

粒狀氫氧化鐵處理地下水中砷之可行性

*黃任偉，*翁士奇，*鄭仲凱，*林財富，**林秀局

*成功大學環境工程學系，**台灣省自來水公司第五區檢驗室

摘要

本研究使用一種已商業化之吸附劑粒狀氫氧化鐵(Granuliertes Eisen-Hydroxid, GEH)，進行包括批次實驗及實驗室管柱與實場管柱，以探討 GEH 對砷之吸附能力，及在實場操作之可行性。

平衡吸附實驗是探討去離子水中 pH 值對砷之吸附量的影響。實驗結果顯示，pH 值降低會造成吸附量升高，當砷初始濃度為 6.1mg/L 時，pH 值由 10.2 降至 6.9，吸附量則由 12.1mg/g (dry GEH) 增加至 36.2mg/g (dry GEH)。磷酸鹽與砷酸鹽之間競爭吸附效應實驗結果發現磷酸砷酸莫耳比=5 較莫耳比=0 對砷之吸附量減少約 40%，但在莫耳比=5、10、15、20 之間則變化不大。

實驗室管柱實驗結果顯示，初始五價砷濃度為 $125 \pm 15 \mu\text{g/L}$ ，EBCT=82.4sec，在出流水濃度小於 $10 \mu\text{g/L}$ 下，此時通過空床體積可達 106,000(BV)，GEH 對 As(V) 吸附量為 $12,200(\text{mg}/\text{m}^3)$ ，較活性氧化鋁吸附量高 5-10 倍。雲林三條崙模場實驗顯示，在含砷濃度在 $8-16 \mu\text{g/L}$ 情況下，此模場操作逾半年，出流水砷濃度維持在法定標準 ($10 \mu\text{g/L}$) 以下，但與相關文獻結果比較發現模場管柱內之粒狀氫氧化鐵吸附量偏低，有待後續研究探討。廢棄 GEH

的處置方面，以實驗室管柱貫穿後 GEH 進行 TCLP 試驗，其砷溶出量僅達 $25 \mu\text{g/L}$ (法規標準為 $5000 \mu\text{g/L}$)，可視為一般事業廢棄物處置。

關鍵字：粒狀氫氧化鐵(GEH)、吸附、砷、地下水、批次、管柱

前言

台灣地下水中砷含量較高之地區有西南部的嘉南平原，及台灣北部的蘭陽平原，地下水中的砷濃度分布可以從數個 $\mu\text{g/L}$ 到數個 mg/L 等級。由於飲用水中的砷對人體具有很大的危害，因此，世界衛生組織 (World Health Organization, WHO) 於 1993 年建議飲用水中的砷濃度最好低於 $10 \mu\text{g/L}$ ，而我國環保署也於 2000 年將飲用水的砷標準由 $50 \mu\text{g/L}$ 降至 $10 \mu\text{g/L}$ 。

傳統的淨水程序中不外乎為混凝配合沈澱和過濾，因此許多的研究便著手在混凝劑的種類及適當的操作條件，結論多為鐵鹽比鋁鹽有較佳的去除效果，以及較寬的 pH 操作條件，但此法的使用需具備較高的技術來調整適當的操作條件，及生成高濃度的含砷污泥之後續處置問題。高級淨水程序方面，逆滲透、離子交換樹脂及活性氧化鋁等技術 (Fox and Sorg, 1987；

Fox, 1989 ; Hathaway and Rubel, 1987) 已被大量研究，逆滲透雖能達到一定的去除率，但成本過高，往往不適用；美國環保署則建議使用離子交換樹脂與活性氧化鋁去除砷，其中活性氧化鋁比離子交換樹脂，對砷具有較強的選擇性。

粒狀氫氧化鐵已被證實能有效去除不同水體中之不同濃度砷，對砷有極佳的吸附特性且吸附量較活性氧化鋁高 5-10 倍 (Driehaus. et, al. 1998)，適用在吸附床，且造成的壓損小可不需外加的能量等。GEH 已經是商業化之粒狀氫氧化鐵吸附劑，因此，本研究將以 GEH 來進行地下水中砷的吸附研究探討，將實驗分成批次吸附部分，以及實驗室管柱和三條崙模場管柱部分。以瞭解應用在國內淨水場的可行性。

研究方法

(1) 粒狀氫氧化鐵(GEH)之介紹

本研究所使用之吸附劑-粒狀氫氧化鐵是德國 Wasserchemie 公司所生產的商業化吸附劑。GEH 之製造方式是利用氯化鐵溶液加上氫氧化鈉進行中和沉澱反應，生成氫氧化鐵，並用去離子水將生成的氫氧化鐵沉澱物清洗數次，之後經由離心及高壓的過程，使氫氧化鐵成粒狀的形式。

GEH 主要是由 β -FeOOH 和 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 所組成，兩者所佔的重量約為 55%，剩下的 45% 則是水，充滿 GEH 之孔隙，GEH 的顆粒孔隙度 (Particle Porosity) 為 75%，而表面積約為 $250\text{m}^2/\text{g}$ ，粒徑分布在 0.32-2mm 之間。

(2) 實驗用水

本研究實驗用水共分成四種，包括去

離子水，一段水及雲林三條崙淨水場之原水及清水，去離子水用在動力及平衡吸附方面，而一段水則用在實驗室桌上型管柱實驗，上述兩者實驗用水之差異，可以從處理流程上做一說明，去離子水又稱為二段水，製作流程為前過濾→活性炭過濾→RO 膜過濾→離子交換樹脂→RO 模組→ $0.22\ \mu\text{m}$ 過濾器 (Milli-Q 純水系統, Millipore Corporation, Bedford, MA, U.S.A.)，其中通過前三項處理流程則通稱為一段水。三條崙淨水場地處於中台灣的雲林縣，該淨水廠設計出水量為 10000CMD，所採用之原水水源為地下水，由周遭 6 口地下水井提供充份的進水量，淨水廠處理流程為前加氯→接觸槽→快砂濾→清水，而原水用在實驗室批次動力吸附方面，清水則用來進行模場管柱試驗。表一為三條崙淨水場原水和清水之水質資料。

(3) 分析方法與設備

本研究中 pH、磷酸鹽及砷的量測方法及設備分別依相關標準法檢測方法，並分列如表二。

(4) GEH 批次吸附試驗

吸附劑 GEH 在使用前，需先以過篩的程序選取適合的粒徑分佈，而吸附劑本身即含有約一半的水，但過篩途中水分的含量會受影響而改變。故在後續吸附劑的使用及計算部分，皆採乾重 GEH 為基準，並於每批次實驗同時量測該次 GEH 含水率。含水率的測定方式為將含有水分的樣品先稱重，再放入 105°C 烘箱，經過 24 小時使水分蒸發後稱重，前後兩者的重量差即為水分的重量，除以含水分樣品重即為含水率。

批次吸附實驗分成動力及平衡吸附實驗，實驗中將溶液置入 100ml PE 瓶， 25°C 恆溫震盪進行。研究中以去離子水添加磷酸鈉，並變換 pH 值進行。然後考慮地

下水中常存在的磷酸鹽以探討其對砷吸附所造成的影響，研究中將砷初始濃度訂為 5mg/L，以不同的磷酸鹽濃度進行吸附量之比較，以磷酸鹽對五價砷初始莫耳數比 (initial molar ratio, IMR) 5 倍、10 倍、15 倍以及 20 倍，並控制實驗的 pH 值在 6.2±0.15。由於初步吸附動力顯示，GEH 吸附砷約需 20 天左右才能達到平衡，因此須達平衡，實驗期間均採三星期。

(5) 管柱貫穿實驗

管柱實驗分為兩部分，包括實驗室管柱實驗及雲林縣三條崙淨水廠之模場管柱。實驗室管柱是利用一段水添加砷酸氫二鈉 ($\text{Na}_2\text{HAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)，所配置進流水濃度為 $120 \pm 15 \mu\text{g/L}$ ，填充 GEH 吸附劑高度 30 公分溫度則控制在 25°C 恆溫下。

模場管柱設置在雲林縣三條崙淨水廠內，如圖一，其內徑為 15cm，GEH 填充高度為 1m，材料重約 20kg。管柱進流水採用淨水廠之清水，進流方式是採用水頭的方式，而在出流水端則以球閥控制出流量以達到所需之空床接觸時間，另外，管柱操作時，必需定期的反沖洗，以維持一定出流量，設備方面則以一個 6000 公升的儲水桶以穩定進流水水量及水質，並基於反沖洗所需之水質及水量，用 250 公升的清水桶儲備出流水。

結果與討論

GEH 於去離子水中之平衡吸附結果

pH 值與吸附量之關係

本研究不同 pH 值下所得之等溫吸附線如表三所示。顯示 Freundlich 和

Langmuir isotherm 皆能合理描述 GEH 吸附砷之吸附行為，圖二是 GEH 吸附量和 pH 值之關係圖，由上述的圖表可清楚的發現，隨著 pH 的降低吸附量有明顯的增加。例如當初始濃度 6.1 mg/L 時，pH 值由 10.2 降到 6.9，吸附量由 12.1 mg/g (dry geh) 增加到 36.2 mg/g (dry geh)，增加幾乎三倍的吸附量，而當 pH 值由 6.9 降到 3.1 時，吸附量由 36.2 mg/g (dry geh) 增加到 68.5 mg/g (dry geh)，也增加兩倍的吸附量。

將上述實驗結果與 GEH 之等電位點做討論，因為 GEH 等電位點在 7 左右，這說明 pH 小於 7 時，GEH 表面帶正電，此時存在的砷酸鹽離子主要以帶負電的 H_2AsO_4^- 離子為主 (砷酸鹽的 $\text{pK}_1=2.2$ ； $\text{pK}_2=6.9$ ； $\text{pK}_3=11.5$)，這說明在低 pH 值時，正負電的吸引可能扮演一很重要的角色，且此時所吸附的砷酸鹽型態是以 H_2AsO_4^- 離子為主，當 pH 值大於 7 時，GEH 表面是帶負電，此時所存在的砷酸鹽離子型態以 HAsO_4^{2-} 離子為主，可能會因為相互排斥而造成吸附量的減少，故 pH 在 7 左右有一個相當大的轉折點。

競爭因子-正磷酸鹽之探討

磷酸鹽對砷吸附之影響實驗結果如圖三所示。由圖中可以發現當 IMR=5 時相較於 IMR=0 之吸附量已有大量的減少約 40%，相較於 IMR=5、10、15 和 20 彼此間則吸附量無十分明顯的差異。

三條崙淨水場為採用地下水水源之淨水場，對磷酸鹽的量測結果顯示，整個淨水程序對磷酸鹽幾乎沒有去除效果，而所量測磷酸鹽的濃度在 $180 \mu\text{g/L}$ 左右，三條崙淨水場之清水中其磷酸鹽與砷之最初莫耳比 (IMR) 約為 19。故可由實驗結果推

測當 GEH 運用在吸附三條崙淨水廠清水中的砷，則 GEH 吸附量可能會較去離子中減少 50%左右。

實驗室管柱試驗

為避免管柱阻塞及簡化實驗，本研究以實驗室一段水 (NP-DOC=0.3 mg/L) 作為背景水體進行試驗，其初始濃度為 $125 \pm 15 \mu\text{g/L}$ 。

實驗室管柱實驗於 2002 年 2 月初開始運作，操作至 4 月底，一號採樣口 (EBCT=82.4sec) 的出流水砷濃度皆低於偵測極限 ($0.2 \mu\text{g/L}$)，具有大於 99% 的去除率，此時通過的空床體積約為 88,000 BV，而於 5 月中一號採樣口出流水砷濃度超過現行的法規標準 $10 \mu\text{g/L}$ ，此時處理水的體積已達 106,000 BV，顯示 GEH 吸附劑之優越吸附能力及高去除率。圖四為一號採樣口之貫穿曲線，若將 GEH 桌上型管柱與活性氧化鋁管柱之比較 (Clifford, 1990)，其中 GEH 吸附量可高達 $12,200 \text{ g/m}^3$ ，與活性氧化鋁(約為數十到 2000 g/m^3) 相比較，有不錯之效果。

三條崙模場管柱試驗

操作問題

三條崙模場管柱試驗於 2001 年 12 月 14 日下午 5 點啟動，該管柱啟動前必須先反沖洗一次，控制斷面流速為 35-40 m/h，2 分鐘後降低斷面流速為 26-30 m/h，再維持 20 分鐘，這樣的步驟可使管柱內的 GEH 吸附劑更加均勻分散。該模場管柱的濾速為 $12.6 \pm 1.0 \text{ m/h}$ ；空床接觸時間大約在

4.8 ± 0.4 分鐘。

操作初期，曾出現包括 a. GEH 吸附劑和管柱間佈滿氣泡，形成短流；b. 出流水流量遽減；c. 水樣中 (第二號採樣口，參考圖一) 含有細微的粒狀氫氧化鐵顆粒等三個問題。對短流及出流水遞減之處理方式為藉由反沖洗將 GEH 吸附劑和管柱間氣泡及細微 GEH 固體去除趕出；而二號採樣口由於持續流出細顆粒之 GEH，已於 1 月初停止使用該採樣口。而操作上的問題已在今年 (2002 年) 1 月初獲得改善，而管柱進行至 3、4 月時發現出流水流量變異不大，因此約一個月反沖洗一次即可。

實驗結果

圖五為模場總砷對空床體積數所做的圖。圖中一號採樣口所採得的水樣代表為管柱的進流水，三、四號採樣口則是不同出流端的採樣口。在進流濃度 $8-12 \mu\text{g/L}$ 間，共操作了五個月左右，通過水的體積約達 53000BV 時，出流濃度仍較進流濃度低了約 20%，仍低於 $10 \mu\text{g/L}$ 的國家標準。

表四為此次實驗結果與文獻值之比較 (Driehaus et al., 1998)，結果顯示，本實驗所得到的吸附量較 Driehaus et al. (1998) 所測試之吸附量低了許多，推測可能是本研究中所使用的設計質傳不佳，其管柱貫穿曲線較寬。

成本估算與廢棄物處理

依本模場實驗結果 GEH 處理量可達 53000BV (960 m^3) 以上，本研究總共使用 20kg GEH，換算成成本，處理每噸水約 2-3 元，但詳細數字則應待砷濃度貫穿後再計算。而吸附飽和之 GEH，本研究室也以桌上型管柱貫穿後之 GEH 進行 TCLP

測試，分析結果砷濃度為 25 $\mu\text{g/L}$ ，低於法定標準，因此可當作一般事業廢棄物做處理。

結論

1. GEH 對五價砷達到吸附平衡時間 為 480 小時，約 20 天，且用 Freundlich Isotherm 及 Langmuir Isotherm 可合理描述吸附平衡行為。吸附量在中性 pH 值，五價砷初始濃度為 4.32mg/L 時，每公克乾重之 GEH 可吸附 32mg 的五價砷。
2. 不同 pH 值狀態下，pH 值愈低時吸附量有升高的趨勢，對照等電位點 (pH=7)，發現吸附量有一轉折，推論是 GEH 表面帶電的改變，由正電轉為負電，此時五價砷是以帶負電的型態存在，故產生排斥的作用，明顯降低吸附量。
3. 磷酸鹽競爭吸附實驗結果，當 IMR=0、5 時，彼此間對砷吸附量已有十分明顯差異，但 IMR 在 5、10、15 和 20 之間則無很大的差異。
4. 實驗室管柱於較低初始濃度試驗中 (125 \pm 15 $\mu\text{g/L}$ ，EBCT= 82.4sec)，發現當通過 88,000 BV 時，才偵測到砷，直到通過 106,000BV 砷濃度才超過 10 $\mu\text{g/L}$ ，顯示 GEH 的高去除率及高吸附能力。
5. 三條崙模場實驗結果顯示，在低濃度原水情況下 (8-16 $\mu\text{g/L}$)，模場管柱已通過 53,000 BV 的水仍未高於飲用水標準(10 $\mu\text{g/L}$)，惟吸附量較文獻中的數值較低，待後續探討。

參考文獻

1. Chen, S. L., Yeh, S.J., Yang, M.H., Lin, T.H., "Trace Element Concentration and Arsenic Speciation in the Well Water of a Taiwan Area with Endemic Blackfoot Disease", *Biol. Trace Elem. Res.*, Vol. 48, pp. 263-274, (1995).
2. Chen, H. W., Frey, M. M., Clifford, D., McNeill, L. S., Edwards, M., "Arsenic Treatment Considerations", *J. AWWA*, Vol. 91, pp. 74-85, (1999).
3. Chiu, Van. Q., Hering, Janet. G., "Arsenic Adsorption and Oxidation at Manganite Surfaces. 1. Method for Simultaneous Determination of Adsorbed and Dissolved Arsenic Species", *Environ. Sci. Technol.* Vol. 34, pp. 2029-2034, (2000).
4. Clifford, D. A., Lin, C. C., "Arsenic (III) and Arsenic(V) Removal from Drinking Water in San Ysidro, New Mexico", *USEPA Project Summary*, EPA-600-s2-9-011, Cincinnati, Ohio, USA. (1991).
5. Detlef, R.U., Knappe, Y. M., Snoeyink, V. L., "Predicting the Capacity of Powered Activated Carbon for Trace Organic Compounds in Natural Waters", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 32, pp. 1694-1698, (1998).
6. Driehaus, W., Jekel, M., Hildebrandt, U., "Granular Ferric Hydroxide -a New Adsorbent for the Removal of Arsenic from Natural Water", *J. Water Supp. Techno. -Aqua.*, Vol., 47, pp. 30-35, (1998).
7. Edwards, M., "Chemistry of Arsenic Removal during Coagulation and Fe-Mn Oxidation", *J. AWWA*, Vol. 86, No. 9, pp. 64-78, (1994).

8. Edwards, M., Patel, S., McNeill, L., Chen, H. W., Frey, M., Eaton, A. D., Antweiler, R. C., Taylor, H. E., "Considerations in As Analysis and Speciation", *J. AWWA*, Vol. 90, pp. 103-113, (1998).
9. Elizalde-Gonzalez, M. P., Mattusch, J., Einicke, W. D., Wennrich, R. "Sorption on Natural Solids for Arsenic Removal", *Chemical Engineering Journal*, Vol. 81, pp. 187-195, (2001).
10. Frey, M. M., Owen, D. M., Chowdhury, Z. K., Raucher, R. S., Edwards, M., "Cost to Utilities of a lower MCL for Arsenic", *J. AWWA*, Vol. 90, pp. 89-102, (1998).
11. Hathway, S. W., Rubel, F. J., "Removing Arsenic from Drinking Water", *J. AWWA*, Vol. 79, No. 8, pp. 61-65, (1987).
12. Hering, J. G., Chen, P. Y., Wilkie, J. A., Elimelech, M., Liang, S., "Arsenic Removal by Ferric Chloride", *J. AWWA*, Vol. 88, pp. 155-167, (1996).
13. Lin, T. F., Wu, J. K., "Adsorption of Arsenic and Arsenate within Activated Alumina Grains: Equilibrium and Kinetics", *Wat. Res.*, Vol. 35, NO.8, pp. 2049-2057, (2001).
14. Oscarson, D. W., Huang, P. M., Defosse, C., A. Herbillon, "Oxidative Power of Mn(IV) and Fe(III) Oxides with Respect to As(III) in Terrestrial and Aquatic Environments", *Nature*, Vol. 291, pp. 450-451, (1981).
15. Smedley, P. L., Kinniburgh. D. G., "A Review of Source, Behavior and Distribution of Arsenic in Natural Waters", *Applied Geochemistry*, Vol. 17, pp. 517-568, (2002).
16. USEPA (2000a) ., "Arsenic in Drinking Water, Treatment Technologies : Removal"
17. 王成財,「砷 As(V)在水化鐵、鋁氧化物表面吸附特性之研究」,國立成功大學環境工程學系碩士論文,1990。
18. 阮國棟,「砷之污染特性及處理技術」,工業污染防制,第5卷,第二期, pp. 156-165, 1986。
19. 吳錦坤,「氧化鋁吸附地下水中砷之研究」,國立成功大學環境工程學系碩士論文,1999。
20. 林財富,「淨水廠砷去除技術之選擇」,自來水會刊第十九卷第二期,第74卷, pp.82-104, 2000。
21. 袁如馨,「活性鋁去除地下水中砷之研究」,自來水會刊雜誌,第25卷, pp. 38-51, 1988。
22. 陳從和,「砷之特性及其檢驗處理方法」,自來水會刊雜誌,第13卷, pp. 105-115, 1977。
23. 曹守仁,「中國大陸無機砷污染調查及研究現況」,中華衛生雜誌,第15卷,第三期, pp. 6-10, 1996。
24. 葉宣顯、賴文亮,「水中砷混凝去除機構之初探」,中國環境工程學刊, Vol. 1, NO. 2, pp. 65-71, 1991。
25. 張坤森,「鉻、銅離子與 γ -氧化鋁固液界面間吸附反應之平衡及動力研究」,國立台灣大學環境工程學研究所博士論文,1993。

表一 三條崙淨水場原水和清水之水質資料
(89.3-90.11)

	濁度 (NTU)	色度 (鉑鉻)	pH	導電度 (μ S/cm)	TDS (mg/L)
原水	0.438± 0.24	10-<5	8.03± 0.04	396.7± 7.7	254.5± 10.1
清水	0.18± 0.06	<5	8.15± 0.04	418± 8.3	268.3± 12.2

	自由餘氯 (mg/L)	總硬度 (mg/L)	大腸菌數 CFU/mL	總菌落數 MPN/100m L
原水	-	97±1.96	332.5±22.5	387.5±41.7
清水	0.82±0.06	98.4±1.4	<1	<1

	氯鹽 (mg/L)	砷 (mg/L)	錳 (mg/L)	鐵 (mg/L)
原水	5.9±0.2	0.012± 0.0023	0.06±0.003	0.393± 0.124
清水	12.5±0.4	0.01-nd	0.03-nd	0.114± 0.011

	硫酸鹽 (mg/L)	氯鹽 (mg/L)	游離氨氮 (mg/L)	硝酸鹽氮 (mg/L)
原水	4.12±1.24	0.046± 0.007	0.328±0.06	0.149± 0.037
清水	4.39±1.23	0.049± 0.006	0.05-nd	0.369± 0.235

註：(±) 符號後的值為該項之標準誤差

表二 本研究中 pH、磷酸鹽及砷的量測方法
及設備

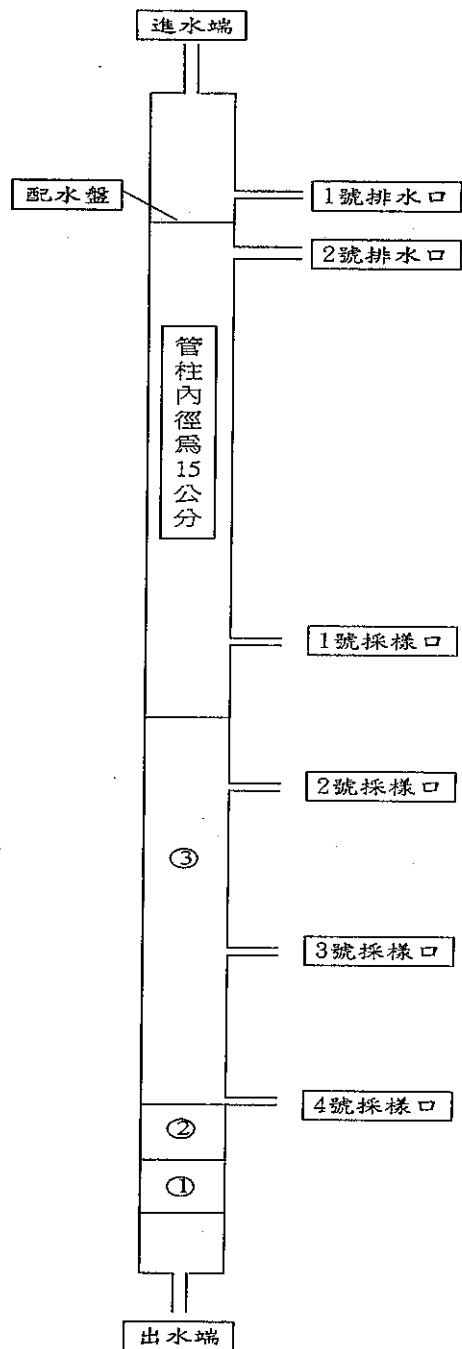
參數	參考方法	儀器名稱
pH	NIEA W424.50A	SunTex pH/mv/Temp meter, SP-701 (台灣)
磷酸鹽		Hitachi U-1100 spectrophotometer(日 本)
砷	NIEA W434.52B	原子吸收光譜儀型號 (PERKIN ELMER AAAnalyst100 Atomic Absorption Spectrometer) 連續氫化還原裝置為 (FIAS100 Flow Injection System)

表三 As(V)在不同 pH 值下之等溫吸附參數值

pH	參數值						
	Langmuir 式($q = \frac{Q_m \cdot KC}{1 + KC}$)				Freundlich 式($q=KC^{1/n}$)		
	Q_m (mg/g)	K(L/mg)	R	K(mg/g/(mg/L) ⁿ)	n(-)	R	
3.1±0.1	79.79	48.44	0.997	152.4	2.847	0.971	
4.15±0.1	50.77	35.38	0.999	54.56	11.32	0.978	
5.8±0.11	40.53	96.42	0.994	39.39	17.35	0.981	
6.9±0.14	34.14	9.029	0.986	29.42	6.887	0.993	
7.5±0.15	30.98	4.576	0.949	25.55	10.58	0.943	
9.2±0.17	19.40	683.4	0.994	19.36	1.38*10 ⁻⁵	0.994	
10.2±0.1	24.43	0.236	0.972	5.343	1.756	0.967	

表四 模場管柱實驗和文獻值之比較

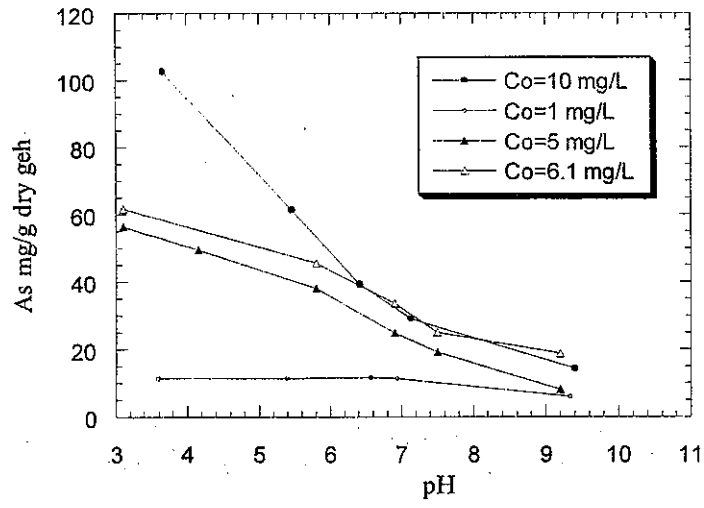
試驗地點	BTW	SD	HM	W	STL (三條崙)
原水水質					
pH	7.8	7.8	8.2	7.6	8
Arsenic (µg/L)	100-180	21	16	15-20	8-16
Phosphate (mg/L)	0.7	0.22	0.15	0.3	0.19
IMR(P/As)	5	7	6	16	19
Conductivity (S/cm)	780	480	200	460	440
Adsorption capacity for arsenic (batch test)	8.5	4.5	3.2	No data	No data
管柱部分					
Bed height (m)	0.24	0.16	0.15	0.82	1.0
Filter rate (m/h)	6-10	7.6	5.7	15	12
Specific treatment capacity (BV)	34000	37000	32000	85000	53000
Max. effluent As Concentration (µg/L)	10	10	10	7	9
Arsenic content of GEH (g/kg)	8.5	1.4	0.8	1.7	0.32
Specific mass of spent GEH (dry weight g/m ³)	20.5	12	18	8.6	2.29
Empty bed contact time	2.4	1.26	1.57	3.28	4.4-5.2
資料來源	Driehaus et al., 1998				This Study



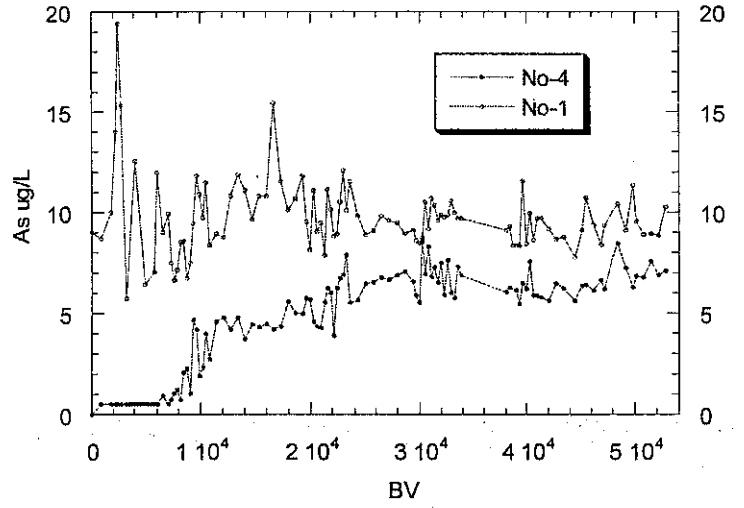
操作及各管件功能介紹

1. 進水端：由6公噸的儲水桶提供穩定水源，並使用泵將水抽至進水端
2. 配水盤：讓進水端的水能均勻進入管柱
3. 1, 2號排水口：
 - 功能一：連接至6公噸儲水桶，在管柱操作期間，維持進流水呈定水頭狀態並於出流水處加一球閥控制流量
 - 功能二：在反沖洗時排放反沖洗水
 - 尺寸：2號為主為2英寸管徑；1號為輔為0.5英寸管徑
4. 1, 2, 3, 4號採樣口：
 - 1號採樣口用來採進流水水樣
 - 2, 3, 4號採樣口用來收集不同接觸時間的出流水
5. 出水端：
 - 功能一：於管柱操作期間，將出流水儲存至250公升反沖洗水桶，之後出流水排放到下水道中
 - 功能二：反沖洗水入口，將反沖洗水桶內的清水利用泵由出水端進入進行反沖洗
6. 管柱內填充物
 - 1號位置填充物：大顆粒砂石(15cm)
 - 2號位置填充物：小顆粒砂石(15cm)
 - 3號位置填充物：氫氧化鐵吸附劑(100cm)

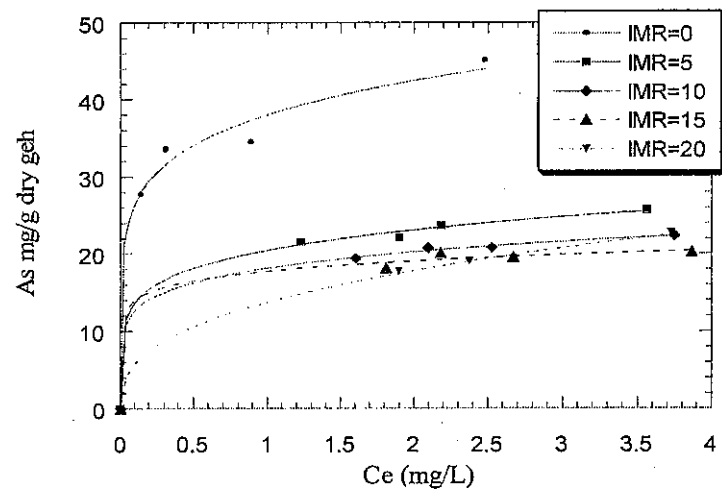
圖一 三條崙模場管柱示意圖



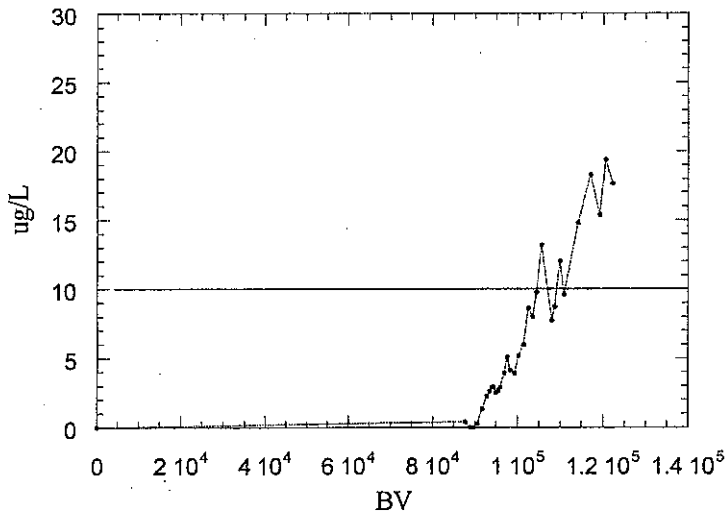
圖二 GEH 對砷之吸附量和 pH 值之關係圖



圖五 三條崙模場管柱之貫穿曲線



圖三 GEH 於不同磷酸鹽比例下對砷之等溫吸附線



圖四 桌上型管柱吸附實驗貫穿曲線圖(五價砷初始濃度 $125 \pm 15 \mu\text{g/L}$)