

## 降低地下水中砷含量之方法比較

廖崇億<sup>1</sup> 廖倍滋<sup>1</sup> 陳琦玲<sup>2,\*</sup>

### 摘要

廖崇億、廖倍滋、陳琦玲。2016。降低地下水中砷含量之方法比較。台灣農業研究 65(4):420–429。

地下水為台灣中南部主要灌溉水源之一，然因地質因素，地下水砷含量常超過灌溉水質標準 ( $0.05 \text{ mg L}^{-1}$ )。為提供農業安全的灌溉水質，並減緩土壤砷的累積，本研究試用多種移除砷之方法，包含化學混凝法、陰離子交換法、電凝法、吸附法、氧化沉澱法等，先在實驗室以小量從現地取回之灌溉水篩選砷去除效率較佳者，進行雲林東勢鄉和北港鎮之現場  $2 \text{ Mg}$  水量除砷之驗證。試驗與評估結果顯示，以化學混凝法、氧化沉澱法較有效益，依地下水砷濃度與處理方法差異約需 1–30 d。但受限於農地不易提供反應的儲水設備空間，故此兩種方法以提供設施栽培或滴灌栽培等少量用水農法較為可行。

關鍵詞：地下水、砷、化學混凝法、氧化沉澱法。

### 前言

地下水中之砷 (arsenic; As) 源於富含砷之礦物藉生物作用、地質化學反應或人為活動等溶解或轉移至地下水 (Smedley & Kinniburgh 2002; Sohel *et al.* 2009)。國際癌症中心 (International Agency for Research on Cancer) 將砷列為人類已知致癌物，因此砷長期以來為全球的公共衛生與環境污染整治之重點議題之一，特別在常以地下水作為飲用水之亞洲地區，如印度、巴基斯坦、中國、孟加拉和台灣等 (Roychowdhury *et al.* 2002; Meharg & Rahman 2003; Fendorf *et al.* 2010; Fu *et al.* 2011)。在 1960 年代台灣西南沿海爆發烏腳病，乃因長期飲用含高濃度砷之井水導致，後來隨自來水接管率增加，飲用水經自來水廠處理後，近 40 年來台灣鮮有再發生烏腳病之案例；但至今台灣中南部仍以地下水作灌溉農田及養殖魚塢等用途，據調查約有 20% 農業區地下水值超過灌溉水質標準  $0.05 \text{ mg L}^{-1}$ ，其中雲林

農業區地下水砷約有 25% 超過  $0.05 \text{ mg L}^{-1}$  灌溉水質標準 (Chen *et al.* 2014)。

植體砷含量常和土壤或灌溉水中含砷量成正相關 (Williams *et al.* 2006)；然因土壤-植物障礙影響 (Chaney 1980)，植體砷含量達到對人體造成危害之濃度時，作物已受到毒害，因此人類因食用高含砷量作物，而危害健康之風險甚低；但長期使用含砷地下水灌溉農地，將造成土地中砷累積超過土壤重金屬監測或管制標準，產生農地利用問題，亦有可能危害人體健康。為降低砷在土壤中之累積，長久之計為拓展以地面水為水源之水利系統或是現地整治，或是尋求現場可用之簡易地下水除砷方法。本研究之目的即評估一有效且低成本之處理方法，供農友使用之參考。

常用於除砷之方法包含混凝沉澱法、離子交換法、吸附法、濾膜法、電化學法與氧化技術等，但對於不同水質其移除效率不同，且成本亦不同 (Kim & Benjamin 2004; Hansen & Grandon 2006; Iqbal *et al.* 2007; Mohan &

投稿日期：2015 年 12 月 29 日；接受日期：2016 年 4 月 1 日。

\* 通訊作者：chiling@tari.gov.tw

<sup>1</sup> 農委會農業試驗所農業化學組研究助理。台灣 台中市。

<sup>2</sup> 農委會農業試驗所農業化學組研究員。台灣 台中市。

Pittman 2007; Malik *et al.* 2009; Singh *et al.* 2015)。本研究係針對台灣西南部的地下水探討數種移除砷之處理方式，包括 (1) 化學混凝法，(2) 陰離子交換樹脂，(3) 吸附法，(4) 電化學法；(5) 氧化沉澱法等，並在現場 (on site) 進行大量地下水除砷方法評估與比較。

## 材料與方法

### 供試地下水樣篩選

為快速檢測地下水中砷，使用砷快速檢測套組 (MERCK Ltd., Darmstadt, Germany)，進行含砷地下水初步篩選，以選定砷含量較高的地下水進行試驗，快篩套組可檢測範圍為 0–3 mg L<sup>-1</sup>，精密度約 0.5 mg L<sup>-1</sup>。

### 實驗室移除地下水中砷之試驗

以採自雲林縣東勢鄉、北港鎮等地之地下水進行除砷試驗，測試除砷方法如下：(1) 陰離子交換樹脂：以磁石攪拌混合定量水樣 (0.5 L) 和陰離子交換樹脂 (30 g)，於不同時間 (10, 20, 30 min) 下比較砷去除率。(2) 碳吸附法：以活性炭作吸附劑，以 150 mL 的水樣，比較不同活性炭量 (0.06–1.92 g) 之除砷率。(3) 電化學法：以陽極 (鐵) 為犧牲電極，釋放金屬離子，在氧化還原作用中形成氫氧化物的膠羽，同時電場可助於膠羽形成而沉澱，測試不同電流 (2 A/4 A) 和電壓 (10 V/20 V/30 V) 之去除砷效率。(4) 化學混凝法，比較氯化鐵添加量差異與氧化劑選擇 (過氧化氫和次氯酸鈉) 之砷去除效率，依水量添加氯化鐵至濃度為 20 mg L<sup>-1</sup>，另再添加次氯酸鈉或過氧化氫至濃度為 10 mg L<sup>-1</sup>。

### 現場移除地下水中砷之試驗

地點選擇以雲林縣東勢鄉 (N 120.255, E 23.673) 與北港鎮 (N 120.307, E 23.614) 兩處農地，以放置兩組 2 Mg 水量之水桶，進行試驗，並依試驗需求，於出水口加裝過濾器 (10 μm 濾心)。根據實驗室試驗結果，選擇除砷效率佳與低成本者之除砷法，包括電凝法、吸附法、化學混凝法與氧化沉澱法進行方法比較：(1) 電凝法，犧牲極棒作用表面積 1,554 cm<sup>2</sup>

之 2 重複試驗，以 50 V/5 A 於 10、20 及 30 min 不同作用時間下測試除砷效果。(2) 吸附法，以商品化濾材-除鐵砂 (DMI-65, Rotek) 填充於過濾匣中，檢測經過濾之水，評估其除砷效果。(3) 化學混凝法，添加氯化鐵、次氯酸鈉，利用化學混凝評估除砷效率；(4) 氧化沉澱法，將地下水抽取後，靜置於儲水桶中 (圖 1)，由取水孔取水樣分析砷、鐵濃度。

### 地下水水質與試驗樣本分析

地下水水質樣本收集後，以手提式水質檢測器分析 (WTW Multi-340i, Weilheim, Germany) 檢測水質酸鹼值 (pH) (NIEA W424.52A) (Environmental Analysis Laboratory 2008)、電導度 (electrical conductivity; EC) (NIEA W203.51B) (Environmental Analysis Laboratory 2000)，另取同一樣本約 250 mL，添加硝酸使 pH < 2 以保存樣本。水樣前處理參考環檢所水中元素萃取消化法—微波輔助酸消化法 (NIEA W312.51C) (Environmental Analysis Laboratory 2013) 進行，總砷量測以感應耦合電漿質譜儀 (inductively coupled plasma-mass spectrometry, ICP-MS, 7500C, Agilent, USA) (NIEA W313.52B) (Environmental Analysis Laboratory 2009) 檢測；水中鐵與錳分析，則以感應耦合電漿原子發射光譜分析儀 (inductively coupled plasma-optical emission spec-

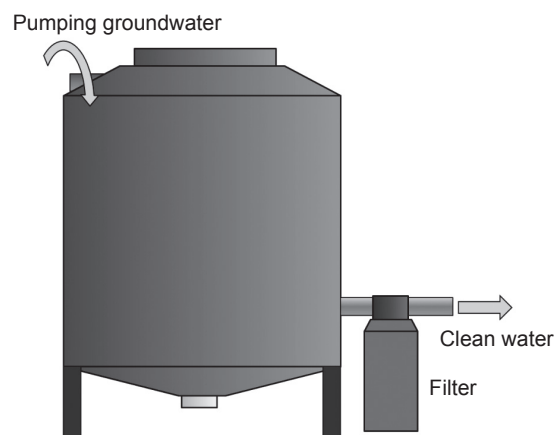


圖 1. 現場地下水除砷用儲水桶示意圖。

Fig. 1. A conceptual diagram of facility for groundwater arsenic removal in the field.

trometer, ICP-OES, Ultima 2C, Horiba Jobin Yvon, USA) (NIEA W311.53C) (Environmental Analysis Laboratory 2014) 檢測。各試驗樣本皆進行 2 重複分析，以確認再現性。

## 結果與討論

### 實驗室除砷試驗

**陰離子交換樹脂：**試驗採用強鹼型陰離子樹脂，此類樹脂與  $\text{As}^{(\text{V})}$  砷酸根 ( $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ 、 $\text{HAsO}_4^{2-}$ ) 有較高之親和性。將砷濃度為  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$  之原水經陰離子樹脂以水：樹脂為 17：1 混合處理後，雖可降低水中砷濃度，但其效果不佳，除砷率僅約 25%。造成陰離子交換樹脂效果差之原因，應與離子競爭效應（如硫酸鹽與硝酸鹽等）、溶解性固體與砷鐵複合物等因素有關，而水質分析結果顯示硫酸根等陰離子濃度遠高於砷濃度。因地下水中之還原狀態，水中之 As 多為  $\text{As}^{(\text{III})}$ ，若使用陰離子樹脂前預先氧化地下水，可使水中  $\text{As}^{(\text{III})}$  氧化為  $\text{As}^{(\text{V})}$  後形成砷酸，應有助於增加除砷效果 (Höll 2010; Singh *et al.* 2015)。

亦有文獻研究，離子樹脂可達到 99% 的砷去除率，處理水量約樹脂體積之 100 倍 (Lin 1999)，與本試驗結果差異大，可能水源、樹脂特性差異有關；但即使以此移除效率計算，對每期作物每公頃 1,000–10,000 Mg 之淹灌水量仍嫌不足，且成本極高，以每期旱作栽培約  $3,000 \text{ Mg ha}^{-1}$  的需水量估計，最佳效益水：樹脂比為 100：1 下進行除砷處理，然陰離子交換樹脂每公升約 300–400 元，0.1 ha 之農地，田間處理每期作成本高達 90 萬–120 萬元，且每 1 Mg 水約產生 10 kg 廢棄物，將有大量廢棄交換樹脂處理問題。

**活性炭吸附法：**以水：活性炭比例 75：1 進行除砷測試， $0.1 \text{ mg L}^{-1}$  砷濃度之原水濃度處理後，除砷率可達 50%，活性炭成本約陰離子樹脂成本之 1/2–1/4。但與前述樹脂相同，使用吸附材料去除水中砷，因缺乏選擇性，地下水其他陰離子易與砷酸離子產生吸附競爭，導致砷的吸附效果不足，特別是在長期與大量用水量下，濾材成本高，不利於農業區灌溉水

除砷之應用。以每期旱作栽培約  $3,000 \text{ Mg ha}^{-1}$  的需水量，水：活性炭比例 75：1 進行除砷處理，估計 0.1 ha 每期旱作田間處理成本約 30 萬–80 萬元，且每 1 Mg 水約產生 13 kg 廢棄物，仍有大量廢棄物處理問題。

**化學混凝法：**化學混凝為簡易且廣泛使用之淨水方法，本研究參考台灣自來水公司之淨水法，以氯化鐵作為混凝劑，形成膠羽吸附污染物或與污染物共沉澱，再經靜置重力沉降或直接利用濾材過濾去除污染物。相關文獻中指出對於去除水中砷之混凝劑以氯化鐵較佳，且適用 pH 範圍廣 (Hering *et al.* 1997; Singh *et al.* 2015)，其反應機制為鐵離子在氧化狀況下，產生氫氧化鐵 [ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 、 $\text{FeOOH}$  等]，在共沉澱與吸附作用下，去除水中之砷 (Bruce & Sabine 1997)。

本試驗以地下水砷濃度為  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$  進行試驗，試驗結果顯示加入氯化鐵、次氯酸鈉並經過濾，可去除 50–90% 砷，試驗以在添加  $20 \text{ mg L}^{-1}$  氯化鐵、 $10 \text{ mg L}^{-1}$  次氯酸鈉最佳。由於添加之氯化鐵量，相較於地下水中懸浮固體或鹽類比例仍低很多，本試驗中處理前總鹽類離子含金屬濃度約  $260 \text{ mg L}^{-1}$ ，沉澱過濾後總鹽類含金屬離子濃度約  $240 \text{ mg L}^{-1}$ ，減少約  $20 \text{ mg L}^{-1}$ ；一般地下水懸浮固體量或鹽類總濃度約 100–1,000  $\text{mg L}^{-1}$ ，但由於多屬可溶性鹽類，以其 1/10，即每公斤水所產生沉澱物 10–100 mg 估計，每 1 Mg 用水量，約產生沉澱物量 0.01–0.1 kg。

依據自來水公司提供資料，自來水淨水處理方法為每公噸水投入 20 g 氯化鐵 ( $20 \text{ mg L}^{-1}$ )、10 g 次氯酸鈉 ( $10 \text{ mg L}^{-1}$ )，其成本每 1,000 Mg 水之成本約 200 元，為可承受範圍，但需有沉澱池或過濾設備，在硬體設備成本較高。

**電凝法：**電凝法係利用電壓作用於水中之鐵極板，使其表面離子化，釋出鐵離子 ( $\text{Fe}^{3+}$ ) 或亞鐵離子 ( $\text{Fe}^{2+}$ )，進而形成氫氧化鐵 [ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 、 $\text{FeOOH}$  等] 之混凝劑，取代傳統混凝劑添加。試驗在原水砷濃度為  $0.1 \text{ mg L}^{-1}$ ；若電壓增加至 30 V，電凝作用時間 45 min 後，配合過濾，可達 70% 的除砷效率。電極間的電位差愈大，其電場強度愈大，粒子偶極化的

效果越佳，使得粒子間的凝聚效果會較佳，有助於污染物沉降，可大幅增加砷去除效率 (Kumar *et al.* 2004)。增加電凝之電壓/電流、增加犧牲電極之面積，可減少電凝作用時間，有研究學者將其模組化，以連續密集之極板進行含砷廢水處理，可提高除砷效率 (Kumar *et al.* 2004) 至 80–90%，但所產生沉澱物量亦高於化學混凝法，仍需配合濾材或沉澱池進行。

### 現場除砷試驗

雲林縣東勢鄉與北港鎮之地下水特性 (表 1)，其灌溉農井之井深約 30–40 m，水質為中性至弱鹼性，EC 皆在灌溉水質標準  $750 \mu\text{S cm}^{-1}$  以上，顯示水中離子含量高，東勢鄉地下水含砷量略高於灌溉水質標準 ( $0.05 \text{ mg L}^{-1}$ )，濃度為  $0.075 \text{ mg L}^{-1}$ ，北港試驗地點地下水含砷量超過地下水污染監測標準 ( $0.25 \text{ mg L}^{-1}$ )，濃度為  $0.461 \text{ mg L}^{-1}$ 。現場除砷測試方法包含：電凝法、吸附法、化學混凝法、氧化沉澱法等方法。

**電凝法：**電凝法測試結果顯示，在地下水砷濃度  $0.076 \text{ mg L}^{-1}$  下，以 5 A/50 V 條件進行電凝法除砷，經 10/20/30 min 在水樣靜止和流動狀態下，皆無法有效去除砷，經濾器仍未能有助於移除砷之效果，處理後砷濃度仍為  $0.072\text{--}0.079 \text{ mg L}^{-1}$ 。可能原因為犧牲極棒表面積太小，釋放鐵離子之效果不佳，且極棒之間間距太大，電場作用太小，再者因電場作用時間不足導致砷移除效果不佳，除砷效果 < 10%。若提高電壓與電流等參數，縮短極板距離，增加電場效率，或可提高除砷效果，但將造成操作風險性提高，沉澱物量亦增加，仍需配合濾材或沉澱池進行，對於田間操作上，此法不如化學混凝法容易操作與施行。

**吸附法：**依據實驗室試驗結果顯示以活性

碳吸附砷之移除效率不佳，故另採用除鐵砂進行現場試驗，將材料填充於濾匣後，可用於去除下水中鐵、錳和砷。田間試驗結果顯示地下水之砷原始濃度為  $0.076 \text{ mg L}^{-1}$ ，經濾夾過濾後，其最佳移除效率為 22%，但隨增加作用時間，約再過 30 min 後，其除砷率逐漸下降；推測因吸附達飽和後，導致去除效果不彰。

**化學混凝法：**化學混凝法係以原始砷濃度  $0.078 \text{ mg L}^{-1}$  和  $0.099 \text{ mg L}^{-1}$  之地下水進行試驗，在 2 Mg 水桶中，加入約 40 g 氯化鐵 ( $20 \text{ mg L}^{-1}$ ) 與 40 mL 次氯酸鈉 ( $20 \text{ mg L}^{-1}$ )，在混合 20 min 後，經過濾可達到 50% 去除率，若再增加混凝和沉澱之作用時間，可提高除砷效率。但由於所添加之次氯酸鈉，其鈉離子會造成水質鈉吸附比 (sodium adsorption ratio; SAR) 增加，需注意原水質狀況，降低土壤鹼化風險。

**氧化沉澱法：**中南部地下水中，因地質因素，常含有較高濃度之鐵，相關研究亦指含高濃度砷地下水中鐵含量亦高 (Chen *et al.* 2010)。因此，評估在不額外添加氯化鐵下，利用原本地下水中所含之鐵自然氧化，即可形成氫氧化鐵 [ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 、 $\text{FeOOH}$  等]，在共沉澱與吸附作用下，應可去除水中之砷。依據試驗結果，東勢與北港之地下水砷含量與氧化降解之次序變化如圖 2 所示，顯示利用自然氧化之砷鐵共沉澱，能降低地下水之砷濃度，經孔徑  $10 \mu\text{m}$  濾心或濾紙過濾後，在 3–5 d 內可達到 50% 以上之移除率；以自然沉澱，則約 10 d 後，在水桶 1/3 水位高度以上之地下水，亦可達到 50% 移除率。

氧化沉澱法之地下水除砷比例與時間之關係如圖 2，砷去除率隨時間增長而增加。依據試驗結果曲線與前述化學混凝方法估計，當水中

表 1. 試驗地點之地下水特性。

Table 1. Characteristics of groundwater in the experimental site.

Location (sampling time)	pH	EC ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	$\text{SO}_4^{2-}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Cl <sup>-</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	As ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Fe ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Mn ( $\text{mg L}^{-1}$ )
Dongshi (Aug.–Dec., 2012)	$6.9 \pm 0.1^z$	$1636 \pm 18$	$443 \pm 167$	$69 \pm 13$	$0.075 \pm 0.015$	$2.9 \pm 0.5$	$0.56 \pm 0.06$
Beigang (Jan.–Mar., 2015)	$7.5 \pm 0.1$	$1167 \pm 36$	$266 \pm 81$	$42 \pm 20$	$0.461 \pm 0.021$	$6.4 \pm 0.2$	$0.38 \pm 0.04$

<sup>z</sup> Value = mean  $\pm$  se.

砷濃度，0.05–0.10 mg L<sup>-1</sup> 時，需去除 50% 濃度之砷，才能符合灌溉水質標準 0.05 mg L<sup>-1</sup>，其所需時間依方法差異約 1–10 d。當水中砷濃度越高，則砷與氫氧化鐵反應時間需越充足，才能達到吸附、共沉澱之反應。當水中砷濃度達 0.10–0.25 mg L<sup>-1</sup>，需去除 80% 以上砷，才

能降到灌溉水質標準，其所需時間依方法差異約 3–30 d。估計各處理方法所花時間如表 2 所示。

本試驗中鐵與砷去除量之相關性如圖 3，其成指數相關，將相關式繪入 2000–2014 年環保署地下水監測資料之 Fe 與 As 含量如圖 4，

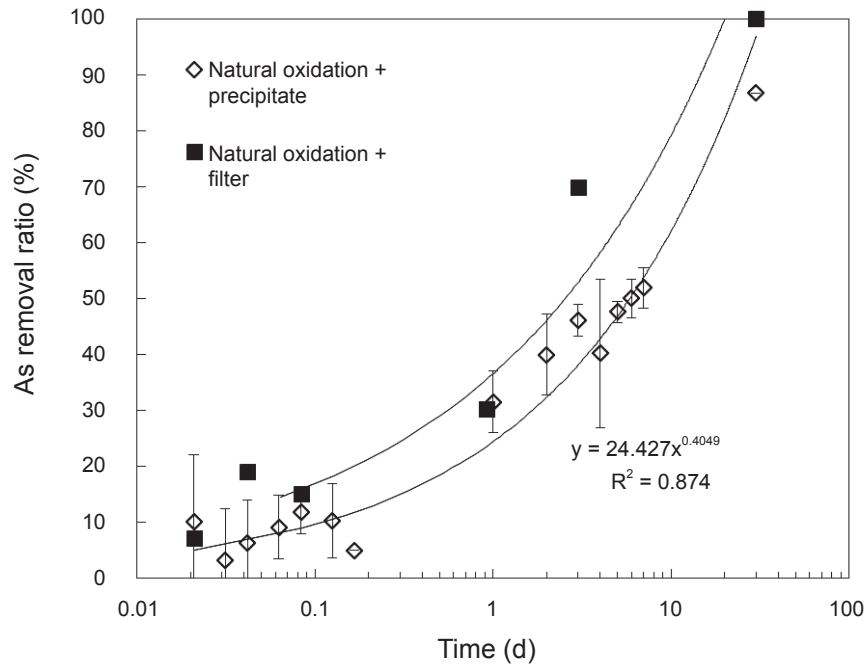


圖 2. 氧化沉澱法隨反應時間之砷移除率 (0.5 h to 30 d)。

Fig. 2. The relation of arsenic removal ratio and reaction time using oxidation precipitation method (0.5 h–30 d)。

表 2. 使用化學混凝法與氧化沉澱法除砷所花費時間。

Table 2. The required time for the reaction of oxidation precipitation method and coagulation method.

As concentration in ground water (mg L <sup>-1</sup> )	Adding FeCl <sub>3</sub> (10–20 mg L <sup>-1</sup> )	Adding oxidizing agent (10–20 mg L <sup>-1</sup> )	Filter	Days to remove
0.05–0.10	X <sup>z</sup>	X	X	15
	X	X	O	3–5
	O	X	X	10
	O	O	O	1
0.10–0.25	X	X	X	30
	X	X	O	3–5
	O	O	X	5–10
	O	O	O	3–5
> 0.25	X	X	O	30
	O	O	O	5–10

<sup>z</sup> X: no use; O: use.

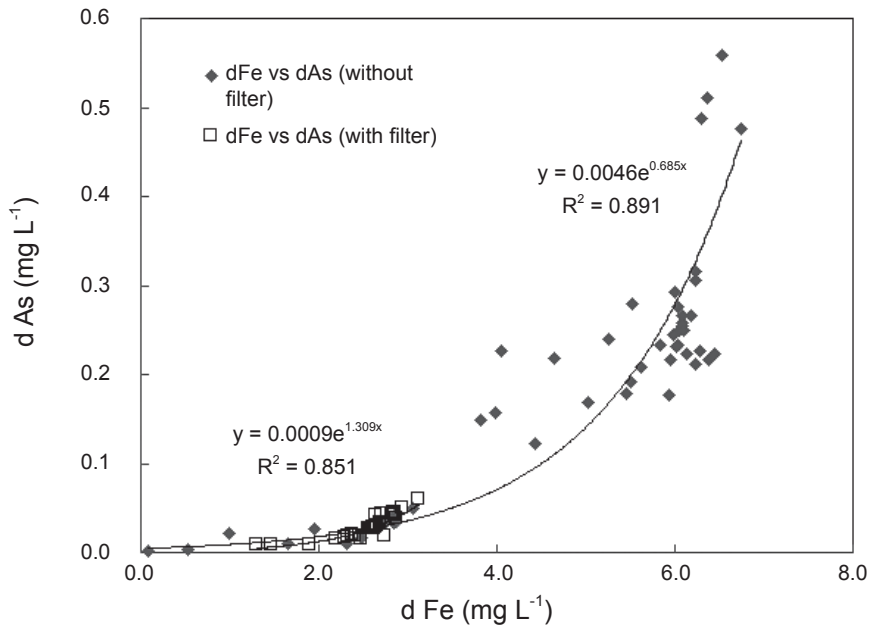


圖 3. 氧化沉澱法在過濾/未過濾下之鐵與砷去除量相關性。

Fig. 3. The relation of arsenic and iron removal using oxidation precipitation reaction with/without filtering.

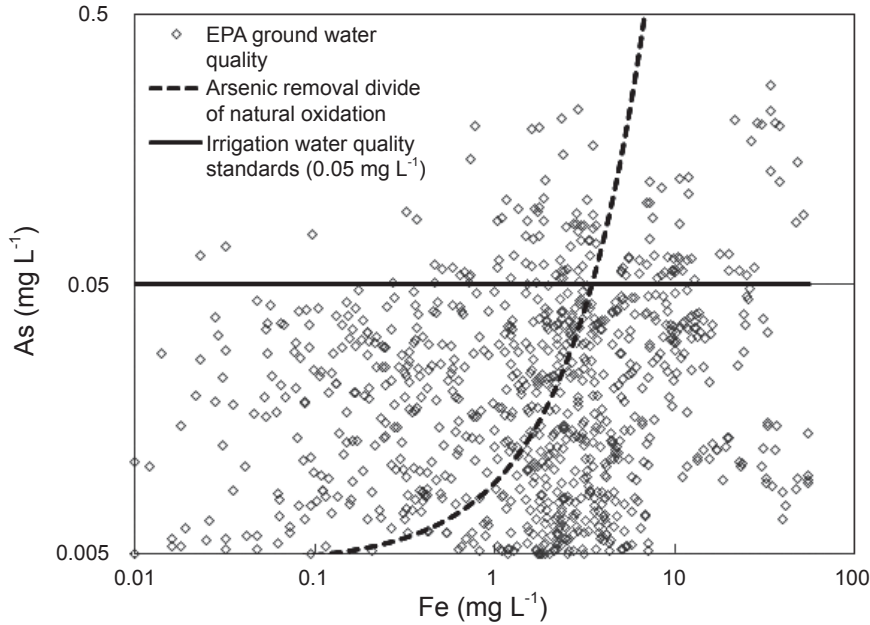


圖 4. 環保署監測網 (2000–2014 年) 地下水質 Fe 與 As 分布及氧化沉澱法 (不過濾) 適用範圍。

Fig. 4. The distribution of As and Fe content in groundwater of EPA monitoring network (2000–2014) and suitable range to apply oxidation precipitation to remove As without filtering.

即可瞭解利用氧化沉澱法去除砷狀況與可行性，在界線右側之地下水表示鐵含量足以去除

其所含之砷濃度。依據前述方式估算，在 As 濃度超過  $0.05 \text{ mg L}^{-1}$  灌溉水質標準的中南部地

下水樣本中，約有 70% 之地下水樣可透過自然氧化，將地下水砷濃度降至灌溉水質標準以內；含鐵量不足之地下水，則補充至  $10 \text{ mg L}^{-1}$  鐵濃度含量，即可處理多數地下水中砷。

對於 0.1 ha 農地，水田每期作需水量約 1,000 Mg，旱作約 300 Mg，設施約 100 Mg，以用水量居中之旱作來計算，每期作分 6 次灌溉，50 Mg 水塔建置費用約 30 萬元計算，可使用 20 年，即 40 期作，估計使用氧化沉澱法，平均每期作用水成本約 8,000 元；此外，相較於電凝法、化學凝法，成本較低且沉澱物量較少，後續處置成本亦較低。

### 適用性評估與比較

依據試驗結果與成本分析，以化學凝法、氧化沉澱法較有使用效益，砷去除率最高可達 90% 以上，但估計除砷所需時間依處理方法與砷含量差異要 1–30 d，每噸用水成本仍約 30–100 元左右。此相對農糧署統計 (Agriculture and Food Agency 2016) 之每 0.1 ha 水稻生產成本之抽水費僅約 100–200 元，即約每噸水費僅約 0.1–0.2 元，高出千倍；考量用水量、儲存空間、成本，此法僅以提供設施栽培或滴灌栽培等用水量少之農法較為可行，因設施或滴灌栽培者，可利用原有之配藥或配料之設備。

表 3. 各種砷移除方法比較。

Table 3. Comparison on the efficiencies of different methods to remove arsenic.

Method	Removal efficiency	Storage	Equipment/ Reagent	Waste (Mg season <sup>-1</sup> )	Cost <sup>z</sup> (NTD 0.1 ha <sup>-1</sup> season <sup>-1</sup> )	Defect	Advantage
Ion-exchange resin	< 30%	No	Anion resin	> 3	0.9–1.2 million	High cost	Fast
Adsorption	< 50%	No	Activated carbon	> 4	0.3–0.8 million	High cost	Fast
Chemical coagulation	50–90%	Need	FeCl <sub>3</sub> (NaClO, H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )	0.02–0.04 (without filter)	≅ 10,000	Long time reaction	Easy, low cost
Electrical coagulation	20–99%	Need	Iron rods (board) /DC transformer	0.02–0.08 (without filter)	10,000–20,000	Dangerous for high power supply	Fast, low cost
Oxidation precipitation	20–90%	Need	No	0.02–0.03 (without filter)	≅ 8,000	Long time	Easy, low cost, low waste
Tap water	No	No	No	No	≅ 3,600 (connecting pipe, 0.1–0.2 million NTD 100 m <sup>3</sup> )	Controversial of water using	Lowest cost, no waste

<sup>z</sup> The cost is the estimation of 300 Mg 0.1 ha<sup>-1</sup> season<sup>-1</sup> water for upland cropping. The storage tower is 50 Mg and cost is about 300,000 NTD, 20 years (40 seasons) depreciation.

目前測試之吸附材料，砷去除率僅在 50% 以下，且廢棄物量與成本皆高較不適用。在實驗室以少量樣本測試電凝法，砷去除效率佳，但田間設置與操作反不如化學凝法容易，危險性亦較高。另與直接使用自來水比較，以最高用水成本，每公噸 12 元計算，則每 0.1 ha 每期旱作用水成本約 3,600 元；但若田間無自來水管線經過，自來水新設管線費用每 100 m 約需 10–20 萬元，在 100 m 內有自來水管線可搭管，可考慮直接使用自來水灌溉，其搭管分攤成本與前述設備化學凝法、氧化沉澱法分攤成本相當，但有水資源利用爭議。各項處理方法之效率、優缺點與效益比較如表 3 所示。

### 結論

本研究評估對於地下水簡易除砷方法，目前以化學凝法、氧化沉澱法較有使用效益，地下水中砷去除率可達 90% 以上，依地下水砷濃度與處理方法差異約需 1–30 d，但成本仍高，且需提供反應的儲水設備空間，故僅以提供設施栽培或滴灌栽培等少量用水農法較為可行。

### 誌謝

本研究承蒙行政院農業委員會經費補助

(101 農科-1.1.2-農-C3) 及本所分析中心協助地下水砷含量分析，僅此致謝。

## 引用文獻

- Agriculture and Food Agency. 2016. Cost of paddy production. <http://www.afa.gov.tw> (visit on 3/5/2016)
- Bruce, A. M. and G. Sabine. 1997. Adsorption stability of arsenic (III) at the clay mineral-water interface. *J. Environ. Sci. Technol.* 31:2005–2011.
- Chaney, R. L. 1980. Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. p.59–83. *in: Sludge-Health Risks of Land Application.* (Bitton, G., B. L. Damron, G. T. Edds, and J. M. Davidson, eds.) Ann Arbor Sci. Pub. Ann Arbor, MI. 367 pp.
- Chen, C. L., C. Y. Liao, P. T. Liao, and H. Y. Guo. 2014. Distribution of arsenic of groundwater in Taiwan central and southern agricultural and comparing arsenic removal method. p.A3–31 *in: Proceeding of 8st Groundwater Resources and Water Quality Protection and the 2014 Cross-Strait Seminar Groundwater and Hydrogeological Application Seminar.* November 17–18, 2014. Tainan, Taiwan. National Cheng Kung University. Tainan, Taiwan. (in Chinese)
- Chen, W. F., H. Y. Lu, and T. K. Liu. 2010. The redox condition and arsenic concentration in groundwater of Taiwan. *J. Taiwan Agric. Eng.* 56:57–70. (in Chinese with English abstract)
- Environmental Analysis Laboratory. 2000. Water Conductivity Measurement Method- Conductive Meter Method. NIEA W203.51B. Environmental Analysis Laboratory. Taoyuan, Taiwan. 5 pp. (in Chinese)
- Environmental Analysis Laboratory. 2008. Determination of Hydrogen Ion Concentration Index of Water (pH Value)- Electrode Method. NIEA W424.52A. Environmental Analysis Laboratory. Taoyuan, Taiwan. 7 pp. (in Chinese)
- Environmental Analysis Laboratory. 2009. Metal and Trace Elements in Water Detection Method- ICP-MS. NIEA W313.52B. Environmental Analysis Laboratory. Taoyuan, Taiwan. 21 pp. (in Chinese)
- Environmental Analysis Laboratory. 2013. Water Extraction Element Digestion- Microwave Assisted Acid Digestion. NIEA W312.51C. Environmental Analysis Laboratory. Taoyuan, Taiwan. 13 pp. (in Chinese)
- Environmental Analysis Laboratory. 2014. Metal and Trace Elements in Water Detection Method- ICP-AES. NIEA W311.53C. Environmental Analysis Laboratory. Taoyuan, Taiwan. 22 pp. (in Chinese)
- Fendorf, S., H. A. Michael, and A. van Geen. 2010. Spatial and temporal variations of groundwater arsenic in South and Southeast Asia. *Science* 328:1123–1127.
- Fu, Y. R., M. L. Chen, X. Y. Bi, Y. S. He, L. M. Ren, W. Xiang, S. Y. Qiao, S. Yan, Z. G. Li, and Z. D. Ma. 2011. Occurrence of arsenic in brown rice and its relationship to soil properties from Hainan Island, China. *Environ. Pollut.* 159:1757–1762.
- Hansen, H. K. and P. N. R. Grandon. 2006. Electrocoagulation as a remediation tool for wastewaters containing arsenic. *Miner. Eng.* 19:521–524.
- Hering, J. G., P. Y. Chen, J. A. Wilkie, and M. Elimelech. 1997. Arsenic removal from drinking water during coagulation. *J. Environ. Eng.* 123:800–807.
- Höll, W. H. 2010. Mechanisms of arsenic removal from water. *Environ. Geochem. Health* 32:287–290.
- Iqbal, J., H. J. Kim, J. S. Yang, K. Baek, and J. W. Yang. 2007. Removal of arsenic from groundwater by micellar-enhanced ultrafiltration (MEUF). *Chemosphere* 66:970–976.
- Kim, J. and M. M. Benjamin. 2004. Modeling a novel ion exchange process for arsenic and nitrate removal. *Water Res.* 38:2053–2062.
- Kumar, P. R., S. Chaudhari, K. C. Khilar, and S. P. Mahajan. 2004. Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere* 55:1245–1252.
- Lin, T. F. 1999. Development of Simple Removal Arsenic Method of Groundwater for Drinking- Final Report. EPA-88-J1-02-03-403. Environmental Protection Administration. Taipei, Taiwan. 216 pp. (in Chinese)
- Malik, A. H., Z. M. Khan, Q. Mahmood, S. Nasreen, and Z. A. Bhatti. 2009. Perspectives of low cost arsenic remediation of drinking water in Pakistan and other countries. *J. Hazard. Mater.* 168:1–12.
- Meharg, A. A. and M. M. Rahman. 2003. Arsenic contamination of Bangladesh paddy field soils: Implications for rice contribution to arsenic consumption. *Environ. Sci. Technol.* 37:229–234.
- Mohan, D. and C. U. Pittman, Jr. 2007. Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents- A critical review. *J. Hazard. Mater.* 142:1–53.
- Roychowdhury, T., T. Uchino, H. Tokunaga, and M. Ando. 2002. Survey of arsenic in food composites from an arsenic-affected area of West Bengal, India. *Food Chem. Toxicol.* 40:1611–1621.
- Singh, R., S. Singh, P. Parihar, V. P. Singh, and S. M. Prasad. 2015. Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 112:247–270.
- Smedley, P. L. and D. G. Kinniburgh. 2002. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Appl. Geochem.* 17:517–568.

- Sohel, N., L. A. Persson, M. Rahman, P. K. Streatfield, M. Yunus, E. C. Ekstrom, and M. Vahter. 2009. Arsenic in drinking water and adult mortality a population-based cohort study in rural Bangladesh. *Epidemiology* 20:824–830.
- Williams, P. N., M. R. Islam, E. E. Adomako, A. Raab, S. A. Hossain, Y. G. Zhu, and A. A. Meharg. 2006. Increase in rice grain arsenic for regions of Bangladesh irrigating paddies with elevated arsenic in groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 40:4903–4908.

## Comparison on Various Methods to Remove Arsenic in Groundwater

Chong-Yi Liao<sup>1</sup>, Pei-Tzu Liao<sup>1</sup>, and Chi-Ling Chen<sup>2,\*</sup>

### Abstract

Liao, C. Y., P. T. Liao, and C. L. Chen. 2016. Comparison on various methods to remove arsenic in groundwater. *J. Taiwan Agric. Res.* 65(4):420–429.

Groundwater is one of water resources for agricultural irrigation in Taiwan. However, the arsenic (As) content is higher than the As criteria of irrigation water ( $0.05 \text{ mg L}^{-1}$ ) in some locations. The objective of the study is to find out a better removal method to diminish As concentration in groundwater. The lab-scale tests were attempted to compare the effectiveness of different methods such as chemical coagulation, ion-exchange, electro-coagulation, absorption, and oxidation precipitation. Some removal tests based on the lab data were conducted with 2 Mg volume groundwater at field experiments. The results revealed that the ferric chemical coagulation and oxidation precipitation method had higher efficiency in field studies. It required 1–30 d to the whole course of treatment based on different methods. The storage facilities are necessary for field application so that these methods are suitable for greenhouse or drip irrigation.

**Key words:** Groundwater, Arsenic, Ferric chemical coagulation, Oxidation precipitation.

---

Received: December 29, 2015; Accepted: April 1, 2016.

\* Corresponding author, e-mail: [chiling@tari.gov.tw](mailto:chiling@tari.gov.tw)

<sup>1</sup> Research Assistants, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.

<sup>2</sup> Research Fellow, Agricultural Chemistry Division, Taiwan Agricultural Research Institute, Taichung, Taiwan, ROC.