台灣農業研究 (J. Taiwan Agric. Res.) 72(2):161–179 (2023)
DOI:10.6156/JTAR.202306_72(2).0006

研究報告

以 GGE 雙軸圖評估水稻糙米鎘濃度之品種變異性及其環境交感效應

許健輝 [1]　林毓雯 [1]　楊博鈞 [2]　莊淞麟 [3]　鄭佳怡 [2]　莊愷瑋 [4,*]

摘要

許健輝、林毓雯、楊博鈞、莊淞麟、鄭佳怡、莊愷瑋。2023。以 GGE 雙軸圖評估水稻糙米鎘濃度之品種變異性及其環境交感效應。台灣農業研究 72(2):161–179。

水稻為亞洲國家的主食，水田土壤受鎘污染導致水稻穀粒的鎘累積，使鎘米事件的議題備受關注，水稻穀粒累積鎘的差異性不僅與環境與品種有關，也受品種與環境交感效應所影響。本研究應用 GGE 雙軸圖解析影響穀粒鎘累積之品種效應 (G) 以及品種與環境的交感效應 (G × E)，以主成份 (principle components) 得分繪圖說明品種間差異受環境影響的程度；本研究分別於台中市后里區 (Houli; HL) 及彰化縣彰化市 (Changhua; CH) 兩處土壤鎘污染之試驗田區，栽種國內常見的 21 種水稻栽培種，經試驗調查取得土壤與水稻穀粒樣本，分析測定獲得不同品種水稻根圈土壤及糙米鎘濃度之資料，供 GGE 雙軸圖分析以篩選出環境穩定的低鎘累積品種。研究結果顯示，秈型稻的鎘累積能力於兩處試驗區皆呈現高於粳型稻的趨勢；因兩處試驗區 HL 與 CH 的環境差異對不同品種的影響程度不同，兩處試驗區糙米鎘濃度較低之品種並不一致。再者，經 GGE 分析可將品種及品種與環境交感效應的主導變異轉換至 2 項獨立主成份 (即是 PC1 與 PC2) 可達 84%，經繪製雙軸圖有效呈現出不同品種水稻糙米鎘濃度對應兩處試驗區環境效應的差異性，其結果顯示「高雄 139 號」('KH139')、「台粳糯 3 號」('TKW3')、「台農糯 73 號」('TNGW73') 及「台東 33 號」('TT33') 相較其他品種，兼具環境穩定且低鎘累積之特性。因此，試驗區土壤鎘濃度是決定不同水稻品種吸收鎘與糙米鎘累積濃度的主要因子，而不同期作的氣候條件與管理因素則是次要因子；從品種間的比較可確認秈稻鎘累積量遠高於粳稻，而粳稻品種間之鎘累積差異並不顯著，故相對穩定低吸收品種也皆為粳稻。期望能藉由本研究之方法篩選出穩定低鎘累積之國產水稻品種，後續再輔以適當田間農藝管理方法，將可有效降低稻米鎘累積濃度超標 (0.4 mg kg^{-1}) 之風險。

關鍵詞：鎘、水稻、GGE 雙軸圖、品種與環境交感、栽培種。

前言

人為活動引起的重金屬污染已是全球性的環境問題，對動植物的生存與人類健康造成高度風險，其中鎘為具毒性且分布廣泛的重金屬污染物，尤其環境中鎘對植物的毒性小於動物，無明顯植物屏障效應 (screen effect)，易被作物吸收後經食物鏈累積於高級消費者或人體 (Liu *et al*. 2018)。人為鎘污染來源包括：採礦、冶煉、電鍍及肥料等產業的廢水排放 (Pulford & Watson 2003)，經由灌溉系統擴散於農地土壤，大幅增加作物吸收鎘並累積於可食部位的風險 (Sebastian & Prasad 2014; Liu *et al*. 2017)。飲食習慣也是影響人類攝食

投稿日期：2022 年 4 月 25 日；接受日期：2023 年 3 月 27 日。
* 通訊作者：kwjuang@mail.ncyu.edu.tw
[1] 農委會農業試驗所農業化學組副研究員。台灣 台中市。
[2] 農委會農業試驗所農業化學組計畫助理。台灣 台中市。
[3] 國立嘉義大學農學碩士在職專班碩士生。台灣 嘉義市。
[4] 國立嘉義大學農藝學系教授兼系主任。台灣 嘉義市。

鎘的重要因素之一，因為水稻相較其他作物對鎘的吸收累積性強，土壤鎘污染導致發生鎘米事件之議題備受關注，尤以米食為主的亞洲國家 (Tsukahara *et al*. 2003; Chen *et al*. 2018)；往昔研究顯示土壤鎘濃度偏低的農地，也可能產出鎘濃度超過 Food and Agriculture Organization/World Health Organization (FAO/WHO) 食品法典委員會 (Codex Alimentarius Commission) 標準 (> 0.4 mg kg^{-1}) 的稻米 (Chiao *et al*. 2019)，目前避免稻米生產累積超量鎘之主要策略是以降低土壤鎘的濃度及其有效性，故國內於鎘污染農地的整治工法常採行翻土稀釋法及排客土法，鎘污染濃度偏高者採現地土壤清洗法，少部分污染程度低者使用植生復育法。

然而，近年來陸續發現土壤整治後，土壤鎘濃度低於台灣環保署公告管制標準 (5.0 mg kg^{-1}) 的部分農地，仍產出鎘濃度超過台灣衛生福利部訂定的限量標準 (0.4 mg kg^{-1}) 的稻米，因應此種情況，台灣農政單位則擬定該農地以調整水稻栽培管理技術為輔導策略，常用的輔導栽培技術包括：提高土壤酸鹼度、添加土壤穩定劑及水分管理等；提高土壤酸鹼度可增加土壤對鎘的吸附能力並且降低鎘的溶解度；添加土壤穩定劑是利用其吸附、沉澱、陽離子交換或是表面交換作用以降低鎘於土壤中的移動性 (Yan *et al*. 2015; Rinklebe *et al*. 2016)；而水分管理則是透過土壤中的氧化還原電位 (Eh) 與 pH 值的改變，降低鎘在土壤中的溶解度與有效性 (Honma *et al*. 2016)。近來，除了以改善栽培管理技術達到立即且有效，以降低水稻對土壤鎘的吸收與累積，更有許多研究經由選育及推行種植低鎘吸收的水稻品種，強化水稻植株對鎘的屏障效應，以達到降低食用鎘累積過高稻米的風險 (Yu *et al*. 2006; Chiao *et al*. 2019; Chiao *et al*. 2020)；且有研究指出粳稻累積鎘的能力會低於秈稻，透過數量性狀基因座 (quantitative trait loci; QTL) 分析，發現粳稻根部液泡膜具鎘轉運蛋白 OsHMA3，能減少鎘進入木質部，增加植株對鎘的耐受性並降低鎘於穀粒的累積 (Miyadate *et al*. 2011; Ueno *et al*. 2011)。由於影響水稻累積鎘的遺傳因子眾多，評斷不同品種對鎘累積能力之差異性，仍須對相關 QTL 的遺傳多樣性提出完整的解析 (Sun *et al*. 2016)，以供未來選拔安全水稻品種的遺傳指標。

於田間收穫水稻穀粒的鎘累積濃度常顯著到受品種 (genotype; G)、環境 (environment; E) 及品種與環境 (G × E) 的交感效應所影響，所謂 G × E 的交感效應就是不同水稻品種在不同環境中的形態及生長表現差異性不一致 (Alwala *et al*. 2010)；換言之，不同品種水稻受環境影響程度不一，水稻植株吸收鎘與穀粒鎘累積濃度之品種差異性會顯著受栽培環境與管理條件的改變所影響 (Cao *et al*. 2014; Duan *et al*. 2017)。Chi *et al*. (2018) 指出，選育低鎘累積的水稻品種時應考慮 G × E 的交感效應，可經由多重環境試驗 (multiple environment trials; MET) 結果，找出高環境穩定性的低鎘累積品種。所謂 MET 是一種用於品種評估及生態群分區鑑定的試驗方法，可將試驗結果的數據以 GGE 雙軸圖分析，解析評估品種間的差異性及對不同環境效應的穩定性 (Yan *et al*. 2000; Yan 2001; Yan & Kang 2002; Dehghani *et al*. 2006)。因應目前作物品種表現的評估所需，得依賴不同地區、氣候與管理條件下試驗的資料整合 (data synthesis)，才能提出可同時評估多目標生產需求的作物表現特徵 (Brown *et al*. 2020)，以 GGE 雙軸圖的分析評估，可使 MET 資料的彙整應用不僅在說明品種、環境及兩者交感效應之影響，更可達到同時整合品種及品種與環境兩者交感效應進行品種與環境相互關聯的整合性說明，但整合說明的精確度不可避免受各資料來源之變異性與試驗設計之完整性所影響。目前，GGE 雙軸圖分析常用於評估作物產量的區域試驗結果，如：水稻 (Liu *et al*. 2016)、大麥 (Kendal 2016) 及小麥 (Kaya *et al*. 2006) 等，若作物品種在不同環境中的表現差異單純受環境效應所影響，即表示經由環境的調節控制可有效管理植株的形態與生長表現；反之，則表示品種與環境的交感效應會顯著干擾環境調節控制的主導程度。因此，若水稻植株對鎘的吸收與糙米的鎘累積濃度顯著受品種與環境的交感效應影響，欲使田間環境的調控技術 (包括：提高土壤酸鹼度、添加土壤穩定劑及水分管理) 可更有效降

低水稻植株對鎘的吸收累積，就必須釐清品種與環境的交感效應對鎘吸收累積的影響程度，並篩選出相對環境穩定性高的低鎘累積品種。為提升現有田間整治技術的效率，從降低土壤鎘污染水稻生產的目標著手，同時考量品種與栽培環境間的效應，經篩選安全水稻品種並輔以田間整治技術可降低糙米鎘濃度累積，以確保米食安全的保障。本研究以 2 處不同試驗環境與 2 個連續期作 (第一、第二期作) 對 21 種水稻栽培種進行的糙米鎘累積濃度之試驗調查資料，模擬不同水稻品種對鎘吸收累積的多環境試驗，以各品種糙米鎘累積濃度資料進行 GGE 雙軸圖分析，將品種 (G) 及品種與環境交感效應 (G × E) 對鎘累積濃度之影響總合，進行變異組成的解構分析，藉以篩選出環境穩定性高的低鎘累積品種，以供鎘污染風險潛勢較高地區的水稻安全生產品種之推薦。

材料與方法

試驗區位置及土壤鎘濃度分布

本研究試驗田區分別位於台中市后里區 (Houli; HL) (經度 120°42'13"E，緯度 24°18'50"N) 及彰化縣彰化市 (Changhua; CH) (經度 120°30'19"E，緯度 24°4'31"N) 的土壤高污染潛勢農地，后里試驗區農地屬紅壤的盧厝系土壤，耕作面積約為 0.25 ha；彰化試驗區農地為粘板岩及砂頁岩混合沖積土的雅溝系土壤，耕作面積約為 0.29 ha。各試驗區土壤樣本皆以土水比 1：1 測定 pH 值 (Mclean 1982)，利用元素分析儀測定總有機碳、比重計法測定質地 (Gee & Bauder 1986)、以 1 M 醋酸銨法測定陽離子交換容量 (Rhoades 1982)，並利用 0.1 M 鹽酸 (Nelson *et al*. 1959) 及微波輔助王水消化法萃取有效性鎘 (Cd_a) 及總鎘 (Cd_t)，基本性質列於表 1。2 試驗區 HL 與 CH 的表層土壤 (0–15 cm) Cd_a 平均分別為 2.73 及 0.13 mg kg^{-1}，Cd_t 平均分別為 3.18 及 0.25 mg kg^{-1}，而且兩試驗區內 Cd_t 的空間分布變異如圖 1、圖 2 所示。

供試品種及田間試驗設計

本研究以 21 種台灣地區主要栽培種水稻為供試品種，包括：「台粳 2 號」(‘TK2’)、「台粳 8 號」(‘TK8’)、「台粳 9 號」(‘TK9’)、「台粳 14 號」(‘TK14’)、「台粳 16 號」(‘TK16’)、「桃園 3 號」(‘TY3’)、「台農 71 號」(‘TNG71’)、「台中 192 號」(‘TC192’)、「台南 11 號」(‘TN11’)、「高雄 139 號」(‘KH139’)、「高雄 145 號」(‘KH145’)、「高雄 147 號」(‘KH147’)、「台東 30 號」(‘TT30’)、「台東 33 號」(‘TT33’)、「台中秈 10 號」(‘TCS10’)、「台中秈 17 號」(‘TCS17’)、「高雄秈 7 號」(‘KHS7’)、「台農糯 73 號」(‘TNGW73’)、「台粳糯 1 號」(‘TKW1’)、「台粳糯 3 號」(‘TKW3’) 以及「台中秈糯 2 號」(‘TCSW2’)。在兩試驗田依據土壤鎘濃度分布梯度變化方向進行插秧，植株行排列方向與濃度梯度方向垂直 (圖 1 及圖 2)，每行種植單一品種，將可供說明土壤鎘濃度背景差異對各品種水稻吸收鎘的影響。然而，因本文所採納之試驗設計在品種間僅排列 1 次，無品種間重複隨機排列，為單次重複處理組合，各品種內之土壤變異若大於品種間遺傳變異，可能致使品種間多重檢定效力大幅降低 (Filazzola & Cahill 2021)。

為說明水稻生長及稻穀鎘累積受季節性氣候差異 (氣溫及水情) 之影響，本研究於 2 試驗區各進行連續 2 期作的試驗調查，以瞭解期作間的差異，試驗區 HL 的期程包括 2016 年

表 1. 試驗地區土壤基本性質。

Table 1. Physical and chemical properties of the studied soils.

Site	pH	SOM[z] (%)	CEC[y] [cmole (+) kg^{-1}]	Cd_t[x] (mg kg^{-1})	Cd_a[w] (mg kg^{-1})	Texture
Houli (HL)	6.26	2.19	5.39	3.18	2.73	Loamy
Changhua (CH)	6.25	1.64	6.94	0.25	0.13	Loamy

[z] SOM: soil organic matter.
[y] CEC: cation exchange capacity.
[x] total Cd concentration
[w] available Cd concentration

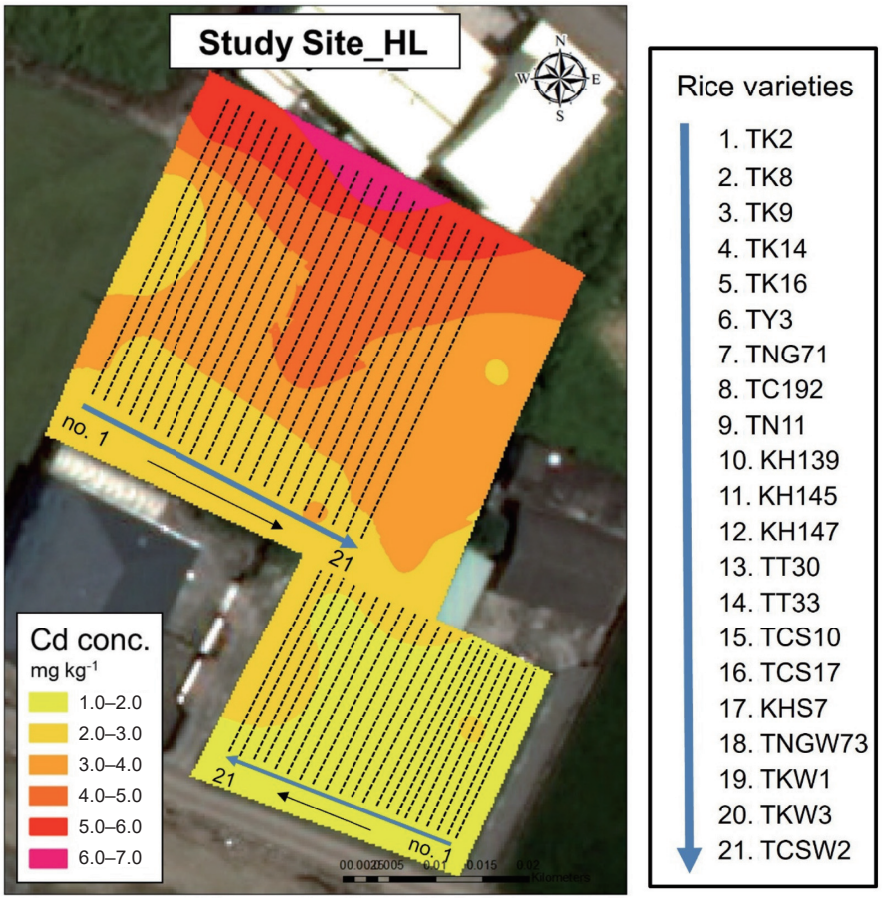


圖 1. 后里試驗區 (HL) 土壤表土鎘總量濃度 (mg kg^{-1}) 分布圖。

Fig. 1. Spatial distribution of soil total Cd concentrations (mg kg^{-1}) in the Houli (HL) study site.

第一期作 3 月初至 6 月底，第二期作 7 月底至 11 月中；試驗區 CH 的期程包括 2017 年第一期作 2 月底至 6 月底，第二期作 7 月底至 11 月中。各期作之氣象資料取自中央氣象局網站觀測資料查詢系統 (https://e-service.cwb.gov.tw/HistoryDataQuery/index.jsp)，試驗區 HL 的月均溫及雨量紀錄依據台中市后里測站資料 (經度 120°43'47"E，緯度 24°18'37"N)，月累積日照時數紀錄依據苗栗區農業改良場測站資料 (經度 120°49'45"E，緯度 24°29'45"N)；試驗區 CH 的月均溫及雨量紀錄依據彰化縣鹿港測站資料 (經度 120°25'49"E，緯度 24°4'31"N)，月累積日照時數紀錄依據彰化縣台中區農業改良場測站資料 (經度 120°32'4"E，緯度 24°0'11"N)。

根圈土壤與植體的樣本製備分析

於水稻成熟期採集水稻植株及其根圈土壤樣本，每個品種採樣數皆為 6 重複，因此各試驗區單一期作共採集 126 組 (21 × 6) 根圈土壤與植株樣本。採集的稻穀置入烘箱以 70℃ 烘乾 48 h 後，先脫殼碾製成糙米，再以鈦刀磨粉機粉碎，置入乾淨夾鏈袋備用；根圈土壤樣本先經風乾並以木桿製磨粉碎後，過 0.5 mm 標準篩網裝罐備用，以供分析土壤基本性質及總鎘濃度。粉碎糙米樣本以硝酸-雙氧水 (10：1，v/v) 進行微波消化，經感應耦合電漿質譜儀 (ICP-MS, 7500C, Agilent, Santa Clara, CA, USA) 檢測消化液之鎘濃度。0.1 M 鹽酸之萃取溶液及王水消化溶液皆以感應耦合電

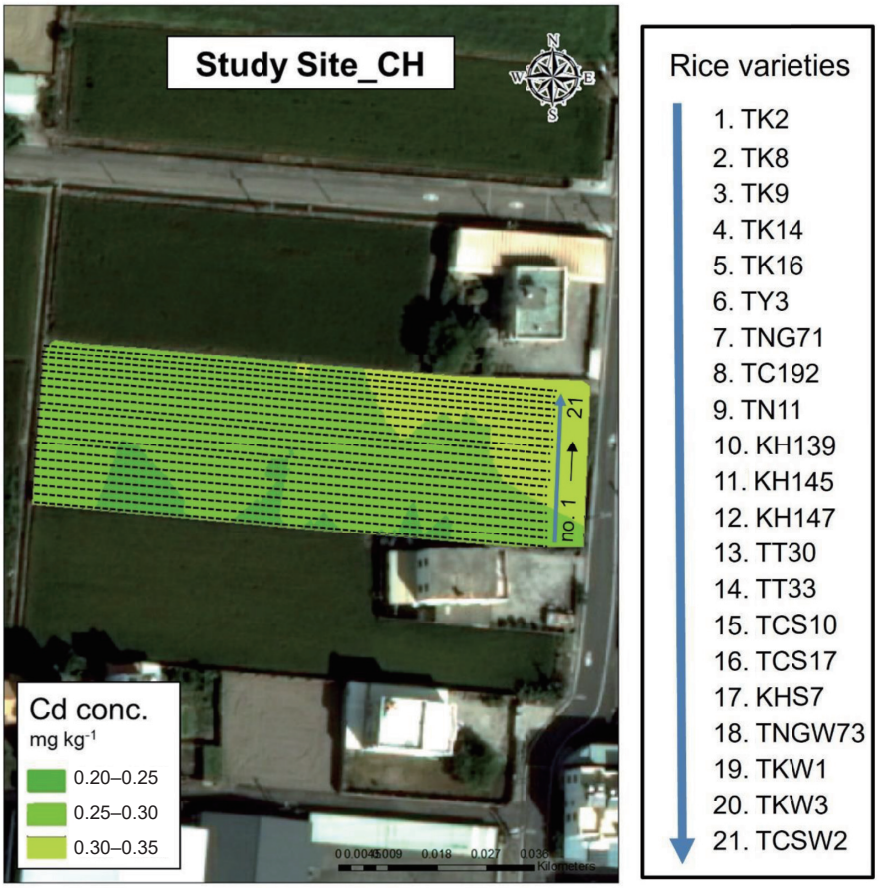


圖 2. 彰化試驗區 (CH) 土壤表土鎘總量濃度 (mg kg^{-1}) 分布圖。

Fig. 2. Spatial distribution of soil total Cd concentrations (mg kg^{-1}) in the Changhua (CH) study site.

漿光譜儀 (ICP-OES, Ultima 2C, Horiba Jobin Yvon, Longjumeau, France) 測定土壤樣本 Cd_a 與 Cd_t。2 處試驗區各 2 期作共取得 4 組糙米與根圈土壤鎘濃度資料，再經由糙米 (C_{grain}) 及根圈土壤鎘濃度 (C_{soil})，可間接計算生物濃縮因子 (bioconcentration factor; *BCF*)，如式 (1) 所述，並以變方分析 (analysis of variance; ANOVA) 分別檢定各組 C_{grain} 與 *BCF* 資料在品種間變異之顯著性，再以最小顯著差異法 (least significant difference; LSD) 進行品種間多重比較的檢定。

$$BCF = \frac{C_{grain}}{C_{soil}} \text{。} \qquad (1)$$

GGE 雙軸圖分析

依據本研究的試驗設計，糙米鎘濃度的變異分析可表示成下述的線性模式：

$$Y_{ijk} = \mu + g_i + e_j + ge_{ij} + \varepsilon_{ijk} \qquad (2)$$

其中 μ 為樣品平均值，g_i 代表第 i (i = 1,..., g) 品種的主效應 (G)，e_j 代表第 j (j = 1,..., e) 環境之主效應 (E)，ge_{ij} 表示第 i 品種與第 j 環境的交感效應 (G × E)，ε_{ijk} 為誤差項。試驗資料先進行變方分析，判定 G × E 是否達顯著，若達顯著時，可對 G + G × E 進行 GGE 雙軸圖分析探討 (Yan *et al*. 2000)。接著，將式 (2) 改寫為式 (3) ，再進行奇異值 (singular value) 解析：

$$Y_{ijk} - \mu - e_j = (g_i + ge_{ij}) + \varepsilon_{ijk} = \sum_{n=1}^{N} \xi_{in}(\lambda_n \eta_{jn}) + \varepsilon_{ijk} \quad (3)$$

其中 Y_{ijk} 表示品種 i 在環境 j 及重複 k 中的數值，μ 為樣品總均值，λ_n 為第 n 個 [n = 1, ... , N and N = min (g, e)] 奇異值，ξ_{in} 為品種 i 對應第 n 個奇異向量 (singular vector) 之數值，η_{jn} 為環境 j 在第 n 個奇異向量之數值 (Liu *et al*. 2016)；上述之奇異值解析與 GGE 分析流程皆以軟體 R 撰寫演算程式進行。GGE 雙軸圖分析是利用上述奇異值解析後產生最具代表品種主效應 (G) 及品種與環境的交感效應 (G × E) 總和變異之 2 個垂直的主成分向量軸 (第一與第二奇異向量)，再以代表各品種與試驗環境的平均數值投影至 2 個主成分向量軸的分數 (scores) 繪製散布圖 (即是 GGE 雙軸圖)。GGE 雙軸圖分析的操作程序是先從雙軸圖原點對不同環境得分散布點，分別畫出代表試驗環境的向量及代表向量平均的平均環境軸，再計算繪出不同品種的分數散布點位置與平均環境軸的垂直距離，藉垂直距離長短說明各品種受環境影響程度之差異，距離短代表品種性狀表現的環境穩定性高，垂直距離愈長代表環境穩定性較低，而且不同試驗環境的向量箭頭所指向之特定品種得分位置，即代表該品種在此試驗環境具有累積較高糙米鎘濃度的性狀表現。

結果與討論

不同試驗環境對水稻糙米鎘累積濃度之影響

經本研究彙整分析 2 處試驗區之一、二期作水稻試驗期間氣象資料得知，后里試驗區 (HL) 第一期作平均氣溫為 23.28℃，累積雨量為 897 mm，累積日照時數為 596.7 h，第二期作平均氣溫為 25.08℃，累積雨量為 484.5 mm，累積日照時數為 651.1 h；彰化試驗區 (CH) 第一期作平均溫度為 24.03℃，累積雨量為 720 mm，累積日照時數為 579.2 h，第二期作平均氣溫為 26.73℃，累積雨量為 158.5 mm，累積日照時數為 604.3 h。上述資訊顯示，相較於 CH，HL 均溫較低，但累積雨量與累積日照時數皆較高；而相較第一期作，第二期作的均溫較高且累積日照較長，但累積雨量較低。再者，表 1 所述之兩處試驗區土壤有機質 (soil organic matter; SOM) 與陽離子交換 (cation exchange capacity; CEC) 差異顯著，而且兩處土壤鎘之有效性 (Cd_a) 與總量 (Cd_t) 差異極大。因此，本研究欲整合不同期作氣候條件與土壤鎘濃度背景顯著差異之試驗區資料，模擬於栽培生產條件顯著差異之不同試驗環境取得之水稻糙米累積鎘之 MET 資料，藉以討論水稻水稻吸收累積鎘的品種差異性與環境交感效應。依上述期作別與試驗區之氣候與土壤鎘濃度的變異特性，分別將后里一、二期作及彰化一、二期作設定為 4 種試驗環境 (H1、H2、C1 及 C2)，並假設 4 者間的試驗條件足以表示水稻栽培生產之環境差異，可藉以討論糙米鎘累積性的品種差異與環境交感效應，並進行 GGE 雙軸圖分析。

圖 3 所示為后里 (HL) 與彰化 (CH) 試驗區 2 期作各品種水稻糙米及根圈土壤之鎘濃度分布，於 HL 第一期作，各品種間根圈土壤鎘濃度無顯著差異，平均約 2.80 mg kg^{-1}，其糙米鎘濃度分布範圍 1.58–4.23 mg kg^{-1}，平均值 2.66 mg kg^{-1}，所有供試品種的糙米鎘濃度皆超過衛生福利部制定的限量標準 0.4 mg kg^{-1}，尤以 ‘TCS10’、‘TCSW2’ 及 ‘TK2’ 糙米最高 (3.88–4.23 mg kg^{-1})，‘TKW1’、‘KH139’ 及 ‘TT30’ 糙米相對較低 (1.58–1.74 mg kg^{-1})。在 HL 第二期作，各品種間根圈土壤鎘濃度亦無顯著差異，平均值 3.02 mg kg^{-1}；糙米鎘濃度則介於 1.55–6.84 mg kg^{-1}，平均較第一期作高，以 ‘TCS10’、‘TCS17’ 及 ‘TCW2’ 糙米最高 (6.68–6.84 mg kg^{-1})，而 ‘TKW3’、‘TT30’ 及 ‘TK2’ 糙米相對較低 (1.55–1.69 mg kg^{-1})。再者，於 CH 第一期作各品種糙米鎘濃度介於 0.22–0.67 mg kg^{-1}，平均值為 0.38 mg kg^{-1}，但有 9 個品種糙米鎘濃度超過限量標準，其中 ‘TCS17’、‘TK14’ 及 ‘TCSW2’ 糙米鎘濃度最高，介於 0.45–0.67 mg kg^{-1}，而 ‘TKW1’、‘TT33’ 及 ‘KH139’ 糙米鎘濃度最低 (0.22–0.30 mg kg^{-1})；在 CH 第二期作，僅 4 個品種超過限量標準，‘TK9’ 的糙米鎘濃度最高 (0.69

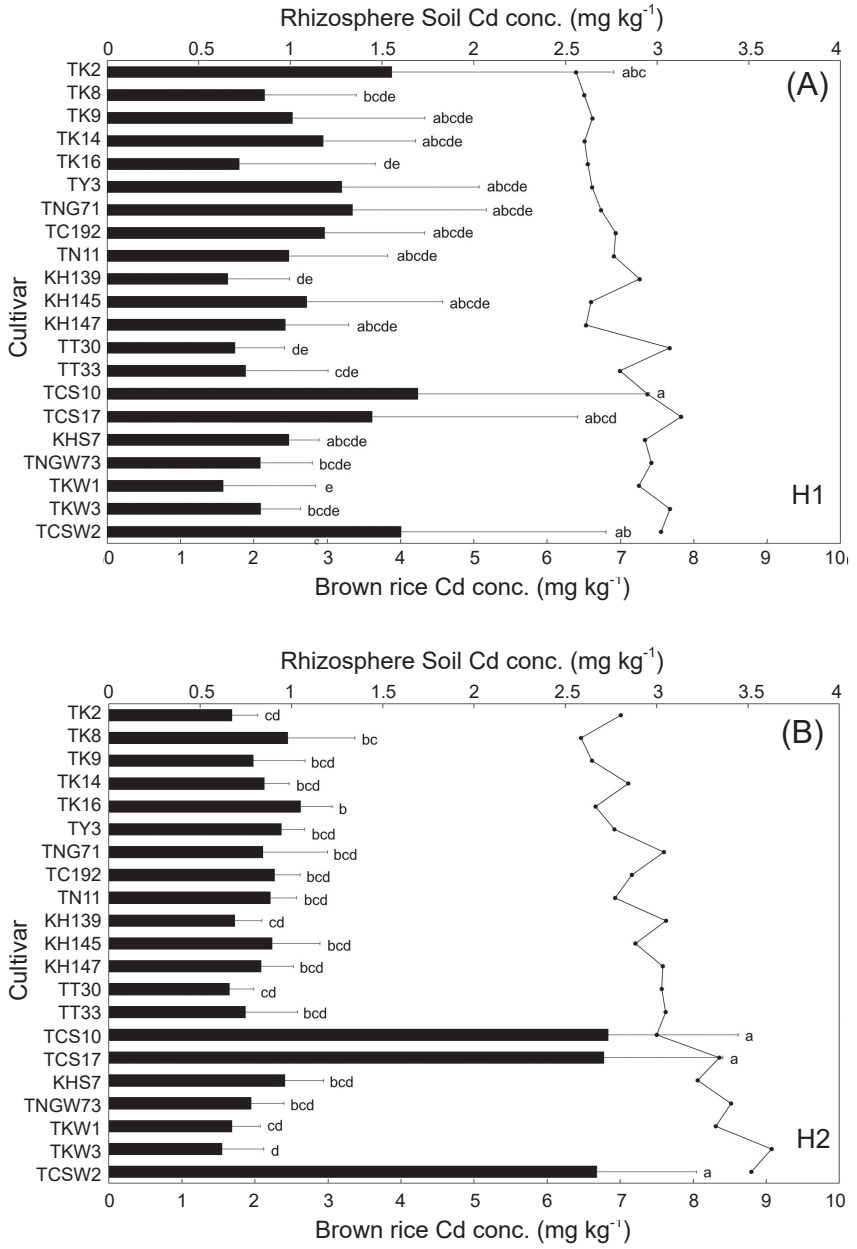


圖 3. 21 種水稻 (‘TK2’、‘TK8’、‘TK9’、‘TK14’、‘TK16’、‘TY3’、‘TNG71’、‘TC192’、‘TN11’、‘KH139’、‘KH145’、‘KH147’、‘TT30’、‘TT33’、‘TCS10’、‘TCS17’、‘KHS17’、‘TNGW73’、‘TKW1’、‘TKW3’ 及 ‘TCSW2’) 栽培種糙米及其根圈土壤鎘濃度 (mg kg^{-1}) 的差異分別如長條與折線圖所表示：后里 (HL) 試驗區 (A) 第一期作及 (B) 第二期作與彰化 (CH) 試驗區 (C) 第一期作及 (D) 第二期作。柱狀圖誤差棒表示各品種平均值的標準差 ($n = 6$)，有英文字母相同者表示彼此間平均值差異以最小顯著差異法 (LSD) 檢定不顯著 ($P < 0.05$)。

Fig. 3. Profiles of Cd concentrations (mg kg^{-1}) of brown rice and rhizosphere soil drawn with bar and line charts, respectively, for the 21 paddy cultivars (i.e., ‘TK2’, ‘TK8’, ‘TK9’, ‘TK14’, ‘TK16’, ‘TY3’, ‘TNG71’, ‘TC192’, ‘TN11’, ‘KH139’, ‘KH145’, ‘KH147’, ‘TT30’, ‘TT33’, ‘TCS10’, ‘TCS17’, ‘KHS17’, ‘TNGW73’, ‘TKW1’, ‘TKW3’, and ‘TCSW2’): the (A) first and (B) second crops in the Houli (HL) site and the (C) first and (D) second crops in the Changhua (CH) site. Error bars represent the standard deviations of the mean values ($n = 6$). Same letters above the bars indicate the mean values are not significantly different by least significant difference (LSD) test ($P < 0.05$).

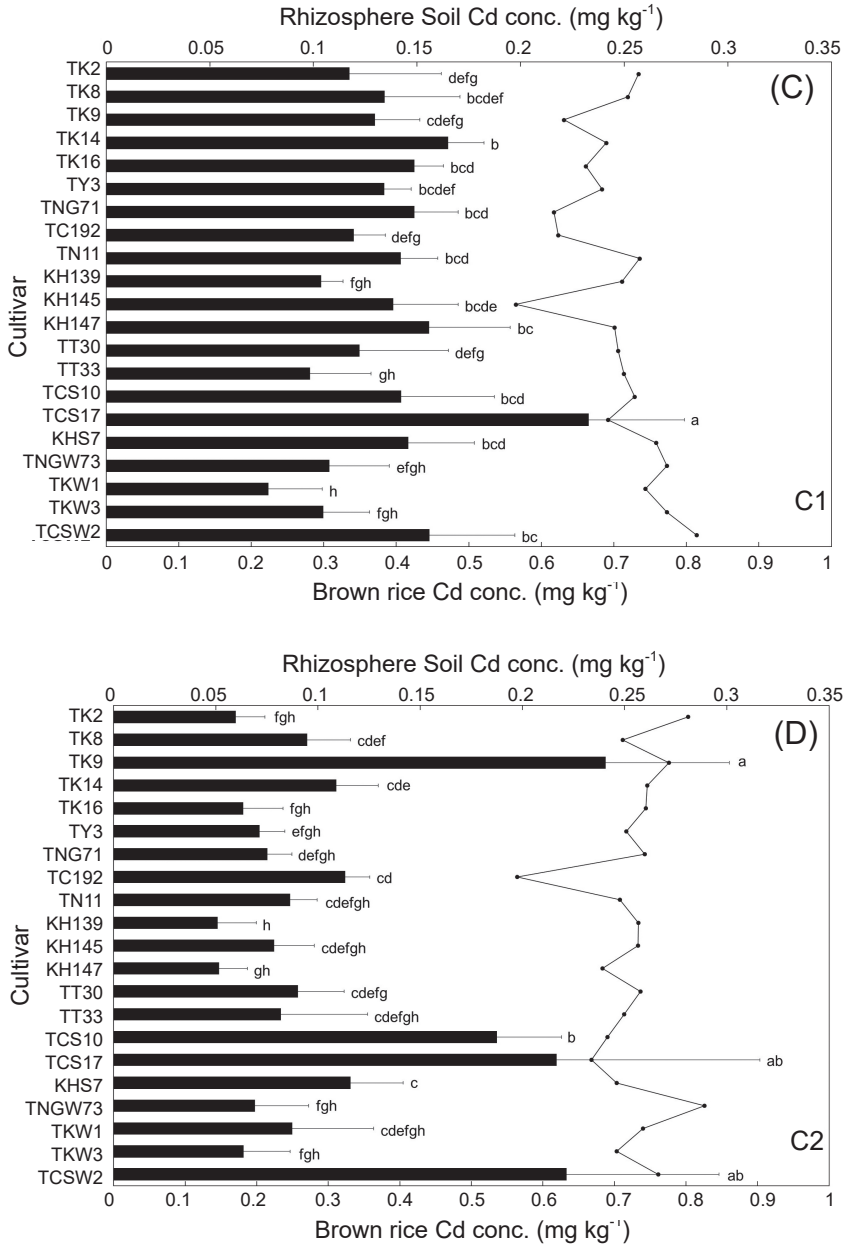


圖 3. 21 種水稻 (‘TK2’、‘TK8’、‘TK9’、‘TK14’、‘TK16’、‘TY3’、‘TNG71’、‘TC192’、‘TN11’、‘KH139’、‘KH145’、‘KH147’、‘TT30’、‘TT33’、‘TCS10’、‘TCS17’、‘KHS17’、‘TNGW73’、‘TKW1’、‘TKW3’ 及 ‘TCSW2’) 栽培種糙米及其根圈土壤鎘濃度 (mg kg^{-1}) 的差異分別如長條與折線圖所表示：后里 (HL) 試驗區 (A) 第一期作及 (B) 第二期作與彰化 (CH) 試驗區 (C) 第一期作及 (D) 第二期作。柱狀圖誤差棒表示各品種平均值的標準差 (n = 6)，有英文字母相同者表示彼此間平均值差異以最小顯著差異法 (LSD) 檢定不顯著 (P < 0.05)。(續)

Fig. 3. Profiles of Cd concentrations (mg kg^{-1}) of brown rice and rhizosphere soil drawn with bar and line charts, respectively, for the 21 paddy cultivars (i.e., ‘TK2’, ‘TK8’, ‘TK9’, ‘TK14’, ‘TK16’, ‘TY3’, ‘TNG71’, ‘TC192’, ‘TN11’, ‘KH139’, ‘KH145’, ‘KH147’, ‘TT30’, ‘TT33’, ‘TCS10’, ‘TCS17’, ‘KHS17’, ‘TNGW73’, ‘TKW1’, ‘TKW3’, and ‘TCSW2’): the (A) first and (B) second crops in the Houli (HL) site and the (C) first and (D) second crops in the Changhua (CH) site. Error bars represent the standard deviations of the mean values (n = 6). Same letters above the bars indicate the mean values are not significantly different by least significant difference (LSD) test (P < 0.05). (continued)

mg kg^{-1})，其次‘TCSW2’、‘TCS17’及‘TCS10’，糙米鎘濃度介於 0.54–0.63 mg kg^{-1}，其餘品種無顯著差異且糙米鎘濃度介於 0.15–0.33 mg kg^{-1}。

以上結果顯示，試驗區 HL 與 CH 於第二期作的糙米鎘濃度平均皆高於第一期作，推測可能第二期作的均溫較高且累積日照較長，但累積雨量卻較低，在固定淹灌頻率的管理條件下可能使田間現地處於間歇湛水的土壤境況，土壤若局部呈現氧化狀態將促使鎘物種轉變成移動性高的硫酸鎘，進而提高稻穀的鎘累積量 (Arao *et al*. 2009; Syu *et al*. 2019)。比較兩試驗區糙米鎘累積結果發現，糙米鎘濃度與根圈土壤鎘濃度在試驗區 HL 皆遠高於試驗區 CH，兩試驗區間糙米與根圈土壤鎘濃度差異皆近 10 倍之多 (圖 3)，該結果顯然與兩區土壤的鎘濃度差異有關 (表 1)；而且試驗區 HL 灌溉水源不足，灌溉頻率較低 (5.5 d 輪灌 1 次)，導致間歇湛水日數縮短，致使田區土壤鎘有效性升高。Duan *et al*. (2017) 指出抽穗期較早的水稻品種於充實期維持湛水狀態的水分管理，稻穀的鎘累積濃度會比抽穗期較晚的品種顯著低。此外，品種間糙米鎘濃度之結果顯示，秈稻對於鎘累積能力普遍高於粳稻，這與 Liu *et al*. (2005) 的研究結果相符，但部分品種 (如‘TK9’、‘TK16’) 在不同環境中稻穀鎘累積濃度則變異較大，Chi *et al*. (2018) 的研究也提出論述，粳型稻對土壤鎘的累積能力確實低於秈型稻與雜交稻。因此，本研究於圖 3 所示之 4 組試驗環境確實對各品種糙米鎘濃度之差異性造成影響，彙整 4 組資料的結果可以歸納發現 HL 試驗區的糙米鎘濃度顯著高於 CH 試驗區，而 HL 試驗區一期作各品種糙米鎘濃度間的變異性較二期作大，但 CH 試驗區二期作各品種糙米鎘濃度間的變異性較一期作大，表示各品種糙米鎘濃度在 4 組環境試驗的差異性大，也就是不同試驗環境條件對各品種的影響不一致，確實有必要進一步以 GGE 分析將環境條件的影響標準化，再討論糙米鎘累積的品種差異性。

再者，依據 BCF 的定義：植物器官與土壤重金屬濃度的比值，其可用於評估植物自土壤中累積重金屬的能力 (Song *et al*. 2015; Xie *et al*. 2015)；本研究以糙米與根圈土壤的鎘濃度比值計算 BCF，結果如圖 4，於兩處試驗區皆呈現秈型稻品種的 BCF 值多高於粳型稻品種，此結果與 Li *et al*. (2019) 的研究結果相近。然而，在環境條件差異及品種與環境交感效應影響之下，各水稻品種在不同環境的 BCF 值大小順序並無一致性，試驗區 HL 第一期作的‘TK2’鎘累積能力最高，而試驗區 CH 第二期作的粳型稻以‘TK9’與‘TC192’鎘累積能力最高，則與秈型稻無顯著差異，但‘KH139與‘TKW1’在不同試驗區與期作皆顯示較低的鎘累積能力。以上結果顯示，在不同環境中以 BCF 值能觀察說明鎘累積能力的品種變異性，可用於比較秈型及粳型稻間之差異，並簡單分類出相對低鎘累積品種，如：‘TKW1’、‘KH139’、‘TT30’、‘TKW3’及‘TT33’，以及高鎘累積品種‘TCS10’、‘TCS17’及‘TCSW2’；尤其 BCF 可凸顯不同期作因氣候條件不同影響各品種水稻鎘累積之差異性，但可能就不易說明各水稻品種在不同污染程度土壤環境的鎘累積差異。基於田間管理的實際情境，不同期作的氣候條件與不同污染程度的土壤環境差異對各品種糙米累積鎘的影響並非獨立互不干擾，導致即使於相同期作，各品種因為栽種田區的土壤污染程度與氣候條件不同，其糙米鎘累積濃度可能差異甚大，故 BCF 仍無法明確歸納這些品種在不同環境中是否具有穩定的低或高鎘累積能力。

品種與環境交感效應對糙米鎘濃度之影響評估

圖 5 所示為 GGE 雙軸圖分析結果，利用 GGE 分析法對不同水稻品種在兩處試驗區一、二期作吸收土壤鎘的累積情形進行討論，依式 (3)，將各品種之糙米鎘濃度資料先扣除環境主效應，保留品種效應及品種與環境之交感效應，再經奇異值解析求出 2 個主成分 PC1 及 PC2，其分別可解釋 71.86% 及 12.18% 的變異組成，即是以 PC1 與 PC2 可以說明本試驗資料的變異達 84.04%。圖 5 中以點虛線表示的環境向量愈長，代表該試驗環境的各品種糙米鎘濃度間之差異性愈大，亦即在環境向量愈長的試驗條件下愈能分辨出品種間之差異性，兩處試驗區二期作的 H2 與 C2 環境向量較長，

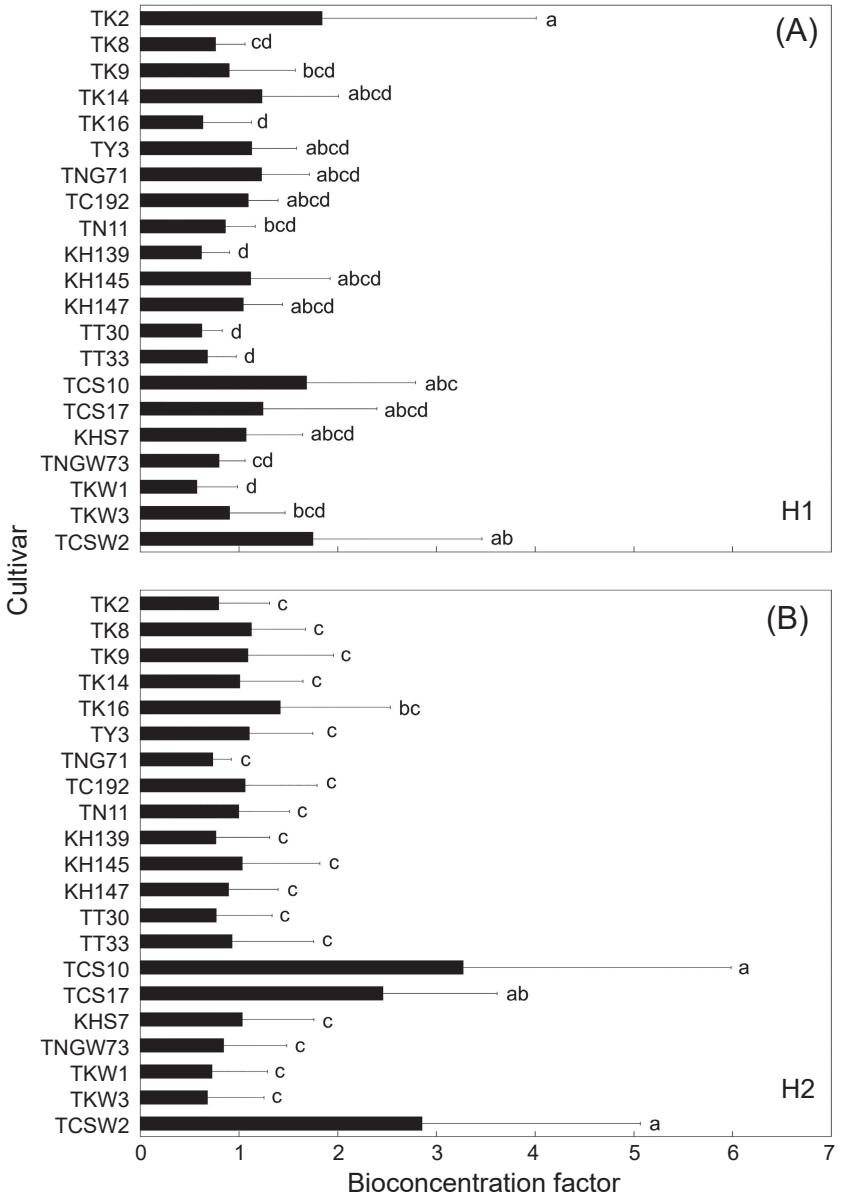


圖 4. 21 種水稻 (‘TK2’、‘TK8’、‘TK9’、‘TK14’、‘TK16’、‘TY3’、‘TNG71’、‘TC192’、‘TN11’、‘KH139’、‘KH145’、‘KH147’、‘TT30’、‘TT33’、‘TCS10’、‘TCS17’、‘KHS17’、‘TNGW73’、‘TKW1’、‘TKW3’ 及 ‘TCSW2’) 栽培種糙米的鎘生物濃縮因子 (BCF)：后里 (HL) 試驗區 (A) 第一期作及 (B) 第二期作與彰化 (CH) 試驗區 (C) 第一期作及 (D) 第二期作。柱狀圖誤差棒表示各品種平均值的標準差 (n = 6)，有英文字母相同者表示彼此間平均值差異以最小顯著差異法 (LSD) 檢定不顯著 ($P < 0.05$)。

Fig. 4. Profiles of Cd bioconcentration factor (BCF) by brown rice for the 21 paddy cultivars (i.e., ‘TK2’, ‘TK8’, ‘TK9’, ‘TK14’, ‘TK16’, ‘TY3’, ‘TNG71’, ‘TC192’, ‘TN11’, ‘KH139’, ‘KH145’, ‘KH147’, ‘TT30’, ‘TT33’, ‘TCS10’, ‘TCS17’, ‘KHS17’, ‘TNGW73’, ‘TKW1’, ‘TKW3’, and ‘TCSW2’): the (A) first and (B) second crops in the Houli (HL) site and the (C) first and (D) second crops in the Changhua (CH) site. Same letters above the bars indicate the mean values are not significantly different by least significant difference (LSD) test ($P < 0.05$).

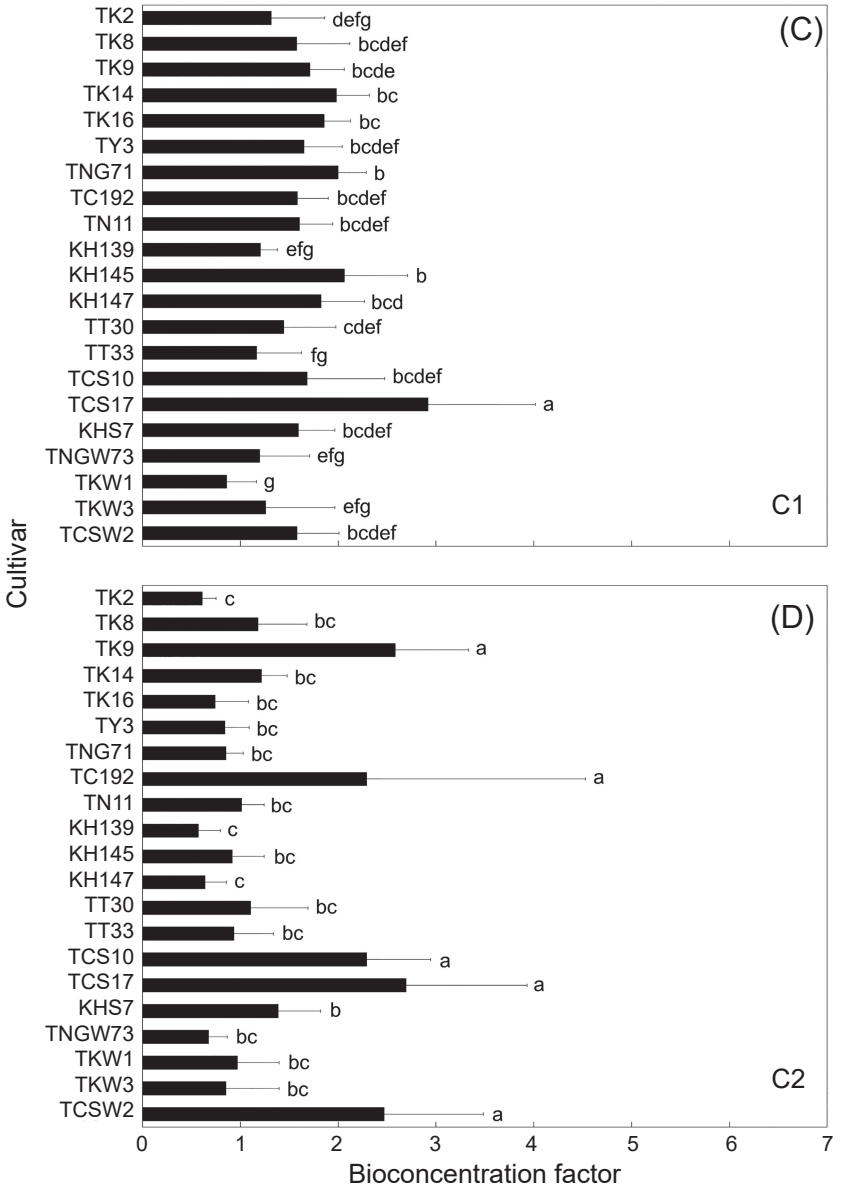


圖 4. 21 種水稻 (‘TK2’、‘TK8’、‘TK9’、‘TK14’、‘TK16’、‘TY3’、‘TNG71’、‘TC192’、‘TN11’、‘KH139’、‘KH145’、‘KH147’、‘TT30’、‘TT33’、‘TCS10’、‘TCS17’、‘KHS17’、‘TNGW73’、‘TKW1’、‘TKW3’ 及 ‘TCSW2’) 栽培種糙米的鎘生物濃縮因子 (BCF)：后里 (HL) 試驗區 (A) 第一期作及 (B) 第二期作與彰化 (CH) 試驗區 (C) 第一期作及 (D) 第二期作。柱狀圖誤差棒表示各品種平均值的標準差 (n = 6)，有英文字母相同者表示彼此間平均值差異以最小顯著差異法 (LSD) 檢定不顯著 ($P < 0.05$)。(續)

Fig. 4. Profiles of Cd bioconcentration factor (BCF) by brown rice for the 21 paddy cultivars (i.e., ‘TK2’, ‘TK8’, ‘TK9’, ‘TK14’, ‘TK16’, ‘TY3’, ‘TNG71’, ‘TC192’, ‘TN11’, ‘KH139’, ‘KH145’, ‘KH147’, ‘TT30’, ‘TT33’, ‘TCS10’, ‘TCS17’, ‘KHS17’, ‘TNGW73’, ‘TKW1’, ‘TKW3’, and ‘TCSW2’): the (A) first and (B) second crops in the Houli (HL) site and the (C) first and (D) second crops in the Changhua (CH) site. Same letters above the bars indicate the mean values are not significantly different by least significant difference (LSD) test ($P < 0.05$). (continued)

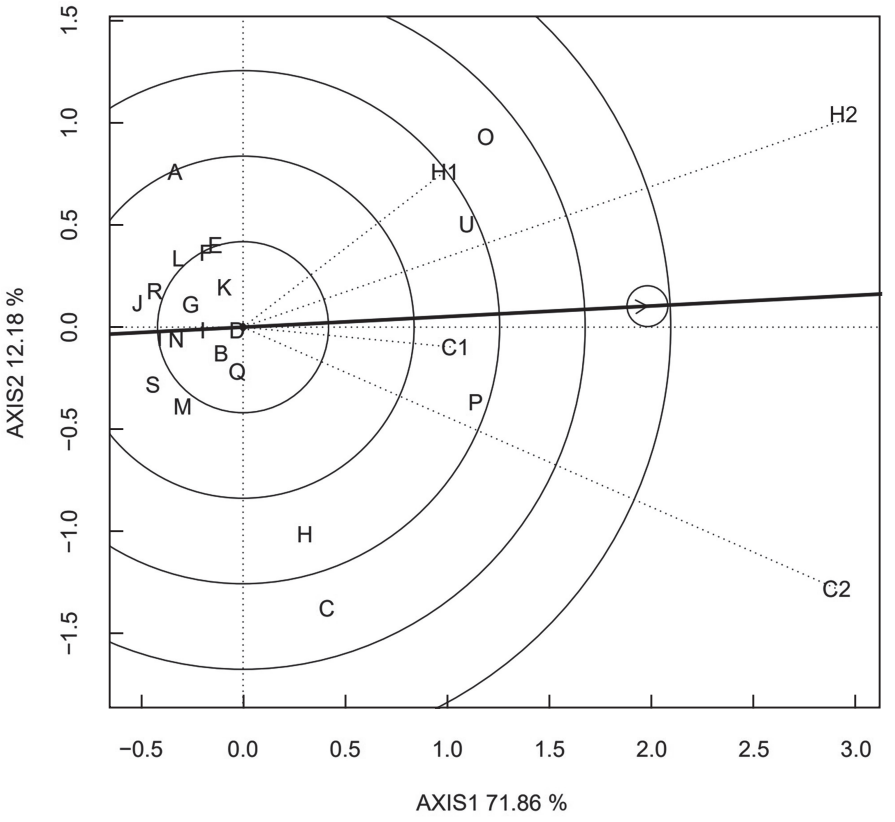


圖 5. 21 種水稻 (‘TK2’、‘TK8’、‘TK9’、‘TK14’、‘TK16’、‘TY3’、‘TNG71’、‘TC192’、‘TN11’、‘KH139’、‘KH145’、‘KH147’、‘TT30’、‘TT33’、‘TCS10’、‘TCS17’、‘KHS17’、‘TNGW73’、‘TKW1’、‘TKW3’ 及 ‘TCSW2’) 栽培種糙米鎘濃度之 GGE 雙軸圖；各水稻品種代號依序如下列：A、B、C、D、E、F、G、H、I、J、K、L、M、N、O、P、Q、R、S、T 及 U。后里 (HL) 試驗區第一與第二期作的環境向量終點分別標示為 H1 與 H2；彰化 (CH) 試驗區第一與第二期作的環境向量終點分別標示為 C1 與 C2；小圓圈代表環境向量和的平均環境座標，粗實線為通過座標軸原點以及平均環境座標的平均環境軸，箭頭方向代表糙米鎘累積量較高的環境條件。

Fig. 5. GGE bi-plot of brown rice Cd concentrations for the 21 paddy cultivars (i.e., ‘TK2’, ‘TK8’, ‘TK9’, ‘TK14’, ‘TK16’, ‘TY3’, ‘TNG71’, ‘TC192’, ‘TN11’, ‘KH139’, ‘KH145’, ‘KH147’, ‘TT30’, ‘TT33’, ‘TCS10’, ‘TCS17’, ‘KHS17’, ‘TNGW73’, ‘TKW1’, ‘TKW3’, and ‘TCSW2’), which are denoted as the capital letters, A, B, C, D, E, F, G, H, I, J, K, L, M, N, O, P, Q, R, S, T, and U, respectively. The environment vectors drawn with dot lines for the first and second crops in the Houli (HL) site are denoted as H1 and H2; the environment vectors drawn with dot lines for the first and second crops in the Changhua (CH) site are denoted as C1 and C2. The small open circle represents the sum of environment vectors as the average of environments, the bold solid line is the average axis of environments, and the arrow directs the environmental tendency toward Cd accumulation in brown rice.

故於二期作進行試驗較可顯著鑑別各品種糙米鎘累積濃度之差異，將有利於汰除表現不穩定之品種；然而期作效應係屬每年每期作逢機遭遇氣候變化之情境，第一與第二期作的溫度、日長變化趨勢明顯迥異，本研究團隊將持續收集更多年度相同期作的試驗資料，藉以釐清跨年度同一氣候情境的品種間變異幅度。此外，Phuke *et al*. (2017) 以 GGE 分析進行篩選試驗建議，試驗環境向量與平均環境軸的夾角愈小即表示該試驗環境具備多環境試驗條件的代表性，如圖 5 的 C1 向量與平均環境軸夾角最小，最具代表多環境試驗條件的環境特性，相較 C2、H1 及 H2，更適合於評估比較表現穩定的品種。

圖 6 為各水稻品種糙米鎘濃度的生態群分區 (mega-environments; MEs) 評估，是由距離

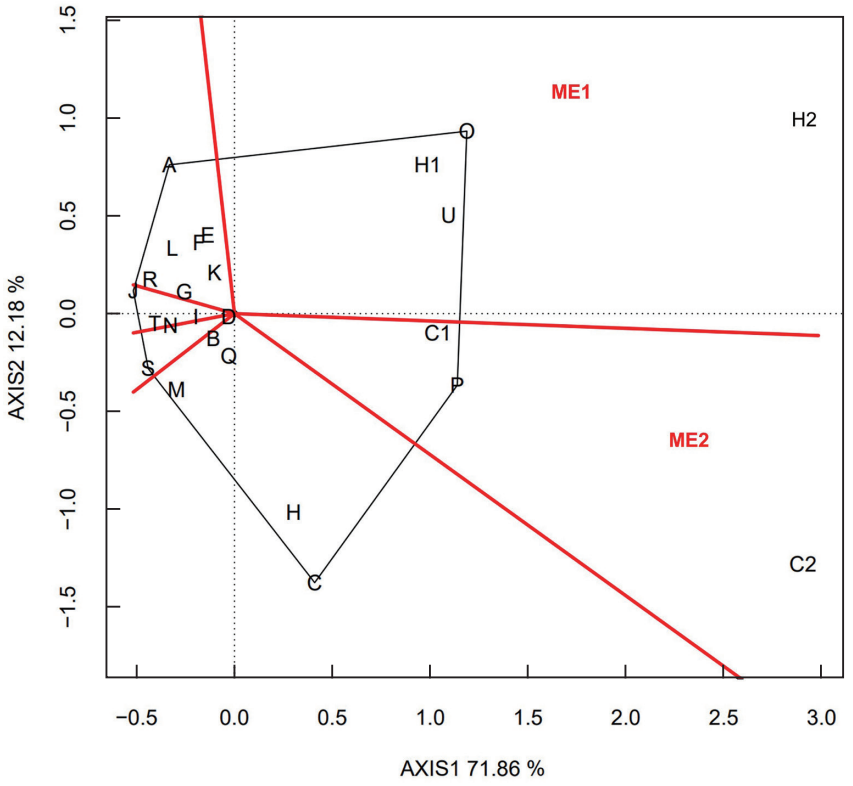


圖 6. 以 21 種水稻 (‘TK2’、‘TK8’、‘TK9’、‘TK14’、‘TK16’、‘TY3’、‘TNG71’、‘TC192’、‘TN11’、‘KH139’、‘KH145’、‘KH147’、‘TT30’、‘TT33’、‘TCS10’、‘TCS17’、‘KHS17’、‘TNGW73’、‘TKW1’、‘TKW3’ 及 ‘TCSW2’) 栽培種糙米鎘濃度的 GGE 雙軸圖進行生態群分區評估。各水稻品種代號依序如下列：A、B、C、D、E、F、G、H、I、J、K、L、M、N、O、P、Q、R、S、T 及 U；后里 (HL) 試驗區第一與第二期作分別標示為 H1 與 H2；彰化 (CH) 試驗區第一與第二期作分別標示為 C1 與 C2。由距離座標軸原點最遠的品種向量相連成多邊形，實線為垂直於多邊形各邊並通過座標軸原點的垂直線，可將 H1、H2、C1 與 C2 試驗環境界定於 2 個虛擬生態環境 (ME1 與 ME2)。

Fig. 6. Assessment of ecological regionalization with the GGE bi-plot of brown rice Cd concentrations for the 21 paddy cultivars (i.e., ‘TK2’, ‘TK8’, ‘TK9’, ‘TK14’, ‘TK16’, ‘TY3’, ‘TNG71’, ‘TC192’, ‘TN11’, ‘KH139’, ‘KH145’, ‘KH147’, ‘TT30’, ‘TT33’, ‘TCS10’, ‘TCS17’, ‘KHS17’, ‘TNGW73’, ‘TKW1’, ‘TKW3’, and ‘TCSW2’), which are denoted as the capital letters, A, B, C, D, E, F, G, H, I, J, K, L, M, N, O, P, Q, R, S, T, and U, respectively. The first and second crops in site Houli (HL) are denoted as H1 and H2; the first and second crops in site Changhua (CH) are denoted as C1 and C2. The connected polygon of the cultivars farthest from the origin. The red lines are perpendicular to the edges of the polygon to divide the tested environments (i.e., H1, H2, C1, and C2) into roughly two mega-environments (M1 and M2).

原點最遠的品種 (A、J、S、C、P 及 O) 連接成為包圍所有品種代號之多邊形，並繪製垂直多邊形各邊且通過原點的紅色直線，這些直線將繪圖區域劃分為若干區塊，若區塊包含 1 個多邊形的角，則代表位於此角的品種投影至該區塊內之各環境向量均有最長的投影，表示此品種在該區塊的各環境中皆有最高表現，換言之就是此品種糙米鎘濃度最高。Yan *et al.* (2000) 將這些有相同最高表現品種的環境區塊稱為生態群，在這些環境可以採用類似的品種推廣策略，此法已被 Liu *et al.* (2016) 用於作物產量的區域試驗，並成功篩選出在不同環境中的高產品種。根據圖 6 所示，垂直於 ‘TK2’–‘TCS10’ (A–O) 及 ‘TCS10’–‘TCS17’ (O–P) 的 2 條紅線範圍間涵蓋環境向量 H1 與 H2，且涵蓋品種 O (‘TCS10’) 與 U (‘TCSW2’)，表示 H1

與 H2 屬於相同生態群分區 ME1，糙米鎘累積量最高品種 ‘TCS10’ 與 ‘TCSW2’；表示此 2 個品種在后里環境中有較高的糙米鎘累積風險、垂直於 ‘TCS10’–‘TCS17’ (O–P) 及 ‘TK9’–‘TCS17’ (C–P) 的 2 條紅線範圍間涵蓋環境向量 C1 與 C2，且涵蓋品種 P (‘TCS17’)，表示 C1 與 C2 在相同生態群分區 ME2，糙米鎘累積量最高品種 ‘TCS17’。然而，本研究目前因為試驗環境較少，生態群分區 ME1 與 ME2 僅分別區隔出兩處試驗環境 HL 與 CH 的土壤條件效應，卻未顯示出兩期作間氣候條件效應的區隔，未來若能加入更多其他試驗環境在不同期作的資料，將更有利於篩選辨識出受期作氣候條件影響的高污染風險品種。

水稻穀粒累積鎘的品種變異與環境穩定性評估

為評估說明各品種糙米鎘濃度在不同試驗環境的差異性與穩定性，以圖 5 中各試驗環境向量 (H1、H2、C1 及 C2) 為投影軸，將各品種向量投影至軸上，分別如圖 7A、7B、7C 及 7D 所示之結果，投影點愈靠右者表示此品種在該試驗區的糙米鎘濃度愈高，且圖中虛線標示各品種對應於環境向量軸的投影距離，距離愈遠者表示在該試驗區的糙米鎘濃度變異性愈大，故各品種投影至環境向量軸的距離可視為品種表現的環境穩定性指標，距離愈近則穩定性愈高，反之則否。圖 7A 與 7B 顯示，在后里試驗區 ‘TCS10’ (編號 O)、‘TCSW2’ (編號 U) 及 ‘TCS17’ (編號 P) 之糙米鎘濃度最高，而且 ‘TCSW2’ 在一、二期作 (H1 與 H2) 的穩定性皆高於 ‘TCS10’ 與 ‘TCS17’，是后里區環境穩定性較高的高鎘累積品種；相對而言，‘TKW1’ (編號 S)、‘TT30’ (編號 M)、‘KH139’ (編號 J)、‘TKW3’ (編號 T) 等品種糙米鎘濃度較低，而且兩期作的穩定性皆相對較低，是后里地區環境穩定性較高的低鎘累積品種。圖 7C 與 7D 顯示，在彰化試驗區 ‘TCS17’ (編號 P) 之糙米鎘濃度最高，其次 ‘TCS10’ (編號 O)、‘TK9’ (編號 C)、‘TC192’ (編號 H) 及 ‘TCSW2’ (編號 U)，而且 ‘TCS17’ 在一、二期作 (C1 與 C2) 的穩定性也最高，是彰化區環境穩定性較高的高鎘累積品種；而 ‘TK2’ (編號 A)、‘KH139’ (編號 J)、‘KH147’ (編號 L)、‘TNGW73’ (編號 R)、‘TKW1’ (編號 S)、‘TKW3’ (編號 T) 等品種糙米鎘濃度較低，且 ‘KH139’、‘KH147’、‘TNGW73’ 及 ‘TKW3’ 在兩期作的穩定性相對較高，算是彰化區環境穩定性較高的低鎘累積品種。

圖 8 所示為各品種投影至平均環境軸上的投影距離與投影點分布，如圖 7 之解析與判讀依據，位於平均環境軸右側者皆屬鎘累積能力較強之品種，而位於左側者相對較低，圖中虛線標示之投影距離近者，表示對各試驗環境皆具穩定性之品種，反之則否。由圖 8 結果顯示，‘TCS10’ (編號 O)、‘TCS17’ (編號 P) 號及 ‘TCSW2’ (編號 U) 位於平均環境軸最右側，代表這 3 品種鎘累積能力最高，且三者皆為秈型稻，Chiao *et al*. (2019) 先前研究已指出，台灣秈稻的糙米鎘濃度普遍高於粳稻，而且又以 ‘TCS17’ 的環境穩定性較高，表示 ‘TCS17’ 是環境穩定性高的高鎘累積品種。再者，平均環境軸最左側之 ‘KH139’ (編號 J)、‘TT33’ (編號 N)、‘TNGW73’ (編號 R)、‘TKW3’ (編號 T) 及 ‘TKW1’ (編號 S) 等，屬於鎘累積能力低之品種，於 Chiao *et al*. (2019) 的研究中顯示 ‘TKW1’ 及 ‘TKW3’ 的糙米鎘濃度低於 0.3 mg kg^{-1}，屬於相對安全的水稻品種；而且 ‘KH139’、‘TT33’、‘TNGW73’ 及 ‘TKW3’ 等穩定性較高，可歸類為環境穩定性高的低鎘累積品種。

結論

本研究提出 2 處試驗區經連續 2 期作水稻生產的糙米鎘濃度皆與根圈土壤鎘濃度成正比，而且秈型稻糙米鎘累積濃度皆有較高之趨勢，依糙米鎘濃度或 BCF 值皆顯示 ‘TCS10’、‘TCS17’、‘TCSW2’ 等秈型品種的鎘累積能力較強，而 ‘TKW1’、‘KH139’、‘TT30’、‘TKW3’、‘TT33’、‘TNGW73’ 等粳型品種較弱。再經 GGE 雙軸圖分析結果，顯示上述糙米鎘累積濃度較低之品種，又以 ‘KH139’、‘TKW3’、‘TNGW73’ 及 ‘TT33’ 是環境穩定性較高的低鎘累積品種；而且導入 GGE 雙軸圖整合分析試驗結果，可進一步評估適合不同栽培環境的

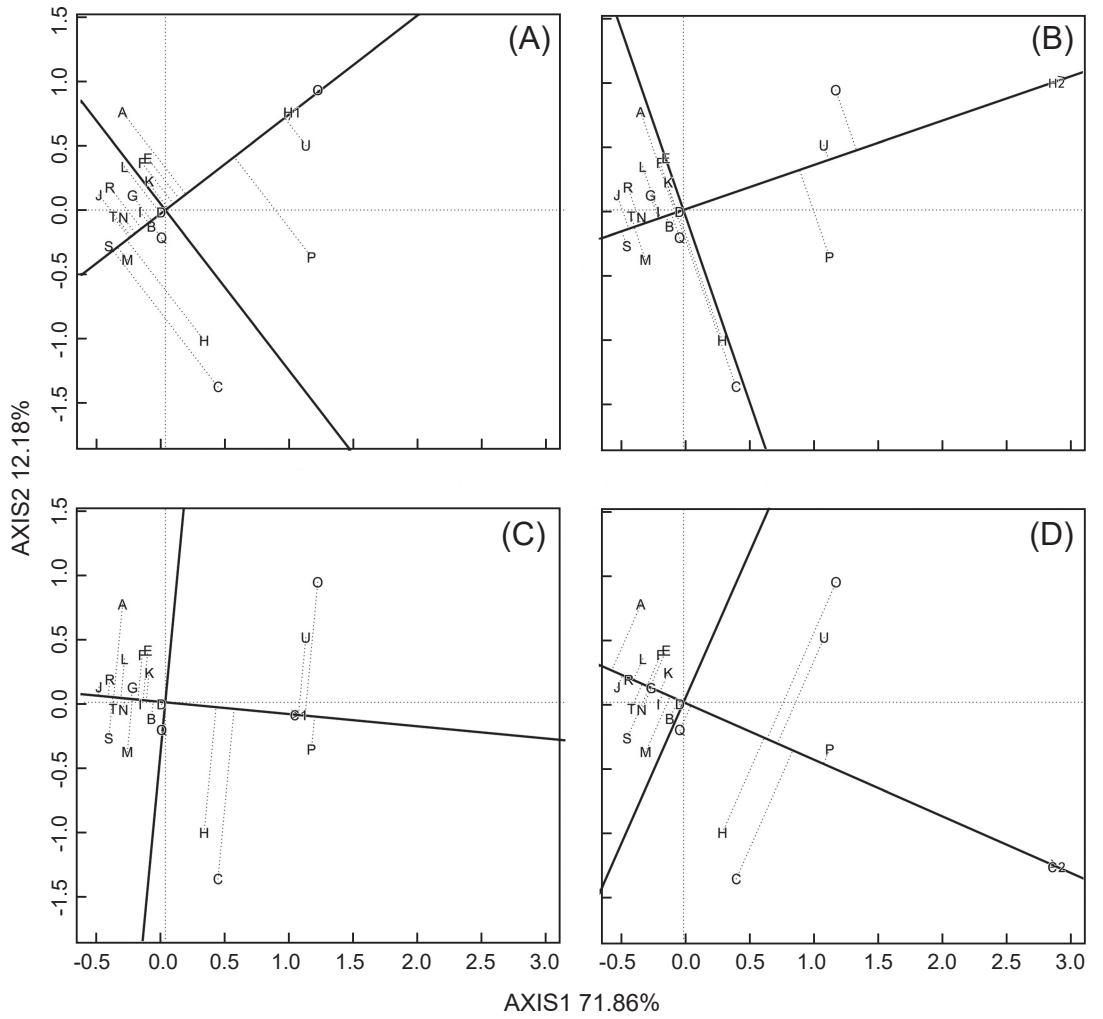


圖 7. 以 21 種水稻 (‘TK2’、‘TK8’、‘TK9’、‘TK14’、‘TK16’、‘TY3’、‘TNG71’、‘TC192’、‘TN11’、‘KH139’、‘KH145’、‘KH147’、‘TT30’、‘TT33’、‘TCS10’、‘TCS17’、‘KHS17’、‘TNGW73’、‘TKW1’、‘TKW3’ 及 ‘TCSW2’) 栽培種糙米鎘濃度的 GGE 雙軸圖，解析各品種對應不同試驗環境向量軸 (H1、H2、C1 及 C2) 的投影距離分布：(A) 后里第一期作 (H1)、 (B) 后里第二期作 (H2)、 (C) 彰化第一期作 (C1) 與 (D) 彰化第二期作 (C2)。各水稻品種代號依序如下列：A、B、C、D、E、F、G、H、I、J、K、L、M、N、O、P、Q、R、S、T 及 U。

Fig. 7. Projected lengths on the axes of environment vectors drawn with bold solid lines for the first and second crops in the Houli (HL) site are denoted as (A) H1 and (B) H2 and those in the Changhua (CH) site are denoted as (C) C1 and (D) C2 for the 21 paddy cultivars (i.e., ‘TK2’, ‘TK8’, ‘TK9’, ‘TK14’, ‘TK16’, ‘TY3’, ‘TNG71’, ‘TC192’, ‘TN11’, ‘KH139’, ‘KH145’, ‘KH147’, ‘TT30’, ‘TT33’, ‘TCS10’, ‘TCS17’, ‘KHS17’, ‘TNGW73’, ‘TKW1’, ‘TKW3’, and ‘TCSW2’), which are denoted as the capital letters, A, B, C, D, E, F, G, H, I, J, K, L, M, N, O, P, Q, R, S, T, and U, respectively in the GGE bi-plot of brown rice Cd concentrations.

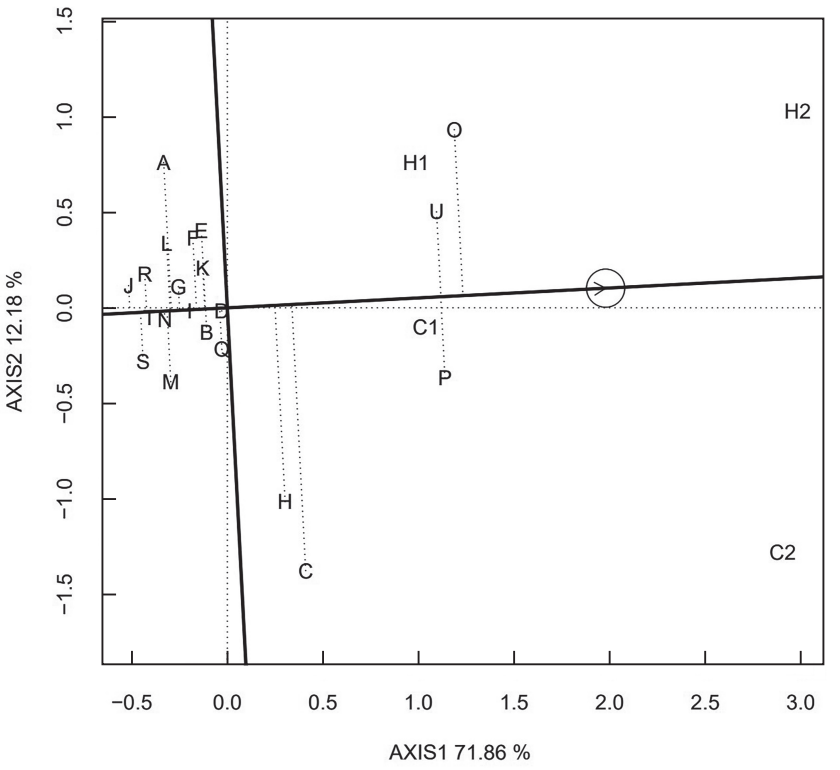


圖 8. 以 21 種水稻 (‘TK2’、‘TK8’、‘TK9’、‘TK14’、‘TK16’、‘TY3’、‘TNG71’、‘TC192’、‘TN11’、‘KH139’、‘KH145’、‘KH147’、‘TT30’、‘TT33’、‘TCS10’、‘TCS17’、‘KHS17’、‘TNGW73’、‘TKW1’、‘TKW3’ 及 ‘TCSW2’) 栽培種糙米鎘濃度的 GGE 雙軸圖，解析各品種對應平均環境軸之投影距離分布。各水稻品種代號依序如下列：A、B、C、D、E、F、G、H、I、J、K、L、M、N、O、P、Q、R、S、T 及 U；后里 (HL) 試驗區第一與第二期作的環境向量終點分別標示為 H1 與 H2；彰化 (CH) 試驗區第一與第二期作的環境向量終點分別標示為 C1 與 C2；小圓圈代表環境向量和的平均環境座標，粗實線為通過座標軸原點以及平均環境座標的平均環境軸，箭頭方向代表糙米鎘累積量較高的環境條件。

Fig. 8. Projected lengths on the average axis of environments drawn with bold solid line for the 21 paddy cultivars (i.e., ‘TK2’, ‘TK8’, ‘TK9’, ‘TK14’, ‘TK16’, ‘TY3’, ‘TNG71’, ‘TC192’, ‘TN11’, ‘KH139’, ‘KH145’, ‘KH147’, ‘TT30’, ‘TT33’, ‘TCS10’, ‘TCS17’, ‘KHS17’, ‘TNGW73’, ‘TKW1’, ‘TKW3’, and ‘TCSW2’), which are denoted as the capital letters, A, B, C, D, E, F, G, H, I, J, K, L, M, N, O, P, Q, R, S, T, and U, respectively in the GGE bi-plot of brown rice Cd concentrations. The environment vectors for the first and second crops in the Houli (HL) site are denoted as H1 and H2; the environment vectors for the first and second crops in the Changhua (CH) site are denoted as C1 and C2. The small open circle represents the sum of environment vectors as the average of environments, the bold solid line is the average axis of environments, and the arrow directs the environmental tendency toward Cd accumulation in brown rice.

低鎘累積品種，並調整適合進行篩選試驗的環境條件以提升篩選結果的可信度。彙總本研究結果，對於不同水稻品種吸收鎘與糙米鎘累積濃度之影響因素評估，可見不同試驗區土壤鎘濃度是決定不同生態群的主要因子，而一、二期作氣候條件與管理因素則是次要因子，而且從不同品種基因型的表現，可清楚看到秈稻鎘累積量遠高於粳稻，而粳稻品種間之鎘累積差異則不顯著，可見在管理糙米鎘濃度上，依序從土壤濃度、管理條件、品種推薦逐層著手，最終可穩定降低水稻生產鏈的鎘污染風險。

引用文獻

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. doi:10.1021/es9022738

Alwala, S., T. Kwolek, M. McPherson, J. Pellow, and D. Meyer. 2010. A comprehensive comparison between Eberhart and Russell joint regression and GGE biplot analyses to identify stable and high yielding maize hybrids. Field Crops Res. 119:225–230. doi:10.1016/j.fcr.2010.07.010

Brown, D., I. Van den Bergh, S. de Bruin, L. Machida, and J. van Etten. 2020. Data synthesis for crop variety evaluation. A review. Agron. Sustain. Dev. 40:25. doi:10.1007/s13593-020-00630-7

Cao, F., R. Wang, W. Cheng, F. Zeng, I. M. Ahmed, X. Hu, G. Zhang, and F. Wu. 2014. Genotypic and environmental variation in cadmium, chromium, lead and copper in rice and approaches for reducing the accumulation. Sci. Total Environ. 496:275–281. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.07.064

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. doi:10.1016/j.envpol.2018.03.048

Chi, Y., F. Li, N. F. Y. Tam, C. Liu, Y. Ouyang, X. Qi, W. C. Li, and Z. Ye. 2018. Variations in grain cadmium and arsenic concentrations and screening for stable low-accumulating rice cultivars from multi-environment trials. Sci. Total Environ. 643:1314–1324. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.288

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. Ecotox. Environ. Safe. 169:837–847. doi:10.1016/j.ecoenv.2018.11.061

Chiao, W. T., B. C. Chen, C. H. Syu, and K. W. Juang. 2020. Aspects of cultivar variation in physiological traits related to Cd distribution in rice plants with a short-term stress. Bot. Stud. 61:27. doi:10.1186/s40529-020-00304-3

Dehghani, H., A. Ebadi, and A. Yousefi. 2006. Biplot analysis of genotype by environment interaction for barley yield in Iran. Agron. J. 98:388–393. doi:10.2134/agronj2004.0310

Duan, G., G. Shao, Z. Tang, H. Chen, B. Wang, Z. Tang, Y. Yang, Y. Liu, and F. J. Zhao. 2017. Genotypic and environmental variations in grain cadmium and arsenic concentrations among a panel of high yielding rice cultivars. Rice 10:9. doi:10.1186/s12284-017-0149-2

Filazzola, A. and J. F. Cahill, Jr. 2021. Replication in field ecology: Identifying challenges and proposing solutions. Methods Ecol. Evol. 12:1780–1792. doi:10.1111/2041-210X.13657

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.). American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, WI. 1188 pp. doi:10.2136/sssabookser5.1.2ed.c15

Honma, T., H. Ohba, A. Kaneko-Kadokura, T. Makino, K. Nakamura and H. Katou. 2016. Optimal soil Eh, pH, and water management for simultaneously minimizing arsenic and cadmium concentrations in rice grains. Environ. Sci. Technol. 50:4178–4185. doi:10.1021/acs.est.5b05424

Kaya, Y., M. Akçura, and S. Taner. 2006. GGE-biplot analysis of multi-environment yield trials in bread wheat. Turk. J. Agric. For. 30:325–337.

Kendal, E. 2016. GGE biplot analysis of multi-environment yield trials in barley (*Hordeum vulgare* L.) cultivars. Ekin J. Crop Breed. Genet. 2(1):90–99.

Li, K., C. Cao, Y. Ma, D. Su, and J. Li. 2019. Identification of cadmium bioaccumulation in rice (*Oryza sativa* L.) by the soil-plant transfer model and species sensitivity distribution. Sci. Total Environ. 692:1022–1028. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.07.091

Liu, J., Q. Zhu, Z. Zhang, J. Xu, J. Yang, and M. H. Wong. 2005. Variations in cadmium accumulation among rice cultivars and types and the selection of cultivars for reducing cadmium in the diet. J. Sci. Food Agric. 85:147–153. doi:10.1002/jsfa.1973

Liu, L. Y. D., Q. Y. Chen, Z. W. Yang, C. C. Cheng, B. G. Wu, H. Y. Chang, W. Y. Ting, C. H. Huang, H. Y. Lu, M. H. Lai, and D. H. Wu. 2016. Illustration of GGE biplot analysis on rice regional-trial dataset. Crop Environ. Bioinform. 13:167–178. (in Chinese with English abstract)

Liu, Y., T. Xiao, R. B. Perkins, J. Zhu, Z. Zhu, Y. Xiong, and Z. Ning. 2017. Geogenic cadmium pollution and potential health risks, with emphasis on black shale. J. Geochem. Explor. 176:42–49. doi:10.1016/j.gexplo.2016.04.004

Liu, Y., Y. Yang, C. Li, X. Ni, W. Ma, and H. Wei. 2018. Assessing soil metal levels in an industrial environment of northwestern china and the phytoremediation potential of its native plants. Sustainability 10:2686. doi:10.3390/su10082686

Mclean, E. O. 1982. Soil pH and lime requirement. p.199–224. *in*: Methods of Soil Analysis. Part 2: Chemical and Microbiological Properties. 2nd ed. (Page, A. L., R. H. Miller, and D. R. Keeney, eds.) American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, WI. 1159 pp. doi:10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c12

Miyadate, H., S. Adachi, A. Hiraizumi, K. Tezuka, N.

Nakazawa, and T. Kawamoto, K. Katou, I. Kodama, K. Sakurai, H. Takahashi, N. Satoh-Nagasawa, A. Watanabe, T. Fujimura, and H. Akagi. 2011. OsHMA3, a P_{1B}-type of ATPase affects root-to-shoot cadmium translocation in rice by mediating efflux into vacuoles. New phytol. 189:190–199. doi:10.1111/j.1469-8137.2010.03459.x

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. doi:10.1097/00010694-195988050-00007

Phuke, R. M., K. Anuradha, K. Radhika, F. Jabeen, G. Anuradha, T. Ramesh, K. Hariprasanna, S. P. Mehtre, S. P. Deshpande, G. Anil, R. R. Das, A. Rathore, T., Hash, B. V. S. Reddy, and A. A. Kumar. 2017. Genetic variability, genotype × environment interaction, correlation, and GGE biplot analysis for grain iron and zinc concentration and other agronomic traits in RIL population of sorghum (Sorghum bicolor L. Moench). Front. Plant Sci. 8:712. doi:10.3389/fpls.2017.00712

Pulford, I. D. and C. Watson. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees- A review. Environ. Int. 29:529–540. doi:10.1016/S0160-4120(02)00152-6

Rinklebe, J., S. M. Shaheen, and T. Frohne. 2016. Amendment of biochar reduces the release of toxic elements under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain soil. Chemosphere 142:41–47. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.03.067

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.) American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, WI. 1159 pp. doi:10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c8

Sebastian, A. and M. N. V. Prasad. 2014. Cadmium minimization in rice. A review. Agron. Sustain. Dev. 34:155–173. doi:10.1007/s13593-013-0152-y

Song, W. E., S. B. Chen, J. F. Liu, L. Chen, N. N. Song, N. Li, and B. Liu. 2015. Variation of Cd concentration in various rice cultivars and derivation of cadmium toxicity thresholds for paddy soil by species-sensitivity distribution. J. Integr. Agric. 14:1845–1854. doi:10.1016/S2095-3119(14)60926-6

Sun, L., X. Xu, Y. Jiang, Q. Zhu, F. Yang, J. Zhou, Y. Yang, Z. Huang, A. Li, L. Chen, W. Tang, G. Zhang, J. Wang, G. Xiao, D. Huang, and C. Chen. 2016. Genetic diversity, rather than cultivar type, determines relative grain Cd accumulation in hybrid rice. Front. Plant Sci. 7:1407. doi:10.3389/fpls.2016.01407

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. 68:315–326. (in Chinese with English abstract) doi:10.6156/JTAR.201912_68(4).0005

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. doi:10.1016/S0048-9697(02)00475-8

Ueno, D., E. Koyama, N. Yamaji, and J. F. Ma. 2011. Physiological, genetic, and molecular characterization of a high-Cd-accumulating rice cultivar, Jarjan. J. Exp. Bot. 62:2265–2272. doi:10.1093/jxb/erq383

Xie, P. P., J. W. Deng, H. M. Zhang, Y. H. Ma, D. J. Cao, R. X. Ma, R. J. Liu, C. Liu, and Y. G. Liang. 2015. Effects of cadmium on bioaccumulation and biochemical stress response in rice (*Oryza sativa* L.). Ecotox. Environ. Safe. 122:392–398. doi:10.1016/j.ecoenv.2015.09.007

Yan, W. 2001. GGEbiplot- A windows application for graphical analysis of multienvironment trial data and other types of two-way data. Agron. J. 93:1111–1118. doi:10.2134/agronj2001.9351111x

Yan, W., L. A. Hunt, Q. Sheng, and Z. Szlavnics. 2000. Cultivar evaluation and mega-environment investigation based on the GGE biplot. Crop Sci. 40:597–605. doi:10.2135/cropsci2000.403597x

Yan, W. and M. S. Kang. 2002. GGE Biplot Analysis: A Graphical Tool for Breeders, Geneticists, and Agronomists. CRC Press. Boca Raton, FL. 288 pp. doi:10.1201/9781420040371

Yan, Y., Y. Q. Zhou, and C. H. Liang. 2015. Evaluation of phosphate fertilizers for the immobilization of Cd in contaminated soils. PLOS ONE 10:e0124022. doi:10.1371/journal.pone.0124022

Yu, H., J. Wang, W. Fang, J. Yuan, and Z. Yang. 2006. Cadmium accumulation in different rice cultivars and screening for pollution-safe cultivars of rice. Sci. Total Environ. 370:302–309. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.06.013

Using GGE Bi-Plot to Evaluate Paddy Genotypic Variation in Cd Concentrations of Brown Rice and Interaction with Environmental Effects

Chien-Hui Syu[1], Yu-Wen Lin[1], Bo-Jiun Yang[2], Sung-Lin Chuang[3], Chia-Yi Cheng[2], and Kai-Wei Juang[4,*]

Abstract

Syu, C. H., Y. W. Lin, B. J. Yang, S. L. Chuang, C. Y. Cheng, and K. W. Juang. 2023. Using GGE bi-plot to evaluate paddy genotypic variation in Cd concentrations of brown rice and interaction with environmental effects. J. Taiwan Agric. Res. 72(2):161–179.

Paddy rice (*Oryza sativa* L.) is the staple food of Asian countries. However, paddy rice cadmium (Cd) pollution continuingly happened due to the increase in soil Cd concentration and the issue has attracted more attention. As well known, the accumulation of Cd in rice grains is affected by paddy variety, environmental effects, and the interaction effects between variety and environment. In this study, the GGE bi-plot was used to analyze the main effect of genotype (G) and the interaction effect between genotype and environment (G × E) on Cd accumulation in rice grains. According to the scores of principle components obtained from GGE analysis for different rice varieties, the bi-plots thus were drawn to illustrate the levels of environmental effect on rice genotypes. There were two Cd-contaminated sites in Houli District (HL), Taichung City, and Changhua City (CH), respectively, for a multiple-environment trail to plant 21 rice cultivars in 2 crop seasons. The Cd concentrations in rhizosphere soil samples and brown rice for the rice varieties were measured, and then the observed data were used to screen out the environmentally stably low Cd-accumulation varieties. The results show that most indica varieties had higher cadmium accumulations than japonica rice did. The profiles of brown rice Cd concentrations for the paddy varieties in sites HL and CH are different. The lower Cd-accumulation varieties in HL were not completely consistent with those in CH. This revealed that the interaction between genotype and environment would be a dominant figure in brown rice Cd concentrations. In addition, according to the GGE analysis, the effect G and the interaction effect G × E on Cd accumulation in rice grains have been transported into the 2 principal components (i.e., PC1 and PC2), which were mutually independent and dominated the variation of G and G × E approaching to 84%. The bi-plot gave PC1 and PC2 as the coordinate axes were used to quantify the variation due to environmental effects in brown rice Cd concentration for each paddy variety. The brown rice Cd concentrations of the varieties, ‘KH139’, ‘TKW3’, ‘TNGW73’, and ‘TT33’, were relatively low and less varied with different sites and cropping seasons. That is, they would be the more environmentally stably low Cd-accumulation varieties. Therefore, Cd concentration and availability in the soil will dominate the Cd absorption by different paddy rice varieties and accumulation in brown rice; the weather condition and management practices in different cropping periods may be a secondary factor. In a comparison of indica and japonica types for accumulation of Cd in brown rice, the indica was superior to the japonica. The relatively stable Cd low-absorption varieties all were japonica rice. One can try to reduce the risk of brown rice Cd being higher than the threshold (i.e., 0.4 mg kg^{-1}) by selecting environmentally stably low Cd-accumulation varieties and adopting the agronomic practices to go into a decline of soil Cd availability.

Key words: Cadmium, Paddy rice, GGE bi-plot, Interaction between genotype and environment, Cultivar.

Received: April 25, 2022; Accepted: March 27, 2023.

* Corresponding author, e-mail: kwjuang@mail.ncyu.edu.tw

[1] Associate Research Fellows, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung City, Taiwan, ROC.

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

[3] Master Student, Graduate Institute of Agricultural Science, National Chiayi University, Chiayi, Taiwan, ROC.

[4] Professor and Chair, Department of Agronomy, National Chiayi University, Chiayi, Taiwan, ROC.