

利用活性化轉爐石吸附廢水中所含有的鉛重金屬物質

李元陞¹ 劉鎮宗² 邱求三³ 孫瑞志⁴ 黃政堅⁴

1. 國立宜蘭技術學院環工系教授
2. 國立宜蘭技術學院環工系講師
3. 國立宜蘭技術學院環工系副教授
4. 國立宜蘭技術學院環工系學生

摘 要

此研究計畫是利用煉鋼業者於轉爐煉鋼時所產生的廢棄轉爐石加以活性化後，以吸附廢水中的鉛重金屬物質，以期經濟、有效的處理重金屬污染問題。於計畫中分別針對轉爐石的吸附特性行為進行分析研究。實驗結果證實，於廢水溶液 pH 值 4.0 時，轉爐石具有最佳的吸附效果，其恆溫吸附特性符合 Freundlich 的恆溫吸附模式。較高的反應溫度有利於吸附反應的進行，因此轉爐石的吸附反應應屬吸熱反應。由轉爐石的吸附動力學探討發現，轉爐石的吸附現象符合模擬二階吸附模式。轉爐石吸附力與粒徑成反比關係，於模擬二階吸附模式分析中，其吸附平衡量 q_e 及 k_2 值均隨粒徑增加而降低。

關鍵詞：爐石、重金屬、吸附

Adsorption of Lead Heavy Metal from Wastewater by Activated Basic Oxygen Furnace Slag

Yuan-shen Li¹, Cheng-chung Liu², Chyow-san Chiou³ Tui-chih Sun⁴,
Zheng-Jian Huang⁵

Professor¹, Lecturer², Associate Professor³, Students^{4,5} of Department of Environmental Engineering, National Ilan Institute of Technology

Abstract

Basic oxygen furnace slag (BOF slag) that generated from steel plants were used to adsorb lead (Pb) heavy metals from wastewater to economic and effective to treat heavy metal pollution problems. In the project, the adsorption characteristic of furnace slag was investigated. The experimental results demonstrate that furnace slag posses a higher adsorption efficiency in the pH value of wastewater 4.0. The isotherm adsorption of furnace slag satisfies the Freundlich isotherm equation. A higher reaction temperature favor the adsorption shows that furnace adsorption belongs to an endothermic reaction. The adsorption kinetics of furnace slag can be best described by a pseudo second order adsorption mechanism. The adsorption capacity of furnace is opposite proportional to particle size. The quantities of adsorption equilibrium, q_e and k_2 value in the pseudo second order adsorption equation is decreased following increase in particle sizes.

Keywords : Furnace slag, Heavy metal, adsorption

一、前言

安全、經濟又有效的處理廢水中所含有的重金屬物質，一直是許多工業界（如電鍍業、化工業、造紙、染整等）相當寄望的問題。由於重金屬離子大多為毒性物質、具生物濃縮及累積性，縱使在排放廢水中含有低濃度的重金屬物質，但仍可能因長時間累積於特定器官上，而造成明顯的生理上的傷害【1】，因此，有效的移除廢水中所含有的重金屬物質是相當重要的工作。重金屬物質的移除，常用的方法有化學沉降、吸附、離子交換、逆滲透、電透析、溶劑萃取、泡沫浮除等方法【2-3】。化學沉降是相當不錯的重金屬處理方法，尤其是對高濃度的重金屬廢水，但其所產生的污泥問題，卻是棘手的處理問題。離子交換、逆滲透、電透析、溶劑萃取、泡沫浮除等方法，雖然其處理效果良好，但卻需相當高的操作及維護成本。因此，在業界仍以吸附的方式處理重金屬為主，而在各種吸附劑中，又以活性炭用得最為廣泛【4】。

使用活性炭作為吸附劑以吸附廢水中的重金屬物質，經許多研究學者證實相當有效【4 - 7】，但活性炭仍有其缺點，如活性炭仍屬於價格貴的吸附劑、吸附達飽和後的活性炭處理等問題【8】，因此，近年來有許多研究學者從事較低價位吸附劑的開發，如飛灰(fly ash)【9-10】、沸石(zeolites)【11】、鐵及鐵氧化物【12-15】、含鐵的廢棄物【16】、以及其他天然含鐵礦物等【2, 17】，而在此研究計畫中所用的吸附劑為廢棄爐石。

轉爐石是於轉爐煉鋼時所生的最終附產物。以國內中鋼公司而言，每年產生近百萬噸的各式爐石，目前主要是做為土壤改良肥、道路級配或是作為強化水泥的添加劑等之用途，雖然如此，但每年仍有大量的廢棄爐石待處理或應用，因此，研究爐石的再利用有其必要性。爐石表面為不規則狀，具多孔組織，其主要成分有氧化鈣(CaO)、二氧化矽(SiO₂)、三氧化二鐵(Fe₂O₃)及氧化亞鐵(FeO)等，具有與飛灰或是水泥相類似的組成份，比表面積最少為 2800cm²/g，抗壓強度約為 1.2T/cm²【18】。

由相關研究報告指出【14、15、19、20】，於水溶液中，含有鐵氧化物的物質，在其表面會形成各種不同型態的水合鐵氧化物(hydrous iron oxides)如 FeOH₂⁺、FeOH、FeO⁻等，這些物質與水中的其他金屬離子易產生表面錯合(Surface complexation)的現象，因此具有吸附水中特定重金屬的能力。利用此觀念，近年來有研究學者利用一些含有鐵氧化物的物質（如熔爐渣、鐵礦等），利用固定床吸附方式，有效的移除廢水中所含有的 Pb 離子【15、21】。而在此計畫中擬採用的爐石本身是一富含鐵氧化物的物質，因此，能有效的吸附水中所含有的重金屬離子。同時，爐石是高溫下的產物，其表面具有如活性炭般的組織，擁有相當大的比表面積，再經 600 的高溫爐活性化後，即能成為價廉又具有效果的吸附劑【21】。

二、實驗裝置及方法

(一) 實驗裝置及材料

於爐石吸附重金屬的批次反應中，利用恆溫震盪水浴槽（附可調式溫度控制裝置）進行各項恆溫吸附實驗。進行此研究所需的爐石，可向國內中聯爐石公司購買。爐石先以蒸餾水清洗，以去除雜物，再放入烘箱中烘乾，經冷卻後放入篩選機中，篩選出不同粒徑的爐石（35 50mesh、50 100mesh、100 140mesh、140 200mesh、>200mesh）。將爐石放置於 600 的熱風循環高溫爐中 1 小時，經降溫至室溫後即成為活性化爐石，將爐石取出放置於乾燥瓶中備用。實驗中所用的藥品均為分析試藥級。重金屬廢水儲備溶液的配置，則是溶解 Pb(NO₃)₂ 於 LC 級的蒸餾水中，儲備溶液的濃度為 1000ppm。

(二) 實驗步驟及分析方法

依實驗目的之所需，分別進行下列實驗，各實驗之步驟說明如下：

1.最佳的反應溶液 pH 值

取重金屬儲備溶液配置成 10ppm 的反應溶液，將 20mL 的反應溶液放入 50mL 的試管中，加入 0.1g、140~200mesh 的活性化爐石，利用 NaClO_3 調整溶液的離子強度為 10^2M ，以 1N 的 HCl 調整溶液的 pH 值分別為 1、2、3、4、5、6。將試管密封後放入恆溫震盪水浴槽中，設定溫度 30，震盪 24 小時後，取上層液放入離心分離機中，將固體分離，再利用原子吸收光譜儀 (AA) 分析上層液的重金屬含量。

2. 反應動力學

反應溶液及爐石配置如上之實驗，但調整溶液的 pH 值至由第(1)實驗中所得的最佳反應溶液 pH 值。將試管放入恆溫震盪器中，設定溫度 30，於不同的反應時間取樣分析重金屬含量。

3. 恆溫吸附實驗

反應溶液及 pH 值調整如 (2) 之實驗步驟，爐石的添加量則分別加入不同的克數 (0.1、0.2、0.4、0.6、0.8 及 1.0g) 於試管中。震盪 24 小時後，依規定步驟分析重金屬含量。

4. 變溫吸附實驗

反應溶液、爐石添加量、離子強度及 pH 值調整如 (2) 之實驗步驟，但恆溫水槽則分別設定三組不同的實驗溫度 (30、40 及 50)，震盪 24 小時後，分析重金屬含量。

5. 起始濃度對吸附的影響

爐石添加量、離子強度及 pH 值調整如 (2) 之實驗步驟，設定溫度 30，反應溶液的起始濃度分別調整成不同濃度 (2、4、8、15、20ppm)，震盪 24 小時後，分析重金屬含量。

6. 爐石粒徑大小對吸附的影響

反應溶液、爐石添加量、溫度、離子強度及 pH 值調整如 (2) 之實驗步驟，分別針對不同粒徑大小的爐石 (35-50、50-100、100-140、140-200、>200mesh) 進行恆溫吸附實驗，震盪 24 小時後，分析重金屬含量。

三、動力學吸附模式

為了解爐石吸附重金屬的機制，分別利用四種動力學模式分別探討其恆溫吸附實驗結果，利用分析所得的最佳化動力學模式，分別探討各操作因子對吸附效果的影響。此四種吸附模式分別為【27、28】：模擬一階吸附模式 (Pseudo-first-order-adsorption –equation)、模擬二階吸附模式 (Pseudo-second-order-adsorption –equation)、Weber 和 Morris 的顆粒間質量傳送擴散模式 (Intraparticle mass transfer diffusion model proposed by Weber and Morris)、Urano 和 Tachikawa 的顆粒間質量傳送擴散模式 (Intraparticle mass transfer diffusion model proposed by Urano and Tachikawa)。

(一) 模擬一階吸附模式 (Pseudo-first-order-adsorption –equation)

模擬一階吸附方程式其形式如下：

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (1)$$

起始條件：t = 0 時， $q_t = 0$ ；t = t 時； $q_t = q_t$

式中 k_1 為一階吸附常數， q_e 為吸附達平衡時之吸附量。式 (1) 經積分並配合起始條件後得下式：

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2.303} t \quad (2)$$

k_1 可以利用 $\log(q_e - q_t)$ 對 t 做圖，所得直線的斜率求得。

(二) 模擬二階吸附模式 (Pseudo-second-order-adsorption –equation)

模擬二階吸附模式其方程式為：

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad (3)$$

起始條件：t = 0 時， $q_t = 0$ ；t = t 時； $q_t = q_t$

式 (3) 經積分後得

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} + k_2 t \quad \text{或} \quad \frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (4)$$

以 t/q_t 對 t 做圖，可得所需要的模擬二階吸附常數 k_2 。

(三) Weber 和 Morris 的顆粒間質量傳送擴散模式(Intraparticle mass transfer diffusion model proposed by Weber and Morris)

上述兩個吸附模式無法給予明確的吸附機制，因此由 Weber 和 Morris 所提出的顆粒間質量傳送擴散模式，常被應用於吸附機制的探討，吸附劑吸附達平衡的比例是依據函數 $(D_t / r^2)^{0.5}$ 來決定，(式中 D_t 是吸附劑的擴散係數， r 是顆粒粒徑)，因此，爐石顆粒間的最初擴散吸附速率可由經線性化後的函數 $q_t = f(t^{1/2})$ 其斜率求得。

(四) Urano 和 Tachikawa 的顆粒間質量傳送擴散模式(Intraparticle mass transfer diffusion model proposed by Urano and Tachikawa)

Urano 和 Tachikawa 的顆粒間質量傳送擴散模式如下：

$$f(q_t / q_e) = -\left[\log\left(1 - (q_t / q_e)^2\right)\right] = \frac{4p^2 D_t' t}{2.3d^2} \quad (5)$$

式中 D_t' 是吸附劑的擴散係數， d 是顆粒粒徑。上述公式，以 $\log\left(1 - (q_t / q_e)^2\right)$ 為 y 軸對 t 做圖可得一直線，斜率為

$$\frac{4p^2 D_t'}{2.3d^2}。$$

四、結果與討論

(一) 最佳的反應溶液 pH 值

爐石吸附重金屬的效率受溶液的 pH 值影響，如圖 1 所示，反應溶液的 pH 值對轉爐石吸附鉛的最佳值為 3.5，當溶液的 pH 值小於 3 時，轉爐石吸附鉛的效果迅速降低。爐石的主要成分為矽及鋁，因此其表面電荷主要是由矽 (ZPC=2.3) 及鋁 (ZPC=8.2) 的零點電荷 (Zero point charge) 來決定。於較低的溶液 pH 值時，造成爐石表面具有較高的正電荷密度，因靜電力相斥的緣故，造成其吸附溶液中正電荷金屬離子的效率降低。如圖 1 所示，當溶液的 pH 值為 4 時，具有較高的吸附去除效率，因此於後續的相關實驗中，溶液的 pH 值均維持於 4.0 ± 0.5 。

(二) 變溫吸附實驗

反應溫度對爐石吸附鉛重金屬的影響如圖 2 所示，反應溫度從 20 至 50。由圖上可知，反應溫度和去除效率成正比關係，即溫度高時有利於吸附反應的進行，由此也可得知整體吸附反應屬於吸熱反應。

(三) 恆溫吸附實驗

調整反應溶液於最佳的 pH 值條件下進行恆溫吸附，同時利用 Freundlich 恆溫吸附式進行分析探討，其結果如圖 3 所示。由圖上可知其 R 均大於 0.95，利用 Freundlich 恆溫吸附模式分析實驗結果所得的恆溫吸附式如下：

$$\frac{x}{m} = X(mg/g) = 4.38C_e^{1.324}$$

(四) 反應動力學

圖 4 至圖 7 分別為利用四種不同的反應動力學模式分析轉爐石吸附重金屬鉛所得的結果。此四種動力學模式如利用 R 值分析比較可得知，以模擬二階吸附模式具有最高的 R 值 (0.999) 為量化比較此四種模式的適用性，再分別計算其常態化的標準偏差值 Δq 。

$$\Delta q(\%) = 100 \times \sqrt{\frac{\sum [(q_{t,exp} - q_{t,cal}) / q_{t,exp}]^2}{(n-1)}}$$

計算結果如表 1 所示，從表上可知，以模擬二階吸附模式具有最小的 Δq 值。因此於後續的相關反應參數探討中，均利用模擬二階吸附模式。

(五) 爐石粒徑大小對吸附的影響

爐石顆粒大小直接影響其比表面積值，因此其吸附力也直接受影響。如圖 8 所示，爐石的吸附力隨著粒徑增加而降低，利用模擬二階吸附模式分析爐石顆粒大小對吸附的影響所得的結果如圖 9 所示，所求得的吸附常數 k_2 及平衡吸附量 q_e 值如表 2 所列，爐石的平衡吸附量 q_e 值及 k_2 值，均隨粒徑增加而降低。

(六) 起始濃度對吸附的影響

不同的重金屬鉛起始濃度對爐石吸附的影響，如圖 10 所示。實驗結果顯示，低濃度的鉛廢液起始濃度有助於爐石的吸附，達成吸附平衡的時間也相較要短許多。

五、結論

實驗結果證實，轉爐石可以作為吸附劑以有效的吸附水中的鉛重金屬。從以上的實驗結果與討論中可得到如下的結論：

- (一) 因爐石表面具有較高的正電荷密度，使得反應溶液的 pH 值於 4 時，爐石（轉爐石及高爐石）具有最佳吸附效果。
- (二) 爐石的吸附遵循 Freundlich 恆溫吸附模式，其吸附式分別為：

$$\frac{x}{m} = X(mg/g) = 4.38C_e^{1.324}$$

- (三) 較高的反應溫度有利於吸附反應的進行，因此其吸附反應應屬吸熱反應。
- (四) 分析四種不同的吸附動力學模式發現，爐石的吸附動力學符合模擬二階吸附模式： $\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2$
- (五) 爐石吸附力與粒徑成反比關係，利用模擬二階吸附模式分析時，其吸附平衡量 q_e 及 k_2 值均隨粒徑增加而降低。
- (六) 較低濃度的鉛起始濃度有助於爐石吸附的進行。

六、參考文獻

1. Weng, C.H., and C.P. Huang (1994), "Treatment of metal industrial wastewater by fly ash and cement fixation" J. Envir. Engrg., ASCE, Vol. 120, No. 6, pp. 1470-1487.
2. Prasad, M., S. Saxena, S.S. Amritphale and Chandra Navin (2000), "Kinetics and isotherms for aqueous lead adsorption by

- natural minerals” *Ind. Eng. Chem. Res.* Vol. 39, pp.3034-3037.
3. Ma Q.y., S.J. Traina., S.J. Logan, J.A. Ryan, (1993), “In situ lead immobilization by apatite” *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 27, pp. 1803-1810.
 4. Reed, B.E., S. Arunachalam , (1994), “Use of granular activated carbon columns for lead removal” *J. Envir. Engrg., ASCE*, Vol. 120, No. 2, pp. 417-436.
 5. Netzer, A., and D.E. Hughes, (1984), “Adsorption of copper, lead and cobalt by activated carbon”, *Water Res.*, Vol. 18, No. 8, pp. 927-933.
 6. Corapcioglu, M.O., and C.P. Huang (1987), “The adsorption of heavy metals onto hydrous activated carbon”, *Water Res.*, Vol. 9, No. 9, pp. 1031-1044.
 7. Reed, B.E. and M.R. Matsumoto (1993), “Modeling cadmium adsorption in single and binary adsorbent (powdered activated carbon) systems”, *J. Envir. Engrg., ASCE*, Vol. 119, No. 2, pp. 332-348.
 8. Pollard, S.J.T., G.D. Fowler, C.J. Sollars, and R. Perry (1992), “Low cost adsorbents for waste and wastewater treatment: a review”, *Sci. Total Environment*, Amsterdam, The Netherlands, Vol. 116, pp. 31-52.
 9. Viraraghavan, T., and Rao, G.A.K., (1991), “Adsorption of cadmium and chromium from wastewater by fly ash”, *J. Envir. Sci. Health Part A*, Vol. 26, No. 5, pp. 721-753.
 10. Gupta G., and N. torres (1998), “Use of fly ash in reducing toxicity of and heavy metals in wastewater effluent”, *J. Haz. Matter.*, Vol. 57, pp. 243-248.
 11. Kesraoul-Qukl, S., C. Cheeseman, and R. Perry (1993), “Effects of conditing and treatment of chabazite and clinoptilolite prior to lead and cadmium removal”, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 27(b), pp. 1108-1116.
 12. Cantrell, K.T., D.I. Kaplan, and T.W. Wietsma(1995), “Zero-valent iron for the in-situ remediation of selected metals in groundwater”, *J. Haz. Matter.* Vol. 42, pp. 201-212.
 13. Powell, R.M., R.W. Puls, S.K. Hightower, and D.A. Sabatini (1995), “Coupled iron corrosion and chromate reduction: mechanisms for subsurface remediation”, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 29, pp. 1913-1919.
 14. Cowan, Christina E., J.M. Zachara, and C.T. Resch (1991), “Cadimum adsorption on iron oxides in the presence of alkaline-earth elements”, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 25, pp. 437-446.
 15. Smith, E.H. and Afshin Amini (2000), “Lead removal in fixed bed by recycled iron material”, *J. Envir. Engrg., ASCE*, Vol. 126, No. 1, pp. 58-65.
 16. Lopez, F.A., C. Perez, E. Sainz, and M. Alonso (1995), “Adsorption of Pb²⁺ on blast furnace sludge”, *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, Vol. 62, pp. 200-206.
 17. Smith E.H., W.P. Lu, T. Vengris, and R. Binkiene (1996),” Sorption of heavy metals by lithuanian glauconite”, *Water Res.*, Vol. 30, No. 12, 2883-2892.
 18. 爐石利用推廣手冊，中國鋼鐵股份有限公司。
 19. Dzombak, D.A., and F.M.M. Morel (1990), *surface complexation modeling*. Wiley-Interscience, New York.
 20. Smith, E.H., (1998b), “Surface complexation moppdeling of metal removal by recycled iron sorbent”, *J. Envir. Engrg., ASCE*, Vol. 124, No. 10, pp. 913-920.
 21. Srivastava, S.K., V.K. Gupta, and Mohan Dinesh, (1997), “Removal of lead and chromium by activated slag-a blast-furnece waste”, *J. Envir. Engrg., ASCE*, Vol. 123, No. 5, pp. 461-468.
 22. Clifford, D., and Z. Zhang (1994),”Modifying ion exchange for combined removal of uranium and radium”, *J. AWWA*, Vol. 86, No. 4, pp. 214-227.
 23. Gao, Y., A.K. Sengupta, and D. Simpson (1995), “A new hybrid inorganic sorbent for heavy metals removal”, *Water Res.*

Vol. 29, pp. 2195-2205.

24. Tucker, S.P., and G.A. Carson (1985), "Deactivation of hazardous chemical wastes", *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 19, No. 3, pp. 219-225.
25. "爐石為水泥熟料與添加料對混凝土特性影響之文獻及國外現況調查研究", 財團法人台灣營建研究中心, 1987.
26. 江慶糖、林登峰、楊樹榮, (1998), "爐石混凝土配比及其成本分析", 第十三屆廢棄物處理技術研討會論文集, 第 34-41 頁.
27. Wu, F.C., R.L. Tseng, and R.S. Juang (2001), "Kinetic modeling of liquid-phase adsorption of reactive dyes and metal ions on chitsan", *Wat. Res.*, Vol. 35, No. 3, pp. 613-618.
28. Jansson-Charrier, M., E. Guibal, J. Roussy, B. Delanghe, and P.L. Cloirec (1996), "Vanadium(IV) sorption by chitosan: kinetics and equilibrium", *Wat. Res.*, Vol. 30, No. 2, pp. 465-475.

91 年 8 月 2 日投稿

91 年 9 月 4 日接受

表 1 各反應吸附模式的常態化標準偏差值 (Δq)

吸附模式	一階吸附模式	二階吸附模式	-M 質傳吸附模式	U-T 質傳吸附模式
轉爐石	0.557	0.045	0.562	0.317

表 2 不同爐石粒徑下之模擬二階吸附模式之吸附常數 k_2 值及吸附平衡量 q_e

爐石粒徑		>200	200 140	140 100	100 50	50 35
轉爐石	k_2	0.624	0.550	0.552	0.460	0.306
	q_e	5.254	5.062	4.811	4.458	4.393

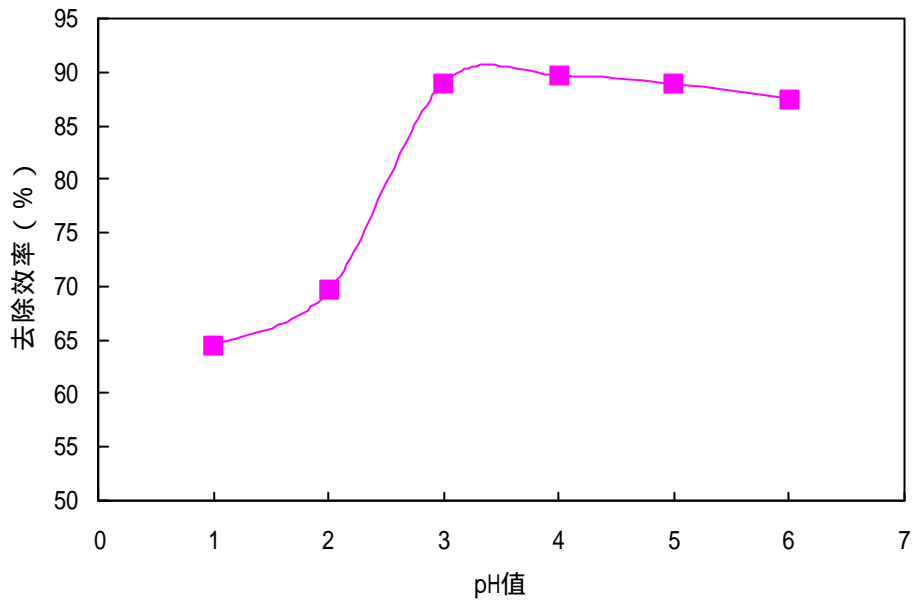


圖 1 溶液 pH 值對轉爐石吸附鉛的影響(0.8g/L、100~140mesh 轉爐石、25、Co=50mg/L Pb^{2+})

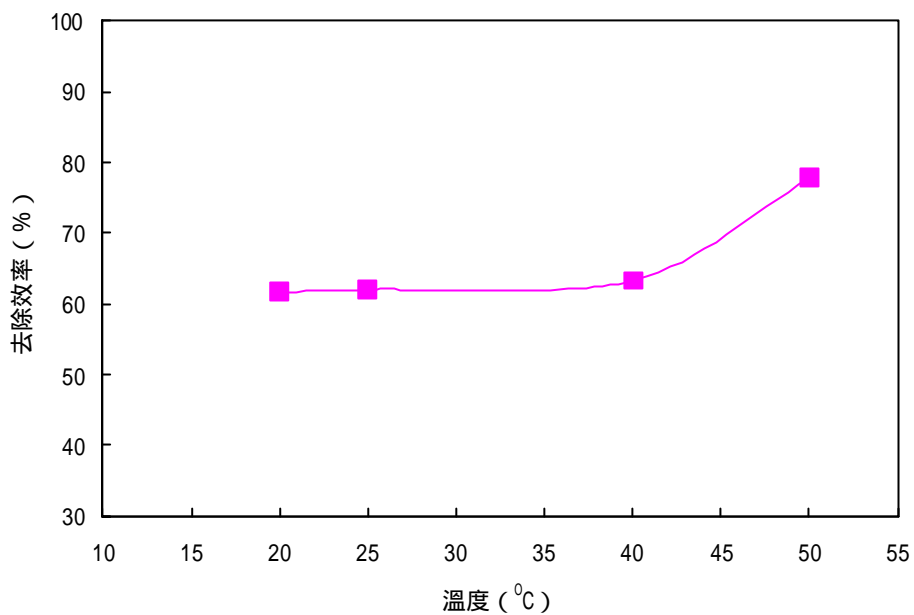


圖 2 反應溫度對轉爐石吸附鉛的影響(0.8g/L、100~140mesh 轉爐石、Co=50mg/L pb²⁺)

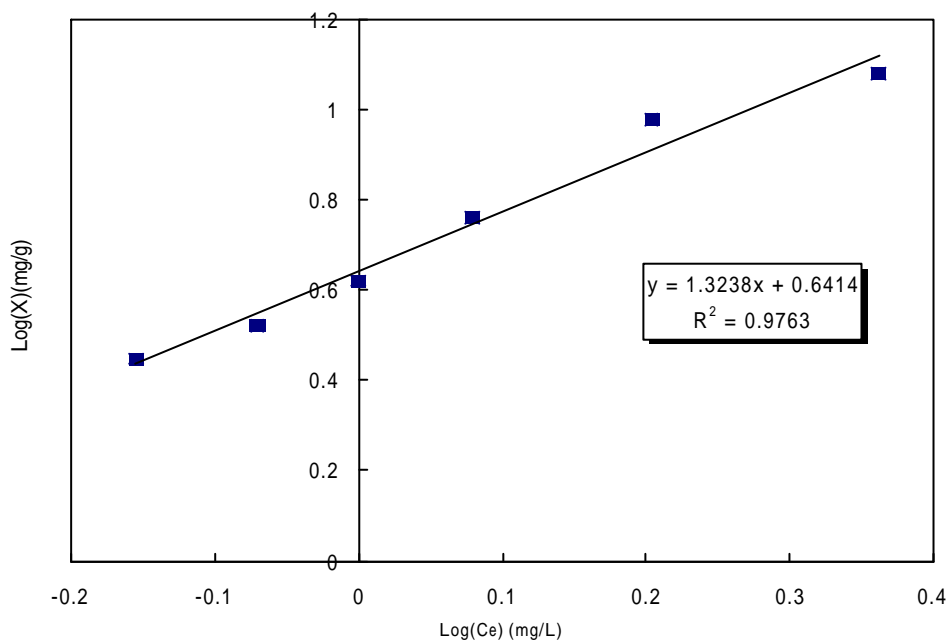


圖 3 利用 Freundlich 恆溫吸附式分析轉爐石的恆溫吸附作用(100~140mesh 轉爐石、25、Co=50mg/L pb²⁺)

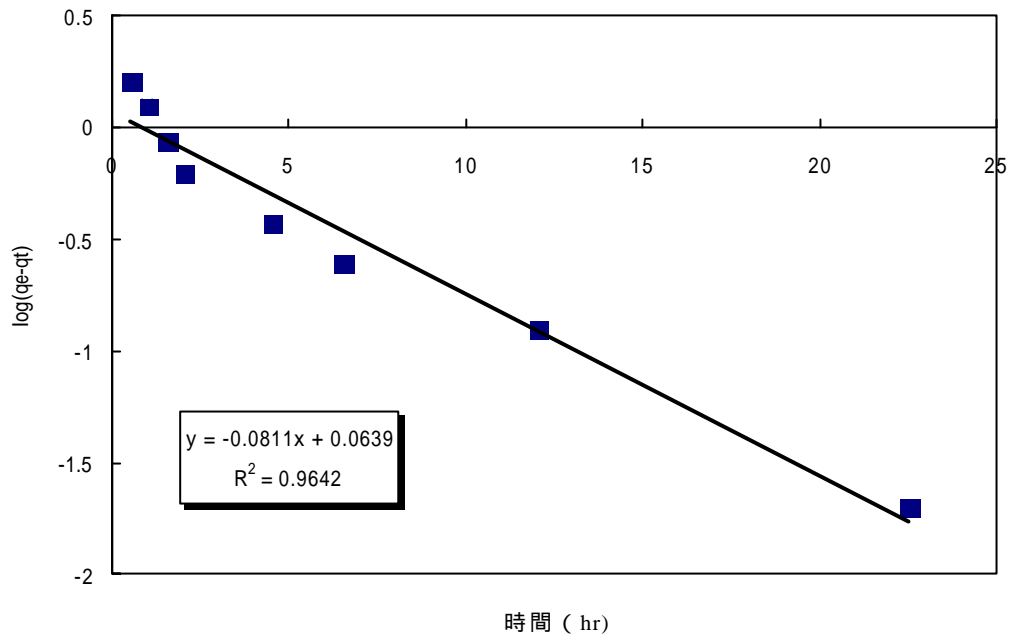


圖 4、利用模擬一階吸附模式分析轉爐石的吸附動力學 (0.8g/L、140 200mesh 轉爐石、25 、pH=4.0、 $Co=50\text{mg/L pb}^{2+}$)

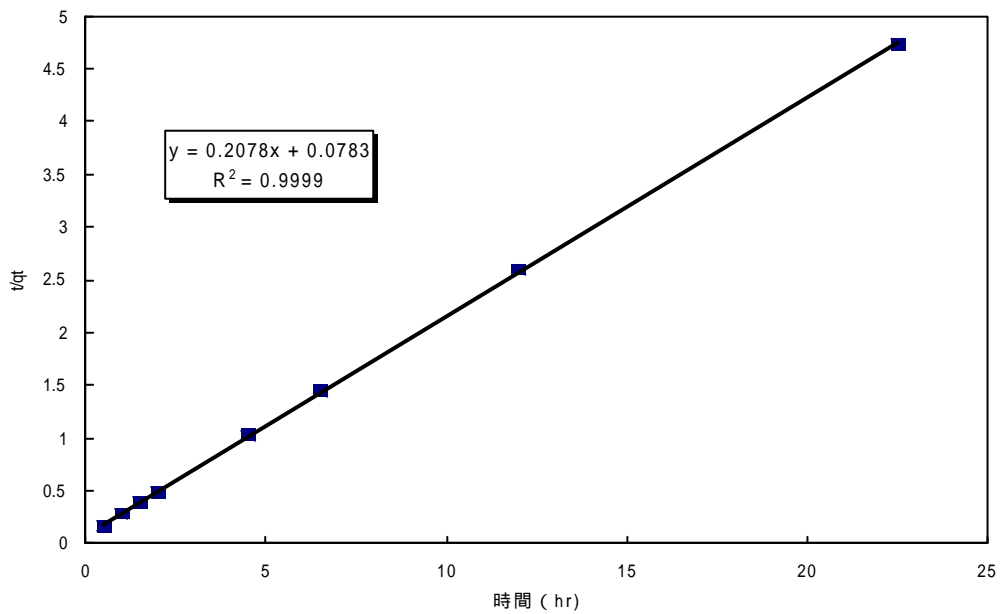


圖 5 利用模擬二階吸附模式分析轉爐石的吸附動力學 (0.8g/L、140 200mesh 轉爐石、25 、pH=4.0、 $Co=50\text{mg/L pb}^{2+}$)

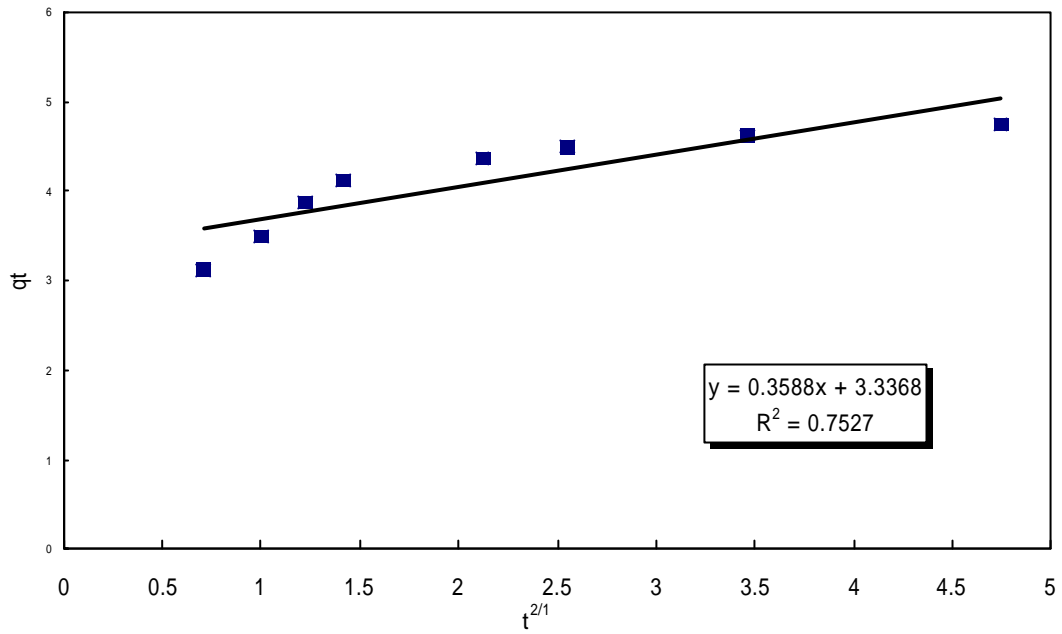


圖 6 利用 Weber 和 Morris 的顆粒間質量傳送擴散模式分析轉爐石的吸附動力學 (0.8g/L、140 200mesh 轉爐石、25、pH=4.0、Co=50mg/L pb²⁺)

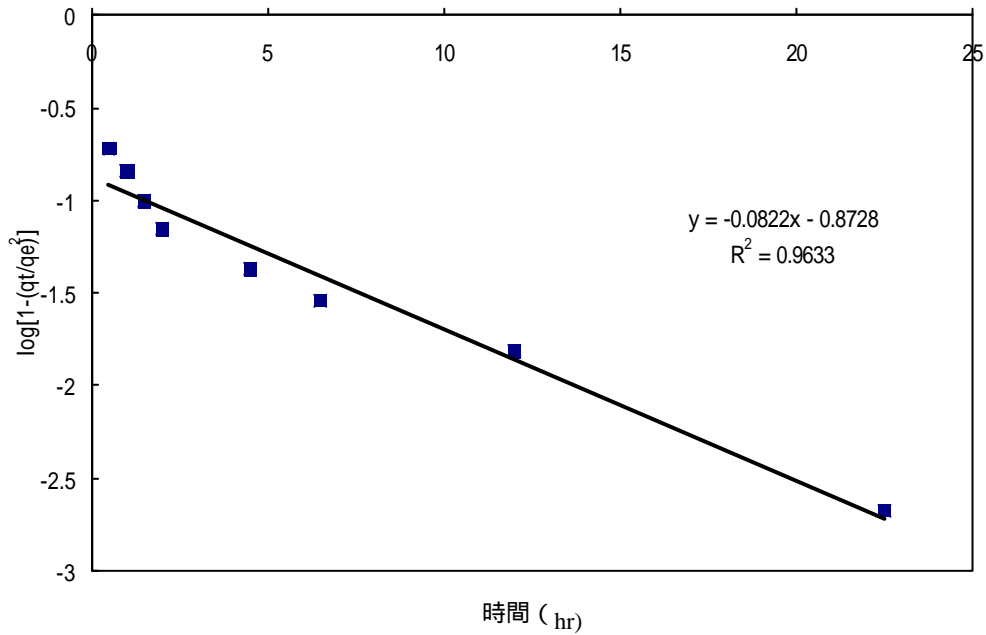


圖 7 利用 Urano 和 Tachikawa 的顆粒間質量傳送擴散模式分析轉爐石的吸附動力學 (0.8g/L、140 200mesh 轉爐石、25、pH=4.0、Co=50mg/L pb²⁺)

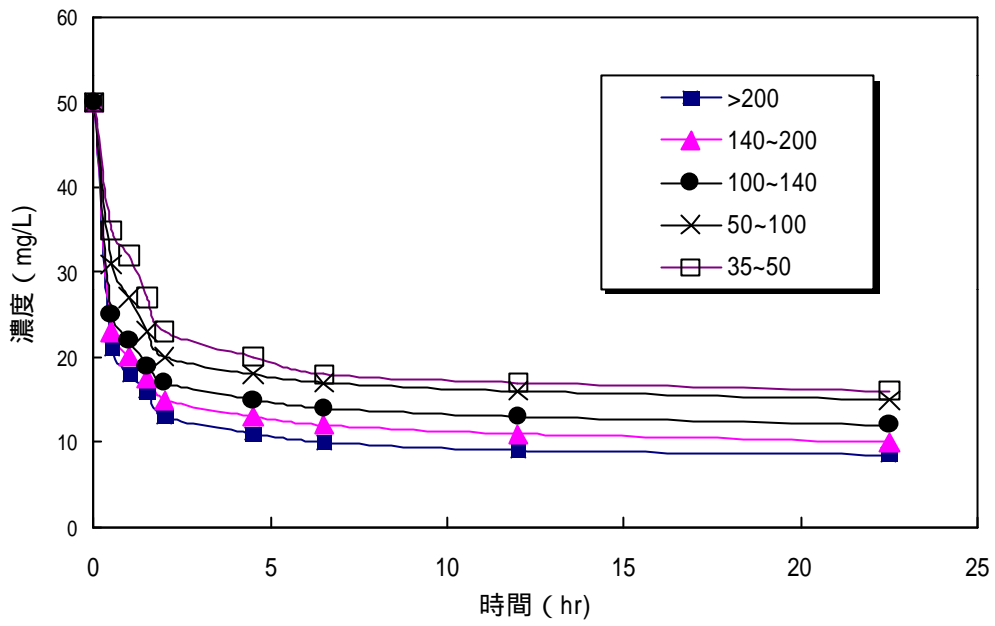


圖 8 轉爐石顆粒大小對吸附效果的影響 (0.8g/L BOF slag、25、pH=4.0、Co=50mg/L pb²⁺)

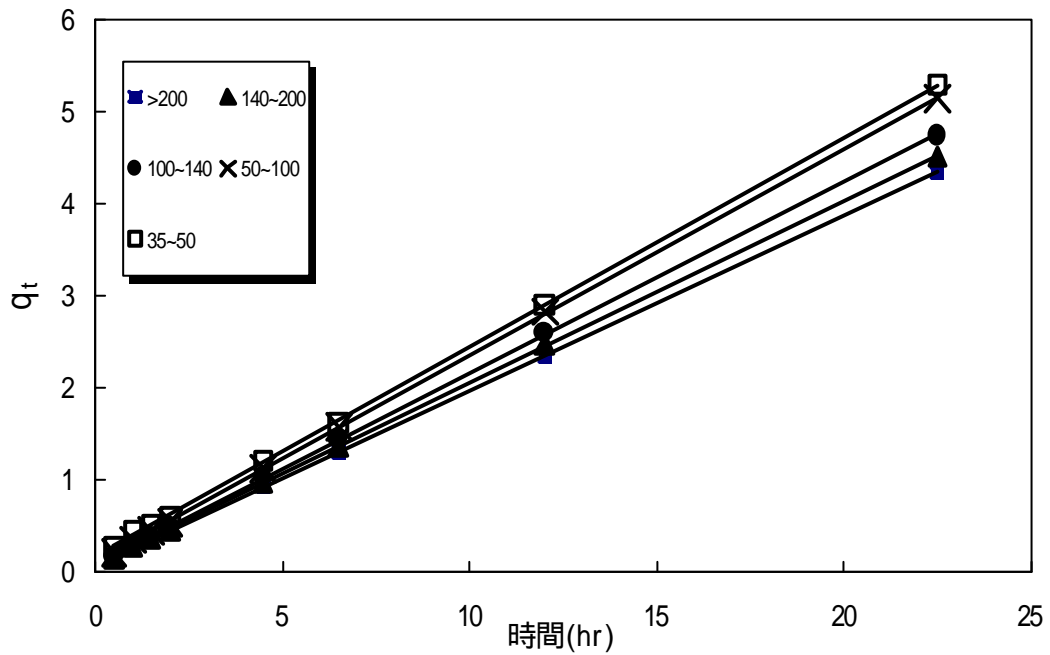


圖 9 利用模擬二階吸附模式比較不同粒徑轉爐石對吸附的影響 (0.8g/L BOF slag、25、pH=4.0、Co=50mg/L pb²⁺)

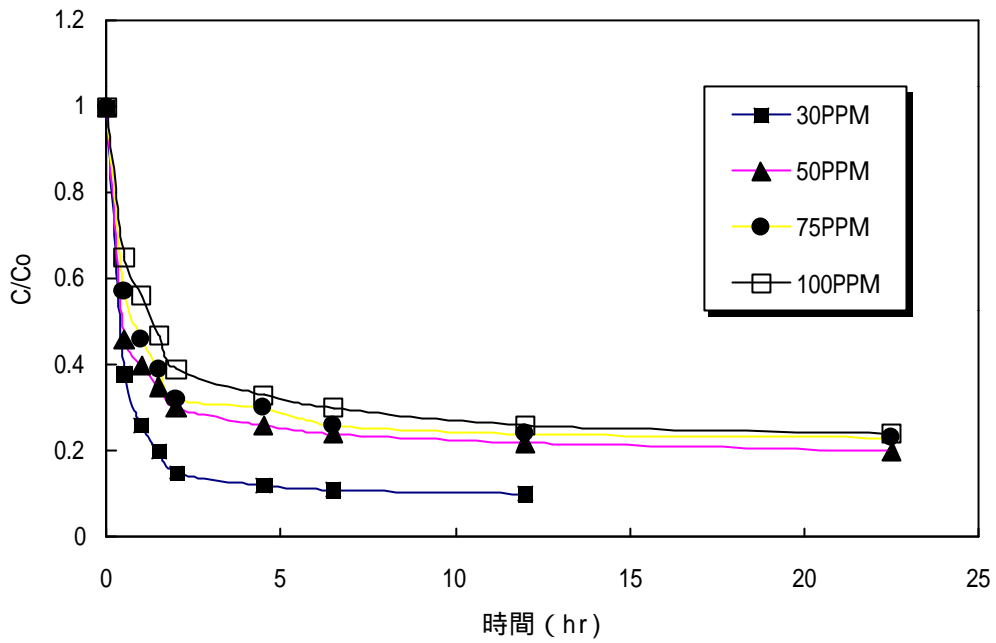


圖 10 不同起始鉛濃度對轉爐石吸附的影響 (0.8g/L、100~140 mesh 轉爐石、25 、 pH=4.0)

