

轉爐石於道路應用之健康風險問題 探討

吳勇興

財團法人中興工程顧問社環境工程研究中心正研究員

一、前言

根據經濟部工業局統計資料顯示，我國年產粗鋼超過一千萬噸，而煉鋼製程同時年產 300 萬噸高爐石及 125 萬噸轉爐石二種製程副產品，其中高爐石又可細分為：276 萬噸水淬高爐石及 24 萬噸氣冷高爐石（經濟部，2009）。此三類爐石依其特性不同而有不同的產品用途，其中水淬高爐石具有卜作嵐材料特性，通常製成爐石粉，可作為高爐水泥或預拌混凝土之添加劑。氣冷高爐石及轉爐石則因其特性與天然砂石接近，因此通常製成天然砂石替代材料，可用於道路工程材料及瀝青混凝土骨材等土木工程應用。

就製程副產品之應用而言，基於資源永續利用之理念，推動轉爐石作為砂石粒料之替代材料，可以減少天然砂石之開採，有利於環境資源永續發展，是以目前世界各國之轉爐石多朝此方向應用，惟對於將轉爐石應用於道路相關工程時，是否會造成土壤及地下水環境污染仍有待釐清，以免阻礙轉爐石作為砂石替代材料之應用。

依據我國現行土壤及地下水污染整治法（以下簡稱土污法），當轉爐石作為道路工程應用之砂石替代材料時，由於轉爐石所含平均總鉻濃度（約 1,000mg/kg）

遠高於土污法現行公告之土壤總鉻管制標準（250mg/kg），因此被質疑可能會衝擊土壤環境。惟總鉻實可區分為三價鉻及六價鉻，而且二者毒性差異甚大，三價鉻毒性甚低，甚至是人體所需之微量元素；反之，六價鉻則是毒性高且有明確證據顯示其為致癌性物質，因此目前世界各國的土壤相關環境法規多朝向三價鉻及六價鉻分別列管之趨勢發展。此外，還有一個原因促成各國環境法規採用土壤三價鉻及六價鉻污染分管，是因為近年來採用健康風險評估結果作為科學證據基礎之管制標準研擬機制，已經逐漸為各國所接受。於現行土污法中，我國環保署亦已將健康風險評估，納入土壤及地下水場址整治目標訂定之基準。



二、轉爐石填築材料應用於土壤環境之問題解析

鋼鐵業為國內重要的基礎工業，鋼鐵產品主要分為碳鋼及不銹鋼，其中碳鋼製程分為二類：第一類為一貫作業煉鋼，主要係由天然鐵礦砂、煤礦及石灰石，經由高爐熔煉成鐵水、轉爐冶煉產生鋼液；另一類為電弧爐煉鋼，主要原料為廢鋼，將廢鋼加入電弧爐冶煉產生鋼液。煉鋼過程除了產出鋼液外，還會附帶產出副產品—爐石，一貫作業煉鋼流程在煉鐵高爐會產出高爐石（氣冷高爐石、水淬高爐石）及煉鋼轉爐產出轉爐石，電弧爐煉鋼流程則產出氧化渣及還原渣（陳，2011）。

我國「經濟部事業廢棄物再利用種類及管理方式」明訂三項爐石再利用種類及方式，包含：編號十四、電弧爐煉鋼爐渣(石)，編號十五、感應電爐爐渣(石)及編號十六、化鐵爐爐渣(石)（經濟部，2011）。此為電弧爐、感應電爐及化鐵爐爐石再利用之法源依據，所規範之再利用用途包含：水泥原料、水泥製品原料、爐渣（石）粒料原料、砂石原料、混凝土粒料、道路工程粒料或非農業用地之工程填地材料。於其運作管理方面，亦明訂再利用用途之產品應符合國家標準、國際標準或該產品之相關使用規定。惟一貫作業煉鋼製程所產出之高爐石及轉爐石為製程副產品，並非如前述電弧爐爐渣（石）等三種製程廢棄物再利用產品，因此其應用不受「經濟部事業廢棄物再利用種類及管理方式」所管制，而是以經濟部標準檢驗局之爐石相關 CNS 國家標準作為產品規範之依據。

蒐集國內外轉爐石之污染物分析資料，如表 1 所示，將表中轉爐石所測得之八大重金屬污染物濃度與我國現行土壤污染管制標準比對，可見只有總鉻超出管制標準，此為各界認為轉爐石應用於接觸土壤環境時，可能造成土壤環境污染及人體健康危害疑慮之主要爭議點。

從我國土污法的精神來看，根據現行土污法第 2 條第 4 項對於「土壤污染」之定義為：「指土壤因物質、生物或能量之介入，致變更品質，有影響其正常用途或危害國民健康及生活環境之虞。」此外，根據土污法同條第 17 項對「污染控制場址」之定義：「指土壤污染或地下水污染來源明確之場址，其污染物非自然環境存在經沖刷、流布、沉積、引灌，致該污染物達土壤或地下水污染管制標準者。」可見判斷場址內土壤是否受污染之最低門檻為「土壤或地下水污染管制標準」。

由於轉爐石之總鉻含量超過土壤污染管制標準，因此根據前述土污法之土壤污染定義，當轉爐石應用於土壤環境時，被各界質疑可能造成土壤污染實有其立

論之法規基礎。惟更進一步需要檢視的是，我國現行土壤污染管制標準訂定總銻項目 250mg/kg 是否如前述土污法之土壤污染定義所言之「有影響其正常用途或危害國民健康及生活環境之虞」。事實上，針對各項環境、食品、藥物及勞工安全衛生等法規濃度標準之訂定爭議，美國國會早在 1981 年基於 1970 年代化學污染物嚴重影響民眾健康，包含食品藥物安全、環境保護及勞工安全衛生等各部會在法規管制標準之訂定基礎差異甚大，因此指示美國食品藥物管理局(US FDA)委託美國國家科學研究委員會(US NRC)就此污染物之管制方式提出以健康風險評估為基礎之管理程序，並於 1983 年提出俗稱紅皮書的書面報告“Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process”，底定美國聯邦政府以一致性的健康風險評估架構作為污染物法規管制基礎的新紀元(NRC,1983)。

在紅皮書中楷定了美國的污染物法規管制方式應將風險管理及風險評估與予明確區隔的精神，政府部門應以風險評估之科學數據結果為基礎，再考量經濟、社會、政治等面向之綜合評估後，形成法規決策進行風險管理。此作法可以讓專家在風險評估階段充分提出科學證據進行討論，明確量化污染物對民眾可能造成的健康危害風險，作為後續風險管理決策之依據(NRC, 1983)。

事實上，我國現行土污法第 24 條第 2 至第 4 項之規定，已經允許在某些特殊情況下(例如技術不可行、財務不可行等)，可以採用健康風險評估之結果，提出高於土壤污染管制標準之整治目標，亦即我國土污法之設計已有部分採納健康風險評估的精神。

三、轉爐石填築材料應用於土壤環境之健康風險評估 試算

針對轉爐石填築材料應用於土壤環境可能造成之人體健康安全疑慮，嘗試採用我國環保署網站公告之線上「健康風險評估模擬系統」(<http://sgw.epa.gov.tw/hrisk2010/dispUstrSys/FrameSet.aspx?RefPMID=DataInput>)，進行健康風險評估試算。此系統係依我國環保署(2006)所公告之「土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引」(以下簡稱評析方法)所建立。

由於前述模擬系統未能分辨轉爐石與土壤之特性差異，在此假設轉爐石與模擬系統預設之土壤中砂石質土壤與石礫之地質特性相同。此假設應屬保守，因為在砂石質土壤與石礫之地質條件假設下，污染物的移動性較高。前述模擬系統中提供第一層次及第二層次健康風險評估模組，其中第一層次所採用之水文地質等



場址參數均採用較保守之系統預設值，而第二層次則可採用場址參數現地調查數據，更能貼近實際場址狀況，惟考量並未進行特定場址調查，因此採用第一層次健康風險評估進行試算。此外，由於表 1 之轉爐石重金屬濃度含量分析結果與我國現行土壤污染管制標準比較顯示只有總鉻項目濃度(1,081mg/kg)超出土壤污染管制標準，因此設定轉爐石應用場址之關切污染物為鉻。但是，因為轉爐石中的鉻是由三價鉻與六價鉻組合而成，而前述模擬系統中係採用六價鉻之毒性因子及物化特性參數作為鉻污染之健康風險評估參數，因此本研究分別採用表 1 之國內轉爐石鉻含量分析結果之總鉻濃度(1,081mg/kg)及六價鉻濃度(1.76mg/kg) 進行風險值試算。

風險試算結果如表 2 所示，由表中可見，在暴露途徑的篩選方面，根據評析方法之規範，針對重金屬污染物而言，除非關切污染物為汞，否則不需考慮蒸氣吸入途徑。本研究之關切污染物為六價鉻，因此不需考慮土壤或地下水之相關揮發蒸氣吸入暴露途徑。此外，由於遍查評析方法所規範參考之國際七大毒性資料庫並未公告六價鉻之食入致癌斜率及皮膚接觸之致癌或非致癌毒性因子，而且評析方法針對重金屬污染物項目，建議不採納不同途徑之間的毒性因子外插推估，因此模擬系統不針對前述未公告毒性因子之暴露途徑試算風險值。

表 1 國內外轉爐石污染物分析結果彙整

重金屬	爐石濃度 (mg/kg)*		爐石濃度 (mg/kg)**	爐石 TCLP 濃度 (mg/L)*	爐石 TCLP 濃度 (mg/L) ⁺	爐石 ASTM 濃度 (mg/L)*	土壤管制標準 (mg/kg)	
	中位數	95% UCL	中位數	中位數	最大值	中位數	一般土地	食用作物農地
As	ND	ND	NA	0.002	ND	0.003	60	NA
Cd	2.5	4.2	3.79	0.001	ND	ND	20	5.0
Cu	30	38	16.9	NA	0.02	ND	400	200
Pb	50	88	48	0.004	0.248	0.03	2,000	500
Hg	0.1	0.1	NA	0.0003	ND	ND	20	5.0
Ni	4.9	6	38	0.01	NA	ND	200	NA
Zn	46	63	26.7	0.07	NA	ND	2,000	600
Cr(total)	1,271	1,437	1,081	0.01	ND	ND	250	NA
Cr(VI)	ND	ND	1.76	ND	ND	ND	NA	NA

NA: 未分析

ND: 未檢出

TCLP: 採用 Method 1311 (USEPA, 1992)

ASTM: 採用 Method D3987 (ASTM, 2006)

*: Proctor *et al.* (2000)

** : 林 (2007)

⁺: 陳 (2011)

由表 2 之總鉻及六價鉻濃度基準之健康風險值試算結果比較，可見二者之總致癌風險值分別為 1.74E-08 及 2.84E-11，均低於致癌可忽略風險值 1E-06；總飛致癌風險值則分別為 5.61E+01 及 9.14E-02，總鉻濃度基準試算結果遠高於非致癌可忽略風險值 1，六價鉻濃度基準試算結果則遠低於非致癌可忽略風險值 1。由此二不同鉻物種濃度基準之風險試算比較結果解析，顯示採用總鉻與六價鉻濃度管制之相對健康風險影響差異甚大，亦即突顯採用總鉻污染管制之不合理性。

表 2 轉爐石材料於土壤環境應用健康風險評估結果

評估結果		總鉻濃度基準 ¹		六價鉻濃度基準 ²	
		致癌風險值	非致癌風險值	致癌風險值	非致癌風險值
暴露途徑	暴露介質	評估結果	評估結果	評估結果	評估結果
土壤暴露途徑	攝入	*	1.32E+00	*	2.14E-03
	皮膚接觸	*	*	*	*
	總和	NA	1.32E+00	*	2.14E-03
地下水暴露途徑	飲用	*	5.48E+01	*	8.92E-02
	洗澡或日常清洗(吸入)	NA	NA	NA	NA
	洗澡或日常清洗(皮膚接觸)	*	*	*	*
	室外澆灌吸入	NA	NA	NA	NA
	總和	NA	5.48E+01	NA	8.92E-02
空氣暴露途徑	吸入表土污染物蒸氣	NA	NA	NA	NA
	吸入裡土污染物蒸氣	NA	NA	NA	NA
	吸入表土揚塵微粒	1.74E-08	3.73E-05	2.84E-11	6.07E-08
	吸入地下水污染物蒸氣	NA	NA	NA	NA
	總和	1.74E-08	3.73E-05	2.84E-11	6.07E-08
總風險值		1.74E-08	5.61E+01	2.84E-11	9.14E-02

¹: 將轉爐石所含總鉻濃度均視為六價鉻濃度進行風險評估

²: 僅就轉爐石所含六價鉻濃度進行風險評估

*: 無毒性因子，故無法計算其評估結果

NA: 暴露途徑所造成之風險微乎其微而可忽略



基於三價鉻可能會轉換為高毒性的六價鉻，不免讓人認為採用總鉻作為土壤污染管制項目有其必要性。事實上，文獻研究結果顯示三價鉻在一般土壤及地下水環境中是比較穩定的狀態，反而由於六價鉻的強氧化性與高溶解性，很容易與土壤中的有機物或還原態金屬離子(例如二價鐵)轉換成三價鉻(USEPA, 1990; ATSDR, 2008)。只有當溶解性的三價鉻，在很特殊的高溫潮濕環境或含有高濃度強氧化物質(例如二氧化錳)的條件下，三價鉻才可能轉換為六價鉻，但是三價鉻的水中溶解度很低，當 pH 大於 5 以上就不溶於水了，因此為了防範極少可能之特殊自然環境，而採用總鉻作為土壤污染管制標準實不具合理性(Apte *et al.*, 2006; Panichev *et al.*, 2008; Lenntech, 2012)。亦有文獻指出 USEPA 早期會採用總鉻濃度訂定鉻污染場址之整治目標，主要是由於在 James *et al.*(1995) 提出土壤鹼性消化法之前，並無適當的分析方法可用於土壤六價鉻分析的緣故。當土壤六價鉻分析方法突破之後，土壤六價鉻即逐漸為各國採納作為土壤鉻污染管制項目 (Proctor *et al.*, 2002)。

參考文獻

1. 行政院環境保護署 (2006) “土壤及地下水污染場址健康風險評估評析方法及撰寫指引,” (<http://ivy5.epa.gov.tw/epalaw/docfile/143121.pdf>).
2. 林財富 (2007) “中鋼公司轉爐石重金屬鉻在土壤環境中之穩定行為探討,” 中國鋼鐵股份有限公司.
3. 經濟部 (2009) “以中鋼為核心的臨海工業區資源循環利用” (<http://proj3.moeaidb.gov.tw/eris/disppagebox/RECT.aspx>).
4. 經濟部 (2011) “經濟部事業廢棄物再利用種類及管理方式” (<http://w3.epa.gov.tw/epalaw/docfile/075510.pdf>).
5. 陳信榮 (2011) “轉爐石對環境相容性之探討,” 2011 年轉爐石應用於瀝青混凝土鋪面研討會, 社團法人中華鋪面工程學會, 高雄市.
6. Apte, A.D., Tare, V., and Bose, P. (2006) “Extent of Oxidation of Cr(III) to Cr(VI) under Various Conditions Pertaining to Natural Environment,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 128, pp. 164-174.
7. ASTM (2006) “Standard Test Method for Shake Extraction of Solid Waste with Water,” Method D3987.
8. ATSDR (2008) “Draft - Toxicological Profile For Chromium,” Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR).
9. James, B.R., Petura, J.C., and Vitale, R.J. (1997) “Oxidation-Reduction Chemistry of Chromium: Relevance to the Regulation and Remediation of Chromate-Contaminated Soils,” *Journal of Soil Contamination*, Vol. 6, pp. 569-580.
10. Lenntech (2012) “Chromium (Cr) and water,”

- (<http://www.lenntech.com/periodic/water/chromium/chromium-and-water.htm>).
11. National Research Council (NRC) (1983) "Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process," National Academy Press, Washington, DC.
 12. Panichev, N., Mabasa, W., Ngobeni, P., Mandiwana, K., and Panicheva, S. (2008) "The Oxidation of Cr(III) to Cr(VI) in the Environment by Atmospheric Oxygen during the Bush Fires," *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 153, p. 937-941.
 13. Proctor, D.M., Fehling, K.A., Shay, E.C., Wittenborn, J. L., Green, J. J., Avent, C., Bigham, R. D., Connolly, M., Lee, B., Shepker, T.O., Zak, M. A. (2000) "Physical and chemical characteristics of blast furnace, basic oxygen furnace, and electric arc furnace steel industry slags," *Environmental Science and Technology*, Vol. 34, pp.1576-1582.
 14. Proctor, D., Harris, M., and Rabbe, D. (2002) "Risk Assessment of Chromium-Contaminated Soils: Twelve Years of Research to Characterize the Health Hazards," in "Human and Ecological Risk Assessment: Theory and Practice," Edited by Paustenbach, D., pp. 513-583.
 15. USEPA (1990) "Noncarcinogenic Effects of Chromium: Update to Health Assessment Document," Research Triangle Park, NC. EPA 600/8-87-048F.
 16. USEPA (1992b) "Toxicity Characteristic Leaching Procedure," SW-846, Method 1311.