

豬場處理水對盤固草土柱滲漏水質之影響：

(I) 總氮、氨態氮及硝酸態氮⁽¹⁾

謝昭賢⁽²⁾

收件日期：87 年 11 月 26 日；接受日期：88 年 1 月 22 日

摘 要

本試驗以豬場處理水（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。本試驗之結果顯示：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，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，且硝酸態氮之濃度隨第二場以後降雨事件之增加而降低；豬場處理水中厭氣水及好氣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。本試驗亦提供以豬場處理水之含總氮濃度、施灌深度與氮負荷量之關係製成一平面圖，以供將來施灌豬場處理水之參考。

關鍵詞：豬場、處理水、盤固草、滲漏水、水質、硝酸態氮。

緒 言

本省所推廣的豬（*Sus scrofa domesticus*）糞尿廢水處理方法為三段式糞尿處理法。其處理方法為豬糞尿廢水經固液分離後，固體部份作為豬糞堆肥之材料；液體部份再經厭氣醱酵槽內進行厭氣處理，經過厭氣處理之水再經活性污泥處理，經活性污泥處理之水而後排放（洪等，1997）。雖然此種處理過程，其排放水可以符合國內目前的環保標準，但排放水中含有許多無法處理之無機物質，如氮及磷等，若此排放水排入河川，勢必造成河川大量植物性浮游物之生長。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。厭氣醱酵液含有高濃度之氨態氮（ $\text{NH}_4\text{-N}$ ）、硝酸態氮（ $\text{NO}_3\text{-N}$ ）及磷，這些都是植物生長所必需，若能善加利用，不僅可解決排放水中氮及磷濃度問題，且可充分供應植物之生長，並減少使用化學肥料。在國外豬糞尿肥水長久以來為施用農作物生產的養分來源。研究人員已經証明在高孤草（King, 1981），百慕達草（Burns *et al.*, 1985）混帶混植草（Burns *et al.*, 1987）均有增產的趨勢。

硝酸態氮為一陰離子，常隨著滲漏水而自由移動。有許多研究報告指出在地下水中硝酸態氮濃度超過 10 mg/L 之部份常與農業活動有關（Hubbard *et al.*, 1986; Sharpley *et al.*, 1987）。通常，

(1) 行政院農業委員會畜產試驗所研究報告第 937 號。

(2) 行政院農業委員會畜產試驗所畜牧經營系。

水在砂土中移動較快，因此在砂質土壤中具有較多可移動之硝酸態氮。而實際上，硝酸態氮經由根系土壤層移動至地下水之速度決定於降雨量、降雨強度及施肥之時間（time of application）、施肥量及施肥之方式。

地下水中高濃度之硝酸態氮常發生於密集飼養家畜禽及施用重肥之集約式耕作地區。但 Steele 及 McCalister (1991) 報告稱縱使施用高量之雞糞墊料 (poultry litter) 區，其地下水硝酸態氮之平均濃度亦小於 3 mg/L。此因該區之氣候為高溫多雨，且土壤中含有高量之有機碳，能促進地下水中氮肥之硝化作用而產生硝酸態氮，能促進植物在根系層地區對硝酸態氮之吸收。但當集約式耕作加上施用重肥時，則容易產生高濃度之硝酸態氮。在美國 Georgia 州海岸平原之砂質土壤中，噴灑液態氮肥，在觀測井水中硝酸態氮之濃度，結果從小於 1 mg/L 至 133 mg/L 不等，平均濃度為 20 mg/L (Hubbard *et al.*, 1984)；另一方面，在鄰近未開發之森林地上，其硝酸態氮濃度為 0.1 至 1 mg/L 之間。當氮肥施用量增加時，可增加地下水硝酸態氮之濃度，如施用 87 kg N/ha 時，其濃度為 8.8 mg/L；施用 336 kg N/ha 時，則為 23.7 mg/L (Hubbard *et al.*, 1986)。

硝酸態氮進入地表水及地下水時，由於對人體健康及環境品質之影響，而逐漸成為世界性關切之問題。當飲用水之硝酸態氮濃度超過 10 mg/L 時，對六個月以下之嬰兒容易產生毒性之藍嬰症 (methemoglobinemia, or blue baby syndrome) (Federal Register, 1975)；當過量之水生植物及藻類發生於湖泊或其他水域時，則會產生影響水質之優養化作用 (eutrophication)，而氮也許為這些植物生長之限制因子。因此，當過量之硝酸態氮隨著地表逕流或淺層地表下逕流進入溪流或湖泊時，則會產生影響水域環境品質之問題。雖然急性硝酸態氮中毒之臨界值為 50 mg/L 以上，但是美國環保署 (USEPA) 已規定飲用水之最大污染值 (maximum contaminant level, MCL) 為 10 mg/L。飲用水中硝酸態氮濃度超過 MCL 之美國鄉村地區，居民為了健康之考慮，逐漸改用其他來源之飲用水。因為目前在飲用水中去除硝酸態氮之技術尚有其極大的限制，實際應用上有其困難之處 (Dahab, 1991)，因此造成許多社區必須尋求新的水源。不論新的水源為來自地表水或是地下水，要使這些飲用水符合安全之硝酸態氮 MCL 濃度值，對於小社區而言，是困難且不經濟的事。

在施用氮肥後隨之而來之暴雨，能使大量的硝酸態氮從根系區移出，或經地表逕流或經由滲漏而流失，使作物並無機會加以吸收，或由微生物加以利用。根據 Hubbard *et al.* (1991) 稱，在施用氮肥後，第一場暴雨或灌溉，可使大部份之硝酸態氮經由根系土壤層移至更深層之土壤。

本試驗之目的為探討在本省高溫及多雨之氣候下，施用不同之豬場處理水及氮肥負荷率在連續降雨事件下對盤固草土柱滲漏水質之影響。

材料與方法

本試驗為完全逢機 (completely randomized design, CRD) 之 2×5 複因子設計，三重複。試驗因子包括：豬場處理水之種類 (type of effluent) 及施灌氮肥負荷率 (loading rate)。豬場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：施灌豬場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。有時一次降雨之雨量並不能產生滲漏水，需累積多次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，因而此施灌有如降雨，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，為根據本省作物施肥手冊中盤固草之推荐施氮肥量而定。在本省南部之氣候下，預估盤固草每年有四次之收割期，每次收割後，追加施肥。本省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，若一年之施灌量為 0、200、400、600 及 800 kg/ha/yr，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，砂質粘壤土。

本試驗利用直徑 $\phi 9.6''$ ，深約 50 cm PVC 之空心圓柱管，其表面積 0.047 m^2 ，於底部開一 $\phi 3/4''$ 之管道，並銜接導管通向外面，以便收集滲漏水。圓柱內先填入 10 cm 高之細砂後，再填滿砂質粘壤土，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。灌溉前之豬場處理水之成份如表 1 所示，灌溉或降雨後經排水孔流出之滲漏水分別測定其總氮、氨態氮及硝酸態氮。

本試驗總氮、氨態氮及硝酸態氮之分析方法為：

總氮、氨態氮及硝酸態氮：均依美國 Standard Methods 第 18 版（APHA, AWWA and WPCF, 1992）所述之分析方法。

本試驗所測定之結果均以 SAS（1988）套裝軟體之一般線性模式（general linear model, GLM）進行變方分析；如有顯著性差異，則以鄧肯氏多變域測驗（Duncan's multiple range test）比較各處理間差異之顯著性，及利用最小平方平均值（least squares mean, lsmean）來進行因子主效應處理均值間之比較。

表 1. 豬厭氣發酵液及處理後排放液之化學成分

Table 1. Constituents of effluent of the treated swine wastewater

Constituents	Concentration	
	Anaerobic effluent	Aerobic effluent
Total nitrogen, mg/L	250	98.3
NH ₄ -N, mg/L	235	78.0
NO ₃ ⁻ -N, mg/L	1.40	10.9
Total P, mg/L	64.6	54.3
pH	7.40	7.27
Electrical conductivity, dS/m	2.70	1.49

結果與討論

本試驗所收集之滲漏水為通過盤固草根系層之土壤重力水，此滲漏水之水質並不代表到達不透水層之地下水水質。根據美國廣泛收集地下水中分析硝酸態氮濃度與水井深度之迴歸關係研究中指出，在構造良好，不受地表水污染之井水中，硝酸態氮之濃度隨著水井深度而降低（Spalding and

Exner, 1991; 1993)。由於大部份地下水中之硝酸態氮來自地表所施用之氮肥，因此降低氮在根系層土壤往下滲漏，可減少地下水被硝酸態氮污染之機會。因此本研究中所測定之水質，為測定本試驗所設計之因子對盤固草根系土層之滲漏水質之影響，因此並不能代表地下水之飲用水之水質標準。

I. 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。處理水因子中之厭氣水及好氣水之間除硝酸態氮，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互效應之存在（表 2）。

表 2. 豬場處理水對盤固草土柱滲漏水質之顯著性測定

Table 2. Significant test for the quality of the percolation from pangolagrass soil columns received effluent of the treated swine wastewater

Source of variance	Total nitrogen	NH ₄ -N	NO ₃ ⁻ -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.

(i) 連續降雨事件對滲漏水質之影響

本試驗中，經由降雨事件得知：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質，其濃度隨發生降雨事件次數之增加而降低；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次數之增加而降低。由表 3 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：總氮在第一場、第二場、第三場及第四場降雨事件之濃度各為 52.0、26.0、15.8 及 5.76 mg/L，總氮之濃度隨降雨事件之增加而降低，且在各降雨事件間之濃度均呈顯著性之差異；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，氨態氮之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。

在各連續降雨事件中，豬場處理水因子對盤固草土柱滲漏水質之影響：施灌厭氣水及好氣水之滲漏水中，總氮及氨態氮之濃度隨著不同降雨事件場數之增加而減少；但硝酸態氮在第二場降雨事件後，其濃度亦隨降雨事件場數之增加而減少（如圖 1a、1b 及 1c）。厭氣水處理組之總氮濃度在第一場、第二場、第三場及第四場降雨事件各為 55.8、18.9、18.2 及 8.16 mg/L；而好氣水處理組各為 44.7、33.0、16.1 及 3.35 mg/L，可知不論是厭氣水或好氣水，均隨降雨事件場數之增加而減少（如圖 1a）。厭氣水處理組之氨態氮各為 43.4、1.69、2.24 及 0.50 mg/L；而好氣水處理組各為 20.9、2.39、1.64 及 0.96 mg/L，可知不論是施灌厭氣水或好氣水，除第一場降雨事件，滲漏水中氨態氮有較高之濃度外，其餘在連續各場降雨事件均無顯著之差異，且氨態氮之濃度在第一場降雨

事件厭氣水較好氣水為高（如圖 1b），此可能為好氣水在豬糞尿三段式處理過程中，氨態氮一部份經硝化作用產生硝酸態氮之緣故（如表 1）。厭氣水處理組之硝酸態氮各為 1.00、7.11、4.57 及 1.90 mg/L；而好氣水處理組各為 8.53、16.7、2.44 及 0.52 mg/L，可知不論是施灌厭氣水或好氣水，第二場降雨事件之硝酸態氮濃度高於其他各場，且硝酸態氮在第二場降雨事件中，施灌好氣水之濃度高於厭氣水，在圖中亦可發現施灌厭氣水所產生滲漏水中，硝酸態氮之濃度平均值低於 10 mg/L；但好氣水之濃度在第二場降雨事件，硝酸態氮之濃度高於 10 mg/L（如圖 1c）；此亦可能為施灌好氣水處理組中，總氮之濃度低，處理水之施灌深度均比厭氣水為高，造成土壤間空隙充滿好氣水，而使處理水之養分並不能被土壤吸附或被植物吸收，造成飽和水往下直接滲漏。

表 3. 降雨事件、處理水種類及氮肥負荷率對滲漏水質之影響

Table 3. Effects of rainfall events, types and loading rates of effluent on the quality of percolation water

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

* : Mean value for each treatment was obtained by averaging the experimental values over other treatments. Values followed by different letters in each column in each factor are significantly different at P < 5% level.

在各連續降雨事件中，氮肥負荷率對盤固草試區滲漏水質之影響：總氮及氨態氮之濃度隨著降雨事件場數之增加均隨之減少；但硝酸態在第二場之降雨事件較高外，其餘均隨降雨事件之增而減少其濃度（如圖 2a、2b 及 2c）。五種不同之氮肥負荷率（0、50、100、150 及 200 kg/ha）中顯示，總氮濃度均隨著降雨事件之增加而減少。如氮肥負荷率為 100 kg/ha 時，總氮之濃度在第一場、第二場、第三場及第四場降雨事件各為 50.4、25.0、13.9 及 5.17 mg/L；氮肥負荷率為 200 kg/ha 時各為 77.7、50.2、26.6 及 6.42 mg/L（如圖 2a）。氨態氮之濃度除在第一場降雨事件之滲漏水質中，顯著地高於其餘各降雨事件之滲漏水質外，其餘在各降雨事件間均無顯著之差異。如氮肥負荷

率為 100 kg/ha 時，氨態氮濃度各為 27.5、1.59、1.95 及 0.86 mg/L；氮肥負荷率為 200 kg/ha 時各為 53.4、4.89、2.84 及 0.61 mg/L（如圖 2b）。硝酸態氮之濃度除在第二場降雨事件之滲漏水質中，顯著地高於其餘各降雨事件之滲漏水質外，其濃度隨第二場降雨事件之增加而降低。如氮肥負荷率為 100 kg/ha 時，硝酸態氮之濃度各為 5.84、13.2、0.88 及 0.86 mg/L；氮肥負荷率為 200 kg/ha 時各為 7.27、28.7、7.61 及 2.59 mg/L。硝酸態氮濃度在第二場降雨事件中沒有超過 10 mg/L 之標準者，只有氮肥負荷率為 50 kg/ha 以下時產生（如圖 2c）。

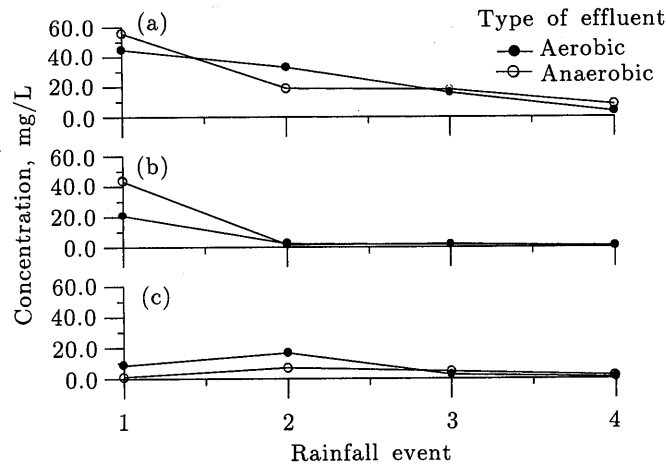


圖 1. 盤固草土柱施灌豬場處理水在不同降雨事件下對滲漏水質 (a) 總氮、(b) 氨態氮及 (c) 硝酸態氮濃度之影響。

Fig. 1. Rainfall event effects on concentrations of (a) total nitrogen, (b) ammonia nitrogen, and (c) nitrate nitrogen of percolation water from pangolagrass soil columns received effluent of the treated swine wastewater.

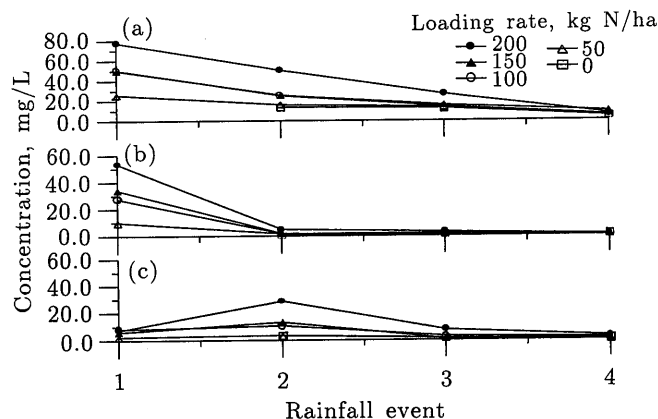


圖 2. 盤固草土柱施灌不同氮肥負荷量之豬場處理水在不同降雨事件下對滲漏水質 (a) 總氮、(b) 氨態氮及 (c) 硝酸態氮濃度之影響。

Fig. 2. Rainfall event effects on concentrations of (a) total nitrogen, (b) ammonia nitrogen, and (c) nitrate nitrogen of percolation water from pangolagrass soil columns received different N loading rates of effluent of the treated swine wastewater.

由上述可得知，不論氮肥負荷率因子或是豬場處理水因子，滲漏水中總氮及氨態氮之濃度在第一場降雨事件顯著地高於其他降雨事件；而硝酸態氮則在第二場降雨事件高於其他降雨事件。滲漏水中總氮及氨態氮之濃度隨連續性降雨事件之增加而降低；而硝酸態氮之濃度隨第二場降雨事件之增加而降低。因此第一場降雨事件在施灌豬糞處理水時，佔有重要之關鍵所在。若能在施灌豬糞處理水後，有較長之時間來避開立即產生之第一場降雨事件，則第一場降雨事件可降低對滲漏水質之影響。

(ii) 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施灌氮肥負荷率之增加而增加。例如：在氮肥負荷率 0、50、100、150 及 200 kg/ha 下，滲漏水中總氮之濃度各為 9.99、14.5、24.0、25.3 及 41.5 mg/L，總氮之濃度隨施灌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；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 3）。在各氮肥負荷率下，滲漏水氨態氮之濃度各為 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 3）。各氮肥負荷率下，硝酸態氮在滲漏水之濃度各為 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 3）。

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施灌氮肥負荷率之增加而增加（如圖 3a、3b 及 3c）。厭氣水在氮肥負荷率 0、50、100、150 及 200 kg/ha 下，總氮在滲漏水之濃度各為 17.2、18.0、24.9、22.3 及 41.8 mg/L；好氣水各為 14.0、18.9、22.6、27.4 及 39.9 mg/L（如圖 3a），可知不論是厭氣水或好氣水，均隨氮肥負荷率之增加而增加。厭氣水在各氮肥負荷率下，滲漏水之氨態氮濃度各為 5.92、7.33、8.24、13.5 及 22.4 mg/L；好氣水各為 2.42、5.88、7.94、8.58 及 10.2 mg/L（如圖 3b），氨態氮之濃度亦與總氮之濃度類似，不論是厭氣水或好氣水，均隨施灌氮肥負荷率之增加而增加。厭氣水在各氮肥負荷率下，滲漏水之硝酸態氮濃度各為 1.63、2.28、2.16、4.14 及 7.80 mg/L；好氣水各為 1.58、1.86、7.50、8.19 及 15.2 mg/L（如圖 3c），硝酸態氮之濃度亦與總氮及氨態氮類似，不論是厭氣水或好氣水，其濃度均隨氮肥負荷率之增加而增加，但好氣水在氮肥負荷率 200 kg/ha 時，其硝酸態氮之濃度超過 10 mg/L。

在各氮肥負荷率下，不同降雨事件對盤固草土柱滲漏水質之影響：各降雨事件在不同之施灌氮肥負荷率下，滲漏水中總氮、氨態氮及硝酸態氮之濃度均隨施灌氮肥負荷率之增加而增加（如圖 4a、4b 及 4c）。例如：第一場降雨事件在氮肥負荷率 0、50、100、150 及 200 kg/ha 下，滲漏水中總氮之濃度各為 ND（not detectable）、25.7、50.4、49.9 及 77.7 mg/L；第二場降雨事件各為 13.5、16.0、25.0、25.3 及 50.2 mg/L（如圖 4a），可知不論各降雨事件，滲漏水中總氮之濃度均隨施灌氮肥負荷率之增加而增加。滲漏水中氨態氮之濃度在第一場降雨事件各為 ND、10.1、27.5、34.0 及 53.4 mg/L；第二場降雨事件各為 0.91、1.19、1.59、1.63 及 4.98 mg/L（如圖 4b），可知不論各降雨事件，滲漏水中氨態氮之濃度亦均隨氮肥負荷率之增加而增加。硝酸態氮之濃度在第一場降雨事件各為 ND、2.37、5.84、7.27 及 7.94 mg/L；第二場降雨事件各為 3.46、3.45、10.6、13.2 及 28.7 mg/L（如圖 4c），可知不論各降雨事件，滲漏水中硝酸態氮之濃度亦與總氮及氨態氮類似，均隨施灌氮肥負荷率之增加而增加。

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施灌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。

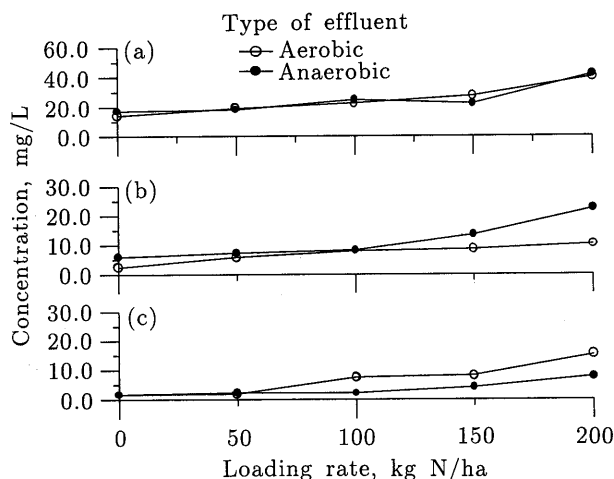


圖 3. 施灌不同氮肥負荷率之豬場處理水對盤固草土柱滲漏水質 (a) 總氮、(b) 氨態氮及 (c) 硝酸態氮濃度之影響。

Fig. 3. Concentrations of (a) total nitrogen, (b) ammonia nitrogen, and (c) nitrate nitrogen of percolation water from pangolagrass soil columns received different nitrogen loading rates of effluent of the treated swine wastewater.

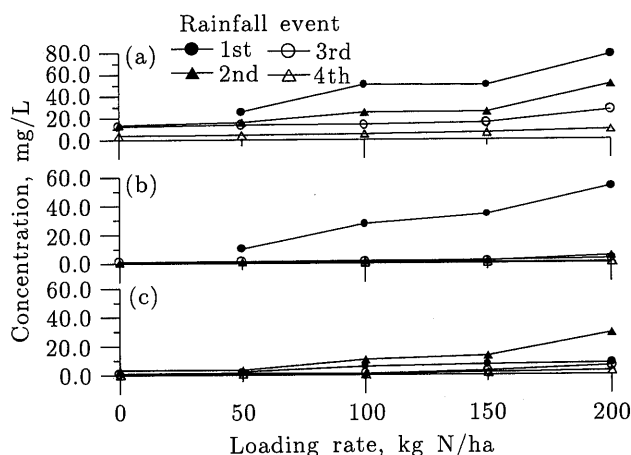


圖 4. 施灌不同氮肥負荷率之豬場處理水在不同降雨事件下對盤固草土柱滲漏水質 (a) 總氮、(b) 氨態氮及 (c) 硝酸態氮濃度之影響。

Fig. 4. Loading rate effect on concentrations of (a) total nitrogen, (b) ammonia nitrogen, and (c) nitrate nitrogen of percolation water from pangolagrass soil columns received effluent of the treated swine wastewater under different rainfall events.

II. 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 5），以供爾後施灌豬場處理水之參考。

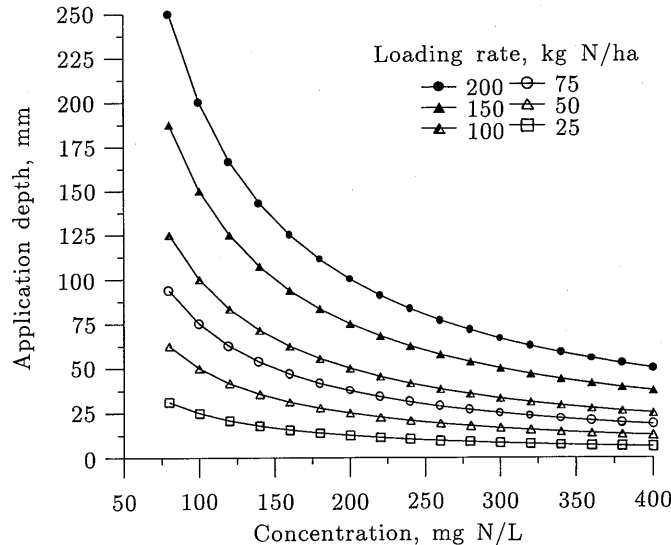


圖 5. 豬場處理水之施灌深度、含氮濃度與施氮負荷量之關係。

Fig. 5. Application depths and nitrogen concentrations of effluents of the treated swine wastewater in relation to irrigation of nitrogen loading rates.

本省盤固草地之推荐氮肥負荷率為每年 400 kg/ha 計算，若盤固草一年可收割四次，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 5 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，處理水之施灌量勢必增加至 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；但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滲透率，則幾乎所有之處理水可滲入土壤中；若每小時施灌量等於滲透率，亦即供應量等於吸收量，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，亦會產生逕流。

配合盤固草地之滲透率，可決定施灌時間。例如盤固草之滲透率為 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系層外發生滲漏，以防止造成地下水污染現象。

圖 5 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 5 中顯示，低濃度之處理水，在各種不同之施肥量其施灌深度較高，但高濃度之處理水，其在各不同之施肥量下，其施灌深度較低，但其關係並非一直線關係，而是一曲線關係。

結論及建議

本試驗之結果建議：豬場處理水之施灌量應根據植物之需要量，施灌在土壤根系層內，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，使植物之根系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系層，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，應該將一次施灌之量分為數次施灌，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。

由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；但土壤水分在田間容水量間，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。

誌 謝

本試驗承蒙本所經營系洪主任嘉謨之鼓勵，林麗華小姐協助實驗室分析，李寶財先生協助田間工作，鄭純芬小姐協助文書處理，使本試驗得以完成，謹致謝忱。

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。

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 : 395~409。

APHA, AWWA and WPCF. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18th edition, APHA, Washington DC, USA.

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.

Dahab, M. F. 1991. Nitrate Treatment Methods: An Overview. *In*: I. Bogardi and R. D. Kuzelka (ed.), Nitrate Contamination: Exposure, Consequence, and Control, NSTO ASI. G: Ecological Sciences 30. Springer-Verlag, Berlin. pp. 349~368.

Federal Register. 1975. National interim primary drinking water standards. Federal Register. 40 : 59,556~59,588.

Hubbard, R. K., L. E. Asmussen and H. D. Allison. 1984. Shallow groundwater quality beneath an intensive multiple-cropping system using center pivot irrigation. J. Environ. Qual. 13 : 156~161.

Hubbard, R. K., G. J. Gascho, J. E. Hook and W. G. Knisel. 1986. Nitrate movement into shallow groundwater through a coastal plain. Transactions of the ASAE 29 : 1564~1571.

Hubbard R. K., R. A. Leonard and A. W. Johnson. 1991. Nitrate transport on a sandy coastal plain soil underlain by plinthite. Transactions of the ASAE 34 : 802~808.

Hubbard, R. K. and J. M. Sheridan. 1989. Nitrate movement to groundwater in the southeastern coastal plain. J. Soil and Water Conserv. 44 : 20~27.

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

SAS. 1988. SAS/STAT User's Guide, Release 6.03 edition. Cary, NC, U.S.A.

Sharpley, A. N., S. J. Smith and J. W. Naney. 1987. Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use. J. Agr. Food Chem. (Sept./Oct.) : 812~817.

Spalding, R. F. and M. E. Exner. 1991. Nitrate Contamination in the Contiguous United States. *In*: I. Bogardi and R. D. Kuzelka (ed.), Nitrate Contamination: Exposure, Consequence, and Control, NSTO ASI. G: Ecological Sciences 30. Springer-Verlag, Berlin. pp. 13~48.

Spalding, R. F. and M. E. Exner. 1993. Occurrence of nitrate in groundwater: A review. J. Environ. Qual. 22 : 392~402.

Steele, K. F. and W. K. McCalister. 1991. Potential Nitrate Pollution of Ground Water in Limestone Terrain by Poultry Litter, Ozark region, USA. *In*: I. Bogardi and R. D. Kuzelka (ed.), Nitrate Contamination: Exposure, Consequence, and Control, NSTO ASI. G: Ecological Sciences 30. Springer-Verlag, Berlin. pp. 209~218.

Effects of Effluent of the Treated Swine Wastewater on Percolation Quality of Pangolagrass Soil Columns: (I) Total Nitrogen, Ammonia and Nitrate⁽¹⁾

Chao-Hsien Hsieh⁽²⁾

Received Nov. 26, 1998; Accepted Jan. 22, 1999

Abstract

The purposes of this study were to determine the effects of the types of effluent of the treated swine wastewater and nitrogen loading rates on the quality of percolation from pangolagrass soil columns. The 2×5 factorial design with three replications was employed. The factors were types of effluent (anaerobic and aerobic treatments), and nitrogen loading rates (0, 50, 100, 150 and 200 kg/ha). The investigation was conducted under four rainfall events, which occurred on 1, 17, 42 and 60 days after application. The most important factors on percolation quality were nitrogen loading rates and rainfall event. The results showed that the concentration of total nitrogen, ammonia nitrogen and nitrate nitrogen increased with increasing nitrogen loading rate. No significant difference in quality of the percolation was found between the two types of effluent except for the nitrate nitrogen. Except for nitrate nitrogen, total nitrogen and ammonia nitrogen were significantly higher after the first rainfall event than the others. Also, for application purpose in the future, a figure was set up between the application depths and nitrogen concentrations of effluent of the treated swine wastewater in relation to irrigation of wastewater at different loading rates.

Key words : Swine, Wastewater, Effluent, Pangolagrass, Percolation, Water quality, Nitrate.

(1) Contribution No. 937 from Taiwan Livestock Research Institute, Council of Agriculture.

(2) Department of Livestock Management, TLRI, COA. Hsinhua, Tainan, Taiwan, R.O.C.