台灣農業研究 (J. Taiwan Agric. Res.) 74(3):303–316 (2025)
https://doi.org/10.6156/JTAR.202509_74(3).0008

研究報告

長期施用養豬廢水對水稻生產與土壤性質之影響

吳錫家[1] 劉嘉仁[2] 施雅惠[3] 林旻頡[3] 廖崇億[4] 陳琦玲[5,*]

摘要

吳錫家、劉嘉仁、施雅惠、林旻頡、廖崇億、陳琦玲。2025。長期施用養豬廢水對水稻生產與土壤性質之影響。台灣農業研究 74(3):303–316。

我國自 2011 年起開放申請畜牧廢水農地再利用，但尚未知長期施用下對作物生產與土壤環境的影響。本研究經過 19 年 (2004–2023 年) 長期監測結果，比較施用等量氮、磷、鉀肥分之化肥與養豬廢水對農地與產量之影響，顯示農地長期施灌養豬廢水對土壤 pH 與電導度 (electrical conductivity; EC) 的變化及作物產量沒有顯著差異，但土壤有機質含量會逐漸增加。廢水中銅的主要累積在土壤中，相較試驗前約增加 6 mg kg^{-1}，鋅的累積則在稻稈中。依質量平衡原則，以食用作物農地土壤污染監測標準值之 85% 為上限，計算土地使用年限，顯示若畜牧廢水中氮/銅與氮/鋅之比例超過 180 與 360，則可使土地使用年限超過 100 年以上，但仍建議藉由減少飼料中銅鋅的添加，以延長可施用於農地之年限。經由健康危害商數評估結果顯示，食用經長期施灌養豬廢水造成銅、鋅累積之稻穀，不致對人體造成危害。

關鍵詞：銅、鋅、農地再利用、水稻。

前言

根據農業部 2023 年糧食供需年報統計 (https://agrstat.moa.gov.tw/sdweb/public/book/book.aspx)，全臺豬、牛在養頭數分別為 531.9 萬頭、15.6 萬頭，產生之廢水相當可觀。為達到排放標準，畜牧業者藉由 3 段式處理廢水，其過程既耗能源又損失可用資源，且所費不貲。在歐美國家，長期以來禽畜糞尿被直接作為肥料施用於農田，並未造成公共衛生或環保等問題，農業部農業試驗所 (簡稱農試所) 遂依據廢棄物清理法規，於 2009–2011 年間進行『養豬廢水農地再利用試驗計畫』，評估結果如下：(1) 無論以注入式、噴撒式或隨灌溉水溝灌施肥，其周界異味濃度均在固定污染源空氣污染物排放標準之內，(2) 試驗期間並未發現人畜共通傳染病源或寄生蟲散播問題，(3) 試驗監測期間並未發現地下水受到氮素與銅及鋅污染的現象，(4) 試驗期間土壤特性變化未達顯著差異，但依據銅、鋅質量平衡計算可知畜牧廢水中銅或鋅會在土壤逐漸累積。

基於前述試驗結果，自 2011 年起，農業部依『農業事業廢棄物再利用管理辦法』，開放畜牧廢水再利用個案許可申請，允許在條件管理下多元化再利用畜牧廢水，但若土壤與地下水測值超過食用作物農地土壤監測標準限值之 85%，以及地下水氨氮濃度第二類地下水污染監測標準，則須停止灌溉。環境部亦於 2015 年修訂公告『水污染防治措施及檢測申報管理辦法』第 70 條規定，使畜牧糞尿經厭氧發酵後產生之沼液與沼渣亦可申請施灌於農地，作為農地肥分利用。

投稿日期：2025 年 1 月 9 日；接受日期：2025 年 5 月 26 日。
* 通訊作者：chiling@tari.gov.tw
[1] 農業部農業試驗所農業技術轉譯中心研究員兼主任。臺灣 臺中市。
[2] 農業部農業試驗所農業技術轉譯中心助理研究員。臺灣 臺中市。
[3] 農業部農業試驗所農化組計畫助理。臺灣 臺中市。
[4] 農業部臺中區農業改良場作物環境科助理研究員。臺灣 彰化縣。
[5] 農業部農業試驗所農業化學組研究員。臺灣 臺中市。

然而，施灌畜牧廢水仍存在銅、鋅累積的風險。本研究係基於 19 年 (2004–2023 年) 試驗數據，瞭解連續施灌畜牧廢水後與停灌後對土壤之變化，並根據稻穀中銅、鋅含量，進行健康風險評估，評析是否會對人體健康構成危害。

材料與方法

試驗設計

試驗地點位於農試所 85 號試驗田 (85 號田)，面積 0.5 ha，為砂頁岩與粘板岩混合之非石灰性沖積土，土系為社腳系，質地為壤土。試驗共分成 3 種處理：(1) 不施肥之對照組 (control check; CK)、(2) 施用化肥處理 (chemical fertilizer) 及 (3) 施用糞肥處理 (manure)。水稻品種為「台農 71 號」(*Oryza sativa* ssp. *japonica*., cultivar 'TNG71')，每年進行 2 期作，單期作施肥量為 N：P_2O_5：K_2O = 120：90：85 kg ha^{-1}。

試驗自 2004 年 8 月開始進行至 2023 年 10 月，共 19 年。其中糞肥處理區自 2017 年起改為施用化肥，以觀察停止施用養豬廢水後土壤及水稻之銅、鋅含量變化。

糞肥處理係依據養豬廢水中含氮量，估算單一期作所需氮量需要施用之廢水總量作基肥施用，化肥處理則以『台肥 39 號』複合肥料與硫酸銨施用等效氮量，並於 2 種處理中分別補充過磷酸鈣與氯化鉀，使處理間氮、磷及鉀投入量一致。

於各期作水稻收穫前，每個處理區以逢機採樣方式進行 5 重複點坪割 (10 欉 × 10 欉) 調查產量，每個採樣重複點採集 1 欉水稻與 1 處土壤樣本 (採樣深度：0–15 cm; 15–30 cm) 進行植體元素與土壤特性分析。

畜牧廢水種類與成分分析

國內常見養豬畜舍形式可分成 2 類，分別為平面畜舍與高床畜舍，會因管理方式與冬夏季用水量的不同，導致其廢水中肥分含量差異相當大，因此需藉分析其肥分才能概估施用量。本試驗以高床式養豬畜舍廢水進行施灌，其成分特性如表 1 所示，於每期作施灌前進行分析。分析項目包含酸鹼值 (pH)、電導度 (electrical conductivity; EC)、土壤有機質 (soil organic matter; SOM)、銨態氮 (NH_4^+-N) 與硝酸態氮 (NO_3^--N) 與銅、鋅、鎳、鉻、鎘及鉛含量。分析方法如下：(1) pH：以玻璃電極法測定 (NERA 2019)。(2) EC：以電導度計法測定 (NERA 2023)。(3) SOM：以『豬糞尿灰化分析方法』(Chen *et al*. 2010) 灰化，依灰化後減少量計算 SOM 含量。(4) NH_4^+-N 和 NO_3^--N：以靛酚比色法測定氨氮 (NERA 2020)，以鎘還原法測定硝酸鹽氮 (NERA 2015)。(5) 銅、鋅、鎳、鉻、鎘及鉛：以『豬糞尿灰化分析方法』(Chen *et al*. 2010) 灰化，再以 2N HCl (hydrochloric acid) 洗出灰分與定量後，以感應耦合電漿質譜儀 (Agilent 7500C, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA) 測定 (NERA 2013)。

土壤與植體分析

土壤樣本風乾後磨碎，並通過 2 mm 篩網，以分析 pH 與 EC；通過 0.5 mm 篩網之土壤樣本，用以分析 SOM、銅、鋅、鎳、鉻、鎘及鉛含量。試驗前表土 (0–15 cm) 分析結果如表 2 所示，分析方法如下：(1) pH：以『土壤 pH 值測定方法–電極法 (S410.62C)』測定 (NERA 2008)。(2) EC：土壤樣品以土水比 1：5 之比例，以電導度計法測定 (Rhoades 1982)。

表 1. 供試高床式畜舍養豬廢水特性。

Table 1. Characteristics of pig wastewater in high-bed type of livestock.

Item	Water content (%)	pH	EC^z (dS m^{-1})	OM^z (%)	N (%)	P (%)	K (%)
Average	96	7.8	25	3.5	0.40	0.12	0.22
Range	91–99	7.4–8.3	10–36	1.1–8.3	0.22–0.87	0.01–0.22	0.09–0.35

表 1. 供試高床式畜舍養豬廢水特性。(續)

Table 1. Characteristics of pig wastewater in high-bed type of livestock. (continued)

Item	Cu (mg kg^{-1})	Zn (mg kg^{-1})	Ni (mg kg^{-1})	Cr (mg kg^{-1})	Cd (mg kg^{-1})	Pb (mg kg^{-1})	As (mg kg^{-1})
Average	24.30	63.20	0.55	0.39	0.02	0.14	0.16
Range	2.08–100.00	4.13–212.00	0.15–1.10	0.07–1.00	0.01–0.08	0.01–1.20	0.01–0.80

[z] EC: electrical conductivity; OM: organic matter.

表 2. 試驗前表土 (0–15 cm) 基本特性。

Table 2. Basic characteristics of initial topsoil (0–15 cm).

Soil series	pH	EC[z] (μS cm^{-1})	OM[z] (%)	Texture	Cu (mg kg^{-1})	Zn (mg kg^{-1})	Ni (mg kg^{-1})	Cr (mg kg^{-1})	Cd (mg kg^{-1})	Pb (mg kg^{-1})
Shejiao series	5.4	59	2.03	Loam Sand (%) = 45 Silt (%) = 38 Clay (%) = 16	15.3	86.3	24.3	35.1	0.21	29.4

[z] EC: electrical conductivity; OM: organic matter.

(3) SOM：『土壤有機質測定方法 – 燃燒/紅外線測定法 (TARI S201.1B)』(TARI 2013)。(4) 銅、鋅、鎳、鉻、鎘及鉛含量：『土壤重金屬檢測方法 – 微波輔助王水消化法』(NERA 2018) 消化後，以感應耦合電漿質譜儀 (Ultima 2C, Horiba Jobin Yvon, Irvine, CA, USA) 測定 (NERA 2013)。

水稻於收穫後分為稻穀與稻稈，分別秤量濕種，並於 60℃烘乾後分別磨碎、過篩 (2 mm)，分析植體元素，包含銅、鋅、鎳、鉻、鎘及鉛含量，分析方法參考『植體巨量元素與微量元素測定 – 灰化法』，植物樣品經高溫灼燒，除盡水分與 SOM 後，以稀鹽酸加熱溶解、過濾與稀釋後，以感應耦合電漿質譜儀 (Agilent 7500C, Agilent Technologies, Santa Clara, CA, USA) 測定 (NERA 2013)。

健康危害商數 (hazard quotient; HQ)

本研究使用非致癌風險進行計算 HQ，其計算方法如下：

$$HQ = DIM/RFD$$

DIM (daily intake of metals; DIM)：每日金屬攝取量；

RFD (oral reference dose; RFD)：食入參考劑量。

$$DIM = C_{metal} \times C_{factor} \times D_{food\ intake}/B_{average\ weight}$$

C_{metal}：表示稻穀金屬濃度；

C_{factor}：表示溼穀至乾穀重量比例，0.85；

$D_{food\ intake}$：表示稻穀攝取量，依據農業部糧食供需年報，臺灣每人每年食米量為 45.6 kg (https://agrstat.moa.gov.tw/sdweb/public/book/Book.aspx)；

$B_{average\ weight}$：表示食用人體重，依據衛福部統計處報告全臺 19–64 歲平均體重為 64 kg (政府資料開放平臺，https://data.gov.tw/dataset/8492)；

RFD：依據美國環境保護署規範各金屬食入參考劑量 (US-EPA IRIS 2006)。

結果與討論

畜牧廢水於不同畜舍及不同季節肥分變化

收集臺中、雲林、臺南共 21 家平面式養豬畜舍經固液分離後之廢水，pH 值範圍介於 6.4–8.8，經分析氮含量平均為 0.11 (0.06–0.24)%，銅含量平均為 2.44 (0.44–5.53) mg kg^{-1}，鋅含量平均為 15.1 (0.8–43.5) mg kg^{-1}。而本研究使用之高床式養豬畜舍經固液分離後之廢水 pH 值範圍介於 7.4–8.3，為中性至微鹼性的溶液性質，廢水氮含量平均為 0.40 (0.22–0.97)%，

銅含量平均為 24.3 (1.11–34.6) mg kg^{-1}，鋅含量平均為 63.2 (4.10–82.8) mg kg^{-1}。相較於平面式養豬廢水，氮濃度相對較高，且變異大；鉀濃度相對較低，而變異小，故氮/鉀比例高，若農地施用高床式養豬廢水以栽培鉀肥需求較高的作物，易有鉀肥不足之問題，因此需額外補充其他鉀肥。以雖然氮與磷平均濃度分別為 0.40 與 0.13%，但養豬廢水中氮與磷濃度會隨著季節有明顯的變化 (圖 1)，可以看出冬季之氮與磷濃度高，氮濃度可高達約 0.59%，冬季平均值約為 0.50%，其他季節平均值約為 0.32%；磷最高濃度約為 0.25%，冬季平均值約為 0.15%，其他季節約為 0.10%；鉀則沒有隨著季節而有明顯的變化，濃度平均大約為 0.22%。

不同處理對水稻產量之影響

藉由坪割後稻穀乾重計算 3 種處理各年度各期作產量比值 (yield ratio)，結果顯示糞肥處理相較於化肥處理彼此間產量無顯著差異 (圖 2)，平均比值為 97.1，糞肥處理較化肥處理之水稻產量減少約 2.5%；而化肥處理與糞肥處理相較於對照組，平均比值分別為 200 與 195。

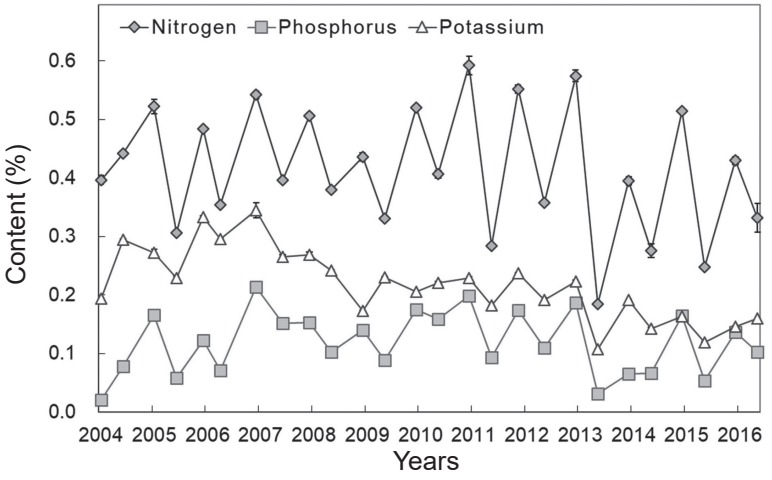


圖 1. 高床式畜舍養豬廢水氮、磷、鉀濃度季節變化。

Fig. 1. Seasonal changes of nitrogen, phosphorus and potassium concentrations in pig wastewater in high-bed type of livestock.

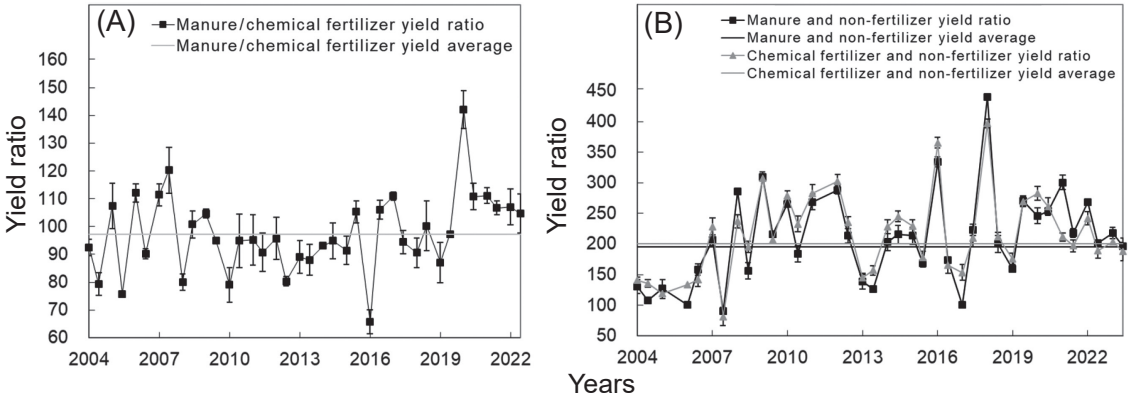


圖 2. 各年度水稻施用糞肥、化肥與不施肥處理間產量比值 (A) 糞肥/化肥產量比值、(B) 糞肥/對照與化肥/對照產量比值。

Fig. 2. The ratio of the rice yield between manure, chemical fertilizer and non-fertilizer in each year: (A) manure/chemical fertilizer yield ratio; (B) manure and chemical fertilizer/non-fertilizer yield ratio.

不同施肥處理長期施用對土壤特性變化

經過長期施用後，不論在表土 (0–15 cm) 或底土 (15–30 cm)，糞肥處理之土壤 pH 值均會提高 (圖 3)，此結果與 Rosa *et al*. (2017) 研究結果相似；化肥處理長期施用後，不論表土或底土，其 pH 值均有略微上升之趨勢；對照組處理於試驗期間，不論表土或底土，其 pH 值均大幅提高。三種不同處理均導致土壤 pH 上升主要可能與灌溉水淹灌水稻有關，圖 4 為農試所灌溉水不同時期之 pH 值，其平均值為 7.9 (6.0–9.1)，雖然長期施用化肥會造成土壤酸化、施用畜牧廢水提高之 SOM 分解後產生之有機酸等均會導致 pH 下降，但在長期高 pH 值之灌溉水淹灌下，pH 值會逐漸增加。畜牧廢水平均 pH 值雖高於原來土壤 pH 值，但糞肥處理區與化肥處理區之土壤 pH 值並無顯著差異，反而對照區的土壤 pH 值明顯高於兩個處理區，這可能與對照區之作物生長趨勢與產量遠低於處理區，導致田區鹽分未被植物吸收而使土壤 pH 與 EC 值高於處理區。而各區在經過 3–4 年試驗處理管理後，該管理系統已達平衡。

依據研究指出，EC 大於 0.85 dS m^{-1}，則對大部分的作物生長造成影響 (中興大學機構典藏，https://ir.lib.nchu.edu.tw/handle/11455/84145)。本試驗進行至今 (2023 年)，結果顯示 3 種不同處理之表土 EC 值最高不超過 0.25 dS m^{-1}、底土最高不超過 0.15 dS m^{-1}，表示三種處理之水稻均未受到鹽害影響，且施用養豬廢水的 EC 值甚至低於施用化肥，其結果與先期研究 (Chen *et al*. 2010) 相似，顯示土壤合理施用養豬廢水後，並無明顯鹽分累積情形。

三種不同處理之 SOM 含量呈現不同變化，施用化肥處理與糞肥處理之 SOM 含量逐漸上升，分別為 0.14 與 0.6%，而對照組處理之 SOM 含量則逐漸下降，兩者間之差異主要與水稻產量與作物殘體有關，試驗期間每期作整地時會犁入上期作殘留之植物殘體，並經微生物的作用分解與土壤混合後增加 SOM，而水稻殘體與水稻產量占比約為 1 : 1，因此在水稻產量對照組 < 施用畜牧廢水處理 ≒ 施用化肥處理之條件下，對照組之 SOM 含量 < 施用畜牧廢水處理與施用化肥處理 SOM 含量。另外畜牧廢水本身富含豐富之有機物質，因此相較於化肥施用，能提供土壤更多之有機物質而提高 SOM 含量，此結果與 Chen *et al*. (2004) 及 Lucas *et al*. (2013) 長期施灌畜牧廢水會增加 SOM 含量相符，雖然各試驗之施用量不同，但施用含 SOM 之畜牧糞尿水都會增加不同程度之 SOM 含量。

本試驗長期施用養豬廢水相對於試驗前，土壤 pH、EC 及 SOM 均有提高之現象，但提高幅度不高。由此可知長期施灌養豬廢水對土壤 pH 與 EC 的變化影響不大，但持續增加的 SOM 有助於提高土壤肥力與改善土壤物理性質。

不同處理對土壤與植體銅、鋅累積影響

施用糞肥處理

養豬業者為了提高飼料效率與豬隻健康，常在飼料添加銅、鋅 (Takada 2005; Suzuki *et al*. 2010)。添加銅為促進生長，且可作為腸道抗菌劑的低成本的方法 (Rosen & Roberts 1996)，剛斷奶的小豬以高鋅含量食物餵養，可減輕腹瀉情形 (Holm 1990; Hill *et al*. 2000; Hu *et al*. 2013)。銅與鋅是參與代謝反應的兩種微量元素，且是動物體中許多酵素與分子組成之重要因子 (Karoline & Hanne 2017)。然而，動物對飼料中銅鋅卻只能吸收 10–20%，大約 80–90% 的銅鋅皆被排泄至糞尿中 (Takada 2005; Suzuki *et al*. 2010)。因此長期施用養豬廢水容易造成土壤銅、鋅累積 (Aldrich *et al*. 2002; Lucas *et al*. 2013)。

試驗結果中發現廢水中銅主要累積在表土，而鋅、鎳、鉻、鎘及鉛主要累積在稻稈 (圖 5 至圖 7)，故糞肥處理中土壤銅的含量隨著每年廢水的施灌而有逐漸上升之趨勢。自 2004 年施用養豬廢水至 2016 年間，土壤銅含量與對照區、化肥處理區具有顯著差異，相較試驗前約增加 6 mg kg^{-1}；土壤鋅含量與化肥處理區具有顯著差異，相較試驗前約減少 2 mg kg^{-1}；土壤鎳含量各組間皆有顯著差異，相較試驗前約增加 0.24 mg kg^{-1}。停灌養豬廢水後改以化肥施用 (2017–2023 年)，施用糞肥處理區土壤銅含量約下降 0.3 mg kg^{-1}，鋅含量下降 5 mg kg^{-1}，

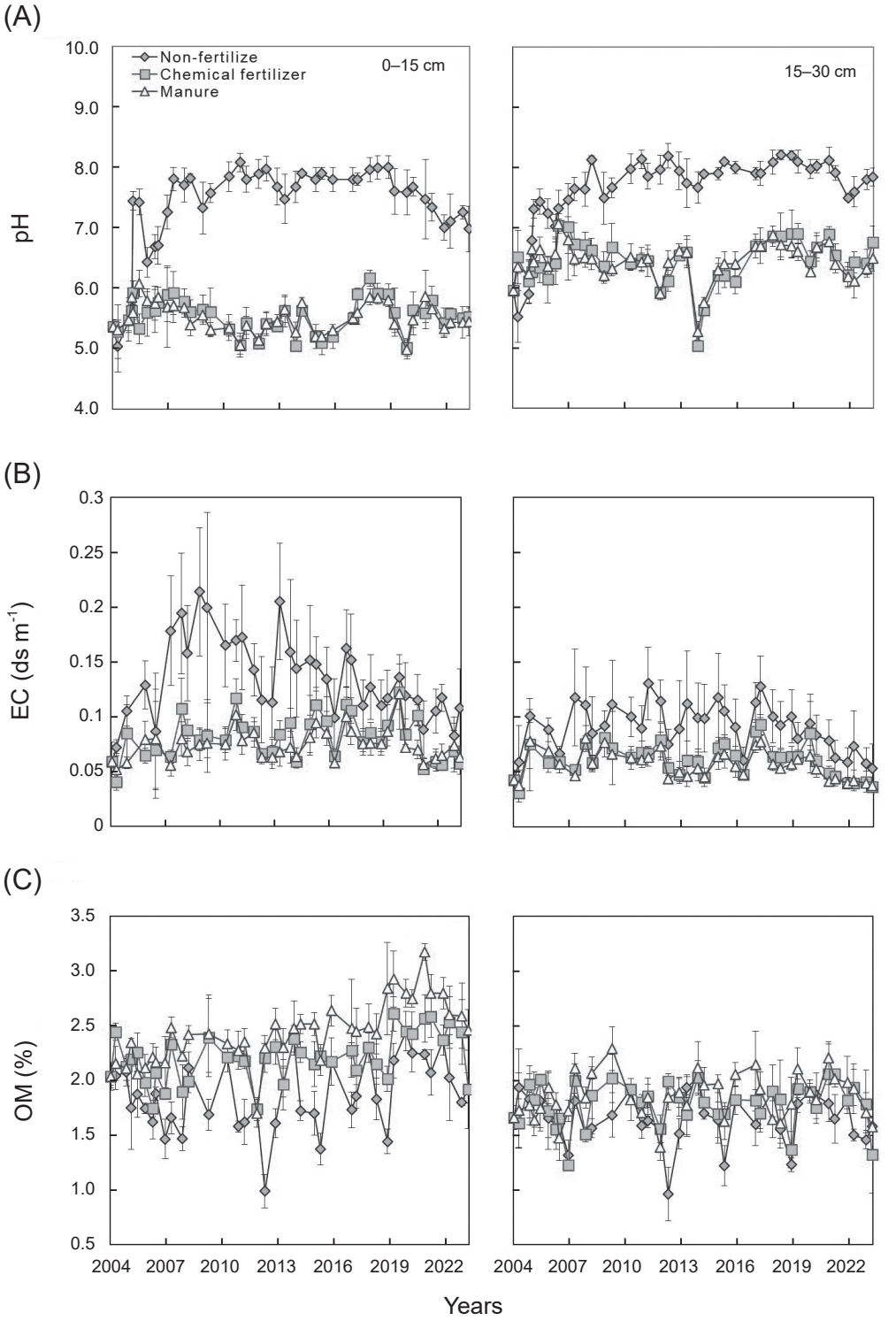


圖3. 施用糞肥、化肥與不施肥處理土壤於表土 (0–15 cm) 與底土 (15–30 cm) (A) pH、(B) EC 及 (C) OM 變化。

Fig. 3. The changes of (A) pH; (B) electrical conductivity (EC); and (C) organic matter (OM) by application of manure, chemical fertilizer and non-fertilizer treatment in topsoil and subsoil.

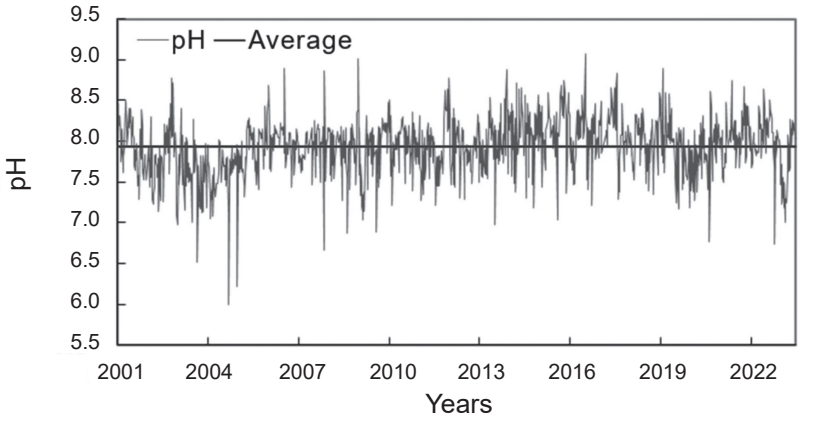


圖 4. 歷年農試所灌溉水 pH 值。

Fig. 4. The pH value of irrigation water in Taiwan Agricultural Research Institute (TARI) in each year.

土壤鎳含量相較試驗前約減少 1.28 mg kg^{-1}，顯示改以化肥施用可降低因施用畜牧廢水造成之重金屬在土壤中的累積。因此，長期施用廢水若土壤銅、鋅達到限值時，即食用作物農地土壤監測標準限值之 85% 時，應停止施灌，預期藉由自然土壤淋洗以及作物殘體移除，土壤銅、鋅含量會逐年下限。然停灌養豬廢水 7 年期間，土壤銅、鋅、鎳及化肥處理區仍具顯著差異，表示地力尚未恢復。

水稻重金屬含量與土壤中重金屬含量之比值

水稻 (稻穀與稻稈) 重金屬含量與其土壤中相對應重金屬含量的比值，可用以評估水稻自土壤中吸收重金屬的能力。比值越高，代表水稻對該重金屬的吸收能力越強。由表 3 結果可知，水稻對鎘的吸收能力最高，其中施用糞肥處理組的鎘比值達 1.99；其次為鋅，其比值為 0.53；而吸收能力最低的為鉛，其比值僅為 0.02。此結果顯示水稻對鎘與鋅具有較高的吸收潛勢，而鉛則較不易被吸收。上述觀察與 Kabata-Pendias & Pendias (1992) 及 Yeh (2002) 的研究結果一致。

長期施用畜牧廢水對土壤使用年限計算

依據質量平衡原則，可估算銅、鋅、鎳、鉻、鎘、鉛、砷在土壤中的累積。以本研究為例，養豬廢水氮含量為 0.4% (表 1)，若以環境部土壤氮處理上限 (400 kg N ha^{-1} yr^{-1})，則每年可施用最大量為 100 Mg ha^{-1} yr^{-1}，即每年銅、鋅、鎳、鉻、鎘、鉛及砷投入量為 2.4、6.3、0.06、0.04、0.002、0.01 及 0.02 kg ha^{-1} yr^{-1}。以表土重量 2,000 Mg ha^{-1} 計算，則每年銅、鋅、鎳、鉻、鎘、鉛及砷增加量為 1.2、3.0、0.0137、0.0045、0.0004、0.0064 及 0.0078 mg kg^{-1}，將施用造成的重金屬投入量扣除移除量 (以稻穀中銅、鋅、鎳、鉻、鎘、鉛及砷含量與收穫量計算) 與土壤銅、鋅、鎳、鉻、鎘、鉛及砷背景含量 (15、86、24、35、0.21、29 及 8.23 mg kg^{-1}) 計算，以土壤停灌基準之 85% 為限值 (102、221、111、149、2.1、255 及 25.5 mg kg^{-1})，土壤可使用年限為 77 (銅)、45 (鋅)、6,350 (鎳)、25,333 (鉻)、4,725 (鎘)、35,313 (鉛) 及 2,208 (砷) (表 4)，從表 4 中可知，銅與鋅為影響農地再利用之重要因子，因此以畜牧廢水施灌農地，需要監測土壤銅與鋅的累積。另經由上述案例計算發現，氮/銅與氮/鋅之比例需超過 180 與 360，可使土地銅使用年限超過 100 年以上，鋅使用年限超過 300 年以上，建議調降飼料中銅鋅的添加以增進土地使用年限。

依質量平衡概估，廢水中銅、鋅平均含量 23.9、63.1 mg L^{-1}，每年土壤銅、鋅增加量分別約為 0.94、2.2 mg kg^{-1}，預期 13 年之土壤銅、鋅累積量分別約為 12.2、29 mg kg^{-1}，但實際施用後，土壤銅、鋅含量實際量測值小於預估值，此為試驗土壤濃度分布不均與每年

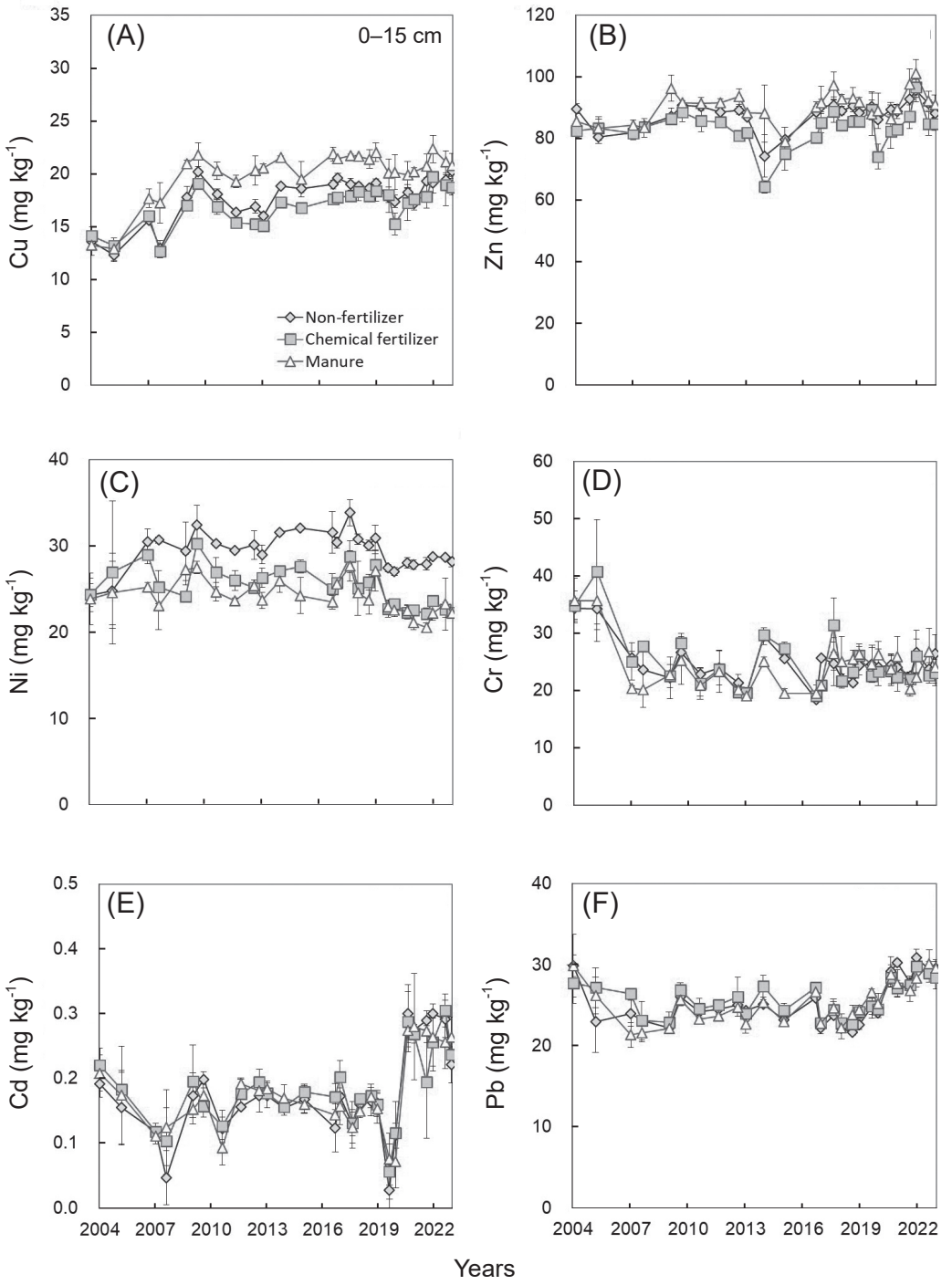


圖 5. 施用糞肥、化肥及不施肥處理之表土 (0–15 cm) 重金屬含量變化 (A) 銅、(B) 鋅、(C) 鎳、(D) 鉻、(E) 鎘及 (F) 鉛。

Fig. 5. The changes of (A) Cu; (B) Zn; (C) Ni; (D) Cr; (E) Cd; and (F) Pb by application of manure, chemical fertilizer and non-fertilizer treatment in topsoil.

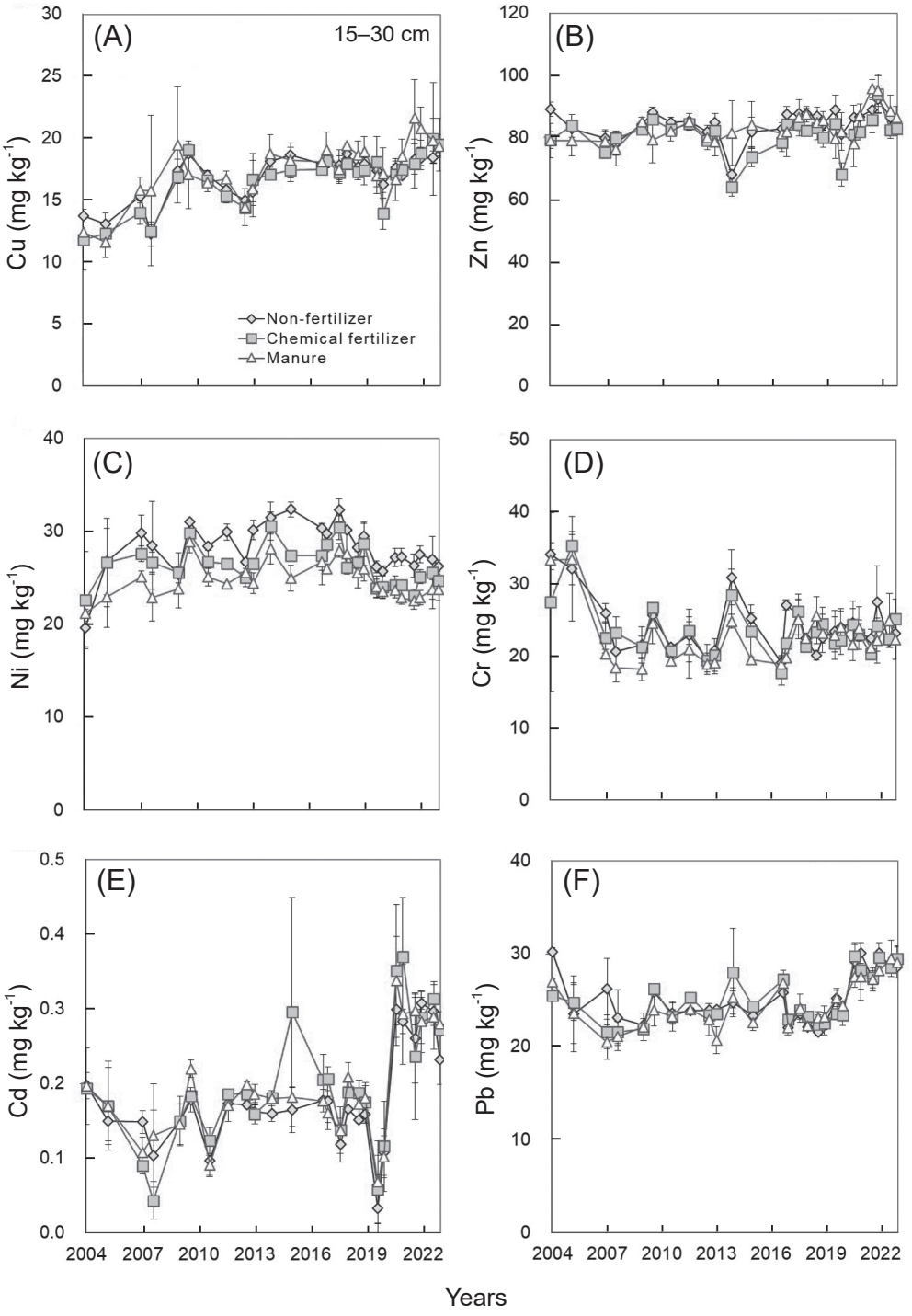


圖 6. 施用糞肥、化肥及不施肥處理之底土 (15–30cm) 重金屬含量變化 (A) 銅、(B) 鋅、(C) 鎳、(D) 鉻、(E) 鎘及 (F) 鉛。

Fig. 6. The changes of (A) Cu; (B) Zn; (C) Ni; (D) Cr; (E) Cd; and (F) Pb by application of manure, chemical fertilizer and non-fertilizer treatment in subsoil.

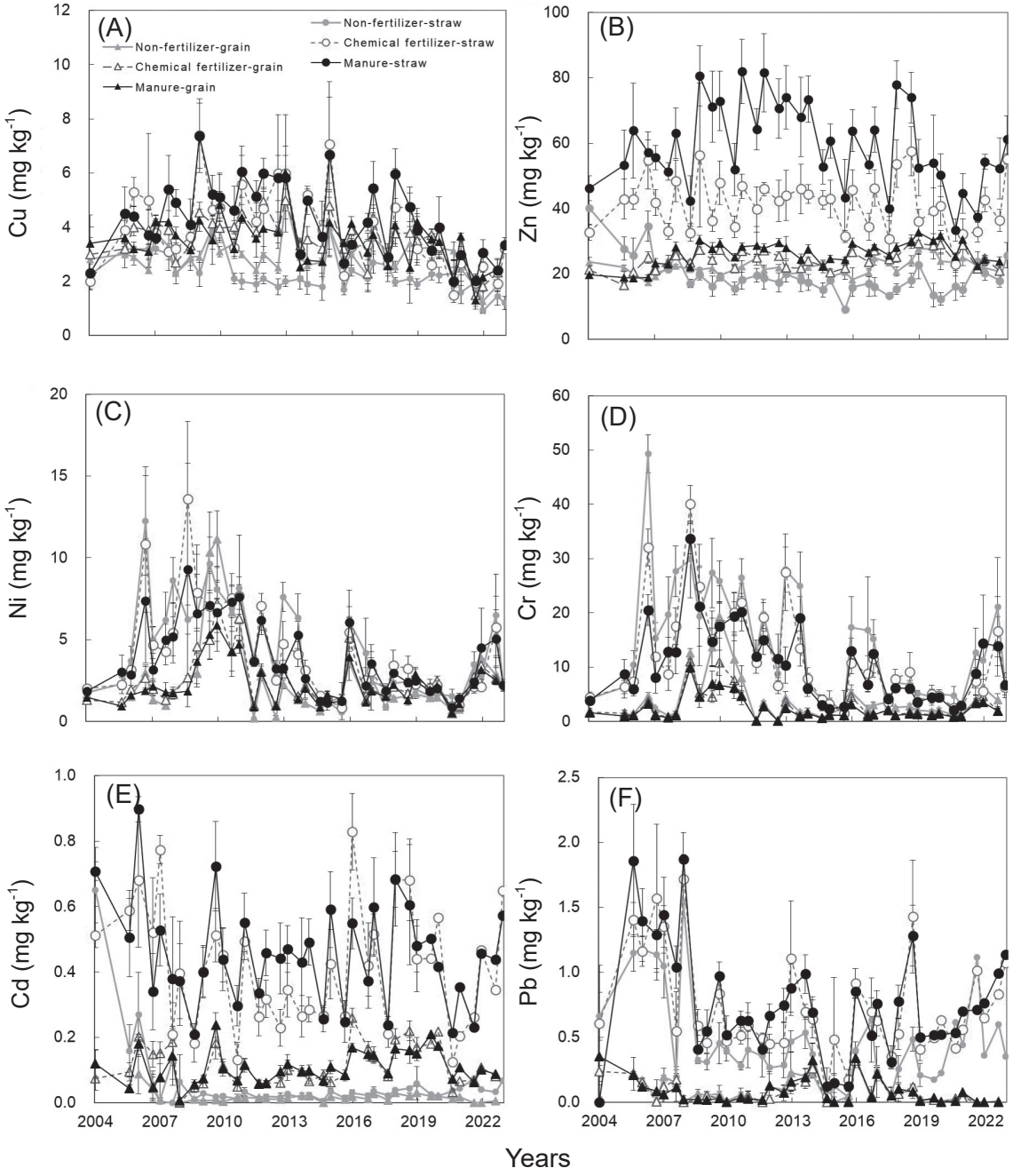


圖 7. 施用糞肥、化肥及不施肥處理之水稻植體重金屬含量變化 (A) 銅、(B) 鋅、(C) 鎳、(D) 鉻、(E) 鎘及 (F) 鉛。

Fig. 7. The changes of (A) Cu; (B) Zn; (C) Ni; (D) Cr; (E) Cd; and (F) Pb by application of manure, chemical fertilizer and non-fertilizer treatment in paddy rice.

表 3. 水稻植體重金屬與土壤重金屬含量之比值。

Table 3. The ratio of paddy rice and soil in heavy metals content.

Item	Cu	Zn	Ni	Cr	Cd	Pb
Paddy rice/soil- Non fertilizer	0.19	0.25	0.13	0.39	0.42	0.02
Paddy rice/soil- Chemical fertilizer	0.29	0.40	0.13	0.32	1.68	0.02
Paddy rice/soil- Manure	0.26	0.53	0.13	0.30	1.99	0.02

表 4. 養豬廢水農地再利用可使用年限估算。

Table 4. Estimated limits of different heavy metals for farmland reuse with pig wastewater.

Metals	Concentration (mg L^{-1})	Dosage[z] (Mg ha^{-1} yr^{-1})	Applied metal dosage (kg ha^{-1} yr^{-1})	Removal amount (kg ha^{-1} yr^{-1})	Increasing amount[y] (mg L^{-1})	Content in soil (mg L^{-1})	Monitoring criteria[x] (mg L^{-1})	The useful life (Years) (yr)
Pig wastewater in high-bed type of livestock (N = 0.4%)								
Cu	24	100	2.40	0.048	1.2	15	102	77
Zn	63	100	6.30	0.3	3.0	86	221	45
Ni	0.55	100	0.06	0.0276	0.0137	24	111	6,350
Cr	0.39	100	0.04	0.03	0.0045	35	149	25,333
Cd	0.02	100	0.002	0.0012	0.0004	0.21	2.1	4,725
Pb	0.14	100	0.01	0.0012	0.0064	29	255	35,313
As	0.16	100	0.02	0.00036	0.0078	8.23	25.5	2,208

[z] Calculated based on the soil treatment upper limit set by the Environmental Protection Agency (EPA) (400 kg ha^{-1} yr^{-1}).
[y] The average concentrations of copper, zinc, nickel, chromium, cadmium, lead, and arsenic in rice grains are 4, 25, 2.3, 2.5, 0.1, 0.1, and 0.03 mg ha^{-1}, respectively, calculating the crop uptake based on a yield of 6,000 kg ha^{-1} per cropping season.
[x] 85% of the limit value for heavy metal monitoring standards in edible crop soils.

施用廢水中之銅與鋅含量不同導致，在未考量植體吸收之銅鋅，每年土壤增加之銅鋅速率與 Novak *et al*. (2004) 結果相似。

健康危害商數 (HQ)

土壤中所含有毒重金屬可藉由食用受污染之食物、水或粉塵進入人體中 (Cambra *et al*. 1999)，在受污染土地上種植的蔬菜可能會累積有毒金屬，長時間食用受污染的食物可能導致人類肝臟和腎臟中有毒金屬的不斷積累，從而導致生化過程受到干擾，例如肝臟，腎臟，心血管，神經及骨骼疾病等 (WHO 1992; Järup 2003)。據估算，超過 70% 以上之鎘攝入量是通過食物鏈提供的 (Wagner 1993)。本研究為瞭解試驗生產之稻穀銅、鋅含量經食用後是否對人體有害，因此以 HQ 進行評估。

因我國僅規範食米中鎘、汞及鉛含量 (HPA, MOHW 2018)，並未規範食入參考劑量，因此依據美國環境保護署規範銅、鋅、鎳、鉻、鎘及鉛食入參考劑量分別為 0.04、0.3、0.02、1.5、0.001 及 0.004 mg kg bw^{-1} d^{-1} (US-EPA IRIS 2006) 進行計算。2018 年臺灣每人每年食米量為 45.6 kg (農業統計年報，https://agrstat.moa.gov.tw/sdweb/public/book/Book.aspx)，以稻穀製成白米約損失 30% 計算，每人每日稻穀食用量為 0.18 kg d^{-1}。依據衛福部統計處臺灣各地區層 19–64 歲成人身高、體重及身體質量指數 (body mass index; BMI) 平均值，全臺 19–64 歲平均體重為 64 kg。經計算 3 處理中銅、鋅、鎳、鉻、鎘及鉛最大濃度攝取量分別為 0.009、0.06、0.007、0.01、0.0003 及 0.0003 mg kg bw^{-1} d^{-1}；銅、鋅、鎳、鉻、鎘及鉛 HQ 分別為 0.225、0.2、0.35、0.007、0.3 及 0.075，所有重金屬 HQ 均小於 1，表示稻穀中之銅、鋅含量對人體影響程度低。

結論

從長期監測數據顯示，農地長期施灌養豬廢水對土壤 pH 與 EC 的變化影響不大，但持續增加的 SOM 有助於提高土壤肥力與改善土壤物理性質。廢水中銅的主要累積在土壤中，鋅的主要累積在稻稈中；累積於稻稈之鋅，隨收穫後稻稈回田，再被下期水稻吸收，建議可移除水稻殘體，避免土壤中鋅累積。由植體重金屬與土壤重金屬含量之比值可知鎘與鋅容易從土壤中被水稻吸收，因此需注意作物鎘與鋅之累積。依質量平衡原則計算土地使用年限可知氮/銅與氮/鋅之比例需超過 180 與 360，可使土地使用年限超過 100 年以上。另建議減少飼料中銅鋅的添加，以延長可施用於農地之年限。經由 HQ 評估結果顯示，食用經長期施灌養豬廢水造成銅、鋅累積之稻穀，不致對人體造成危害。

誌謝

本研究廢水與土壤部分分析項目係委託本所農業化學組分析與資訊服務研究室進行分析，特此致謝。

引用文獻

Aldrich, A. P., D. Kistler, and L. Sigg. 2002. Speciation of Cu and Zn in drainage water from agricultural soils. Environ. Sci. Technol. 36:4824–4830. doi:10.1021/es025813x

Cambra, K., T. Martínez, A. Urzelai, and E. Alonso. 1999. Risk analysis of a farm area near a lead- and cadmium-contaminated industrial site. J. Soil Contam. 8:527–540. doi:10.1080/10588339991339450

Chen, C. L., Y. G. Fan, J. L. Zhu, and C. Y. Liao. 2010. Accumulation of copper and zinc from pig manure fertilizer in soil and feed regulation. p.246–255. *in*: Proceedings of the 5th Cross-Strait Conference on Soil and Groundwater Pollution and Remediation. October 25–26, 2010. Taipei, Taiwan. National Taiwan University. Taipei, Taiwan. (in Chinese)

Chen, Z. S., C. C. Tsai, P. T. Wu, C. Y. Lin, C. H. Hsieh, C. M. Huang, ... S. P. Ho. 2004. The effect of applying treated swine wastewater on the soil quality, productivity and quality of sugarcane and pangolagrass. J. Taiwan Livestock Res. 37:105–119. (in Chinese with English abstract)

Health Promotion Administration, Ministry of Health and Welfare (HPA, MOHW). 2018. Sanitation Standard for Contaminants and Toxins in Food. Laws & Regulations Database of the Republic of China. https://law.moj.gov.tw/ENG/LawClass/LawAll.aspx?pcode=L0040138 (visit on 4/23/2019) (in Chinese)

Hill, G. M., G. L. Cromwell, T. D. Crenshaw, C. R. Dove, R. C. Ewan, D. A. Knabe, ... T. L. Veum. 2000. Growth promotion effects and plasma changes from feeding high dietary concentrations of zinc and copper to weanling pigs (regional study). J. Anim. Sci. 78:1010–1016. doi:10.2527/2000.7841010x

Holm, A. 1990. *E. coli* associated diarrhoea in weaner pigs: Zinc oxide added to the feed as a preventative measure. p.154. *in*: Proceedings of the International Pig Veterinary Society, 11th Congress. July 1–5, 1990. Lausanne, Switzerland. Scientific Committee of the 11th I.P.V.S. Congress. Lausanne, Switzerland.

Hu, C. H., K. Xiao, J. Song, and Z. S. Luan. 2013. Effects of zinc oxide supported on zeolite on growth performance, intestinal microflora and permeability, and cytokines expression of weaned pigs. Anim. Feed Sci. Technol. 181:65–71. doi:10.1016/j.anifeedsci.2013.02.003

Järup, L. 2003. Hazards of heavy metal contamination. Br. Med. Bull. 68:167–182. doi:10.1093/bmb/ldg032

Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. 2nd ed. CRC Press. Boca Raton, FL. 365 pp.

Karoline, B. and D. P. Hanne. 2017. The use of zinc and copper in pig production. DCA- Nationalt Center for Jordbrug og Fødevarer. https://pure.au.dk/ws/files/116535883/2017_05_01_Pi (visit on 9/30/2020)

Lucas, S. D. M., S. C. Sampaio, M. A. Uribe-Opazo, S. D. Gomes, N. C. H. Kessler, and N. V. Prado. 2013. Long-term behavior of Cu and Zn in soil and leachate of an intensive no-tillage system under swine wastewater and mineral fertilization. Afr. J. Agric. Res. 8:639–647. doi:10.5897/AJAR12.2063

National Environmental Research Academy (NERA), Ministry of Environment. 2008. Methods for Measuring Soil and Sediment Moisture Content- Gravimetric Method (NIEA S410.62C). https://www.moenv.gov.tw/nera/D650FF755904A079/a2b2399fc66e-4754-b536-8ee18673f78d (visit on 5/16/2024) (in Chinese)

National Environmental Research Academy (NERA), Ministry of Environment. 2013. Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) (NIEA M105.01B). https://www.moenv.gov.tw/nera/B75C57336584DBF6/e36699d2-2bff-40ac-b069-eb62fe018ef3 (visit on 5/16/2024) (in Chinese)

National Environmental Research Academy (NERA), Ministry of Environment. 2015. Detection Method of Nitrate Nitrogen and Nitrite Nitrogen in Water- Cadimium Reduction Method (NIEA W452.52C). https://www.moenv.gov.tw/nera/32A85B63C9E-C18C0/c592c519-59c1-4958-9cda-e44088182ad3 (visit on 5/16/2024) (in Chinese)

National Environmental Research Academy (NERA), Ministry of Environment. 2018. Methods for Heavy Metal Detection in Soil- Microwave Assisted Aqua Regia Digestion (NIEA S301.61B). https://www.moenv.gov.tw/nera/D650FF755904A079/c88ca281-7bdb-4b1a-b8a4-0f4badd590e2 (visit on 5/16/2024) (in Chinese)

National Environmental Research Academy (NERA), Ministry of Environment. 2019. Methods for Determining the Hydrogen Ion Concentration Index of Water- Electrometric Measurement (NIEA W424.53A). https://www.moenv.gov.tw/nera/32A85B63C9EC18C0/bccbf164-e8ee-41ce-b628-95a900cee559 (visit on 5/16/2024) (in Chinese)

National Environmental Research Academy (NERA), Ministry of Environment. 2020. Detection Method of Ammonia Nitrogen in Water- Phenate Method (NIEA W448.52B). https://www.moenv.gov.tw/nera/32A85B63C9EC18C0/4d3d9246-e2fd-43f4-ae03-4c03b2229bf7 (visit on 5/16/2024) (in Chinese)

National Environmental Research Academy (NERA), Ministry of Environment. 2023. Method for Measuring Conductivity in Water- Conductivity Meter (NIEA W203.52C). https://www.moenv.gov.tw/nera/32A85B63C9EC18C0/4bbb-b61c-2014-4f42-9cf4-cd7990ba5dfa (visit on 5/16/2024) (in Chinese)

Novak, J. M., D. W. Watts, and K. C. Stone. 2004. Copper and zinc accumulation, profile distribution, and crop removal in coastal plain soils receiving long-term, intensive applications of swine manure. Trans. ASAE 47:1513–1522. doi:10.13031/2013.17631

Rhoades, J. D. 1982. Cation exchange capacity. p.149–157. *in*: Methods of Soil Analysis: Part 2 Chemical and Microbiological Properties. 2nd ed. (Page, A. L., R. H. Miller, and D. R. Keeney, eds.) Agronomy Monograph No. 9. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America. Madison, WI. 1159 pp. doi:10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c8

Rosa, D. M., S. C. Sampaio, P. A. M. Pereira, M. M. Mauli, and R. R. Dos Reis. 2017. Swine wastewater: Impacts on soil, plant, and leachate. Eng. Agríc. 37:928–939. doi:10.1590/1809-4430-eng.agric.v37n5p928-939/2017

Rosen, G. D. and P. A. Roberts. 1996. Comprehensive Survey of the Response of Growing Pigs to Supplementary Copper in Feed. Field Investigations and Nutrition Service. London, UK.

Suzuki, K., M. Waki, T. Yasuda, Y. Fukumoto, K. Kuroda, T. Sakai, ... K. Matsuba. 2010. Distribution of phosphorus, copper and zinc in activated sludge treatment process of swine wastewater. Bioresour. Technol. 101:9399–9404. doi:10.1016/j.biortech.2010.07.014

Taiwan Agricultural Research Institute (TARI). 2013. Method for Determining Soil Organic Matter- Combustion/Infrared Spectroscopy (TARI S201.1B). https://www.tari.gov.tw/sub/form/index-1.asp?Parser=2,27,298,277,,,8570 (visit on 5/16/2024) (in Chinese)

Takada, R. 2005. Reduction of copper and zinc contents in pig feces. Jpn. J. Swine Sci. 42:149–156. (in Japanese) doi:10.5938/youton.42.149

United States Environmental Protection Agency Integrated Risk Information System (US-EPA IRIS). 2006. List of substances on IRIS. https://iris.epa.gov/AtoZ/?list_type=alpha (visit on 9/15/2023)

Wagner, G. J. 1993. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. Adv. Agron. 51:173–212. doi:10.1016/S0065-2113(08)60593-3

World Health Organization (WHO). 1992. Environmental Health Criteria 134: Cadmium. World Health Organization. Geneva, Switzerland. https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/38998/9241571349-eng.pdf?sequence=1andisAllowed=y (visit on 9/30/2020)

Yeh, T. Y. 2002. Renovating technologies of heavy metals contaminated farmland soils. Bimonthly Env. Tr. Pub. 61:3–5. (in Chinese)

Effects of Long-Term Application of Pig Wastewater on Paddy Rice Production and Soil Properties

Hsi-Chia Wu[1], Chia-Jen Liu[2], Ya-Hui Shih[3], Min-Chieh Lin[3], Chung-Yi Liao[4], and Chi-Ling Chen[5,*]

Abstract

Wu, H. C., C. J. Liu, Y. H. Shih, M. C. Lin, C. Y. Liao, and C. L. Chen. 2025. Effects of long-term application of pig wastewater on paddy rice production and soil properties. J. Taiwan Agric. Res. 74(3):303–316.

Livestock wastewater for farmland application has been permitted in Taiwan since 2011. However, concerns remain regarding the potential accumulation of heavy metals in the soil. This study presents findings from a 19-year monitoring period (2004–2023), comparing the effects of applying equivalent amounts of nitrogen, phosphorus, and potassium through chemical fertilizers and swine wastewater. The results showed that long-term irrigation with pig wastewater had little effect on soil pH and electrical conductivity (EC), but it gradually increased the soil organic matter content. Copper from the wastewater accumulated in the soil, with an increase of approximately 6 mg kg^{-1} compared to pre-treatment levels, whereas zinc primarily accumulated in rice straw. Based on a mass balance approach and applying 85% of Taiwan's soil contamination monitoring standards for food crop land as the upper threshold, the estimated safe land use duration can exceed 100 years if the N/Cu and N/Zn ratios in the wastewater are above 180 and 360, respectively. Moreover, reducing the copper and zinc input at the source- namely through feed formulation- can further prolong the period during which livestock wastewater can be safely applied to farmland.

Key word: Copper, Zinc, Farmland reuse, *Oryza sativa*.

Received: January 9, 2025; Accepted: May 26, 2025.

* Corresponding author, e-mail: chiling@tari.gov.gov.tw

[1] Research Fellow and Division Director, Agricultural Technology Translation Center, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung City, Taiwan, ROC.

[2] Assistant Research Fellow, Agricultural Technology Translation Center, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung City, Taiwan, ROC.

[3] Project Assistants, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung City, Taiwan, ROC.

[4] Assistant Research Fellow, Crop Environment Section, Taichung District Agricultural Research and Extension Station, Changhua County, Taiwan, ROC.

[5] Research Fellow, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung City, Taiwan, ROC.