

水分管理對不同水稻品種穀粒鎘累積之影響

許健輝¹ 鄭佳怡² 劉滄琴³ 吳東鴻⁴ 郭鴻裕⁵ 林毓雯^{6,*}

摘要

許健輝、鄭佳怡、劉滄琴、吳東鴻、郭鴻裕、林毓雯。2019。水分管理對不同水稻品種穀粒鎘累積之影響。台灣農業研究 68(4):315–326。

水稻為亞洲地區主要的糧食作物，因此針對降低穀粒鎘累積的研究近年來受到許多關注。水分管理被認為可有效降低稻米鎘累積的農藝管理方法之一，此法不但對環境友善，農民也能夠自行操作。然而，過去較少研究比較不同水分管理對不同水稻品種鎘累積的差異。因此，本研究目的為探討水分管理對於土壤鎘有效性，以及不同水稻品種鎘累積及產量的影響。本試驗使用 2 種水分管理(慣行、湛水)及 4 個水稻品種(「台南 11 號」、「台東 30 號」、「台中私 10 號」、「桃園 3 號」)，試驗期間測定土壤氧化還原電位、孔隙水鎘濃度、稻穀產量及植株鎘濃度。試驗結果顯示，相較於慣行管理，湛水管理可有效地降低土壤孔隙水鎘濃度，並降低鎘在根部、地上部及糙米的累積，降低程度分別達 59.1–90.7%、48.9–93.9% 及 43.0–93.9%。由轉移係數的結果可知，湛水管理降低糙米鎘累積的機制為降低土壤的鎘有效性，而非降低鎘在植株內的轉移能力。本試驗結果證實，湛水管理的確可有效降低粳稻及秈稻品種糙米的鎘累積，因此建議於含鎘的水稻田增加土壤湛水的時間，將可顯著減輕糙米鎘累積的濃度。

關鍵詞：鎘、水稻、水分管理、田間試驗、水稻品種。

前言

鎘在土壤中具有高度的有效性，加上鎘對人體的毒害濃度低於植物，相較於其他重金屬，鎘被認為是較容易透過植物吸收並轉移至人體的重金屬 (Wagner 1993; Singh & McLaughlin 1999)。人體一旦攝取過量的鎘，容易對健康產生不利的影響，例如骨質疏鬆及腎功能衰竭等症狀 (Godt *et al.* 2006)。因此，國際間陸續訂定鎘在人體中的安全容許量，例如聯合國糧農組織 (Food and Agriculture Organization; FAO) 與世界衛生組織 (World Health Organization; WHO) 中的食品添加劑聯合專家委員會 (Joint Expert Committee on Food Additives;

JECFA) 建立鎘的每月暫定容許攝取量 (provisional tolerable monthly intake; PTMI) 為 $25 \mu\text{g kg}^{-1}$ body weight (Food and Agriculture Organization/World Health Organization 2010)；歐洲食品安全局也訂定鎘的每週容許攝食量為 $2.5 \mu\text{g kg}^{-1}$ body weight (European Food Safety Authority 2009)。近年來，由於採礦、電鍍及顏料等產生的廢水不當排放至灌溉系統，以及使用品質不佳的農用資材 (污泥、堆肥及磷肥)，導致農田土壤受到鎘的污染 (Kuo *et al.* 2007; Loganathan *et al.* 2008; Williams *et al.* 2009)。此外，過去研究也發現，長期過量施用氮肥易導致土壤酸化，並使土壤中鎘的有效

投稿日期：2019 年 6 月 26 日；接受日期：2019 年 8 月 5 日。

* 通訊作者：ywlin@tari.gov.tw

¹ 農委會農業試驗所農業化學組助理研究員。台灣 台中市。

² 農委會農業試驗所農業化學組研究助理。台灣 台中市。

³ 農委會農業試驗所農業化學組研究員。台灣 台中市。

⁴ 農委會農業試驗所作物組副研究員。台灣 台中市。

⁵ 農委會農業試驗所農業化學組研究員兼組長。台灣 台中市。

⁶ 農委會農業試驗所農業化學組副研究員。台灣 台中市。

性提高，進而提高作物中鎘累積的濃度 (Zhu *et al.* 2016)。自從 1970 年代確認食用鎘米為造成痛痛病的主因以後，土壤及稻米鎘污染的議題受到許多關注 (Kobayashi 1978)。特別對於以稻米為主食的亞洲地區，稻米鎘污染的問題層出不窮 (Tsukahara *et al.* 2003; Kim & Wolt 2011; Chen *et al.* 2018)。甚至在過去的研究也發現，儘管土壤鎘濃度低於 0.5 mg kg^{-1} 的農地，也可種出鎘濃度超過 FAO/WHO 食品法典委員會標準 (Codex Alimentarius Commission, 0.4 mg kg^{-1}) 的稻米 (Chiao *et al.* 2019)。因此，如何降低土壤中鎘的有效性及稻米中鎘的累積，成為現今急需解決的問題。

國內針對土壤鎘濃度超過土壤污染管制標準 (5 mg kg^{-1}) 之農地，常使用的整治方法包括耕犁法及排客土法，少部分使用植生復育法及現地土壤清洗法。然而，近年來陸續發現土壤整治後，即使土壤鎘濃度低於管制標準或監測標準 (2.5 mg kg^{-1})，部分農地仍會發現所生產稻米的鎘濃度，超過我國衛生福利部訂定的限量標準 (0.4 mg kg^{-1})。考量現行規定及成本效益，該農地不適合再以整治方法改善，應轉為調整不同栽培管理技術以控制土壤鎘的釋出。過去已有許多研究指出，降低水稻吸收鎘的農藝管理方法包括土壤穩定法、選擇低鎘吸收能力之品種及水分管理技術等 (Bolan *et al.* 2003; Arao *et al.* 2009; Hong *et al.* 2010; Wu *et al.* 2017; Lu *et al.* 2019)。

常見的土壤穩定法為添加石灰資材、磷酸鹽及黏土礦物等化學固定劑於土壤中，透過提升土壤 pH 值及形成低溶解度的化合物，來降低鎘的有效性及作物對鎘的累積 (Bolan *et al.* 2003; Hong *et al.* 2010; Sun *et al.* 2015)。過去研究已確定，稈稻品種對鎘的吸收能力顯著低於秈稻品種，故在品種選擇上以稈稻品種優先，因具有較低生產風險 (Arao & Ae 2003; Bolan *et al.* 2013)。然而，全球食用秈稻品種的人口高於稈稻品種，因此近年來也有研究試圖改良秈稻品種對鎘的吸收及累積能力 (Wu *et al.* 2017; Lu *et al.* 2019)。

此外，針對不宜進行水稻生產的鎘污染風險區，Lin *et al.* (2015) 也針對不同蔬菜作物

進行鎘吸收能力的篩選，可提供該區域適栽作物選擇的依據，以降低農作物鎘超標的風險。在日本，水分管理被認為是受歡迎且成本低廉的農藝管理方法 (Bolan *et al.* 2013)，此法利用浸水 (厭氧) 條件下，土壤中的鎘形成溶解度低的硫化鎘 (CdS) 沉澱及土壤 pH 趨於中性等特性，降低鎘的有效性，進而降低水稻對鎘的吸收；相反地，好氧環境 (aerobic) 下，土壤中的鎘以溶解度高的硫酸鎘 (CdSO_4) 化合物存在，鎘的有效性較高 (Arao *et al.* 2009; de Livera *et al.* 2011)。Arao *et al.* (2009) 的研究結果指出，抽穗期前後 3 wk 連續湛水可有效降低稻穀中鎘的累積；Hu *et al.* (2013) 的研究報告也指出，隨著灌水量提高，稻穀的鎘濃度也會有下降的趨勢，但整個生長期若以湛水管理則會導致產量下降約 10–20%。

行政院農業委員會農業試驗所自 2005 年起即著手研究水稻吸收鎘的機制，結果顯示土壤鎘濃度、pH 值、陽離子交換容量 (cation exchange capacity; CEC) 及水稻品種為影響稻米累積鎘濃度最主要因子；稈稻品種鎘累積能力低於秈稻品種，糙米鎘濃度與土壤 pH 值、CEC 均呈負相關；並以稻米品種、土壤鎘濃度、pH 值、CEC 建立糙米鎘濃度預測模式 (Römken *et al.* 2009)。然而，歷年田間試驗結果亦顯示，即使土壤鎘濃度低於 0.5 mg kg^{-1} ，pH 值接近中性，並且種植低鎘吸收品種，部分試驗田仍可能產出鎘濃度超標之稻米。由於農業試驗所歷年田間試驗並未將水分管理列為控制變因，為了釐清水分管理對水稻鎘吸收之影響，本研究於土壤鎘濃度約 1 mg kg^{-1} ，pH 值約 6.55 之農田進行試驗，探討水分管理對於作物生長及植株鎘累積的影響，並比較不同水稻品種間的差異，期能作為鎘污染風險區執行水分管理及品種選擇之參考。

材料與方法

試驗田區及土壤基本性質

試驗田位於台中市后里區土壤含鎘之水稻田，面積約 0.15 ha，土壤平均鎘濃度為 1.14 mg kg^{-1} (表 1)。雖然土壤鎘濃度低於我國環境

保護署訂定的食用作物農地土壤管制標準 (5 mg kg^{-1})，但過去產出的稻米經常高於衛生福利部訂定的限量標準 (0.4 mg kg^{-1})。試驗前以網格採樣方式採集表層土壤 (0–20 cm)，分析其土壤鎘濃度。採樣點間隔為 10 m，共採集 26 個樣本，以全球定位系統 (global positioning system; GPS) 記錄其座標位置，採樣點分布及田區土壤鎘濃度如圖 1 所示。

供試水稻品種及施肥量

本研究供試水稻品種包括：梗稻「台南 11 號」(‘Tainan 11’; ‘TN11’)、「台東 30 號」(‘Taitung 30’; ‘TT30’)、「桃園 3 號」(‘Taoyuan 3’; ‘TY3’) 及秈稻「台中秈 10 號」(‘Taichung Sen 10’; ‘TCS10’)。試驗時期為 2017 年 8 月至 12 月，試驗期間施用 2 次肥料，分別為種植前 2 d 施用台肥 39 號複合肥料 ($\text{N-P}_2\text{O}_5\text{-K}_2\text{O} = 12\text{-}18\text{-}12$) 800 kg ha^{-1} (基肥)，曬田結束後施用台肥 39 號複合肥料 400 kg ha^{-1} 作為追肥，共計施用 144 kg N ha^{-1} 、 $216 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ 及 $144 \text{ kg K}_2\text{O ha}^{-1}$ 。

水分管理

試驗區之水利會輪灌週期為 5.5 d，每次供水時間為 18 h，為能在停止供水期間執行水分管理作業，於試驗田旁架設 20 個體積為 1,000 L 的儲水桶。田間水分處理包括慣行管理 (C) 與湛水管理 (W) 兩種，兩處理區以田埂分隔，面積各約 0.075 ha (圖 1)。兩處理區於最大分蘗期 (maximum tillering stage, 約為移植後第 50 天) 進行曬田。曬田前之水分管理方式相同，灌溉週期均為 5.5 d，每次灌至湛水深度 5–10 cm。曬田後進入幼穗分化期 (panicle differentiation stage) 時，慣行管理區之水分管理方式維持不變，湛水管理區則除了每 5.5 d 以溝渠水灌溉外，在兩次供水間的第 2 或第 3 天。另以儲水桶之水源補充 20,000 L 的水於

田區，使土壤儘量維持在濕潤狀態。兩處理區均在收成前約 10 d 停止灌水，使聯合收穫機能夠進入田區採收。

土壤孔隙水採集及氧化還原電位測定

本試驗於湛水和慣行管理試驗區域內各設置 4 個採樣點，採樣點分布位置如圖 1 所示。在田間試驗水稻抽穗期後 (約移植後 65 d) 至收成前 14 d 期間，利用孔隙水採樣裝置 (SPE20-60/5, Meter, Pullman, WA) 採集土壤孔隙水，每週採集 1–2 次。將土壤孔隙水採樣裝置插入土中 (採集深度約為土表以下 10 cm)，接上 500 mL 玻璃樣品瓶，利用攜帶型

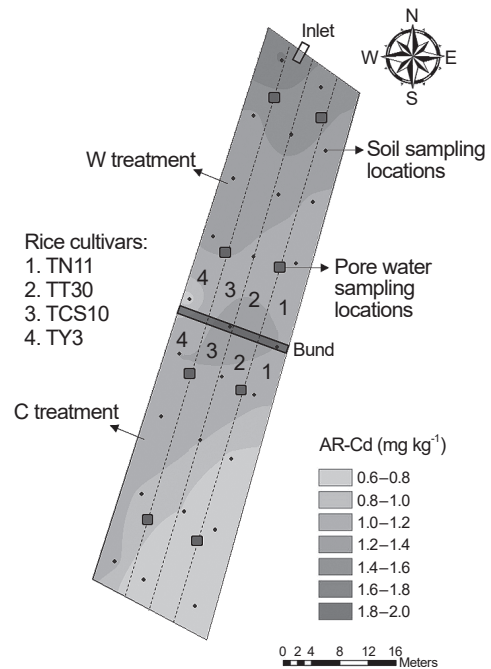


圖 1. 試驗田土壤鎘濃度分布圖及水分管理與水稻品種配置圖。

Fig. 1. The distribution of soil Cd concentrations and the layout of water management and rice cultivars in the experimental field.

表 1. 試驗土壤基本性質。

Table 1. The basic properties of the tested soil.

Texture	pH	CEC (cmol kg ⁻¹)	Total C (%)	0.1 M HCl-Cd (mg kg ⁻¹)	Aqua regia-Cd (mg kg ⁻¹)
Loam	6.55	6.74	0.88	0.88	1.14

真空幫浦 (Vacuporter, Meter, Pullman, WA) 將樣品瓶及孔隙水採樣器管路中的空氣抽出後密封瓶口，使抽取至採樣器管路的孔隙水可流入樣品瓶內儲存。為避免樣品瓶內的孔隙水生成三價鐵與錳的沉澱，在抽取孔隙水前於樣品瓶中預先加入 5 滴 10% 硝酸。此外，試驗期間也於孔隙水採樣位置量測淹水深度及土壤氧化還原電位。淹水深度係以直尺量測自土面至水面之水深；土壤氧化還原電位則以氧化還原電極 (S510C-ORP, Sensorex, Garden Grove, CA) 搭配手持式酸鹼度/氧化還原電位/溫度量測儀 (TS-100, SUNTEX, New Taipei, Taiwan) 進行量測，量測深度約為土表以下 10 cm，並於每個孔隙水採樣位置 50 cm 範圍內選取 3 處進行量測。

土壤與植體採樣

水稻黃熟期進行採樣，兩處理區各供試水稻品種分別採集 5 個樣點，每樣點採 2 叢稻株作為分析使用，另採 20 叢作為產量調查使用。產量調查用樣品僅採集地上部植株，分析用樣品則同時採取植株地上部、地下部及根圈土壤。

樣品製備

孔隙水樣品以 0.45 μm 濾膜過濾。產量調查用水稻樣品於實驗室將穀殼脫粒後，置入烘箱以 70°C 烘乾 48 h 後秤重。分析用水稻樣品先區分為根部、地上部及穀粒，分別以自來水及去離子水清洗後，置入烘箱以 70°C 烘乾 48 h。烘乾後之根部及地上部樣本以鈦刀磨粉機粉碎，穀粒則先脫殼成糙米後再以磨粉機粉碎，分別置入乾淨夾鏈袋備用。土壤樣本經風乾、以木製磨土桿粉碎後，一部分土壤樣本過 0.5 mm 篩網裝罐備用，此樣本用以分析土壤總有機碳及總錳濃度；另一部分土壤樣本過 2 mm 篩網裝罐備用，此樣本用以分析其他土壤基本性質。

樣品分析

孔隙水中的錳濃度以感應耦合電漿質譜儀 [inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS), 7500C, Agilent, Santa Clara, CA]

的方法分析，硫酸根 (SO_4^{2-}) 及氯離子 (Cl^-) 濃度以離子層析儀 [ion chromatography (IC), 850 Professional IC, Metrohm, Herisau, Switzerland] 分析。水稻根部、地上部及糙米樣品以硝酸-雙氧水 (10:1, v/v) 進行微波消化，以 ICP-MS (7500C, Agilent, Santa Clara, CA) 分析消化液之錳濃度。土壤樣本分析 pH 值 (土水比 1:1 測定; McLean 1982)、總有機碳 (元素分析儀測定)、質地 (比重計法; Gee & Bauder 1986)、陽離子電導率 [cation electrical conductivity (CEC), 1 M 醋酸銨測定法; Rhoades 1982]、有效性錳濃度 (0.1 M 鹽酸萃取; Nelson *et al.* 1959) 及總錳濃度 (微波輔助王水消化法; Lin *et al.* 2015)。0.1 M 鹽酸之萃取溶液及王水消化溶液，皆以感應耦合電漿光譜儀 [inductively coupled plasma optical emission spectroscopy (ICP-OES), Ultima 2C, Horiba Jobin Yvon, Irvine, CA] 測定其錳濃度。

試驗數據處理

試驗資料的統計分析採用保護性 Fisher's LSD 檢定 (Fisher's protected least significant difference test; LSD test)，先以單因子變方分析 (one-way analysis of variance; ANOVA) 判定處理間效應是否達顯著水準 ($P < 0.05$)，顯著後再以最小顯著差異法進行處理等級間之差異。數據呈現是使用 Microsoft Excel 軟體進行計算及分析，ANOVA 及 LSD 則在 R 統計軟體環境下進行分析。試驗田土壤錳濃度空間分布圖係，以地理資訊系統軟體 (ArcGIS 10.6, Environmental Systems Research; ESRI) 內的一般克利金法 (ordinary kriging) 繪製。

結果與討論

水分管理對土壤氧化還原電位及孔隙水錳濃度之影響

試驗期間不同水分管理之土壤水位高度及氧化還原電位的變化如圖 2，在最大分蘗期進行曬田前，雖然兩個水分管理試驗區灌水頻率皆為 5.5 d，但由圖 2 之水位高度變化可知，湛水管理試驗區 (W 試區) 的土表水位普遍略

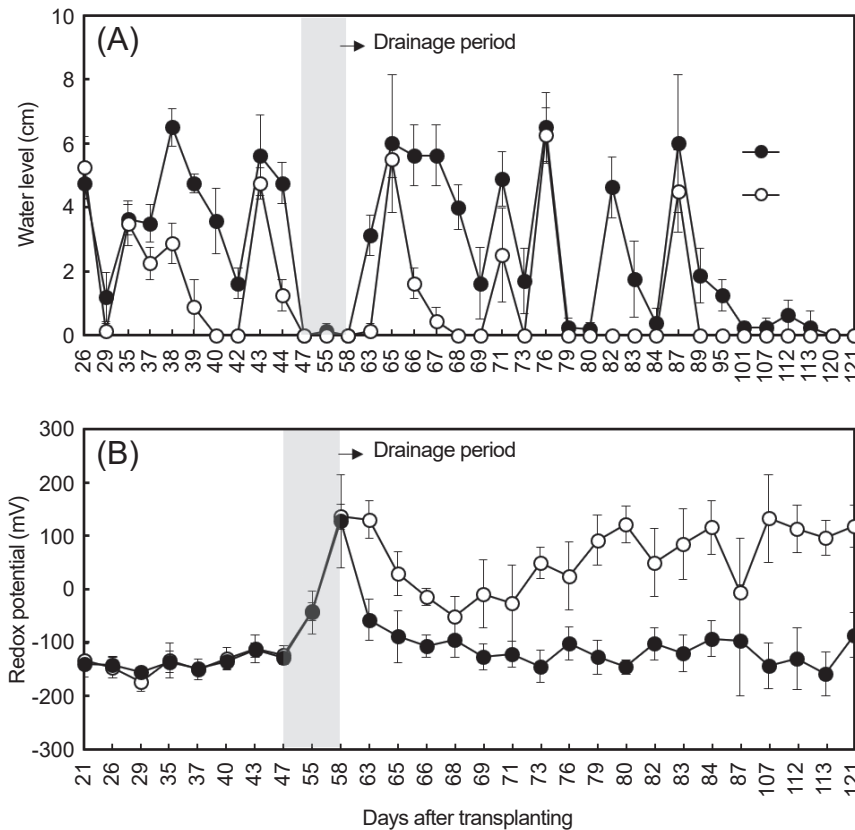


圖 2. 水稻生長期間不同水分管理之土壤 (A) 水位高度及 (B) 氧化還原電位。

Fig. 2. (A) The water level and (B) redox potential of tested soil treated with different water management methods during rice growing period.

高於慣行管理試驗區 (C 試區)。主要係由於 C 試區離入水口較遠所致 (圖 1)，但兩者的氧化還原電位無顯著的差異。幼穗分化期後、結束曬田時開始執行水分處理。結果顯示，W 試區曬田期後的土表水位高度普遍高於 C 試區，且土壤氧化還原電位明顯低於 C 試區 (分別為 -114 mV 與 58 mV)，漑水管理可有效降低土壤的氧化還原電位。此外，雖然 W 試區在曬田期後開始執行漑水管理，但由水位高度結果仍可發現，並非整段漑水管理期間土壤皆為完全浸水狀態，主要是因為水稻生長後期對水分的需求量較大，故該處理僅能使土壤維持在濕潤狀態。

水稻田土壤中鎘的有效性受到氧化還原所控制，在漑水 (厭氧) 狀態下，易形成溶解度低的硫化鎘沉澱物，降低鎘的有效性 (Arao

et al. 2009)。本研究孔隙水鎘濃度結果顯示，在水分處理期間 W 試區土壤孔隙水的鎘濃度 (平均 $0.28 \mu\text{g L}^{-1}$) 明顯低於 C 試區 (平均 $1.13 \mu\text{g L}^{-1}$)，且 W 試區的硫酸根離子濃度也較低。推測漑水處理促使孔隙水中的硫酸根還原成硫化物，進而與鎘形成溶解度低的硫化鎘沉澱 (圖 3A、3B)，因而降低鎘濃度。慣行管理下，則由於土壤多數時間處於氧化狀態，造成孔隙水中的硫酸根離子濃度較高，易生成溶解度高的硫酸鎘，而使得孔隙水中鎘濃度升高。de Livera *et al.* (2011) 的研究結果，亦佐證於水稻田土壤中添加硫可降低土壤溶液中鎘的濃度，由此可知鎘在水稻田土壤中的溶解度與硫化物具密切關係。雖然本試驗並未量測是否有硫化鎘生成，但由 Wilkin (2007) 提出鎘的 pH-Eh diagram 可知，在 pH 等於 7 時，硫化鎘生

成的氧化還原電位約為 -100 mV。而本試驗執行湛水管理期間的氧化還原電位平均約為 -114 mV，推測此土壤條件有助於生成硫化鎘沉澱。其次，由於還原條件下土壤 pH 值趨向中性，除了可提高黏土礦物表面的負電荷，以增加對鎘的吸附能力，同時也可生成溶解度低的碳酸鎘 (CdCO_3) 沉澱來降低鎘的有效性 (Wilkin 2007; Arao *et al.* 2009)。此外，由圖 3C 結果可知，湛水管理期間 W 試區的氯離子濃度低於 C 試區，由於氯離子可與鎘形成穩定的錯合物並溶於土壤溶液中 (Smolders & McLaughlin 1996; López-Chuken *et al.* 2010)，推測也是造成湛水管理土壤孔隙水鎘濃度較低的原因之一。

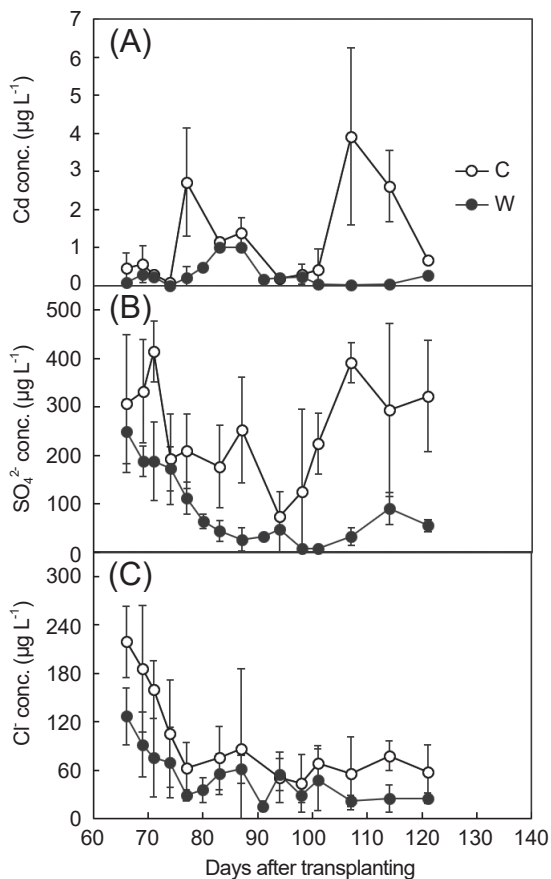


圖 3. 水稻生長期間不同水分管理之土壤孔隙水 (A) 鎘、(B) 硫酸根及 (C) 氯離子濃度。

Fig. 3. The concentrations of (A) Cd, (B) SO_4^{2-} and (C) Cl⁻ in pore water of tested soil treated with different water management methods during rice growing period.

水分管理對不同水稻品種之植體及糙米鎘濃度之影響

不同水分管理下 4 個水稻品種根部、地上部及糙米鎘濃度如圖 4，結果顯示，相較於慣行管理，在湛水管理下所有水稻品種根部、地上部及糙米鎘濃度都顯著下降，分別降低 59.1–90.7%、48.9–93.9% 及 43.0–93.9%。其中，

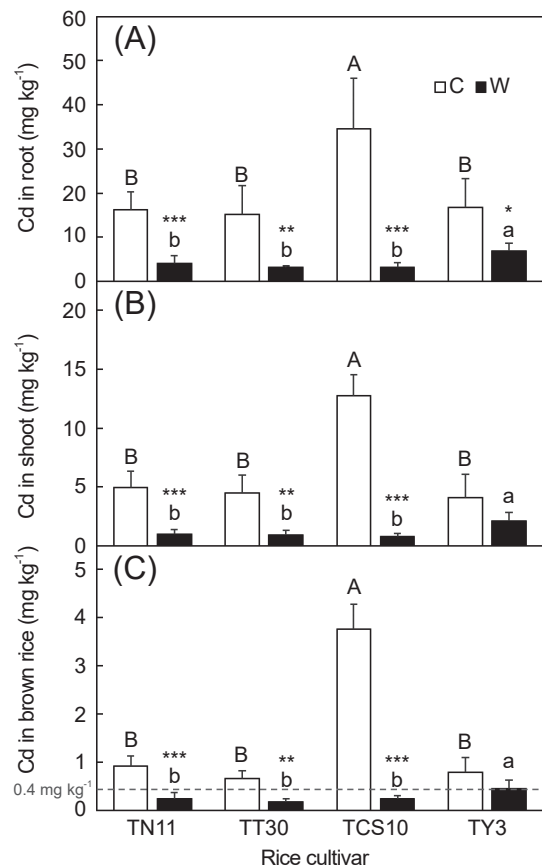


圖 4. 種植於不同水分管理土壤下 4 個水稻品種 (A) 根部、(B) 地上部及 (C) 糙米鎘濃度。

Fig. 4. The Cd concentrations of (A) root, (B) shoot and (C) brown rice of four rice cultivars grown in tested soil treated with different water management methods. Different capital and small letters above the bars indicate significant difference in the value among the genotypes grown in C and W water management, respectively, based on the Fisher's protected least significant difference test (LSD test) ($P < 0.05$). The star above the bars indicates significant difference in the value between two water management methods. *, ** and *** indicate the significance levels at $P < 0.05$, $P < 0.01$ and $P < 0.001$, respectively.

以秈稻品種「台中秈 10 號」下降幅度大於其他品種。此結果與水稻生長期間土壤孔隙水中鎘濃度變化趨勢(圖 3A) 吻合, 可見湛水處理造成水稻鎘吸收降低係由土壤鎘有效性降低所致。Hu *et al.* (2013) 的研究結果同樣指出, 隨著灌水量增加, 可降低土壤有效性鎘 (0.1 M HCl 萃取) 濃度, 並導致水稻根部、稻稈及糙米的鎘濃度下降。Arao *et al.* (2009) 研究不同灌水時機對稻米鎘累積的影響, 結果亦顯示抽穗期前後連續灌水可有效降低稻穀的鎘累積, 同時也可提升水分利用效率。比較品種間鎘濃度可知, 在慣行管理下, 「台中秈 10 號」品種各部位鎘濃度顯著高於其他供試品種, 而在湛水管理下則是「桃園 3 號」品種之鎘濃度顯著高於其他供試品種。此外, 由圖 4C 結果可知, 在慣行管理下, 所有供試品種糙米鎘濃度皆超過我國食米限量標準。其中, 秈稻品種「台中秈 10 號」最高 (高達 3.77 mg kg^{-1}), 顯著高於其他 3 個粳稻品種 ($0.66\text{--}0.91 \text{ mg kg}^{-1}$), 此秈、粳稻間的吸收特性趨勢與前人研究相符 (Arao & Ae 2003; Bolan *et al.* 2013; Chiao *et al.* 2019)。然而, 在湛水管理下, 僅「桃園 3 號」品種糙米鎘濃度 (0.45 mg kg^{-1}) 微幅超過食米限量標準, 其他品種都符合限量標準。其中, 以「台東 30 號」品種糙米鎘濃度最低 (0.17 mg kg^{-1})。由於本試驗的湛水管理, 僅在兩次灌渠供水期間 (5.5 d) 之空檔補充 20,000 L 灌溉水, 僅能維持土壤濕潤, 而非維持全期湛水狀態, 若增加灌水量將可使糙米鎘濃度下降幅度加大。

比較不同品種糙米鎘累積之結果發現, 湛水管理下糙米鎘濃度下降幅度最大的為鎘吸收能力較高的秈稻品種「台中秈 10 號」, 下降幅度高達 93.9%, 遠高於其他粳稻品種 (43.0–74.2%); 且在處理組下, 該品種糙米鎘濃度與「台南 11 號」和「台東 30 號」品種無顯著差異。此結果顯示, 無論是秈稻或粳稻品種, 均可經湛水處理後有效降低糙米中的鎘濃度。Hu *et al.* (2013) 的試驗選用分屬高、低鎘吸收能力的 2 種秈稻品種, 研究結果也指出 2 個供試品種於好氧環境下, 其糙米鎘濃度皆高於 1.1 mg kg^{-1} 。而湛水處理 (flooded) 後, 則可大幅降低

其濃度至 0.2 mg kg^{-1} 以下, 同時呼應本研究結果趨勢。此外, 本試驗結果也發現, 在慣行管理下 3 個粳稻參試品種間的糙米鎘累積量雖未達顯著差異, 但經湛水處理後, 「桃園 3 號」品種鎘濃度則顯著高於其他 2 個粳稻品種, 且根部和地上部鎘濃度亦有相同的趨勢(圖 4)。

本研究團隊過去的田間試驗也指出, 將「桃園 3 號」品種種植在鎘濃度低於 1.0 mg kg^{-1} 的土壤中, 仍可能產出鎘濃度超過限量標準的糙米 (Syu *et al.* 2018)。由於新品系往往需要聚合多種優良性狀並擴大遺傳歧異性, 強化運用各亞種間的雜交組合已成為常見育種策略, 即使選育出的新品系是屬於粳稻遺傳背景為主, 仍漸滲部分秈稻組成於新品系中, 這可能導致不同粳稻品種間對鎘的吸收和在植體內的轉移能力有差異。因此, 若要種植水稻於鎘污染潛勢區, 除了需要搭配農藝管理外 (例如水分管理、土壤 pH 值調整或施用適當的土壤改良劑), 亦須要考量低鎘吸收能力的水稻品種進行生產, 才能綜合各方穩定降低鎘米產出風險。此外, 在品種選育中強化選育低鎘累積特性或漸滲相關鎘轉運的遺傳組成, 亦是當前作物改良值得努力的方向之一。有鑑於此, 近年來我國相關的研究包括: Wu *et al.* (2017) 使用分子輔助回交技術, 將粳稻具有降低鎘累積量的遺傳組成置換至秈稻品種「台中秈 10 號」中, 藉此降低秈稻品種中糙米鎘累積量。Chiao *et al.* (2019) 則選用我國 9 個水稻品種, 利用田間試驗糙米鎘濃度與水耕試驗水稻幼苗對於鎘吸收和毒害的參數來建立糙米鎘濃度預測模式, 並提出可於水稻幼苗階段快速篩選低鎘吸收水稻品種之建議。

水分管理對不同水稻品種鎘轉移能力之影響

由植體鎘濃度累積結果證實, 湛水管理可大幅降低植體及稻穀的鎘累積, 本段將近一步討論水分管理是否會影響鎘在植體不同部位的轉移, 以釐清此法降低糙米鎘累積的機制。圖 5 顯示, 不同水分管理對 4 個供試品種鎘由土壤至根部 (TF_{sr})、根部至地上部 (TF_{rs}) 及地上部至糙米 (TF_{sg}) 之轉移係數變化, 由結果

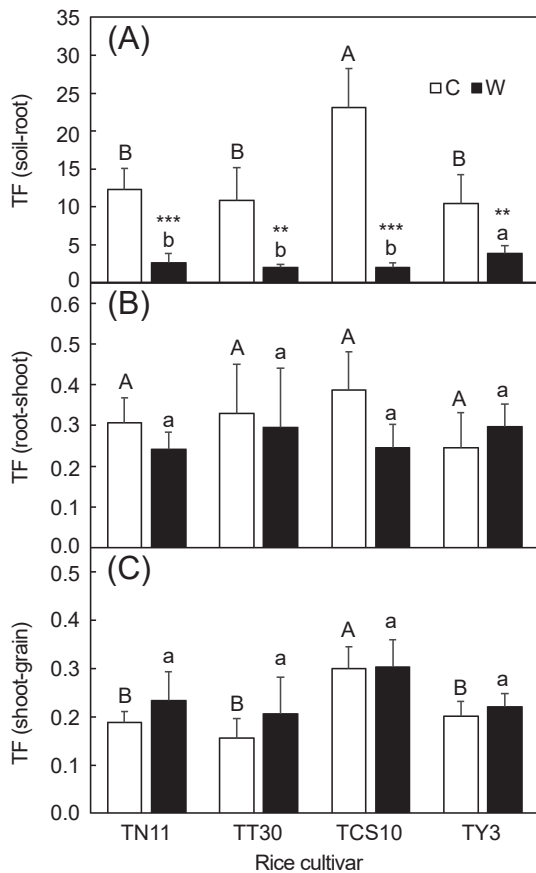


圖 5. 種植於不同水分管管理土壤下 4 個水稻品種鎘由 (A) 土壤至根部、(B) 根部至地上部及 (C) 地上部至糙米之鎘轉移係數。

Fig. 5. The translocation factor (TF) of Cd from (A) soil to root, (B) root to shoot and (C) shoot to grain of four rice cultivars grown in tested soil treated with different water management methods. Different capital and small letters above the bars indicate significant difference in the value among the genotypes grown in C and W water management, respectively, based on the Fisher's protected least significant difference test (LSD test) ($P < 0.05$). The star above the bars indicates significant difference in the value between two water management methods. *, ** and *** indicate the significance levels at $P < 0.05$, $P < 0.01$ and $P < 0.001$, respectively.

可知湛水管理的 TF_{sr} 顯著低於慣行管理，不同品種間兩者差異介於 2.7–11.6 \times 。造成此結果的主要原因，在於湛水管理讓土壤鎘有效性大幅下降，進而降低根部對鎘的吸收和累積。雖然過去國內外研究結果皆指出，具高鎘累積特性的秈稻品種係屬於根部易吸收鎘的基因

型 (Takahashi *et al.* 2011; Wu *et al.* 2017)。但由本試驗結果，卻顯示僅有慣行管理下秈稻品種由土壤至根部的轉移係數 (TF_{sr}) 顯著高於粳稻品種，湛水管理下則秈稻與粳稻品種間無顯著差異，甚至低於粳稻品種「桃園 3 號」。此外，由圖 6 不同轉移係數與糙米鎘濃度相關性結果可知， TF_{sr} 與糙米鎘濃度的相關性 ($R^2 = 0.8436$, $P < 0.01$) 明顯高於 TF_{rs} ($R^2 = 0.6233$, $P < 0.05$) 和 TF_{sg} ($R^2 = 0.1946$, $P > 0.05$)。顯示無論種植低鎘吸收的粳稻或高鎘吸收的秈稻品種，湛水管理皆可透過大幅降低水稻根部從土壤吸收的鎘含量，來降低糙米中鎘累積。

至於湛水管理下「桃園 3 號」品種的 TF_{sr} 及植株鎘累積濃度較其他供試品種高的原因 (圖 4、圖 5A)，則有待後續研究進一步釐清。其次，由根部至地上部的鎘轉移係數 (TF_{rs}) 結果顯示，除了「台中 10 號」品種在湛水管理下有顯著低於慣行管理外，其他 3 個粳稻品種在兩水分管管理下皆無顯著差異 (圖 5B)。而由地上部至糙米的鎘轉移係數 (TF_{sg}) 結果與 TF_{rs} 顯示相同的趨勢，4 個供試品種在湛水管理與慣行管理間皆無顯著差異。因此，推測本試驗執行的水分管管理對於鎘在水稻體內轉移的影響有限。此外，由各品種在慣行水分管管理下的鎘轉移係數 T_{sr} 、 T_{rs} 及 T_{sg} 可知 (圖 5)，秈稻品種「台中 10 號」的轉移係數均明顯高於粳稻品種，其中 T_{sr} 及 T_{sg} 秈粳間差異達顯著水準，此與糙米中的鎘累積趨勢相符 (圖 4C、圖 5C)。Uraguchi *et al.* (2009) 的研究成果也指出，秈稻品種 'Habataki' 將鎘從根部轉移至地上部的能力高於粳稻品種 'Sasanishiki'，進而使該秈稻品種的糙米累積較高濃度的鎘。

水分管管理對不同水稻品種稻穀產量之影響

進一步比較不同水分管管理下 4 個供試品種的稻穀產量 (圖 7)，結果顯示「台東 30 號」和「台中 10 號」兩品種在兩水分管管理下稻穀產量無顯著差異，但「台南 11 號」和「桃園 3 號」兩品種在湛水管理的稻穀產量顯著低於慣行管理，分別降低 30.3% 及 33.9%。然本試驗湛水處理主要在抽穗與成熟後期維持水分為濕潤狀

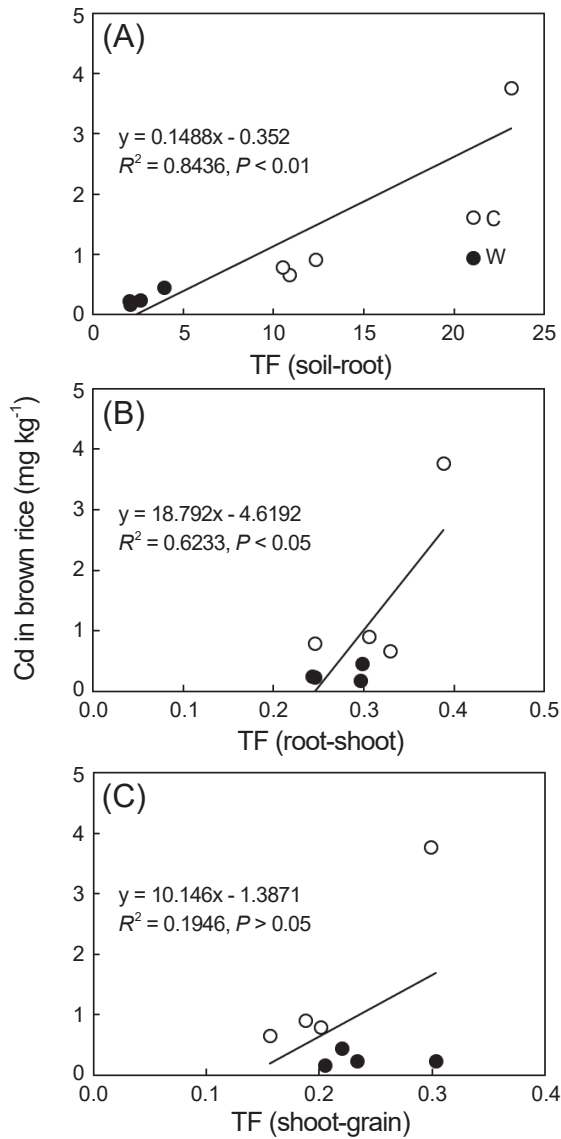


圖 6. 種植於不同水分管理土壤下 4 個水稻品種糙米鎘濃度與鎘由 (A) 土壤至根部、(B) 根部至地上部及 (C) 地上部至糙米之鎘轉移係數之相關性。

Fig. 6. Correlation between the concentration of Cd in brown rice and the translocation factor (TF) of Cd from (A) soil to root, (B) root to shoot and (C) shoot to grain of four rice cultivars grown in tested soil treated with different water management methods.

態，雖減少乾旱逆境對於產量的損害，然在生育後期維持優濕水分、養分環境，也會造成植株柔弱、感病、易倒伏，進而使得所有參試品種在慣行水分管理下的產量表現均優於湛水處

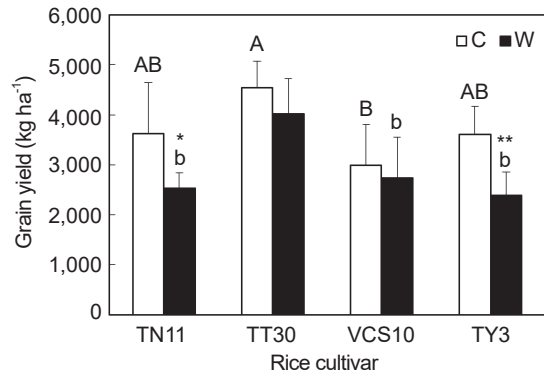


圖 7. 種植於不同水分管理土壤下 4 個水稻品種之稻穀產量。

Fig. 7. The grain yield of four rice cultivars grown in tested soil treated with different water management methods. Different capital and small letters above the bars indicate significant difference in the value among the genotypes grown in C and W water management, respectively, based on the Fisher's protected least significant difference test (LSD test) ($P < 0.05$). The star above the bars indicates significant difference in the value between two water management methods. *, ** and *** indicate the significance levels at $P < 0.05$, $P < 0.01$ and $P < 0.001$, respectively.

理 (圖 7)。其他栽培管理研究也顯示，間歇性灌水和乾溼交替管理，會比長期湛水管理可使稻穀產量提升 10–20% (Yang *et al.* 2009; Hu *et al.* 2013)，與本試驗結果相符。然而，Arao *et al.* (2009) 的研究結果卻指出，湛水處理的稻穀產量係 7 種水分管理中表現最佳者，雖與本試驗趨勢相左，推測係日本地區施肥量較低且後期生育累積溫度較慢、生長緩和避免植株後期柔弱的瓶頸。雖然本研究結果顯示，生育後期長期湛水管理，會使部分品種營養生長過於旺盛導致產量降低，但此方法已證實可大幅降低稻穀的鎘累積，使多數品種的鎘濃度可符合合法規限值，未來可藉由調整最佳施肥模式與水分管理以優化品種產量表現。此外，「台東 30 號」品種在執行湛水管理後，除了稻穀產量不受影響外，尚可大幅降低糙米鎘濃度至限量標準以下 (0.17 mg kg^{-1})。因此，建議鎘污染潛勢區可優先考慮種植該品種並搭配湛水管理，以降低鎘米產出的風險。

結論

本研究結果顯示，湛水管理確實可有效降低土壤孔隙水中的鎘濃度，進而降低鎘在水稻根部、地上部及糙米的鎘累積濃度。試驗所使用 4 個供試品種執行湛水管理後，僅「桃園 3 號」品種糙米鎘濃度微幅高於我國食米限量標準，而糙米鎘濃度降低幅度最大的為鎘吸收能力最高的「台中秈 10 號」品種。因此，無論是種植鎘吸收能力高的秈稻品種還是鎘吸收能力低的粳稻品種，均可透過湛水管理大幅降低水稻根部從土壤吸收的鎘含量，以降低糙米中鎘累積。雖然生育後期湛水管理會使部分品種的產量表現下降，但基於農產品安全及保障農民耕作權益，湛水管理仍不失為簡易且低成本的管理措施。此外，由於不同水稻品種的遺傳特性不同，在不同水分管理下對於鎘的吸收和產量也不盡相同。因此，建議未來在不同鎘污染潛勢區，可針對當地的品種特性及供水條件調整水分管理方法，以建立兼顧產量和農產品安全的栽培方法。

引用文獻

- Arao, T. and N. Ae. 2003. Genotypic variations in cadmium levels of rice grain. *Soil Sci. Plant Nutr.* 49:473–479.
- Arao, T., A. Kawasaki, K. Baba, S. Mori, and S. Matsumoto. 2009. Effects of water management on cadmium and arsenic accumulation and dimethylarsinic acid concentrations in Japanese rice. *Environ. Sci. Technol.* 43:9361–9367.
- Bolan, N. S., D. C. Adriano, P. Duraisamy, A. Mani, and K. Arulmozhiselvan. 2003. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. I. Effect of phosphate addition. *Plant Soil* 250:83–94.
- Bolan, N. S., T. Makino, A. Kunhikrishnan, P. J. Kim, S. Ishikawa, M. Murakami, R. Naidu, and M. B. Kirkham. 2013. Chapter 4: Cadmium contamination and its risk management in rice ecosystems. p.183–273. *in: Advances in Agronomy.* (Sparks, D. L., ed.) Elsevier. Amsterdam, Netherlands. 461 pp.
- Chen, H., Z. Tang, P. Wang, and F. J. Zhao. 2018. Geographical variations of cadmium and arsenic concentrations and arsenic speciation in Chinese rice. *Environ. Pollut.* 238:482–490.
- Chiao, W. T., C. H. Syu, B. C. Chen, and K. W. Juang. 2019. Cadmium in rice grains from a field trial in relation to model parameters of Cd-toxicity and -absorption in rice seedlings. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 169:837–847.
- de Livera, J., M. J. McLaughlin, G. M. Hettiarachchi, J. K. Kirby, and D. G. Beak. 2011. Cadmium solubility in paddy soils: Effects of soil oxidation, metal sulfides and competitive ions. *Sci. Total Environ.* 409:1489–1497.
- European Food Safety Authority. 2009. Cadmium in food: Scientific opinion of the panel on contaminants in the food chain. *EFSA J.* 980:1–139.
- Food and Agriculture Organization/World Health Organization. 2010. Contaminants evaluated toxicologically. p.12–13. *in: Seventy-third Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives.* June 8–17, 2010. Geneva, Switzerland. Food and Agriculture Organization/World Health Organization, Rome, Italy.
- Gee, G. W. and J. W. Bauder. 1986. Particle-size analysis. p.383–411. *in: Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods.* 2nd ed. (Klute, A., ed.) ASA and SSSA Publ., Madison, WI. 1188 pp.
- Godt, J., F. Scheidig, C. Grosse-Siestrup, V. Esche, P. Brandenburg, A. Reich, and D. A. Groneberg. 2006. The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. *J. Occup. Med. Toxicol.* 10:1–22.
- Hong, C. O., D. Y. Chung, D. K. Lee, and P. J. Kim. 2010. Comparison of phosphate materials for immobilizing cadmium in soil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58:268–274.
- Hu, P., Z. Li, C. Yuan, Y. Ouyang, L. Zhou, J. Huang, Y. Huang, Y. Luo, P. Christie, and L. Wu. 2013. Effect of water management on cadmium and arsenic accumulation by rice (*Oryza sativa* L.) with different metal accumulation capacities. *J. Soils Sediments* 13:916–924.
- Kim, M. and J. D. Wolt. 2011. Probabilistic risk assessment of dietary cadmium in the South Korean population. *Food Addit. Contam. Part A. Chem. Anal. Control Expo. Risk Assess.* 28:62–70.
- Kobayashi, J. 1978. Pollution by cadmium and the itai-itai disease in Japan. p.199–260. *in: Toxicity of Heavy Metals in the Environment.* (Oehme, F. W., ed.) Marcel Dekker Publ. New York, NY. 970 pp.
- Kuo, S., B. Huang, and R. Bembenek. 2007. Release of cadmium from a triple superphosphate and a phosphate rock in soil. *Soil Sci.* 172:257–265.
- Lin, Y. W., T. S. Liu, H. Y. Guo, C. M. Chiang, H. J. Tang, H. T. Chen, and J. H. Chen. 2015. Relationships be-

- tween Cd concentrations in different vegetables and those in arable soils, and food safety evaluation of vegetables in Taiwan. *Soil Sci. Plant Nutr.* 61:983–998.
- Loganathan, P., M. J. Hedley, and N. D. Grace. 2008. Pasture soils contaminated with fertilizer-derived cadmium and fluorine: Livestock effects. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 192:29–66.
- López-Chuken, U. J., S. D. Young, and M. N. Sánchez-González. 2010. The use of chloro-complexation to enhance cadmium uptake by *Zea mays* and *Brassica juncea*: Testing a “free ion activity model” and implications for phytoremediation. *Intl. J. Phytoremediation* 12:680–696.
- Lu, C., L. Zhang, Z. Tang, X. Y. Huang, J. F. Ma, and F. J. Zhao. 2019. Producing cadmium-free indica rice by overexpressing *OsHMA3*. *Environ. Intl.* 126:619–626.
- McLean, E. O. 1982. Soil pH and lime requirement. p.199–224. *in: Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties.* (Page, A. L., R. H. Miller, and D. R. Keeney, eds.) ASA and SSSA Publ. Madison, WI. 1159 pp.
- Nelson, J. L., L. C. Boawn, and F. G. Viets, Jr. 1959. Method for assessing Zinc status of soils using acid-extractable Zinc and “titratable alkalinity” values. *Soil Sci.* 88:275–283.
- Rhoades, J. D. 1982. Cation exchange capacity. p.149–157. *in: Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties.* 2nd ed. (Page, A. L., R. H. Miller, and D. R. Keeney, eds.) ASA and SSSA Publ. Madison, WI. 1159 pp.
- Römkens, P. F. A. M., H. Y. Guo, C. L. Chu, T. S. Liu, C. F. Chiang, and G. F. Koopmans. 2009. Prediction of cadmium uptake by brown rice and derivation of soil-plant transfer models to improve soil protection guidelines. *Environ. Pollut.* 157:2435–2444.
- Singh, B. R. and M. J. McLaughlin. 1999. Cadmium in soils and plants: Summary and research perspectives. p.257–267. *in: Cadmium in Soils and Plants. Developments in Plant and Soil Sciences.* (McLaughlin, M. J. and B. R. Singh, eds.) Springer. Dordrecht, Netherlands. 271 pp.
- Smolders, E. and M. J. McLaughlin. 1996. Chloride increases cadmium uptake in Swiss chard in a resin-buffered nutrient solution. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 60:1443–1447.
- Sun, Y., Y. Li, Y. Xu, X. Liang, and L. Wang. 2015. *In situ* stabilization remediation of cadmium (Cd) and lead (Pb) co-contaminated paddy soil using bentonite. *Appl. Clay Sci.* 105–106:200–206.
- Syu, C. H., Y. W. Lin, C. Y. Cheng, Y. T. Ho, C. C. Chen, T. S. Liu, and H. Y. Guo. 2018. Assessing the effects of soil washing with ferric chloride on cadmium removal, soil properties and rice growth in Cd-containing paddy fields. *J. Taiwan Agric. Res.* 67:365–376. (in Chinese with English abstract)
- Takahashi, R., Y. Ishimaru, T. Senoura, H. Shimo, S. Ishikawa, T. Arao, H. Nakanishi, and N. K. Nishizawa. 2011. The OsNRAMP1 iron transporter is involved in Cd accumulation in rice. *J. Exp. Bot.* 62:4843–4850.
- Tsukahara, T., T. Ezaki, J. Moriguchi, K. Furuki, S. Shimbo, N. Matsuda-Inoguchi, and M. Ikeda. 2003. Rice as the most influential source of cadmium intake among general Japanese population. *Sci. Total Environ.* 305:41–51.
- Uraguchi, S., S. Mori, M. Kuramata, A. Kawasaki, T. Arao, and S. Ishikawa. 2009. Root-to-shoot Cd translocation via the xylem is the major process determining shoot and grain cadmium accumulation in rice. *J. Exp. Bot.* 60:2677–2688.
- Wagner, G. J. 1993. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. *Adv. Agron.* 51:173–212.
- Wilkin, R. T. 2007. Cadmium. p.1–9. *in: Monitored Natural Attenuation of Inorganic Contaminants in Ground Water. Vol 2. Assessment for Non-Radionuclides Including Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper, Lead, Nickel, Nitrate, Perchlorate, and Selenium.* (Ford, R. G., R. T. Wilkin, and R. W. Puls, eds.) U. S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. 108 pp.
- Williams, P. N., M. Lei, G. Sun, Q. Huang, Y. Lu, C. Deacon, A. A. Meharg, and Y. G. Zhu. 2009. Occurrence and partitioning of cadmium, arsenic and lead in mine impacted paddy rice: Hunan, China. *Environ. Sci. Technol.* 43:637–642.
- Wu, P. J., Y. W. Lin, C. P. Li, C. H. Syu, W. S. Jwo, H. M. Yen, H. Y. Guo, M. H. Lai, and D. H. Wu. 2017. A novel indica rice breeding line selection with low cadmium accumulation level by functional markers assisted backcross strategy. *J. Taiwan Agric. Res.* 66:248–260. (in Chinese with English abstract)
- Yang, J., D. Huang, H. Duan, G. Tan, and J. H. Zhang. 2009. Alternate wetting and moderate soil drying increases grain yield and reduces cadmium accumulation in rice grains. *J. Sci. Food Agric.* 89:1728–1736.
- Zhu, H., C. Chen, C. Xu, Q. Zhu, and D. Huang. 2016. Effects of soil acidification and liming on the phytoavailability of cadmium in paddy soils of central subtropical China. *Environ. Pollut.* 219:99–106.

Effect of Water Management on the Accumulation of Cadmium in Rice Grain of Different Rice Cultivars

Chien-Hui Syu¹, Chia-Yi Cheng², Tsang-Sen Liu³, Dong-Hong Wu⁴, Horng-Yuh Guo⁵, and Yu-Wen Lin^{6,*}

Abstract

Syu, C. H., C. Y. Cheng, T. S. Liu, D. H. Wu, H. Y. Guo, and Y. W. Lin. 2019. Effect of water management on the accumulation of cadmium in rice grain of different rice cultivars. *J. Taiwan Agric. Res.* 68(4):315–326.

Rice is a major staple crop in Asia area. The studies aimed at reducing cadmium (Cd) accumulation in rice grain have received much concern in recent years. Water management is a well-known agronomic practice for reducing Cd accumulation in rice grain, which is not only environment-friendly feasible but also easy to operate by farmers. However, there were few studies comparing the differences in Cd accumulation in rice plants among various rice cultivars under different water managements. Therefore, the objective of this study was to investigate the effect of water management on the Cd availability in soils, Cd accumulation in rice plants and grain yield of different rice cultivars. Two water management methods (conventional and flooded) and four rice cultivars ('TN11', 'TT30', 'TCS10' and 'TY3') were used in this study, and the soil redox potential, Cd concentration in pore water, grain yield and Cd concentration in rice plants were determined during the experimental period. The results of this study indicating the flooded treatment can effectively reduce the Cd concentration in pore water, and further decrease the Cd accumulation in the root (59.1–90.7%), shoot (48.9–93.9%) and brown rice (43.0–93.9%), compared with conventional practice. Based on the results of translocation factors, it indicates that the mechanism of flooded treatment to reduce Cd accumulation in brown rice is the decrease of Cd availability in soils, rather than reduce the translocation capability of Cd in plants. The results of this study confirm that flooded treatment can effectively reduce Cd accumulation in brown rice of japonica and indica cultivars. Therefore, it suggests that the Cd accumulation in rice grain will be reduced markedly through increasing the flooded time in Cd-containing paddy field.

Key words: Cadmium, Paddy rice, Water management, Field experiment, Rice cultivar.

Received: June 26, 2019; Accepted: August 5, 2019.

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

¹ Assistant Research Fellow, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.

² Research Assistant, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.

³ Research Fellow, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.

⁴ Associate Research Fellow, Crop Science Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.

⁵ Research Fellow and Division Director, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.

⁶ Associate Research Fellow, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.