



有機肥料施用對土壤中砷型態之轉變

邱春惠¹ 林浩潭² 李國欽²

1. 屏東縣內埔鄉國立屏東科技大學
2. 臺中縣霧峰鄉臺灣省農業藥物毒物試驗所

(接受日期：民國86年9月15日)

摘 要

邱春惠、林浩潭、李國欽 1997 有機肥料施用對土壤中砷型態之轉變
植保會刊 39: 329-340.

為探討施用有機肥料對土壤中砷型態轉變之影響，於採自中洲及鹽水之土壤中，分別加入五價砷，並施用雞糞堆肥及雞糞，以未施肥者作為對照，控制水分含量於淹水1公分(模擬水田狀態)或10%含水量(模擬旱田狀態)，在第0、3、10、20、31、38、48、56天測定土壤的Eh值及pH值，並進行土壤抽出液中砷物種分離。以0.01 M磷酸作為土壤砷抽出劑，經由Dowex 1-X8 陰離子交換樹脂、Dowex 50W-X8 陽離子交換樹脂及0.1% CH₃COOH、5% CH₃COOH、1 M HCl三種淋洗液，分離土壤抽出液中三價砷(As(III))、五價砷(As(V))、單甲基砷(MMA)、雙甲基砷(DMA)等四種型態砷。水田狀態下，土壤抽出液中三價砷之生成量由高而低依序為：施用雞糞者 > 對照(未施肥) > 施用雞糞堆肥者；而於10%含水量(旱田)狀態下，無論有機肥之種類或施用與否，皆無發現三價砷之生成。水田狀態下，三價砷之生成為土壤Eh下降所致，尤以施用新鮮雞糞者之下降值最大(約200 mV)，此為造成三價砷生成量增加之原因。單甲基砷只有在淹水且施用雞糞土壤中才能偵測得到，其含量約佔土壤抽出液之3%；雙甲基砷之生成，在水田狀態下，除施用雞糞堆肥的中洲土偵測不到外，其餘處理在第40至56天皆可在抽出液中偵測得到約10%之雙甲基砷。

(關鍵詞：有機肥料、三價砷、五價砷、單甲基砷、雙甲基砷、還原電位)

緒 言

砷慢性中毒會引起皮膚病變、膀胱

癌、肺癌、肝癌等⁽¹⁴⁾。砷在生物體內毒性表現，因化學結構而有所不同，其毒性高低依序為：As(III) > As(V) > 有機

砷；環境中砷污染問題最爲人所熟悉者，爲發生於台灣西南沿海地區之烏腳病，起因於受害者長期飲用受砷污染之地下水⁽²⁷⁾；吳芳娥等⁽⁵⁾調查該流行地區地下水及井水中砷含量發現，井水超過飲用水管制標準 50 ppb 者，高達 50 % 以上；在印度發生之砷中毒事件，爲土壤中亞砷酸 (As(III)) 溶出，造成地下水污染⁽¹²⁾所致。

根據李國欽等⁽³⁾之轉載，以水耕法作實驗，亞砷酸對蕃茄之生長阻礙濃度爲 10 ppm，但如以砷酸處理，則蕃茄可耐上述 3 倍以上濃度；利用盆栽試驗結果顯示，土壤含有較高量砷化合物時，水稻之生長和發育都有被抑制之現象，其抑制力大小順序爲： $\text{NaAsO}_2 > \text{NaHAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ；比較水稻之吸收量，亦爲 As (III) > As(V)⁽³⁾。

台灣地區農田土壤砷含量調查資料顯示，本省宜蘭、雲林、嘉義、台南、屏東等縣部分農田土壤中砷含量偏高 (> 10 ppm)⁽¹⁾；砷在土壤溶液中，主要以砷酸 (arsenic acid, As(V))、亞砷酸 (arsenious acid, As(III))、單甲基砷酸 (methanarsenic acid, MMA) 及雙甲基砷酸 (dimethylarsenic acid, DMA) 四種型態存在，這四種型態砷間會受到土壤之氧化、

還原狀態、酸鹼值及微生物的作用，而在型態上發生轉變，其中氧化、還原狀態關係到無機砷 (As(III) 與 As(V)) 間之轉變，微生物則影響到砷甲基化及去甲基化作用^(2, 20, 28)，在受砷污染之土壤中，高 Eh 值 (200 ~ 500 mV) 時，土壤溶液中砷之主要型態爲 As(V)，Eh 值低於 100 mV 時，以 As(III) 爲主^(17,23)。土壤中 As(III) 易經由滲濾作用 (leaching) 而污染地下水⁽²⁰⁾，人體可能經由飲水而造成砷中毒。

有機肥料之施用，因有機農業之提倡而漸趨普遍，但有機肥料之加入土中，會引起土壤生態系統轉變，而造成土壤生物相及物理、化學性改變⁽⁶⁾，且土壤中有機質會還原土壤中之金屬，使形成較低價之金屬離子⁽²⁶⁾，間接改變金屬離子之化學性與動態；本研究之目的在探討有機肥料 (雞糞堆肥及雞糞) 施用對土壤中砷型態轉變之影響，以爲環境保護及維護農產品品質之參考。

材料與方法

供試土壤

本試驗所採用之土壤爲台南中洲地區及鹽水地區之水稻田土壤，土壤性質如表

表一、供試土壤性質

Table 1. The properties of soils in the experiment

Soil properties	Jongjou soil	Yanswi soil
pH	7.79	8.23
Sand (%)	45.6	27.6
Silt (%)	45.7	47.7
Clay (%)	8.70	24.7
Texture	sandy loam	silt loam
CEC (cmol/kg)	9.51	8.15
Organic carbon (g/kg)	17.5	23.9
Fe (mg/kg)	1,687	1,876
Mn (mg/kg)	226	223
As (mg/kg)	7.95	6.94

一所示。

供試有機肥料

有機肥料分為雞糞及雞糞堆肥二種，雞糞為未經腐熟，僅加以風乾、打碎、過篩(10 mesh, 2 mm)處理。雞糞堆肥來自台中改良場，為雞糞經腐熟，翻堆處理，此堆肥於室溫下風乾一天，再經過篩(10 mesh, 2 mm)，以供試驗。有機肥料之成份如表二所示。

孵育試驗

取 25 g 土壤，分別以未施有機肥(對照組)，施用雞糞堆肥(5%)及施用雞糞(5%)三種處理，經充份攪拌均勻後，每一處理各加五價砷(磷酸鈉)1250 μg ，並控制水分含量，處理分別為：(1). 10%水分含量，以模擬旱田，(2). 淹水 1 cm，模擬水田。置恆溫箱中，進行孵育(20°C，12小時；25°C，12小時)，藉稱重以補充散失水分，於第 0、3、10、20、31、38、48、56 天採樣，進行還原電位

表二、有機肥料之成分分析

Table 2. The composition of organic fertilizers

Composition	Poultry manure	Poultry manure compost
pH	8.8	7.8
H ₂ O (%)	9.8	16
C/N ratio	14.7	4.78
Organic Carbon (%)	44.1	33.3
N (g/kg)	30	70
P (g/kg)	36	16
K (g/kg)	23	23
Ca (g/kg)	171	123
Mg (g/kg)	12.3	9
As (mg/kg)	1.47	1.48

(Eh 值)、pH 值、水分含量及不同型態砷之分析。

不同型態砷之分析方法

1. 土壤中砷之抽出

稱取 20 g 供試土壤，入 250 ml 三角瓶中，加入 100 ml 0.01 M H₃PO₄，振盪 1 小時，抽取之。

2. 四種型態砷之分離方法^(13, 29, 8)

取 4.6 g 樹脂(Dowex 1-X8, 100-200 mesh, chloride form anion exchange resin from Bio-Rad)，裝填於管徑 1 cm 之玻璃管柱內，以純水潤濕後，分別加入 6 ml 1 M NaOH，20 ml 純水，10 ml 1 M CH₃COOH 及 17 ml 0.1% CH₃COOH 淋洗。取 5 ml 0.01 M H₃PO₄ 砷抽出液加入管柱內開始收集，待滴盡後，再加入 15 ml 0.1% CH₃COOH，收集此二步驟之淋洗液，此淋洗液中含有 As(III) 及 DMA；再加 20 ml 5% CH₃COOH 淋洗，則淋洗液中含有 MMA；再加 25 ml 1 M HCl 淋洗，此淋洗液含 As(V)。

取 1.6 g Dowex 50W-X8 樹脂(100-200 mesh, hydrogen form cation exchange resin from Bio-Rad)，裝入管徑 1 cm 之玻璃管內，先以 4 ml 0.1% CH₃COOH 淋洗，滴盡後，倒入 20 ml 含 As(III) 及 DMA 之淋洗液，淋洗液棄之；再加入 5 ml 0.1% CH₃COOH 淋洗，收集淋洗液，此淋洗液含 As(III)。將收集之各淋洗液以 G.F.A.A. (graphite furnace atomic absorption spectrometer) 偵測含量，DMA 量為 DMA + As(III) 量減去 As(III) 量。

使用儀器及分析條件

測砷用儀器為：Varian SpectrAA-300 Zeeman Graphite Atomic Absorption Spectrometer，儀器條件設定如下：陰極管電流 10 mA，波長 193.7 nm，狹縫寬度 0.5 nm。石墨爐之溫度設定如下：乾

燥過程 (350 °C, 20 秒), 灰化過程 (600 °C, 20 秒), 原子化過程 (2,700 °C, 3.5 秒), 利用 1,000 mg/kg Ni 配於 0.5 M HNO₃ 之溶液作為測定之背景校正液。

還原電位測定

利用 Orion 290A 還原電位計偵測還原電位。將土壤樣品均勻攪拌後, 至少讓電極滯留 10 分鐘, 待穩定 (Eh 的變化 < 2mV/min) 後讀值^(10, 9), 並經 pH 值校正⁽⁴⁾, 其校正式如下: $Eh_7 = EMF + 59(pH - 7)$ Eh₇ 表 pH 為 7 時的還原電位, EMF 是實測得之電動勢, 59 為每增加一個 pH 單位時, 所增加之電壓。

pH 值測定

水: 土 = 1 : 1 (V/W), 平衡半小時後, 以 pH 計測定⁽¹⁵⁾。

結果與討論

土壤中砷之抽出與分離

依據 Ficklin⁽¹³⁾ 對底泥中不同砷型態的研究, 認為以 4 M HCl 有最佳之抽出效果, 然而經試驗發現, 該方法會有 80 % 的 As(III) 會轉變為 As(V)⁽⁸⁾。又根據 Peryea⁽²²⁾ 認為磷酸會誘導砷酸之釋出, 因此以 0.1 M H₃PO₄ 及 0.01 M H₃PO₄ 進

行抽出試驗。稱取 10 g 風乾土壤, 分別加入 500 μg 亞砷酸, 再以 50 ml 之 0.1 M HCl, 0.1 M H₃PO₄ 及 0.01 M H₃PO₄ 為抽出劑, 振盪 1 小時, 抽取分離之。所得結果如表三, 由表三可知, 0.1 M H₃PO₄ 抽取下, As(III) 佔抽出性砷之 46.9 %, 而 As(V) 佔抽出性砷之 53.1 %, 表示仍有大量的 As(III) 會轉變為 As(V); 以 0.01 M H₃PO₄ 為抽出劑者, As(III) 佔抽出性砷之 72 %, 顯示抽出性 As(III) 的比例已大為提高, 因此以 0.01 M H₃PO₄ 做為抽出劑。

As(III)、As(V)、DMA 及 MMA 等四種型態砷經離子交換方法之回收率, 分別為 99.7、100、100 及 98.6 % (見表四); 四種型態砷加入土壤後, 再經上述之抽出及分離等步驟後的回收率, 分別為 33.6、41.6、66.2 及 56.5 % (見表五)。

施用不同有機肥料於淹水土壤中五價砷型態轉變之情形

表六為施用不同有機肥於淹水土壤 (模擬水田狀態) 後, 於孵育期間, 土壤抽出液中三價砷之百分比, 中洲砂質壤土施用雞糞堆肥之土壤抽出液中, 三價砷含量僅於 0 天可測出 2 %, 其餘至第 8 週 (56 天) 皆偵測不到三價砷; 施用雞糞者則於第 3 天至第 8 週皆維持 40 % 以上, 其中第 20 天至第 38 天可高達 60 %, 至第 48 天稍降

表三、As(III) 佔 0.1 M 磷酸與 0.01 M 磷酸可抽出砷之百分比

Table 3. Recovery of 0.1 M and 0.01 M H₃PO₄ extractable As(III) in soil spiked with As(III) previously

Item	0.1 M H ₃ PO ₄ extraction	0.01 M H ₃ PO ₄ extraction
As(III) spiked (μg)	500	500
Total extractable As (μg)	194	237
% of Extractable As	38.8	47.4
Extractable As(III) (μg)	90.9	170
Recovery of As(III) extraction (%)	46.9	72.0

至 40%，第 56 天上升至 51%；對照組（未施有機肥）則於第 10 天高達 35%，以後逐漸下降。

鹽水坩質壤土施用雞糞堆肥者，於第 3 天至第 20 天土壤抽出液中皆偵測不到，三價砷，於第 38 天至第 56 天有少量存在，約 8~15%；施用雞糞者三價砷之百分比於試驗開始即逐漸增加，至第 20 天可達 70%，隨後稍有下降，但至第 56 天

仍維持 50~55%，由表六之資料可知，中洲、鹽水二種土壤中三價砷之生成量由高而低依序皆為：施用雞糞 > 對照組 > 施用雞糞堆肥。

圖一、圖二、圖三，分別為五價砷在淹水土壤中施用雞糞堆肥、未施用有機肥及施用雞糞條件下，其型態轉變之情形；各處理土壤之 Eh 值經測定結果，示之於圖四，中洲施用雞糞堆肥之淹水土壤之

表四、四種型態砷經離子交換方法分離之回收率

Table 4. Recovery of As speciation by ion exchange method

As species	As spiked (μg)	Measured (μg)	Recovery (%)
As(III)	50.0	49.9	99.7
As(V)	47.6	47.6	100
DMA	50.8	50.8	100
MMA	44.5	43.9	98.6

表五、四種型態砷加入土壤再經抽出分離後之回收率

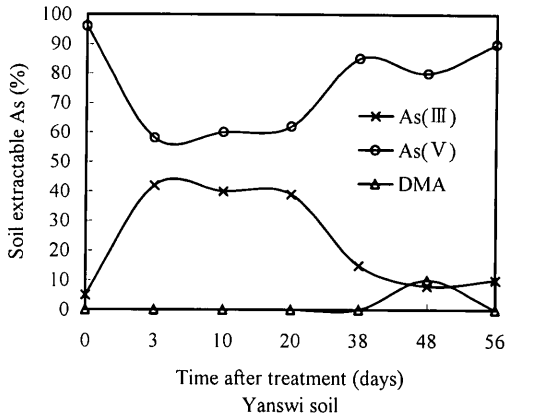
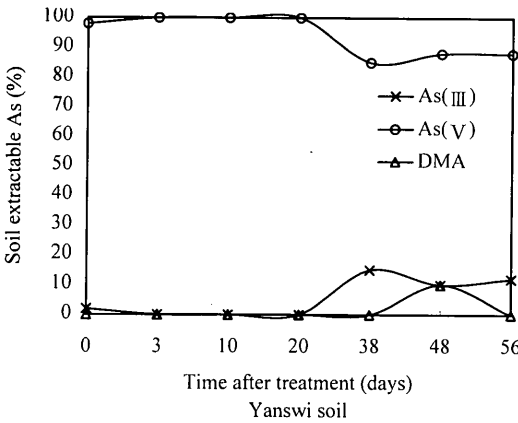
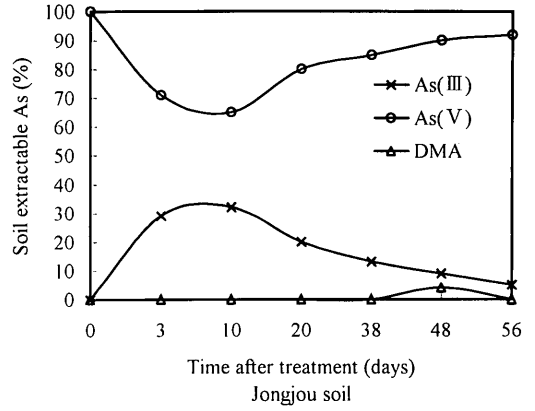
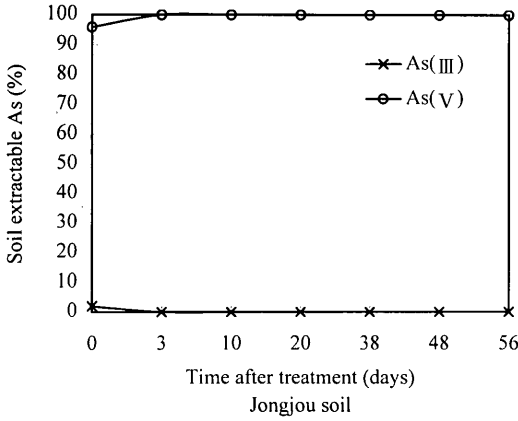
Table 5. Recovery of As extraction and speciation method

As species	As spiked (μg)	Measured (μg)	Recovery (%)
As(III)	10.0	3.36	33.6
As(V)	10.0	4.16	41.6
DMA	10.0	6.62	66.2
MMA	10.0	5.65	56.5

表六、施用有機肥之淹水土壤抽出液中三價砷之含量百分比 (%)

Table 6. Percent of As(III) content in flooded soil after organic fertilizer amendment

Day after amendment	Jongjou			Yanswi		
	Poultry compost amendment	Poultry manure amendment	C.K. (no fertilizer amendment)	Poultry compost amendment	Poultry manure amendment	C.K. (no fertilizer amendment)
0	2	12	2	2	8	5
3	0	43	30	0	45	43
10	0	44	35	0	58	40
20	0	60	25	0	70	35
38	0	60	15	15	55	15
48	0	40	8	8	50	10
56	0	51	6	12	55	5



圖一、As(V)在淹水且施用雞糞堆肥的土壤中型態轉變之情形。

Fig. 1. Transformation of As(V) in the flooded soils that treated with poultry compost.

圖二、As(V)在淹水土壤中型態轉變之情形。

Fig. 2. Transformation of As(V) in the flooded soils.

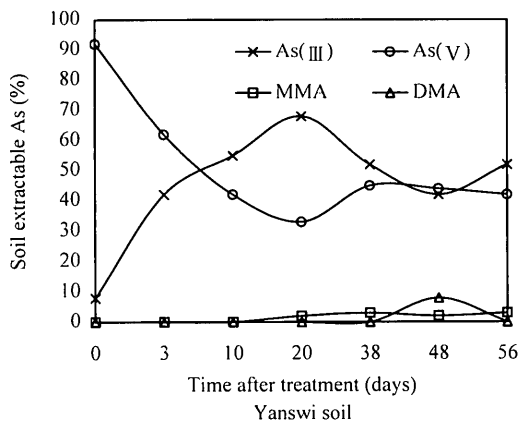
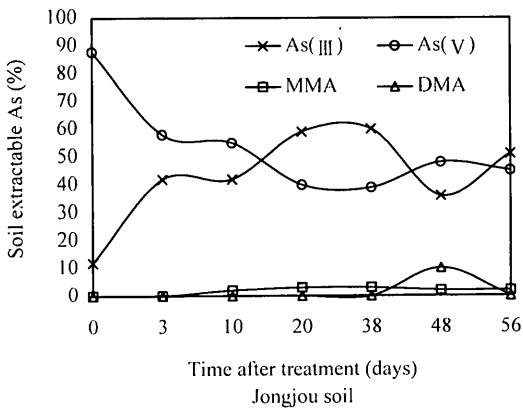
Eh 值為 350 ~ 500 mV，未施用有機肥者為 100 ~ 200 mV，施用雞糞者維持在 -200 mV；鹽水施用雞糞堆肥之淹水土壤 Eh 之值自第 3 天至 20 天約為 300 ~ 400 mV，至第 30 天後降至 100 mV，並維持至第 8 週；而施用雞糞之淹水土壤之 Eh 值均維持於 -200 mV，未施用有機肥者為 -50 ~ 50 mV。通氣良好的土壤 Eh 值為 400 ~ 700 mV，輕度還原土壤為 100 ~ 400 mV，還原土壤為 -100 ~ 100 mV，強還原土壤為 -100 ~ -300mV⁽²¹⁾，因此，施用雞糞之淹水土壤呈強還原狀態；未施

用者呈還原狀態；施用雞糞堆肥者呈輕度還原狀態。家畜糞便的施用，會造成土壤 Eh 值降低^(19, 24)，如施用於通氣不良之土壤中，有機物呈嫌氣狀態，分解不完全，形成中間產物如醋酸、乳酸、丁酸、酚酸及乙醛等⁽⁷⁾，這些物質皆為土壤中電子之提供者⁽²⁵⁾，勢必使土壤處於還原狀態，Eh 值降低。雞糞堆肥可能由於經過翻推、腐熟過程中，低級脂肪酸被分解，翻堆過程中所形成之氧化狀態或氧化物質的加入，足以使土壤即使在淹水狀態下，仍維持 Eh 值在 300 mV 以上。至於鹽水土

壤在後期 Eh 值之下降現象，可能由於土壤中有機質含量高，在後期雞糞堆肥已不足以支付有機質分解所需之氧量。Masscheleyn 等人⁽¹⁶⁾之試驗指出，在未控制 pH 下，Eh 值達 -200 mV 時，污泥中砷的型態以三價砷為主，Eh = 0 mV 以上，則以五價砷為主。砷污染土壤淹水 2 cm，且 Eh 值低於 100 mV 時，土壤中砷之主要物種為三價砷⁽¹⁷⁾。比較土壤中砷型態轉變與 Eh 變化之結果，可發現施用新鮮雞糞之淹水土壤 Eh 值 (-200 mV) 最低，還原狀態最強，土壤抽出液中三價砷含量

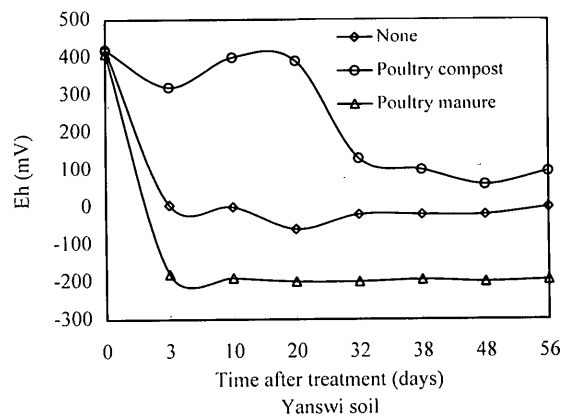
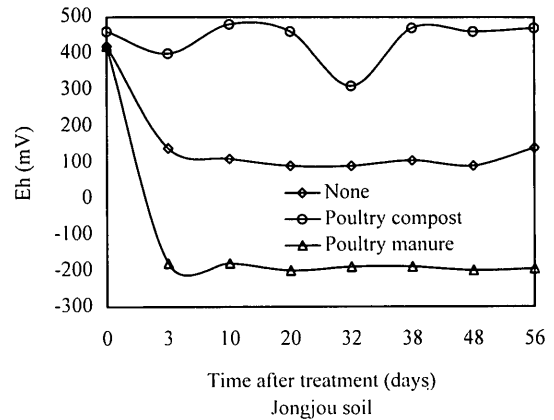
百分比最高，未施有機肥之土壤 Eh (-50 ~ 200 mV) 次低，土壤抽出液中三價砷含量百分比次之；施用雞糞堆肥者，Eh 值 (300 ~ 500 mV) 呈輕度還原狀態，土壤抽出液中三價砷含量百分比最低。

由圖一、二、三可發現，除了中洲施用雞糞堆肥之土壤外，其餘各處理土壤在第 40 天時，土壤抽出液中皆可發現雙甲基砷 (DMA)，其含量佔總抽出砷量之 8 ~ 10 %。無機砷在微生物及厭氣狀態下，可經由還原及甲基化轉為 MMA、



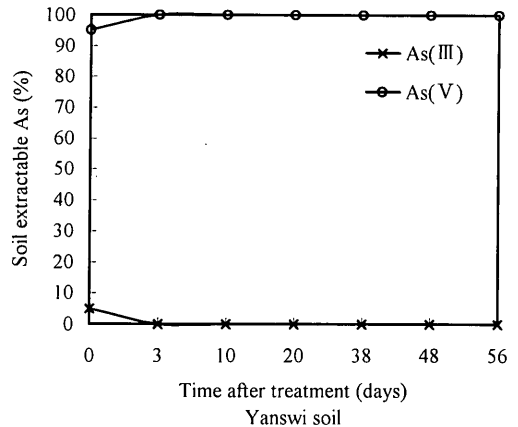
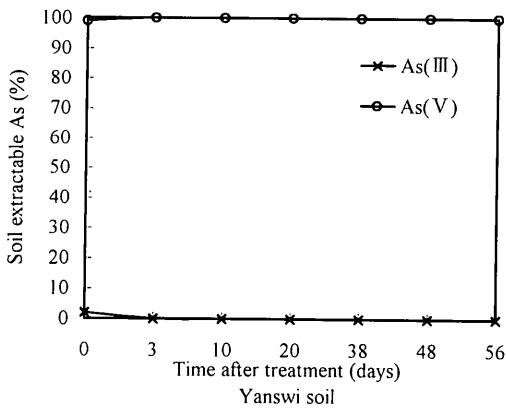
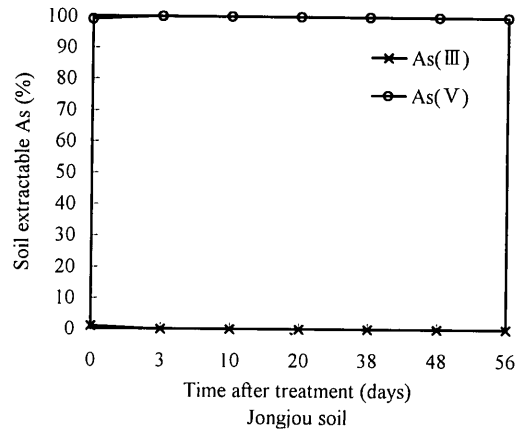
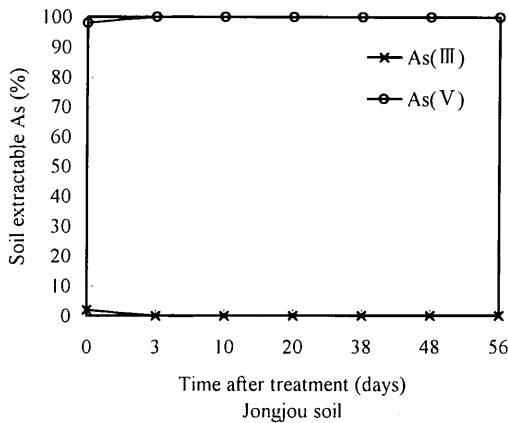
圖三、As(V) 在淹水且施用雞糞的土壤中型態轉變之情形。

Fig. 3. Transformation of As(V) in the flooded soils that with poultry manure amendment.



圖四、施用與未施用有機肥料於添加 As (V) 的淹水土壤中還原電位變化情形。

Fig. 4. The exchange of Eh (mV) of flooded soils during incubation period that added As(V) and with or without organic fertilizer amendment.



圖五、As(V)在10%水份含量且施用雞糞堆肥的土壤中型態轉變之情形。

Fig. 5. Transformation of As(V) in soils content 10% H₂O and with poultry manure compost amendment.

圖六、As(V)在10%水份含量土壤中型態轉變之情形。

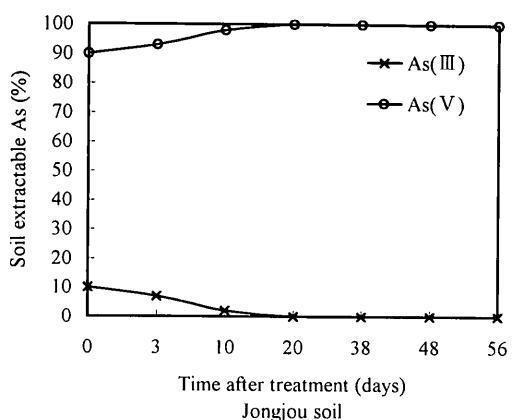
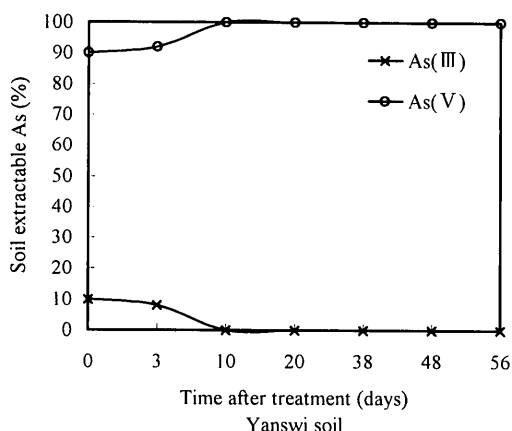
Fig. 6. Transformation of As(V) in soils content 10% H₂O.

DMA⁽¹⁸⁾；Brannon 與 Patrick⁽¹¹⁾對底泥之研究發現，As(III)含量高時，通常伴隨著有機砷的產生，因此一部份 As(III)可能受微生物作用而轉變成 DMA，此即為第 40 天時 DMA 之產生及 As(III) 百分比下降之原因，且顯示 DMA 的產生需要高量的 As(III) 存在土壤中一段時間。MMA 出現於施用雞糞之淹水土壤中(見圖三)，二種土壤孵育 10 天後，中洲土壤抽出液中含有 2.8% MMA，鹽水土壤含有 2.9% MMA，對照 Eh 值之變化(圖四)，可知 MMA 須在 Eh 值低(-200 mV)之情況

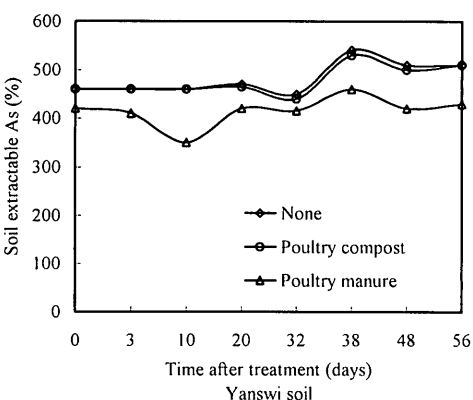
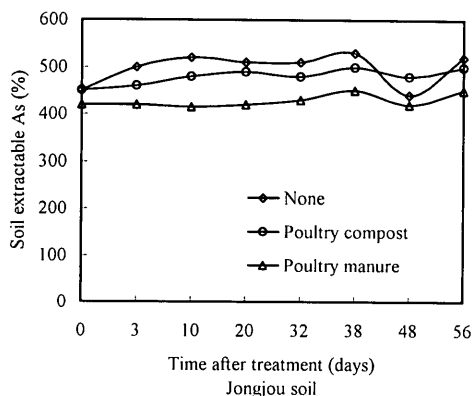
下，方可產生。

施用不同有機肥於 10% 土壤含水量(模擬旱田)五價砷轉變之情形

圖五至圖七為施用不同有機肥於 10% 土壤含水量之土壤中，五價砷之轉變情形，施用雞糞堆肥與未施肥(對照組)之土壤抽出液中，砷皆以五價砷之型態存在。施用雞糞者(見圖七)之中洲土壤於孵育第 20 天起，鹽水土壤於孵育第 10 天起，土壤抽出液中砷型態亦皆為五價砷。對照圖八之還原電位變化情形，可知各處



圖七、As(V)在10%水份含量且施用雞糞的土壤中型態轉變之情形。
 Fig. 7. Transformation of As(V) in soils content 10% H₂O and with poultry-manure amendment.



圖八、施用與未施用有機肥料於添加As(V)的10%水份含量土壤中還原電位變化情形。
 Fig. 8. The exchange of Eh (mV) of 10% H₂O content soils during incubation period that added As(V) and with or without organic fertilizer amendment.

理之 Eh 值皆維持在 350 ~ 550 mV 間，即土壤如呈旱田 (通氣良好) 狀態，無論雞糞、雞糞堆肥或未施肥，皆不會引起三價砷之生成。

引用文獻

1. 行政院環境保護署 1989 台灣地區土壤重金屬含量調查總報告 (1)、(2)、(3)、(4)。臺北市。
2. 李國欽、陳君哲 1991 不同型態砷

於土壤中之轉變速率試驗。植保會刊 33: 305-313。

3. 李國欽、費雯綺 1980 稻田土壤含砷量與植株含砷量及生長情形相關關係探討。植保會刊 22: 101-102。
4. 李國貞 1977 白金電極構造及表面狀態對土壤還原電位測值的影響。中興大學土壤學系學士論文 39 頁。
5. 吳芳娥、賀克勤、馮金源、陳麗玲 1993 烏腳病流行地區飲用水井含砷量檢測計畫報告。行政院環境保護署

- EPA054820150號報告。
6. 洪崑煌 1989 有機農業之策略。有機農業研討會專集 61-68 頁。臺中區農業改良場編印。
 7. 徐玉標、張尊國、張文亮 1992 台灣禽畜排洩物對農田灌溉之污染 195-217 頁。農業資材對環境之影響研討會專集。
 8. 陳君哲、李國欽 1991 田間土壤中四種不同型態砷含量之調查及淋洗試驗。植保會刊 33: 314-322。
 9. Bailey, L. D., and Beauchamp, E. G. 1971. Nitrate reduction and redox potentials measured with permanently and temporarily placed platinum electrodes in saturated soils. *Can. J. Soil Sci.* 51: 59-63.
 10. Bohn, H. L. 1968. Electromotive force of inert electrodes in soil suspensions. *Soil Sci. Soc. Amer. Pro.* 32: 211-215.
 11. Brannon, J. M., and Patrick, W. H. Jr. 1987 Fixation, transformation, and mobilization of arsenic in sediments. *Environ. Sci. Technol.* 21: 450-459.
 12. Chatterjee, A. D. Das, and Chakraborti, D. 1992. A study of ground water contamination by arsenic in the residential area of Behala Calcutta due to industrial pollution. *Environ. Pollut.* 80: 57-65.
 13. Ficklin, W. H. 1990. Extraction and speciation of arsenic in lacustrine sediments. *Talanta* 38: 831-834.
 14. Ishinishi, N., Tsuchiya, K. Vahter, M., and Fowler, B. A. 1986. Arsenic, In *Handbook on the Toxicology of Metals*, 2nd edition. (L. Friberg, G. F. Nordberg and V. Vouk eds.), p.43-83. Elsevier Sci. Publishers, N. Y.
 15. Jackson, M. L. 1958. *Soil Chemical Analysis*. Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, N. Y.
 16. Masscheleyn, P. H., Delaune, R. D., and Patrick, W. H. Jr. 1991a. Arsenic and selenium chemistry as affected by sediment redox potential and pH. *J. Environ. Qual.* 20: 522-527.
 17. Masscheleyn, P. H., Delaune, R. D., and Patrick, W. H. Jr. 1991b. Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. *Environ. Sci. Technol.* 25: 1414-1419.
 18. McBride, B. C., and Wolfe, R. S. 1971. Biosynthesis of dimethylarsine by methanobacterium. *Biochem.* 10: 4312-4317.
 19. Miller, W. P., Martens, D. C., and Zelazny, L. W. 1985. Effects of manure amendment on soil chemical properties and hydrous oxides. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 856-81.
 20. O'neill, P. 1990. Arsenic. In *Heavy metals in soils*. (B. J. Alloway ed.), p.83-99. John Wiley & Sons, N. Y.
 21. Patrick, W. H., Jr., and Mahapatra, I. C. 1968. Transformations and availability to rice of nitrogen and phosphorus in water logged soils. *Adv. Agron.*, 20: 323-359.
 22. Peryea, F. J. 1991. Phosphate-induced release of arsenic from soils contaminated with lead arsenate. *Soil Sci. Am. J.* 55: 1301-1306.
 23. Sadiq, M., Zaida, T. H., and Mian, A. A. 1983. Environmental behavior of arsenic in soils: Theoretical. *Water Air Soil Pollut.* 20: 369-377.
 24. Schmitt, M. A., Sawyer, J. E., and Hoelt, R. G. 1992. Incubation of inject-

- ed liquid beef manure: Effect of time and manure rate. *Agron. J.* 84: 224-228.
25. Sposito, G. 1989. Electrochemical phenomena. *The chemistry of soils.* p.179-207. Oxford University Press Inc., N. Y.
26. Stevenson, F. J. 1985. Geochemistry of soil humic substances. In *Humic substances in soil, sediment, and water.* (G. R. Aiken, D. M. Mcknight, R. L. Wershaw and P. Maccarthy eds.), p.13-52. John Wiley & Sons, N. Y.
27. Tseng, W. P. 1977. Effects and dose-responses relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. *Environ. Health Perspect.* 19: 109-119.
28. Woolson, E. A. 1977. Fate of arsenicals in different environmental substrates. *Environ. Health Perspect.* 19: 73-81.
29. Xu, H., Allard, B., and Grimvall, A. 1991. Effects of acidification and natural organic materials on the mobility of arsenic in the environment. *Water, Air, Soil Pollut.* 57-58: 269-278.

ABSTRACT

Chou, C. H.¹, Lin, H. T.², and Li, G. C.² 1997. Transformation of Soil Arsenics by Application with Organic Fertilizer. *Plant Prot. Bull.* 39: 329-340. (¹Dept. of Environmental Protection, National Pingtung University of Science and Technology, Pingtung, Taiwan, R.O.C.; ² Taiwan Agricultural Chemicals and Toxic Substances Research Institute, Wufeng, Taichung, Taiwan, R.O.C.)

In order to study the transformation of arsenicals in the soil after organic fertilizer amendment, poultry manure compost and poultry manure were added into two different soils, which were collected from Jongjou and Yansui in Tainan county. The Jongjou soil belongs to sandy loam, and Yansui soil is silty loam. Soils were kept on flooded and upland condition respectively during incubation period. For the experiments under flooded condition, the soil sample was flooded with water about 1 cm in depth. For the experiments under upland condition, the soil water content was kept at 10%. Soil samples were collected on the incubation day 0, 3, 10, 20, 31, 38, 48, 56. The As(III), As(V), MMA and DMA in soil were extracted by 0.01 M H₃PO₄, separated by the methods of ion exchange and measured by atomic absorption. Under flooded condition, the formation of As(III), as expressed by the percent of As(III) in total As, was highest in the poultry manure amendment soil, and followed by the non-fertilizer amendment soil, then poultry manure compost amendment soil. With poultry manure compost amendment, the soil Eh value increased from 100 to 500 mV on Jongjou soil, and from 0 to 450 mV on Yansui soil within 20 days. Under this condition, the arsenicals mainly existed as As(V). Poultry manure amendment made the Eh value decreased from 100 to -200 mV on Jongjou soil, and from 0 to -200 mV on Yansui soil. The decrease of Eh value caused about 50% of As(V) transformed to As(III) on two soils. Under 10% of the soil water content, the soil Eh value was kept on the range of 400 to 500 mV, during the incubation period. About 100% of the extractable arsenicals was in the form of As(V), no matter what kind of the fertilizer amendment was. In the soil extracts, 3% of total arsenicals was in the form of MMA, under flooded and poultry manure amendment. About 10% of total arsenicals in the soil extract was in the form of DMA, within 40 to 50 days under flooded condition. Except the poultry compost amendment of Jongjou soil.

(Key words: organic fertilizer, arsenate, arsenite, methanearsonic acid, dimethylarsinic acid, soil, redox potential)