. Values followed by different letters in each column

are significantly different at  $P < 5\%$  level.

## 2. 經營策略

本試驗利用豬場處理水之濃度、氮肥負荷率及施灌深度之關係，製作一平面圖（如圖 1），以供爾後施灌豬場處理水於牧草地之參考。

依盤固草地之推荐氮肥負荷率每年為 400 kg/ha 計算，若盤固草一年可收割 4 次，每次收割後施用肥料，則每次之施用氮肥負荷率為 100 kg/ha。而在圖 1 中可找出施用 100 kg/ha 之氮肥負荷率曲線；再經由實驗室分析施灌水之總氮濃度，若 X 軸處理水中總氮之濃度為 300 mg/L，與所對之欲施灌之總氮肥負荷率 100 kg/ha 之曲線，則 Y 軸施灌深度為 33.3 mm。但若處理水之濃度降低時，則施灌之水量，在相同之施肥量下，勢必增加處理水之水量。例如：處理水之濃度下降至 200 mg N/L，在相同 100 kg N/ha 之施肥量下，處理水之施灌深度勢必增加至 50 mm。

以少量多次 (low intensity with high frequency) 取代多量少次 (high intensity with low frequency) 之施灌方式下，以符合盤固草地之經營管理。由於盤固草為多年生牧草，且種植後數年均不翻耕，造成土壤逐漸壓實，使土壤中滲透率逐漸降低。如謝等 (1997) 在施用牛糞對盤固草地土壤理化性質之影響中得知：對照組、施用化肥組及施用牛糞組之草地，其最終滲透率各為 10.2、14.8 及 16.5 mm/hr，這些滲漏率均屬於慢速滲透系統。如以多量少次之施灌方式下，由於盤固草地之慢速滲透率，容易造成地表漫流；但若以少量多次之施灌方式，則可符合盤固草地之土壤緩慢吸收處理水之方式，以減少地表漫流及滲漏水，使處理水之養分停留在植物根域層而不致流失。故若處理水以噴灌方式或是以水肥車漫灑方式灌溉盤固草地，則應配合盤固草地之滲透率。若每小時施灌之量小於或等於滲透率，則幾乎所有之處理水可滲入土壤中；亦即供應量小於或等於吸收量，處理水亦無逕流發生；但若每小時施灌量大於滲透率則處理水除了滲透於土壤中外，勢必產生逕流，造成養分流失。

配合盤固草地之滲透率，可決定施灌時間。例如盤固草地之滲透率為 10.2 mm/hr，如欲施灌 50 mm，分二次施灌，則每次施灌之時間為 2.45 小時。因此控制時間施灌之長短，可減少處理水在土壤之根域層向下發生滲漏，以防止造成地下水污染現象。

圖 1 亦可應用於在相同濃度之豬場處理水及不同之施肥量下所需之灌溉深度。例如在施灌方式少量多次之原則下，若施灌氮肥負荷率為 100 kg/ha，可經由二次之 50 kg/ha 施灌，二次之施灌量相加之和即等於 100 kg/ha 之要求；若在實驗室分析出處理水總氮之濃度為 200 mg/L，則施灌量在 50 kg/ha 之要求下，可施灌 25 mm，而施肥量在 100 kg/ha 時，施灌深度為 50 mm。故以少量多次之施灌方式，可減少在土壤中由於飽和而造成滲漏現象，以降低污染地下水之機會。

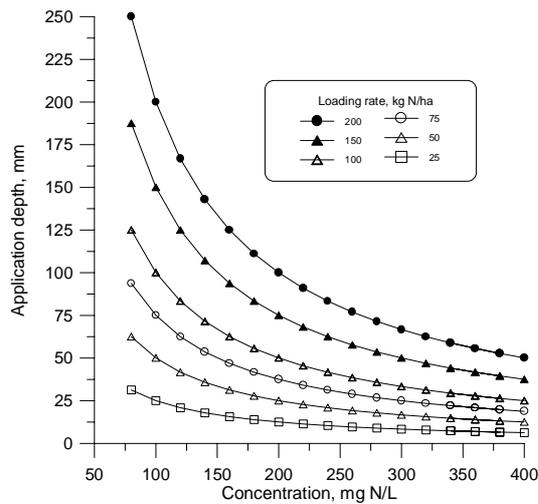


圖 1. 豬場處理水之施灌深度、含氮濃度與施氮負荷量之關係。

(二) 試驗二：豬糞尿處理水及不同乾水距對地表逕流水質之影響

1. 逕流量：

在各試區內之總降雨量及其產生之總逕流量如表三所示。本試驗所收集之逕流資料為在降雨強度 50 mm/h 下，產生逕流後降雨延時為 30 min 之逕流，因此只計算 30 min 內之逕流量、逕流中養分濃度及其養分之損失量。模擬降雨量並不因豬糞尿處理水因子及乾水期因子而有所影響 (如表 3)。所有之處理，在開始產生逕流後 30 min 之平均降雨量為 2.58 cm。逕流量亦不因豬糞尿處理水因子及乾水期因子而有所差異。平均逕流量為 1.72 cm，平均逕流百分率為 66.6% (如表 3)。逕流百分率之計算方式為：

$$\text{Runoff percentage} = \frac{\text{Runoff}}{\text{Rainfall}} \times 100\% \dots \dots \dots (1)$$

2. 逕流水中豬糞尿處理水之養分濃度

逕流水中豬糞尿處理水之平均養分濃度列於表 4。在豬糞尿處理水之因子下，逕流水平均養分濃度，如 TN、NH<sub>3</sub>-N、TP、DP、COD 及 EC，固液分離水處理組均顯著地高於厭氣水處理組、好氣水處理組及對照組；施灌厭氣水處理組之逕流濃度如 TN、NH<sub>3</sub>-N、TP、DP、TSS 及 COD 均顯著地高於好氣水處理組及對照組；施灌好氣水處理組之逕流濃度如 TN、TP、DP 及 TSS 均顯著地高於對照組 (如表 4)。顯示施灌豬糞尿處理水會影響逕流水之濃度，且逕流濃度與豬糞尿處理水之種類而有所不同，而以固液分離水之處理組逕流水之濃度顯著地高於其他處理。

在乾水距因子下，施灌後第 1 天之平均逕流水濃度如 TN、NH<sub>3</sub>-N、TP、DP、COD 及 EC 均顯著地高於施灌後第 7 及第 14 天；施灌後第 7 天之逕流水濃度如 NH<sub>3</sub>-N、TP、TSS 及 COD 均顯著地高於施灌後第 14 天 (如表 4)。顯示試區施灌豬糞尿處理水後馬上降雨會產生較高之逕流濃度。

表 3. 供試之降雨量、逕流量及逕流百分率

Factor	Rainfall	Runoff	Runoff percentage
	cm		%
Type of effluent <sup>#</sup>			
CT	2.58	1.68	65.3
AEE	2.58	1.74	67.3
ANE	2.58	1.64	63.7
SLE	2.58	1.81	70.1
Mean	2.58	1.72	66.6
Drying interval			
1	2.58	1.64	63.7
7	2.58	1.85	71.8
14	2.58	1.66	64.3
Mean	2.58	1.72	66.6

<sup>#</sup>: CT: control; SLE: solid-liquid separation effluent; ANE: anaerobic effluent; AEE: aerobic effluent.

表 4. 豬糞尿處理水對砂質壤土逕流水質濃度之影響

Factor and treatment	TN <sup>§</sup>	NH <sub>3</sub> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	TP	DP	TSS	COD	EC
	mg/L				dS/m			
Type of effluent <sup>#</sup>								
CT	20.2 <sup>c*</sup>	11.1 <sup>b</sup>	2.91	2.74 <sup>c</sup>	0.23 <sup>b</sup>	1,596 <sup>c</sup>	99.3 <sup>c</sup>	0.34 <sup>b</sup>
AEE	26.3 <sup>b</sup>	12.3 <sup>b</sup>	3.50	5.90 <sup>b</sup>	2.11 <sup>a</sup>	1,982 <sup>b</sup>	75.8 <sup>c</sup>	0.37 <sup>b</sup>
ANE	32.7 <sup>a</sup>	25.3 <sup>a</sup>	2.52	8.93 <sup>a</sup>	1.89 <sup>a</sup>	3,845 <sup>a</sup>	193 <sup>b</sup>	0.39 <sup>b</sup>
SLE	36.5 <sup>a</sup>	13.0 <sup>b</sup>	2.74	9.32 <sup>a</sup>	2.18 <sup>a</sup>	1,607 <sup>c</sup>	312 <sup>a</sup>	0.45 <sup>a</sup>
Drying interval								
1	38.7 <sup>a</sup>	23.3 <sup>a</sup>	3.06	7.65 <sup>a</sup>	1.94 <sup>a</sup>	2,887 <sup>a</sup>	283 <sup>a</sup>	0.39
7	23.3 <sup>b</sup>	16.4 <sup>b</sup>	2.78	8.08 <sup>a</sup>	1.61 <sup>ab</sup>	1,704 <sup>c</sup>	134 <sup>b</sup>	0.39
14	24.7 <sup>b</sup>	6.52 <sup>c</sup>	2.91	4.44 <sup>b</sup>	1.26 <sup>b</sup>	2,182 <sup>b</sup>	86.8 <sup>c</sup>	0.38

<sup>§</sup>TN: total nitrogen; TP: total phosphorus; DP: dissolved reactive phosphorus; TSS: total suspended solid; COD: chemical oxygen demand; EC: electric conductivity.

<sup>#</sup> As shown in Table 3.

\* Means values for each factor were obtained by averaging the experimental values over the levels of the other factor. Values followed by different letters in each column in each factor were significantly different at  $p < 5\%$  level.

在單場暴雨中，施灌豬糞尿處理水對逕流水質最糟糕的情況為施灌豬糞尿處理水後，土壤水分呈飽和狀況時，立即發生一場暴雨，此潤濕土壤

確實地延續了嚴重的情況。因此，本試驗之資料並不能代表施灌豬糞尿處理水之田間逕流水質之指標，而是代表試驗設計中各處理逕流水質之差異性。一般施灌豬糞尿處理水之逕流水質及損失量應該比本試驗之結果為低。其理由為：(1)當土壤潮濕時，一般都不會施灌豬糞尿處理水；(2)在氣象預報中將有大場暴雨發生時，一般都會避免施灌豬糞尿處理水。

利用經營策略可以用來降低田間施灌豬糞尿處理水中養分之損失量。例如：降低每次之施灌量及增加施灌次數、採用緩衝草帶區來增加養分之減釋過程、及利用氣象預報來避免施肥後立即有暴雨之來臨。此種經營策略主要之目的為在所施灌之豬糞尿處理水能夠停留在植物根系層(upper root zone)，以供植物充分地利用，進而避免產生過多之地表逕流及往下滲漏之滲漏水，避免將養分經由逕流及滲漏水之輸送離開施用地，而造成潛在水體污染之問題。由於連續性降雨事件、不同降雨強度、施肥之方式、施肥之時間、施灌豬糞尿處理水或施用家畜禽糞堆肥對及逕流水質亦會有所影響。將來的試驗研究方面亦應著重於有效地降低流失量及其應用上之可行性。

### 3. 暴雨事件中豬糞尿處理水成分之流失量

豬糞尿處理水之養分經由試區之逕流所流失之流失量列於表 5，養分流失百分率列於表 6。流失量之計算為將逕流深度 (如表 3)換算成每公頃之容積量 (L/ha)，及將逕流濃度 mg/L (如表 4)換算成 kg/L，再將逕流容積量(L/ha)乘以逕流濃度 (kg/L)，所得之積即為每公頃各豬糞尿處理水成分之養分流失量 (kg/ha) (如表 5)。豬糞尿處理水養分流失百分率之計算為將各處理所得到之各養分流失量 (kg/ha) (如表 5)，減去對照組各養分之流失量(kg/ha)，將所得之差除以每公頃之施灌量 (kg/ha)，再將所得之商再乘以 100%，即為流失百分率 (如表 6)。暴雨事件中，豬糞尿處理水養分之損失量僅佔施用量中相當小之比 (如表 5 及表 6)。施肥區之流失量減去對照組之流失量即為豬糞尿處理水養分之損失量。對 TN、NH<sub>3</sub>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N、TP 及 DP 之流失量而言，豬糞尿處理水經由逕流之損失量相當低。

逕流中豬糞尿處理水之養分濃度在處理組試區顯著地高於對照組試區，但每公頃養分之流失量僅佔施灌量之少部份。在模擬降雨下，土壤與地表逕流產生交互關係僅在土壤表層 0.75 至 1.00 cm 處。豬糞尿處理水中大部分為水分，且養分所佔之比率亦佔少部分。豬糞尿處理水中之養分能夠停留在土壤表面且被土壤所吸附者，亦為其中之一小部分，因此養分滯留在土壤表面之含量，亦為決定養分被逕流輸送之重要因子。本試驗測定在施灌豬糞尿處理水後馬上出現暴雨之逕流，是由不同種類之豬糞尿處理水及不同乾水距所影響。故本試驗之資料並不能夠視為一般施用豬糞尿處理水之代表。因為施灌者通常都會避免即將來臨之降雨，及本試驗在田間邊緣 (edge of field)產生養分流失而造成立即進入水體之危機。一般在較乾燥的土壤上，需要更大的降雨量來產生相當量的逕流量。如果施肥後馬

上遇到發生 10 年一次之暴雨，此對施灌豬糞尿處理水之人員為非常不幸的事；事實上，豬糞尿處理水從施灌地到田間邊緣，再由田間邊緣進入溪流或水體，均會產生減釋過程(如微生物的礦化作用、植物之截留、植物之吸收、揮發作用及沈澱作用)而降低到達承接水體中豬糞尿處理水養分之濃度。

表 5. 施灌豬糞尿處理水於砂質壤土經由逕流養分成分之損失量

Factor and treatment	TN <sup>§</sup>	NH <sub>3</sub> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	TP	DP	COD
	kg/ha					
Type of effluent <sup>#</sup>						
CT	3.32	1.82	0.44	0.45	0.04	12.8
AEE	4.43	2.07	0.59	0.99	0.36	16.3
ANE	5.67	4.39	0.48	1.55	0.33	33.5
SLE	6.60	2.35	0.50	1.69	0.39	56.4
Drying interval						
1	6.36	1.07	0.46	1.33	0.26	46.5
7	4.57	3.04	0.54	0.82	0.23	25.9
14	3.86	3.86	0.51	1.27	0.32	14.4

<sup>#</sup>As shown in Table 3. <sup>§</sup>As shown in Table 4.

表 6. 施灌豬糞尿處理水對平均逕流養分成分之流失百分率

Treatment <sup>#</sup>	TN <sup>§</sup>	NH <sub>3</sub> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	TP	DP	COD
	%					
AEE	1.11	0.31	1.18	1.75	1.08	2.78
ANE	2.36	2.78	3.94	5.34	1.59	15.2
SLE	3.28	1.04	4.26	3.18	3.46	3.51

<sup>#</sup>As shown in Table 3. <sup>§</sup>As shown in Table 4.

## 五、結論與建議

### (一) 試驗一：豬場處理水對盤固草土柱滲漏水質總氮、氨態氮及硝酸態氮之影響

豬場處理水之施灌量應根據植物之需要量，施灌在土壤根域層內，且施灌後應避免立即有降雨事件之發生，並以少量多次取代多量少次之施灌方式，以符合盤固草地之經營管理。經本試驗之結果顯示：第一場降雨事件之總氮及氨態氮濃度顯著地高於第二場以後降雨事件之濃度，硝酸態氮濃度則在第二場降雨事件顯著地高於其它降雨事件之濃度。因此避免施灌後立即有降雨事件之發生，使植物之根域有充分之時間將處理水之養份分吸收，將可避免處理水之養分隨第一場降雨事件而流出土壤根域層，亦可降低第二場降雨事件以後滲漏水質之濃度。若以盤固草每次追肥施用氮肥

負荷率 100 kg/ha 來計算，本試驗之結果顯示，不論是豬場處理水因子或是降雨事件，氮肥負荷率在 150 kg/ha 以下，滲漏水質中平均硝酸態氮濃度小於 10 mg/L。可見一次之氮肥負荷率可增至 150 kg/ha，但在第二場降雨事件中，氮肥負荷率在 100 kg/ha 時，滲漏水中硝酸態氮濃度超過 10 mg/L，因此若考慮降雨事件，氮肥負荷率應在 100 kg/ha 以下。若以豬場處理水因子考慮，好氣水之總氮濃度較厭氣水為低，因此在施灌好氣水時，應考慮土壤之最終滲透率，因此如一次施灌即要達到 100 kg N/ha 之量，所需施灌之好氣水量較厭氣水為高，容易造成表面逕流。因此本試驗之結果建議，若要施灌足夠之氮肥負荷率，應該將一次分為數次施灌，以減少土壤間由於過多之處理水而形成土壤飽和水；本報告之圖 5 為豬糞處理水之濃度，施灌氮肥負荷率及施灌深度之關係。在田間應用時，如能配合田間欲施灌地之土壤滲透率，則圖 5 可輕易算出施灌之深度，並可換算施灌所需之時間。

影響土壤滲透率主要因素為土壤質地、土壤有機質、土壤孔隙率及土壤水分等。假設各因素除土壤水分外，其餘均固定之條件下，亦可應用圖 5 之施灌圖。例如：在施灌期時，有一段長時間之乾旱，土壤水分較平均土壤水分為低，則每次施灌深度可酌量提高；但土壤水分在田間含水量間，每次之施灌量可酌量減少。例如，在施灌前有臨前降雨 (antecedent rainfall) 發生，土壤水分較平均土壤水分為高，此時施灌時，可降低施灌深度，或土壤太過於溼潤，施灌應予改期或停灌，以防滲漏水之產生。

## (二) 試驗二：豬糞尿處理水及不同乾水距對地表逕流水質之影響

施灌豬糞尿處理水所得逕流之養分濃度在砂質壤土試區均顯著地高於對照組試區，但每公頃養分之流失量僅佔施灌量之少部份。固液分離水、厭氣水及好氣水處理組等三組總氮及總磷之損失量均低於 4% 及 6%。施灌固液分離水之處理組在暴雨之逕流水質最差、次為厭氣水及好氣水處理組；施灌豬糞尿處理水後之第一天暴雨之逕流濃度顯著地高於第七天及第十四天之處理。關於逕流水質，假若避免短暫水質的衝擊，以環保為基礎之經營措施應該集中在施肥後馬上有暴雨所產生之逕流濃度，及避免施灌固液分離水。

在傳統上，重複地使用豬糞尿處理水會累積土壤中氮及磷之濃度。此外，豬糞尿處理水之養分損失量與下游水體水質濃度之相關性研究是非常重要的，因為此種訊息將會提供研究策略之發展及完成控制養分流失之最佳基礎。例如：豬糞尿處理水排放口之距離與下游水體水質濃度之關係；緩衝帶之長短及植生種類對下游水體水質濃度之影響。

建議在各植物需求量下，以少量多次 (low intensity with high frequency) 之灌溉方式將豬糞尿處理水施灌於土壤表面供給植物利用，使豬糞尿處理水停留在植物根系層供植物吸收，而非將合乎排放標準之排放水直接排放入水體。豬糞尿處理水施灌於土壤表面經由逕流或滲漏而進入水體之流失量，較直接將豬糞尿處理水進入水體，可大量降低糞尿處理水進入水體之

流失量。若直接將合乎水污染防治法排放標準之豬糞尿處理水直接排入水體，而不施灌豬糞尿處理水(如排放水)於土壤，則水體需承受豬糞尿處理水所有全部之氮及磷，此將造成下游河川或湖泊直接產生優養化之衝擊。

我國應盡量應用國外發展出豬糞尿處理水對土壤、地表逕流及地下水影響之模擬模式，此模式可預估豬糞尿處理水在各種不同條件下對土壤、地表逕流及地下水養分濃度之影響，亦可對我國之養豬事業所產生之處理水之利用方式具有相當正面之意義。

## 六、參考文獻

- 洪嘉謨、蘇清全、郭猛德、林財旺、徐彩煥、李啟忠、沈韶儀。1997。三段式豬糞尿處理與 87 年環保標準比較 (I)。畜產研究 30: 379-386。
- 梁金灶、葉苗田。1977。新鮮豬糞施用於不同地區對玉米及土質之影響。畜產研究 10(1): 49-62。
- 梁金灶。1975。豬舍肥水灌溉狼尾草之效應。畜產研究 8(1): 47-61。
- 陳明杰、陳信雄。1988。臺灣地區最大機率雨量分析之最適機率分佈之研究。中華水土保持學報，19:49-62。
- 臺灣省農林廳。1996。盤固草，作物施肥手冊 pp. 171-172。
- 謝昭賢、洪嘉謨、洪國源、許福星、陳碧慧。1997。施用牛糞對盤固草地土壤理化性質之影響。畜產研究 30(4): 395-409。
- 謝昭賢、鄭皆達。1996。小型降雨模擬機之性能評估。國立中興大學水土保持學報，28: 63-70。
- 嚴式清。1995。長期施用豬糞尿有機肥對地下水污染之影響及合理施用量之評估。有機質肥料合理施用技術研討會專刊，pp:191-199，台灣省農業試驗所特刊第 50 號，台灣省農業試驗所編印。
- APHA, AWWA and WPCF. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th ed., APHA, Washington, DC.
- Burns, J. C., P. W. Westerman, L. D. King, G. A. Cummings, M. R. Overcash and L. Goode. 1985. Swine lagoon effluent applied to 'Coastal' bermudagrass: I. Forage yield, quality, and element removal. J. Environ. Qual., 14: 9-14.
- Burns, J. C., P. W. Westerman, L. D. King, M. R. Overcash and G. A. Cummings. 1987. Swine manure and lagoon effluent applied to a temperate forage mixture: I. Persistence, yield, quality, and element removal. J. Environ. Qual., 16: 99-105.
- Giddens, J. and A. P. Barnett. 1980. Soil loss and microbiological quality of runoff from land treated with poultry litter. J. Environ. Qual., 9: 518-520.
- Hubbard, R. K., G. J. Gascho, J. E. Hook and W. G. Knisel. 1986. Nitrate movement into shallow groundwater through a coastal plain. Transaction of the ASAE 29: 1564 ~ 1571.

- Khaleel, R., K. R. Reddy and M. R. Overcash. 1981. Changes in soil physical properties due to organic waste applications: A review. *J. Environ. Qual.*, 10:133-141.
- King, L. D. 1981. Effect of swine manure lagoon sludge and municipal sewage on growth, recovery, and heavy metal content of fescuegrass. *J. Environ. Qual.*, 10:465-472.
- Magette, M. L., R. B. Brinsfield, R. E. Palmer and J. D. Wood. 1989. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. *Transactions of the ASAE.*, 32: 663-667.
- McLeod, R. V. and R. O. Hegg. 1984. Pasture runoff water quality from application of inorganic and organic nitrogen sources. *J. Environ. Qual.*, 13(1): 122-126 (1984).
- Meyer, L. D. and D. L. McCune. 1958. Rainfall simulator for runoff plots. *Agricultural Engineering*, 39:644-648.
- Meyer, L. D. and W. C. Harmor. 1979. Multiple intensity rainfall simulator for erosion research in row sideslopes. *Transaction of the ASAE*, 22:100-103.
- Owens L. B. 1994. Impact of soil N management on the quality surface and subsurface water. In: *Soil processes and Water quality*. pp. 196-206.
- Pritchard, H. W. 1982. *Resource Conservation Glossary* (3 ed.). p.125. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa, USA.
- Spraying Systems Co. 1991. Flat spray nozzles, Spraying Systems Co. Wheaton, Ill, USA.
- Westerman, P. W., T. L. Donnelly and M. R. Overcash. 1983. Erosion of soil and poultry manure—A laboratory study. *Transactions of the ASAE.*, 26(4): 1070-1078.
- Westerman, W. P., L. D. King, J. C. Burns, G. A. Cummings and M. R. Overcash. 1987. Swine manure and lagoon effluent applied to a temperate forage mixture: II. Rainfall runoff and soil chemical properties. *J. Environ. Qual.*, 16(2): 106-112.