

# 養牛廢水施灌盤固拉草地對土壤性狀及地下水水質之影響<sup>(1)</sup>

黃雅玲<sup>(2)</sup> 劉主欣<sup>(3)</sup> 蘇天明<sup>(2)</sup> 蕭庭訓<sup>(2)</sup> 李欣蓉<sup>(2)(4)</sup>

收件日期：110 年 6 月 28 日；接受日期：111 年 1 月 13 日

## 摘 要

畜牧廢水經處理後仍含有植物所需的部分營養分，可供作物肥分來源，但其成分中所含的銅、鋅與氮，未被植物吸收的部分可能造成土壤及地下水污染。因此，本試驗旨在探討經厭氧發酵處理後之養牛廢水施灌於盤固拉草地，對土壤及地下水水質之影響。試驗於 2015 至 2017 年間進行，將養牛廢水施灌於 34.88 公頃的盤固拉草地，依地形地貌分為 A10、A13 與 A14 等三區，每月以槽車載運輸流施灌其中一區，因此各區每 3 個月施灌 1 次，施灌量依照盤固拉草氮需求量及養牛廢水總氮濃度計算。期間每月分析養牛廢水成分並採集各區土壤及上游井與下游井的地下水，分析成分 1 次，並以 2014 年的土壤及地下水成分作為背景值，以了解各項成分之消長情形。結果顯示，試驗三年期間養牛廢水平均總氮濃度 721 mg/L，A10、A13 與 A14 區土壤的導電度 (electrical conductivity, EC) 分別為 135、117 及 206  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (背景值分別為 152、171 及 192  $\mu\text{S}/\text{cm}$ )，全銅含量分別為 6.86、5.92 及 8.25 mg/kg (背景值分別為 6.16、5.59 及 5.11 mg/kg)，全鋅含量則分別為 38.1、25.4 及 38.8 mg/kg (背景值分別為 25.0、24.0 及 21.9 mg/kg)。下游井地下水的氨氮 ( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ) 及硝酸鹽氮 ( $\text{NO}_3^--\text{N}$ ) 濃度分別為 0.61 mg/L (背景值為 0.68 mg/L) 與 0.12 mg/L (背景值為 0.14 mg/L)，試驗期間土壤性狀及地下水各項成分與背景值有些變化，但皆在高限範圍內。綜上，經過 3 年監測結果，盤固拉草地經施灌本試驗經厭氧發酵處理後之養牛廢水，其土壤性狀及地下水水質成分皆與背景值無明顯差異，惟隨著施灌期間的延長是否會造成影響，將持續進行監測評估。

關鍵詞：厭氧發酵、養牛廢水、土壤、地下水。

## 緒 言

近年來，行政院農業委員會 (簡稱農委會) 與行政院環境保護署 (簡稱環保署) 已針對畜牧廢水資源化再利用相繼訂定法源，也據以積極推動畜牧廢水回歸農田等相關政策。畜牧廢水施灌作物有諸多的優點，例如：廢水中含氮、磷、鉀等植物生長所需要的營養素，可用以替代部分化學肥料 (盧及許，2009)，降低作物生產成本 (Kriska *et al.*, 2018)，另廢水中所含的有機質亦為維持土壤生產力及肥力必需的營養分 (Rusan *et al.*, 2007)。相較於一般灌溉水，以畜牧廢水施灌農地不僅可降低土壤總體密度，亦可改善土壤性質，提升土壤之保水性、氫離子濃度 (pH 值)、EC 值、有機碳、總氮、有效磷以及交換性陽離子等 (Biswas *et al.*, 2017)。

然應用畜牧廢水資源化再利用時，如未經妥善處理及管理可能對環境產生潛在的污染風險，例如在施灌過程可能會導致土壤重金屬與鹽分累積，過度施用亦可能進一步使廢水中的營養素逕流至地表水及地下水，衍生土壤及 (或) 地下水污染之疑慮 (Kriska *et al.*, 2018)。畜牧廢水施用於砂質土尤需注意，因砂質土質地較粗、保水性較差、表面積較低及土壤吸附陽離子的能力較差 (Hamarashid *et al.*, 2010)。Fried *et al.* (1976) 評估長期施用氮肥於作物對地下水遭受氮污染之影響指出，施用於土壤的氮若能充分被作物所吸收，即提升作物對氮的利用效率，則可降低地下水遭受污染之風險。在公共衛生方面，廢水中可能含有寄生蟲、病毒及細菌等病原，若未經處理直接施灌於作物，亦可能影響作物健康 (Navarro *et al.*, 2015)。厭氧處理是最有效的豬糞尿處理方法之一，包括病原體的減少等 (Hu *et al.*, 2021)。用於施灌農作之廢水必須經過適當的處理，除轉化成可利用的養分外 (盧及許，2009)，若可降低作物受

(1) 行政院農業委員會畜產試驗所研究報告第 2693 號。

(2) 行政院農業委員會畜產試驗所經營組。

(3) 南投縣政府農業處。

(4) 通訊作者，E-mail: hjlee@mail.tlri.gov.tw。

病原污染之機率，才可更安全的使用而降低對環境之污染 (Yamrot *et al.*, 2015)。

國內有關畜牧廢水施用於農地之相關研究，大部分都針對廢水施用於農地對作物生長之評估，至於關注長期施灌對土壤及地下水之影響尚不多。隨著地球暖化、氣候變遷所造成的降雨量不均現象日趨嚴重，灌溉水源日益短缺，畜牧廢水除可提供作物肥分外，經評估後或許亦可供為長期的灌溉水源。為了配合政府循環農業的還肥於田政策，本試驗將長期施灌經厭氧發酵後的養牛廢水於牧草地，定期分析施灌地的土壤及地下水水質，針對土壤 EC 值、銅與鋅，以及地下水氨氮 ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) 及硝酸鹽氮 ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) 的濃度進行監測，建立施灌畜牧廢水對土壤性狀及地下水水質成分的消長情形，階段性提出監測結果，以供施政、法令修正及農民應用之參考依據。

## 材料與方法

### I. 施灌地與施灌方式

- (i) 施灌地位於臺南市新化區畜產試驗所之盤固拉草地，共 34.89 公頃，依地形地貌分為 A10、A13 及 A14 等 3 區 (圖 1)，分別為壤土、壤土及極細砂土，各自面積分別為 13.63、15.11 及 6.15 公頃。經厭氧發酵後之養牛廢水取自畜產試驗所乳牛試驗場，以槽車載運至施灌地，每車次約  $5.5 \text{ m}^3$ 。盤固拉草氮肥需求量則參考作物施肥手冊 (行政院農業委員會農糧署，2005) 之推薦量 ( $320 - 480 \text{ kg/ha/yr}$ )，並依據試驗期間養牛廢水的平均總氮濃度換算施灌量。

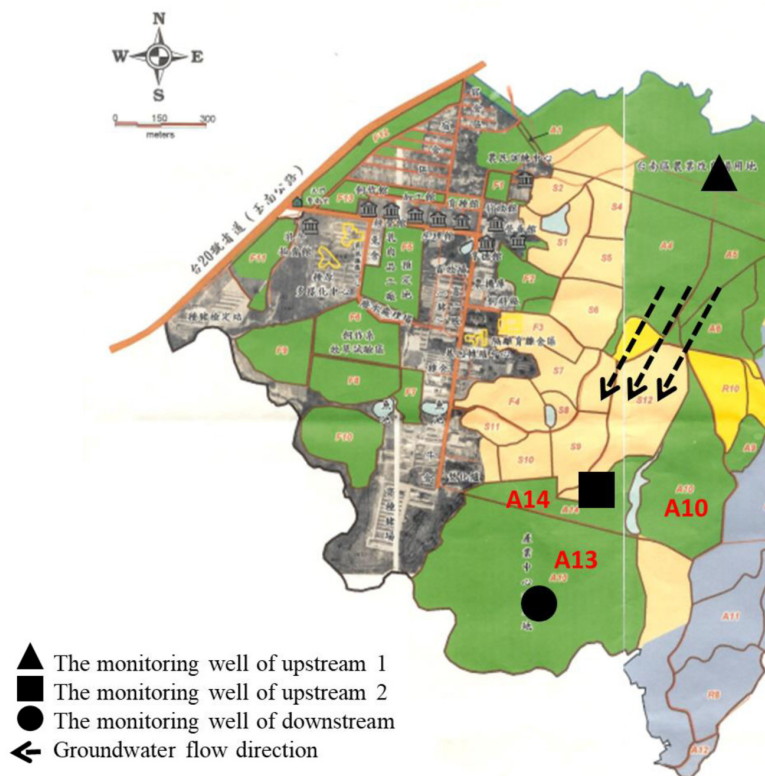


圖 1. 三區 (A10、A13 及 A14) 施灌地及地下水監測井位置圖。(A10、A13 及 A14 等三區面積分別為 13.63、15.11 及 6.15 公頃)。

Fig. 1. The map of three irrigation areas (A10, A13 and A14) and groundwater monitoring wells.

- (ii) 本試驗於 2015 年至 2017 年間進行，並以 2014 年該等試驗區的土壤及地下水質作為背景值。試驗前已依行政院農業委員會 (2013) 農業事業廢棄物再利用管理辦法規定取得個案再利用許可，並依照該辦法規定，試驗期間遇中央氣象局發布大雨、豪雨特報或強風預報，即暫停施用；風雨停息後，俟人員及車輛可於田間作業時，再恢復施灌。

### II. 分析項目、頻率及方法

#### (i) 監測項目與頻率

監測土壤及地下水，每月採樣 1 次。每區逢機選擇 5 - 8 處採樣點，距離表土 0 - 20 cm 進行土壤採

樣並混合。地下水則抽取上游井 1 (upstream 1) [ 2015 年新增，並以 2015 年枯水期 (2015D) 作為背景值 ]、上游井 2 (upstream 2) 及下游井 (downstream) 等 3 口監測井 (圖 1)、深度分別為 112、51 及 78 m 處之地下水，並區分枯水期 (dry period, D) 及豐水期 (wet period, W)。養牛廢水則每月採樣分析 1 次。

(ii) 土壤化學性質分析方法

pH 值以 pH meter 測定 pH 值 (土水比 = 1 : 1)；以電導度計測定 EC 值 (土水比 = 1 : 5)；總磷參考陳及鄒 (2008) 方法，以 500°C 灼燒後再以鉬藍法測定；全銅及全鋅參考蘇 (2003) 方法，以濃過氯酸及硫酸消化土壤後測定。

(iii) 養牛廢水及地下水水質分析方法

檢測方法皆依據行政院環境保護署公告之水質檢測方法，pH 值以 NIEA W424.52A (行政院環境保護署環境檢驗所，2008)、EC 值以 NIEA W203.51B 測定 (行政院環境保護署環境檢驗所，2000)、總磷以 NIEA W427.53B 測定 (行政院環境保護署環境檢驗所，2010)、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 以 NIEA W419.51A 測定 (行政院環境保護署環境檢驗所，2006)、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N 以 NIEA W448.51B (行政院環境保護署環境檢驗所，2005)、總氮以 NIEA W423.52C 測定 (行政院環境保護署環境檢驗所，2004)、銅及鋅以 NIEA W306.54A 測定 (行政院環境保護署環境檢驗所，2014)。

### III. 統計分析

以 Excel 2016 計算試驗養牛廢水、土壤化學性質及地下水水質之平均值與標準差。利用 SAS 統計分析套裝軟體的一般線性模式程序 (General linear model procedure) 進行變方分析，以鄧肯氏新多變域測定法 (Duncan's New Multiple Range Test)，檢定差異顯著性 (P < 0.05)。

## 結 果

### I. 施灌於盤固拉草之養牛廢水水質及施灌量

試驗期間 (2015 – 2017 年) 養牛廢水每月取樣分析，共分析 36 次，其水質如表 1 所示。試驗期間養牛廢水平均 pH 值為 7.7，總氮為 721 mg/L，其中 2016 年養牛廢水顯著較低，銅濃度平均為 2.35 mg/L，2015 年與 2017 年間有顯著差異，鋅濃度平均為 3.07 mg/L，其中 2017 年顯著較低。本試驗施灌量依盤固拉草氮肥需求量及養牛廢水總氮量計算，2015 至 2017 年試驗期間之施灌量如圖 2 所示，A10 區以 2016 年施灌量最高約 336.9 ton/ha/yr，其次為 2017 年的 225.4 ton/ha/yr，2015 年最低約 153.6 ton/ha/yr；A13 區以 2016 年施灌量最高約 226 ton/ha/yr，其次為 2017 年施灌約 147 ton/ha/yr，而以 2015 年施灌量最低約 100 ton/ha/yr；A14 區以 2015 年施灌量最高約 455 ton/ha/yr，其次為 2017 年施灌約 301 ton/ha/yr，2016 年最低約 173 ton/ha/yr。試驗期間如遇槽車檢修或因天候不佳，中央氣象局發布大雨、豪雨特報或強風預報起則停止施灌。

表 1. 試驗三年期間養牛廢水之水質分析 (n = 12 次 / 年)

Table 1. Characteristics of irrigation water during three-year experimental period (n = 12/year)

Items	2015	2016	2017	Average	SEM
n	12	12	12	36	12
pH	7.5	7.8	7.6	7.7	0.1
EC <sup>1</sup> , mS/cm	4.72 <sup>a</sup>	3.86 <sup>b</sup>	3.78 <sup>b</sup>	4.1	0.23
----- mg/L -----					
Total-N, mg/L	881 <sup>a</sup>	480 <sup>b</sup>	868 <sup>a</sup>	721	65
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N, mg/L	489 <sup>a</sup>	282 <sup>b</sup>	238 <sup>b</sup>	339	63
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N, mg/L	146	122	151	141	23
Total-P, mg/L	105	74	126	103	14
Cu, mg/L	3.48 <sup>a</sup>	2.42 <sup>ab</sup>	2.19 <sup>b</sup>	2.35	0.40
Zn, mg/L	2.47 <sup>b</sup>	2.34 <sup>b</sup>	3.76 <sup>a</sup>	3.07	0.34

<sup>1</sup> EC: electrical conductivity.

<sup>a, b</sup> Means in the same row with different superscripts are significantly different (P < 0.05).

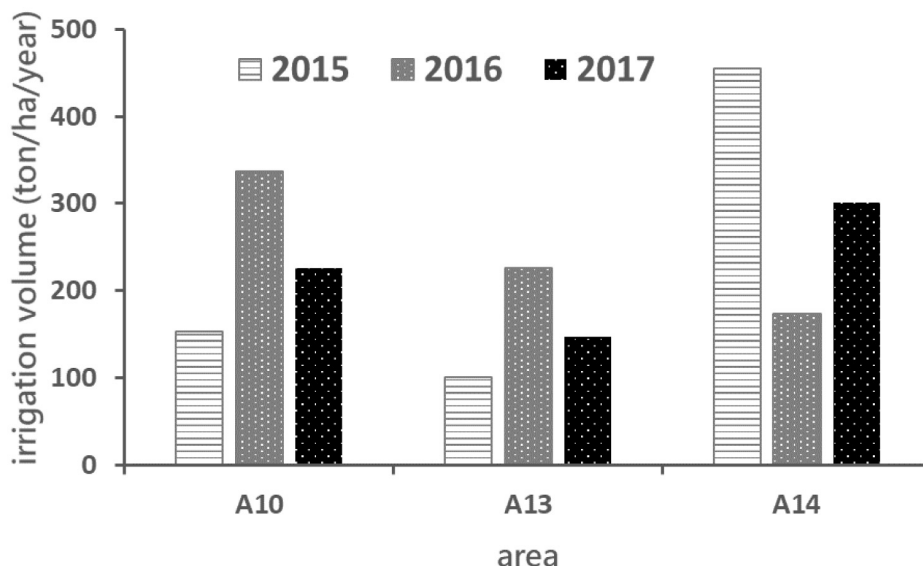


圖 2. 試驗期間 (2015 至 2017 年) 三區 (A10、A13 及 A14) 施灌地之單位面積施灌量。

Fig. 2. Irrigation amount in three irrigation areas (A10, A13 and A14) during the irrigation period (2015 to 2017).

收集試驗期間距試驗區最近的交通部中央氣象局－臺南市虎頭埤觀測站資料，以每年 5 至 10 月為豐水期、11 月至隔年 4 月為枯水期，進行降雨量統計 (圖 3)。豐水期之降雨量明顯高於枯水期，又以 5－9 月份降雨較為集中。試驗期間之年降雨量，以 2016 年最高約 3,059 mm，2015 年與 2017 年降雨量相當，分別為 1,622 mm 及 1,629 mm。

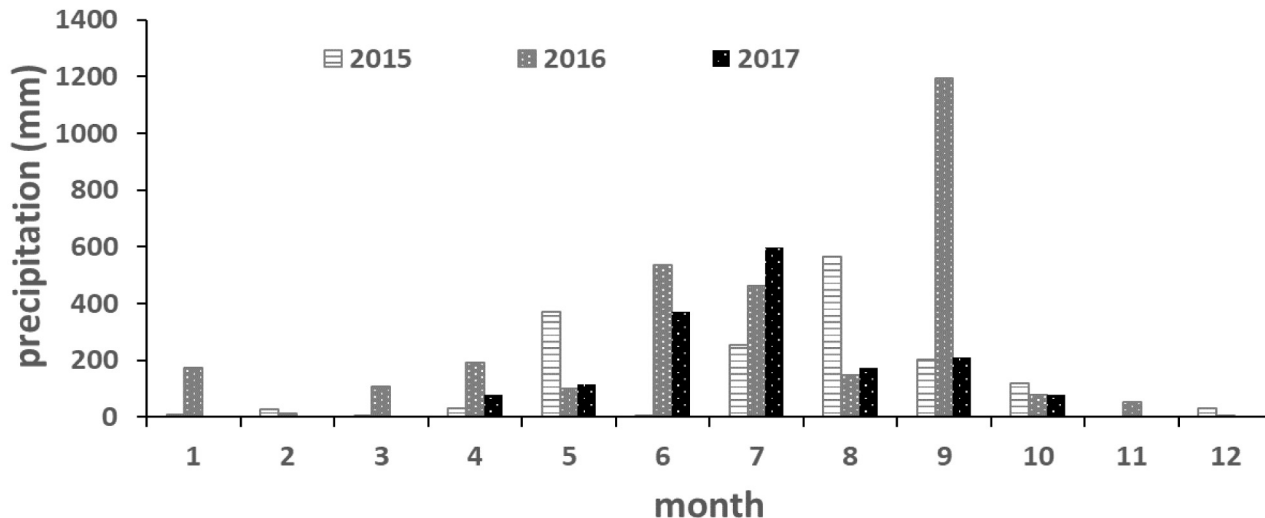


圖 3. 試驗期間 (2015 至 2017 年) 每月降雨量 (資料來源：交通部中央氣象局－臺南市虎頭埤觀測站)。

Fig. 3. Monthly rainfall during the irrigation period (2015 to 2017) (Source: Central Weather Bureau, Ministry of Transportation and Communications - Hutoupi Observatory).

## II. 施灌對盤固拉草地土壤品質之影響

本試驗係以 2014 年分析結果作為背景值與其後三年之結果進行比較。試驗期間 A10 區土壤 pH 值平均為 5.2，其中 2017 年顯著低於 2014 年之背景值。EC 值與總磷皆無顯著變化，平均分別為 135  $\mu\text{S}/\text{cm}$  及 267 mg/kg。土壤重金屬方面，全銅含量於 2016 年顯著高於 2014 年之背景值，平均為 6.86 mg/kg，2016 與 2017 年全鋅含量顯著上升 (表 2)。

A13 區試驗期間，土壤 pH 值平均為 5.1，無顯著變化。EC 值平均為 117  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ，於 2016 及 2017 年顯著低於背景值。總磷平均為 243 mg/kg，以 2017 年最低並達顯著差異。土壤重金屬方面，全銅含量於試驗期間無顯著變化，平均為 5.92 mg/kg；全鋅含量平均約 25.4 mg/kg，於 2016 及 2017 年顯著高於背景值 (表 3)。



表 2. 養牛廢水對 A10 區盤固拉草地土壤之影響 (n = 12 次 / 年)

Table 2. Effects of irrigation water on the soil of Pangolagrass pasture in the A10 area (n = 12/year)

Items	pH	EC <sup>1</sup>	TP <sup>2</sup>	TCu <sup>3</sup>	TZn <sup>4</sup>
		μS/cm	-----	mg/kg	-----
2014 <sup>5</sup>	5.4 <sup>a</sup>	152	302	6.16 <sup>b</sup>	25.0 <sup>b</sup>
2015	5.4 <sup>a</sup>	133	322	6.38 <sup>ab</sup>	27.5 <sup>b</sup>
2016	5.3 <sup>a</sup>	120	304	7.92 <sup>a</sup>	44.0 <sup>a</sup>
2017	5.1 <sup>b</sup>	146	218	6.27 <sup>ab</sup>	42.5 <sup>a</sup>
Average <sup>6</sup>	5.2	135	267	6.86	38.1
SEM	0.1	17	39	0.55	1.1

<sup>1</sup> EC: electrical conductivity; <sup>2</sup> TP: total phosphorus; <sup>3</sup> TCu: total copper; <sup>4</sup> TZn: total zinc; <sup>5</sup> Background value; <sup>6</sup> Average: from 2015 to 2017.

<sup>a, b</sup> Means in the same column with different superscripts are significantly different (P < 0.05).

表 3. 養牛廢水對 A13 區盤固拉草地土壤之影響 (n = 12 次 / 年)

Table 3. Effects of irrigation water on the soil of Pangolagrass pasture in the A13 area (n = 12/year)

Items	pH	EC <sup>1</sup>	TP <sup>2</sup>	TCu <sup>3</sup>	TZn <sup>4</sup>
		μS/cm	-----	mg/kg	-----
2014 <sup>5</sup>	5.2	171 <sup>a</sup>	310 <sup>a</sup>	5.59	24.0 <sup>a</sup>
2015	4.9	160 <sup>a</sup>	321 <sup>a</sup>	5.53	17.1 <sup>b</sup>
2016	5.0	115 <sup>b</sup>	257 <sup>ab</sup>	6.99	30.7 <sup>a</sup>
2017	5.1	114 <sup>b</sup>	197 <sup>b</sup>	5.24	29.9 <sup>a</sup>
Average <sup>6</sup>	5.1	117	243	5.92	25.4
SEM	0.1	10	25	0.69	2.6

<sup>1</sup> EC: electrical conductivity; <sup>2</sup> TP: total phosphorus; <sup>3</sup> TCu: total copper; <sup>4</sup> TZn: total zinc; <sup>5</sup> Background value; <sup>6</sup> Average: from 2015 to 2017.

<sup>a, b</sup> Means in the same column with different superscripts are significantly different (P < 0.05).

A14 區試驗期間，土壤 pH 值平均為 6.6，於 2015 及 2016 年顯著高於背景值，2017 年則下降至與背景值無顯著差異。EC 值平均為 206 μS/cm，於 2015 及 2017 年顯著高於背景值。總磷平均為 344 mg/kg，2016 及 2017 年顯著低於背景值。土壤重金屬方面，全銅含量平均為 8.25 mg/kg，於 2015 及 2016 年顯著高於背景值；全鋅含量平均為 38.8 mg/kg，於 2015 年起皆顯著高於背景值 (表 4)。

表 4. 養牛廢水對 A14 區盤固拉草地土壤之影響 (n = 12 次 / 年)

Table 4. Effects of irrigation water on the soil of Pangolagrass pasture in the A14 area (n = 12/year)

Items	pH	EC <sup>1</sup>	TP <sup>2</sup>	TCu <sup>3</sup>	TZn <sup>4</sup>
		μS/cm	-----	mg/kg	-----
2014 <sup>5</sup>	5.9 <sup>b</sup>	192 <sup>ab</sup>	399 <sup>a</sup>	5.11 <sup>c</sup>	21.9 <sup>d</sup>
2015	6.7 <sup>a</sup>	229 <sup>a</sup>	380 <sup>ab</sup>	8.33 <sup>ab</sup>	32.9 <sup>c</sup>
2016	6.5 <sup>a</sup>	166 <sup>b</sup>	337 <sup>bc</sup>	9.85 <sup>a</sup>	48.7 <sup>a</sup>
2017	6.0 <sup>b</sup>	214 <sup>a</sup>	322 <sup>c</sup>	7.11 <sup>bc</sup>	41.6 <sup>b</sup>
Average <sup>6</sup>	6.6	206	344	8.25	38.8
SEM	0.2	16	17	0.61	1.7

<sup>1</sup> EC: electrical conductivity; <sup>2</sup> TP: total phosphorus; <sup>3</sup> TCu: total copper; <sup>4</sup> TZn: total zinc; <sup>5</sup> Background value; <sup>6</sup> Average: from 2015 to 2017.

<sup>a, b, c, d</sup> Means in the same column with different superscripts are significantly different (P < 0.05).

### III. 施灌對盤固拉草地地下水水質之影響

2015 至 2017 年試驗期間，共設置 3 口地下水監測井進行監測，分別為上游井 1、上游井 2 與下游井，各項測值如表 5 所示。試驗期間之 pH 值，上游 1 監測井平均為 7.4，其中以 2015 W 最高、2017 W 最低，並達顯著差異。上游 2 及下游監測井皆無顯著變化，平均分別為 7.0 及 7.8。EC 值方面，上游 1 監測井於試驗期間無顯著變化，而上游 2 及下游監測井僅 2015 W 顯著高於背景值。氮濃度方面，下游監測井之  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  濃度平均為 0.61 mg/L。NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 濃度於試驗期間下游監測井皆無顯著變化，平均為 0.12 mg/L。總磷方面，平均為 0.18 mg/L，其中 2016 – 2017 D 顯著高於背景值 (2014 D)。重金屬分析中，下游監測井銅及鋅濃度平均分別為 0.02 mg/L 及 0.02 mg/L，試驗期間皆無顯著變化。

## 討 論

畜牧廢水經厭氧發酵處理後，水中的氮多以無機氮形態 ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$  及  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) 存在，其中又以  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的型態最多 (盧及許，2009)。本試驗廢水  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的平均濃度約 370 mg/L，施用至土壤後，因  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  帶正電，土壤帶負電的關係，部分  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  被土壤所吸附，部分經硝化作用 (nitrification) 後轉換成  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  提供地上作物氮源，部分  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  會揮散損失。然因  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  帶負電，不被土壤所吸附，導致  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  於土壤中比  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  容易移動及淋溶 (賴等，2011)，如在一定時間內給予土壤過多氮，恐導致作物奢侈型吸收外，亦可能增加逕流及深層滲漏機率而污染地下水 (盧及許，2009)。NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 其滲漏程度可能因施肥用量、降雨量、土壤質地、田間操作管理、作物種類及放牧密度等因素而有差異 (Bolan *et al.*, 1991)。本試驗施灌 3 年結果顯示，地下水下游之 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 濃度，尚未顯示隨施灌時間而有顯著上升之趨勢。

長期以廢水施灌可能會改變土壤 pH 值。Schipper *et al.* (1996) 發現長期施灌廢水會提高土壤 pH 值，其可能與廢水中含較高濃度之陽離子如鈉、鈣及鎂離子所致，亦可能與廢水中養分循環 (nutrient cycle) 的改變有關。在施灌廢水下，土壤的脫氮作用 (denitrification) 會加速，而硝酸鹽 (nitrate) 的應用可能較易於被作物吸收 (Bolan *et al.*, 1991)。當植體中硝酸鹽還原成  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  時，會產生氫氧根離子以維持離子平衡，氫氧根離子亦會在脫氮過程中產生 (Bolan *et al.*, 1991)，此兩過程皆會使土壤 pH 值上升。然施用廢水雖導致土壤 pH 值的上升，但若土壤 pH 值仍接近中性，並不會改變土壤的生物功能 (biological functioning) (Schipper *et al.*, 1996)。也有研究發現，施用廢水後的土壤 pH 值有下降趨勢，可能係因有機物的氧化及  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  於硝化過程中產生氫離子所致 (Mohammad and Mazahreh, 2003)。本試驗 A10 區於 2017 年 pH 值顯著下降，A13 區於 2015 年顯著下降，但均仍屬強酸性範圍，而 A14 區則於 2015 年顯著上升，但仍在微酸性範圍。

為了解施灌盤固拉草地之土壤鹽分的累積程度，以測定土壤飽和抽出液的 EC 值表示，土壤 EC 值高者，表示其內可溶性鹽類，如鉀、鈣、鈉、鎂等離子含量高，即土壤鹽分高。Mohammad and Mazahreh (2003) 指出施灌廢水後會使土壤 EC 值增加，土壤 EC 值的增加係因廢水中所含高濃度的總溶解固體物 (total dissolved solids) 所致；Steinich *et al.* (1998) 之研究亦指出 EC 值與土壤鹽分變化有關。本試驗 3 區土壤 EC 值在畜牧廢水施灌期中，雖有部分升高或降低現象，且 3 試驗區之 EC 值皆於 2016 年最低，其變化應與當年度降雨量增加所致。本試驗於施灌期間，土壤尚無鹽分累積之現象。且遠低於行政院農業委員會 (2020) 畜牧糞尿水施灌農作個案再利用許可申請撰寫範例 (簡稱個案再利用許可規範) 之停灌標準 800  $\mu\text{S}/\text{cm}$ 。

施灌地 3 區總磷含量於 2016 年及 2017 年皆有下降之趨勢，推測 2016 年之降低可能是受當年降雨量較高 (3,059 mm) 導致總磷隨著逕流水流失所致，2017 年持續下降除降雨逕流外，亦可能受當年底施灌量及盤固拉草吸收所致。嚴 (1995) 試驗指出，豬糞尿中磷雖為水污染之重要素，然除非隨著表面逕流而流失外，否則其在土壤中相當安定亦不易淋失，致污染地下水之機會不高。盧及許 (2009) 使用經過厭氧發酵豬糞尿廢水施灌於狼尾草地，結果雖施用之豬糞尿水含高濃度之磷，但土壤中磷並未因而顯著增加，且其試驗於旱季施灌廢水後，無法於 1 m 深處採集滲漏液，僅能於大雨後採集，部分的磷可能隨著雨水逕流而流失。

A14 於施灌後土壤全銅含量雖有上升趨勢，但仍遠低於行政院農業委員會 (2020) 個案再利用許可規範所訂之停灌標準規定 (102 mg/kg) 及行政院環境保護署 (2011) 土壤污染監測標準 (食用作物農地) 規定 (120 ppm)；全鋅含量於 2015 年起有顯著增加趨勢，然試驗期間皆遠低於行政院農業委員會 (2020) 個案再利用許可規範所訂之停灌標準規定 (221 mg/kg) 及行政院環境保護署 (2011) 土壤污染監測標準 (食用作物農地) 規定 (260 mg/kg)。豬廢水中所含銅和鋅會對環境造成負面影響 (Cestonaro do Amaral *et al.*, 2014)，受到鋅污染的土壤其呼吸作用下降程度比未污染土壤高，而土壤的呼吸作用可反映對有機物的分解能力 (Tobor-Kaplon *et al.*, 2006)，也因此土壤呼吸作用被廣泛用於

檢測土壤功能的各種擾動的影響 (Stefanowicz *et al.*, 2008)，這也是目前畜牧廢水資源化再利用相關法令中，皆有規定定期監測土壤中銅鋅含量的主因。本試驗期間，施灌地尚無顯著重金屬累積之現象。

表 5. 養牛廢水對地下水水質之影響

Table 5. Effects of irrigation water on the quality of the underground water

Items	pH		EC <sup>1</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	TP <sup>2</sup>	Cu	Zn
			μS/cm	----- mg/L -----				
Upstream 1 <sup>3</sup>								
2015 <sup>4</sup> (n = 4)	D <sup>5</sup>	7.2 <sup>bc</sup>	553	0.08 <sup>b</sup>	0.08	0.09 <sup>b</sup>	0.02	0.02
2015 (n = 6)	W <sup>6</sup>	7.8 <sup>a</sup>	596	0.08 <sup>b</sup>	0.08	0.11 <sup>ab</sup>	0.02	0.01
2015 — 2016 (n = 6)	D	7.6 <sup>ab</sup>	623	0.12 <sup>ab</sup>	0.13	0.06 <sup>b</sup>	0.02	0.03
2016 (n = 6)	W	7.3 <sup>abc</sup>	653	0.12 <sup>ab</sup>	0.10	0.21 <sup>a</sup>	0.01	0.02
2016 — 2017 (n = 6)	D	7.4 <sup>abc</sup>	587	0.20 <sup>a</sup>	0.12	0.20 <sup>a</sup>	0.02	0.02
2017 (n = 6)	W	7.0 <sup>c</sup>	629	0.11 <sup>ab</sup>	0.08	0.15 <sup>ab</sup>	0.01	0.03
2017 (n = 2)	D	7.6 <sup>ab</sup>	571	0.21 <sup>a</sup>	0.11	0.09 <sup>b</sup>	0.02	0.03
Average <sup>7</sup> (n = 32)		7.4	612	0.13	0.10	0.14	0.02	0.02
SEM		0.1	22	0.02	0.01	0.02	0.00	0.00
Upstream 2								
2014 <sup>4</sup> (n = 4)	D	7.2	394 <sup>e</sup>	0.07 <sup>abc</sup>	0.12 <sup>abc</sup>	0.08 <sup>c</sup>	0.03	0.05
2014 (n = 6)	W	7.3	421 <sup>e</sup>	0.12 <sup>abc</sup>	0.19 <sup>a</sup>	0.14 <sup>abc</sup>	0.03	0.01
2014 — 2015 (n = 6)	D	6.9	439 <sup>de</sup>	0.04 <sup>c</sup>	0.10 <sup>bc</sup>	0.08 <sup>bc</sup>	0.02	0.02
2015 (n = 6)	W	7.2	577 <sup>ab</sup>	0.15 <sup>ab</sup>	0.17 <sup>ab</sup>	0.12 <sup>bc</sup>	0.02	0.01
2015 — 2016 (n = 6)	D	7.0	594 <sup>a</sup>	0.17 <sup>a</sup>	0.15 <sup>abc</sup>	0.10 <sup>bc</sup>	0.01	0.01
2016 (n = 6)	W	7.1	554 <sup>abc</sup>	0.14 <sup>ab</sup>	0.13 <sup>abc</sup>	0.26 <sup>a</sup>	0.01	0.02
2016 — 2017 (n = 6)	D	7.0	499 <sup>cd</sup>	0.10 <sup>abc</sup>	0.09 <sup>c</sup>	0.18 <sup>abc</sup>	0.02	0.02
2017 (n = 6)	W	6.9	499 <sup>cd</sup>	0.07 <sup>bc</sup>	0.09 <sup>c</sup>	0.22 <sup>ab</sup>	0.01	0.03
2017 (n = 2)	D	7.1	515 <sup>bc</sup>	0.09 <sup>abc</sup>	0.16 <sup>abc</sup>	0.10 <sup>bc</sup>	0.02	0.02
Average <sup>8</sup> (n = 38)		7.0	533	0.11	0.12	0.15	0.02	0.02
SEM		0.1	16	0.02	0.01	0.03	0.00	0.00
Downstream								
2014 <sup>3</sup> (n = 4)	D	7.5	461 <sup>b</sup>	0.68 <sup>ab</sup>	0.14	0.11 <sup>b</sup>	0.06	0.04
2014 (n = 6)	W	7.8	481 <sup>b</sup>	0.67 <sup>ab</sup>	0.15	0.14 <sup>ab</sup>	0.04	0.01
2014 — 2015 (n = 6)	D	7.5	496 <sup>b</sup>	0.60 <sup>ab</sup>	0.12	0.14 <sup>ab</sup>	0.03	0.02
2015 (n = 6)	W	7.9	568 <sup>a</sup>	0.50 <sup>ab</sup>	0.16	0.20 <sup>ab</sup>	0.03	0.02
2015 — 2016 (n = 6)	D	7.9	555 <sup>a</sup>	0.72 <sup>ab</sup>	0.14	0.17 <sup>ab</sup>	0.02	0.02
2016 (n = 6)	W	7.6	570 <sup>a</sup>	0.52 <sup>b</sup>	0.10	0.19 <sup>ab</sup>	0.01	0.02
2016 — 2017 (n = 6)	D	7.9	581 <sup>a</sup>	0.81 <sup>a</sup>	0.09	0.22 <sup>a</sup>	0.02	0.02
2017(n = 6)	W	7.6	573 <sup>a</sup>	0.52 <sup>ab</sup>	0.09	0.18 <sup>ab</sup>	0.01	0.03
2017 (n = 2)	D	7.9	556 <sup>a</sup>	0.46 <sup>b</sup>	0.12	0.11 <sup>b</sup>	0.03	0.02
Average <sup>8</sup> (n = 38)		7.8	564	0.61	0.12	0.18	0.02	0.02
SEM		0.1	8	0.06	0.02	0.02	0.01	0.00

<sup>1</sup> EC: electrical conductivity <sup>2</sup>TP: total phosphorus; <sup>3</sup>Upstream 1: 2015 added; <sup>4</sup>Background value; <sup>5</sup>D: dry period, November - April (next year); <sup>6</sup>W: wet period, May - October; <sup>7</sup>Average: from 2015W to 2017D; <sup>8</sup>Average: from 2014 - 2015D to 2017D.

<sup>a, b, c</sup> Means in the same column with different superscripts are significantly different (P < 0.05).

地下水下游井的  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  明顯高於上游 1 及上游 2，因其背景值即高於上游 2 口監測井，所以並非因施灌廢水所導致。試驗期間，下游井重金屬銅及鋅濃度，皆遠低於行政院農業委員會 (2003) 公告灌溉用水水質標準規定 0.2 mg/L 及 2.0 mg/L。盧及許 (2009) 的試驗結果顯示，施用經厭氧發酵後之豬糞尿廢水於狼尾草地，對 1 m 深處之土層滲漏液的 pH 值及 EC 值在處理組 (施灌不同濃度的豬糞尿廢水) 與對照組 (未施灌) 間無顯著差異。Kriska *et al.* (2018) 探討施灌生活污水於多種不同質地之土壤 (壤土、砂土、壤質砂土)，試驗土壤填充於 2 m 高的過濾器，試驗結果顯示， $\text{NH}_4^+\text{-N}$  於表層的濃度約  $17 \pm 1$  mg/L，然於深度 1.1 m 處測得的值僅剩 2.0 mg/L，因此作者建議欲以廢水進行施灌之地下水深度不應低於 1.5 m。本施灌地 A10 區及 A13 區屬壤土，A14 區屬極細砂土，地下水需鑿 50 m 以上，故應無深層滲漏污染地下水之疑慮。下游地下水於試驗期間，其各項測值無論在豐水期或枯水期，皆無明顯變化，顯示本施灌牛糞尿厭氧後廢水之試驗 3 年，對試驗地土壤和地下水並未造成污染的問題。

## 結 論

雖然畜牧廢水中含有可能污染環境之物質，如鹽分及重金屬等，但本試驗的結果顯示，在本試驗盤固拉草地連續施灌厭氧發酵後之養牛廢水 3 年後，尚未衍生土壤及地下水污染問題，惟考量持續施灌恐有累積疑慮，故將繼續進行土壤及地下水定期監測。

## 參考文獻

- 行政院農業委員會。2003。公告灌溉用水水質標準。中華民國 92 年 11 月 7 日公告。<https://law.coa.gov.tw/glsnewsout/LawContent.aspx?id=GL000066>。
- 行政院農業委員會。2013。農業事業廢棄物再利用管理辦法。中華民國 102 年 6 月 3 日修正。<https://law.coa.gov.tw/glsnewsout/LawContentHistory.aspx?hid=1484>。
- 行政院農業委員會。2020。畜牧糞尿水施灌農作個案再利用許可申請撰寫範例。中華民國 109 年 12 月。[https://www.coa.gov.tw/theme\\_list.php?theme=online\\_service&type=M](https://www.coa.gov.tw/theme_list.php?theme=online_service&type=M)。
- 行政院農業委員會農糧署。2005。作物施肥手冊。中華肥料協會，臺中市，第 152 頁。
- 行政院環境保護署。2011。土壤污染監測標準。中華民國 100 年 1 月 31 日公告。<https://law.moj.gov.tw/LawClass/LawAll.aspx?pcode=O0110012>。
- 行政院環境保護署環境檢驗所。2000。水中導電度測定方法—導電度計法 (NIEA W203.51B)。中華民國 89 年 11 月 23 日公告。
- 行政院環境保護署環境檢驗所。2004。水中總氮檢測方法 (NIEA W423.52C)。中華民國 93 年 8 月 9 日公告。
- 行政院環境保護署環境檢驗所。2005。水中氨氮檢測方法—靛酚比色法 (NIEA W448.51B)。中華民國 94 年 8 月 15 日公告。
- 行政院環境保護署環境檢驗所。2006。水中硝酸鹽氮檢測方法—分光光度計法 (NIEA W419.51A)。中華民國 95 年 8 月 8 日公告。
- 行政院環境保護署環境檢驗所。2008。水中氫離子濃度指數 (pH 值) 測定方法—電極法 (NIEA W424.52A)。中華民國 97 年 9 月 18 日公告。
- 行政院環境保護署環境檢驗所。2010。水中磷檢測方法—分光光度計 / 維生素丙法 (NIEA W427.53B)。中華民國 99 年 9 月 15 日公告。
- 行政院環境保護署環境檢驗所。2014。水中銀、鎘、鉻、銅、鐵、錳、鎳、鉛及鋅檢測方法—火焰式原子吸收光譜法 (NIEA W306.54A)。中華民國 103 年 5 月 2 日公告。
- 陳仁炫、鄒裕民。2008。土壤化學性質分析。土壤與肥料分析手冊 (一)。中華土壤肥料學會，臺北市，第 43-46 頁。
- 盧啟信、許福星。2009。施灌經厭氧發酵豬糞尿廢水對狼尾草生長及牧草地土壤與滲漏水性質之影響。環境與生物資訊 6：113-123。
- 賴鴻裕、劉程煒、陳柏青。2011。農業上的氮。科學發展 467：40-45。
- 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。臺灣省農業試驗所，臺中縣，第 14-1~14-12 頁。
- 蘇德銓。2003。長期施用動物糞堆肥對番荔枝果園土壤重金屬與磷之累積影響。臺東區農業改良場研究彙報 14：97-108。



- Biswas, S. K., M. A. Mojid, and G. C. L. Wyseure. 2017. Physicochemical properties of soil under wheat cultivation by irrigation with municipal wastewater in Bangladesh. *Commun Soil Sci. Plan.* 48: 1-10.
- Bolan, N. S., M. J. Hedley, and R. E. White. 1991. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. *Plant Soil.* 134: 53-63.
- Cestonaro do Amaral, A., A. Kunz, R. L. Radis Steinmetz, and K. C. Justi. 2014. Zinc and copper distribution in swine wastewater treated by anaerobic digestion. *J. Environ. Manag.* 141: 132-137.
- Fried, M., K. K. Tanji, and R. M. Van De Pol. 1976. Simplified long-term concept for evaluating leaching of nitrogen from agricultural land. *J. Environ. Qual.* 5: 197-200.
- Hamarashid, N., M. Othman, and M. A. Hussain. 2010. Effects of soil texture on chemical compositions, microbial populations and carbon mineralization in soil. *Egypt J. Exp. Biol.* 6: 59-64.
- Hu, Y., M. Kumar, Z. Wang, X. Zhan, and D. B. Stengel. 2021. Filamentous microalgae as an advantageous co-substrate for enhanced methane production and digestate dewaterability in anaerobic co-digestion of pig manure. *Waste Manage.* 119: 399-407.
- Kriska, M., M. Nemcova, and E. Hyankova. 2018. The influence of ammonia on groundwater quality during wastewater irrigation. *Soil & Water Res.* 13: 161-169.
- Mohammad, M. J. and N. Mazahreh. 2003. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 34: 1281-1294.
- Navarro, I., A. Chavez, J. A. Barrios, C. Maya, E. Becerril, S. Lucario, and B. Jimenez. 2015. Wastewater reuse for irrigation-practices, safe reuse and perspectives. In: Javaid M.S. ed.: *Irrigation and Drainage - Sustainable Strategies and Systems*. InTech.
- Rusan, M. J. M., S. Hinnawi, and L. Rousan. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination* 215: 143-152.
- Schipper, L. A., J. C. Williamson, H. A. Kettles, and T. W. Speir. 1996. Impact of land-applied tertiary-treated effluent on soil biochemical properties. *J. Environ. Qual.* 25: 1073-1077.
- Stefanowicz, A. M., M. Niklińska, and R. Laskowski. 2008. Metals affect soil bacterial and fungal functional diversity differently. *Environ. Ecotoxicol. Chem.* 27: 591-598.
- Steinich, B., O. Escolero, and L. E. Marín. 1998. Salt-water intrusion and nitrate contamination in the Valley of Hermosillo and El Sahuaral coastal aquifers, Sonora, Mexico. *Hydrogeol. J.* 6: 518-526.
- Tobor-Kapłon, M. A., J. Bloem, P. F. A. M. Römkens, and P. C. de Ruiter. 2006. Functional stability of microbial communities in contaminated soils near a zinc smelter (Budel, The Netherlands). *Ecotoxicology* 15: 187-197.
- Yamrot, M. A., K. Rajkumari, and A. Farrukh. 2015. A probabilistic QMRA of *Salmonella* in direct agricultural reuse of treated municipal wastewater. *Water Sci. Tech.* 71: 1203-1211.

# Impact of dairy wastewater on the soil properties and groundwater quality after irrigation on Pangolagrass pasture <sup>(1)</sup>

Ya-Ling Huang <sup>(2)</sup> Chu-Hsin Liu <sup>(3)</sup> Tein-Ming Su <sup>(2)</sup> Ting-Hsun Hsiao <sup>(2)</sup> and Hsin-Jung Lee <sup>(2)(4)</sup>

Received: Jun. 28, 2021; Accepted: Jan. 13, 2022

## Abstract

Livestock wastewater after anaerobic treatment still contains some nutrients needed for plants and can be used as a source of fertilizers. However, this nutrients containing copper, zinc, and nitrogen, while the substances unabsorbed by the plants could pollute the soil and groundwater. Therefore, the purpose of this study aimed to explore the impact of cow wastewater after anaerobic treatment (irrigation water) on the soil properties and groundwater quality after irrigation on the Pangolagrass pasture. The present study was carried out between 2015 and 2017. The dairy wastewater was irrigated on the Pangolagrass pasture in the area of 34.88 hectares. The irrigation areas were divided into three areas (A10, A13, and A14) by the type of topography, and each of the areas was irrigated once by the irrigation tank truck monthly in turn, namely each area was irrigated once every three months. The irrigation volume was determined by the nitrogen requirement of Pangolagrass and the concentration of total nitrogen in irrigation water. During the experimental period, the change of composition in irrigation water was analyzed with the collection of soils in each area and groundwater in upstream and downstream collected monthly. The data of soil and groundwater in 2014 were adopted as the background values to comprehend the changes in all compositions. The results showed that the total nitrogen of the irrigation water was about 721 mg/L during the irrigation period. In soil, the electrical conductivity (EC) in A10, A13, and A14 during the irrigation period were about 135, 117, and 206  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectively (background values were 152, 171, and 192  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectively). The contents of total copper in three areas were 6.86, 5.92, and 8.25 mg/kg, respectively (background values were 6.16, 5.59, and 5.11 mg/kg, respectively). The contents of total zinc in three areas were 38.1, 25.4, and 38.8 mg/kg, respectively (background values were 25.0, 24.0, and 21.9 mg/kg, respectively). With regards to groundwater, the concentrations of ammonium nitrogen ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) and nitrate nitrogen ( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) were 0.61 mg/L (background value was 0.68 mg/L) and 0.12 mg/L (background value was 0.14 mg/L), respectively. In summary, the results showed that after three years of monitoring, the irrigation of cow wastewater after anaerobic treatment in this study did not significantly change the soil properties and groundwater quality on Pangolagrass pasture. However, the impact by long-term irrigation merits further monitoring and evaluation.

Key words: Dairy wastewater, Anaerobic fermentation, Soil, Groundwater.

(1) Contribution No. 2693 from Livestock Research Institute, Council of Agriculture, Executive Yuan.

(2) Livestock Management Division, COA-LRI, Tainan 71246, Taiwan, R. O. C.

(3) Agriculture Department, Nantou County Government, Nantou 54001, Taiwan, R. O. C.

(4) Corresponding author, E-mail: hjlee@mail.tlri.gov.tw.