

農業土壤健康暨碳匯管理研討會

論文集暨會議手冊



2024年6月28日



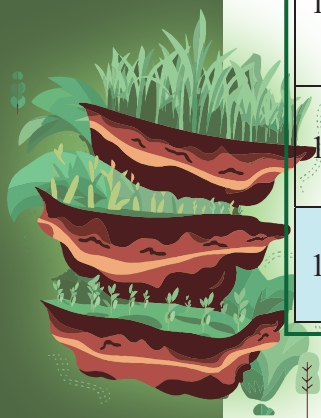
主辦單位：農業部臺南區農業改良場

農業土壤健康暨碳匯管理研討會

時間： 113 年 6 月 28 日(星期五)

地點： 臺南區農業改良場推廣大樓 1 樓視聽教室(臺南市新化區牧場 70 號)

時 間	內 容	主 講 者	主 持 人
09:30~10:00	報 到	-	臺南場
10:00~10:20	長官致詞與團拍	-	羅正宗場長
農業土壤健康主題			
10:20~11:10	探討土壤分析方法和數據解讀在作物栽培的減排、固碳及增匯的重要性	中興大學 黃裕銘 教授	莊愷瑋 教授
11:10~12:00	土壤健康的評估與增進對策	中興大學 陳仁炫 教授	
12:00~13:30	中午休息與用餐		
13:30~14:20	土壤有機質影響土壤健康與植物健康	臺灣大學 鍾仁賜 教授	莊愷瑋 教授
農業土壤碳匯主題			
14:20~15:10	土壤碳庫對於淨零排放以及降低氣候變遷衝擊之影響	中興大學 劉雨庭 教授	陳仁炫 教授
15:10~15:30	茶 敘		
15:30~16:20	農地土壤碳匯 MRV 標準作業程序不確定因子影響及重要性	中興大學 莊愷瑋 教授	陳仁炫 教授
16:20~17:10	應用數位土壤繪圖估算區域地區土壤有機碳儲量	農試所 許健輝 副研究員	
17:10~17:30	綜合討論		羅正宗場長 與各講者



序

農業土壤健康與碳匯管理研討會

親愛的與會者：

在這個充滿挑戰和機遇的時代裡，我們聚集在一起，共同探討農業土壤健康與碳匯管理的關鍵議題。隨著氣候變遷日益嚴重，全球氣溫上升、極端天氣事件頻繁，農業作為氣候變遷的重要受影響部門之一，面臨著前所未有的挑戰。

在臺灣，作為一個氣候多變的島嶼國家，農業對於土地資源的合理利用和永續發展具有著舉足輕重的地位。農業土壤健康和碳匯管理不僅關乎台灣農業的發展，也對整個地區的生態安全和氣候穩定具有重要影響。

在本次研討會中，我們將深入探討土壤分析、土壤健康指標、碳匯量測的不確定性，以及土壤有機質對農業土壤健康的影響。同時，我們也將討論土壤微生物的角色、土壤改良技術的應用、生物炭在碳匯管理中的潛力、循環領域廣泛應用、以及緩效性肥料與溫室氣體排放的關聯性。透過分享案例研究、技術創新和政策探討，我們將共同探索如何應對土壤碳匯管理中的挑戰，並尋找可持續的解決方案。

讓我們攜手合作，共同致力於創建一個更綠色、更健康的未來，為台灣農業的永續發展作出積極貢獻。讓我們緊密團結在氣候變遷與碳匯管理的戰場上，為實現永續發展的目標而不懈努力。

本次研討會承蒙各專家學者襄贊，各試驗改良場所鼎力協助，以及工作團隊不辭興勞，謹此至上由衷感謝。

農業部臺南區農業改良場 場長

羅正宗
謹識



農業土壤健康暨碳匯管理研討會論文集暨會議手冊

目 錄

專題論文

探討土壤分析方法和數據解讀在作物栽培的減排、固碳及增匯的重要性	黃裕銘	1
土壤健康的評估和增進對策	陳仁炫	15
土壤有機質影響土壤健康與植物健康	鍾仁賜	30
土壤碳庫對於淨零排放以及降低氣候變遷衝擊之影響	劉雨庭	43
農地土壤碳匯 MRV 標準作業程序不確定因子影響及重要性	楊博鈞	47
應用數位土壤繪圖估算區域尺度土壤有機碳儲量	許健輝	55

海報摘要

薑接種不同微生物製劑對土壤病害及生育之影響	張耀聰	69
香蕉微生物製劑複合接種對土傳病害及生育之影響	陳泰元	71
落花生接種微生物菌劑對土壤健康之影響	張耀聰	73
淺層暗管對設施小黃瓜增產與土壤改善的長期研究	江汶錦	75
沼液應用在農田對土壤肥力及品質之影響	毛王杰	77
禽糞堆肥施用對土壤及牧草之評估	毛王杰	79
藕粉製程副產物再利用對於土壤肥力及葉菜生長研究	潘佳辰	81
生物炭一次性施用對短期葉菜產量與土壤碳匯變化之影響	江汶錦	83
洋蔥田施用有機資材提升土壤碳匯能力評估	張耀聰	85
應用微生物提升土壤增匯效益之初探	郭聆亦	87
臺東地區番荔枝果園增進土壤碳匯栽培模式研究	張繼中	89
花蓮地區文旦果園不同覆蓋作物碳匯能力比較	簡梓丞	91
小農土壤碳匯調查架構評估	廖崇億	93
利用深層施肥技術施用緩效性肥料對水稻產量及溫室氣體排放之影響	張繼中	95

專題論文

探討土壤分析方法和數據解讀在作物栽培的減排、固碳及增匯的重要性

黃裕銘¹ 潘佳辰² 毛仁杰²

1. 國立中興大學土壤環境科學系退休後兼任副教授 漢將農業生技公司技術總監
2. 臺南區農業改良場副研究員及助理研究員

摘要

作物栽培要減排、固碳及增匯一定要科學化管理，因此土壤物理、化學及生物性資訊非常重要。土壤生物性和土壤有機質含量相關性高且其分析無法全面性，唯有土壤物理性及化學性值得分析。土壤物理性包括土壤有效土層深度、土壤質地、土壤保水度、土壤團粒穩定度、土壤地下水位等都相當重要，可惜臺灣農業試驗單位很少做土壤物理性服務。土壤化學性的分析項目包括作物所需必要元素及有益元素，化學分析資料需要注意到如 Mitchell and Mylavarapu (2014) 引述美國土壤科學協會 (SSSA, 1997) 所定義：土壤分析相關性：測定植物吸收養分量或產量和土壤分析方法所抽出樣分量（濃度）間關係的過程。土壤分析校正：測定在不同土壤分析值下作物養分需要量的過程。土壤分析詮釋：發展在不同土壤養分分析濃度下對不同土壤、作物、經濟、環境及氣候條件下提出養分施用推薦量的過程。臺灣土地面積雖然小，但是土壤特性分布差異大，我們需要探討各地區農業單位所採用的分析方法數據及肥料推薦量是否合適。本文提出土壤性質對作物管理上的意義及各種分析方法的優劣性及相關性。

一、土壤基本性質的影響

(一) 土壤物理性：

1. 土壤有效土層深度對作物產量的影響

Power *et al.* (1981) 在北達科他州半乾旱氣候區廢棄礦區鹽鹼地 (SAR 值 25) 建構表土 (0、20 或 60 公分及表土及底土 3:1 量混合整個土層)、底土及 C 層土壤厚度 0 ~ 210 公分厚度，於 1975 ~ 1979 年間種植苜蓿、小麥草、當地溫暖季節草及春小麥。作物產量隨總土層深度 (表土加底土) 增加 (到 90 ~ 150 公分範圍) 而增加。最高產量大於等於當地未受擾動良田產量。在底土 70 公分厚加 20 公分厚表土處理，產量超過最高產量 90% 處理。表土 60 公分厚處理產量和表土 20 公分厚者相似。沒有表土的土壤產量只有當地的草產量超過最高產量 75%。表底土混和處理土層厚度要超過 90 公分，小麥產量只有最高產量的 80%，其它作物超過 90%。當所建構土層厚度只有 90 公分內，植物吸收的水分在上面 30-90 公分深度，表土層厚度沒有影響。所建構土壤土層 90 公分或 150 公分以下有鹽鹼土，苜蓿可以利用土壤水分分別達 135 公分及 150 公分深、小麥草則分別為 120 及 150 公分深、當地草分別為 80 及 120 公分深及春小麥分別達 75 及 90 公分深。沒有證據顯示這些植物可以利用建構土壤和鹽鹼地介面的水。

Swan *et al.* (1987) 于 1981 ~ 1985 年間于維斯康辛大學試驗農場採用模擬模式 NTRM (Nitrogen-Tillage-Residue Management) 研究氣候及土壤水存量對玉米生長的影響。結果顯示氣候和土壤保水容量具交互作用。在 1983、1984 及 1985 年玉米



產量隨土壤深度增加而增加(到紅土黏粒層)，1981 及 1982 年玉米產量和土壤深度關係小。Barnhisel *et al.* (2005) 研究收集自非主要農田及主要農田研究資料，結果顯示土壤厚度(有效深度)對作物產量的重要性以玉米最大，然後依序是高粱、大豆、小麥及苜蓿。土壤壓實對作物產量影響也以玉米最顯著。Rees *et al.* (2015) 研究壓實犁底層上方耕犁層土壤厚度(24、36 及 60 公分)對土壤溫度及水分狀況及對馬鈴薯 (*Solanum tuberosum* L.) 及大麥 (*Hordeum vulgare* L.) 產量的影響。結果顯示對土壤溫度無明確差異。對土壤水分狀況的影響表土層厚度淺的處理土壤水分境況受降雨影響最大較容易因雨而呈飽和狀況也就容易乾燥。土層最厚(60 公分)處理對土壤溫度及水分境況影響的程度足以提高作物產量。中度厚度(36 公分)最接近當地土壤化育狀況對作物產量及減少土壤變異優於淺層(24 公分)處理。中程度土壤厚度處理對大麥及馬鈴薯產量和淺層處理比較分別提高 20% 及 8%，前者達顯著水準後者未達顯著水準。

南伊利諾土壤的硬盤層及因農業操作造成的壓實層往往造成低雨量年玉米欠收。Varsa *et al.* (1997) 于 1989 ~ 1993 年間研究耕犁深度(0、40、60 及 90 公分)及減少耕犁及不耕犁對土壤物理特性、玉米根發展及玉米產量的影響。結果顯示土壤穿刺阻力及土壤容重以耕犁 90 公分深部降低最多，其他耕犁深度處理的差異質較少。耕犁 90 公分處理其 21 ~ 100 公分長的玉米根有 35% 深入土層 60 公分以下，不耕犁處理只有 5% 的根深入 60 公分深以下。生長季節雨量分布均勻及較低溫時，根的發展在底土層分布較均勻。深耕處理提高玉米產量，尤其耕犁 90 公分深處理產量一直是最高。不耕犁處理表土殘留物提高水的保留使其玉米產量高於耕犁 40 公分深處理。

2. 土壤質地的影響

Tremblay *et al.* (2012) 研究土壤質地和氣候對氮肥在玉米產量的反應。進行一系列研究分析，在 51 個研究于 2006 ~ 2009 年間北美地較大範圍內的反應，其氮肥不同用量研究中包含相同氮肥用量。結果顯示玉米對氮肥的效益在細質地(fine textured)土壤優於中質地土壤。在雨水豐富且分布均勻下質地間差異較小，玉米熱單位的累積可以增強氮肥的反應。施高氮肥玉米產量在中質地土壤是不施氮肥處理的 1.6 倍，在細質地土壤可以達 2.7 倍。在細質地土壤研究氣候因子的影響，在雨量豐富且分布均勻條件下其產量可以達 4.5 倍。Shahandeh *et al.* (2011) 指出玉米產量和土壤黏粒含量成正相關或負相關受雨量左右。在潮濕氣候沙質土壤的玉米產量高於細質地土壤(Tremblay *et al.*, 2011)，乾燥氣候在黏質土壤產量較沙質土壤高(Armstrong *et al.*, 2009)。

Valkama *et al.* (2009) 研究芬蘭橫跨 80 年的 400 個試驗結果磷肥用量的肥效反應採用作物群、土壤性質及栽培地區以解釋其反應的差異性。

3. 土壤團粒對作物的影響

Emerson and Greenland (1990) 提出多數作物要有效率生產的第一需求是能接受雨水或灌溉水，否則不僅浪費水還會造成土壤沖蝕。第二需求是除水生植物(如水稻、筴白筍)外多數作物都怕土壤浸水，且在田間容水量狀況下土壤團粒還有適度孔隙使所含水分可以移動到達植物根。要滿足上面需求表土土壤需要穩定的土壤團粒在雨滴衝擊時不致崩解造成阻塞土壤孔隙阻礙水及空氣的流通。

Zheng *et al.* (2023) 收集到 53 個研究含 2199 對觀察數據經統計分析以做定量

分析作物輪作對土壤團粒化及土壤有機碳 (SOC) 及明瞭適當的氣候、土壤及農藝因子。總體結果顯示作物輪作和單作農田土壤比對大土壤團粒 ($> 0.25 \text{ mm}$) 提高 7~14%，團粒穩定度提高 7~9%，所有團粒的 SOC 提高 7~8%。作物輪作提高土壤團粒化及提高 SOC 主要在年均溫 8~15°C、年降雨量 600~1,000 mm、表土質地為壤土及起始 SOC 在 10~15 g kg⁻¹、總氮 0.75~1.50 g kg⁻¹ 及土壤 pH 在 6~8 範圍農地。作物輪作提高較高土壤團粒化及 SOC 往往也具有深耕 (sub-soiling)、不耕犁、作物殘體留作農地、廐肥加化肥、氮肥施用量較低且較多輪作循環及較長時間。作物輪作效益發現前作大豆之效益最高。經由變異性分析顯示輪作引發土壤團粒化及 SOC 提高其解釋度氣候佔 26~35% 及土壤佔 17~34%。

4. 土壤保水力及入滲速率的重要性

在極端氣候下造成乾旱及強降雨都可能對作物有相當不利的影響，所以土壤質地對土壤保水能力、水分入滲速率和排水性的資訊相當重要。如何使水能進入土層才能降地水土流失及提高整個土壤保持高水量的可能，然而當雨水量超過土層最大田間容水量時，也需要有足夠的排水性才不致造成根系因浸水缺氧而嚴重死傷。

表 1. 土壤質地對土壤保水容量、水入滲速率及可能之限制因子

質地	土壤保水容量	入滲速率	限制因子
粗砂	112mm	$> 254.0 \text{ mm/hr}$	乾旱(排水過度)
砂壤土	229 mm	50.8 mm/hr	乾旱(排水過度)，砂壤土下有黏土時排水不良
壤土	279 mm	25.4 mm/hr	
黏壤土	305 mm	12.7 mm/hr	排水性不良
黏土	356 mm	1.0 mm/hr	排水性不良

注意：黏壤土及黏土土壤經過適當的地面或底層排水可以有良好產量

(二) 土壤化學性質

分析土壤有效性養分濃度其分析方法的選擇要如 Mitchell and Mylavarapu (2014) 引述美國土壤科學協會 (SSSA, 1997) 所定義：

土壤分析相關性 Soil test correlation：測定植物吸收養分量或產量和土壤分析方法所抽出樣分量（濃度）間關係的過程。

土壤分析校正 Soil test calibration：測定在不同土壤分析值下作物養分需要量的過程。

土壤分析詮釋 Soil test interpretation：發展在不同土壤養分分析濃度下對不同土壤、作物、經濟、環境及氣候條件下提出養分施用推薦量的過程。

1. 土壤化學特性分析各項目重要性的優先順序

Fernández and Hoefl (2009) 評估在伊利諾州農田土壤分析項目的可靠性、應用性及費用效益 0~100，0 表示價值低，100 表示該化學性質分析應用價值最高。最高是加水測土壤 pH(100) 往下依序是磷 (85)、有機質 (75)、鉀 (60)、交換性陽離



子容量 (CEC, 60)、苜蓿田硼 (60)、鋅 (45)、鈣 (40)、鎂 (40)、硫 (40)、pH > 7.5 田測錳 (40)、氯化鈣溶液測 pH (30)、緩衝 pH (30)、pH > 7.5 田測鐵 (30)、有機質土壤銅 (20)、交換性酸 (10)、玉米和大豆田硼 (10)、pH < 7.5 田測鐵 (10)、pH < 7.5 田測錳 (10)、礦質土壤銅 (5)。

2. 土壤 pH 對養分有效性的影響

土壤 pH 和土壤所含養分的有效性濃度的影響，1935 年 Pettinger 由 Virginia 試驗農場結果畫出含 7 種必要養分的土壤 pH 對有效性養分影響圖，Trugo (1946) 將其進一步製作含 11 種養分的圖 1(b)，此圖最被普遍引用。Lucas (1961) 提出有機質土 12 中養分的關係圖 1(a)。圖中寬度越寬有效性較高，反之有效性較低。現在越來越多採用含高量有機質的人工介質種植高經濟作物，所以也將有機質土對在不同 pH 下養分有效性的影響。另外土壤 pH 的範圍一般最明顯的是看作物是否喜歡鋁或可耐鋁或會鋁中毒，可由 pH 在 5.5 作為界線。

3. 土壤有機質提供的養分

一般公認土壤有機質含 1 公噸的碳 (C) 同時約含 100 公斤氮、15 公斤磷及 15 公斤硫，碳/氮/磷/硫比 1/0.1/0.015/0.015 (100:10:1.5:1.5)。土壤有機質每年約分解 3%，如此可以評估其對作物提供養分的潛能。假設土壤容重 (bulk density) 為 1.333，15 公分深表土土壤其土壤重量為 200 萬公斤/公頃。一般將 SOC 轉化為 SOM 的參數為 1.73。所以假設含有 2% SOM 土壤，每公頃土壤含有 SOM 40,000 公斤/公頃，含 SOC 23,121 公斤/公頃，SOC 每年分解 693.6 公斤/公頃，釋出氮 69.4 公斤/公頃，釋出磷 10.4 公斤/公頃，釋出硫 10.4 公斤/公頃。

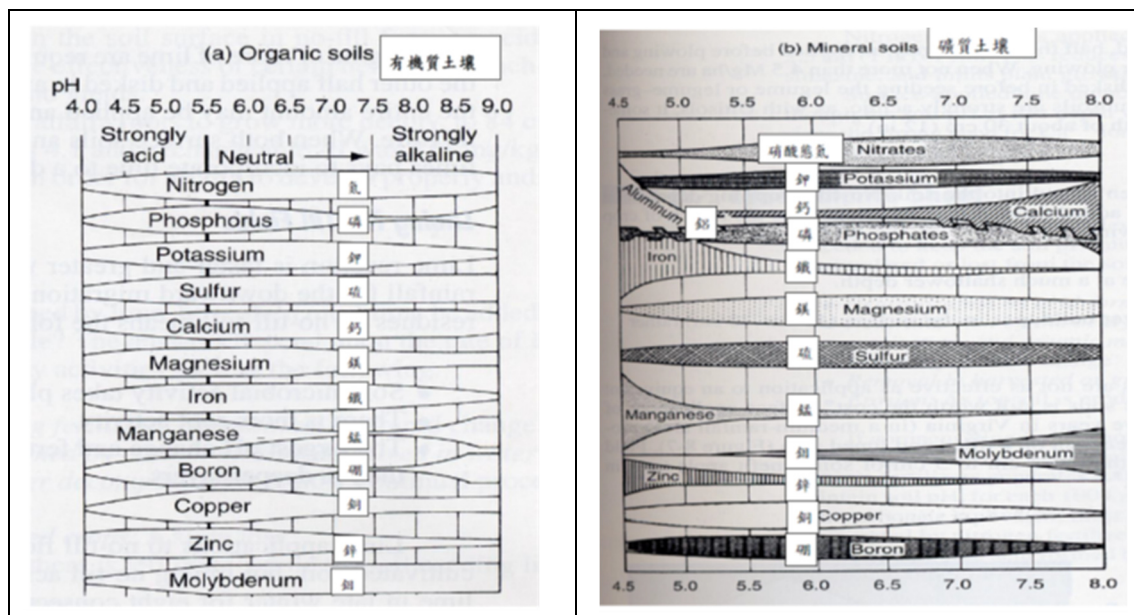


圖 1. 土壤 pH 對有機質土壤 (a) 及礦質土壤 (b) 有效性養分濃度高低的影響

4. 土壤有效性氮潛力分析

Smith (1966) 分析土壤有機質、全氮、0.01 M NaHCO₃、0.0712 N H₂SO₄、厭氧孵育測銨、土壤混沙好氧孵育測銨 + 硝酸根 + 亞硝酸根、土壤上下層皆用蛭石

好氣孵育測硝酸根氮等方法，結果顯示土壤有機質或土壤全氮相對較無效。土壤樣品幾種抽出方法的有效氮優於孵育釋出的氮。孵育前及孵育後硝酸態氮的預估土壤有效性氮的效果優於銨態氮。3 種孵育方法中扣掉起始硝酸態氮濃度嚴重降低氮測值的有效性。Gianello and Bremner (1986) 發展兩種可快速精準的化學分析方法評估土壤有機態氮的有效性潛力。一個是用 pH 11.2 的 phosphate-borate 緩衝液蒸餾銨態氮 8 分鐘。第二個方法是土壤樣品用 2M KCl 溶液於 100°C 處理 4 小時後測銨態氮。他們用 33 種巴西土壤研究顯示這兩種方法測值和厭氣及好氣孵育所測土壤有機氮有效性有高相關性。厭氣孵育 1 星期後測銨態氮；好氣孵育 2 及 12 星期後測銨、亞硝酸根及硝酸根濃度。其他的化學分析方法有酸性過錳酸鉀、鹼性過錳酸鉀、氯化鈣溶液殺菌弧方法及碳酸氫鈉紫外光法。

5. 土壤礦物質及有機質對土壤 CEC 的貢獻

CEC 來自土壤的永久電荷及變動性電荷 (Essington, 2004)。土壤 CEC 早在 1900 年代就被認為是土壤很重要的性質之一 (Kelley and Brown, 1925; Walker *et al.*, 1931)。土壤 CEC 的應用面廣，包括測定石灰需要量，評估鋁對植物的毒性，肥料使用量及施用時間或殺草劑的使用 (Culman *et al.*, 2019; Goldy, 2011, 2015)。美國北中地區早使用 AOAC 抽出劑進行取代法及累加法(鉀鈉鈣鎂及交換性酸 (H^+ 及 Al^{3+}) 計算土壤 CEC (Chapman, 1965; Nathan and Gelderman, 2015)。土壤陽離子交換容量 (CEC, cation exchangeable capacity) 就是土壤保護及緩衝土壤鹼基陽離子 (K、Na、Ca 及鎂) 及酸性陽離子 (H^+ 及 Al^{3+}) 功能的位置。CEC 大的土壤相對比較肥沃，施肥量一次可以較多，反之 CEC 小的土壤一般比較貧瘠且施肥要少量多次。一般砂的 CEC 非常低約 $3\text{ cmol}_{C+}/\text{kg}$ (舊單位 $\text{meq}/100\text{ g}$)、黏粒 $10\sim200\text{ cmol}_{C+}/\text{kg}$ 、腐植質 $250\sim400\text{ cmol}_{C+}/\text{kg}$ 。一般認為砂及粉粒的 CEC 對土壤 CEC 貢獻可以忽略，然而 Iturri and Buschiazzi (2014) 研究阿根廷潘帕斯草原發現其火山灰含有膨脹性礦物 Semectite，粉粒中。土壤 CEC 來自粉粒的貢獻比率在總土壤 CEC 佔 17.5%，在純礦物部分佔 32%。Morrás (1995) 發現阿根廷 Chaco 地區土壤粉粒 CEC $8\sim23\text{ cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ ，Peinemann *et al.* (2000) 發現潘帕斯辦乾燥土壤粉粒 CEC $6.5\text{ to }7.1\text{ cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ 。Thompson *et al.* (1989) 發現美國 Mollisols 及 Alfisols 粉粒 CEC $2\sim29\text{ cmol}(+)\text{kg}^{-1}$ 。

6. 為何特別重視主要磷鉀肥需要種植前施用

Jungk and Claassen (1986) 用同位素方法研究證明植物根吸收土壤中的磷及鉀分別在於 0.2 及 0.8~1.0 公分範圍。植物對鉀的需要量除少數作物 (如茶) 外一般和氮肥相近甚至高於氮量。鉀是一價陽離子在土壤中無難溶解的化合物只能受土壤 CEC 保護，且容易受其他 2 價 (如 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 等)、3 價 (Fe^{3+} 、 Al^{3+}) 及特性介於 2 價及 3 價之間的氫離子 (H^+) 所取代而隨水淋洗流失，況且這些陽離子在土壤中相對豐富。植物需要的磷量相對比氮及鉀低很多，一般氮的 1/5 左右，然而一般自然土壤的總磷含量低且磷酸鹽溶解度低所以土壤中有效磷濃度低，肥料利用率也低，所以需要施磷肥時一般建議 100% 種植前 (基肥) 施入土壤，需要的鉀肥也建議至少 30% 以上於種植前施入土壤。

7. 比較 Bray-1 (B1-P)、Olsen (O-P)、Mehlich-1 (M1) 及 Mehlich-3 (M3) 土壤有效性磷及 M1 及 M3 測其它養分的適當性



植物需要的必要養分及有益養分，除碳氫氧主要來自二氧化碳和水外其他多數養分主要來自土壤。所以土壤有校養分的有效濃度關係到是否需要施肥及施肥量的決定。

Mehlich (1984) 研究 Mehlich-3 (M3) 一抽出劑及步驟可以同時測定土壤磷、鉀、鈣、鎂、鈉、銅、鋅及錳有效養分濃度。pH 7.0 醋酸銨 (AOAC) 方法早就被廣泛用以測定土壤交換性鹼基陽離子鉀、鈉、鈣及鎂 (Ciesielski *et al.*, 1997; Normandin *et al.*, 1998; Sumner & Miller, 2018) 及土壤 CEC (Nathan & Gelderman, 2015)。澳洲 Hill lab. 更進一步將 M3 推進到同時可以測定 P、K、Ca、Mg、Na、Cu、Zn、Mn、Co、Al 及 B。

Michaeson *et al.* (1987) 研究比較 M3、Bray-1 及 AOAC 測定土壤磷、鉀、鈣、鎂相關性。土壤性質影響測值相關性，M3 和 Bray 1 有效性磷濃度回歸斜率介於 1.01 ~ 1.88，M3-磷濃度測值高於 Bray 1 測值，在火山灰土壤高出 66%，在黃土 (loess soils) 高出 12%。交換性鈣濃度 M3-鈣和 AOAC-鈣回歸斜率介於 0.95 ~ 1.33，前者高出後者 17%，資料顯示兩者相關性的延伸使用需要依土壤分類區分。M3 和 AOAC 交換性鉀濃度的相關性 R^2 值高於 0.92，且斜率接近 1.0，且截距很低。所有土壤 M3 和 AOAC 交換性鎂濃度相似，雖然各別土類土壤斜率介於 0.89 ~ 1.21，但是所有土壤兩種抽出劑測值差異性低，且 R^2 值高，不過有一土壤 (Knik soil) R^2 值最低。

Wolf and Beegle (2009) 由於東北部的土壤磷的化學性受到磷酸鋁化合物影響所以需要用稀酸溶解這些礦物成分且抽出磷。Morgan 及 Modified Morgan 抽出劑含有緩衝弱酸抽出劑，Mehlich-3 (M3) 抽出劑含有硝酸所以其抽出的 P 濃度約為 Morgan 抽出劑的 5 ~ 10 倍。M3 抽出磷和中西部所用 Bray-1 抽出相似主要是兩者皆有 NH_4F 所含 F^- 離子。

Wolf and Beegle (2009) 土壤陽離子 (鈣、鎂、鉀) 的交換性濃度一般採用 Na^+ (Morgan, 1941) 或 NH_4^{4+} (Modified Morgan (McIntosh, 1969) 或 M3) 做交換取代，然而這些抽出劑皆還有酸所以也抽出部分非交換性鉀。Modified Morgan 或 M3 的含銨其測出的鉀濃度高於含鈉的 Morgan 抽出劑。這 3 種抽出劑皆含有緩衝酸所以其所測的鈣及鎂在鈣質土壤會抽出部分碳酸鹽型態。Morgan 或 Modified Morgan 抽出後用 ICP 測 P、K、Ca、Mg、Cu、Mn 或 Zn。

Rutter *et al.* (2022) 採 308 個堪薩斯州土壤比對 M3 抽出法和醋酸銨法 (AOAC)：1. 研究評估 M3 抽出法測土壤鹼性陽離子，2. 檢定 M3 法取代醋酸銨法的土壤 pH 範圍，及 3. 測定用累加陽離子法和取代法測定陽離子交換容量 (CEC) 的相關性。結果顯示：1. 鉀、鎂及鈉三種鹼基陽離子濃度測值 M3 和 AOAC 相關性極高， R^2 值分別為 0.98、0.96 及 0.97。然而鈣濃度兩種方法的相關性若， R^2 值 0.78，在高 pH 土壤 M3 的測值較高。2. M3 方法估算土壤 CEC 值也受土壤 pH 影響，其關鍵土壤 pH 值為 7.3。3. 土壤 pH 低於 7.3 的土壤鈣濃度和 CEC 值 M3 和 AOAC 兩種方法的相關性高， R^2 值 0.9。

抽出劑的 pH 對鹼基陽離子測定也相當重要，特別是抽出劑 pH 和原土壤 pH 差異大時有相當大的影響，Ciesielski and Sterckeman (1997) 發現抽出過程酸化土壤的作用會高估土壤交換性鈣濃度。Normandin *et al.* (1998) 發現 pH 調到 8.5 的 AOAC 抽出劑鈣測值低於傳統 pH 調到 7.0 測值相當大。

Culman *et al.* (2020) 所建立玉米、大豆、小麥及苜蓿的肥料推薦量早於 1995 年就發表以供印第安納 (IN)、密西根(MI)及愛荷華(IH) 3 個州農民所應用手冊，此手冊所用資料來自其它 49 位學者提供的數據。他們採用 Mehlich-3(M3) 抽出劑取代 Bray-1(B1) 測磷，其測值前者高於後者約 35%。Mehlich-3 取代醋酸銨測驗基陽離子 (鈣、鎂、鉀及鈉)，前者所測鉀有效濃度高出後者約 14%。Mallarin (1995) 在愛荷華州分析 240 個農民土壤含鈣質土壤，土壤 pH 介於 5.3 ~ 8.2，比較 Bray-1、Olsen 及 Mehlich-3 方法測定土壤有效性磷濃度，另外其研究 1989 ~ 1994 年間 48 個田間磷肥效應。

M3-P vs B1-P :

pH<7.05 土壤 $M3-P = 3.6 + 0.88 B1-P$, $R=0.90$,

pH 7.05 ~ 7.45 $M3-P = 7.4 + 0.88 B1-P$, $R=0.67$,

pH 7.45 ~ 8.2 無相關性

Olsen-P vs B1-P :

pH<7.05 土壤 $O-P = 3.5 + 0.42 B1-P$, $R=0.77$

pH 7.05 ~ 7.45 $O-P = 3.1 + 0.45 B1-P$, $R=0.62$

pH 7.45 ~ 8.2 無相關性

Olsen-P vs M3-P :

pH<7.05 土壤 $O-P = 2.1 + 0.47 M3-P$, $R=0.79$

pH 7.05 ~ 7.45 $O-P = 0.7 + 0.45 B1-P$, $R=0.67$

pH 7.45 ~ 8.2 $O-P = 1.8 + 0.45 B1-P$, $R=0.81$

所有土壤 $O-P = 1.5 + 0.46 B1-P$, $R=0.76$

比較不同磷測定方法的藥劑、藥劑濃度及反應時間

	Bray-1 (B1)	Mehlich- 1 (M1)	Mehlich- 3 (M3)	Olsen (O)	Morgan	Modified Morgan
HCl	0.025N	0.05 M				
NH ₄ F	0.03 N		0.015 M			
HNO ₃			0.013 M			
H ₂ SO ₄		0.0125 M				
CH ₃ COOH			0.2 M		0.52 M	1.25 M
CH ₃ COONa					0.72 M	
NH ₄ N0 ₃			0.25 M			
NH ₄ OH						0.62 M
EDTA			0.001 M			
NaHCO ₃				0.5 M		
Soil/Solution	1:10	1:10	1:10	1:20	1:5	
Time	5 mins	5 mins	5 mins	30 mins	15 mins	15 mins
Upper Limit	100 ppm			50 ppm		
pH	2.6	1.2	2.5	8.5	4.8	4.8



8. ICP 分析和鉬藍法比色分析磷濃度的差異性

土壤不同磷抽出劑抽出後傳統上採用比色法測定，近年更多採用 ICP 測定，愛荷華州土壤用 ICP 測定有效性磷濃度通常比比色法高出 10 ~ 15 mg/kg Mallarin (1995)。Adeonwo *et al.* (2013) 提出 Mehlich 3、CaCl₂ 及水四種抽出液 ICP 測定和鉬藍法比色測定，結果顯示採用 ICP 測定比鉬藍法高且達顯著水準，ICP 測值比鉬藍法高出 30 ~ 140%。但是 Olsen 抽出劑兩種分析方法間差異不顯著，平均差異在 1 ~ 2%。可能 Olsen 抽出劑可以將有機磷分解成無機磷而可以經由比色法測出，其他三種方法可能含有有機磷及其他型態磷，如亞磷酸在鉬藍法無法顯色，但是在 ICP 可以分析各種磷包括有機磷。

9. 鈣質土壤交換性鈣、鎂、鉀、鈉離子測定方法的評估

Tucker (1954) 指出碳酸鈣 (calcium carbonate)、白雲石 (dolomite)、碳酸鎂 (magnesite) 在一般 60% 乙醇之氯化銨用氨調整 pH 到 8.5 溶液的溶解度與去空氣水溶解度相同或稍微低。顯示此溶液適合做為測含碳酸鹽土壤之交換性金屬離子，可以同時測交換性鈣、鎂、鉀及鈉離子。使用氯化銨比醋酸銨，由於醋酸根離子顯示有特殊溶液效應。這溶液抽出的鈣及鎂可視為和土壤平衡，因為添加碳酸鈣或白雲石不會影響測值。檢測 18 個碳酸鹽土壤用此溶液平均測值為 16.5 me-Ca/100 g soil 及 11.7 me-Mg/100 g soil，相對用氯化鈉溶液雙倍淋洗方法平均測值為 16.4 me-Ca/100 g soil 及 11.7 me-Mg/100 g soil。

Normandin *et al.* (1998) 提出因為中性醋酸銨抽出液測鈣質農業土壤的交換性陽離子會高估，他們設計 5 種處理探討最適合抽出條件。結果顯示中性醋酸銨抽出超過土壤 0.5% 碳酸鈣。如果降低土/抽出液比可以降低測出鈣濃度。非鈣質土壤中性醋酸抽出液：土壤比大於 1:5 其抽出性鈣 (交換性鈣) 濃度不變。醋酸銨 pH 顯著影響抽出性鈣濃度。當 pH 由 7.0 提高到 9.0 會顯著降低抽出性鈣。提高 pH 對所測土壤之交換性鉀、鎂及鈉濃度影響小。進一步測定 30 個土壤樣品發現醋酸銨溶液 pH 8.5 時交換性鉀、鎂及鈉不受碳酸鈣濃度的影響。

有些發展出來用以測定交換性陽離子而不會溶解出碳酸鹽中的鈣及鎂方法 (U.S. Department of Agriculture 1972; Cornell and Aksoyoglu 1991)。這些方法主要基於碳酸鈣及鎂在鹼性基質中的低溶解度。然而 Thomas (1982) 審視發現這些方法的準確性未完全。單獨交換性鹼基 (陽離子) 濃度不足以評估含碳酸鹽土壤鹼基狀態，且有必要增加分析存在的碳酸鹽及易溶鹽。因此，在碳酸鹽含量低 (< 10 cmol kg⁻¹) 的土壤，這些特別設計的抽出方法比傳統醋酸銨法優勢不多 (Wada and Furumura, 1994)。

Cornell and Aksoyoglu (1991) 說明 pH 7.0 醋酸銨測定土壤交換性陽離子 (鈣鎂鉀鈉)。鈣質土壤 (pH > 7.4 及碳酸鈣 > 0.5%) 使用此方法會高估有效性鈣，Normandin *et al.* (1998) 建議醋酸銨溶液要在 pH 8.5 以下才不會高估測值。

10. 微量元素

Wolf and Beegle (2009) 美國東北部土壤除部分明確狀況下其它很少有 Cu、Mn、Zn、B 的缺乏。Morgan 或 Modified Morgan 抽出後用 ICP 測 P、K、Ca、Mg、Cu、Mn 或 Zn。M3 抽出外加可用 ICP 測 P、K、Ca、Mg、Cu、Mn、Zn 及 B。

二、土壤肥力等級及肥料推薦量

作物施肥要科學依據合理施肥，其肥料需要量就須依作物需要量減去土壤肥力供應量，而土壤肥力等級配合作物需要有正確分析方法及田間試驗驗證肥力等級所推薦肥料量是否需要經過修正。歐洲及幾個農業輸出大國如美國、加拿大、巴西、澳大利亞等國家及注重農業生產和環境保護的歐洲各國及日本皆有完整的作物施肥系統，我國也極力推展然而還有相當長的努力空間才能落實。美國不同區帶有不同區代的分析方法，Mylavarapu *et al.* (2014) 手冊中指出美國東南各州森林有豐富雨水造成鉀鈣鎂鈉低的酸性土壤，其母質經化育使土壤黏粒由含高活性蛭石到低活性的高嶺石。此亞熱帶氣候土壤有機質含量低於美國北方地區。東南方州的土壤也相當多樣，然而土壤有相當多相似性所以其管理上有相似策略。因此其土壤分析診斷經常可應用到整個區域。

在阿拉巴馬、喬治亞、路易斯安那、密西西比、北卡羅來納及南卡羅來納州的土壤分析實驗室在他們的州採用不同方法鑑定其土壤。阿拉巴馬和密西西比州採用 CEC 區分管理群，路易斯安那、喬治亞及南卡羅來納採用近似美國農業部主要土壤資源區。路易斯安那還使用土壤質地分土型。北卡羅來納及佛羅里達區分礦質土壤及有機質土壤，佛羅里達對鈣質土壤分析採用不同方法。

(一)在有解釋的系統中本文主要以美國威斯康辛大學所發展為軸，他們土壤分析和肥料推薦指南從 1960 年代開始發展，中間多次修改。最新版採用美國農業部自然資源保育服務資料庫進行玉米的氮肥最大回饋指南，新的作法確認土壤管理組及土壤產能以做玉米氮肥施用推薦量的考慮因素。此肥料推薦指南已經整合到 SnapPlus 養分管理規劃軟體 (<http://snapplus.wisc.edu/>) 以供農民及其農業科系使用。此軟體系統的建立他們感謝土壤、農藝及園藝系的資料及早期建立模式。

在威斯康辛州土壤分析單位需經其州 Department of Agriculture, Trade and Consumer Protection (WDATCP) 的認證，其報告才做為養分管理計畫或政府相關補助經費的有效性。WDATCP 系統目前土壤 pH 採用水：土=1:1。我國目前免費服務農民土壤、植體、肥料及水質分析，這是政府的德政之一。有機質於 1990 年前採用重鉻酸鉀氧化法之後採用 360℃ 乾燒 2 小時失重法。有效性磷採用 Bray-1 抽出劑比色法測定。有效性鉀採用 Bray-1 抽出劑後用 ICP 或原子吸光儀或焰光儀測定。鈣及鎂採醋酸銨抽出用 ICP 或原子吸光儀測定。硫採用含有 500 mg/l 磷之醋酸溶液抽出後光電濁度測定法。硼熱水抽出比色法測定。錳用 0.1 N 磷酸抽出然後 ICP 或原子吸光儀測定。鋅用 0.1 N 鹽酸抽出後 ICP 或原子吸光儀測定。

各種養分成分分析方法最重要是分析數據應用到肥料推薦上能反映到作物栽培的改善，當然也要看各單位的分析設備。

(二)土壤有效濃度等級

土壤有效性養分依濃度高低分為非常低 (VL)、低 (L)、適當 (O)、高 (H)、非常高 (VH) 及過高 (EH) 等共 6 等級，有些單位分及級別較少，也有分級等級更多，近年更以回歸方程式進行數位化運算。威斯康辛大學 (2008) 所建立級別意義及肥料推薦原則如下：



有效性養分等級 (維斯康辛大學, 2008)

級 別	說 明	施肥有效比率%
非常低 VL	需要相當量的肥料才能得到適當產量，需經4-8年使土壤有效性養分建立到適當濃度。對中高產量作物可能需要次量及微量元素	> 90
低 L	肥料施用量要高於作物移除量。次量及微量元素對高產作物可能需要施用，對中及低產作物可能不需要。	60 ~ 90
適當 O	此範圍對作物生產及環境都市所期望的。施肥量和作物移除量相當就可以。次量及微量元素不太需要。	30 ~ 60
高 H	施肥量約為作物養分移除量的50%。	5 ~ 30
非常高 VH	只有鉀肥需要施用。施肥量約為作物養分移除量的25%，使土壤有效性養分濃度能逐漸降到適當範圍。	2 ~ 5
過高 EH	約2~3年不用施肥，中及細質地土壤施少量的基始肥就可以。	< 2

(三)土壤管理組

土壤種類多，但是在施肥管理上可以將土壤分類的土壤在分為管理組，維斯康辛大學將維斯康辛州土壤分成砂質 (S)、壤質 (L) 及有機質土 (O) 三個管理組。作物種類他們也歸納成維斯康辛州將作物磷鉀需要量分成4群：

- i. 玉米、大豆、小穀粒 (不包括小麥)、牧草及油原作物
- ii. 苜蓿、青割玉米、小麥、豆類、甜玉米、豌豆及果樹
- iii. 番茄、甜椒、芸苔屬 (高麗菜、大白菜等)、葉菜、根菜、葡萄及運輸蔬菜
- iv. 馬鈴薯

三、美國普渡大學土壤分析方法應用在供印第安納 (IN)、密西根 (MI)及愛荷華 (IO) 3 個州農民所應用手冊，此手冊使用資料來自其它 49 位學者提供的數據。Culman *et al.* (2020) 所建立玉米、大豆、小麥及苜蓿的肥料推薦量早於 1995 年就發表。

1. 氮肥肥料推薦量需要考慮多種因子，其原則是農場可以取得最大獲利 (MRTN, maximum return to N)，可於網路 cnrc.agron.iastate.edu 上進行運算。MRTN 模式要輸入地點、前作作物、氮肥售價、預估玉米單價等 4 種數據後會出現氮肥推薦量及總利潤數據。玉米氮肥推薦量當前作為大豆時這 3 州採用方法不同，IN 州會改用普渡大學的模式 agry.purdue.edu/ext/corn/news/timeless/nitrogenmgmt.pdf。

2. 磷及鉀依土壤分析有效濃度給予推薦量：

以有效性分析濃度及作物移除量決定施肥量及施用時間 (Culman *et al.*, 2020)

評估	使 用 量	使 用 時 間
缺乏	作物移除量+提高土壤有效濃度	種植前立即使用
適量	約作物養分移除量	在輪作作物有需求時
足量	不用施肥	不用施肥

採用 Mehlich-3(M3) 抽出劑取代 Bray-1(B1) 測磷，其測值前者高於後者約 35%。Mehlich-3 取代醋酸銨測鹼基陽離子 (鈣、鎂、鉀及鈉)，前者所測鉀有效濃度高出後者約 14%。M3 抽出劑在 IN、MI 及 OH3 州磷及鉀土壤適量濃度 (Culman *et al.*, 2020)

作 物	M3-P (mg/kg)	M3-K (mg/kg)	
		砂質土， CEC < 5 cmol(+)/kg	壤土及黏質土， CEC > 5 cmol(+)/kg
玉米、大豆	20 ~ 40	100 ~ 130	120 ~ 170
小麥、苜蓿	30 ~ 50	100 ~ 130	120 ~ 170

3. 在 M3 抽出有效性磷及鉀在適當濃度範圍時在預估玉米產量下磷肥及鉀肥推薦量 (Culman *et al.*, 2020)

預估玉米粒產量，公噸/公頃	肥料推薦量(公斤/公頃)		
	IN、MI、OH	IN、OH	MI
	磷酐，公斤/公頃	氧化鉀，公斤/公頃	
9.4	61.6	56	33.6
12.6	78.4	67.2	44.8
15.7	101	78.4	56
18.8	118	89.6	67.2

IN、MI、OH 3 州土壤鈣、鎂、硫及微量元素濃度足夠，只有少數區域有缺硫現象且越來越嚴重。此肥料推薦系統兼顧農業經濟及提升土壤生物及物理性質。

Clemon 大學所執行南卡羅來納州 (South Carolina) 土壤等級分類 (Franklin and Moore, 2002) 將南卡羅來納超過 200 個土系，歸類成 4 個管理組 (1~4) 做為養分管理及肥料推薦。另外增加兩個管理組 (5 及 6) 作為海灣及有機土壤。Mylavarapu *et al.* (2014) 美國東南方州土壤 P 及 K 分析濃度對主要農作物做出等級分為非常低



(VL)、低 (L)、中 (M)、高 (H) 及非常高 (VH) 等 5 個等級。例如阿肯色州採用 M3 抽出劑測土壤有效性磷及鉀，其不同作物對有效性等級如下表

土壤	CEC cmol _c + kg ⁻¹	作物	AR 州 M3 抽出有效性磷濃度 mg/kg				
			VL	L	M	H	VH
全	全	棉花、玉米、大豆、小麥、水稻、高粱、牧草、球場草皮	<16	16 ~ 25	26 ~ 35	36 ~ 50	>50
全	全	商業生產蔬菜	<20	20 ~ 30	31 ~ 40	41 ~ 75	>75
			AR 州 M3 抽出有效性鉀濃度 mg/kg				
			VL	L	M	H	VH
全	全	棉花、玉米、大豆、小麥、水稻、高粱、牧草、球場草皮	<60	61 ~ 90	91 ~ 130	131 ~ 175	>175
全	全	商業生產蔬菜	<60	61 ~ 90	91 ~ 130	131 ~ 175	>175

主要文獻

1. Barnhisel, R.; J. Powell, and R.B. Gray. 2005. The effect of soil thickness on crop yields. <https://www.researchgate.net/publication/237212307>
2. Barrow, N.J., and A.E. Hartemink. 2023. The effects of pH on nutrient availability depend on both soils and plants. *Plant Soil* 487, 21 ~ 37.
3. Berger, K. C. and E. Truog. 1939. Boron determination in soils and plants. *Ind. Eng. Chem. Anal. Ed.* 11:540 ~ 545.
4. Brown, J. R. and D. D. Warncke. 1988. Recommended cation tests and measures of cation exchange capacity. p. 15 ~ 16. In: W.C. Dahnke (ed.) *Recommended Chemical Soil Tests Procedures for the North Central Region. Bulletin No. 499 (Revised)*. North Dakota Agric. Exp. Sta., Fargo, North Dakota.
5. Cornell, R.M. and Aksoyoglu, E.S. 1991: Simultaneous determination of the cation exchange capacity and the exchangeable cations on marl. *Clay Miner.*, 26, 567 ~ 570.
6. Donohue, S.J. 1992. Reference soil and media diagnostic procedures for the Southern region of the United States. *Southern Cooperative Series Bulletin No. 374*. (Available on-line at <http://www.clemson.edu/sera6/>.) (Verified 19 Nov. 2013.)
7. Donohue, S.J. and R.A. Isaac. 1983. Reference soil test methods for the Southern region of the United States. *Southern Cooperative Series Bulletin No. 289*. (Available on-line at <http://www.clemson.edu/sera6/>.) (Verified 19 Nov. 2013.)
8. Emerson, W.W. and D.J. Greenland. 1990. Soil Aggregates — Formation and Stability. In: De Boodt, M.F., Hayes, M.H.B., Herbillon, A., De Strooper, E.B.A., Tuck, J.J. (eds) *Soil Colloids and Their Associations in Aggregates*. NATO ASI Series, vol 214. Springer, Boston, MA
9. Fernández, F.G. and R.G. Hoef. 2009. Managing Soil pH and Crop Nutrients. *Illinois Agronomy Handbook* 24th.

10. Gianello, C., and J.M. Bremner. 1986. Comparison of chemical methods of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 17(2), 215 ~ 236.
11. Hoskin B. 2009. Chapter 6 Recommended Soil Tests for Boron. *Recommended Soil Testing Procedures for the Northeastern United States*. Cooperative Bulletin No. 493, 49 ~ 54.
12. Isaac, R. A. 1983. Reference Soil Test Methods for the Southern Region of the United States. *Southern Cooperative Series Bulletin* 289.
13. Jeffrey, A.J. and L.E. McCallum. 1988. Investigation of a hot 0.01M CaCl₂ soil boron extraction procedure followed by ICP-AES analysis. *Commun. Soil Sci. Plant Analysis*. 19: 663 ~ 673.
14. Jones, Benton J. Jr. 2001. *Laboratory Guide for Conducting Soil Tests and Plant Analysis*.
15. Knudsen, D. and D. Beegle. 1988. Recommended phosphorus tests. p. 12-15, In: W.C. Dahnke (ed.) *Recommended Chemical Soil Tests Procedures for the North Central Region*. Bulletin No. 499 (Revised). North Dakota Agric. Exp. Sta., Fargo, North Dakota.
16. Lucas, R. E. and J.F. Davis. 1961. Relationships between pH values of organic soils and availability of 12 plant nutrients. *Soil Science* 92, 177 ~ 182.
17. Mahler, R. L., D. V. Naylor, and M. K. Fredrickson. 1984. Hot water extraction of boron from soils using sealed plastic pouches. *Comm. Soil Sci. Plant Analysis* 15:479 ~ 492.
18. McGeehan, S.L., K. Topper, and D.V. Naylor. 1989. Sources of variation in hot water extraction and colorimetric determination of soil boron. *Commun. Soil Sci. Plant Analysis* 20: 1777 ~ 1786.
19. McIntosh, J. L. 1969. Bray and Morgan soil test extractants modified for testing acid soils from different parent materials. *Agron. J.* 61:259 ~ 265.
20. Mehlich, A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of the Mehlich 2 extractant. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15(12):1409 ~ 1416.
21. Mitchell, C.C. and R. Mylavarapu. 2014. Chapter 1.2 Soil Test Correlation and Calibration for Recommendations.
22. Morgan, M. F. 1941. Chemical soil diagnosis by the universal soil testing system. *Conn. Agric. Exp. Stn. Bull.* No. 450.
23. Normandin, V.; J. Kotuby-Amacher and R.O. Miller (1998) Modification of the ammonium acetate extractant for the determination of exchangeable cations in calcareous soils, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 29:11 ~ 14, 1785 ~ 1791.
24. Page, N.R. 1965. Procedures used by the state soil testing laboratories in the Southern region of the United States. *Southern Cooperative Series Bulletin* No. 102. (Available on-line at <http://www.clemson.edu/sera6/>.) (Verified 19 Nov. 2013.)
25. Power, J.F.; F.M. Sandoval, R.E. Ries, S.D. Merrill. 1981. Effects of Topsoil and Subsoil Thickness on Soil Water Content and Crop Production on a Disturbed Soil. *SSAJ* 45, 124 ~ 129.
26. Rees, H. W.; T.L. Chow, Z. Xing, S. Li, J.O. Monteith, and L. Stevens, L. 2015. Depth to compact subsoil effects on soil properties and barley–potato yields on a loamy soil in New Brunswick. *Can. J. Soil Sci.* 95: 203 ~ 218.



27. Savoy, H.J. 2013. Procedures used by state soil testing laboratories in the Southern region of the United States. Southern Cooperative Series Bulletin No. 409. June, 2013 revision. (Available on-line at <http://www.clemson.edu/sera6/>.) (Verified 20 Aug. 2013.)
28. Shuman, L.M., V. A. Bandel, S.J. Donahue, R. A. Isaac, R. M. Lippert, J. t. Sims, and M. R. Tucker. 1992. Comparison of Mehlich 1 and Mehlich 3 extractable soil boron with hot-water extractable boron. *Commun. Soil Sci. Plan anal.* 23: 1 ~ 4.
29. Smith, J.A.. 1966. An evaluation of nitrogen soil test methods for Ontario soils. *Canadian Journal of Soil Science* <https://doi.org/10.4141/cjss66~029>
30. Swan, J.B.; M.J. Shaffer, W.H. Paulson, and A.E. Peterson. 1987. Simulating the Effects of Soil Depth and Climatic Factors on Corn Yield. *SSSAJ* 51, 1025 ~ 1032.
31. Thomas, G.W. 1982: Exchangeable cations. In *Methods of Soil Analysis*. Part. 2, 2 nd ed., Ed. A.L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney, p. 159 ~ 179, American Society of Agronomy Inc., Madison, Wisconsin
32. Tremblay N.; Y. M. Bouroubi, C. Bélec, R.W. Mullen, N.R. Kitchen, W.E. Thomason, S. Ebelhar, D.B. Mengel, W.R. Raun, D.D. Francis, E.D. Vories, and I. Ortiz-Monasterio. 2012. Corn Response to Nitrogen is Influenced by Soil Texture and Weather. *Agron. J.* 104:1658 ~ 1671.
33. Truog, E. 1946. Soil reaction influence on availability of plant nutrients. *Soil Science Society of America Proceedings* 11, 305-308.
34. Tucker, B.M. 1954. The determination of exchangeable calcium and magnesium in carbonate soils. *Australian Journal of Agricultural Research* 5(4) 706 ~ 715.
35. U.S. Department of Agriculture 1972: *Soil Survey Laboratory Methods and Procedure for Collecting Soil Samples*, p. 1 ~ 63, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
36. Varsa, E.C.; S.K. Chong, J.O. Abolaji, D.A. Farquhar, and F.J. Olsen. 1997. Effect of deep tillage on soil physical characteristics and corn (*Zea mays* L.) root growth and production. *Soil and Tillage Research* 43, 219 ~ 228.
37. Wada, S.I. and S. Furumura. 1994. Solubility of CaCO_3 in 1 mol L⁻¹ ammonium acetate for extracting exchangeable bases. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 40 (2), 361 ~ 364.
38. Watson, M. E. 1988. Recommended soil boron test. p. 23-25. In W. C. Dahnke (ed.) *Recommended Chemical Soil Test Procedures for the North Central Region*. North Dakota Agric. Expt. Stn. Bull. No. 499.
39. Zheng, F.; X. Liu, W. Ding, X. Song, S. Li, and X. Wu. 2023. Positive effects of crop rotation on soil aggregation and associated organic carbon are mainly controlled by climate and initial soil carbon content: A meta-analysis, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 355, 108600, ISSN 0167 ~ 8809
40. Wolf, A. and D. Beegle. 2009. Chapter 5 Recommended Soil Tests for Macro and Micronutrients. *Recommended Soil Testing Procedures for the Northeastern United States*. Cooperative Bulletin No. 493, 39 ~ 48.

土壤健康的評估和增進對策

陳仁炫

國立中興大學名譽教授

中華永續農業協會副理事長

前言

「土壤為萬物之母」，自古以來土壤的重要性甚為週知。人生的健康與否和食物的安全兩者之間乃息息相關，而健康的作物必來自健康的土壤，其中健康的根系環境更為確保作物高產質優的必要條件，如何提供及創造一個健康且舒適的根系生長環境，實為從事農事生產者必須考量的重要作物栽培策略。欲發揮作物根系的功能，必需使作物根系能生長在一個健康適合的環境，然而根系的生長常會因根系環境出現不利根系生長的逆境而受限制；諸如土壤太濕或太乾，氧氣濃度不足，溫度太高或太低，養分供應不足或過多，有機或無機毒物質（如重金屬）的濃度過高，土壤病原菌的存在，阻礙根系伸展的土壤強度及土壤密實性...等。有了健康的根系環境方能培育出健康的作物根系，方能發揮根系的功能。營造健康的土壤肥力與環境，首要之途即為營造健康的根系環境。

土壤健康與土壤品質的定義

土壤健康和土壤品質常被混用，且都無法由單一因子的測定而得知。

- 一、土壤健康 (Soil health)：如同人體健康，乃為環境健康的指標，它提供許多土壤性質和土壤狀況的整體輪廓。土壤健康通常被農學家和生產者所使用，主要強調土壤生產力- 即健康的土壤可產出高量和高品質的作物，然近十年來，土壤健康的思考範疇已擴大至整體環境。土壤健康的較新定義為”土壤在支持作物生長而不會造成土壤劣化或危害環境的能力。(Doran *et al.*, 1994)
- 二、土壤品質(Soil quality)：此名詞為許多研究者和學者所使用，且有諸多定義被指出，如
 1. 土壤品質為在生態系統中，土壤能維持作物生產力、環境品質及促進動、植物健康的能力 (Doran and Parkin, 1994)。
 2. 在自然或管理的生態範圍內，針對特定土壤能維持動、植物生長，維護或提升水及空氣品質，並保障人類健康及生活棲息地之能力 (Soil Science Society of America, 1995)。
 3. 能在一長期永續環境中生產安全且健康的作物，並能確保動、植物及人類健康，卻不破壞自然資源及環境之能力 (Parr *et. al.*, 1992)。

土壤品質認知

土壤品質的認知常依使用者目的的不同而異，如

1. 農民：高產而影響永續的作物生產介質。
2. 自然學家：能與地貌及環境生態平衡的土壤條件。



3. 地主：可提供建築根基，廢棄物處置或植栽使用之物質。

農地土壤品質的簡易判斷方式

我們可藉由下列的問題，針對農地的現狀，以目識方式，檢測土壤的表徵，如果每題答案均是“是”者，則該農地土壤品質最佳，反之，“否”的答案愈多，則土壤品質愈差。我們也可參考表一各指標的定性，瞭解農地土壤之該項指標表現的良窳。

1. 是否有好的構造？
2. 是否有壓實層存在？
3. 是否易於耕作？
4. 是否多樣性的生物？
5. 蚯蚓是否豐富？
6. 落葉殘株是否存在？是否分解？
7. 根系生長是否良好？
8. 水分入滲是否快？
9. 水分是否足夠作物生長？

表一、土壤品質指標之定性 (NRCS, 1997)

指 標	差	中	良
蚯蚓	無蚓糞、土層孔穴及蚯蚓稀少	蚓糞，土層，孔穴，蚯蚓數少	蚓糞，孔穴，蚯蚓數多，耕犁後吸引鳥食
有機質含量顏色	表土顏色與底土相似（黃、紅色）	表土顏色接近底土顏色	表土顏色較底土深暗
根、植物殘體	無法看到	有些殘體，根少	明顯可看到
底土壓實	插入之旗桿破裂或彎曲	必須較大力方可插入旗桿	旗桿容易插入，且插入的深度較深
排水，入滲	積水不退 土壤太濕	積水時間較短，最後都排掉	不積水，無逕流，水入滲穩定，土壤不會太濕
作物生長狀況	整季都出現問題、黃化、生長差	生長中等，葉色中綠	生長佳，葉色綠

土壤品質之評估

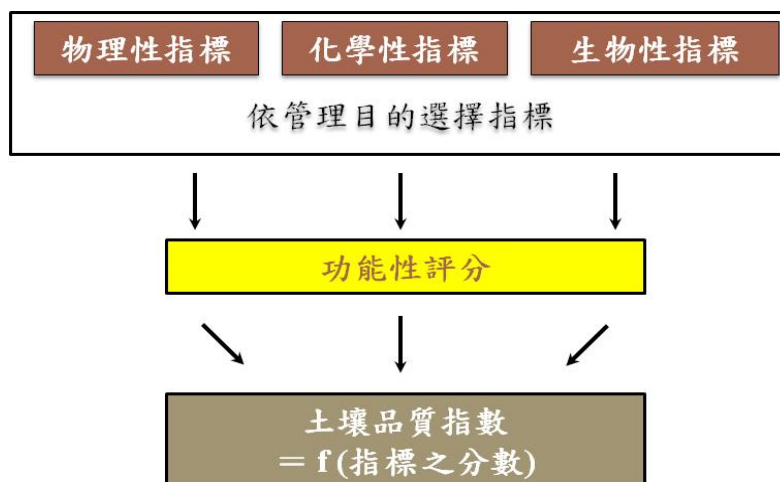
土壤品質已被建議用於評估土壤和作物管理制度之永續性，而開發土壤品質評估之方法是必要的。土壤品質不能由作物產量，水質或單一土壤性質的變化來論

定。土壤品質不能直接測定，而由可測定的土壤物理，化學或生物性質當指標，再經由整體評分系統，算出土壤品質指數 (Soil quality index, SQI)，由 SQI 的高低評估土壤品質的優劣 (圖一)。

Karlen 和 Stott (1994) 以下列四項土壤功能為基礎，發展 SQI 的評估系統包括：(1) 容納水進入；(2) 保存水且將水供給植物利用；(3) 抵抗退化及(4) 支持植物生長的功能，且每一功能建立一組指標。Harris 等人 (1996) 將土壤對抵抗沖蝕、提供植物養分和提供適當根圈環境等三種功能建立 SQI 評估系統。Kelting 等人 (1999) 提出以五種土壤功能來建立 SQI 評估系統，包括：(1) 促進植物根系之生長；(2) 養分的儲存、供應及循環；(3) 容納、保留及供應水分；(4) 促進氣體交換；(5) 促進生物活性。Andrews 等人 (2004) 基於管理的目標、六種土壤功能和一些定址 (site-specific) 因子選擇土壤品質評估之指標，並為此設計了土壤管理評估架構 (Soil management assessment framework, SMAF)，其建議之六大功能如下：(1) 養分循環；(2) 水分關係；(3) 物理性的支持及穩定度；(4) 過濾及緩衝力；(5) 抵抗力及恢復力及(6) 生物多樣性和可供生物棲息之處的功能。

土壤品質的物理，化學和生物性指標，可藉由農業管理目的 (作物生產，廢棄物利用和環境保護) 來篩選出具代表性和重要性的指標 (表二)。一般而言，被選用之指標需具下列特性：

1. 容易評估。
 2. 在大小尺寸 (如畦，地貌) 的土壤功能改變是可測定的。
 3. 能及時評估以作管理決定。
 4. 對農藝-生態區的變異敏感。
 5. 可代表土壤的物理，化學或生物性質。
 6. 可利用定性，定量或定性及定量方式評估。
- 常用在評估土壤品質的指標如表三所示。



圖一、土壤品質之評估 (Karlen *et. al.*, 2003)



表二、依管理目的選擇指標

農業管理目的		
作物生產	廢棄物再利用	環境保護
土壤 pH 作物殘株 耕犁密度 土壤磷和鉀測值 水分有效性 總體密度	土壤有機碳 排水 微生物活性 質地 團粒穩定性	坡度 土壤磷測值 重金屬含量 質地 排水 地貌方位

表三、評估土壤品質常用的物理，化學和生物指標

物理性	化學性	生物性
● 土壤質地 ● 土壤深度 ● 水入滲速率 ● 總體密度 ● 保水力	● 土壤有機質 ● 酸鹼度 (pH) ● 電導度 (EC) ● 可交換性氮、磷和鉀	● 微生物生質碳和氮 ● 潛在之礦化氮 ● 土壤呼吸作用

土壤功能與土壤健康

土壤的健康可定義為在「整體生態系統中，土壤在維繫植物和動物的多樣性各生產力，維護或促進水和空氣品質和促進植物和動物健康的能力」。健康的土壤可提供人們乾淨的空氣和水，豐富的作物和森林，肥沃的牧場多樣的野生生物和美麗的景觀，且土壤能充分發揮其功能，惟土壤遭破壞或不健康，則土壤功能無法發揮，甚而造成負面效應。

- 一、水分調節：健康的土壤具保水及防患沖蝕的能力。如今常見濫墾，破壞森林而造成土壤沖蝕，表土流失的弊害，且平地土壤的水泥化，柏油化益形嚴重，而草地和空地的減少，至土壤涵養水源的能力降低而衍生雨水流失，暴雨成災的禍害。
- 二、維護植物和動物的生存：健康的土壤可確保生命體的多樣性和生產力，且可提供動物和微生物的棲息環境。若土壤被破壞或劣化，不但使作物的生長不良，糧食的供應短缺，土壤中生物的多樣性降低，部分動物將因棲息地的破壞而被迫遷徙甚而滅亡。
- 三、污染物的過濾及土壤淨化能力：土壤中的礦物和有機質可增進土壤的過濾和緩衝能力，減輕土壤的劣化，增強對有機和無機毒物質的解毒作用。健康的土壤可提高生態免疫系統。若外來污染物質之過量進入且超過土壤的淨化能力，則

將造成土壤污染並降低土壤的品質及危害人畜健康。

四、養分的循環：碳、氮、磷和許多養分可藉由土壤進行貯存、轉換和循環。健康的土壤可供應適量的養分和促進微生物的活性而有助於養分的轉換和循環利用。反之，不健康的土壤中的養分循環將不健全，養分之供應將不足或失調，進而抑制植物的生長和生物的活性及多樣性。

土壤的健康與否深受土壤物理、化學和生物性質的影響。健康的土壤通常具下列的特性：(1) 優良的耕作條件（適合作物的生產）；(2) 足夠的土層，視種植作物的根系深淺而異；(3) 足夠，均衡且不過量的養分供應；(4) 少量或無植物病害蟲存在；(5) 良好的土壤排水狀況；(6) 大量且多樣性的有益土壤微生物族群和蚯蚓；(7) 雜草少或無；(8) 無可能對作物有毒的化合物和毒物質；(9) 可抵抗土壤之劣化（如酸化、鹽化、污染）；(10) 當不適條件發生時，土壤的復原力強；(11) 適量之有機質含量。

土壤常因惡劣氣候（如颱風、暴雨、冰雪...等等）和人為因素（如耕作、施肥、施藥、污染物排放、非法掩埋...等）而遭破壞，致使生態失衡進而危害人畜的健康。茲舉數例說明之。

1. 優養化作用

表土累積的磷，若隨表土流失而進入表面水體常造成水體優養化作用，而助長藻類的生長，藻類的分泌物和水中氧氣的消耗，使水中其他生物逐漸死亡，除會降低水質外，並破壞天然食物鏈。

2. 不合理施肥降低土壤品質

(1) 土壤酸化或鹼化：產酸肥料（酸性肥料或生理酸性肥料）的大量且長期的施用會造成土壤的酸化，使得土壤品質變差及作物的生長受抑制。有些產鹼的肥料（鹼性肥料或生理鹼性肥料）之大量及長期使用亦會使土壤鹼化。

(2) 土壤鹽化：可溶性鹽類含量高的肥料或含電導度（EC）高禽畜糞堆肥（如牛糞堆肥）的長期且大量的使用，會使土壤 EC 值變高，而破壞土壤團粒構造，致土壤通氣性和排水性變差。

(3) 重金屬累積：有些動物性廢肥或堆肥及由污泥製成之堆肥中常含過量重金屬，當長期且大量的使用時，亦會造成土壤之重金屬累積，而危害人畜及作物的健康和土壤的品質。

3. 沙漠化

近年來由於土地被過度耕種及放牧，導致許多土地枯竭而不適合耕種或居住。中國大陸沙漠化土地達 173 萬 9700 平方公里，占大陸面積之 18% 以上。沙漠化常致水土流失，土地貧瘠，已使不少國家連年飢荒。中東的美索不達米亞（今伊拉克）原是世界農業發展最早的地域之一，亦是世上最早的文明發祥地，土壤甚為肥沃，不過由於過度的農業活動，及河段上流過度開發，砍伐森林，常致水土流失及洪水爆發，進而地力退化，環境劣化，生活水準低降。

4. 重金屬污染

工廠廢水的排放，廢棄物的非法堆置與掩埋，常導致土壤污染，在污染土壤栽種食用作物或將廢水排入水源，重金屬將進入食物鏈而危害人體的健康。1955～1972 年日本富山縣發生鉛鋅冶煉廠排放含鎘廢水，導致居民食用鎘米及魚貝類後



發生骨骼變形的痛痛病。1956 年日本水俣 (Minimata) 漁村，由於附近化學工廠將今汞(水銀)工業廢棄物倒入水俣灣中，村民因食用被污染的魚貝類而罹患汞中毒(水俣症)。臺灣在 1988~1989 亦發生桃園縣中福、觀音及彰化地區的鎘米事件。土壤因毒物質的累積，不但土壤變得不健康且得病，並且會禍及人畜健康及環境品質，可謂禍害無窮，不得不戒慎恐懼。

土壤健康診斷

土壤健康診斷應依各土壤因子對作物生產的相對影響程度的高低來排定先後次序；影響程度愈大者應列為優先檢測之項目，而影響程度低者，可排在後面，甚至可不必予以檢測。

一、土壤是否有壓實及排水不良問題？

土壤孔隙主要由空氣和水兩者所佔據，若水分過多時，則氧氣易缺乏，水分過低，則作物無法正常生長，因此，水分和空氣兩者必需互相調和，最佳的狀況為水分和空氣各佔土壤孔隙的50%。造成通氣不良的原因，主要因土壤承受農機的輾壓，使得土粒間更為緊密而形成壓實層，或由於黏盤，硬盤的存在而使土壤剖面中出現不透水層，進而導致排水不良。

(一)土壤通氣和排水性不良的問題所在

- 1.不利作物根系的伸展，進而阻礙作物的生育及降低產量。
- 2.耕犁不便。
- 3.易造成表土流失及表面逕流。
- 4.肥料需求量大，需增加肥料的投入，間接增加污染環境的機會。

(二)檢測方法：

- 1.利用圓鋤挖出一深約50公分的垂直剖面，然後利用小刀或小鏟從上往下穿刺，由穿刺的困難度來判斷壓實出現的深度。一般而言，壓實層常顯現較其上方及下方粘密及緊實，因而較難穿刺。唯需注意的是，穿刺的難易深受土壤水分含量的影響，所以應在較乾的土壤狀態下操作。若在濕潤狀態下執行，壓實層和未壓實層可能無法辨別。
- 2.利用土鑽挖洞或用土鏟挖剖面來觀察，由40~150公分深度內土壤顏色來判斷；若在離地面60公分以內之剖面出現鏽斑（灰斑）即是排水不良的徵狀，且鏽斑出現的位置愈靠近地表，表示土壤排水狀況愈差。
- 3.利用穿刺阻力計來探試，由穿刺阻力計之讀數，可瞭解在不同深度土壤的密實情形，穿刺阻力計讀數愈大，表示探針所接觸的土層愈密實。

(二)排水不良或壓實土壤的改良對策

策 略	備 註
利用深耕或挖土機將不透水層打破	• 上下土層將因而混合，故宜配施足量的肥料，以提昇整層土壤的肥力，若在強酸性土壤則宜再配合石灰質材的施用。
藉明溝或暗管排水方式，排除多餘水分	• 暗管排水之效果較佳。
添加有機質	• 可降低土壤的總體密度，因而降低土壤的壓實程度，並可增進土壤肥力及微生物活性。 • 纖維較多的有機質之添加其改良效果較佳。
添 加 含 聚 電 解 質 (polyelectrolytes) 的土壤改良劑，如IBMA, VAMA, HPAN 和 Krilium	• 可增進團粒構造及抵抗土壤壓實的功效。 • 功效可維持數年之久，唯需投下甚鉅的資金。
種植具打破壓實層能力的作物，如紫花苜蓿 (Alfalfa) 和瓜爾豆 (Guar)	• 利用輪作系統先種植此類作物以改良壓實層後，再種植欲生產的作物。
引入蚯蚓或增進蚯蚓的繁衍	• 蚯蚓之鑽動可使壓實層出現通道，以利排水和通氣。 • 蚯蚓之糞便可增進土壤團粒構造。

二、土壤是否太酸或太鹼？

pH (酸鹼度) 是物質的相對酸度或相對鹼度，土壤的pH值一般係介於 4 ~ 9 間，依 pH 值的大小，土壤反應可分為下列八級：

表一 土壤 pH 的分級

分 級	pH
極強酸	< 4.5
強 酸	4.5 ~ 5.0
中 酸	5.0 ~ 6.0
弱 酸	6.0 ~ 6.5
中 性	6.5 ~ 7.0
弱 鹼	7.0 ~ 7.5
鹼	7.5 ~ 8.5
強鹼性	> 8.5

一般而言，最適合作物生長的 pH 為 6.0 ~ 7.5，但仍需視作物的種類和特性而異。pH 低於 5.5 者屬強酸性土壤，除耐酸作物 (如茶，鳳梨，杜鵑....等) 外，其他作物均將生長不良，pH 高於 7.5 者，亦不利於一般作物的生長。表二顯示蔬菜和



花卉的適宜土壤酸鹼度範圍，若土壤 pH 與欲種植作物的適宜 pH 差距愈大，則該土壤愈不適宜種植該等作物，若一定要種植，則該土壤必需先予以改良。

表二 蔬菜生長之適宜土壤 pH

種	類	範 圍	種	類	範 圍
芋	頭	4.7 ~ 7.2	黃	瓜	5.5 ~ 7.0
馬 鈴	薯	5.0 ~ 6.0	芹	菜	5.5 ~ 7.0
竹	筍	5.0 ~ 7.0		蒜	5.5 ~ 7.2
南	瓜	5.0 ~ 7.5	甜	玉 米	5.5 ~ 7.5
草	莓	5.2 ~ 6.5	蒿	苣	5.8 ~ 6.6
紅	薯	5.5 ~ 6.0	洋	蔥	6.0 ~ 6.5
筴 白	筍	5.5 ~ 6.0	番	茄	6.0 ~ 7.0
茄	子	5.5 ~ 6.0	花 椰	菜	6.0 ~ 7.0
芥	菜	5.5 ~ 6.5	菠	菜	6.0 ~ 7.0
蓮	藕	5.5 ~ 6.5	碗	豆	6.0 ~ 7.0
芥	菜	5.5 ~ 6.5	生 菜 用	蒿 苣	6.0 ~ 7.0
甜	菜	5.5 ~ 6.5	抱 子 甘 藍		6.0 ~ 7.0
茼	蒿	5.5 ~ 6.8		蔥	6.0 ~ 7.2
菜	豆	5.5 ~ 6.8	蘆	筍	6.0 ~ 7.5
甜	椒	5.5 ~ 7.0	胡 蘿	蔔	6.0 ~ 7.5
甘	藍	5.5 ~ 7.0	白	菜	6.0 ~ 7.5
青	椒	5.5 ~ 7.0	韭	菜	6.0 ~ 7.5
	薑	5.5 ~ 7.0	蘿	蔔	5.5 ~ 7.0

(一)強酸性土壤

強酸性土壤 (pH < 5.5) 為本省面積最廣的問題土壤，為本省主要耕地土壤之一。

1.問題所在

- (1) 除耐酸性作物外 (如茶，鳳梨等)，一般作物之根系生長受阻，因而降低根系的養分及水分吸收能力。
- (2) 磷被土壤鐵、鋁氧化物固定或與鐵或鋁形成難溶性的磷酸鐵或磷酸鋁，因而降低磷的有效性，甚至造成磷缺乏現象。
- (3) 鹼性陽離子 (Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 K^{+} 等) 或微量元素 (Cu、Zn 和B等) 易遭淋失，因而造成鈣、鎂或微量元素缺乏的現象。
- (4) 鐵、鋁和錳溶出量太多、而造成對作物的毒害現象。
- (5) 微生物活性降低。

(6) 鉬溶解度低，將抑制氮素同化作用，降低豆科根瘤的固氮能力。

2.測定方法

土壤 pH 可利用(1)酸鹼度試紙及 (2)酸鹼度計 (pH meter) 來測定，其中又以後者較為準確。坊間亦有簡易手提式 pH 計出售，唯使用前必需先利用 pH 4 及 pH 7 的標準液進行校正工作，否則所得測值將不準確，且會造成誤導。

3.強酸性土壤的改良對策

強酸性土壤改良對策

對 策	備 註
栽種或篩選耐酸品種，如茶樹，鳳梨，杜鵑，石楠，茶花…等。	• 可省去土壤改良之費用。 • 廣泛種植將造成市場供需的失調。 • 產量不高，仍需配合高量肥料的施用。
加重肥料的施用	• 非一勞永逸之法，效果無法持久，必須再度補施。 • 肥料與人力投入大，亦會造成污染環境之弊害。
客土	• 運費及人力需求大，不適宜大面積之改良。 • 根系若延伸至客土層下，酸性弊害仍然存在。 • 客土中若含毒物質或與原土壤孔隙大小差異大時，將造成排水不良的後果。
施用石灰質材	• 具同時提昇土壤 pH 及養分有效性的雙重效應。 • 改良效果較持久。 • 若再配施有機質肥料，則改良效果更佳。

石灰的施用為最經濟且有效的強酸性土壤改良方法，唯其效果深受資材的品質、施用量、土壤 pH 緩衝能力、施用方法及施用時期的影響。

1) 石灰資材的選擇

優良的石灰質材應具有較強的酸度中和能力，目前較常被推薦使用的石灰資材包括石灰石粉、苦土石灰（白雲石粉）。本省強酸性土壤易出現缺鎂的現象，因此含有鎂的苦土石灰實為本省較佳的強酸性土壤改良劑。若要改良底土之酸性，則施用石膏之效果將更佳，故苦土石灰和石膏之配合施用將可同時達到表土和底土酸性改良之目的。同時，質材之粒度亦會影響改良效應，一般而言，愈細者，改良效果較佳。

2) 石灰資材的施用量

施用量的決定應以提昇土壤 pH 至欲種植作物的生長適宜 pH 之中間值為目標。若要確實瞭解田間的石灰需要量，可委由國立中興大學土壤調查試驗中心或各區農業改良場代為測定。石灰需要量的決定方法甚多，一般而言，我們可藉助以



下的簡則來決定土壤的石灰需要量 (公噸／公頃，改良 20 公分土層厚度)，若欲改良 60 公分厚度之土壤時，則用量需乘以 3。

pH	砂土及 壤質砂土	砂質壤土	壤土	粉質壤土	黏土	有機土
4.5增至5.5	0.7	1.2	1.8	2.8	3.7	8.2
5.5增至6.5	1.0	1.7	2.4	3.5	4.7	8.5

若顧及人力及財力的負荷，可將土壤 pH 的改良目標降低，一般而言，礦物質土壤以高於 pH 5.5，有機質土壤以高於 pH 5.2 即可，因為在此 pH 值下，鋁與錳毒害已減輕至甚低，同時石灰用量可減少甚多。唯每年需重新測定土壤之 pH，若土壤 pH 低於 5.5 時則需再補充石灰。同時，改良的深度應達所栽種之作物的根系生長範圍為目標。

3) 石灰資材的施用法

由於石灰資材的溶解度不大，在土壤中的移動速度較慢，若只施於土壤表面，則僅能改善表土數公分內之酸度，所以應藉助耕犁之農具將石灰與土壤均勻的混合，或將石灰泡成懸浮狀，再注入土層中。若栽種多年生作物，則石灰與土壤的混合必需在播種前完成，同時儘可能遠離播種期，以讓石灰有充分時間以發揮其中和酸度的功效。如果土壤只是微酸性或欲栽種的作物對酸性並不是很敏感的話，則石灰的施用期接近種植期也無妨。若栽種對酸度敏感的作物(如高粱，苜蓿，甜菜，萵苣，芹菜，蔬菜，菠菜，花椰菜，洋蔥，蘆筍，絲瓜，洋香瓜，青椒...等)則需在栽種前一年施用石灰，使土壤 pH 有足夠時間調升，否則難見改良效果。同時，pH 的改良並非立即可達到所需求的 pH 目標，而是慢慢的提昇，而提昇的快慢決定於土壤中所含有機質和黏粒之多寡，一般而言，土壤陽離子交換容量 (CEC) 愈大者，石灰的用量宜較多且提昇 pH 所需的時間較長。

(二)鹼性土壤：

1.一般而言，土壤 pH 高於 7.5 者，可稱之為鹼性土壤。

2. 鹼性土壤的改良對策

對 策	備 註
栽種耐鹼之作物品種，如蘆筍，大麥，苜蓿，唐菖蒲，玫瑰，天竺葵....等	• 可省去土壤改良之費用。 • 廣泛種植將造成市場供需失 • 產量不高，仍需配合高量肥料的施用。
施用產酸物質（如硫磺，硫酸，硫酸鋁，黃鐵、礦粉及產酸肥料）和石膏	• 硫磺氧化後產生硫酸，可降低土壤 pH。 • 石膏在降低土壤 pH 的貢獻上甚微，唯其所供應之 Ca 可置換鹽害土壤膠體上之鈉而改善土壤物理性。 • 可將硫酸溶入灌溉水中，藉灌溉水的施用來改良土壤。
施用有機質	• 有機質經微生物分解後，可產生某些有機酸。 • 有機質中所含之硫化菌和硝化菌可將化合物中的硫和氮分別氧化成硫酸和硝酸，而增強土壤的酸度故可降低土壤 pH。

三、土壤是否產生鹽害？

土壤鹽度代表土壤溶液中可溶性鹽類的多寡，通常以電導度 (EC) 的高低來表示。土壤溶液中所含可溶性鹽類濃度越高，則 EC 值越高。土壤溶液中的鹽分主要來自土壤本身所含的鹽類之溶解，以及所施用之肥料和使用之灌溉水。表三為土壤鹽度對作物生長之影響關係，其中 EC_e 表示土壤飽和抽出液的電導度。每種作物對鹽度的忍受能力不同，有些作物對鹽度甚敏感，而有些作物則較耐鹽，故先瞭解欲栽種之作物對鹽度的忍受能力，有助作物的選擇及栽培管理之規劃。

1. 土壤鹽度對作物之影響

EC _e (dS/m)	對作物之影響
0 ~ 2.0	甚少作物受影響
2.0 ~ 4.0	對鹽度敏感之作物生長受限
4.0 ~ 8.0	許多作物之生長受限
8.0 ~ 16.0	大部分作物生長受限
>16.0	只有耐鹽性作物可生長

2. 診斷方法

一般而言，若土壤飽和抽出液之 $EC > 4 \text{ dSm}^{-1}$ ，則可能造成鹽害問題。土壤 EC 值可利用電導度計來測定，市面上亦有攜帶型電導度計出售，在唯需注意的是測定時，應使用蒸餾水或礦泉水，避免使用溝水或灌溉水。



鹽害土壤的土壤表面常可看到白色的鹽巴結晶，尤其是，施肥過量及缺乏自然淋洗作用的設施栽培中最為常見。同時，鹽害土壤因含鈉過多，導致土壤團粒分散，土壤孔隙減少，因此在乾旱季節可見土壤表面有結皮現象，而在雨水多時則呈泥濘狀態，且伴隨有排水不良的徵狀。

3. 土壤鹽害的改良對策

對 策	備 註
利用深耕機或怪手打破不透水層，再配合明溝或暗管（效果較佳）排水，以改良土壤排水狀況	投資較大，但效果最佳，且最持久。
利用灌溉方式，供應足夠水分以洗除過量的鹽分	必需配合排水良好（或已改善）及品質佳（即含鹽分低）之灌溉水，效果才顯著。
施用有機質	- 改善土壤物理性，增進透水性，且減低壓實發生的機率。 - 宜避免長期且大量施用污泥或動物性有機質肥料（因會加重土壤鹽分含量），可選用植物性有機質肥料（如作物殘體，綠肥）。
施用土壤改良劑（如石膏或硫磺）	- 石膏中的鈣可置換出土壤膠體上的鈉，而硫磺可降低土壤 pH，若配合洗鹽則效果將更佳。 - 石膏和硫酸亦可將之溶入灌溉水中，藉灌溉水之施用來改良土壤。
栽種耐鹽性作物（如蘆筍，裸麥，甜菜...等）	可省去土壤改良之費用。
栽種蔓性覆蓋作物	可減少地表水分的蒸散，阻止鹽分上昇。

四、土壤有機質含量是否過低

土壤有機質為在土壤中形成或從外界加入的動植物之殘體。一般而言，土壤有機質可分為(1)未腐植化物質 (Non-humic substances)：低分子量而未經腐植化過程之有機物，如殘株落葉，蛋白質，醣類，氨基酸...等，此為較易被微生物分解之部份；(2)腐植質 (Humus)：高分子量且經腐植化過程，微生物分解較慢的部分，其中腐植質之部分對土壤性質和土壤之肥力影響較大。腐植質的主要化學成分為腐植酸 (humic acid) 和黃酸 (Fulvic acid)，呈黑色或褐色，是土壤形成團粒構造的良好膠結劑，能使砂土黏結，使黏土疏鬆，可改善土壤的透水性能和保水能力。腐植質本身含多種植物所需養分，又有較強的吸附性，吸水量為土壤無機膠體的5~10倍，能提高土壤的保水和保肥力，也能緩衝土壤酸鹼度的變化，減輕重金屬的毒害，且有利於微生物和作物的生長。土壤有機質含量的高低，代表土壤供應養分的潛在能

力及穩產性，有機質高的土壤，其供肥潛力較大，抗逆性也較強。土壤有機質含量的多寡可作為土壤品質優劣的良好指標。臺灣地處高溫多雨，有機質分解較快，故有機質含量過低的土壤甚多。

(一) 診斷方法

土壤有機質的多寡可由 (1)土壤顏色來推估：一般而言，黑色和暗棕色土壤有機質含量較高，而灰色、紅色和黃色的土壤均為有機質低的土壤；及 (2)以實驗室分析測得。一般而言，土壤有機質含量低於 1.0% 者為貧瘠地，1.5~3.0% 為中上等地，而高於 3.0% 者為沃地。本省地處熱帶和亞熱帶，有機質分解較快，一般耕地土壤的有機質含量偏低，有機質含量低於 2.0% 的比比皆是，提高土壤有機質含量已為提昇本省土壤生產力的主要對策之一。

(二) 土壤有機質含量低之土壤的改良

對 策	備 註
施用有機物或有機質肥料	• 此為最直接且最有效的策略。 • 依改良目的來選擇有機質的種類；若以改良土壤物理性（團粒構造，保水能力）為目標者，宜選用較「不易分解」或腐熟度較高的有機物，若以供應養分為目標者，則宜選用養分含量較高，養分釋出較易的有機物。 • 避免選用 (1) C/N 太高；(2) EC (電導度) 高；(3) 未腐熟；及 (4) 有毒物質含量超出標準之有機物。 • 排水不良的田地不宜施用過多易分解的有機物。
種植綠肥作物	• 綠肥經翻入土壤後，部分養分會隨綠肥分解而釋出，而較不易分解的部分則可作為土壤有機質的來源。 • 水稻田宜選用非豆科綠肥（如油菜、蘿蔔等），禾本科旱作（如甘蔗、玉米等）則宜選用豆科及具固氮能力的綠肥作物（如田菁、紫雲英、太陽麻、虎爪豆等）。

五、土壤重金屬含量是否過高

由於工業廢水，汙泥，垃圾等問題之衍生，使得土壤遭受重金屬及有毒物質污染的可能性愈來愈大。土壤中重金屬經作物吸收後，除了會抑制一般作物的生育外，亦可經由食物鏈而影響人類及牲畜的健康，因此土壤重金屬含量的分析在土壤健診中逐漸受重視。一般較受關注的重金屬包括砷 (As)、鎘 (Pb)、鉻 (Cr)、銅 (Cu)、汞 (Hg)、鎳 (Ni)、鉛 (Pb) 和鋅 (Zn)。土壤重金屬含量的測定並非絕對需要的，完全要看農地周遭是否有污染源以及污染物是否會流入農地等因子來決定。若土壤中重金屬含量超過本省暫定標準之中等測值者，則須注意重金屬的危害，必要時應進行土壤改良，汙染嚴重者該土壤應禁止農用。

(一) 診斷方法



土壤重金屬含量的測定並非絕對需要的，完全要看農地周遭是否有污染源以及是否有污染物會流入農地等因子來決定。依照環保署規定的採樣方法及檢測方法，若土壤中重金屬含量超過管制值則該土壤即禁止農用，而達監測值，則需注意重金屬的可能危害威脅，必要時應進行土壤改良，環保署公告之食用作物土壤之八種重金屬的監測標準（全量）如下：

環保署公告之食用作物農地土壤的八種重金屬監測和管制標準

重金屬	監測值(毫克/公斤)	管制值(毫克/公斤)
砷(As)	30	60
鎘(Cd)	2.5	5.0
鉻(Cr)	175	250
銅(Cu)	120	200
汞(Hg)	2	5
鎳(Ni)	130	200
鋅(Zn)	260	600
鉛(Pb)	300	500

環保署亦針對有機污染物訂定管制標準值，詳情請見環保署「土壤污染管制標準」。

(二) 重金屬污染土壤的改良對策

對策	備註
以酸劑或鉍合劑來淋洗土層	● 可移除部分土層中之重金屬。 ● 需避免污染地下水層。 ● 酸洗過的土壤，恐對作物之栽培不利。
施用石灰資材使土壤 pH 趨近中性	● 重金屬將轉變成較難溶的化合物，而減低其有效性。 ● 最廣泛被引用者。
添加有機質以鉍合或吸附重金屬	● 效果雖佳，但有機質的需求大。
移去已受污染的土壤或客以未污染之土壤	● 處理費用龐大，並不適用於大面積之改良。 ● 客土之運費及人力需求大不適宜大面積之改良，且不恰當之客土恐造成難以解決之後遺症。
將受污染土層與未受污染土層之土壤翻動混合	● 雖可稀釋單位體積內之土壤重金屬含量，但處理費用高，效果有限。

結論

健康的人生必來自健康的環境及安全的農業的生產體系，土壤品質的好壞或土壤健康與否攸關空氣品質和水質，並為確保農業永續發展的重要關鍵，維護和增進土壤品質在面臨氣候變遷，農作物生產和人類生存壓力日增的困境下，尤為重要，極須大家努力及攜手的克服。

參考文獻

1. Doran, J. W., and T. B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. p. 3 ~ 21. In J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, and B. A. Stewart, (ed.) Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA Spec. Publ. 35. ASA and SSSA, Madison, WI.
2. Doran, J. W., M. Sarrantonio and M. A. Liebig. 1996. Soil health and sustainability. *Advances in Agronomy* 56:1 ~ 54.
3. Karlen, D. L., J. W. Doran, B. J. Weinhold and S. S. Andrew. 2003. Soil quality : Humankind's foundation for survival. *J. Soil. Water, Conservation*. 58, No. 4 : 171 ~ 179.
4. NRCS (National Resource Conservation Service). 1997. Maryland Soil Quality Assessment Book. USDA. Washington, DC.
5. Parr, J. F., R. I. Papendick, S. B. Hornick, R. E. Meyer. 1992. Soil quality: attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. *Am. J. Alternative Agric.* 7: 5 ~ 11.
6. Soil Science Society of America. 1995. SSSA statement on soil quality. *Agronomy News*. p. 7.



土壤有機質影響土壤健康與植物健康

鍾仁賜

國立臺灣大學農業化學系名譽教授

前言

土壤是在人類生命中不可再生的重要自然資源 (Jenny, 1980)，聯合國環境規劃署 (United Nations Environment Programme, UNEP) 之全球土壤退化評估 (Global Assessment of Soil Degradation) 估計，所有退化農業用地中有 38% 為人為者 (Oldernan, 1992)。Oldeman (1994) 將土壤退化定義為降低土壤當前或未來生產商品或服務的能力的作用。自 1945 年以來，世界上 11% 的植物生長區和 38% 的耕種區的土壤退化 (Hammond, 1992; Gardiner and Miller, 2004)，相當於中國和印度土地面積的總和。Pimentel 和 Kounang (1998) 及 Pimentel (2006)，之研究顯示每年有 750 億噸 (billion tons) 土壤被侵蝕，大多數農業用地正在每年每公頃以 13 噸到 40 噸的速度流失。Mehra 等 (2018) 認為土壤已成為世界上最瀕危的自然資源之一且估計全球每年有 250 ~ 400 億噸 (25 ~ 40 billion tons) 的肥沃土壤流失，相當於約 1,000 ~ 1,600 萬公頃 (10 ~ 16 million hectares) 的土壤。土地上的土壤陸地生態系中碳主要儲存於表土，土壤碳影響全球碳循環和氣候變遷，同時調節土壤健康 (soil health) 和生產力 (productivity) (Singh *et al.*, 2018)。土壤含有兩種形式的碳：土壤有機碳 (soil organic carbon, SOC) 和土壤無機碳 (soil inorganic carbon, SIC)，大多數土壤的 SOC 比 SIC 多。

土壤有機質及其組成

土壤中含有約 1,550 Pg (peta g, $\text{peta} = 10^{15}$) 的有機碳和 750 Pg 的無機碳 (0 ~ 100 cm 深)，故在全球碳循環中扮演重要的角色。土壤總碳庫為 2,300 Pg，是大氣碳庫的三倍，是生物碳庫的 3.8 倍 (Lal, 2002)，是地球最大的有機碳庫之一 (Schlesinger, 1995)。土壤維持植物生長和生物活性的適宜性是土壤物理 (孔隙度、持水量、構造和傾斜度) 和化學特性 (養分供應能力、pH、鹽含量) 的函數，其中許多性質是 SOM 含量的函數 (Doran and Safley, 1997)。土壤有機質也是陸地氮、磷和硫的主要貯存庫，微生物固定 (immobilization) 和礦化作用 (mineralization) 不斷改變這些元素的循環和有效性 (Hillel, 1991; Feichtinger *et al.*, 2004)。

土壤有機質 (soil organic matter, SOM) 指不包括未腐爛的動、植物殘體的土壤有機部分 (SSSA, 1987)，SOM 含量通常以 SOC 含量的測量來估算，SOM 的功能性定義不包括尺寸大於 2 mm 的有機質 (Baldock and Skjemstad, 1999)。土壤有機質是概念上的，最重要的部分是顆粒狀有機質 (particulate organic matter, POM) 和腐植質 (humus)。土壤有機質之組成為：一、不穩定劃份 (labile fraction)：分解中的植物殘體、真菌菌絲、植物細根以及不穩定 (labile) 且轉換時間 (turn over time) 短 (<1 ~ 2 年) 的相關生質；二、活性成分 (active component)：包括部分穩定的有機質和微生物代謝產物，稱為腐植質劃份 (humus fraction) (轉換時間 5-25 年)；三、抗性劃份 (resistant fraction)：在物理或化學上穩定的組成分，也包括部分的腐植質

劃份 (轉換時間為 250~2,500 年)，是緩慢或難分解的 SOM 貯池 (low or refractory SOM pool)，是土壤中長期穩定的碳 (Stevenson, 1982; Baldock and Skjemstad, 1999; Falloon and Smith, 2000)。一般認為腐植酸 (humic acid) 的高度芳香構造 (aromatic structure) 是形成穩定 SOM 的重要原因，但是這一概念在過去的三十年中經常受到質疑 (Oades, 1988; Hedges *et al.*, 2000)。

在初始階段，有機質或殘體主要是植物物質，是由複雜的碳水化合物 (纖維素、多醣)、植物蛋白、表皮蠟、脂質和木質素組成。初始有機材料中各成分的穩定性從小到大依次為：簡單醣 < 胺基酸 < 蛋白質 < 纖維素 < 半纖維素 < 脂肪 < 澱粉和蠟質 < 木質素和單寧 (Quideau, 2002)。Gregorich 等 (2001) 之研究顯示，SOM 的化學成分幾乎不受植物殘體性質的影響。

土壤品質

水品質、空氣品質與土壤品質 (soil quality) 是環境品質的三個組成分 (Andrews *et al.*, 2002)。水和空氣品質的主要定義是其污染程度，因為其直接影響人類和動物的消費、健康或自然生態系 (ecosystem) (Carter *et al.*, 1997; Davidson, 2000)，土壤品質不僅限於土壤污染程度，且被更廣定義在土壤生態系和土地利用邊界內發揮功能以維持生質生產力與環境品質並促進植物生長和動物健康的能力 (Doran and Parkin, 1994, 1996)。Sojka 和 Upchurch (1999) 認為土壤、空氣和水質之間幾乎沒有相似之處，但是這三種資源都有大量基於當前或預期用途的定義。土壤品質的簡單定義是土壤發揮作用的能力 (capacity)，Larson 和 Pierce (1991) 將土壤品質定義為土壤在生態系邊界內發揮作用並與周圍生態系統積極相互作用的能力。Karlen 等 (1997) 更進一步將土壤品質定義為特定類型的土壤在自然或管理的生態系統邊界內發揮作用的能力，以維持植物和動物生產力，維持或提高水和空氣品質，並支持人類健康和居住。土壤品質開始被解釋為一種敏感且動態的方式，用於記錄土壤狀況、對管理的反應或對自然力或人類使用施加的壓力的抵抗力 (Arshad and Coen, 1992; Habern, 1992)。

人類對土壤品質和功能的興趣可以追溯到文明之初 (Brevik and Sauer 2015)。摩西在大約公元前 1400 年左右進入迦南時詢問他的追隨者，概述土壤的功能或品質，他說：看看這片土地是什麼樣子，以及居住在那裡的人是強是弱，是少還是多。他們生活在什麼樣的土地上？是好還是壞？土壤怎麼樣？是肥沃還是貧窮？有樹還是沒有樹？你們要竭盡全力，使這地的出產帶回來 (民 13: 18 ~ 20)。中國的《詩經》可以追溯到公元前 770 年至 476 年的周朝，描述地形、動物和植物，並解釋農業實際應用 (agricultural practices)。例如載芟載柞、其耕澤澤 (剷除雜草砍雜木，田間耕作土變細)。降此蟊賊，稼穡卒穰 (降下蟊賊等害蟲，農田莊稼都生病)；今適南畝，或耘或耔 (快去南畝走一趟，只見有的鋤草有的培土)。12 世紀阿拉伯農業學家 Ibn-Al-Awwam 在其《農業之書》(Kitab-Al-Felaha) 中寫道：農業的第一步是認識土壤與區分土壤的好與壞，還必須考慮土壤的深度，因為其表層經常是黑色的 (Lal, 2016)。

1970 年代以來出現的三個獨立但相互關聯的術語如下：土壤品質、土壤功能 (soil functionality) 和土壤健康 (soil health)。土壤品質被定義為適用性 (fitness for use) (Larson and Pierce 1991) 和土壤完成功能之能力 (capacity of the soil to



function)(Karlen *et al.* 1997)。土壤品質是土壤的外在特徵 (extrinsic characteristic)，並隨著人類對土壤的期望使用而變化。科學文獻中最早提及土壤品質的是 Mausel (1971)。Mausel 定義土壤品質為在高級管理條件下，土壤生產玉米、大豆和小麥的能力。此定義強調農業生產並與土地評估相關，這個定義與最近的術語土壤能力 (soil capability) 相當，土壤能力定義為土壤貢獻生態系服務 (ecosystem services) (包括生質生產) 的內在能力 (Bouma *et al.*, 2017)。

土壤品質主要是從農業角度定義：土壤適於支持農作物生長而不會退化或不會以其他方式損害環境。可見從一開始，土壤品質就不僅限於生產力，而是強調土壤管理對環境品質、人類和動物健康以及食品安全和品質的影響 (Haberern, 1992)。而 Larson 和 Pierce (1991) 也對只關心農業生產力表示不安，建議將土壤品質與生產力脫鉤。Doran 和 Parkin (1994) 觀察到土壤品質的定義包括土壤可持續發揮作用的能力，但同樣認為對生產的關心過於嚴格。Doran 和 Parkin (1994) 希望對土壤品質進行定義，以強調與土壤利用有關的主要問題。因此，除了生產力之外，在其定義中還包括土壤對環境品質之貢獻以及促進植物、動物和人類健康的能力。當從環境角度將土壤品質定義為土壤促進植物生長、透過調節降水的滲透和分配來保護流域以及透過以下方式防止水和空氣污染的能力時，也解決土壤的這種多功能性：緩衝潛在的污染物，如農業化學品、有機廢物和工業化學品 (Sims *et al.*, 1997)。

由土壤品質概念的歷史顯示，它植根於兩種不同的方法，其一是強調土壤的固有特性，另一是強調人類管理的影響。與土壤品質密切相關的土壤功能決定於特定的土地利用，包括維持植物和動物生產力 (農業用地利用)、森林生產力 (造林用地利用)、與人類健康和居住相關的空氣和水質。與人類福祉和自然保護相關的重要土壤功能包括：養分的保留和循環、土壤構造 (structure) 的形成和穩定 (形成團粒)、水的保留和傳輸、通氣和氣體交換、土壤反應的緩衝、化合物的轉化以及生物多樣性的維護 (Lal, 2016)。這些功能也被稱為土壤資源提供的生態系服務 (Daily *et al.* 1997)。因此，土壤品質的概念可用於加強土壤科學學科之間的合作，並將現有資訊綜合成功能性和經過驗證的管理，這些管理對土地管理者和決策者是容易獲得和有用的 (Karlen *et al.*, 1997)。這種土壤品質概念的另一個好處是，提高利害關係人對土壤資源重要性的認識並加強溝通 (Karlen *et al.*, 2001)。

土壤品質指標

土壤品質評估強調土壤固有的和動態的特性和過程。傳統的土壤分類和解釋幾乎完全基於氣候、母質、時間、地形和植被等基本土壤形成因素所決定的固有特徵 (Jenny, 1941)。土壤固有特性決定各種土壤的絕對能力，通常集中於整個土壤剖面 (~2 m 深)，這也是為什麼沒有一個單一的值來描述所有土壤資源和土地利用的土壤品質的原因。動態土壤品質則集中在 20 至 30 公分的表面，描述由於相對近期的土地利用或管理決策而導致的特定土壤的狀態或狀況。是透過使用各種生物、化學和物理指標來測量，包括大多數土壤剖面描述中包含的一些固有特性 (如 pH 值、堆積密度 (bulk density)、有機質含量)。土壤的複雜性、空間和時間的變化以及氣候等外部因素的影響被認為是土壤品質評估需要克服的主要挑戰 (Bouma, 2000; Elmholt *et al.*, 2000b; Karlen and Andrews, 2000)。而土壤之間的固有差異、土壤所處環境的複雜性以及世界各地使用的土壤和作物管理做法的多樣性



阻礙目前建立對所有土壤進行比較的特定評級或價值 (Karlen *et al.*, 2003)。土壤品質評估為評估土壤資源的管理提供科學工具，同時考慮到如果土壤管理得當，可以為人類提供的各種效益的社會需求。因此，土壤品質的評估與土壤提供的生態系服務的評估有關。土壤品質指數的最終目的是讓農民和其他土地管理者瞭解土壤管理對土壤功能的影響。作為生態系統的一部分進行檢查時，土壤品質評估為評估人類管理決策的直接和間接環境影響提供一種有效的方法 (Karlen *et al.*, 1997)。

土壤品質概念相關的兩個最重要的因素是：一、土壤具有固有的和動態的特性與過程，二、土壤品質評估必須反應生物、化學和物理特性、過程及其相互作用。因此，不存在理想或神奇的指數 (Karlen *et al.*, 2003)。

土壤指標 (soil indicators) 是土壤或植物的可測量特性，提供有關土壤功能的資訊。各種物理、化學和生物學特性都可作為指標。Arshad 和 Coen (1992) 提出可能的描述性指標來表徵土壤品質，其中包括沖蝕、構造、易碎性 (friability)、表層結皮 (crust) 和積水現象。由於母質、氣候、地形和水文等外在因素可能會影響土壤特性的潛在值，以至於不可能建立通用的目標值。因此，土壤品質評估需要包括基準或參考值，以便能夠識別管理效果。土壤通常對土地利用和管理的變化反應緩慢，因此，在發生不可逆轉的損害之前檢測土壤品質的變化可能比檢測水和空氣品質的變化更困難 (Nortcliff, 2002)。故土壤品質與土壤健康評估指標都應符合以下五個標準 (Doran and Zeiss, 2000)：一、對管理變化敏感；二、與有益的土壤功能密切相關；三、對闡明生態系統過程很有用；四、對土地管理者而言易於理解且有用；五、測量容易且成本低。由於管理通常對質地和礦物學等固有特性只有有限的短期影響，因此，需要其他指標，包括生物指標。指標具有可解釋性，能將管理和功能結合 (盛丰, 2014; Rinot and Levy, 2019)。目前能同時滿足以上五個標準的指標僅佔 20% (Lehmann *et al.*, 2020)。

有人認為，土壤品質只能根據一種或多種土壤功能、生態系服務或土壤威脅進行評估 (Sojka and Upchurch, 1999; Volchko *et al.*, 2013; Bouma, 2014; Baveye *et al.*, 2016)。截至 2010 年，已製定土壤品質相關標準 141 項 (Teng *et al.*, 2014)，有地區已開發出視覺土壤評估 (visual soil assessment) 方法 (Ball *et al.*, 2013)。這些方法主要針對土壤構造或生產力 (Mueller *et al.*, 2013; Abdollahi *et al.*, 2015)。直觀的解釋是視覺土壤品質評估的優點，但視覺土壤評估本身並不能評估由生物和化學土壤過程驅動的生態系服務的狀況 (Ball *et al.*, 2017)。由於視覺土壤評估提供的資訊與實驗室方法不同 (Emmet-Booth *et al.*, 2016)，兩者的結合將是有利的 (Pulido Moncada *et al.*, 2014)。最終，視覺土壤評估的增加使用被認為在產量差距分析和土地管理計劃中非常重要 (McKenzie *et al.*, 2015)。視覺土壤評估也常被總結為整體土壤品質評分 (McGarry, 2006; Shepherd *et al.*, 2008; Mueller *et al.*, 2014)。

目前選擇的指標數量通常在六到八個之間 (Bünemann *et al.*, 2018)。Stone 等 (2016a) 建立歐洲成員國農業區土壤品質的 10 個生物多樣性指標 (定義為執行關鍵土壤過程的能力)，以用於未來的監測。Bünemann 等 (2018) 為確定最常提出的土壤品質指標 (組合)，總結 62 篇出版物 (研究報告)，其中有 65 個測量土壤特性的最小資料集。結果顯示總有機質/碳 (90%) 和 pH 值 (82%) 是最常提出的土壤品質指標，其次是有效磷 (75%)、蓄水量 (60%) 和堆積密度 (54%) (所有指標均在超過 50% 的審查指標中提及)；速效性鉀 (50%)、質地 (44%) 和總氮也常被使用 (> 40%)。建議指標的平均數量為 11 個。從大多數情況下的實際和所需費用角度



而言，這個數量可能超出可行的範圍。因此，可以看到近年來所選的指標數有越來越小的趨勢，更期望開發可以快速、廉價的應用於大量樣本的新指標 (Bünemann *et al.*, 2018)。在大多數出版物中，每類別 (物理、化學和生物) 至少包含一個指標。當解決所有土壤功能或基於土壤的生態系統服務時，這些類別通常會自動顯示。然而，所審查的有 40% 最低數據集中缺少土壤生物指標 (Bünemann *et al.*, 2018)。在生物指標中，土壤呼吸、微生物生質量、氮礦化和蚯蚓密度出現的頻率較高 (Bünemann *et al.*, 2018)。產量、植物營養狀況和其他生態系統服務指標通常不包括在內。土壤生物在土壤功能中扮演核心角色。因此，添加生物和生化指標可以大大改善土壤品質評估 (Barrios, 2007)。目前在土壤品質評估中的土壤生物指標代表性仍不足，且大多局限於微生物生質量和土壤呼吸等測量。由於潛在土地利用的多樣性，因此，土壤品質評估應被視為相對的而不是絕對的，這認識到土壤是不同的，並且對於特定的功能，土壤的品質可以不同，但不一定受到限制 (Karlen *et al.*, 1997)。

土壤健康與健康指標

土壤健康概念源自於 20 世紀 90 年代的土壤品質 (Mausel, 1971)，最初受了許多的批評 (Sojka, 1999)，是描述土壤對農業及其直接環境的作用能力。土壤健康一詞源自於對土壤品質透過農作物品質影響動物和人類健康的觀察 (Warkentin, 1995)。土壤健康也可經由與有機體或族群健康的類比來說明 (Larson and Pierce, 1991; Doran and Parkin, 1994)。2000 年代初以來，土壤健康一詞更頻繁地在科學和通俗文獻中使用 (Habern, 1992; Pankhurst *et al.*, 1995; Doran and Zeiss, 2000)。Acton 和 Gregorich (1995) 認為土壤品質與土壤健康可互換使用，其實兩者不應互換使用，因為土壤品質與其作用 (功能) 有關，土壤健康則源於土壤會經由農作物的品質影響動物和人類的健康 (Warkentin, 1995)，故土壤健康常與植物健康聯結，將土壤視為影響植物健康的活的動態系統，其功能是由多種生物體促成的，這些生物體需要管理和保護，如在抑病的土壤中 (Almarino *et al.*, 2014)。土壤品質較注重土壤滿足特定人類需求的能力，例如特定作物的生長，而土壤健康更著重於土壤維持植物生長和維持其功能的持續能力。

自文明誕生以來，也認識土壤與人類健康之間的關係 (Brevik and Sauer, 2015)。土壤健康很大程度的影響人類健康，如土壤健康與人類健康和營養安全有關，具有較高微量營養素有效性的土壤與較低的營養不良有關 (Barrett and Bevis, 2015)，較高的土壤有機質可提高作物的營養價值 (Wood *et al.*, 2018)。作物的營養價值也與土壤生物多樣性有關 (Wall *et al.*, 2015)，可以提高作物的微量營養素生物利用率 (Jacoby *et al.*, 2017) 並抑制土傳植物病害 (Schlatter *et al.*, 2017)。Voisin (1959) 將癌症與土壤健康聯繫起來，在英屬印度，Howard (1940, 1947) 將人類健康與土壤健康聯繫起來。微量營養素缺乏是發病和死亡的重要原因。兒童特別容易缺乏鋅，而缺鐵會導致兒童和哺乳期母親貧血。所有這些微量和大量營養素必須透過土壤提供。因此，人們普遍認可的看法是：土壤、植物、動物、人類和生態系統的健康是一體的、不可分割的。

土壤健康的定義：土壤作為生物活性實體，在自然和管理景觀中維持多種生態系統服務的能力，包括淨初級生產力 (net primary productivity, NPP)、糧食和營養安全、生物多樣性、水淨化和可再生性、碳封存 (carbon sequestration)、空氣品質、



大氣化學和元素循環，以促進人類福祉和自然保護。Harris 和 Bezidicek (1991) 將土壤健康定義為土壤在生態系和土地利用邊界內作為重要生命系統發揮作用的持續能力，以維持生物生產力並保持空氣和水環境的品質；Doran 等 (1996) 定義土壤健康為土壤作為維持生物生產力、維持環境品質和促進植物、動物和人類健康的重要生命系統的能力。故土壤健康是指在生態系和土地利用的範圍內，土壤能持續作為有生命的系統維持生物生產力、維持空氣和水環境質量、促進植物、動物和人類健康的能力 (Karlen *et al.*, 1997)。van Bruggen 和 Semenov (2000) 將土壤健康視為生態系健康的一部分，並將土壤健康解釋為土壤對各種逆境 (stress) 和干擾的抵抗力 (resistance) (抵抗干擾的固有能力和恢復力 (彈性, resilience)，是土壤對逆境的耐受性，或土壤抵抗逆境和從退化條件中恢復的能力。土壤健康將農業和土壤科學與政策、利害關係人需求和永續供應鏈管理聯繫起來 (Lehmann *et al.*, 2020)。也可說土壤健康顯示短期內的土壤狀況和較長時期內的土壤品質，非常類似於人類在特定時間 (健康) 和長期 (生活品質) 的狀況 (Acton and Gregorich, 1999)，故健康的土壤 (healthy soil) 是一個動態的生命系統，提供多種生態系服務。

Moebius-Clune 等 (2016) 認為土壤品質包括土壤固有屬性和動態土壤屬性，土壤健康等同於動態土壤品質。雖然土壤品質是研究人員較喜歡的術語，但土壤健康往往是農民更喜歡的術語 (Romig *et al.*, 1996)。農民青睞土壤健康，並透過使用直接價值判斷 (從不健康到健康)，根據描述性和定性特性來表徵土壤健康，而科學家則用土壤品質，因為他們關心土壤的分析和定量特性以及這些性質和各種土壤功能之間的定量聯繫。

土壤健康的基礎是認識到僅管理養分有效性 (例如透過使用農業化學品：主要是肥料) 不足以優化植物生長 (Bünemann *et al.*, 2018)。此外，人們越來越認識到集約農業中用於增加植物總產量的一些管理做法對土壤健康有害 (Norris and Congreves, 2018)。土壤健康還考慮植物和根部周圍土壤微生物族群之間的相互作用，其可能會促進或減少植物生長 (Berendsen *et al.*, 2012)。促進土壤微生物族群提高植物產量需要對微生物豐度和活性、族群組成和特定功能進行管理 (Chaparro *et al.*, 2012; Bonanomi *et al.*, 2018)。

土壤健康評估是基於保證農田作物生產永續性的土壤品質變數 (Doran and Zeiss, 2000; Sahu *et al.*, 2019)。廣義而言，土壤健康指標可分為物理、化學或生物 (Bünemann *et al.*, 2018)，儘管這些類別並不總是明確劃分，因為許多屬性反應多個過程。植物生產的土壤健康評估通常包括總有機碳、植物有效養分、pH、陽離子交換容量 (cation exchange capacity, CEC)、導電度 (electrical conductivity, EC)、滲透阻力、氮礦化和微生物生質量。土壤呼吸也被使用，以顯示生物特性以及構造穩定性 (Bünemann *et al.*, 2018)。在 90% 的土壤健康評估方案中，化學指標至少佔指標的 40%，此強調化學性質在土壤健康量化中的重要性及對植物生產的長期重視。歐盟委員會最近也建議將土壤生物多樣性列為土壤健康的指標之一 (E.U. Mission Board Soil Health and Food, 2020)。在目前，生物指標通常佔指標的 20% 以下。整體而言，目前超過三分之二的土壤健康測試框架包括土壤有機質、pH 值以及植物有效磷和鉀的傳統量化，一半以上包括儲水量和堆積密度 (Bünemann *et al.*, 2018)。在 65 個土壤健康分析方案 (包括土壤品質或土壤健康方案的混合物) 中，目前使用的指標中大約有一半滿足資訊豐富、敏感、有效且相關的要求，但有些重要指標卻沒有 (Lehmann *et al.*, 2020)。例如，總有機碳符合三個標準，但通常不會很快變



化(不敏感)，需要額外的指標，例如更敏感的有機碳劃份(fractions)。其他指標，例如土壤質地或深度，不易改變，不易管理(換句話說，不具有提供資料之特性，儘管它們與土壤健康高度相關，以及在許多方案中仍然需要耗時的分析或現場測量。然而，這些難以管理的指標卻為土壤健康提供了背景，沒有這些指標就無法理解可管理的屬性。重要的問題是，目前所列出的生物指標都不能有效地獲得廉價、可靠和快速的資訊。研究已顯示微生物族群、豐度、多樣性、活性和穩定性等土壤生物群組成是土壤品質的重要指標(Doran and Zeiss, 2000; Leskovar *et al.*, 2016)，尤其是生物多樣性，但缺乏適當的土壤健康指標和土壤生物多樣性的實用量化方法(Bünemann *et al.*, 2018)。微生物族群在土壤中獲取、動員、固定、回收、分解、降解和修復的功能能力將微生物能力與土壤健康和農業永續性聯繫起來(Sahu *et al.*, 2019)。土壤生物群與病原生物的抑制、養分循環和蓄水解毒有關，並對土壤管理措施有快速反應(Doran and Zeiss, 2000; Harris, 2009)。土壤生物族群、土壤肥力和植物健康之間亦關係密切(Altieri and Nicholls, 2003)。土壤生物族群透過生物過程在提高土地生產力和土壤肥力方面的作用被認為是農業永續發展的關鍵策略(Giller *et al.*, 2005)。

植物健康

植物健康(plant health)是科學論文中經常使用的術語，但定義不明確，它出現在有機農業的座右銘(Balfour, 1943)；有農業部的部門稱為植物健康；德國有植物保護雜誌名為《Healthy Plants》；農藥廣告中大量聲稱該產品可促進目標作物的健康(Döring and Finckh, 2006)。綠色植物的健康對每個人都極重要(Lucas, 1998)。植物健康一詞顯示兩個用途：指檢查進口植物是否存在潛在入侵性害蟲和病原體的科學和監管框架(Ebbels, 2003; MacLeod *et al.*, 2010)，其第二種用法較不具體，涉及植物保護的所有領域。

世界衛生組織(WHO)定義人類健康為身體的、精神和社會的幸福狀態，而不僅僅是沒有疾病或虛弱(infirmity)(WHO, 1946)。消極健康概念將健康定義為無疾病(或引起疾病的病原體)。健康為正常，疾病為異常；健康與生物功能相關；疾病是指生物體的細胞結構或功能改變，是對生物功能的正常相互作用的干擾；健康是生物體內或生物體的過程中微妙的動態功能平衡的條件；疾病是未能在營養供應和環境品質下達到的預期之生產水準(Küdelä, 2011)。將健康簡單地定義為無病，顯示對健康的負面看法，而僅僅透過沒有疾病定義健康顯得過於嚴格，將健康定義為無疾病也沒有顯示一般認為健康的複雜性。雖然沒有疾病是健康的必要標準，但健康和疾病不是對稱的術語(Wulff, 2002)，健康和患病之間也沒有明確的界線。因此，很難清晰定義植物健康(和疾病)(Schlosser, 1997; Lucas, 1998; Agrios, 2005)。Lucas(1998)在評論植物病害定義時說，通常指的是正常植物，但對於偏離這一標準的確切程度則未達成共識。很容易想像一個健康的植物有一些指標性質，如顏色、膨壓、大小外觀、構造、活力等；也可以想一個植物或一群植物的樣子。健康可視為可經由各種測定來描述在那裡的客觀類別。

博物學家認為健康是植根於自然，與人的價值無關，並能客觀地確定。廣義上的植物病害包括植物生長中的任何不正常作用。因此，植物健康可以定義為不存在限制植物表現遺傳潛能之生產之生物和非生物的逆境(Chaube and Singh, 1991; Browning, 1998)，也應考慮植物繁殖潛力的品種差異。Agrios(2005)認為當植物能

完成其生理功能，發揮其遺傳潛力時是健康的或正常，Nordenfelt (2006) 認為植物在一標準狀況能完成其所有重要目標時，植物才是健康的。然而，尚不知如何測量這種潛力。

以人類健康概念為起點 在過去的幾十年裡，人類疾病的醫學診斷和治療的進步確實突破生命的界限 (Exner *et al.*, 2001)。人類只是一個物種，而植物有很多種，這種多樣性影響健康觀念。自然主義 (naturalism) 與規範主義 (normativism) 在定義植物健康方面之價值觀與方法是不同的 (Gimmler, 2002; Nordenfelt, 2002; Schramme, 2007; Hamilton, 2010)。

在自然主義，健康是指沒有疾病，其方法是描述性的：健康被視為存在的客觀類別，可以透過各種測量來描述。健康通常由專家 (例如醫生或植物病理學家) 利用自然科學工具收集的知識來確定。健康被視為一個抽象實體，原則上可以使用相同的方法在所有個體中進行確定。最有影響力的自然主義健康概念是由 Boorse (1977) 提出，Boorse 明確地將健康定義為價值中立的理論概念 (value-free theoretical notion)，Boorse 以生存和繁殖作為確定功能能力的中心標準。由於生存和繁殖是如此嚴格的標準，任何促進植物生存或繁殖的條件都不會被歸類為妨礙健康。如果繁殖和生存是定義和衡量健康的核心標準，那麼不可避免地會出現違反直覺的情況，即植物病原體的發生往往與寄主的繁殖呈正相關，因此，顯示健康的植物的發病率更高。

規範主義者傾向於容忍多樣化的健康概念，承認個體之間的價值觀存在差異。特別是，它們為人類提供了更多的自由來確定他們的健康狀況。就規範主義立場而言，植物健康一詞似乎在不斷發展，並受到自然科學範圍之外的文化因素的強烈影響 (McRoberts *et al.*, 2011)。規範主義者認為，健康的含義取決於定義它的人類所持有的價值。Khushf (2007) 認為，所有健康或疾病的測量，包括透過自然科學方法獲得的測量，都具有文化背景，因此，永遠不可能完全客觀；病理學總是具有社會經濟因素。因此，什麼被歸類為偏離健康取決於文化背景。規範主義者認為自然主義者的方法是一種規定性的，因為在定義和評估健康的某個時刻，人類價值被用來規定什麼是好是壞，文化價值在植物保護中扮演關鍵角色 (Jansen, 2003; Kroma and Flora, 2003; Abrams *et al.*, 2005)。

自然主義者 Boorse 的健康概念因其清晰性和可操作性而對健康概念的爭論產生大的影響。Boorse 的概念概括為四個步驟：一、參考類別是具有統一功能設計的有機體的自然類；特別是，一個年齡組或一個物種的性別；二、參考類成員內的某一部份 (part) 或過程 (process) 的正常功能是其對個體生存和繁殖是典型的；三、疾病是一種內部狀態，是對正常功能能力的損害，即一種或多種功能能力降低至低於典型效率，是環境因素造成的功能能力限制；四、健康是指沒有疾病 (Boorse, 1977)。營養缺乏通常被認為是植物健康狀況不佳的現象，應如何處理 (Barker and Pilbeam, 2006)？如何確定害蟲或植物病原體是因較高的施肥量所導致 (van Bruggen, 1995)？參考標準在哪裡？無數的生態互動使得很難劃清界線。這些問題顯示，Boorse 的自然主義概念雖然看似明確，但仍有問題尚無法確定，迫使人們做出潛在的任意選擇。

Agrios (2005) 對植物健康的定義：植物充分發揮其遺傳潛力的能力，是正面植物健康定義的例子。其不指疾病或傷害，也無任何否定的成分，但是不清楚如何



以及在什麼條件下（例如環境或農業管理）可以確定植物的潛力是否已實現。Schimitschek (1952) 提出，個體健康的特徵是其所有器官不受干擾地活躍、和諧地共同作用，以維持整個個體的生存並確保其繁殖。然而，Schimitschek 沒有定義和諧。這顯示許多正面的植物健康定義的常見問題：往往缺乏清晰度，並且不能形成明確的健康評估方案。Bos 和 Parlevliet (1995) 提出活力降低作為疾病的標準，但並未對活力進行定義。從對植物健康的負面觀點出發，更容易主張傳統的植物保護，即擺脫疾病就能帶來健康。同樣，有益於植物和病原體之間更複雜的相互作用的立場，如誘導抗性現象和進化的植物種群，更容易被生態植物保護所接受。早期的病理學家也觀察到，對某些病原體有抵抗力的植物常常會被其他病原體感染。如當小麥對專性銹病病原體 (obligate rust pathogens) 的抵抗力越來越大時，較弱的病原體如殼針孢屬 (*Septoria*) 和其他葉斑病菌就會進入 (Makepeace *et al.*, 2007)。

關於植物健康，整體觀念出現在三個層面 (Ferretti, 1997)。第一個層次是對植物的整體考慮，而不是植物各部分的分離和隔離，第二個層次是指植物在其（自然）環境中的考慮，第三個層次包括社會經濟視角的整合 (Döring *et al.*, 2012)。在第一個層面上，一些研究者將植物的整體性稱為其完整性 (Lammerts van Bueren *et al.*, 2003)。植物只有完整才能健康，即其完整性不會被破壞；但是與許多動物比，植物通常可以彌補器官的損失；這對於許多疾病至關重要，因為器官（例如幼苗葉子）的損失可能對最終植物表現影響很小或沒有。Lammerts van Bueren 等 (2003) 雖然提出幾個完整性的定義，且只是說明完整性不是什麼，也沒有解釋如何評估完整性。完整性並不容易定義，Agrios (2005) 使用它，但也沒有定義它：那麼，植物中的疾病可以定義為植物細胞一系列不可見和可見的反應和組織對病原生物或環境因素的影響，導致植物的形態、功能或完整性發生不利變化，並可能導致植物某部位某些部位或整個植物的部分損傷或死亡。Lammerts van Bueren 等 (2003) 提出完整性的幾個定義：植物特定的完整性是植物的完整或完全狀態，可以完成植物所有特定的功能；遺傳完整性可以定義為物種特異性基因組的完整或完全的狀態；表型完整性是指單一植物或作物的完整或完全的狀態，包括其健康狀況。Lammerts van Bueren 等 (2003) 沒有解釋如何評估完整性；Pautasso 等 (2010) 寫道：因此，有必要擴大植物健康的傳統定義，從受控條件下特定病理系統的研究到景觀和物種分佈範圍層面的廣泛且相互關聯的問題。沒有一個單一的植物健康定義能夠提供令人滿意的清晰度和一致性。

土壤有機質之重要性

土壤有機質是科學家和農民土壤品質和健康的主要指標 (Romig *et al.*, 1995)。SOC 的數量、品質和動態/轉換對土壤健康極重要 (Lal, 2014)。根區 SOC 的臨界值水準為 $15 \sim 20 \text{ g kg}^{-1}$ ，將 SOC 濃度維持在臨界值/臨界水平以上對於以下方面至關重要：一、控制土地傾斜和形成通氣的土壤構造和形成團粒；二、保水和利用效率，控制對乾旱、熱浪和氣候突變的耐受性；三、養分保留及利用效率，可緩解非點源污染、水質及有毒藻華；四、影響元素轉化和抑制疾病土壤形成的根際過程；五、氣體排放（例如 CO_2 、 CH_4 、 N_2O ），可緩和大氣化學並調節氣候變遷。最重要的是，透過加強和永續管理 SOC 庫，可以緩解許多與土壤相關的農業生產力限制。

如果僅使用一種土壤品質指標，則因 SOM 對土壤的許多物理、化學和生物學特性及其作用產生影響，因此，SOM 是最佳選擇 (USDA-NRCS, 2003) (National Resources Conservation Service)，是土壤肥力管理的通用基石指標 (universal

keystone indicator) (Magdoff and van Es, 2000; Ssali, 2000; Loveland and Webb, 2003; Weil and Magdoff, 2003)。就 Karlen 等 (1997) 提出之十個 (SOM、滲透 (infiltration)、團粒形成作用、酸鹼度、微生物生質、氮型態、堆積密度、表土深度、導電度或鹽度 (salinity)、有效養分) 評估土壤品質之指標中，有九個是直接或間接與 SOM 有關，即 SOM 與許多土壤品質指標緊密相連，可作為土壤品質和生產力的最重要的單一指標 (Larson and Pierce, 1991; National Research Council, 1993; Cannell and Hawes, 1994; Gregorich *et al.*, 1994; Robinson *et al.*, 1994)。從農藝學和環境的觀點而言，也都需要較高含量的 SOM，土壤功能會因 SOM 含量低而受到不利的影響。由土壤條件指數 (Soil Conditioning Index) 和康乃爾大學土壤健康測試實驗室 (Cornell Soil Health Test, and Soil Management Assessment Framework) 指數均顯示維持或增加 SOM 含量的重要性 (Karlen *et al.*, 2014)。Magdoff (1998) 認為 SOM 含量每增加 10 g kg^{-1} ，作物產量可能增加 12%，反之，土壤生產力隨 SOM 含量降低而降低 (Bauer and Black, 1994)。Hamblin 和 Kyneur (1993) 在回顧澳大利亞小麥產量和土壤肥力的相關性時，發現種植小麥 80 年後，表土 7.5 cm 的 SOC 含量降至 8.4 g kg^{-1} 。長期種小麥後的土壤，土壤總體穩定性低和通氣性差，而使小麥發芽和出苗有問題 (McIntyre, 1955; Millington, 1959)，因而限制小麥的最終產量。

建立 SOC 含量的臨界值是可用來調節氮肥施用和使環境污染減至最小的一種措施。土壤有機碳含量下降到 $12 \sim 15 \text{ g kg}^{-1}$ 以下時，團粒穩定性迅速下降。團粒穩定性是指團粒在潤濕、降雨或耕耘的應力下，保持完整的能力。Chaney 和 Swift (1984) 研究 26 個農地土壤，顯示團粒穩定性與 SOM 含量呈極顯著的線性正相關。許多土壤學家將 SOC 含量的臨界值定為 20 g kg^{-1} (SOM 含量約 35 g kg^{-1}) (Kemper and Koch, 1966; Greenland *et al.*, 1975; Howard and Howard, 1990; Eshetu *et al.*, 2004; Huber *et al.*, 2008; Patrick *et al.*, 2013)，低於此值，土壤團粒穩定性顯著下降 (Greenland *et al.*, 1975; Kay and Angers, 1999)，作物產量亦下降 (Krull *et al.*, 2004)。Greenland 等 (1975) 也發現，在 SOC 含量低於 20 g kg^{-1} 時，土壤團粒是不穩定的，在 $20 \sim 25 \text{ g kg}^{-1}$ 時，中度穩定，高於 25 g kg^{-1} 時，非常穩定。團粒構造會影響土壤強度、種子發芽和根生長、通氣、表面結皮、沖蝕、滲透、保水量 (water holding capacity) 和堆積密度，因此，維持團粒構造對植物的生產力重要。團粒穩定性可當作土壤物理肥力 (physical fertility) 的一般指標。

Loveland 和 Webb (2003) 認為，許多研究者根據經驗法則將 SOC 含量 20 g kg^{-1} 一值用作土壤穩定性的指標，但是此臨界值的定量證據很少。雖然無法確定 SOC 含量低於 20 g kg^{-1} 是狀況不佳的土壤。從已有的研究則可知，當 SOC 含量高於 20 g kg^{-1} 時，土壤功能不會受到不利的影響。就作物產量而言，SOC 含量低於 20 g kg^{-1} ，將是不可永續耕作土壤的一個有用指標，而應迅速調整管理或耕作方式。不管土壤類型如何，如果 SOC 含量降低至大約 10 g kg^{-1} ，則可能無法獲得潛在的收益 (Carsky and Iwuafor, 1995; Bationo *et al.*, 1998; Kay and Angers, 1999; Musinguzi *et al.*, 2015)。

Parfitt 等 (1995) 發現，大多數土壤陽離子交換容量歸因於表層 SOM。為使 SOM 對 CEC 產生顯著影響，必須將 SOC 含量的臨界限量定為 20 g kg^{-1} 。土壤有機質含量每增加 10 g kg^{-1} ，CEC 增加 $2.21 \text{ cmole (+) kg}^{-1}$ (Williams and Donald, 1957)，故施用有機質肥料，顯示土壤中 CEC 增加 (Bergkvist *et al.*, 2003; Qian *et al.*, 2004)。



許多研究發現，SOM 對 CEC 的貢獻在 30~60% 之間 (Tsutsuki, 1993; Loveland and Webb, 2003) 與 40~50% 之間 (Thompson *et al.*, 1989; Haynes and Naidu, 1998)。均顯示 SOM 含量與 CEC 有關，而與施用肥料相關的農作物產量增加可歸因於 SOM 含量和 CEC 增加 (Gao and Chang, 1996; Bittenbender *et al.*, 1998)，這兩者都增加土壤補充任何被移去的養分離子的能力。

健康的植物可以抵抗病與蟲之攻擊

根據研究顯示作物對蟲之抗力因年齡或生長期而異 (Slansky, 1990)，此即表示抗性與植物生理狀態有關，因此，任何影響植物生理狀態之因子均改變其對病害或昆蟲之抗性。植物較不受病、蟲害威脅，也與植物較為健康有關 (Phelan *et al.*, 1995)。植物在逆境之下或環境不平衡時易生病及受蟲之侵襲 (圖一)。許多病與蟲害其實是人為干擾所造成的。法國植物生理學家 Chaboussou (1987) 強調：健康的植物能主動抵抗蟲或病原菌，而這種能力與植物合成蛋白質有關；蛋白質的合成可以被不平衡的營養或農藥直接影響，不平衡的營養來自某些養分過度被吸收或被抑制；不平衡的營養使水溶性糖或氮化合物累積，游離態 (free) 胺基酸也是 (Matsuyama, 1975)；這些可溶的物質為病菌的營養源。因此，不平衡之營養管理降低作物對病與蟲之抗力 (Magdoff and van Es, 2000)。

稻熱病 (rice blast) 之感染率與嚴重性與氮肥施用量密切相關也是例子 (Long and TeBeest, 2000)；在荷蘭之研究也顯示許多小麥病害與氮肥施用量顯著相關 (Tamis and van den Brink, 1999)。van Emden (1966) 之研究顯示桃蚜 (green peach aphid, *Myzus persicae*) 之生殖力及生長與桃樹葉片中之可溶性氮密切相關。作物所吸收之氮型態也影響病害之嚴重性 (Osuna-Canizalez *et al.*, 1991)。有時候，有機農耕之作物較輕之病害是由於植體中的氮濃度較低 (Daamen *et al.*, 1989)。Workneh 等 (1989) 經過二至五年對一大面積作物之調查研究顯示番茄中的總氮 (total nitrogen) 含量、土壤中的硝酸態氮含量與番茄木栓根化病 (corky root) 成正相關，土壤的氮礦化潛能則與番茄木栓根化病成負相關。Scriber (1984) 之研究顯示高的氮肥施用量造成植食性動物 (herbivores) 對植物之危害增加。有機質肥料中的氮必須經礦化後才能被植物利用，具有緩效性氮肥之作用，通常可以避免施肥之後植物體內氮濃度之急速提高且在其生長期間植體中的氮濃度較為均勻，而其同時提供銨態氮與硝酸態氮之作用也對作物之生長有利。

有機質多與生物活性大的土壤表現好的土壤肥力、複雜的食物網與有利的生物結構，且能抑制病與蟲之感染。土壤肥力高以及有機質多能提高病害之自然生物控制。如在澳洲之酪梨 (avocado) 果園，由 *Phytophthora cinnamoni* 引起嚴重之根腐病 (root rot)，自然雨林之土壤生長之酪梨卻非常健康。但是此自然雨林之土壤利用一段時間，土壤有機質含量減低時，酪梨得根腐病 (Campbell, 1989)。抑病土常是有機質多的土壤，Drinkwater 等 (1995) 和 Chang 等 (2007, 2008) 之研究顯示，施用有機質肥料的土壤含有比施用化學肥料者之微生物活性與生質量高。如其中之木黴菌 (*Trichoderma species*) 繁殖體 (propagule) 密度較高 (Drinkwater *et al.*, 1995)。

生物控制 (biological control) 之機制包括：(真菌) 寄生 ((myco)parasitism) (Harman, 2000)、產生抗生物質 (antibiotics) 或酵素抑制或減少其他生物的競爭力

(Ghisalberti and Sivasithamparam, 1991; Harman, 2000)、競爭空間與能量 (Cook, 1988)、動員 (mobilization) 土壤養分使其有效性提高 (Harman, 2000) 以及誘導植物之抗性增加 (Handelsman and Stabb, 1996; Harman, 2000)。

殺蟲劑與殺菌劑具有高度生物活性，雖然小心使用，也對非標的植物或植物之生理活性產生影響，常有副作用及引發新的病與蟲害。有機農耕系統裡之蟲害較低可歸因於輪作與/或因未使用殺蟲劑而保留較多之天敵 (Lampkin, 1990)。

土壤有機質抑制病害與蟲害不是新的發現

施用有機質肥料直接對土壤抗植物病原有貢獻，在 1960 年代，美國花卉育苗工業使用木材工業廢棄物製成堆肥，以取代泥炭 (peat) 當做盆栽介質。此時即發現堆肥之施用可以改善由 *Phytophthora* 引起之根腐病並減少損失 (Hoitink and Fahy, 1986)。在 1980 年代，證明堆肥施用可以有效的抑制土傳植物疾病 (soil borne disease)，包括 *Fusarium*、*Phytophthora*、*Pythium*、*Rhizoctonia solani* Kuehn 及其他病原菌 (Hoitink *et al.*, 1991)。

有足夠之資料顯示因土壤施用有機質肥料而減低相當廣範圍之植物病原菌及昆蟲之感染率 (Gamliel *et al.*, 2000; Lazarovits *et al.*, 2001)。即溫室之生產系統與田間之土壤均因施用某些堆肥而造成抑菌條件。Linford 等 (1938) 發現有機添加物施於農田土壤使作物對線蟲危害之抗力增加。有機添加物促進微生物活性因而拮抗植物線蟲。此外，有機添加物分解導致土壤中特定具抗線蟲之化合物之累積亦具有拮抗植物線蟲之作用。改善土壤構造及肥力、改變植物抗力、釋出對線蟲有毒之化合物、真菌與細菌寄生及其他抗菌物質均可控制腐生植物之線蟲。

利用放射線將有機農田土壤殺菌後，致使病害嚴重。如木栓化根腐病 (corky root rot) 之感染率增加，顯示有機農田土壤之抑病作用為生物的而非化學的 (van Bruggen, 1995)。van Bruggen (1995) 也發現有機農田土壤遠比慣行農田土壤中之分解纖維素與半纖維素之放線菌族群數高。添加葡萄糖 / 天門冬胺酸於堆肥介質中比至泥炭介質中導致更多之細菌生長而更少之真菌生長，*Pythium aphanidermatum* 菌絲很快被分解，為細菌所完成 (Mandelbaum and Hadar, 1990)。許多藉由捕食致病微生物如線蟲、致病真菌或昆蟲而控制植物病害之土壤真菌被發現：如 *Trichoderma* spp.、*Gliocladium* spp.、*Pythium oligandrum*、*Talaromyces flavus*、*Coniothyrium minitans*、*Ampelomyces quisqualis* (Brimner and Boland, 2003)。

因添加堆肥而基於競爭 (competition)、抗生素作用 (antibiosis) 與重寄生 (hyperparasitism) 形成之生物控制 (biological control) 作用的兩個機制是一般抑制 (general suppression) 及專一抑制 (specific suppression) (Hoitink *et al.*, 1996)。包括 *Pythium* 與 *Phytophthora* spp. 依賴養分之植物病原菌繁殖體 (propagules) 是經由所謂之一般抑制而被抑制，即施用堆肥後所出現之不同種類的微生物成為由 *Pythium* 與 *Phytophthora* spp. 所引起之疾病之生物控制劑。在此環境中，高的微生物活性與生質量經由靜菌 (microbiostasis) 作用而抑制孢子囊 (sporangium) 之發育，而堆肥之養分緩釋性質可以長時間維持土壤中高的微生物活性與生質量。對 *Rhizoctonia solani* 引起之病害之生物控制機制與由 *Pythium* 與 *Phytophthora* spp. 所引起者完全不同。由於 *R. solani* 產生大的不依賴養分之繁殖體—菌核 (sclerotia)，只有少數特定之微生物對它具有抑制作用，稱為專一抑制。通常施用不同堆肥之



後，對 *R. solani* 引起之立枯病 (damping off) 之抑制作用有甚大差異之一原因為堆肥在後熟 (或稱二級發酵, curing) 期間再度殖入 (recolonization) 的微生物不同 (Hoitink *et al.*, 1996)。

結語

Hayne (1940) 指出，如果我們養活土壤，它就會養活我們，並且只有肥沃的土壤才能養活繁榮的人民。因此，維持土壤健康對於人類健康、生態系統功能和自然保護至關重要。然而，土壤健康的影響不僅限於人類健康，它還對大氣、生物圈和水圈產生深遠的影響。土壤健康與減緩氣候變遷、改善水質、增強生物多樣性等有關。土壤健康的環境後果由 SOC 庫、其動態和轉換時間決定，而氣候變遷的環境後果則由 SOC 和 SIC 動態決定。

農業永續性被定義為農作物生產系統在不造成環境退化的情況下持續生產糧食的能力 (Tahat *et al.*, 2020)。土壤的品質和健康決定農業的永續性 (Papendick and Parr, 1992; Acton and Gregorich, 1995)、環境品質 (Pierzynski *et al.*, 1994)，以及植物、動物和人類的健康 (Haberern, 1992; Harris *et al.*, 1996)。

土壤健康值得量化，因為土壤及其生物群提供有益於人類的生態系統功能。這些生態系服務具有相當大的價值 (Costanza *et al.*, 1997)，包括儲存和釋放水、分解植物和動物殘留物、轉化和回收養分、隔離和解毒有機毒物以及透過抑制病原微生物和植食性動物族群促進植物健康。在這種情況下，與其直接測量土壤功能，不如測量與土壤功能密切相關的替代物。土壤生物符合此標準，因為土壤生物的豐度和多樣性通常與許多有益的土壤功能密切相關 (Pankhurst *et al.*, 1997)，是土壤健康的主要組成部分。

由於土壤品質和健康的最終決定因素是土地管理者，因此，土壤品質和永續性指標應該可供使用，並且在時間和金錢方面應都是經濟的。土壤健康的改善可能不會對葉傳病害產生強烈影響，但健康的土壤可以支持有益微生物的族群，並可以誘導對土傳病害和葉傳病害的抵抗力。此外，在較健康的土壤上生長的植物相對更有彈性，且不易受病原體影響 (Larkin and VanAlfen, 2015)。使用一些有機改良劑 (例如堆肥) 會影響疾病抑制特性。透過這些概念進行土壤管理不僅可以改善植物營養，還可以改善環境 (Ehmke, 2013)。健康的土壤具有高度多樣化和活躍的微生物族群，也是人類和牲畜抗生素的來源 (Ness, 2015)。

土壤碳庫對於淨零排放以及降低氣候變遷衝擊之影響

劉雨庭^{1,*}、許良境²、鄒裕民¹

1 國立中興大學土壤環境科學系特聘教授。臺灣。臺中市

2 國家同步輻射研究中心助理研究員。臺灣。新竹市

*yliu@nchu.edu.tw

摘要

土壤有機質可經由與土壤的交互作用增加其穩定性，延長其週轉時間。就<10 μm 的土壤結構來說，土壤有機質與黏土礦物的交互作用為穩定土壤碳的關鍵。2007 年 Solomon 等人對亞馬遜流域土壤進行研究 [1]，在歷經長期人為擾動的成土過程中，這些富含有機碳土壤上的官能基與鄰近土壤上的官能基組顯著不同，推測此區土壤有機碳上累積的芳基結構，其不易被分解的特性是導致亞馬遜土壤中有機碳穩定的主要因素。在這些土壤中，低晶性 (poorly crystalline) 礦物較鄰近土壤多出近一倍，而高達 81% 的低晶性礦物為水合鐵礦 (ferrihydrite) [2]。我們採集彰化及陽明山土壤之腐植酸，模擬自然環境土壤中腐植質與水合鐵礦之間的交互作用，發現對於陽明山土壤萃取出來富含極性官能基的腐植酸來說，水合鐵礦會與這些有機質分子均勻的混合。然而，此種有機質-水合鐵礦的交互作用並沒有發生在彰化土壤萃取出來的腐植酸上，這是因為彰化土壤腐植酸的組成大部分為脂肪族，缺乏大量的極性官能基與鐵原子鍵結，這時水合鐵礦就可會聚集、形成較大的團粒結構，腐植酸僅能附著在此團粒結構的外圍，因此相較於陽明山土壤的腐植酸，彰化土壤腐植酸的穩定性較差，容易從土壤中流失[3]。我們進一步研究可溶性有機碳與水合鐵礦的結構組成對土壤有機碳固存的影響。實驗結果顯示，可溶性有機碳與水合鐵礦的共沉澱結構會隨著碳 / 鐵比例而改變。當碳 / 鐵比例低時，共沉澱結構是以水合鐵礦為核心，可溶性有機碳鍵結在外圍；隨著碳 / 鐵比例增加，兩者之間的共價鍵結開始產生，同時也開始破壞水合鐵礦的結構組成，雖然此時可溶性有機碳與鐵氫氧化物分子為均勻混和的結構組成，但因鐵氫氧化物的單體或是二聚體無法為有機碳提供物理性保護，導致碳的溶出量大幅增加，降低土壤有機質的穩定度 [4]。由此可知，奈米級鐵氫氧化物 / 水合鐵礦可透過與有機碳產生鍵結，穩定土壤有機碳進而增加土壤碳固存的能力。不論是不易分解的有機碳大分子 (黑炭) 或是易移動的可溶性有機碳小分子，透過物理或化學的方式與土壤 (含鐵) 礦物交互作用，都可增加有機碳在土壤中的穩定性，從而成為土壤碳蓄存的關鍵之一。

關鍵字：土壤有機碳、水合鐵礦、腐植酸、可溶性有機碳



前言

目前，世界正面臨著多重挑戰，其中包括糧食安全、環境永續、土壤保護和氣候變化。聯合國政府間氣候變遷小組報告指出，農業是陸地生態系統中具有很大潛力緩解氣候變遷的重要行業。通過適宜的農業生產行為，可以有效增加農地土壤碳儲存量，以達到緩解氣候變遷的效果。雖然農業肩負著糧食安全的責任，但畜牧和農耕過程會產生碳排放，因此需要透過森林、土壤和海洋等方式來增加碳匯聚量以抵消碳排放。此外，土壤是陸地上最大的碳庫，並且儲碳量比動植物和森林所組成的生物碳庫高四倍[5]。隨著全球溫室氣體的增加，氣候異常變遷的速度不斷加快，我們需要了解土壤碳匯的重要性以及減少碳排放的方法，以減少對環境造成的衝擊。

碳循環、土壤碳庫及土壤有機碳庫

碳循環是指碳以不同形式在大氣、生物圈和土壤圈之間的傳遞，其中大氣二氧化碳是通過植物光合作用固定碳和通過呼吸作用損失碳之間的動態平衡。人類活動透過化石燃料燃燒和工業活動釋放大量二氧化碳，並且顯著改變了全球碳循環。其中約有 90 億噸的碳由人類活動添加到大氣中，其中 70 至 80 億噸來自化石燃料燃燒，而 10 至 20 億噸來自土地利用變化，主要是因為森林砍伐。由於人類排放到大氣中的二氧化碳量高於土壤和植被中的碳匯，因此大氣每年約增加 30 至 40 億噸的碳。土壤中的碳儲存是由植物進行光合作用，將二氧化碳轉換成植物生物量，殘體和分泌物與土壤微生物、黏土礦物聚集成土壤有機質。土壤碳庫中 90% 以上是有機碳庫，其中較穩定的有機碳可儲存在土壤中數年到數百萬年。土壤碳匯也會因為其他環境條件和人為活動而釋放至其他碳庫中，因此除了增加土壤碳的總量外，延長碳被保留在土壤中的時間，避免土壤有機質被降解成二氧化碳排回大氣中，也是增碳的關鍵。土壤中的礦物可以緊密附著在土壤有機質上，形成物理性保護，而化學性保護則由土壤中常見的礦物和土壤有機質之間的交互作用產生。

穩定土壤有機碳

雖然土壤碳是動態的，但它可以通過與土壤的交互作用增加穩定性，進而增加土壤碳的週轉時間。土壤碳的物理化學性保護作用可分為兩種：當土壤結構尺度介於 10 ~ 1000 μm 時，土壤結構孔隙的多寡、大小和分布是主要影響因素，土壤有機質可停留在這些空隙之間，避免與能分解土壤碳的微生物或酵素接觸；而在小於 10 μm 的土壤結構中，土壤有機質與黏土礦物的交互作用則是穩定土壤碳的關鍵。亞馬遜流域土壤的研究表明，土壤有機碳上累積的芳基結構使其不易被分解，而礦物中的水合鐵礦可與土壤有機碳形成化學鍵，並形成物理和化學性保護，進而保護土壤碳免於分解[1-2]。

土壤有機質的異質性極高，有些較不穩定的有機質，如腐植質和可溶性有機碳，是否也能透過與土壤礦物的交互作用增加其穩定性呢？為了回答這個問題，我們團隊進行了實驗，發現對於富含極性官能基的腐植酸，水合鐵礦可以與其均勻混合，提供物理化學性保護；然而當腐植酸組成大部分為脂肪族時，缺乏極性官能基與鐵原子鍵結，水合鐵礦則會聚集形成較大的團粒結構，腐植酸僅能附著在此團粒結構的外圍，降低其穩定性[3]。此外，對於易移動的可溶性有機碳，其與水合鐵

礦的共沉澱結構會隨著碳 / 鐵比例而改變。在碳 / 鐵比例低時，共沉澱結構以水合鐵礦為核心，可溶性有機碳鍵結在外圍，但是隨著碳 / 鐵比例增加，兩者之間的共價鍵結開始產生，同時也開始破壞水合鐵礦的結構組成，導致碳的溶出量大幅增加，降低可溶性有機碳的穩定度 [4]。不論是不易分解的有機碳大分子（黑炭）或是易移動的可溶性有機碳小分子，透過物理或化學的方式與土壤（含鐵）礦物交互作用，都可增加有機碳在土壤中的穩定性，從而成為土壤碳蓄存的關鍵之一。

參考文獻

1. D. Solomon, J. Lehmann, J. Thies, T. Schäfer, B. Liang, J. Kinyangi, E. Neves, J. Petersen, F. Luizao, J. Skjemstad, "Molecular signature and sources of biochemical recalcitrance of organic C in Amazonian Dark Earths," *Geochimica et cosmochimica Acta*, 71, pp. 2285 ~ 2298, 2007.
2. Y.-T. Weng, J. Rathod, B. Liang, C.-C. Wang, Y. Iizuka, N. Tamura, C.-L. Chen, Y.-C. Lee, "Black carbon enriches short-range-order ferrihydrite in Amazonian Dark Earth: Interplay mechanism and environmental implications," *Science of the Total Environment*, 725, pp. 138195, 2020.
3. K.-Y. Chen, L.-C. Hsu, Y.-T. Chan, Y.-L. Cho, F.-Y. Tsao, Y.-M. Tzou, Y.-C. Hsieh, Y.-T. Liu, "Phosphate removal in relation to structural development of humic acid-iron coprecipitates," *Scientific reports*, 8, pp. 1 ~ 10, 2018.
4. K.-Y. Chen, T.-Y. Chen, Y.-T. Chan, C.-Y. Cheng, Y.-M. Tzou, Y.-T. Liu, H.-Y. Teah, "Stabilization of natural organic matter by short-range-order iron hydroxides," *Environmental Science & Technology*, 50, pp. 12612 ~ 12620, 2016.
5. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2021.



Effects of soil organic carbon on achieving net-zero emissions and mitigating the impacts of climate change

Yu-Ting Liu^{1,*}, Liang-Ching Hsu², Yu-Min Tzou¹

¹ Distinguish Professor, Department of Soil and Environmental Sciences, National Chung Hsing University, Taichung, Taiwan, ROC.

² Assistant Researcher, National Synchrotron Radiation Research Center, Hsinchu, Taiwan, ROC.

* Corresponding author: yliu@nchu.edu.tw

Abstract

Soil organic matter can increase its stability and extend turnover time through interaction with soil. In terms of soil structure $<10\ \mu\text{m}$, the interaction between soil organic matter and clay minerals is the key to stabilizing soil carbon. In 2007, Solomon *et al.* [1] collected soil in the Amazon basin and found that the functional groups on the organic carbon-rich soil were significantly different from those on adjacent soil after undergoing long-term anthropogenic disturbance during the soil formation process. The accumulation of aromatic structures in organic carbon in this area is believed to be the main factor that makes organic carbon in Amazon soil stable and not easily decomposed. In these soils, poorly crystalline minerals are nearly twice as abundant as in adjacent soils, and up to 81% of the poorly crystalline minerals are ferrihydrite [2]. We extracted humic acids from Changhua and Yangmingshan soils to simulate the interaction between organic matter and ferrihydrite in natural soil environments. We found that for the humic acids extracted from Yangmingshan soil, which were rich in polar functional groups, ferrihydrite mixed uniformly with these organic matter molecules. However, this kind of interaction between organic matter and ferrihydrite did not occur in the humic acid extracted from Changhua soil. This is because the composition of the humic acid in Changhua soil is mostly aliphatic, lacking a large amount of polar functional groups that bond with iron atoms. In this case, ferrihydrite will aggregate and form larger particle structures, and the humic acid can only adhere to the periphery of these particle structures. Therefore, compared with the humic acid in Yangmingshan soil, the stability of the humic acid in Changhua soil is poor and is easily lost from the soil [3]. We further studied the effect of the structural composition of dissolved organic carbon and ferrihydrite on soil carbon sequestration. The experimental results showed that the co-precipitation structure of dissolved organic carbon and ferrihydrite changes according to the carbon/iron ratio. When the carbon/iron ratio is low, the co-precipitation structure is based on ferrihydrite, and the dissolved organic carbon is bonded to the periphery. As the carbon/iron ratio increases, chemical bonds between the two begin to form, and the structural composition of ferrihydrite also begins to break down. Although the structural composition of dissolved organic carbon and iron hydroxide molecules is uniformly mixed at this time, the monomers or dimers of iron hydroxide cannot provide physical protection for organic carbon, resulting in a significant increase in carbon leaching and a decrease in soil organic matter stability [4]. Therefore, nanoscale iron hydroxide/ferrihydrite can stabilize soil organic carbon and increase soil carbon sequestration capacity by bonding with organic carbon through physical or chemical interactions with soil (containing iron) minerals, regardless of whether it is difficult to decompose organic carbon macromolecules (black carbon) or mobile dissolved organic carbon small molecules, making it one of the keys to soil carbon storage.

Keywords: soil organic carbon; ferrihydrite; humic acid; dissolved organic carbon

農地土壤碳匯 MRV 標準作業程序不確定因子影響及重要性

楊博鈞¹，許翰庭¹，莊愷瑋^{1,*}

¹ 國立中興大學農藝學系

* E-mail: kwjuang@dragon.nchu.edu.tw

摘要

目前評估農地土壤碳匯的直接依據就是進行土壤碳儲量 (carbon stock) 變化的監測或模擬，而確定土壤碳儲量變化的有效與否，就必須建立一套標準化的作業程序 MRV，並須經由認證宣告其效力。估算土壤碳儲量是依據固定深度的土壤有機碳濃度 (OC) 和總體密度 (BD) 之乘積，又稱有機碳密度 ($OCD = OC \times BD$)，故碳儲量的估算變異來自 OC 和 BD 資料的量測變異，該變異也是 MRV 作業程序最主要的不確定性因子。因此，為確認不同增匯農耕技術是否提升土壤碳儲量，就必須準確計算田間土壤平均 OCD 及推估其來自 OC 和 BD 的衍生變異。基於提升土壤 OC 可促進團粒化構造並導致 BD 下降的連動機制，本研究提出考慮兩者共變性之估算模式以修正平均 OCD 的計算序，於臺灣主要咖啡產區的雲林和嘉義縣境，選取五處符合保育型農耕之代表性咖啡農場為例供說明。本研究於各場設置 3 處採樣點為重複，依深度 0 ~ 20、20 ~ 40 和 40 ~ 60 cm 分層採集土壤樣本，量測 OC 和 BD 供本研究探討之實證資料。結果顯示，各場域之 BD 皆隨 OC 遞增而呈遞減趨勢，彙總各場域相同深度土層之 OC 和 BD 資料，也呈現相同趨勢，可推論目前臺灣咖啡產區的農地土壤確實呈現 OC 較高者其 BD 偏低之共變性。直接計算平均 OCD 需要同時且精準定位取得 OC 和 BD 的成對觀測值，若以固定土層深度的平均 OC 和平均 BD 乘積估算 OCD 平均值，會產生理論性的偏差。依上述 OC 和 BD 之共變性，本研究提出非成對 OC 和 BD 資料估算 OCD 平均值($\bar{z}$)的修正式： $\bar{z} = \bar{x} \cdot \bar{y} + s_{xy}$ ，其中 $\bar{x}$ 和 $\bar{y}$ 分別表示 OC 和 BD 資料的平均值、 s_{xy} 表示 OC 和 BD 資料的共變數，且經各場域資料之驗證，確實可提升估算 OCD 平均值的準確度。

關鍵詞：土壤碳儲量、有機碳密度、保育型農耕、空間變異、臺灣咖啡



前言

臺灣各種作物栽培系統的管理程序和技術操作差異甚大，多數農藝作物經年多期作的栽培制度皆搭配頻仍的整地翻耕，皆無法在短期內精準計算土壤碳儲量 (carbon stock) 的變化。然而屬於多年生特用作物的咖啡，其植株培育年限可達數十年之久，且農地土壤無需頻繁的全面翻耕和土壤擾動，此栽培模式對土壤有機質累積起極大的助益 (Tumwebaze and Byakagaba, 2016; Chatterjee *et al.*, 2020)，已有文獻評估咖啡植株對土壤的實質碳匯 (carbon sequestration) 效益 (Xiao *et al.*, 2020; Yasin *et al.*, 2021)。目前，臺灣國產咖啡的栽培面積已逾 1 千公頃，高海拔咖啡農場較不易受咖啡果小蟲防治管理的限制，可行草生栽培並以整枝殘體敷蓋田區，符合保育型農耕 (conservation agriculture) 之原則 (Francaviglia *et al.*, 2023)，又因氣溫低更有利於土壤有機質的累積，是國內較有利於促進農地土壤碳匯的耕作系統。

目前評估農地土壤碳匯的直接依據就是進行土壤有機碳儲量 (soil organic carbon stock) 變化的監測或模擬，單位面積各土層及總和有機碳儲量 (OCS_i 和 OCST) 之計算定義如下 (Rigon and Calonego, 2020)：

$$OCS_T = \sum OCS_j \quad [1]$$

和 $OCS_i = OC_j * BD_j * dj, \quad [2]$

其中 dj 表示土層 j 的深度 (cm)， BD_j 表示總體密度 (bulk density, $g\ cm^{-3}$)， OC_i 表示有機碳濃度 (organic carbon, %)， SOC_j 單層土壤碳匯量 ($Mg\ ha^{-1}$)。而計算土壤碳儲量所依據的有機碳濃度和總體密度之乘積 (如[2]式)，又稱為碳密度 (organic carbon density, OCD)，計算各土層平均 OCD 需要監測場域內 OC 和 BD 的成對資料 (paired observations)，如下所示：

$$\overline{OCD} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n OCD_i = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n OC_i \cdot BD_i, \quad [3]$$

其中 n 表示 OC 和 BD 成對樣本數，如上計算碳儲量監測值以供評估碳匯之依據，必須考慮來自於 OC 和 BD 資料的量測變異，若土層深度為定值，碳儲量監測值的變異性就直接決定於平均 OCD 的估算變異，而估算變異的大小將決定驗證碳匯效益是否顯著的最小可辨識差異 (minimum detectable difference, MDD) (Conant *et al.*, 2002; Homann *et al.*, 2008)；也因此準確估算單位田區內土壤平均 OCD 及其變異，已成為驗證不同增匯農耕技術是否提升土壤碳儲量必備的程序 (Schrumpf *et al.*, 2011)。

評估土壤碳匯使用的 OC 和 BD 資料皆由田間土壤樣本採集後檢驗分析取得，資料變異性與田間土壤管理、栽培技術和生產制度等農耕行為有關，為提升土壤碳匯效率導入可促使土壤有機質累積之相關措施，將併同促成土壤團粒構造及穩定性之作用機制，而產生 BD 下降的連動效應。換言之，計算土壤碳儲量和監測其變化亦涵蓋 OC 和 BD 共變效應的綜合結果，同時計算過程以 OC 和 BD 乘積總和計算平均 OCD，將導致誤差傳遞 (error propagation) 產生的變異擴增。現行有關土壤碳匯調查與不確定性評估常忽略 OC 和 BD 共變性及資料計算或轉換的誤差傳遞，而且依據實際田間境況，成對量測 OC 和 BD 不易，且歷史資料多非來自精確定位成對量測數據 (Tadiello *et al.*, 2022)。故本研究目的為探討 OC 與 BD 共變性對土壤碳儲量估算的影響，並根據 OC 和 BD 調查資料構成現況，評估不同土壤碳儲量估算模式的變異性與適用情境。

材料方法

1. 研究場域

本研究挑選五處位於雲林和嘉義縣境內鄰近阿里山山脈的代表性咖啡農場為研究場域，各場域種植咖啡歷史皆已逾 20 年，地理位置分佈如圖一所示，重要氣候資訊與地形條件如表一所述。

2. 土壤取樣與分析

本研究於各場域選擇 3 處田區，每田區各配置 1 採樣點為重複，並依土層深度 0~20、20~40 和 40~60cm 分別採集土壤樣本，所有樣本經風乾 (air dried)、過篩 (10 mesh) 後，以濕式氧化法 (Walkley-Black method) 量測有機碳含量 (OC%) (Walkley and Black, 1934)，以比重計法量測質地 (Gee and Bauder, 1986)，以水土比 1:1 電極法量測 pH 值 (McLean, 1982)。對應上述測項之土樣採集同時，也同時、同定位座標處以金屬土環採集固定體積土芯樣本 (soil core sampling method)，供量測總體密度 BD (ASTM, 2015)。

3. 土壤 OCD 估算模式

假設 OC 和 BD 是兩隨機變數 X 和 Y ，OCD 是由 X 和 Y 乘積產生的變數 Z ，而 Z 的期望值 $E[Z]$ 表示如下：

$$E[Z] = E[XY] = E[X]E[Y] + \text{Cov}[X, Y], \quad [4]$$

其中 $E[X]$ 和 $E[Y]$ 分別為 X 和 Y 的期望值， $\text{Cov}[XY]$ 為共變數 (Bohrnstedt and Goldberger, 1969)。由上述之理論無偏估計式，OCD 的無偏差估計值 ($\bar{Z}_c$) 可以 OC 和 BD 資料的統計量表示如下：

$$\bar{Z}_c = \bar{X} \cdot \bar{Y} + S_{XY}, \quad [5]$$

其中 $\bar{X}$ 和 $\bar{Y}$ 分別表示 OC 和 BD 資料的平均值， S_{XY} 表示兩者資料的共變數。若以 OC 和 BD 的相關係數 (r_{XY}) 導入替代共變性 (S_{XY})，可將 [5] 式改寫如下 (Manrique and Jones, 1991)：

$$\bar{Z}_r = \bar{X} \cdot \bar{Y} + r_{XY} \cdot \sqrt{S_X^2 \cdot S_Y^2}, \quad [6]$$

其中 S_X^2 和 S_Y^2 分別表示 OC 和 BD 資料的變異數。如此，以有限成對資料估算相關係數，可適用於多數非成對量測 OC 和 BD 資料庫。再者，若不考慮 OC 和 BD 的共變性，假設兩者互為獨立變數，則 OCD 的估計值可簡化如下式：

$$\bar{Z}_s = \bar{X} \cdot \bar{Y}. \quad [7]$$

本研究使用 [3] 式計算之平均 OCD 為實測值 (observed value) 對應上述 [5]、[6] 和 [7] 式的推估值 (estimated value) 進行驗證，根據驗證結果之平均誤差 (mean error, ME) 及均方誤差 (mean-square error, MSE)，評估各推估式的準確性 (accuracy) 和精確度 (precision)。

結果與討論

土壤基本性質分析結果顯示各場域 BD 皆隨土層深度增加而遞增，而且 OC 呈遞減趨勢，OCD 亦隨土層深度增加而遞減 (表二)，顯見各場域 BD 與 OC 資料的



分佈趨勢呈現負相關。為進一步探討不同情境下 OC 與 BD 的共變性，本研究根據場域 (site) 或土壤深度 (layer) 將資料分類，分別計算依場域或依深度情境下 OC 和 BD 的相關係數與共變數 (表三)，結果顯示，依土層深度計算 OC 與 BD 相關係數結果皆高於依場域計算之相關係數。

再者，為評估考慮 OC 與 BD 共變性對估算 OCD 平均值的影響，分別依場域或土壤深度導入共變數和相關係數之估計值 ($\overline{Z_c}$ 或 $\overline{Z_r}$) 與成對資料計算之實測值 ($\overline{OCD}$) 進行驗證 (圖二)，而且並列未考慮 OC 與 BD 共變性之估計值 $\overline{Z_s}$ 進行討論。結果顯示，考慮 OC 和 BD 共變性的估計值 $\overline{Z_c}$ 皆較不考慮共變性的估計值 $\overline{Z_s}$ 呈現較高的 MSE；若以相關係數導入 OC 和 BD 的共變性，其估計值 $\overline{Z_r}$ 皆較 $\overline{Z_s}$ 呈現較低之 ME 和 MSE。依上述結果推論，估算土壤碳儲量需先評估 OC 與 BD 的共變性，欲以 OC 和 BD 非成對資料估算土壤碳儲量，可建議優先以相關係數導入共變性的影響，可有效修正非成對資料估算平均 OCD 的偏差。本研究所提出之論述可供提升既有資料庫的應用性，並供改善後續土壤碳匯調查規劃及資料分析程序的參考。

結論

因應田間採樣限制或無法同時且精準定位取得成對 OC 和 BD 量測樣本，多數 OC 和 BD 資料庫可能來自不同調查計畫或專案，且缺乏相同空間定位的成對資料，本研究基於提升土壤 OC 可促進團粒化構造並導致 BD 下降的連動機制，提出考慮兩者共變性以修正平均有機碳密度 (OCD) 的計算程序，將可大幅提升歷史資料庫的應用性及其衍生碳匯資訊的品質。

參考文獻

1. ASTM. 2015. D4531-15: Standard test methods for bulk and dry density of peat and peat products. American Society for Testing and Materials (ASTM) International, West Conshohocken.
2. Bohrnstedt, G.W. and A.S. Goldberger. 1969. On the exact covariance of products of random variables. J. Am. Stat. Assoc. 64: 1439 ~ 1442.
3. Chatterjee, N., P.K.R. Nair, V.D. Nair, A. Bhattacharjee, E. de Melo Virginio Filho, R.G. Muschler and M.R.A. Noponen. 2020. Do coffee agroforestry systems always improve soil carbon stocks deeper in the soil? — A case study from Turrialba, Costa Rica. Forests 11: 49.
4. Conant, R.T. and K. Paustian. 2002. Spatial variability of soil organic carbon in grasslands: implications for detecting change at different scales. Environ. Pollut. 116: S127 ~ S135.
5. Francaviglia, R., M. Almagro and J.L. Vicente-Vicente. 2023. Conservation agriculture and soil organic carbon: principles, processes, practices and policy options. Soil Syst. 7: 17.
6. Gee, G.W. and J.W. Bauder. 1986. Particle-size analysis. In Klute, A. (ed.) Methods of Soil Analysis, Part 1, Physical and Mineralogical Methods. ASA and SSSA, Madison, WI. pp 383 ~ 411.
7. Homann, P.S., B.T. Bormann, J.R. Boyle, R.L. Darbyshire and R. Bigley. 2008. Soil

- C and N minimum detectable changes and treatment differences in a multi-treatment forest experiment. *For. Ecol. Manage.* 255: 1724 ~ 1734.
8. Manrique, L.A., and C.A. Jones. 1991. Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 476 ~ 481.
 9. McLean, E.O. 1982. Soil pH and lime requirement. p.199-224. In Page, A.L. (Ed.) *Methods of soil analysis, Part II: Chemical and microbiological properties*, 2nd Edition. ASA and SSSA, Madison, WI.
 10. Rigon, J.P.G. and J.C. Calonego. 2020. Soil carbon fluxes and balances of crop rotations under long-term no-till. *Carbon Balance Manag.* 15: 19.
 11. Schrumpf, M., E.D. Schulze, K. Kaiser and J. Schumacher. 2011. How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences* 8: 1193 ~ 1212.
 12. Tadiello, T., A. Perego, E. Valkama, C. Schillaci and M. Acutis. 2022. Computation of total soil organic carbon stock and its standard deviation from layered soils. *MethodsX* 9: 101662.
 13. Tumwebaze, S.B. and P. Byakagaba. 2016. Soil organic carbon stocks under coffee agroforestry systems and coffee monoculture in Uganda. *Agric. Ecosyst. Environ.* 216: 188 ~ 193.
 14. Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29 ~ 38.
 15. Xiao, Z., X. Bai, M. Zhao, K. Luo, H. Zhou, G. Ma, T. Guo, L. Su and J. Li. 2020. Soil organic carbon storage by shaded and unshaded coffee systems and its implications for climate change mitigation in China. *J. Agric. Sci.* 158: 687 ~ 694.
 16. Yasin, S., L. Maira and Y. Yulnafatmawita. 2021. Organic matter sequestration under coffee plantation based on slope and crop age in Sibarasok Maninjau, West Sumatra Indonesia. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 757: 012046.



表一、各場域海拔高度及氣候資料：A 櫻桃果咖啡莊園、B 瑞里小公主咖啡園、C 嵩岳咖啡農場、D 卓武山咖啡農場和 E 鄒築園咖啡莊園。

Site	Elevation	ATs			AP	RH
		mean	max.	min.		
	m		°C		mm	%
A	72	23.6	36.9	6.1	2286.8	80.4
B	1043	18.9	31.9	3.9	2684.4	90.6
C	1140	18.9	31.9	3.9	2684.4	90.6
D	1212	17.5	28.0	3.9	3358.0	88.4
E	1282	17.1	27.8	2.9	3459.3	90.1

Abbreviations: ATs, annual temperatures; AP, annual precipitation; RH, relative humidity; max., maximum; min., minimum.

表二、各場域不同深度土壤基本性質的平均值：A 櫻桃果咖啡莊園、B 瑞里小公主咖啡園、C 嵩岳咖啡農場、D 卓武山咖啡農場和 E 鄒築園咖啡莊園。

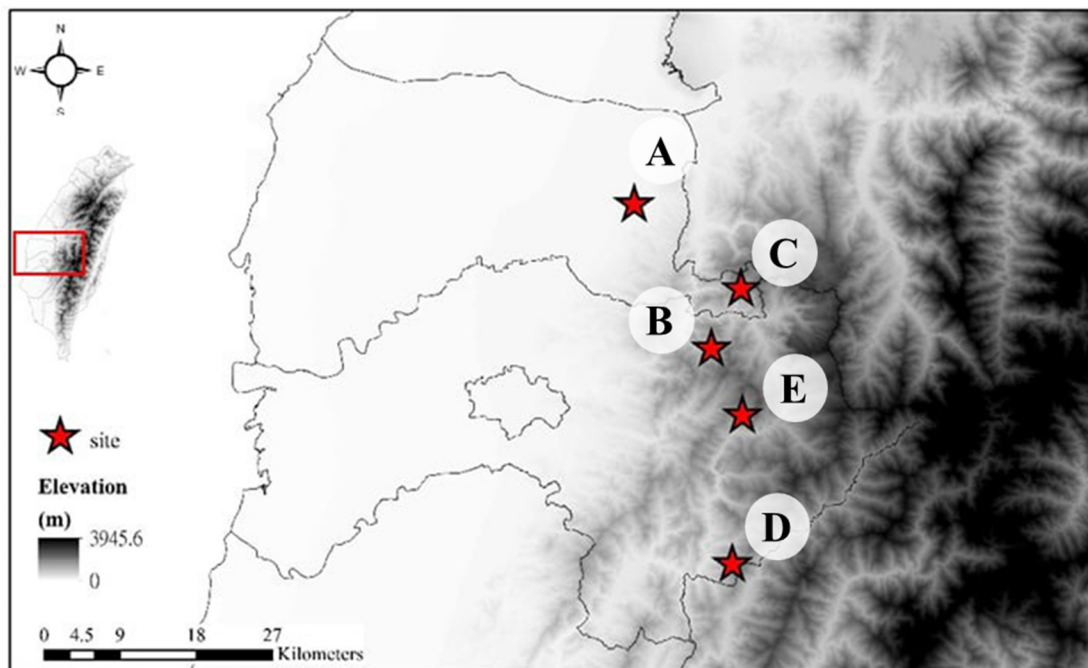
Site	Depth	BD	OC	OCD	pH	Sand	Silt	Clay
	cm	g/cm ³	%			%	%	%
A	0 - 20	1.52	0.75	1.13	6.09	53.8	34.8	11.5
	20 - 40	1.51	0.35	0.53	5.85	55.2	32.9	11.9
	40 - 60	1.57	0.27	0.41	5.81	51.8	29.0	19.4
B	0 - 20	1.40	1.34	1.84	5.34	42.1	37.3	20.6
	20 - 40	1.40	1.06	1.47	4.94	40.0	37.9	22.1
	40 - 60	1.47	0.65	0.95	4.95	40.8	37.1	22.1
C	0 - 20	1.36	1.31	1.75	5.27	46.9	31.5	21.7
	20 - 40	1.28	0.80	1.02	5.17	50.8	29.8	19.4
	40 - 60	1.41	0.60	0.85	5.18	56.7	26.9	16.5
D	0 - 20	0.89	5.59	4.99	4.41	57.5	28.3	14.2
	20 - 40	1.05	3.25	3.43	4.04	49.0	29.4	21.7
	40 - 60	1.19	1.61	1.82	4.14	45.8	28.3	25.8
E	0 - 20	1.08	4.33	3.83	4.52	59.0	23.5	17.5
	20 - 40	1.16	2.51	1.83	4.42	60.6	23.2	16.2

Abbreviations: BD, bulk density; OC, organic carbon%; OCD, organic carbon density.

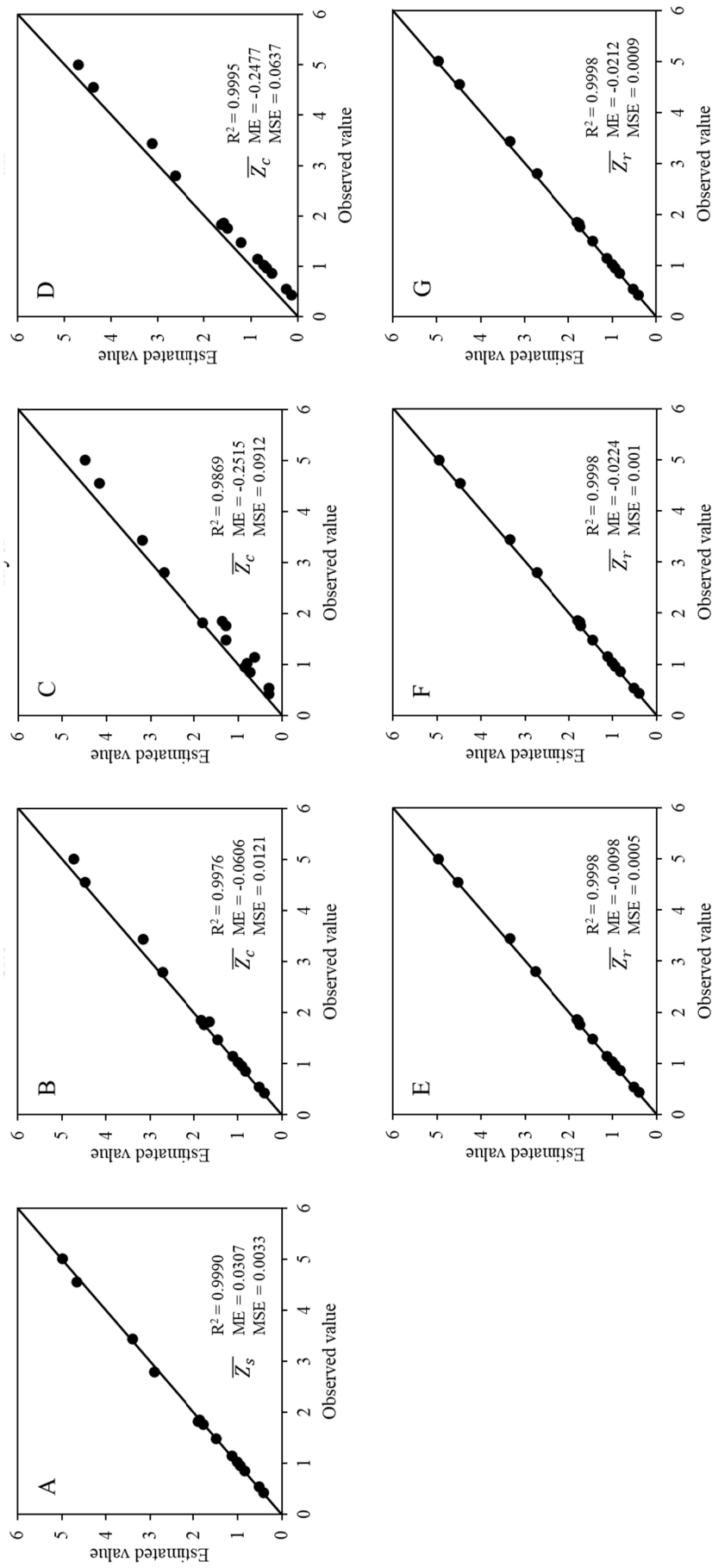
表三、各場域或各土壤深度之 OC 和 BD 相關係數及共變數：
A 櫻桃果咖啡莊園、B 瑞里小公主咖啡園、C 嵩岳咖啡
農場、D 卓武山咖啡農場和 E 鄒築園咖啡莊園。

Data Classification		r	Cov
Site	A	-0.366	-0.004
	B	-0.700	-0.032
	C	-0.410	-0.016
	D	-0.774	-0.250
	E	-0.634	-0.187
Layer	0-20	-0.920	-0.497
	20-40	-0.800	-0.213
	40-60	-0.908	-0.101
Total		-0.851	-0.278

Abbreviations: r, correlation coefficient; Cov, covariance.



圖一、本研究場域地理位置分佈圖：A 櫻桃果咖啡莊園、B 瑞里小公主咖啡園、C 嵩岳咖啡農場、D 卓武山咖啡農場和 E 鄒築園咖啡莊園。



圖二、各情境模式的有機碳密度 (OCD) 推估值驗證。A：未考慮共變性的推估。B 和 E：根據場域計算共變數和相關係數的推算。C 和 F：根據土壤深度計算共變數和相關係數的推估。D 和 G：使用所有資料計算共變數和相關係數的推估。

應用數位土壤繪圖估算區域尺度土壤有機碳儲量 Using digital soil mapping to estimate soil organic carbon stocks at a regional scale

許健輝^{1,*}、楊博鈞²、簡士濠³、羅郁淨¹、顏淳阡¹

1 農業部農業試驗所農業化學組

2 國立中興大學農藝系

3 國立中興大學土壤環境科學系

*E-mail: chsyu@tari.gov.tw

摘要

土壤碳儲量為全球第二大的自然碳庫，被認為對於氣候變遷的減緩扮演重要的角色。為因應我國農業部門 2040 年淨零排放目標，在設定土壤碳匯目標及採取相關負碳農耕前，必須先瞭解現有土壤碳儲量及其空間分布，提高碳匯政策綱要計畫執行效益。因此，本研究目的為應用數位土壤繪圖 (Digital soil mapping) 估算全臺表土 (0~30 公分) 土壤有機碳儲量及繪製其空間分佈預測圖，並且進行不確定分析。結果顯示，Random forest 模式有最佳預測表現，其中土類、溫度、降雨量、植生指數(NDVI)和海拔為表土有機碳儲量預測重要的環境參數。不確定度分析結果指出，因森林地區土壤調查樣點較少，故不確定較高。不同土地覆蓋結果發現，高山和坡地的森林土壤的表層土壤碳儲量最高。根據預測結果指出，濁水溪流域內表層土壤有機碳儲量約為 143Mt，其中森林土壤約佔 62%，水田土壤約佔 4%，旱作土壤約佔 2.3%。

前言

有機碳 (Soil organic carbon, SOC) 對土壤物理、化學和生物性質皆具正向的影響，不僅對於生態系統服務功能、退化土壤恢復及作物生產至關重要，亦可減緩土壤侵蝕和壓實等威脅 (Wenzel *et al.*, 2022)。土壤為陸域主要的碳庫，土壤的碳儲量大於大氣及植生的總和，土壤碳儲量小幅的變化可對大氣中溫室氣體濃度及氣候造成顯著的影響 (Smith~2020)。由於 SOC 在氣候變遷、韌性農業、生態系服務價值及糧食安全等重要農業議題扮演關鍵的角色 (Paustian *et al.*, 2019)，因此，國內外已有許多研究探討及發展土壤增匯之永續土壤管理 (Sustainable soil management, SSM) 方法，相關研究結果指出可透過適當的土壤管理方法來提高土壤碳儲量 (Lal *et al.*, 2018)。聯合國世界糧農組織 (Food and Agricultural Organization of the United Nations, FAO) 於 2022 年的報告指出，全球土壤表層 1 公尺有機碳儲量約為 1,500~2,400 Pg C (1 Pg = 1 Gt)，模擬不同 SSM 措施下，表層土壤 (0~30 公分) 碳固存潛力 (SOC sequestration potential) 為 0.14~0.56 Pg C/yr (FAO, 2022)。

數位土壤繪圖 (Digital Soil Mapping, DSM) 是根據土壤量測資料 (實測數據) 搭配與其相關的土壤生成因子或環境因子，透過不同統計方法或演算法 (機器 / 深度學習) 建立的數值模型，進而預測未採樣區域土壤特性的方法 (Grunwald, 2009)。數位土壤繪圖中常用於 SOC 的預測模式包括多元線性迴歸 (multiple linear regression, MLR)、隨機森林 (random forest, RF)、Cubist 等 (Yang *et al.*, 2016)。Akpa



et al. (2016) 的研究指出，利用 RF 和 Cubist 建立的 SOC 預測模式，兩者驗證表現相似，但優於提升決策樹 (boosted regression tree, BRT)，該研究也指出植生、氣候及地形為重要的預測參數。近年來，國內外研究結合機器學習 (machine learning) 和地理統計如克利金 (Kriging) 建立 SOC 預測模式(稱迴歸克利金，regression kriging)，發現有助於提高 SOC 的預測表現。(Guo *et al.*, 2015; Lamichhane *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2024)。近年來，國內陸續發表利用 DSM 來進行土壤性質預測及繪圖的研究成果，Syu *et al.* (2019, 2023) 利用 DSM 技術繪製我國中部地區土壤物理特性 (團粒穩定度、有效水容量、飽和導水度、總體密度) 分布圖，並且評估該區域綜合性土壤物理品質；Yang *et al.* (2024) 同樣利用 DSM 技術繪製濁水溪流域表層 (0~30 公分) 及底層 (30~50 公分) 土壤有機碳儲量分布圖，並且推算土壤有機碳儲總量分別為 28.2 及 15.1 百萬噸 (Mt)。此外，Syu *et al.* (2023) 過去也透過細顆粒土壤有機碳飽和概念估算土壤有機碳儲量，結合 DSM 技術產製濁水溪流域及全臺空間分布圖，結果顯示我國高山地區的森林土壤 (<53 μm ，黏粒及粉粒) 大部分區域呈現過飽和狀態。

本報告將運用農業試驗所過去全國性土壤調查資料，搭配與土壤有機碳相關的氣候、地形、植生、土壤類型等參數，以 DSM 方法對我國表層土壤 (0~30 公分) 有機碳儲之空間分布進行預測，並且估算全臺尺度下土壤有機碳儲量，最後繪製土壤有機碳儲量分布圖。土壤碳匯對於氣候變遷的減緩扮演重要的角色，因此，估算區域尺度土壤碳儲量及繪製空間分布圖為設定土壤增匯目標及規劃負碳農耕區位重要的基礎資料。

材料與方法

1. 數據來源

本研究數據主要來自農業試驗所 2008 年至 2020 年全臺土壤資源調查資料 (約 30,152 個樣點)，其採樣區域涵蓋全臺平原、坡地及高山地區，以比例尺 1:25000 之地形圖為底圖，進行樣區規劃並於現地土壤調查。平原地區以主要土系分布和土地覆蓋 (作物分佈) 作為土壤調查點位之佈點依據；山坡地及高山範圍則視地形特徵、作物分佈及土地利用規劃重點樣區，採樣點位分布如圖 1。本研究利用表層土壤 (0~30 公分) 數據如有機碳含量、總體密度、含石量、土壤深度計算土壤有機碳密度 (SOC density, SOCD)，計算公式如下：

$$\text{SOCD} = \text{TOC} * \rho * \text{cf} * D / 10$$

其中 SOCD 為土壤有機碳密度 (kg m^{-2})，TOC 為有機碳含量 (%)， ρ 為土壤總體密度 (g cm^{-3})，cf 為含石量 (%)，D 為深度 (cm)。最後利用 SOCD 乘上面積則為土壤有機碳儲量。

2. 環境共變數

本研究使用的環境共變數包含數值高程模型 (digital elevation model, DEM) 及其利用 sagaGIS 所衍伸產製的相關地形資料，包括高程 (No sink)、坡向 (Aspect)、坡度 (Slope)、曲度 (Curvature) 河流功率指數 (SPI)、地形崎嶇指數 (TRI)、地形位置指數 (TPI)、地形濕度指數 (TWI)、多解析度谷底平坦度指標 (MrVBF)、多解析度脊頂平坦度指標 (MrRTF)。由衛星遙測影像 (Sentinel 2) 之中紅外光 (b4) 與近紅外光 (b8) 波段所計算的 2015~2020 年平均常態化差異植生指標 (Normalized

Difference Vegetation Index, NDVI)、2011~2020 年的年平均溫度及年累積降雨量、2015 年農試所的土地覆蓋調查資料、土綱和土類分布等 17 個環境共變數，所有圖層皆以 R 4.0.5 重新取樣至 90 m 的空間解析度。

3. 模型建立及驗證

本研究比較使用機器學習演算法 Cubist 及 Random forest 建立之土壤有機碳儲量模型。Cubist 屬於規則分類的演算法，是基於 M5 樹狀模型所建立，以”if-then”的模式將數據區分數個子集合，並在各個子集合下找出目標變量與環境共變數的線性關係。Random forest 屬於學習集成方法，在模型訓練時利用隨機重複抽樣的方式將數據集重構為多個相同樣本大小的新數據集，並在每個數據集中隨機抽取環境共變數用以建立分類樹或迴歸樹。

在模型建立前，由數據集中隨機抽取 70% 為訓練數據集 (Calibration set) 建立模式；剩餘 30% 則設定為驗證數據集 (Validation set)，以驗證模型的預測效能；在模型表現上以驗證組的預測值和觀測值進行比較，使用誤差均方根 (Root mean square error, RMSE) 及決定係數 (coefficient of determination, R^2) 作為模型評估指標。

4. 不確定性評估

本研究利用拔靴法 (Bootstrapping) 將數據集以隨機取後放回的方式建立多個新數據集，以此繪製 50 個不同新數據集的預測結果，並利用該結果繪製有機碳儲量預測模型的 90% 信賴區間的上界、下界及預測區間。

結果與討論

1. 描述性分析

圖 2 為表層土壤 (0~30 公分) 有機碳密度 (SOC_D) 直方圖，結果顯示 SOC_D 數據分布為左偏數值 (left-skewed values)，數據範圍為 0.06~36.0 kg m⁻²，平均值和中位數分別為 1.46 和 1.17 kg m⁻²。此外，該結果也指出約 84.6% 的採樣點 SOC 密度小於 5 kg·m⁻²。

2. 預測模型表現

表層土壤有機碳密度模式驗證表現結果指出，Cubist 及 Random Forest 模型在驗證集的 R^2 分別為 0.32 及 0.38，RMSE 分別為 1.71 及 1.63 kg m⁻²。Adhikari *et al.* (2014) 以 Regression kriging 預測丹麥 0~5 cm 表土有機碳儲量之表現為 $R^2 = 0.41$ 、RMSE = 0.24；Lacoste *et al.* (2014) 以 Cubist 模型預測法國 0~7.5 cm 有機碳儲量的模型表現為 $R^2 = 0.12$ 、RMSE = 12.64；而 Ma *et al.* (2017) 利用 Regression kriging 預測中國 0~20 cm 土壤有機碳密度之表現則為 $R^2 = 0.25$ 、RMSE = 0.12。與上述研究相比，本研究所得 SOC_D 驗證結果有相近或更高之預測表現，而後續將進一步優化模型預測表現。因此，本研究表土有機碳密度預測圖以 Random Forest 模式來繪製。

3. 預測參數重要性

圖 3 為 RF 模式下，表層土壤 (0~30 公分) SOC_D 預測模式之環境共變數重要性分析結果，Random forest 模式能夠計算各個共變數在隨機抽取過程中未被使



用時所致的均方誤差 (MSE) 增加比例，以表示共變數的重要性。結果顯示，土類、年均溫、雨量、NDVI 及海拔皆為影響 SOCD 空間分布的重要預測參數 (increased MSE > 40%)。Yang et al. (2024) 的研究也指出海拔、年均溫和雨量對於濁水溪流域 SOCD 的預測皆為重要的環境共變數。Tsui et al. (2013) 的研究指出，我國耕地土壤從北向南由於氣候變暖，平均 SOC 儲量呈遞減趨勢，而森林 SOC 儲量的變化與氣溫和海拔梯度顯著相關。Zomer et al. (2017) 也指出，全球 SOC 的分佈受到溫度和降水的影響，通常在較熱或較乾燥的熱帶地區或低緯度地區 SOC 含量較低。

4. 土壤有機碳密度預測圖

圖 4 為全臺 SOCD 預測圖，結果指出 SOCD 呈現高山地區向坡地和平原地區遞減的趨勢，環境共變數中，有機碳儲量受溫度及植生指標影響，高山地區多為森林且溫度低，利於有機碳儲存；而平原地區為農業區，因高溫多雨及頻繁耕犁導致有機碳儲量較低。圖 5 為不同地形及土地覆蓋下土壤有機碳儲量之差異，結果顯示森林區域之 SOCD (5.70 kg m^{-2}) 顯著高於其他土地覆蓋 ($4.80 \sim 5.23 \text{ kg m}^{-2}$)，平原地區則以水稻田土壤最高 (3.64 kg m^{-2})。透過表 1 數值計算結果得知，全臺表土 0~30 公分的總有機碳儲量為 143 百萬噸 (Mt)。

5. 不確定度分析

圖 6 為不確定度分析及繪圖之結果，不確定度程度以預測限制範圍 (Prediction limit range) 表示，越大代表不確定度越大，反之亦然。結果顯示，高山地區不確定度明顯高於坡地及高山，推測是因為高山地區土壤採樣點 (採樣密度約 $0.2 \text{ sample km}^{-2}$) 較少導致，平原和坡地地區則因採樣點數較多 ($>1 \text{ sample km}^{-2}$)，預測不確定度較低。未來也將透過補充調查提高高山地區之樣點密度，降低不確定度。

結論

本研究利用數位土壤繪圖技術，透過高密度土壤樣本及 17 個環境共變數，建立我國土層土壤有機碳儲量預測模型，其中以 Random forest 模型具有較佳的預測表現 ($R^2 = 38$)。由土壤有機碳密度分布圖得知，高山地區土壤有機碳顯著高於坡地及平原地區，高山及坡地地區森林土壤高於其他土地覆蓋，平原地區水田土壤具有最高的 SOCD。最後，利用數值計算得知，全臺表層土壤有機碳儲量約為 143 百萬噸。未來將持續優化預測模式，期望得到預測表現更佳的结果。

參考文獻

1. 許健輝。2023。建立國家尺度農地土壤碳儲量及碳儲潛力估算方法。農業部農業試驗所 112 年度科技計畫研究報告。
2. FAO. 2022. Global Soil Organic Carbon Sequestration Potential Map. Rome, FAO.
3. Grunwald, S. 2009. Multi-criteria characterization of recent digital soil mapping and modeling approaches. *Geoderma* 152(3-4): 195 ~ 207.
4. Guo P.T., Li M.F., Luo W., Tang Q.F., Liu Z.W., Lin Z.M. 2015. Digital mapping of soil organic matter for rubber plantation at regional scale: An application of random forest plus residuals kriging approach. *Geoderma* 237:49 ~ 59.
5. Lal, R., P. Smith, H.F. Jungkunst, W.J. Mitsch, J. Lehmann, P.K.R. Nair, A.B.

- McBratney, J.C.M. Sá, J. Schneider, Y.L. Zinn, A.L.A. Skorupa, H.L. Zhang, B. Minasny, C. Srinivasrao and N.H. Ravindranath. 2018. The carbon sequestration potential of terrestrial ecosystems. *J. Soil Water Conserv.* 73(6), 145A ~ 152A.
6. Lamichhane S., Kumar L., Wilson B. 2019. Digital soil mapping algorithms and covariates for soil organic carbon mapping and their implications: A review. *Geoderma* 352:395 ~ 413.
 7. Paustian, K., S. Collier, J. Baldock, R. Burgess, J. Creque, M. DeLonge, J. Dungait, B. Ellert, S. Frank, T. Goddard, B. Govaerts, M. Grundy, M. Henning, R. C. Izaurralde, M. Madaras, B. McConkey, E. Porzig, C. Rice, R. Searle, N. Seavy, R. S. kalsky, W. Mulhern, and M. Jahn. 2019. Quantifying carbon for agricultural soil management: from the current status toward a global soil information system. *Carbon Manag.* 10(6), 567 ~ 587.
 8. Smith, P., J.F. Soussana, D. Angers, L. Schipper, C. Chenu, D.P. Rasse, N.H. Batjes, F. Egmond, S. McNeill, M. Kuhnert, C.A. Navarro, J.E. Olesen, N. Chirinda, D. Fornara, E. Wollenberg, J. Á. Fuentes, A.S. Cobena, K. Klumpp. 2020. How to measure, report and verify soil carbon change to realize the potential of soil carbon sequestration for atmospheric greenhouse gas removal. *Glob. Change Biol.* 26(1), 219 ~ 241.
 9. Syu, C.H., Y.X. Ma, B. Minasny, and H.Y. Guo. 2019. Digital assessment of soil physical quality in the central region of Taiwan. 14th International Conference of the East and Southeast Asia Federation of Soil Science Societies (ESAFS), Taipei, Taiwan.
 10. Syu, C.H., B.J. Yang, H.J. Yang, T.S. Liu, Y.T. Zhang, and H.Y. Guo. 2023. Regional scale mapping of topsoil carbon sequestration potential in Taiwan. LE STUDIUM Conference-Soil Mapping for a Sustainable Future-2nd joint Workshop of the IUSS Working Groups Digital Soil Mapping and Global Soil Map, Orleans, France.
 11. Syu, C.H., B.J. Yang, and Y.C. Lo. 2023. Using digital soil mapping to predict soil physical properties in central Taiwan. 4th Global Soil Security Conference, Seoul, South Korea.
 12. Syu, C.H., B.J. Yang, C.C. Yen, and D.Y. Lee. 2023. Developing pedotransfer functions for predicting soil organic carbon saturation in Taiwan by meta-analysis. 2023 ASA-CSSA-SSSA International Annual Meeting, St. Louis, MO, U.S.
 13. Syu, C.H., B.J. Yang, B. Minasny, W. Ng, and T.S. Liu. 2024. National scale mapping of soil organic carbon stocks in Taiwan. *Pedometrics* 2024, New Mexico State, U.S.
 14. Tsui C.C., Tsai C.C., Chen Z.S. (2013) Soil organic carbon stocks in relation to elevation gradients in volcanic ash soils of Taiwan. *Geoderma* 209:119 ~ 127.
 15. Wenzel W.W., Duboc O., Golestanifard A., Holzinger C., Mayr K., Reiter J., Schiefer A. (2022) Soil and land use factors control organic carbon status and accumulation in agricultural soils of Lower Austria. *Geoderma* 409: 115595.
 16. Yang, B.J., H.J. Yang, T.S. Liu, Y.T. Zhang, and C.H. Syu. 2024. Using digital soil mapping to predict soil organic carbon stocks in Zhuoshui River basin. *J. Taiwan Agric. Res.* (Accepted)
 17. Zomer, R.J., D.A. Bossio, R. Sommer, L.V. Verchot. 2017. Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils. *Sci. Rep.* 7, 15554.

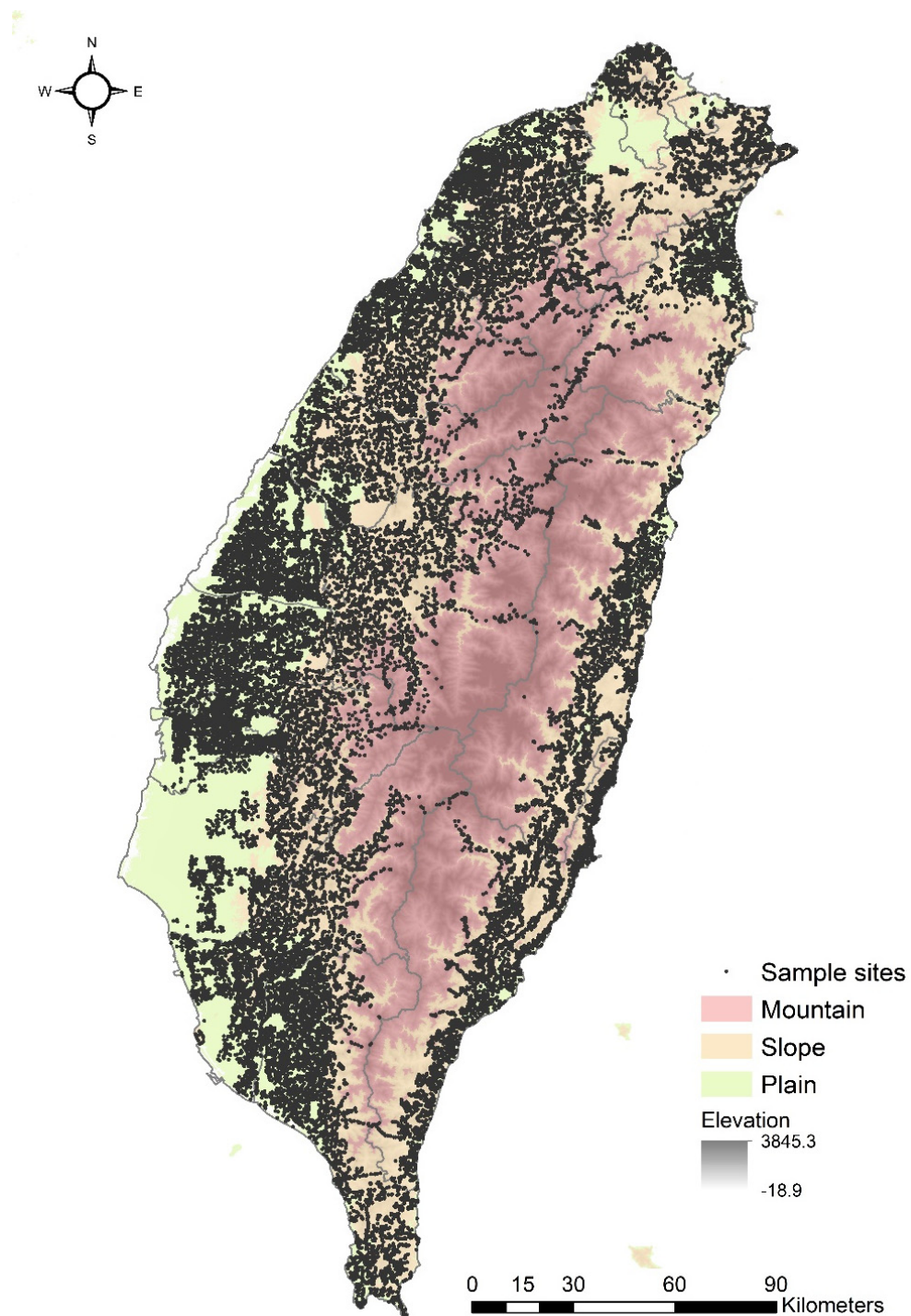


圖 1. 土壤調查點位分布圖 (Syu *et al.*, 2024)

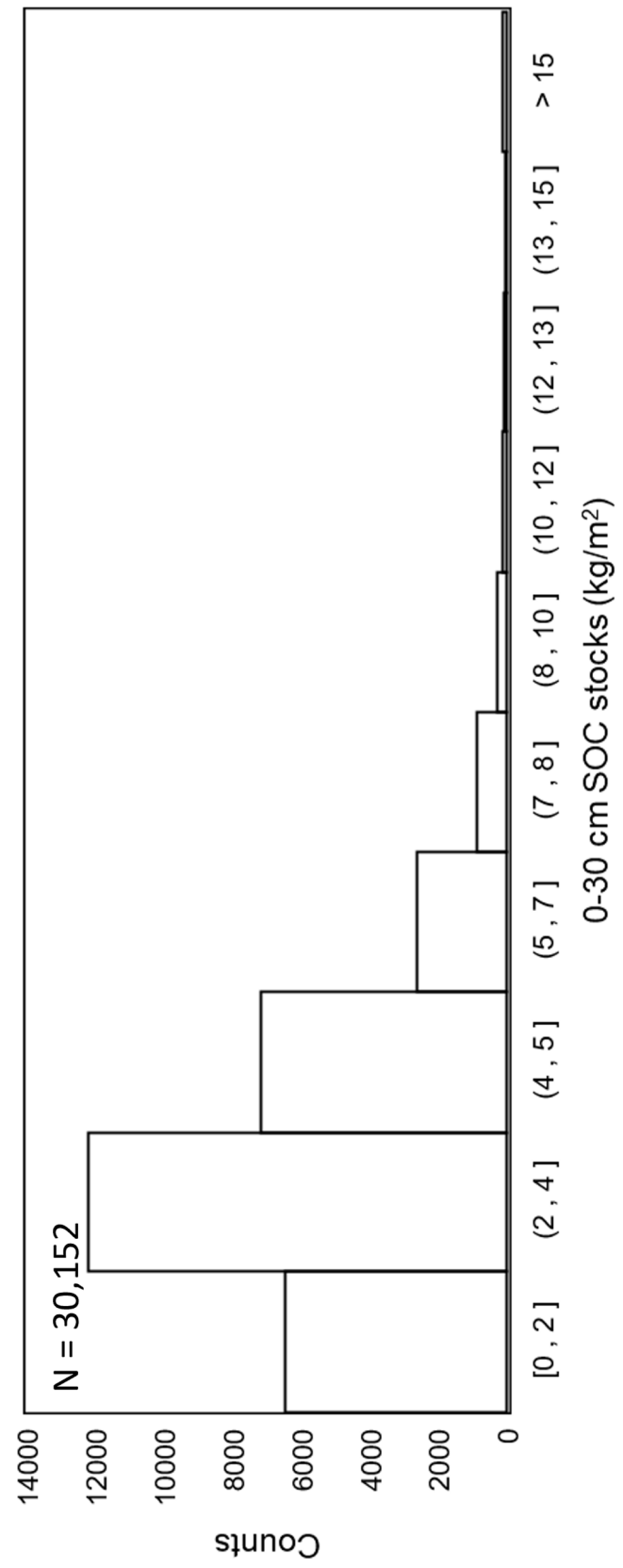


圖 2. 表層土壤有機碳密度直方圖 (許，2023)

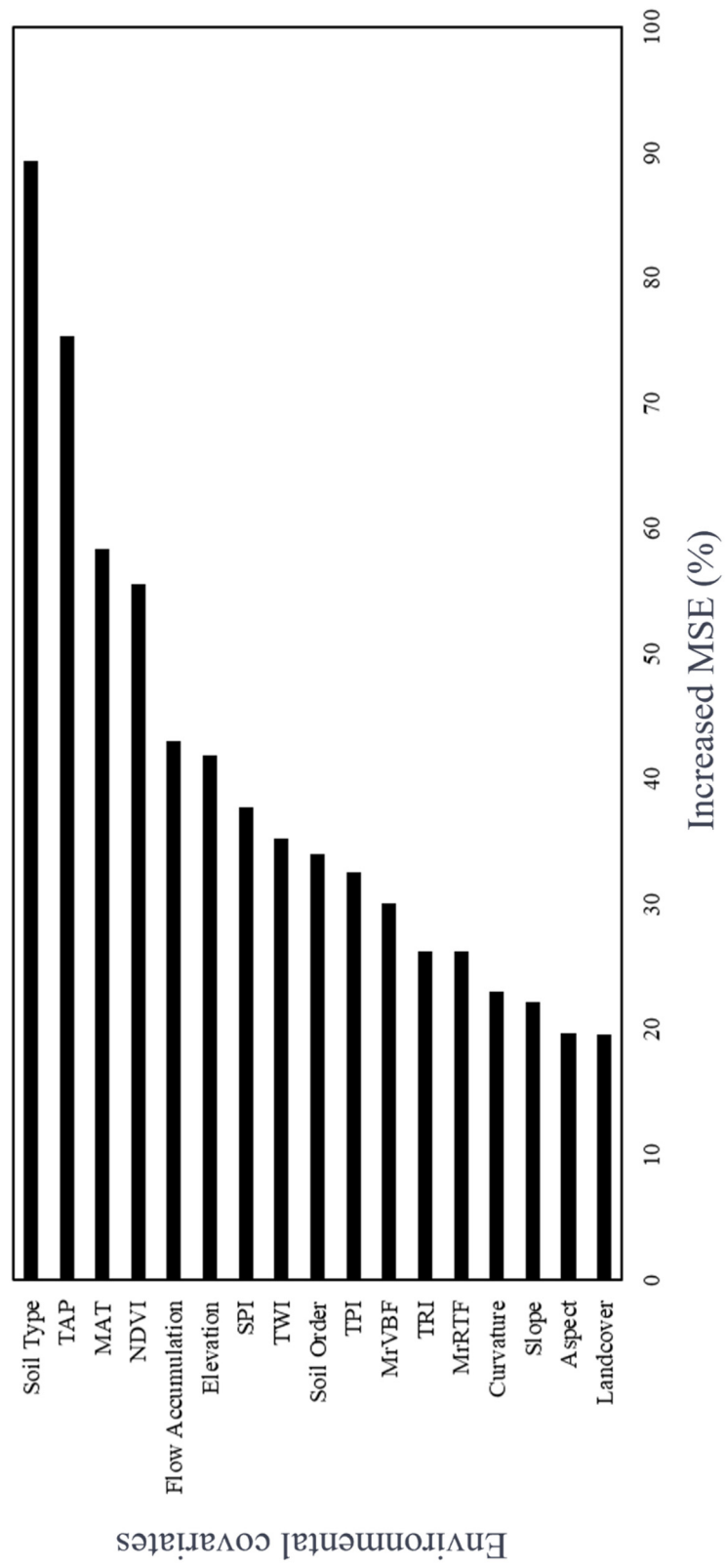


圖 3. 預測參數重要性 (許，2023)

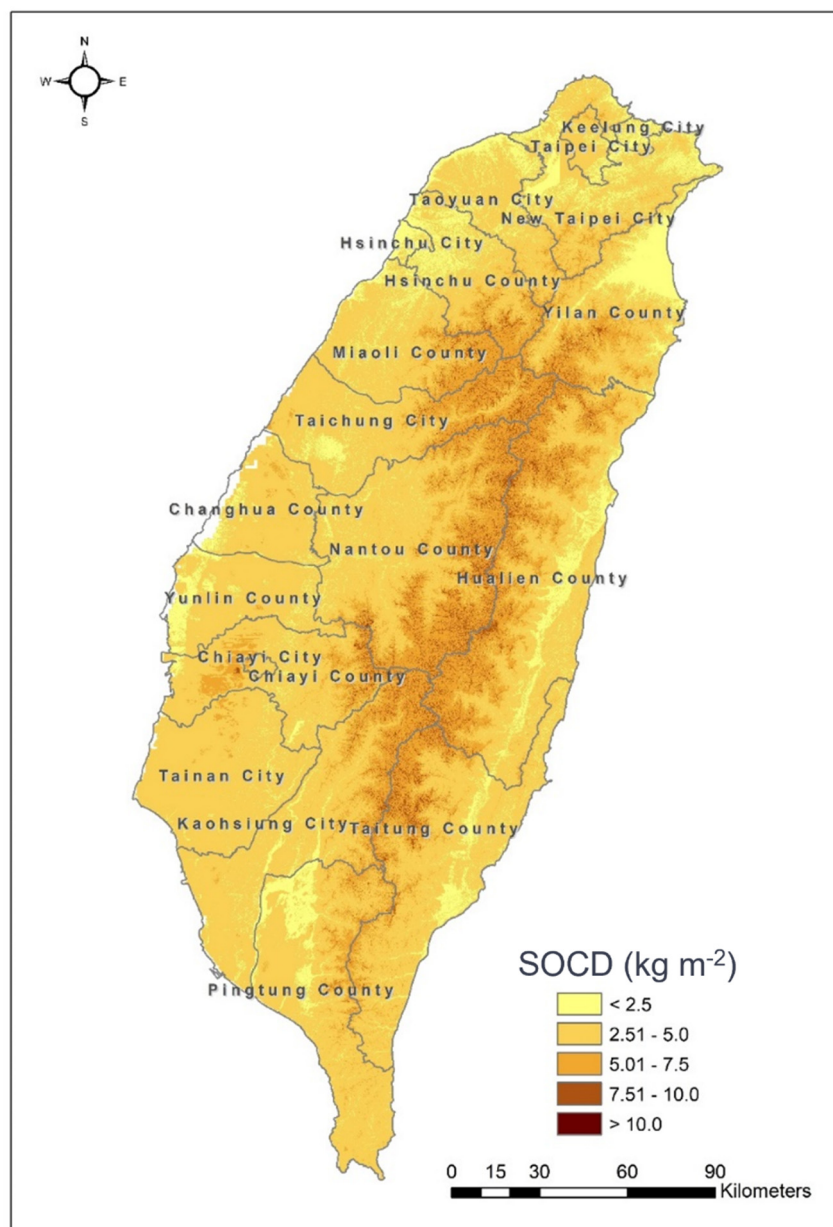


圖 4. 表層土壤有機碳密度分布圖 (許，2023)

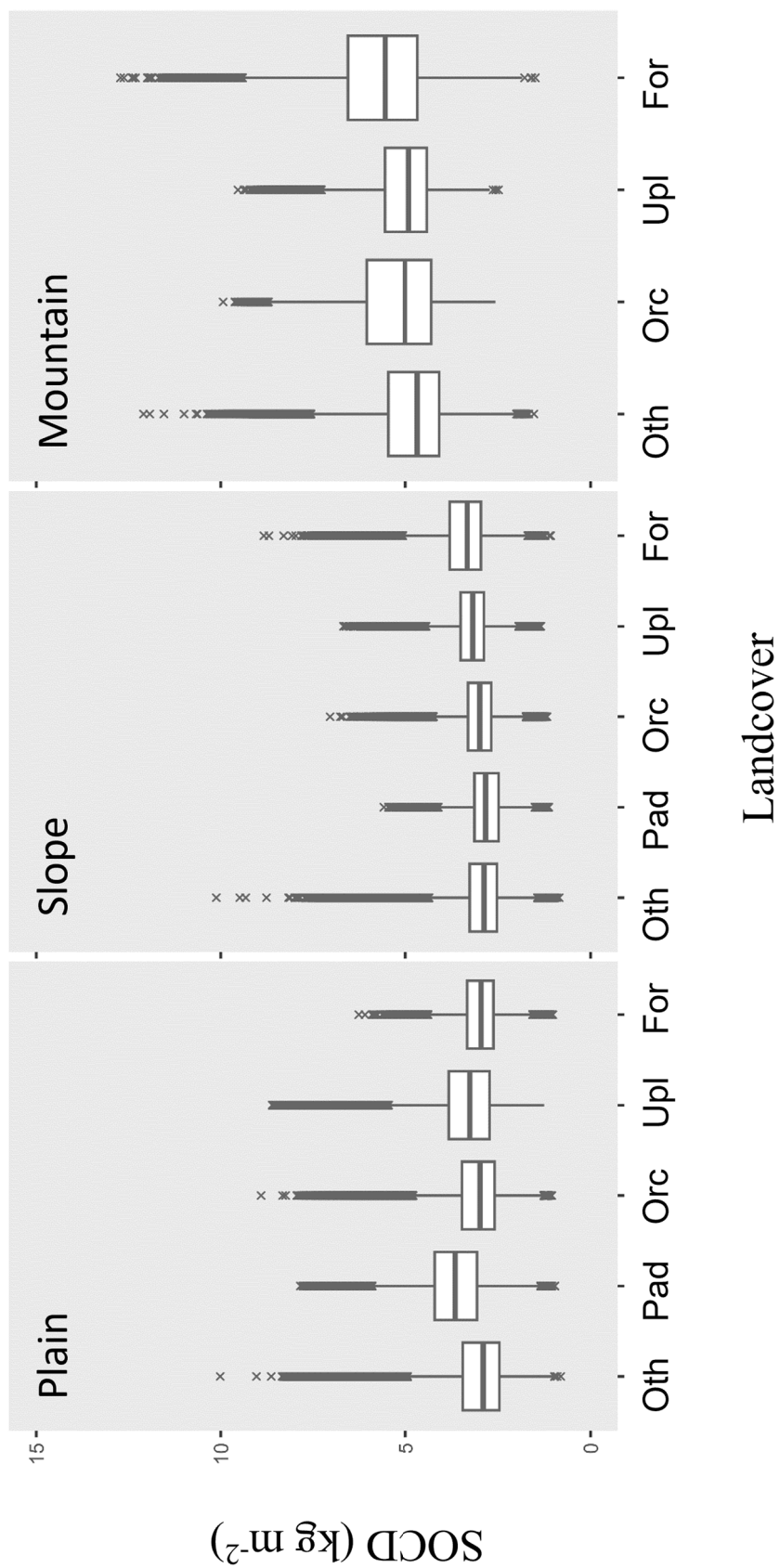


圖 5. 不同地形及土地覆蓋之土壤有機碳密度盒鬚圖

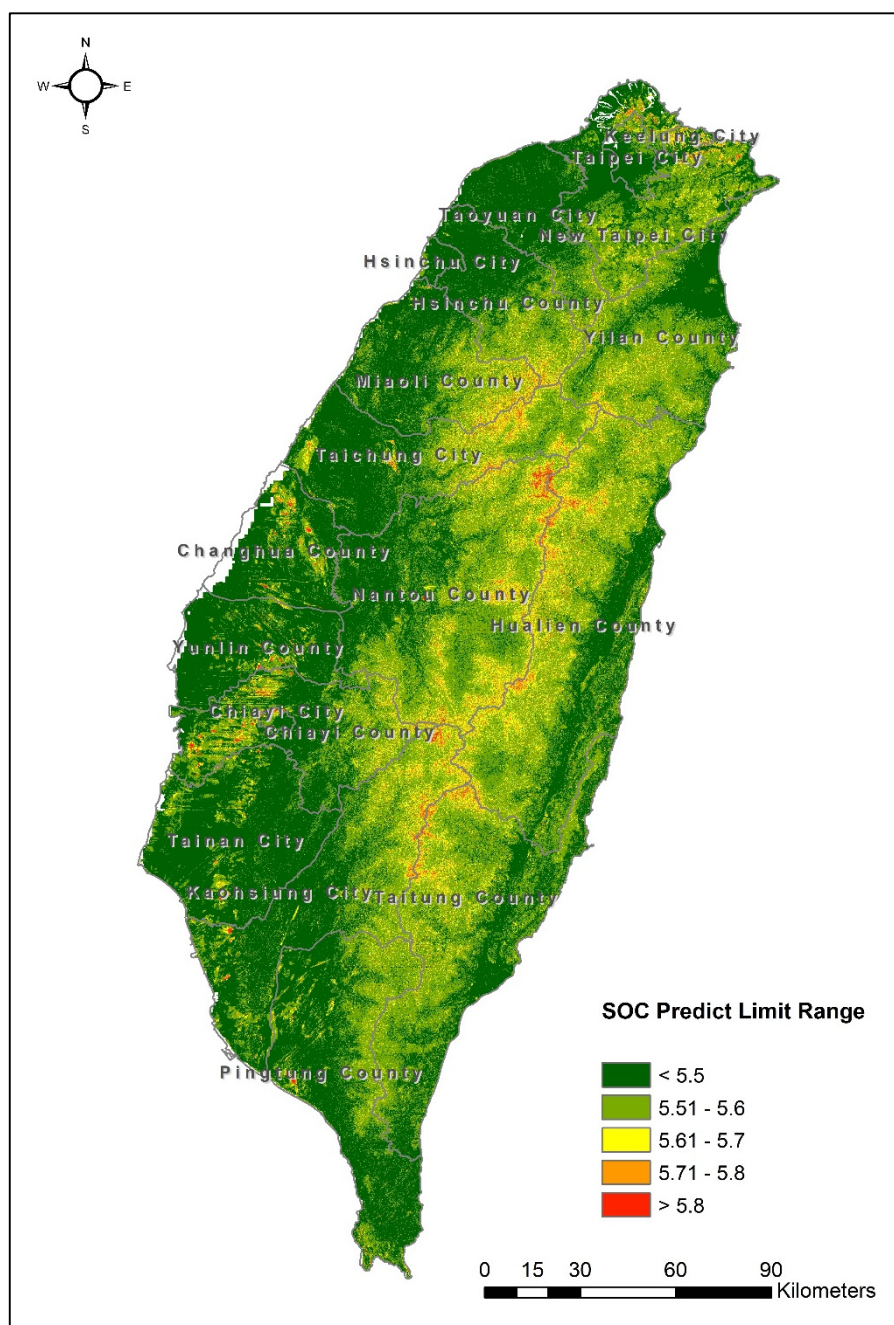


圖 6. 表層土壤有機碳密度預測限制範圍 (Prediction limit range) 分布圖 (許，2023)



表 1. 不同地形及土地覆蓋之土壤有機碳密度及土壤有機碳儲量

	Plain					Slope					Mountain			
	Other	Paddy	Orchard	Upland	Forest	Other	Paddy	Orchard	Upland	Forest	Other	Orchard	Upland	Forest
SOC stocks (kg/m ²)	2.99	3.64	3.04	3.32	2.99	2.95	2.82	3.01	3.23	3.42	4.86	5.26	5.03	5.70
SOC stocks (Mt)	23.1	5.08	1.39	1.68	1.19	16.4	0.67	1.25	1.36	25.6	2.21	0.15	0.17	62.4
	16.2%	3.56%	0.98%	1.18%	0.84%	11.5%	0.47%	0.88%	0.95%	17.9%	1.55%	0.11%	0.12%	43.8%

海報摘要

薑接種不同微生物製劑對土壤病害及生育之影響

Effects of *Zingiber officinale* Inoculation with Different Microbial Preparations on Soil Diseases and Growth

張耀聰^{1*}、柯佩萱¹

¹ 農業部高雄區農業改良場

*通訊作者: ytc@mail.kdais.gov.tw

摘要

薑定植於盆栽不同微生物製劑接種處理，觀察微生物製劑對薑生長及土壤病害之影響。研究發現鏈黴菌 (KHY26) 及其與液化澱粉芽孢桿菌 (BA) 和貝萊斯芽孢桿菌 (KHH13) 之複合劑之葉綠素讀值、過氧化氫酶活性顯著高於對照組，且 KHH13 處理、KHY26 處理及其複合接種處理能顯著降低土壤線蟲數量。

關鍵詞： 微生物肥料、土壤健康、薑軟腐病

前言

薑 (*Zingiber officinale*) 慣行栽培長期施用化肥可能造成土壤劣化。除了合理化施肥之外，搭配微生物肥料能減少化學肥料的施用 (楊, 2014)。常見微生物肥料如叢枝菌根菌能形成菌根，增加作物吸收面積；芽孢桿菌屬 (*Bacillus*) 微生物製劑如液化澱粉芽孢桿菌 (*Bacillus amyloliquefaciens*) 及貝萊斯芽孢桿菌 (*Bacillus velezensis*)，除了有溶磷能力，可將土壤無效性磷轉為有效性磷供作物利用外 (楊, 2011)，也兼具抑制病原菌生長的功效；由高雄區農業改良場研發之鏈黴菌製劑 (*Streptomyces misionesis* KHY26) 有降低根瘤線蟲密度之效果。本試驗藉由不同微生物製劑澆灌於薑盆植植株，評估其對薑植株生長及土壤病害之影響，以供農民田間應用之參考。

材料與方法

薑種植於 6 吋盆，以叢枝菌根菌 (*Funneliformis mosseae*; VAM)、液化澱粉芽孢桿菌粉劑 (*Bacillus amyloliquefaciens*; BA)、貝萊斯芽孢桿菌粉劑 (*Bacillus velezensis*; KHH13)、鏈黴菌粉劑 (*Streptomyces misionesis*; KHY26)、BA 結合生物炭共同培養固態之炭菌肥 (CBS) 及液態之炭菌液肥 (CBL) 單獨接種或 KHY26 與其他製劑複合接種 (VAM+KHY26、BA+KHY26、KHH13+KHY26、CBS+KHY26 及 CBL+KHY26) 及 CK 共 12 處理，每處理 8 重複。VAM (100 個孢子/盆) 及 CBS (2%w/w) 處理於薑定植同步接種，其餘均以稀釋 400 倍澆灌 50 ml/週，對照組 (CK) 則澆灌清水。生育情況調查株高生長、分蘗數、葉片葉綠素讀值 (SPAD)、過氧化氫酶活性 (Catalase activity, CAT)、抗壞血酸過氧化酶活性 (Ascorbate peroxidase activity, APX)、土壤線蟲數及薑軟腐病罹病率 (%)。

結果與討論

調查發現 KHY26 及其複合接種處理之 SPAD 值皆顯著高於對照組，且 SPAD 值與分蘗數呈正相關。CAT 活性以 CBL、VAM+KHY26、BA+KHY26、



KHH13+KHY26 及 CBS+KHY26 處理組顯著高於對照組，KHH13 與 BA+KHY26 處理組之 APX 活性顯著高於對照組，且 APX 活性與軟腐病罹病率呈顯著負相關，顯示 APX 活性越高薑軟腐病罹病率則顯著降低。另土壤有害線蟲會造成薑軟腐病發生，KHH13、KHY26 及其複合接種處理之土壤線蟲數顯著低於對照組，軟腐病罹病率與 CAT 活性、APX 活性及土壤線蟲數量呈負相關之趨勢，顯示微生物製劑適當施用有利於土壤健康，降低土傳性病害發生。

表 1.不同處理對薑生長與土壤健康之影響

處理	株高(cm)	分蘗數	SPAD	CAT	APX	線蟲數	軟腐病罹病率(%)
CK	88.0 a	5.4 abc	44.2 f	0.76 E	1.18 b	43.3 cd	87.5 c
VAM	92.8 a	5.8 abc	46.2 cde	1.22 Ab	1.07 b	40.7 c	83.3 bc
BA	92.0 a	4.5 bc	44.8 ef	0.78 De	1.72 b	50.7 cd	87.5 c
KHH13	99.0 a	4.4 c	45.9 def	0.91 Cde	4.29 a	24.0 b	50.0 a
KHY26	82.5 a	6.3 abc	48.9 ab	0.56 F	3.00 ab	21.3 b	58.3 abc
CBS	85.0 a	6.0 abc	46.5 cde	0.38 G	1.83 b	58.0 d	75.0 abc
CBL	89.0 a	6.9 abc	47.8 bcd	1.23 Ab	2.68 ab	45.3 cd	54.2 ab
VAM+KHY26	83.5 a	6.8 abc	47.4 bcd	1.08 Bc	1.29 b	7.3 a	75.0 abc
BA+KHY26	84.8 a	6.9 abc	47.9 bc	0.95 Cd	4.29 a	12.0 ab	75.0 abc
KHH13+KHY26	85.8 a	7.1 a	48.6 b	1.22 Ab	2.36 ab	21.3 b	75.0 abc
CBS+KHY26	91.0 a	6.5 abc	48.6 b	1.34 A	2.79 ab	19.3 ab	79.2 bc
CBL+KHY26	94.0 a	5.8 abc	50.7 a	0.80 De	1.93 b	25.3 b	83.3 bc

註:相同字母者為 5 % 水準下經鄧肯單因子變異檢定法未達顯著差異

表 2.薑施用不同微生物製劑各調查指標間 Pearson 相關性分析

調查項目	株高	分蘗數	SPAD	CAT	APX	線蟲數	軟腐病罹病率(%)
株高	1						
分蘗數	-0.695*	1					
SPAD	-0.179	0.595*	1				
CAT	0.220	0.392	0.183	1			
APX	0.135	0.050	0.260	0.900	1		
線蟲數	0.179	-0.419	-0.540	-0.377	-0.424	1	
軟腐病罹病率(%)	-0.043	-0.042	-0.090	0.026	-0.622*	0.145	1

*在顯著水準為 0.05 時 (雙尾)，相關顯著

參考文獻

1. 楊秋忠。2011。微生物的肥料：溶磷菌的應用及要領。苗栗區農業專訊53:3~5
2. 楊秋忠。2014。微生物肥料在作物生長的作用機制。農業生物資材產業發展研討會專刊:59~68。

香蕉微生物製劑複合接種對土傳病害及生育之影響 Effects of *Musa sapientum* Complex Inoculation with Microbial Preparations on Soil-Borne Diseases and Growth.

陳泰元¹、柯佩萱¹、陳融¹、張廷旭¹、張耀聰^{1*}

¹ 農業部高雄區農業改良場

*通訊作者：ytc@mail.kdais.gov.tw

摘要

本試驗針對貝萊斯芽孢桿菌粉劑 (*Bacillus velezensis* KHH13, 簡稱 KHH13) 及鏈黴菌 (*Streptomyces misionensis* KHY26, 簡稱 KHY26) 兩種微生物製劑複合接種, 測試香蕉黃葉病抗性, 並評估對香蕉生育之影響。經試驗調查後, 可知施用 KHH13+KHY26 之處理在吐穗率、葉綠素讀值、抗壞血酸過氧化酶表現皆較對照組佳, 且土壤中線蟲數量及罹病率較對照組低。

關鍵詞：香蕉、黃葉病、線蟲、微生物製劑

前言

香蕉 (*Musa sapientum*) 為臺灣中南部地區重要作物, 更是全球第 4 大經濟作物, 為臺灣極重要果樹之一, 依農糧署 2020 年農業統計資料顯示, 全臺種植面積約 1 萬公頃上下, 栽培農戶約 1.3 萬戶, 但在土地集約追求高產的耕作制度下, 大量施用化學資材提升作物產量, 進而忽略土壤健康管理重要性, 而使土壤劣化, 造成土傳性病害發病率大增及生產上之障礙。香蕉黃葉病 (*Fusarium oxysporum*), 又稱巴拿馬病, 世界香蕉栽培史上最可怕的病害, 迄今仍無良方妙藥。本試驗選用 KHH13 及 KHY26 兩種微生物製劑進行複合接種, 並與未接種處理進行比較, 調查土壤線蟲數、葉綠素讀值 (SPAD)、葉片酵素活性及黃葉病罹病率, 以了解兩種製劑複合應用對土壤病害之抗性。

材料與方法

本試驗於雲林莿桐之香蕉田區 (座標 29.74188, 120.50320), 面積為 0.33ha, 以慣行農法進行培育, 以往為黃葉病發病田區, 前期作為蒜頭, KHH13+KHY26 接種組及對照組 2 處理, 每處理各 3 重複小區, 每小區各 4 畦, 共種植 32 株。香蕉定植前, 田區先施用改良資材及微生物製劑(每小區施用蝦蟹殼粉混 KHY26 1 kg, 棕櫚灰 16.8 kg)。再施用有機肥 2,000 kg/0.1 ha (N:P₂O₅:K₂O:OM = 1.7:0.8:0.8:69%), 再進行翻耕覆土, 之後追肥依據施肥手冊推薦使用, 並於定植後第 1 個月, 每週澆灌 0.5L/株, KHH13 及 KHY26 (稀釋 400 倍)。

結果與討論

由以下圖 1 至圖 5 可得出澆灌微生物製劑後吐穗率、SPAD 讀值及抗壞血酸過氧化酶 (APX) 表現皆較對照組佳, 其中 APX 活性之差異較為明顯, 並且菌劑複合施用黃葉病罹病率及土壤線蟲數均較對照組低, 顯示施用 KHH13+KHY26 之處



理能抑制土壤中線蟲數量及降低黃葉病發病率。由表 1 可知施用微生物製劑之處理，香蕉產量較對照組高，原因為黃葉病罹病導致對照組植株存活率較低，微生物複合接種進而提升香蕉收穫總產量。

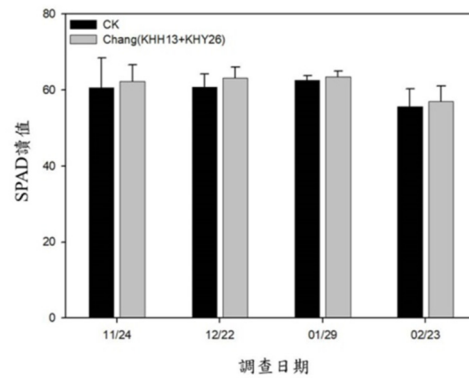
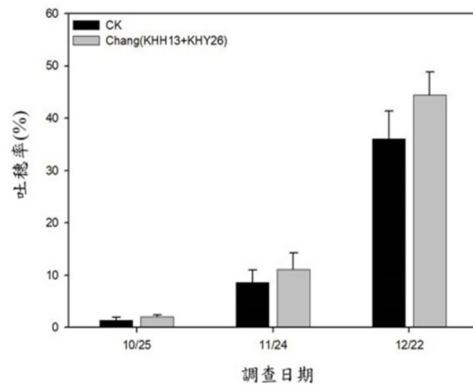


圖 1. 菌劑接種與對照組香蕉吐穗率比較

圖 2. 菌劑接種與對照組葉片 SPAD 讀值

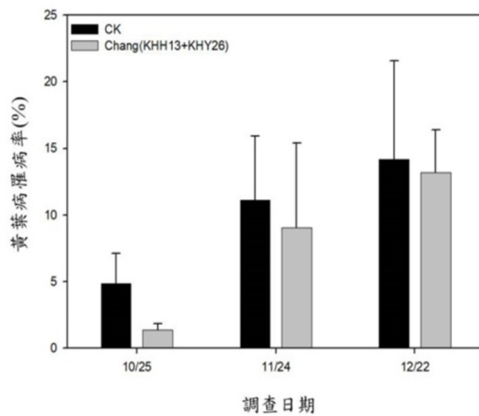


圖 3. 不同處理黃葉病罹病率比較

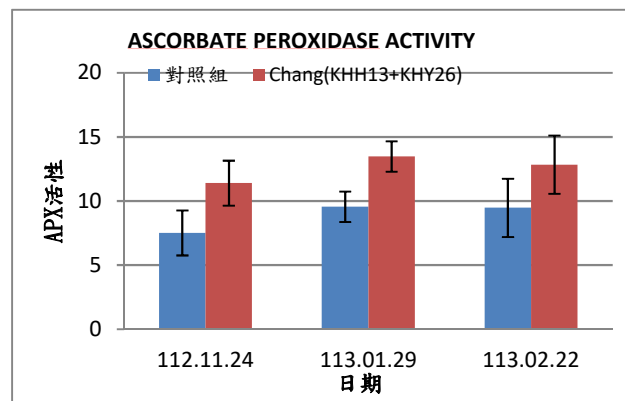


圖 4. 吐穗前不同處理抗壞血酸過氧化酶比較

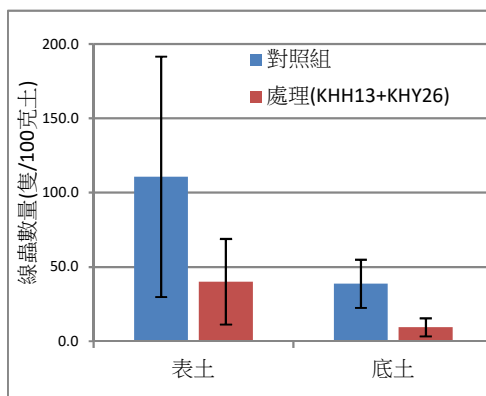


圖 5. 香蕉不同處理土壤線蟲數量比較

表 1. 香蕉不同處理產量推算

處理	平均根重	平均把重	存活率	推算產量*
	g	kg	%	kg/0.1ha
CK	101.7±25.9	1.79	83	2067.20
KHH13+KHY26	103.8±23.6	1.96	92	2489.50

註：* 種植密度 180 株 / 0.1 ha

參考文獻

1. 行政院農業委員會動植物防疫檢疫局。2020。香蕉黃葉病。
2. 吳繼光、林素禎。1998。台灣省農業試驗所印行。pp. 232。

落花生接種微生物菌劑對土壤健康之影響 Effects of Different Microbial Preparations on soil health of peanuts.

張耀聰^{1*}、張廷旭¹

¹ 農業部高雄區農業改良場

*通訊作者: ytc@mail.kdais.goc.tw

摘要

本研究目的為將以貝萊斯芽孢桿菌 KHH13 (*Bacillus velezensis* KHH13)、鏈黴菌 KHY26 (*Streptomyces misionensis* KHY26) 與紅豆根瘤菌及毛豆根瘤菌混合之微生物肥料，接種於落花生之根部進行試驗，以評估各種微生物菌劑對於落花生的病蟲害之影響。由試驗結果指出：1.以 KHH13+根瘤菌與 KHH13+KHY26 減少線蟲數量的表現最好；2.以 KHH13+KHY26 複合接種之落花生在果莢黑斑病發生率降低效果最佳。由以上結果得知接種微生物菌劑對於落花生的病蟲害具有正面影響。

關鍵字：落花生、微生物製劑、複合式接種、土壤健康

前言

落花生 (*Arachis hypogaea*) 適應性廣、營養價值高，是世界上廣泛分佈的重要經濟作物之一。在台灣，落花生用途廣，是主要雜糧作物。然而隨著農業知識進步與永續農業的提倡，土壤健康與病蟲害之間的關係也逐漸被重視，而微生物菌劑被認為是一種可以減少環境負擔、改善作物健康，甚至是促進植物生長發育進而增加產量的有效手段。因此，本研究將根瘤菌劑、鏈黴菌 KHY26 與貝萊斯芽孢桿菌 KHH13 微生物菌劑在培育花生過程的進行施灑，以評估不同微生物菌劑組合對於花生病蟲害的影響，用以後續提供花生培育相關應用參考。

材料與方法

本研究試驗場所位於屏東縣新園鄉之試驗田區，此試驗田區為好發果莢黑斑病田區，總試驗面積為 0.16 ha；本次試驗種植前以 KHY26 混和蝦蟹殼粉均勻撒至田區，將落花生 (臺南 17 號) 以機械播種方式，接著將田區畫分成 8 個區塊對應不同微生物製劑組合處理分別為：1.對照組不做任何接種處理；2.根瘤菌菌劑；3.KHY13；4.KHY26；5.KHH13+根瘤菌；6.KHY26+根瘤菌；7.KHH13+KHY26；8. KHH13+KHY26+根瘤菌。試驗過程中澆灌微生物製劑之頻率為第一個月每週根灌一次，第二個月每兩週根灌一次；根瘤菌劑為稀釋 300 倍根灌施用，而 KHH13 及 KHY26 則是稀釋 400 倍根灌施用。收穫期對其土壤進行線蟲調查，以及花生果莢黑斑病調查分析，利用 Windows PASW Statistics 18 統計數據，將數據進行變方分析，再以鄧肯氏多變域檢定法 (Duncan's Multiple Range Test) 進行處理間平均值檢定，比較其 5% 之差異顯著性。



結果與討論

(I) 土壤線蟲調查分析

根據結果 (表 1) 顯示，微生物製劑的各個組別土壤中線蟲數量與對照組相比皆有顯著的減少 ($p < 0.05$)，其中 KHH13+根瘤菌與 KHH13+KHY26 在這些組合中具有最好的表現。以上結果表明，微生物製劑可以有助於減少土壤中線蟲的數量，進而改善花生的生長土壤環境。

(II) 落花生果莢黑斑病調查分析

由調查結果 (表 2) 得知，不同微生物製劑組合對於落花生果莢黑斑病的發病率影響程度有所不同，與對照組相比，除了 KHH13 組，其餘微生物製劑組別皆優於對照組，其中又以 KHH13+KHY26 組別表現最佳。根據調查結果微生物製劑添加有助於降低果莢黑斑病的發生。

表 1. 不同微生物接種處理試驗後落花生土壤線蟲數量比較

處理	線蟲數(隻/100 克土)		
CK	62.7	± 12.2	c*
根瘤菌	38.7	± 4.6	ab
KHH13	30.7	± 2.3	ab
KHY26	33.3	± 10.1	ab
KHH13+根瘤菌	26.7	± 8.3	a
KHY26+根瘤菌	46.7	± 11.5	b
KHH13+KHY26	26.7	± 12.2	a
KHH13+KHY26+根瘤菌	36.0	± 4.0	ab

註:*同行中小寫英文字母不同者代表差異顯著($p \leq 0.05$)

表 2. 不同微生物接種處理落花生果莢黑斑病發病率比較(播種 100 天後)

處理	果莢黑斑病發病率(%)
CK	5.2
根瘤菌	2.8
KHH13	5.3
KHY26	2.5
KHH13+根瘤菌	2.5
KHY26+根瘤菌	2.6
KHH13+KHY26	0
KHH13+KHY26+根瘤菌	2.0

註：發病率=黑莢數/總莢數*100%

參考文獻

1. 彭慧美。2020。蔬菜常見土壤傳播性病害分析與防治策略探討。花蓮區農業專訊 (111) 22 ~ 25。
2. 程永雄、鄭安秀、陳紹崇、杜金池。1989。落花生果莢黑斑病之發生及其防治法。中華農業研究 38(3) 353 ~ 364。



淺層暗管對設施小黃瓜增產與土壤改善的長期研究 Long-term study on increasing cucumber yield and improving soil using shallow hidden tubes

江汶錦^{1*}

¹ 農業部臺南區農業改良場

*通訊作者：wjjiang@mail.tndais.gov.tw

摘要

太保地區因為地下水水位淺與地下水鈉含量高的問題，導致溫室土壤排水不良、土壤鈉含量累積過量，不利農友栽培操作，藉由淺層暗管埋設可以達到快速排水，增加土壤通氣性，促進根系生長，縮短等待種植的時間，減少溫室內濕度累積，有助病蟲害控制管理。淺層暗管的快速洗鹽功用，隨著使用時間的增加，排鹽的效果越發提升，3 個月後暗管滲出水的鈉含量為 10.09~12.00 (mmole/L)，發揮出 5.3~6.3 倍的排鈉濃度效果，大幅改善土壤健康，配合平畦滴灌栽培可以節省人力、精準施肥，提升產量品質，栽培六期小黃瓜平均延長採收期長達 93 天，遠高於一般溫室的 30 天，因此產量大增，六期小黃瓜平均產量為 12.33 噸/分/期，較農友往年 (5.5~5.6 噸/分/期) 增產 124%，更是太保地區 108 年報資料胡瓜 (刺瓜) 產量 3.3 噸/分的 3.74 倍。雖然暗管埋設所費不貲，換算約需 23.5 萬/分，但對於改善栽培環境與提升產量品質有顯著幫助，因此，農糧署已將溫室淺層暗管列為設施補助項目之一，以幫助農友克服暗管設置的資金門檻。

關鍵詞：暗管；排水；土壤鹽害；增產

前言

根據本場農友土壤及植體營養診斷服務系統資料庫，發現農田灌溉水的平均 EC 逐年增加，EC 超過 0.75 mS/cm 高達 4631 件佔 62%，顯見灌溉水鹽化的嚴重程度。臺灣平地溫室多在水稻栽培區域裡，位置分佈零碎且面積不大，其土壤排水問題，主要為犁底層阻礙與地下水位過高等特性，因此無法使用傳統的暗管技術，需要一種適合當地的新暗管技術可以快速排水與降低鹽害，若同時搭配養液滴灌設備來提升水分肥料利用率，藉由導入新的暗管與養液滴灌技術，建立健康合理施肥條件下的高產高品質的溫室小黃瓜栽培模式，以嘉惠生產者與消費者。

材料與方法

因本試驗目的為改善土壤排水效率與提升養液滴灌應用潛力，故淺層暗管埋設技術與傳統暗管不同，依據溫室栽培現況，規劃暗管埋設位置，雙聯棟溫室為例，溫室半棟寬 7 公尺，長 88-83 公尺，栽培 3.5 畦，於每畦土面下 50 公分深度，開溝寬度約 30 公分，水平埋設 2.5 吋網管，網管以 2.5 吋 PVC 水管 (厚度 2mm 以上) 開孔後包覆 24 目紗網，紗網至少包 2 層，並用繩子將紗網與 PVC 水管捆緊固定，暗管放入 50 公分深的溝底後須用砂石埋覆網管至少 5 公分深，並於暗管前端加設 L 型管伸出土面，方便後續暗管維護保養的洗管工作，半棟需 4 條暗管，一

棟需埋設 8 條暗管，並於暗管末端埋設至少 1 組陰井集水管組，以便將暗管的滲出水集中收集排出。

本試驗累積 2020/08 至 2024/05 共 6 期的小黃瓜栽培，利用滴灌系統與 PLC 控制器，精準提供試驗作物各試驗區各生長期所需的施肥量，並由專業農友根據現場小黃瓜生長狀況，調控適宜的養液肥水供應量與頻率。試驗前後進行土壤採樣，並定期監測滲出水以評估土壤改良結果，並調查小黃瓜產量。

結果與討論

試驗前土中 M3 抽出性鈉含量高達 339 ~ 574 (mg/kg)，暗管施作後因上下土層的混拌，反使土壤劣化 M3 抽出性鈉更高達 459~957(mg/kg)，雖然暗管施工後看似造成土壤肥力的劣化，但卻解決了土壤排水不良的根本問題，至於土壤肥力的破壞與營養障礙，可以透過養液滴灌技術提供均勻的水分與肥料來克服，透過暗管排水與養液滴灌可以一邊種植一邊改善土壤高鈉的鹽害問題，透過淺層暗管排鹽效果在第 5 個月時到達高峰，之後持續下降，直到 21 個月後滲出水的鈉含量平均仍高達 4.68 (mmole/L) 高於原灌溉水 73%，若依小黃瓜的鈉毒害標準 > 6 (mmole/L)來判定，暗管埋設後約 11 個月滲出水即可低於標準。無須傳統的湛水洗鹽處理，無形中增加了農友可以栽培的時間，可以提生產量收益。栽培六期小黃瓜平均延長採收期長達 93 天，遠高於一般溫室的 30 天，因此產量大增，六期小黃瓜平均產量為 12.33 噸/分/期，較農友往年 (5.5~5.6 噸/分/期) 增產 124%，更是太保地區 108 年報資料胡瓜 (刺瓜) 產量 3.3 噸/分的 3.74 倍。

表 1. 淺層暗管施作後不同期作黃瓜產量比較表

Season	Pre-work (days)	Growth time (days)	Harvest time (days)	Yield (t/ha)	Compared to the Local (%)	Compared to the First (%)	Compared to the Second (%)	Compared to the Third (%)
Local yield in 2019 (no dark pipe)	20	30	30	33	1			
2020/08-2020/10 暗管第一期	20	30	57	96.4	2.92	1		
2021/01-2021/03 暗管第二期	0	30	75	107.2	3.25	1.11	1	
2021/12-2022/05 暗管第三期	0	30	132	173.2	5.25	1.80	1.62	1
2022/07-2022/09 暗管第四期	0	30	86	100.5	3.04	1.83	1.04	0.94
2022/12-2023/04 暗管第五期	0	30	115	129.7	3.93	2.36	1.35	1.21
2024/02-2024/05 暗管第六期	0	30	92	133.1	4.03	2.42	1.38	1.24

沼液應用在農田對土壤肥力及品質之影響 Effects of application of biogas slurry in farmland on soil fertility and quality

毛壬杰^{1*}

¹ 農業部臺南區農業改良場

*通訊作者：jcmao@mail.tndais.gov.tw

摘要

本研究分別於 109、110、111、112 年於嘉南地區產區共收集了沼液施灌區農田的土壤樣本 683 個，分析項目有 EC、pH、磷、鉀、鈣、鎂、鈉、鋅、銅、鐵、錳等。其中 EC 範圍為 0.01~5.37 dS/m、pH 範圍為 3.71~8.91 之間、有機質範圍為 0.18~14.3% 之間、有效性磷的範圍為 11~1,350 mg kg⁻¹ 之間、有效性鉀的範圍為 12~1,395 mg kg⁻¹ 之間、有效性鈣的範圍為 385~4870 mg kg⁻¹ 之間、有效性鎂的範圍為 34~1,559 mg kg⁻¹ 之間、有效性鐵的範圍為 63~915 mg kg⁻¹ 之間、有效性錳的範圍為 4~235 mg kg⁻¹ 之間、有效性鈉的範圍為 20~2,297 mg kg⁻¹ 之間、鋅的範圍為 29~3,308 mg kg⁻¹ 之間、銅的範圍 2.4~193 mg kg⁻¹ 之間，各元素含量分布範圍相當廣泛，其中鋅含量有少數超過食用作物農地土壤污染監測標準值 (鋅 260 mg kg⁻¹)，銅含量有少數超過食用作物農地土壤污染監測標準值 (銅 120 mg kg⁻¹)，建議該超過標準的農地暫停施灌沼液，其餘大部分農地土壤銅、鋅含量皆在土壤污染監測標準值內，可見沼液施灌農田土壤的安全性相當高。

關鍵字：沼液、鋅、銅、安全性。

前言

全球暖化造成氣候變遷及水資源缺乏已是目前全世界重要的議題之一，淨零排放及資源循環再利用亦成為全球的共識。若能妥善應用農業、畜牧業產生的大量副產物及剩餘資材，除了可以增加資源循環再利用外，也可以減少環境的污染。禽畜糞尿水處理後的沼渣沼液除可提供作物的養分外，亦可以增加水資源的循環再利用，並可增加土壤有機質及降低化學肥料的使用量。但沼液中的營養元素可能過多或超過作物生長需求量，沼液施灌農田土壤時的土壤監測就顯得相當重要，本研究針對申請在案沼渣沼液農地肥份使用計畫畜牧場及農業事業廢棄物再利用畜牧場施灌農田土壤，進行土壤採樣調查及分析。

材料與方法

- 一、本研究採田間採樣調查方式進行。
- 二、採樣地點：嘉義縣市、台南市等地區申請農業事業廢棄物再利用及沼渣沼液農地肥份使用計畫等畜牧場施灌農田土壤採樣分析。
- 三、土壤分析方法
 1. EC 分析方法：土：水=1：5，140 rpm 震盪 1 小時，濾紙過濾後檢測。
 2. pH 值分析：1:1，pH 測定儀器分析。
 3. 有機質分析：TOC 儀測量分析。
 4. 王水消化法：稱 0.5 g 樣品土+ 6 mL 濃鹽酸+ 2 mL 濃硝酸--微波--定量到 50 cc，ICP-OES 儀分析，分析項目為鋅、銅、鐵、錳等元素。
 5. 孟立克 3 號法：ICP-OES 儀分析，分析項目為磷、鉀、鈣、鎂等元素。



結果與討論

土壤各項肥力性質

本研究施灌農田土壤調查之主要土壤性質 EC、pH 值、有機質分布詳如表 1 所示，本試驗總共採樣 683 個土壤樣品。其中土壤 EC 範圍為 0.01 ~ 5.37 dS/m、pH 範圍為 3.71 ~ 8.91 之間、有機質範圍為 0.18 ~ 14.3% 之間、有效性磷的範圍為 11 ~ 1350 mg kg⁻¹ 之間、有效性鉀的範圍為 12 ~ 1,395 mg kg⁻¹ 之間、有效性鈣的範圍為 385 ~ 4,870 mg kg⁻¹ 之間、有效性鎂的範圍為 34 ~ 1,559 mg kg⁻¹ 之間、有效性鐵的範圍為 63 ~ 915 mg kg⁻¹ 之間、有效性錳的範圍為 4 ~ 235 mg kg⁻¹ 之間、有效性鈉的範圍為 20 ~ 2,297 mg kg⁻¹ 之間、鋅的範圍為 29 ~ 3,308 mg kg⁻¹ 之間、銅的範圍 2.4 ~ 193 mg kg⁻¹ 之間，數據顯示田間土壤 EC、pH 值、有機質及土壤各項肥力濃度分布相當廣泛。

表 1.109、110、111、112 年沼液施灌農田調查土壤 EC、pH 值、有機質分析結果 (樣本數共 683 點)

項目	範圍	件數 (件)	比例 (%)	合計 (件)
EC(1:5) (dS/m)	低至中 <0.6	584	85	683
	高 >0.6	99	15	
pH (1:1)	強酸性土 5.50 以下	102	15	683
	微至中度酸性土 5.51 ~ 6.50	166	24	
		201	30	
	中性土 6.51 ~ 7.30	214	31	
	鹼性土 7.31 以上			
有機質 (%)	低 2.00 以下	417	61	683
	中 2.01 ~ 3.00	139	20	
	高 3.01 以上	127	19	

結論

由本研究可知，施灌沼液之土壤 EC 偏高的農地比例不高，土壤屬於弱酸性的比例偏高，有機質含量偏低，土壤銅濃度除了少數幾筆樣品外，大部份在食用作物農地土壤監測標準值下 (120 mg kg⁻¹)，土壤鋅濃度除了少數幾筆樣品外，大部份在食用作物農地土壤監測標準值下 (260 mg kg⁻¹)，因此，建議有超過監測標準值的農田，暫時停止施灌一段時間，透過沉澱、吸附或氧化還原等作用，重新採樣後再進行監測，存有機層以維持土壤環境的安全性，未來可以累積更多數據來佐證沼液施灌農田土壤的安全性評估及土壤碳匯的潛力。

參考文獻

- 1.Kumar, A., Verma, L. M., Sharma, S., & Singh, N. (2023). Overview on agricultural potentials of biogas slurry (BGS): applications, challenges, and solutions. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 13, 13729 ~ 13769.
- 2.Tang, Y., Luo, L., Carswell, A., Misselbrook, T., Shen, J., & Han, J. (2021). Changes in soil organic carbon status and microbial community structure following biogas slurry application in a wheat-rice rotation. *Science of the Total Environment*, 757. 143786.
- 3.Xu, W., Zhu, Y., Wang, X., Ji, L., Wang, H., Yao, L., & Lin, C. (2021). The effect of biogas slurry application on biomass production and forage quality of *Lolium multiflorum*. *Sustainability*, 13, 3605.

禽糞堆肥施用對土壤及牧草之評估

Evaluation on the application of poultry manure compost in soil and grass

毛壬杰^{1*}

¹ 農業部臺南區農業改良場

*通訊作者：jcmao@mail.tndais.gov.tw

摘要

本研究於 111、112 年間進行畜牧場禽糞堆肥施用，對土壤及牧草進行採樣調查評估，共採樣畜牧場禽糞堆肥 24 件、牧草田土壤共 13 件及牧草植體共 32 件進行分析，分析結果顯示，禽糞堆肥分析結果 EC 範圍為：0.66~9.36 dS m⁻¹、pH 值為 6.82~9.91、碳為 1.76~28.84%、氮為 0.3~4.11%、C/N 比為 4.03~13.05；施用堆肥的牧草田土壤分析結果 EC 範圍為：0.05~0.41 dS m⁻¹、pH 值為 7.71~8.45，碳為 0.38~0.86%、氮為 0.02~0.1%，有機質為 0.59~1.38%；牧草植體分析結果，濕重範圍為：92~622 g/株、乾重範圍為 35~151 g/株、水分範圍為：63~81%，碳為 41.74~46.55%、氮為 1.35~3.77%，結果顯示禽糞堆肥及土壤 EC 的範圍相當廣泛；堆肥及土壤 pH 值偏鹼，土壤有機質含量偏低，牧草植體主要為碳含量較高，重金屬含量均在標準範圍內；因此施用禽糞堆肥的牧草田土壤建議施用適量的硫磺粉，以調整土壤的 pH 值。綜上所述，畜牧場所產生的禽糞堆肥可堆肥後回到農田土壤，以減少化肥施用，施用堆肥的牧草可供畜牧場飼料使用，以達到資源循環再利用。

關鍵字：禽糞堆肥、牧草、土壤

前言

畜牧場每日均會產生大量的禽糞等剩餘資材，若不妥善處理，容易造成環境的污染及氣味產生，因此如果可以將畜牧場所產生的禽糞等剩餘資材，經過發酵過程後製成堆肥，將可以大大減少環境的污染產生，資源循環再利用回歸農田施用，同時也可以提供畜牧場周圍牧草田作物所需要的養分使用，進一步減少化學肥料的施用，施用禽糞堆肥的牧草收割後再循環再利用回到畜牧場供作飼料使用，將可以產生資源循環再利用的最大效益。

材料與方法

- 一、本研究採田間採樣調查方式進行。採樣地點：雲林縣四湖鄉芳源畜牧場及周圍牧草田。採樣調查種類：室內、外禽糞、施用堆肥牧草田土壤、牧草植體。
- 二、分析方法：EC 分析方法：土:水= 1:5，140 rpm 震盪 1 小時，濾紙過濾後檢測。pH 值分析：1:1，pH 測定儀器分析。元素分析儀：碳、氮。有機質分析：TOC 儀測量分析。土壤分析方法：孟立克 3 號法；OES-ICP 儀分析，分析項目為檢測元素包括：磷、鉀、鈣、鎂、鈉、鋅、銅、鐵、錳、鎘、鉻、鎳、鉛等元素。堆肥及牧草植體體分析方法:硝酸微波消化法檢測，秤 0.5 g 磨細樣品



+5 cc (65%硝酸)，微波消化儀定量 50cc，過濾後進行 ICP 檢測，檢測元素包括：磷、鉀、鈣、鎂、鈉、鋅、銅、鐵、錳、鎘、鉻、鎳、鉛等元素。

結果與討論

禽糞堆肥共採樣 24 個室內及室外禽糞堆肥樣品，成分結果為，EC 範圍為：0.66 ~ 9.36 dS m⁻¹、pH 值為 6.82 ~ 9.91、碳為 1.76 ~ 28.84%、氮為 0.3 ~ 4.11%、C/N 比為 4.03 ~ 13.05、磷為 0.23 ~ 1.96%、鉀為 0.21 ~ 2.05%、鈣為 1.11 ~ 5.42%、鎂為 0.52 ~ 1.11%、鈉為 191 ~ 5,176 mg kg⁻¹、鋅為 172 ~ 725 mg kg⁻¹、銅為 21 ~ 305 mg kg⁻¹、鐵為 2,447 ~ 34,439 mg kg⁻¹、錳為 400 ~ 972 mg kg⁻¹、鎘為 ND ~ 1.04 mg kg⁻¹、鉻為 21 ~ 122 mg kg⁻¹、鎳為 11.75 ~ 29.92 mg kg⁻¹、鉛為 2.49 ~ 15.47 mg kg⁻¹。結果顯示，EC 範圍相當廣泛，pH 值為偏鹼性，C/N 比範圍均小於 20，重金屬含量均在標準範圍之內。

施用堆肥的牧草田土壤共採樣 13 個土壤樣品 EC 範圍為：0.05 ~ 0.41 dS m⁻¹、pH 值為 7.71 ~ 8.45、碳為 0.38 ~ 0.86%、氮為 0.02 ~ 0.1%、有機質為 0.59 ~ 1.38%、磷為 78 ~ 1151%、鉀為 34 ~ 329%、鈣為 1017 ~ 3635 mg kg⁻¹、鎂為 219 ~ 1,061 mg kg⁻¹、鈉為 82 ~ 475 mg kg⁻¹、鋅為 2.8 ~ 14.3 mg kg⁻¹、銅為 1.3 ~ 6.6 mg kg⁻¹、鐵為 319 ~ 682 mg kg⁻¹、錳為 28 ~ 146 mg kg⁻¹、鎘為 ND ~ 0.06 mg kg⁻¹、鉻為 ND ~ 0.81 mg kg⁻¹、鎳為 0.65 ~ 1.81 mg kg⁻¹、鉛為 1.1 ~ 7.17 mg kg⁻¹，結果顯示，EC 範圍均在 0.6 以下，pH 值大多數為偏鹼性，有機質含量普遍偏低，重金屬含量均在標準範圍之內。

牧草植體共採樣 32 個植體樣品，濕重範圍為：92 ~ 622 g/株、乾重範圍為 35 ~ 151 g/株、水分範圍為：63 ~ 81%，碳為 41.74 ~ 46.55%、氮為 1.35 ~ 3.77%、磷為 0.41 ~ 0.865%、鉀為 4.3 ~ 6.9%、鈣為 0.35 ~ 1.32%、鎂為 0.24 ~ 0.38%、鈉為 167 ~ 306 mg kg⁻¹、鋅為 23.65 ~ 53.62 mg kg⁻¹、銅為 0.13 ~ 12.94 mg kg⁻¹、鐵為 100 ~ 437 mg kg⁻¹、錳為 33 ~ 105 mg kg⁻¹、鎘為 ND ~ 0.17 mg kg⁻¹、鉻為 0.13 ~ 7.48 mg kg⁻¹、鎳為 0.06 ~ 2.96 mg kg⁻¹、鉛為 ND ~ 1.16 mg kg⁻¹，主要成分以碳含量為主。

結論

禽糞堆肥 EC 的範圍相當廣泛，pH 值偏鹼；土壤 pH 值亦是偏鹼，有機質含量偏低，牧草植體主要為碳含量較高，重金屬含量均在標準範圍內；因此施用禽糞堆肥的牧草田土壤建議施用適量的硫磺粉，以調整土壤的 pH 值，以及適量將枯萎的牧草莖葉翻耕入土壤，以增加有機質含量。綜上所述，畜牧場所產生的禽糞堆肥可堆肥後回到農田土壤，以減少化肥施用，施用堆肥的牧草可供畜牧場飼料使用，以達到資源循環再利用最大效益。

參考文獻

1. Xu, W., Zhu, Y., Wang, X., Ji, L., Wang, H., Yao, L., & Lin, C. (2021). The effect of biogas slurry application on biomass production and forage quality of *Lolium multiflorum*. *Sustainability*, 13, 3605.

藕粉製程副產物再利用對於土壤肥力及葉菜生長研究

The evaluation of reuse the by-product of lotus rhizome on soil fertility and the growth of leafy vegetable

潘佳辰^{1*}、簡芝楹¹

¹ 農業部臺南區農業改良場

*通訊作者：ccpan@mail.tndais.gov.tw

摘要

本研究以藕渣堆肥為試驗材料進行盆栽試驗，評估藕渣堆肥對於土壤肥力以及葉菜類生長影響。試驗處理包括不施肥、化學肥料以及有機質肥料進行盆栽試驗。結果顯示，施肥處理組之土壤酸鹼值不論是僅施用化學肥料或是化肥搭配有機質肥料皆有下降的趨勢。土壤有機質以添加市售有機質肥料增加最多。藕渣堆肥處理組與市售有機質肥料對於皺葉白菜產量無顯著差異。綜合研究結果，藕渣若經過適當調製可以做為有機質肥料，延長農業副產物再利用之生命週期。

關鍵字：蓮藕、農業副產物、循環再利用

前言

臺南為國內重要蓮藕產區，蓮種植面積約 466 公頃 (徐，2021)；產製藕粉品種為石蓮及湘蓮，種植面積約為 256 公頃。每年年底為主要藕粉製作季節，據估計每 1,000 公斤蓮藕將產製 100 公斤藕粉及 900 公斤藕渣副產物，而每年約有 2,670 公噸蓮藕做為藕粉原料，故預估約有 2,400 公噸藕渣產生。前人研究已證實經過適當調整原料配方之藕渣堆肥，對於種子發芽尚無不良影響。本研究將以藕渣堆肥進行葉菜類盆栽試驗，探討施用後對於土壤肥力以及葉菜作物產量之影響。

材料與方法

盆栽試驗自 2022 年 5 月 2 日至 2022 年 6 月 6 日，試驗地點為臺南區農業改良場玻璃溫室。秤取已風乾過篩土壤 (2 mm 篩網) 11 公斤於盆栽中 (面積約 0.16 平方公尺)，以皺葉白菜施肥 (氮-磷-鉀：140-90-100，公斤/公頃) 建議之氮肥進行估算，並將肥料一次全量施用於盆栽。有機質肥料施肥量則依據每 0.1 公頃施用蔗渣 600 公斤 (乾重) 提供之氮源搭配各配方之總氮量進行估算 (如表 1)。肥料處理包含 (1) 對照組 (不施有機肥、化肥)、(2) 化肥組 (氮-磷-鉀：16-8-12，不施有機肥)、(3) 配方 1、(4) 配方 2、(5) 配方 3、(6) 市售有機質肥料 (蔗渣為主要原料)。試驗作物為皺葉白菜 (事先育苗 2~3 週，每盆 15 株)，每處理 5 重複。配方 1 至 3 為以藕渣為主要原料，搭配不同比例之米糠、竹屑、廢棄豌豆苗堆肥後之成品。盆栽試驗結束後調查土壤肥力及皺葉白菜鮮重。

結果與討論

土壤電導度隨著施用化肥及堆肥施用而提高 (表 2)，其中配方 1 處理電導度提升最高，應與堆肥原本 EC 值較高 (6.48 dS m^{-1}) 有關。土壤酸鹼值經過施肥處



理後皆較不施肥處理低，又以化肥組最低，可能與施用化學肥料經根系吸收養分之離子交換後釋出氫離子以及堆肥分解後產生有機酸有關。土壤有機質以市售有機質肥料最高，較不施肥高約 0.5%；配方 1、2、3 對於土壤有機質增加之效果不顯著，可能與藕渣之粗纖維成分較市售商品低。土壤有效性磷以配方 1 較高，而配方 1 因原料當中有米糠，故試驗土壤有效性磷亦較其他處理高，此項趨勢於交換性鉀亦可觀察到。皺葉白菜平均產量部分，添加堆肥處理組之產量皆高於化肥組且未達顯著差異，其中以市售有機質肥料處理最高，配方 1、配方 2、配方 3 次之。試驗結果顯示藕渣堆肥可以做為代替市售有機肥料之選項，即藕渣經過適當的堆置後可以再次進入農業生產循環，且有助於皺葉白菜產量。後續研究可以調整藕渣堆肥配方中竹屑的使用量，以達到施用後可供應作物養分及提高土壤有機質含量之效果。

表 1. 盆栽試驗肥料用量

處理	有機肥，g	化學肥料，g
對照組	0	0
化肥組	0	13.2
配方 1	90	13.2
配方 2	118	13.2
配方 3	72	13.2
市售有機質肥料	100	13.2

表 2. 盆栽試驗土壤肥力及產量結果

處理	EC dS m ⁻¹	pH	O.M. %	總氮 %	有效性磷 mg kg ⁻¹	交換性鉀 mg kg ⁻¹	產量 g plot ⁻¹
對照組	0.09 c *	6.92 a	1.01 b	0.03 c	65.9 bcd	85.6 ab	287 b
化肥組	0.20 b	5.82 c	1.05 b	0.04 bc	91.4 b	43.5 c	718 a
配方 1	0.29 a	5.97 bc	1.17 b	0.05 a	124 a	92.9 a	791 a
配方 2	0.20 b	6.02 bc	1.14 b	0.04 bc	42.5 d	76.3 abc	771 a
配方 3	0.25 ab	6.04 bc	1.12 b	0.04 bc	70.8 bc	56.4 bc	768 a
市售有機質肥料	0.27 a	5.91 bc	1.52 a	0.05 a	50.2 cd	48.2 c	792 a

*Means within a column followed by the same letters are not different significantly at 5% level by Tukey's HSD

參考文獻

1. Tajima, K., Masataka Y., Masayoshi K., Junya T., and Koji T.. 2003. Enhancement of Composting Process by the Addition of Chicken Manure and Rice Bran to Tree Pruning Chips. Japanese Journal of Farm Work Research. 38 : 207 ~ 213.



生物炭一次性施用對短期葉菜產量與土壤碳匯變化之影響 Effects of one-time application of biochar on leafy vegetable yield and soil carbon content

江汶錦^{1*}

¹ 農業部臺南區農業改良場

*通訊作者：wjjiang@mail.tndais.gov.tw

摘要

經過 2 年 10 期作的長時間葉菜類試驗，生物炭在土壤中的添加閾值應可以提昇至 4%~8%，且生物炭添加 4% 對蔬菜產量顯著高於 1% 添加者，增產 18.6%，且低有機質之貧瘠土壤與酸性土壤施用生物炭其增產效果更明顯，但鹼性土與肥沃土亦有增產效果。一次性施用生物炭隨著施用量增加，顯著提升土壤碳含量，但隨著施用時間延長 (5.5 年)，除了生物炭 8% 有明顯減少外，其餘處理變化不大，顯示適量的生物炭施用可長期提升土壤碳匯量。

關鍵詞：生物炭；葉菜；土壤碳匯

前言

為達到 2040 年農業淨零目標，將農業生產過程中的廢棄物以清潔製程產生炭化產品，為循環生物經濟中的重要一環。生物炭技術除可提升農業廢棄物再利用比例，並可減少因燃燒農業廢棄物所釋出之碳排放，施用於土壤可增加永久性的碳儲存，並可呼應法國於 COP21 巴黎氣候峰會倡議之千分之四增加土壤碳儲存量，改善農地土壤之理化性質，降低生產成本，更可成為再生能源及環境復育之材料，故生物炭產製利用，可達成農業零廢棄之理想，也兼具有社會、環境及經濟效益。

材料與方法

取得 3 種不同性質土壤分別為，弱鹼性肥沃土壤 (臺南場 F4G3 溫室土)、低丘陵貧瘠土壤 (過路埤土系)、強酸性土壤 (義竹酸性土)，土壤經風乾粉碎過篩後備用。將花生殼用溫度 500 °C，隔氧碳化，製成生物炭後，再經粉碎機破碎後備用。生物炭與土壤調製，將 3 種不同性質土壤 (溫室土、過路埤土、酸性土)，分別添加花生殼生物炭重量比 (W/W) 為 0%、1%、2%、4%、8%，2 重複，長條盆栽容積 40 L，盆栽外徑 64×26×30 cm，共 30 盆。2018 年 05 月開始連續種植 10 期作小葉菜類 (青江菜、黑葉白菜、青油菜)，調查每期作產量，並按時採集土壤分析。

結果與討論

利用滴灌精準供水 300 ~ 750 c.c./盆/天，連續種植青油菜 5 期作 (第 6 ~ 10 作)，前幾期的青江菜試驗分別在 107~108 年完成，初期溫室土因富含有機質，碳含量達 1.4%，呈弱鹼性土壤；過路埤土壤貧瘠，呈弱酸性土壤，碳含量僅 0.87%，土壤磷含量低僅有 10 ppm，研判有缺磷問題；酸性土，pH=4.49，碳含量僅 1.03%，土壤磷含量 36 ppm 屬正常。試驗前各土壤隨著生物炭施用量增加，土壤 pH 亦隨



之上升。連續 5 作栽培青油菜產量之 LSD 比較如表 1，就期作而言，氣候溫度顯著影響產量，低溫時期的第 6 期作 (1~2 月) 與第 10 期作 (10~11 月) 產量最高，而高溫期的第 8 期作 (5~6 月) 最低產，雖然青油菜已屬耐熱品種，相較前幾期的青江菜在夏季有更高產量，但仍因作物品種特性而有氣候越熱產量越低的現象。不同土壤以溫室土產量最低，酸性土與過路埤相近，雖然初期過路埤土壤貧瘠缺乏磷肥而導致低產，但長期施用複合肥 43 號 (15-15-15) 確實可以補充磷肥，10 期作後過路埤土 M3-P 含量提升為 30.9 ~ 83.8 (mg/kg)。生物炭處理有顯著差異，產量以 4% 生物炭添加最高，0%、1% 最少，生物炭對葉菜類增產的結果與多數文獻相符。經過 2 年 10 期作長時間的試驗結果，生物炭在土壤中的累積閥值應可以提升至 4% ~ 8%。一次性施用生物炭隨著施用量增加，顯著提升土壤碳含量，但隨著施用時間延長 (5.5 年)，除了生物炭 8% 有明顯減少外，其餘處理變化不大，如圖 1，顯示適量的生物炭施用可長期提升土壤碳匯量。

表 1. 2020 年生物炭閥值試驗青油菜 6~10 期產量顯著性差異分析表

期作(T)	青油菜產量 (g/10 株)	土壤(S)	青油菜產量 (g/10 株)	生物炭 量(C)	青油菜產量 (g/10 株)
第 6 期 (1~2 月)	1067 a	過路埤土	716.5 a	4%	743.1 a
第 10 期 (10~11 月)	978 a	酸性土	684.8 a	8%	714.1 ab
第 7 期 (3~4 月)	582 b	溫室土	644.3 b	2%	687.8 ab
第 9 期 (7~8 月)	401 b			0%	637.9 b
第 8 期 (5~6 月)	380 c			1%	626.3 b

¹ Mean values in the same column by the same letter, were not significantly different ($P>0.05$)

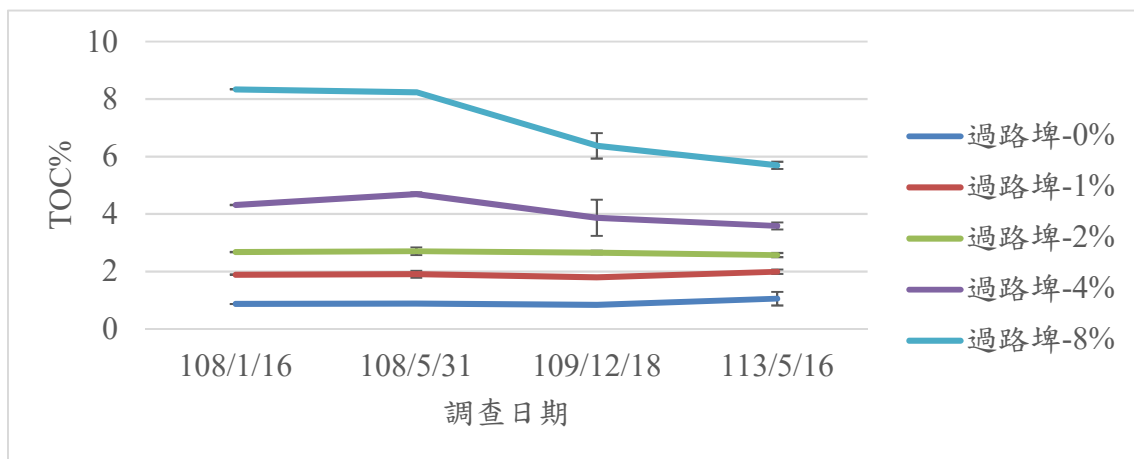


圖 1. 生物炭一次性施用對土壤碳含量長期變化圖

洋蔥田施用有機資材提升土壤碳匯能力評估

Assessment of the Ability of Applying Organic Materials in *Allium cepa* Fields to Improve Soil Carbon Sinks

張耀聰^{1*}、陳融¹

¹ 農業部高雄區農業改良場

*通訊作者：ytc@mail.kdais.goc.tw

摘要

本試驗於恆春及車城兩地區之洋蔥田區分別於基肥階段施用稻殼灰炭、雜木炭及有機質肥料 3 種資材，以農民慣行施作為對照組，共 4 個處理進行比較，對比施用 1 年以上各處理間土壤碳匯情況。比較增加碳匯、蔥球鮮重及產量，結果以施用稻殼灰炭最佳，碳匯增加約為 0.82 g/kg-soil-30 cm、產量增加約 700 kg/0.1 ha。

關鍵詞：洋蔥、有機資材、土壤碳匯

前言

以土壤管理維持或增加土壤碳密度主要以土壤碳吸存 (soil carbon sequestration) 和碳保存著手。土壤碳吸存為以作物殘體或土壤有機物質形態將大氣中 CO₂ 固定保存於土壤的過程，其中利用肥培管理 (施肥、灌溉) 增加單位面積的作物生產量和作物殘體回歸田間應用措施皆可增加土壤碳匯量。本試驗於恆春半島恆春及車城兩地區洋蔥田區，各別施用稻殼灰炭、雜木炭及有機肥料 3 種資材，以農民慣行作為對照組比較，對比施用 1 年 4 個月後各處理間之碳匯情況。

材料與方法

本試驗選用位於恆春及車城兩區域洋蔥田區分別於北緯 22.038470 東經 120.724899 及北緯 22.059849 東經 120.721212，洋蔥 (*Allium cepa*) 栽種選擇 CAL708 號品種，並經播種育苗 6 週後，每 0.1 公頃定植約 23,000 株蔥苗，定植畦面寬為 90 cm，畦溝寬 30 cm，每畦定植 6 行，行株距約為 15 cm×20 cm。其兩地區試驗田基肥處理皆為：1. 農民慣行 (對照組)：5-09 有機肥 260 kg/0.1ha+寶效 39 號 60 kg/0.1ha。2. 雜木炭 (高溫 700℃燒製) 處理：基肥施用木炭 350 kg/0.1 ha+硫酸銨 40 kg。3. 稻殼灰炭 (高溫 700℃燒製) 處理：基肥施用稻殼灰炭 350 kg/0.1 ha+硫酸銨 40 kg。4. 5-10 有機質肥料 (1,000 kg/0.1 ha) 處理。

本試驗經歷 2 次洋蔥種植期，每期各處理投入量均相同，試驗為 1 年 4 個月，其中約有 5 個月為休耕種植田菁後翻耕入土 (各試區均相同)，並於其試驗前後進行土壤採樣，以利進行土壤密度及土壤有機質 (灰化法) 調查，並計算其碳匯數值。

結果與討論

碳匯計算方式：

$$C=L \times A \times BD \times O.M / 1.724 \text{ (式 1)}$$

其中：C=土壤之總有機碳 (kg) L=土壤深度 (m)

A=土地面積 (m²) BD=土壤之總體密度 (kg/m³)

O.M=土壤之有機質(%) 1.724=土壤有機質及土壤有機碳之換算係數



假設土壤深度為 30 cm 及 $A=1\text{ha}$ ，帶入上式 1 中可得各處理土壤中有機碳及每公頃增加之土壤有機碳，經計算過後本試驗兩地區試驗田之碳匯如下表 1 所示。

由表 1 可得知兩個試區基肥施用 3 種資材後土壤密度皆有下降，其中以施用雜木炭下降較多，約 0.06 至 0.15 g/cm^3 。在碳匯增加方面，因於種植期間皆有施用肥料，因此各試區處理之有機質皆有增加，其中施用有機肥於二試區增加的有機碳皆約為 2.26 t/ha ，雜木炭於二試區之表現相差較大分別為 0.98 及 2.13 t/ha ，而稻殼灰炭分別為 2.15 及 2.47 t/ha ，並由表 2 可知，施用 3 種資材後洋蔥之產量皆較對照組高，其中比較增加碳匯、蔥球鮮重及產量，以施用稻殼灰炭最佳再來為施用有機肥料。

表 1. 恆春及車城兩試區各處理之土壤分析資料

處理	O.M	總體 密度	每公頃 增加有 機碳	土壤有機碳 增匯	O.M	總體 密度	每公頃增 加有機碳	土壤有機 碳增匯
	%	g/cm ³	t/ha	g/kg	%	g/cm ³	t/ha	g/kg
車城試區					恆春試區			
種植前								
對照組	2.01	1.41	-	-	1.74	1.45	-	-
雜木炭	2.51	1.42	-	-	1.76	1.48	-	-
稻殼灰炭	2.15	1.44	-	-	1.67	1.48	-	-
有機肥料	2.53	1.37	-	-	1.67	1.47	-	-
種植後(1 年 4 個月後)								
對照組	2.11	1.43	0.42	0.15	2.44	1.44	1.43	0.52
雜木炭	2.79	1.38	0.98	0.35	2.88	1.33	2.13	0.80
稻殼灰炭	2.94	1.43	2.15	0.75	2.80	1.39	2.47	0.89
有機肥料	3.44	1.36	2.24	0.82	2.99	1.36	2.26	0.83

表 2. 恆春及車城兩試區洋蔥產量比較

處理	蔥球平均鮮重 (g/pl)	坪割產量 (kg/m^2)	推算產量 ($\text{kg}/0.1\text{ha}$)	蔥球平均鮮重 (g/pl)	坪割產量 (kg/m^2)	推算產量 ($\text{kg}/0.1\text{ha}$)
車城試區				恆春試區		
對照	159.23 ± 48.29	5.04 ± 0.07	5042.2 ± 73.8	117.92 ± 57.53	3.22 ± 0.32	3223.1 ± 316
雜木炭	175.13 ± 55.49	5.20 ± 0.17	5195.6 ± 169	145.23 ± 44.18	4.36 ± 0.04	4356.8 ± 44.2
稻殼灰炭	177.96 ± 72.52	5.58 ± 0.15	5576.1 ± 151	165.15 ± 52.64	4.24 ± 0.03	4238.9 ± 30.4
有機質	151.31 ± 49.63	5.20 ± 0.03	5195.1 ± 28.7	159.99 ± 74.33	6.95 ± 0.13	6953.0 ± 130

參考文獻

1. 郭雅紋。2012。台中區農業改良場特刊 第 111 期 p.41 ~ p.43。
2. Soil Carbon Quantification Methodology, v1.0 2022. The Earth Partners LLC.

應用微生物提升土壤增匯效益之初探

Exploring the use of microbiome to promote soil aggregate stability and increase carbon sequestration

郭聆亦^{1*}、陳琦雯¹、涂庭禎¹、張世憲¹、陳銘憲¹

¹ 農業試驗所農業化學組

*通訊作者：lyguo@tari.gov.tw

摘要

土壤是由許多礦物、水分、有機質和微生物所組成，形成土壤團粒構造能穩定土壤有機質，減緩有機質被生物所分解，因此，土壤團粒構造也影響土壤有機碳的長期封存及土壤結構之穩定性 (Six et al., 2000)。由長期研究結果可見，土壤結構特性與土壤有機碳的保存呈正相關 (Watts and Dexter, 1997)，且 Six 等人於 2000 年發現土壤結構降解，會伴隨著土壤有機碳的揮失。而土壤微生物在維持土壤團粒中扮演著重要的角色，多數土壤微生物能分泌胞外聚合物 (extracellular polymeric substances, EPS)，EPS 為多醣類、蛋白質與 DNA 所組成之高度含水聚合物，對於微生物而言，EPS 能幫助其抵抗逆境。因此，自土壤微生物開發功能性生物資源，並適地、適時、適量導入有利團粒穩定度提升之微生物或是藉由環境條件之改變提升具團粒穩定度之微生物族群，將對於強化土壤團粒構造及增加土壤碳儲存有正向助益。而具促進植物生長潛力之微生物，能減少施肥用量、提升肥料利用效率，藉此減少農耕碳排放量。基於以上論述，本研究以土壤增匯與減少碳排放量為目的，採集秸稈類作物田區之土壤並萃取所含微生物，輔以微生物菌相檢測以及查找相關微生物功能性研究文獻之作法，篩選出具有提升土壤碳匯效益與促進植物生長潛力之微生物，並以玉米為主要栽培作物，藉由探討微生物對玉米根系及生長之影響剖析微生物提升土壤碳匯之效益。

關鍵字：土壤團粒穩定度；soil aggregate stability；土壤碳匯；carbon sequestration；胞外聚合物；extracellular polymeric substances, EPS



材料與方法

本研究選擇臺中大雅小麥田之土壤中進行菌株之篩選，以高通量次世代定序進行菌相檢測，將樣品土壤以連續稀釋平板塗佈培養篩選出單一菌落，初步挑選出 18 株潛力菌株進行 EPS 產量試驗，液態培養後之菌液以 95% 酒精進行胞外聚合物的粗萃取，離心後之沉澱部分即為潛力菌株之胞外聚合物，萃取物再經元素分析儀分析，計算出各潛力菌株 EPS 產量及固碳效率，並透過玉米盆栽試驗檢測各菌株是否對團粒穩定度有正面效應。亦檢測各潛力菌株之促進植物生長功能，最終挑選五株產 IAA 合成能力較佳以及五株游離固氮能力較佳的微生物，共九株（其中一菌株同時具備較佳的兩種功能）。本研究最終目標為利用篩選出的菌種開發可增加玉米田土壤碳匯效益之微生物肥料，為確保其應用於田間之可行性，團隊實地至我國各主要玉米產地訪問農民施用肥料之方式，透過農民反饋意見建立測試評估量表（包含 C/N 比、成本、劑型等），期望研發農民方便施用且合適之劑型。

結果與討論

本研究自田間初步分離具產胞外聚合物功能之微生物共 18 株，經培養條件優化試驗後，檢測其 EPS 產量及固碳效率，綜合考量各菌株在產生 EPS 潛力與促進植物生長功能，最終挑選出五株菌株，菌株經過十天培養後，EPS 產率落在 39 ~ 84 mg/L/Day，其固碳效率則是落在 14.4 ~ 41.9 mg C/L/Day，另外於玉米盆栽試驗之團粒穩定度檢測，結果顯示除 L2 菌株在玉米種植 3 個月後與對照組相比並無提升團粒穩定度，其餘四株菌株皆對團粒穩定度有正面效應，因此 113 年度將以 S2、S7、112-2 以及 N3 四株菌株為基礎，以農民方便施用之劑型開發可增加玉米田土壤碳匯之微生物資材。

參考文獻

1. Six, J., Elliott, E.T. and Paustian, K. (2000) "Soil macroaggregate turnover and Microaggregate Formation: A mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture," Soil Biology and Biochemistry, 32(14), pp. 2099 ~ 2103.
2. Watts, C.W. and Dexter, A.R. (1998) "soil friability: Theory, measurement and the effects of management and organic carbon content," European Journal of Soil Science, 49(1), pp. 73 ~ 84.

臺東地區番荔枝果園增進土壤碳匯栽培模式研究 Study on the Cultivation Mode of Soil Carbon Sequestration in Sugar apple Orchard in Taitung Area

張繼中^{1,*}、黃文益¹、陳義勛¹、蔡恕仁¹

¹ 農業部臺東區農業改良場

*通訊作者：720@mail.ttdares.gov.tw

摘要

以各種可於果園推行的雜草管理模式增進土壤碳匯，為本試驗的主要目標。調查結果土壤碳匯以 0~15 公分表土大於 15~30 公分的底土，顯示土壤碳主要貯藏在 0~15 公分的表土層，其中以 T6：32.0 公噸/公頃最高，CK：16.3 公噸/公頃最低。底土則以 T2：最高 20.6 公噸/公頃、CK：11.3 公噸/公頃最低，顯示植草、敷蓋等均可增加土壤碳匯，惟仍均需長期追蹤，以評估是否符合長期增匯效益。

前言

因目前臺東地區番荔枝果園之土壤肥培管理仍以施用化學肥料為主，長期下來，對於土壤有機質含量的提升，並無正面效益，而土壤有機質含量降低，將影響土壤化學、物理、生物性，無法維持土壤的永續經營。種植覆蓋作物，避免長時間的土壤裸露所造成的土壤侵蝕，可提升土壤有機質含量，增加土壤碳含量，幫助建立並改善土壤肥力及品質。進行有機敷蓋 (Organic mulch)，例如敷蓋稻草，除可降低雜草之侵擾、減少土壤水份散失及土壤溫度極端變化，亦可提升土壤有機質含量，增加土壤碳含量。

材料與方法

本研究之供試品種為臺東 2 號，於臺東市番荔枝果園進行。共計 7 處理，3 重複，共 18 行，處理 1：種植綠肥大豆、處理 2：種植金腰箭舅。處理 3：敷蓋稻草、處理 4：原生草種。處理 5：覆蓋蓋編織草蓆、處理 6：覆蓋雜草抑制蓆、處理 7：清耕 (定期施用除草劑)。每小區 16 株，行距 4 公尺，株距 2 公尺，每處理 48 株 (16*3)，384 平方公尺 (38*4*2)，僅於果樹下寬 2 公尺處進行植草及敷蓋等處理，行間以乘坐式割草機進行雜草管理作業，以 CRD (完全隨機設計) 設置。調查項目為處理前後之土壤分析 (土壤總體密度、酸鹼值、有機質、有機碳、磷、鉀、鈣、鎂等)、葉片營養元素分析 (氮、磷、鉀、鈣、鎂、鐵、錳、銅、鋅)。留果數依據樹圍大小進行留果，並於成果期調查果實單果重及產量。

結果與討論

本試驗夏期果調查顯示每株產量介於 12.4~18.1 斤/株之間，可溶性固形物介於 22.3~25.1 Brix 之間，各處理間無顯著差異，在葉片分析方面氮含量介於 3.0~



3.2%、磷含量介於 0.15~0.18%、鉀含量介於 1.33~1.70%，各處理間無顯著差異，在土壤碳匯調查方面，考量土壤「含石率」後，結果顯示總體而言土壤碳匯以 0~15 公分表土大於 15~30 公分的底土，顯示土壤碳主要貯藏在 0~15 公分的表土層，其中以抑草蓆處理組：32.0 公噸/公頃最高，CK(清耕)：16.3 公噸/公頃最低，原因可能為抑草蓆覆蓋下土溫升高使原有的修剪枝條及有機質肥料加速腐化所致，底土則以金腰箭舅處理組最高 20.6 公噸/公頃、CK(清耕) 9.9 公噸/公頃最低。

表 1. 不同雜草管理對番荔枝果園碳匯之影響

處理	土壤深度 (公分)	土壤總體密度 (g cm ⁻³)		土壤有機碳 %		土壤碳匯預估 (公噸 公頃 ⁻¹)
T1	0-15	1.21 ±	0.06	5.17 ±	1.99	29.0
	15-30	1.39 ±	0.09	2.05 ±	0.58	12.5
T2	0-15	0.81 ±	0.08	4.64 ±	2.82	17.5
	15-30	1.32 ±	0.15	3.22 ±	1.55	20.6
T3	0-15	0.95 ±	0.08	5.32 ±	1.47	17.9
	15-30	1.23 ±	0.04	2.06 ±	0.24	10.8
T4	0-15	1.12 ±	0.07	4.72 ±	1.23	21.1
	15-30	1.33 ±	0.04	2.95 ±	0.85	19.8
T5	0-15	1.06 ±	0.07	5.54 ±	1.40	21.7
	15-30	1.33 ±	0.23	1.90 ±	0.79	11.7
T6	0-15	1.19 ±	0.08	7.06 ±	2.73	32.0
	15-30	1.38 ±	0.10	1.79 ±	0.18	13.4
CK	0-15	0.98 ±	0.08	3.86 ±	0.45	16.3
	15-30	1.21 ±	0.09	1.80 ±	0.29	11.3

註：T1：綠肥大豆、T2：金腰箭舅、T3：敷蓋稻草、T4：原生草種、T5：編織草蓆、T6：雜草抑制蓆、CK：清耕(除草劑)

參考文獻

1. Aguilera, E., L. Lassaletta, A. Gattinger, and B.S. Gimeno. 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 168: 25 ~ 36.
2. Blanco-Canqui, H., T.M. Shaver, J.L. Lindquist, C.A. Shapiro, R.W. Elmore, C.A. Francis, and G.W. Hergert. 2015. Cover crops and ecosystems services: insights from studies in temperate soils. *Agronomy Journal*, 107: 2449 ~ 2474.
3. Mulumba, L.N. and R. Lal. 2008. Mulching effects on selected soil physical properties. *Soil and Tillage Research*, 98: 106 ~ 111.
4. Poeplau, C. and A. Don. 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops- A meta analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 200: 33 ~ 41.

花蓮地區文旦果園不同覆蓋作物碳匯能力比較

Enhancing soil carbon sequestration in pomelo orchards through different cover crop adoption

簡梓丞^{1*}、倪禮豐¹、嚴國恩¹、蔡昀珊¹

¹ 花蓮區農業改良場

*通訊作者：tzucheng@hdares.gov.tw

摘要

文旦為花蓮地區重要果樹，於果園內種植覆蓋作物可有效促進土壤有機質累積。本試驗 112 年於花蓮瑞穗文旦園內處理清耕、既有草種、蔓花生、魚腥草、越橘葉蔓榕、白花三葉草，比較不同處理對於土壤碳匯效益之影響。試驗田區處理前採清耕模式栽培，全區表土 (0~30 公分) 有機質含量為 1.4%、總體密度 1.47 公克/立方公分、總有機碳量為 35.7 公噸/公頃，種植不同覆蓋作物 1 年後，資料顯示表土 (0~30 公分) 之土壤清耕處理增加 3 公噸/公頃，但如種植覆蓋作物，除蔓花生外其餘草種可增加 4.7~12.4 公噸/公頃有機碳，以越橘葉蔓榕效果最佳。此外使用痕量氣體分析儀 (Li-cor7820) 測定氧化亞氮排放，種植覆蓋作物每個月至少可降低相當於 11 公斤/公頃二氧化碳當量之氧化亞氮排放。除土壤外文旦樹亦具固碳能力，測定 35 年生文旦樹固碳量約為 110 公斤/棵。結合土壤與文旦樹碳含量資料，35 年生清耕栽培文旦果園總有機碳固定量為 71.3 公噸/公頃，草生栽培果園則可增加至 78.5 公噸/公頃。

關鍵詞：土壤有機質、覆蓋作物

前言

大氣中溫室氣體隨人為活動增加並加劇全球暖化，土壤為陸地上最大碳庫，但農田土壤有機碳容易因農業活動而流失，且台灣氣候高溫多雨土壤有機質更不易儲存。因此需採行適切、有效的手法經營土壤與生態環境，以提升土壤中有機質含量為重要議題。

果園地區因土壤耕犁次數較少，可有效延緩有機質分解增加碳匯能力，國內雖已推行相關農業政策等，但有關果園詳細碳收支流及不同措施對於碳匯效益尚未明瞭。本研究目的為評估文旦果園內之碳收支流及計算不同覆蓋作物應用於文旦園對於碳匯效益之影響力。

材料與方法

1. 試驗地點：位於花蓮瑞穗鄉，試驗面積約為 0.2 公頃。
2. 處理：採完全隨機設計，分 6 處理，分別為清耕、既有草種、蔓花生、魚腥草、越橘葉蔓榕、白花三葉草等，每處理 5 重複。
3. 土壤有機質分析：每處理 5 重複。採集土壤後利用有機碳分析儀測定有機碳含量，土環法測定土壤總體密度，換算土壤總碳量。



4. 氧化亞氮測定：利用 Li-cor 7820 測定各處理之土壤氧化亞氮排放量，每處理 3 重複，每週至少測定 1 次，每次測定 2 分鐘。
5. 文旦樹碳匯能力測定：全株利用電鋸分解後調查，測定鮮重、乾重、含碳率（元素分析儀）。

結果

1. 處理前後土壤有機質及有機碳含量：本次試驗田區處理前土壤有機質含量 0~30 公分為 1.4 %，土壤碳含量為 35.7 公噸 / 公頃，不同處理土壤基線碳含量範圍 35 ~43 公噸 / 公頃，蔓花生處理有機碳含量基線較高。處理 1 年後 0~30 公分土壤有機質含量，清耕處理為 1.5 %，土壤碳含量為 38 公噸 / 公頃，種植覆蓋作物為 1.8 %，不同處理土壤碳含量範圍 38.9 ~ 45.5 公噸 / 公頃，種植覆蓋作物可顯著增加 0~15 公分表土有機碳含量，詳細數據如下表。
2. 氧化亞氮排放量：氧化亞氮測定結果顯示，種植草毯 10 個月（除越橘葉蔓榕外）約比清耕處理每公頃減少 456 公克氧化亞氮（約 135 公斤二氧化碳當量）排放。
3. 文旦樹碳匯能力：文旦樹總碳匯量，文旦樹枝條含碳率約為 43 %，35 年生文旦樹固碳量於 70~140 公斤 / 株，其中主枝約佔 40 %、亞主枝 20 %、結果枝 20 %、地下部 20 %，平均為 109 公斤 / 株。

討論

本次試驗田區土壤有機質含量為 1.4%，總碳量 35.7 公噸，屬中低有機質含量土壤，有可能為農民長期清耕所致，研究指出於不同地區果園內進行草生栽培可有效增加 6~21 % 不等之土壤碳累積。本試驗結果顯示種植覆蓋作物可增加 12~37 % 土壤有機碳含量，且文旦為常綠果樹故枯落物量較少，草毯為主要有機植貢獻來源。除土壤外，文旦樹亦為二氧化碳固定標的之一，本試驗初步調查 35 年文旦樹每公頃可固定約 36 公噸碳，加上土壤碳匯每公頃約含碳量約為 71.3 公噸，施行草生栽培後可增加至 78.5 公噸 / 公頃。

小農土壤碳匯調查架構評估

廖崇億¹、林瑞家¹

¹ 農業部臺中區農業改良場

*通訊作者：cyliao@tcdares.gov.tw

摘要

土壤碳匯是淨零排放的重要解方之一，但在定量碳匯前，基線的碳儲量調查就可能對參與者形成阻礙。利用簡易的坵塊混樣調查及定義誤差量，當參與田區數量達到一定量值，碳儲總量就有一定代表性，惟問題是衍伸碳匯量定量的困難，需選擇高碳匯管理或透過較長時間累積，才能被調查定量以作為驗證。將土壤碳儲量調查模式或係數化以簡化調查方法降低成本，定義「代表性」數值與「可信範圍」是小農碳匯基線調查研究的重要課題。

前言

為減緩溫室效應導致的全球暖化，自然碳匯是淨零排放的重要解方之一。由於耕地面積廣大與可控性，農業管理下產生的土壤碳匯成自然碳匯中的關注重點。碳匯交易量測、報告與驗證 (MRV) 目的，是透過科學性的調查監督，使目標量值具有可信度，報告數值的準確與精確度將影響碳匯交易價值；準確度為調查數值與實際值的差異，精確度為數值可信度，對於相同準確度的定量，精確度越高的量值可交易價格通常越高，反之越低。但精準度與調查成本是相關的，比照聯合國糧食及農業組織 (FAO) 建議的土壤調查方式，每處理田區至少 3 採樣區、3 混合樣本、每樣本由 5 ~ 15 件土壤樣本混合，在面對動則數十、百萬的驗證費用前，土壤碳儲量的基線調查，就可能讓碳匯參與者望之卻步。國際已有土壤碳匯成功交易案例，但依據農業統計，臺灣單位農戶管理耕地面積僅約 1 公頃，對於美、澳等國，單位農戶管理耕地面積動則數百公頃以上；對於小農、小坵塊的土壤碳基線調查需有不同的評估調查方式。

材料與方法

試驗於臺中市大安區與龍井區，各選擇三區不同耕作管理制度，進行土壤調查，約每 0.05 公頃採集一樣點，分別採集表 (0~10 cm)、底 (10~30 cm) 土樣，並於各層中間，利用土環法採樣，進行總體密度調查，土樣風乾、研磨及過篩後備用，利用總有機碳分析儀，分析土壤有機碳含量。土壤碳儲量計算：採樣深度 (m) × 面積 (1 ha, 10,000 m²) × 總體密度 × 土壤有機碳含量 ÷ 1000 = 土壤有機碳儲量 (tC/ha)。不確定性計算，利用誤差傳播法進行計算，不確定因子定義包含土壤有機碳分析誤差、土壤採樣誤差、總體密度調查誤差等三項，依據試驗標準品重複分析結果，不確性以 5% 計，其餘因子依調查結果之變異係數 (CV%) × 1.96 計算。參考 FAO 土壤 MRV 調查手冊，利用最小檢定差異、最少樣本數量方程式，並假設標準差與樣本數，估計、調查樣本數與最小可偵測差異。



結果與討論

由於田間坵塊因平整度、機具運作與管理均勻度差異，單一坵塊農地土壤性質，本身存在相當大的變異。在田區 3~5 樣點調查方式下，0~30 公分的土壤碳儲量不確定性在 8~20%，標準差約為 $\pm 1 \sim \pm 8$ 公噸。若對小農之每坵塊田區，精準調查將會耗費過多成本人力，較簡易的方式為每坵塊以 3~5 點混樣進行分析，若可增加混樣點可加強準確性，並直接定義土壤調查碳量之不確定性，並利用模式或係數化之總體密度，計算每坵塊土壤碳儲量，在每坵塊農地土壤碳儲量之不確定性擴張定義為 30% 下，依數值累加使不確性集中特性，參與專案田區達到約 50 件以上，案件田區總碳儲量不確定性就會達到 5% 以下水平。惟不精確的調查，缺點為難以定量微量的土壤碳匯量，目前相關研究對於耕作管理造成的土壤碳匯量約在 -1.0 到 5 tC/ha/yr 間，僅少數個案可達 5 tC/ha/yr 以上，若可預期碳匯量可達 10 tC/ha/yr 以上，則有較高機率在 1~2 年的管理下依本方式，驗證碳匯量；若較低者，如輪作管理，產生之碳匯量僅約 -0.38 ~ 1.00 tC/ha/yr，則可能須累積 3~5 年的碳匯量，才能以簡易調查放式驗證碳匯量。目前研究與文獻調查，碳儲量的不確性，除了土壤有機質除空間分布變異外，尚有因管理與氣候造成的季節性變化，本調查時亦發現土壤含水量與總體密度有關，定義適當採樣時機與狀況亦有必要。如何將土壤碳儲量調查模式或係數化以簡化調查方法降低成本；無須調查「精確」的數值，但定義「代表性」數值的「可信範圍」是小農碳匯基線調查研究的重要課題。

參考文獻

1. FAO. (2020). GSOC-MRV Protocol, A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes.
2. FAO. (2021). Recarbonizing global soils – A technical manual of recommended management practices. Volume 3 & 4.
3. Saiz, G. & Albrecht, A. (2016). Methods for Smallholder Quantification of Soil Carbon Stocks and Stock Changes. Chapter 7. 10.1007/978-3-319-29794-1_7.

表 1. 土壤碳儲量調查結果

地區	耕作模式	表土質地	碳儲量(tC/ha)	
			均值	不確定性
大安區	水稻連作	壤土	60.7	15 %
	稻豆輪作	砂質壤土	48.2	18 %
	水稻景觀	壤土	42.0	8 %
龍井區	水稻連作	壤土	71.5	18 %
	稻豆輪作	壤土	55.8	19 %
	水稻景觀	坵質黏土	78.2	20 %

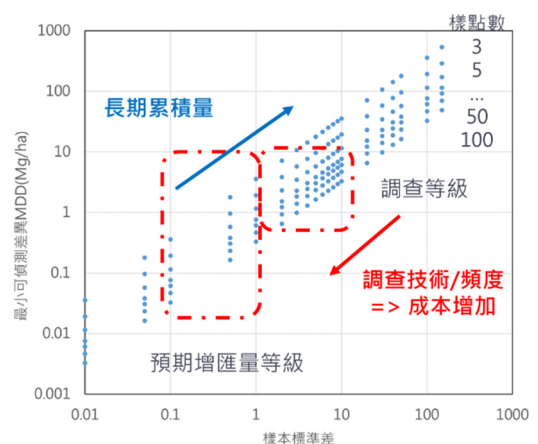


圖 1. 土調查誤差與碳匯等級差異

利用深層施肥技術施用緩效性肥料對水稻產量及溫室氣體排放之影響

Effects of applying slow-release fertilizers by deep placement fertilization on rice yield and greenhouse gas emissions

張繼中^{1,*}、黃文益¹、陳義勛¹、蔡恕仁¹、林資哲²

¹ 農業部臺東區農業改良場

² 國立屏東科技大學農園生產系

*通訊作者：720@mail.ttdares.gov.tw

摘要

本研究之深層施肥區及對照區所施用的肥料，換算每公頃三要素用量分別為 138.3 公斤及 194 公斤，每公頃可節省 55.7 公斤的三要素用量。本試驗區 3 處平均氧化亞氮排放量較對照區少 2 公斤，於水稻栽培過程中，相當於每公頃減少二氧化碳排放量 596 公斤。深層施肥區之產量略高於對照區，換算每公頃可增加 8,730 元之收益。

前言

目前水稻田施肥以撒施方式為主，將硫酸銨或複合肥料撒施於水田中，肥料留存於土壤表面，易氧化逸失及流失，肥料利用效率低，不僅浪費肥料，更有環境污染之虞；且追肥施用時，田區為湛水狀態，行走困難，不易施肥。利用緩效性肥料及深層施肥技術，於水稻插秧時，利用插秧機附掛深層施肥裝置，將所施用之緩效性肥料埋入秧苗旁約 6 ~ 10 公分深度位置，可解決水稻田肥料利用效率低及不易施肥等問題，降低水稻生產成本，開發臺東地區低碳排放栽培管理模式，減少化學氮肥用量，提升氮肥利用效率，有效減少農業生產碳排放量。

材料與方法

本研究於臺東縣池上鄉錦富段 7475 號、池上鄉錦富段 0408-290 號、池上鄉錦富段 7475 號設置共 3 處之調查區域，每處 3 重複；處理組（深層施肥）為插秧時，利用點肥機施用 17-7-10.1 緩效性肥料；對照組為傳統撒布 16-8-12 複合肥料。以密閉罩法進行溫室氣體氧化亞氮之監測：1. 以 40*60*120 公分之壓克力箱，配合溫室氣體分析儀進行量測。每週於上午 9 點至 12 點間量測。各試驗點於第 0 分鐘及第 20 分鐘取樣，以溫室氣體分析儀量測甲烷及氧化亞氮濃度。於生長季湛水期間至少每週量測 2 次，遇農事管理（灌溉、排水、氮肥施用）或天候事件（如大雨），量測頻率增加至每兩天 1 次。於研究過程，調查各處理之肥料用量，並於收穫期進行坪割調查，以估算單位面積產量。

結果與討論

本研究之深層施肥區每公頃基肥施用 300 公斤之 17-7 ~ 10.1 之緩效性肥料，穗肥施用 100 公斤之 16-8-12 複合肥料；對照區於基肥及追肥每公頃共施用 400 公斤之 20-5-10 複合肥料，穗肥施用 167 公斤之 16-8-12 複合肥料。換算成三要素，每公頃可節省 55.7 公斤的三要素用量。氧化亞氮的排放，為施用氮肥所致，因深層施肥區之氮素用量較對照區減少 37 公斤，調查結果顯示試驗區 3 處平均氧化亞氮排放量較對照區少 2 公斤（表 1），相當於每公頃減少二氧化碳排放量 596 公斤。



深層施肥區之產量略高於對照區，換算每公頃可增加 8,730 元之收益（表 2），且食味值不受影響。由試驗結果，顯示利用深層施肥技術施用緩効性肥料確可減少化學肥料用量，減少溫室氣體排放，並增加水稻產量。

表 1. 深層施肥區及對照區每公頃肥料用量及氧化亞氮排放比較

處理	肥料用量 (公斤)	三要素總量 (公斤)	氧化亞氮排放 (公斤)
深層施肥區	基肥: 300 公斤 (15 包) 之 17-7-10.1 緩効性肥料 穗肥: 100 公斤 (2.5 包) 之 16-8-12 複合肥	氮素:磷鉀:氧化鉀 =67:29:42.3 合計:138.3	8
對照區	基肥及追肥: 400 公斤 (10 包) 之 20-5-10 複合肥 穗肥: 167 公斤 (4 包) 之 16-8-12 複合肥	氮素:磷鉀:氧化鉀 =104:32:58 合計:194	10
處理比較	-167	-55.7	-2

註:氧化亞氮為利用氣相層析儀分析之結果。

表 2. 深層施肥區品質及產量調查及稻穀收益分析

處理	食味值	稻穀產量 (公斤/公頃)	稻穀收益 (元)
深層施肥區	78	6,582	197,460
對照區	75	6,291	188,730
處理比較	+3	+291	+8,730

註：池上鄉稻穀每公噸價格為 30,000 元

參考文獻

1. 行政院環境保護署。2021。中華民國國家溫室氣體清冊報告 2021。.
2. Rao, C. S. 1991. Environmental pollution control engineering. NY: Wiley: 302.
3. Trenkel, M. E. 1997. Improving fertilizer use efficiency controlled-release and stabilized fertilizer in agriculture. IFA:Paris:13.

書 名 | 農業土壤健康暨碳匯管理研討會論文集暨會議手冊

發行人 | 羅正宗

主 編 | 江汶錦、陳素漪

作者群 | 黃裕銘、陳仁炫、鍾仁賜、劉雨庭、楊博鈞、許健輝

出版機關 | 農業部臺南區農業改良場

地 址 | 712009 臺南市新化區牧場 70 號

網 址 | <https://www.tndais.gov.tw>

粉絲頁 | <https://www.facebook.com/tndais>

電 話 | (06)5912901

出版年月 | 113 年 6 月初版

G P N | 1011300805

I S B N | 9786267454374(PDF)

瀏覽網址 | <https://www.tndais.gov.tw/ws.php?id=339>





官 方 網 站



臉 書 粉 絲 頁



臺 南 場 L I N E

GPN : 1011300805

ISBN : 9876867454374(PDF)

臺南市新化區牧場70號

總機:(06)5912901