

國立臺灣大學工學院環境工程學研究所

碩士論文

Graduate Institutes of Environmental Engineering


National Taiwan University

Master Thesis

焚化爐底渣酸洗有機碳溶出評估及再利用於道路

鋪設之長期監測

The Evaluation of Organic Carbon Leaching from Acidic
Wash and the Environmental Monitoring of Municipal Solid
Waste Incineration Bottom Ash Used in Road Application



吳翊齊

Yi-Chi Wu

指導教授：童心欣 博士

Advisor: Hsin-Hsin Tung, Ph.D.

中華民國 99 年 6 月

Jun, 2010

國立臺灣大學 (碩) 博士學位論文
口試委員會審定書

焚化爐底渣酸洗有機碳溶出評估及再利用於道
路鋪設之長期監測

The Evaluation of Organic Carbon Leaching from
Acidic Wash and the Environmental Monitoring of
Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash
Used in Road Application

本論文係吳翊齊君 (R97541139) 在國立臺灣大學環境
工程學系、所完成之碩 (博) 士學位論文，於民國九十九年
五月十七日承下列考試委員審查通過及口試及格，特此證明

口試委員：

董心欣

(簽名)

(指導教授)

林郁真

林乙芳

系主任、所長

吳先琪

(簽名)

致謝

本論文能順利完成，首先需感謝童心欣教授之細心教導。感謝童老師除平時於專業知識及研究方向之指導外，亦感謝老師對於學生處事態度之要求，使學生獲益匪淺。再者，需感謝口試委員林正芳教授及林郁真教授對於論文內容提供之建議，使本論文更加完整。此外，需感謝台大環工所每位授課教授於各領域之教導，使學生能有更寬闊的視野。

於研究進行過程中，感謝實驗室夥伴易學、善潔、宇涵、柏志、佳真、宏時及黃馨，於實驗室工作及現場採樣之協助。並感謝親切的 Monica 於繁瑣的行政事務上給予最大之協助。感謝琪惠及如秀兩位，無論是課業方面之協助或生活之陪伴，你們總能在我徬徨時給予我依靠。

感謝曾經激勵我，促使我從職場重回校園繼續進修的家人及朋友，你們的激勵是我完成本論文及學位之動力。並感謝家人給予我的支持與包容，謝謝你們為我付出的所有，謝謝你們給我的幸福。

翊齊 謹致

摘要

迄民國九十年至今，廢棄物焚化處理方式由約 55% 大幅提升至約 96%，雖然焚化處理可以大幅降低垃圾體積，但仍然會產生大量的飛灰及底渣，以民國 98 年為例，全國焚化爐所產生之焚化底渣總量高達約 85 萬噸，其數量相當可觀。而依循日本及歐美等先進國家，底渣再利用於道路鋪設之歷史可追溯回 1990 年代；然而，國內卻缺乏關於底渣再利用應用於道路鋪面之長期監測。本研究係針對位於萬里加投段，以底渣再利用材料作為路基之試驗道路作為研究對象，監測周圍水體，作為評估底渣再利用材料是否對環境造成負面影響之依據。結果顯示，pH 值、導電度、氯鹽、溶解性有機碳(DOC)濃度及重金屬溶出等各項監測數值，皆於完工兩年至三年後呈現穩定狀態，除各水體之重金屬 Zn 於檢測期間有濃度增加趨勢外，其餘應無污染之虞。此外，亦進行底渣再利用材料中重金屬於再利用場址之溶出比例進行推估，結果顯示，As 具有最高的溶出比例 2.87%，再者為 Cd 有 1.52% 溶出量。

另外於該研究中亦針對底渣再利用材料之基本特性及其酸洗特性進行研究，採集源自台北縣新店、八里及樹林等三座焚化廠及多批不同時間出廠之底渣再利用材料作為分析對象，藉由大量採樣降低底渣之非均質性。底渣在利用材料之基本特性分析部分顯示，其含水率約為 17%，灼燒減量約為 3.8% 且 TCLP 結果皆於法規標準內。而酸洗特性分析部分，DOC 及重金屬於不同液固比下，皆有不同之表現，以液固比為 20 時，DOC 具有最佳溶出效率，此時重金屬溶出主要以 Zn 為主，於液固比為 5 及 10 時，Ba 及 Cu 為主要溶出之金屬，預期藉由酸洗，評估底渣再利用材料作為路基時，DOC 可能溶出之最大量。

關鍵字：焚化底渣、酸洗、道路監測

Abstract

According to the statistics from Taiwan Environmental Protection Administration, the percentage of municipal solid waste incineration (MSWI) was increased from 55% to 96% since 2001. Although incineration could reduce the volume of the solid waste significantly, it produces large amount of fly ash and bottom ash. In 2009, overall bottom ash production from all incinerations in Taiwan was 850,000 tons. The utilization of MSWI bottom ash as road pavement has been widespread in Japan, Europe and North America. Some long term monitoring studies were completed, such as ten-year evaluation in France. The aim of this study was to monitor a test road located in Wanli, Taipei County, which was constructed with local MSWI bottom ash. . The environmental impact assessment of bottom ash utilization would be base on analyzing pH, conductivity, Cl^- and DOC (dissolved organic carbon). The analysis results of surface water and ground water have been stable since the beginning. The leachate pH, conductivity and concentrations of Cl^- and DOC concentration drop down quickly during the first 1.5 years and gradually reach the minimum values over 4 years, as well as heavy metals. In the later monitoring, the leachate concentration of Zn has been gradually increased due to the same status in surface water probably. Moreover, the portion of eluted heavy metals from bottom ash was estimated. The results show that As and Cd had the highest elution potential as 2.87% and 1.52% , respectively.

Another objective for this study was to test the organic carbon leaching properties from MSWI bottom ash. The bottom ashes were collected from Xindian, Bali and Zhuyin incineration plants. In order to reduce the heterogeneity of the bottom ash, different batches of sample were collected. The basic analysis results shows the moisture content of stabilized bottom ash was approximately 17%, ignition loss was

3.8% and no toxic chemical was found to over the regulation limits from TCLP tests. In acid extraction test, the elution of dissolved organic carbon (DOC) and heavy metals were correlated to the liquid to solid ratio (L/S). The best DOC extraction efficiency was found under the condition as L/S=20, and Zn was the major heavy metal eluted. However, when L/S=5 and 10 the major eluted heavy metals were Ba and Cu instead of Zn.



keywords : MSWI bottom ash 、 acidic wash 、 road application monitoring

目錄

致謝.....	錯誤! 尚未定義書籤。
摘要.....	ii
Abstract.....	iii
目錄.....	v
圖目錄.....	viii
表目錄.....	x
第一章 前言.....	1
1.1 研究緣起.....	1
1.2 研究目的.....	1
1.3 研究項目.....	2
第二章 文獻回顧.....	4
2.1 焚化爐灰渣來源及種類.....	4
2.2 底渣特性.....	5
2.2.1 物理特性.....	5
2.2.2 化學成份組成.....	6
2.3 底渣再生處理方法.....	12
2.4 底渣水洗與酸洗.....	16
2.5 底渣再利用現況.....	17

2.6 監測以底渣再利用材料鋪設之道路.....	22
第三章 工作內容與方法.....	25
3.1 研究內容.....	25
3.2 檢測方法與材料.....	25
3.2.1 檢測方法.....	25
3.2.2 材料及容器準備.....	28
3.3 底渣再利用材料研究.....	29
3.3.1 基本特性分析.....	29
3.3.2 水洗／酸洗程序分析.....	29
3.4 底渣再利用材料於道路鋪設之研究.....	31
3.4.1 試驗道路設計及研究對象.....	31
3.4.2 試驗道路周邊環境水體監測.....	32
第四章 結果與討論.....	35
4.1 底渣再利用材料基本特性.....	35
4.2 底渣再利用材料水洗與酸洗特性.....	38
4.2.1 水洗與酸洗比較.....	38
4.2.2 不同液固比之酸洗試驗.....	41
4.3 底渣再利用場址之現場監測.....	45
4.3.1 pH 值監測結果.....	46
4.3.2 導電度監測結果.....	47
4.3.3 氯鹽監測結果.....	48
4.3.4 溶解性有機碳 (DOC) 監測結果.....	48
4.3.5 重金屬監測結果.....	50

4.3.6 雨量監測與溶出物之總量推估.....	57
4.3.6.1 有機碳溶出比例.....	58
4.3.6.2 重金屬溶出比例.....	61
第五章 結論與建議.....	67
5.1 底渣再利用材料基本特性及酸洗測試.....	67
5.2 再利用場址環境監測.....	68
5.3 工作內容與方法建議.....	70
參考文獻.....	72
附錄.....	75



圖目錄

圖 2-1-1 焚化爐灰渣來源及產量	5
圖 2-2-1 底渣再利用材料物理成份組成	6
圖 3-2-1 底渣再利用處理流程	28
圖 3-3-1 底渣再利用材料研究分析流程圖	30
圖 3-4-1 試驗道路剖面示意圖	32
圖 3-4-2 現場監測分析流程圖	34
圖 4-1-1 再利用材料之含水率及灼燒減量（詳細數值件附錄表一）	36
圖 4-1-2 再利用材料之 TCLP 測試結果（詳細數據如附錄表二）	37
圖 4-1-3 底渣再利用材料重金屬含量（詳細數值列於附錄表三）	38
圖 4-2-1 酸洗與水洗對於再利用材料之 TOC 溶出試驗	40
圖 4-2-2 酸洗與水洗對於單位重再利用材料之 TOC 溶出試驗	40
圖 4-2-3 不同液固比之酸洗試驗 pH 值（詳細數據如附錄表五）	41
圖 4-2-4 不同液固比之酸洗試驗 DOC 溶出	42
圖 4-2-5 不同液固比之酸洗試驗單位底渣 DOC 溶出量	43
圖 4-2-6 新店再利用材料經酸洗後上層液中之重金屬濃度	44
圖 4-2-7 八里再利用材料經酸洗後上層液中之重金屬濃度	45
圖 4-2-8 樹林再利用材料經酸洗後上層液中之重金屬濃度	45

圖 4-3-1 再利用場址 pH 監測結果.....	47
圖 4-3-2 再利用場址導電度監測結果.....	49
圖 4-3-3 再利用場址氯鹽監測結果.....	49
圖 4-3-4 再利用場址溶解性有機碳監測結果.....	50
圖 4-3-5 再利用場址表面逕流水重金屬濃度.....	52
圖 4-3-6 再利用場址滲出水重金屬濃度.....	53
圖 4-3-7 再利用場址地下水重金屬濃度.....	54
圖 4-3-8 現場監測滲出水中有機物溶出累積總量估算.....	60
圖 4-3-9 現場監測滲出水中重金屬估算累積總量.....	65



表目錄

表 2-2-1 底渣中化學元素組成配比.....	7
表 2-2-2 焚化底渣組成成份分析.....	8
表 2-2-3 不同粒徑底渣之灼燒減量結果.....	9
表 2-2-4 不同粒徑底渣之碳成份分析.....	11
表 2-3-1 底渣經磷酸穩定前後差異.....	14
表 2-3-2 各國重金屬溶出特性之檢測方法.....	16
表 2-3-3 H_3PO_4 及 DCPDH 對底渣中重金屬之穩定化成效.....	16
表 2-5-1 國內焚化灰渣掩埋情形.....	20
表 2-5-2 國內各縣市焚化灰渣再利用情形.....	20
表 2-6-1 底渣再利用材料於道路鋪設之重金屬移動性.....	24
表 4-1-1 再利用材料之 TCLP 檢測結果（詳細數值列於附錄表二）.....	37
表 4-1-2 底渣再利用材料之重金屬含量.....	38
表 4-2-1 各廠再利用材料酸洗 DOC 溶出範圍.....	43
表 4-3-1 各水體水質標準參照.....	56
表 4-3-2 累積雨量與雨水滲入量及有機物累積溶出量估算表.....	59
表 4-3-3 累積雨量與雨水滲入量及重金屬累積溶出量估算表.....	63
表 4-3-4 現場監測滲出水中各重金屬溶出累積總量比例.....	66

第一章 前言

1.1 研究緣起

現今廢棄物處理方式主要分為三大類，其一為資源回收再利用，其二為衛生掩埋，再者為焚化處理；由於台灣地狹人稠，基於能夠有效地運用每一寸土地的理念，政府漸漸地將廢棄物處理方式導向於焚化處理。根據行政院環保署資料統計，迄民國九十年至今，廢棄物焚化處理方式由約 55% 大幅提升至約 96%。雖然焚化處理可以大幅降低垃圾體積，但仍然會產生大量的飛灰及底渣，以民國 98 年為例，全國焚化爐所產生之焚化底渣總量高達約 85 萬噸，其數量相當可觀。

多年前，於歐美等先進國家，已將底渣應用於道路鋪設，經長時間監測結果後，並沒有發現對環境有負面之影響，揭開了底渣再利用之可行性。我國行政院環保署於民國 96 年 7 月公告修正「一般廢棄物-垃圾焚化廠焚化底渣再利用管理方式」，底渣經前處理後依據不同品質標準將再利用途徑分為三大類，其中包含級配粒料基層、基地及路堤填築、控制性低強度回填材料、混凝土添加料、無筋混凝土添加料、瀝青混凝土添加料、磚品添加料及其他用途等。然而，氣候條件及不同地區底渣之差異性，以台灣的條件是否能在不影響自然環境的情況下，將底渣應用於道路鋪設，則需長期監測。

另外，鑒於現行底渣經前處理後應用於道路鋪設之初，滲出水有大量之總溶解性有機碳（Dissolved Organic Carbon, DOC）溶出，評估底渣再利用時 DOC 溶出行為亦為研究重點之一。

1.2 研究目的

本研究之目的可分為兩部分，其一為評估酸洗對於底渣中有機物之溶出效率。雖然經高溫焚化過程中可將都市垃圾中大部分有機物質去除，但研究顯示焚化底渣中仍含有少部份未完全燃燒之有機物，例如 carboxylic acid, N-alkanes,

unsaturated alkenes, phthalates, steroids 及 polyaromatic hydrocarbons 等。(Meima et al., 1999)

水洗過程對於底渣中的有機碳僅有少部分溶出(少於 5%) (Guimaraes et al., 2005), 而未被水洗過程溶出之有機碳, 於底渣再利用時可能釋出, 影響自然環境。底渣中有機碳類化合物和重金屬以及未被水洗過程溶出之有機碳和重金屬釋出潛勢仍值得研究, 預期以酸洗方式推測底渣再利用時直接接觸環境之情形, 評估底渣再利用時有機碳及重金屬溶出之可能行為。本研究亦將針對不同處理廠之底渣再利用材料進行有機碳及重金屬含量分析, 建立一資料庫, 以期作為底渣再利用時之風險評估依據。

此外, 近年焚化底渣再利用技術已日漸純熟, 焚化底渣經磁選、篩分等初步處理程序, 除了可回收鐵金屬、非鐵金屬等有價值物質再利用外, 篩選後之底渣經穩定化程序處理後可成為再利用產品, 作為道路工程級配、瀝青混凝土、製磚替代料等用途。雖然, 政府已公告底渣再利用之相關法規, 規範其品質標準, 但當底渣再利用材料經長時間與自然環境直接接觸, 是否會對於自然環境造成負面之影響, 需經長時間監測觀察。針對一再利用底渣鋪設之試驗道路作長期監測為研究主要目的之一。

1.3 研究項目

本研究之研究項目主要分為兩大項, 其一為底渣再利用材料經酸洗後有機物及重金屬溶出特性之分析。藉由採集源自台北縣新店、八里及樹林等三座焚化廠及多批不同時間出廠之底渣再利用材料作為分析對象, 預期藉由大量採樣降低底渣之非均質性。除了分析三種不同液固比之酸洗程序, 對於底渣中有機碳及重金屬溶出行為之差異外, 另亦針對底渣再利用材料本身之基本特性進行分析, 預期建立一資料庫, 作為後續底渣再利用之評估依據。

另一研究項目為底渣再利用材料經長時間與自然環境直接接觸後, 對於環境影響之評估。藉由採集位於台北縣萬里鄉加投段, 以底渣再利用材料為路基之試

驗道路周圍水體，作為研究對象，水體分析項目包含 pH 值、導電度、氯鹽、溶解性有機碳及重金屬等。並參考先前學者對於該場址周為水體之監測結果，作一長期性之分析評估，以探討底渣再利用材料之可行性。



第二章 文獻回顧

2.1 焚化爐灰渣來源及種類

由於進料垃圾本身含有不可燃物質，故即使經高溫燃燒之過程，仍會產生焚化灰渣。一般將焚化灰渣主要包含底渣與飛灰兩大部分，其主要來源及產量分別以圖 2-1-1 及以下文字描述之：(Wiles, 1996)

A. 底渣 (Bottom Ash)

底渣通常指由焚化爐爐床底部或尾端排出之殘餘物，包含篩渣 (Grate Sifting) 及爐灰 (Grate Ash)：

1. 細渣 (Grate Sifting)

細渣係指由爐條間隙掉落之過篩物質，可經由集灰斗槽收集，於冷卻系統中併入底渣。

2. 爐灰 (Grate Ash)

爐灰係指由爐床尾端排出之殘餘物質，主要包含燃燒後之灰分及不完全燃燒之殘留物 (如：玻璃、水泥塊及鐵絲等)。

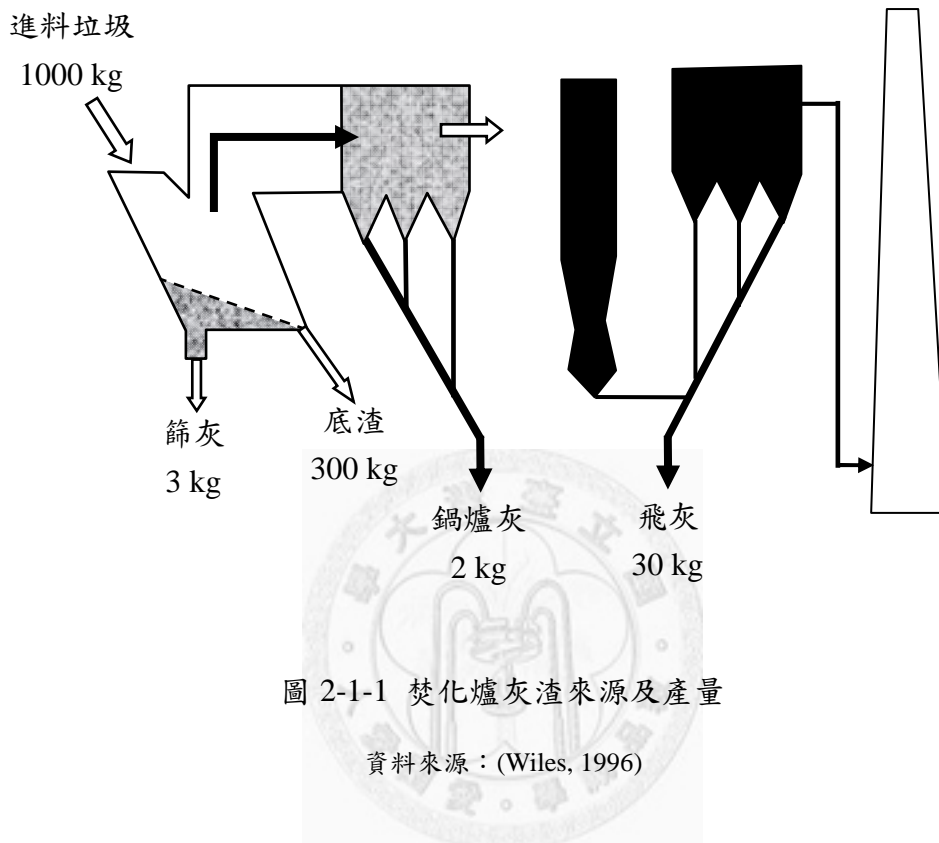
上述兩者皆會經由水淬冷卻之過程進入灰渣貯存坑中暫存，以待再處理。

B. 飛灰 (Fly Ash)

飛灰主要來自空氣污染控制設備 (Air Pollution Control Facility, APC) 所收集之細微顆粒，通常包含洗滌灰 (Scrubber Ash) 與集塵灰 (Baghouse or Precipitator Ash)。其中洗滌灰係指由乾式或半乾式洗煙塔所收集之細微顆粒，而集塵灰則是指由旋風集塵器、靜電集塵器或袋濾式集塵器所收集之細微顆粒。主要包含廢氣與噴入藥劑之中和反應物 (如： CaCl_2 、 CaSO_4 或 CaF_2 等) 及未反應完全之藥劑 (如： $\text{Ca}(\text{OH})_2$)。

此外，鍋爐灰 (Boiler Ash) 則依據焚化爐體設計之不同，可能納入底

渣或飛灰之中。而鍋爐灰係指廢氣經廢熱回收裝置受鍋爐管阻擋，掉落於集灰斗中之灰渣，或於爐管接觸面上再被吹灰器（Soot Blower）吹落之懸浮顆粒。



2.2 底渣特性

焚化爐灰渣成份複雜且為非均質性，其性質受進料垃圾性質、焚化爐體設計、空氣污染防治設備、及操作條件不同而有所差異。主要組成成份包含熔渣、鐵金屬、非鐵金屬物質、玻璃、陶瓷碎片等不可燃物質及未完全燃燒之有機物質。以下將分別描述底渣之物理特性及化學成份組成。

2.2.1 物理特性

焚化底渣性質屬多孔、輕質且非均質性之聚合物，且具有比表面積高之特性。底渣粒徑大於 10 cm 者約佔有 20% 以上，多為熔渣、鐵及非鐵金屬物質及建築廢料等。而粒徑小於 10 cm 者其粒徑分部較均勻。然而，粒徑小於 200 mm 之細

粒僅佔 10%左右；其乾固體密度為 950 kg/cm^3 以上，細顆粒及粗顆粒之比重分別為 1.5~2 及 1.8~2.4；底渣含水係因經水淬程序之結果，其含水率約為 15~25% (wet weight/dry weight) 之間，含水量之多寡與焚化爐之使用年份、貯存方式、時間、季節等因素有關(Wiles, 1996)。

陳氏(陳韋伶, 2004)針對台北縣新店、八里及樹林三個焚化廠產出之底渣再利用材料進行物理性質分析結果顯示，其孔係率約介於 30~50%，吸水率約為 10%，磨損率介於 35~50%；主要物理組成以圖 2-2-1 表示，其中除主要成份底渣外，以玻璃佔最大宗 (20~36%)，其粒徑分部以粒徑 25.4~4.7 mm 之顆粒佔約 52~70%，粒徑 2.36~1.18 mm 之顆粒佔約 22~30%，其餘 10%左右為粒徑小於 0.074 mm 之顆粒。

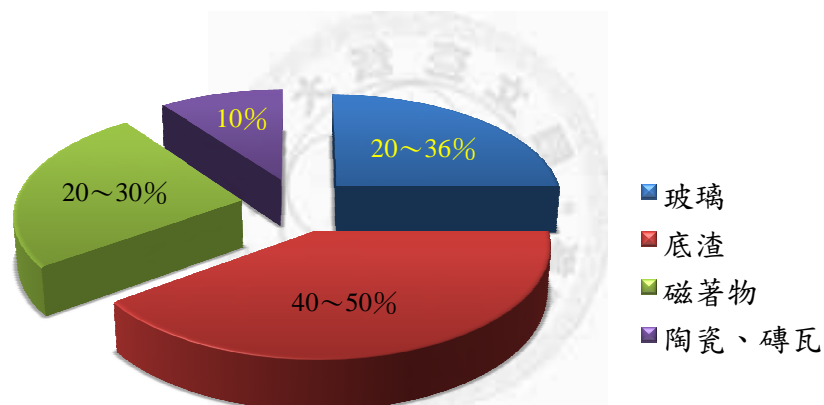


圖 2-2-1 底渣再利用材料物理成份組成

資料來源：(陳韋伶, 2004)

2.2.2 化學成份組成

除未燃物及燒結物外，底渣中化學元素組成，約有 70%左右是由 Si、Ca、Na、Al 及 Fe 所組成，其中又以 Si 佔約 45%為最大宗，而其餘少部分則由 Mg、K、S、可溶性物質及其他微量金屬等所組成，詳細比例如表 2-2-1 所示(Forteza et al., 2004)。

表 2-2-1 底渣中化學元素組成配比

Parameter	Content
Chlorides	0.23%
Sulfates	1.1%
Silica	45.0%
Al	2.9%
As	13 mg/kg
Ca	13.0%
Cd	3 mg/kg
Cr	900 mg/kg
Cu	500 mg/kg
Fe	2.7%
Hg	2.6 mg/kg
K	1.1%
Mg	1.3%
Mn	280 mg/kg
Na	8.6%
Ni	180 mg/kg
Pb	2700 mg/kg
Sn	960 mg/kg
Zn	600 mg/kg
Unburned materials	2%
Calcination	4.2%
Weight loss 105~500°C	4.1%
Soluble fraction	1.3%

Results are expressed over the dried sample. 資料來源：(Forteza et al., 2004)

另外，根據行政院環保署「無機汙泥材料化技術研究計畫」之焚化底渣組成成份分析結果如表 2-2-2 顯示，由表可知，焚化底渣主要成份為 SiO_2 、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 、 CaO 等，且其中不乏 Mg、Na、K 等易溶於水的鹼金屬鹽類。經 X-光螢光分析法 (XRF) 分析結果得知，焚化底渣中水溶性鹽類結晶物之主要元素為 Ca、Cl、Al、K、S 及 Na 等。

表 2-2-2 焚化底渣組成成份分析

主要成份	比例 (%)	偵測方法
灼熱減量 L.O.I. (1000°C)	6.39~11.21	重量法
SiO ₂	37.68~43.30	重量法
Al ₂ O ₃	5.99~6.08	ICP-AES
Fe ₂ O ₃	7.92~9.49	ICP-AES
CaO	13.03~16.72	ICP-AES
Mg O	1.35~1.39	ICP-AES
Na ₂ O	1.04~3.22	ICP-AES
P ₂ O ₅	1.87~3.01	ICP-AES
K ₂ O	1.02~1.06	ICP-AES
Cl	0.81~1.15	電位自動滴定
次要成份	比例 (%)	偵測方法
CuO	0.26~0.40	ICP-AES
ZnO	0.38~0.57	ICP-AES
MnO ₂	0.14~0.19	ICP-AES
TiO ₂	0.41~0.47	ICP-AES
S	0.48~0.52	ICP-AES
少量成份	比例 (%)	偵測方法
BaO	687~1090	ICP-AES
總 Cr	258~208	ICP-AES
SrO	264~378	ICP-AES
Bi ₂ O ₃	190~334	ICP-AES
Co ₃ O ₄	46~64	ICP-AES
NiO	246~318	ICP-AES
Sb ₂ O ₃	180~247	ICP-AES
SnO ₂	381~449	ICP-AES
V ₂ O ₃	59~76	ICP-AES
PbO	608~2500	ICP-AES
CdO	~29	ICP-AES
SeO ₃	~	ICP-AES
Hg	0.35	Hg 分析儀

資料來源：行政院環保署「無機汙泥材料化技術研究計畫」，台大環工所，2002

底渣的化學性質會受粒徑大小不同所影響，表 2-2-3 顯示不同粒徑底渣之灼燒減量特性，由表可知，粒徑越小其灼燒減量之值越高，表示粒徑越小其有機物含量越高，而粒徑較大之顆粒可能含較多的不可燃物（如：金屬、玻璃等），故其灼燒減量值較低(李釗., 1997)。

表 2-2-3 不同粒徑底渣之灼燒減量結果

粒徑 (mm)	灼燒減量
4.75~2.36	2.14
2.36~1.18	3.53
1.18~0.6	5
0.6~0.3	7.1
0.3~0.15	9.93
0.15~0.074	13.96
<0.074	19.44

資料來源：(李釗., 1997)

Dugenest 等學者亦將底渣依粒徑大小分為六類，分別以 C1~C6 表示，進行碳成份分析。並依碳之穩定性分為五類，分別以 F1~F5 表示，其中 F1 及 F2 主要為有機碳，F3 則為與金屬反應之碳類，F4 及 F5 為非揮發性碳類及熱裂解所形成的焦碳。研究結果如表 2-2-4 所示，由表可知，有機碳含量最多之類別為 C6，但 C6 僅佔所有底渣的 15%，故底渣主要有機碳來源仍為 C3、C4 及 C5 三類。於有機碳成份分析部分，該研究(Dugenest et al., 1999)指出，底渣中之羧酸類以 6~20 個碳之長鏈存在，且以 16 及 18 個碳鏈為最多；烷類由 12~36 個碳所組成，且每克底渣約含 14.1 ± 1.6 微克 ($14.1 \pm 1.6 \mu\text{g/g}$) 之烷類；烯烴類則由 14~26 個碳組成，此外，仍有少部分之醇、醛及酮類存在，濃度約在 30~500 ng/g。

其他有機物如苯二甲酸 (Phthalates)、類固醇 (Steroids)、聚芳香烴 (Polyaromatic Hydrocarbons, PAHs) 及其他芳香族化合物等皆存在於底渣中。

每克底渣之苯二甲酸含量約為 6 微克 (6 $\mu\text{g/g}$)，此類化合物為聚合添加劑，多存於塑膠製品中，且具毒性，不可被生物分解；於底渣中發現有六種不同型態之類固醇存在，分別為 cholestadienol、cholesterol、sitosterol、cholestanol、ergosterol 及 stigmasterol，以前三者為主要存在型態，濃度分別約在 6~9 $\mu\text{g/g}$ ，而後三者濃度較低，僅約在 1 $\mu\text{g/g}$ 以下。



表 2-2-4 不同粒徑底渣之碳成份分析

類別	粒徑大小 (mm)	所佔比例	碳源穩定性分類				
			F1	F2	F3	F4	F5
			80~260°C ($\mu\text{g/g}$)	260~365°C ($\mu\text{g/g}$)	365~520°C ($\times 10^4\mu\text{g/g}$)	300~660°C ($\times 10^4\mu\text{g/g}$)	660~800°C ($\times 10^4\mu\text{g/g}$)
C1	4~3.35	9%	65	186	634	0.11	2.14
C2	3.35~2.36	20%	88	175	375	0.15	0.12
C3	2.36~1	32%	397	1300	1200	0.57	0.22
C4	1~0.63	11%	446	1300	2600	1.08	0.88
C5	0.63~0.315	13%	351	1100	2500	1.09	0.85
C6	<0.315	15%	1600	2200	4860	2.77	2.06

資料來源：(Dugenest et al., 1999)

2.3 底渣再生處理方法

除高溫燒結、熔融外，水洗、碳化（Carbonation）及磷酸穩定化為一般熟知之底渣再利用前處理方法，日本學者(Kim et al., 2003)針對此三種前處理方法進行最佳化之條件測試，並藉由 pH-stat leaching test 於 pH 等於 6 的條件下，比較不同前處理程序之效率。於該研究之水洗最佳化條件測試中，比較液固比為 2.5、5 及 10，且水洗時間為 15 分鐘及 150 分鐘之結果。結果顯示，水洗對於 Cl、Pb、Cd 及 Ca 之去除效率分別為 81.3~84.9%、34.3~60.4%、14.4~36.2% 及 16.3~28.6%，表示水洗可顯著有效地去除 Cl，同時也可以去除少部分的 Pb、Cd 及 Ca。其中亦可發現，液固比及水洗時間對於 Cl、Cd 及 Ca 之處理效率並無顯著影響；然而，Pb 之去除效率於液固比為 10、水洗時間為 15 分鐘時明顯優於其於測試條件，故該位學者將水洗之最佳化條件訂為液固比（L/S）為 10 且水洗時間為 15 分鐘。

於碳化處理研究部分，係於不同含水分之底渣通入 10% 之 CO_2 ，以探討底渣中含水分對於碳化處理之影響。該文獻指出，底渣中含水分對於碳化處理效率並無顯著影響。然而，當含水分過高時會阻礙 CO_2 之流通，但碳化作用又僅會發生於含水分的情況，換言之，若是含水分過高或過低都將不利於碳化作用，故該學者將碳化處理之最佳化設定於底渣含水分為 10~16.7%（wt%）(Kim et al., 2003)。

另外，於該文獻(Kim et al., 2003)中，將磷酸穩定化之條件設定於液固比(L/S) = 0.5，其中取液體 15 mL 及固體 30 g，並選用 0.015、0.16 及 0.32 mol PO_4^{3-} /kg ash 三種不同濃度之 PO_4^{3-} ，及熟化 0.25、4 及 48 小時，藉此探討 PO_4^{3-} 濃度及熟化時間（aging time）對於磷酸穩定化之影響。同樣利用 pH-stat leaching test 作為評估依據。結果顯示，當磷酸鹽濃度為 0.16 及 0.32 mol PO_4^{3-} /kg ash 時，對於重金屬 Pb 之去除率皆高達 90% 以上，其中之差距僅為約 5%，而熟化時間對於處理效率僅有些微影響。基於經濟考量下，該位學者以磷酸濃度為 0.16 mol PO_4^{3-} /kg ash

及熟化時間為 15 分鐘作為磷酸穩定化之最佳操作條件。

經比較最佳化操作條件下水洗及磷酸穩定化之處理成效，磷酸穩定化對於重金屬 Pb 之處理效果約為水洗之 1.5，且對於 Cd 及 Ca 之去除也具有相當之成效，另一以磷酸穩定化底渣之優勢為用水量，於磷酸穩定化過程中之用水量僅為水洗用水量之 5%。

Nriagu 指出，有超過 30 種元素會與 PO_4^{3-} 自然反應，形成 300 種左右之礦物，金屬磷酸鹽類為鉛礦沉澱層之次要礦物，並且存在於土壤、沉積物及磷酸鹽床中，顯示出金屬鹽酸鹽對於 pH、氧化還原電位及礦物成岩作用之變化具有相當的穩定性，於這些礦物中，二價陽離子及含氧離子常會發生同型取代反應，如 Pb^{2+} 取代 Ca^{2+} ， AsSO_3^{3-} 取代 PO_4^{3-} ，顯示出以磷酸穩定化底渣中重金屬之合理及可行性(Nriagu, 1984)。而適用於穩定化過程中之磷酸鹽來源，主要包含兩大類，其一為溶解性磷酸鹽，再者為含磷礦物，例如利用磷灰石 ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$) 或是廢棄之含磷鹽塊，處理含 Pb^{2+} 溶液，使 Pb^{2+} 以 $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ 之型式沉澱，得以去除(Ma et al., 1993, Ma et al., 1995)。Crannell 等學者對於底渣經磷酸穩定化前後 (treated/untreated) 及經物質溶出試驗 (leached/unleached) 後之晶相進行分析，分析結果整理如表 2-3-1 所示，顯示出磷酸穩定化確實可提高底渣中重金屬固定性(Crannell et al., 2000)。

表 2-3-1 底渣經磷酸穩定前後差異

	Treated	Untreated
Unleached	<p>Ca(P,Si,S)O₁₂(Cl,OH,F)、Ca₅(PO₄)₃(OH)、Ca₃(PO₄)₂、 x-CaZn₂(PO₄)₂、Zn₃(PO₄)₂·4H₂O、Pb₃(PO₄)₂、 Pb₄O(PO₄)₂、Pb₅(PO₄)₃OH 及其它包含 Ca、Al、Zn、 Fe、K、Na、Pb 及 Cd 之磷礦。</p>	<p>NaCa(PO₄)、Ca₁₀(PO₄)₃(CO₃)₃(OH)₂、Ca₃(PO₄)₂·xH₂O 及 Ca₃(PO₄)₂ 底渣中含磷量可能會影響磷酸鹽以不同型式存在</p>
Leached	<p>經溶出試驗前後，底渣之晶相分析結果顯示，含磷 礦物之晶相仍然存在。</p>	<p>無磷酸鹽之發現</p>

資料來源：(Crannell et al., 2000)

磷酸穩定化之成效已廣受青睞，但經由磷酸穩定化後之底渣，於再利用前需經過乾燥等後續繁瑣之處理，於 2009 年 5 月，美國專利局發表了一項穩定化焚化底渣內重金屬方法之專利技術(Forrester, 2009)，徹底解決了底渣穩定化後所需之後續處理問題。其處理方法是利用粉狀酸性半溶解性之二水磷酸氫鈣 (acid semi-soluble DiCalcium Phosphate DiHydrate, DCPDH)，作為穩定重金屬之試劑。縱然各國對於重金屬溶出特性所採用之檢測方法不盡相同，但皆是採用稀酸作為溶出試驗之試劑，各國所採用之檢測方法及試劑詳細列表 2-3-2，原因是重金屬於酸性環境下溶解度較高，較易從固體物中溶出，可能造成危害環境之疑慮，預期藉由實驗室中配製之稀酸，推測固體物於環境中可能與酸雨或其它酸性滲出液接觸之情形，藉此評估重金屬可能溶出之最壞狀況。基於這樣的觀點，於該專利技術係利用 DCPDH 粉末狀且酸性半溶解性之特性，直接將粉末狀之 DCPDH 與再利用底渣混合，當底渣被再利用時，若與酸性液體（如酸雨、腐植酸等）接觸時，DCPDH 可立即與酸液產生化學反應，將重金屬固定於底渣中。

於該專利中，建議以穩定化焚化底渣而言，可添加 0.5% (wt%) 之 DCPDH，而穩定化焚化混合渣則可添加 2% (wt%)。其中所提及之實例是比較經由較常使用的 75% 磷酸及 DCPDH 穩定化後之底渣，經 TCLP 毒性溶出試驗之結果進行比較，試驗結果如表 2-3-3 所列。由該例可看出 DCPDH 於 Cd、Pb、Cr 及 As 皆有較佳的穩定效果，尤其在 Cr 及 As 兩者之效果更是有顯著差異；於減少臭味方面，臭味指標為 0 至 99，指標值越小表臭味越濃，該例亦顯示以 DCPDH 處理後之底渣，較無臭味。綜合以上，該處理技術之優勢有以下三點：

1. 處理過程中，有別於先前之處理程序，需以大量的水作為介質，故可省去底渣後續脫水、乾燥及貯存等過程，並且水資源不足及廢水處理之隱憂。
2. 經此處理技術處理過後之底渣，可直接再利用，且其具較佳之滲透性及穩定性，亦可減少惱人的臭味。
3. 可藉由添加不同大小顆粒之 DCPDH，調整不同之重金屬固定及臭味

降低程度。(Forrester, 2009)

表 2-3-2 各國重金屬溶出特性之檢測方法

Method	Type of agent	Country
Toxicity Characteristic Leaching Test, TCLP	acetic acid、sodium hydroxide	U.S.A、Taiwan、Canada、philippines、Thailand、
Synthetic Precipitant Leaching Procedure, SPLP	dilute nitric、sulfuric acid	U.S.A
Multiple Extraction Procedure Test, MEP	acetic acid、sodium hydroxide、dilute nitric、sulfuric acid	U.S.A
Carbonated Water Leach Tests	carbonate water	Japanese、Swiss、UK
Waste Extraction Test, WET	Sodium citrate acid	U.S.A (California state)

資料來源：(Forrester, 2009)

表 2-3-3 H₃PO₄ 及 DCPDH 對底渣中重金屬之穩定化成效

Type of Stabilizer Dose	amounts of Stabilizer Dose (%) (wt)	TCLP result (ppm)				Odor level
		Cd	Pb	Cr	As	
H ₃ PO ₄	0.4	0.140	0.80	0.48	0.036	31.5 (more odor)
DCPDH	0.4	0.09	0.73	< 0.01	< 0.01	69.2 (less odor)

資料來源：(Forrester, 2009)

2.4 底渣水洗與酸洗

根據文獻指出，水或鹼性溶液無法萃取出底渣內主要的有機碳(Ferrari et al., 2002)，而相較於水及醋酸，鹽酸 (Hydrochloric, HCl) 對於焚化底渣內之有機碳具有最佳萃取效率，其萃取效率高達 68%。溶劑對於有機碳的萃取效率，可藉由其所降低溶解性有機碳 (Dissolved organic carbon, DOC) 之釋出潛勢作為評估。釋出潛勢可由 NaH₂PO₄/KOH 磷酸緩衝溶液為溶劑，以 pH 等於 4.5 及 7.4、液固比為 20、接觸時間為 24 小時且以每分鐘 30 轉的旋轉之條件下，對已經過水洗或酸洗後之底渣進行 DOC 萃取，進行評估，或是以 NaB₂O₇ 硼酸緩衝溶液，於

pH 為 9.6，且其餘條件皆相同的情況下進行評估。換言之，經水洗或酸洗後之底渣，再經由磷酸緩衝溶液或硼酸緩衝溶液萃取後溶出之 DOC 濃度越低，代表在水洗或酸洗程序所使用之溶劑對於降低底渣中 DOC 釋出潛勢有較佳之成效。且在中性條件下，經過水洗或酸洗的底渣具有較高的溶出潛勢，且以經鹽酸酸洗後的底渣具有最低的溶出潛勢，與經水洗或醋酸酸洗的底渣相差甚遠。經實驗證明，藉由鹽酸酸洗底渣，可減少底渣到達最後貯存標準及穩定所需的時間，約為模場試驗的 80%。於該研究中亦指出，造成醋酸對於有機碳萃取效率低於與鹽酸，可能是因為醋酸會殘留在底渣內，導致後續溶出潛勢的增加。(Guimaraes et al., 2005)

該位學者也提出，底渣內鈣含量及溶解度亦會影響萃取效率。在 20°C 下，鈣於醋酸中之溶解度為 3.8 mol/L，於鹽酸中之溶解度為 1.6 mol/L，兩者之差異亦可能為鹽酸對於降低底渣中 DOC 釋出潛勢有較佳效率之原因。

2.5 底渣再利用現況

全球暖化所帶給人類的種種衝擊，迫使人類在使用資源時更為謹慎，一改過去對自然資源「取之不盡，用之不竭」之觀念，及恣意無限度地使用自然資源的態度。近年來，人類對於資源使用的觀點則趨於「物盡其用」，加上台灣土地資源有限且掩埋場不敷使用，因應減廢之概念，現今行政院環保署積極推動「垃圾零廢棄」之概念，除了強制垃圾分類、資源回收提倡減少拋棄性產品並限制產品過度包裝外，亦積極推動焚化底渣資源有效循環再利用。根據中華民國環保署資料統計，自民國 95 年起焚化灰渣送至掩埋場之比例年年遞減，由民國 95 年的 74.28% 降至民國 98 年的 51.23%，詳細資料列於表 2-5-1。且截至 97 年底止，已有台北市、台北縣、桃園縣、新竹市、台中市、台中縣、彰化縣、台南市、高雄市、高雄縣、宜蘭縣、屏東縣等 12 縣市，共計 18 座焚化廠進行底渣再利用，而於 98 年間，苗栗縣及嘉義市也投入底渣再利用的行列，各縣市詳細之底渣再利用情形如表 2-5-2 所列。

隨著焚化灰渣再利用技術已日趨純熟，底渣再利用之面相也日趨多元，國內焚化底渣再利用產品主要包含道路基層底層摻合級配、瀝青混凝土摻和骨材、作為可控制性低強度回填材料（Controlled Low Strength Material, CLSM）、各式無筋水泥製品（如消波塊、回牆磚、連鎖磚、內牆空心條板等）及大地復育工程回填覆土等。而日本及歐美多國實施底渣資源化再利用早已行之有年，以下將逐一簡述各國再利用情形。

A. 日本(張蕙蘭, 2003)

主要致力於熱分解氯化熔融處理技術之研究發展及熔融再利用方式之評估，並積極推動溶渣應用於建築材料。而於工程應用方面，列舉兩例：

1. 以熔融法將廢棄物燒製成磚，作為道路鋪面。

2. 混合垃圾焚化灰渣、污泥、建築廢棄土等物體，用於水中填築，建造浮島式廢棄物掩埋場。

B. 美國(張蕙蘭, 2003)

底渣及混合灰主要應用作為道路骨材、掩埋覆土、河（海）邊防護堤岸骨材、瀝青鋪面及作為建築用波特蘭水泥（portland cement）之骨材等，於加州、紐約州及佛羅里達州等皆有應用之實例。

C. 德國(Vehlow, 1996)

底渣再利用途徑除了較一般的作為道路路基骨材及堤防建築之骨材取代物外，較特別的是也將底渣應用於高速公路旁的隔音牆及作為土壤改良劑。而基於保護水質之考量，底渣再利用處需於地下水位上方至少一公尺。

D. 荷蘭(張蕙蘭, 2003)

荷蘭因天然骨材較為不足，且掩埋場不敷需求，因此多年前荷蘭政府便已極力推動底渣再利用。基於環境安全考量，荷蘭政府依據全國土壤與地下水品質調查結果，建立土壤與地下水品質標準，依據該品質水準作為底渣再利用時污染物可容許釋出之最大值。

於 1993 年，荷蘭共產生約 9 萬噸飛灰及約 65 萬噸之底渣，經磁選後，

回收約 7 萬噸之鐵渣，可供鋼鐵工業再利用。於 1994 年，底渣再利用率已將近 95%，其成效相當卓越。主要應用範圍有作為工廠地基、道路路基、堤防、隔音牆、防風牆材料，或是作為混凝土及瀝青混凝土骨材等。

E. 丹麥(Wiles, 1996)

早在 1974 年便開始了底渣的再利用，丹麥政府環保部對於再利用底渣成份規範主要有 pH 值、鹼度及重金屬 Pb、Cd 和 Hg 含量等五項，在 1% 泥漿條件下，pH 值需大於 9，鹼度需大於 1.5 eq/kg，重金屬檢測係指經硝酸消化後，以原子吸收光譜偵測，Pb、Cd 及 Hg 之濃度分別不得高於 3000 mg/kg、10 mg/kg 及 0.5 mg/kg。且規範再利用底渣應用於道路鋪面時，其應用範圍需距飲用水井 20 公尺以上且需高於地下水水位，且使用厚度不得超過 2 公尺，而平均厚度需小於 1 公尺，另外，若使用量介於 100 噸~3,000 噸時，必須相當地政府提出詳細計畫，並需獲得許可；而使用量高於 3,000 噸的大型應用計畫，必須另由處置法令所規範。

儘管在重重的規範下，至今，丹麥對於底渣再利用的成效仍然相當卓越，其底渣再利用率高達 90%，主要應用範圍為道路路基地層、自行車車道路基地層、停車場基地層、混凝土級配料及掩埋覆土等。

F. 法國 (Bruder-Hubscher et al., 2001, 張蕙蘭, 2003)

法國每年產生約兩千萬噸的一般廢棄物，而其中約 40% 是採焚化處理，故每年約會產生兩百七十萬噸之底渣及灰渣。而於 1992 年，法國底渣再利用率即高達 64%，法國政府對於底渣再利用之法規係依據法國淋洗測試 (NFX31-210)，將底渣區分為 V、M 及 L 三類，其中 V 類 (Valorization, 可利用類) 底渣具低溶出特性，可立即再利用於道路路基，M 類 (Maturation, 待熟化類) 底渣則必須貯存 12 個月後，待底渣內污染物溶出行為穩定後方可再利用，而 L 類 (Landfill, 掩埋類) 底渣必須被掩埋。

表 2-5-1 國內焚化灰渣掩埋情形

年分	進廠量 (千公噸)			焚化處理量 (千公噸)	灰渣 (灰燼) 量			灰渣 (灰燼) 送 至掩埋場掩埋量 (千公噸)	灰渣 (灰燼) 送至掩埋場 掩比例 (%)
	一般廢棄物	一般事業廢 棄物	總進場量		總計 (千公噸)	底灰量 (千公噸)	飛灰量 (含反應生成物) (千公噸)		
95 年	4371.41	1449.62	5821.03	5683.03	1110.84	858.29	252.55	825.11	74.28%
96 年	4496.11	1588.10	6084.20	5948.76	1134.09	869.53	264.56	779.71	68.75%
97 年	4535.13	1648.95	6184.08	6110.84	1204.83	940.27	264.55	713.78	59.24%
98 年	4199.18	1554.90	5754.08	5547.75	1103.28	855.60	247.68	565.20	51.23%

資料來源：行政院環保署統計資料庫 <http://210.69.101.110/WEBSTATIS/webindex.htm>

表 2-5-2 國內各縣市焚化灰渣再利用情形

地點	履約再利用公司	履約時間	環保署補助再利 用量 (公噸)	再利用產品
台北市	國賓大地環保公司	民國 92 年 12 月~95 年 1 月、 民國 94 年 12 月~98 年 12 月	環保署未補助	道路基層級配、瀝青細骨材、CLSM 回填材
台北縣	國賓大地環保公司	民國 92 年 2 月		道路基層級配、瀝青細骨材、CLSM 回填材
桃園縣	國賓大地環保公司	民國 93 年 12 月~民國 97 年 2 月	220,000	道路基層級配、瀝青細骨材、CLSM 回填材
	國賓大地環保公司	民國 97 年 2 月~達委託處理量	70,000	

地點	履約再利用公司	履約時間	環保署補助再利用量 (公噸)	再利用產品
新竹市	全精英	民國 97 年 8 月~民國 98 年 4 月	4,300	道路基層級配、人行步道磚、人孔蓋
苗栗縣	尚未發包	民國 98 年 3 月~	31,000	尚未有具體計畫
台中市	映誠公司	民國 97 年 1 月~民國 97 年 12 月	64,687	瀝青混凝土、道路基層回填材料級配、CLSM 回填材
台中縣	映誠公司	民國 98 年 3 月~12 月	65,500	尚未有具體計畫
彰化縣	映誠公司	民國 96 年 6 月~達委託處理量	40,000	瀝青混凝土、道路基層回填材料級配、CLSM 回填材
		民國 97 年 7 月變更合約內容，將合約展延至底渣再利用量滿 40,000 公噸之當日起一年後，或委託量達 80,000 公噸	80,000	
嘉義市	映誠公司	民國 98 年 7 月開始清運	8,100	尚未有具體計畫
台南市	映誠公司	民國 96 年 12 月~民國 97 年 12 月或達委託處理量	36,500	瀝青混凝土、道路基層級配、CLSM 回填材
高雄市	映誠公司	民國 97 年 7 月~民國 98 年 12 月	130,000	瀝青混凝土、道路基層級配、CLSM 回填材
高雄縣	映誠公司	民國 95 年 10 月~民國 97 年 10 月	72,000	瀝青混凝土、道路基層級配、CLSM 回填材
屏東縣	映誠公司	民國 97 年 1 月~民國 97 年 12 月	50,000	瀝青混凝土、道路基層級配、CLSM 回填材
宜蘭縣	幸福水泥公司	民國 96 年 5 月~民國 97 年 12 月	8,000	水泥製造之摻配料

資料來源：行政院環保署-垃圾焚化底渣再利用查核及最終處置場設置推動網 <http://211.20.123.92/9309>

2.6 監測以底渣再利用材料鋪設之道路

底渣雖經多種實驗室試驗，證實其可再利用性，但面對自然環境之複雜性及不可預測性，再利用底渣材料是否仍可維持其穩定性，仍需依據實際應用情形觀察之，才得以得知。

最早於 1950 年代，法國巴黎地區已針對焚化混合渣（含飛灰和底渣）進行再利用，作為道路及停車場基底，且於 1980~1990 年代遍佈於全國。然而，1991 年後，焚化飛灰被視為有害物質，需與底渣分開收集，故於 1997 年，於巴黎地區又建造另一段寬 4 公尺、長 20 公尺以底渣鋪設之試驗道路，並進行為期十年之監測。其中監測項目包含 pH 值、溶解性鹽類濃度（Na-K-Cl）、溶解性有機碳濃度、Ca、Al 及各項重金屬（Cu、Pb、Zn、As、Cd、Hg 及 Cr）濃度。監測結果顯示，pH 值及各物質濃度於建設後兩年內大幅下降，爾後緩緩下降，於十年後達最低值。然而，各物質濃度之最大值多發生於建設後的前三個月，此時最有可能會造成環境之負面影響，除此之外，並無任何顯著問題，該場址應無受再利用底渣之影響。(Dabo et al., 2009)

於 2005 年，Ore 等學者於瑞典以底渣再利用材料作為道路基底，亦建設一以焚化底渣再利用材料作為道路基底之路段，除了針對滲出水進行一般化學檢測外，亦採用生物進行毒性分析，藉以評估底渣再利用可行性。於該研究中所使用之再利用材料係由焚化爐底渣經磁選去除大顆粒金屬，並於室外放置半年後使用。試驗道路之規格為長 320 公尺、寬 7 公尺，並分為兩個區段，一為使用底渣再利用材料作為道路基底，另一為使用礫石為基底作為對照組用，兩者厚度皆為 0.4 公尺，分別包含約 26 噸底渣再利用材料或礫石，並且分別設置滲漏器(lysimeter)，用以收集滲出水。

再利用場址於化學分析部分主要針對總有機碳(TOC)、亞硝酸氮($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸氮($\text{NO}_3\text{-N}$)、總固體量(TS)、pH、導電度、重金屬（包含 Al、Ba、Ca、Co、Cr、Cu、Fe、K、Mg、Na、Ni、Pb 及 Zn）。於距完工後一年內，以底渣再

利用材料作為道路基底路段之滲出水中 Cl、Cu、K、Na、NH₄-N 及 TOC 有較高的濃度，其中以底渣再利用材料及礫石為道路基底路段滲出水中 Cl、Cu 及 NH₄-N 濃度之比值大於 1000，K、Na、TOC 濃度比值大於 10；研究結果發現試驗道路歷經一年後，以底渣再利用材料作為道路基底路段之滲出水之水質已接近以礫石作為道路基底路段之滲出水水質，而監測三年後已降低至同等級。惟以底渣再利用材料為道路基底路段之滲出水中 Al、Cr、NO₂-N 濃度於三年後增加，濃度高於以礫石為道路基底之路段，且大於 100 倍，而 Ca、Co、Fe、Mn、Ni、NO₃-N、Pb 等方面兩者無差異。(Ore et al., 2007)

於毒性分析部分，係採用發光菌 (*Vibrio fischeri*) 和豆類 (*Phaseolus aureus*) 為評估依據，分別利用底渣再利用材料及礫石作為道路基底所收集之滲出水培養發光菌 (接觸時間 15 及 30 分鐘)，及培養豆類 (於暗室，25°C 下培養 7 小時)，分別以測量發光菌之發光度及豆類之根及嫩芽生長長度最為評估依據。研究結果發現，以底渣再利用材料作為道路基底並未對發光菌造成明顯的毒性影響。然而於豆類培養部分，在道路完工初期及三年後所收集以底渣再利用材料為道路基底路段滲出水對於豆類之生長有負面影響。於完工初期，導致此負面影響之原因為氯化物 (chloride) 濃度過高 (16.4 mg/L)，而完工後三年對豆類生長造成負面影響之原因為其滲出水中含有污染物，如 Al、NO₂-N 等(Ore et al., 2007)。

另外，多位學者曾對底渣再利用材料作為道路基底之路段後，研究底渣中重金屬之移動性，其整理結果如表 2-6-1 所列(Aberg et al., 2006)。其中，Cu 及 Zn 具有高移動性，然而 Zn 之移動性會快速下降；除表列重金屬外，Cr、Ni、Cd 之溶出與接觸雨量有關(Johnson et al., 1999)。未來應著重於加強具有高移動性重金屬之穩定化。

表 2-6-1 底渣再利用材料於道路鋪設之重金屬移動性

	移動性	移動性控制機制
Cu	高。	<ul style="list-style-type: none"> ◆ 與鋁礦發生共沉降作用。 ◆ 與滲出水中之 DOC 形成錯合物。 ◆ 可能存在於滲出水中型式有 $\text{Cu}(\text{OH})_2$、Cu_2OCO_3 及 CuO。(Meima et al., 1999)
Zn	初期高，但下降速度快。	<ul style="list-style-type: none"> ◆ 與碳酸鹽類（如 CaCO_3、$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$）同時沉澱。(Freyssinet et al., 2002) ◆ 與鋁礦同時沉澱（如 $\text{Al}(\text{OH})_3$、AlO_3）。(Meima and Comans, 1999)
Pb	低。	<ul style="list-style-type: none"> ◆ 推測 Pb 與碳酸形成碳酸鹽類為其移動性低之原因 (Freyssinet et al., 2002)。 ◆ 與 Al 及 Fe 之間的吸附作用，ferrihydrite ($\text{Fe}(\text{OH})_3$)、hematite (Fe_2O_3)、maghemite (Fe_2O_3)、goethite (FeOOH) 及 gibbsite ($\text{Al}(\text{OH})_3$) 皆為良好的重金屬吸附劑 (Meima and Comans, 1999, Mizutani et al., 2000)。

資料來源：(Aberg et al., 2006)

第三章 工作內容與方法

3.1 研究內容

本研究內容主要分為底渣再利用材料試驗及以底渣再利用材料為路基之試驗道路周邊水體監測兩大部分。

底渣再利用材料試驗主要分為基本特性分析及酸洗試驗兩部分。基本特性分析之目的為確定底渣再利用材料符合目前法規規定之再利用標準，酸洗試驗主要目的在於評估底渣再利用時有機碳及重金屬溶出之可能行為。

試驗道路周邊水體監測，主要係針對表面逕流水、滲出水及地下水進行採樣分析，主要分析項目包含 pH 值、導電度、氯鹽、重金屬及總溶解性有機碳 (Dissolved Organic Carbon, DOC)。藉由比較三種水體之各項分析結果，評估底渣再利用材料是否對於自然環境造成負面影響，同時，配合現場降雨量及降雨強度估算現場雨水入滲量，進而推估底渣再利用材料溶出之總重金屬質量，藉此評估底渣再利用材料於自然環境中之穩定性。

3.2 檢測方法與材料

3.2.1 檢測方法

本研究中所應用之檢測方法為針對底渣再利用材料之灼燒減量、總重金屬分析及毒性溶出試驗 (Toxicity Characteristic Leaching Procedure, TCLP) 等方法。另外，液相樣品分析部分，如 TCLP 萃取液、現場採集水體、水洗及酸洗程序所得之液體，分析項目包含氯鹽、溶解性有機碳及重金屬，以下將依序詳盡說明。

a. 灼燒減量

依據我國環保署公告之「焚化灰渣之灼燒減量檢測方法」(NIEA R216.02C)。底渣再利用材料先經由 105°C 烘乾後稱重，此部分亦可作為含水率測試之部分，爾後以 1 cm 之篩網進行過篩，紀錄篩上不燃物重量，並

取適量 10~20 g 過篩之灰渣，以 $600\pm 25^{\circ}\text{C}$ 下灼燒 3 小時後，移至乾燥箱冷卻至室溫後秤重。 600°C 高熱灼燒之目的在於使殘留於焚化灰渣中未燃燒完全之物質再次灼燒分解，以測定灰渣中之可燃成份比例。

b. 總重金屬

依據我國環保署公告之「土壤中重金屬檢測方法-王水消化法」(NIEA S321.63B)，並以感應耦合電漿原子發射光譜分析儀 (Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy, ICP-AES) 檢測重金屬濃度。

於本研究中，採取 3 g 乾燥之底渣再利用材料 (以 105°C 烘乾 8 小時)，取少許高純水約 0.5~1 ml 潤濕樣品，於通風櫥中緩慢依序加入 21 mL 濃鹽酸及 7 mL 濃硝酸，於加酸過程中，持續小幅度搖盪，使其充分混合均勻後，蓋上錶玻璃，於室溫靜置 16 小時，並適時搖晃混合。靜置後，再以加熱使其沸騰並回流 2 小時。待冷卻至室溫後，將消化液以 0.5 M 稀硝酸定量至 100 ml，最後以 ICP-AES 分析之，但若無法立即檢測則置於 4°C 以下保存，且盡速分析。

c. 毒性溶出試驗 (Toxicity Characteristic Leaching Procedure, TCLP)

依據我國環保署公告之「事業廢棄物毒性特性溶出程序」(NIEA R201.14C)，並以感應耦合電漿原子發射光譜分析儀 (Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy, ICP-AES) 檢測重金屬濃度。

本研究中依據上述環保署公告之初步評估，選擇萃取液 B，即冰醋酸 (CH_3COOH)，並取 100 g 經 105°C 烘乾 8 小時之底渣再利用材料及 2 L 萃取液 B 置入玻璃容器中，於室溫下以每分鐘 30 ± 2 轉之轉速，持續旋轉 18 ± 2 小時。萃取完成後，使用 $0.5\ \mu\text{m}$ 玻璃纖維濾紙過濾萃出液，蒐集其濾液，並以硝酸酸化保存於 4°C 以下，以 ICP-AES 分析之。

d. 氯鹽濃度分析

利用離子層析儀 (Ion Chromatography, IC) 分析樣品中之氯鹽濃度。進行氯鹽濃度分析之樣品，需經 0.5 μm 濾紙過濾。礙於儀器偵測極限，需視待測樣品濃度高低，適時將樣品濃度稀釋至 10 mg/L 以下。若樣品無法立即分析檢測，則保存於 4°C 以下，且盡速分析。

e. 溶解性有機碳濃度分析

利用總有機碳分析儀 (O.I. Analytical, Model 1010 Total Organic Carbon Analyzer) 以濕式氧化原理進行分析。標準溶液製備方式為：取 2.1254 g 之無水磷苯二甲酸氫鉀 (Potassium Hydrogen Phthalate, KHP, $\text{HOOC-C}_6\text{H}_4\text{-COOK}$)，以純水定量至 1 L，此標準品濃度為 1000 mg/L，保存於 4°C 備用。為維護儀器，進行 DOC 檢測之樣品，皆經 0.5 μm 之玻璃纖維濾紙過濾，且待測樣品皆以磷酸酸化至 $\text{pH} \leq 2$ ，以去除無機碳。於每次檢測樣品之同時，使用上述 1000 mg/L 之標準溶液稀釋配製 0 mg/L、2 mg/L、4 mg/L、6 mg/L、8 mg/L 五種濃度之標準品，作為檢量線之用。若樣品無法立即分析檢測，則以磷酸酸化至 $\text{pH} \leq 2$ 並保存於 4°C 以下，且盡速分析。

f. 重金屬濃度分析

依據我國環保署公告之「水中金屬及微量元素檢測方法－感應耦合電漿原子發射光譜法」(NIEA W311.51B)，進行水中重金屬濃度分析。係利用高頻電磁感應產生的高溫氫氣電漿，使導入電漿中的樣品受熱而起一系列的去溶劑、分解、原子化／離子化及激發等反應。其分析依據，係利用被激發的待分析元素之原子／離子所發射出的光譜線，經由光譜儀的分光及偵測，即可進行元素之定性及定量。

進行重金屬檢測之樣品，皆以 0.5 μm 之玻璃纖維濾紙過濾，並使用硝酸將樣品酸化至 $\text{pH} \leq 2$ 。若樣品無法立即分析檢測，則保存於 4°C 以下，且盡速分析。

3.2.2 材料及容器準備

本研究中所使用之底渣再利用材料皆由台北縣工廠所提供，其焚化底渣來源為台北縣樹林、新店及八里三處焚化廠。該工廠對於底渣再利用處理流程包含篩分、切碎、磁選、風選、渦流分選及穩定化等，處理流程如圖 3-2-1 所示。

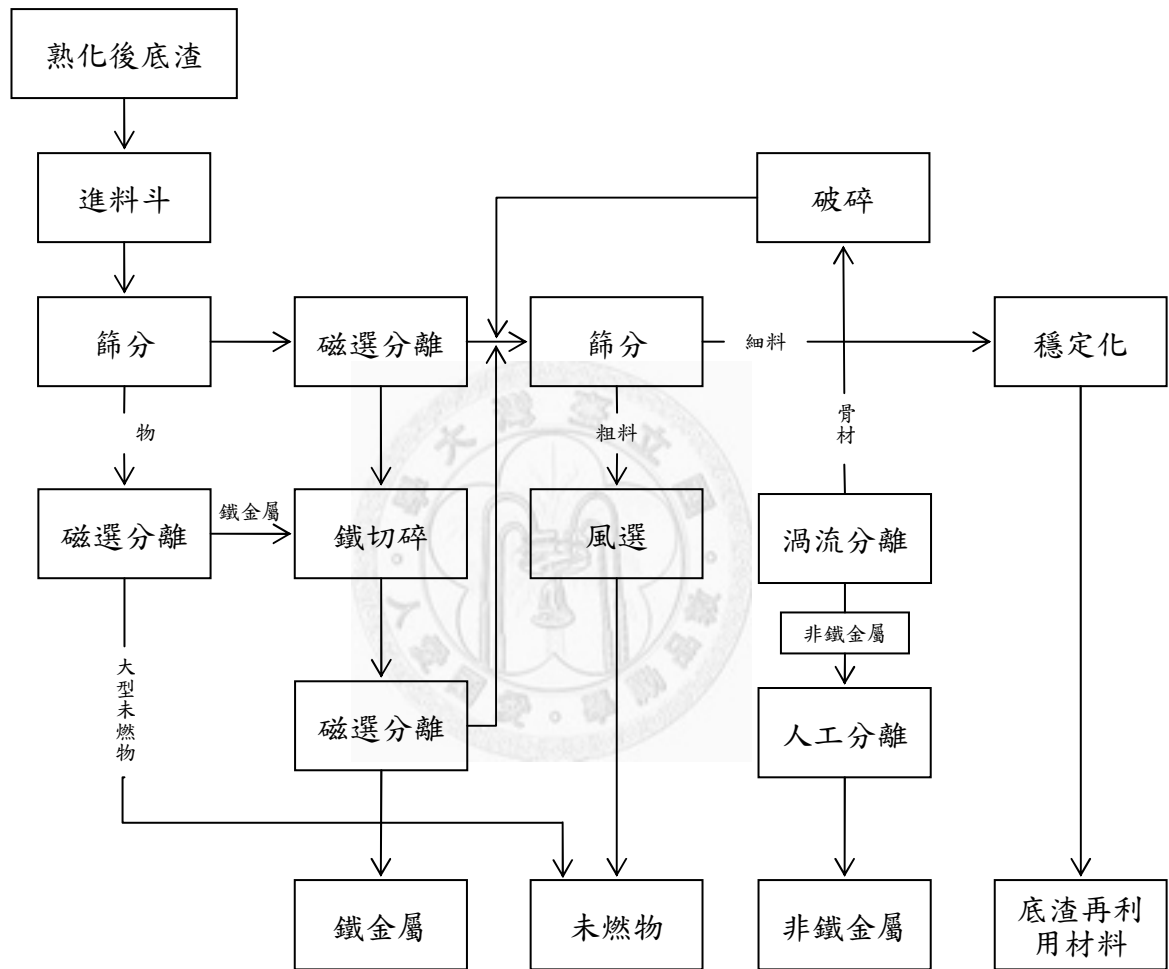


圖 3-2-1 底渣再利用處理流程

於底渣再利用材料堆放場進行採集時，以鏟子剝除表層長期與空氣接觸之底渣再利用材料，取貯放堆內層之樣品，將同一批次之樣品收集於鐵桶及塑膠桶，並將不同批次之樣品分開存放。日後進行底渣再利用材料之基本特性分析將取用塑膠桶中之樣品，因基本特性分析部分，包含底渣再利用材料中總重金屬及 TCLP 之分析，為避免存放容器對於樣品在重金屬表現方面之影響，故採用塑膠桶存放；而進行水洗及酸洗之樣品將取自鐵桶中之底渣再利用材料，選用鐵桶之目的係避

免塑膠對有機碳之吸附，造成誤差。

於實驗過程中使用之器皿，皆為玻璃材質，且皆經 5% 硫酸酸洗至少 2 小時後，使用自來水充分沖洗並經純水潤洗，最後烘乾備用，而上蓋部分皆採鐵氟龍材質，並避免水樣或樣品與塑膠材質接觸，清洗方法與清洗玻璃容器之方法相同。若需檢測 DOC 濃度之相關實驗所使用之容器則再經過高溫 400°C 高溫處理，將有機成份去除，若需檢測重金屬濃度之相關實驗所使用之器皿，則先經由清潔劑刷洗後再行上述方法清洗。

3.3 底渣再利用材料研究

於實驗室中針對底渣再利用材料之研究架構，主要分為基本特性分析及水洗／酸洗程序分析兩大部分，整體研究流程架構圖如圖 3-3-1 所示，以下將分別詳細描述之。

3.3.1 基本特性分析

為確實掌握不同批次出廠之底渣再利用材料的基本特性，及確認其於化學特性方面之可再利用性，主要分析項目主要包含：含水率、灼燒減量、總重金屬、及事業廢棄毒性特性溶出程序 (TCLP) 等共四項，分別依據本文 3.2.1 中所提及之各檢測方法測試。

3.3.2 水洗／酸洗程序分析

文獻顯示(Guimaraes et al., 2005)，在控制 pH 值為 7 之條件下，底渣經水洗或稀鹽酸酸洗後可分別降低 12% 及 68% DOC 溶出潛勢，可知稀鹽酸對於底渣中有機碳去除有較佳能力；又於酸洗過程中將 pH 值控制於 4、7 及 10 之條件下，對於降低有機碳溶出潛勢僅有些微差異，表示稀鹽酸降低有機碳溶出潛勢之能力，與 pH 值間關係性不大，固本研究將以不控制 pH 值之條件下，進行底渣酸洗程序。

本研究分別使用高純水及稀鹽酸為萃取溶劑，並參考事業廢棄毒性溶出程序

(TCLP) 之操作條件以液固比為 20 進行試驗，另外亦進行液固比為 5 及 10 之溶出試驗，進行溶解性有機碳 (DOC) 及重金屬濃度分析。比較水洗及酸洗程序兩者對於 DOC 及重金屬之溶出效率。

於固定溶劑總量 100 mL 之條件下，分別加入磨碎且混合均勻之底渣再利用材料 20、10 及 5 g，達液固比 (L/S) 為 5、10 及 20 之條件。將溶劑及底渣再利用材料置於玻璃血清瓶中並蓋上鐵氟龍蓋，準備完成後，將樣品置於 TCLP 旋轉裝置，於室溫下以每分鐘 30 ± 2 轉之轉速，連續旋轉 20 分鐘，完成水洗/酸洗程序。將水洗/酸洗完成後之樣品以 $0.5 \mu\text{m}$ 玻璃纖維濾紙進行抽氣過濾，將所得之濾液依據待測項目 DOC 及重金屬，分別以磷酸及硝酸酸化至 $\text{pH} \leq 2$ ，保存於 4°C 待測。

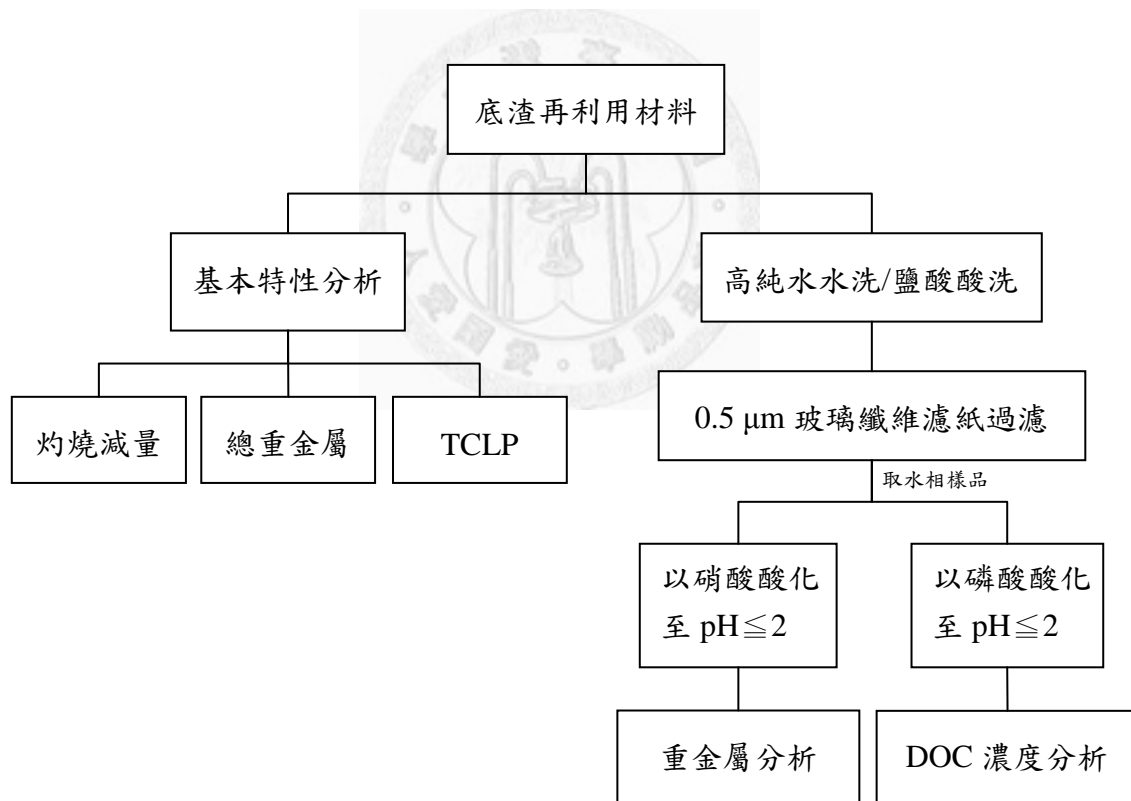


圖 3-3-1 底渣再利用材料研究分析流程圖

3.4 底渣再利用材料於道路鋪設之研究

3.4.1 試驗道路設計及研究對象

本研究係針對位於台北縣萬里鄉加投段，以底渣再利用材料作為道路基底所鋪設之試驗路段，進行底渣再利用材料用於道路路基之可行性評估。該試驗道路於民國 94 年 3 月完工，至今為時將近五年，試驗道路總長為 500 公尺，寬為 5 公尺，道路之面層、底層及基層深度分別為 10 公分、15 公分及 25 公分。於民國 95 年 3 月及 6 月進行兩次道路成效檢測，檢測項目包含抗滑試驗、現地密度及平坦度試驗，其試驗結果皆符合標準。該試驗道路依據路基基底中底渣再利用材料及天然粒料不同配比，分為 A、B、C 及 D 四個路段，長度分別為 50 公尺、150 公尺、150 公尺及 150 公尺。各路段基底中之底渣再利用材料及天然粒料詳細配比如下：

1. 路段 A：對照路段

面層－密級配瀝青混凝土面層

底層－100%天然級配料

基層－100%天然級配料

2. 路段 B：試驗路段

面層－密級配瀝青混凝土面層，含 10%底渣再利用材料

底層－20%底渣再利用材料+80%天然級配料

基層－100%底渣再利用材料

3. 路段 C：試驗路段

面層－密級配瀝青混凝土面層，含 20%底渣再利用材料

底層－20%底渣再利用材料+80%天然級配料

基層－80%底渣再利用材料+20%天然級配料

4. 路段 D：試驗路段

面層－排水瀝青混凝土

底層－20%底渣再利用材料+80%天然級配料

基層－80%底渣再利用材料+20%天然級配料

於該試驗道路所使用之底渣再利用材料，係採用台北縣樹林、新店及八里三處焚化場之焚化底渣，經由具專利技術之 Wes-phix®溼式磷酸鹽穩定法或經 Fesi-bond®乾式穩定法處理，以穩定焚化底渣中之重金屬。

本研究場址並設有一地下水井作為採樣點，作為背景參考值。於場址路段 D 處，設置表面逕流水收集裝置，進行整體路段之表面逕流水之蒐集，於滲出水之監測部分，僅蒐集 D 路段之滲出水作為檢測對象，蒐集方法是於路基基底下鋪設排水格網及不透水布，並將滲出水蒐集於一收集井，於收集井靠近井口上方處，作有一排水口，當瓶滿時作為溢流功用，於井底下方處作有一採樣口，以便採樣，路段 D 及滲出水蒐集方法之整體構造如圖 3-4-1 所示。

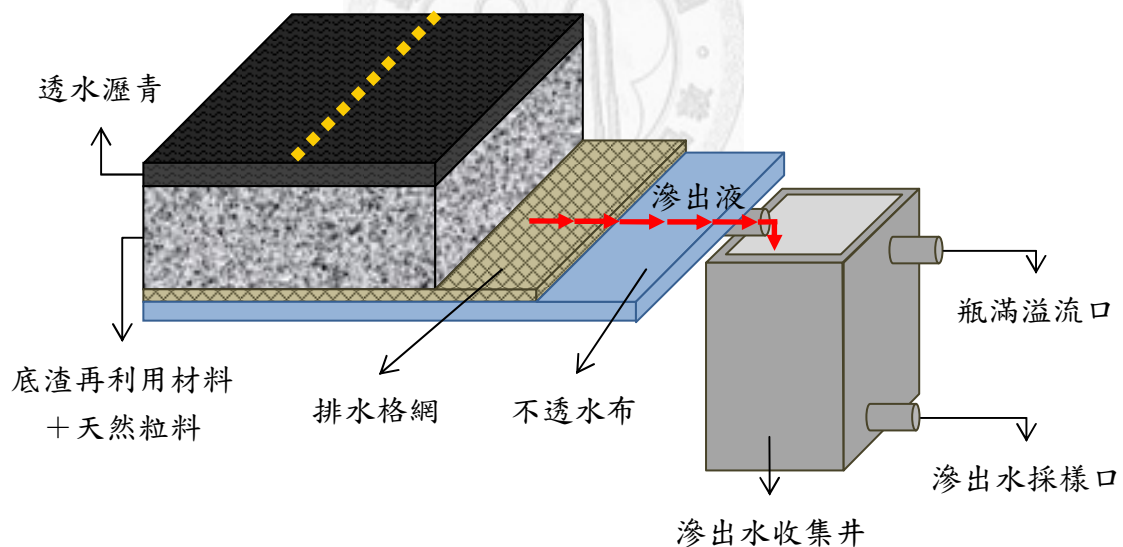


圖 3-4-1 試驗道路剖面示意圖

3.4.2 試驗道路周邊環境水體監測

試驗道路週邊環境水體監測主要對象為表面逕流水、地下水及滲出水，並於每個月進行採樣，採樣時選用存放樣品之容器皆為玻璃材質且經由酸洗及高溫加

熱，所選用之上蓋皆為鐵氟龍材質，避免塑膠材質對於有機碳之吸附。另外，於試驗道路場址周邊，設有一雨量計，作為當地降雨量之監測，以利作為當地雨量入滲至道路基底總量之估算依據。

監測水體檢測項目包含 pH 值、導電度、氯鹽、溶解性有機碳及重金屬共五項，其中 pH 值及導電度於採樣現場即進行檢測，其餘項目則帶回實驗室依據本文 3.2.1 節所描述之各檢測方法進行分析。

配合現場滲出水之重金屬濃度分析結果及估算雨水入滲量，推估試驗道路路段 D 中所含之底渣再利用材料歷年來總重金屬溶出累積量，作為日後底渣再利用可行性之評估依據。試驗道路週邊環境水體監測流程架構圖如圖 3-4-2 所示。

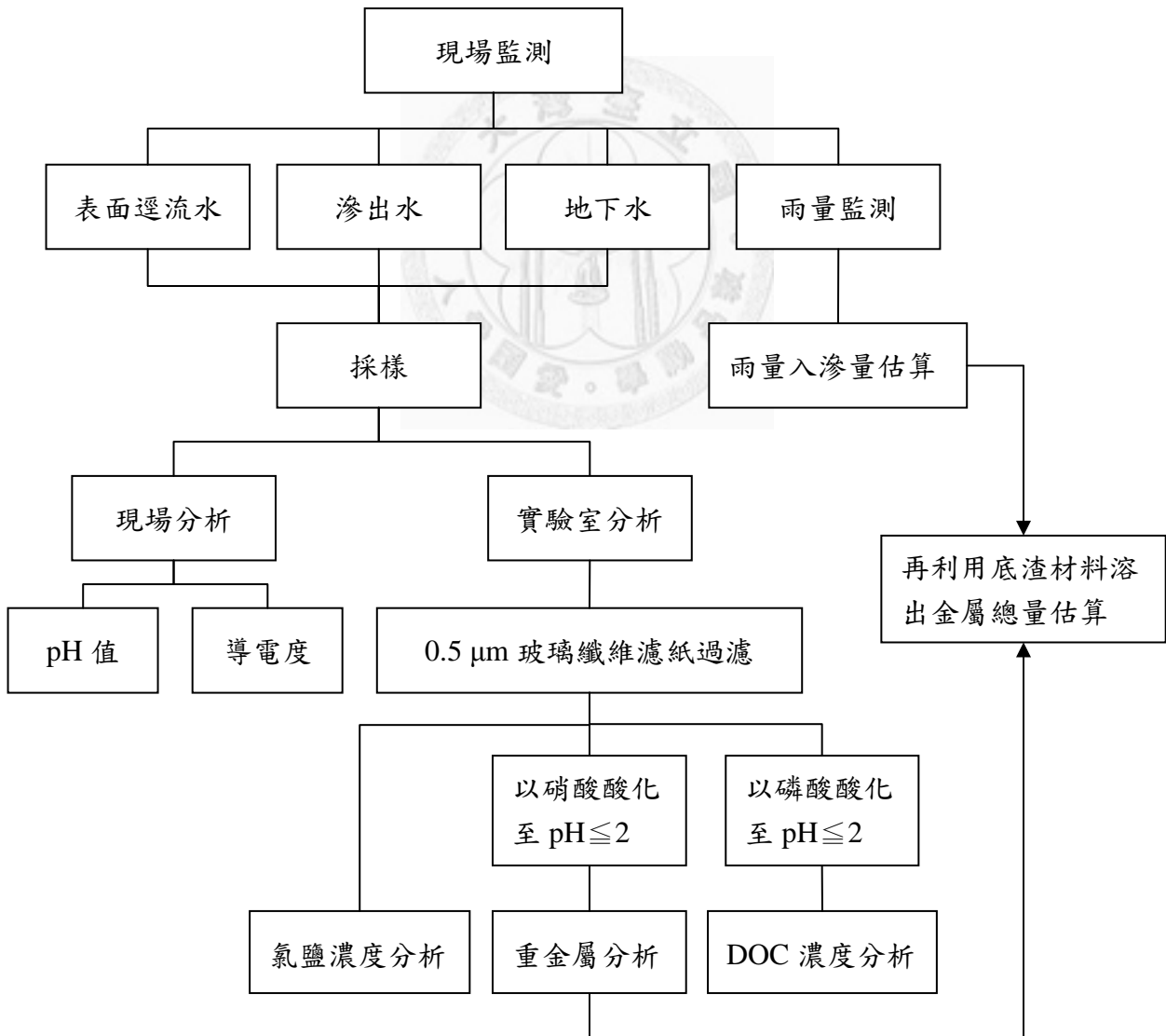


圖 3-4-2 現場監測分析流程圖



第四章 結果與討論

4.1 底渣再利用材料基本特性

底渣再利用材料所使用之底渣來源為新店、八里及樹林三個焚化廠。本研究共採集源自於三處焚化廠之底渣再利用材料，且分別採集九個不同時間批次（以 A~I 表示）所出廠之底渣再利用材料最為研究對象，而基本特性分析項目主要包含有含水率、灼燒減量、TCLP 及總重金屬共四項。

各廠之底渣再利用材料之含水率及灼燒減量結果如圖 4-1-1 所示（詳細數值列於附錄表一），由圖可見來自含水率及灼燒減量於三個不同焚化廠之再利用材料間無明顯差異，含水率大約為 17%，灼燒減量試驗結果約為 3.8%。

TCLP 檢測結果如表 4-1-1 及圖 4-1-2 所示，由圖表中可見 TCLP 測試中 Zn 於三廠底渣中皆有最高的溶出濃度，平均濃度約為 25.4 mg/L，但目前法規未針對 Zn 溶出濃度有所規定。溶出濃度其次為 Cu，平均濃度約為 3.2 mg/L，但其數值仍低於法規規定之 15 mg/L 標準。其餘檢測項目 As、Ba、Cd、Cr、Pb 及 Se 之溶出濃度皆低於 1 mg/L。由底渣再利用材料重金屬含量分析可見其本身所含之 Cu 及 Zn 量較其他重金屬高，可能導致 TCLP 檢測結果中 Cu 及 Zn 有較高之溶出濃度，且沒有單一樣品之檢測結果超出 TCLP 之法規標準，故可推測底渣再利用之重金屬穩定化具有一定之成效。

重金屬含量分析部分，如表 4-1-2 及圖 4-1-3 所示。綜觀而言，底渣再利用材料中重金屬含量以 Cu 及 Zn 為最多，其次為 Ba、Pb、Cr 及 Se。其中以樹林焚化廠之 Cu 含量最高，含量約為 3136.2 mg/kg，其值高出八里廠之 Cu 含量約 1.67 倍，而三廠平均含量為 2628.96 mg/kg，Zn 於三廠底渣中之含量較為平均，含量範圍為 1900.9~1977.6 mg/kg，三廠平均含量約為 1948.7 mg/kg，其餘含量較高之重金屬依含量高低順序依序為 Pb、Ba 及 Cr，其含量分別約為 426.1 mg/kg、

382.5 mg/kg 及 106.6 mg/kg，而 Se、Cd 及 As 僅分別含 21.8 mg/kg、7.2 mg/kg 及 5.0 mg/kg。

對照 TCLP 溶出試驗結果及重金屬含量檢測結果發現，底渣再利用材料含 Cu 及 Zn 量分別約為 2628.96 mg/kg 及 1948.65 mg/kg，兩者含量相當，然而於 TCLP 溶出試驗結果顯示 Cu 溶出濃度約為 3.2 mg/L，僅為 Zn 溶出濃度(25.4 mg/L) 之 12.6%，可推測該穩定化處理程序對於 Cu 具有較佳的處理效率。

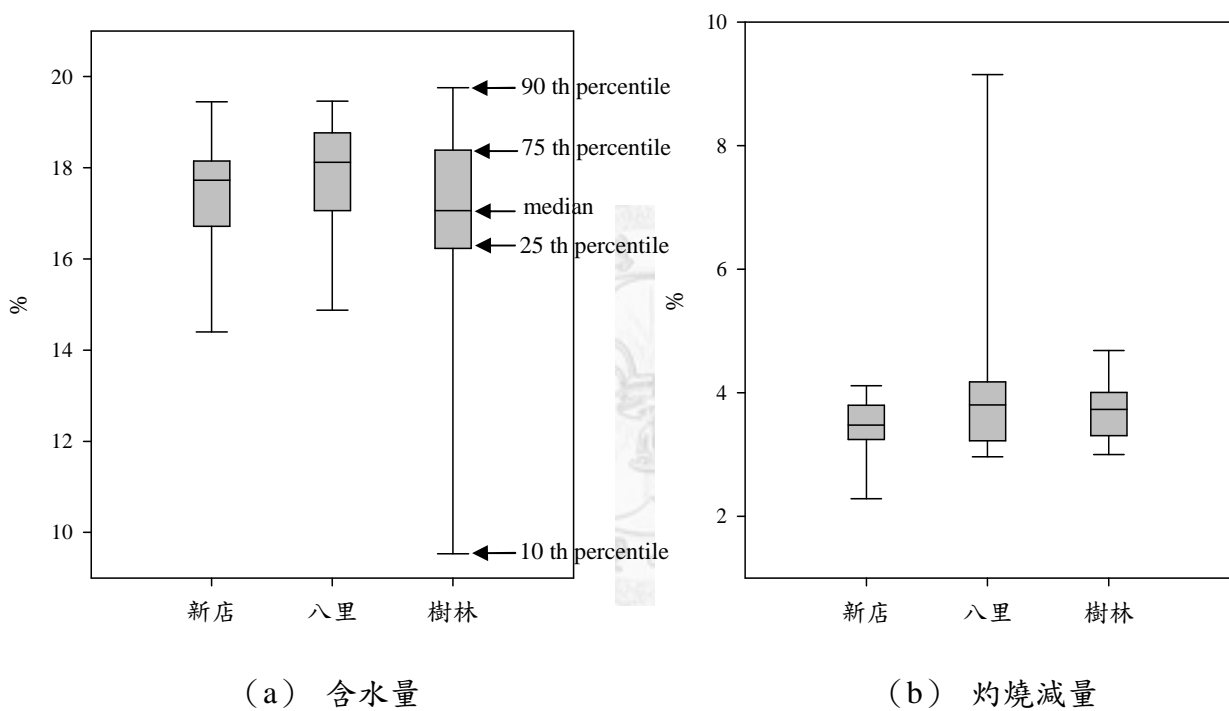


圖 4-1-1 再利用材料之含水率及灼燒減量 (詳細數值件附錄表一)

表 4-1-1 再利用材料之 TCLP 檢測結果 (詳細數值列於附錄表二)

		TCLP 檢測項目 (mg/L)							
焚化廠		As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
新店	Ave.	0.013	0.666	0.056	N.D.	4.346	0.527	0.024	42.653
	Std.	0.01	0.11	0.03	-	0.92	0.90	0.01	12.08
八里	Ave.	0.051	0.648	0.067	0.016	3.447	0.120	0.078	25.690
	Std.	0.05	0.09	0.05	0.01	0.87	0.04	0.08	10.83
樹林	Ave.	0.050	0.622	0.072	0.021	2.616	0.083	0.077	23.933
	Std.	0.05	0.14	0.05	0.02	0.31	0.07	0.06	17.76
法規標準		0.5	100	1	5	15	5	1	-

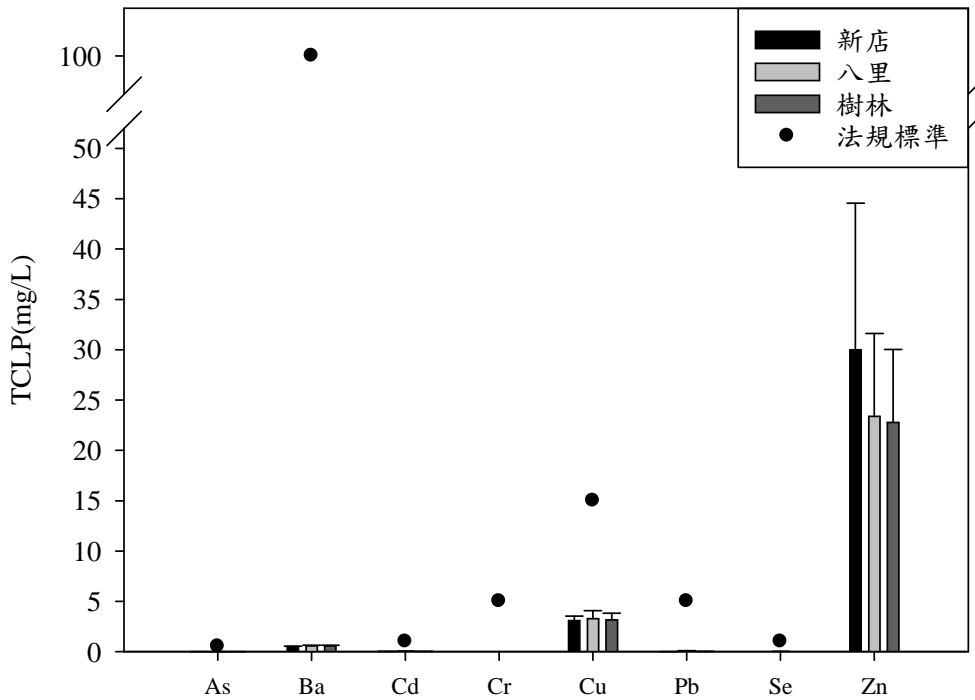


圖 4-1-2 再利用材料之 TCLP 測試結果 (詳細數據如附錄表二)

表 4-1-2 底渣再利用材料之重金屬含量

重金屬含量檢測結果 (mg/kg)								
焚化廠	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
新店	5.73	463.14	4.53	102.32	2873.89	382.52	24.21	1967.47
八里	3.88	324.09	4.85	95.85	1876.77	500.38	19.65	1977.58
樹林	5.45	360.37	12.13	121.64	3136.23	395.41	21.62	1900.88
Ave	5.02	382.53	7.17	106.60	2628.96	426.10	21.83	1948.65

註：N.D.表示低於偵測極限。

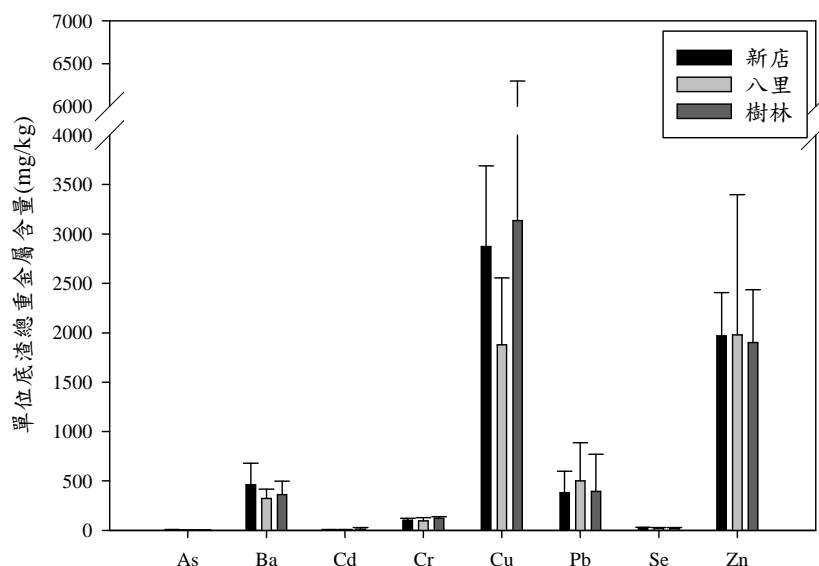


圖 4-1-3 底渣再利用材料重金屬含量 (詳細數值列於附錄表三)

4.2 底渣再利用材料水洗與酸洗特性

4.2.1 水洗與酸洗比較

底渣再利用場址周圍水體監測發現，於道路鋪設完成初期，有大量 TOC 之溶出，且於實驗室管柱淋洗實驗中亦有大量 TOC 溶出(吳佩勳, 2007)。底渣於再利用時與雨水直接接觸，其 TOC 大量之溶出可能對環境造成負面影響，故評估底渣再利用材料於實際運用時可能溶出 TOC 之濃度，亦為其於工程運用可行性

評估依據之一。根據文獻(Guimaraes et al., 2005)指出，酸洗對於底渣中有機碳之溶出效率較水洗高，故本研究預期以稀鹽酸作為溶出試劑，模擬底渣再利用材料於實際運用時，其中 TOC 可能溶出之最大量。

根據文獻(Guimaraes et al., 2005)指出，鹽酸比 TCLP 程序中選用之醋酸對於 TOC 具有更佳之溶出成果，故於本研究將選用 0.05 N 之稀鹽酸作為酸洗試劑，而水洗部分則選用高純水，作為對照。首先，先針對酸洗反應時間進行兩小時平衡測試，於該測試中液固比 (L/S) 條件為 20，每隔 20 分鐘進行連續採樣，檢測液相之 pH 值及 DOC 濃度，反應平衡 20 分鐘後，液相之 pH 值及 DOC 濃度皆與平衡 2 小時後之數值相近，故將未來水洗／酸洗實驗反應時間訂為 20 分鐘。

底渣再利用材料於高純水／0.05 N 鹽酸、反應時間 20 分鐘且以每分鐘 30 ± 2 轉混合之條件下，分別以液固比 (L/S) 為 5、10 及 20，進行酸洗與水洗對於有機碳溶出之試驗比較，試驗結果如圖 4-2-1 及圖 4-2-2 所示。由圖 4-2-1 顯示，無論是水洗或是酸洗，液相中之 DOC 濃度隨液固比降低而增高。但若將液相中 DOC 濃度轉換為單位重底渣所溶出之 DOC 量，作為相同體積液體對於固體中 DOC 溶出效率之指標後，如圖 4-2-2，可發現無論水洗或酸洗於液固比較高時，單位再利用材料皆有較高之溶出量。若分別對水洗及酸洗對單位底渣萃取效率之結果作回歸分析，可發現兩者之斜率分別為 0.011 及 0.0292，斜率相差約 2.65 倍，由此可推測當液固比越高時，酸洗比水洗對於再利用材料中之有機碳溶出效率差距越大。

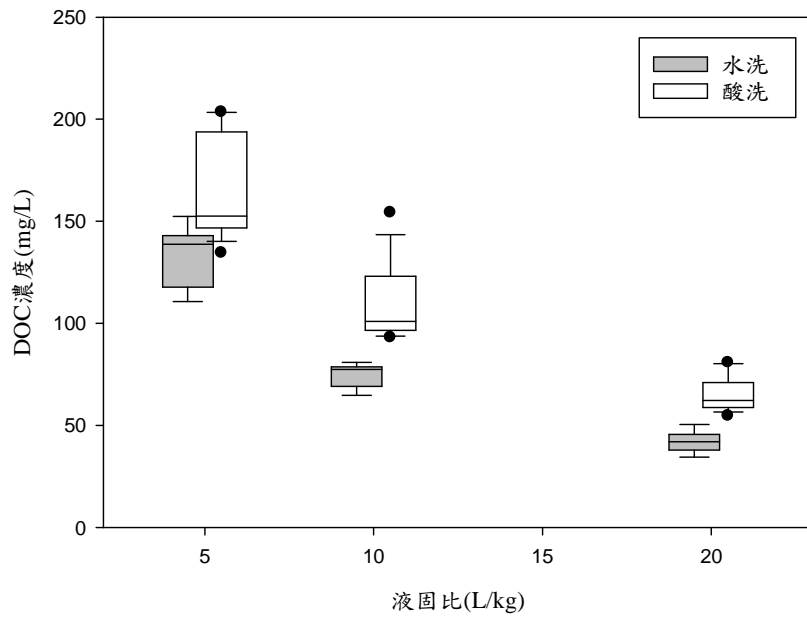


圖 4-2-1 酸洗與水洗對於再利用材料之 TOC 溶出試驗

(詳細數據如附錄表四)

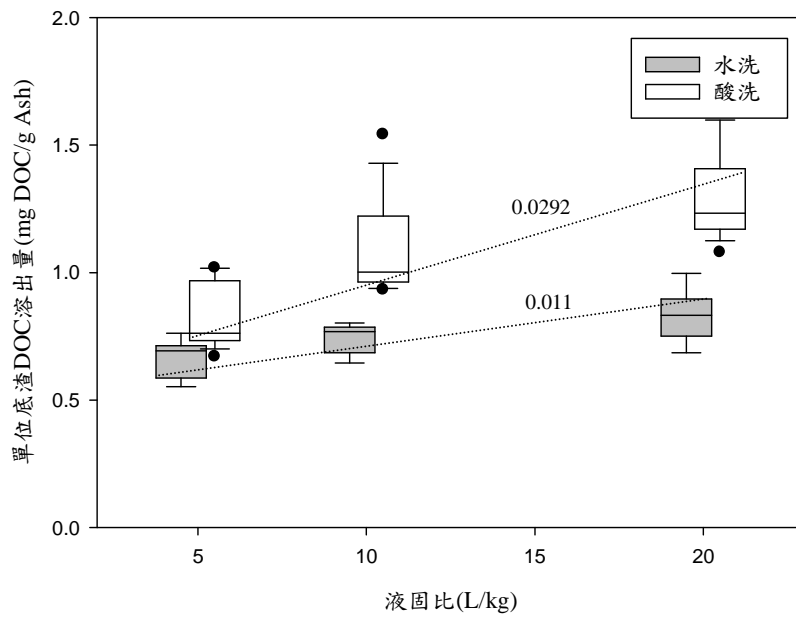


圖 4-2-2 酸洗與水洗對於單位重再利用材料之 TOC 溶出試驗

(詳細數據如附錄表四)

4.2.2 不同液固比之酸洗試驗

本研究中之酸洗試驗共採集來自三個不同焚化廠且各 9 批不同時間出廠之再利用材料進行研究，採集多批不同再利用材料之目的，在於降低不同焚化廠及不同時間所產生底渣之間的非均質性，預期以酸洗推測底渣再利用材料於實際運用與雨水接觸時，可能溶出 DOC 之最大量，除對於 DOC 溶出狀況進行了解外，同時亦對重金屬溶出情形進行觀察。

酸洗試驗條件為：使用 0.05 N 鹽酸為試劑、反應時間 20 分鐘、每分鐘以 30 ± 2 轉之轉速混合樣品，並分別以液固比 (L/S) 為 5、10 及 20 進行反應。主要針對反應後之液相樣品進行 pH 值、DOC 及重金屬檢測。再利用材料經酸洗後之酸洗液 pH 值如圖 4-2-3 所示，整體而言，在液固比較低時，所含固體量較高的情況下，反應平衡後之 pH 值較高。其中樹林廠再利用材料於結果表現上有較大的範圍，在液固比為 5 及 10 時，pH 值分別介於 8.9~12.1 及 7.2~11.3 之間，但其平均值仍與八里及新店廠再利用材料之結果相當，綜合三廠之結果，當液固比為 5、10 及 20 的情形下，液相之 pH 值分別約為 11、9、7。

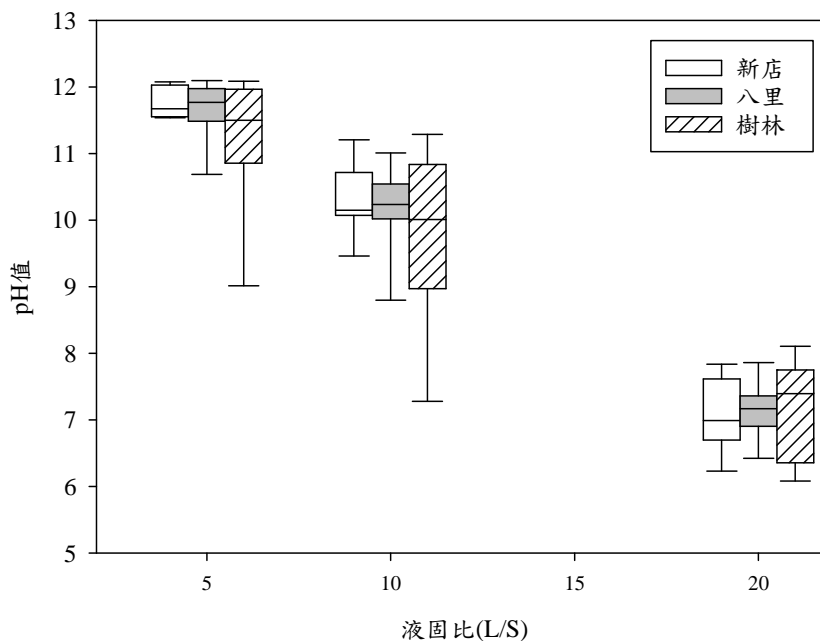


圖 4-2-3 不同液固比之酸洗試驗 pH 值 (詳細數據如附錄表五)

於圖 4-2-4 顯示再利用材料於不同液固比經酸洗後其酸洗液中所含之 DOC 濃度（詳細數據如附錄表六）。由圖可知，當液固比越低時，DOC 溶出濃度有越高的趨勢。而將液相中 DOC 濃度轉換為單位再利用材料重所溶出之 DOC 總量，作為相同體積試劑對於再利用材料中 DOC 溶出效率指標，並以圖 4-2-5 表示。由該圖可見當液固比越低時，單位底渣經酸洗後可溶出之 DOC 量越多，表示 DOC 溶出效率越好；各廠再利用材料於不同液固比下，經酸洗後所溶出之 DOC 濃度範圍列於表 4-2-1。其中除了新店廠 A 批次出廠之再利用材料於 L/S 為 10 及 20 時，DOC 濃度分別僅有 39.49 mg/L 及 24.28 mg/L，若排除兩者，其 DOC 溶出範圍為 77.03~154.21 mg/L 及 58.1~93.9 mg/L。由上述兩圖亦顯示三個焚化廠所出廠之底渣，經處理成為再利用材料後，三者之間於 DOC 之溶出表現並無顯著差異。

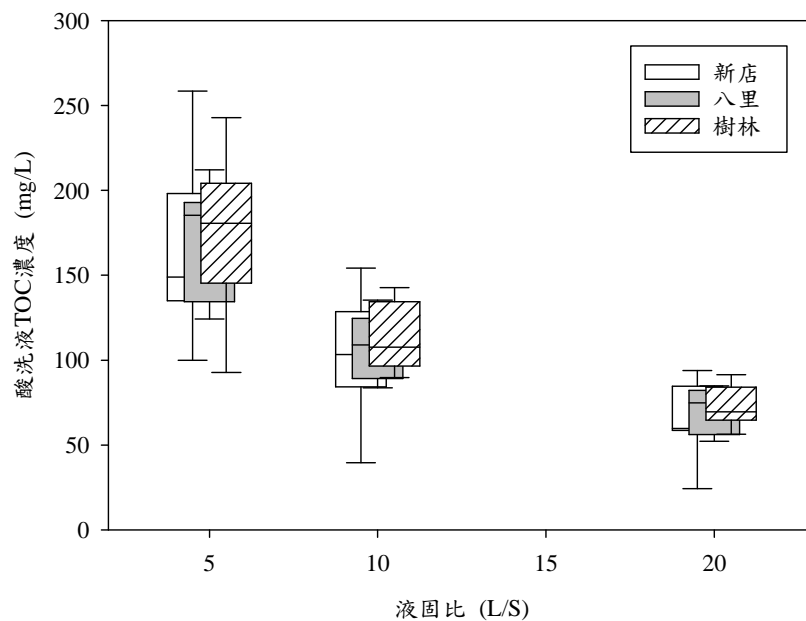


圖 4-2-4 不同液固比之酸洗試驗 DOC 溶出

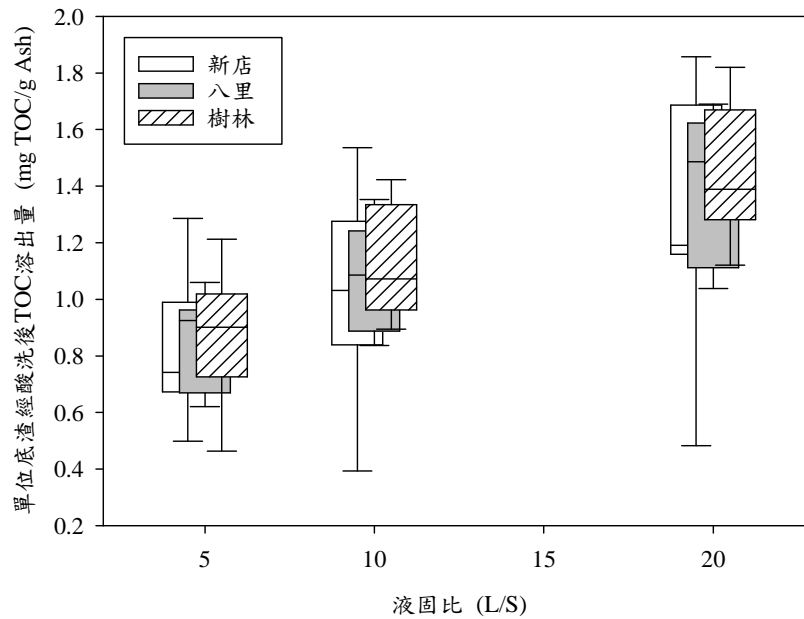


圖 4-2-5 不同液固比之酸洗試驗單位底渣 DOC 溶出量

表 4-2-1 各廠再利用材料酸洗 DOC 溶出範圍

DOC 溶出範圍 (mg/L)			
液固比	新店	八里	樹林
5	100.0~258.4	77.0~154.2	58.1~93.9
10	124.3~212.2	83.7~135.4	52.2~84.8
20	92.7~242.8	89.8~142.7	56.3~91.4

於再利用材料經稀鹽酸酸洗 20 分鐘後，於重金屬溶出檢測部分，主要針對其液相樣品中之 As、Ba、Cd、Cr、Cu、Pb、Se、Zn 等重金屬為監測項目。

圖 4-2-6、圖 4-2-7 及圖 4-2-8 分別為新店、八里及樹林廠底渣再利用材料經酸洗後之重金屬溶出濃度分部（詳細數據件附錄表七）。綜觀上述三圖，不同來源之底渣再利用材料，於重金屬溶出之表現部分，主要溶出之重金屬皆為 Zn、Cu 及 Ba，而 Pb 及 Cr 有微量溶出。然而，於不同液固比重金屬溶出之表現亦不同，當液固比為 20 時，有相對大量之 Zn 溶出，但無 Ba 及 Cu 之溶出；於液固比為

10 及 5 時，主要溶出之金屬為 Ba 及 Cu，而 Zn 之溶出濃度卻低於液固比為 20 時溶出。此一現象推測與酸洗液中氯鹽濃度隨液固比下降而增加，抑制重金屬化合物溶出離子強度及酸洗環境 pH 值不同有關。於液固比 5 及 10 之條件下酸洗後之酸洗液 pH 值呈現鹼性，平均值分別為 11.5 及 10.1；然而，液固比為 20 時，酸洗液 pH 值呈現中性，其平均值為 7.1，三者間 pH 之差異可能為導致重金屬溶出表現不同的主要原因（詳細數據如附錄表五）。

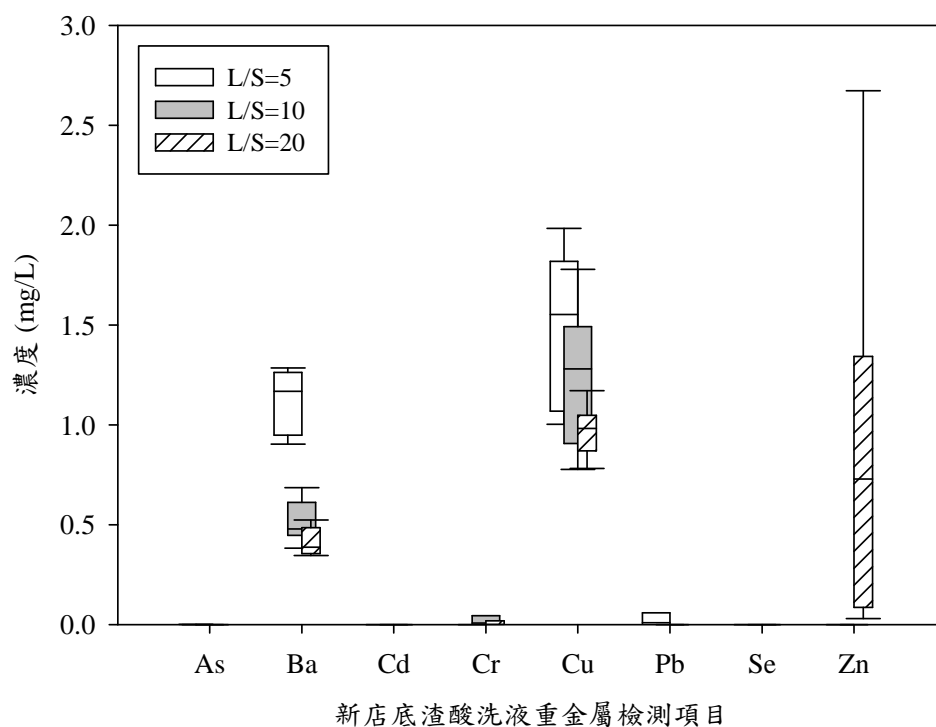


圖 4-2-6 新店再利用材料經酸洗後上層液中之重金屬濃度

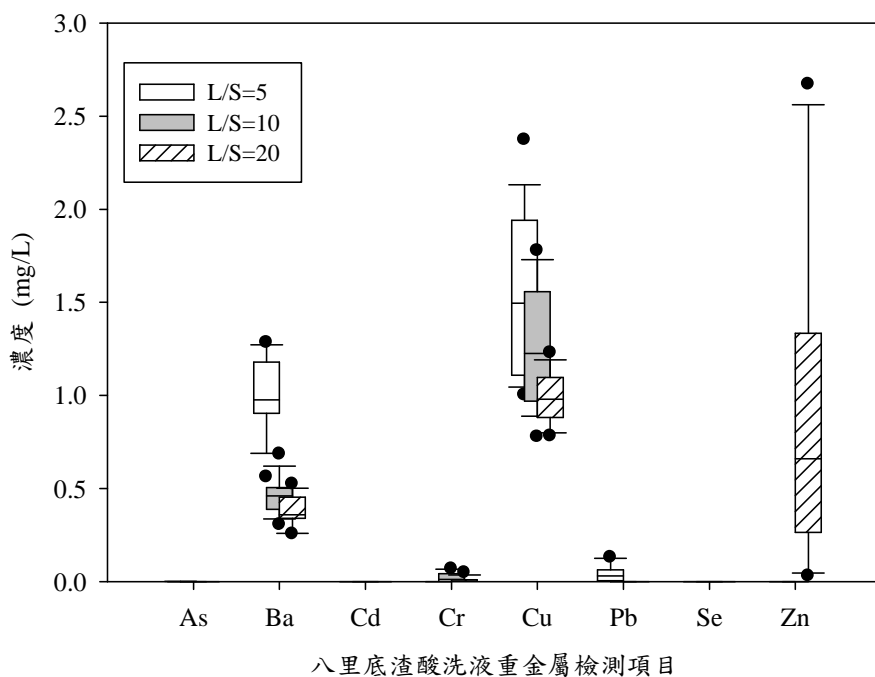


圖 4-2-7 八里再利用材料經酸洗後上層液中之重金屬濃度

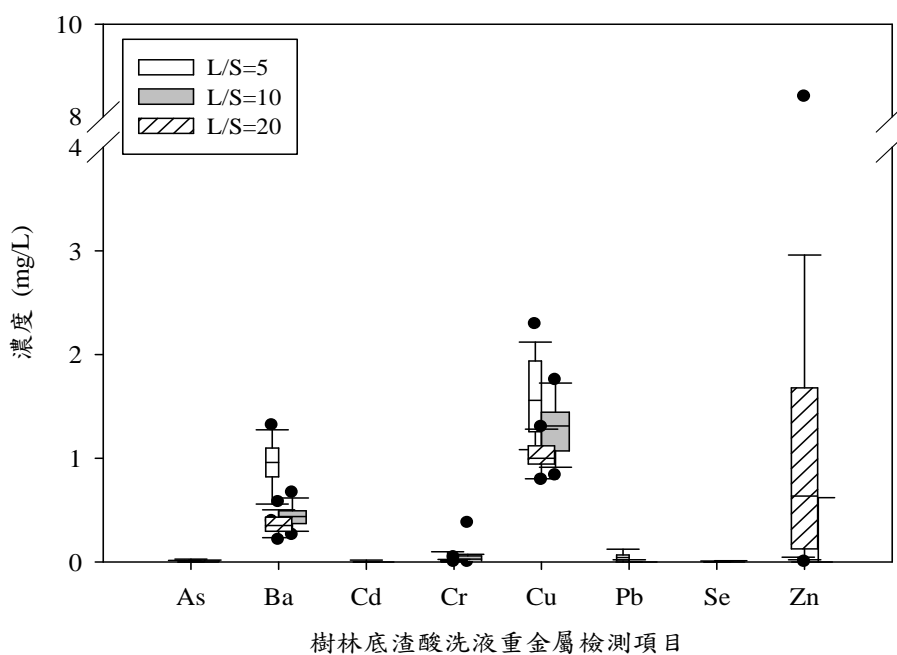


圖 4-2-8 樹林再利用材料經酸洗後上層液中之重金屬濃度

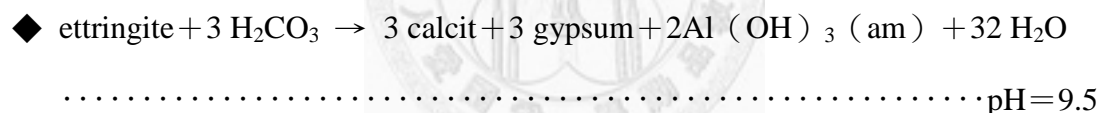
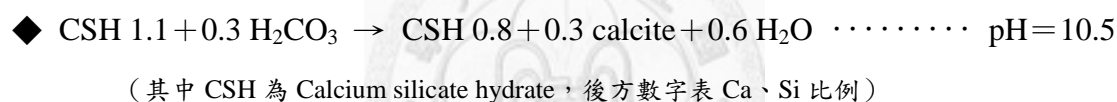
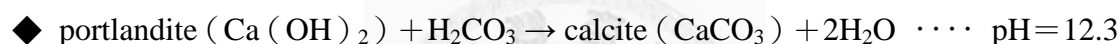
4.3 底渣再利用場址之現場監測

本研究係針對位於台北縣萬里鄉加投段，以底渣再利用材料作為道路基底所

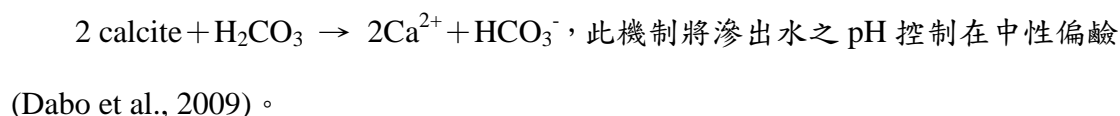
鋪設之試驗路段，於每月進行周圍表面逕流水、滲出水及地下水之採樣分析監測，主要監測項目包含 pH 值、導電度、氯鹽、溶解性有機碳 (DOC) 及重金屬。該試驗道路於民國 94 年 3 月完工，至今為時將近五年，本研究將對此再利用場址作一長期監測之分析結果評估。

4.3.1 pH 值監測結果

文獻指出，利用焚化底渣鋪設的路段，在初期時其滲出水為鹼性，隨時間其 pH 有降低之趨勢且可能達弱酸性，但到達最終穩定時，其 pH 值會趨於中性或是弱鹼性。過程中滲出水會因酸雨或大氣中之二氧化碳等外在因素，其 pH 值會降為偏酸性，而到達最終穩定時，其 pH 值會趨於中性或是弱鹼性之原因推測是底渣中所含的含鈣礦物長時間與環境中各種物質反應，其反應可能為：



當含鈣礦物反應達平衡時，便會以方解石 (calcite) 的型態存在，而 calcite 可視為 pH 值緩衝礦物 (pH-buffering miner)，其緩衝機制為：



本次研究再利用場址之各水體 pH 值如圖 4-3-1 所示，詳細數據列於附錄表八、九及十，由圖 4-3-1 顯示，滲出水於第一年時呈現偏鹼性，pH 最高值為 8.7，其 pH 值隨時間有趨於中性之表現，並於第三年至第四年間呈現弱酸性。監測期間 pH 值最低值為 6.0，然而，此段時間之表面逕流水 pH 值亦有下降之趨勢，推測可能亦為滲出水 pH 下降原因之一，於第四年後 pH 值逐漸回升至中性偏鹼，由以上之現象，可推測該場址已達穩定。

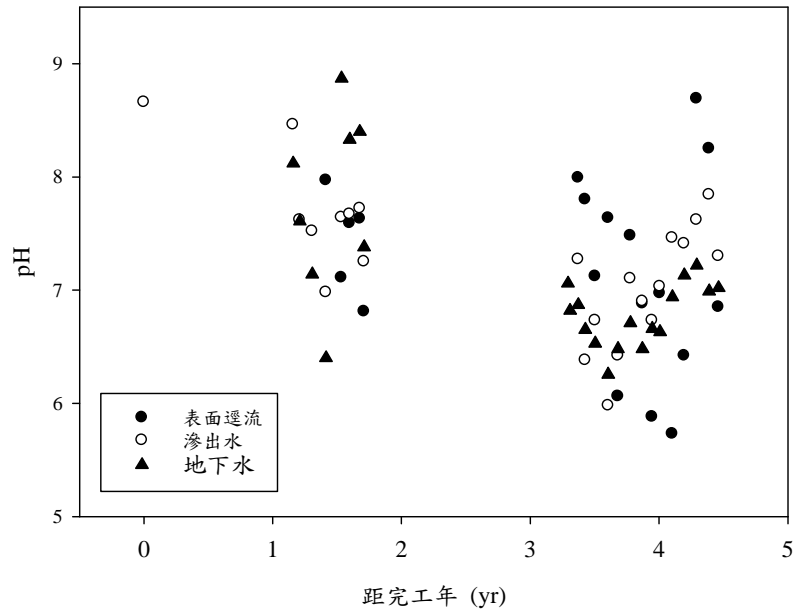


圖 4-3-1 再利用場址 pH 監測結果

4.3.2 導電度監測結果

再利用場址歷年導電度監測值如圖 4-3-2 所示，詳細數據列於附錄表八、九及十，相較於滲出水及地下水，表面逕流水的導電度偏低且一直以來皆呈現穩定狀況，其數值多維持在 10~153 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 之間。於而滲出水部分，受底渣再利用含大量氯鹽及部分可溶出重金屬等導電物質之影響，其數值於完工初期曾高達 7320 $\mu\text{s}/\text{cm}$ ，但距完工年 1.3 年後，其值大幅降低至 2000 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 以下，可能是因底渣再利用材料中之導電物質大部分已隨滲出水滲出，且於距完工第三年後，大部分滲出水導電度穩定介於 500~1000 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 左右。

地下水部分，其值於距完工第三年後呈現穩定，約介於 570~1240 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 。但其值高於完工初期（距完工年 1.15~1.59 年）的 260~560 $\mu\text{s}/\text{cm}$ ，可能是因路面密級配瀝青混凝土面層經長時間使用後有些微龜裂，造成微量雨水入滲與再利用材料接觸，使得在利用材料中些微導電物質之溶出。但就目前而言，其數值仍為穩定，無持續上升之趨勢。

4.3.3 氯鹽監測結果

歷年氯鹽監測值如圖 4-3-3 所示，詳細數據列於附錄表八、九及十。表面逕流之氯鹽監測結果，一直以來皆呈穩定狀態，範圍分別約在 3.5~35 mg/L。地下水監測結果長期以來亦呈穩定情形，惟於 2009/4/15（距完工年後 3.95 年）有突發性增高至 100.5 mg/L，其餘數值皆於 19~45 mg/L 之間。而滲出水方面可能是受到底渣再利用材料含大量氯鹽之影響，於道路鋪設完成之初期，有大量氯鹽溶出，其氯鹽量高達約 2200 mg/L；然而隨時間增長，氯鹽溶出量於第二年中期中大幅度降低，且至今氯鹽濃度趨於穩定，約介於 15~125 mg/L 之間，且多在 100 mg/L 上下微幅震盪，其中有數個數值偏高之採樣點為進行集水井工程及推測可能因為較長時間未採樣，當滿瓶溢流時，氯鹽較不易經由上方排水管排出，累積於集水井中所導致。

4.3.4 溶解性有機碳（DOC）監測結果

再利用場址歷年溶解性有機碳監測結果如圖 4-3-4 所示，詳細數據列於附錄表八、九及十。

表面逕流之總有機碳一直以來皆呈少量且穩定狀態，其範圍約在 1~5 mg/L 之間。地下水部分，亦呈穩定，除 2008/5/23、7/31 及 8/19 三個採樣點之 DOC 濃度高於 5 mg/L 以上，其餘數值皆在 5 mg/L 以下。而在滲出水之溶解性有機碳方面，亦受到再利用材料影響，於初期（距完工年後 1.3 年前），每月 DOC 溶出量皆高於 40 mg/L，甚至曾高達 82 mg/L，有較高濃度 DOC 之溶出，但隨時間有降低、趨於穩定之趨勢，近來 DOC 濃度已與地下水及表面逕流相近，且於 2~7 mg/L 之間微幅震盪。

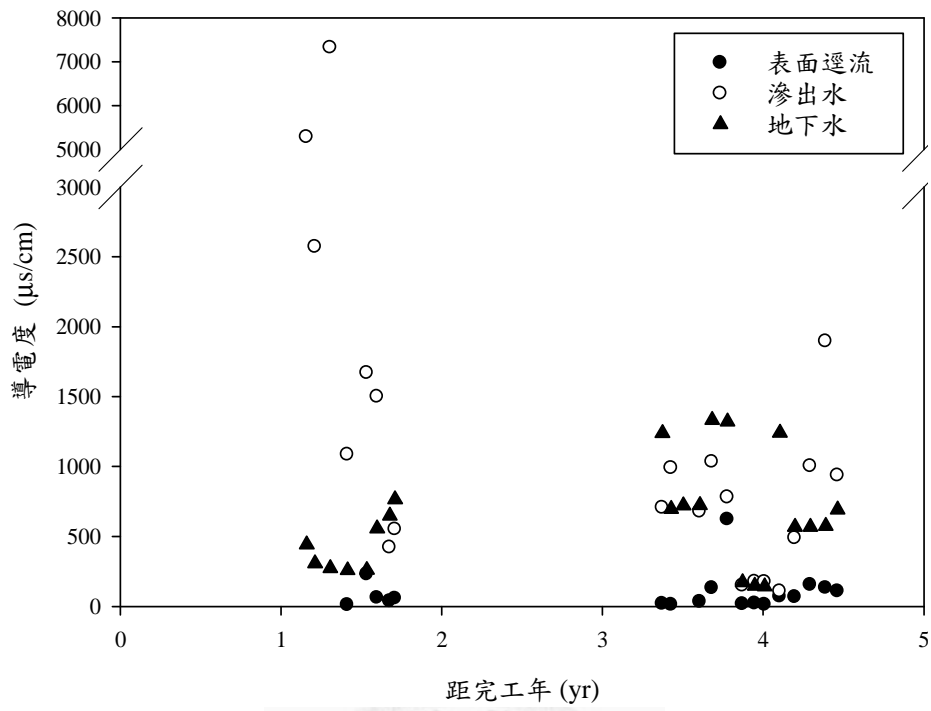


圖 4-3-2 再利用場址導電度監測結果

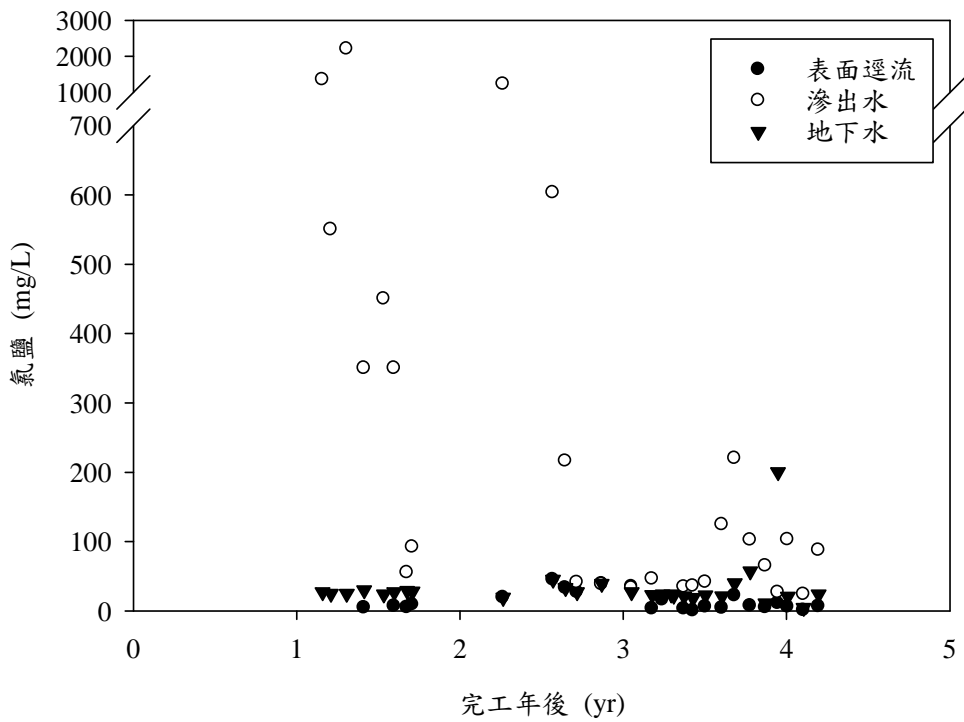


圖 4-3-3 再利用場址氯鹽監測結果

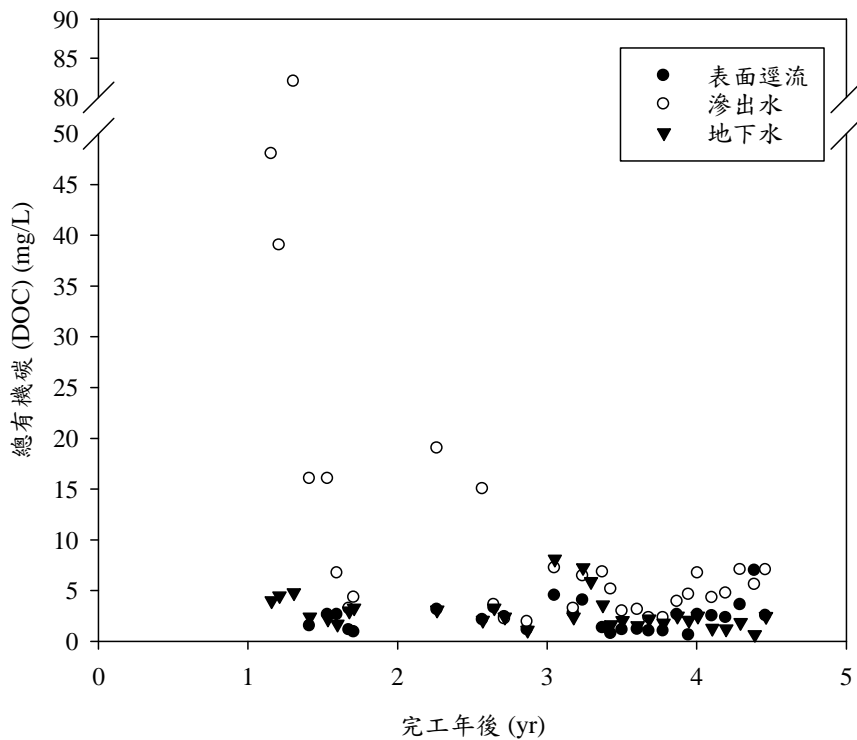


圖 4-3-4 再利用場址溶解性有機碳監測結果

4.3.5 重金屬監測結果

表面逕流水、滲出水及地下水中重金屬濃度監測結果分別如圖 4-3-5、圖 4-3-6 及圖 4-3-7 所示，詳細數據則列於附錄表十一、十二及十三。滲出水繼完工（2005/5/5）後即陸續進行採樣分析，而地下水及表面逕流水則分別於 2006/7/2 及 2006/10/3 才加入採樣分析。於監測初期除 2005/5/5 完工時有針對 Zn 進行分析外，2005/5/5 至 2007/1/19（完工後 1.71 年）僅針對 As、Cd、Cr、Cu 及 Pb 進行分析，爾後於 2007/8/10（完工後 2.27 年）加入檢測項目 Ba 與 Se，及於 2008/5/23（完工後 3.05 年）加入檢測項目 Zn。

於完工初期（完工至完工後 1.71 年），表面逕流水中檢測出之主要重金屬為 As、Cd、Cr 及 Pb，其中 Cr 有最大平均濃度，約為 0.055 mg/L，而 As、Cd 之平均濃度分別約在 0.0476 mg/L 及 0.037 mg/L，另外 Pb 之平均濃度則在 0.021 mg/L，於 2007/8/10（距完工 2.57 年）後加入檢測項目 Ba 濃度，發現其濃度高於同時期其於重金屬檢測項目，但其平均數值亦屬微量（<0.1 mg/L）。距完工後 3.5 年

開始，Zn 濃度有明顯增高，Zn 於受檢測期間之平均濃度為 0.865 mg/L。完工 3.37 年後，除 Ba 及 Zn 外，其餘檢測項目僅有於零星幾次採樣中有檢測出來。

於滲出水部分，雖於後期才將 Ba 及 Zn 納入檢測項目，但仍可發現 Ba 及 Zn 相較於其他重金屬有較明顯之溶出現象。為探討 Ba 及 Zn 於完工多年後仍有明顯之原因，故於再利用場址以 RO 水潑灑於路面，並以現場表面逕流水收集器收集之。該實驗檢測結果除檢測出 Ba 含量為 0.027 mg/L 及 Zn 含量 0.186 mg/L 外，其餘重金屬濃度皆低於偵測極限。檢測出之 Ba 及 Zn 濃度低於平時例行性採樣時所檢測之濃度，但由於平時現場收集表面逕流水，可能會因部分水分蒸散或瓶滿溢流，及重金屬密度高易沉降於瓶底，當瓶滿溢流時不易排出等原因，造成例行性採樣之檢測值較高，故由 RO 水潑灑於路面之試驗可推測於該道路路面確實有 Ba 及 Zn 之存在。造成近來 Ba 及 Zn 濃度增加之原因，可能與位於再利用場址上方不遠處的寶塔之焚燒金紙行為有所關聯，因焚燒金紙所產生之廢棄可能造成空氣中含有重金屬懸浮微粒。且根據 Hjortenkrans 等學者之研究，瑞典 (Stockholm) 於 1998 年至 2005 年間，每年由輪胎所造成 Zn 殘留於路面之總量為 4200 kg，而於試驗道路上方車輛因附近商業行為導致汽車載流量逐年攀升，亦可能為 Zn 濃度增高原因(Hjortenkrans et al., 2007)；然而，鉛 (Pb) 濃度未與交通流量有明顯相關之原因，可能是現今大眾所使用之油料多屬無鉛汽油，其含 Pb 量低且並無直接接觸路面。

圖 4-3-7 為再利用場址之地下水重金屬檢測結果，詳盡數據列於附錄表十三，主要測出之重金屬項目有 As、Ba、Cr 及 Zn，其中 As、Cr 於監測期間之平均濃度皆小於 0.05 mg/L 屬微量。而 Ba 於檢測期間之平均濃度為 0.075 mg/L，且其數值皆小於 0.2 mg/L。Zn 於後期才被納入檢測項目中，其濃度最高值皆小於 1 mg/L。

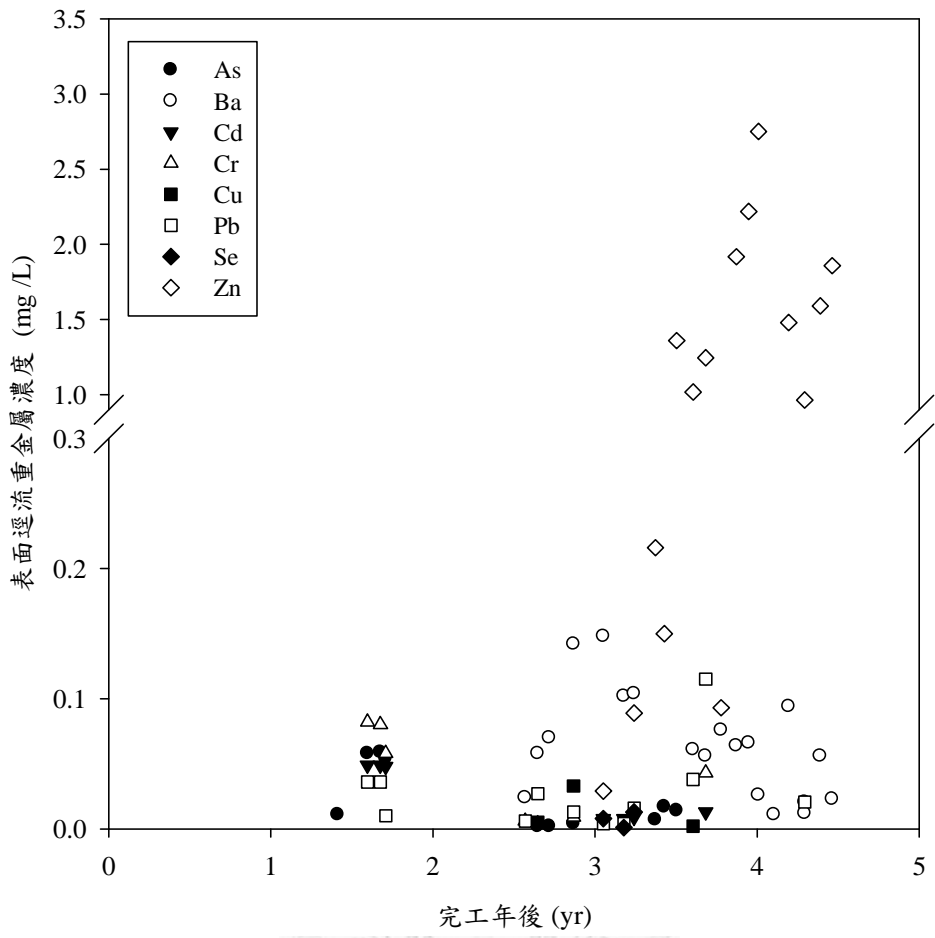


圖 4-3-5 再利用場址表面逕流水重金屬濃度

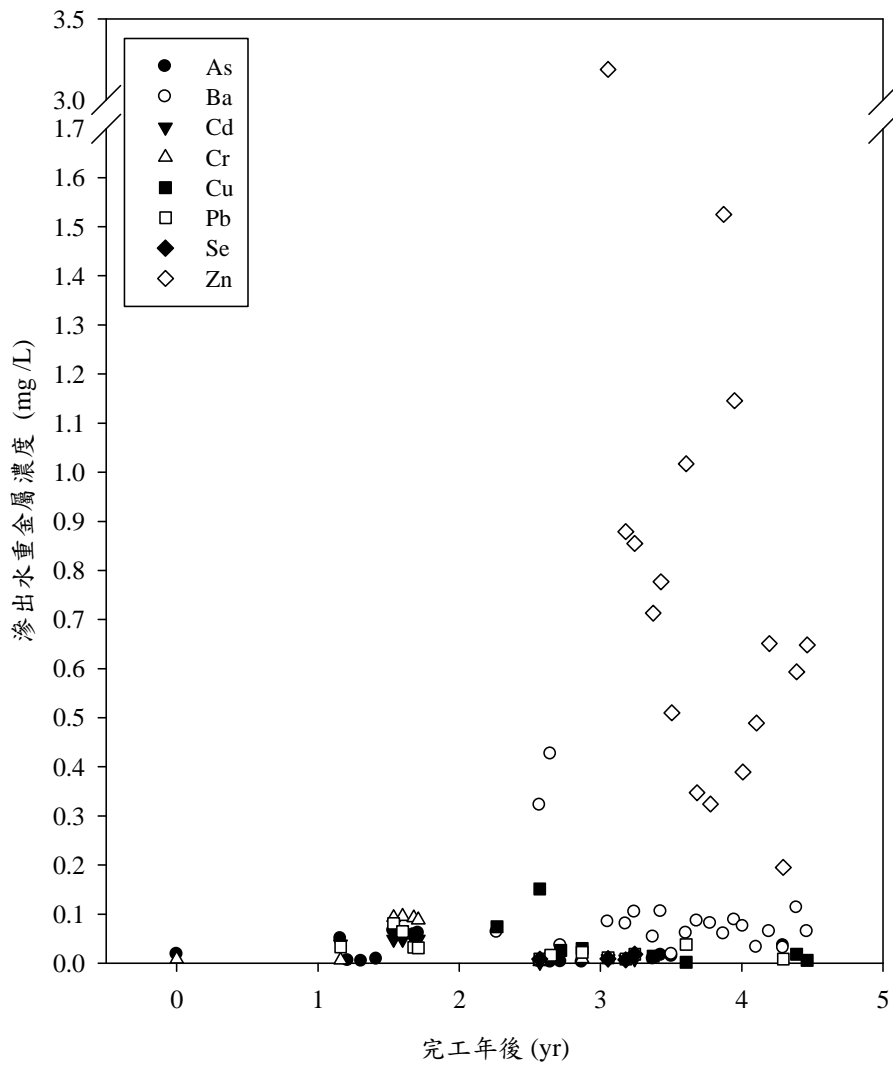


圖 4-3-6 再利用場址滲出水重金屬濃度

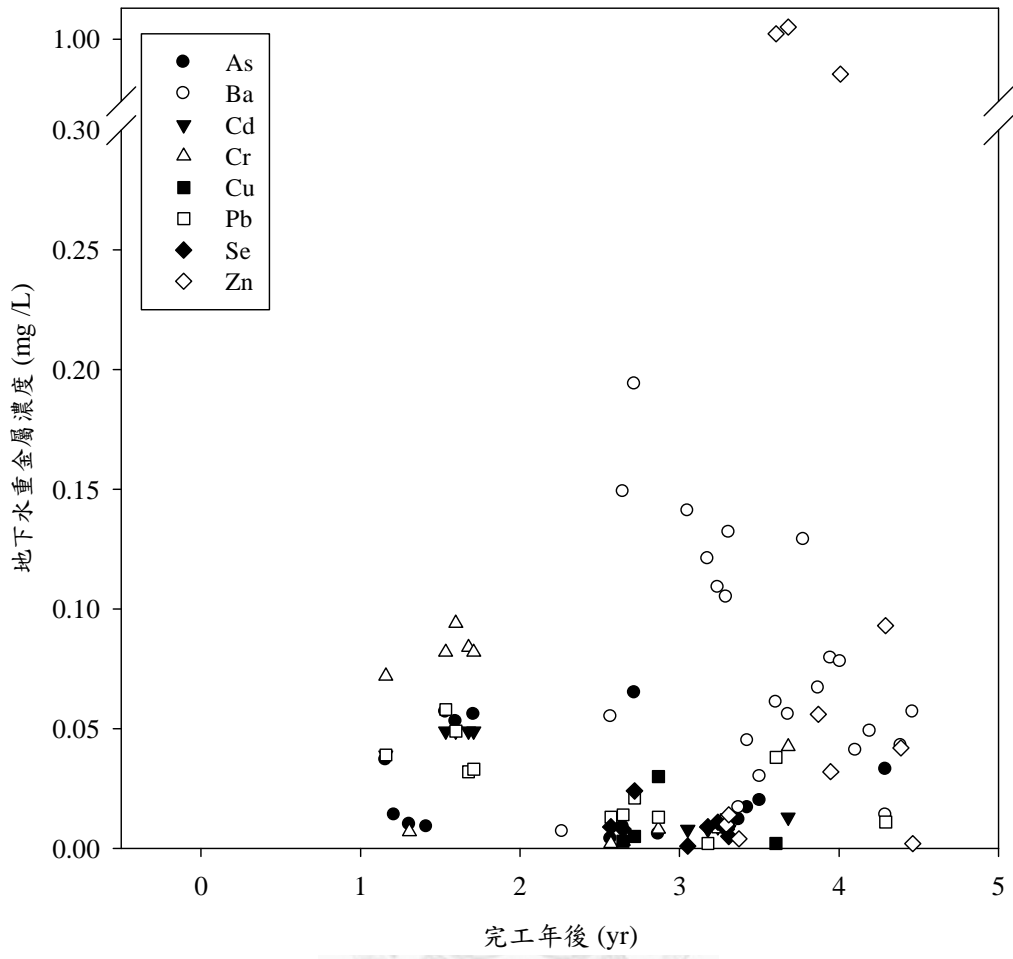


圖 4-3-7 再利用場址地下水重金屬濃度

為評估底渣再利用材料於重金屬溶出部分是否會對周圍環境產生負面影響，遂選擇四項與人類活動或環境較為相關之水質標準，作為評估依據，在此選擇參照行政院環境保護署公告之「地面水體分類及水質標準—保護人體健康相關環境基準」、「地面水水體分類水質標準」、「飲用水水源標準」及行政院農委會公告之「灌溉用水水質標準」等四種標準，將依其中所限制之重金屬含量作為評估依據。比較再利用場址各水體於監測期間之重金屬濃度平均值與上述之參考標準，並將結果列於表 4-3-1，其中除表面逕流水及滲出水之 Zn 濃度（分別為 0.865 mg/L 及 0.755 mg/L）高於「保護人體健康相關環境基準」（0.5 mg/L）外，其餘各水體之重金屬濃度皆低於所選擇之參照標準。

綜觀而言，僅有 Zn 濃度高於參照標準，其餘重金屬濃度皆低於參照標準。然而根據 Hjortenkrans 等學者之研究，車輛往返確實會造成輪胎中之 Zn 殘留於路面 (Hjortenkrans *et al.*, 2007)，且 Zn 檢測期間於滲出水中之濃度較表面逕流水為低，可合理推測滲出水中部分 Zn 濃度可能由上方車輛往來所造成。由重金屬監測結果推測，該場址無受污染之虞。

表 4-3-1 各水體水質標準參照

所選參照水質標準	重金屬檢測項目								
	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn	
地面水體分類及水質標準－保護人體健康相關環境基準（行政院環保署）	0.05	-	0.01	0.05 (六價)	0.03	0.1	0.05	0.5	
地面水體或地下水體作為自來水及簡易自來水之飲用水水源者（行政院環保署）	0.05	-	0.01	0.05	-	0.05	0.05	-	
地面水體或地下水體作為社區自設公共給水、包裝水、盛裝水及公私場所供公眾飲用之連續供水固定設備之飲用水水源者（行政院環保署）	0.05	2	0.005	0.05	1	0.05	0.01	5	
灌溉用水水質標準（行政院農委會）	0.05	-	0.01	0.1	0.2	0.1	0.02	2.0	
自完工後至今之平均濃度	表面逕流水	0.009	0.051	0.007	0.010	0.001	0.012	0.001	0.865
	滲出水	0.013	0.086	0.008	0.012	0.010	0.012	0.002	0.755
	地下水	0.032	0.075	0.009	0.015	0.001	0.011	0.003	0.201

註：單位 mg/L，「-」表無規範標準。

4.3.6 雨量監測與溶出物之總量推估

於 2006 年 7 月底於再利用場址設置一雨量計，進行降雨量監測，表 4-3-2 為配合採樣點所得到之雨量監測結果。其所監測之數值，與中央氣象局淡水監測站以及基隆監測站之雨量監測平均值作比較，大致上吻合，因此其數值應有其可靠性。據此加以估計試驗道路 D 路段之雨水入滲量，以便更精確掌握再利用材料用於實際鋪設作為道路基底時，其重金屬溶出總量情形。

估算雨水入滲量的部分，假設除表面逕流外，其餘雨水皆入滲至 D 路段中，而表面逕流流量採用合理式逕流計算公式（Rational method）估算之， $Q = 1/360 \times C \times I \times A$ ，其中 C 為逕流係數，I 為降雨強度，A 為排水面積。經參照歐陽嶠暉所著之「下水道工程學」，該試驗道路路段位於山區，且坡度較陡，但其表面為透水瀝青，故採逕流係數為 0.75；然而，根據本計畫第二年透水瀝青滲透性研究中顯示，該路段路面因長時間使用，造成透水瀝青之透水性不均且下降，其透水係數為 0.05 至 0.001 cm/sec 間；據此，假設該路段之逕流係數（C）隨完工年時程之增加而增加，並採每年增加 0.05 為原則，換言之，完工後至完工後第一年間採逕流係數為 0.75，完工後第一年至完工後第二年間採逕流係數為 0.80 以此類推。於降雨強度（I）估算部分，依據雨量計所紀錄之降雨量及時間，計算 2009 年 4 月 15 日至 2009 年 10 月 20 日（距完工 3.95 年至 4.5 年）期間之加權平均降雨強度為代表，據統計結果，取降雨強度為 1.3 mm/hr。D 路段路面為寬 5 公尺、長 150 公尺，其排水面積（A）約為 750 平方公尺，相當於 0.075 公頃（ha）。假設雨水除上述表面逕流流量外其餘皆入滲至該路段中，係將表面逕流流量公式修正為雨水入滲流量公式， $Q' = 1/360 \times (1-C) \times I \times A$ ，其中 Q' 為雨水入滲流量，其於參數皆與表面逕流流量公式相同。依據上述雨水入滲流量公式及距完工年時程之逕流係數，加上根據 2009 年 4 月 15 日至 2009 年 10 月 20 日期間所得之監測值顯示，共有 82 日降雨，所佔比例為 43.85%，且據統計，

降雨日中平均降雨時間約為每日的 43.71%，藉此推估雨水入滲至該試驗道路路段之總量，進而推估底渣再利用材料溶出之有機物及重金屬總量。

以底渣再利用材料乾搗實單位重 $1300\sim 1400\text{ kg/m}^3$ ，D 路段為長 150 公尺、寬 5 公尺之路面，其底層，厚度 15 公分，含 20% 底渣再利用材料及 80% 天然級配料，因此道路底層體積約為 112.5 m^3 ，其中底渣再利用材料體積為 22.5 m^3 ，故底層約含 30375 kg 底渣再利用材料；而基層部分，厚度 25 公分，含 80% 底渣再利用材料及 20% 天然級配料，因此道路底層體積約為 187.5 m^3 ，其中底渣再利用材料體積為 150 m^3 ，故基層約含 202500 kg 之底渣再利用材料，故此 D 路段共含約 232875 kg 之底渣再利用材料。

參照於試驗道路中之底渣再利用材料中有機物及重金屬溶出量及底渣再利用材料本身所含脂量，進行溶出比例之推估，進一步輔助再利用材料利用可行性之評估。

4.3.6.1 有機碳溶出比例

以實驗室中灼燒減量結果，作為底渣中有機物含量之參考依據，假設灼燒減量之結果相當於底渣中有機物之含量，並依據上述雨量入滲估算，計算於現場監測道路底渣再利用材料中有機物溶出量及累積總量，分別由表 4-3-2 及圖 4-3-8 所示。

經灼燒減量之結果顯示，每公斤底渣再利用材料中含有 0.038 kg 之有機物，換言之，D 路段中 232875 kg 之底渣再利用材料即含有 8849.25 kg 之有機碳，而於現場試驗道路中之底渣再利用材料溶出之有機碳總量為 35.42 kg，故試驗道路所含之底渣再利用材料中有機碳溶出比例約為 0.40%，其溶出量小於 1%，顯示底渣再利用前之前處理程序對於有機碳具有良好的穩定化效果。然而，於再利用初期有較高濃度 DOC 之溶出，針對此現象仍應予以審慎評估。

表 4-3-2 累積雨量與雨水滲入量及有機物累積溶出量估算表

採樣點日期 (年/月/日)	距完工 年後 (yr)	前後採 樣點之 累積雨 量 (mm)	雨水入滲 流量 (m^3/s)	雨水滲入 量 (L)	DOC 監測 濃度 (mg/L)	DOC 累積 溶出量 (kg)
2006/7/2	1.16	4274.1*	6.78×10^{-05}	474262	48.0	22.76
2006/7/21	1.21	105.7*	6.78×10^{-05}	21303	39.0	23.60
2006/8/25	1.31	129.8	6.78×10^{-05}	39242	82.0	26.81
2006/10/3	1.41	433.6	6.78×10^{-05}	43726	16.0	27.51
2006/11/16	1.53	78.2	6.78×10^{-05}	49332	16.0	28.30
2006/12/9	1.60	280.8	6.78×10^{-05}	25787	6.7	28.47
2007/1/7	1.68	501.2	6.78×10^{-05}	32514	3.2	28.58
2007/1/19	1.71	199.4	6.78×10^{-05}	13454	4.3	28.64
2007/8/10	2.27	1555*	6.78×10^{-05}	182081	19.0	32.10
2007/11/29	2.57	1263.4	5.41×10^{-05}	99561	15.0	33.59
2007/12/27	2.65	97.8*	5.41×10^{-05}	25115	3.6	33.68
2008/1/22	2.72	91	5.41×10^{-05}	23321	2.2	33.73
2008/3/17	2.87	589.4	5.41×10^{-05}	49332	1.9	33.83
2008/5/23	3.05	421.8	5.41×10^{-05}	45072	7.2	34.15
2008/7/8	3.18	380.2	4.06×10^{-05}	30945	3.2	34.25
2008/7/31	3.24	166.2*	4.06×10^{-05}	15472	6.4	34.35
2008/8/19	3.29	8.8	4.06×10^{-05}	12782	-	34.35
2008/8/25	3.31	0.8*	4.06×10^{-05}	4036	-	34.35
2008/9/17	3.37	604.3*	4.06×10^{-05}	15472	6.8	34.45
2008/10/7	3.43	301.2	4.06×10^{-05}	13454	5.1	34.52
2008/11/4	3.50	185.6	4.06×10^{-05}	18836	3.0	34.58
2008/12/11	3.61	223	4.06×10^{-05}	24890	3.1	34.66
2009/1/8	3.68	227.2	4.06×10^{-05}	18836	2.3	34.70
2009/2/12	3.78	325	4.06×10^{-05}	23545	2.3	34.75

採樣點日期 (年/月/日)	距完工 年後 (yr)	前後採 樣點之 累積雨 量 (mm)	雨水入滲 流量 (m^3/s)	雨水滲入 量 (L)	DOC 監測 濃度 (mg/L)	DOC 累積 溶出量 (kg)
2009/3/18	3.87	303.2	4.06×10^{-05}	22872	3.9	34.84
2009/4/15	3.95	102	4.06×10^{-05}	18836	4.6	34.93
2009/5/7	4.01	83.2	2.71×10^{-05}	9866	6.7	34.99
2009/6/11	4.10	168.2	2.71×10^{-05}	15697	4.3	35.06
2009/7/14	4.19	57.8	2.71×10^{-05}	14800	4.72	35.13
2009/8/19	4.29	148.8	2.71×10^{-05}	16145	7.03	35.25
2009/9/23	4.39	50.6	2.71×10^{-05}	15697	5.58	35.33
2009/10/20	4.46	486.8	2.71×10^{-05}	12109	7.01	35.42

註：「-」表無檢測數據

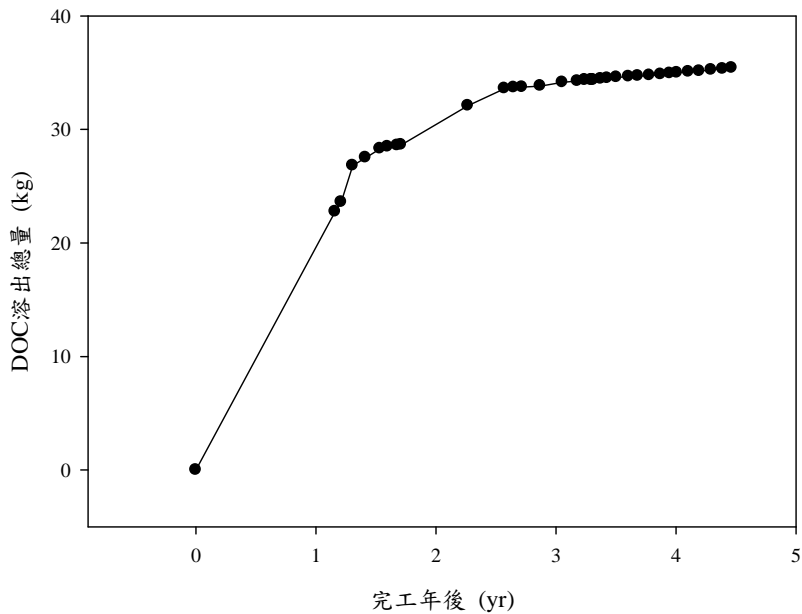


圖 4-3-8 現場監測滲出水中有機物溶出累積總量估算

4.3.6.2 重金屬溶出比例

根據雨量入滲估算與監測所得之滲出水中重金屬濃度，計算出現場監測道路底渣再利用材料中重金屬溶出總量，如表 4-3-3 所示，並以實驗室中王水消化法所得之底渣再利用材料之重金屬量為依據（參照第 4.1 節，表 4-1-2），進一步計算於現場監測道路中底渣再利用材料中重金屬溶出總量之比例，如表 4-3-4 所示，用以輔助再利用材料利用可行性之評估。

由表 4-3-4 中滲出水各重金屬溶出累積總量比例可看出，As 有最大溶出比例，約有 2.87%，Cd 次之，約有 1.52%。而由圖 4-3-9 可看出，除 Zn 及 Ba 外，其於重金屬皆無明顯累積增加之趨勢。將 Ba 及 Zn 納入為檢測項目後，可發現 Ba 之溶出累積趨勢較 Zn 緩和許多，但仍有微幅上升之趨勢。Zn 自納入檢測項目後，其濃度明顯高於其於檢測項目，且其溶出累積量呈現快速增加之趨勢，且至目前為止仍無明顯趨緩趨勢，雖於毒性溶出標準中 Zn 已無列管，但近年滲出水中 Zn 溶出濃度超過「地面水體分類及水質標準—保護人體健康相關環境基準」之規範。然而 Zn 於滲出水中之溶出總量僅佔原底渣再利用材料之 0.08%，且滲出水中 Zn 之濃度可能有外部來源，如先前所提及由輪胎殘留所造成。造成 Zn 濃度增加之可能性，仍值得進一步進行探討。

鑒於 As 具最大溶出比例，未來於底渣再利用之前處理，應加強固定 As，除了原先使用磷酸固定再利用材料中的金屬外，可考慮加入硫酸鐵作為固定劑，但因三價鐵會還原成二價鐵，故硫酸鐵無法有效長時間固定還原性砷，另外亦可參照美國專利所公告第 USA 2001/0048852 A1 號專利(Tichanen, 2001)，以加入氧化還原控制試劑、pH 控制試劑、吸附 As 或與 As 共沉降之試劑，使 As 以較高之氧化態存在，降低 As 之移動性，以達控制 As 溶出行為。於該專利中所提之試驗範例中，在每公斤含有 10100 mg 砷的乾土，未經處理前其 TCLP 溶出試驗所溶出之 As 濃度為 290 mg/L，然而，經分別加入 5% (wt) 過錳酸鉀作為氧化還

原控制劑，氧化鎂作為 pH 控制劑，硫酸鐵作為吸附及共沉降劑處理後，可將 As 溶出大幅降低至 1.1 mg/L。



表 4-3-3 累積雨量與雨水滲入量及重金屬累積溶出量估算表

採樣點日期 (年/月/日)	距完工 年後 (yr)	前後採 樣點之 累積雨 量 (mm)	雨水入滲 流量 (m ³ /s)	雨水滲入 量 (L)	重金屬累積溶出量							
					As (g)	Ba (g)	Cd (g)	Cr (g)	Cu (g)	Pb (g)	Se (g)	Zn (g)
2006/7/2	1.16	4274.1*	6.78×10 ⁻⁰⁵	474262	23.71	0.00	18.50	2.85	0.00	15.65	0.00	0.00
2006/7/21	1.21	105.7*	6.78×10 ⁻⁰⁵	21303	23.82	0.00	18.50	2.85	0.00	15.65	0.00	0.00
2006/8/25	1.31	129.8	6.78×10 ⁻⁰⁵	39242	23.98	0.00	18.50	2.85	0.00	15.65	0.00	0.00
2006/10/3	1.41	433.6	6.78×10 ⁻⁰⁵	43726	24.33	0.00	18.50	2.85	0.00	15.65	0.00	0.00
2006/11/16	1.53	78.2	6.78×10 ⁻⁰⁵	49332	27.58	0.00	20.91	7.43	0.00	19.65	0.00	0.00
2006/12/9	1.60	280.8	6.78×10 ⁻⁰⁵	25787	29.08	0.00	22.18	9.88	0.00	21.30	0.00	0.00
2007/1/7	1.68	501.2	6.78×10 ⁻⁰⁵	32514	30.96	0.00	23.77	12.87	0.00	22.34	0.00	0.00
2007/1/19	1.71	199.4	6.78×10 ⁻⁰⁵	13454	31.78	0.00	24.43	14.06	0.00	22.75	0.00	0.00
2007/8/10	2.27	1555*	6.78×10 ⁻⁰⁵	182081	31.78	11.47	24.43	14.06	13.47	22.75	0.00	0.00
2007/11/29	2.57	1263.4	5.41×10 ⁻⁰⁵	99561	32.08	43.53	24.63	14.36	28.51	23.55	0.80	0.00
2007/12/27	2.65	97.8*	5.41×10 ⁻⁰⁵	25115	32.13	54.23	24.63	14.36	28.78	23.95	0.80	0.00
2008/1/22	2.72	91	5.41×10 ⁻⁰⁵	23321	32.20	55.07	24.63	14.36	29.39	23.95	0.80	0.00
2008/3/17	2.87	589.4	5.41×10 ⁻⁰⁵	49332	32.30	55.07	24.63	14.80	30.87	25.04	0.80	0.00
2008/5/23	3.05	421.8	5.41×10 ⁻⁰⁵	45072	32.30	58.85	25.03	14.80	30.87	25.53	1.20	143.60
2008/7/8	3.18	380.2	4.06×10 ⁻⁰⁵	30945	32.30	61.33	25.28	14.80	30.87	25.78	1.42	170.80
2008/7/31	3.24	166.2*	4.06×10 ⁻⁰⁵	15472	32.30	62.94	25.42	14.80	30.87	26.06	1.70	184.03
2008/8/19	3.29	8.8	4.06×10 ⁻⁰⁵	12782	32.30	62.94	25.42	14.80	30.87	26.06	1.70	184.03
2008/8/25	3.31	0.8*	4.06×10 ⁻⁰⁵	4036	32.30	62.94	25.42	14.80	30.87	26.06	1.70	184.03

採樣點日期 (年/月/日)	距完工 年後 (yr)	前後採 樣點之 累積雨 量 (mm)	雨水入滲 流量 (m ³ /s)	雨水滲入 量 (L)	重金屬累積溶出量							
					As (g)	Ba (g)	Cd (g)	Cr (g)	Cu (g)	Pb (g)	Se (g)	Zn (g)
2008/9/17	3.37	604.3*	4.06×10 ⁻⁰⁵	15472	32.44	63.76	25.42	14.80	31.09	26.06	1.70	195.06
2008/10/7	3.43	301.2	4.06×10 ⁻⁰⁵	13454	32.66	65.17	25.42	14.80	31.09	26.06	1.70	205.51
2008/11/4	3.50	185.6	4.06×10 ⁻⁰⁵	18836	32.92	65.51	25.42	14.80	31.09	26.06	1.70	215.12
2008/12/11	3.61	223	4.06×10 ⁻⁰⁵	24890	32.92	67.03	25.42	14.80	31.14	27.01	1.70	240.43
2009/1/8	3.68	227.2	4.06×10 ⁻⁰⁵	18836	32.92	68.65	25.42	14.80	31.14	27.01	1.70	246.97
2009/2/12	3.78	325	4.06×10 ⁻⁰⁵	23545	32.92	70.56	25.42	14.80	31.14	27.01	1.70	254.60
2009/3/18	3.87	303.2	4.06×10 ⁻⁰⁵	22872	32.92	71.93	25.42	14.80	31.14	27.01	1.70	289.48
2009/4/15	3.95	102	4.06×10 ⁻⁰⁵	18836	32.92	73.59	25.42	14.80	31.14	27.01	1.70	311.05
2009/5/7	4.01	83.2	2.71×10 ⁻⁰⁵	9866	32.92	74.33	25.42	14.80	31.14	27.01	1.70	314.89
2009/6/11	4.10	168.2	2.71×10 ⁻⁰⁵	15697	32.92	74.83	25.42	14.80	31.14	27.01	1.70	322.57
2009/7/14	4.19	57.8	2.71×10 ⁻⁰⁵	14800	32.92	75.78	25.42	14.80	31.14	27.01	1.70	332.20
2009/8/19	4.29	148.8	2.71×10 ⁻⁰⁵	16145	33.49	76.27	25.42	14.80	31.14	27.13	1.70	335.34
2009/9/23	4.39	50.6	2.71×10 ⁻⁰⁵	15697	33.49	78.04	25.42	14.80	31.42	27.13	1.70	344.65
2009/10/20	4.46	486.8	2.71×10 ⁻⁰⁵	12109	33.49	78.82	25.42	14.80	31.49	27.13	1.70	352.50

註：*無監測數值，採用淡水及基隆監測站之數據平均值代替。

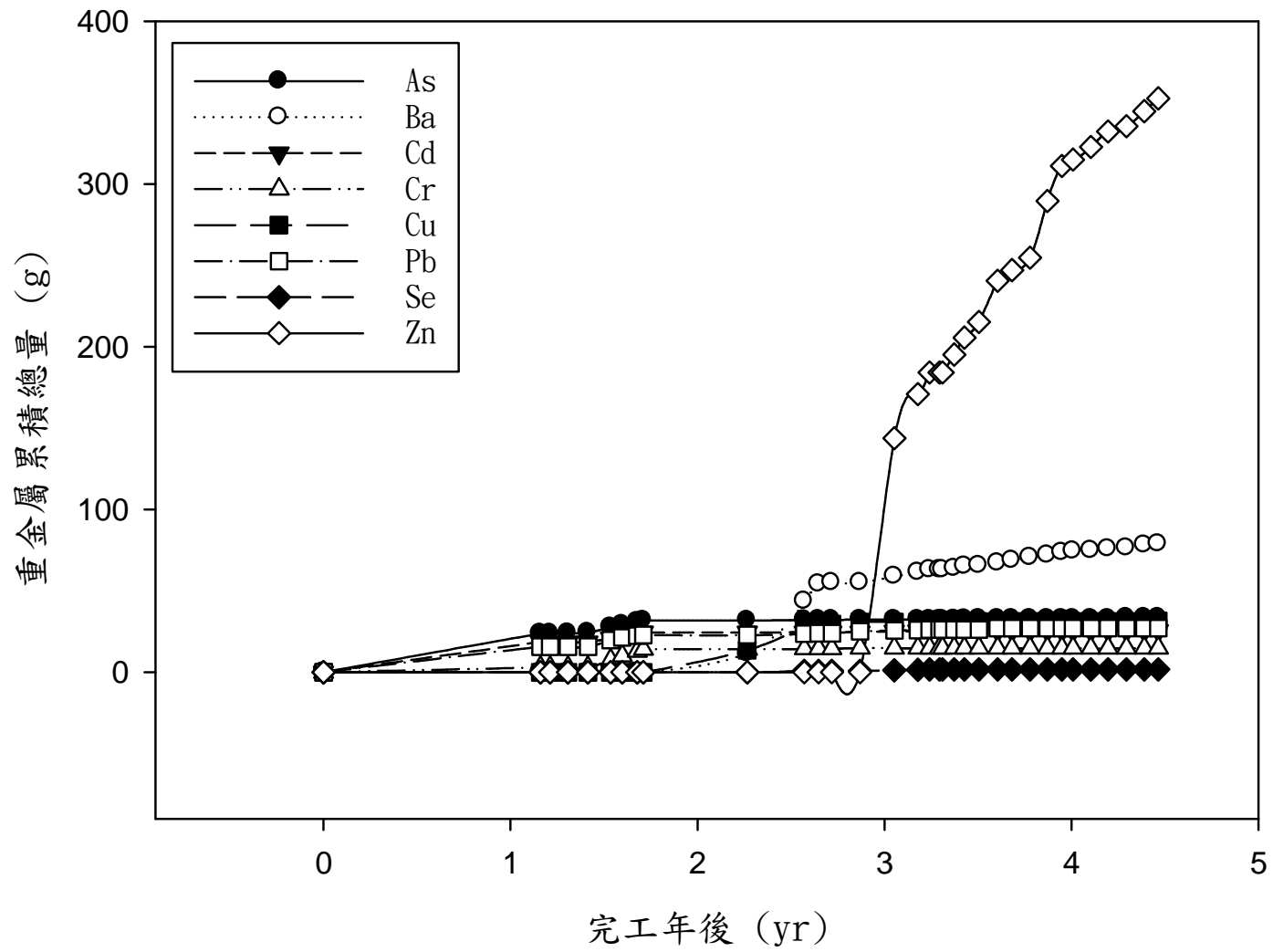
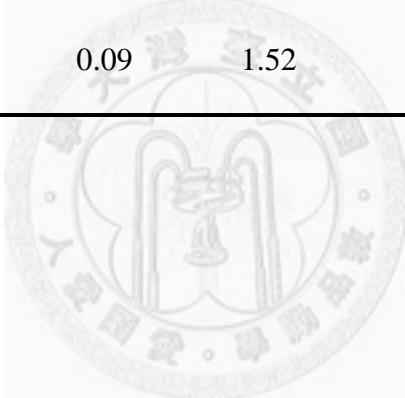


圖 4-3-9 現場監測滲出水中重金屬估算累積總量

表 4-3-4 現場監測滲出水中各重金屬溶出累積總量比例

D 路段底渣再利用材料總重=232875 kg	重金屬檢測項目							
	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
底渣再利用材料中原有重金屬 (王水消化) (mg/kg)	5.02	382.53	7.17	106.60	2628.96	426.10	21.83	1948.64
實驗總重 (g)	1169.03	89082.45	1669.71	24825.25	612219.84	99228.81	5082.89	453790.32
試驗道路滲出水重金屬溶出累積總量 (g)	33.49	78.82	25.42	14.80	31.49	27.13	1.70	352.50
試驗道路滲出水重金屬溶出累積總量與底渣 再利用材料中原有重金屬之比例 (%)	2.87	0.09	1.52	0.06	0.01	0.03	0.03	0.08



第五章 結論與建議

5.1 底渣再利用材料基本特性及酸洗測試

底渣再利用材料基本特性研究部份，測得其含水率約為約為 17%，灼燒減量約為 3.8%；TCLP 測試結果中 Zn 於三廠底渣中皆有最高的溶出濃度，平均濃度約為 25.4 mg/L，但目前法規未針對 Zn 溶出濃度有所規定，溶出濃度其次為 Cu，平均濃度約為 3.2 mg/L，其數值仍低於法規標準 15 mg/L，其餘重金屬檢測項目均無超過毒性溶出試驗法規之限制標準。由底渣再利用材料重金屬含量分析可見其本身所含之 Cu (2629 mg/kg) 及 Zn (1949 mg/kg) 量較其他重金屬高，可能導致 TCLP 檢測結果中 Cu 及 Zn 有較高之溶出濃度。於所有檢測樣品中，沒有單一樣品之檢測結果超出 TCLP 之法規標準，故可推測對於底渣再利用材料中之重金屬穩定化具有一定之成效。

底渣再利用材料重金屬含量分析部分，重金屬含量以 Cu 及 Zn 為最多，其次為 Ba、Pb、Cr 及 Se。其中以樹林焚化廠之 Cu 含量最高，含量約為 3136.2 mg/kg，其值高出八里廠之 Cu 含量約 1.67 倍，而三廠平均含量為 2628.96 mg/kg，Zn 於三廠底渣中之含量較為平均，含量範圍為 1900.9~1977.6 mg/kg。三廠平均含量約為 1948.7 mg/kg，其餘重金屬依含量高低順序依序為 Pb (426.1 mg/kg)、Ba (382.5 mg/kg)、Cr (106.6 mg/kg)、Se (21.8 mg/kg)、Cd (7.2 mg/kg) 及 As (5.0 mg/kg)。

對照 TCLP 溶出試驗結果及重金屬含量檢測結果發現，底渣再利用材料中 Cu 及 Zn 含量分別約為 2628.96 mg/kg 及 1948.65 mg/kg，兩者含量相當。然而於 TCLP 溶出試驗結果顯示 Cu 溶出濃度約為 3.2 mg/L，僅為 Zn 溶出濃度(25.4 mg/L) 之 12.6%，可推測該穩定化處理程序對於 Cu 具有較佳的處理效率。

針對九個不同時間點出廠之新店、樹林及八里三廠底渣進行酸洗之溶解性有

機碳及重金屬溶出試驗，藉由增加採集樣品個數，以降低底渣之非均質性所造成之差異。有機碳溶出測試結果，於液固比為 20 時，單位重底渣再利用材料可溶之 DOC 量為最多，換言之，於液固比為 20 時，相同體積之酸洗液有較佳的酸洗效率，且為相同液固比之水洗方式高約 1.6 倍；另外，酸洗與水洗效率之比值隨液固比增加而增高，相當於液固比越高時，酸洗對於溶解性有機碳之溶出效率與水洗之差異越大。於重金屬溶出部分，主要溶出之重金屬為 Zn、Cu 及 Ba，而 Pb 及 Cr 有微量溶出。當液固比為 20 時，有相對大量之 Zn 溶出，但無 Ba 及 Cu 之溶出；於液固比為 10 及 5 時，主要溶出之重金屬為 Ba 及 Cu，而 Zn 之溶出濃度卻低於液固比為 20 時溶出。

5.2 再利用場址環境監測

自 2005 年五月道路建立至 2009 年 10 月，期間之監測時程已 4 年多，表面逕流水及地下水於 pH 值、導電度、氯鹽及溶解性有機碳部分之各項數值皆無明顯改變；與滲出水之數據加以比較，雖然某些採樣點有偏高之數值，但整體可見滲出水之數值有降低趨緩之表現，配合地下水以及表面逕流水之數據，可推測該場址應無顯著環境污染之虞。依據各水體重金屬檢測結果顯示，除表面逕流及滲出水之 Zn 濃度於檢測期間有持續增高之趨勢外，其餘檢測項目於監測期間皆呈穩定狀態。然而，Zn 濃度增高之原因可能受先前所提及，輪胎中的 Zn 殘留於路面所造成之影響。各項監測數值說明如下：

表面逕流水 pH 值維持在 6.06~8.69 之中性範圍內，DOC 濃度監測部分除於距完工後 4.39 年（2009/9/23）採樣點之數值高達 6.96 mg/L 外，其於數值介於 0.6~4.2 mg/L 之間，氯鹽濃度則介於 0.54~45 mg/L 之間，而重金屬部份除 Zn 於檢測期間有濃度增加現象外，其餘重金屬溶出皆屬於微量，或未檢出，而 Zn 濃度增加，推測可能原因與路面車輛活動頻繁有關。

滲出水監測部分，pH 值於道路建設完成時 8.66 下降至完工年後第三年末偏

酸性 (pH 最低約達 6)，爾後於第四年 pH 值逐漸回升至中性偏鹼，由以上之現象，可推測該場址已達穩定(Dabo et al., 2009)。於完工初期 (完工後 1.3 年) DOC 濃度介於 48~82mg/L 之間，且最高值發生於完工後 1.31 年 (2006/8/25)，於完工後 1.41~1.53 年即大幅降低至 16 mg/L，爾後濃度範圍則在 1.9~7.0 mg/L 之間，除 2007/8/10、2007/11/29 兩個採樣點仍測得較高濃度，然而監測期間之最末年之數值皆約於 4.5 mg/L 上下微幅震盪。氯鹽則由第一年之 550~2199 mg/L 降至 34~220 mg/L，惟 2006 年 8/25 係因當年 7 月所進行集水井工程所造成之偏高數值，而 2006/7/6、2007/8/10 則推測可能因為較長時間未採樣，當滿瓶溢流時，氯鹽較不易經由上方排水管排出所導致；於導電度部分，其最高值為 7320 $\mu\text{s}/\text{cm}$ ，發生於完工後 1.39 年，與 DOC 及氯鹽最高濃度發生時間點相同，推測此時可能是對於環境具有最大衝擊之時間點，但導電度於之後的三個月內隨即降至 1083~1669 $\mu\text{s}/\text{cm}$ 之間，且隨時間日趨穩定。重金屬部份，除 Zn 外，其於重金屬溶出大致上屬於 ppb 等級，應屬於微量溶出。Zn 於監測期間濃度增加之可能原因，推測係由路面上方車輛往來頻繁導致表面逕流水含 Zn 濃度增加，而 Zn 隨表面逕流滲透經透水瀝青後於滲出水部分被檢出。另外，於估算底渣再利用材料中金屬溶出總量之比例，以 As 為最高，有 2.87% 之溶出量，建議可參考美國專利公告第 USA 2001/0048852 A1 號專利申請(Tichanen, 2001)，以加入氧化還原控制試劑、pH 控制試劑、吸附 As 或與 As 共沉降之試劑，增加 As 之固定性。

地下水 pH 值範圍為 6.26~8.40 之間，DOC 濃度除完工後 3.05 年 (2008/5/23) 其值高達 7.7 mg/L 外，其餘範圍為 0.68~5.9 mg/L，且近一年濃度變化僅在 0.68~2 mg/L 之間，且數值多落於 2 mg/L 左右，呈現穩定狀態，而氯鹽濃度範圍為 4.66~57 mg/L，惟距完工後 3.95 年 (2009/4/15) 採樣點之濃度高達 100.5 mg/L，重金屬檢測部份亦屬於 ppb 等級或未檢出。

表面逕流水、滲出水及地下水之各項檢測數值，皆有趨於穩定之趨勢，除表面逕流水及滲出水中重金屬 Zn 濃度有部分超過所選之水質參照標準外，比較三

者水體間之其餘各項檢測項目顯示，該底渣再利用場址應無顯著污染之虞。

5.3 工作內容與方法建議

目前對於底渣再利用材料之再利用規範係依循「一般廢棄物—垃圾焚化場焚化底渣再利用管理方式」，其中對於環境影響方面之規定，除針對毒性溶出試驗 (TCLP) 及距飲用水、地下水等之距離作規範外，於有機物部分僅針對戴奧辛含量作限制，並無對其他有機碳型態作規範。然而，底渣中所含之有機物之型態不單只以戴奧辛之型態存在，於蔡氏之研究中發現再利用材料經水洗後有具食入性毒性之 triphenylphosphine oxide 溶出(蔡善潔, 2009)，且底渣中亦被證實含有苯二甲酸及類固醇等化學物質(Dugenest et al., 1999)。根據本研究中對於底渣再利用材料水洗及鹽酸酸洗試驗結果顯示，底渣再利用料中經過酸洗程序可溶出較高量之溶解性有機碳，故建議可藉由鹽酸酸洗評估底渣再利用材料內之有機碳含量，並加以限制，避免大量有機碳於底渣再利用時，與自然環境直接接觸，進入自然環境中。

該試驗道路場址自 2005 年 5 月建造起至 2009 年 10 月，期監測時程已有四年多，於現場監測之各項數值顯示，該場址近期已達穩定狀態，無持續密集監測之必要，可降低採樣頻率，如每季或每年監測一次，作為長期環境影響之評估。於監測時程方面，根據國外相似之底渣再利用場址之監測結果發現，底渣再利用場址於監測兩年後，場址滲出水中之 pH 值、主要元素（如：Ca、Na 及 Cl）、Al 及其他重金屬（如：Cu、Pb、Zn）等數值，皆已趨近十年後之監測數值(Dabo et al., 2009)，由於本研究之再利用場址於監測期間因故進行滲出水集水井之再次施工，施工期間為 2007/1/19~2007/8/10，無法有效推斷該場址之穩定時間，但可見於施工完成後，再經三次採樣（2007/8/10、2007/11/29、2007/12/27）排除於施工期間部分殘留物質濃度，爾後滲出水之各項監測數值即呈現穩定之狀態，故推測該場址於完工 3 年後呈現穩定狀態，與 Ore 等學者之研究結果亦相符(Ore et al., 2007)。

現場監測方法方面，若於未來有相似之實場設置，應於當地未使用底渣再利用材料之路段，增設一地下水井及滲出水收集井，以作為水質之參考背景值；另外應增設一有效雨水之蒐集及保存設備，作為表面逕流水水質之參照，並可依循表面瀝青之透水係數計算入滲量，惟透水瀝青鋪設於路面後，經時間累積及上方人為活動，其透水性有下降且不均之現象，若改以透水磚鋪設將可維持長期透水性，以利長期之入滲量計算，或於滲出水收集井部分加裝一流量計，有助量化重金屬、有機碳及氯鹽等溶出總量，更能有效掌握該場址之動態。亦可參照國外底渣再利用材料鋪設道路之監測，以生物性試驗作為實場環境毒性指標(Ore et al., 2007)。



參考文獻

- ABERG, A., KUMPIENE, J. & ECKE, H. 2006. Evaluation and prediction of emissions from a road built with bottom ash from municipal solid waste incineration (MSWI). *Science of the Total Environment*, 355, 1-12.
- BRUDER-HUBSCHER, V., LAGARDE, F., LEROY, M. J. F., COUGHANOWR, C. & ENGUEHARD, F. 2001. Utilisation of bottom ash in road construction: evaluation of the environmental impact. *Waste Management & Research*, 19, 545-556.
- CRANNELL, B. S., EIGHMY, T. T., KRZANOWSKI, J. E., EUSDEN, J. D., SHAW, E. L. & FRANCIS, C. A. 2000. Heavy metal stabilization in municipal solid waste combustion bottom ash using soluble phosphate. *Waste Management*, 20, 135-148.
- DABO, D., BADREDDINE, R., DE WINDT, L. & DROUADAINE, I. 2009. Ten-year chemical evolution of leachate and municipal solid waste incineration bottom ash used in a test road site. *Journal of Hazardous Materials*, 172, 904-913.
- DUGENEST, S., CASABIANCA, H. & GRENIER-LOUSTALOT, M. F. 1999. Municipal solid waste incineration bottom ash: Physicochemical characterization of organic matter. *Analisis*, 27, 75-81.
- FERRARI, S., BELEVI, H. & BACCINI, P. 2002. Chemical speciation of carbon in municipal solid waste incinerator residues. *Waste Management*, 22, 303-314.
- FORRESTER, K. E. 2009. *Method for stabilization of heavy metals in incinerator bottom ash and odor control with dicalcium phosphate dihydrate powder*.
- FORTEZA, R., FAR, M., SEGUI, C. & CERDA, V. 2004. Characterization of bottom ash in municipal solid waste incinerators for its use in road base. *Waste Management*, 24, 899-909.
- FREYSSINET, P., PIANTONE, P., AZAROUAL, M., ITARD, Y., CLOZEL-LELOUP, B., GUYONNET, D. & BAUBRON, J. C. 2002. Chemical changes and leachate mass balance of municipal solid waste bottom ash submitted to weathering. *Waste Management*, 22, 159-172.
- GUIMARAES, A. L., OKUDA, T., NISHIJIMA, W. & OKADA, M. 2005. Chemical extraction of organic carbon to reduce the leaching potential risk from MSWI bottom ash. *Journal of Hazardous Materials*, 125, 141-146.
- HJORTENKRANS, D. S. T., BERGBACK, B. G. & HAGGERUD, A. V. 2007. Metal emissions from brake linings and tires: Case studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005. *Environmental Science & Technology*, 41, 5224-5230.
- JOHNSON, C. A., KAEPPELI, M., BRANDENBERGER, S., ULRICH, A. &

- BAUMANN, W. 1999. Hydrological and geochemical factors affecting leachate composition in municipal solid waste incinerator bottom ash Part II. The geochemistry of leachate from Landfill Lostorf, Switzerland. *Journal of Contaminant Hydrology*, 40, 239-259.
- KIM, S. Y., MATSUTO, T. & TANAKA, N. 2003. Evaluation of pre-treatment methods for landfill disposal of residues from municipal solid waste incineration. *Waste Management & Research*, 21, 416-423.
- MA, Q. Y., LOGAN, T. J. & TRAINA, S. J. 1995. Lead immobilization from aqueous solutions and contaminated soils using phosphate rocks. *Environmental Science & Technology*, 29, 1118.
- MA, Q. Y., TRAINA, S. J., LOGAN, T. J. & RYAN, J. A. 1993. IN-SITU LEAD IMMOBILIZATION BY APATITE. *Environmental Science & Technology*, 27, 1803-1810.
- MEIMA, J. A. & COMANS, R. N. J. 1999. The leaching of trace elements from municipal solid waste incinerator bottom ash at different stages of weathering. *Applied Geochemistry*, 14, 159-171.
- MEIMA, J. A., VAN ZOMEREN, A. & COMANS, R. N. J. 1999. Complexation of Cu with dissolved organic carbon in municipal solid waste incinerator bottom ash leachates. *Environmental Science & Technology*, 33, 1424-1429.
- MIZUTANI, S., SAKAI, S.-I. & TAKATSUKI, H. 2000. Leaching behaviours of heavy metals from MSWI residues and Pb adsorption onto the residues under alkaline conditions. *Waste materials in construction Elsevier Science Ltd.*, 726-732.
- NRIAGU, J. 1984. Formation and stability of base metal phosphates in soils and sediments. In: Nriagu JO, Moore PB, editors., 318-329.
- ORE, S., TODOROVIC, J., ECKE, H., GRENNBERG, K., LIDELOW, S. & LAGERKVIST, A. 2007. Toxicity of leachate from bottom ash in a road construction. *Waste Management*, 27, 1626-1637.
- TICHANEN, A. K. C. L. D. 2001. Stabilization of Arsenic-Contaminated Materials. *United States Patent Application Publication*, 2001/0048852 A1.
- VEHLOW, J. 1996. Municipal solid waste management in Germany. *Waste Management*, 16, 367-374.
- WILES, C. C. 1996. Municipal solid waste combustion ash: State-of-the-knowledge. *Journal of Hazardous Materials*, 47, 325-344.
- 吳佩勳 2007. 都市焚化底渣再利用於鋪面工程及現地環境監測. 國立台灣大學環境工程學研究所碩士論文.
- 李釗, 江少峰, 郭文田 1997. 垃圾焚化灰渣作為混凝土細骨材之可行性研究. *中國環境工程學刊*, 7, 289-296.

- 張蕙蘭 2003. 國外焚化底渣再利用介紹. *永續產業發展雙月刊*, 12, 55-64.
- 陳韋伶 2004. 不同焚化廠底渣物化性質比較分析. *國立中央大學土木工程研究所碩士論文*.
- 蔡善潔 2009. 底渣實場應用之監測與半揮發性有機物檢測. *國立台灣大學環境工程學研究所碩士論文*.
- 盧宥宇 2008. 焚化底渣再利用於道路工程之長期環境監測. *國立台灣大學環境工程學研究所碩士論文*.



附錄

附錄表一 底渣再利用材料基本特性—含水率及灼燒減量

含水率：

批次	來源		
	新店	樹林	八里
A	14.4%	9.5%	16.9%
B	18.2%	15.8%	14.9%
C	19.4%	19.8%	18.1%
D	17.3%	18.0%	18.7%
E	17.7%	18.6%	17.2%
F	17.0%	17.1%	18.9%
G	18.1%	18.2%	19.5%
H	16.5%	16.6%	18.1%
I	17.9%	16.9%	17.5%
Ave.	17.4%	16.7%	17.7%
Std.	1.4%	2.9%	1.4%

灼燒減量

批次	來源		
	新店	樹林	八里
A	2.3%	4.7%	3.8%
B	3.4%	3.5%	3.0%
C	3.8%	3.3%	4.0%
D	4.1%	3.0%	3.1%
E	3.8%	3.3%	3.3%
F	3.4%	3.7%	9.1%
G	3.1%	4.0%	4.4%
H	3.7%	4.0%	3.8%
I	3.5%	4.0%	3.7%
Ave.	3.5%	3.7%	4.3%
Std.	0.5%	0.5%	1.9%

附錄表二 底渣再利用材料 TCLP 試驗

新店焚化廠

批次	檢測項目 (mg/L)							
	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
B	0.005	0.528	0.009	N.D.	3.290	0.021	N.D.	60.228
C	N.D.	0.515	0.000	N.D.	2.156	0.006	N.D.	17.388
D	N.D.	0.549	0.021	N.D.	2.809	0.010	N.D.	33.928
E	N.D.	0.524	0.023	N.D.	3.446	0.011	N.D.	38.518
F	0.005	0.503	0.005	N.D.	3.538	0.015	N.D.	15.866
G	0.010	0.483	0.000	N.D.	3.347	0.006	N.D.	20.380
H	0.006	0.463	0.003	N.D.	3.137	0.000	N.D.	24.583
I	0.006	0.518	0.020	N.D.	3.024	0.000	N.D.	29.105
Ave	0.004	0.510	0.010	N.D.	3.093	0.008	N.D.	29.999
Std	0.004	0.027	0.010	N.D.	0.446	0.007	N.D.	14.556

註：N.D.表低於偵測極限

八里焚化廠

批次	檢測項目 (mg/L)							
	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
B	0.014	0.721	0.034	N.D.	4.745	0.121	N.D.	40.385
C	0.000	0.632	0.019	N.D.	2.585	N.D.	0.025	22.013
D	N.D.	0.629	0.020	N.D.	2.329	N.D.	0.017	15.220
E	N.D.	0.598	0.013	N.D.	3.560	N.D.	0.023	25.705
F	0.007	0.512	0.052	N.D.	3.662	N.D.	N.D.	26.585
G	0.009	0.492	0.000	N.D.	2.500	N.D.	N.D.	14.248
H	0.007	0.560	0.000	N.D.	3.298	0.099	N.D.	19.266
I	0.006	0.531	0.086	N.D.	3.578	0.054	N.D.	23.646
Ave	0.005	0.584	0.028	—	3.282	0.034	0.008	23.383
Std	0.005	0.076	0.029	—	0.798	0.051	0.011	8.226

註：N.D.表低於偵測極限

樹林焚化廠

批次	檢測項目 (mg/L)							
	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
B	0.007	0.686	0.011	N.D.	2.991	0.009	N.D.	22.105
C	N.D.	0.509	N.D.	N.D.	2.527	0.012	N.D.	13.002
D	N.D.	0.656	N.D.	N.D.	2.899	0.005	N.D.	21.798
E	N.D.	0.577	N.D.	N.D.	2.190	0.000	N.D.	15.838
F	0.007	0.512	0.052	N.D.	3.662	0.000	N.D.	26.585
G	0.008	0.603	0.009	N.D.	4.011	0.005	N.D.	22.085
H	0.007	0.551	0.009	N.D.	3.113	0.081	N.D.	23.517
I	0.004	0.588	0.013	N.D.	3.979	0.013	N.D.	37.177
Ave	0.004	0.585	0.012	—	3.171	0.016	—	22.763
Std	0.004	0.063	0.017	—	0.664	0.027	—	7.251

註：N.D.表低於偵測極限



附錄表三 底渣再利用材料重金屬含量(蔡善潔, 2009)

新店焚化廠

批次	檢測項目 (mg/L)							
	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
2008/3/3	9.70	318.78	6.99	127.56	3717.94	407.41	26.29	2279.82
2008/2/23	4.82	398.79	6.62	75.87	3458.67	468.07	29.47	2333.79
2009/2/5	6.66	391.95	6.57	110.69	1797.04	653.53	25.79	1927.26
2009/2/5	7.26	358.78	6.81	101.71	3588.30	437.79	27.88	2306.81
A	2.72	900.08	0.18	116.60	2230.27	N.D.	17.01	1743.45
B	3.24	410.44	0.00	81.50	2451.11	328.30	18.83	1213.72
Ave	5.73	463.14	4.53	102.32	2873.89	382.52	24.21	1967.47
Std	2.65	216.63	3.44	20.22	814.54	216.19	5.08	439.74

八里焚化廠

批次	檢測項目 (mg/L)							
	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
2008/3/3	4.55	341.64	7.60	102.12	1737.76	511.06	24.33	3646.91
2008/2/23	5.04	353.91	7.52	109.90	2542.71	1018.20	23.04	2127.06
2009/2/5	4.79	347.78	7.56	106.01	2140.23	764.63	23.68	2886.99
A	2.77	164.73	1.57	84.42	1985.94	N.D.	19.78	N.D.
B	2.25	412.38	0.00	76.81	977.19	207.99	7.41	1226.96
Ave	3.88	324.09	4.85	95.85	1876.77	500.38	19.65	1977.58
Std	1.25	94.42	3.40	33.47	677.29	385.03	8.68	1419.94

樹林焚化廠

批次	檢測項目 (mg/L)							
	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
2008/3/3	5.47	393.34	7.41	105.16	1635.38	896.65	24.73	2185.88
2008/2/23	7.85	390.56	5.72	116.22	1958.71	410.41	26.85	1668.64
A	3.66	167.51	34.14	122.82	7847.91	N.D.	23.44	2472.79
B	4.84	490.05	1.25	142.35	1102.92	274.59	11.46	1276.23
Ave	6.04	281.24	12.96	149.69	10527.89	545.83	27.70	2435.22
Std	1.89	161.98	11.72	45.85	18498.92	380.85	10.84	965.45

註：N.D.表低於偵測極限

附錄表四 酸洗與水洗對於再利用材料之 DOC 溶出試驗

		水 洗							
		L/S=5		L/S=10			L/S=20		
底渣來源	底渣再利用材料重 (g)	DOC 溶出量 (mg/L)	單位底渣 DOC 溶出量 (mg DOC/g Ash)	底渣再利用材料重 (g)	DOC 溶出量 (mg/L)	單位底渣 DOC 溶出量 (mg DOC/g Ash)	底渣再利用材料重 (g)	DOC 溶出量 (mg/L)	單位底渣 DOC 溶出量 (mg DOC/g Ash)
新店	20.094	114.52	0.57	10.022	64.67	0.65	5.022	34.51	0.69
	20.099	121.05	0.60	10.0474	72.42	0.72	5.107	35.02	0.69
	20.034	110.78	0.55	10.094	65.78	0.65	5.033	41.86	0.83
八里	20.044	143.35	0.72	10.01	78.32	0.78	5.053	50.4	1.00
	20.04	142.56	0.71	10.012	79.14	0.79	5.059	47.76	0.94
	20.002	152.35	0.76	10.082	77.55	0.77	5.146	43.67	0.85
樹林	20.003	141.54	0.71	10.008	72.75	0.73	5.019	42.38	0.84
	19.971	138.41	0.69	10.088	77.45	0.77	5.025	40.95	0.81
	20.138	138.69	0.69	10.066	80.82	0.80	5.038	41.95	0.83

		酸 洗							
		L/S=5		L/S=10		L/S=20			
底渣來源	底渣再利用材料重 (g)	DOC 溶出量 (mg/L)	單位底渣 DOC 溶出量 (mg DOC/g Ash)	底渣再利用材料重 (g)	DOC 溶出量 (mg/L)	單位底渣 DOC 溶出量 (mg DOC/g Ash)	底渣再利用材料重 (g)	DOC 溶出量 (mg/L)	單位底渣 DOC 溶出量 (mg DOC/g Ash)
新店	19.987	153.45	0.7677	9.975	93.04	0.9327	5.059	62.58	1.237
	19.99	147.55	0.7381	10.06	98.4	0.9781	5.021	62.56	1.246
	19.996	143.35	0.7169	9.993	94.04	0.9411	4.921	58.76	1.1941
	20.006	152.35	0.7615	10.018	97.44	0.9726	5.043	58.76	1.1652
	20.01	146.85	0.7339	10.08	95.88	0.9512	5.027	61.82	1.2298
	19.987	142.5	0.713	10.082	101.12	1.003	5.065	54.66	1.0792
	20.019	146.75	0.7331	10.006	107.28	1.0722	5.014	59.32	1.1831
	20.029	152.05	0.7591	9.984	98.96	0.9912	5.022	57.48	1.1446
	20.075	134.55	0.6702	10.031	96.32	0.9602	5.044	58.74	1.1646
	20.058	152.8	0.7618	10.068	100.72	1.0004	4.995	59.74	1.196
八里	19.985	199	0.9957	10.046	116	1.1547	4.954	80.76	1.6302
	20.043	188.25	0.9392	10.075	123.88	1.2296	5.043	79.94	1.5852
	19.953	203.3	1.0189	10.065	120.48	1.197	5.042	73.18	1.4514
樹林	19.998	191.35	0.9568	10.043	138.76	1.3817	5.036	70.86	1.4071
	20.027	194.55	0.9714	10.003	154.2	1.5415	5.054	71.1	1.4068
	20.008	203.45	1.0168	10.044	135.12	1.3453	4.933	66.68	1.3517

附錄表五 不同液固比之酸洗試驗 pH 值

底渣來源	批次	液 固 比		
		L/S=5	L/S=10	L/S=20
新店	A	11.67	9.46	6.23
	B	11.54	10.14	7.01
	C	12.08	11.20	7.83
	D	11.56	10.01	6.81
	E	11.84	10.36	7.56
	F	12.03	10.84	7.67
	G	12.03	10.59	6.99
	H	11.64	10.13	6.58
	I	11.55	10.15	6.98
八里	A	11.33	9.95	7.23
	B	10.69	8.80	6.42
	C	11.97	10.60	7.22
	D	12.10	11.01	7.86
	E	11.98	10.48	7.48
	F	11.63	10.13	6.88
	G	11.67	10.23	7.17
	H	11.82	10.29	7.01
	I	11.77	10.09	6.92
樹林	A	9.01	7.28	6.08
	B	10.81	8.76	6.28
	C	12.09	11.29	8.11
	D	12.00	10.97	7.97
	E	11.94	10.70	7.39
	F	10.90	9.18	6.42
	G	11.60	10.39	7.53
	H	11.04	9.95	6.91
	I	11.50	10.01	7.41

附錄表六 不同液固比之酸洗試驗 DOC 溶出濃度及單位再利用材料 DOC 溶出量

	L/S=5		L/S=10		L/S=20		
	TOC	g TOC/g Ash	TOC	g TOC/g Ash	TOC	g TOC/g Ash	
新店	A	125.19	0.62	39.49	0.39	24.28	0.48
	B	147.22	0.74	98.32	0.98	59.44	1.18
	C	258.44	1.29	154.21	1.54	90.85	1.81
	D	148.91	0.74	134.91	1.33	93.90	1.86
	E	100.00	0.50	77.03	0.76	59.83	1.19
	F	219.31	1.10	106.28	1.06	78.48	1.56
	G	176.83	0.88	103.36	1.03	58.10	1.14
	H	163.81	0.82	122.27	1.22	65.00	1.29
	I	144.81	0.72	91.51	0.91	59.05	1.17
八里	A	134.95	0.67	83.84	0.84	52.69	1.04
	B	196.85	0.98	120.12	1.19	77.96	1.56
	C	186.15	0.93	135.44	1.35	83.52	1.66
	D	188.78	0.94	107.34	1.07	80.63	1.59
	E	212.15	1.06	129.28	1.29	84.82	1.69
	F	185.36	0.93	112.49	1.12	74.94	1.49
	G	124.30	0.62	83.74	0.84	52.23	1.04
	H	172.95	0.86	109.00	1.09	70.30	1.40
	I	133.84	0.67	94.51	0.94	59.68	1.18
樹林	A	180.57	0.90	101.86	1.01	56.28	1.12
	B	196.45	0.98	142.69	1.42	69.55	1.39
	C	242.79	1.21	137.43	1.37	91.44	1.82
	D	136.19	0.68	98.67	0.98	84.02	1.67
	E	92.75	0.46	89.83	0.89	62.59	1.24
	F	154.72	0.77	94.50	0.94	69.44	1.38
	G	203.76	1.02	128.39	1.26	84.05	1.67
	H	168.62	0.84	107.63	1.07	66.47	1.32
	I	204.43	1.02	131.61	1.30	81.61	1.63

附錄表七 再利用材料酸洗後液相樣品之重金屬濃度

		重金屬檢測項目						
L/S	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
5	0.001	0.958	N.D.	0.041	1.002	0.009	N.D.	N.D.
	N.D.	0.903	N.D.	N.D.	1.698	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.980	N.D.	N.D.	1.937	0.129	N.D.	N.D.
	N.D.	0.939	N.D.	N.D.	1.982	0.010	N.D.	N.D.
	N.D.	1.213	N.D.	N.D.	1.586	0.059	N.D.	N.D.
	N.D.	1.271	N.D.	N.D.	1.553	0.059	N.D.	N.D.
	N.D.	1.284	N.D.	N.D.	1.050	0.005	N.D.	N.D.
	N.D.	1.252	N.D.	N.D.	1.439	0.000	N.D.	N.D.
新 10 店	N.D.	1.168	N.D.	N.D.	1.087	0.000	N.D.	N.D.
	0.015	0.479	N.D.	0.0662	0.777	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.464	N.D.	N.D.	1.522333	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.685	N.D.	0.001	1.385	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.383	N.D.	0.045	1.778	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.525	N.D.	0.003	1.459	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.608	N.D.	N.D.	1.161	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.613	N.D.	N.D.	0.901	N.D.	N.D.	N.D.
20	N.D.	0.460	N.D.	0.043	1.279	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.434	N.D.	0.011	0.913	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.5234	N.D.	0.0225	0.981333	N.D.	N.D.	2.6723
	N.D.	0.387	N.D.	N.D.	0.968667	N.D.	N.D.	0.729
	N.D.	0.348	N.D.	0.022	0.940	N.D.	N.D.	0.123
	N.D.	0.446	N.D.	N.D.	1.172	N.D.	N.D.	0.996
	N.D.	0.365	N.D.	0.005	1.027	N.D.	N.D.	0.029
	N.D.	0.360	N.D.	0.002	1.069	N.D.	N.D.	0.049
N.D.	0.500	N.D.	N.D.	0.782	N.D.	N.D.	0.857	
N.D.	0.472	N.D.	N.D.	1.019	N.D.	N.D.	1.688	
N.D.	0.345	N.D.	N.D.	0.800	N.D.	N.D.	0.608	

重金屬檢測項目									
L/S	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn	
5	N.D.	0.903	N.D.	N.D.	1.9541	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	0.562	N.D.	N.D.	2.373	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	1.021	N.D.	N.D.	1.221	0.075	N.D.	N.D.	
	N.D.	0.972	N.D.	N.D.	1.355	0.050	N.D.	N.D.	
	N.D.	1.062	N.D.	N.D.	2.105	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	0.943	N.D.	N.D.	1.580	N.D.	N.D.	0.049	
	N.D.	0.702	N.D.	N.D.	1.104	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	1.074	N.D.	N.D.	1.305	N.D.	N.D.	N.D.	
八里	N.D.	0.820	N.D.	N.D.	1.111	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	0.4548	N.D.	0.067	1.661	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	0.339	N.D.	0.040	1.724	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	0.459	N.D.	N.D.	1.137	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	0.499	N.D.	N.D.	1.080	N.D.	N.D.	N.D.	
	10	N.D.	0.463	N.D.	N.D.	1.722	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.365	N.D.	0.006	1.339	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	0.390	N.D.	0.031	0.965	N.D.	N.D.	N.D.	
20	N.D.	0.423	N.D.	0.011	1.172	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	0.306	N.D.	0.037	0.970	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	0.346	N.D.	0.047	1.186	N.D.	N.D.	0.524	
	N.D.	0.489	N.D.	N.D.	1.111	N.D.	N.D.	2.534	
	N.D.	0.349	N.D.	N.D.	0.858	N.D.	N.D.	0.422	
	N.D.	0.292	N.D.	0.001	0.979	N.D.	N.D.	N.D.	
	N.D.	0.356	N.D.	0.006	1.229	N.D.	N.D.	0.126	
	N.D.	0.319	N.D.	0.002	1.091	N.D.	N.D.	1.673	
N.D.	0.363	N.D.	N.D.	0.889	N.D.	N.D.	0.886		
N.D.	0.260	N.D.	0.001	0.971	N.D.	N.D.	0.403		
0.006	0.256	N.D.	0.004	0.839	N.D.	N.D.	0.659		

重金屬檢測項目								
L/S	As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
5	N.D.	0.290	N.D.	0.177	1.405	N.D.	N.D.	N.D.
	0.011	0.542	N.D.	N.D.	2.171	N.D.	0.018	N.D.
	N.D.	0.660	N.D.	N.D.	2.049	0.107	N.D.	N.D.
	N.D.	1.074	N.D.	N.D.	1.655	0.043	N.D.	N.D.
	N.D.	1.336	N.D.	N.D.	1.564	0.023	N.D.	N.D.
	0.004	0.642	N.D.	0.006	1.256	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	1.098	N.D.	N.D.	1.724	N.D.	N.D.	N.D.
	0.016	0.840	N.D.	0.016	1.444	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.844	N.D.	N.D.	1.556	N.D.	N.D.	N.D.
樹 10 林	N.D.	0.412	N.D.	0.055	0.953	N.D.	N.D.	1.544
	0.011	0.271	N.D.	0.059	1.705	N.D.	0.027	N.D.
	N.D.	0.384	N.D.	0.473	1.385	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.589	N.D.	N.D.	1.313	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.645	N.D.	0.002	1.307	N.D.	N.D.	N.D.
	0.016	0.251	N.D.	0.060	1.082	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.441	N.D.	0.021	1.344	N.D.	N.D.	N.D.
	0.020	0.295	N.D.	0.081	1.065	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.355	N.D.	0.015	1.316	N.D.	N.D.	N.D.
20	0.000	0.618	0.040	0.000	1.279	N.D.	N.D.	11.019
	0.010	0.477	N.D.	N.D.	1.102	0.043	0.015	3.627
	N.D.	0.217	N.D.	0.007	1.286	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.359	N.D.	0.015	1.122	N.D.	N.D.	N.D.
	N.D.	0.365	N.D.	0.010	0.980	N.D.	N.D.	0.108
	0.024	0.311	N.D.	0.000	0.952	0.004	N.D.	2.355
	N.D.	0.285	N.D.	0.018	1.052	N.D.	N.D.	0.128
	0.029	0.236	N.D.	0.007	0.800	0.002	N.D.	0.563
	N.D.	0.308	N.D.	N.D.	0.965	N.D.	N.D.	0.848

附錄表八 再利用場址表面逕流水監測結果 (蔡善潔, 2009, 盧宥宇, 2008, 吳佩勳, 2007)

採樣日期	距完工 (年)	pH	導電度 (μ s/cm)	氯鹽 (mg/L)	TOC (mg/L)
2006/10/03	1.41	7.97	10	4.5	1.5
2006/11/16	1.53	7.11	229	-	2.6
2006/12/9	1.59	7.59	59.7	6.5	2.6
2007/1/7	1.67	7.63	36.4	5.0	1.1
2007/1/19	1.71	6.81	55.4	8.7	0.9
2007/8/10	2.27	-	-	19	3.1
2007/11/29	2.57	-	-	45	2.1
2007/12/27	2.65	-	-	33	3.3
2008/1/22	2.72	-	-	27	2.4
2008/3/17	2.87	-	-	39	1.1
2008/5/23	3.05	-	-	35	4.2
2008/7/8	3.18	-	-	3	2.8
2008/7/31	3.24	-	-	16	4.0
2008/8/19	3.29	-	-	-	-
2008/8/25	3.31	7.96	-	6	-
2008/9/17	3.37	7.99	17.6	2.7	1.3
2008/10/7	3.43	7.80	11.1	<0.1	0.9
2008/11/4	3.50	7.12	47.4	6	1.1
2008/12/11	3.61	7.64	31.8	4	1.2
2009/1/8	3.68	6.06	129.85	22	1
2009/2/12	3.78	7.48	621	7	1
2009/3/18	3.87	6.88	15.06	4.7	2.6
2009/4/15	3.95	5.88	20.8	10.7	0.6
2009/5/7	4.01	6.97	12	5.7	2.6
2009/6/11	4.10	5.73	69.25	0.54	2.48
2009/7/15	4.19	6.42	65.70	6.29	2.31
2009/8/19	4.29	8.69	153.35	-	3.58
2009/9/23	4.39	8.25	130.75	-	6.96
2009/10/20	4.46	6.85	107.6	-	2.5

註：「-」表無檢測數據。

附錄表九 再利用場址滲出水監測結果 (蔡善潔, 2009, 盧宥宇, 2008, 吳佩勳, 2007)

採樣日期	距完工 (年)	pH	導電度 ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	氯鹽 (mg/L)	TOC (mg/L)
2005/5	0	8.66	-	-	-
2006/7/2	1.15	8.46	5280	1350	48
2006/7/21	1.21	7.62	2570	550	39
2006/8/25	1.31	7.52	7320	2199	82
2006/10/3	1.41	6.98	1083	350	16
2006/11/16	1.53	7.64	1669	450	16
2006/12/9	1.59	7.67	1498	350	6.7
2007/1/7	1.67	7.72	422	55	3.2
2007/1/19	1.71	7.25	552	92	4.3
2007/8/10	2.27	-	-	1225	19
2007/11/29	2.57	-	-	603	15
2007/12/27	2.65	-	-	216	3.6
2008/1/22	2.72	-	-	41	2.2
2008/3/17	2.87	-	-	38	1.9
2008/5/23	3.05	-	-	33	6.8
2008/7/8	3.18	-	-	46	3.2
2008/7/31	3.24	-	-	112	6.4
2008/8/19	3.29	-	-	-	-
2008/8/25	3.31	-	-	-	-
2008/9/17	3.37	7.27	705	34	6.8
2008/10/7	3.43	6.38	989	36	5.9
2008/11/4	3.50	6.73	518	41	3.0
2008/12/11	3.61	6.03	677	124	3.1
2009/1/8	3.68	6.42	1033	220	2.3
2009/2/12	3.78	7.1	779	102	2.3
2009/3/18	3.87	6.97	147.55	64.7	3.9
2009/4/15	3.95	6.73	175.2	26.5	4.6
2009/5/7	4.01	7.03	174.1	102.7	6.7
2009/6/11	4.10	7.46	106.5	23.94	4.27
2009/7/15	4.19	7.41	487.5	87.36	4.72
2009/8/19	4.29	7.62	1002.67	-	7.03
2009/9/23	4.39	7.84	1893.5	-	5.58
2009/10/20	4.46	7.3	934.5	-	7.0

註：「-」表無檢測數據。

附錄表十 再利用場址地下水監測結果 (蔡善潔, 2009, 盧宥宇, 2008, 吳佩勳, 2007)

採樣日期	距完工 (年)	pH	導電度 (μ s/cm)	氯鹽 (mg/L)	TOC (mg/L)
2006/7/2	1.15	8.12	443	27	4.0
2006/7/21	1.21	7.61	307	25	4.5
2006/8/25	1.31	7.14	273	25	4.8
2006/10/3	1.41	6.40	258	30	2.4
2006/11/16	1.53	6.87	261	24	2.2
2006/12/9	1.59	8.33	557	27	1.7
2007/1/7	1.67	8.40	649	29	3.0
2007/1/19	1.71	7.38	765	28	3.3
2007/8/10	2.27	-	-	19	3.1
2007/11/29	2.57	-	-	45	2.1
2007/12/27	2.65	-	-	33	3.3
2008/1/22	2.72	-	-	27	2.4
2008/3/17	2.87	-	-	39	1.1
2008/5/23	3.05	-	-	27	7.7
2008/7/8	3.18	-	-	23	2.4
2008/7/31	3.24	-	-	24	7.3
2008/8/19	3.29	7.06	-	24	5.9
2008/8/25	3.31	6.82	-	22	-
2008/9/17	3.37	6.87	1240	21	3.6
2008/10/7	3.43	6.65	697	19	1.9
2008/11/4	3.50	6.53	722	22	2.1
2008/12/11	3.61	6.26	723	21	1.6
2009/1/8	3.68	6.48	1333	40	2.2
2009/2/12	3.78	6.71	1321	57	1.8
2009/3/18	3.87	6.48	171.85	10.9	2.5
2009/4/15	3.95	6.66	147.7	100.5	2.1
2009/5/7	4.01	6.63	144	20.5	2.5
2009/6/11	4.10	6.94	1241	4.66	1.3
2009/7/15	4.19	7.13	568.67	23.91	1.22
2009/8/19	4.29	7.22	569.5	-	1.85
2009/9/23	4.39	6.99	575.5	-	0.68
2009/10/20	4.46	7.02	692	-	2.45

註：「-」表無檢測數據。

附錄表十一 再利用場址表面逕流水重金屬監測結果 (蔡善潔, 2009, 盧宥宇, 2008, 吳佩勳, 2007)

採樣日期	距完工年	檢測重金屬項目							
		As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
2006/10/3	1.41	0.011	-	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-
2006/11/16	1.53	-	-	-	-	-	-	-	-
2006/12/9	1.60	0.058	-	0.049	0.082	N.D.	0.036	-	-
2007/1/7	1.68	0.059	-	0.049	0.080	N.D.	0.036	-	-
2007/1/19	1.71	0.054	-	0.048	0.058	N.D.	0.010	-	-
2007/8/10	2.27	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-
2007/11/29	2.57	N.D.	0.024	N.D.	0.006	N.D.	0.006	N.D.	-
2007/12/27	2.65	0.002	0.058	N.D.	0.004	0.005	0.027	N.D.	-
2008/1/22	2.72	0.002	0.070	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-
2008/3/17	2.87	0.004	0.142	N.D.	0.009	0.033	0.013	N.D.	-
2008/5/23	3.05	N.D.	0.148	0.008	N.D.	N.D.	0.004	0.008	0.029
2008/7/8	3.18	N.D.	0.102	0.008	N.D.	N.D.	0.004	0.001	N.D.
2008/7/31	3.24	N.D.	0.104	0.009	N.D.	N.D.	0.016	0.013	0.089
2008/8/19	3.29	-	-	-	-	-	-	-	-
2008/8/25	3.31	-	-	-	-	-	-	-	-
2008/9/17	3.37	0.007	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.216
2008/10/7	3.43	0.017	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.150
2008/11/4	3.50	0.014	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.360
2008/12/11	3.61	N.D.	0.061	N.D.	N.D.	0.002	0.038	N.D.	1.017
2008/1/8	3.68	N.D.	0.056	0.013	0.043	N.D.	0.115	N.D.	1.245
2009/2/12	3.78	N.D.	0.076	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.093
2009/3/18	3.87	N.D.	0.064	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.917
2009/4/15	3.95	N.D.	0.066	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	2.219
2009/5/7	4.01	N.D.	0.026	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	2.751
2009/6/11	4.10	N.D.	0.011	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.445
2009/7/14	4.19	N.D.	0.094	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.480
2009/8/19	4.29	0.021	0.012	N.D.	N.D.	N.D.	0.021	N.D.	0.964
2009/9/23	4.39	N.D.	0.056	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.591
2009/10/20	4.46	N.D.	0.023	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.858

註：「N.D.」表低於偵測極限，「-」表無檢測數值

附錄表十二 再利用場址滲出水重金屬監測結果 (蔡善潔, 2009, 盧宥宇, 2008, 吳佩勳, 2007)

採樣日期	距完工年	檢測重金屬項目							
		As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
2005/5/5	0.00	0.018	-	N.D.	0.008	N.D.	N.D.	-	N.D.
2006/7/2	1.16	0.050	-	0.039	0.006	N.D.	0.033	-	-
2006/7/21	1.21	0.005	-	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-
2006/8/25	1.31	0.004	-	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-
2006/10/3	1.41	0.008	-	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-	-
2006/11/16	1.53	0.066	-	0.049	0.093	N.D.	0.081	-	-
2006/12/9	1.60	0.058	-	0.049	0.095	N.D.	0.064	-	-
2007/1/7	1.68	0.058	-	0.049	0.092	N.D.	0.032	-	-
2007/1/19	1.71	0.061	-	0.049	0.088	N.D.	0.031	-	-
2007/8/10	2.27	N.D.	0.063	N.D.	N.D.	0.074	N.D.	N.D.	-
2007/11/29	2.57	0.003	0.322	0.002	0.003	0.151	0.008	0.008	-
2007/12/27	2.65	0.002	0.426	N.D.	N.D.	0.011	0.016	N.D.	-
2008/1/22	2.72	0.003	0.036	N.D.	N.D.	0.026	N.D.	N.D.	-
2008/3/17	2.87	0.002	N.D.	N.D.	0.009	0.030	0.022	N.D.	-
2008/5/23	3.05	N.D.	0.084	0.009	N.D.	N.D.	0.011	0.009	3.186
2008/7/8	3.18	N.D.	0.080	0.008	N.D.	N.D.	0.008	0.007	0.879
2008/7/31	3.24	N.D.	0.104	0.009	N.D.	N.D.	0.018	0.018	0.855
2008/8/19	3.29	-	-	-	-	-	-	-	-
2008/8/25	3.31	-	-	-	-	-	-	-	-
2008/9/17	3.37	0.009	0.053	N.D.	N.D.	0.014	N.D.	N.D.	0.713
2008/10/7	3.43	0.016	0.105	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.777
2008/11/4	3.50	0.014	0.018	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.510
2008/12/11	3.61	N.D.	0.061	N.D.	N.D.	0.002	0.038	N.D.	1.017
2008/1/8	3.68	N.D.	0.086	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.347
2009/2/12	3.78	N.D.	0.081	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.324
2009/3/18	3.87	N.D.	0.060	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.525
2009/4/15	3.95	N.D.	0.088	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.146
2009/5/7	4.01	N.D.	0.075	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.389
2009/6/11	4.10	N.D.	0.032	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.489
2009/7/14	4.19	N.D.	0.064	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.651
2009/8/19	4.29	0.036	0.031	N.D.	N.D.	N.D.	0.008	N.D.	0.195
2009/9/23	4.39	N.D.	0.113	N.D.	N.D.	0.018	N.D.	N.D.	0.593
2009/10/20	4.46	N.D.	0.064	N.D.	N.D.	0.006	N.D.	N.D.	0.648

註：「N.D.」表低於偵測極限，「-」表無檢測數值

附錄表十三 再利用場址地下水重金屬監測結果 (蔡善潔, 2009, 盧宥宇, 2008, 吳佩勳, 2007)

採樣日期	距完工年	檢測重金屬項目							
		As	Ba	Cd	Cr	Cu	Pb	Se	Zn
2005/5/5	0.00								
2006/7/2	1.16	0.037	-	0.039	0.072	ND	0.039	-	-
2006/7/21	1.21	0.014	-	ND	ND	ND	ND	-	-
2006/8/25	1.31	0.010	-	ND	0.007	ND	ND	-	-
2006/10/3	1.41	0.009	-	ND	ND	ND	ND	-	-
2006/11/16	1.53	0.057	-	0.049	0.082	ND	0.058	-	-
2006/12/9	1.60	0.053	-	0.049	0.094	N.D.	0.049	-	-
2007/1/7	1.68	0.600	-	0.049	0.084	N.D.	0.032	-	-
2007/1/19	1.71	0.056	-	0.049	0.082	N.D.	0.033	-	-
2007/8/10	2.27	N.D.	0.007	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	-
2007/11/29	2.57	0.004	0.055	N.D.	0.002	N.D.	0.013	0.009	-
2007/12/27	2.65	0.009	0.149	N.D.	0.003	0.003	0.014	0.008	-
2008/1/22	2.72	0.065	0.194	N.D.	N.D.	0.005	0.021	0.024	-
2008/3/17	2.87	0.006	N.D.	N.D.	0.008	0.030	0.013	N.D.	-
2008/5/23	3.05	N.D.	0.141	0.008	N.D.	N.D.	N.D.	0.001	N.D.
2008/7/8	3.18	N.D.	0.121	0.008	N.D.	N.D.	0.002	0.009	N.D.
2008/7/31	3.24	N.D.	0.109	0.009	N.D.	N.D.	0.009	0.011	N.D.
2008/8/19	3.29	N.D.	0.105	0.009	N.D.	N.D.	0.012	0.008	0.010
2008/8/25	3.31	N.D.	0.132	0.008	N.D.	N.D.	N.D.	0.005	0.014
2008/9/17	3.37	0.012	0.017	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.004
2008/10/7	3.43	0.017	0.045	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2008/11/4	3.50	0.020	0.030	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.430
2008/12/11	3.61	N.D.	0.061	N.D.	N.D.	0.002	0.038	N.D.	1.017
2008/1/8	3.68	N.D.	0.056	0.013	0.043	N.D.	N.D.	N.D.	1.039
2009/2/12	3.78	N.D.	0.129	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2009/3/18	3.87	N.D.	0.067	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.056
2009/4/15	3.95	N.D.	0.080	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.032
2009/5/7	4.01	N.D.	0.078	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.887
2009/6/11	4.10	N.D.	0.041	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2009/7/14	4.19	N.D.	0.049	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2009/8/19	4.29	0.033	0.014	N.D.	N.D.	N.D.	0.011	N.D.	0.093
2009/9/23	4.39	N.D.	0.043	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.042
2009/10/20	4.46	N.D.	0.057	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.002

註：「N.D.」表低於偵測極限，「-」表無檢測數值