

關渡平原水田土壤砷種類與水稻植體濃度關係探討

The Relationship between Arsenic Species in Paddy Soils and Arsenic Content of Rice Tissues at Guandu Plain

台灣大學生物環境系統工程學系
博士生

林 聖 淇

Sheng-Chi Lin

英國洛桑研究中心農業環境部門
研究員

趙 方 傑

Fang-Jie Zhao

國立台灣大學農藝學系
講師

黃 文 達

Wen-Dar Huang

東南科技大學環境管理系
副教授

徐 貴 新

Guey-Shin Shyu

台灣大學生物環境系統工程學系
碩士

姚 佩 萱

Pei-Hsuan Yao

台灣大學生物環境系統工程學系
教授

張 尊 國*

Tsun-Kuo Chang

摘 要

水稻植體砷含量多寡受灌溉水、土壤砷濃度與形式影響，然而水稻根部吸收土壤中砷的機轉尚無一致定論。本研究係針對關渡平原農地水稻植體進行砷含量與其對應土壤砷濃度和土壤溶液砷種類(As^{III} 與 As^V)關係之探討。水稻植體與對應根部土壤分別利用分析儀器為原子吸收光譜儀(AAS)外掛自動化連續流動式氫化物產生裝置(HFS-3)以及手持式 X-光螢光分析儀(FPXRF)分析總砷；水稻根部土壤溶液則是使用感應耦合電漿質譜儀(ICP-MS)外掛 Octopole collision/reaction system 檢測。研究區域水稻植體根部、莖葉與稻穀的含砷量平均值分別為 98.7、3.49 與 0.074 $mg\ kg^{-1}$ ($n=10$, 乾重)，顯示砷含量會隨著稻根-莖葉-稻穀而呈現遞減的現象。土壤樣品總砷濃度平均值為 135 $mg\ kg^{-1}$ (25 至 272 $mg\ kg^{-1}$)；土壤溶液抽出液砷濃度(As^{III} 與 As^V)的平均值為 30.1 $\mu g\ L^{-1}$ (1.5 至 100.5 $\mu g\ L^{-1}$)。其中，第一與第二高值分別為 100.5 與 68.1 $\mu g\ L^{-1}$ ，其餘皆低於 50 $\mu g\ L^{-1}$ 。初步調查得知水田在浸水條件下，砷在土壤溶液係以亞砷酸鹽(As^{III})的形式存在為主，平均約佔 89%。土壤砷濃度與水稻根部砷含量的線性相關性高於與莖葉和稻穀砷含量的線性相關性；土壤溶液砷濃度(As^{III} 與 As^V)與水稻植體砷含量的關係也與上述現象一致。未來工作將著眼於土壤砷含量偏高的

*通訊作者，國立台灣大學生物環境系統工程學系教授，10617 台北市大安區羅斯福路 4 段 1 號，tknchang@ntu.edu.tw

農田，研究不同型態的砷在土壤系統與水稻根部之間的傳輸機轉模式。

關鍵詞：水稻，砷污染，亞砷酸鹽，砷酸鹽，感應耦合電漿質譜儀。

ABSTRACT

Although arsenic content of rice tissues apparently depended on the irrigated water arsenic quantity and the forms of arsenic in soil solution, the mechanism of adsorbed arsenic in rice root was obscurely unclear. The objective of the present study is to measure arsenic content in different parts of rice, paddy soils and soil solution, and eventually try to explain the relationship between arsenic species in paddy soils and arsenic content of rice tissues at Gaudan Plain, including its relationship to the soil. Soil samples and rice tissues were collected and analyzed separately using field portable X-ray fluorescence (FPXRF) and Atomic Absorption Spectrophotometer (AAS) with automatic hydride generator (HFS-3). The arsenic speciation of soil solution in the rhizosphere was determined by the Inductively-Coupled Plasma Mass Spectrometer (ICP-MS) with the Octopole collision/reaction system. The mean arsenic contents in root, straw and grain were measured at 98.7, 3.49 and 0.074 mg kg⁻¹ (n=10, dry weight), respectively and the arsenic level in rice from root to grain was shown to have a decreasing trend. The mean arsenic levels were 135 mg kg⁻¹ (25-272 mg kg⁻¹) in soil samples via FPXRF and 30.1 µg L⁻¹ (1.5-100.5 µg L⁻¹) in soil solution (covering only arsenite and arsenate) analyzed by ICP-MS. In soil solution samples, its first and second high value of arsenic content were separately 100.5 and 68.1 µg L⁻¹ and the others were below 50 µg L⁻¹. The results of this study initially indicated that the arsenite (As^{III}) predominates (about 89%) under anaerobic conditions of paddy soils. In comparison, regression of soil arsenic levels with rice grains and straws were less significant compared to that with rice roots and so did soil solution arsenic content. To figure out the fact regarding arsenic poisoning in rice tissues through these soil-plant pathways in the extremely polluted soil by arsenic, intensive investigation on a complete transformation mechanism is needed, which is our future interest.

Keywords: Rice, Arsenate, Arsenic contaminated, Arsenite, ICP-MS.

一、前言

砷是目前世界上最受注目環境中的有毒物質之一。孟加拉、中國大陸、印度、墨西哥、尼泊爾、波蘭與臺灣等國家的研究報告指出地下水含高濃度的砷會增加人類健康風險的危害 (Chowdhury *et al.*, 2000; Smith *et al.*, 2001; Anawar *et al.*, 2002; Mitra *et al.*, 2002; Pandey *et al.*, 2002; Meharg *et al.*, 2003)。1980 年代臺灣西南沿海(嘉

義、台南)與東北地區(宜蘭)的當地居民因飲用含砷井水而導致砷中毒案例(如烏腳病)發生(Hsu *et al.*, 1999; Tseng *et al.*, 2000)。世界各國土壤平均砷含量約為 10 mg kg⁻¹(Das *et al.*, 2002)。孟加拉一般土壤砷濃度平均值為 4-8 mg kg⁻¹，但是在水田引用含砷灌溉水後，研究發現其土壤砷含量高達 83 mg kg⁻¹(Ullah *et al.*, 1998)。Chang *et al.* (1999)分析台灣地區一般農田土壤砷含量平均值為 4.54 mg kg⁻¹；張尊國等(2007)發現關渡平原農

田受砷污染面積達 128 公頃，並推測其原因係因早期引用地熱谷之含砷溫泉水灌溉農田所致，污染地區平均砷濃度 113.5 mg kg^{-1} 。

作物生長在一般正常環境中並不會累積過量的砷在植體內。然而，由分析土壤砷含量異常地區所生長的作物發現其植體內砷含量明顯偏高(Larsen *et al.*, 1992)。Li *et al.* (1994)收集台灣地區稻穀檢測其砷含量平均值為 0.41 mg kg^{-1} ($n=341$ ，鮮重)；Lin *et al.* (2004)針對台灣市售包裝米檢測其砷濃度平均為 0.10 mg kg^{-1} ($n=280$ ，鮮重)；張尊國等(2008)分析關渡平原一期作稻穀砷含量平均濃度約為 0.23 mg kg^{-1} ($n=80$ ，乾重)；林浩潭等(2006)認為台灣地區食用米平均砷含量為 0.20 mg kg^{-1} 。Rahman *et al.* (2007a,b)於溫室與田間試驗得知水稻稻穀、莖葉與稻根砷濃度值範圍分別介於 $0.2-0.7$ 、 $0.9-23.7$ 與 $46.3-51.9 \text{ mg kg}^{-1}$ (乾重)之間。中國大陸於土壤砷濃度達 68 mg kg^{-1} 的水田發現其稻穀砷含量可達 0.7 mg kg^{-1} (Xie *et al.*, 1998)。孟加拉於受含砷灌溉水污染的水田中發現其稻穀砷含量可高達 1.835 mg kg^{-1} (乾重) (Meharg *et al.*, 2003)。台灣地區稻穀砷含量雖然低於英國與澳洲訂定的食用稻米砷含量標準(1.0 mg kg^{-1})，但是前人調查發現水稻生長在含砷濃度高的土壤中，砷在稻穀累積過量導致危害人類健康的風險提高。

砷在土壤中存在的型態分為無機砷與有機砷兩種，其中無機砷的型式包含砷酸鹽(arsenate)與亞砷酸鹽(arsenite)；而單甲基砷酸(MMA)與雙甲基砷酸(DMA)則是屬於有機砷(Heikens *et al.*, 2007)。砷在自然界土壤中大部份以無機砷的型態存在(Johnson *et al.*, 1969)，但是 Abedin *et al.* (2002b)與 Takamatsu *et al.* (1982)在砷濃度高的水田土壤中發現含有少量有機砷存在，其來源推測是在厭氧條件下因微生物作用產生。氧化還原電位影響砷在土壤中的種類分佈與溶解度多寡(McGeehan *et al.*, 1994; Onken *et al.*, 1996)。植物根圈鐵氧化物究竟是抑制毒害金屬的吸收和傳輸，還是起促進作用，與重金屬種類、根部環境和植物生理均有關，目前仍是一個爭議話題(Weis *et al.*, 2004；邢承準等，2006)。Fitz *et al.* (2002)

認為作物根圈的交互作用對於控制重金屬在該作物植體內的移動性扮演重要關鍵性的角色。

水稻植體砷含量多寡受灌溉水、土壤砷濃度與種類影響，然而水稻根部吸收土壤中砷的機轉尚無一致定論。本研究係針對關渡平原農地水稻植體進行砷含量與其對應土壤砷濃度和土壤溶液砷種類(As^{III} 與 As^{V})關係之探討。

二、材料與方法

2.1 場址介紹

本研究場址位於台北市關渡平原($25^{\circ}7'35.27''\text{N}$, $121^{\circ}29'42.20''\text{E}$)，針對民國 96 年二期作水稻植體與其對應之土壤與土壤溶液分析砷含量與種類。關渡平原面積約有 842 公頃，本研究農地坵塊選擇係依據「95 年度臺北市農地土壤重金屬砷含量調查及查證計畫」(張尊國等，2007)之細密度土壤砷濃度調查結果。關渡平原土壤(表、裡土)砷濃度超過土壤污染管制標準值($\geq 60 \text{ mg kg}^{-1}$)計有 128 公頃(1 公頃網格調查)。調查結果顯示，北投關渡平原土壤砷濃度異常地區表土濃度範圍在 $60-500 \text{ mg kg}^{-1}$ 之間，集中在七星水利會北投小組灌區，汙染範圍在北投區大度路以北、大業路以西和新貴子坑溪以東的範圍。該案之成因主要可歸結為地球化學自然環境背景(火山溫泉)，加上人文歷史活動(水稻文化)，歷經百年以上過程所造成(張尊國等，2007)。

關渡平原區域平均年降雨量為 2,471 公釐，雨季集中在夏、秋兩季，約佔平均年降雨量 70% (1998-2006，中央氣象局)。現今，關渡平原主要灌溉水源以水磨坑溪、新貴子坑溪與北投地區都市污水為主，其餘不足水量則由降雨提供。經現地勘查，目前並無農民汲取地下水灌溉稻作之現象。本研究區域灌溉水質砷含量介於 $0.008-0.049 \text{ mg L}^{-1}$ (台大生態工程研究中心，2005-2006)，地下水砷含量介於 $0.026-0.031 \text{ mg L}^{-1}$ (張尊國等，2007)。在比較孟加拉(Ullah *et al.*, 1998)與中國大陸(Xie *et al.*, 1998)土壤砷污染案例後，顯示以現今關渡平原灌溉水與地下水所含砷濃度而造成面積如此廣大之土壤砷污染的機率微乎其微。

表 1 關渡平原農地表土(0-15 cm)之物理-化學性質分析結果

性質	田間土壤		
	最小值	最大值	平均值
% 砂質(2-0.05 mm)	10.4	48.3	23.9
% 粉質(0.05-0.002 mm)	5.0	35.6	25.9
% 黏質(<0.02 mm)	42.8	58.2	50.2
土壤質地	Clay-loam		
pH (soil : water = 1 : 10)	4.6	5.7	5.1
CEC (meq/100 g)	9.4	33.5	19.9
總砷濃度(mg kg ⁻¹)	25	272	135

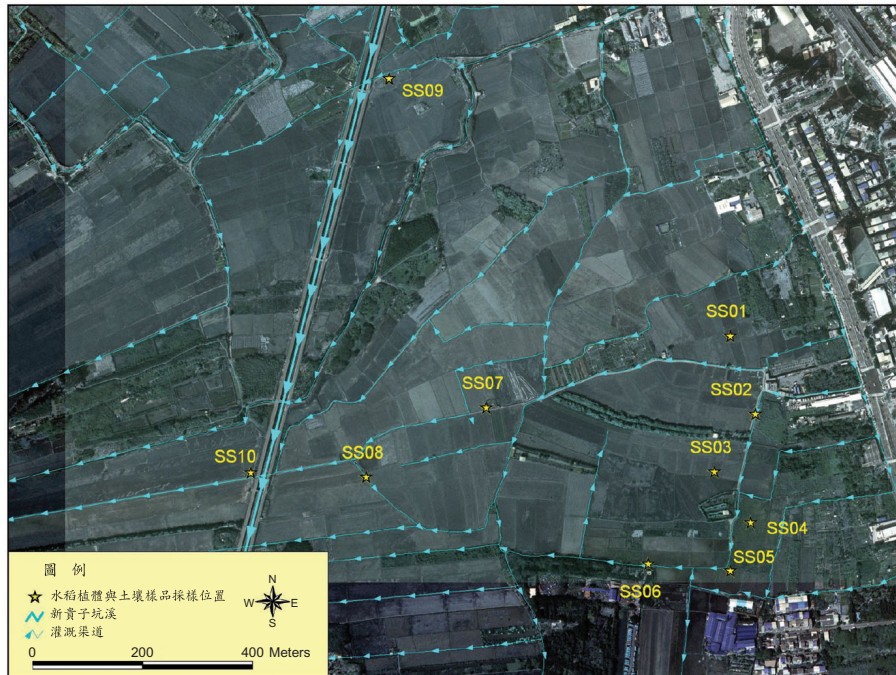


圖 1 關渡平原水稻植體、土壤與土壤溶液採樣位置分佈圖

2.2 樣本處理

本研究針對關渡平原 2007 二期作規劃 10 個農地坵塊(面積介於 938-5000 m²)個別進行隨機採樣作業，土壤砷濃度介於 25-272 mg kg⁻¹ (見表 1)，每個採樣農田坵塊隨機規劃 1 個採樣點，水稻浸水深度須達 10 cm，每點採集面積為 1 m²，採集樣本包括稻穀、莖葉、稻根以及對應根部土壤與土壤溶液，如圖 1 所示。

水稻根部土壤樣品係以土鑽採樣組進行採樣，採集深度 0-15 cm，烘箱以 60°C 運轉至土壤

重量維持不變，經過研磨，通過孔徑 0.2 mm 的標準篩網，裝入樣品瓶中保存，並進行相關土壤基本物理、化學性質分析(見表 1)。

採集水稻植體後，進行一連串洗淨、去殼、烘乾、研磨與分樣等步驟後，進行樣本消化的程序，本研究的樣品(水稻植體，包含稻穀、莖葉與根部)消化方式係採用濕式灰化法(Das *et al.*, 2004)。為避免在消化過程中逸失砷，不可讓溶液顏色變深，每當二氧化氮紅棕色煙霧消失時，停止加熱並冷卻後，再加入 3 mL 之濃硝酸繼續消

化，直至白煙發生，且水樣呈無色或淡黃色時表示已消化完全，停止加熱。

水稻根部係植體中直接接觸土壤的部位，也是重金屬砷進入該莖葉與稻穀必經的通道，為避免土壤中含砷顆粒因清洗不當對稻根產生污染的現象。首先，將田間採集的稻根先浸泡於水中 1 個小時，再以 1HP 加壓馬達的水注，水壓設定為 2.5 kg cm^{-2} 進行洗滌，待清洗廢水呈現澄清無色狀態時，再持續沖洗 10 分鐘。

水稻根部土壤溶液採集係利用土壤水分採樣器(Rhizon soil moisture sampler, RSMS)插入水稻根部附近收集土壤水溶液，將 9.0 mL 的土壤溶液以 $0.2 \text{ }\mu\text{m}$ 濾紙過濾後，加入 1.0 mL 的乙二胺四乙酸二鈉(Na_2EDTA , 100 mM)，充分混合後，送至實驗室分析砷種類的含量。

2.3 分析儀器

本研究於檢測方法與儀器使用針對稻穀、莖葉、稻根與對應根部土壤分別利用分析儀器為原子吸收光譜儀(Atomic Absorption Spectrometry, Z-2300, Hitachi)外掛自動化連續流動式氫化物產生裝置(Automatic hydride formation system, HFS-3)以及手持式 X-光螢光分析儀(Mobile X-50, Innov-X Systems, Inc. USA, FPXRF)分析總砷(Kilbride *et al.*, 2006)；根部土壤溶液則是使用英國洛桑研究中心(Rothamsted Research)的感應耦合電漿質譜儀(Inductively-Coupled Plasma Mass Spectrometer, ICP-MS (Agilent 7500ce, Agilent Technologies, Palo Alto, CA, USA))外掛 Octopole collision/ reaction system 檢測砷的種類(As^{III} 與 As^{V})，其分析之色彩層析譜如圖 2 所示。

乙二胺四乙酸二鈉、過氯酸(72%)、硝酸(65%)等化學藥品均為分析等級藥品(德商默克臺灣分公司(Merck, Taiwan))。

三、結果與討論

3.1 水田土壤溶液砷種類分析

前人發現水耕實驗與田間研究皆證實水稻根部之砷濃度值與種類的差異會影響水稻吸收砷的能力(Abedin *et al.*, 2002b; Fitz *et al.*, 2002)。

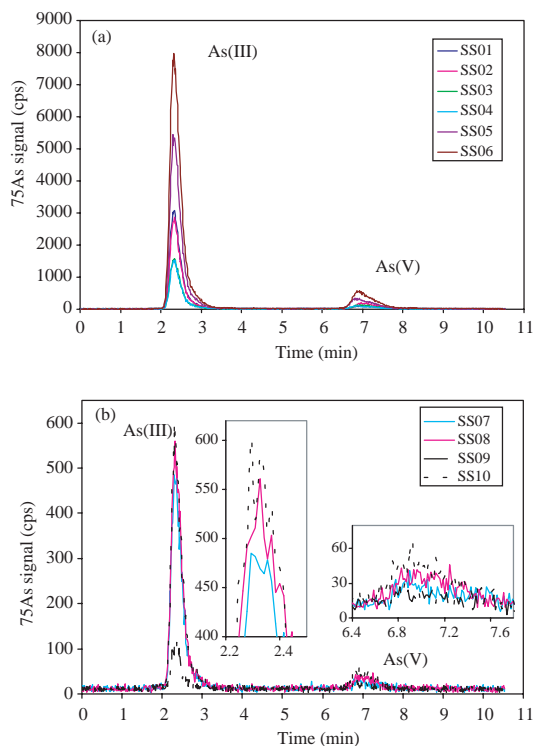


圖 2 ICP-MS-OCRS 色彩層析譜：(a)土壤水溶液中砷種類分析結果(SS01-SS06)；(b)土壤水溶液中砷種類分析結果(SS07-SS10)

本研究利用 FPXRF 檢測土壤樣品總砷濃度範圍為 25 至 272 mg kg^{-1} ($n=10$)，平均值為 135 mg kg^{-1} (中位數為 131 mg kg^{-1})；土壤溶液抽出液之砷濃度(As^{III} 與 As^{V})範圍為 1.5 至 $100.5 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ ($n=10$)，平均值為 $30.1 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ (中位數為 $19.7 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$)。其中，亞砷酸鹽(As^{III})濃度介於 $1.2\text{-}89.3 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ ；砷酸鹽(As^{V})的範圍則為 $0.3\text{-}11.2 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ (見表 3)。進一步分析數據得知土壤溶液砷濃度(As^{III} 與 As^{V})最高兩個樣本為 100.5 與 $68.1 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ ，採樣位置分別位於 SS06 與 SS05 (見圖 1)，其餘皆低於 $50 \text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ 。現地採樣發現上述兩個地點的浸水深度達 20 cm 遠較其他採樣地點為高(浸水深度約 10 cm)，推測可能係受到土壤溶液之氧化還原電位(Takahashi *et al.*, 2004)或水稻根系附近微生物作用的影響(Fitz *et al.*, 2002; Mahimairaja *et al.*, 2005)。不考慮 SS06 與 SS05 的數據情況下，研究發現土壤溶液砷濃度(As^{III} 與 As^{V})會隨著土壤

表 2 水稻植體與其對應土壤及土壤溶液砷濃度檢測結果

編號	水稻植體砷濃度(mg kg ⁻¹)			土壤總砷(mg kg ⁻¹)	土壤溶液砷含量(μg L ⁻¹)
	稻穀	莖葉	稻根	表土(0-15 cm)	As ^{III} +As ^V
SS01	0.053	2.32	220.2	272	36.0
SS02	0.101	1.81	147.6	193	35.3
SS03	0.051	2.34	102.4	216	20.5
SS04	0.072	6.46	147.6	151	19.0
SS05	0.080	6.10	112.7	164	68.1
SS06	0.086	3.30	38.9	110	100.5
SS07	0.059	3.80	90.8	88	6.0
SS08	0.119	3.87	55.6	93	6.9
SS09	0.080	2.53	38.9	25	1.5
SS10	0.039	2.39	31.9	37	7.4
平均	0.074	3.49	98.7	135	30.1

表 3 土壤砷含量與土壤溶液砷種類分析結果

項目編號	土壤溶液砷含量(μg L ⁻¹)			As ^{III} /(As ^{III} +As ^V) (%)	土壤總砷 (mg kg ⁻¹)
	As ^{III}	As ^V	As ^{III} +As ^V		
SS01	34.0	2.0	36.0	94.4	272
SS02	31.4	3.9	35.3	88.9	193
SS03	17.9	2.6	20.5	87.4	216
SS04	16.7	2.2	19.0	88.2	151
SS05	60.9	7.2	68.1	89.4	164
SS06	89.3	11.2	100.5	88.8	110
SS07	5.6	0.4	6.0	92.8	88
SS08	6.1	0.8	6.9	89.0	93
SS09	1.2	0.3	1.5	81.8	25
SS10	6.5	0.9	7.4	88.0	37
S01 (20 ppb As ^{III})*	19.8	0.0	19.8	100.0	---
S02 (20 ppb As ^V)*	0.0	19.7	19.7	0.0	---

*S01 與 S02 分別為 20 ppb 的砷酸鹽與亞砷酸鹽標準溶液

總砷濃度的增加而升高，其相關係數(R²)高達 0.83(p<0.01)，見圖 3。水田為一複雜的土壤系統，本研究場址之土壤砷濃度最高達 523 mg kg⁻¹(張尊國等，2007)，土壤溶液砷濃度變異性大以及有機砷是否存在的議題？尚待後續研究進一步探討。

土壤中砷化學型式的變化受到氧化還原條件的控制(Heikens *et al.*, 2007)。分析本研究土壤溶液砷種類的百分比發現，亞砷酸鹽(As^{III})所佔的比例為 81.8-94.4%；砷酸鹽(As^V)則只有

5.6-18.2%。不考慮土壤含砷量的影響，水田在浸水條件下，砷在土壤溶液係以亞砷酸鹽(As^{III})的形式存在為主，平均約佔 89% (見表 3)。Takahashi *et al.* (2004)在實驗田研究發現，田間由未浸水條件轉變為浸水狀態時，土壤溶液的亞砷酸鹽(As^{III})所佔比例會由 30%增至 70%。Masscheleyn *et al.* (1991)也指出土壤的氧化還原電位偏低時(Eh 0~200 mV)，除了土壤溶液的亞砷酸鹽(As^{III})濃度遠大於砷酸鹽(As^V)之外，亦會導致水溶液中的砷濃度急遽升高。Heikens *et al.* (2007)認為上

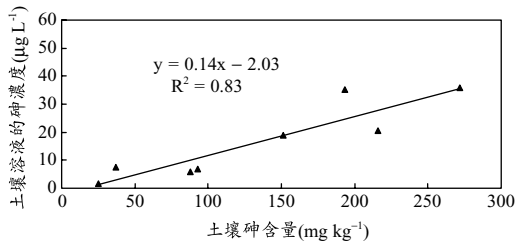


圖 3 土壤砷含量與土壤溶液的砷濃度關係圖

述現象與土壤中 FeOOH 的行為具有強烈關聯性存在。本研究將持續分析土壤其他重金屬元素對砷在水稻根部化學型式變化的影響。在水田浸水時，本研究分析土壤溶液砷種類的分佈與其他國外學者(Takahashi *et al.*, 2004; Masscheleyn *et al.*, 1991)的研究結果一致。

3.2 水稻植體砷濃度分佈

本研究針對所採集水稻(台南 11 號)植體分析其根部、莖葉與稻穀的含砷量，得知其平均值(最低值-最高值)分別為 98.7(31.9-220.2)、3.49(1.81-6.46)與 0.074(0.039-0.119) mg kg^{-1} (乾重)，如表 2 所示。其中，稻穀砷含量皆低於英國與澳洲(Warren *et al.*, 2003)所訂定的食用稻米砷含量的標準 1.0 mg kg^{-1} ，亦與 Lin *et al.* (2004)針對臺灣地區稻米砷含量調查之平均值(0.100 mg kg^{-1} , $n=280$)相似。然而，Meharg *et al.* (2003)在孟加拉受砷污染的水田中(砷範圍：15.7-26.7 mg kg^{-1})檢測出稻穀含砷濃度高達 1.747-1.835 mg kg^{-1} (乾重)；Xie *et al.* (1998)亦在砷含量為 68 mg kg^{-1} 的土壤中發現稻穀砷濃度達 0.70 mg kg^{-1} (乾重)。關渡平原土壤砷含量明顯遠高於中國大陸與孟加拉因工廠排放廢水與引用灌溉水引起的土壤砷污染案例，相對而言，關渡平原稻穀累積過多砷的風險仍是存在。

根據本研究結果得知，在不考慮土壤砷含量多寡，水稻根部佔植體含砷總量約 96.8%，莖葉與稻穀所佔百分比則分別為 3.1%與 0.1%，如圖 4 所示。這說明水稻植體累積砷含量的位置會因組織的不同而有所差異，砷含量會隨著稻根-莖葉-稻穀而呈現遞減的現象，這也與世界各國(臺灣、孟加拉、美國等)研究所呈現的趨勢相同

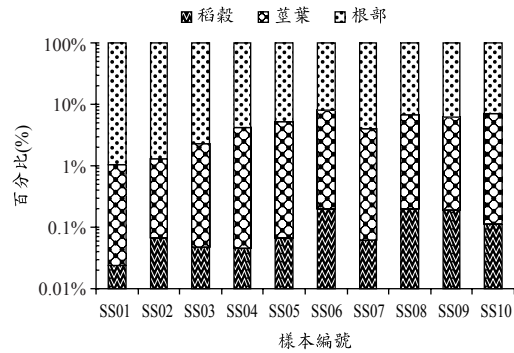


圖 4 水稻植體組織砷含量分佈百分比率半對數圖

(Marin *et al.*, 1993; Abedin *et al.*, 2002a; Rahman *et al.*, 2007a,b)。為什麼砷都累積在水稻根部，而沒有大量傳輸至莖葉甚至是稻穀，截至目前為止水稻植體內的實際傳輸機轉尚未明朗。Marin *et al.* (1992)與 Shaibur *et al.* (2006)根據水耕試驗與實驗田的研究認為不同劑量的砷濃度與砷種類(As^{III} 、 As^{V} 、MMA 與 DMA)會影響水稻根部對砷的吸收與其內部傳輸效率的多寡；Rahman *et al.* (2007c)則是認為分佈在水稻植體內的砷含量和種類會因水稻品種的不同而產生差異。上述研究都局限於溫室與實驗田間的分析與探討，尚未能廣泛解釋自然界所發生的現象。

3.3 水稻植體、土壤與土壤溶液砷濃度之關係

由水稻植體與土壤含砷多寡的比例可以得知水稻吸收砷能力的差異。本研究的分析結果得知稻穀與土壤砷濃度比值範圍為 0.0002-0.0032(土壤含砷量：25-272 mg kg^{-1})遠低於臺灣、中國大陸與孟加拉等國(Xie *et al.*, 1998; Meharg *et al.*, 2003; Rahman *et al.*, 2007a,b; Li *et al.*, 1994)早期所做調查的比值(0.01-0.05，土壤含砷量：4.5-102 mg kg^{-1})。造成此一差異的原因，可能是本研究場址目前係土壤污染而非灌溉水污染，現今所引用灌溉水砷含量遠低於前述調查地區水中的含砷量；再者，水稻根部表面形成的鐵膜(iron plaques)也有可能是導致阻礙砷進入水稻上部植體的原因之一(Marin *et al.*, 1993; Liu *et al.*, 2004)。但是，Abedin *et al.* (2002a)在溫室所做的比值(稻穀/土壤)為 0.003-0.006，該值範圍與

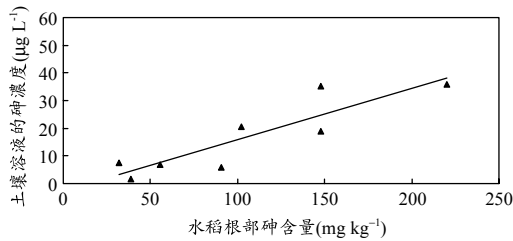


圖 5 水稻根部砷含量與土壤溶液的砷濃度關係圖

本研究結果相近。雖然，Warren *et al.* (2003)認為砷在土壤與植物植體間的傳輸係數的範圍介於 0.0007 與 0.032 之間，但是調查作物中卻不包括水稻。進一步分析本研究的檢測數據得知，水稻根部與土壤砷濃度的線性相關性 ($R^2=0.87$, $p<0.01$)遠高於莖葉和稻穀與土壤砷濃度的線性相關，與張尊國等(2008)和 Rahman *et al.* (2007b)針對水稻植體砷濃度分佈所做的調查趨勢一致。

水稻植體吸收砷的多寡是受到根圈附近的土壤或是其土壤水溶液存在砷濃度與種類的影響尚無定論(Marin *et al.*, 1992; Shaibur *et al.*, 2006)。在水生植物(包含水稻)根部都可觀察到鐵膜的存在，而其根部鐵膜對於植體忍受砷毒害程度扮演重要角色(Meharg *et al.*, 2004)。在不考慮 SS06 與 SS05 的數據，本研究發現水稻根部含砷量會隨著土壤溶液砷含量(As^{III} 與 As^V)的增加而有增加的趨勢，其相關係數(R^2)為 0.79 ($p<0.05$)，見圖 5。線性相關性如此高的原因可能是本研究對稻根進行消化時並無刻意將其鐵膜去除所導致。進一步分析，土壤溶液砷含量(As^{III} 與 As^V)與水稻莖葉與稻穀砷含量的相關性，本研究並無足夠數據證明有線性相關性存在。原因在於本研究單一田區樣本採集數量不足，加上水稻生長期長(約 125 天)，都是導致水稻根圈附近土壤溶液砷濃度變異過大的原因。建議水稻生長期間須有 4 次的樣本收集，而每次每一田區需採集 6 個樣本，較為合理。

四、結 論

關渡平原水稻植體累積砷含量的位置會因組織的不同而有所差異，在不考慮土壤砷含量多寡的影響，水稻根部佔植體含砷總量約 96.8%，

莖葉與稻穀所佔百分比則分別為 3.1%與 0.1%，顯示砷含量會隨著稻根-莖葉-稻穀而呈現遞減的現象；土壤溶液抽出液之砷濃度(As^{III} 與 As^V)範圍為 1.5 至 100.5 $\mu\text{g L}^{-1}$ 。研究區域的水田在浸水條件下，初步調查得知砷在土壤溶液係以亞砷酸鹽(As^{III})的形式存在為主，平均約佔 89%。土壤砷濃度與水稻根部砷含量的線性相關性高於與莖葉和稻穀砷含量的線性相關性；土壤溶液砷濃度(As^{III} 與 As^V)與水稻植體砷含量的關係也與上述現象一致。本研究並無足夠數據證明土壤溶液砷含量(As^{III} 與 As^V)與水稻莖葉和稻穀砷含量的線性相關性顯著與否，未來工作將著眼於土壤砷含量偏高的農田，研究砷在土壤系統與水稻根部之間的傳輸機轉模式，期能進一步探討水稻根圈附近土壤的砷進入該植體的原因。

誌 謝

本研究之 FPXRF 儀器(Mobile X-50, Innov-X Systems, Inc. USA)係由台灣邁斯集團(TechMax Technical Co., Ltd.)提供。作者感謝台大農化系陳尊賢教授於土壤水分採樣器使用之指導與建議；並感謝台大生態工程研究中心提供關渡平原灌溉水中砷濃度歷年監測資料。

參考文獻

1. 林浩潭、翁儵慎、李國欽，2006，「食品中重金屬含量及管制標準」。農委會農業藥物毒物試驗所，DOH90-FS007。
2. 邢承華、蔡妙珍、劉鵬、徐根娣，2006，植物根表鐵錳氧化物膠膜的環境生態作用，生態環境，15(6): 1380-1384。
3. 張尊國、徐貴新、黃政恆、林景行，2007，「臺北市農地土壤重金屬砷含量調查及查證計畫」。台北市政府環保局，DEP-95-056。
4. 張尊國、黃文達，2008，「北投關渡平原砷含量異常農地對作物影響之研究計畫」。台北市政府產業發展局，96-3058。
5. Abedin, M.J., Cresser, M.S., Meharg, A.A., Feldmann, J. and Howells, J.C., 2002a. Arsenic accumulation and metabolism in rice(*Oryza sativa*

- L.). *Environ. Sci. Technol.* Vol. 36, pp. 962-968.
6. Abedin M.J., Feldmann J. and Megarg A.A., 2002b. Uptake kinetics of arsenic species in rice plants. *Plant Physiology*, Vol. 128, pp. 1120-1128.
 7. Anwar, H.M., Akai, J., Mostofa, K.M., Safiullah, S. and Tareq, S.M., 2002. Arsenic poisoning in groundwater: health risk and geochemical sources in Bangladesh. *Environ. Int.*, Vol. 27, pp. 597-604.
 8. Chang, T.K., Shyu, G.S. and Lin, Y.P., 1999. Geostatistical analysis of soil arsenic content in Taiwan. *Environmental Science Health A: Toxic. Hazard. Subst. Environ. Eng.* Vol. 34, pp. 1485-1501.
 9. Chowdhury, U.K., Biswas B.K., Chowdhury, T.R., Samanta, G., Mandal, B.K. and Basu, G.C., 2000. Groundwater arsenic contamination in Bangladesh and West Bengal, India. *Environ. Health Persp.* Vol. 108, pp. 393-397.
 10. Das, H.K., Sengupta, P.K., Hossain, A., Islam, M. and Islam, F., 2002. Diversity of environmental arsenic pollution in Bangladesh. In: Ahmed MF, Tanveer SA, Badruzzaman ABM, editors. *Bangladesh environment*, Vol. 1. Dhaka, Bangladesh: Bangladesh Paribeh Andolon. pp. 234-244.
 11. Das, H.K., Mitra, A.K., Sengupta, P.K., Hossain, A., Islam, F., Rabbani, G.H., 2004. Arsenic concentrations in river, vegetables, and fish in Bangladesh: a preliminary study. *Environ. Int.* Vol. 30, pp. 383-387.
 12. Fitz W.J. and Wenzel W.W., 2002. Arsenic transformations in the soil-rhizosphere-plant system: Fundamentals and potential application to phytoremediation. *Journal of Biotechnology*, Vol. 99, pp. 259-278.
 13. Heikens A., Panaullah G.M. and Meharg A., 2007. Arsenic behaviour from ground-water and soil to crops: Impacts on agriculture and food safety. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 189, pp. 43-87.
 14. Hsu, K.H., Hsieh, L.L., Chiou, H.Y., Lee, C.J., Wang, C.Y., Lee, T.H. and Chen, C.J., 1999. Comparison of characteristics and arsenic toxicity between residents of southwestern region and northeastern basin in Taiwan: A study on prevalence of hypertension. *Chin J. Public. Health*, Vol. 18 (suppl. 1), pp. 124-133.
 15. Johnson L.R. and Hiltbold A.E., 1969. Arsenic content of soil and crops following use of methanearsonate herbicides. *Soil Science Society of America Proceedings*, Vol. 33, pp. 279-282.
 16. Kilbride, C., Poole, J., Hutchings, T.R., 2006. A comparison of Cu, Pb, As, Cd, Zn, Fe, Ni and Mn determined by acid extraction/ICP-OES and ex situ field portable. *Environ. Pollut.* Vol. 143, pp. 16-23.
 17. Larsen, E.H., Moseholm, L. and Nielsen, M.M., 1992. Atmospheric deposition deposition of trace elements around point sources and human health risk assessment: II. Uptake of arsenic and chromium by vegetables grown near a wood preservation factory. *Sci. Total Environ.*, Vol. 126, pp. 263-275.
 18. Li, G.C., Lin, H.T. and Lai, C.S., 1994. Uptake of heavy metals by plants in Taiwan. *Biogeochem. Trace Elem.* Vol. 16, pp. 153-160.
 19. Lin, H.T., Wong, S.S. and Li, G.C., 2004. Heavy metal content of rice and shellfish in Taiwan. *Journal Food Drug Anal.* Vol. 12, pp. 167-174.
 20. Marin, A.R., Masscheleyn, P.H. and Patrick, W.H., 1992. The influence of chemical form and concentration of arsenic on rice growth and tissue arsenic concentration. *Plant Soil*, Vol. 139, pp. 175-183.
 21. Marin, A.R., Masscheleyn, P.H. and Patrick, W.H., 1993. Soil redox-pH stability of arsenic species and its influence on arsenic uptake by rice. *Plant Soil*, Vol. 152, pp. 245-253.
 22. Mahimairaja S., Bolan N.S., Adriano D.C. and

- Robinson B., 2005. Arsenic contamination and its risk management in complex environmental settings. *Advances in Agronomy*, Vol. 86, pp. 1-82.
23. Masscheleyn P.H., Delaune R.D. and Patrick W.H., 1991. Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. *Environmental Science Technology*, Vol. 25, pp. 1414-1419.
 24. McGeehan, S.L. and Naylor, D.V., 1994. Sorption and redox transformation of arsenite and arsenate in two flooded soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 58, pp. 337-342.
 25. Meharg, A.A. and Rahman, M.D.M., 2003. Arsenic contamination of Bangladesh paddy field soils: implications for rice contribution to arsenic consumption. *Environmental Science Technology*. Vol. 37, pp. 229-234.
 26. Mitra, A.K., Bose, B.K., Kabir, H., Das, B.K. and Hussain, M., 2002. Arsenic-related health problems among hospital patients in southern Bangladesh. *J. Health Popul. Nutr.* Vol. 20, pp. 198-204.
 27. Onken, B.M. and Hossner, L.R., 1996. Determination of arsenic species in soil solution under flooded conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 60, pp. 1385-1392.
 28. Pandey, P.K., Yadav, S., Nair, S. and Bhui, A., 2002. Arsenic contamination of the environment: a new perspective from central-east India. *Environ. Int.* Vol. 28, pp. 235-245.
 29. Rahman, M.A., Hasegawa, H., Rahman, M.M., Miah, M.A.M. and Tasmin, A., 2007a. Arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.): Human exposure through food chain. *Ecotox. Environ. Safe.* (2007), doi:10.1016/j.ecoenv.2007.01.005.
 30. Rahman, M.A., Hasegawa, H., Rahman, M.M., Rahman, M.A. and Miah, M.A.M., 2007b. Accumulation of arsenic in tissues of rice plant (*Oryza sativa* L.) and its distribution in fractions of rice grain. *Chemosphere*, Vol. 69, pp. 942-948.
 31. Rahman, M.A., Hasegawa, H., Rahman, M.M., Islam, M.N., Miah, M.A.M. and Tasmin, A., 2007c. Arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) varieties of Bangladesh: A glass house study. *Water Air Soil Poll.*, Vol. 185, pp. 53-61.
 32. Shaibur, M.R., Kitajima, N., Sugawara, R., Kondo, T., HUQ, S.M.I. and Kawai, S., 2006. Physiological and mineralogical properties of arsenic-induced chlorosis in rice seedlings grown hydroponically. *Soil Sci. Plant Nutr.*, Vol. 52, pp. 691-700.
 33. Smith, A.H., Lingas, E.O. and Rahman, M., 2001. Contamination of drinking-water by arsenic in Bangladesh: a public health emergency. *B. World Health Organ.* Vol. 78, pp. 1093-1103.
 34. Takahashi Y., Minamikawa R., Hattori K.H., Kurishima K., Kihou N. and Yuita K., 2004. Arsenic behavior in paddy fields during the cycle of flooded and non-flooded period. *Environmental Science Technology*, Vol. 38, pp. 1038-1044.
 35. Takamatsu T.H., Aoki H. and Yoshida T., 1982. Determination of arsenate, arsenite monomethylarsenate and dimethylarsinate in soil polluted with arsenic. *Soil Science*, Vol. 133, pp. 239-246.
 36. Tseng, C.H., Tai, T.Y., Chong, C.K., Tseng, C.P., Lai, M.S., Lin, B.J., Chiou, H.Y., Hsueh, Y.M., Hsu, K.H. and Chen, C.J., 2000. Long-term arsenic exposure and incidence of non-dependent diabetes mellitus: a cohort study in arseniasis- hyperendemic villages in Taiwan. *Environ. Health Persp.*, Vol. 108, pp. 847-851.
 37. Ullah, S.M., 1998, Arsenic contamination of groundwater and irrigated soils of Bangladesh. *International Conference on Arsenic Pollution of Groundwater in Bangladesh: Causes, Effects and Remedies*, Dhaka Community Hospital, Dhaka, Bangladesh, pp. 133.
 38. Warren, G.P., Alloway, B.J., Lepp, N.W., Singh,

- B., Bochereau, F.J.M. and Penny, C., 2003. Field trials to assess the uptake of arsenic by vegetables from con-taminated soils and soil remediation with iron oxides. *Science Total Environment*, Vol. 311, pp. 19-33.
39. Weis J.S. and Weis P., 2004. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment International*, Vol. 30, pp. 685-700.
40. Xie, Z.M. and Huang, C.Y., 1998. Control of arsenic toxicity in rice plants grown on an arsenic-polluted paddy soil. *Commun. Soil Science Plan*, Vol. 29, pp. 2471-2477.

收稿日期：民國 97 年 3 月 14 日

修正日期：民國 97 年 4 月 11 日

接受日期：民國 97 年 4 月 14 日