

111年環境科技論壇

論文集

主辦單位：  行政院環境保護署

執行單位：  環資國際有限公司

活動日期：111年12月5日

活動地點：政大公企中心教學會展A棟2樓國際會議廳、6樓646會議廳



目錄

1 綠色產品量化工具-產品環境足跡技術之發展.....	2
2 綠色節能噪音防制技術之研究計畫.....	9
3 細懸浮微粒(PM _{2.5})化學成分監測及分析計畫.....	16
4 校園懸浮微粒防護介入設備之有效性評估.....	31
5 臺灣 2019 年至 2021 年間空氣品質檢視.....	37
6 結合土地利用迴歸與機械學習建置臺灣過去二十年高解析.....	54
7 PM _{2.5} 改善有益於六大疾病死亡風險下降	69
8 長期空污暴露對於老人糖尿病與高血壓疾病發展之相關性.....	71
9 空氣品質與兒童神經認知行為和過敏性疾病.....	73
10 以表觀基因學找空污影響之健康預警指標.....	76
11 室內空氣品質與健康/疾病之改善成效.....	81
12 提升民眾對空污之健康識能計畫.....	84
13 建置化學物質安全使用資訊整合平台架構計畫.....	105
14 綠色化學-安全替代整合性政策研究	114
15 整合化學品動物替代測試檢驗量能及發展新興替代測試應用支援計畫.....	120
16 微區分析應用於污染源鑑識研究.....	128
17 以碳、氮穩定同位素比值運用於 PM _{2.5} 受體分析初探	129
18 建立空氣懸浮微粒細胞毒性評估技術.....	137
19 細懸浮微粒多物種採樣器採樣方法比較.....	152
20 廢輪胎橡膠瀝青混凝土製程節能減排實際運用於工廠實證及工地試鋪.....	166
21 轉化廢電冰箱泡棉為回收處理業汞蒸氣吸附裝置之活性碳應用.....	176
22 電池碳回收製作複合碳雙極板之研究.....	189
23 環保專案成果結合地理資源視覺化資料展示.....	204
24 碳與鉛同位素在本土大氣細懸浮微粒污染來源調查之應用.....	208
25 開發電催化及微氣泡整治系統處理油污染土壤及地下水.....	221
26 含氯污染物高解析被動式採樣器開發測試及現地應用評估.....	225

綠色產品量化工具-產品環境足跡技術之發展

沈芙慧、盧怡靜、王俐涵、陳俞汝

財團法人工業技術研究院

摘要

近年來觀察國際趨勢，發現國際間已開始研擬與發展產品環境足跡制度之程序與技術。於歐盟，多年來持續發展產品環境足跡方法學、產品環境足跡類別規則與生命週期盤查資料庫，以期為相同類別產品，建立一套共通之溝通與計算工具，評價量化其對環境產生之衝擊。於韓國，其主要進行相關法令與程序之調整，如：修訂環境技術和產業支持法實施規則、修訂產品第三類環境宣告指引、修訂產品第三類環境宣告驗證條例、統一產品第三類環境宣告與產品碳足跡標籤的指引等。於日本，則係著重於產品類別規則與生命週期盤查資料庫之技術工具整合，以期業者採用同一套技術工具，減少業者負擔與出錯之可能性。

因應未來與國際趨勢接軌，並帶動國內產品重視多元環境議題，改善產品綠色設計以降低國內環境衝擊，自 108 年起，本研究係以現行產品碳足跡標籤/碳足跡減量標籤制度之技術工具為基礎，研擬與發展產品環境足跡之技術工具，110 年度主要成果包含：建置更多產品類別之產品環境足跡類別規則以及制定我國生命週期盤查資料庫之數據集審查、年度更新與公告作業流程。

關鍵詞：生命週期評估、生命週期盤查資料庫、產品環境足跡、產品類別規則

一、前言及研究目的

歐盟作為全世界發展綠色產品制度之先驅者，2013 年 4 月 9 日歐盟執委會(European Commission)開始推動「單一市場綠色產品倡議(the Single Market for Green Products Initiative)」，該倡議將從考慮單一環境考量之產品碳足跡，擴及較完整的環境衝擊指標，並推出「產品環境足跡(Product Environmental footprint; PEF)」的綠色採購規範，未來歐盟市場擬採用一致性之方法評估綠色產品，實踐以生命週期評估展現環境衝擊等級的原則。基於此目標，歐盟多年來持續發展產品環境足跡方法學、產品環境足跡類別規則與生命週期盤查資料庫，以期為相同類別產品，建立一套共通之溝通與計算工具，評價量化其對環境產生之衝擊，以供客戶與消費者有更好之環保產品採購與消費選擇。

鑒於上述發展，亞洲鄰近國家且產品碳足跡標籤制度運作行之有年之日本、韓國，也於 2015 年開始發展產品環境足跡之程序與技術。其中，韓國於 2015 年主要進行相關制度之法令調整，包含：修訂環境技術和產業支持法實施規則(Enforcement Rule of the Environmental Technology and Industry Support Act)、修訂產品第三類環境宣告指引(Guideline for the EPD)、修訂產品第三類環境宣告驗證條例、統一產品第三類環境宣告與產品碳足跡標籤的指引、以及修訂產品第三類環境宣告驗證的公告方式等。於日本，則係在 2016 年將國內現行產品碳足跡標籤與產品第三類環境宣告制度試行整併（特別係於產品類別規則與生命週期盤查資料庫之技術工具整合），以期業者採用同一套技術工具，降低業者負擔與出錯之可能性。

承上述，本研究主要目的係為因應國際趨勢，研擬與發展國內現行產品碳足跡標籤轉型為產品環境足跡標籤之程序與技術（包含計算規則建置、資料庫管理流程制定等內容），以期國內標籤發展進程與綠色產品認定機制能同步接軌國際。

二、研究方法

本研究共有「建置產品環境足跡類別規則(Product Environmental Footprint Category Rules, PEFCRs)」、「制定我國生命週期盤查資料庫之數據集審查、年度更新與公告作業流程」兩大研究主軸。

於建置產品環境足跡類別規則，為使更多產品能透過生命週期評估的量化技術，因應歐盟碳邊境

調整機制(Carbon Border Adjustment Mechanism, CBAM)、國際貿易趨勢之壓力，以及國內機關、民間企業或一般民眾之採購消費市場之綠色產品需求，本研究係參照「碳足跡產品類別規則訂定、引用及修訂指引」擬定產品環境足跡類別規則之建置程序與文件格式，使廠商能快速建置類別規則並適用於我國制度。

於制定我國生命週期盤查資料庫之數據集審查、年度更新與公告作業流程，本作業流程之建立係為規範未來各式產品數據集納入我國生命週期盤查資料庫時，除具備數值之合理性及資訊透明性外，同時透過定時且程序性之年度更新與公告程序系統運作，持續完成我國生命週期盤查資料庫之數據更新。本研究考量現行產品碳足跡標籤制度運作下，已有「碳足跡排放係數審查作業流程（第四版）」去規範所有欲納入我國碳足跡公用排放係數資料庫的碳足跡排放係數之審查、年度更新與公告作業，故擬以「碳足跡排放係數審查作業流程（第四版）」之內容架構為基礎，調整為適用於未來轉型為產品環境足跡標籤制度時，我國生命週期盤查資料庫之審查、年度更新與公告作業程序及文件，以期未來透過國內各公、民營機構、學術研究單位，以及財團法人等單位多方提供產品數據集時，達到環境足跡資訊揭露作業之標準化，避免因業者各自引用不同產品數據集，而造成衡量基準不一致之情況。

三、結果與討論

(一) 建置產品環境足跡類別規則

1. 產品環境足跡類別規則建置程序

為使同一類型、功能之產品，於環境衝擊計算時能有相同之盤查範疇與計算依據，須訂定各產品類別之產品環境足跡類別規則，文件建置流程參照碳足跡產品類別規則訂定、引用及修訂指引，分別包括初始階段、準備階段、磋商階段、完成階段等四大階段。

各階段說明如下：

- (1) 初始階段，依照產品特性並援引相關規範，確認現有產品類別規則文件之適用性，擬定產品適用範圍及填寫產品類別規則文件基本資料表，送行政院環境保護署（下稱環保署）確認是否需要訂定；倘需要訂定，環保署將給予文件登錄編號。
- (2) 準備階段，依初始階段審查結果組成研擬小組，並著手研擬產品類別規則文件草案（一）版，並參照碳足跡產品類別規則訂定、引用及修訂指引規定之網際網路方式預告14日以上，供利害相關者審閱。
- (3) 磋商階段，邀集利害相關團體、對象及三人以上專家學者（其中至少一位須具生命週期評估與溫室氣體查驗相關技術資歷或經驗）召開研商會議，並參酌各方意見研擬草案（二）版，及參照碳足跡產品類別規則訂定、引用及修訂指引規定之網際網路方式預告。
- (4) 完成階段，備妥相關資料後，送環保署審查，並請申請制定者列席會議；於文件審查通過後由環保署公告於網路平台。

除依循上述產品環境足跡類別規則建置作業程序外，本工作於召開利害相關者會議時，亦會遵循ISO14025標準對於會議召開之相關規定，包括：

- (1) 應藉由一公開諮詢程序，鑑別並邀請利害相關者參與方案的發展，並應確保利害相關者瞭解其角色任務，且對利害相關者公開完整諮詢程序，以使利害相關者得以參與。
- (2) 此一諮詢程序應特別包括：
 - I. 產品環境足跡類別規則之擬定。
 - II. 敘述如何產生與查證第三類環境宣告之一般方法與程序方面之規則。
- (3) 給予利害相關者合理的時間以審查與取得所使用資訊的來源與細節。諮詢過程亦應確保其所提出意見，可以在合理時間內獲得考量或回應。
- (4) 利害相關者參與諮詢過程，得包括選定代表利害相關者代表群，例如透過諮詢小組、指導委員會或公聽會等方式。

2. 110年度已建置產品環境足跡類別規則之品項類別

為使更多產品能透過產品環境足跡的量化技術被認為綠色產品，本研究截至109年，已於計畫內建置「即食餐食服務」、「高效能抗日光輻射熱貼膜」、「衣著」、「鞋靴」、「戶外照明燈具」、「鋼鐵製傳動鏈條」等6項產品環境足跡類別規則之建置。

於110年度，本研究進一步評估產品類別之特性（是否為民生消費性質之產品、是否具產品

外銷壓力之產品、以及是否為呼應循環經濟議題具帶動與鼓勵消費者落實環境友善之產品)後，針對「一次性使用紙餐具」、「植物纖維餐具」、「梭織布料」產品優先建置產品環境足跡類別規則，以期擴大綠色產品範疇(產品適用範疇如表 1)，未來相關業者若能依據此指引完成產品環境足跡計算，即可達成本研究擴大綠色產品品項之目標。

表 1、3 項產品類別之適用範疇

類別規則	產品適用範疇
一次性使用紙餐具	本項文件係供使用於一次性使用紙餐具(Disposable paper tablewares)的產品環境足跡類別規則，產品適用範圍包括其他紙或紙板製成之一次性使用紙餐具，如：盤、碟、碗、杯、餐盒及其類似產品；製造商品分類號列(CCC Code)歸類於其他紙或紙板製之盤、碟、杯及其類似品(48236900)。
植物纖維餐具	本項文件係供使用於植物纖維餐具(Plant Fibers Tableware)的產品環境足跡類別規則，產品適用範圍係以可分解樹脂、天然植物材料(如：竹粉、木粉等)或上述兩者通用為基底原料造粒而成之生物可分解複合材料，其加工製成之杯、碗、盤、碟、餐盒、筷子及湯匙等各式餐具製品；製造商品分類號列(CCC Code)歸類於 39079990001其他聚酯，飽和者，初級狀態、39079100008其他聚脂，不飽和者，初級狀態、39077000003聚乳酸，初級狀態、25262000007天然皂石及滑石，已壓碎或磨成粉、44050090004其他木絲、木粉、14019000905其他編結用植物材料。
梭織布料	本項文件係供使用於梭織布料(Woven fabric)的產品環境足跡類別規則，產品適用範圍包括：以絲、羊毛、馬毛、動物粗細毛、棉花、棉混紡、其他植物紡織纖維、紙紗、合成纖維、再生纖維..等為原料用織布機以投梭的形式，將紗線的經向和緯向交錯而織出來的布料，以及圈絨、毛絨花紗、毛巾梭織物及其類似織物；製造商品分類號列(CCC Code)歸類於中華民國海關進口稅則 CCC Code 前4碼為衣著大類分類範圍，包括 5007、5111、5112、5113、5208、5209、5210、5211、5212、5309、5310、5311、5407、5408、5512、5513、5514、5515、5516、5801、5802、580610、580620、58063、5809。

資料來源：本研究整理

3. 產品環境足跡類別規則建置成果於產品碳足跡標籤制度之應用模式

目前於行政院環境保護署推動產品碳足跡管理要點，尚未有產品環境足跡類別規則適用於產品碳足跡標籤申請之規範，故本研究於110年度提案至第3次推動產品碳足跡管理審議會工作小組討論「產品環境足跡類別規則適用於產品碳足跡標籤申請之可行性」，經110年度第3次推動產品碳足跡管理審議會工作小組討論決議，原則同意產品環境足跡類別規則接軌碳足跡產品類別規則之相關行政流程，並適用於產品碳足跡標籤之申請。本研究透過行政作業程序認可，達到未來由產品碳足跡標籤制度轉型為產品環境足跡制度之第一步。

(二) 制定我國生命週期盤查資料庫之數據集審查、年度更新與公告作業流程

1. 以「碳足跡排放係數審查作業流程(第四版)」為基礎，調整為我國生命週期盤查資料庫之數據集審查、年度更新與公告作業程序之評估結果

本研究透過分析產品碳足跡排放係數與產品數據集之差異，並評估目前碳足跡排放係數審查階段之檢核項目與準備文件是否適用於產品數據集之審查，待確認其流程適用性後，再進一步進行相關文件內容之調整與修訂。

關於判定碳排放係數與產品數據集差異之程序，本研究係就以下考量項目進行分析：

(1) 分析項目1：分析碳排放係數與產品數據集之用途差異

關於碳排放係數與產品數據集之用途，碳排放係數是作為廠商計算產品碳足跡時，若活動數據所引用之碳排放係數，供應商無法提供時，可用碳排放係數資料庫之替代數據進行替代；而產品數據集作為廠商計算產品環境足跡時，若活動數據所引用之生命週期盤查資料，供應商無法提供時，可用生命週期盤查資料庫之數據集進行替代。從上述可知，兩者用途一致，且背後都係以生命週期評估為基礎，主要皆係依循ISO14040/14044系列、參照ILCD(International Life Cycle Data system)相關指引手冊，故碳排放係數與產品數據集應用目的、核心技術以及基礎規範皆一致。

(2) 分析項目2：分析碳排放係數資料庫與生命週期盤查資料庫呈現之數據文件化內容差異

本研究進一步探討碳排放係數資料庫與生命週期盤查資料庫呈現之數據文件化內容差異，由於兩者皆係參考ISO標準與ILCD 相關指引手冊，故關於資料庫之數據文件化內容大多一致。

以產品碳足跡資訊網之碳排放係數資料庫為例，由於國際間較具代表性的生命週期評估數據文件化格式大都相容於ISO/TS 14048標準之要求事項，因此當年度研擬產品碳足跡排放係數數據文件化格式係完全引用自ISO/TS 14048標準內容，並進一步比對5個國際間使用較為廣泛之碳足跡計算軟體或資料庫（如:SimaPro等軟體）介面欄位，制定出目前碳排放係數資料庫之揭露表內容（表 2）。

透過此揭露表內容，使用者能提供產品生命週期評估或碳足跡計算之製程、投入與產出、模式計算與管理資訊等相關資料，並且仍可清楚說明碳排放係數特性，對於納入我國碳排放係數資料庫之數據，能避免因資訊揭露不足而導致讓使用者選擇不當係數之問題。

考量我國制定碳排放係數揭露表欄位時，已係經過一系列篩選程序以及考量我國使用者意願而成。故於本研究發展生命週期盤查資料庫時，數據集之數據文件化內容，本研究認為可逕行沿用碳排放係數之揭露表內容。因此，分析碳排放係數資料庫與生命週期盤查資料庫呈現之數據文件化內容後，認為揭露表之欄位資訊其實並無差異。

(3) 分析項目3：分析碳足跡排放係數審查作業流程之檢核項目

分析完上述兩點後，本研究針對檢核項目進行差異比較，彙整如表3所示，可發現碳排放係數檢核項目均適用於產品數據集，包含皆須揭露環境衝擊數值、揭露內容與項目相同、皆須提供盤查清冊等，兩者間的主要差異為產品數據集除揭露產品碳足跡（溫室效應）數值外，尚需揭露其他環境衝擊指標衝擊評估結果。

表 2、碳排放係數資料庫之揭露表內容

揭露項目		內容
中文名稱		○○○
英文名稱		○○○
化學式或俗名		○○○
碳足跡數值		○○○
數量		○○○
宣告單位		○○○
生命週期範疇(系統邊界)		○○○
排除項目		○○○
技術描述		○○○
生產區域名稱		○○○
盤查起迄日		○○○
活動數據來源		○○○
排放係數來源		○○○
數據品質等級	可靠性	○○○

揭露項目		內容
	完整性	○○○
碳足跡計算輔導單位名稱		○○○
建置單位名稱		○○○
是否經第三方查驗證		○○○
公告年份		○○○
備註		○○○

資料來源：本研究整理

表 3、產品碳足跡排放係數與產品數據集之差異比較表

檢核項目	碳排放係數	產品數據集
揭露數值	碳足跡	碳足跡、其他環境衝擊指標
揭露表內容	名稱、數值、單位、邊界、技術描述等 19 項	名稱、數值、單位、邊界、技術描述等 19 項
盤查清冊	活動數據項目、每單位數量、單位	活動數據項目、每單位數量、單位

資料來源：本研究整理

2. 我國生命週期盤查資料庫之審查、年度更新與公告作業流程之制定成果

透過上述分析，本研究評估碳足跡排放係數審查作業流程之審查目的、核心精神與檢核項目，應可適用於我國生命週期盤查資料庫之數據集審查作業程序。

因此，本研究參照碳足跡排放係數審查作業流程，制定我國生命週期盤查資料庫之數據集審查、年度更新與公告作業流程，其內容架構如 表 4，完整作業流程如圖 1。

表 4、我國生命週期盤查資料庫之數據集審查、年度更新與公告作業流程之內容架構表

章節	內容概述
一、前言	建置目的
二、審查作業程序	一、申請對象 二、備查文件 三、作業流程 四、公告產品數據集
三、更新作業程序	資料庫內之數據集更新作業程序
四、數據集提供單位備查文件	一、備查文件檢查表 二、數據集揭露資訊表 三、查證證書或盤查清冊 四、意願書或公文

資料來源：本研究整理

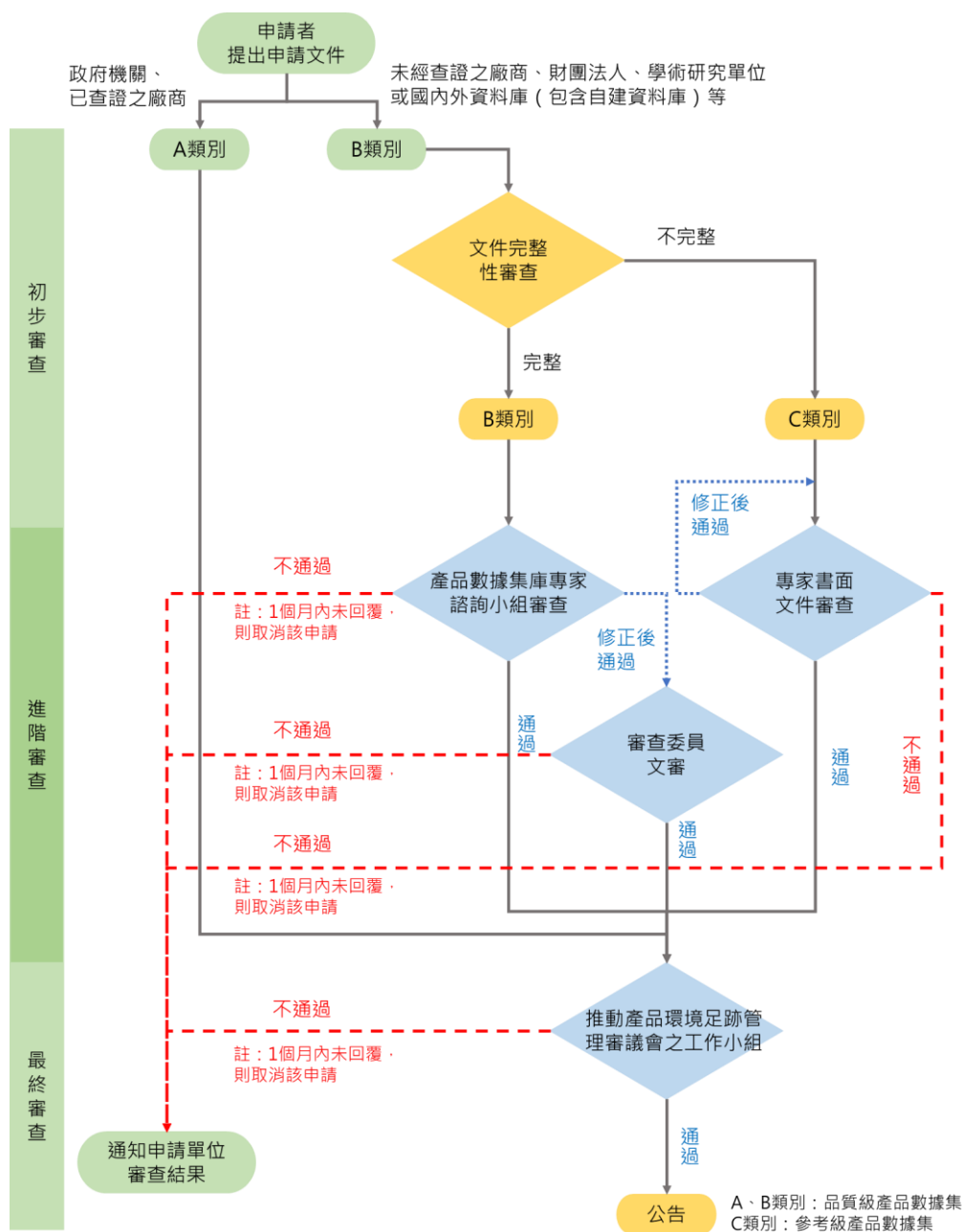


圖 1、我國生命週期盤查資料庫之數據集審查、年度更新與公告作業流程

依據此規範，未來產品環境足跡標籤制度正式推動時，數據集納入生命週期盤查資料庫之完整審查、年度更新與公告作業程序為：資料庫管理單位進行數據集送審各項表單資料準備，以管理國內所建置之環境足跡數據集，並藉由國際相關數據資料庫之數值比對掌控數值合理性，依審查結果提出審查建議，再送至環保署相關工作小組進行最終審查與公告。

於審查程序，所有欲納入生命週期盤查資料庫之數據集皆須經過初步、進階及最終審查三步驟。考量各公、私部門初步送入之資料內容完整性與正確性可能無法齊全，故進行審查之第一步驟係由資料庫管理單位進行「初步審查」，並將數據集來源進行分類，待資料齊全後再依圖 1 進一步提送「進階審查」及「最終審查」。

以下針對審查程序進行重點說明：

(1) 初步審查

基於生命週期盤查資料庫建置之目的係期望可提供一具有公正、可信度且兼具數據品質水準之數據，使國內產業各界在面臨供應商一級數據資料難以取得時，可有此二級數據進行替代引用。故為確保生命週期盤查資料庫的數據品質水準，並使係數揭露的資訊與數據品質水準均能符合產品環境足跡計算之目的與範疇即為初步審查之重點。

因次，於此階段，資料庫管理單位須針對數據集提供者所檢附之各項文件資料進行交叉確認，包括以下五點：

- I. 確認各項檢附文件是否齊全。
- II. 表單文件內容是否完整。
- III. 整體數據品質是否有達基本品質以上之水準。
- IV. 國際相關資料庫之差異比對。
- V. 數據集揭露資訊表各項欄位的資訊是否正確、詳盡且完整。

(2) 進階審查

此階段主要係邀請至少3位專家委員，召開專家諮詢小組審查會議，針對數據集提供者所檢附之各項文件資料進行交叉確認，審查重點包括以下五點：

- I. 數據集計算結果之合理性檢核。
- II. 整體數據品質是否有達基本品質以上之水準。
- III. 表單文件內容是否完整。
- IV. 國際相關資料庫之差異比對。
- V. 數據集揭露資訊表各項欄位的資訊是否正確、詳盡且完整。

(3) 最終審查

結束進階審查後，資料庫管理單位須彙整各個專家委員之審核結論與建議，並進行相關文件資訊之補充或修正後，再提報至環保署相關工作小組會議進行最終審查。

倘若於此階段各項查核項目均無法達到要求，則資料庫管理單位須將審議委員之意見回傳予數據集提供單位，若數據集提供單位於1個月內仍未將修正後之相關文件與審議意見表回復予資料庫管理單位進行複審，則視同放棄，資料庫管理單位將取消該申請案並結案。若各項查核項目均已修正完畢，資料庫管理單位可依本作業流程之審查作業流程再次提送至進階審查階段，由專家諮詢小組進行審議。反之，若送審之文件資料經審議認可並通過，即可由環保署依行政程序公布。

透過本研究制定此作業流程，待後續國內產品碳足跡標籤制度轉型為產品環境足跡標籤制度時，將可依此流程把關生命週期盤查資料庫之數據集引入品質，以確保數值合理性、資訊透明性，提升各界對於使用我國生命週期盤查資料庫之信任與認同程度。

四、結論

本研究透過上述產品環境足跡技術工具之發展，作為我國發展產品環境足跡標籤制度的基礎，俟我國環境足跡制度建立完成後，我國廠商外銷產品時，廠商取得我國的產品環境足跡標籤或是聲明書可作為產品的綠色身分證。同時，透過發展產品環境足跡技術工具，培養我國廠商以生命週期評估技術揭露產品環境資訊的基礎能力，以期廠商開始揭露環境資訊，擬定減量策略，降低國內環境負荷。

參考文獻

- [1] 行政院環境保護署，「108 年度綠色採購躍升專案工作計畫」，(2019)
- [2] 行政院環境保護署，「109 年度綠色產品衡量指標擬定與提升專案工作計畫」，(2020)
- [2] 行政院環境保護署，「110 年度綠色產品衡量指標擬定與提升專案工作計畫」，(2021)

綠色節能噪音防制技術之研究計畫

劉嘉俊 李岳謙

台灣永續工程顧問有限公司

摘要

本研究於交通部高速公路局北區養護工程分局職務宿舍進行實地裝設被動式自然通風隔音窗（打開窗口），為國內首座被動式隔音窗。這座被動式隔音窗是以雙層交錯式（室外噪音由交錯窗以 S 型通道進入室內）自然通風隔音窗設計，在不需要關窗就能把噪音量減低，降低室外的噪音同時又能享受通風效果，從而減少冷氣的使用兼具減碳省電節能的效益。研究了在靠近高速公路的房舍內安裝被動式自然通風隔音窗的通風降噪性能，利用雙層玻璃窗錯開以提高中高頻噪音之降噪效果。現場測試結果顯示，雙層交錯式通風隔音窗可以有效降低室外中高頻段噪音，其於全頻帶約有 21.2 dB(A) 及低頻帶約有 12.7 dB(A) 的被動噪音衰減。初步可獲得所設計之被動式自然通風隔音窗具有在打開窗戶保持通風的情況下，達到接近傳統隔音窗於關窗時的全頻噪音衰減量（平均約 20 dB(A) 左右）並且與一般隔音窗之成本效益相當，從而驗證了該被動式自然通風隔音窗的有效性。

關鍵詞：被動式自然通風隔音窗、雙層交錯式、通風降噪

一、前言及研究目的

國內由於地狹人稠、都市土地的密集使用與生活方式之改變，故新住宅之建設越來越靠近交通或其他環境噪音源，而已建成的住宅可能會有新的噪音影響，故環境噪音常成為社會關注、重視與陳抗之議題。因此，為有助於噪音改善及防制工作之推動，瞭解降低噪音的方法顯得越來越重要。一般環境噪音的防制方法通常有三種：（1）在噪音源控制；（2）在傳播途徑控制；及（3）對受體者的保護。依據《噪音管制法》所提之噪音改善防制設施，對受體者的保護主要是以隔音門、窗來阻絕噪音。但採用一般的隔音門、窗來阻絕室外較吵雜的環境噪音之同時，也會產生通風與室內空氣品質之問題。

而提到隔音窗，一般民眾的印象都是「氣密式」或「雙層式」隔音窗，使用上雖然隔絕了噪音的困擾，卻也犧牲了保持空氣流通的需求。因此，行政院環境保護署透過科研計畫並回顧國外目前之實際現況，提出「窗口雙層交錯式」並運用在隔音窗上，目標希望能打造並推廣「自然通風隔音窗」，透過氣流繞流、噪音繞射的效果，把噪音衰減後再進入室內以形成低噪音的環境。

爰此，本研究以建築物室內之安靜、通風、減碳及省電節能等為出發點，規劃以交通部高速公路局北區養護工程分局職務宿舍進行實地裝設被動式自然通風隔音窗（打開窗口），以評估示範不開冷氣又開窗通風的情形下，可以降低噪音量，以兼顧阻絕室外交通噪音與室內空氣品質。期許相關研究結果可以作為如何減少相關噪音影響、未來擬訂室內外音量品質管制策略及管理措施等之參考。

二、研究方法

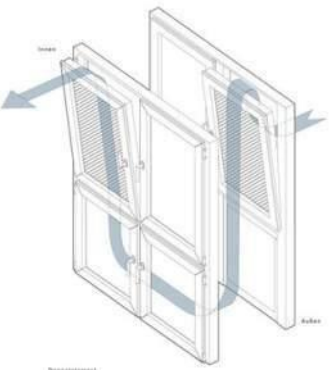
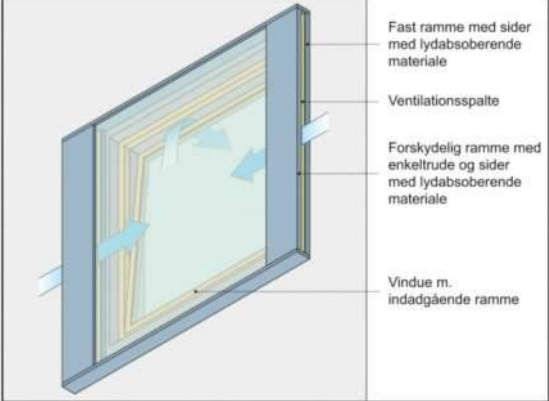
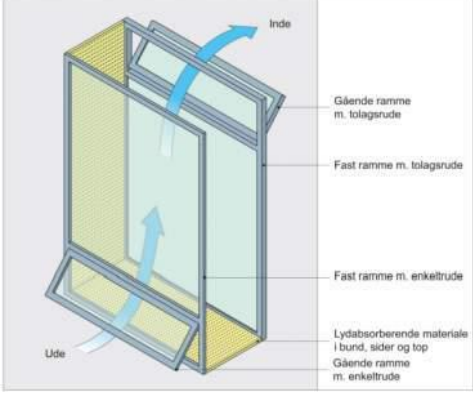
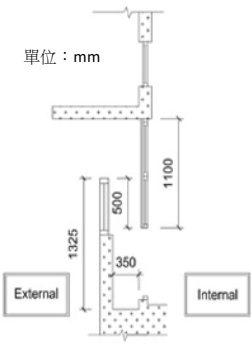
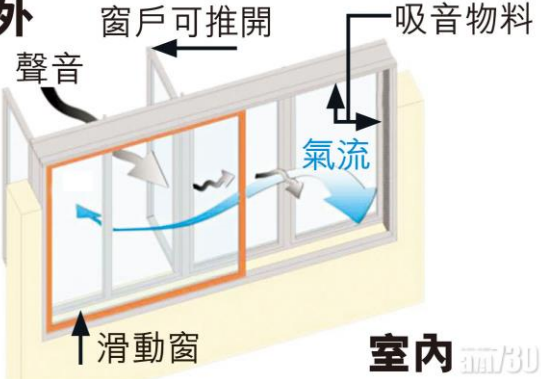
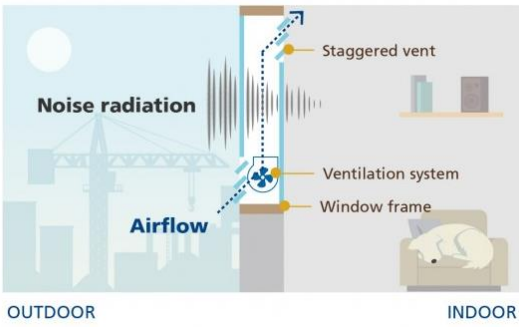
（一）通風隔音窗之發展回顧

隨著交通噪音污染的日益嚴重，人們對開發既能實現自然通風又能降低噪音的窗戶越來越感興趣。由兩個交錯的玻璃窗格組成的壓力通風窗口（plenum window）首先由 Ford 及 Kerry（1973）提出，研究發現半開的雙層玻璃窗比半開的單扇玻璃窗的降噪效果高 10 dB(A)[1]。

關於交錯窗的研究已有很多文獻。Tong 和 Tang 研究了交錯窗的 1:4 比例縮小模型[2]和全尺寸模型[3]，發現與傳統的側開門窗相比，聲學效益在 7.1 dB(A)~9.5 dB(A) 之間。Kang 和 Brocklesby 發現，透過在交錯窗上應用透明微穿孔吸音材料（micro-perforated absorber, MPA），可以在 800 Hz 至 8,000 Hz 之間進一步改善交錯窗的性能[4]。Yu 等人，預測了交錯窗的隔音性能並探討了其優於單扇玻璃窗的原因[5]。而目前國外綠色節能建築之各類控制式通風隔音窗技術，摘錄整理如圖 1 所示。

雖然交錯窗在中高頻段表現良好，但在低頻段卻表現不佳，為了改善其在低頻段的性能，人們採用了主動噪音控制（active noise control, ANC）技術。Huang 等人，研究了交錯窗下單通道 ANC

系統的性能，並在測量點實現了額外的噪音衰減[6]。ANC 技術也被應用於傳統的窗戶，以減少噪音通過窗戶的傳播，研究發現它們對產生反相噪音以衰減低頻噪音有效[7~9]。

	 HUECK Lambda SA II Kippweite Unterlicht / Tilted width bottom light window ~ 165 mm = 26 dB
德國 Eilenburger 公司之傾斜式被動通風箱型 隔音窗：Type 2-2，隔音 48 dB 傾斜吸音窗[10]	德國 HUECK 公司之傾斜式被動通風隔音窗： 16.5cm 傾斜開口寬度，雙層，隔音量 26 dB[11]
	
丹麥自然通風和增強隔音效果之開放式窗戶： (a)外窗滑動百葉窗（吸音狹縫）+內窗傾斜式[12]	丹麥自然通風和增強隔音效果之開放式窗戶： (b)傾斜式內外窗（腔體安裝吸音材料）[12]
 單位：mm	
香港研發之減音窗： (a)擋音式，上下兩個交疊部分組成[13]	香港研發之減音窗： (b)外層推窗+內層滑動窗[14]
	

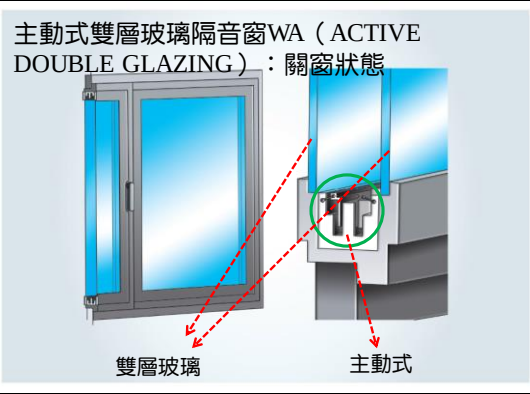
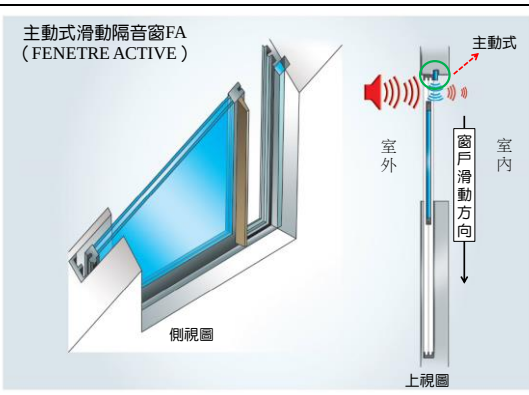
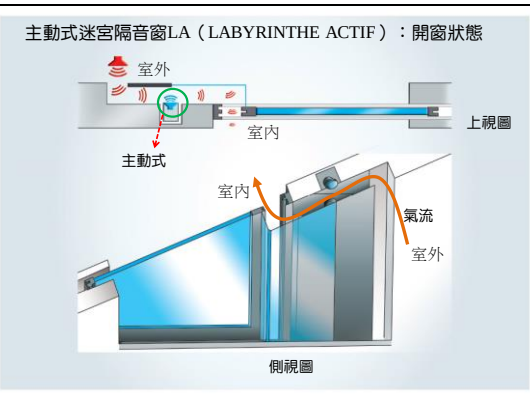
新加坡國立大學研發之通風隔音窗 (AFVW)： 2 個交錯通風口、吸音材和 1 個機械通風系統[15]	中國大陸之門窗自然通風器：出風口含吸音材可裝於隔音窗上或下部，亦有專用於廚房之型式[16]
	主動式雙層玻璃隔音窗WA (ACTIVE DOUBLE GLAZING)：關窗狀態 
中國大陸之 PM _{2.5} 隔音通風器： 消音裝置隔離噪音+保持空氣流通+淨化空品[16]	法國 TechnoFirst 公司之主動式雙層玻璃隔音窗 WA：關窗狀態，無通風，隔音 35 dB，主動控制（衰減低頻）處理頻帶 20 Hz~400 Hz [17]
主動式滑動隔音窗FA (FENETRE ACTIVE) 	主動式迷宮隔音窗LA (LABYRINTHE ACTIF)：開窗狀態 
法國 TechnoFirst 公司之主動式滑動隔音窗 FA：開窗狀態，隔音 25 dB，主動控制（衰減低頻）處理頻帶 20 Hz~500 Hz [17]	法國 TechnoFirst 公司之主動式迷宮隔音窗 LA：開窗狀態，隔音 30 dB，主動控制（衰減低頻）處理頻帶 20 Hz~1,700 Hz，含抗污染微粒過濾器[17]

圖 1. 綠色節能建築之各類控制式通風隔音窗技術之範例回顧

由國際上近五年來應用於綠色節能建築之各類控制式通風隔音窗之資料回顧，通風窗結構的研究主要集中在：(1)開口的大小；(2)開口的位置；(3)兩層開口的相對位移；(4)輔以機械通風裝置增強通風效果及可增加微粒過濾器以改善室內空氣品質；及(5)結合主動控制技術來增加低頻噪音減音量，以提升整體隔音效果，摘錄整理如表 1 所示。

表 1. 綠色節能建築之各類控制式通風隔音窗技術及優缺點比較

技術	1. 雙層窗	2. 隔音窗帶出風口	3. 雙層窗+機械通風	4. 隔音窗+主動控制 (active noise control, ANC)
原理	靜壓式：具有進氣口（室外）和出氣口（室內）的窗戶，其在通風室中形成 S 形通風流線；在腔室中設置橫向或垂直穿孔板以分隔腔體，或者使用包含吸音材料的消音通道來阻擋腔體。	根據自然環境造成的局部氣壓差和氣體的擴散原理而產生空氣交換的一種換氣方式，並於管道添加吸音材料。	同雙層窗之靜壓式原理：上下兩個交錯的通風口（偏移打開的窗口）及吸音材料，惟加入一個機械通風系統。	傳統窗戶+主動控制、室內外形成 S 形通風流線（靜壓式）+主動控制。
類型	(1)德國 Eilenburger 公司之傾斜式內外窗、HUECK	中國大陸： (1)門窗自然通風器。	新加坡之聲學友好通風窗 (Acoustic	法國 TechnoFirst 公司之三種主動式隔音

技術	1. 雙層窗	2. 隔音窗帶出風口	3. 雙層窗+機械通風	4. 隔音窗+主動控制 (active noise control, ANC)
	公司之傾斜窗。 (2) 丹麥之傾斜式內外窗、外窗滑動消音百葉窗+內窗傾斜式。 (3) 香港之擋音式 (上下兩個交疊部分，對側邊各設開口)、外層推窗+內層滑動窗。 (4) 臺灣環保署之雙層交錯式 (內、外推窗)。	(2) PM _{2.5} 隔音通風器。	Friendly Ventilation Window, AFVW)。	窗： (1) 主動式雙層玻璃隔音窗 WA【開窗】。 (2) 主動式滑動隔音窗 FA【開窗】。 (3) 主動式迷宮隔音窗 LA【開窗】。
主要優點	(1) 自然通風循環換氣。 (2) 無需額外安裝機械通風裝置。 (3) 聲學性能的最大改善發生在高頻段 (500 Hz~4k Hz, 吸音材料的聲吸收係數最佳)。	(1) 自然通風循環換氣。 (2) PM _{2.5} 型式可過濾粉塵微粒。 (3) 聲學性能的最大改善發生在高頻段 (500 Hz~4k Hz, 吸音材料的聲吸收係數最佳)。	(1) 通風效果更好。 (2) 可添加灰塵顆粒過濾器 (類似於空調裝置中所使用)。 (3) 聲學性能的最大改善發生在高頻段 (500 Hz~4k Hz, 吸音材料的聲吸收係數最佳)。	(1) 可處理至 20 Hz 頻帶之低頻噪音。 (2) 主動控制處理頻帶視類型不同，分布在 20 Hz ~ 1,700 Hz。 (3) 視隔音窗類型不同，具有微粒過濾器。
主要缺點	(1) 對於低頻噪音改善效果仍較差。 (2) 無微粒過濾功能。	(1) PM _{2.5} 型式需要額外安裝電源及能源消耗。 (2) 對於低頻噪音改善效果仍較差。	(1) 機械通風裝置需要額外安裝電源及能源消耗。 (2) 對於低頻噪音改善效果仍較差。	(1) 需要額外安裝電源及能源消耗。 (2) 尚未產品成熟期 (目前為專利「概念」)，成本高。

資料來源：本研究整理。

(二) 研究流程摘要

1. 系統及原理

環保署「110 年交通噪音及綠色節能防制噪音技術研究管制計畫」，已實地裝設被動式自然通風隔音窗進行測試，為國內首座被動式隔音窗。這座被動式隔音窗是以「雙層交錯式」通風隔音窗設計，讓氣流以 S 形通風流線由室外進入室內並於通風管道壁面設置吸音材以增加減音成效，在不需要關窗就能把噪音量減低，隔絕外界噪音同時又能享受通風效果，如圖 2 及圖 3 所示。

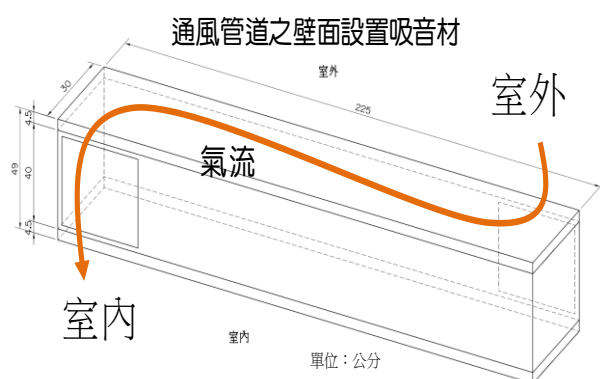


圖 2. 雙層交錯式自然通風隔音窗原理

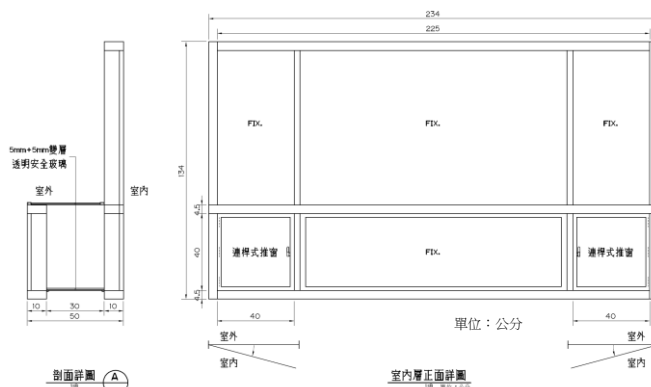


圖 3. 設計圖 (於既有窗戶的下部進行改裝)

2. 雙層交錯式自然通風隔音窗 (被動式) 之安裝場址

本研究經相關現勘工作之後，因交通部高速公路局北區養護工程分局職務宿舍場址具有如：車流量大（國道 1 號）、噪音量夠大、簡報場址、施做便利、方便展示及同意配合等優點，故在北區養護工程分局協助之下，已於民國 110 年 10 月 29 日（星期五）完成安裝及減噪成效測試，如圖 4 所示。由於本研究的科學研究性質和經費之原因，故僅針對圖 3 中下半邊窗戶進行改裝（單元規格大小約：高度 49cm、寬度 225cm、厚度 30cm，包含上部未改裝部分，整體以約 3 平方公尺計），以驗證被動式降噪自然通風隔音窗的可行性。



雙層交錯式之通風管道



通風管道之壁面設置吸音材



室外照片



室內照片

圖 4. 雙層交錯式自然通風隔音窗實物

3. 量測位置及條件

室外及室內測點之噪音計麥克風皆距離隔音窗開口（連桿式推窗）約 10cm 處，離樓板約 1.2m 高，以相同條件同步量測高速公路 1/3 八音階頻譜音量。室外及室內各量測 20 筆之 1 分鐘高速公路的均能音量數據，再將 20 筆數據計算其平均值，俾取得代表性音量。

三、結果與討論

（一）被動（passive）降噪性能

1. 經實際測試結果說明（圖 5 及圖 6）：本研究所設置之交錯開窗結構的開口率約 14.5%（開窗面積/總面積），其於全頻帶約有 21.2 dB(A) 及低頻帶約 12.7 dB(A) 的被動噪音衰減，相較環保署 106 年研究專案（20 點次）及 107 年研究專案（6 點次）之傳統窗戶（門）關閉之量測結果（平均值於全頻帶約 18.1 dB(A) 及低頻帶約 15.0 dB(A)）差異不大，從而驗證了該被動式自然通風隔音窗的有效性。

註：所比較之文獻資料為環保署 106 年研究專案（20 點次）及 107 年研究專案（6 點次）之傳統窗戶（門）量測結果，該 26 點次分別屬於臺中市以北不同地點之量測結果並含括道路系統及軌道系統沿線之住戶。文獻開窗（門）之 26 點次因受門窗框架材料、隔音等級、玻璃樣式、門窗縫隙的密合度、室內及室外條件…等因素影響，其全頻隔音量之測值範圍較大，介於 9.4 dB(A)~29.7 dB(A) 不等，故整體平均值約 18.1 dB(A)，略低於被動式自然通風隔音窗之隔音量，惟二者皆約有 20 dB(A) 左右之隔音效果。

2. 本研究所設計之被動式自然通風隔音窗實物用於減低室外傳入的交通噪音，該窗戶的交錯

開窗結構可有效降低 250 Hz~1.25k Hz 之中高頻段噪音（交通噪音的主要頻帶範圍），從而在打開窗戶保持通風的情況下實現接近傳統隔音窗於關窗時的噪音衰減量。

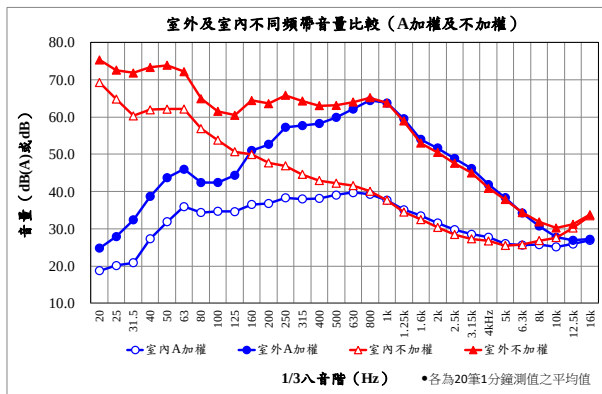


圖 5. 雙層交錯式自然通風隔音窗之室內外頻譜比較

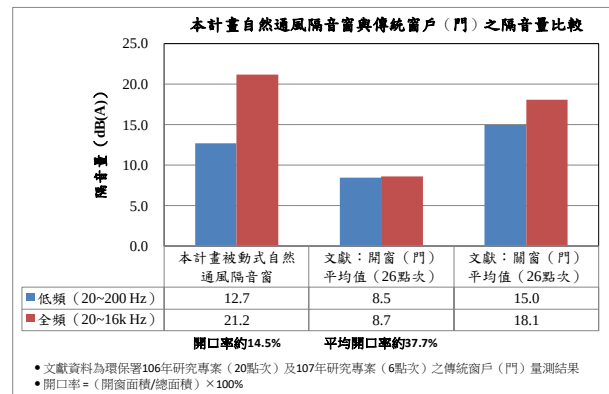


圖 6. 雙層交錯式自然通風隔音窗與傳統窗戶（門）之隔音量比較

(二)成本效益分析

在成本方面，目前一般隔音窗造價約新臺幣 25,000 元/平方公尺；本研究之被動式自然通風隔音窗（單元規格大小約：高度 49cm、寬度 225cm、厚度 30cm，包含上部未改裝部分，整體以約 3 平方公尺計）設置總費用約新臺幣 70,000 元（包括：(1)鋁合金 40,000 元；(2) 5mm+5mm 透明膠合玻璃 20,000 元；及(3)沖孔板及吸音材料 10,000 元），即造價約新臺幣 24,000 元/平方公尺，與一般隔音窗每平方公尺造價相近，未來如果予以商品化及量產後價格會再降低。

有關其成本效益分析，整理如表 2 所示。同規格一般隔音窗單元（2 平方公尺）所需經費約 50,000 元，而關閉情況下於全頻帶以 TS-25 等級之 25 dB(A)隔音量做估算，故可推估每降低 1.0 dB(A)之成本效益約 2,000 元；而本研究之被動式自然通風隔音窗每降低 1.0 dB(A)之成本效益約 2,265 元，其效益與一般隔音窗相當。

表 2. 本研究之被動式自然通風隔音窗的成本效益分析

項目	平均成本約 (新臺幣)	全頻隔音量約	2m ² 隔音窗每降低 1 dB(A) 平均成本約
1.一般隔音窗	25,000 元/m ²	25 dB(A) (註 1)	2,000 元
2.被動式自然通風隔音窗	24,000 元/m ²	21.2 dB(A)	2,265 元

註：1.以一般隔音窗關閉可以達到之 TS-25 等級隔音量做估算，概論上約可以隔音 25 分貝。

2.本研究被動式自然通風隔音窗之開口率約 14.5%（開窗面積/總面積），惟未執行通風量之量測。

四、結論與建議

(一)結論

1.本研究提出了一種被動式自然通風隔音窗實物模型用於減少室外傳入的交通噪音，該窗戶的交錯開窗結構（室外噪音由交錯窗以 S 型通道進入室內）安裝在受高速公路噪音影響的房舍並可有效降低室外中高頻段噪音，其於全頻帶約有 21.2 dB(A)及低頻帶約有 12.7 dB(A)的被動噪音衰減。

2.雖然實務上影響室內及室外音量之因素眾多，惟藉由此地實驗，初步可獲得所設計之被動式自然通風隔音窗具有在打開窗戶保持通風的情況下，達到接近傳統隔音窗於關窗時的噪音衰減量（平均約 20 dB(A)左右）並且與一般隔音窗之成本效益相當，從而驗證了該被動式自然通風隔音窗的有效性。

3.目前國際上針對被動式自然通風隔音窗亦已有多項實際案例，透過被動式噪音控制技術來提高隔音窗的傳聲損失，可以無需關窗就能把噪音量減低，讓用戶享有較安靜又通風的聲氣候(acoustic climate)，以營造通風又減噪的聲環境，從而減少冷氣的使用，達到減碳、省電節能之目的，又兼顧改善後續推動噪音防制衍生之室內空品問題。

(二)建議

為取得普遍性之廣泛結果，建議未來仍需有更多實例、試辦及數據等來支持並藉以探討、反

饋可再改進之處，期可投入實際使用以對噪音改善有所幫助並兼具室內通風、節能等環境保護效益，以提升交通系統沿線或受其他環境噪音影響之民眾生活環境品質。

參考文獻

- [1] R. Ford and G. Kerry, "The sound insulation of partially open double glazing," Appl. Acoust. 6(1), 57-72 (1973).
- [2] Y. Tong and S. Tang, "Plenum window insertion loss in the presence of a line source—A scale model study," J. Acoust. Soc. Am. 133(3), 1458-1467 (2013).
- [3] Y. Tong, S. Tang, J. Kang, A. Fung, and M. Yeung, "Full scale field study of sound transmission across plenum windows," Appl. Acoust. 89, 244-253 (2015).
- [4] J. Kang and M. Brocklesby, "Feasibility of applying micro-perforated absorbers in acoustic window systems," Appl. Acoust. 66(6), 669-689 (2005).
- [5] X. Yu, S.-K. Lau, L. Cheng, and F. Cui, "A numerical investigation on the sound insulation of ventilation windows," Appl. Acoust. 117, 113-121 (2017).
- [6] H. Huang, X. Qiu, and J. Kang, "Active noise attenuation in ventilation windows," J. Acoust. Soc. Am. 130(1), 176-188 (2011).
- [7] T. Pàmies, J. Romeu, M. Genescà, and R. Arcos, "Active control of aircraft fly-over sound transmission through an open window," Appl. Acoust. 84, 116-121 (2014).
- [8] B. Lam, C. Shi, D. Shi, and W.-S. Gan, "Active control of sound through full-sized open windows," Build. Environ. 141, 16-27 (2018).
- [9] C. Carme, O. Schevin, C. Romerowski, and J. Clavard, "Active opening windows," Proceedings of the ICSV, (2016).
- [10] Sound-Absorbing Window: The Soundproof Window with Ventilation (This project has received funding from the European Union's Horizon 2020 programme under the grant agreement no. 783717.) (拜訪日期：2019/05/24)
<https://www.hafencity-fenster.de/english/>
- [11] WINDOW SYSTEM HUECK LAMBDA SA, Soundproofing and Ventilation - no contradiction (拜訪日期：2019/5/24)
<https://www.hueck.com/alu-sys/de/en/home/products/window-systems/hueck-lambda-SA>
- [12] Birgit Rasmussen, Erfaringer med lydisolerende åbne vinduer i trafikstøjbelastede boligområder, Statens Byggeforskningsinstitut, Aalborg Universitet, 2015. (拜訪日期：2019/05/24)
<https://sbi.dk/Assets/Erfaringer-med-lydisolerende-aabne-vinduer-i-trafikstoejbelastede-boligomraader/sbi-2015-08-1.pdf>
- [13] 香港特別行政區政府環境保護署 (拜訪日期：2022/01/18)。
https://www.epd.gov.hk/epd/tc_chi/environmentinhk/noise/noise_maincontent.html
- [14] 研發「減音窗」有效緩減交通噪音 2018-03-14 (拜訪日期：2019/5/24)。
<https://www.am730.com.hk/column/%E6%96%B0%E8%81%9E/%E7%A0%94%E7%99%BC%E3%80%8C%E6%B8%9B%E9%9F%B3%E7%AA%97%E3%80%8D-%C2%A0%E6%9C%89%E6%95%88%E7%B7%A9%E6%B8%9B%E4%BA%A4%E9%80%9A%E5%99%AA%E9%9F%B3-118807>
- [15] Novel window design reduces outdoor noise and improves ventilation, NUSnews, 03 February 2021.(拜訪日期：2022/01/28)
<https://news.nus.edu.sg/novel-window-design-reduces-outdoor-noise-and-improves-ventilation/>
- [16] 南京三月風通風設備有限公司 (拜訪日期：2019/05/24)。
<http://www.syxf.com/index.asp>
- [17] <http://www.technofirst.com/en/active-windows-wa-fa-la/> (拜訪日期：2022/01/30)。

細懸浮微粒(PM_{2.5})化學成分監測及分析計畫

李崇德¹ 周崇光² 張士昱³ 莊銘棟² 許文昌⁴ 王偉¹ 孫紹恩¹ 黃秋華¹ 林乃芸¹ 黃譯樺²

¹國立中央大學環境工程研究所

²中央研究院環境變遷研究中心

³中山醫學大學公共衛生學系

⁴大漢技術學院

摘要

本計畫於 2021 年在環保署板橋、忠明、斗六、嘉義、小港及花蓮六個一般空品測站每六天同步進行一次 PM_{2.5} 例行採樣。所採樣本分析 PM_{2.5} 質量濃度、水溶性無機離子、碳成分、金屬元素成分。

例行採樣 PM_{2.5} 及主要化學成分的季節變化顯示:冬季 PM_{2.5} 高濃度出現較頻繁，春季逐漸減少。高 PM_{2.5} 和 NO₃⁻濃度仍分布在中部以南測站，高濃度的 NO₃⁻指出 NO_x 前驅污染源管制的重要性。金屬元素在六個測站普遍檢測出鍋爐燃燒排放或生質燃燒微粒指標成分，以南部測站濃度較高。在 Covid-19 的影響下，2020 年各測站 SO₄²⁻濃度都出現超出預期的降低；但在 2021 年各地都出現 SO₄²⁻濃度反彈。當 2021 年國內爆發疫情時，各地移動污染源貢獻量因人流管制明顯降低，但固定污染源活動降低有限，導致 PM_{2.5} 濃度變化不大甚至反增。利用 PMF 模式推估各測站污染因子，共解析出 10 項污染因子，各站「硫酸鹽」、「硝酸鹽」及「車輛排放」為前三高污染因子。各站在四季中硫酸鹽及有機物對大氣消光係數貢獻穩定，但硝酸鹽在冬季與春季的中部以南各測站貢獻最大。

本計畫解析的 PM_{2.5} 化學成分，配合環保署空品監測站數據、環境因子以及相關模式，研究成果顯示移動污染源，將成為改善污染季節 PM_{2.5} 空氣品質的主要目標。

關鍵詞：PM_{2.5}化學成分監測、PM_{2.5}化學成分時空分布、PM_{2.5}污染來源推估、大氣能見度影響因子

一、前言及研究目的

細懸浮微粒(氣動粒徑小於或等於2.5 μm 懸浮微粒，簡稱為 PM_{2.5})對於大氣環境變遷與國民健康危害影響重大，環保署自2012年5月14日正式發布細懸浮微粒空氣品質標準以來，民眾持續關切 PM_{2.5} 濃度變化，每當冬、春季環境氣流停滯，空氣品質變差時，PM_{2.5}就成為民眾關注的焦點。本計畫旨在執行 PM_{2.5}化學成分採樣檢測作業、解析時間與空間分布特徵及影響因素，提供有關單位評估 PM_{2.5}健康效應。

二、研究方法

(一) 採樣地點及時程規劃

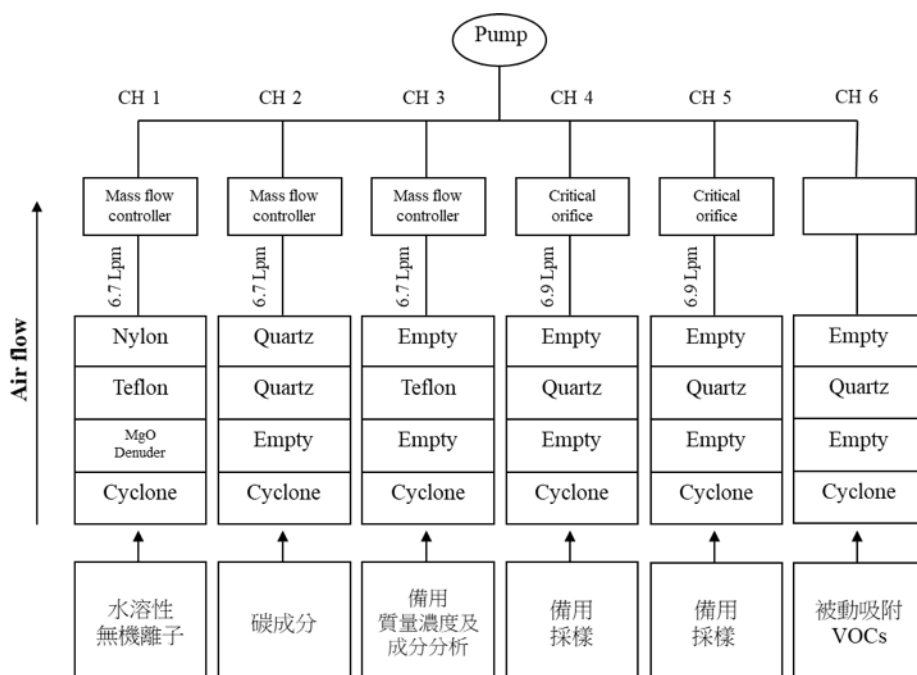
本計畫在環保署板橋、忠明、小港、斗六、嘉義及花蓮測站每六天例行採樣一次，各採樣地點及樣本分析實驗室地理位置如圖 1 所示。



圖 1. 採樣監測站及分析實驗室地理位置 (★代表採樣地點，■代表實驗室地點)

(二) 細懸浮微粒採樣設備及方法

2021 年執行採樣使用 MetOne 公司 E-FRM-DC Reference Particulate Sampler 及 SASS Sepcication Sampler。採樣器配置如下圖 2 所示，通道 1 前端設置塗覆 MgO 的擴散管以去除環境酸性前驅氣體干擾，後端放置鐵氟龍濾紙後接耐隆濾紙，分析 PM_{2.5} 氣膠水溶性無機離子成分及揮發的硝酸根和氯離子；通道 2 設置 2 張石英濾紙，作為分析氣膠碳成分及微粒有機碳成分揮發補償使用；通道 3 保留可放置鐵氟龍濾紙作為額外分析質量或元素成分進行比對使用；通道 6 沒有氣流通過，本計畫放置 1 張石英濾紙，作為現場空白及被動揮發性有機氣體吸附補償使用。

圖 2. MetOne SASS PM_{2.5} 成分採樣器採樣套管配置

(三) 污染來源推估與來向判別

本計畫以正矩陣因子法(Positive Matrix Factorization, PMF)解析歷年化學成分檢測成果。PMF 一般以方程式(1)表示[1-2]。其中， X_{ij} 為第 i 個樣本中 j 成分濃度。 p 為解析出的因子(污染源)總數， g_{ik} 為第 k 個因子傳輸到第 i 個樣本的質量濃度。 f_{kj} 為第 k 個因子中 j 成分占有所有因子的指紋比例。 e_{ij} 為 X_{ij} 的殘差。

$$X_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij} \quad (1)$$

(四) 以 PM_{2.5} 化學成分推估能見度

大氣氣膠不同化學成分造成消光係數(Extinction Coefficient, b_{ext})差異，Pitchford [3]以 revised IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments)估算大氣氣膠各種成分(硫酸銨、硝酸銨、有機物、元素碳、土壤、海鹽、粗顆粒)和空氣分子以及 NO_2 的 b_{ext} 如方程式(2)所示。其中 $f_x(RH)$ 是以 AIM3 熱力學平衡模式模擬出粗、細粒化學成分在特定相對濕度的成長係數。Rayleigh Scattering 值會因大氣密度而改變，範圍約在 $8 \sim 12 \text{ Mm}^{-1}$ ，本計畫參考 Watson [4]使用 11.4 Mm^{-1} 進行計算。

$$\begin{aligned} b_{ext} \approx & 2.2 \times f_s(RH) \times [\text{硫酸銨}] + f_L(RH) \times [\text{硫酸銨}] + 2.4 \times f_s \times [\text{硝酸銨}] \\ & + 5.1 \times f_L(RH) \times [\text{硝酸銨}] + 2.8 \times [OM] + 6.1 \times [OM] + 10 \times [EC] \\ & + 1 \times [Fine\ Soil] + 1.7 \times f_{ss}(RH) \times [Sea\ Salt] + 0.6 \times [Coarse\ Mass] \\ & + Rayleigh\ Scattering(Site\ Specific) + 0.33 \times [NO_2(ppb)] \quad (2) \end{aligned}$$

三、結果與討論

1. 2021 年 $\text{PM}_{2.5}$ 化學成分濃度時間變化

圖 3 為 2021 年例行採樣分析成果，冬季臺灣東部空氣品質良好，並未出現濃度超標的採樣日。1 月份西部各地 $\text{PM}_{2.5}$ 高濃度出現頻率明顯增加，以 1 月 22 日最高，其次是 1 月 16 日，這兩日最高濃度測站分別是小港站 $76 \mu\text{g m}^{-3}$ 及嘉義站 $72 \mu\text{g m}^{-3}$ 。斗六和嘉義站 1 月 22 日比其他採樣日有較高濃度的 SO_4^{2-} ，小港站則是有高濃度的 NO_3^- ，顯示當日 SO_4^{2-} 有跨區域污染傳輸但未及更南端的小港站。2 月份斗六以南各站持續出現高濃度，化學成分特徵與 1 月份相似， NO_3^- 的高濃度仍然是這段期間 $\text{PM}_{2.5}$ 主要化學成分，反映出 NO_x 前驅污染源管制的重要性。板橋站於 2 月 21 日出現冬季 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度首次高於 $35 \mu\text{g m}^{-3}$ ，主導化學成分為 OC 其次是 NO_3^- ，配合環保署監測資料，發現當日環境中有高 O_3 濃度與較低的風速，推測為停滯的氣流使環境擴散條件不佳，並可能有光化學作用的發生而增加衍生污染物濃度。11、12 月份中、南部 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度開始升高，斗六、嘉義、小港站在 12 月 15 日有高的 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度，出現較高 NO_3^- 濃度，顯示受在地污染排放的影響。

從各採樣日 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度及成分空間變化特徵顯示，冬季（1~2 月及 12 月） $\text{PM}_{2.5}$ 高濃度出現頻率明顯較高，春季（3~5 月）各地濃度逐漸下降， $\text{PM}_{2.5}$ 濃度直到秋季（9~11 月）才開始增加。高 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度仍集中於中部以南採樣站，高濃度的 NO_3^- 除了顯示在地污染特徵，也反映出 NO_x 前驅污染源管制的重要性。值得注意的是，北部板橋站在盛行風向轉變成南風的採樣日，會有較高的 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度。



圖 3. 六個測站 2021 年 PM_{2.5} 質量與化學成分濃度

2. 2021 年 PM_{2.5} 金屬元素濃度時間變化

圖 4 為 2021 年各季節金屬元素成分資料，在各季節間，金屬元素高濃度群的 Na 與 K 在全臺灣六個測站屢見高濃度，以嘉義或小港站濃度最高，兩個金屬元素除了過去所推測的海鹽與生質燃燒來源外，燃料鍋爐飛灰也包含這兩種金屬元素[5-6]，顯示固定污染源排放也是貢獻來源；再加上較高濃度的 Pb、Cu、Mn 及 Sn 時常與 Na 及 K 共同上升，確認有受到鍋爐燃燒排放影響。在中、低濃度金屬元素群的 Ba 有特殊的空間特徵，任何季節，嘉義站時常量測到較高濃度的 Ba 與 Ga，可能與工業塗料製程、汽車非燃燒排放、或是民俗活動的炮竹煙火有關。

綜合金屬元素成分資料顯示：在全臺灣六個測站普遍可檢測到鍋爐燃燒排放或生質燃燒微粒，以南部測站濃度較高，北部板橋站在盛行風向轉變為南風的採樣日，會出現與板橋以南測站相似的現象。嘉義站時常量測到較高濃度的 Ba 與 Ga，可能來自嘉義以北的工業區，幾項具有健康危害金屬元素的高濃度發生在小港及嘉義站。

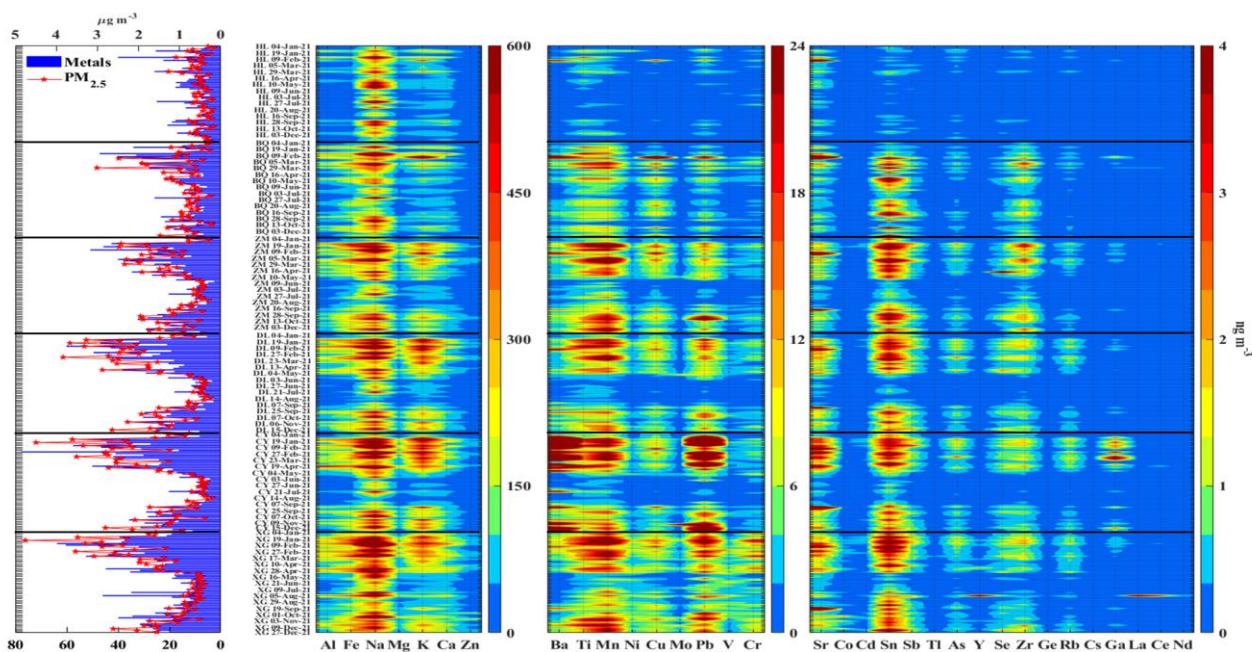


圖 4. 六個測站 2021 年 PM_{2.5} 質量濃度(折線)、金屬元素總濃度(直條)、各金屬元素成分濃度變化

3. PM_{2.5} 年平均濃度空間分布變化及逐年改善程度

2017~2021 年板橋、忠明、嘉義、斗六、小港和花蓮站 PM_{2.5} 年平均質量濃度呈現在圖 5 圓餅的正中央，PM_{2.5} 主要化學成分年平均質量濃度分列在圓餅周邊，在 2017 年 PM_{2.5} 年平均質量濃度以花蓮站為最低 ($11 \mu\text{g m}^{-3}$)，從東部到北部再往中、南部升高，最高值是小港站的 $30 \mu\text{g m}^{-3}$ ，到了 2021 年，花蓮站仍是最低 ($8 \mu\text{g m}^{-3}$)，從東部到北部再往中、南部升高，最高值是斗六、嘉義、小港站的 $23 \mu\text{g m}^{-3}$ 。

在 2017 年花蓮、板橋和忠明站 PM_{2.5} 占比最大的化學成分是 SO_4^{2-} 分別是 27%、25% 和 23%；到了 2021 年，花蓮站占比最大的化學成分仍為 SO_4^{2-} (2020 年為 OC)，板橋和忠明站

在 2018 到 2019 年 SO_4^{2-} 占比最大，2020 和 2021 年兩站都轉成 OC 占比最大，五年來兩站 OC 占 $\text{PM}_{2.5}$ 比例都上升了 3% 左右；斗六站 2018 到 2020 年占比最大的化學成分為 OC，2021 年轉為 NO_3^- ；嘉義和小港站 2017 年占比最大化學成分都是 NO_3^- ，2018 年嘉義和小港站是 SO_4^{2-} ，2019 年小港站以 SO_4^{2-} 占 $\text{PM}_{2.5}$ 比例最高，但嘉義站則是 NO_3^- ，2020 和 2021 年兩站的占比最大化學成分都是 NO_3^- ，即使質量濃度減少， NO_3^- 在 $\text{PM}_{2.5}$ 占比仍隨時間演進從 20% 左右增加到 22%， NO_3^- 前驅物 NO_x 的管制應為近年來管制 $\text{PM}_{2.5}$ 的重要課題。金屬元素的質量濃度五年來沒有明顯的增減，說明主要的管制策略可能對 $\text{PM}_{2.5}$ 主要化學成分和前驅氣體的減量較有效益，金屬元素則較沒有受到影響。

各測站 2021 年相較 2017 年的 $\text{PM}_{2.5}$ 、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、OC、EC 削減比例平均分別為 23%、32%、18%、28%、16%、49%，以 EC 削減比例最高，其次為 SO_4^{2-} ， NO_3^- 和 OC 削減比例最低，這指出後續可以努力減量的前驅污染源。

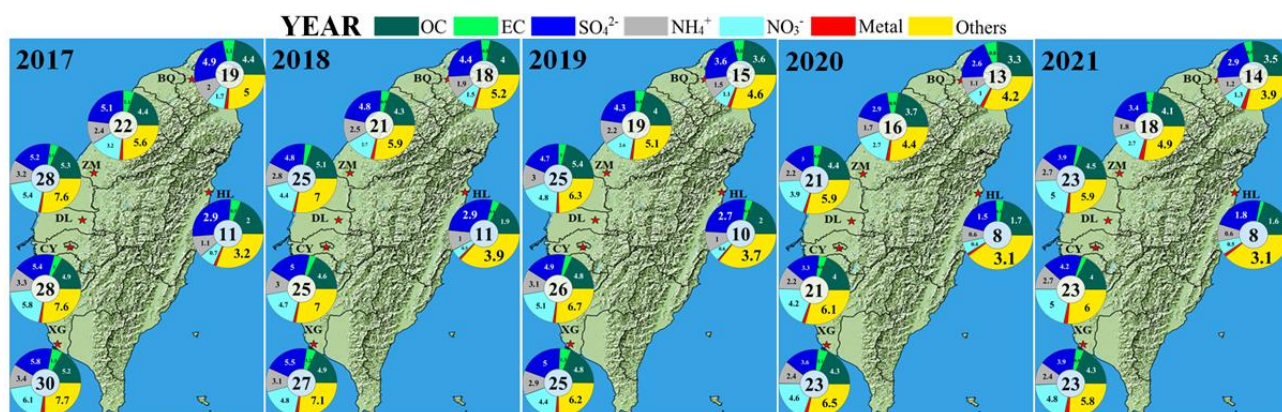


圖 5. 六個測站 2017 年～2021 年 $\text{PM}_{2.5}$ 及主要化學成分年平均質量濃度

表 5. 各站 $\text{PM}_{2.5}$ 及主要化學成分 2021 年與 2017 年平均濃度差異百分比

Yearly	花蓮	板橋	忠明	斗六	嘉義	小港
$\text{PM}_{2.5}$	-25%	-29%	-19%	-18%	-19%	-26%
OC	-21%	-19%	-8%	-15%	-18%	-17%
EC	-68%	-50%	-43%	-46%	-45%	-45%
SO_4^{2-}	-37%	-40%	-33%	-25%	-23%	-34%
NH_4^+	-40%	-39%	-25%	-17%	-19%	-29%
NO_3^-	-32%	-23%	-14%	-7%	-14%	-21%
Metal	-13%	-1%	22%	16%	23%	-8%
Others	-3%	-21%	-12%	-23%	-20%	-24%

備註：差異計算公式為 $(2021-2017)/2017$

4. $\text{PM}_{2.5}$ 高濃度占比化學成分歷年變化趨勢分析

較長時間的資料分析，可以評估污染源管制成效以及影響因素。圖 6 彙整 2017 年至 2021 年 $\text{PM}_{2.5}$ 化學成分檢測資料，分別依 2017 年至 2019 年（三年延伸趨勢線）、2017 年至 2020 年（四年延伸趨勢線）、2017 年至 2021 年（五年延伸趨勢線）各測站 $\text{PM}_{2.5}$ 高濃度占比化學

成分 (SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、OC 及 EC) 繪製出三條年平均濃度延伸趨勢線，從趨勢變化特徵，解析近年來國內 $\text{PM}_{2.5}$ 化學成分變化，並研析未來管制方向。

根據化學成分年平均濃度延伸趨勢， SO_4^{2-} 濃度降低受能源轉換及鍋爐汰換政策正面影響。 NO_3^- 於各測站都出現五年濃度延伸趨勢線斜率下降趨勢減緩現象。 NH_4^+ 大多受到 SO_4^{2-} 或 NO_3^- 影響。各區域主導影響的污染物互有差異，斗六以南各測站 NH_4^+ 多由在地污染 NO_3^- 所主導，除減少環境中 NH_3 逸散外，不論固定或是移動污染源 NO_x 排放仍需加強管制，2021 年 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 年平均濃度反增現象值得關注，可能是產業活動增強的影響。 OC 近年來濃度改善幅度增大，特別是花蓮與雲嘉地區，然而北部與中部地區 2021 年濃度反增值得注意，建議可加強移動污染源管制措施。 EC 受益於近年來政府補助柴油車輛汰舊及裝設防制設備，各年度延伸趨勢線都是下降，減量成效卓著。

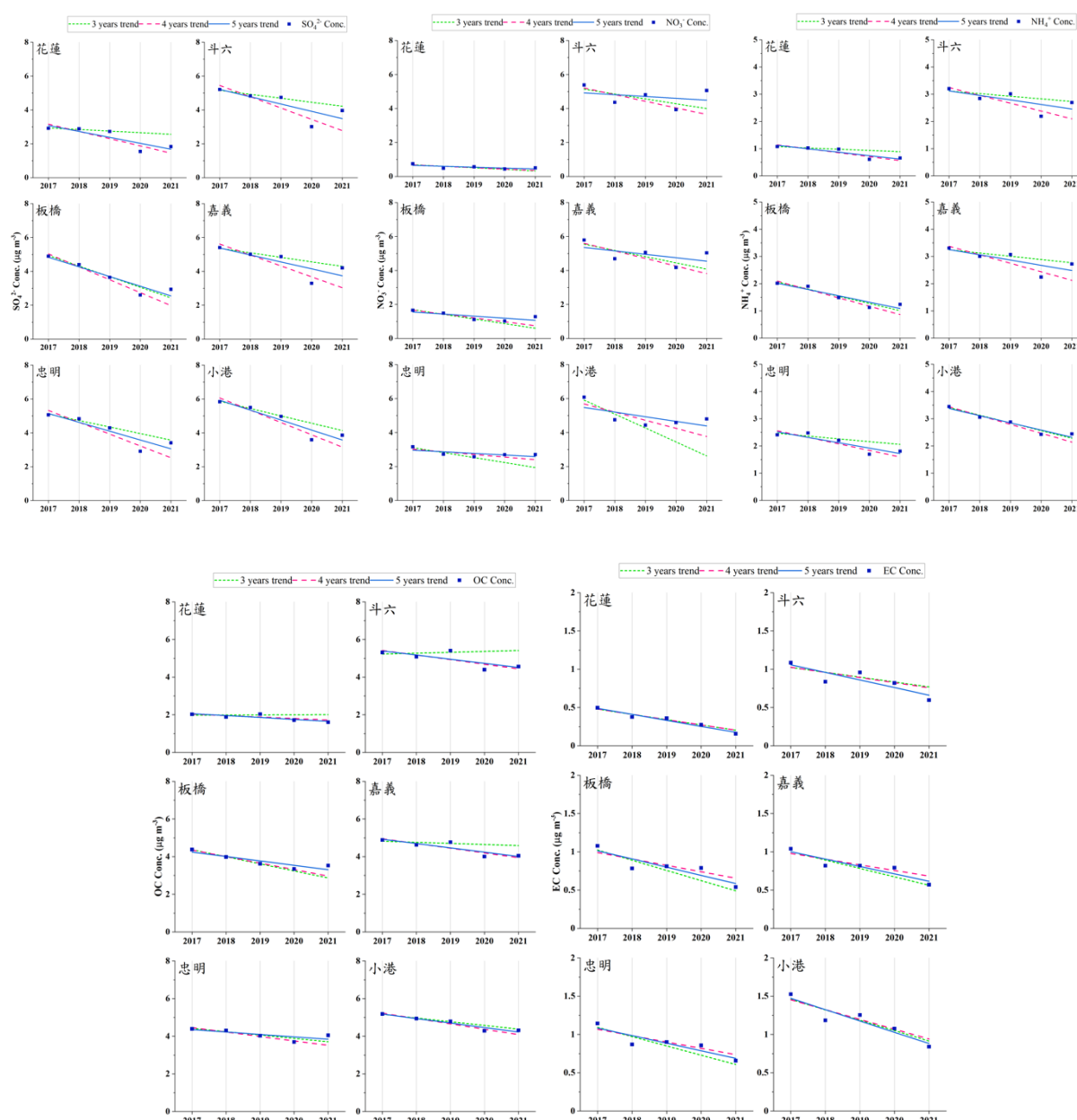


圖6. 六個測站2017年~2021年 SO_4^{2-} (上左)、 NO_3^- (上中)、 NH_4^+ (上右) OC (下左) 與 EC (下

右) 年平均濃度及不同年度延伸變化趨勢

5. PM_{2.5} 濃度年度、季度、測站濃度變化頻率分布

圖 7 為六個測站 2017 年~2021 年 PM_{2.5} 年度、季度、測站濃度變化頻率分布盒鬚圖，各測站都有逐年下降的趨勢，且盒鬚圖 25%~75% 的區間也縮小，代表 PM_{2.5} 濃度頻率分布中間段變化越趨穩定，每年季度平均濃度變化大多都是以 Q1 最高（2018 年花蓮站和 2017 年和 2019 年板橋站除外），板橋與花蓮站近年的季度間差異逐漸縮小，忠明站以南測站的季度差異則依然顯著，Q4 為濃度次高的季度。整體來看，PM_{2.5} 質量濃度的減量在東部及北部的效果逐年趨緩；中、南部 Q2 及 Q3 的減量同樣較緩和，至於 Q1 及 Q4 的減量則需要較大的努力。

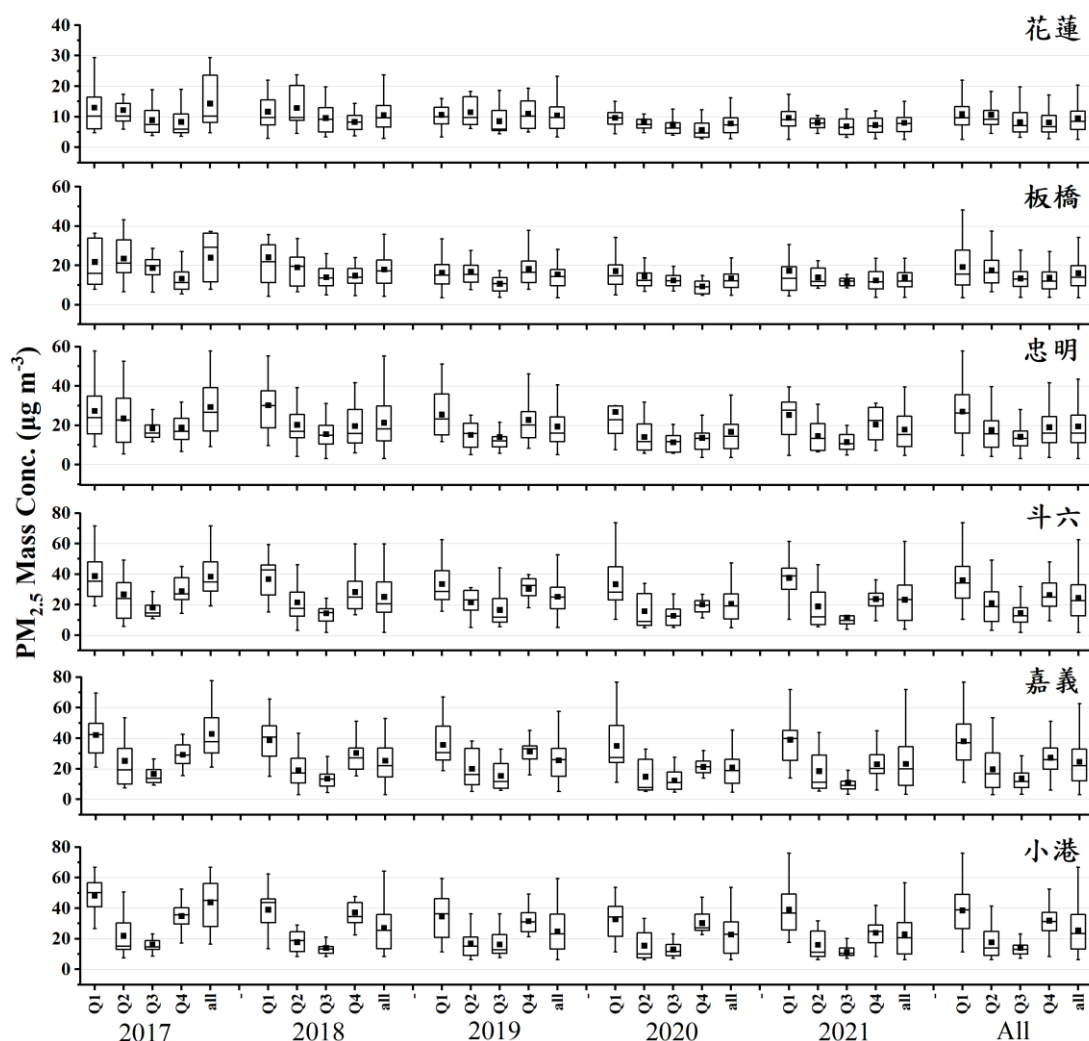


圖 7. 六個測站 2017 年~2021 年 PM_{2.5} 季度濃度變化 (Q1:第一個季度，餘類推)

6. PMF 污染因子變化，歷年年平均貢獻說明。

圖 8 展示各測站使用 PMF 分析 2017~2022 年 10 月的採樣數據，解析出 10 個污染因子，並計算 2017~2021 年各污染因子歷年以及季度平均貢獻濃度。平均貢獻濃度較高的前三個污染因子大多是「硫酸鹽」、「硝酸鹽」和「車輛排放」，平均濃度由東部往北部再往南部增加，

增加幅度以「硝酸鹽」最明顯。其次則是「燃油」、「工業 1」或「富含氯」，各測站之間「工業 1」的污染因子指紋雖然因測站鄰近工業不同有些許差異，但大多有燃煤（例如：As、Se...）以及垃圾焚化（例如：As、Cd、Pb...）指標金屬元素貢獻；「富含氯」則是指與工業（例如：垃圾焚化）有關的污染因子，中、南部濃度較高，特別是斗六與嘉義站。

六個測站 2017 年~2021 年 PM_{2.5} 質量濃度在 2021 年以前多為下降趨勢，2021 年則有反升現象，主要是「硝酸鹽」因子濃度的增加較多（花蓮站除外），「硫酸鹽」因子年平均貢獻濃度在 2021 年是微增，由於「車輛排放」可能受疫情影響人流降低貢獻濃度降低，因此，2021 年 PM_{2.5} 質量濃度增加是工業活動量增加。2020 年 PM_{2.5} 年平均質量濃度是五年來最低，各測站「硫酸鹽」因子貢獻濃度都有明顯降低，忠明站則是微降；「硝酸鹽」因子貢獻濃度在斗六和嘉義站降低較多，忠明和小港站則是微升；「車輛排放」因子貢獻濃度在西部測站都是微降。值得注意的是，「燃油」因子 2019 年以後貢獻量幾乎消失，可能與燃油鍋爐逐漸退場有關。「車輛排放」可能受疫情影響人流降低貢獻濃度減少，中、南部的測站「工業 1」、「工業 2」和「富含氯」近五年沒有明顯的減少，反而忠明與斗六站「工業 2」的貢獻濃度有增加；非人為排放的「揚塵」與「海鹽」因子貢獻濃度同樣差異不大。各污染因子季度平均貢獻濃度都是 Q1 最高，花蓮和板橋站的次高季度是 Q2，忠明以南測站則是 Q4，可能的原因是 Q4 北部和東部受東北季風影響環境擴散條件較好，中、南部地區有時因中央山脈阻擋使背風側風速較低，環境擴散條件差導致污染物累積，季度變化也較東部和北部明顯。忠明站以南的測站季度變化最明顯的污染因子都是「硝酸鹽」，Q1 最高 Q3 受環境溫度影響平均貢獻濃度非常低；「硫酸鹽」和「車輛排放」季度間差異相對較小，斗六和嘉義站甚至在 Q2 和 Q3 有較高的「硫酸鹽」，可能是受季節風向不穩定受南部污染源排放或是光化學反應較強影響。

綜合上述結果，2017 年~2020 年各污染因子的平均加總濃度呈現下降趨勢，特別是 2020 年濃度明顯最低，可能與各測站「硫酸鹽」因子貢獻濃度明顯降低、「硝酸鹽」因子貢獻濃度在斗六和嘉義站降低較多、「燃油」因子在 2019 年以後貢獻量驟減。2021 年雖然受疫情影響人流減少「車輛排放」因子貢獻濃度降低，但工業活動反升，導致「硫酸鹽」「硝酸鹽」和「工業 1」有增加的情況。各測站污染因子季度貢獻變化顯示 Q1 有最高濃度主要受到「硝酸鹽」的貢獻，代表 NO₃⁻以及前驅污染物的管制非常重要；「硫酸鹽」和「車輛排放」季度間差異相對小，說明對 SO₄²⁻和 OC 進行管制，對四季度的濃度都會有穩定降低的效果。

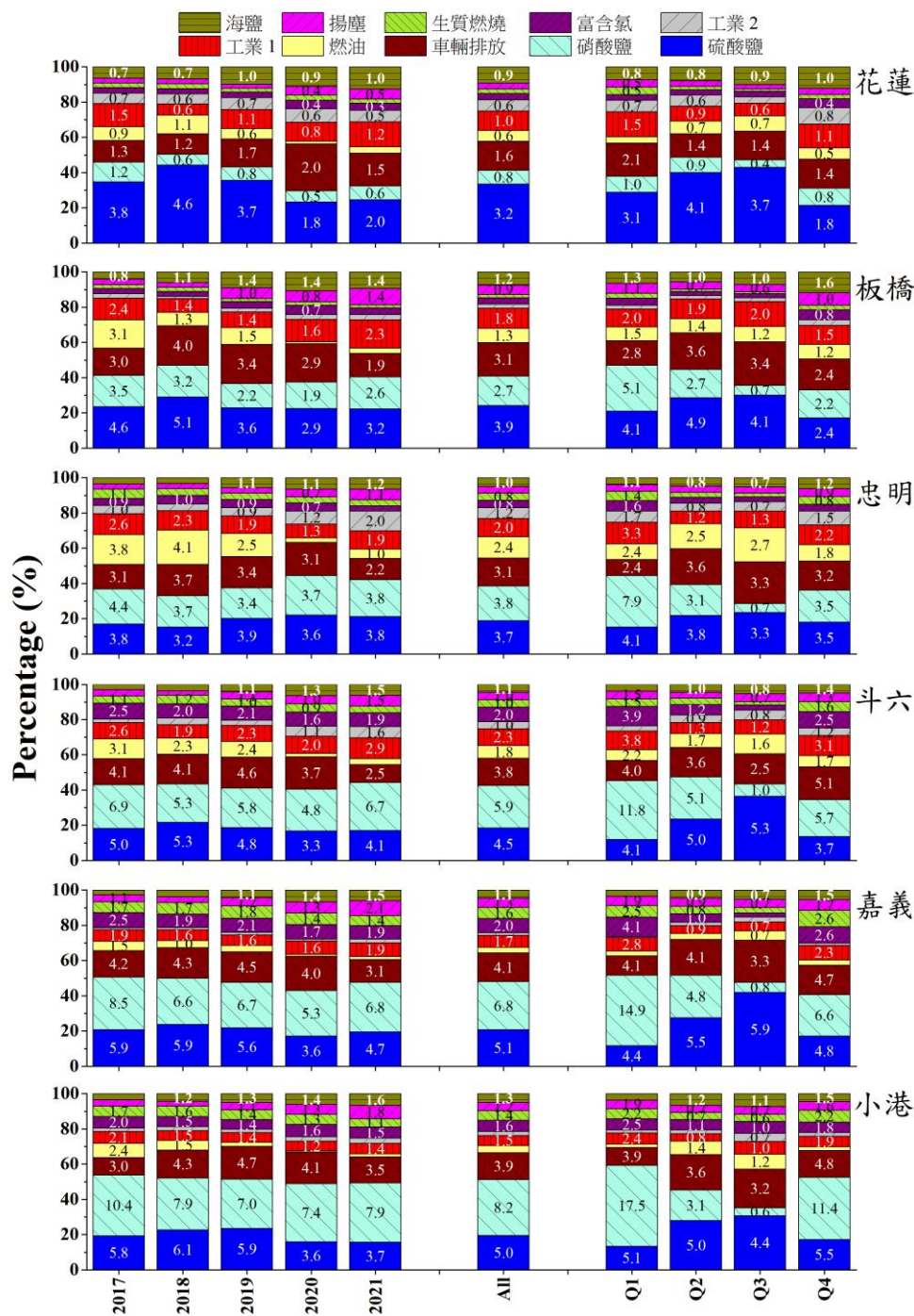


圖 8. 六個測站 2017 年~2021 年 PMF 受體模式推估污染因子歷年和季度平均貢獻濃度

7. IMPROVE 方程式大氣能見度影響因子變化，歷年年平均貢獻說明。

圖 9 彙整 2017 至 2021 年計畫執行期間各測站推估影響大氣消光係數 (b_{ext}) 的各化學成分和相關因子貢獻比例，大氣能見度和 b_{ext} 有反比關係。Q1 和 Q2 大致呈現中部以南 b_{ext} 值較高，因此，大氣能見度劣於中部以北測站。此外，除花蓮及板橋站外，各測站推估的 b_{ext} 都是 Q1 大於 Q2，顯示 Q1 大氣能見度普遍較 Q2 為差。Q3 受益於空氣品質良好，各站推估 b_{ext} 值是各季度最低，空間分布差異不大。進入 Q4 後，伴隨污染濃度增加，中部以南各測站 b_{ext} 值比 Q3 都有提高，數值介於 Q2 與 Q3 間。

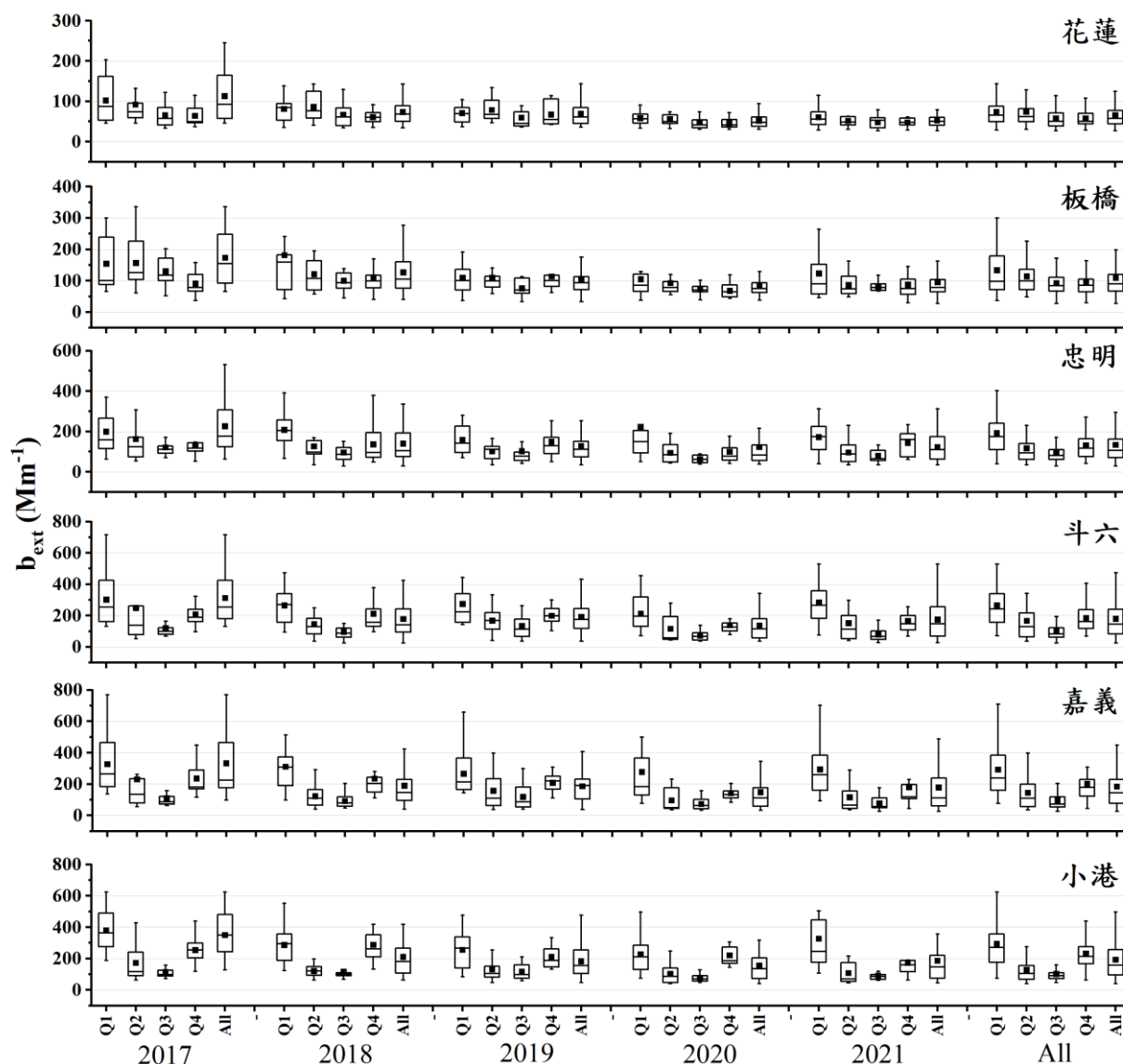


圖9. 六個測站2017年~2021年 $PM_{2.5}$ 化學成分及其他因子對大氣消光係數 (b_{ext}) 的影響

圖 10 分析 2017 年~2021 年各測站 $PM_{2.5}$ 化學成分及其他因子對 b_{ext} 影響比例年平均值，可發現自 2020 年起，硫酸鹽影響比例由 2017 年至 2019 年逐年下降，2020 與 2021 年各站反增 3%~5%。硝酸鹽影響比例在忠明以北大致持平，以南各站則逐漸增加，2021 年平均值約上升 1%~8%，主要與區域內各測站春季 NO_3 濃度反增有關。這結果顯示若要改善中部以南各站污染季節能見度不佳的情況，仍是需要針對硝酸鹽前驅污染源進行管控，東部、北部地區以及非高污染期間則是針對含硫燃料鍋爐排放源以及移動污染源管制，有助於持續提升各地能見度。

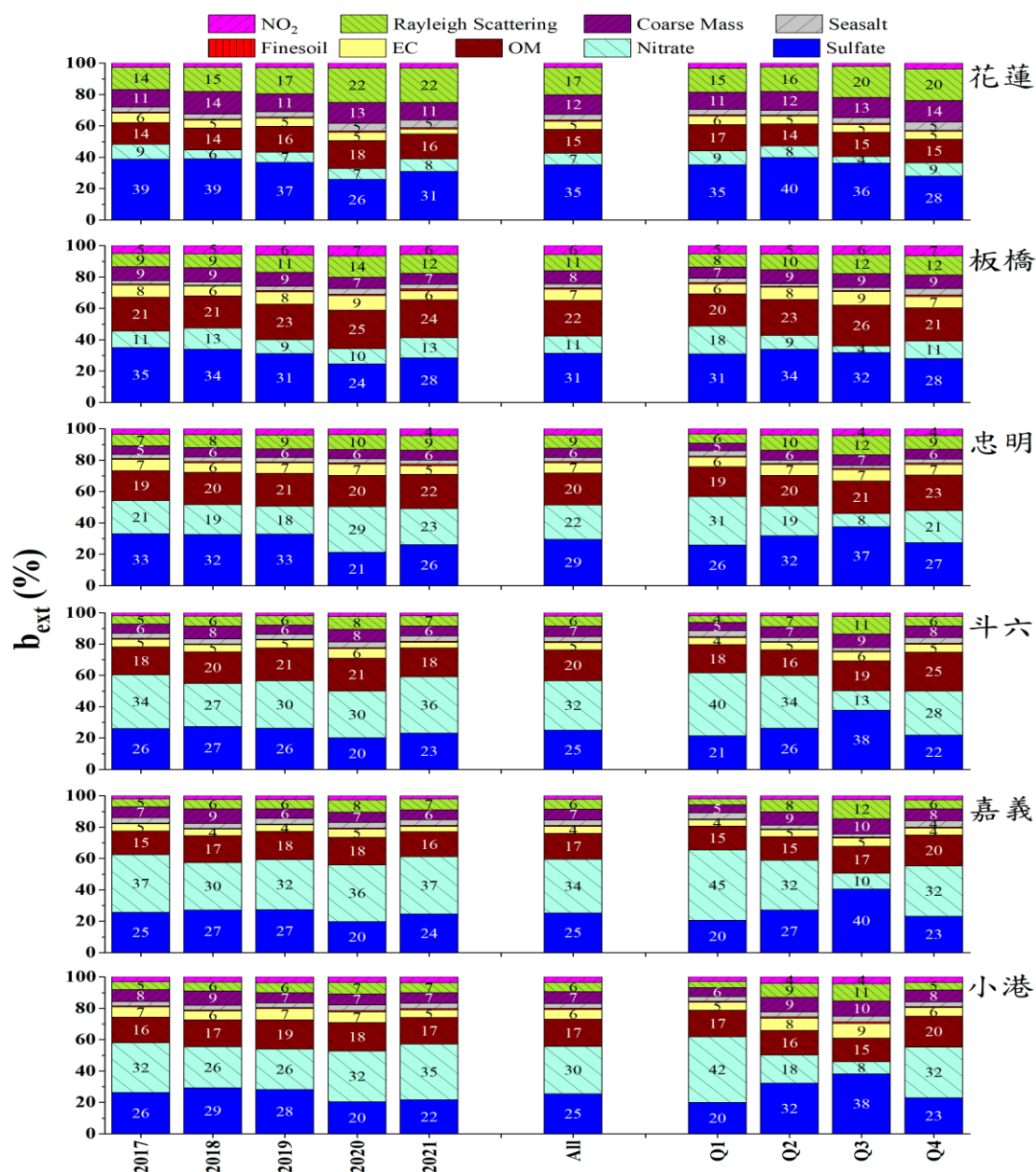


圖 8. 六個測站 2017 年~2021 年影響大氣消光係數(b_{ext})的 $PM_{2.5}$ 化學成分及其他因子比例

四、結論

1. $PM_{2.5}$ 高濃度在 Q1 的出現頻率較高，Q2 各地濃度逐漸下降，Q3 濃度最低， $PM_{2.5}$ 濃度直到 Q4 才開始增加。高 $PM_{2.5}$ 和 NO_3^- 濃度以中部以南測站較高。
2. $PM_{2.5}$ 金屬元素成分檢測，在六個測站普遍檢測到鍋爐燃燒排放或生質燃燒微粒，以南部測站濃度較高。
3. 各測站 2021 年相較 2017 年的 $PM_{2.5}$ 、 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 、 NH_4^+ 、OC、EC 削減比例平均分別為 23%、32%、18%、28%、16%、49%，以 EC 削減比例最高，其次為 SO_4^{2-} ， NO_3^- 和 OC 削減比例最低，這指出後續可以努力減量的前驅污染源。
4. 五年來 $PM_{2.5}$ 主要化學成分變化趨勢： SO_4^{2-} 濃度持續降低，受益於近年來能源轉換及鍋爐汰換政策正面影響； NO_3^- 濃度下降趨勢減緩且主導斗六以南 NH_4^+ 濃度，應致力於減少環境中 NH_3 逸散，同時改善各污染源 NO_x 排放。OC 於花蓮及雲嘉地區近年改善顯著，北部及中部可加強移動污染源管制措施。EC 受益於來政府補助柴油車輛汰舊及裝設防制設備。
5. $PM_{2.5}$ 主要化學成分的季度變化與質量濃度變化相同，由臺灣東部向北部往南部增大，季度空間分布顯示：各測站 $PM_{2.5}$ 近六年季度平均質量濃度以 Q1 為最高，其次多為 Q4，再其次多為 Q2。若要針對 Q1 和 Q4 的高濃度進行有效的改善，對 NO_3^- 及前趨污染源的管制非常重要；OC 和 SO_4^{2-} 的減量則是對各季度都有穩定降低 $PM_{2.5}$ 質量濃度效果。
6. 2017 年至 2021 年各測站 PMF 污染因子季度貢獻變化顯示：Q1 有最高濃度主要受到「硝酸鹽」的貢獻，代表 NO_3^- 以及前驅污染物的管制非常重要；「硫酸鹽」和「車輛排放」季度間差異相對較小，說明對 SO_4^{2-} 和 OC 進行管制，在四季度都有穩定降低 $PM_{2.5}$ 質量濃度的效果。
7. 以 IMPROVE 方程式推估的 2017 至 2021 年各化學成分對大氣能見度影響分析顯示：對硝酸鹽及其前驅污染源進行管制能有效改善中、南部的大氣能見度，硫酸鹽的減量則對東部及北部的大氣能見度影響較明顯，有機物近六年雖然對大氣能見度的影響持平，但仍需持續減量才能有更好的大氣能見度。

參考文獻

- [1] Paatero, P., "Least squares formulation of robust non-negative factor analysis." Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 37, 23-35 (1997).
- [2] Norris, G., Duvall, R., Brown, S., Bai, S., "EPA positive matrix factorization (PMF) 5.0 fundamentals and user guide prepared for the US Environmental Protection Agency Office of Research and Development," Washington, DC, USA (2014).
- [3] Pitchford, M., Malm, W., Schichtel, B., Kumar, N., Lowenthal, D., Hand, J., "Revised algorithm for estimating light extinction from IMPROVE particle speciation data." Journal of the Air & Waste Management Association, 57, 1326-1336 (2007).
- [4] Watson, J.G., "Visibility: Science and Regulation." Journal of the Air & Waste Management Association, 52, 628-713 (2002).
- [5] Yang, H.-H., Gupta, S.K., Dhital, N.B., Lee, K.-T., Hsieh, Y.-S., Huang, S.-C., 2019. Establishment of indicator metals for filterable and condensable $PM_{2.5}$ emitted from important stationary emission sources. Energy & Fuels 33, 10878-10887.
- [6] Yao, S., Cheng, S., Li, J., Zhang, H., Jia, J., Sun, X., (2019). Effect of wet flue gas desulfurization (WFGD) on fine particle ($PM_{2.5}$) emission from coal-fired boilers.

Journal of Environmental Sciences 77, 32-42.

校園懸浮微粒防護介入設備之有效性評估

陳俊佑¹ 蔡朋枝¹ 林明彥¹

¹國立成功大學 職業衛生學科暨環境醫學研究所

摘要

學齡兒童長時間待在學校，需要重視教室內之空氣品質，針對在校園使用空氣清淨裝置等懸浮微粒(PM)防護介入設備，過去的研究主要仍以空氣清淨機為主，然而尚有許多 PM 防護介入技術，如新風系統、冷氣靜電濾網等。惟有關前述防護技術應用於校園教室之有效性仍不清楚，本研究針對空氣清淨機、新風系統、冷氣靜電濾網對 PM₁₀、PM_{2.5}、奈米微粒之有效性進行評估。本研究以完全混合模式(well-mixed room model)為基礎，利用平衡式表示室內外懸浮微粒濃度之間之關係，計算出各介入設備對不同利敬之懸浮微粒之移除效率(η)。研究結果顯示不同防護介入設備對於不同範圍粒徑有不同的移除效率，新風系統對於 PM_{2.5-10} 有較好的移除效率，空氣清淨機則是對 PM_{0.1} 有較好的移除效率，因此，在選擇防護介入設備時，可以針對該環境中的粒徑分布來選擇較適合之防護介入設備。

關鍵詞：空氣清淨機、新風系統、冷氣靜電濾網、PM 移除效率

一、前言及研究目的

根據美國學者[1]等人的研究，每立方公尺增加10微克($\mu\text{g}/\text{m}^3$)的 PM_{2.5}，就會增加8% 肺癌死亡率、6%心肺疾病死亡率、4%總死亡率。因此，PM 作為造成不良健康效應之主要風險因子，於室內環境中已有許多防護介入措施進行 PM 之控制。

作為有效減少室內 PM 污染的防護介入措施，空氣淨化器已被廣泛應用，而現行針對防護介入措施之研究亦主要以空氣清淨機為主。空氣清淨機已被許多研究證實能有效降低室內之 PM 污染物，並有部分研究發現能降低心血管疾病之生物指標並改善過敏症狀[2, 3]，然而有部分研究指出有空氣清淨機對心血管疾病健康指標無顯著之改善[4, 5]；亦有研究指出以靜電集塵之空氣清淨機可能產生臭氧，甚至可能增加一些心血管疾病的風險[6]。因此對於空氣清淨機介入防護後之健康效應尚無定論。

針對在校園使用空氣清淨機之防護介入，有研究發現空氣清淨機可以降低教室內 44% 之 PM_{2.5}，並使學生肺功能指標 FEV₁上升4.4%，降低14.7% 呼氣中一氧化氮(Fractional exhaled nitric oxide, FeNO)[7]。然而另一項研究指出空氣清淨機雖能降低 49% 空氣中之 PM_{2.5}，但對學童肺功能 FEV₁(forced expiratory volume in one second) 及氣喘症狀無顯著之改善[8]。此外於使用空氣清淨裝置時，常關閉門窗減少室內外之空氣對流，於人數眾多之教室中亦可能造成 CO₂濃度快速上升，對學童之注意力及健康效應仍需進一步之研究。而除了空氣清淨機以外，目前尚有許多懸浮微粒防護介入技術，如新風系統、靜電紗窗等[9]。唯有關前述防護技術應用於校園之有效性仍不清楚。

室內空氣污染是許多不良健康效應之危險因子，而對於學齡兒童而言，除了學童本身為易感受族群，其每天會有超過8小時時間待在教室中，然而臺灣目前尚無完整校園空氣品質相關防護介入措施及政策，本研究針對不同防護介入設備對 PM₁₀、PM_{2.5}、奈米微粒及 VOCs 之有效性進行評估，分別以單一介入設備及多重介入設備的使用進行探討，此外，對於介入設備擺放於教室中不同配置位置的結果進行比較，並初步估算不同介入設備使用時之成本效益。

二、研究方法

2.1 防護介入測試條件、方法與場域建立

本研究為評估校園防護介入方法對懸浮微粒及 VOCs 之有效性，研究團隊借用一真實之空教室進行採樣，該教學大樓係5層樓之建築，教室樓層位於5樓(17.5m)，該教室之尺寸為長10公尺、寬8.7公尺、高3公尺之一長方體單腔室空間，教室的窗戶為正北向及

正南向，北側的窗戶尺寸寬0.8公尺、高1.1公尺(實際開口尺寸為寬0.8公尺、高1.1公尺)，共4扇；南側的窗戶尺寸寬1公尺、高1公尺(實際開口尺寸為寬0.5公尺、高1.0公尺)，共6扇，如圖1所示。

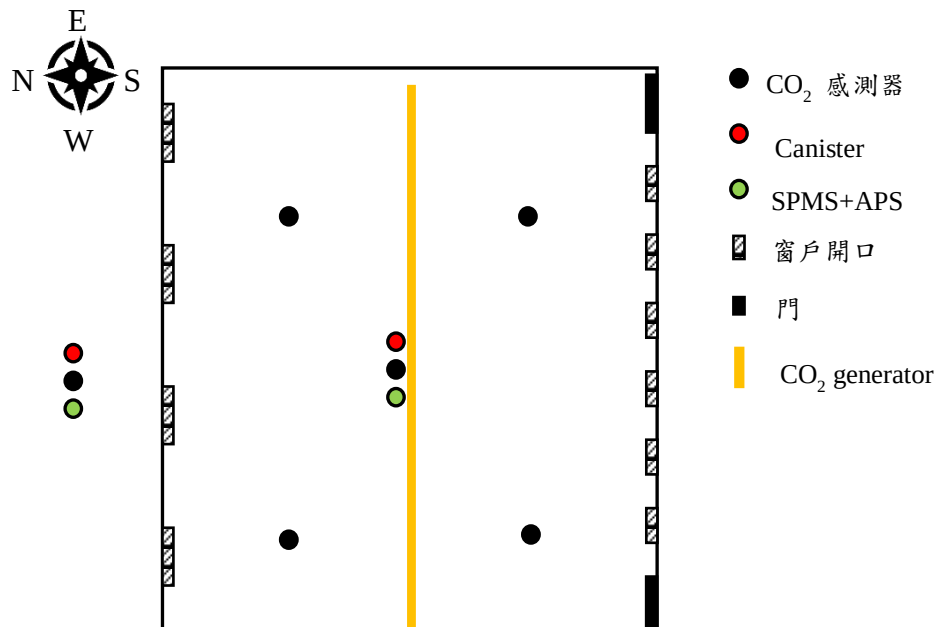


圖 1. 模擬場域採樣空間配置圖

空氣清淨機使用的 HEPA 濾網為等級 H13，懸浮微粒之過濾效率99.97%，並使用活性碳纖維濾網進行 VOCs 之吸附，濾網之面積為1.1m²，上碳量為150g/m²。目前市售空氣清淨機之清淨風流率通常以 ACH=3進行計算，因此對模擬場域之空氣清淨機之風速，本研究測試 ACH=1.5、3、4.5三種不同的風速(i.e., 390 m³/hr、780 m³/hr、1170 m³/hr)，多重組合時僅以 ACH=3為代表進行測試。為確保 HEPA 及活性碳濾網對懸浮微粒及 VOCs 之吸附效率，每次實驗皆會更換新的活性碳濾網。

新風系統使用之濾網為雙層濾網，包括一 G4等級之初級濾網及一 H11等級之 HEPA 濾網2種過濾介質來進行室內空氣的過濾，總過濾效率達97%。對新風系統所需之流率，依據美國冷凍空調協會(ASHRAE, 2007)建議值，教室學童所需之外氣補充量為每人6.7 L/s，以國小學童每班約30人計算，所需之新風流率為720 m³/hr，因此本研究模擬場域之新風系統之風速，以360 m³/hr、720 m³/hr、1080 m³/hr 三種不同流率來進行測量，多重組合時僅以流率720 m³/hr 來進行測試。

冷氣之靜電濾網，是於原冷氣本身之尼龍濾網上加裝一層靜電濾網，據原廠之數據其懸浮微粒過濾效率為96%，但無法移除 VOCs。模擬場域之坪數為26.3坪，適用18 kW之冷氣，現場實際裝設之冷氣為2台9.3 kW (1kW= 860 kcal/hr) 之冷氣，實際量測未加裝靜電濾網之冷氣單台流率為1,314 m³/hr (SD=48)，加裝靜電濾網後之冷氣單台流率1,158 m³/hr (SD=42)，於現場共2台冷氣，其流率總和為2316 m³/hr。

2.2 室內通風流率之量測

室內與室外通風之流率，會影響防護介入有效性之評估，本研究透過在室內持續產生二氧化碳來進行室內通風換氣率之量測。本研究以5 L/min 的流率產生二氧化碳，二氧化碳釋放的位置在教室的正中間，以太空管由教室前方為起始點，每30 cm 設置一個釋放點直到教室後方，並開啟電風扇做均勻之混合。在教室內放置5台 CO₂感測器(stm-5, Senseair, Delsbo, Sweden)連續偵測室內的二氧化碳濃度，採樣點分別於室外、教室前方及教室後方各2台及教室中間1台。利用 First order Runge-Kutta 數值解法，以室內外所測

量到的二氧化碳濃度，計算教室的通風流率，其公式推導如下：

二氧化碳之質量平衡式為：

$$V \left(\frac{dC_{room}}{dt} \right) = QC_{in} - QC_{room} + G \quad (1)$$

上式重新整理後可得：

$$\frac{dC_{room}}{dt} = \frac{-Q}{V} C_{room} + \left(\frac{Q \cdot C_{in} + G}{V} \right) \quad (2)$$

以一階 Runge-Kutta 法(First order Runge-Kutta method)描述 C_{room} 在不同 Δt 區間之濃度，其計算式如下：

設當 $t = t$ 時 $C_{room} = C_{room_0}$ ，則

當 $t = t_1 = t_0 + \Delta t$ 時：

$$C_{room_1} = \frac{1 + \frac{\Delta t}{2} \left(\frac{-Q}{V} \right)}{1 - \frac{\Delta t}{2} \left(\frac{-Q}{V} \right)} \times C_{room_0} + \frac{\Delta t \left(\frac{Q \cdot C_{in} + G}{V} \right)}{1 - \frac{\Delta t}{2} \left(\frac{-Q}{V} \right)}$$

當 $t = t_2 = t_1 + \Delta t$ 時：

$$C_{room_2} = \frac{1 + \frac{\Delta t}{2} \left(\frac{-Q}{V} \right)}{1 - \frac{\Delta t}{2} \left(\frac{-Q}{V} \right)} \times C_{room_1} + \frac{\Delta t \left(\frac{Q \cdot C_{in} + G}{V} \right)}{1 - \frac{\Delta t}{2} \left(\frac{-Q}{V} \right)}$$

以此類推，當 $t = t_n = t_{n-1} + \Delta t$ 時：

$$C_{room_n} = \frac{1 + \frac{\Delta t}{2} \left(\frac{-Q}{V} \right)}{1 - \frac{\Delta t}{2} \left(\frac{-Q}{V} \right)} \times C_{room_{n-1}} + \frac{\Delta t \left(\frac{Q \cdot C_{in} + G}{V} \right)}{1 - \frac{\Delta t}{2} \left(\frac{-Q}{V} \right)}$$

重新整理後 Q 的計算方式如下：

$$Q = \left(C_{room_{n-1}} - C_{room_n} + \frac{G \cdot \Delta t}{V} \right) \times \left[\frac{2V}{(C_{room_n} + C_{room_{n+1}} - 2C_{in}) \Delta t} \right] \quad (3)$$

其中，G 為二氧化碳產生率(mL/min)， C_{room} 為室內二氧化碳濃度(ppm)， C_{in} 為室外二氧化碳濃度(ppm)。

2.3 採樣方法

為評估在防護介入方法之有效性，本研究使用直讀式儀器 DustTrak (Model 8530, TSI Inc., MN, USA) 結合傳統採樣之環境氣膠微粒採樣器(PEM)進行 PM_{2.5} 之採樣，使用的濾紙為直徑 37mm 的鐵氟龍濾紙，採樣流率為 10 LPM，單一條件之採樣時間為 2 小時，採樣結束後以六位數天秤進行秤重，以 PEM 之重量濃度對 DustTrak 之重量濃度進行校正。

為評估校園防護介入方法對不同粒徑之懸浮微粒有效性，將使用氣動微粒分徑器及掃描式電移動度微粒分徑器進行採樣。氣動微粒分徑器(Aerodynamic Particle Sizer, APS, Model 3321, TSI Inc., St. Paul, USA)其原理是引導微粒通過一加速流場後，穿越兩道平行的雷射光束，藉由偵測微粒通過兩道雷射光束之時間差來推算出微粒的氣動粒徑(aerodynamic diameter; dae)，其可量測的粒徑範圍在 0.5-20 μm 。掃描式電移動度微粒分徑器(Scanning Mobility Particle Sizer, SMPS, Model 3938, TSI Inc., St. Paul, USA)將電移動度微粒分徑器(electrical mobility sizer)與微粒計數器(condensation particle counter)結合，其可量測的粒徑範圍在 1-400 nm。

2.4 防護介入設備對不同粒徑之懸浮微粒之有效性

本研究以完全混合模式(well-mixed room model)為基礎，利用平衡式表示室內外懸浮微粒濃度之間之關係，其公式如下：

$$V \left(\frac{dC_{room}}{dt} \right) = [PQC_{out} - QC_{room}] - [\eta_{pur}Q_{pur}C_{room}] - [A_sV_dC_{room}] + G \quad (4)$$

其中：

V：教室內之體積 (m³)

t：時間

C_{out}：室外之懸浮微粒濃度 (μg/m³)

C_{room}：室內之懸浮微粒濃度 (μg/m³)

P：懸浮微粒滲透率 (%)

Q：室內之供氣流率 (m³/min)

K_{pur}：防護介入設備對懸浮微粒之移除率 (m³/min)

A_s：可用於沉積的表面積 (m²)

V_d：微粒之沉積速率 (m/s)

G：室內懸浮微粒之產生率 (μg/min)

上述公式(4) 對時間長度 t 時室內懸浮微粒之濃度 C_{room}(t) 之解如公式(5)所示：

$$C_{room}(t) = \frac{G + PC_{out}Q}{Q + K_{pur} + A_sV_d} \left(1 - \exp \left(-\frac{Q + K_{pur} + A_sV_d}{V} t \right) \right) + C_{room}(0) \exp \left(-\frac{Q + K_{pur} + A_sV_d}{V} t \right)$$

(5)

在控制介入後達穩態之濃度(C_{room,ss})，可假設 t 趨近於無限大，上述公式可簡化為式(6)：

$$C_{room} = \frac{PQ}{Q + K_{pur} + A_sV_d} C_{out} + \frac{G}{Q + K_{pur} + A_sV_d} \quad (6)$$

對新風系統使用的情形，假設室外空氣皆經由新風系統進入室內，故上式(5)重整為公式(7)：

$$C_{room} = \frac{(1-\eta)Q_{pur}}{Q_{pur} + A_sV_d} C_{out} + \frac{G}{Q_{pur} + A_sV_d} \quad (7)$$

其中，防護介入設備之處理流率(K_{pur})可以定義為：

$$K_{pur} = \eta \cdot Q_{pur}$$

其中：

Q_{pur}：防護介入設備過濾之空氣流率 (m³/min)

η：防護介入設備每單位空氣流率之處理效率 (%)

因此，在防護介入設備過濾之空氣流率已知下，可以計算防護介入設備對不同粒徑之懸浮微粒所能提供之處理效率(η)。為求得上述之 η，本研究於使用空氣清淨機及冷氣靜電濾網時假設：

$$A = \frac{PQ}{Q + K_{pur} + A_sV_d}; B = \frac{G}{Q + K_{pur} + A_sV_d}$$

於使用新風系統時假設：

$$A = \frac{(1-\eta)Q_{pur}}{Q_{pur} + A_sV_d}; B = \frac{G}{Q_{pur} + A_sV_d}$$

將式(6)、式(7)重整可得：

$$C_{room} = AC_{out} + B$$

將實際採樣室內及室外之個粒徑懸浮微粒濃度進行線性迴歸，其斜率項及截距項即分別為上式之 A 及 B 項。在無控制介入下 K_{pur}=0，已知室內通風流率(Q) 及沉降速率，可計

算不同粒徑之 P ，防護介入設備之使用不會影響懸浮微粒之滲透率(P)，因此該滲透率可用於不同防護介入設備之使用。於不同防護介入設備之使用使用情形下已知 P 、 Q 及沉降速率，即可求得防護介入設備對不同粒徑之懸浮微粒所能提供之處理效率(η)。

三、結果與討論

本研究進一步探討不同防護介入設備對不同粒徑之移除效率，本研究以直讀式儀器 SMPS 及 APS 之採樣結果，比較 $PM_{0.1}$ 、 $PM_{0.1-2.5}$ 及 $PM_{2.5-10}$ 三種粒徑範圍之 I/O ratio 及 η 來評估在不同防護介入設備對不同懸浮微粒粒徑範圍之有效性及單位流率的處理效率，其結果如圖2所示。

在 I/O ratio 的結果中顯示三種不同防護介入設備的使用，ACF 對 $PM_{2.5-10}$ 的有效性最差 (I/O : 0.67~0.95)(圖 2.C)。對於所有粒徑，FAS 和 AP 都能將 I/O 比降低到0.4以下，AP 的 I/O 比低於 FAS(圖2.A、B、C)。

在單位流量下不同粒徑的處理效率(η) 結果中，AP 對 $PM_{0.1}$ ($\eta=0.73$) 的處理效率最好，FAS 對 $PM_{2.5-10}$ 的處理效率最好($\eta=0.79$)。然而，FAS 在不同粒徑下的有效性並沒有太大差異，且 ACF 的 η 遠低於其他控制措施(圖2.D)，其原因是因為 ACF 的 Q 遠大於其他介入設備，雖然冷氣靜電濾網對不同粒徑之微粒處理效率皆較低，但其清淨流率遠高(約空氣清淨機4倍)於前述兩種介入措施，從而達到相似之有效性。

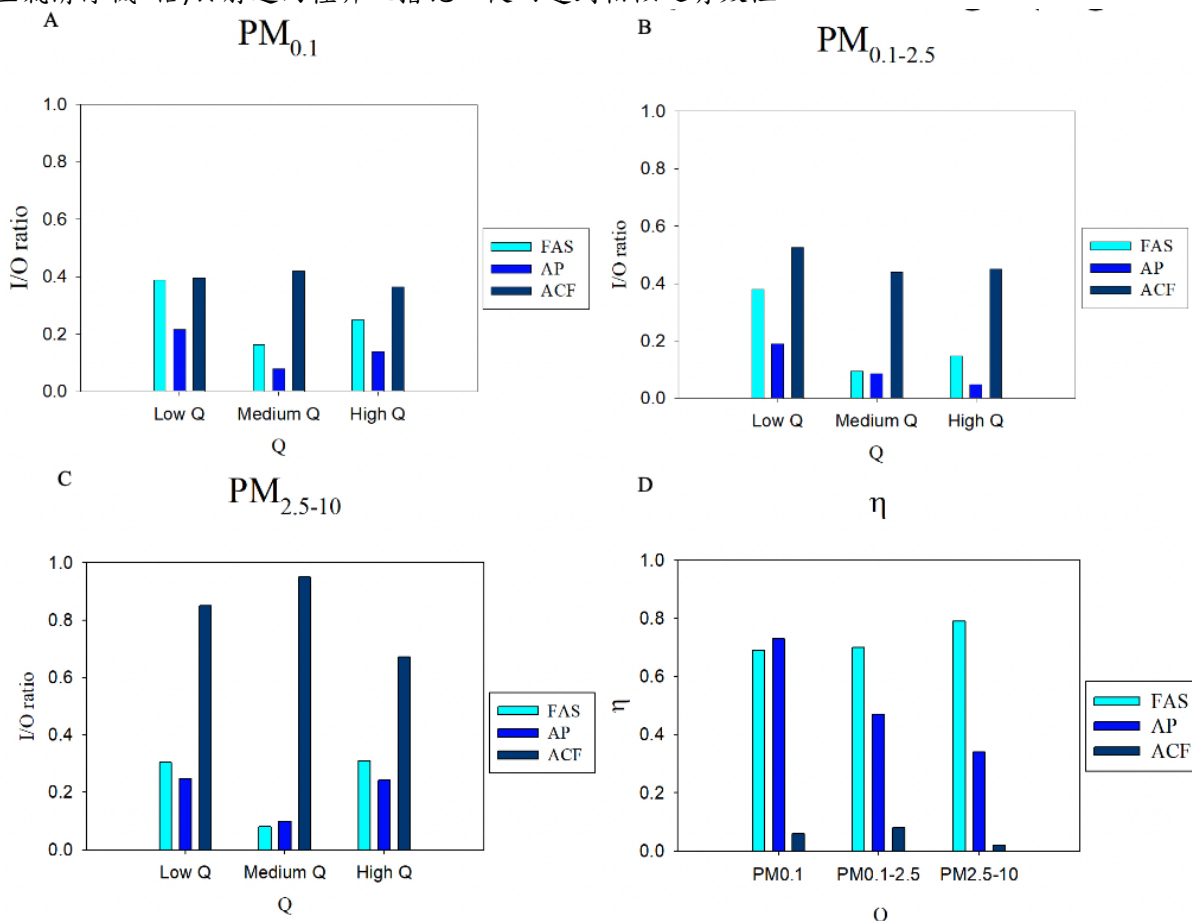


圖2. A、B、C 分別為 $PM_{0.1}$ 、 $PM_{0.1-2.5}$ 、 $PM_{2.5-10}$ 在不同控制措施和不同清淨流率下的 I/O 比，D 為控制措施對不同的粒徑懸浮微粒的處理效率(η)

四、結論

不同防護介入設備對於不同範圍粒徑有不同的移除效率，新風系統對於 PM_{2.5-10} 有較好的移除效率，空氣清淨機則是對 PM_{0.1} 有較好的移除效率，因此，在選擇防護介入設備時，可以針對該環境中的粒徑分布來選擇較適合之防護介入設備。

參考文獻

- [1] Pope, C.A., M. Ezzati, and D.W. Dockery, *Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States*. New England Journal of Medicine, 2009. **360**(4): p. 376-386.
- [2] Kajbafzadeh, M., et al., *The impacts of traffic-related and woodsmoke particulate matter on measures of cardiovascular health: a HEPA filter intervention study*. Occup Environ Med, 2015. **72**(6): p. 394-400.
- [3] Li, H., et al., *Particulate matter exposure and stress hormone levels: a randomized, double-blind, crossover trial of air purification*. Circulation, 2017. **136**(7): p. 618-627.
- [4] Cai, Y., et al., *Associations of Short-Term and Long-Term Exposure to Ambient Air Pollutants With Hypertension: A Systematic Review and Meta-Analysis*. Hypertension, 2016. **68**(1): p. 62-70.
- [5] Day, D.B., et al., *Combined Use of an Electrostatic Precipitator and a HEPA Filter in Building Ventilation Systems: Effects on Cardiorespiratory Health Indicators in Healthy Adults*. Indoor air, 2018. **28**(3): p. 360.
- [6] Day, D.B., et al., *Association of ozone exposure with cardiorespiratory pathophysiologic mechanisms in healthy adults*. JAMA internal medicine, 2017. **177**(9): p. 1344-1353.
- [7] Dong, W., et al., *Different cardiorespiratory effects of indoor air pollution intervention with ionization air purifier: Findings from a randomized, double-blind crossover study among school children in Beijing*. Environmental Pollution, 2019. **254**: p. 113054.
- [8] Jhun, I., et al., *School Environmental Intervention to Reduce Particulate Pollutant Exposures for Children with Asthma*. The Journal of Allergy and Clinical Immunology: In Practice, 2017. **5**(1): p. 154-159.e3.
- [9] Bartlett, C.E., S.J. Kemp, and L.J. Rotering, *Fresh air ventilation control methods and systems*. 2009, Google Patents.

臺灣2019年至2021年間空氣品質檢視

陳穆貞¹ 陳保中¹ 陳裕政^{1*}

¹國家衛生研究院國家環境醫學研究所

摘要

為改善民眾生活環境，並保護國人健康，故持續精進臺灣空氣品質，並定期檢視空氣品質現況有其必要。為此，研究依環署空字第1091159220號，公告之各項空氣品質標準之判定方法，檢視臺灣近三年(2019年至2021年)空氣品質現況。據統計近三年二十四小時平均懸浮微粒(PM₁₀)、年平均懸浮微粒(PM₁₀)、年平均細懸浮微粒(PM_{2.5})、小時二氧化硫(SO₂)、年平均二氧化硫(SO₂)、小時臭氧(O₃)、小時二氧化氮(NO₂)、年平均二氧化氮(NO₂)、八小時平均一氧化碳(CO)濃度，皆符合目前法定標準。然而，PM_{2.5}之二十四小時平均需再減量2.2 µg/m³ (5.91%)方可符合標準。而八小時 O₃則需再減量7.5 ppb (11.11%)。故以與標準值之差距而言，建議優先關注 PM_{2.5}和 O₃之減量。

一、前言

世界衛生組織於2013年將空氣污染物列為第一類致癌物，該組織2021年報告更指出，空氣污染相關健康危害健康，使全球每年約數百萬人死亡或失去健康。甚而，空氣污染已和不健康飲食，及吸煙等主要危害，並列為全球健康主要風險因子，亦是對人類健康影響最大的環境威脅[1-2]。反觀臺灣空氣品質，不僅受季風所致的境外長程傳輸影響，更受本地經濟、交通、民生活動等本地污染排放影響[3]。為改善民眾生活環境，並保護國人健康，故持續精進臺灣空氣品質，並定期檢視空氣品質現況有其必要。因此，研究依環署空字第1091159220號，公告之各項空氣品質標準之判定方法[4]，檢視臺灣近三年(2019年至2021年)空氣品質現況，以協助國人瞭解空氣品質現況，並提供政府污染源管建建議。

二、研究方法

2.1 資料來源

空氣品質監測資料取自臺灣近三年(2019年至2021年)間，環保署公告之 PM₁₀、O₃、SO₂、NO₂、CO 逐時監測濃度，及細懸浮微粒(PM_{2.5})二十四小時手動檢測值。

2.2 資料品質管制

監測濃度依法僅採計一般空氣品質監測站進入分析，若單監測站單項空氣污染物全年有效測值比率未達百分之七十五以上者，該項污染物測值不予採計。並排除經中央主管機關認可之特殊事件日，使其當日監測數值不予採計。

2.3 標準用詞及檢視基準

依空氣污染防治法第五條第三項規定訂定之空氣品質標準，定義標準用詞如下：

- (1) 小時平均值：指一小時內各測值之算術平均值。
- (2) 八小時平均值：指連續八個小時之小時平均值之算術平均值。
- (3) 日平均值：指一日內各小時平均值之算術平均值。
- (4) 二十四小時值：指連續採樣二十四小時所得之樣本，經分析後所得之值。
- (5) 年平均值：指全年中各日平均值之算術平均值。

同時，依據空氣品質標準檢視近三年空氣品質現況判定基準如下：

(1) 懸浮微粒(PM₁₀)檢視基準：一般空氣品質監測站，各站每年日平均值第九十八累計百分比對應值，計算連續三年之算術平均值，再就各站連續三年算術平均值排序，取前百分之五十高值平均，該平均值須小於空氣品質標準之日平均值。各站年平均值計算連續三年之算術平均值，再就區內各站該平均值平均後，須小於空氣品質標準之年平均值。

(2) 細懸浮微粒(PM_{2.5})：一般空氣品質監測站，各站每年手動檢測方法二十四小時值有效監測值，由低到高依序排列，取第九十八累計百分比對應值，計算連續三年之平均值，再就區內各站該平均值平均，須小於空氣品質標準之二十四小時值。各站年平均值計算連續三年之算術平均值，再就區內各站該平均值平均後，須小於空氣品質標準之年平均值。

(3) 臭氧(O₃)：一般空氣品質監測站，各站每年每日最大小時平均值由低到高依序排列，取第九十八累計百分比對應值，計算連續三年之算術平均值，再就區內各站連續三年算術平均值排序，取前百分之五十高值平均，該平均值須小於空氣品質標準之小時平均值。再者，一般空氣品質監測站，各站每年每日最大之八小時平均值由低到高依序排列，取第九十三累計百分比對應值，計算連續三年之算術平均值，再就區內各站該平均值平均後，須小於空氣品質標準之八小時平均值。

(4) 二氧化硫(SO₂)及二氧化氮(NO₂)：區內一般空氣品質監測站，各站每年每日最大小時平均值由低到高依序排列，取第九十八累計百分比對應值，計算連續三年之算術平均值，各站之該平均值須小於空氣品質標準之小時平均值。各站年平均值計算連續三年之算術平均值，再就區內各站該平均值平均後，須小於空氣品質標準之年平均值。

(5) 一氧化碳(CO)：區內一般空氣品質監測站，各站每年每日最大之八小時平均值由低到高依序排列，取第九十八累計百分比對應值，計算連續三年之算術平均值，再就區內各站該平均值平均後，須小於空氣品質標準之八小時平均值。

三、結果與討論

2.1 一般空氣品質監測站擷取成果

研究於臺灣所有空氣品質監測站中，依法僅擷取環保署公告之一般站，總計六十站，其中包含三十站為 PM_{2.5} 手動監測站，並依其地理分布彙整如下表 1。

表 1.各地理區一般空氣品質監測站分布及站數(灰底標註為 PM_{2.5} 手動監測站)

地理區(站數)	一般測站站名
北(19 站)	土城、士林、大園、中山、古亭、平鎮、汐止、林口、板橋、松山、桃園、基隆、淡水、菜寮、新店、新莊、萬里、萬華、龍潭
中(14 站)	二林、三義、大里、竹山、竹東、西屯、沙鹿、忠明、南投、苗栗、湖口、新竹、彰化、豐原
南(20 站)	大寮、小港、仁武、斗六、左營、安南、朴子、林園、前金、屏東、恆春、美濃、崙背、善化、新港、新營、楠梓、嘉義、臺南、潮州
東(4 站)	冬山、宜蘭、花蓮、臺東
離島(3 站)	金門、馬公、馬祖

2.2 污染物監測濃度品質管制成果

研究僅採計監測站單項空氣污染物全年有效測值比率達百分之七十五以上者，而

2019 年至 2021 年間，每站共包含 1,096 日及每日二十四小時小時監測值，故每站、每一單項空氣污染物監測樣本總數為 1,096 日×24 時= 26,304 筆。檢視前述六十站中，當一測站之單項空氣污染物遺漏筆數超出 6,576 筆，則該項污染物測值不予採計。當檢視資料後，發現馬公站之二氧化氮(NO₂)遺漏筆數 6,843 筆(遺漏百分比 26.0%)，故在污染物 NO₂ 之採計，僅使用馬公站以外之五十九站。

再者，污染物監測濃度若為經中央主管機關認可之特殊事件，其當日監測數值不予採計。故研究排除近三年來，環保署環境監測及資訊處提供之「中央主管機關認可之特殊事件」境外污染物影響的當日監測數值，包含 2019 年 1 月 20 日、2019 年 2 月 4 日、2019 年 3 月 7 日、2019 年 10 月 30 日、2021 年 2 月 2 日及 2021 年 4 月 18 日。

2.3 近年空氣品質檢視成果

(1) 懸浮微粒(PM₁₀)：

表2統計各站每年日平均值，取第九十八累計百分比對應值，連續三年算術平均值排序，發現排序第百分之五十位者為大園測站，對應之九十八百分位濃度連續三年算術平均值為64.0 µg/m³。再取前百分之五十高值平均，則由大園站累加至崙背站之濃度再取平均，求得前百分之五十高值平均濃度82.7 µg/m³，低於前述之PM₁₀日平均標準值100.0 µg/m³。計算各站年平均值計算連續三年之算術平均值如表3，再就區內各站該三年算術平均計算總平均濃度31.9 µg/m³，亦低於現行空氣品質標準之年平均值50.0 µg/m³。故綜合上述發現，2019年至2021年PM₁₀空氣品質，符合空氣污染防制區及總量管制區之日與年空氣品質標準。

表 2.各站 PM₁₀ 日平均值九十八百分位數三年平均值及排序百分位

	九十八累計百分比對應值(單位: µg/m ³)				三年總平均之 濃度百分位數
	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均	
恆春	41.1	31.7	30.2	34.3	2
臺東	44.7	33.8	38.0	38.8	3
花蓮	43.1	38.4	38.4	40.0	5
宜蘭	45.3	40.2	39.6	41.7	7
新店	47.8	40.3	44.0	44.0	8
冬山	49.4	44.1	42.6	45.3	10
淡水	48.0	41.9	48.3	46.1	12
古亭	56.6	43.5	45.5	48.5	13
基隆	55.6	46.9	45.7	49.4	15
竹東	57.5	47.5	46.6	50.6	17
士林	56.8	48.0	48.9	51.3	18
汐止	55.3	47.1	53.3	51.9	20
菜寮	59.7	49.0	47.5	52.1	22
三義	56.0	48.3	52.6	52.3	23
林口	58.7	49.2	50.4	52.7	25
萬華	60.7	48.7	49.7	53.0	27
中山	63.8	48.2	50.7	54.2	28
土城	60.0	48.7	55.0	54.5	30
松山	60.4	51.4	53.4	55.1	32
新莊	63.3	53.7	49.3	55.4	33
板橋	62.2	52.0	54.3	56.2	35
龍潭	66.6	51.2	51.3	56.4	37
桃園	63.8	53.9	56.8	58.2	38
馬公	64.6	55.4	55.5	58.5	40
新竹	67.0	53.6	55.4	58.6	42
湖口	66.9	50.3	58.7	58.7	43

	九十八累計百分比對應值(單位: $\mu\text{g}/\text{m}^3$)				三年總平均之 濃度百分位數
	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均	
平鎮	65.3	56.5	54.4	58.8	45
苗栗	64.5	54.5	57.3	58.8	47
豐原	63.0	54.8	62.2	60.0	48
大園	67.9	60.5	63.7	64.0	50
忠明	69.5	62.9	68.3	66.9	52
沙鹿	69.1	65.5	69.0	67.9	53
美濃	82.3	57.2	67.1	68.9	55
彰化	72.2	65.2	70.3	69.2	57
南投	73.0	69.8	73.0	71.9	58
西屯	78.2	68.4	69.7	72.1	60
大里	72.2	70.4	78.0	73.5	62
馬祖	83.6	67.3	77.0	75.9	63
竹山	86.5	73.0	78.9	79.4	65
楠梓	85.5	72.4	89.0	82.3	67
潮州	92.3	69.3	86.1	82.6	68
小港	88.8	73.6	86.1	82.8	70
屏東	90.2	73.7	86.3	83.4	72
前金	85.9	77.7	86.7	83.4	73
仁武	86.1	75.5	90.5	84.0	75
新營	89.8	72.3	91.0	84.4	77
金門	92.6	84.5	77.6	84.9	78
左營	88.5	74.8	93.6	85.6	80
大寮	87.7	76.5	93.7	86.0	82
善化	101.4	75.8	87.9	88.4	83
嘉義	94.8	75.8	95.4	88.6	85
朴子	97.0	81.1	88.9	89.0	87
臺南	92.9	76.1	101.5	90.1	88
安南	96.6	78.5	96.2	90.4	90
斗六	87.4	84.0	100.3	90.6	92
萬里	104.7	87.4	86.2	92.8	93
新港	101.1	87.6	93.3	94.0	95
林園	101.3	84.9	97.5	94.6	97
二林	101.8	87.4	105.5	98.3	98
崙背	110.2	89.1	97.6	99.0	100
總平均	73.3	61.7	68.0	67.7	

表 3.各站 PM₁₀ 日平均值分年及連續三年算術平均值(單位: $\mu\text{g}/\text{m}^3$)

測站名稱	2019 年		2020 年		110 年		三年算術平均	
	年平均	標準差	年平均	標準差	年平均	標準差	日平均	標準差
恆春	17.6	9.6	13.1	7.0	13.6	6.5	14.8	8.1
臺東	20.2	9.4	17.0	7.1	18.1	7.5	18.4	8.1
花蓮	21.9	8.3	20.0	7.1	17.9	7.4	19.9	7.8
宜蘭	22.7	9.8	19.8	8.6	18.8	8.8	20.4	9.2
新店	21.8	10.3	19.7	9.0	20.9	9.8	20.8	9.7
淡水	22.6	11.0	20.4	9.5	22.0	10.3	21.7	10.3
古亭	27.4	12.8	21.9	9.7	21.5	10.3	23.6	11.3
冬山	26.7	11.0	21.9	8.9	22.6	9.1	23.7	9.9
三義	25.3	12.5	21.9	10.8	24.8	11.6	24.0	11.7
竹東	27.7	12.1	22.8	10.2	22.1	10.0	24.2	11.1
士林	26.0	13.0	22.9	10.4	23.9	10.9	24.3	11.6
林口	27.3	12.9	23.3	11.0	23.5	11.4	24.7	11.9
汐止	26.7	11.8	24.4	10.4	23.6	10.9	24.9	11.1
菜寮	27.4	12.7	24.2	10.7	23.2	11.0	25.0	11.6
基隆	28.3	11.6	24.6	9.8	22.5	9.6	25.1	10.6
萬華	28.1	12.8	24.2	10.5	23.0	10.8	25.1	11.6
龍潭	29.5	14.9	23.2	11.1	23.5	11.0	25.4	12.8
土城	28.3	13.4	24.0	10.8	24.3	11.9	25.5	12.2
板橋	28.7	13.5	24.5	11.1	24.2	11.6	25.8	12.3
中山	29.7	13.6	23.9	10.6	24.1	11.1	25.9	12.1
松山	29.5	13.5	24.9	11.2	24.7	11.1	26.4	12.2
桃園	28.7	14.0	25.6	11.8	26.3	12.7	26.8	12.9
新莊	29.7	13.8	26.5	11.3	25.7	11.1	27.3	12.2
湖口	31.9	14.2	23.7	11.9	26.5	11.2	27.4	12.9
苗栗	30.5	14.8	25.7	12.3	26.4	12.7	27.5	13.5
馬公	29.6	13.5	27.5	13.0	26.2	12.3	27.8	13.0
平鎮	30.8	13.6	27.0	12.0	25.6	12.4	27.8	12.9
大園	30.5	13.9	26.8	12.8	27.3	12.8	28.2	13.3
新竹	32.9	14.1	25.8	11.8	26.4	12.2	28.4	13.1
豐原	30.4	13.9	26.1	12.6	28.7	13.4	28.4	13.4
忠明	30.1	15.5	27.5	14.4	30.4	15.7	29.3	15.2
沙鹿	31.6	15.9	27.0	15.4	31.1	16.6	29.9	16.1
彰化	34.0	15.7	29.4	14.6	32.3	16.2	31.9	15.6
馬祖	37.1	18.8	31.6	15.2	30.0	15.9	32.9	17.0
西屯	36.4	16.4	29.7	15.6	33.7	15.9	33.2	16.1
大里	35.3	16.2	32.1	15.7	34.6	18.3	34.0	16.8
美濃	40.8	18.5	31.7	13.5	32.3	15.9	34.9	16.6
南投	38.5	16.8	33.1	14.7	33.8	16.0	35.1	16.0
萬里	40.0	21.5	34.2	20.5	32.2	19.9	35.4	20.9
竹山	41.9	18.5	35.0	15.8	35.8	18.0	37.5	17.7
金門	44.0	20.0	36.6	17.4	37.4	18.3	39.4	18.9
善化	49.1	24.5	35.0	18.5	34.9	21.2	39.6	22.5
潮州	45.0	21.9	38.1	16.7	36.8	20.9	40.0	20.2
嘉義	43.5	22.1	37.6	18.4	39.9	22.5	40.3	21.2
新營	44.9	21.3	37.0	18.4	40.3	22.4	40.7	21.0
斗六	42.5	20.6	39.4	19.0	40.4	23.4	40.8	21.1
左營	43.0	22.3	38.4	19.6	41.5	22.8	41.0	21.7
前金	44.5	22.6	39.6	20.1	39.2	22.4	41.1	21.8
楠梓	44.3	21.0	39.6	17.9	40.5	22.3	41.5	20.5
仁武	44.5	21.4	39.8	18.2	40.4	21.4	41.5	20.5
臺南	46.1	22.6	37.7	19.7	41.3	24.9	41.7	22.7
小港	44.6	21.1	39.9	17.9	41.5	21.1	42.0	20.2
屏東	45.3	21.5	40.4	17.9	41.2	20.7	42.3	20.2
朴子	47.8	22.8	39.8	18.9	40.8	21.8	42.8	21.5
新港	46.9	23.3	40.6	20.4	41.3	22.7	42.9	22.3
崙背	45.0	24.9	41.6	20.7	43.2	26.5	43.3	24.1

測站名稱	2019 年		2020 年		110 年		三年算術平均	
	年平均	標準差	年平均	標準差	年平均	標準差	日平均	標準差
大寮	45.3	20.3	42.7	18.8	44.8	21.4	44.3	20.2
安南	50.0	22.7	41.0	19.3	42.7	23.4	44.6	22.2
二林	47.5	22.1	42.5	19.7	45.9	24.5	45.3	22.2
林園	51.6	23.0	45.6	19.4	46.2	24.1	47.7	22.4
總平均	35.0		30.0		30.8		31.9	

(2) 細懸浮微粒(PM_{2.5})：

表4統計各站每年日平均值，取第九十八累計百分比對應值連續三年算術平均值排序，發現排序第百分之五十位者為新竹測站(中位測站之三年平均濃度為34.7 µg/m³)，對應之九十八百分位濃度連續三年算術平均值為37.2 µg/m³，高於前述之 PM_{2.5}二十四小時標準值為35.0 µg/m³。計算各站年平均值計算連續三年之算術平均值如表5，再就區內各站該三年算術平均總平均濃度14.9 µg/m³，符合現行 PM_{2.5}空氣品質標準之年平均值15.0 µg/m³。故綜合上述發現，108年至110年 PM_{2.5}空氣品質，逐站逐日逐時之九十八百分位濃度三年平均濃度為37.2 µg/m³，需再減量6.3%方可符合現行二十四小時平均濃度35.0 µg/m³。

表 4.各站 PM_{2.5} 日平均值九十八百分位數三年平均值及排序百分位

	九十八累計百分比對應值(單位: µg/m ³)				三年總平均之 濃度百分位數
	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均	
臺東	17	16	16	16.3	3
恆春	18	19	15	17.3	7
花蓮	20	15	19	18.0	10
宜蘭	25	20	20	21.7	13
基隆	27	27	26	26.7	17
馬公	30	29	25	28.0	20
汐止	29	27	29	28.3	23
萬華	27	32	27	28.7	27
士林	29	32	27	29.3	30
竹東	32	32	27	30.3	33
板橋	32	36	25	31.0	37
三義	37	35	28	33.3	40
平鎮	35	35	31	33.7	43
桃園	36	38	30	34.7	47
新竹	38	37	29	34.7	50
美濃	39	33	38	36.7	53
苗栗	41	41	32	38.0	57
豐原	40	37	37	38.0	60
南投	45	42	43	43.3	63
忠明	43	51	39	44.3	67
屏東	49	44	46	46.3	70
朴子	51	47	43	47.0	73
彰化	47	50	44	47.0	77
馬祖	58	48	39	48.3	80
金門	54	52	41	49.0	83
新營	51	48	48	49.0	87
前金	49	52	54	51.7	90
臺南	52	54	54	53.3	93
斗六	55	55	56	55.3	97
嘉義	57	53	56	55.3	100
總平均	38.8	37.9	34.8	37.2	

表 5.各站手動量測 PM_{2.5} 二十四小時平均值分年及連續三年算術平均值(單位: µg/m³)

測站名稱	108 年		109 年		110 年		三年算術平均	
	年平均	標準差	年平均	標準差	年平均	標準差	平均值	標準差
恆春	7.7	4.1	6.3	4.0	5.9	3.4	6.6	3.9

臺東	8.7	3.8	6.8	3.5	6.6	3.1	7.4	3.6
花蓮	9.4	4.3	7.7	3.2	7.9	3.6	8.4	3.8
宜蘭	10.9	4.9	9.0	4.3	9.0	4.3	9.6	4.6
基隆	12.3	6.0	11.1	5.7	10.6	5.3	11.4	5.7
士林	12.3	6.0	11.3	6.2	10.9	6.3	11.5	6.2
馬公	13.6	6.1	11.4	6.3	11.2	5.5	12.1	6.1
竹東	13.3	6.9	12.0	7.2	11.8	6.3	12.4	6.8
汐止	13.4	6.3	12.2	5.9	11.6	6.0	12.4	6.1
萬華	13.3	6.2	12.2	6.3	11.7	6.1	12.4	6.2
板橋	14.0	6.8	13.0	7.0	12.2	6.9	13.1	6.9
三義	15.0	8.1	12.7	8.2	12.9	7.4	13.6	8.0
平鎮	15.0	7.7	13.3	8.1	13.1	8.2	13.8	8.0
新竹	15.4	8.0	13.3	8.1	13.0	7.9	13.9	8.1
桃園	14.8	7.4	13.6	8.2	13.6	8.9	14.0	8.2
苗栗	16.1	8.5	13.3	8.5	13.7	8.1	14.4	8.4
豐原	16.3	8.8	14.3	10.0	14.6	8.6	15.1	9.2
忠明	18.0	10.0	15.8	11.6	15.2	9.6	16.3	10.5
彰化	19.0	10.7	16.4	10.9	15.5	9.4	17.0	10.5
美濃	18.6	9.6	16.4	8.6	16.3	9.4	17.1	9.2
馬祖	19.5	11.4	17.4	10.8	16.0	8.5	17.7	10.5
朴子	20.3	11.0	17.3	11.2	16.5	10.4	18.1	11.0
南投	19.8	10.2	17.9	11.0	16.8	10.0	18.2	10.4
臺南	21.2	11.6	18.2	12.0	17.5	12.6	19.0	12.1
新營	21.4	11.8	18.3	12.2	17.6	11.8	19.2	12.0
金門	22.4	13.1	18.3	13.4	17.2	9.8	19.4	12.5
屏東	22.2	11.7	19.9	11.2	19.2	12.3	20.5	11.8
前金	22.2	12.1	20.1	12.5	19.3	14.0	20.6	12.9
嘉義	22.9	12.7	20.3	13.9	19.4	13.6	20.9	13.4
斗六	23.8	12.9	20.8	13.9	19.9	13.2	21.6	13.4
總平均	16.4		14.4		13.9		14.9	

(3) 臭氧(O₃)：

表 6 統計各站每年每日最大小時值，取第九十八累計百分比對應值連續三年算術平均值排序，發現排序第百分之五十位者為新營測站，對應之九十八百分位濃度連續三年算術平均值為 92.3 ppb。再取前百分之五十高值平均，則由新營站累加至潮州站之濃度再取平均，求得前百分之五十高值平均濃度 99.7 ppb，低於前述之 O₃ 小時平均標準值 120 ppb。

表 7 統計每年每日最大之八小時平均值，取各站分年第九十三累計百分比對應值，並計算連續三年算術平均值，並且就各站三年平均值取總平均為 67.5 ppb，高於現行 O₃ 八小時平均標準值為 60 ppb。故綜合上述發現，108 年至 110 年 O₃ 空氣品質，小時平均濃度符合空氣污染防治區及總量管制區之空氣品質標準，唯近年每日最大之八小時平均濃度 67.5 ppb，尚需減量 12.5% 方可符合現行 O₃ 之八小時平均標準值 60 ppb。

表 6.各站 O₃ 每日最大小時值九十八百分位三年平均值及排序百分位

測站名稱	九十八累計百分比對應值(單位: ppb)				三年總平均之 濃度百分位數
	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均	
臺東	57.2	65.0	60.2	60.8	2
冬山	70.1	64.1	56.2	63.5	3

測站名稱	九十八累計百分比對應值(單位: ppb)				三年總平均之 濃度百分位數
	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均	
花蓮	73.2	70.6	64.0	69.3	5
宜蘭	70.7	77.4	64.4	70.8	7
苗栗	78.0	70.2	86.5	78.2	8
基隆	79.6	86.9	75.6	80.7	10
桃園	81.0	75.9	85.8	80.9	12
淡水	84.2	85.2	76.3	81.9	13
恆春	80.0	80.9	86.2	82.4	15
二林	87.6	76.2	84.5	82.8	17
馬公	94.0	84.5	78.0	85.5	18
萊寮	86.1	81.2	91.0	86.1	20
三義	90.3	79.7	88.9	86.3	22
平鎮	91.3	87.4	82.1	86.9	23
大園	90.2	94.2	77.8	87.4	25
中山	91.7	85.3	87.3	88.1	27
林口	88.0	93.5	85.5	89.0	28
朴子	92.7	91.2	83.5	89.1	30
彰化	87.8	87.6	92.4	89.3	32
新竹	94.2	88.8	87.2	90.1	33
忠明	95.0	85.9	89.9	90.3	35
崙背	92.7	92.5	85.7	90.3	37
沙鹿	94.1	87.2	90.1	90.5	38
西屯	96.3	91.1	85.1	90.8	40
萬里	90.8	94.4	87.3	90.8	42
嘉義	97.6	87.7	87.2	90.8	43
士林	92.2	90.5	89.9	90.9	45
湖口	93.4	92.7	87.4	91.2	47
板橋	91.6	94.0	89.6	91.7	48
新營	92.1	92.9	92.0	92.3	50
安南	95.2	93.8	88.4	92.5	52
萬華	95.6	89.5	92.3	92.5	53
新港	96.1	95.0	87.4	92.8	55
汐止	90.0	103.8	84.8	92.9	57
臺南	97.6	95.2	87.3	93.4	58
金門	97.3	93.3	90.8	93.8	60
善化	99.5	92.6	90.7	94.3	62
新莊	86.2	106.4	90.6	94.4	63
小港	98.2	95.4	92.2	95.3	65
竹東	96.1	100.2	95.6	97.3	67
馬祖	102.4	99.3	91.3	97.7	68
仁武	101.6	97.7	94.0	97.8	70
豐原	98.3	98.3	96.8	97.8	72
松山	98.8	100.9	96.0	98.6	73
前金	102.2	100.3	94.3	98.9	75
楠梓	104.7	102.0	92.7	99.8	77
南投	92.0	108.4	100.2	100.2	78
龍潭	104.5	103.5	92.7	100.2	80
古亭	104.4	101.8	97.3	101.2	82
大里	101.9	102.2	99.8	101.3	83
左營	109.0	99.2	95.8	101.3	85
美濃	105.5	99.6	100.3	101.8	87
竹山	102.8	102.0	103.5	102.8	88
大寮	109.1	103.8	95.5	102.8	90
新店	101.8	111.9	104.0	105.9	92
斗六	106.0	115.3	97.6	106.3	93
土城	109.2	112.6	101.2	107.7	95
林園	114.8	112.3	105.8	111.0	97
屏東	116.9	111.0	106.3	111.4	98
潮州	116.7	120.3	110.9	116.0	100
總平均	94.3	93.4	89.2	92.3	

表 7.各站 O₃ 每日最大八小時值九十三百分位數三年平均值

測站名稱	九十三累計百分比對應值(單位: ppb)			
	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均
臺東	48.4	51.7	50.3	50.2
冬山	56.6	51.7	47.4	51.9
桃園	54.7	51.0	58.4	54.7
花蓮	57.8	56.2	52.1	55.4
中山	57.3	55.9	52.9	55.4
苗栗	55.4	54.1	58.5	56.0
萬華	57.6	59.2	55.1	57.3
菜寮	57.9	57.2	57.6	57.6
宜蘭	59.9	58.8	54.4	57.7
板橋	59.1	62.9	56.3	59.4
平鎮	64.9	62.0	57.2	61.3
松山	61.3	63.7	59.5	61.5
二林	65.5	59.5	60.2	61.7
淡水	68.9	62.6	56.4	62.6
基隆	65.1	65.6	57.3	62.6
新莊	63.5	67.4	58.2	63.0
恆春	66.7	62.9	59.9	63.2
古亭	65.5	65.3	59.3	63.4
林口	65.7	67.2	58.3	63.7
大園	66.5	67.7	58.6	64.2
汐止	63.1	70.5	59.4	64.3
三義	68.0	61.3	63.9	64.4
士林	69.0	66.0	60.3	65.1
忠明	70.3	62.9	63.4	65.5
新竹	68.8	66.1	63.1	66.0
彰化	66.4	64.0	67.8	66.1
沙鹿	70.7	66.4	64.1	67.1
西屯	72.1	68.7	60.5	67.1
龍潭	69.3	70.4	62.0	67.2
土城	66.8	70.3	64.6	67.2
新店	65.9	68.6	67.7	67.4
湖口	71.1	68.6	63.3	67.7
朴子	71.9	69.0	63.7	68.2
嘉義	71.5	68.7	64.6	68.2
竹東	70.7	68.4	66.6	68.6
崙背	72.8	69.8	64.9	69.1
萬里	72.3	72.2	67.0	70.5
小港	73.1	71.7	66.8	70.5
馬公	74.9	71.3	66.0	70.7
新港	73.5	72.8	66.7	71.0
豐原	71.8	71.8	70.3	71.3
大里	74.6	72.2	68.4	71.7
新營	73.1	74.3	69.0	72.1

測站名稱	九十三累計百分比對應值(單位: ppb)			
	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均
大寮	74.7	74.3	69.6	72.9
善化	76.4	74.7	68.6	73.2
南投	67.1	79.4	73.3	73.3
美濃	73.6	73.9	72.9	73.5
臺南	76.8	75.1	69.0	73.6
金門	80.1	73.8	69.8	74.5
安南	78.5	76.1	70.1	74.9
仁武	76.2	76.5	72.0	74.9
楠梓	78.0	78.0	70.0	75.3
前金	77.1	78.6	74.2	76.6
竹山	79.2	77.2	74.8	77.1
斗六	79.7	81.8	71.7	77.7
馬祖	82.3	80.6	71.4	78.1
左營	84.0	78.7	75.5	79.4
屏東	83.5	79.4	75.7	79.6
潮州	83.7	83.0	77.8	81.5
林園	86.8	81.3	79.8	82.6
總平均	69.6	68.5	64.3	67.5

(4) 二氧化硫(SO₂)：

表 8 統計各站每年每日最大小時值，取第九十八累計百分比對應值，並計算連續三年之算術平均值，並發現所有測站之平均濃度介於 3.2~29.9 ppb，皆遠低於現行 SO₂ 小時平均標準值 75 ppb。另外，表 9 就每站三年算術平均值計算總平均濃度為 2.1 ppb，亦遠低於現行 SO₂ 年平均標準值 20 ppb。故 2019 年至 2021 年 SO₂ 空氣品質，符合空氣污染防制區及總量管制區之小時平均與年空氣品質標準。

表 8.各站 SO₂ 每日最大小時值九十八百分位數三年平均值

測站名稱	九十八累計百分比對應值(單位: ppb)			
	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均
臺東	2.8	3.4	3.3	3.2
恆春	3.7	3.2	3.3	3.4
美濃	5.8	5.0	5.7	5.5
淡水	6.6	5.3	4.9	5.6
新營	6.2	5.8	6.5	6.2
花蓮	6.8	5.5	6.6	6.3
湖口	6.2	6.8	5.9	6.3
冬山	6.7	5.7	6.6	6.3
士林	7.8	5.8	6	6.5
三義	7.8	5.8	6.5	6.7
新店	8.2	5.5	6.7	6.8
安南	7.3	6.6	6.7	6.9
馬祖	6.3	6.5	7.8	6.9
竹東	5.7	7.9	7.2	6.9
臺南	6.9	6.6	7.4	7.0
朴子	7.1	7.0	7.0	7.0
平鎮	8.1	7.6	6.1	7.3
基隆	7.3	7.1	7.5	7.3
土城	8.5	6.9	7.3	7.6

測站名稱	九十八累計百分比對應值(單位: ppb)			
	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均
古亭	9.4	5.9	7.4	7.6
竹山	7.2	6.7	8.9	7.6
斗六	8.2	7.5	7.3	7.7
苗栗	7.6	8.4	7.5	7.8
新竹	6.8	6.9	10.1	7.9
林口	9.0	7.3	7.7	8.0
崙背	8.7	7.8	8.0	8.2
中山	9.2	7.6	7.9	8.2
萬里	9.8	7.3	8.5	8.5
南投	10.4	7.3	8.3	8.7
豐原	7.8	9.8	8.4	8.7
萬華	8.6	8.5	9.1	8.7
菜寮	9.5	8.8	8.8	9.0
馬公	18	5.2	4.4	9.2
龍潭	7.6	6.5	13.7	9.3
左營	9.5	9.4	9.5	9.5
忠明	9.9	9.2	9.5	9.5
大里	9.7	9.5	9.7	9.6
楠梓	11.1	8.6	10.0	9.9
善化	10.9	10.1	9.1	10.0
屏東	10.8	9.5	10.5	10.3
西屯	9.8	10.7	11.2	10.6
二林	11.3	10.9	11.2	11.1
大園	12.9	11.6	9.9	11.5
板橋	13.6	8.7	12.2	11.5
潮州	12.7	10.3	11.6	11.5
前金	11.5	10.7	12.6	11.6
松山	16.1	7.8	11.4	11.8
汐止	15.9	10.1	12.7	12.9
金門	15.0	12.0	11.8	12.9
宜蘭	9.1	9.4	20.7	13.1
沙鹿	13.3	11.8	14.2	13.1
仁武	15.5	14.1	12.7	14.1
新港	10.8	13.0	18.8	14.2
彰化	15.9	14.9	18.8	16.5
嘉義	17.2	17.3	18.3	17.6
新莊	14.0	20.8	18.1	17.6
林園	20.6	16.4	17.0	18.0
桃園	21.3	25.8	33.0	26.7
小港	29.0	25.0	29.6	27.9
大寮	34.6	31.3	23.9	29.9
總平均	10.8	9.6	10.6	10.3

表 9.各站 SO₂ 平均值分年及連續三年算術平均值(單位: µg/m³)

測站名稱	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均
------	--------	--------	--------	--------

	年平均	標準差	年平均	標準差	年平均	標準差	平均值	標準差
恆春	1.2	0.5	0.8	0.4	1.1	0.6	1.0	0.5
花蓮	1.4	0.7	1.2	0.6	1.0	0.6	1.2	0.6
臺東	1.2	0.4	1.2	0.5	1.2	0.8	1.2	0.6
竹東	1.6	0.8	1.6	1.0	1.1	1.0	1.4	1.0
冬山	1.6	0.8	1.5	0.8	1.3	1.2	1.5	1.0
古亭	1.7	1.0	1.6	0.8	1.3	1.0	1.5	0.9
馬公	1.7	1.4	1.6	0.8	1.3	0.7	1.5	1.0
美濃	1.5	0.7	1.5	0.7	1.7	0.7	1.6	0.7
基隆	1.7	0.9	1.6	0.9	1.5	1.0	1.6	0.9
新店	1.7	0.8	1.7	0.6	1.5	1.0	1.6	0.8
淡水	1.9	1.1	1.7	0.8	1.4	0.8	1.7	0.9
豐原	1.8	1.1	1.7	1.0	1.8	1.0	1.7	1.0
潮州	2.0	1.3	1.8	1.0	1.4	1.4	1.8	1.3
萬華	1.9	1.2	1.9	1.2	1.5	1.1	1.8	1.2
土城	2.0	1.3	1.9	0.9	1.4	1.0	1.8	1.1
菜寮	2.1	1.1	1.9	1.0	1.5	0.9	1.8	1.1
宜蘭	1.9	0.8	2.0	0.8	1.6	1.7	1.8	1.2
士林	1.9	0.9	2.0	0.9	1.6	1.0	1.8	1.0
中山	2.1	1.3	1.9	1.1	1.6	1.1	1.9	1.2
沙鹿	2.2	1.3	1.8	1.2	1.7	1.5	1.9	1.4
新竹	2.0	1.0	2.0	1.2	1.6	1.1	1.9	1.1
林口	2.1	1.1	1.9	1.1	1.7	1.2	1.9	1.2
萬里	2.2	1.1	2.0	1.0	1.7	1.3	1.9	1.2
竹山	2.2	0.9	1.8	1.0	1.9	1.3	1.9	1.1
三義	2.2	0.9	1.9	0.7	1.9	0.8	2.0	0.8
湖口	2.1	0.8	2.0	0.8	1.8	1.0	2.0	0.9
松山	2.2	1.4	2.1	1.1	1.8	1.4	2.0	1.3
馬祖	2.1	1.0	1.9	0.9	2.1	1.3	2.0	1.1
南投	2.0	1.1	1.9	0.9	2.2	1.0	2.0	1.0
汐止	2.3	1.8	2.1	1.3	1.7	1.4	2.1	1.5
屏東	2.2	1.2	2.0	1.2	1.9	1.3	2.1	1.2
西屯	2.0	1.1	1.9	0.9	2.3	1.6	2.1	1.2
安南	2.3	1.0	2.1	1.0	1.9	0.9	2.1	1.0
新營	2.2	0.8	2.2	0.9	1.8	1.1	2.1	1.0
新港	2.2	1.3	2.0	1.3	2.0	2.0	2.1	1.6
龍潭	2.4	1.0	2.4	1.0	1.5	1.5	2.1	1.3
忠明	2.3	1.2	2.2	0.9	1.8	1.0	2.1	1.0
苗栗	2.3	1.0	2.1	1.0	2.1	1.0	2.2	1.0
楠梓	2.3	1.2	2.2	1.1	2.1	1.2	2.2	1.1
崙背	2.3	1.2	2.2	1.0	2.2	1.1	2.2	1.1
平鎮	2.5	1.0	2.3	0.9	1.9	0.9	2.2	1.0
朴子	2.4	0.9	2.4	0.9	1.8	1.4	2.2	1.1
善化	2.4	1.3	2.6	1.4	1.9	1.3	2.3	1.4
斗六	2.3	1.1	2.2	1.1	2.4	1.0	2.3	1.1
臺南	2.6	0.9	2.3	0.9	2.0	1.1	2.3	1.0
嘉義	2.5	1.6	2.2	1.5	2.3	1.8	2.4	1.6
板橋	2.9	1.9	2.4	1.0	2.0	1.5	2.4	1.6
新莊	2.6	1.6	2.6	1.9	2.1	1.8	2.4	1.8
前金	2.6	1.2	2.8	1.3	2.1	1.2	2.5	1.3
大里	2.6	1.0	2.8	1.1	2.5	1.4	2.6	1.2
金門	3.0	1.6	2.5	1.2	2.4	3.0	2.6	2.1
左營	2.9	1.2	2.7	1.0	2.5	1.1	2.7	1.1
仁武	3.3	1.7	2.9	1.5	2.2	1.5	2.8	1.6
大園	3.4	1.7	2.9	1.6	2.3	1.2	2.9	1.6
彰化	2.7	1.8	2.7	1.8	3.3	2.1	2.9	2.0
林園	3.3	2.1	2.9	1.8	2.5	1.8	2.9	1.9
二林	3.2	1.4	3.6	1.7	2.6	1.8	3.1	1.7
小港	3.6	2.8	3.1	2.3	3.2	2.6	3.3	2.6
桃園	3.9	2.5	3.5	2.9	3.0	3.3	3.5	3.0
大寮	4.4	3.9	3.1	3.1	3.1	2.8	3.6	3.3

測站名稱	2019 年		2020 年		2021 年		三年算術平均	
	年平均	標準差	年平均	標準差	年平均	標準差	平均值	標準差
總平均	2.3		2.1		1.9		2.1	

(5) 二氧化氮(NO₂)：

表 10 統計各站每年每日最大小時值，取第九十八累計百分比對應值，並計算連續三年之算術平均值，並發現所有測站之平均濃度介於 7.6~63.0 ppb，皆遠低於現行 NO₂ 小時平均標準值 100 ppb。另外，表 11 就每站三年算術平均值計算總平均濃度為 40.8 ppb，高於現行 NO₂ 年平均標準值 11.0 ppb。故 108 年至 110 年年平均 NO₂ 空氣品質，符合空氣污染防制區及總量管制區之年空氣品質標準 30 ppb。

表 10.各站 NO ₂ 每日最大小時值九十八百分位數三年平均值				
測站名稱	九十八累計百分比對應值(單位: ppb)			
	108 年	109 年	110 年	三年算術平均
恆春	8.2	7.5	7.0	7.6
臺東	20.7	17.8	18.2	18.9
美濃	21.5	18.7	19.3	19.8
宜蘭	23.2	19.6	20.2	21.0
萬里	24.8	25.0	21.2	23.7
崙背	27.6	23.9	25.6	25.7
朴子	30.1	22.4	25.0	25.8
三義	28.6	23.5	26.7	26.3
冬山	26.5	27.2	25.1	26.3
花蓮	28.1	26.9	27.8	27.6
潮州	35.6	27.4	27.5	30.2
善化	29.6	28.4	32.6	30.2
新港	28.6	28.4	34.6	30.5
竹山	33.8	29.4	32.3	31.8
二林	28.5	34.2	35.3	32.7
新營	33.8	33.8	32.1	33.2
竹東	32.9	34.2	34.2	33.8
馬祖	27.4	40.9	34.2	34.2
豐原	35.8	31.8	35.1	34.2
斗六	40.6	35.8	29.9	35.4
苗栗	37.8	31.7	37.0	35.5
嘉義	38.7	34.2	36.8	36.6
安南	41.5	35.0	35.4	37.3
屏東	40.1	38.0	37.3	38.5
金門	40.2	39.3	41.6	40.4
湖口	39.2	39.0	43.4	40.5
淡水	41.2	41.0	42.3	41.5
臺南	40.8	40.4	44.4	41.9
基隆	44.7	41.9	39.3	42.0
南投	44.5	42.7	40.7	42.6
前金	41.1	39.3	48.8	43.1
彰化	44.3	41.1	44.8	43.4
龍潭	42.3	45.0	44.6	44.0
林園	46.6	45.8	41.1	44.5

測站名稱	九十八累計百分比對應值(單位: ppb)			
	108 年	109 年	110 年	三年算術平均
楠梓	44.4	45.1	49.2	46.2
士林	47.2	46.6	45.0	46.3
新竹	46.4	45.1	47.5	46.3
左營	42.9	44.9	52.6	46.8
新店	47.8	48.1	44.8	46.9
林口	48.4	49.3	48.2	48.6
大園	48.7	50.1	49.2	49.3
汐止	48.4	50.9	50.2	49.8
沙鹿	50.8	51.6	47.4	49.9
仁武	51.4	48.7	49.8	50.0
西屯	48.0	51.0	51.6	50.2
大寮	48.2	47.6	56.7	50.8
土城	52.4	47.7	53.3	51.1
平鎮	50.2	51.1	52.8	51.4
桃園	48.1	52.1	54.4	51.5
古亭	54.4	52.6	48.1	51.7
大里	53.0	53.3	51.9	52.7
松山	53.7	54.0	53.9	53.9
忠明	53.9	52.5	56.9	54.4
萬華	60.0	56.3	57.4	57.9
菜寮	57.6	60.1	56.8	58.2
新莊	58.4	57.7	60.3	58.8
板橋	58.3	59.5	62.6	60.1
小港	62.9	59.6	61.7	61.4
中山	63.2	63.0	62.7	63.0
總平均	41.5	40.5	41.5	41.2

表 11.各站 NO₂ 平均值分年及連續三年算術平均值(單位: µg/m³)

測站名稱	108 年		109 年		110 年		三年算術平均	
	年平均	標準差	年平均	標準差	年平均	標準差	平均值	標準差
恆春	1.7	0.9	1.2	0.9	1.3	0.9	1.4	0.9
臺東	4.6	2.7	4.4	2.5	4.0	2.3	4.3	2.5
萬里	4.7	3.7	4.7	3.5	4.6	3.1	4.7	3.4
宜蘭	5.0	3.3	4.9	3.0	4.4	2.8	4.8	3.0
花蓮	6.1	4.4	5.4	4.0	4.9	4.0	5.5	4.2
美濃	6.0	3.4	6.0	3.4	5.4	3.5	5.8	3.4
馬祖	5.9	3.9	6.8	5.3	5.9	4.3	6.2	4.5
冬山	7.3	4.4	7.1	4.2	6.3	4.0	6.9	4.2
三義	7.1	4.3	6.9	3.7	7.1	4.2	7.0	4.1
竹東	7.8	4.9	6.5	4.7	7.1	4.9	7.1	4.9
朴子	8.4	4.2	7.6	3.6	7.4	4.2	7.8	4.0
潮州	8.1	5.4	7.9	4.6	7.7	4.7	7.9	4.9
淡水	7.9	6.6	8.3	6.8	8.0	6.8	8.0	6.7
二林	8.5	5.0	8.3	5.1	8.7	5.9	8.5	5.3
金門	9.5	5.8	8.6	5.1	8.0	5.6	8.7	5.5
崙背	9.2	4.6	8.7	4.1	8.5	4.7	8.8	4.5
基隆	9.5	7.8	8.6	7.0	8.5	6.6	8.9	7.2
豐原	9.7	5.9	8.6	5.1	8.5	5.3	8.9	5.5
湖口	9.2	6.0	8.8	5.8	9.0	6.3	9.0	6.0
新港	9.5	4.6	9.0	4.4	8.7	5.4	9.1	4.8
善化	8.7	5.6	9.7	4.8	9.8	5.3	9.4	5.3

測站名稱	108 年		109 年		110 年		三年算術平均	
	年平均	標準差	年平均	標準差	年平均	標準差	平均值	標準差
竹山	10.1	6.0	10.0	4.9	9.9	5.6	10.0	5.5
新營	10.9	5.9	9.6	5.3	9.5	5.5	10.0	5.6
斗六	11.5	6.5	9.9	5.9	9.2	5.5	10.2	6.1
苗栗	11.2	6.0	9.9	5.2	10.4	6.2	10.5	5.8
龍潭	11.0	6.5	10.3	6.4	10.6	6.5	10.6	6.5
沙鹿	11.9	6.9	10.5	7.4	9.7	7.4	10.7	7.3
新店	11.5	7.5	11.1	6.9	10.0	6.9	10.9	7.1
士林	10.8	8.0	11.2	7.8	10.7	7.6	10.9	7.8
安南	12.3	6.3	10.9	5.9	10.2	6.2	11.1	6.2
林園	11.3	8.4	11.3	8.1	10.9	8.0	11.2	8.2
屏東	11.7	5.8	11.5	5.1	10.7	5.8	11.3	5.6
林口	11.5	7.7	11.6	7.8	11.2	7.5	11.4	7.7
新竹	11.9	6.5	10.9	6.3	11.8	6.9	11.5	6.6
臺南	12.6	6.8	11.5	6.4	11.9	7.0	12.0	6.7
嘉義	13.1	7.1	12.1	6.4	11.4	6.7	12.2	6.8
大園	12.9	7.7	12.0	7.7	12.0	7.6	12.3	7.7
彰化	13.2	7.5	11.7	7.0	12.5	7.5	12.5	7.4
前金	12.7	7.4	12.4	7.1	12.3	7.9	12.5	7.5
南投	14.0	7.7	12.6	6.8	11.2	7.1	12.6	7.3
左營	13.3	7.7	12.5	7.5	12.2	7.9	12.7	7.7
西屯	13.2	7.6	12.1	8.0	12.8	8.0	12.7	7.9
古亭	14.9	8.9	12.8	7.9	11.9	7.8	13.2	8.3
楠梓	13.9	7.0	13.3	6.5	13.8	7.6	13.6	7.0
土城	14.4	8.3	14.0	7.9	13.4	8.2	13.9	8.2
桃園	14.3	7.9	14.4	8.1	13.6	8.5	14.1	8.2
平鎮	15.5	7.6	14.4	7.6	12.6	7.9	14.2	7.8
菜寮	15.5	9.0	14.5	9.3	12.8	9.0	14.3	9.2
大寮	14.7	7.8	13.7	7.4	14.6	8.6	14.4	7.9
仁武	14.8	7.9	14.1	7.8	14.4	8.1	14.4	7.9
忠明	15.2	8.3	13.6	8.0	15.2	8.5	14.7	8.3
大里	15.7	8.6	14.4	8.1	13.9	8.6	14.7	8.5
汐止	15.1	8.7	14.6	8.4	14.6	8.5	14.8	8.5
新莊	15.9	9.5	15.1	9.2	14.1	9.6	15.0	9.4
松山	16.9	9.6	16.7	8.9	15.1	9.0	16.3	9.2
板橋	18.2	9.4	17.3	9.2	15.9	9.8	17.2	9.5
萬華	19.4	9.9	17.9	9.4	16.8	9.4	18.0	9.6
小港	19.1	9.9	17.0	9.8	18.9	10.4	18.3	10.1
中山	21.6	10.7	19.9	10.2	18.1	10.3	19.9	10.5
總平均	11.6		10.9		10.6		11.0	

(6) 一氧化碳(CO)：

表 12 統計每年每日 CO 最大之八小時平均值，再取各站分年第九十八累計百分比對應值，並計算連續三年算術平均值，並且就各站三年平均值取總平均為 0.8 ppm，各站該平均值介於 0.4~1.8 ppm，皆遠低於現行 CO 八小時平均標準值為 9 ppm。而法令規定之 CO 小時平均值標準值為 35 ppm，但法令中並無小時值無檢視基準，故對 108 年至 110 年每站每日逐時 CO 進行檢視，發現三年間最大小時 CO 濃度為 11.0 ppm，遠低於小時平均值 35 ppm。

表 12.各站 CO 每日最大八小時值九十八百分位數三年平均值

測站名稱	九十八累計百分比對應值(單位: ppm)			
	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均
恆春	0.4	0.3	0.4	0.4
馬公	0.5	0.5	0.5	0.5
萬里	0.5	0.5	0.5	0.5
三義	0.6	0.5	0.5	0.5
冬山	0.6	0.5	0.5	0.5

測站名稱	九十八累計百分比對應值(單位: ppm)			
	2019 年	2020 年	2021 年	三年算術平均
臺東	0.6	0.6	0.5	0.6
美濃	0.6	0.5	0.5	0.6
花蓮	0.6	0.6	0.5	0.6
宜蘭	0.6	0.5	0.5	0.6
湖口	0.7	0.6	0.6	0.6
朴子	0.7	0.6	0.6	0.6
潮州	0.7	0.7	0.6	0.6
竹東	0.7	0.7	0.6	0.7
善化	0.6	0.7	0.6	0.7
金門	0.7	0.7	0.6	0.7
新港	0.7	0.7	0.6	0.7
崙背	0.7	0.7	0.6	0.7
竹山	0.7	0.7	0.6	0.7
新營	0.7	0.7	0.6	0.7
二林	0.7	0.7	0.6	0.7
馬祖	0.7	0.7	0.6	0.7
斗六	0.7	0.7	0.7	0.7
林口	0.7	0.7	0.7	0.7
安南	0.7	0.8	0.7	0.7
林園	0.8	0.7	0.7	0.7
大園	0.7	0.8	0.7	0.7
苗栗	0.8	0.7	0.7	0.7
楠梓	0.8	0.7	0.7	0.8
屏東	0.8	0.8	0.8	0.8
仁武	0.8	0.7	0.8	0.8
龍潭	0.8	0.8	0.8	0.8
嘉義	0.8	0.8	0.7	0.8
南投	0.8	0.8	0.7	0.8
大寮	0.9	0.8	0.8	0.8
沙鹿	0.9	0.8	0.8	0.8
淡水	0.8	0.9	0.8	0.8
新店	0.9	0.8	0.8	0.8
基隆	1.0	0.9	0.8	0.9
臺南	0.9	0.9	0.8	0.9
前金	1.0	0.8	0.8	0.9
西屯	0.8	1.0	0.8	0.9
左營	1.0	0.8	0.9	0.9
平鎮	1.0	0.9	0.9	0.9
新竹	1.0	0.9	0.9	0.9
汐止	1.0	1.0	0.9	1.0
士林	1.0	1.0	0.9	1.0
小港	1.0	0.9	0.9	1.0
彰化	1.1	1.0	0.9	1.0
大里	1.1	1.0	0.9	1.0
忠明	1.1	1.1	0.9	1.0
土城	1.1	1.0	1.0	1.0
古亭	1.3	1.0	1.0	1.1
桃園	1.1	1.1	1.0	1.1
松山	1.2	1.2	1.0	1.1
萬華	1.4	1.2	1.1	1.3
板橋	1.4	1.4	1.3	1.4
菜寮	1.5	1.4	1.3	1.4
新莊	1.4	1.4	1.3	1.4
中山	1.6	1.6	1.2	1.5
豐原	1.7	2.1	1.7	1.8
總平均	0.9	0.8	0.8	0.8

四、結論

根據上述法令公告之符合空氣品質標判定方法，表 13 彙整 2019 年至 2021 年一般空氣品質監測站中 PM_{2.5}、PM₁₀、NO₂、O₃、SO₂ 及 CO 等六大污染物濃度，發現每日平均 PM₁₀、年平均 PM₁₀、年平均 PM_{2.5}、小時 SO₂、年平均 SO₂、小時 O₃、小時 NO₂、年平均 NO₂、八小時平均 CO 濃度，皆符合目前法定標準。為達我國空氣品質標準值，二十四小時平均 PM_{2.5} 需再減量 2.2 µg/m³ (5.91%)，八小時 O₃ 則需再減量 7.5 ppb (約 11.11%)。故建議應優先關注 PM_{2.5} 和 O₃ 之減量。

表 13.2019 年至 2021 年六大主要空氣污染物符合法規標準檢核表

污染物種類	單位	法規標準濃度	近三年濃度	符合狀況
PM _{10-24hr}	µg/m ³	100	82.7	符合
年 PM ₁₀	µg/m ³	50	31.9	符合
PM _{2.5-24hr}	µg/m ³	35	37.2	需再降 5.91%
年 PM _{2.5}	µg/m ³	15	14.9	符合
O _{3-1hr}	ppb	120	99.7	符合
O _{3-8hr}	ppb	60	67.5	需再降 11.11%
NO _{2-1hr}	ppb	100	7.6~63.0	每站皆符合
年 NO ₂	ppb	30	11.0	符合
SO _{2-1hr}	ppb	75	3.2~29.9	各站皆符合
年 SO ₂	ppb	20	2.1	符合
CO _{1hr}	ppm	35	Max CO _{1hr} =10.9	符合
CO _{8hr}	ppm	9	0.4~1.8	各站皆符合

五、參考文獻

- [1] World Health Organization. (2013). Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. IARC Sci Publ, 161, 1-177.
- [2] Organización Mundial de la Salud, Weltgesundheitsorganisation, World Health Organization, & European Centre for Environment. "WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide." World Health Organization. (2021).
- [3] Hsu CY, Wu PY, Chen YC, Chen PC, Guo YL, Lin YJ, Lin PP. "An integrated strategy by using long-term monitoring data to identify volatile organic compounds of high concern near petrochemical industrial parks." Science of the Total Environment. 821, 153345. (2022)
- [4] Hsu CY, Chiang HC, Chen MJ, Yang TT, Wu YS, Chen YC. "Impacts of hazardous metals and PAHs in fine and coarse particles with long-range transports in Taipei City." Environmental Pollution. 250, 934-943. (2019).
- [5] 行政院環境保護署主管法規查詢系統，空氣品質標準，環署空字第1091159220號令
<https://oaout.epa.gov.tw/law/LawContentSource.aspx?id=FL015351>

結合土地利用迴歸與機械學習建置臺灣過去二十年高解析度 之氣態污染物時空推估模型：以氮氧化物、二氧化硫及臭氧為例

曾于庭¹ 許芳慈¹ 吳治達^{1,2*}

¹國立成功大學測量及空間資訊學系

²國家衛生研究院國家環境醫學研究所

*通訊作者：Tel: +886-6-2757575#63841, E-mail: chidawu@mail.ncku.edu.tw

摘要

氣態污染物之時空分布為當前重要的空污議題。本研究利用土地利用迴歸與混和式克利金-土地利用迴歸模型兩種方法，以釐清重要之空間排放源變數，進一步搭配 XGBoost 機器學習演算法，建立 NO_x、SO₂及 O₃之時空分布推估模型，最後應用所建模型，基於 50 m × 50 m 網格大小，推估過去二十年臺灣本島氣態污染物之每日空間濃度變化情形。結果指出所建模型具中高程度準確度，三項污染物之模型解釋力(R²)分別為 0.91、0.70、以及 0.89；驗證結果亦指出所建模型穩定可靠。利用上述模型推估三項於全島之空間變化可以看出，NO_x 及 SO₂ 高濃度區域主要在人為活動繁雜、交通密集度高的範圍；反之，受到生成機制的影響，O₃ 濃度較高地區則主要位於郊區或山區。

關鍵詞：氣態污染物、土地利用迴歸模型、機械學習、氮氧化物、二氧化硫、臭氧

一、前言及研究目的

隨著全球經濟的快速發展，空污所造成的環境污染、人體危害問題日益嚴重，其中氣態污染物更是國際間備受關注的污染物之一，主要來源為工業燃燒廢氣、汽車排放的廢氣等[1]。空氣中低濃度的氣態污染物可能造成咳嗽、呼吸急促、疲憊、噁心等症狀。暴露在高濃度的氣態污染物可能造成短暫灼傷、痙攣、喉間組織及上呼吸道腫脹、體內組織缺氧、體液累積在肺中及死亡。但受限於測站數目與分佈上之限制，僅以測站之觀測濃度並無法真實反應民眾之污染暴露程度，基於此，如何正確估計氣態污染物在空間上之變化情形實為重要。

為解決此問題，國際間已發展出數項室外空氣污染濃度之推估方法，包括暴露指標變數(Indicator Variables)、空間內插法(Spatial Interpolation)，擴散模擬(Dispersion Modelling)和土地利用迴歸模型(Land-Use Regression, LUR)[2-8]。其中，土地利用迴歸模型係藉由地理資訊系統(Geographic Information Systems, GIS)與衛星遙感探測技術(Remote Sensing, RS)以獲取可能的空間濃度預測變數，如人口密度、土地利用、交通相關變數與其他相關之預測變數，結合監測資料與統計模型，以找出最佳解釋污染濃度的預測因子，進而建立土地利用與污染物濃度間的統計關係、推估空氣污染之空間變異。隨著 GIS 技術的發展，已解決大範圍空間資料分析與蒐集上的問題，故土地利用迴歸模型已成為都市內大尺度空污濃度推估的重要方法[9]。除此之外，隨著人工智慧(Artificial Intelligence, AI)的興起與資訊科技的進步，亦提供資料分析新的方法與可能。在人工智慧演算法中，機器學習(Machine Learning)方法更是廣泛被應用於解決複雜之高維度非線性問題。其中，極限梯度提升(Extreme Gradient Boosting, XGBoost)為近年來廣被應用於空污分析，並於前人研究中已被證實為模型效能最佳之演算法。

基於以上原因，本研究利用地理資訊系統與衛星遙測技術獲取土地利用排放源資料，並結合土地利用迴歸與克利金/土地利用混和模型2種地理資訊迴歸分析方法、以及極限梯度提升(eXtreme Gradient Boosting, XGBoost)機器學習演算法，建立臺灣氣態污染物氮氧化物、二氧化硫以及臭氧之時空分布推估模型，並釐清重要之空間污染排放源；最後應用所建模型，推估三者之時空濃度變化情形。本研究所建模型可準確推估過去二十年、上述污染物之全島每日濃度變化，並且其空間解析度可達每 50 m × 50 m 網格單元均具有一推估值，期望透過本研究之成果有助於提升空污暴露評估之正確性。

二、研究方法

1. 研究試區

本研究以臺灣本島為研究試區，占地約3.6萬 km²，地處琉球群島與菲律賓群島之間，四面環海，為國際運輸紐帶上的中繼站；並且，因位居北迴歸線以及島嶼地形變化大之關係，氣候條件與生態系資源複雜且多元；人口總密度至今約為651.40人/km²，人口多分布在西半部地區的六大都會區，其中又以臺北市為國內經濟發達首善之都（圖1）。我國空氣污染來源主要包含境內生成以及境外移入兩部份。中央山脈環繞的特性，使得冬季東北季風帶來的境外污染不易逸散。西部沿海密集分布的都市、工廠、國際機場、港口等污染源易對島內污染造成重大影響。此外，分布於社區鄰里中的寺廟燒香燒金紙及中式餐飲油煙等文化相關的特有排放源，再再增加我國空污問題的複雜性。

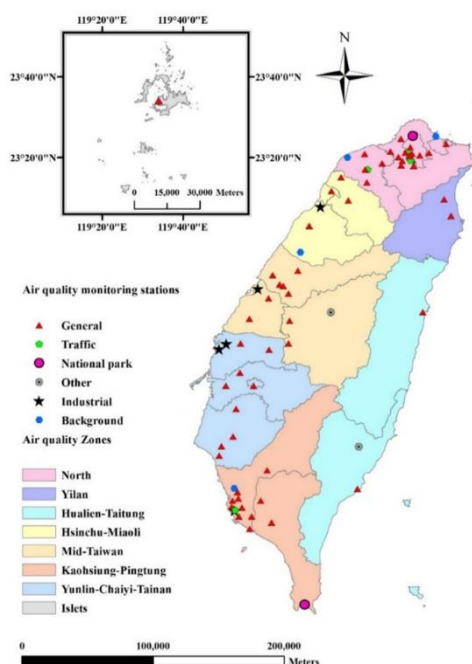


圖 1. 研究試區圖

2. 空氣污染物資料庫

本研究使用環保署建置之空氣品質監測資料庫，至今於全國總計設有 79 個空氣品質監測站(包含外島 3 個測站)，並根據其地理位置、氣象狀況、人口以及污染源分布等因子，將測站背景種類分為 6 項，包含一般空氣品質監測站、工業空氣品質監測站、交通空氣品質監測站、國家公園空氣品質監測站、背景空氣品質監測站及其他空氣品質監測站。每個測站監測的項目均包含 PM_{2.5}、PM₁₀、NO_x 等多項空氣污染物質及其周邊氣象因子，時間尺度最細可到小時值(圖 1)。

本研究在資料使用上，使用臺灣本島 74 個監測站於 2000-2016 年共計約 41 萬筆之 NO_x 以及 SO₂ 日平均濃度，以及 O₃ 白天平均濃度監測數據進行模型建立，2017-2018 年共計約 5 萬多筆進行外部模型驗證。除此之外，本研究亦從環保署空氣品質監測資料庫同步蒐集 PM₁₀ 等其他空氣污染物質數據作為預測變數進行後續分析。

3. 預測變數資料庫

本研究使用之預測變數資料庫包含交通部中央氣象局氣象資料庫、地標(Points of Interest, POI)資

料庫、國土利用調查資料、交通部運輸研究所路網數值圖、遙測植生監測資料庫、數值地形模型(Digital Terrain Model, DTM)以及經濟部工業局工業區資料庫等空間預測變數資料。

溫度、相對濕度、風速、風向、降水和紫外線等均來自氣象資料庫，稻田、製造業、水體、純住宅區等土地利用分佈狀態來自內政部國土測繪中心分別於 2007 年以及 2015 年公佈之第二次以及第三次國土利用調查資料，寺廟及中式餐飲等亞洲特殊排放污染源透過 2008 年和 2010 年的地標資料庫來獲得；本研究也使用 2006、2015 及 2017 年交通部運輸研究所路網數值圖之當地道路、主要道路等資訊；而數值地形模型資料用來獲取各測站之高度；除此之外，本研究採用美國太空總署(National Aeronautics and Space Administration, NASA)於地球觀測系統(Earth Observing System, EOS)中，長期監測之 MODIS 全球 NDVI 資料庫(MOD13Q1)第 6 版來推估環境綠蔽度，以代表各時期之植生覆蓋狀況。而在資料處理上，均會統計各個空氣品質監測站周圍 50 m、100 m、250 m、500 m、750 m、1,000 m、1,250 m、1,500 m、1,750 m、2,000 m、2,500 m、3,000 m、4,000 m 以及 5,000 m 等 14 個不同大小環域範圍內之土地利用特性(如餐廳數目、寺廟數目、道路密度、植物分佈狀況等)；另外，同樣也會計算測站到火力發電廠、焚化爐和大型工業區的最近距離等以供後續分析之用(圖 2)。

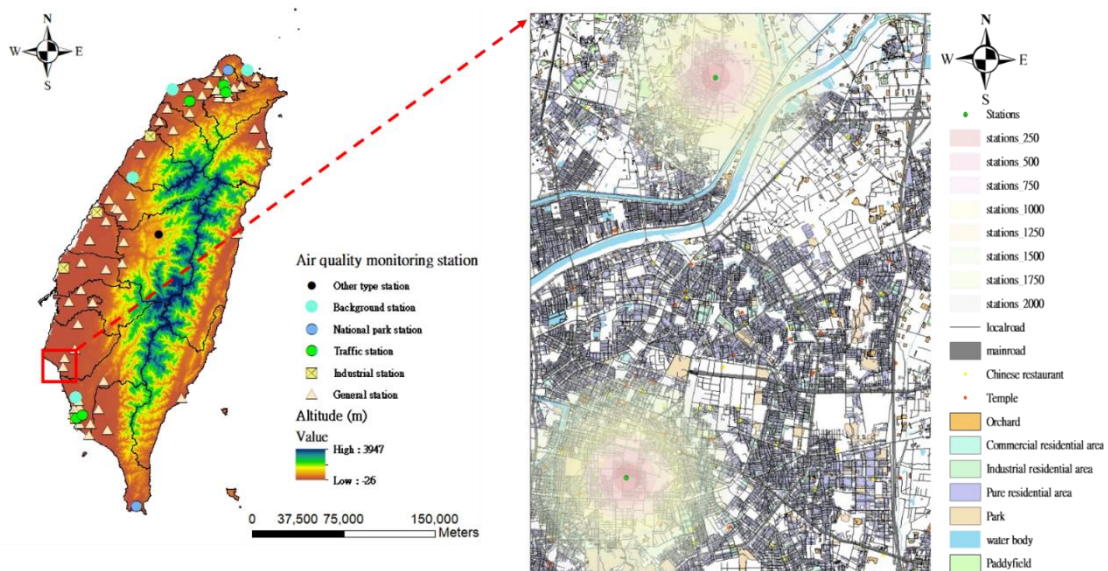


圖 2. 土地利用分布圖

4. 模型建立

本研究今年整體研究流程詳述如後，流程圖如圖 3 所示。首先，將 2000-2016 年 NO_x 、 SO_2 以及 O_3 氣態污染物濃度資料(共 414,158 筆)資料分為 80% 訓練樣本以及 20% 測驗樣本。透過 ArcGIS v.10.7.1 之區域統計(Zonal Statistics)功能，統計各個空氣品質監測站周圍 50 m、100 m、250 m、500 m、750 m、1,000 m、1,250 m、1,500 m、1,750 m、2,000 m、2,500 m、3,000 m、4,000 m 以及 5,000 m 等 14 個不同大小環域範圍內之土地利用特性(如餐廳數目、寺廟數目、住宅、工業區、道路密度、植物分佈狀況等)，並結合其它氣象、空污及地形資料做為解釋變數，利用 SAS (v.9.4)統計軟體與逐步迴歸分析(Stepwise Regression)，基於 80% 訓練樣本資料完成土地利用迴歸模型之建立。本研究以 $p \text{ value} < 0.1$ 之顯著水準作為納入以及移除之標準，在建置過程中並判斷模型中之變數效果方向是否正確，此外為避免共線性造成模型參數估計上之誤差，亦同時以變異數膨脹係數(Variance Inflation Factor, VIF)

為標準，排除 $VIF > 3$ 之變數來完成土地利用迴歸模型之建立。

另一方面，基於相同模型建立流程與方法，並於所建之土地利用迴歸模型中，強制納入使用 Leave-one-out Kriging 推估所得的氣態污染物濃度推估值做為解釋變數，以完成克利金/土地利用混和模型之建立[10]；該混合式方法之概念主要源於，在真實情況下進行暴露評估時，我們通常僅知鄰近官方測站之濃度狀況，但缺乏欲評估地點之真正濃度值；然而我們也了解到，周邊測站之濃度值與欲評估地點必定具有某種關聯性，並且當兩地之距離愈近時，此關聯性將更加明顯。換句話說，如果能將周邊測站的濃度資訊導入土地利用迴歸模型(LUR)，對於所建模型之解釋效力應有所幫助[10]。

最後，本研究嘗試結合上述 2 種迴歸模型與機械學習演算法，透過機械學習演算法在非線性趨勢上之解釋優勢，以提升所建模型的解釋能力。實際作法上係以迴歸模型所選的變數為基礎，利用 XGBoost 機械學習演算法進行模型擬合。模型驗證可分為兩部份，第一為過度擬合(Overfitting Test)的測試，包含以 20% 測驗樣本進行驗證、以及以主模型(80% 訓練樣本所建模型)進行 10-folder 交叉驗證兩項。20% 測驗樣本驗證係將原本資料分為 80% 的訓練樣本以及 20% 的測驗樣本，80% 的訓練樣本用以進行模型建立，再將 20% 之測驗樣本代入到建立好的模型中，得出的推估值再與真實值比對來進行模型驗證；10-folder 交叉驗證係將 80% 訓練樣本資料再分為 90% 以及 10% 樣本，90% 樣本用以進行模型建立，10% 樣本則作為真值與模式推估值進行比較，在驗證過程中，每次皆選取不同之 10% 樣本，重複 10 次直至所有資料均曾被選做模型驗證為止。其次為外部資料驗證(External Data Verification)，本研究共使用 2017 及 2018 兩年未放入建模之資料為外部資料，進一步進行模型驗證。本研究利用 R^2 及 adjusted R^2 代表模型準確度；RMSE、MSE 及 MAE 代表模型之誤差，以分析模型之穩定性及可信度。

在比較不同方法學推估成果之差異後，利用最佳解釋能力之模型，進一步視覺化模擬污染物在臺灣本島之時空間分布狀況。本研究所建立之模型具有高時空解析度之特性，在時間方面可推估臺灣本島每日之污染濃度變化；空間解析度方面則可細緻至 $50\text{ m} \times 50\text{ m}$ 網格大小，亦即每 $50\text{ m} \times 50\text{ m}$ 可有一推估之污染濃度數據。

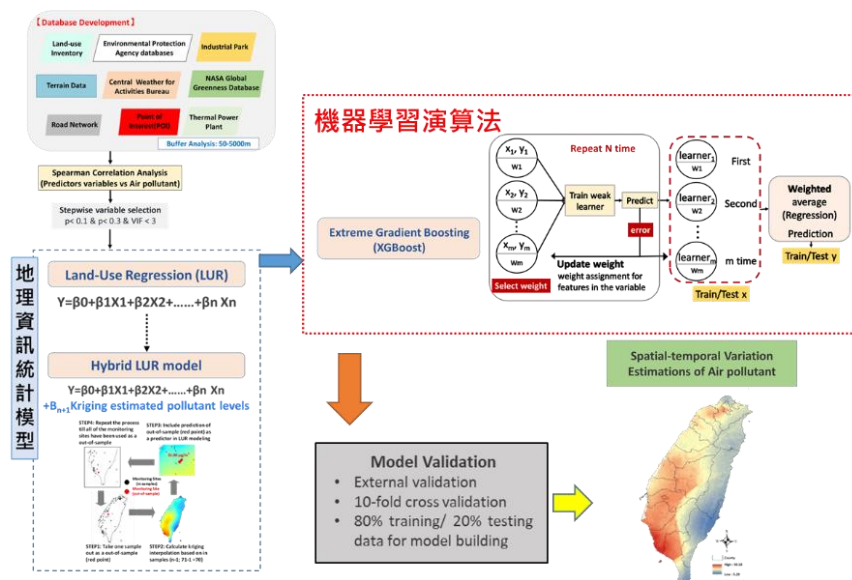


圖 3. 研究流程圖

三、結果與討論

1. NO_x 之空間推估模型

透過表 1 可知土地利用迴歸及混合式模型選入的變數包含空氣污染物(包含 PM_{2.5}、SO₂ 以及 O₃)、氣象因子(包含風速)、交通相關變數(包含 50 m 內主要道路長度)、工業排放污染源(包含 4,000 m 以及 5,000 m 內製造業面積)、其他人為污染源(500 m 內寺廟間數、1,750 m 內兼工業與商業住宅區以及 50 m 內所有住宅區面積)以及污染調解因子(3,000m 內森林用地面積等)；各影響變數與 NO_x 之間的關係敘述如下：

道路密度的多寡表示交通繁忙程度，汽機車以燃燒排放、工業區污染排放以及殯葬業寺廟燒香燒金紙等均會增加 NO_x 濃度；另外，SO₂、NO₂ 以及 PM_{2.5} 皆會透過工業以及交通排放燃燒產生，並且 NO_x 為 O₃ 前驅物之一，故同樣 O₃、SO₂、PM_{2.5} 與 NO_x 之間彼此相互影響。

表 1. NO_x 土地利用迴歸模型以及克利金/土地利用混和模型之模型變數表

Variables	Conventional LUR			Hybrid Kriging-LUR		
	Coefficient	Partial R ²	VIF	Coefficient	Partial R ²	VIF
(Intercept)	-70.28	0.11	-	-60.79	-	-
NO _x Kriging	-	-	-	0.72	2.10	0.35
PM _{2.5}	0.27	0.06	1.92	-	-	-
O ₃	-0.44	0.02	1.23	-	-	-
SO ₂	1.99	0.01	1.66	0.52	2.03	0.02
風速	-2.00	0.01	1.11	-	-	-
夏季	-4.75	0.02	1.22	-	-	-
Y	3.45×10 ⁻⁵	0.11	1.42	-	-	-
製造業(面積/密度) _{4000m}	-	-	-	0.02	1.50	0.01
製造業(面積/密度) _{5000m}	0.02	0.01	1.29	-	-	-
兼工業與商業住宅區(面積/密度) _{1750m}	0.10	0.30	1.97	0.06	2.71	0.15
所有住宅區(面積/密度) _{50m}	0.01	0.01	1.14	0.01	1.60	0.01
主要道路(長度/密度) _{50m}	396.34	0.03	1.13	412.61	1.16	0.02
寺廟(間數/密度) _{500m}	2.92×10 ⁶	0.02	1.17	2.88×10 ⁶	1.79	0.03
森林用地(面積/密度) _{3000m}	-	-	-	-0.01	2.13	0.01
水體最近距離	0.01	0.01	1.25	0.01	1.45	0.01
環境綠蔽度最大值 _{1250m}	-	-	-	-3.76	1.89	0.04
環境綠蔽度最大值 _{1750m}	-15.31	0.01	1.45	-	-	-

本研究共建立了 3 種日平均解析度 NO_x 時空推估模型，包含傳統土地利用迴歸模型(LUR)、整合土地利用迴歸與隨機森林、克利金/土地利用混和模型(Hybrid LUR)、整合克利金/土地利用混和與極限梯度提升(Hybrid LUR-XGBoost)(表 2)。從表中可得知，首先，透過結合 Leave-one-out Kriging 推估的 SO₂ 變數與 LUR 之 Hybrid Kriging-LUR 明顯模型結果比起傳統 LUR 來的好，此項結果與[11]之研究

結果是相符的；其次，整合土地利用迴歸模型以及機器學習演算法有助於模型結果的提升，像是 Hybrid LUR-XGBoost 之模型 adj-R^2 為 0.91，比起 Hybrid Kriging-LUR 增進了 0.26 (表 2)，顯示機器學習演算法確實可有效提升模型效能。

表 2. NO_x 模型結果比較表

Model	Statistic	LUR	Hybrid LUR	Hybrid LUR -XGBoost
Main Model Performance (80% of data)	R^2	0.60	0.65	0.91
	adj-R^2	0.60	0.65	0.91
	MSE	178.41	158.73	39.85
	RMSE	13.35	12.59	6.31
	MAE	5.93	5.49	2.72
Testing (20% of data) Overfitting Test	R^2	0.61	0.65	0.90
	adj-R^2	0.61	0.65	0.90
	MSE	181.44	161.89	45.09
	RMSE	13.47	12.72	6.72
	MAE	5.95	5.47	2.73
	R^2	0.59	0.64	0.86
	adj-R^2	0.59	0.64	0.86
	10-fold CV MSE	184.63	162.39	63.68
	10-fold CV RMSE	13.58	12.74	7.98
	10-fold CV MAE	6.02	5.54	2.85
External Data Verification	R^2	0.65	0.70	0.90
	adj-R^2	0.65	0.70	0.90
	MSE	78.62	68.48	20.82
	RMSE	8.86	8.27	4.56
	MAE	4.96	4.28	1.98

本研究以 2020 年為例，利用所建之最佳模型(Hybrid LUR-XGBoost)針推估臺灣本島 NO_x 濃度之空間分布，其中越接近紅色代表濃度愈高，反之濃度低則越接近藍色(圖 4)。觀察圖中結果可發現，濃度高的熱點多分布在臺北市地區。

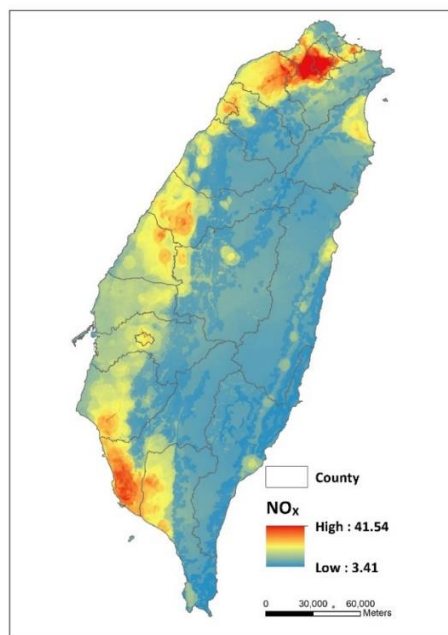


圖 4. 利用 Hybrid LUR-XGBoost 模型推估 2020 年 NO_x 濃度空間變化

2. SO_2 之空間推估模型

同樣透過土地利用迴歸模型以及克利金/土地利用混和模型的研究結果發現(表 3)，整體而言，兩者選入的變數包含空氣污染物(包含 PM_{10} 及 NO_2)、氣象因子(包含溫度及濕度)、交通相關變數(包含 50 m 內主要道路長度，1,250、1,500 以及 4,000 m 內當地道路長度以及面積，2,500 m 內港口面積，與港口最近距離以及與公車站最近距離)、工業排放污染源(包含 750 m 及 5,000 m 內製造業間數以及面積，與火力發電廠最近距離)、其他人為污染源(1,000 m 內殯葬業面積)及污染調解因子(4,000m 內森林用地面積)等，各影響變數與 SO_2 之間的關係敘述如下：

道路及港口密度的多寡表示交通繁忙程度，汽機車以及輪船燃燒排放、工業區污染排放及殯葬業寺廟燒香燒金紙等均會增加 SO_2 濃度；另外， SO_2 、 NO_2 以及 PM_{10} 皆會透過工業及交通排放燃燒產生，過去研究另有提到臺灣 SO_2 以及 NO_2 兩者之間的關係，最後發現兩者具有中到高度的相關性[12]，加上 SO_2 亦為 PM_{10} 之前驅物之一，故 SO_2 、 PM_{10} 與 NO_2 三者濃度彼此相互影響。

表 3. SO₂ 土地利用迴歸模型以及克利金/土地利用混和模型之模型變數表

Variables	Conventional LUR			Hybrid Kriging-LUR		
	Coefficient	Partial R ²	VIF	Coefficient	Partial R ²	VIF
(Intercept)	2.49	-	-	-0.04		
SO ₂ Kriging	-	-	-	0.82	0.47	1.49
PM ₁₀	0.02	0.15	1.43	4.62×10 ⁻³	0.01	1.52
NO ₂	0.05	0.04	1.39	0.01	<0.01	1.43
溫度	0.04	0.02	1.18	-		
相對溼度	-0.02	0.01	1.15	-		
主要道路 _{50m}	-	-	-	23.23	<0.01	1.06
製造業(間數/密度) _{750m}	-	-	-	3.38×10 ⁴	<0.01	1.18
製造業(面積/密度) _{5000m}	3.63×10 ⁻³	0.03	1.18	2.41×10 ⁻³	0.02	1.33
殯葬業 _{1000m}	-	-	-	0.01	<0.01	1.21
當地道路(長度/密度) _{1250m}	32.79	0.02	1.35	-		
當地道路(長度/密度) _{1500m}	-	-	-	29.10	0.01	1.45
當地道路(面積/密度) _{4000m}	2.86×10 ⁻³	0.01	1.51	-		
港口 _{2500m}	-	-	-	3.71×10 ⁻³	<0.01	1.17
森林 _{4000m}	-	-	-	-2.90×10 ⁻⁴	<0.01	1.56
港口 _{最近距離}	-2.46×10 ⁻⁵	0.01	1.24	-1.31×10 ⁻⁵	<0.01	1.20
火力發電廠 _{最近距離}	-2.52×10 ⁻⁵	0.08	1.19	-1.69×10 ⁻⁵	0.04	1.25
公車站 _{最近距離}	-2.00×10 ⁻⁵	0.00	1.03	-		

本研究同樣建立 3 種日平均解析度 SO₂ 時空推估模型。從研究結果得知(表 4)，結合 Leave-one-out Kriging 之 Hybrid Kriging-LUR 模型解釋力較傳統 LUR 為佳，此發現亦與前人文獻相符[11]；其次，Hybrid LUR-XGBoost 之模型 adj-R² 為 0.70，比起 Hybrid Kriging-LUR 增進了 0.13(表 4)，再次證實了機器學習演算法對推估模型解釋力有明顯之增進。

表 4. SO₂ 模型結果比較表

Model	Statistic	LUR	Hybrid LUR	Hybrid LUR -XGBoost
Main Model Performance (80% of data)	R ²	0.38	0.57	0.70
	adj-R ²	0.38	0.57	0.70
	MSE	1.97	1.37	0.97
	RMSE	1.40	1.17	0.99
	MAE	1.10	0.90	0.56
Overfitting Test	Testing (20% of data)	R ²	0.38	0.67
		adj-R ²	0.38	0.67
		MSE	1.98	1.04
		RMSE	1.41	1.02
		MAE	1.10	0.57
	10-fold CV	R ²	0.38	0.67
		adj-R ²	0.38	0.67
		MSE	1.96	1.06
		RMSE	1.40	1.03
		MAE	1.10	0.58
External Data Verification	2017-2018	R ²	0.30	0.45
		adj-R ²	0.30	0.45
		MSE	1.80	1.24
		RMSE	1.34	1.44
		MAE	1.01	0.47

本研究同樣以2020年為例，利用所建之最佳模型(Hybrid LUR-XGBoost)推估臺灣本島 SO₂濃度之空間分布，其中越接近紅色代表濃度愈高，反之濃度低則越接近藍色(圖5)。觀察圖中結果可發現，濃度高的熱點多分布在高雄市地區；進一步檢視高雄市當地土地利用狀況及 SO₂濃度分布發現，高濃度區域主要位於人為活動繁雜、工商業及交通密集度高的範圍。

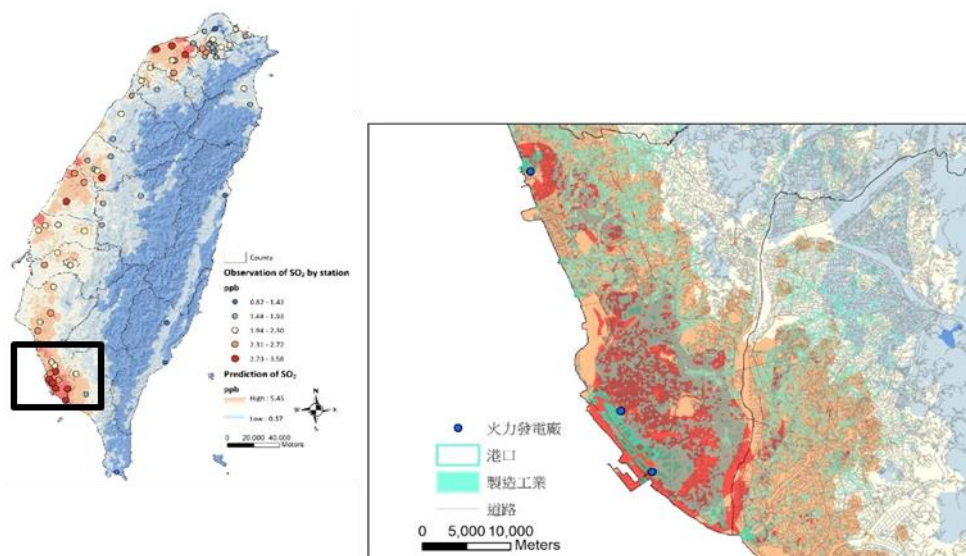


圖 5. 利用 Hybrid LUR-XGBoost 模型推估 2020 年 SO₂ 濃度空間變化3. O₃ 之空間推估模型

首先，同樣從研究結果得知(表 5)，傳統土地利用迴歸總共選入 13 個重要變數，包含空氣污染物(NO_x)、氣象因子(相對溼度、風速)、土地利用變數(兼商業使用住宅區、水體、森林用地、總住宅區、主要道路以及與海岸線距離)、季節變數(夏季、冬季)與 NDVI 值，其中 NDVI、水體、森林用地以及測站與海岸線距離為正相關，其餘變數皆為負相關。而在克利金/土地利用迴歸混和模型共選入 8 個重要變數，包含 Leave-one-out Kriging 推估所得的 O₃ 濃度解釋變數(O₃ hybrid value)、土地利用變數(港口、一般鐵路、總住宅區及製造業)、海拔、NDVI 值與特有排放源地標物(寺廟)，其中只有 O₃ hybrid value、NDVI 以及海拔為正相關，其餘變數皆為負相關。在變數的解釋上，由環保署測站觀測資料與本研究模擬成果均顯示，郊區及森林山區為 O₃ 污染濃度較高之地區，此趨勢與其它顆粒污染物及氣態污染物截然不同，加上在傳統觀念中，這些地區通常不屬於空氣污染的熱點地區，故有關其 O₃ 污染監測資料其實並不充足，當前亦只有如埔里及少數國家公園測站設立其中，因此在後續政策應用上，建議政府應於這些近自然地區增設 O₃ 之監測儀器，以加強管理。另一方面，由於 O₃ 為二次污染物，生成之主要源頭為 NO_x 及 VOCs，故建議未來可加強上述前趨污染物之管控，對於減少 O₃ 污染亦應有連繫之改善效應。

表 5. 土地利用迴歸模型以及克利金/土地利用混和模型之模型變數表

Variable	Conventional LUR		Hybrid Kriging-LUR	
	Coefficient	VIF	Coefficient	VIF
(Intercept)	94.490	—	-0.684	-
O ₃ hybrid value	-	-	0.995	1.02
NO _x	-0.106	1.73	-	-
夏季	-9.279	1.18	-	-
冬季	-6.801	1.22	-	-
相對溼度	-0.671	1.04	-	-
風速	-1.522	1.24	-	-
海拔	-	-	0.005	1.18
NDVI _{mean150m}	7.305	1.55	-	-
NDVI _{max150m}	-	-	5.014	1.22
寺廟 2500m	-	-	-1.309*10 ⁻⁶	1.32
製造業 5000m	-	-	-0.002	1.25
兼商業使用住宅區 2000m	-0.032	1.69	-	-
總住宅區 50m	-0.002	1.24	-0.001	1.04
主要道路 750m	-476.341	1.16	-	-
一般鐵路 500m	-	-	-0.019	1.09
港口 3000m	-	-	-0.008	1.11
水體 250m	0.021	1.37	-	-
水體 1500m	0.003	1.29	-	-
森林用地 500m	0.004	1.62	-	-
測站與海岸線 dis	6.600×10 ⁻⁵	1.20	-	-

在模型結果的部分，從研究結果得知(表 6)，首先，透過結合 Leave-one-out Kriging 推估的 O₃ 變

數與 LUR 之 Hybrid Kriging-LUR 明顯模型結果比起 LUR 來的好，此項結果與前人研究[10-11]之結果皆是相符的；其次，整合迴歸模型以及機器學習演算法亦同樣有助於模型結果的提升，像是 Hybrid LUR-XGBoost 之模型 Adjusted R^2 為 0.89，比起 Hybrid Kriging-LUR 增進了 0.06。在國際上已陸續有應用 LUR 或是機器學習演算法來推估 O_3 之研究，像是本研究過去的研究[13]建立了 O_3 的 LUR 模型，模型 R^2 為 0.74；而在[14]的研究中，亦透過機器學習演算法來推估 O_3 之變化，模型 R^2 亦達到中高模型解釋水準。透過以上研究發現，整合不同推估方法確實有助於模型效能的提升，另外也再次證實了機器學習演算法對模型效能的重要性外，與國際比較亦顯示本研究之模式解釋程度頗佳，並且經由驗證結果，亦證實了模式之穩定性以及準確性良好(表 7)。

表 6. O_3 模型結果比較表

Model	Statistic	LUR	Hybrid LUR	Hybrid LUR -XGBoost
Training model (80% of entire data)	R^2	0.31	0.83	0.89
	Adjusted R^2	0.31	0.83	0.89
	r	0.56	0.91	0.94
	MSE	160.00	38.80	25.28
	RMSE	12.70	6.23	5.03
	MAE	9.94	4.53	2.68
Testing data (20% of entire data)	R^2	0.30	0.83	0.88
	Adjusted R^2	0.30	0.83	0.88
	r	0.55	0.91	0.94
	MSE	155.00	38.80	26.73
	RMSE	12.40	6.23	5.17
	MAE	9.81	4.53	2.73
10-fold cross validation	R^2	0.31	0.83	0.88
	Adjusted R^2	0.31	0.83	0.88
	r	0.56	0.91	0.94
	MSE	160.00	38.80	26.44
	RMSE	12.70	6.23	5.14
	MAE	9.94	4.53	2.73
External data validation	R^2	0.31	0.85	0.89
	Adjusted R^2	0.31	0.85	0.89
	r	0.56	0.92	0.95
	MSE	116.00	24.90	17.46
	RMSE	10.80	4.99	4.18
	MAE	8.62	3.78	2.46

表 7. O_3 國際研究比較表

研究文獻	國家	樣本數 (網格大小)	研究年分	研究方法	最佳模型結果
本研究成果	臺灣全島	39 萬筆 (50m×50m)	2000-2019 年	LUR、Hybrid-LUR、 Hybrid LUR-XGBoost (共 3 種)	Main model $R^2=0.89$ 10-fold CV $R^2=0.88$

Wei <i>et al.</i> , 2022	中國	356 萬筆 (10km×10km)	2013-2020 年	STET model (共 1 種)	10 CV-R ² = 0.87
Hsu <i>et al.</i> , 2019	臺灣全島	939 筆 (100m×100m)	2000-2013 年	LUR model (共 1 種)	Main model R ² = 0.74 10-fold CV-R ² = 0.70
Adam-Poupart <i>et al.</i> , 2014	加拿大	29,685 筆 (1km×1km)	1990-2009 年	BME kriging、LUR、 BME-LUR(共 3 種)	R ² = 0.65

利用本研究最佳模型(Hybrid LUR-XGBoost)針對不同時間及空間尺度來推估 O₃ 濃度之分布發現(圖 6)，在空間分布上，可能 O₃ 為二次污染物，其生成機制主要是由 NO_x 及 VOCs 與太陽光化反應轉變而來，由於 NO_x 與 VOCs 生命期及排放源特性之差異，O₃ 濃度在區域性的濃度變化極為複雜；像是在工廠近距離下風處由於滴定反應(NO+O₃→NO₂)的關係，O₃ 濃度會隨之減少，而遠距離的 O₃ 濃度則亦隨之增加；因此整體而言，導致濃度較高多集中在郊區或山區，而濃度低地區以市區為主。另外在時間分布上，同樣亦是春秋季濃度較高。

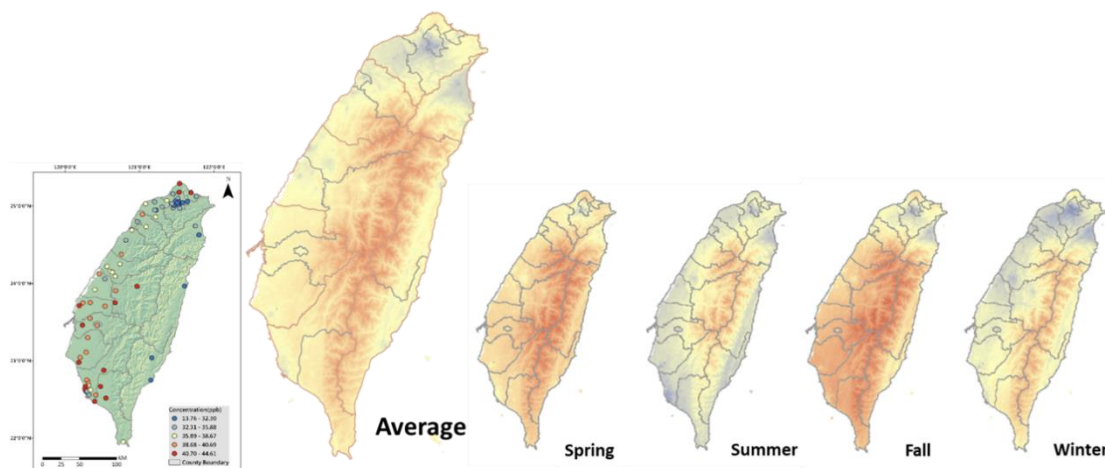


圖 6. 2000-2019 年總平均及季平均 O₃ 濃度時空變化推估圖-以 Hybrid LUR-XGBoost 模型推估成果為例。

本研究進一步亦透過推估模型，針對三級警戒時期前後 O₃ 濃度之變化進行以下三項分析。首先是比較全國三級警戒前後臺灣全島 O₃ 濃度之變化差異。本研究以中央流行疫情指揮中心宣佈之全國三級警戒實施日期(2021 年 5 月 19 日)為切點，選定 5 月 1 日至 5 月 18 日代表警戒前，5 月 19 至 5 月底以代表警戒後，進而比較三級警戒對 O₃ 濃度之影響。其次，本研究進一步針對不同都市發展程度之縣市(嘉義市以及臺北市)及不同土地利用型區域(住宅區及道路區域)進行比較；最後，本研究亦比較 2021 年三級警戒時期(5 月 19 日-7 月 27 日)與前一年同時期 O₃ 濃度的變化。

結果顯示，由圖 7、圖 8 及 t 檢定摘要表(表 8)可明顯發現，短期來說，2021 年三級警戒實施後，不管是臺灣全島或是各地方縣市的 O₃ 濃度皆顯著下降。從長期來看，2021 年三級警戒期間 O₃ 濃度比前一年同時期來得高(表 8、圖 9)。推測其原因，警戒期間雖然部分店家受影響而選擇閉店不營業、同時人口亦較少外，但留在家中的居民仍需進行居家辦公或是視訊上課，使得電器使用頻率及時長增加，進而造成 VOCs 以及 NO_x 的排放上升，導致 O₃ 的生成。

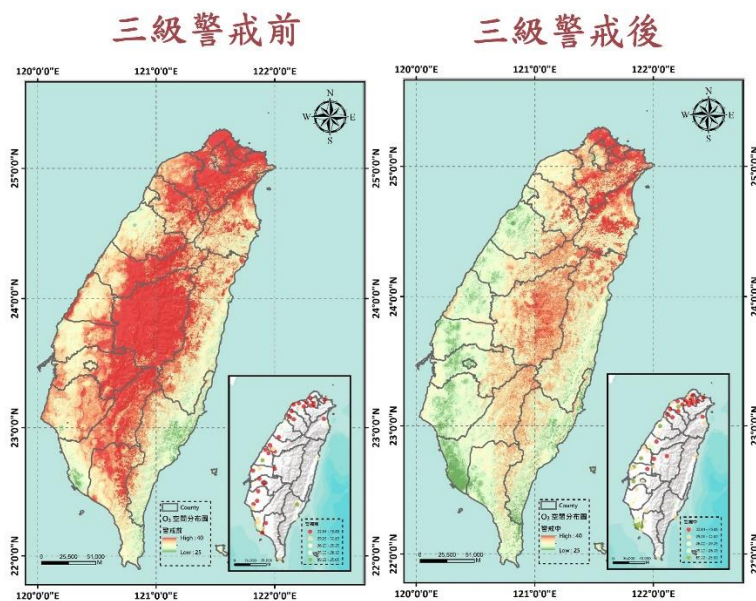


圖 7. 2021 年 5 月臺灣全島三級警戒前後 O₃ 濃度空間分布比較示意圖

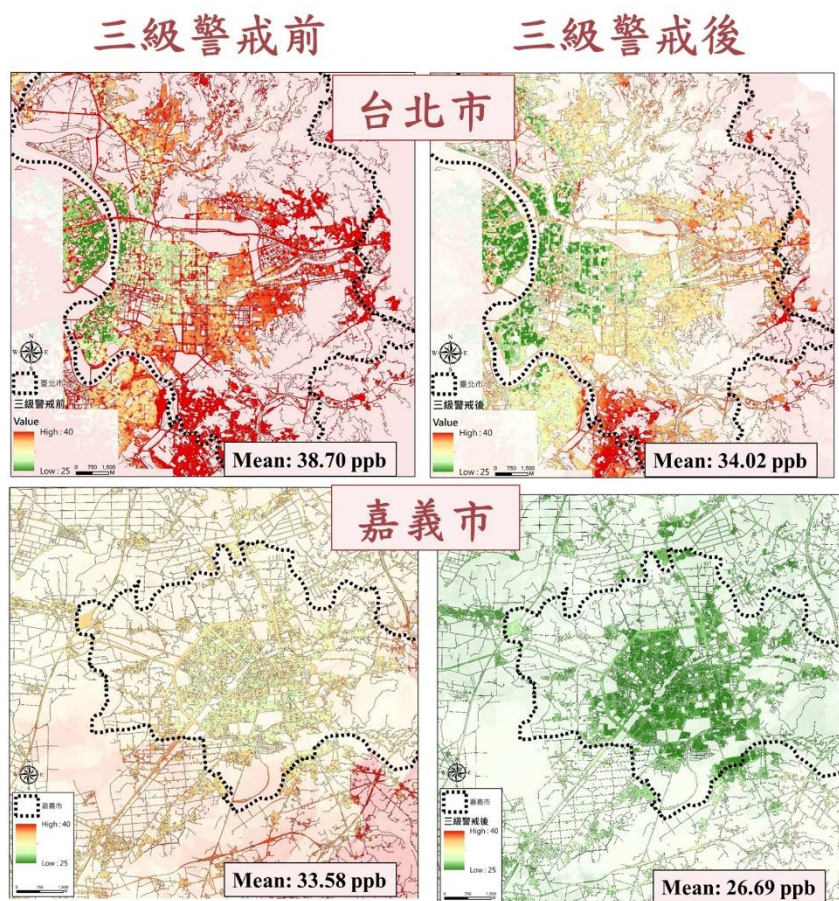
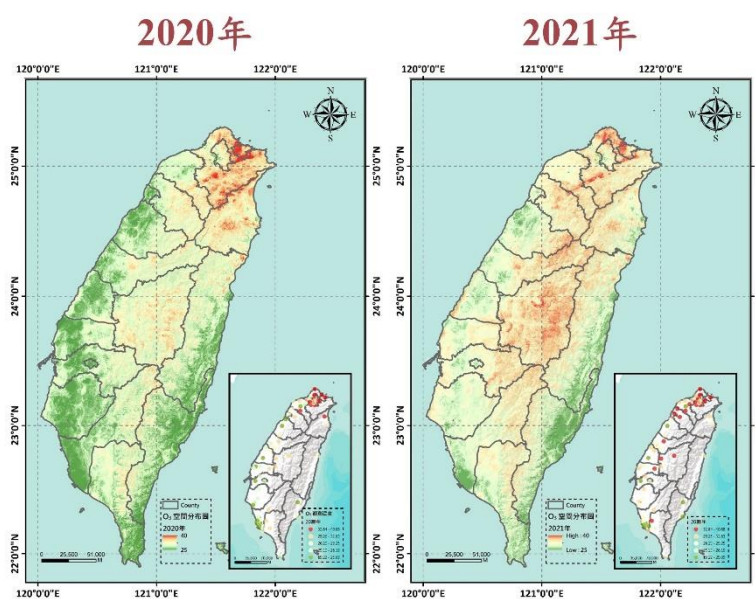


圖 8. 2021 年 5 月臺北市及嘉義市三級警戒前後住宅以及道路區域 O₃ 濃度空間分布比較示意圖

表 8. 臺灣全島三級警戒推估結果 t 檢定摘要表

時間	平均數	標準差	p 值
2021 年 5 月三級警戒前後比較			
三級警戒前	35.97	6.79	<0.05
三級警戒後	31.56	6.06	
2021 年與 2020 年三級警戒時期比較			
2020 年	29.96	3.36	<0.05
2021 年	32.05	3.24	

圖 9. 2021 年臺灣全島三級警戒與 2020 年同時期 O₃ 濃度空間分布比較示意圖

四、結論

結果指出所建模型可以釐清 NO_x、SO₂ 及 O₃ 之重要空間排放源外，模型具中高程度準確度，驗證結果亦指出所建模型穩定可靠。上述成果可供管理單位針對空污管控策略擬定之參考，且提供給其他夥伴團隊(含子計畫5、子計畫6、子計畫7及子計畫8)，進行健康效應分析使用。

參考文獻

- [1] Menz, F. C. and Seip, H. M., "Acid Rain in Europe and the United States: an update." *Environmental Science & Policy*, 7, 253-265 (2004).
- [2] Ryan, P. H. and LeMasters, G. K., "A review of land-use regression models for characterizing intraurban air pollution exposure." *Inhalation Toxicology*, 19, 1, 127-133 (2007).
- [3] Hoek, G. R., Beelen, K. De Hoogh, Vienneau, D., Gulliver, J., Fischer, P. and Briggs, D., "A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution." *Atmospheric Environment*, 42, 7561-7578 (2008).
- [4] Chen, L., Du, S. -Y., Bai, Z. -P., Kong, S.-F., You, Y., Han, B., Han, D. -W. and Li, Z. -Y., "Application of land use regression for estimating concentrations of major outdoor air pollutants in Jinan, China." *Journal of Zhejiang University SCIENCE A*, 11(11), 857-867 (2010).

- [5] Sampson, P. D., Richards, M., Szpiro, A. A., Bergen, S., Sheppard, L., Larson, T. V. and Kaufman, J. D., "A regionalized national universal kriging model using Partial Least Squares regression for estimating annual PM_{2.5} concentrations in epidemiology." *Atmospheric Environment*, 75, 383-392 (2013).
- [6] Weichenthal, S. A., Pollitt, K. G. and Villeneuve, P. J., "PM_{2.5}, oxidant defence and cardiorespiratory health: a review." *Environmental Health*, 12, 40 (2013).
- [7] Bertazzon, S., Johnson, M., Eccles, K. and Kaplan, G. G., "Accounting for spatial effects in land use regression for urban air pollution modeling." *Spatial and Spatio-temporal Epidemiology*, 14-15, 9-21 (2015).
- [8] Liu, W., Li, X., Chen, Z., Zeng, G., Leon, Tomas L., Liang, J., Huang, G., Gao, Z., Jiao, S., He, X. and Lai, M., "Land use regression models coupled with meteorology to model spatial and temporal variability of NO₂ and PM₁₀ in Changsha, China." *Atmospheric Environment*, 116, 272-280 (2015).
- [9] Eeftens, M., Beelen, R., de Hoogh, K., Bellander, T., Cesaroni, G., Cirach, M., .Hoek, G., "Development of Land Use Regression models for PM (2.5), PM(2.5) absorbance, PM(10) and PM(coarse) in 20 European study areas; results of the ESCAPE project." *Environ Sci Technol.*, 46, 20, 11195-11205.
- [10] Wu, C. D., Zeng, Y. T. and Lung, S. C. C., "A hybrid kriging/land-use regression model to assess PM_{2.5} spatial-temporal variability." *Science of The Total Environment*, 645, 1456-1464 (2018).
- [11] Chen, J. and Hoek, G., "Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis." *Environment international*, 105974 (2020).
- [12] Lee, C. S., Chang, K. H. and Kim, H., "Long-term (2005–2015) trend analysis of PM_{2.5} precursor gas NO₂ and SO₂ concentrations in Taiwan." *Environmental Science and Pollution Research*, 25(22), 22136-22152 (2018).
- [13] Hsu, C. Y., Wu, J. Y., Chen, M. J., Chen, Y. C., Pan, W. C., Lung, S. C. C., Guo, Y. L. and C.D. Wu., Asian Culturally-Specific Predictors in a Large-Scale Land Use Regression Model to Predict Spatial-Temporal Variability of Ozone Concentration. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 1300 (2019).
- [14] Wei, J., Li, Z., Li, K., Dickerson, R. R., Pinker, R. T., Wang, J., Cribb, M. Full-coverage mapping and spatiotemporal variations of ground-level ozone (O₃) pollution from 2013 to 2020 across China. *Remote Sensing of Environment*, 270, 112775 (2022).

PM_{2.5} 改善有益於六大疾病死亡風險下降

秦唯珊¹ 陳宜傳² 郭育良^{2,3} 吳治達^{2,4}

¹ 國立臺灣大學醫學院護理學系暨研究所

² 財團法人國家衛生研究院國家環境醫學研究所

³ 國立臺灣大學醫學院環境及職業醫學科

⁴ 國立成功大學測量及空間資訊學系

摘要

為探討暴露於大氣 PM_{2.5} 對於國人肺癌、慢性阻塞性肺病、缺血性心臟病、中風、第二型糖尿病與下呼吸道感染死亡之相關性，本研究以衛生福利部縣市別死因統計資料，搭配由環保署空氣品質監測站資料，經機器學習模型推估 2007、2012 與 2017 年臺灣本島各縣市之 PM_{2.5} 平均濃度，分析 PM_{2.5} 與前述六大疾病可歸因疾病死亡率之變化。研究發現隨著 PM_{2.5} 濃度改善，國人可歸因於 PM_{2.5} 之肺癌、慢性阻塞性肺病、缺血性心臟病、中風、第二型糖尿病與下呼吸道感染死亡亦有下降趨勢。臺灣本島 PM_{2.5} 濃度整體下降 10.2 µg/m³，六大疾病可歸因 PM_{2.5} 死亡整體下降 3.1% 至 7.3%。

關鍵詞：空氣污染、呼吸道疾病、心血管疾病、第二型糖尿病、死亡率

一、前言及研究目的

據世界衛生組織報告推估，2017 年因環境空氣污染所造成的死亡人數超過 95% 來自懸浮微粒 (particulate matter, PM)，並以缺血性心臟病、慢性阻塞性肺部疾病、下吸呼吸道感染占大多數。臺灣近十年來 PM_{2.5} 濃度逐漸改善，本研究目的為探討我國近年來 PM_{2.5} 濃度與可歸因於 PM_{2.5} 疾病死亡率之變化趨勢。

二、研究方法

本研究選擇以間隔五年的方式，使用環保署測站取得懸浮微粒之歷史資料，藉由 machine learning model (hybrid Kriging-land use regression (LUR) with XGBoost) 推估 2007、2012 與 2017 年臺灣本島各縣市之 PM_{2.5} 平均濃度[1]。肺癌、慢性阻塞性肺病、缺血性心臟病、中風、第二型糖尿病與下呼吸道感染等六大疾病死亡人數使用衛生福利部之縣市死因統計資料。PM_{2.5} 與前述六大疾病之間的相對風險(Relative Risk, RR)使用全球疾病負擔(Global Burden of Disease, GBD)2019 年報告[2]中的最新非線性暴露-反應模型估計值，透過內插法估算濃度與疾病死亡之相對風險。人口歸因分數 (Population Attributable Fraction, PAF) 計算公式為：(RR-1)/RR。其中 RR 為 GBD 2019 所公告之 PM_{2.5} 平均濃度下六大疾病的相對風險，用以估計縣市等級的疾病死亡率之可歸因分數。

三、結果與討論

綜觀臺灣於 2007 年至 2017 年 PM_{2.5} 平均濃度下降 10.23 µg/m³，可歸因於 PM_{2.5} 之肺癌死亡率下降 4.26%、慢性阻塞性肺病下降 6.91%、缺血性心臟病下降 6.56%、中風下降 7.31%、第二型糖尿病下降 3.11%、下呼吸道感染下降 4.73%(表 1)。

四、結論

藉由歷年 PM_{2.5} 濃度、衛生福利部之各縣市死因統計資料，並搭配 GBD 2019 分析中 PM_{2.5} 與疾病死亡間的相對風險(Relative Risk)，分析結果顯示 PM_{2.5} 之改善於人民健康有益。

表 1. 2007、2012 與 2017 年全臺灣 PM_{2.5} 與各疾病死亡人口之歸因分數

年度	PM _{2.5} (µg/m ³)	肺癌	慢性阻塞 性肺病	缺血性 心臟病	中風	第二型 糖尿病	下呼吸道 感染
疾病死亡率之可歸因分數 (Population Attributable Fraction, PAF)							
2007	31.70	26.11%	26.66%	26.53%	39.12%	34.82%	19.88%
2012	25.78	23.99%	22.83%	22.93%	35.13%	33.51%	17.31%
2017	21.47	21.85%	19.75%	19.97%	31.81%	31.71%	15.15%
整體下降情形	10.23	4.26%	6.91%	6.56%	7.31%	3.11%	4.73%

參考文獻

- [1] Wong, P.Y., Lee, H.Y., Chen, Y.C., Zeng, Y.T., Chern, Y.R., Chem, N.T., Lung, S.C., Su, H.J., Wu, C.D. "Using a land use regression model with machine learning to estimate ground level PM_{2.5}." *Environmental pollution*, 277, 116846 (2021).
- [2] GBD 2019 Risk Factors Collaborators. Appendix 1: Methods appendix to "Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019". Retrieved November 9, 2022, from <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7566194/> (2020).

長期空污暴露對於老人糖尿病與高血壓疾病發展之相關性

陳啟信^{1,2} 郭育良^{2,3} 吳治達⁴ 璩大成⁵ 李岡遠⁶ 林文一⁷ 葉日弢⁸

¹臺大醫院新竹台大分院環境及職業醫學部

²臺大醫院環境及職業醫學部

³財團法人國家衛生研究院

⁴成功大學測量及空間資訊學系

⁵臺北市立聯合醫院

⁶雙和醫院

⁷高雄小港醫院

⁸花蓮慈濟醫院

摘要

本研究於 2015 至 2020 年間建立並追蹤老人世代，目的為探討經過 3 年以上世代追蹤後，糖尿病與高血壓的發生率是否與居住地區的空氣污染有關。個人居住地址的長期(2016 至 2018 年)空污濃度以混合克利金與土地迴歸利用模型估算。統計使用羅吉斯迴歸分析個體糖尿病與高血壓的診斷發生，經校正年齡、性別、抽菸、教育、父母親之糖尿病/高血壓病病史與追蹤時間後，結果顯示 PM_{2.5} 暴露濃度增加與年長者的糖尿病及高血壓發生皆有關，而 NO₂ 及 O₃ 暴露則未觀察到與年長者糖尿病及高血壓發生之相關性。

關鍵詞：空氣污染、高血壓、糖尿病、老人

一、前言及研究目的

過去研究顯示年長者相較於青少年與成年人有較低的空污健康危害認知，且年長者屬於空污的易受傷害族群。本研究透過追蹤老人世代，探討經過 3 年以上的世代追蹤後，糖尿病與高血壓的發生是否與居住地區的空氣品質有關。

二、研究方法

本研究於 2015 至 2020 年間於花蓮、臺北、新北、高雄四個地區追蹤 65 歲以上之年長者，經排除追蹤未達 3 年、於開始追蹤時即有糖尿病或高血壓診斷者，分別納入 623 名與 451 名長者進行長期空污暴露與糖尿病、高血壓發生之分析。長期空氣污染物以混合克利金與土地迴歸利用模型(Hybrid Kriging and Land use regression)推估長者居家地址處之每月 PM_{2.5}、NO₂ 及 O₃ 濃度[1,2]，並以 2016 至 2018 三個年度間的空氣污染暴露平均值作為長期暴露估算。研究透過多變項羅吉斯迴歸模式探討長期空污與糖尿病、高血壓的相關性，並校正年齡、性別、抽菸、教育、父母親之糖尿病/高血壓病病史與追蹤時間等。

三、結果與討論

2016 至 2018 年間，居家 PM_{2.5}、NO₂ 及 O₃ 平均濃度分別為約為 22.8 µg/m³、20.9 ppb 與 26.6 ppb。當上升 1 個四分位距的 PM_{2.5} 暴露濃度(8.7 µg/m³)時，暴露濃度介於 Q1-Q3 之間(20.2-28.9 µg/m³)，糖尿病發生風險(aOR)為 1.71 (95% C.I.=1.03-2.84, p value=0.032)。經 Two pollutant model 校正 NO₂ 與 O₃ 後，PM_{2.5} 的作用仍達統計上顯著(表 1)。當上升 1 個四分位距的 PM_{2.5} 暴露濃度(8.6 µg/m³)時，暴露濃度介於 Q1-Q3 之間(20.2-28.8 µg/m³)，高血壓發生風險(aOR)為 1.54 (95% C.I.=1.04-2.29, p value=0.028)。經 Two pollutant model 校正 NO₂ 與 O₃ 後，PM_{2.5} 的作用仍達統計上顯著(表 2)。

四、結論

有關長期空污暴露對於年長者糖尿病、高血壓發生風險之相關性，可發現 PM_{2.5} 的健康效應可支持我國持續改善空污的政策。

表 1. 追蹤 3 至 4 年，年長者暴露於空氣污染的糖尿病發生風險

	OR	95%CI	p value	aOR	95%CI	p value
Single pollutant model :						
PM _{2.5}	2.45	(1.54-3.88)	0.0001	1.71	(1.03-2.84)	0.032
NO ₂	1.02	(0.80-1.29)	0.881	1.04	(0.78-1.37)	0.809
O ₃	1.06	(0.68-1.67)	0.793	1.05	(0.63-1.74)	0.861
Two pollutant model :						
PM _{2.5} , with NO ₂	3.57	(2.06-6.21)	<0.0001	2.21	(1.15-4.23)	0.011
PM _{2.5} , with O ₃	3.76	(2.25-6.27)	<0.0001	2.74	(1.45-5.21)	0.002

Adjusted odds ratio (aOR) was calculated with adjustment for age, gender, education (<10 years or not), parental diabetes history, current smoking, followup duration.

aOR was estimated for an IQR increase in exposure.

表 2. 追蹤 3 至 4 年，年長者暴露於空氣污染的高血壓發生風險

	OR	95%CI	p value	aOR	95%CI	p value
Single pollutant model :						
PM _{2.5}	1.94	(1.35-1.78)	0.0003	1.54	(1.04-2.29)	0.028
NO ₂	1.05	(0.89-1.24)	0.544	1.08	(0.91-1.29)	0.379
O ₃	1.11	(0.76-1.61)	0.584	1.08	(0.72-1.63)	0.694
Two pollutant model :						
PM _{2.5} , with NO ₂	2.14	(1.43-3.20)	0.0002	1.57	(1.01-2.46)	0.041
PM _{2.5} , with O ₃	2.89	(1.91-4.38)	<0.0001	2.21	(1.35-3.61)	0.001

Adjusted odds ratio (aOR) was calculated with adjustment for age, gender, education (<10 years or not), parental hypertension history, current smoking, follow-up duration.

aOR was estimated for an IQR increase in exposure.

參考文獻

- [1] Wong, P.Y., Lee, H.Y., Chen, Y.C., Zeng, Y.T., Chern, Y.R., Chem, N.T., Lung, S.C., Su, H.J., Wu, C.D. "Using a land use regression model with machine learning to estimate ground level PM_{2.5}." *Environmental pollution*, 277, 116846 (2021).
- [2] Wong, P.Y., Su, H. J., Lee, H.Y., Chen, Y.C., Hsiao, Y. P., Huang, J. W., Teo, T. A., Wu, C.D., Spengler, J. D. "Using land-use machine learning models to estimate daily NO₂ concentration variations in Taiwan." *Journal of Cleaner Production*, 317, 128411 (2021).

空氣品質與兒童神經認知行為和過敏性疾病—運用全國性出生世代追蹤

王瓊琇¹ 蔡宗霖¹ 黃麟珠² 吳治達³ 陳麗光² 王淑麗¹

¹國家衛生研究院國家環境醫學研究所

²國家衛生研究院群體健康科學研究所

³國立成功大學測量及空間資訊學系

摘要

近年來空氣中懸浮微粒(Particulate matter, PM)造成的健康影響深受國內外重視。過敏性疾病，如：異位性皮膚炎，往往於一歲之前發病，空氣污染的生命早期暴露可能對神經和免疫系統的發育造成長久性影響，其後天學習效能或智商、各方面的生長發育亦可能受到限制。為瞭解臺灣近年空氣污染物濃度下降與現今孩童在成長發育時期之過敏性疾病與神經認知行為間相關性，聚焦在易感受族群的孕婦和幼兒之空污監測及危害防制，相當迫切需要。且因應行政院環境保護署與衛生福利部為持續評估空氣品質與健康影響之關係，以利研擬空氣污染管制相關策略，吾人研究團隊與空品暴露推估團隊及本院跨所同仁合作，探討長期空氣品質對婦幼等對環境易感族群的健康上之不良影響。本研究總目標將評估空氣污染的改善是否有助於婦幼族群的健康維護。

關鍵詞：空氣品質與健康、全國出生世代、過敏性疾病、神經認知發展、環境與婦幼健康、婦幼主題式資料庫

一、前言及研究目的

新興環境污染物(如：空氣污染物)對兒童健康影響一直是受到關注的議題，對人體影響的作用機制上包括 PM 中的污染物可能誘發自由基、進而引起氧化壓力或使與過敏有關的表現型發生改變；再者 PM 成分亦包含許多真菌孢子、花粉、生物性毒素等相關之致敏物質[1]。相關文獻亦顯示產前的空氣懸浮微粒暴露是影響子代自閉症發展的重要時期[2, 3, 4]，但是動物模式的劑量暴露往往較高、且為急性，不若人類往往是長達數年之慢性暴露影響胎兒或幼童的神經和免疫系統發展，也可能與兒童的認知行為和過敏性疾病有關。長時間空氣污染物暴露累積效應，更是需要由出生世代長期追蹤研究持續追蹤並探討。胎兒與幼童是環境暴露的易受傷害族群，本研究目的為探討出生前、後的空氣污染暴露對兒童神經系統和呼吸系統所造成的影響，並對孕婦及幼兒家人提出最適切之建議，以預防空污導致學齡前過敏等疾病並歸納出預防策略提供政府單位建言。

二、研究方法

本研究運用臺灣婦幼主題式資料庫串聯健保資料庫建立一個2007-2011年間全國出生世代，以母親懷孕時期居住地作為出生前空污暴露評估地點，串聯合作團隊利用環保署空品監測站資料，透過 Land use、Co-kriging、機器學習(XGBoost)等模式所推估全臺灣縣市鄉鎮層級的空氣污染物(PM_{2.5}、NO₂)平均暴露濃度，與其個人醫療資訊連結，並以國際疾病分類標準(International classification of diseases, ICD-9CM 和 ICD-10-CM)定義疾病。將可初步瞭解我國母親懷孕時期及孕前準備期的空氣污染暴露情形和熱點區域、分析幼童時期0-6歲過敏性疾病(異位性皮膚炎、過敏性鼻炎、氣喘)和0-8歲神經認知與行為發展異常(自閉症類群障礙症、注意力缺乏過動症)的總累積發病率，以及探討出生前空品暴露與幼童過敏性疾病及神經認知和行為發展異常之相關性。本研究的全民健保資料於「衛生福利資料科學中心」內使用統計軟體 SAS 9.4版(SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.)進行統計分析。

三、結果與討論

首先運用婦幼主題式資料庫串接健保資料庫，透過全民健保承保檔、全民健保處方及治療明細檔、出生通報檔篩選出新生兒出生資料和親生父母基本資訊，經交互比對和校正，資料釐清後建立2007-2011年出生世代約9 萬個母子配對。經篩選出單胞胎小孩，並排除先天重大疾病及孕期間居住於國外和離島地區者，共計759,142名新生兒(圖1)。接著串聯合作之空品暴露研究團隊提供的空品推

估資料，初步結果顯示全臺灣母親在整個懷孕期間平均 $PM_{2.5}$ 暴露濃度為 $32.63 \mu g/m^3$ (95%CI: 32.62-32.65)； NO_2 暴露濃度則為 17.68 ppb (95%CI: 17.67-17.70)。孕前及各孕期間之胎兒的 $PM_{2.5}$ 和 NO_2 暴露濃度皆無顯著性別差異。進一步以地理空間分析，孕前和孕期間居住於高雄市的孕婦有最高的 $PM_{2.5}$ 平均暴露濃度；孕前和孕期間 NO_2 平均暴露濃度最高的孕婦居住地為新北市。

透過健保門診、住院資料分析，顯示約 3.8 萬幼兒患有異位性皮膚炎，平均確診年齡為 2.13 歲。在 3 種過敏性疾病中，約 54-60% 皆為男童。進一步分析此出生世代的兩大類疾病之 0-6 歲總累積發病率，以氣喘最高，平均每十萬兒童中有 14,573 餘人發病(圖 2a)；而神經行為方面，本研究族群 0-8 歲總累積發生率以注意力缺陷過動症為最高(1,403 人/每十萬人)(圖 2b)。

以全臺綜觀而言，將 NO_2 濃度以三分位(tertile)分組，並將 $PM_{2.5}$ 濃度、小孩性別、社經地位、母親孕期是否抽菸、父母疾病史納入考量，初步結果顯示母親孕前準備期和懷孕期間中、高濃度暴露於 NO_2 者，幼童發生過敏性疾病、自閉症類群障礙症及注意力缺陷過動症的風險顯著高於低濃度暴露者(表 1)。

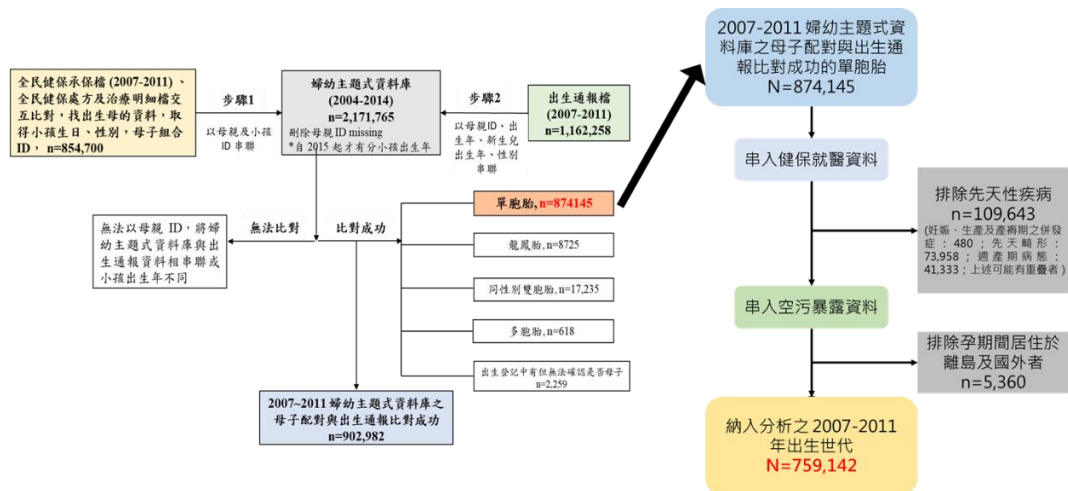


圖 1. 資料處理流程圖

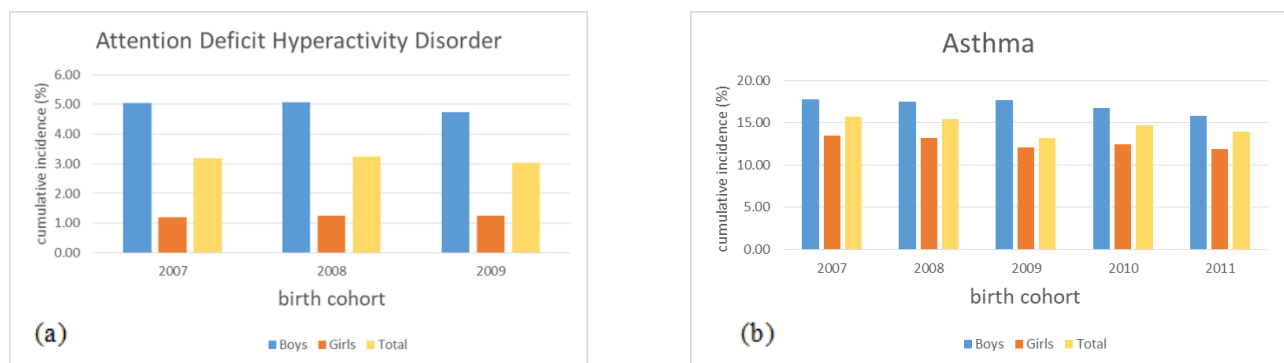


圖 2a. 2007-2011 各年出生世代之 0-6 歲氣喘累積發病率(%)

圖 2b. 2007-2009 各年出生世代之 0-8 歲注意力缺陷過動症累積發病率(%)

表 1. 出生前各時期空品暴露分別與過敏性疾病(2007-2011 年出生世代)及神經認知和行為發展異常(2007-2009 年出生世代)的相關性

暴露期間	NO_2 (三分位)	ppb	自閉症類群障礙症	注意力缺陷過動症	異位性皮膚炎	過敏性鼻炎	氣喘
			HR (95%CI)	HR (95%CI)	HR (95%CI)	HR (95%CI)	HR (95%CI)
懷孕前	中濃度	(14.8-20.9)	1.24 (1.12, 1.36)*	1.09 (1.05, 1.13)*	1.14 (1.11, 1.17)*	1.13 (1.11, 1.15)*	1.17 (1.15, 1.19)*
	高濃度	(21.0-40.8)	1.42 (1.28, 1.56)*	1.18 (1.13, 1.23)*	1.33 (1.30, 1.37)*	1.17 (1.15, 1.19)*	1.30 (1.28, 1.32)*
懷孕期間	中濃度	(15.2-19.9)	1.18 (1.08, 1.30)*	1.10 (1.06, 1.15)*	1.16 (1.13, 1.19)*	1.06 (1.05, 1.08)*	1.04 (1.03, 1.06)*
	高濃度	(20.0-33.6)	1.41 (1.29, 1.55)*	1.29 (1.24, 1.34)*	1.38 (1.35, 1.42)*	1.12 (1.11, 1.14)*	1.18 (1.17, 1.20)*

四、結論

根據疾病背景知識，過敏性疾病中患有氣喘的幼童，其發病速度快、疾病嚴重程度高、歷程發展至住院的可能性較大；神經發展在胎兒時期實為重要，若孕前和孕期間的空品暴露控制得宜及大環境長期空氣污染改善，可望降低胎兒時期呼吸道系統、神經系統病變機率，並讓易敏感的幼童減少惡化的機會。未來將以地理空間分層和性別分層分析，探討空氣污染暴露與男、女童的過敏性疾病及神經認知和行為發展異常間之相關性，藉由調控相關的干擾因子及查找相關細胞和動物實驗之文獻，儘可能歸納疾病風險空間特徵、瞭解生理作用機制及性別差異。

參考文獻.

- [1] Ostro, B., Lipsett, M., Mann, J., Braxton-Owens, H., & White, M. (2001). Air pollution and exacerbation of asthma in African-American children in Los Angeles. *Epidemiology (Cambridge, Mass.)*, 12(2), 200 – 208.
- [2] Ornoy, A., Weinstein-Fudim, L., & Ergaz, Z. (2016). Genetic Syndromes, Maternal Diseases and Antenatal Factors Associated with Autism Spectrum Disorders (ASD). *Frontiers in neuroscience*, 10, 316.
- [3] Morales-Suárez-Varela, M., Peraita-Costa, I., & Llopis-González, A. (2017). Systematic review of the association between particulate matter exposure and autism spectrum disorders. *Environmental research*, 153, 150 – 160.
- [4] Pagalan, L., Bickford, C., Weikum, W., Lanphear, B., Brauer, M., Lanphear, N., Hanley, G. E., Oberlander, T. F., & Winters, M. (2019). Association of Prenatal Exposure to Air Pollution With Autism Spectrum Disorder. *JAMA pediatrics*, 173(1), 86 – 92.

以表觀基因學找空污影響之健康預警指標

鄭文琦¹ 林嬪嬪² 王鴻俊^{1,3}

¹ 慈濟大學醫學科學研究所

² 國家衛生研究院國家環境醫學研究所

³ 慈濟大學轉譯醫學博士學位學程

摘要

長期暴露於空氣污染的環境中，造成人體全身性的危害，空污中的 PM_{2.5} 成分更是其中危害性最大的因子，長期而言，其影響範圍從心理認知到發炎反應、癌症發生皆可能，在進入人體之後亦會改變基因的表現。本研究以轉錄體(transcriptome)基因定序分析，篩選到與空污相關之新穎性生物標記 GRAPE-8(Gene Responsiveness for Alarming PM_{2.5} Exposure)之八個基因標的，再以人類細胞和老人族群臨床試驗驗證，對於環境敏感之基因體表觀遺傳標記變異定位空污暴露情況，將生物標記作為人體健康影響評估之指標。

關鍵詞：表觀基因學、空污暴露、轉錄體分析、PM_{2.5}、生物標記、健康預警指標

一、前言及研究目的

空污 PM_{2.5} 成分會造成人體全身性危害，例如：發炎、癌症，甚至認知障礙、失智症等[1-3]，造成民眾健康受到影響。本研究將探討臺灣空污成分暴露後與表觀遺傳標記異常變化之關係，研究臺灣當地特殊的影響疾病發生之代謝路徑。以表觀遺傳因子為研究標的，此基於相關遺傳生物標記對於環境的變化(包括空污暴露)十分敏感[4]，或可應用於評估空污暴露後疾病之發生的可能性，如心血管疾病、發炎反應、肺部呼吸道疾病、失智症與多種癌症等。更進一步篩選與空污直接關係的生物標記基因，用以開發與空污暴露相關之健康預警指標檢測試劑套組，直接應用於臨床體外檢測，作為照護民眾健康之「全面性的空污防護」的重要防線。

二、研究方法

本研究之方法學是以近年來進展快速的基因定序為基礎，首先，以小鼠暴露 PM_{2.5} 後，建立空污 PM_{2.5} 暴露之動物模型。再以小鼠之血液與組織樣本進行深度轉錄體(transcriptome)基因定序，以生物資訊學歸納推論與空污暴露相關的基因與表觀遺傳因子，再進行人類細胞模式驗證。研究結果顯示，採集空污暴露小鼠血液樣本、萃取 RNA 以進行轉錄體分析，由分析大量定序資料所獲得 3,677 個基因中挑選表達量差異最大且與空污暴露有關的 35 個基因。已篩選到新穎性 GRAPE-8 基因組(Gene Responsiveness for Alarming PM_{2.5} Exposure-8，8 個與空污暴露有關的基因)之生物標記與完成細胞驗證，最後進行老人族群臨床驗證 GRAPE-8 於空污高暴露與低暴露之表達量，開發以能夠利用少量血液即能快速篩檢之檢測試劑，最終將能作為民眾預警防護之最佳檢測工具。

三、結果與討論

1. 轉錄體(transcriptome)分析

將小鼠暴露於高雄小港的 PM_{2.5} 細懸浮粒子 24 週之後，抽取小鼠的血液樣本，再從血液的 buffy coat 中萃取 total RNA，後續進行轉錄體 RNA 定序與分析。本研究將小鼠分為控制組 4 隻與實驗組(PM_{2.5} 暴露) 4 隻，進行 RNA 之全基因定序。**圖 1** 為轉錄體 RNA 定序之總結果圖。控制組(C4、C10、C12、C16)為未經 PM_{2.5} 暴露之小鼠，實驗組(P9、P17、P18、P21)為 PM_{2.5} 暴露之小鼠，於熱點圖(heat map)中明顯區分為兩種模式，各組間之基因表達狀況具有趨勢一致性(**圖 1A**)，PM_{2.5} 暴露後，共有 3,677 個基因具有表達差異，其中受到上升調控(up-regulation)而表達量變高的基因有 1,489 個，受到下降調控(down-regulation)，表達量變低的基因有 2,188 個基因，(**圖 1B**)顯示紅色(up)與藍色(down)的變化也形成一個明顯的火山圖(volcano plot)，能夠直覺地觀察兩組基因表達的 fold change，也就是由此轉錄

體數據顯示，是否暴露於 PM_{2.5} 之中明確影響基因上升與下降的調控，另外於 KEGG 註解分析也可發現這些基因出現於與癌症或其它疾病相關的代謝路徑中(圖 2)[4]。

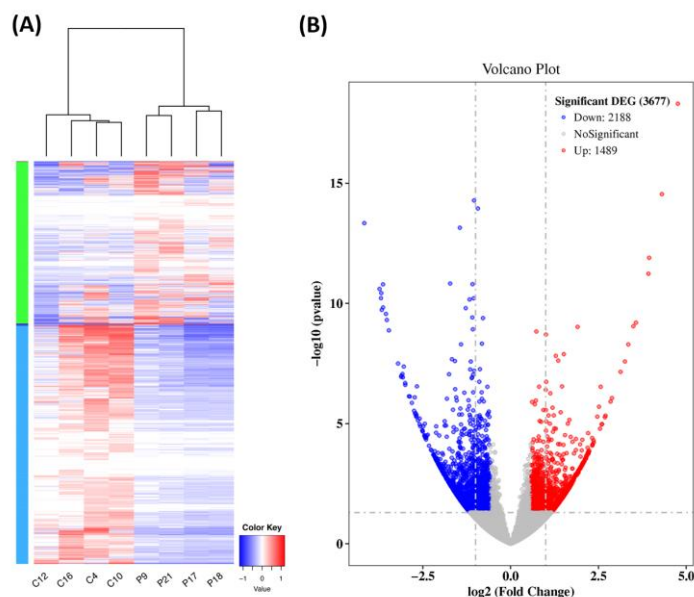


圖 1. 轉錄體 RNA 定序之總結果。(A) Heat map 將控制組與實驗組分為兩區；
(B) 火山圖 (volcano plot)，影響基因上升與下降的調控之基因組成。

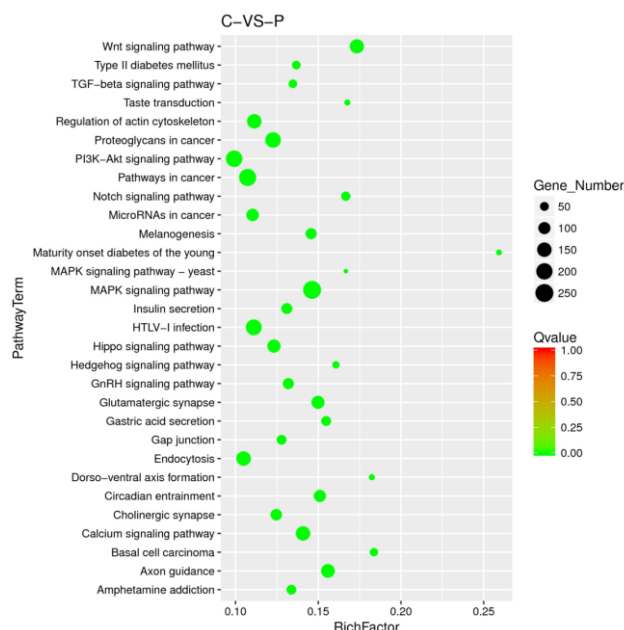


圖 2. KEGG 註解之空污暴露後影響代謝路徑。

2. PM_{2.5} 影響之基因於人類單核球細胞株(THP-1)之表現量分析

以 25 µg/ml、50 µg/ml 兩種濃度的 PM_{2.5} 懸浮微粒，以及 10 µM Benzo[a]pyrene 處理 24 小時與 48 小時後，進行基因表達量分析。在 24 小時中，於兩種空污物質中，PHF8、DYRK1B、ZKSCAN5 的基因表達下降，CEP250、PRPF38B、FAM102B 則是表達上升；然而只有在 PM_{2.5} 的處理下，DIAPH2 為表達上升，對於 Benzo[a]pyrene 的處理，DIAPH2 則為表達下降。於 48 小時的較長時間處理，PHF8、DIAPH2、DYRK1B、CDADC1、OXR1、PPP2R1B、ITGAM 在 Benzo[a]pyrene 的和 PM_{2.5} 的處理下均為表達下降；CD151 和 FAM102B 則為表達上升。兩種成份處理呈現相反者，則有 ZNF280C、ZKSCAN5 (圖 3)。

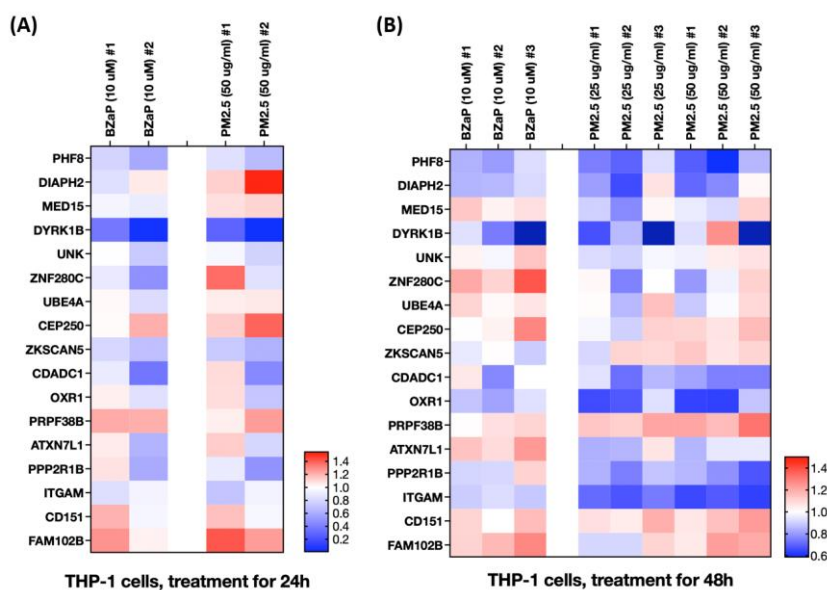


圖 3. 空污影響標的基因於 THP-1 細胞，於兩種 PM_{2.5} 濃度與 10 μ M Benzo[a]pyrene 在 (A) 24 小時與 (B) 48 小時處理下之基因表達結果。(BZap 為 Benzo[a]pyrene)

3. PM_{2.5} 影響之 GRAPE-8 生物標記基因於人類單核球細胞株(THP-1)之表現量分析

以人類單核球細胞株(THP-1)進行人類細胞驗證，結果與小鼠篩選之轉錄體表現結果相當一致，證明方法學具可行性。最後由 35 個基因中篩選出與空污最相關之生物標記基因，將此八個基因共同稱之為 GRAPE-8，分別為 PHF8、CD151、DIAPH2、OXR1、PRPF38B、PPP2R1B、ITGAM、FAM102B 等 8 個基因(圖 4)為受到空污影響表達具有上升或下降差異之基因，又將八個基因又分為認知與自體免疫障礙高危險，以及肺癌與其它癌症高危險群兩個族群。

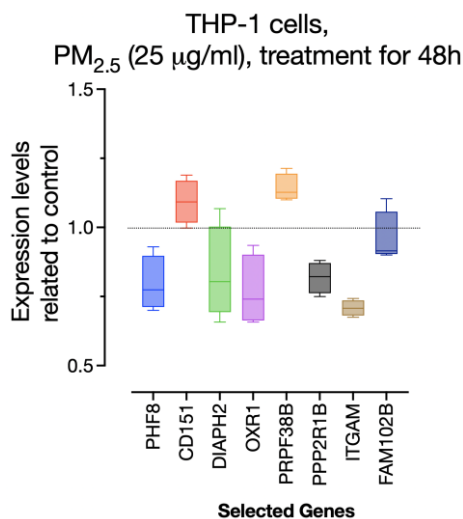


圖 4. THP-1 細胞以 25 μ g/ml 之 PM_{2.5} 分別處理 48 小時後，8 個基因呈現之表達量差異。

4. 老人族群人體臨床試驗

本研究將老人族群分為高暴露與低暴露族群，分別來自於高雄市立小港醫院與花蓮慈濟醫院的檢體。老人族群定義與納入條件為 65 歲以上，在臨床試驗醫院中接受老人健檢的長輩。排除條件為：(1)溝通困難者；(2)納入研究時非癌症病患；(3)有精神疾病或認知行為困難者；(4)不願意接受健康效益追蹤者。受試者在進行採樣時也同時進行問卷調查、生理功能(如心肺功能)、血液尿液檢查，以此再次區分空污高低暴露之身體狀況。臨床檢體最終為藉由客觀生理分析與主觀問卷調查，將檢體進行分類的結果，亦排除可能存在的如抽煙等干擾因子。將花蓮與高雄地區老人血液檢體 cDNA 各 100 例，

總共 200 例檢體以八個基因引子對進行 qPCR 分析，以 18S 為 internal control，八個基因之中，ITGAM、FAM102B、OXR1 與 PRPF38B 具有差異，也就是在花蓮與高雄兩個地區的老人族群，在基因表達上有明顯差異(圖 5)。

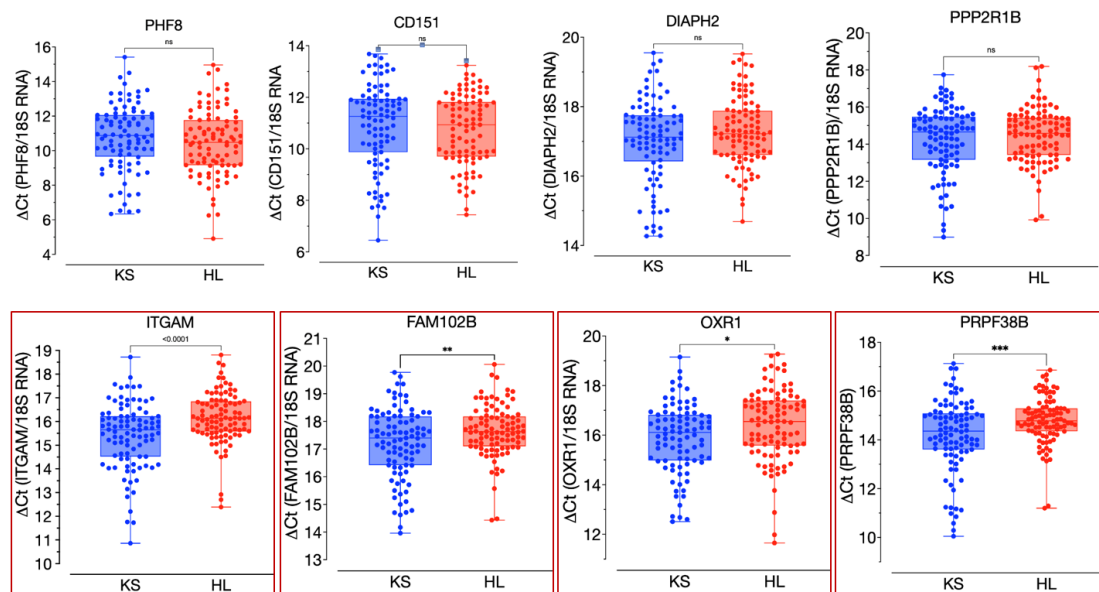


圖 5. 老人族群臨床檢體，KS 為高暴露族群(藍色)與 HL 為低暴露族群(各 100 例身體健康之老人)，分析八個基因表現量，二族群有明顯差異。

四、結論

以空污暴露小鼠模型，利用近年發展快速的基因定序方法，分析受到空污長期影響後的轉錄體基因表達，以 KEGG 註解分析也可發現這些基因出現於訊息傳遞、癌症代謝、MicroRNA 之癌症代謝路徑，甚或是糖尿病相關的代謝路徑中。在眾多受到空污暴露影響的基因群中，本研究篩選數 35 個表達差異最顯著者進行 THP-1 人類細胞驗證，從中篩選到 PHF8[5, 6]、DIAPH2[7]、DYRK1B、ZNF280C、OXR1[8]、PRPF38B、PPP2R1B、ITGAM[9]、CD151[10]等基因，再以人體臨床試驗證實在八個基因中，會因空污暴露而有顯著表達過高或過低的現象，而這些基因也發現與認知障礙、癌症等疾病息息相關。未來將於臨床試驗進一步驗證作為空污相關檢驗之生物標記之可行性評估，可作為空污健檢防護之預警指標。

參考文獻

- [1] Landrigan, P.J., et al., The Lancet Commission on pollution and health. *Lancet*, 2018. 391(10119): p. 462-512.
- [2] Cohen, A.J., et al., Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *Lancet*, 2017. 389(10082): p. 1907-1918.
- [3] Khilnani, G.C. and P. Tiwari, Air pollution in India and related adverse respiratory health effects: past, present, and future directions. *Curr Opin Pulm Med*, 2018. 24(2): p. 108-116.
- [4] Lepeule, J., et al., Epigenetic influences on associations between air pollutants and lung function in elderly men: the normative aging study. *Environ Health Perspect*, 2014. 122(6): p. 566-72.
- [5] Chen, X., et al., Phf8 histone demethylase deficiency causes cognitive impairments through the mTOR pathway. *Nat Commun*, 2018. 9(1): p. 114.
- [6] Walsh, R.M., et al., Phf8 loss confers resistance to depression-like and anxiety-like behaviors in

mice. Nat Commun, 2017. 8: p. 15142.

[7] Kostrzevska-Poczekaj, M., et al., DIAPH2 alterations increase cellular motility and may contribute to the metastatic potential of laryngeal squamous cell carcinoma. Carcinogenesis, 2019. 40(10): p. 1251-1259.

[8] Volkert, M.R. and D.J. Crowley, Preventing Neurodegeneration by Controlling Oxidative Stress: The Role of OXR1. Front Neurosci, 2020. 14: p. 611904.

[9] Ramirez-Bello, J., et al., ITGAM is a risk factor to systemic lupus erythematosus and possibly a protection factor to rheumatoid arthritis in patients from Mexico. PLoS One, 2019. 14(11): p. e0224543.

[10] Zhu, J., et al., CD151 drives cancer progression depending on integrin alpha3beta1 through EGFR signaling in non-small cell lung cancer. J Exp Clin Cancer Res, 2021. 40(1): p. 192.

室內空氣品質與健康/疾病之改善成效

許媛婷¹ 陳怡行² 譚國棟² 陳力振³ 黃琳琳⁴ 汪碧涵⁵ 李宗霖⁶ 張智元⁷ 黃嘯谷¹

¹國家衛生研究院國家環境醫學研究所

²臺中榮民總醫院過敏免疫風濕科

³新北市立土城醫院兒童過敏氣喘風濕科

⁴正修科技大學建築與室內設計系

⁵東海大學生命科學研究所

⁶國立中山大學海洋環境及工程學系

⁷逢甲大學土木工程學系

摘要

空氣污染是過敏性疾病的環境危險因子，但其污染物，如細懸浮微粒(PM_{2.5})、多環芳香烴(Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)、重金屬及揮發性有機化合物(Volatile Organic Compounds, VOCs)之室內外分布、特徵、差異及危險程度仍不明確，其有效的改善或預防措施亦付之闕如。

關鍵詞：室內空氣品質、室內空氣污染物、環境危險因子、環境干預(Environmental Intervention)、過敏性疾病

一、前言及研究目的

室內環境及空氣污染物的多樣性及複雜程度，多半與室內活動及人的日常生活行為息息相關，但這些污染物對一般族群或易感族群的健康或疾病之影響及其因果關係仍不明確。過去研究指出呼吸道疾病惡化的情形主要於室內發生[1]，突顯了室內空氣污染物與呼吸道疾病之重要關係。流行病學研究，包括結合環境監測與健保資料庫之大數據分析、小樣本之田野調查，觀察到多種污染物的環境風險，並與疾病盛行率及嚴重度之增加有關，例如揮發性有機化合物等。然而，無論室外或室內空氣污染，這些外在環境污染物(意指外在暴露)，是否確實暴露並透過人體代謝之後(意指內在劑量)，透過複雜的生理機制，而影響健康並促使疾病發作或加劇疾病的表現，仍需要更多的醫學實證(evidence-based medicine)基礎及相對應的改善措施證明其因果關係。因此，本研究整體目標為透過「環境及空氣品質改善」，探究我國本土室內空氣污染物與健康或疾病之關係，提出有效的改善或預防措施。

二、研究方法

本研究共收集7個住宅，包含8名病例組(4名氣喘患者及4名異位性皮膚炎患者)及21名對照組(病例組之同住家人)。住宅方面，透過完整的室內空氣品質調查，分析空氣污染物之室內外分布、特徵及差異；病例組與對照組方面，透過血液及尿液檢體，分析其生理/臨床指標，經由問卷評估，收集基本人口學資料、生活習慣及疾病史。根據上述項目之調查結果，研擬並實施適當的改善措施，並追蹤其改善成效。

三、結果與討論

整體而言，病例組與同住家人，在自覺環境暴露及健康症狀的感受程度不同。根據空氣污染物的採樣分析結果顯示多數污染物之室內濃度高於室外，特別是客廳及臥室，此外，這些研究地點的室內空氣具有化學性與生物性共污染的問題。而環境中的 PAHs、重金屬、VOCs 及真菌，與病例組的生物偵測及過敏原的反應可能有關。目前，本研究已完成實施兩個住宅(2名異位性皮膚炎患者及6名同住家人)的改善措施，考量建築物的長年風向、室外 PM_{2.5}濃度及使用者習慣，在上風處新增自然通風，在下風處設置排風扇，並納入參與者生活行為改善、擴大室內清潔範圍並提高清潔頻率。研究結果顯示室內風場明顯改善且有效減緩二氧化碳濃度的累積(圖1及圖2)。此外，本研究於實施改善措施後1

至2個月期間，觀察到早期發炎反應指標、尿液中甲苯代謝物及尿液中鉻的濃度，隨時間的增加而明顯降低，且病例組下降的幅度明顯大於對照組；另一方面，病例組之疾病病灶也明顯改善(表1及圖3)。

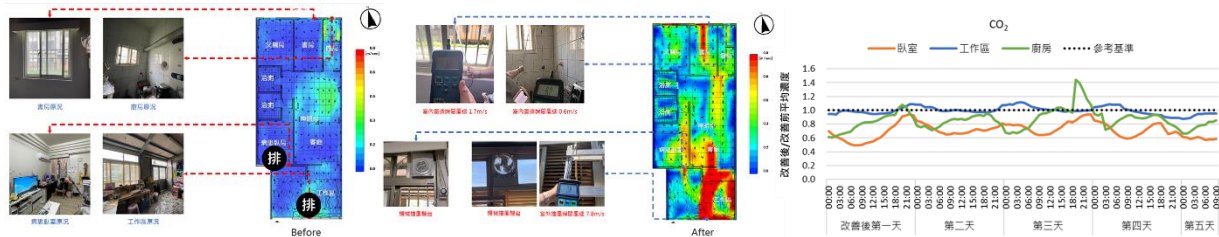


圖1. 住宅 #1之改善成效



圖2. 住宅 #1之改善成效

表1. 病例組與對照組之尿液中生物偵測與生物標記濃度於改善當天至改善後之變化情形

	發炎反應指標 MCP-1 (n=13)	尿液中甲苯代謝物 (n=44)	尿液中鉻 (n=44)
	β (95%CI)	β (95%CI)	β (95%CI)
組別(病例組/對照組)	30.76 (24.61, 36.90) ***	50.56 (-17.49, 118.60)	0.01 (-0.21, 0.22)
時間(後 2 個月/當天)	-10.53 (-17.00, -4.06) **	45.83 (-22.53, 114.18)	0.23 (-0.06, 0.51)
(後 4 週/當天)	-3.20 (-24.73, 18.33)	35.90 (-30.35, 102.16)	0.06 (-0.13, 0.24)
(後 3 週/當天)	-	20.02 (-22.42, 62.47)	0.12 (-0.08, 0.33)
(後 2 週/當天)	-	66.39 (7.58, 125.20) *	0.16 (-0.05, 0.36)
(後 1 週/當天)	-	117.49 (31.98, 203.00) **	0.06 (-0.12, 0.24)
組別*時間(病例組*後 2 個月)	-23.13 (-29.72, -16.53) ***	-60.42 (-152.54, 31.70)	-0.37 (-0.70, -0.03) *
(病例組*後 4 週)	-26.18 (-47.91, -4.44) **	-91.39 (-181.96, -0.81) *	-0.02 (-0.34, 0.30)
(病例組*後 3 週)	-	40.13 (-165.86, 246.12)	-0.14 (-0.42, 0.14)
(病例組*後 2 週)	-	-93.57 (-197.78, 10.64)	-0.11 (-0.42, 0.20)
(病例組*後 1 週)	-	-156.47 (-268.44, -44.50) **	-0.16 (-0.40, 0.09)

利用廣義估計方程式(Generalized estimating equations)進行統計分析；* P< 0.05、** P< 0.01；*** P< 0.001。

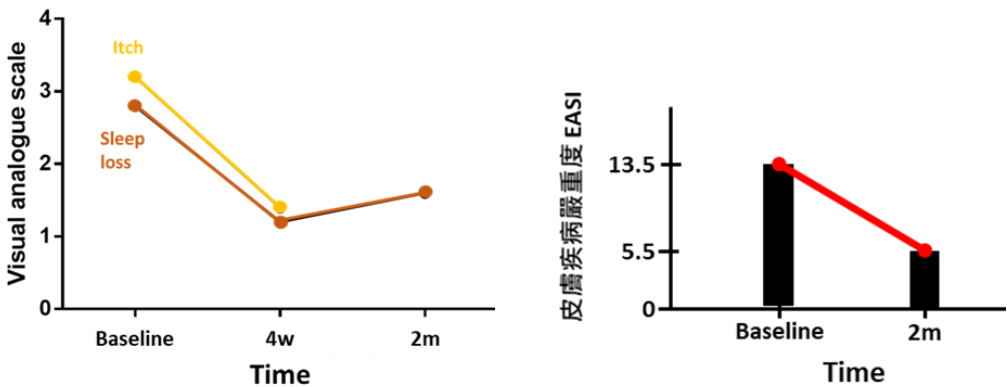


圖3. 住宅 #1之病例組之疾病病灶改善成效

四、結論

室內環境污染物可能是過敏性疾病的環境危險因子。實施改善措施後，有效改善室內風場及減緩二氧化碳濃度的累積，實施改善措施後1至2個月期間，明顯改善病例組之疾病病灶及對照組之健康促進。

參考文獻

- [1] Matsui, E.C., et al., Indoor Environmental Control Practices and Asthma Management. *Pediatrics*, 2016. 138(5).

提升民眾對空污之健康識能計畫

李佩珍^{1,5} 李中一¹ 侯文萱² 榮建誠³ 林明彥⁴ 葉瑄⁵

¹國立成功大學醫學院公共衛生學科暨研究所

²國立成功大學醫學院

³中國醫藥大學公共衛生學系

⁴國立成功大學醫學院工業衛生學科暨環境醫學研究所

⁵國立臺北護理健康大學健康事業管理所

MOHW111-HPA-H-113-134401

摘要

本計畫之目的在獲得國內外空氣污染與健康危害相關文獻的資訊，並編製室外空氣污染衛教海報及手冊以期藉由衛教工具協助民眾逐步提升室外空氣污染健康識能。為達成研究目的，本研究團隊結合公共衛生、環境流行病學、環境工程、以及健康識能等領域專家，透過文獻回顧(以系統性文獻回顧及統合分析的文章為主)蒐集與整理有關空氣污染健康效應資訊，以及編制衛教手冊與海報。

本計畫延續「109-110年提升民眾對空污之健康識能計畫」之成果，於今年撰寫4篇空氣污染危險因子對健康影響之專文、室外空氣污染衛教手冊編撰(過程包括計畫團隊完成衛教手冊初稿後召開專家會議，邀請相關專家學者與國民健康署針對初稿衛教手冊提供意見、修改後之衛教手冊再請專家書審、將修改完書審建議後之衛教手冊提供給一般民眾審視、依照民眾的意見進行修改，並將修改好後之衛教手冊再次進行專家書審、最後依據專家建議修改後，將修正版本之衛教手冊提供給國民健康署，進行最後審視)。本團隊利用編制的衛教素材為內容，舉辦空氣污染健康識能衛教成效與風險溝通講座，期望在講座溝通中能讓一般民眾對於室外空氣污染健康效應的健康識能獲得正面的助益。

關鍵詞：空氣污染、室外空污、健康識能、衛教手冊、衛生教育

一、前言及研究目的

2015年的世界衛生大會通過將空氣污染認定為「世界上最嚴重的單一環境健康風險」(WHO, 2021)，空氣污染影響民眾的呼吸系統、心血管等健康，尤其對長者及兒童等脆弱敏感族群的健康造成危害(WHO, 2021)而空氣污染為戶外大氣中存在一種或多種有害物質，在持續時間下其濃度足以對動植物甚至是人類的健康產生影響，常見空氣污染物包括懸浮微粒(PM)、二氧化氮(NO₂)、二氧化硫(SO₂)等。PM濃度常作為空氣品質的指標，隨著空氣品質的下降，長期暴露於PM環境中會增加罹患中風、心臟病、肺癌以及包括氣喘在內的慢性和急性呼吸道疾病的風險(WHO, 2021)。

為獲得國內外空氣污染與健康危害之研究資料及相關文獻，並瞭解民眾對各類空氣污染物可能造成的健康風險認知程度，以及採取的自我防護措施與效益，本計畫藉由蒐集國內外空氣污染與環境健康識能之相關研究、政策、法規資料，以系統性獲得最新空氣污染與健康之資訊，並設計空氣污染之環境健康識能問卷，瞭解目前民眾對空氣污染之環境健康認知情形，依分析結果，界定衛教宣導之目標族群，以及規劃衛教素材。因此本計畫的目的在獲得國內外空氣污染與健康危害相關文獻的資訊，並編製室外空氣污染衛教海報及手冊以期協助民眾逐步提升室外空氣污染健康識能。

二、研究方法

(一) 文獻回顧

每兩個月提供重要國際組織與機構、各國政府政策、法規、國際期刊文章以及我國相關單位有關空氣污染危險因子對健康影響議題之全文及中文摘要重點，製作簡報。研究團隊首先將針對最近4年(決標日往前計算)的文獻發表的流行病學文獻(含臨床試驗研究)，選擇範疇界定回顧(Scoping Review, ScR)、系統性文獻回顧(Systematic Review, SR)及統合分析(Meta-analysis)為優先回顧對象。

本計畫期刊論文文獻回顧以月份針對特定主題做探討，二月份期刊論文文獻回顧搜尋方式為兩大領域，人體流行病學研究與暴露評估研究；四月份針對人體流行病學研究之健康效應探討；六月份針對孕產婦孕期暴露空氣污染物質對胎兒與孕產婦健康效應之探討；八月份針對兒童暴露空氣污染物質與神經行為之影響；十月份針對年長者暴露空氣污染物質與健康效應之探討。各月份特定主題之文獻搜尋皆以不同關鍵字於 Web of Science 和 PubMed 進行文獻搜尋。因空氣污染相關文獻眾多，因此搜尋年分限縮為2019年起至今。以“air pollution”、“air pollutant”、“PM”、“NOx”、“SO₂”、“NO₂”、“CO”、“PM_{2.5}”、“PM₁₀”、“particulate matter”、“sulfur dioxide”、“nitrogen oxides”、“nitrogen dioxide”、“birth outcome”、“pregnant”、“neuro”、“child development”、“child”、“Older”、“dementia”、“degeneration”、“gerontology”以及“health”等關鍵字，搭配“review”、“systematic review”、“cohort study”、“meta-analysis”、“exposure”、“measure”、“model”、“health literacy”、“environmental literacy”，分別搜尋流行病學與暴露評估相關研究。

另外也檢索國際機構及國內機構針對已發表期刊論文所做的發表聲明進行摘要與重要結果說明。參考之國際機構包括：聯合國世界衛生組織(World Health Organization, WHO)、聯合國環境署(United Nations Environment Programme, UNEP)、美國疾病管制與預防中心(Centers for Disease Control and Prevention, CDC)、美國國家衛生研究院(National Institutes of Health, NIH)、美國國家環境保護局(United States Environmental Protection Agency, USEPA)、歐洲環境署(European Environment Agency, EEA)、歐洲議會(European Parliament)、加拿大衛生部(Health Canada)、加拿大環境與氣候變化部(Environment and Climate Change Canada)、英國衛生及社會關懷部(Department of Health and Social Care, DHSC)、韓國環境部(Ministry of Environment)等；此外，參考之國內機構包括：行政院環境保護署等，針對國內已發表期刊論文之研究結果說明，以及根據檢索文獻所做的結論或事實報告(Fact sheets)。

(二)撰寫空氣污染對健康影響的文章

本計畫於計畫執行期間撰寫4篇有關空氣污染對健康影響的文章(原訂撰寫3篇專文，經計畫團隊與業務單位討論後，確定再提供1篇)，每篇文章初稿完成後並邀請相關領域之外部專家(與業務單位討論後確定人選)，針對論文內容進行審查。所完成的文章以專文方式放置於國民健康署「空氣污染之健康自我保護專區」。同時文章之內容也會符合民眾關切主題，並將內容以較庶民化(易讀易理解)之方式呈現，提供民眾正確衛教宣導建議。

(三)空氣污染健康識能素材的發展

1. 衛教手冊

本計畫衛教手冊內容設計基礎於「109-110年提升民眾對空污之健康識能計畫」之成果、文獻探討、與政策建議，衛教手冊設計過程包括：本計畫團隊討論衛教手冊之內容與單元安排以及呈現、團隊完成衛教手冊初稿後召開專家會議，請相關專家與國民健康署針對初稿衛教手冊提供意見、修改後之衛教手冊再請專家書審、將修改完書審建議後之衛教手冊提供給民眾(包含目標族群)審視、依照民眾的意見進行修改，並將修改好後之衛教手冊再次進行專家書審、最後依據專家建議修改後，將修正版本之衛教手冊提供給國民健康署，進行最後審視。詳細說明衛教手冊設計過程如圖1。

衛教手冊內容安排包含提升民眾空氣污染健康識能以及與「109-110年提升民眾對空污之健康識能計畫」之結果，並搭配「醫療場域就醫者與醫療服務提供者健康識能調查與改善介入計畫」之健康識能友善教材評估指標，使用指引中所建議之健康識能友善衛教教材圖文設計為參考，作為本計畫空污識能衛教手冊制定之參考依據。

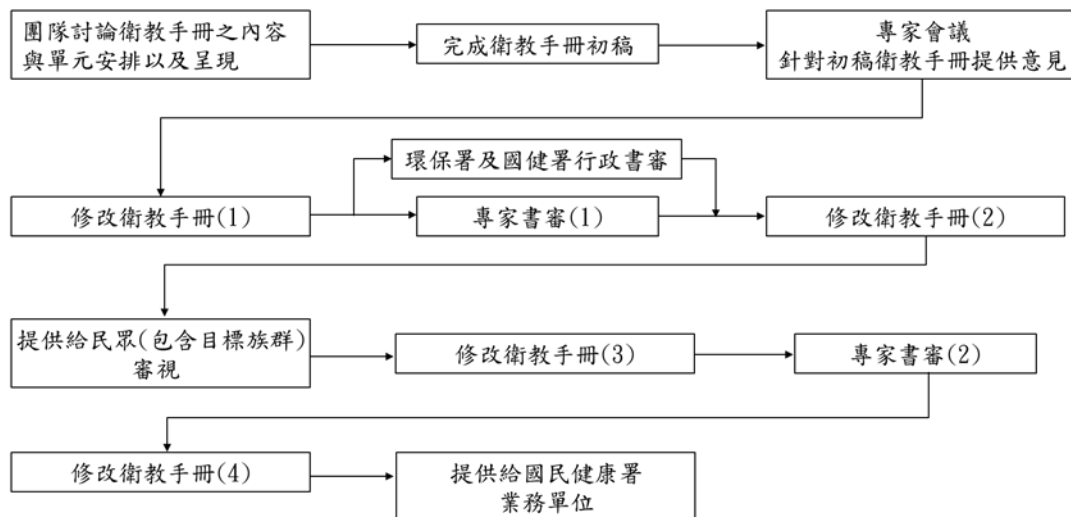


圖1. 衛教手冊設計過程

2. 民眾審視教材

本計畫利用方便取樣與網路招募的方式，在北中南地區，總共調查110名樣本，請民眾審視衛教手冊初稿，並提供本團隊審視後的意見調查，同時請民眾針對本團隊依照醫療場域就醫者與醫療服務提供者健康識能調查與改善介入計畫，所提供之評分指標設計民眾審視空氣污染健康識能衛教手冊之評分表進行評分。

評分表分數之計算將依據醫療場域就醫者與醫療服務提供者健康識能調查與改善介入計畫所建議之計分方式，將所有評分項目進行計分，受測民眾將依據每個項目說明進行評分，「符合」得 1 分，「不符合」得 0 分，倘若教材無法評分的項目則該項目不需受評，圈選「不適評」。接著將計算每個人評分結果： $(\text{教材總得分} / \text{應受評總項目}) \times 100\%$ 。依據該指引所建議總分70分以上為適用的教材，倘若本教材於專家端或者民眾端之評分結果其平均分數無法達到70分，則持續進行教材之修正。

3. 衛教海報

本團隊也編製室外空氣污染衛教海報。海報製作建議為確認目標對象、選擇一個主題，簡易說明、海報設計部分，除了將版面能有較強烈的視覺主題納入考量外，海報內容亦須符合民眾關切主題，內容清晰、易讀易理解以及提供民眾正確衛教建議，海報內容初稿須經外部專家審閱，亦須經過國民健康署確定並同意內容後定稿。本次衛教海報(主題：戶外空品不佳時，易感族群請當心)希望可以提醒易感族群在戶外空氣品質不佳時，可以儘量減少出門或者出門時要選擇合適口罩防護。期望藉由此海報可以提醒民眾要注意空氣污染對自身健康的影響，海報雖然內容不多，內文也提供 QR Code 連結到健康九九相關專文，讓有興趣的民眾可以閱讀到更深入的專文。

4. 衛教單張

本團隊也編製室外空氣污染衛教單張，單張設計部分，除排版內容清晰外，亦須符合民眾關切主題，易讀易理解以及提供民眾正確衛教建議。海報內容初稿須經外部專家審閱，亦須經過國民健康署確定並同意內容後定稿。延續衛教海報的內容，衛教單張(主題：「易感族群」面對室外空氣污染，能做什麼?)的設計則提供更多針對易感族群在面對戶外空氣污染時，要如何自我防護的面向，敏感族群包含有：孩童、孕婦、高齡長者、以及高暴露工作者，而自我防護面向包含有：如何預防、注意空氣品質訊息、配戴口罩或個人防護、以及維持良好的個人習慣。

(四)空氣污染健康識能素材的成效評估(又稱：空氣污染健康識能風險溝通)

本計畫依據所設計之室外空氣污染健康識能之素材為主，利用健康風險溝通之方式進行以期望提升民眾之室外空氣污染健康識能。本計畫在北部與南部之社區或校園內進行相關之風險溝通講座，而風險溝通之成效之方式為：在講座進行前，進行前測(內容包含有：知識以及室外空氣污染健康識能問卷)，並於講座後(內容包含有：知識相關問題)以及一周後(內容包含有：知識、態度和行為等相關問題)進行後測，利用前後測之分數來評估風險溝通之成效。其中空氣污染知識題(K)、空氣污染態度題(A)以及空氣污染行為題(P)之計分方式為，分別在前測、後測以及延遲效應後測問卷中測驗，得分則以滿分為10分計算，答對一題得1分，回答錯誤或回答不知道者得0分，最小值0分，最大值10分。態度題部分，於延遲效應後測問卷中施測，得分以滿分35分計算，回答「非常同意」得5分、「同意」得4分、「沒意見」3分、「不同意」2分、「非常不同意」1分，其中第2、3、7題為反向題，即反向計分。行為題部分，得分以滿分45分計算，回答「每次」得5分、「經常」得4分、「有時」得3分、「很少」得2分、「從不」得1分。

三、結果(成果)與討論

本計畫執行結果於文獻搜尋與探討之部分，共統整了99篇論文結果，近期空氣污染與健康效應的國內外研究，除了針對過去多數被探討的心血管疾病(WHO, 2021)與呼吸道疾病(Addisu et al., 2021; Sherris et al., 2021; Cheng et al., 2022)外，近年來針對孕婦與嬰幼兒健康(Bekkar et al., 2020; Palma et al., 2022; Younger et al., 2022)以及年長者失智與神經性退化的健康(Tan et al., 2022; Parra et al., 2022; Wu et al., 2022)也逐漸累積流行病學研究數據。

表 2. 文獻回顧統計表

搜尋時間：2021 年 11 月至 2022 年 9 月				
資料來源			篇數	
國際機構	A. 聯合國世界衛生組織	5	23	99
	B. 美國疾病管制與預防中心	1		
	C. 美國國家衛生研究院	3		
	D. 美國國家環境保護局	1		
	E. 加拿大環境與氣候變化部	1		
	F. 加拿大衛生部	1		
	G. 聯合國環境署	3		
	H. 歐洲環境署	2		
	I. 歐盟議會	3		
	J. 英國衛生及社會關懷部	1		
	K. 韓國環境部	2		

國內機構	A. 行政院環境保護署	14	14	
國際期刊	A. 人體流行病學研究	40	43	
	B. 暴露評估研究	3		
國內期刊	A. 人體流行病學研究	19	19	

本計畫執行結果於空氣污染於健康影響之專文四篇如附件一到附件四、衛教手冊(目錄如附件五)、衛教海報與衛教單張分別於附件六與附件七。而民眾審視教材以及風險溝通之成效，結果如下：

(一)民眾審視教材

本計畫利用方便取樣之方式進行實體與網路招募，最終實體招募共92名(其中男性21名，女性71名，平均年齡42.98歲)，網路招募共18名(其中男性11名，女性7名，平均年齡52.67歲)，而民眾審視空氣污染健康識能衛教手冊之評分表之平均分數為92.47分(標準差12.58分)(如表3)(如圖2)。

表3. 民眾審視教材之基本人口學特性表(n=110)

	● 實體 (n=92)	● 網路 (n=18)
● 男	21	11
● 女	71	7
● 50±18.39		● 53±20.21

中 校 以上	● 國小/國中	6	2
		.	.
		5	3
	● 高中	5	2
		.	.
		0	2
	● 大專院校	8	4
		.	.
		1	4
	● 研究所以上	0	1
		.	.
		4	1
業	● 學生、 退休、家管	6	5
		.	.
		4	5
	● 其他職業	3	4
		.	.
		6	5
區	● 居住地		
	● 北部	0	6
		.	.
		7	7
	● 中部		
		6	3
		.	.
		5	3
	● 南部	2	0
		.	.
		8	0
		0	6
		.	.

	9	7
	9	3
	.	.
● 12 歲 (含)以下者	1	3
	6	0
	4	0
● 13 歲 至 64 歲者	7	6
	.	.
	7	7
● 65 歲 以 上者	5	3
	.	.
	9	3
● 未婚	3	2
	.	.
	5	2
● 已婚	2	1
	.	.
	1	1
● 分居/離 婚/鰥寡(喪偶)		
	4	6
	.	.
	4	7

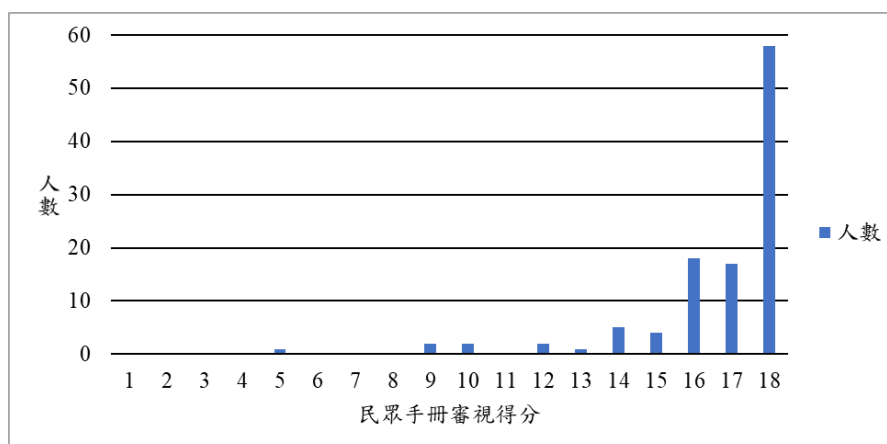


圖 2. 衛教手冊之得分分布

(二)風險溝通之成效

本計畫之室外空氣污染健康識能成效與風險溝通(第一場、第二場及北護場)，前、後測樣本數共計130人，性別分佈以女性為主(91.54%)，平均年齡為46.95歲(標準差24.18)，多數民眾(71.54%)之教育程度為大專院校與研究所以上，職業分佈以學生、退休、家管、自由業為主(92.31%)。此外，研究樣本居住於北部地區為主(89.23%)，有同住者情形佔多數(87.69%)，其中同住者身分又以13歲至64歲者為多(63.77%)，婚姻狀態多為未婚(54.61%)。而一週後之延遲效應後測樣本數為129人，流失樣本數為1人。

因此可從表4得知，知識題前測的平均值為7.45分(標準差1.27分)，知識題後測的平均值為8.85分(標準差1.29分)，知識題延遲效應後測的平均值為8.80分(標準差1.04分)。此外，態度題的平均值為31.82分，最大值為35分，而最小值為7分。最後，行為題的平均值是37.83分，其最大值為45分，而最小值為9分。

表 4. KAP 之各題型得分

K、A、P	前測	後測	延遲效應後測	最小值	最大值
	平均值±標準差				
知識題	7.45±1.27	8.85±1.29	8.80±1.04	0	10
態度題	N/A	N/A	31.82±3.13	7	35
行為題	N/A	N/A	37.83±5.15	9	45

空氣污染知識題部分，描述性統計結果如下圖所示，前測、後測與延遲效應後測之平均值依序為：7.45 分、8.85 分與8.80 分。亦可由整體資料(如圖3)得知，隨著時間越長，呈現左偏趨勢(整體得分向右移動)，結果表示經過衛教介入後，民眾的空氣污染知識有提高。

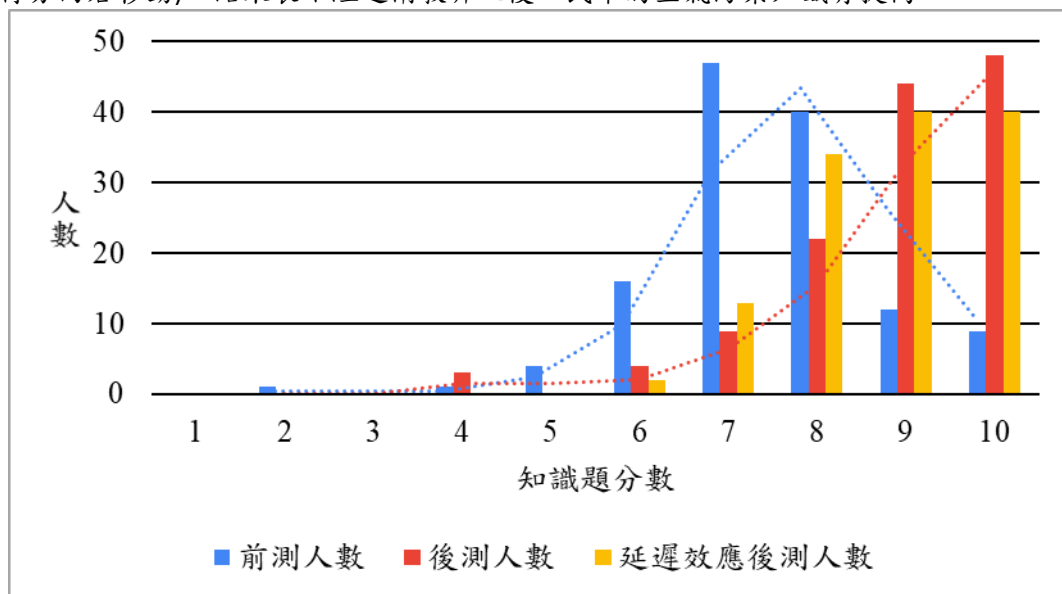


圖 3. 室外空污知識題前測、後測與延遲效應後測收案之分數分佈

四、結論

本研究藉由文獻探討與專家會議諮詢之過程，設計合適之衛教素材，也藉由專文及辦理風險風通衛教講座，使民眾對室外空氣污染、健康影響、防護措施有更全面認識，以利提升民眾健康識能。本

計畫結果也顯示，民眾於風險溝通講座前後其對於空氣污染健康識能之知識有所提升，因此，期望能藉由此研究之成果，提供未來提升民眾空氣污染健康識能以及相關政策制定之參考。

五、致謝

本研究經費來源為衛生福利部國民健康署委託辦理之「111-112 年提升民眾對空污之健康識能計畫」(111-0331-02-27-01)，報告內容不代表衛生福利部國民健康署意見。

六、參考文獻

- [1] World Health Organization. (2021, September 22). Ambient (outdoor) air pollution. World Health Organization.
[https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- [2] Addisu, A., Getahun, T., Deti, M., Negesse, Y., & Mekonnen, B. (2021). Association of Acute Respiratory Infections with Indoor Air Pollution from Biomass Fuel Exposure among Under-Five Children in Jimma Town, Southwestern Ethiopia. *Journal of Environmental and Public Health*, 2021, 1 – 9. <https://doi.org/10.1155/2021/7112548>
- [3] Sherris, A. R., Begum, B. A., Baiocchi, M., Goswami, D., Hopke, P. K., Brooks, W. A., & Luby, S. P. (2021). Associations between ambient fine particulate matter and child respiratory infection: The role of particulate matter source composition in Dhaka, Bangladesh. *Environmental Pollution*, 290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118073>
- [4] Cheng, C. Y., Tseng, Y. L., Huang, K. C., Chiu, I. M., Pan, H. Y., & Cheng, F. J. (2022). Association between Ambient Air Pollution and Emergency Room Visits for Pediatric Respiratory Diseases: The Impact of COVID-19 Pandemic. *Toxics*, 10(5), 247. <https://doi.org/10.3390/toxics10050247>
- [5] Bekkar, B., Pacheco, S., Basu, R., & DeNicola, N. (2020). Association of air pollution and heat exposure with preterm birth, low birth weight, and stillbirth in the US: a systematic review. *JAMA network open*, 3(6), 1-13. <http://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2020.8243>
- [6] D. (2022). Prenatal air pollution exposure and neonatal health. *Health Economics*. 31(5), 729-759. <https://doi.org/10.1002/hec.4474>

- [7] Younger, A., Alkon, A., Harknett, K., Louis, R. J., & Thompson, L. M. (2022). Adverse birth outcomes associated with household air pollution from unclean cooking fuels in low- and middle-income countries: A systematic review. *Environmental Research*, 204, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112274>
- [8] Tan, L. A., Nakanishi, E., & Lee, M. (2022). Association between exposure to air pollution and late-life neurodegenerative disorders: An umbrella review. *Environment International*, 158. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106956>
- [9] Parra, K. L., Alexander, G. E., Raichlen, D. A., Klimentidis, Y. C., & Furlong, M. A. (2022). Exposure to air pollution and risk of incident dementia in the UK Biobank. *Environmental Research*, 209, 112895. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112895>
- [10] Wu, J., Grande, G., Stafoggia, M., Ljungman, P., Laukka, E. J., Eneroth, K., ... & Rizzuto, D. (2022). Air pollution as a risk factor for Cognitive Impairment no Dementia (CIND) and its progression to dementia: A longitudinal study. *Environment International*, 160, 107067. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107067>

附件一、第一篇專文：「新冠肺炎疫情對室外空氣污染的影響性」

新冠肺炎疫情對室外空氣污染的影響性

李佩珍/國立臺北護理健康大學健康事業管理系教授

空氣污染被稱為沉默的殺手，除了菸草使用（例如：抽菸）、不良的飲食習慣，以及缺乏身體活動與過度飲酒外，空氣污染對人體健康的影響也扮演了舉足輕重的角色¹，已有許多國際組織指出空氣污染為全球公共衛生重要議題之一。2019 年起新冠肺炎陸續造成全世界的大流行，各國的防疫作為明顯造成民眾的生活型態改變，有許多研究者與環境政策制定者也想瞭解因新冠肺炎疫情而影響民眾生活型態的結果，是否也會進一步改變室外空氣品質，故紛紛提出相關的研究報告。

許多國家或城市在新冠肺炎大流行初期，紛紛施行限制人民活動之防疫政策，例如：封城（lockdown）、居家辦公或遠距教學活動等。近期一篇國際研究分析全世界 34 個國家在 2020 年一月至五月的空氣污染物濃度變化，並與過去三年該地平均空氣污染物濃度進行比較，研究結果發現：在調整氣象條件的影響下，全世界許多國家因實施封鎖政策後，空氣中的二氧化氮（Nitrogen Dioxide, NO₂）濃度與過去三年濃度相比較降低 60%，懸浮微粒 PM_{2.5} 濃度則下降 31%，然而臭氧濃度上升或下降的變化則有明顯的區域性差異²。另外此篇研究更進一步指出，二氧化氮濃度的減少與全球交通運輸量的下降有關，顯示全世界經濟活動及交通運輸量的減低，對於短期空氣污染濃度（特別是 NO₂ 與 PM_{2.5}）的下降有顯著性的影響。

此外，其他研究針對不同國家或區域進行新冠肺炎爆發前後的空氣污染物濃度分析也有一致性的發現³⁻⁴，例如：臺灣在 2020 年 1 月疫情爆發後，空氣中 PM_{2.5} 濃度下降 14.6%，而 PM_{2.5} 濃度下降的原因與鄰近國家（如：大陸、日本與韓國）的空氣污染改善有關³。歐洲研究顯示，在封鎖城市或執行防疫相關政策後（例如：居家上班或遠距教學），以二氧化氮濃度下降最為明顯，甚至最高的下降濃度可達 70%⁴，而濃度下降的原因主要和交通活動減少（例如：汽機車排放）有關；另研究發現西班牙和捷克的 PM_{2.5} 濃度分別有 30% 及 9% 的下降，然而，上述的空氣污染物濃度下降多半是短期現象，當經濟活動恢復後，則空氣污染物濃度很快又會回到疫情前的變化⁴。

小結

近期實證數據顯示⁵⁻⁷，新冠肺炎爆發時，各國在採取限制民眾活動的策略下，可明顯降低空氣污染狀況，然而，一旦取消上述限制行動的策略，各地區的空氣污染狀況會回復到疫情爆發前的情形。後疫情時代公部門以及私人企業，或許可以考慮持續實行疫情時期短暫減緩疫情傳播之應急方式，例如：涉及跨縣市移動之政府部門實體會議，改為線上方式舉行，此方式可有效降低交通所排放之空氣污染，同時對於臺灣淨零排碳之達成也有助益。此外，依據美國環境保護署⁸及我國國民健康署⁹的建議，民眾可以透過個人行動包括：節約能源或使用節能家電、使用大眾交通工具或儘量避免一個人開車、利用腳踏車或健走方式移動、以及禁止在戶外燃燒垃圾等，共同為保護環境及維護空氣品質而努力。因此，後疫情時代該如何管制空氣污染，將是所有民眾、私人企業與政府相關單位共同努力的目標。

參考文獻

新冠肺炎疫情對室外空氣污染的影響性

- [1] Andersen, Z. J., Hoffmann, B., Morawska, L., Adams, M., Furman, E., Yorgancioglu, A., Greenbaum, D., Neira, M., Brunekreef, B., Forastiere, F., Rice, M. B., Wakenhut, F., Coleen, E., Boogaard, H., Gehring, U., Melén, E., Ward, B., & Matteis, S. D. (2021). Air pollution and COVID-19: Clearing the air and charting a post-pandemic course: A joint workshop report of ERS, ISEE, HEI and WHO. *European Respiratory Journal*, 58 (2), 2101063. <https://doi.org/10.1183/13993003.01063-2021>
- [2] Venter, Z. S., Aunan, K., Chowdhury, S., & Lelieveld, J. (2020). COVID-19 lockdowns cause global air pollution declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117 (32), 18984-18990. <https://doi.org/10.1073/pnas.2006853117>
- [3] Peng, L. U., & Chung, Y. J. (2021). COVID-19 and transboundary air pollution: Did coronavirus improve air quality in Taiwan? *Academia Economic Papers*, 49 (4), 495-526. <https://doi.org/10.29628/AEP>
- [4] European Environment Agency. (2020). *Air Quality in Europe – 2020 report* (No. 9). Luxembourg, Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2800/786656>
- [5] Campbell, P. C., Tong, D., Tang, Y., Baker, B., Lee, P., Saylor, R., Stein, A., Ma, S., Lamsal, L., & Qu, Z. (2021). Impacts of the COVID-19 economic slowdown on ozone pollution in the U.S. *Atmospheric environment*, 264 (118713), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118713>
- [6] Zhao, X., Wang, G., Wang, S., Zhao, N., Zhang, M., & Yue, W. (2021). Impacts of COVID-19 on air quality in mid-eastern China: An insight into meteorology and emissions. *Atmospheric environment*, 266 (118750), 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118750>
- [7] Wang, H., Huang, C., Tao, W. et al. Seasonality and reduced nitric oxide titration dominated ozone increase during COVID-19 lockdown in eastern China. *npj Climate and Atmospheric Science*, 24, 1-7. <https://doi.org/10.1038/s41612-022-00249-3>
- [8] United States Environmental Protection Agency. (2022, March 28). *Actions You Can Take to Reduce Air Pollution*. EPA Publishing. <https://www3.epa.gov/region1/airquality/reducepollution.html>
- [9] 衛生福利部國民健康署 (2020 年 3 月 13 日)。空氣污染自我防護懶人包：空氣污染自我防護之 3 招 6 式。 <https://www.hpa.gov.tw/Pages/Detail.aspx?nodeid=491&pid=12214>

附件二、第二篇專文：「清淨空氣，邁向淨零排放的第一步」

清淨空氣，邁向淨零排放的第一步

吳佩芝

長榮大學研發處研發長

長榮大學綠能與環境資源學系教授

許多人的家裡可能都跟我家一樣，有一個從小就得細心呵護的過敏兒。從 9 月東北季風起，當你察覺到天空老是灰濛濛時，跑醫院的次數也隨著增加了。世界衛生組織統計全世界有 93% 以上的孩童 (<15 歲)^[1]，因為呼吸著受到污染的空氣，讓他們成長過程中得承受更多的健康危害風險。有研究進一步在母親的胎盤中發現了空氣污染微粒及重金屬，意味著大部分的孩子在出生之前就已經暴露在空氣污染中。也因為諸多長期人類流行病學觀測研究，發現大氣中 PM_{2.5} 監測濃度與臨床上心臟血管及呼吸道疾病風險呈現一個明確的濃度效應相關性，而且我們對於 PM_{2.5} 的暴露的容忍度極低，所以，2021 年 9 月世界衛生組織進一步更新了全球空氣品質健康新標準，一口氣將 PM_{2.5} 健康標準濃度修正到年平均 5ug/m³，24 小時平均 15ug/m³ ^[2]。以這個新的標準算起來，全球人類共同承擔了長期「慣性」排放的後果，99% 以上的人口每天呼吸得的空氣都不符合健康標準。

在許多令人憂心的數據及新聞中，近期臺灣與全球同步宣示啟動 2050 淨零排放行動的各項作為讓我看加速清淨空氣的新希望。因為，造成氣候變暖的最大排放來源，燃煤、石油與天然氣，同時也是全球空氣污染的主因。我們呼吸之間的每一個生命的節奏，現在其實都跟氣候變遷息息相關。現階段加總起來，全球每年大約有 590 億公噸二氧化碳當量排放量^[3]。其中有 240 億公噸來自我們每天用的供電（41%）、120 億公噸來自於工業製程（20%）、90 億公噸來自於農業與糧食系統（15%）、80 億公噸來自於所有的陸域、空域及海域交通（14%），剩下 60 億則來自自然界的溫室氣體排放（10%）。而這些人類活動的排放來源，同時也是全球空氣污染排放主要的來源。同時，越來越熱的地表空氣、氣象型態的變化及植物所釋放的生物源揮發性有機化合物增加，使得地表臭氧濃度及二次衍生化的細懸浮微粒濃度持續墊高，高溫伴隨著特定區域的極度乾燥，也讓某些地區野火燒不盡，煙霾及身家財產受損的事件也在全球新聞現場上持續上演。同時無遠弗屆的跨國污染與沙塵暴傳送，同為地球村一份子，我們在每天的呼吸之間，共同承受風險。2050 淨零排放的全球目標，我們理當共同參與。

雖然每個國家要「減到零排放」的基礎都不同，路徑規劃需要更多集體智慧與創新，最重要的還是各項「加速轉型」的行動。英國皇家學會針對英國淨零政策對於空氣品質的淨化程度，進行了預測模擬，顯示隨著各項淨零轉型，2050 年空氣中 NO₂ 濃度會降低 51-60%，PM_{2.5} 濃度則會下降約 42%-44%，屆時就能符合世界衛生組織的健康標準了^[4]。但是，離 2050 還有 20 幾年的時間，期間大家還是得繼續承受著健康損害的風險，緩不濟急。臺灣在宣示啟動 2050 淨零轉型後，雖然還需要分析一下未來減排的情境與空氣品質的關係，我們未來仍需要更積極的政策引導及產業創新投入，更重要的是全民需要共同參與淨零與清淨空氣的生活轉型。更必須落實各項乾淨能源轉型、低污染運具、節能減碳及綠色交通等「清淨空氣」的行動方案與生活提案，列為邁向淨零轉型的更最優先。

參考文獻

清淨空氣，邁向淨零排放的第一步

[1]

<https://www.who.int/news/item/29-10-2018-more-than-90-of-the-worlds-children-breathe-toxic-air-every-day>

[2] <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345334>

[3] <https://www.unep.org/interactive/emissions-gap-report/2020/>

附件三、第三篇專文：「易感族群之空氣污染健康自我防護」

易感族群之空氣污染健康自我防護

楊鎮誠

高雄市立小港醫院職業病科主任
高雄醫學大學環境醫學研究中心研究員

壹、空氣污染對易感族群的健康影響

1. 兒童健康

空氣污染對兒童的危害，比成人更嚴重。兒童體型小，呼吸速度比成人快，當大人、小孩同處空氣污染環境，兒童吸入量比成人更多，對健康的威脅更大。空氣污染與兒童相關的好發疾病包括氣喘、過敏性皮膚炎及過敏性鼻炎等。

2. 孕婦健康

孕婦在空氣污染的環境當中，可能會造成早產和嬰兒出生體重偏低的風險。也可能導致流產。有研究指出胎盤中發現污染顆粒，更進一步研究發現，孕婦若在懷孕期間暴露細懸浮微粒，也會因為空氣污染，改變胎兒的肺部發育和影響胎兒呼吸系統的健康，也會增加嬰兒罹患氣喘的風險。

3. 高暴露工作者健康

空氣品質惡化與意外死亡和心血管疾病有一定相關性，若長期處於空氣污染狀態下工作的勞工，容易造成呼吸系統的損傷。針對原本就有慢性疾病或是其他呼吸道相關疾病的勞工，更有機會造成不良的健康效益，長期暴露也有增加罹癌的風險。

4. 高齡長者健康

空氣污染對於抵抗力較低的年長者來說，除了容易造成急性呼吸道疾病之外，一旦罹患嚴重的呼吸系統疾病，可能會有較嚴重的反應，在治療上的療程所需的時間及代價也可能更高。

貳、自我防護五要點

1. 隨時注意空氣品質

隨時注意自身即將前往的地區，注意當地空氣品質，是否有相關的空氣污染條件或可能產生的污染物，以提早做好防護。校園可以實施空污旗幟，讓學生了解當日空氣污染狀況，提升空污識能。

2. 口罩（個人防護具）

針對可能暴露在某些污染環境下，準備配戴合適的防護具，例如不織布口罩。甚至在粉塵作業或化學品作業的工作職場，配戴更高規格的呼吸防護具。

3. 空氣清淨（空氣淨化全熱交換機／空氣清淨機）

在所處空間內裝設空氣清淨機，或是新型建築本身配置有空氣淨化全熱交換機，可以過濾空氣中有害物質，減少吸入空氣污染物。

4. 個人生活習慣（戒菸）

菸本身也是還有相當多的致癌物質與空氣污染物質，戒菸是一個非常好的降低吸入空氣污染物的方法。戒菸可以降低罹患心血管疾病風險的機率，也會改善呼吸系統疾病的風險，包括慢性阻塞性肺病、氣喘等。除了對吸菸者本人之外，戒菸也可以減少家庭中或職場二手菸或三手菸，利己利人。

5. 提升免疫力，預防勝於治療（疫苗預防注射、控制三高）

針對空氣污染常造成肺部疾病，有一些針對肺炎預防的疫苗（例如新冠疫苗、流感疫苗、肺炎鏈球菌疫苗等），可以經由醫師專業的評估後再安排疫苗注射，增加免疫力。再者，是建立良好生活觀念，控制好自己本身三高，降低心血管疾病風險，也是維持健康的好方法。

參考文獻

易感族群之空氣污染健康自我防護

1. Newman, J. D., Bhatt, D. L., Rajagopalan, S., Balmes, J. R., Brauer, M., Breysse, P. N., Brown, A., Carnethon, M. R., Cascio, W. E., Collman, G. W., Fine, L. J., Hansel, N. N., Hernandez, A., Hochman, J. S., Jerrett, M., Joubert, B. R., Kaufman, J. D., Malik, A. O., Mensah, G. A., Newby, D. E., Peel, J. L., Siegel, J., Siscovick, D., Thompson, B. L., Zhang, J., & Brook, R. D. (2020). Cardiopulmonary Impact of Particulate Air Pollution in High-Risk Populations: JACC State-of-the-Art Review. *Journal of the American College of Cardiology*, 76 (24), 2878–2894. <https://doi.org/10.1016/j.jacc.2020.10.020>
2. Di, Q., Dai, L., Wang, Y., Zanobetti, A., Choirat, C., Schwartz, J. D., & Dominici, F. (2017). Association of Short-term Exposure to Air Pollution With Mortality in Older Adults. *JAMA*, 318 (24), 2446–2456. <https://doi.org/10.1001/jama.2017.17923>
3. Khreis, H., Kelly, C., Tate, J., Parslow, R., Lucas, K., & Nieuwenhuijsen, M. (2017). Exposure to traffic-related air pollution and risk of development of childhood asthma: A systematic review and meta-analysis. *Environment international*, 100, 1–31. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.11.012>
4. Inoue, K., Yan, Q., Arah, O. A., Paul, K., Walker, D. I., Jones, D. P., & Ritz, B. (2020). Air Pollution and Adverse Pregnancy and Birth Outcomes: Mediation Analysis Using Metabolomic Profiles. *Current environmental health reports*, 7 (3), 231–242. <https://doi.org/10.1007/s40572-020-00284-3>
5. De Marchis, P., Verso, M. G., Tramuto, F., Amodio, E., & Picciotto, D. (2018). Ischemic cardiovascular disease in workers occupationally exposed to urban air pollution - A systematic review. *Annals of agricultural and environmental medicine : AAEM*, 25 (1), 162–166. <https://doi.org/10.26444/aaem/79922>
6. Brauer, M., Davaakhuu, N., Escamilla Nuñez, M. C., Hadley, M., Kass, D., Miller, M., Prabhakaran, D., Sliwa, K., Su, T. C., Vaartjes, I., Vedanthan, R., Mwangi, J., & Armstrong-Walenczak, K. (2021). Clean Air, Smart Cities, Healthy Hearts: Action on Air Pollution for Cardiovascular Health. *Global heart*, 16 (1), 61. <https://doi.org/10.5334/gh.1073>

附件四、第四篇專文：「氣候變遷與空氣污染對健康的影響」

氣候變遷與空氣污染對健康的影響

施凱能/高雄市立小港醫院健康管理中心醫師/高醫健康管理中心醫師

楊鎮誠/高雄市立小港醫院職業病科主任/高雄醫學大學環境醫學研究中心研究員

氣候變遷為現在進行式且會對當前空氣污染的狀況造成影響，進而造成人體健康以及地球環境的進一步危害。另外，在氣候變遷下，極端氣候的發生在世界各地逐年增加，近年來也累積許多科學證據指出其對人類健康帶來的衝擊。

近年來熱浪、颶風、颱風、龍捲風、乾旱、豪雨等極端氣候事件漸增，這些事件的發生頻率與強度，與氣候變遷以及地表的环境與植被的改變皆有相關。極端氣候可能會間接導致洪水、旱災、沙塵暴、森林大火發生，導致人類死亡、健康危害、財物損失。在 2019 年，全球約有 396 件因極端氣候導致的災難，共造成 11,755 人死亡，影響超過 9,500 萬人，也造成了超過 1,300 億美金的損失^[1]。極端氣候和天然災害也會對於心理造成大量壓力，包含受災人士及其家屬、朋友，甚至參與救災的救難人員都可能因為這些災害產生精神疾病^[2]。

空氣污染方面，氣候變遷與空氣品質有關，人類活動所排放的空氣污染物使溫室氣體占比增加，進而導致全球暖化影響氣候；而溫度、濕度則會影響空氣污染物的生成、擴散及化學反應；大氣垂直溫度的變動則會影響空氣污染物及空氣中過敏原的分布情形，進而導致更多人暴露於空氣污染，更增加氣喘病人接觸到過敏原的機會，致使氣喘容易發作。氣候變遷的加劇正使空氣污染更加嚴重，有研究^[3]推算了工業革命前，大約從西元 1860 年至現今 160 餘年間的全球空氣品質變化。推估 PM_{2.5} 約增加了 5%，而地表臭氧約增加了 2%。地表臭氧是由二氧化氮及碳氫化合物經光化學反應而生成，當今全球正面臨暖化，溫度每上升 1°F，地表空氣中臭氧約上升 1.2 ppb。地表臭氧會直接影響人類呼吸系統，包括增加氣喘病人發作頻率、增加呼吸道感染風險，也與慢性阻塞性肺病相關。PM_{2.5} 則為由無機物、有機物混和的微粒，其來源可能為工業排放、火山爆發、森林火災等，主要會導致人類肺功能變差。目前雖沒有證據證明空氣污染會直接造成人類死亡，但足以證明其可能會導致疾病的發生或加速惡化。固有疾病的惡化則可能導致死亡，其中心血管疾病與呼吸系統疾病為主。研究^[4]發現年度 PM_{2.5} 濃度增加 10 µg/m³，心血管疾病死亡率增加 11%；另外也有研究^[5]發現空氣中年度二氧化氮濃度上升 10 µg/m³，心血管疾病死亡率增加 13%。

海洋方面，根據美國國家海洋暨大氣總署的資料^[6]，全球溫度持續上升，自西元 1880 年起約每 10 年上升 0.08°C，至 1981 年起則約每 10 年上升 0.18°C 的速率持續上升。工業革命前到現在地球溫度約已上升 1.53°C，長遠來看地球平均溫度的持續上升不僅僅可能影響天然災害的發生頻率，更會導致海洋溫度上升致使南北極冰原及冰川融化，最終導致海平面上升而直接影響人類生活。

人類的日常活動、工業生產導致溫室氣體的排放，是導致現今全球暖化、氣候變遷的重要因素，而氣候變遷影響空氣品質與天災的發生也反過來危害人類健康與造成經濟損失。為了應對這樣的變化，個人健康可以改善的部分包含在住家、室內工作場所使用空氣清淨機改善室內空氣品質；平時留意行政院環境保護署空氣品質監測網，若出現鄰近地點空氣品質不良的情形時避免及減少外出^[7]；棉口罩、一般醫用口罩、活性碳口罩對於 PM_{2.5} 的防護效果有限，遇空氣品質不佳的天候或視個人生理需求可配戴 N95 或 FFP2（歐規）口罩，減少暴露在空氣污染中。

參考文獻

氣候變遷與空氣污染對健康的影響

1. Ebi KL, Vanos J, Baldwin JW, Bell JE, Hondula DM, Errett NA, Hayes K, Reid CE, Saha S, Spector J, Berry P. Extreme Weather and Climate Change: Population Health and Health System Implications. *Annu Rev Public Health*. 2021 Apr 1;42:293-315. doi: 10.1146/annurev-publhealth-012420-105026. Epub 2021 Jan 6. PMID: 33406378; PMCID: PMC9013542..
2. Palinkas LA, Wong M. Global climate change and mental health. *Curr Opin Psychol*. 2020 Apr;32:12-16. doi: 10.1016/j.copsyc.2019.06.023. Epub 2019 Jul 2. PMID: 31349129.
3. Orru H, Ebi KL, Forsberg B. The Interplay of Climate Change and Air Pollution on Health. *Curr Environ Health Rep*. 2017 Dec;4 (4):504-513. doi: 10.1007/s40572-017-0168-6. PMID: 29080073; PMCID: PMC5676805.
4. Demain JG. Climate Change and the Impact on Respiratory and Allergic Disease: 2018. *Curr Allergy Asthma Rep*. 2018 Mar 24;18 (4):22. doi: 10.1007/s11882-018-0777-7. PMID: 29574605.
5. Bourdrel T, Bind MA, Béjot Y, Morel O, Argacha JF. Cardiovascular effects of air pollution. *Arch Cardiovasc Dis*. 2017 Nov;110 (11):634-642. doi: 10.1016/j.acvd.2017.05.003. Epub 2017 Jul 21. PMID: 28735838; PMCID: PMC5963518
6. 美國國家海洋暨大氣總署
<https://www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-global-temperature>
7. 美國疾病管制與預防中心
<https://www.cdc.gov/air/infographics/protect-yourself-from-air-pollution-during-physical-activity.htm>

附件五、「面對室外空氣污染—你所需要知道的事」衛教手冊目錄



附件六、衛教海報：「戶外空品不佳時，易感族群請當心」



附件七、衛教單張：「易感族群面對室外空氣污染，能做什麼？」

「易感族群」面對室外空氣污染，能做什麼？

相較於一般民眾，空氣污染對「易感族群」的健康影響更大

誰是空氣污染「易感族群」？



孩童



孕婦



高齡長者



高暴露工作者

(1)長期處於空氣污染狀態下工作的勞工
(2)原本就有慢性疾病或呼吸道相關疾病的勞工

「易感族群」如何自我防護？

1. 預防勝於治療

(例如：疫苗預防注射)

針對空氣污染常造成的肺部疾病，
可經由醫師專業的評估後安排疫苗注射。



2. 隨時注意空氣品質

隨時關注自身即將前往的地區，
注意當地空氣品質。





3. 配戴口罩或個人防護具

針對可能暴露在空氣污染的環境下，
選配合適的口罩或更高規格的呼吸防護具。



4. 良好的個人生活習慣

(例如：戒菸、控制三高)

戒菸可降低罹患心血管疾病與改善呼吸系統疾病的風險；
平時也需控制好自身三高，維持健康。



衛生福利部
國民健康署

若想了解更多資訊，請掃描 QR-code



建置化學物質安全使用資訊整合平台架構計畫

李曜全¹ 董育蕙¹ 高宏宇² 莊坤達² 李政德³ 彭乙恩⁴ 謝燕儒⁵ 許仁澤⁵ 林松瑾⁵ 林桂如⁵

¹景丰科技股份有限公司 ²成功大學資訊工程系 ³成功大學統計學系/數據科學所

⁴凌群電腦股份有限公司 ⁵行政院環保署毒物及化學物質局

摘要

化學雲介接10部會53個化學物質相關管理資訊系統資料，透過跨機關合作，共同完善國家化學物質資訊匯集、分享與預警平台，促進各主管機關依職掌協力管理化學物質。於110年推動相關工作時，因應2020年8月貝魯特港發生硝酸銨貯存管理失當導致大爆炸事件，化學雲平台協助新增國內1+13易爆物資料上傳及運作量查詢功能，供主管機關掌握國內運作現況；在食安事件警示，透過巨量分析技術，使用非監督式學習方式，開發自編碼器對廠商交易情形進行分析，以偵測異常廠商。並建立以公司名稱、化學物質及時間範圍之化學物質流向網路圖視覺化時序觀測面板；在化學物質管理技術開發部分，導入區塊鏈技術，以示範廠商呈現化學物質交易資料寫入區塊鏈儲存，同時也結合 RFID 標籤掃描技術，以笑氣鋼瓶展示標籤掃描自動上鏈功能。

關鍵詞：化學物質、跨部會合作、警示

一、前言及研究目的

化學雲為協助各部會交流所管化學物質相關資料，除建立資料交換機制，以彙整並提供各部會化學物質相關資訊交流與查詢外，也亟思進一步應用化學物質管理資料。在跨部會化學物質資料建置與彙整部分，因應國際或國內政策管理需求，於貝魯特港發生硝酸銨爆炸事件，為能掌握國內易爆物狀況，並協助各主管機關落實管理措施，擴增建立1+13易爆物運作資料上傳彙整機制及運作量空間分布查詢功能。於導入科技技術於化學物質管理部分，則分別運用大數據分析方法，建立化學物質風險分析模組，及導入區塊鏈技術輔助化學物質管理示範等項目，以提升化學雲服務深度與廣度，達到協助國內化學物質管理，減少發生化學物質風險事件的目標。

二、研究方法

(一) 彙集國內易爆物資料並開發廠場分布及資訊查詢功能：本項工作起因於貝魯特港硝酸銨管理不當引起之爆炸事件，由行政院國土安全辦公室邀集各部會會商，要求各部會對所轄有運作硝酸銨及13項易爆物（包括鋰、氫氣、異丙醇、甲苯、丙酮、乙炔、過氧化氫、氯酸鈉、矽甲烷、過氧化丁酮、環氧乙烷、環氧丙烷、丙烯腈）廠場強化相關管理措施，並定期提報各廠場運作資料以供掌握國內整體運作情況。化學雲為匯集各部會機關提報資料，並進一步轉換成地理圖資分布，以供行政院及各主管機關查詢及掌握國內運作情形，進行以下幾項工作，俾利資料轉換成圖資查詢功能：

1. 律定部會上傳資料欄位（包括欄位定義、格式要求）與檔案型式、定期上傳時間（每季上傳）以及系統自動檢核項目，提供各部分提報資料格式檔案，另配合部會機關需求亦提供介接服務。
2. 由於各部會依所掌法規管轄的廠場會有重複情況，因此律定五大熱區（科學園區/工業區/港區/加工出口區、科技產業園區/礦區）及各部會機關上傳資料的優先使用與去重複原則，以減少重複統計情形。
3. 設計可控管上傳者身分及簡易上傳方式之功能頁，供各部會機關進行資料上傳。並於上傳期間由系統發送相關提醒信件給部會上傳窗口。
4. 依據部會所掌法規或資料機敏特性等需求，配合進行申報頻率、廠場位置標示或資訊查詢顯示調整。
5. 建置1+13易爆物上傳功能，提供包括檔案上傳、上傳紀錄查詢、資料下載與運作量查詢等細項功能供使用者使用。

(二) 以巨量分析技術建立化學物質風險分析模組：化學雲平台起源自食安事件管理需求，因此，運

用新興分析技術在各機關既有申報資料中進行串聯分析，克服斷點問題是化學雲的任務之一。本項工作延續過去分析經驗，鎖定特定類別食品製造廠商，運用圖神經網路(Graph Neural Networks)進行異常行為解析，並將結果視覺化呈現。各項步驟說明如下。

1. 擬定分析標的：以歷年較常發生食安之6類食品製造廠商為對象，包括非酒精類飲料廠、乳品製造廠、蔬果加工廠、水產加工廠、肉類加工廠、其他（食品添加物）
2. 分析廠商及化學物質流向關聯性，構築化學物質流向網路圖：以圖(Graph)結構來表示化學物質流向網路圖，其中節點(Node)為廠商，邊(Edge)為特定化學物質的交易，且邊具有方向性(Directed)，代表某化學物質由一廠商流向另一廠商，也就是由一廠商賣出，另一廠商買入，因此可以建構出化學物質流向網路圖。
3. 以圖神經網路學習架構建立廠商運作化學物質特徵分析及判斷準則（如圖1），警示異常行為。
4. 整合化學物質網路圖與食安高風險廠商之評估方法，使得視覺化呈現出來的結果與被機器學習方法標示偵測出異常行為的廠商相互整合，以提供異常廠商與交易的化學物質流向網路圖。
5. 以深度學習中的自編碼器(Autoencoder)作為非監督式學習異常廠商偵測之方法，如圖2。

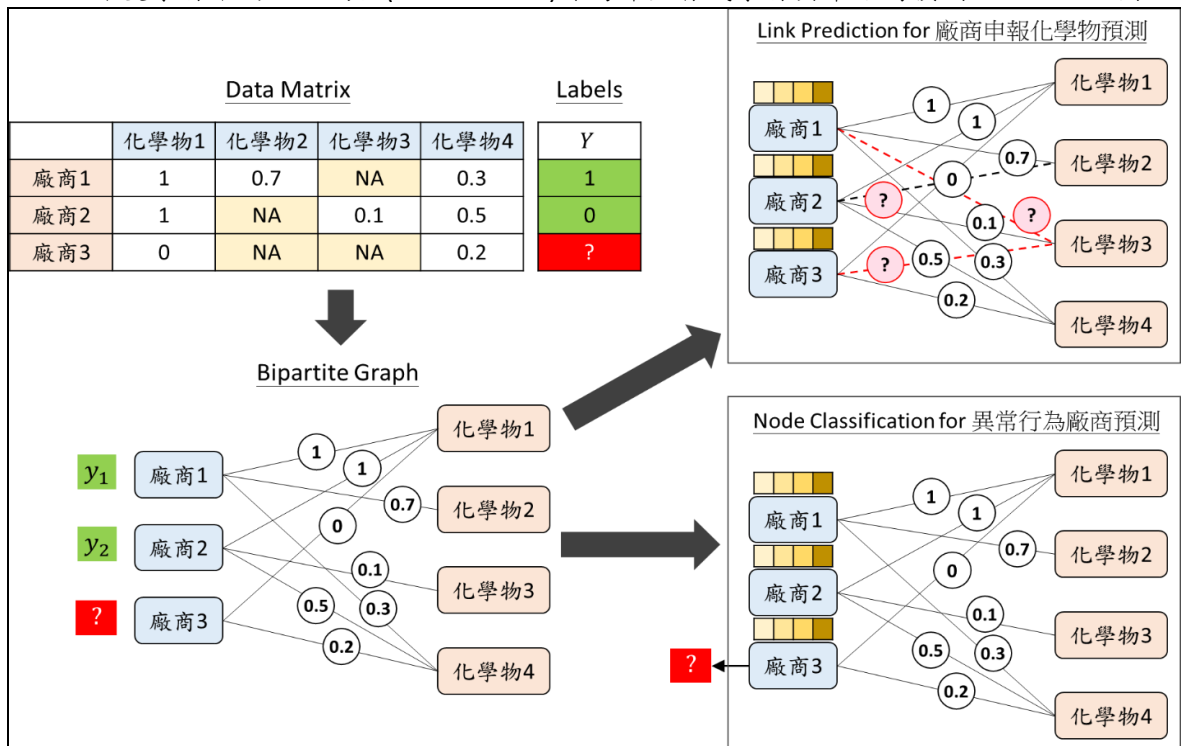


圖1. 圖神經網路廠商運作化學物質分析預測方法架構

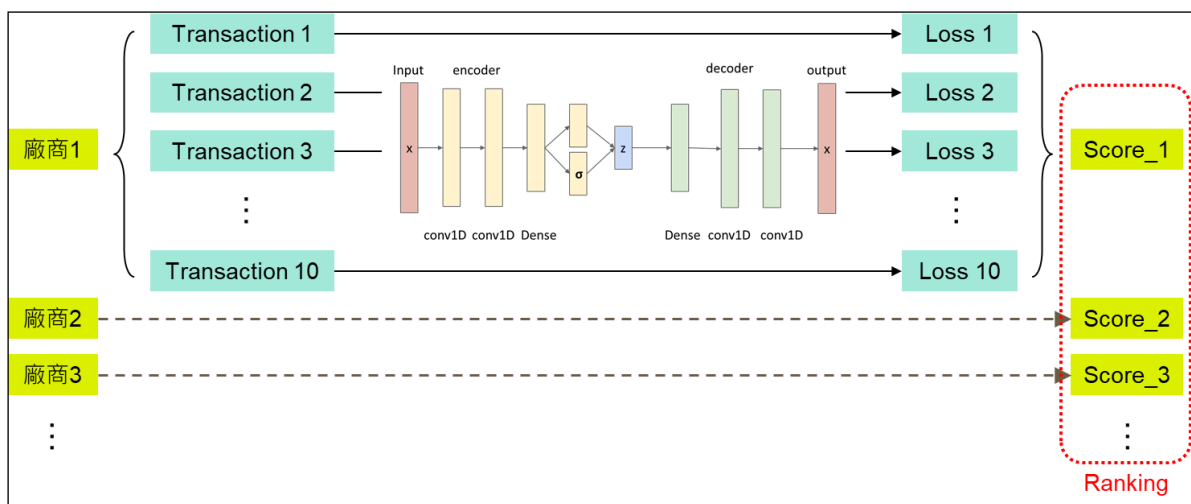


圖2.廠商異常偵測流程

(三) 應用區塊鏈技術在化學物質運作示範場域:開發或運用新興科技於化學物質管理是化學雲的創新任務之一，因此，本年度嘗試將區塊鏈技術導入化學物質管理機制中，並與化學局另外新興科技運用計畫（應用標籤技術於化學物質管理暨精進化學雲計畫）合作，以示範場域進行推動可行性之評估。各部分工作說明如下：

1. 區塊鏈技術導入化學物質管理：建置3個區塊鏈節點並安裝區塊鏈主機，系統架構如圖3。
另建立區塊鏈資料查證頁面，提供化學物質、申報廠商、對象廠商及運作行為4項篩選條件，供示範廠商及化學局查詢使用。
2. 應用標籤技術於化學物質管理：透過上游廠商將化學物質品上逐一張貼 RFID 標籤，利用標籤讀取設備(RFID Reader)進行化學物品運作紀錄，包含製造、買入、賣出等運作行為，並於入庫、出貨、送達等階段，利用標籤讀取設備進行鋼瓶標籤掃描，完成化學物質移轉確認作業，同時，讀取設備將自動發送相關紀錄至區塊鏈系統中。
3. 示範場域:以2類廠商示範，將化學物質運作資料傳輸至區塊鏈，分別為：
 - (1) 毒性化學物質（下稱毒化物）運作廠商：傳送企業資源規劃(Enterprise resource planning, ERP)資料
 - (2) 關切物質運作廠商：傳送鋼瓶（笑氣）之標籤掃描資料

化學雲區塊鏈系統架構圖

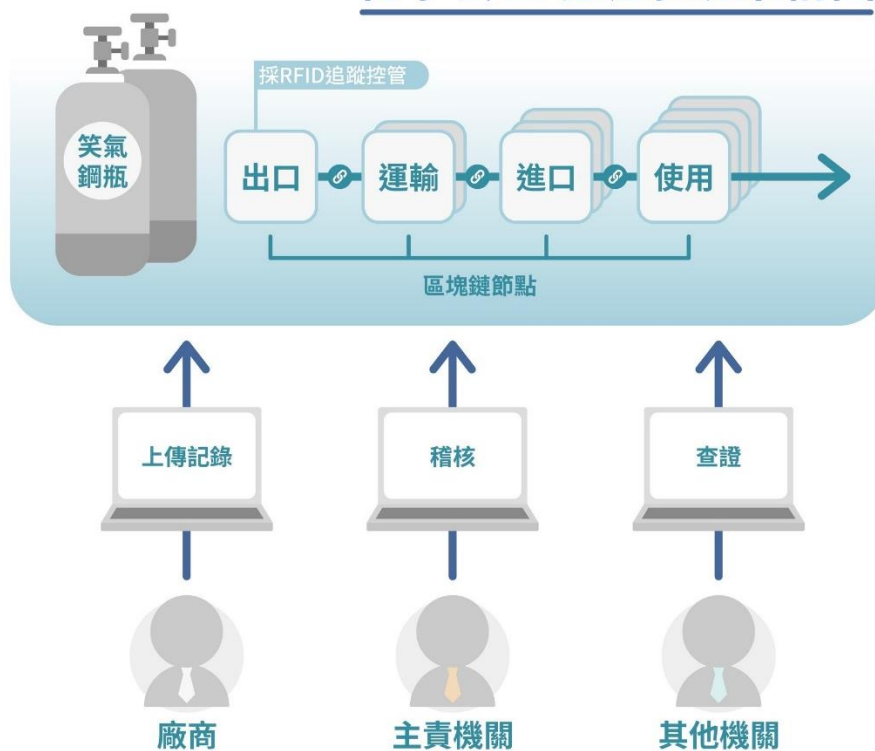


圖3. 區塊鏈系統架構圖

三、結果與討論

(一) 彙集國內1+13易爆物資料並開發廠場分布及資訊查詢功能

1. 建立各部會國內1+13易爆物資料上傳或介接功能：

- (1) 律定1+13種易爆物，清單如表1所示，並以 CAS No.為系統檢核跟統計依據。
- (2) 為有效彙整各部會易爆物運作資料，統一律定上傳資料欄位與檔案格式，檔案上傳後需通過系統檢核，方為上傳完成。若檢核未通過，系統會於資料錯誤欄位進行標示，並寄發檢核通知信請上傳單位補正後另行上傳。
- (3) 各機關上傳所管運作資料，依據資料整併原則進行資料整合，上傳原資料亦可於資料下載處與運作分布查詢處取得。

表1.1+13項易爆物清單

編號	CAS No.	中文名稱	英文名稱
1	6484-52-2	硝酸銨	Ammonium Nitrate
2	7439-93-2	鋰	Lithium
3	1333-74-0	氫氣	Hydrogen
4	67-63-0	異丙醇	Isopropyl Alcohol
5	108-88-3	甲苯	Toluene
6	67-64-1	丙酮	Acetone
7	74-86-2	乙炔	Acetylene
8	7722-84-1	過氧化氫	Hydrogen peroxide
9	7775-09-9	氯酸鈉	Sodium Chlorate
10	7803-62-5	矽甲烷	Silicon hydride (Silane)
11	1338-23-4	過氧化丁酮	Methyl ethyl ketone peroxide (MEKPO)
12	75-21-8	環氧乙烷	Epoxyethane
13	75-56-9	環氧丙烷	Epoxypropane
14	107-13-1	丙烯腈	Acrylonitrile

2. 開發易爆物運作廠場分布圖功能：運作量分布提供行政區與熱區2種圖面呈現，並以下拉選單方式提供4種查詢條件進行查詢。查詢條件包括：

- (1) 運作量選項（貯存量、輸入量、使用量及製造量）
- (2) 化學物質（共14種）

- (3) 可依行政區（縣市，如圖4）或熱區（工業區、科學園區、港區、礦區及加工出口區/科技產業園區，如圖5）
- (4) 申報季別查詢。

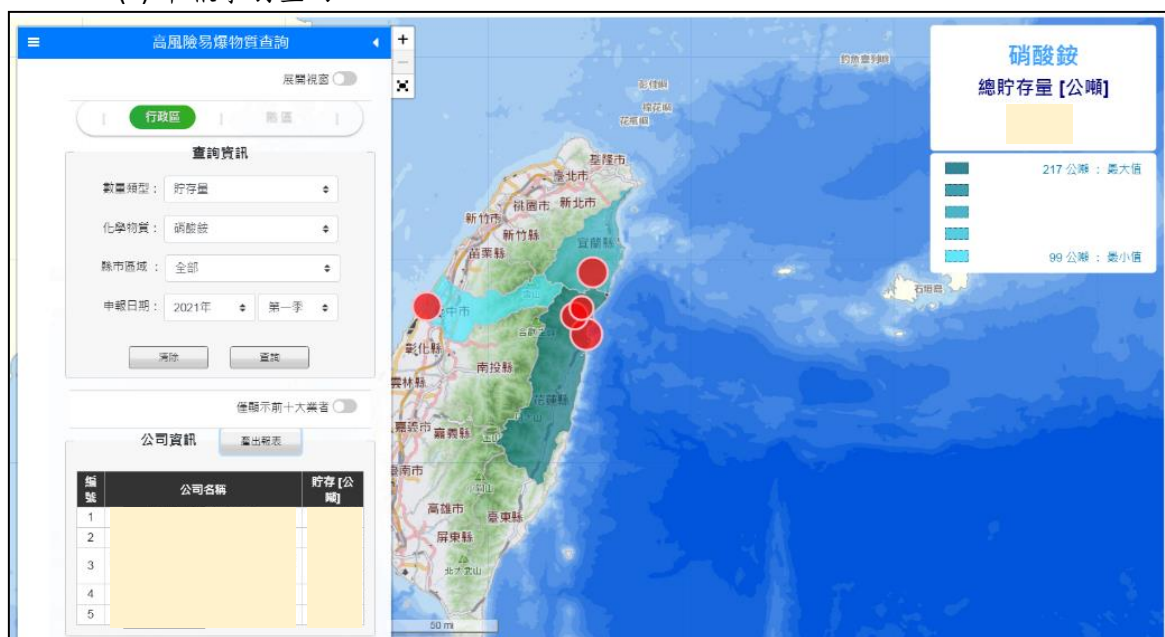


圖4.依行政區查詢-硝酸銨貯存量分布圖

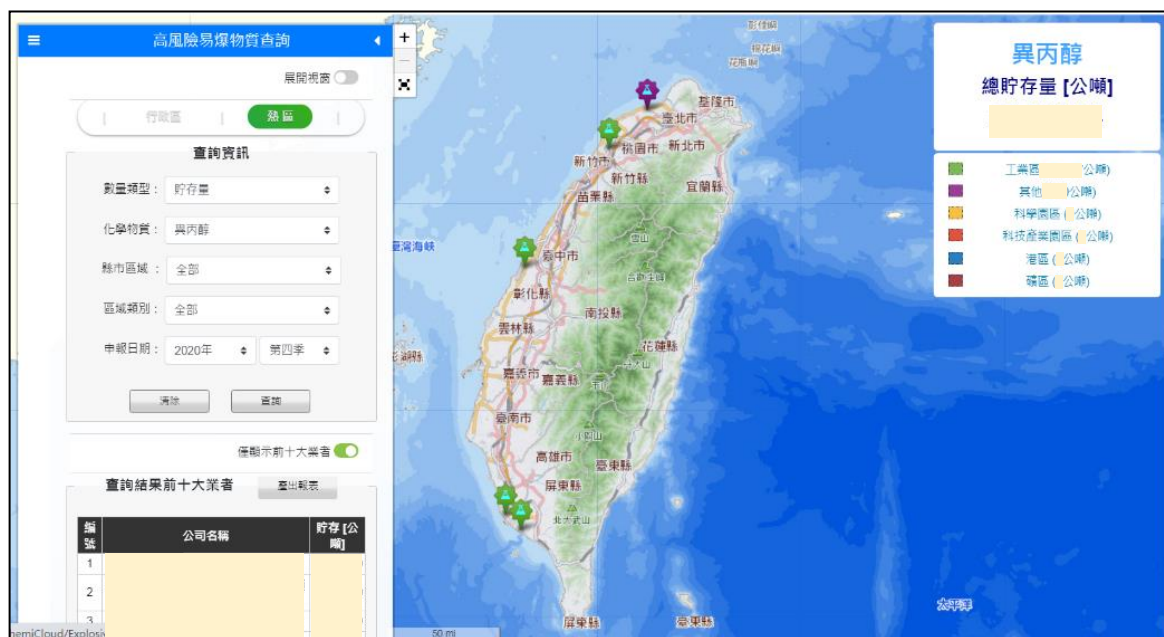


圖5.依熱區查詢-異丙醇貯存量分布圖

3. 建立易爆物運作資訊查詢功能：依查詢條件產出的廠場運作清單提供下載，當廠場數量眾多時，可開啟前十大業者查詢功能。此外，如欲快速找到列表中廠商所在位置，游標移至列表廠商名稱處，地圖會凸顯出該廠商之標示，強化文圖互動顯示功能。

(二) 以巨量分析技術建立化學物質風險分析模組

1. 建立食安異常分析模組：運用化學雲匯集的廠商基本屬性資料以及廠商間化學物質交易資料，運用非監督式機器學習技術，建構異常廠商警示演算法。綜合給定食品廠、廠商基本屬性（年收入、類型、地點及成立年份等）、化學物質名稱、化學物質交易資料（申報資料、上下游關聯資料、交易金額及交易數量等），借助機器學習演算法產出異常食品廠商列表。分析流程包括資料串接前處理、訓練自編碼器及經由損失函數分數值產生異常排序，以肉類加工廠異常廠商為例，其結果如圖6左側的視覺圖及右側的前10名異常廠商列表。

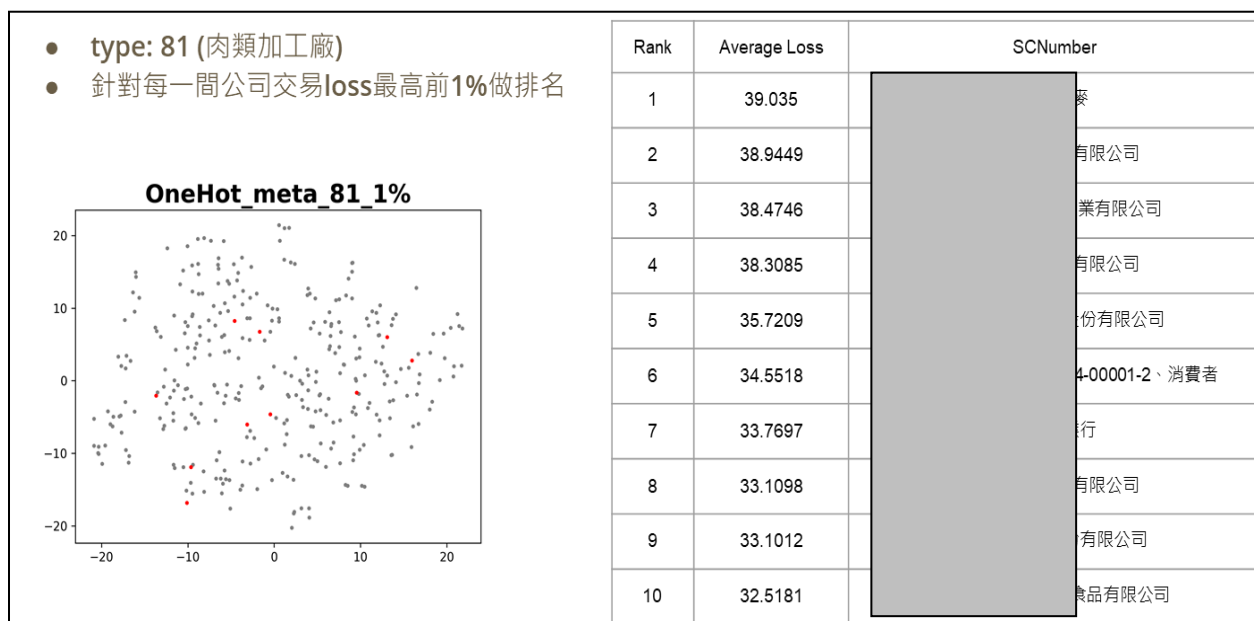


圖6.肉類加工廠異常廠商結果（左：視覺圖；右：前10名異常廠商）

2. 建構化學物質流向網路圖視覺化時序觀測面板

(1) 化學物質流向圖：網路圖如圖7所示，觀測面板提供的功能如下

- 以食品廠公司名稱作為查詢
- 以化學物質名稱作為查詢
- 以時間範圍作為查詢
- 上下游層數作為查詢
- 以交易量作為過濾條件

(2) 整合化學物質上下游交易網路圖及食安異常偵測模組進行視覺化設計，畫面如圖8，提供之功能如下

- 擇食安異常偵測之演算法模型
- 透過網路呈現涉及到異常交易的廠商間上下游關係
- 以不同顏色顯示異常交易風險高低評估
- 網路上下游層數調整
- 連結數量過濾功能

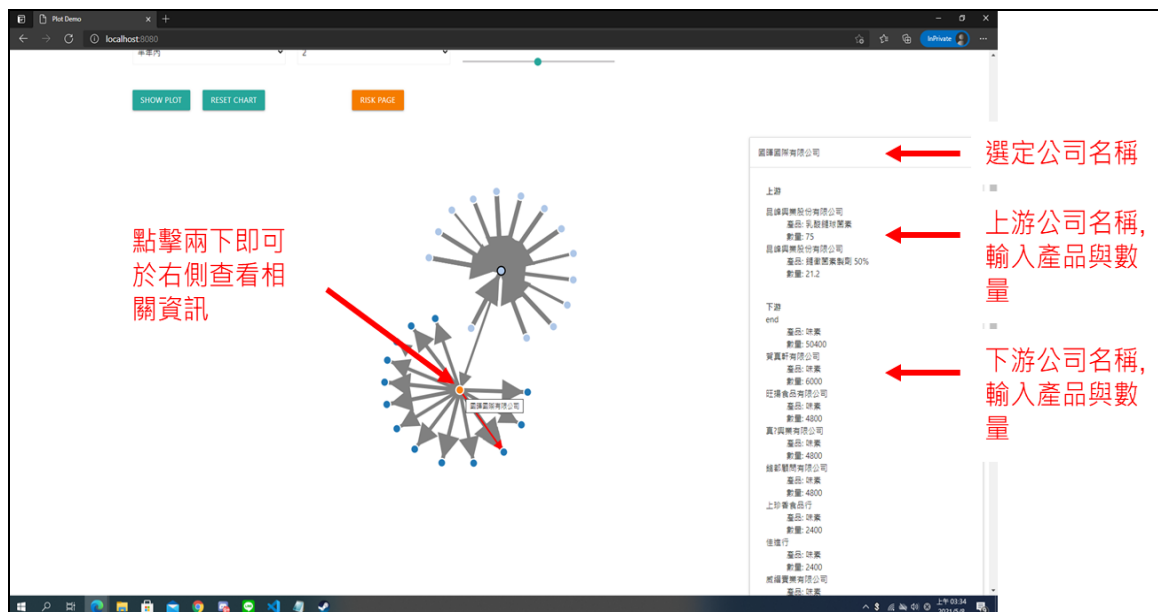


圖7. 化學物質流向網絡圖畫面

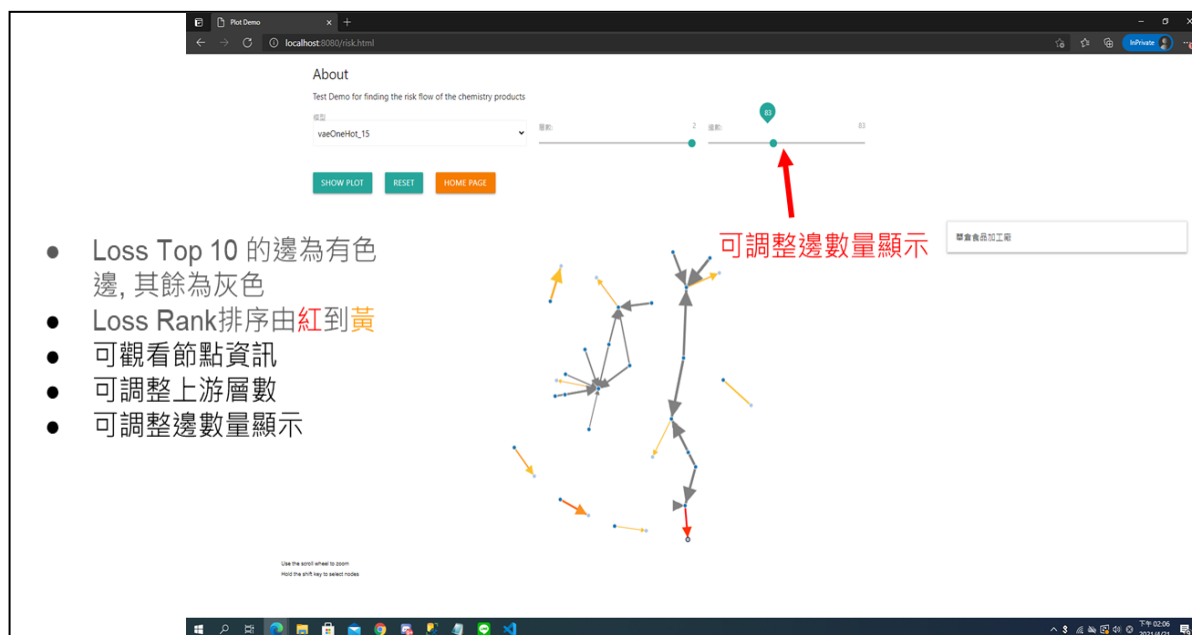


圖8. 食安異常交易模組之上下游視覺化網絡圖畫面

(三) 應用區塊鏈技術在化學物質運作示範場域

於示範廠域中，輔導業者於作業現場進行化學物質運作時，利用標籤掃描工具或內部 ERP 系統，將運作紀錄透過應用程式介面(Application Programming Interface, API)方式，及時拋轉至化學雲-區塊鏈中建立資料區塊，以完成上鏈作業。

1. 區塊鏈技術導入建置：圖9顯示區塊鏈帳號註冊與驗證網站，對行動裝置設計之註冊流程如下

(1)填寫 email

(2)填寫稱謂

(3)填寫申請理由

(4)後台人工審核通過後，透過電子郵件取得 QRCode 的一次性動態密碼(One Time Password, OTP)金鑰。OTP 動態密碼產生器(token)可搭配多種載體，例如信用卡常用的簡訊、電子郵件、電話語音或是專屬應用程式(Application, APP)，本計畫採用通用型 APP 可直接在 Android 與 iOS 上透過 APP 掃描 QR code 後開始啟用。



圖 9.區塊鏈帳號註冊截圖

2. 實際運用案例示範

(1) 示範案例場域：「應用標籤技術於化學物質管理暨精進化學雲計畫」已建立雲端表格接收廠商之 ERP 資料，為避免造成廠商重複作業之額外負擔，毒化物運作廠商之 ERP 資料由雲端表格接收後再傳送至區塊鏈，而自動化的笑氣鋼瓶標籤掃描資料，則設定將其資料同時傳送至雲端表格及區塊鏈，2 類示範場域資料流程如圖 10 所示：

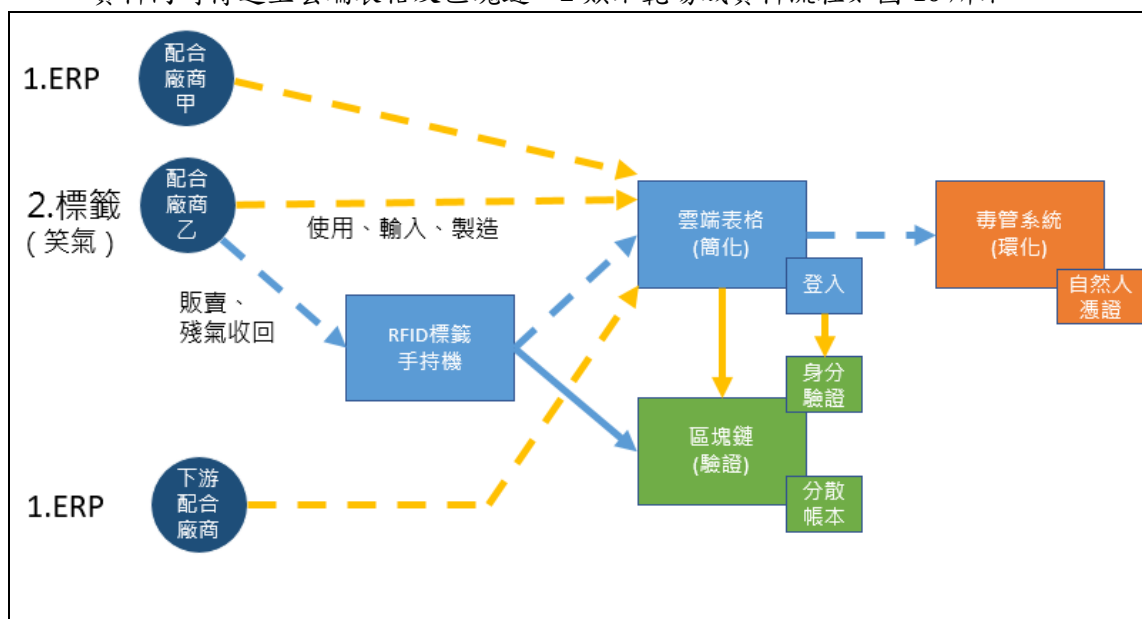


圖10.區塊鏈2類示範場域資料流程

(2) 區塊鏈資料查驗頁面如圖11所示，提供下列3個選項以便篩選與查證資料。

- A. 廠商名稱
- B. 開始時間
- C. 結束時間

化學局化學雲區塊鏈計劃
資料上傳網站

說明 登出

股份有限公司

2021/09/15 ~ 2021/10/30

運作日期	行為與數量	對象	化學物	毒化物/關注物質
2021 09/27	使用 1995 kg	-	F04A9101 二氯甲烷	毒性物質
2021 09/28	使用 1995 kg	-	F04A9101 二氯甲烷	毒性物質
2021 09/29	使用 2660 kg	-	F04A9101 二氯甲烷	毒性物質
2021 09/30	使用 1330 kg	-	F04A9101 二氯甲烷	毒性物質
2021 09/30	買入 21280 kg	股份有限公司	F04A9101 二氯甲烷	毒性物質
2021 09/15	使用 514.5 kg	-	F04A9101 三氯甲烷	毒性物質

圖11.區塊鏈化學物質運作使用資料查驗頁面

- (1) 區塊鏈示範場域執行：完成示範廠商交易資料清洗後上鏈，並展示可供主管單位使用的查驗平台資料與頁面。但若僅有部分運作資料上鏈而另有其他資料存放在非區塊鏈的一般資料庫，將無法利用區塊鏈進行其整體運作情形之查證與監理。
- (2) 區塊鏈之智能合約運用：「建立數位身分」為區塊鏈重要應用領域，當廠商取得「毒化物許可證」時，區塊鏈可提供以智能合約自動檢核廠商可進行毒化物買賣的證件種類，使廠商可避免與未取得對應物種、適當濃度區間毒化物許可證的交易對象進行毒化物交易，具有預防違法交易事件發生的功能

四、結論

化學雲因應貝魯特港硝酸銨爆炸事件，新建置1+13易爆物上傳或介接功能，以協助快速彙整國內相關運作資訊，並輔以地理圖資查詢功能，展現化學雲協助化學物質安全使用與管理的功能性。此外，化學物質種類繁複且各機關系統紀錄格式不一致之資料現況，容易導致不同系統間資料無法直接勾稽或串連，因此借助人工智慧與機器學習等大數據分析方法協助進行應用分析，例如導入巨量分析技術於建立廠商運作化學物質特徵分析、廠商使用化學物質風險分析與異常廠商偵測等，產出可疑高風險廠商清單，輔助主管單位強化預警及追蹤管理能力。另外，也導入區塊鏈技術於化學物質管理領域，以示範場域展示廠商內部 ERP 資料及使用手持式自動化標籤掃描資料等2種方式將化學物質運作資料傳送到區塊鏈進行上鏈，驗證區塊鏈技術應用於化學物質管理的可行性與發覺實際應用的可能限制因素。

參考文獻

- [1] 行政院環境保護署，2020，109年跨部會化學物質資訊服務平臺（化學雲）相關應用計畫。
- [2] 行政院環境保護署，2019，108年跨部會化學物質資訊服務平臺（化學雲）相關應用計畫。
- [3] 行政院環境保護署，2018，107年跨部會化學物質資訊服務平臺（化學雲）相關應用計畫。
- [4] 行政院環境保護署，2017，106年跨部會化學物質資訊服務平臺（化學雲）相關應用計畫。
- [5] Satoshi Nakamoto. Bitcoin: A Peer-to-Peer Electronic Cash System. 2008.
- [6] Lien, H. L. and Zhang, W. X., "Hydrodechlorination of Chlorinated Ethanes by Nanoscale Pd/Fe bimetallic Particles," J. Environ. Eng., 97-105 (2001).

綠色化學-安全替代整合性政策研究

曾宇鳳¹郭天爵¹王珮驊¹王又可¹謝燕儒²劉怡焜²吳春生²蕭寶桂²

¹國立臺灣大學生醫電子與資訊研究所 ²毒物及化學物質局

110A022

摘要

透過資料庫的整合與建立，協助發展綠色化學並降低對環境的危害，實踐環境永續發展的平衡。本研究計畫以綠色化學原則為基礎，結合化學物質毒性評估作法，建立高風險化學物質之安全替代化學物質搜尋、評估及篩選（Searching, assessment, and screening system for safer alternative chemicals，簡稱 SAS）作業流程，透過蒐集國際間常用的分析工具及公開資料庫，參考國際資料法規包含歐美、日本、中國大陸以及紐澳等國現有規範和評分準則，並且多方位結合生物資訊、電腦模擬(in silico modeling)與系統生物學等工具，預測化學物質對生物系統或環境的健康與安全效應，提供安全替代的共識與建議參考，落實綠色化學並與國際規章相輔。研究內容包含更加完善 SAS 作業流程以及建立 SAS 作業流程建立安全替代化學物質資料庫，蒐集整合我國列管化學物質進行安全替代定位及建立資料庫。由源頭管理毒性化學物質，達到「有效管理化學物質、建構健康永續環境」願景。

關鍵詞： 綠色化學、安全替代、資料庫

一、前言及研究目的

(一) 背景

化學工業在維持世界經濟和支撐未來技術方面發揮關鍵的作用，其廣泛存在於我們的生活之中，包括早期使用於農業的化肥農藥，而後工業發展的石油化工，以及和健康息息相關的醫藥產業，為人類發展帶來許多的便利和好處。然而，在全球化和其他許多傳統市場變化影響下，化學工業正承受著前所未有的壓力，若不多加管理運用則會對環境以及人類健康帶來危害，為了永續經營發展，需要制定策略並推廣綠色化學觀念，防止污染以及減少浪費[1]。由於國內毒化物安全替代整合性的平臺尚未完善，所以此計畫以盤點我國列管化學物質進行安全替代定位並建立完整的化學物質危害資訊庫雛型為目標。

(二) 目的

綠色化學-安全替代整合性政策研究，協助發展綠色化學並降低對環境的危害，實踐環境永續發展的平衡。規劃以綠色化學原則，建立高風險化學物質之安全替代化學物質搜尋、評估及篩選（Searching, assessment, and screening system for safer alternative chemicals，簡稱 SAS）作業流程，落實綠色化學並以國際規章相輔，建立國民安全替代的共識與建議參考，由源頭管理毒性化學物質，達到「有效管理化學物質、建構健康永續環境」願景，論文中包含更完善 SAS 作業流程以及建立 SAS 作業流程建立安全替代化學物質資料庫。

1. 制訂危害評估項目及基準

2. 彙集國際資料庫以及使用定量結構活動關係(QSAR)完善所需內容並建立資料庫

3.整合安全替代品清單

4. 驗證資料庫內容

二、研究方法

計畫首先蒐集並研訂危害評估項目與建立基準 a，蒐集本土毒化物毒理資料，與國際化學物毒理資料庫進行危害評估，包含歐洲、美國、日本、中國、紐西蘭、澳洲及其他重點國家。危害評估不足處，使用計算毒理學工具如定量結構活動關係 (Quantitative Structure-Activity Relationship, QSAR) 補足資料。

計畫第二步，蒐集危害項目後為研訂風險評估項目與建立基準 b，已由 GreenScreen Benchmark 公開分級規則，結合全球化學品調和機制 (Global Harmonized System of Classification and Labeling of Chemicals, GHS)，建立計算機制，已由 GreenScreen [3]提供免費公開預覽134個化學物作為驗證基準 b，毒理資料與 QSAR 計算毒理輸入即可作為資料庫內各化學物之風險評估。GreenScreen 的清單轉譯器提供世界各國政府限制使用之化學品清單，共34份危害化學物清單，論文已完成18萬的化學物質危害與風險評估，計畫設計的平臺並下載已知的安全替代資料庫包括美國的 ChemHAT (Chemical Hazard and Alternatives Toolbox)和 ACToR (Aggregated Computational Toxicology Resource)以及歐盟的 SubPortPlus (Substitution Support Portal)，其中安全替代物的部分有1050個是功能性可替代使用的化學物質，另計畫並執行 QSAR 計算，透過 PubChem 分子指紋計算獲得子結構相似性尋找安全替代物。計畫在平臺的維運規劃部分，使用 Airflow 工作流程框架，撰寫自動更新程式以便全自動化更新化學物、毒理資料，與限制使用化學物清單，可大幅節省人力與維運成本。

為進行計畫建置的平臺之驗證及分析離型確認，參考行政院環境保護署讀物及化學物質局108年計畫「綠色化學應用於毒性化學物質源頭管理及溝通」[2]中，從國際毒性化學評估工具，研提我國列管毒性化學物質安全替代作法及清單之評估流程，並參考國外評估案例，提出優先推動綠色化學及安全替代初步名單，包含：二甲基甲醯胺、苯、鄰苯二甲酸二酯、1,3-丁二烯、乙腈、二氟二氯甲烷、四氯乙烯、壬基酚聚氧乙烯醚、二氯甲烷、鄰苯二甲酸酯、四溴雙酚 A、六溴環十二烷等12項化學物質，逐一進行平臺的測試操作。

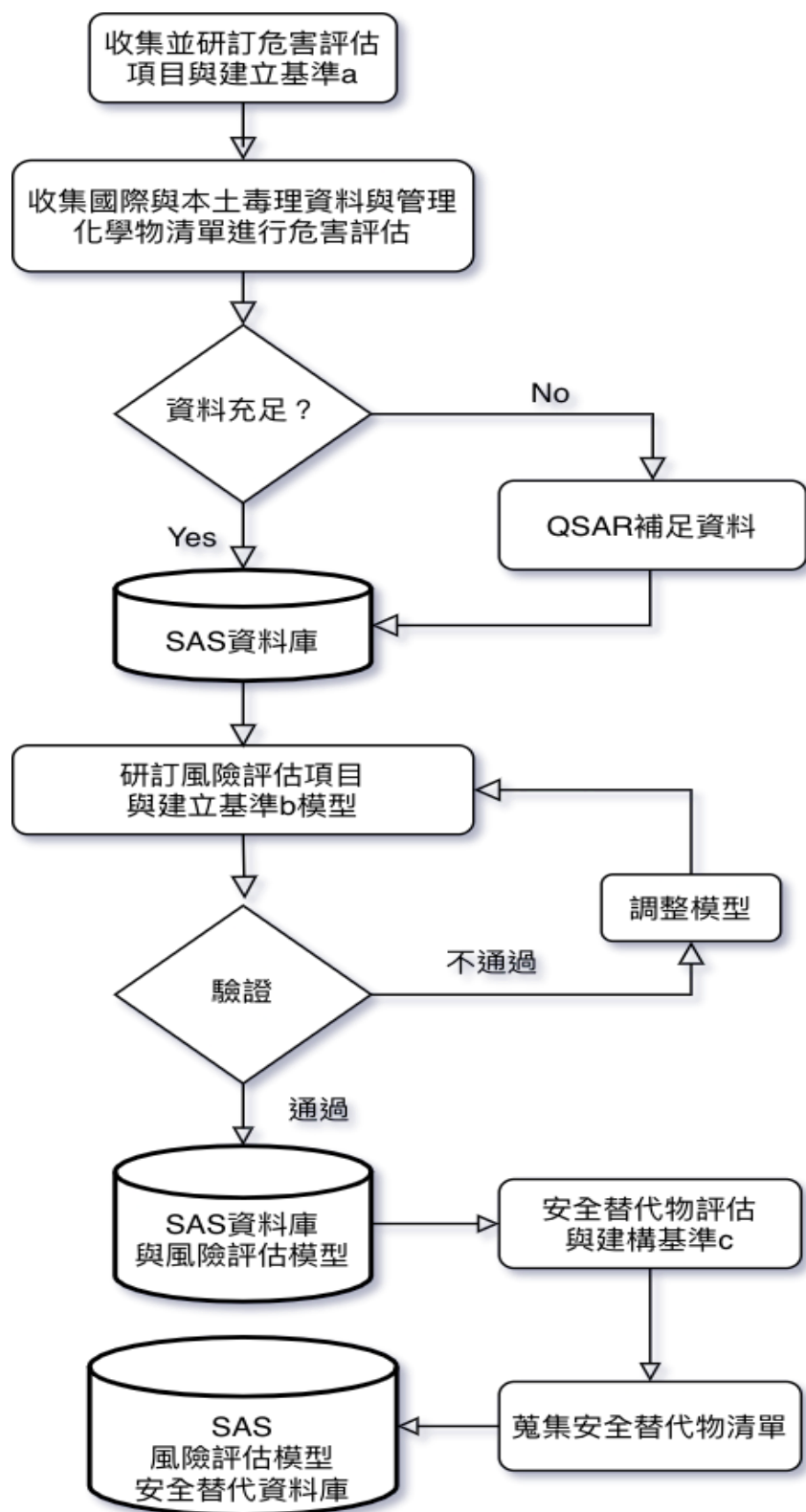


圖 1、SAS 風險評估與安全替代資料庫建置流程

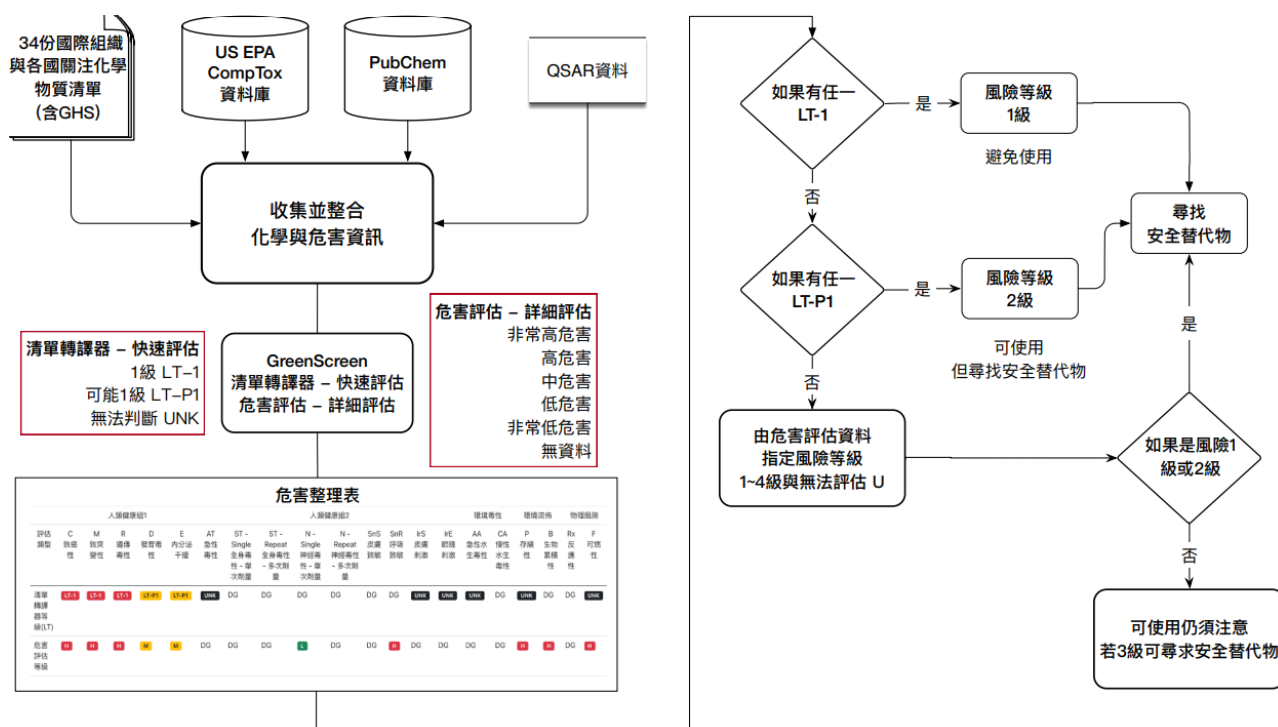
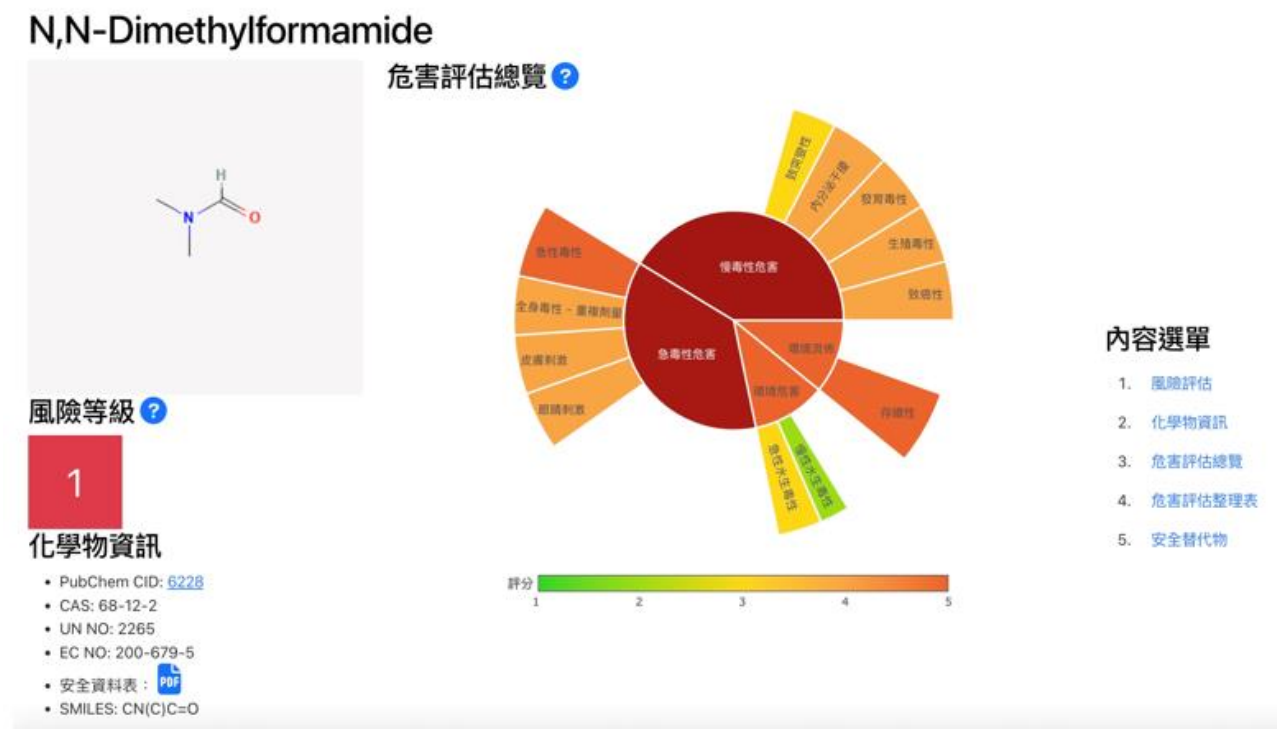


圖 2、資料庫作業流程圖

三、結果與討論

完成危害評估項目與基準 a 以及訂定風險評估基準 b 並執行安全替代評估，計畫於111年已經完成(1) 蒐集並研訂危害評估項目與建立基準 a，蒐集本土毒化物毒理資料，與國際化學物毒理資料庫進行危害評估，危害評估不足處，使用計算毒理學工具如 QSAR 補足資料，(2) 蒐集危害項目後為研訂風險評估項目與建立基準 b，已由 GreenScreen Benchmark 公開分級規則，結合全球化學品調和機制 (Global Harmonized System of Classification and Labeling of Chemicals, GHS)，建立計算機制，目前已由 GreenScreen 提供免費公開預覽134個化學物作為驗證基準 b，GreenScreen 的清單轉譯器提供世界各國政府限制使用之化學品清單，共34份危害化學物清單，已下載完成，而計畫完成安全替代物評估與建立風險評估，以及下載已知安全替代資料庫包括美國的 ChemHAT (Chemical Hazard and Alternatives Toolbox)和 ACToR (Aggregated Computational Toxicology Resource)以及歐盟的 SubPortPlus (Substitution Support Portal)，計畫使用 Airflow 工作流程框架，撰寫自動更新程式以便全自動化更新化學物、毒理資料，與限制使用化學物清單，以節省人力與維運成本。計畫已完成國際間常用 QSAR 系統例如 OPERA、TEST 之研究將最適用於本土資料之有效資料整合至平臺中，並完成試操作12種化學物質的安全替代已及風險評估。

圖 3、平臺呈現危害/風險評估總覽與視覺化資料圖（以 N,N-Dimethylformamide 為例）



四、結論

延續前期研究成果加以精進並透過資料庫的蒐研與整合，朝向協助發展綠色化學並降低對環境的危害，實踐環境永續發展的平衡。以綠色化學原則，建立高風險化學物質之安全替代化學物質搜尋、評估及篩選（Searching, assessment, and screening system for safer alternative chemicals，簡稱 SAS）作業流程，落實綠色化學並以國際規章相輔，提供安全替代的共識與制度，由源頭管理毒性化學物質，達到「有效管理化學物質、建構健康永續環境」願景。

為建置我國安全替代篩選平臺，參考及蒐研國際間常用預測分析工具及資料庫，整合部分國際資料法規包含歐美、日本、中國大陸以及紐澳等國，包含現有規範和評分準則，透過多方位結合生物資訊、電腦模擬(in silico modeling)與系統生物學等工具，預測化學物質對生物系統或環境的健康與安全效應，建立高風險化學物質之安全替代化學物質搜尋、評估及篩選作業流程，包含完善 SAS 作業流程以及依建立 SAS 作業流程，並蒐集整合我國列管化學物質進行安全替代定位及建立化學物質危害等級資料庫，進而建立安全替代化學物質資料庫雛型。

目前已建置完成之 SAS 作業平臺可初步可查詢近18萬種之化學物危害等級資料之功能，並針對12項建議替代化學物質使用 QSAR 補齊危害缺漏及依工業用途或子結構相似性提供預測安全替代化學物質建議。

五、建議

替代物評估需具有良好及可信的評估架構，建議持續參考並跟進美國和歐洲 EPA 政府單位政策，使用程式資訊能力建立所需化學品管理、安全性、毒性、風險、應用之資料庫。另外，為擴展產業應用的需求，需要考慮現有廠商的分級管理，未來計畫可以考量自動分類既有化學品登記，或是管理進口、生產化學品，建議要和現有法規毒性化學物質管理法、職業安全衛生法等法規互相結合，加入化學品管理實務。針對未來計畫的短、中、長程建議如下：

(三) (一)SAS 作業平臺優化（短期，1~2 年）

1. 逐步擴增關聯資料庫，以優化綠色替代診斷模組系統，基於既有國際組織與各國管制化學品清單，應再納入各國新增之化學物管理法規與管制清單，擴增目前 SAS 系統內關聯資料庫內容，增加可使用之綠色化學替代診斷模組，未來可透過篩選功能選取所需之診斷模組，優化整體綠色替代診斷模組系統。
2. 於建置我國化學物質危害分級及綠色替代資料庫系統中，依據美國環保署(US EPA Suite)以及經濟合作暨發展組織的定量構效關係工具箱(OECD QSAR Toolbox)等國際或國家管理機構，構築符合國際對於化學品危害評估預測模組。
3. 基於化學物結構，建立結構警示診斷模組 (Structural alert)，包含子結構警示 (Substructural alert)、相似性警示 (Similarity alert)、交叉參照(Read-across)、分類模型 (Classification model)。
4. 提供統計分析與視覺化報表，利用自動化更新技術，使用者可隨時取得決策相關資訊所需背景資料。

(二)增加綠色替代診斷模組產業應用發展規劃（中期，3~4年）。

1. 召開產業應用發展座談及專家諮詢會，作為系統優化參據以及蒐研並匯入國內外相關化學物質評估產業應用資訊，持續優化診斷模組系統。
2. 納入產業應用發展需求參數，擴增綠色替代診斷模組應用性。

(三)建立綠色化學安全替代示範、加強推廣及修正檢討（長期，4~6年）：

1. 推廣綠色化學安全替代篩選系統業者應用示範，辦理示範活動、相關利害關係人溝通會議、專家諮詢會議及跨部會共識交流會議，以建置安全替代示範基礎。
2. 使用 PDCA (Plan, Do, Check, Act)循環法則，納入人工智慧，滾動檢視及優化建立之綠色替代診斷模組，以及決策系統適用性。建議可規劃成短中長期的計劃進行。

六、參考文獻

- [1] Poliakoff, M., et al., Green Chemistry: Science and Politics of Change. Science, 2002. 297(5582): p. 807-810..
- [2] 蔣本基，綠色化學應用於毒性化學物質源頭管理及溝通，國立臺灣大學 (2019)。
- [3] <https://www.greenscreenchemicals.org/learn/guidance-and-method-documents-downloads>

整合化學品動物替代測試檢驗量能及發展新興替代測試應用支援計畫

蔡昀達¹ 洪偉毅¹ 陳柏霖¹ 侯文哲² 王應然² 張容蓉³ 崔君至³ 金承漢³ 林松瑾³ 謝燕儒³

¹瑞昶科技股份有限公司 ²國立成功大學 ³毒物及化學物質局

摘要

藉由蒐研國際組織認可之替代測試方法之最新進展，完成2式指引文件：皮膚刺激性/腐蝕性及眼睛刺激性替代測試方法指引。為以替代測試方法完備我國化學物質登錄所需毒理及生態毒理資訊之目標，採電腦模擬預測(*in silico*)及細胞/組織的體外試驗(*in vitro*)進行。數種定量結構活性關係對至少22種化學物質，試行毒理及生態毒理項目資料推估。結果顯示，在毒理方面，基因毒性具有良好的表現；在生態毒理方面，以丹麥定量結構活性關係資料庫(Danish QSAR Database)及毒性預測軟體工具(Toxicity Estimation Software Tool, T.E.S.T.)之群體貢獻方法(Group contribution method)對水生急毒性預測能力表現良好。在體外魚類胚胎試驗，完成斑馬魚胚胎急毒性轉換斑馬魚成魚急毒性的文獻資料收集與轉換公式建立，25種化學物質在 ECOSAR 分群基礎下，依此建構結合定量結構活性關係及斑馬魚胚胎急毒性試驗之整合型測試策略(Integrated approaches to testing and assessment, IATA)，結果顯示分級準確率可達88%。另以11個 QSAR 模式預測106種化學物質之生物濃縮因子，以此建立利用 QSAR 聯集模式排除低生物蓄積性物質的執行流程，以奠定主管機關篩選評估毒性化學物質及關注化學物質之基礎同時兼顧脊椎動物的福祉。

關鍵字：取代、減量及精緻化（優化）、替代測試方法、整合型測試評估方法

前言

環保署於103年12月11日起開始施行新化學物質及既有化學物質登錄，規定化學物質於製造或輸入前應先取得核准登錄，以達化學物質源頭管理之目的。又於109年指定應完成106種既有化學物質標準登錄之名單。化學物質登錄過程需要提供大量的脊椎動物實驗資訊，以評估物質可能造成的不同毒性終點，且化學物質種類繁多，若需要針對各項物質進行動物實驗，不僅花費金錢與時間不貲，也不符合世界持續推動動物福祉的精神。

在「新化學物質及既有化學物質資料登錄工具說明」第一版（104年）及「既有化學物質標準登錄資料撰寫指引」第一版（109年6月）中針對毒理與生態毒理項目提供 OECD 動物替代測試規範清單，作為各項測試評估終點建議使用之測試方法，包含體外替代方法及多項減量替代方法，業者亦可繳交模型推估及理論計算之資料，如定量結構活性關係(QSAR)、趨勢分析或交叉參照等替代方法（見圖1）。化學物質標準登錄的繳交邏輯中，已融入大量以動物福祉為前提的階層式評估概念。以局部毒性為例，當化學物質具有皮膚腐蝕性時，無須進行眼睛刺激性及皮膚過敏性測試，~~皮膚腐蝕性物質亦可豁免急毒性資訊繳交~~。而基因毒性部分，若細菌突變試驗及體外哺乳類細胞基因毒性結果皆為陰性時，體內基因毒性可繳交測試計畫書。生態毒理資訊中，短期魚類毒性需繳交測試數據，但長期魚類毒性可繳交測試計畫書；反之若已繳交長期魚類毒性資訊，則可豁免繳交短期毒性資訊。種種繳交邏輯設計，希望減少不必要的測試，減少動物的犧牲。綜上可知，目前逐漸推動動物實驗減量或替代的精神於登錄辦法中，登錄業者可繳交動物替代測試方法之數據以取代動物試驗之毒理資訊及生態毒理資訊。

計畫主要目的為產出皮膚刺激性/腐蝕性及眼睛刺激性替代測試方法指引(結果與結論將以皮膚刺激性/腐蝕性替代測試方法做說明)、研析以替代方法完備我國化學物質登錄所需之毒理及生態毒理資訊。

圖1、
學物
既有
物質
登錄
繳交

研究



新化
質及
化學
標準
資料
類型

方法

- 一、針對皮膚刺激性/腐蝕性及眼睛刺激性撰寫替代測試指引：導入國際化學品新興替代測試方法，以國際替代測試繳交原則及國際組織所提出的整合性評估策略為基礎，進行替代測試使用指引撰寫，並以替代測試結果進行危害分類的原則。
- 二、以替代測試方法完備我國化學物質登錄所需之毒理及生態毒理資訊：
 - 1.以定量結構活性關係模型進行毒理及生態毒理預測，包含 ECOSAR、T.E.S.T、Danish QSAR database、OECD QSAR toolbox 和 VEGA 等 QSAR 模式。
 - 2.驗證斑馬魚胚胎急毒性體外模式：以斑馬魚胚胎急毒性轉換斑馬魚成魚急毒性之轉換公式建立。
 - 3.結合 QSAR 模型及體外模式的整合性測試策略(IATA)。
- 三、使用11種 QSAR 模式推估工具，進行生物濃縮係數(Bioconcentration factor, BCF)的預測，並與實驗值比較，研擬強化篩選架構或建立豁免原則的可行性。

結果與討論

以皮膚刺激性/腐蝕性替代測試試驗流程及分類結果為例（圖2），首先判斷豁免原則，當物質符合豁免原則不需繳交該項資訊。當不符合豁免原則時，接續評估可繳交的資料樣態。新化學物質的資訊可能包含已完成之測試報告、結構活性關係推估或交叉參照資料；既有化學物質的資訊可能包含國際公開資料庫、已完成之測試報告、結構活性關係推估、交叉參照資料或系統性文獻回顧報告。當無適當資訊可使用，即考慮展開新的測試。

皮膚刺激性/腐蝕性替代測試規範包含皮膚腐蝕性(OECD TG 430、431、435)及皮膚刺激性(OECD TG 439)兩種試驗類別，若必須執行新的皮膚刺激性/腐蝕性體外試驗，建議依照體外皮膚替代測試3步驟2模式進行試驗（圖2），表1為皮膚刺激性/腐蝕性適用範圍介紹及優先性建議，此方法可精確且快速完成腐蝕/刺激皮膚物質之健康危害分級分類。

測試規範使用範疇		試驗模式	適用範圍及限制性	分級分類	建議優先性
腐蝕性 / 刺激性	急性皮膚刺激 / 腐蝕 (OECD TG 404)	白化兔	不適用於氣體和氣溶膠	腐蝕物 (第 1A、1B、1C 級)、 刺激物 (第 2 級)、 輕微刺激物 (第 3 級)、 不分類	低優先度
	透皮電阻試驗 (OECD TG 430: TER)	大鼠皮膚圓盤	適用物質及混合物, 包含液體、半固體、固體及蠟 不適用於氣體和氣溶膠	腐蝕物 (第 1 級)、 非腐蝕物	次優先度
腐蝕性	人體皮膚模型試驗 (OECD TG 431: RhE)	三維重建人類表皮組織	適用物質及混合物, 包含液體、半固體、固體及蠟 不適用於氣體和氣溶膠	腐蝕物 (第 1A、1B/1C 級)、 非腐蝕物	高優先度
	體外膜阻滯試驗法 (OECD TG 435)	高分子生物屏障及化學檢測系統	僅適用酸、鹼及其衍生物 適用物質及混合物, 包含固體、液體及乳液 不適用於氣體和氣溶膠	腐蝕物 (第 1A、1B、1C 級)、 非腐蝕物	高優先度
刺激性	重組人表皮試驗 (OECD TG 439: RhE)	三維重建人類表皮組織	適用物質及混合物, 包含液體、半固體、固體及蠟 不適用於氣體和氣溶膠	腐蝕物/刺激物 (第 1/2 級)、 輕微刺激物 (第 3 級)/不分類	高優先度


```

graph TD
    A[腐蝕性試驗1  
430、431、435] -- 陽性 --> B[腐蝕物  
第1級2]
    A -- 陰性 --> C[刺激性試驗  
439]
    C -- 陽性 --> D[刺激物  
第2級]
    C -- 陰性 --> E[腐蝕性試驗1  
430、431、435]
    E -- 陽性 --> B
    E -- 陰性 --> F[腐蝕物  
第1級2]
    
```

圖2、皮膚刺激性/腐蝕性替代測試試驗流程及分類結果

表1、皮膚刺激性/腐蝕性適用範圍介紹及優先性建議

定量結構活性關係(QSAR)的意義在於物質的分子結構、物化特性和生物活性之間是有關連性的,藉由1962年 Corwin Herman Hansch 的數學模型加入物質的疏水性、電性和立體結構等參數建立而成,量化結構與活性之間的關係後,瞭解結構對於生物活性的影響,透過這樣的特性模式可系統性的整理大量數據。綜上可知, QSAR 係利用化學物質的結構資訊,以定性或定量的方式預測化學物質的物化特性、生物學資訊(如:毒理學)和環境宿命性質。2004年11月, OECD 第37屆化學委員會聯席會議與化學、農藥和生物技術工作組出於監管的目的,對 QSAR 預測模式作出統一的驗證,其驗證原則包含5項,明確的測試終點、明確的演算法、模型的適用範圍、模型的合適度、穩健性和預測性、機制的闡述,以避免市場上 QSAR 模型程度的參差不齊。

毒理結果以 OECD QSAR toolbox 及 Danish QSAR database 對22個既有化學物質的毒理測試終點進行驗證,驗證項目根據既有化學物質標準登錄第1級所需之毒理資訊,共有5種測試終點,包含急毒性(吞食、吸入、皮膚,此以吞食急毒性說明)、皮膚刺激或腐蝕性、眼睛刺激性、皮膚敏感性、基因毒性,將收集到的實驗值與 OECD QSAR Toolbox 及 Danish QSAR Database 的預測值進行比對。

以有效樣本為基礎(有效樣本係指同時具有實驗值及預測值),研析不同模式預測結果的分級準確率。分級準確率係指在有效樣本的物質中, QSAR 預測結果符合測試結果的比例,以百分比呈現。其中,大鼠口服急毒性以危害分類是否相同作為比較基準,其餘項目則以呈現結果是否相同(陰性/陽性)為比較基準。

圖3為 OECD QSAR toolbox 與 Danish QSAR database 在5項毒理測試終點之分級準確率。結果顯示,在基因毒性、大鼠口服急毒性、皮膚刺激腐蝕性、眼睛刺激性及皮膚過敏性項目 OECD QSAR toolbox 與 Danish QSAR database 的分級準確率依序為85/95、75/50、68/64、67/- (Danish QSAR database

無法預測眼睛刺激性)、41/57(%)。整體而言，結果顯示兩者 QSAR 模式的預測能力相似，僅大鼠口服急毒性(Danish QSAR)及皮膚過敏性兩項測試終點分級準確率偏低，需要進一步的討論。

Danish QSAR database 於大鼠口服急毒性之分級準確率較差，原因在於化學物質因接近分級標準而無法被有效預測；皮膚過敏性項目，Danish QSAR database 的分級錯誤大多為高估毒性（陰性預測為陽性），QSAR Toolbox 則高估或低估毒性的情況皆有發生，考量皮膚過敏性的分級過程需要經過多個指標同時評估，可能導致這兩項在皮膚過敏性較為不準。

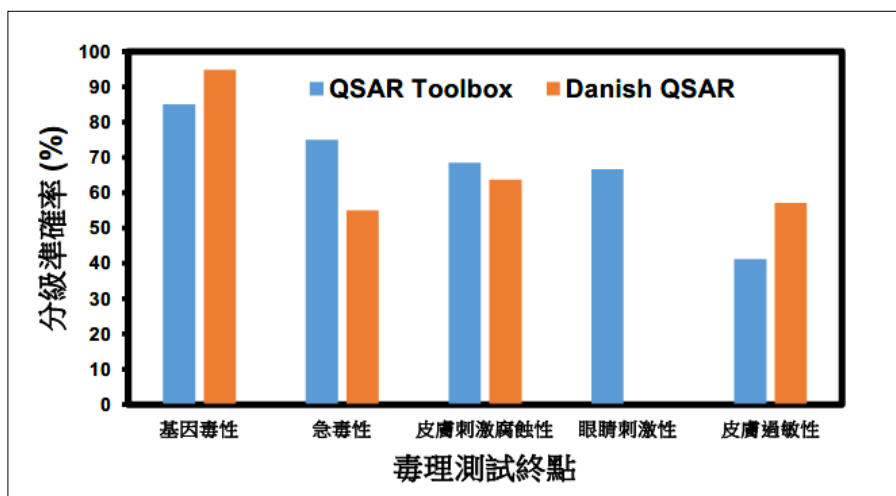


圖3、OECD QSAR toolbox 及 Danish QSAR database 在各毒理測試終點之分級準確率

圖4為生態毒理結果以5種 QSAR 模型，包括 Danish QSAR、VEGA、OECD QSAR toolbox ECOSAR 及 T.E.S.T 對22個既有化學物質之水生急毒性進行預測，預測標的包含食物鏈中的生產者（水藻）、初級消費者（水蚤）及次級消費者（魚）。結果顯示，Danish QSAR 及 T.E.S.T.在3種水生急毒性之推測準確率分別為76.9—80.0%及69.2—75.8%，推薦可作為水生急毒性之建議使用預測工具，僅少數物質未落於 Danish QSAR 及 T.E.S.T.的適用範圍內而導致無法進行預測。雖 QSAR Toolbox 預測3種水生急毒性的分級準確率僅有45.0—66.7%，但該模型並無適用範圍之限制，且 QSAR Toolbox 可藉由手動優化模型以改善模式品質，但如何進行模型之優化，優化之標準如何訂定則是使用 QSARToolbox 的關鍵因素。

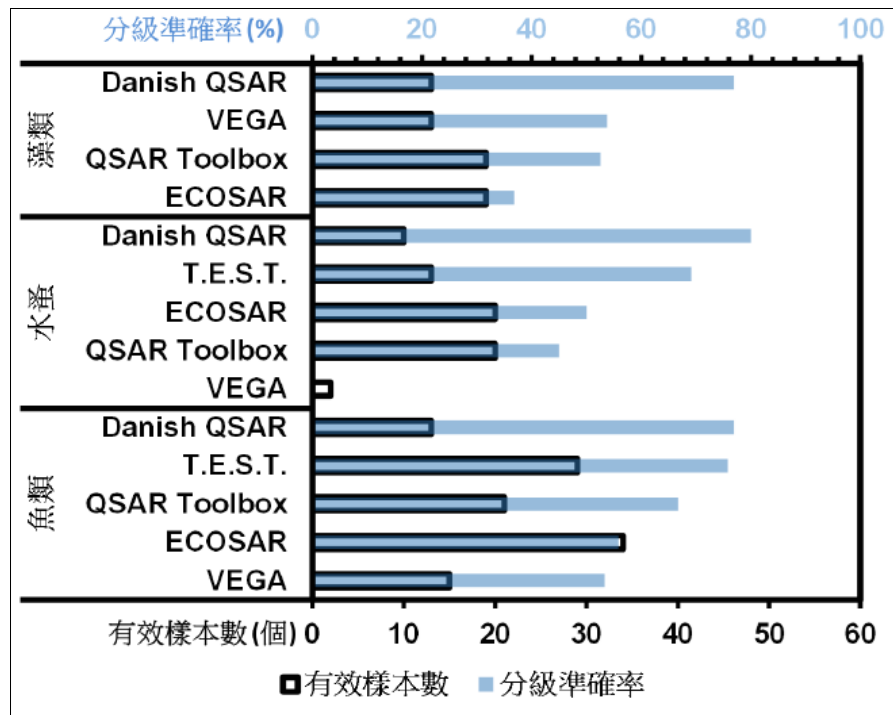


圖4、生態毒理測試終點之分級準確率及有效樣本數

近年來為了符合3Rs原則，致力於提倡使用斑馬魚胚胎毒性試驗作為魚類急毒性的替代測試，根據歐洲法規，在胚胎受精後120小時之前的生命階段所進行的試驗處置不會受到法規約束，因為斑馬魚胚胎前120小時還不能獨立進食，此階段的胚胎在進行實驗時被認為不會有痛苦亦無違反動物福祉之疑慮，因此為具有高度潛力發展為可快速且大量進行篩檢之替代測試方法，OECD已於2013年公告斑馬魚胚胎急毒性試驗方法之測試規範（OECD TG 236），但歐盟 REACH 法規到2017年還未明確訂定以斑馬魚胚胎作為生態毒理資料繳交之規定，且各國仍需再各自驗證此方法在其國內之適用性。爰此，擇定 ECOSAR、T.E.S.T group contribution 推估魚類水生急毒性，並透過結合體外試驗定量結構活性關係之整合型測試評估方法，以 QSAR 推估魚類短期急毒性，再藉由斑馬魚胚胎急毒性試驗進一步驗證，藉以篩選及預測生態毒性（如圖5）。據此建立替代測試 QSAR 模型評估工具可行性評估及整合型測試評估方法策略。

依照圖5流程進行整合型測試策略(IATA)評估，25種化學物質首先使用兩種 QSAR model (ECOSAR、T.E.S.T.)預測物質毒性，19種物質於2種 QSAR model 的分級結果皆一致，且其中9種物質 96h 的 LC_{50} 大於 100 mg/L，則被歸類為「對魚類低毒性」。接著使用 ECOSAR 分類法對其餘16種物質進行分類。16個需要進行分類的物質中，共有1個物質分類為醛類(Aldehydes (Mono))及1個物質分類為醛類(Aldehydes (Poly))物質，共2個物質依照流程圖直接進行魚類急毒性試驗。另外14個的分類為，有6個物質分類為中性有機物(Neutral Organics)；4個物質分類為酚類(Phenols)；1個物質分類為脂族胺(Aliphatic Amines)；1個物質分類為苯胺(Anilines)及2個物質分類為酯類(Esters)，則依流程圖進行胚胎急毒性試驗再轉換後獲得預測的魚類急毒性(LC_{50})，最後根據水生急毒性分級標準將物質進行分級，結果顯示，在25種測試物質當中，有22種物質預測成功，預測力為88%。

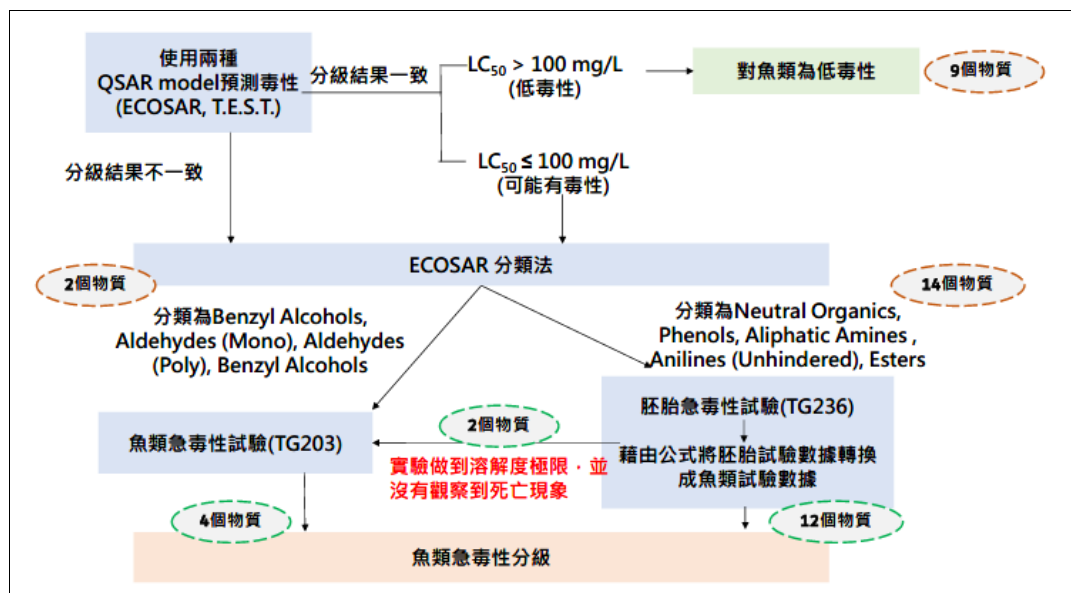


圖5、水生毒性之替代測試 IATA 測試策略圖

在判斷物質是否為持久性、生物累積性及毒性(PBT)物質時，其中，生物累積性為一項重要的參數，但國內對於進行生物累積性試驗的量能不足，且需要以相對大量的動物來執行試驗，而在減少動物試驗的宗旨下，不建議優先執行生物累積試驗，因此使用 QSAR 進行初步模擬，並排定物質評估的優先順序或許是減少動物試驗的可行做法。選取11種 QSAR 模式串聯評估篩選低生物累積性的物質，並作為研擬新豁免條件的依據，藉此來避免不必要的脊椎動物試驗。

依據現行 BCF 於化學物質管理限值的應用，現行在化學物質相關的最低管理限值為毒化物篩選原則中的 $BCF \geq 500$ ，且 CNS-15030 及 GHS 亦以 500 作為分界值以排除物質具有慢毒性的可能性，顯示 $BCF < 500$ 可作為物質不具顯著生物累積潛勢的分界，基於動物福祉的原則，以此建議不優先進行脊椎動物測試獲得確切的 BCF 值（圖6）。

106種指定登錄物質扣除35種不適合在本評估中進行驗證，剩餘的71種物質以11種 QSAR 模式包含 EPI Suite、OPERA、VEGA（4種模式）及 T.E.S.T（5種模式）進行 BCF 的預測（圖6）。當模式無法預測或超過其預測範圍(Out of domain)，則判斷該模式不適用於該物質的 BCF 推估，定義為無法預測的 QSAR 模式。對比之實驗值摘錄自國際盤點資料，並選用最高值作為最糟情境(worst scenario)與預測值進行比較。若盤點資料採用測試豁免，則判斷豁免條件是否源自於低生物累積性，當物質使用 $\log K_{ow} < 3$ 或不易穿過生物膜作為該項測試豁免的條件，直接判定其為不具有顯著生物累積性的物質，而當豁免條件為快速生物降解性及暴露發生率低時，通常代表整體環境宿命的結果導致生物累積性發生頻率較低，不直接判斷為不具有生物累積性的物質，仍搜尋實驗值進行比較。

71個可預測的物質中，依照現有的實驗值，共有65個物質判斷為不具顯著生物累積潛勢($BCF < 500$)；6個物質判斷為具生物累積性($BCF \geq 500$)。將預測結果對比試驗結果，僅3個物質預測錯誤，準確率為95.8% (68/71)。綜上而言，11種模式用於預測不具有生物累積性潛勢的物質，資料相對充沛且準確性相當高，然而對於具有生物累積性潛勢的物質，由於現有物質相當少，預測準確率尚不足以運用於後續物質的篩選，故後續的運用建議以預測不具有生物累積性潛勢的物質為主。推估工具應用於生物累積物質篩選評估的建議流程如圖7，透過評估初步建立應用 QSAR 聯集模式篩選需進行動物測試之物質的流程，可應用於內部評估，同時持續監測該流程的準確率，並進行調整修正，當未來具有其他評估需求時，也可考量搭配不同元素，例如：證據權重或交叉參照，以更細緻的方式篩選具危害性的物質。

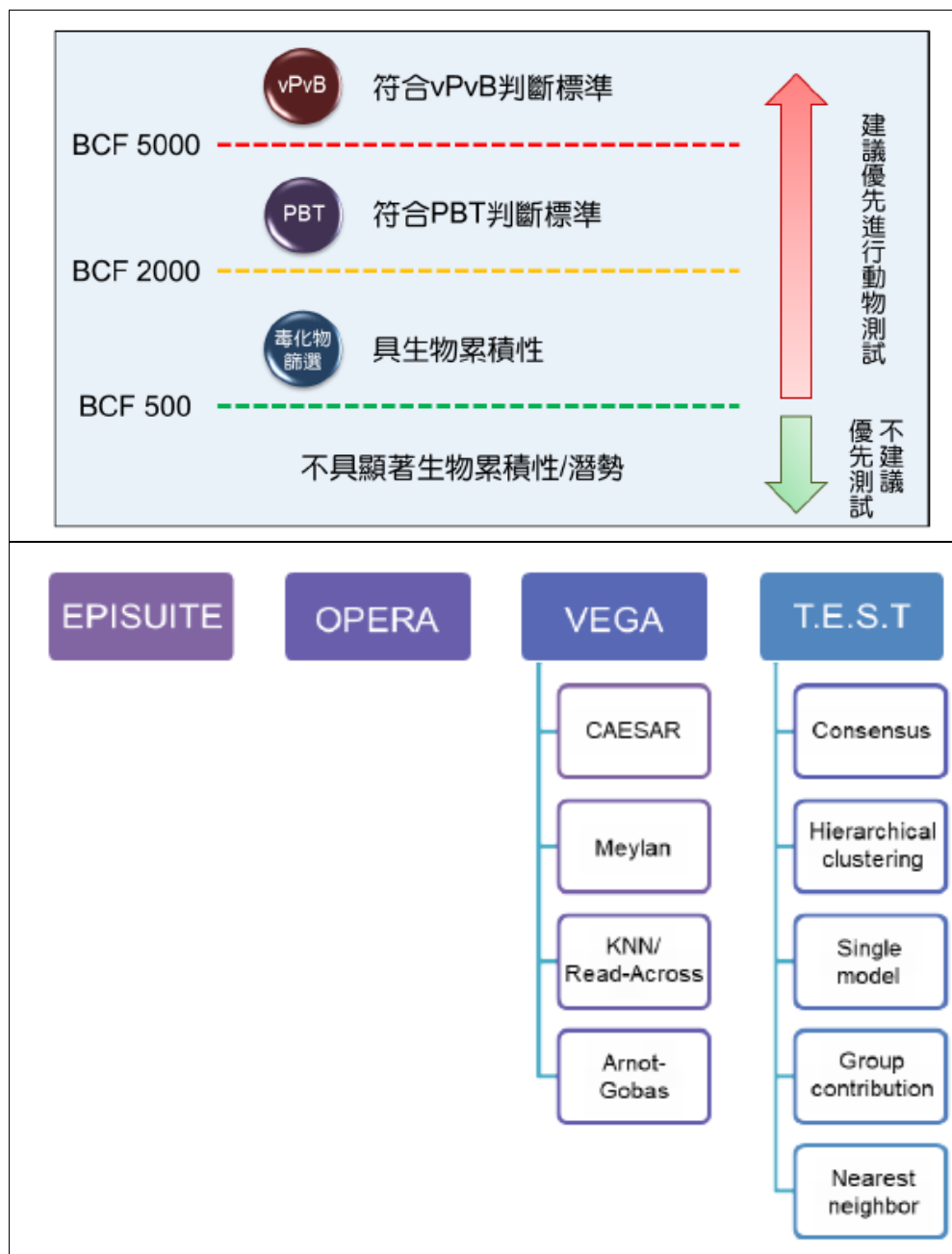


圖6、生物蓄積性於物質管理的邊界及用於預測生物蓄積性的 QSAR 模式

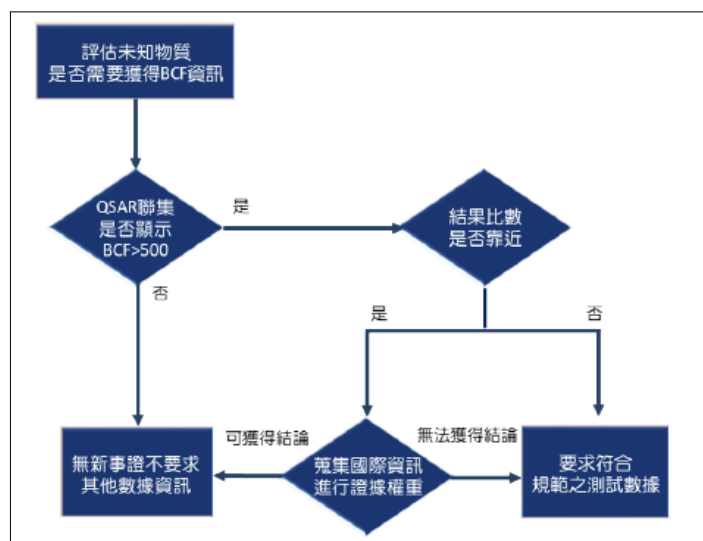


圖7、加入推估工具於生物蓄積性評估之流程圖草案

結論與建議

根據以 OECD QSAR toolbox 及 Danish QSAR database 對22種化學物質之5項毒理終點進行預測，觀察到基因毒性具有較良好之預測準確率（85%以上），其餘毒理終點之準確率介於41%—75%。在5種 QSAR 模式對魚類、水蚤及水藻進行水生生物毒性預測中，以 Danish QSAR database 表現最佳（準確率77%以上），其次為 T.E.S.T（準確率69%以上）。以 QSAR 預測胚胎急毒性測試與魚類毒性測試綜合建立的 IATA 評估方法進行25種化學物質之魚類急毒性驗證，以成魚試驗結果為正確值進行比較，分級吻合度為88%，其中僅有4種化學物質需要進行魚類急毒性試驗，替代測試施行率達到84% (21/25)。以11種 QSAR 模式預測71種化學物質之生物濃縮因子(BCF)，預測準確率為95.8% (68/71)。對於低生物累積性潛勢($BCF < 500$)的物質具有相對充足的資訊（共65種物質），且預測準確率相當高(98.5%)；對於具生物累積性潛勢($BCF \geq 500$)的物質，資訊相當少（共6個物質），且預測準確率較低(67%)，必要時應進行其他資料蒐集及證據權重判斷，降低預測錯誤的機率及誤差。

考量我國3R 議題涉及層面廣泛，替代測試發展除了主管機關的橫向聯繫，並應廣納產業建議，以祈在替代測試發展的同時，儘量減低對我國相關產業的衝擊，因此後續將以草案方式公開供登錄人使用，並進行滾動式調整。

參考文獻

行政院環境保護署毒物及化學物質局，「整合化學品動物替代測試檢驗量能及發展新興替代測試應用支援計畫」，(2011年)。

微區分析應用於污染源鑑識研究(1/4)

葉玉珍 尤仁昶 蕭旭助 王弟文 徐美榕

環保署環境檢驗所

摘要

本研究第1年以微區繞射分析(μ -XRD)設備購置為主，測試操作條件並撰寫儀器操作標準作業程序(SOP)後，初步測試極少量樣品定性，後續將應用於污染物微區域特徵研究。

關鍵詞：粉末繞射分析(PXRD)、微區繞射分析(μ -XRD)、結晶相、鑑識

一、前言及研究目的

粉末繞射圖譜係為樣品經均質化之平均掃描結果；新購設備除具有基本的粉末繞射(PXRD)功能外，另增購微區繞射(μ -XRD)之光學系統，以應用於少量或固體塊材樣品微區域不同位置結晶相分析。

二、研究方法

本研究在儀器完成安裝後，曾協助環保局送樣約5 mL 疑似溴酸鹽溶液，再乾燥結晶之物種是否為溴酸鉀，因結晶量極少，遂以微區繞射光學系統收集繞射圖譜，另以本所掃描式電子顯微鏡微區X-射線螢光分析儀(SEM- μ XRF-EDX)收集元素訊號，比對結果，這些極少量的結晶為溴酸鉀。

三、結果與討論

1. 溴酸鉀溶液再結晶之主要繞射峰與其他繞射峰強度比值與不同，係因結晶量極少無法研磨均質化改善其擇優趨向(prefer orientation)所致。
2. μ XRF-EDX 配置在 SEM 真空腔中，因無法顯示樣品顏色特徵不易辨識分析位置，後續需建立位置標註技術。

四、結論

由新購設備粉末與微區域繞射光學系統，可提供均質化及不同位置結晶物種更完整的資訊。

參考文獻

- [1] Baoping Bob He, Uwe Preckwinkel and Kingsley L. Smith Bruker Analytical X-ray SystemsMadison, Wisconsin., “Fundamentals of two-dimensional x-ray diffraction(xrd2)” . USA .JCPDS-International Centre for Diffraction Data,Advances in X-ray Analysis, Vol.43.(2000).
- [2] Roberta L Flemming. “Micro X-ray diffraction (μ XRD): a versatile technique for characterization of Earth and planetary materials”. Canadian Journal of Earth Sciences, Volume 44, Number 9 September (2007).

以碳、氮穩定同位素比值運用於 PM_{2.5} 受體分析初探

羅仕麟 張世忠 林婉琪 許元正

行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

穩定同位素比值分析方法近年被用來使用作為環境鑑識分析，本研究以東海大學與臺灣大道頂何厝公車站為目標受體，以多階式採樣器進行2次採樣，並搭配離子分析資料進行分析。研究結果，東海大學採樣點 $\delta^{13}\text{C}$ 分析結果為 $-25.003\text{‰} \pm 1.065\text{‰}$ 以及 $-26.229\text{‰} \pm 0.127\text{‰}$ ，臺灣大道頂何厝公車站採樣點 $\delta^{13}\text{C}$ 分析結果為 $-25.003\text{‰} \pm 1.065\text{‰}$ 以及 $-26.343\text{‰} \pm 0.150\text{‰}$ 。東海大學採樣點 $\delta^{15}\text{N}$ 分析結果為 $10.707\text{‰} \pm 7.111\text{‰}$ 以及 $6.859\text{‰} \pm 7.414\text{‰}$ ，臺灣大道頂何厝公車站採樣點 $\delta^{15}\text{N}$ 分析結果為 $10.260\text{‰} \pm 8.045\text{‰}$ 以及 $7.217\text{‰} \pm 8.102\text{‰}$ 。 $\delta^{13}\text{C}$ 會因為組成不同而影響比值， $\delta^{15}\text{N}$ 則會受到溫度以銨鹽佔比的影響而改變比值。由於來源 $\delta^{13}\text{C}$ 值較多重疊， $\delta^{15}\text{N}$ 會受到溫度造成的分化作用而在傳輸過程有變化，穩定同位素比值仍須搭配化學分析資料來推測污染來源。

關鍵詞：碳與氮穩定同位素比值、PM_{2.5}、穩定同位素比值質譜儀

一、前言及研究目的

PM_{2.5} 在近幾年來都是熱門討論的議題，無論是環境、健康或是社會方面都相當引人關注，尤其在流行病學上已證實 PM_{2.5} 為肺癌發生率與死亡率顯著的危險因子 [1-2]，因此減少 PM_{2.5} 的暴露與環境危害採取的積極作為方式為瞭解 PM_{2.5} 排放來源，瞭解排放來源來進一步管制污染排放量。然而大氣這樣一個大型介質在不同的地區特性與氣候條件下，會有很多的物種與反應同時發生，因此鑑別污染來源變得較有挑戰性。穩定同位素比值方法近年來被嘗試用來作為污染鑑別來源，其主要原因為不同的來源會有不同的同位素比值範圍，如榮建成等人分析線香 PM_{2.5} 碳($\delta^{13}\text{C}$)與氮($\delta^{15}\text{N}$) 穩定同位素比值分別為 $-27.3\text{‰} \pm 0.5\text{‰}$ 以及 $8.63\text{‰} \pm 1.35\text{‰}$ 以及香菸產生之 PM_{2.5} $\delta^{13}\text{C}$ 與 $\delta^{15}\text{N}$ 分別為 $28.5\text{‰} \pm 0.2\text{‰}$ 以及 $4.15\text{‰} \pm 0.69\text{‰}$ [3]。Yasser Morera-Gómez 等人檢測發電廠排放 PM₁₀ 之 $\delta^{13}\text{C}$ 與 $\delta^{15}\text{N}$ 分別為 $-27.1\text{‰} \pm 0.2\text{‰}$ 以及 $11.4\text{‰} \pm 3.4\text{‰}$ 、道路灰塵之 $\delta^{13}\text{C}$ 與 $\delta^{15}\text{N}$ 分別為 $-13.1\text{‰} \pm 2.0\text{‰}$ 以及 $-5.0\text{‰} \pm 5.6\text{‰}$ 、柴油車之 $\delta^{13}\text{C}$ 與 $\delta^{15}\text{N}$ 分別為 -26.3‰ 以及 1.7‰ [4]。受體端分析亦有多篇文獻探討，如 Hanna Wiedenhause 等人使用多階層採樣器於德國明斯特市針對氣膠不同截取粒徑進行採樣分析，結果顯示 $\delta^{15}\text{N}$ 會與截取粒徑大小成反比， $\delta^{15}\text{N}$ 範圍為 18‰ 至 -2‰ ，並推測在粗與細粒徑顆粒氮物種反應機制會有所差異 [5]。A. Masalaite 等人亦使用多階層採樣器收集 $0.056\text{ }\mu\text{m}$ 至 $18\text{ }\mu\text{m}$ 之微粒進行 $\delta^{13}\text{C}$ 分析，其結果顯示從粗粒徑範圍到細粒徑 $\delta^{13}\text{C}$ 範圍為 $-23.4 \pm 0.1\text{‰}$ 至 $-30.1 \pm 0.5\text{‰}$ ，作者認為不同粒徑之間穩定同位素比值差異甚大，這樣的變化來自於組成成分的差異，石化燃燒貢獻在較細微粒，非石化燃燒(如生質燃燒)主要貢獻在粗微粒 [6]。然而穩定同位素比值方法有其分析盲點，如不同來源的 $\delta^{13}\text{C}$ 可能會有重疊情形，因此在結合化學分析結果進行污染來源分析會比較具有可信度 [7]；此外，異相反應亦會產生分化作用造成穩定同位素比值有所改變，如二次氣膠生成物氮氧化物與硫酸銨，會因為氣溫與濕度影響硝酸鹽、銨鹽與硫酸鹽在氣相與固相微粒之間的反應平衡與否造成同位素比值變化，可能是富集(enrichment)也可能是減少(depletion)，因而必須瞭解氮物種轉變過程對同位素比值的影響 [8]。綜合以上文獻可知，穩定同位素比值可給予的資訊包含機制的變化與來源的趨勢，尤其多粒徑分析與多個元素交叉比對可提供更完整的為微粒組成成分趨勢。本研究選定東海大學與臺灣大道為分析標的，嘗試透過分析不同粒徑微粒之穩定同位素比值，將其分析結果搭配離子分析與氣象資料推估受體端穩定同位素比值變化的因子以及可能的污染來源，並瞭解穩定同位素分析未來發展的方向，供後續研究參考。

二、研究方法

1. 藥品與實驗材料：

- (1) 碳穩定同位素比值標準品:USGS-24 (COA: -16.05‰)、IAEA-CH-7 (COA: -32.15‰)。
- (2) 氮穩定同位素比值標準品:USGS-25 (COA: -30.4‰)、USGS-26 (COA: 53.75‰)。
- (3) 二氧化碳氣體鋼瓶:純度99.9995%，標定值為 -38.009‰。
- (4) 氮氣氣體鋼瓶:純度99.9995%，標定值為 -8.081‰。
- (5) 錫杯:承載樣品用。

2.儀器與設備:

- (1) 穩定同位素比值質譜儀: Thermo Finnigan Delta plusXP。
- (2) 元素分析儀: Thermo Flash EA, 1112 Series。
- (3) 元素分析儀注射器: Thermo MAS 200R。
- (4) 氣體介面控制裝置: Thermo Conflo IV。

3.分析方法:

(1) 氣懸浮微粒樣品採樣:

111年4月18日15:00至111年4月19日13:00以及111年4月21日13:00至111年4月22日11:00於臺中東海大學與111年4月18日16:00至111年4月19日12:00以及111年4月21日15:00至111年4月22日11:00臺灣大道頂何厝公車站旁以多階衝擊板採樣器(10 μm 至 7.2 μm、7.2 μm 至 3.0 μm、3.0 μm 至 1.5 μm、1.5 μm 至 0.95 μm、0.95 μm 至 0.49 μm) 進行採樣，並使用柵欄式石英濾紙以流速 1.13 m³/min 進行，採樣時間為20至22小時。

(2) 氣懸浮微粒取樣與分析:

樣品各取約半條濾紙置於錫杯中包覆後等待上機，每個樣品進行三重複取樣。另取空白石英濾紙以錫杯包覆作為空白確認。標準品各取適量裝載於錫杯包覆，每個標準品各取三重複分析。樣品隨後以元素分析儀搭載穩定同位素比值質譜儀進行總氮與總碳穩定同位素比值分析，元素分析儀 GC 管柱溫度設定為45℃，氧化反應管設定為1020℃，還原反應管設定為650℃，攜帶氣體(carrier)流率設定為100 mL/min，氧氣流率設定為 250 mL/min，標準氮氣氣體流率設定為 250 mL/min，0至120秒間出峰參考氣體3次，於90秒時進樣，並在430秒開始出峰參考氣體3次。三個三重複樣品序列前後夾擊兩個不同穩定同位素比值之三重複標準品，後續用以標定樣品。

各截取粒徑區間粒狀物重量與離子分析結果由本所二組提供，其中本研究選取離子資料包含硝酸鹽、硫酸鹽以及銨鹽做為後續統計分析用。

3.數據處理:

(1) 穩定同位素比值標定:

穩定同位素比值計算通式如下：

$$\delta_{sample} = \left(\frac{R_{sample}}{R_{standard}} - 1 \right)$$

其中 R_{sample} 為量測之樣品同位素比值， $R_{standard}$ 為標準同位素比值，因其為一相對值，故於扣除1後其公式意義為與標準值之偏差(δ)，單位為千分比 (‰)。樣品碳與氮穩定同位素比值數據須各再以2種標準品進行數值標定，標定公式如下：

$$\delta_{(true(sample))} = \delta_{(sample(RM1))} + [(\delta_{(raw(sample))} - \delta_{(raw(RM1))}) \times \left(\frac{\delta_{(true(RM1))} - \delta_{(true(RM2))}}{\delta_{(raw(RM1))} - \delta_{(raw(RM2))}} \right)]$$

其中 sample、RM1、RM2分別代表樣品三重複分析之平均值與兩種標準品。

(2) 採樣位置鄰近測站氣象資料:

本研究選取資料來源為本署空氣品質測站以及地方環保局空品車監測資料，其中東海大學採樣點相對應測站資料以台中市交通空品監測車東海大學站；臺灣大道頂何厝公車站採樣點相對應測站資料以本署忠明空氣品質測站，選取時間與本所採樣時間相同之區間選取資料進行分析，其測站與本所設置之採樣點距離最近。

後續選取分析測項如表1，其中兩測站氣象因子基本資料如圖1 (a)所示，在4/18至4/19兩地之氣溫(分別為20.0℃±2.7℃與20.1℃±0.8℃)明顯低於4/21至4/22(分別為26.1℃±1.8℃與27.3℃±2.5℃)。在圖1 (b) 4/18至4/19兩地之濕度(分別為88.4 %RH±2.9 %RH 與85.9 %RH±3.8 %RH)與4/21至4/22(分別為75.9 %RH±11.9 %RH 與73.4 %RH±11 %RH)則在統計上有顯著差異(Student's t 檢定， $p<0.05$)。風向與風速如

圖2風花圖所示，4/18至4/19兩地之平均風向皆為北風，而4/21至4/22兩地之平均風向皆為西風，風速可從圖中顏色判斷4/18至4/19兩地之風速略高於4/21至4/22。

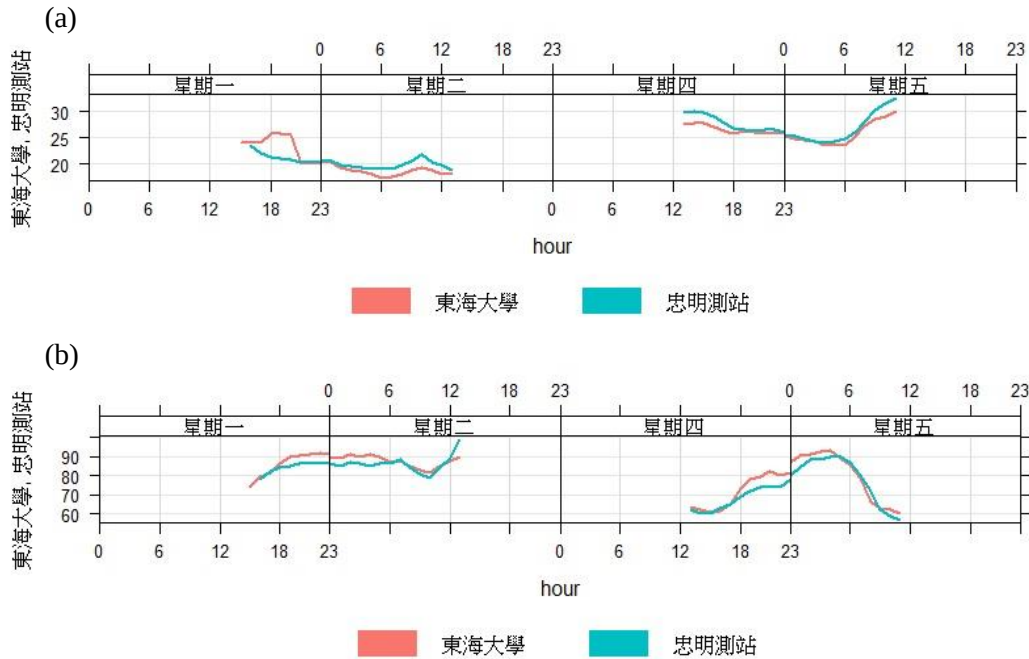


圖1. 東海大學測站與忠明測站 4/18至4/19 (星期一至星期二) 4/21至4/22 (星期四至星期五)
(a)溫度資料 (b)濕度資料

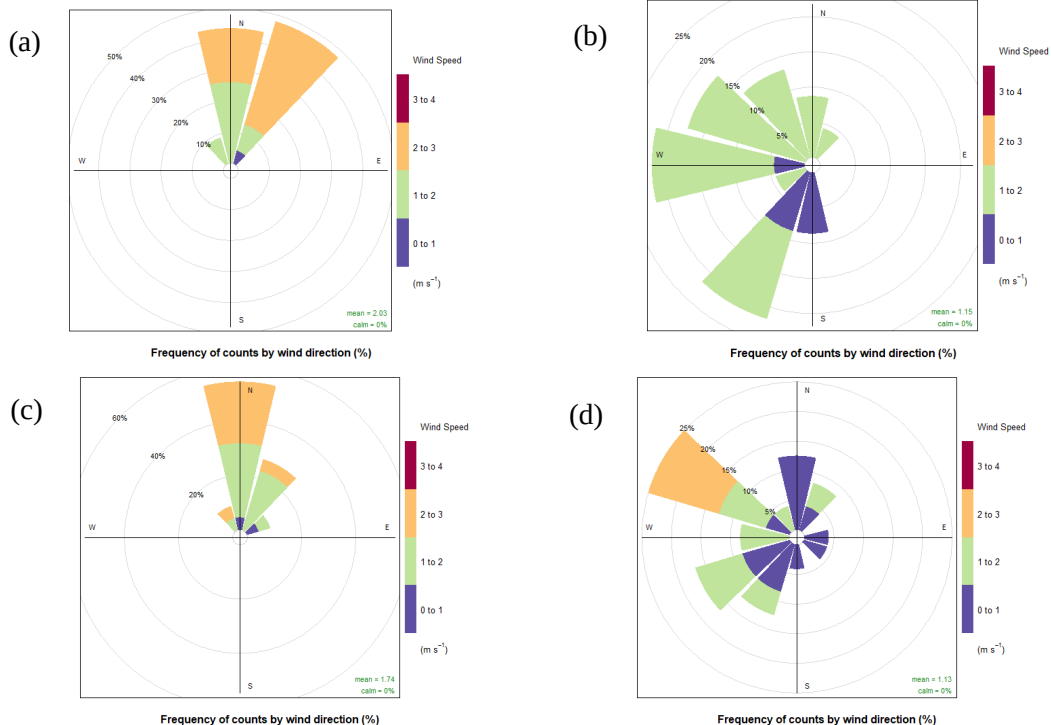


圖2. 東海大學測站(a) 111年4月18日至4月19日 (b) 111年4月21日至4月22日與忠明測站(c) 111年4月18日至4月19日 (d) 111年4月21日至4月22日風花圖

(3) 統計分析與圖示繪製:

本研究以 RStudio 套件進行視覺化圖像繪製[9]，描述性統計以 Origin 2022 Learning Edition 進行繪製。

三、結果與討論

(1) $\delta^{13}\text{C}$ 分析結果：

圖3.(a)為氣懸浮微粒樣品在不同採樣地點以及不同採樣時間各截取粒徑區間之 $\delta^{13}\text{C}$ ，其中4/21至4/22 東海大學平均 $\delta^{13}\text{C}$ 為 $-26.229\text{‰} \pm 0.127\text{‰}$ (N=5)而臺灣大道頂何厝公車站平均 $\delta^{13}\text{C}$ 為 $-26.343\text{‰} \pm 0.150\text{‰}$ (N=5)，兩地 $\delta^{13}\text{C}$ 並無明顯差異。另一方面，4/18至4/19 東海大學平均 $\delta^{13}\text{C}$ 為 $-25.003\text{‰} \pm 1.065\text{‰}$ (N=5)而臺灣大道頂何厝公車站平均 $\delta^{13}\text{C}$ 為 $-25.772\text{‰} \pm 0.679\text{‰}$ (N=4)，兩地之間的 $\delta^{13}\text{C}$ 在這個採樣時間點有顯著差異 ($p < 0.05$)。將兩地 $\delta^{13}\text{C}$ 與離子相關性分析如圖4與圖5所示，東海大學 $\delta^{13}\text{C}$ 與濕度、銨鹽與硫酸鹽有顯著正相關，與溫度則是顯著負相關；而臺灣大道頂何厝公車站 $\delta^{13}\text{C}$ 僅與銨鹽有顯著正相關。在不同的截取粒徑區間之間 $\delta^{13}\text{C}$ 差異亦高，在東海大學於 $1.5\text{ }\mu\text{m}$ 至 $0.95\text{ }\mu\text{m}$ 截取粒徑區間其 $\delta^{13}\text{C}$ 為 $-24.112\text{‰} \pm 0.100\text{‰}$ (N=3)以及 $0.95\text{ }\mu\text{m}$ 至 $0.49\text{ }\mu\text{m}$ 截取粒徑區間其 $\delta^{13}\text{C}$ 為 $-23.662\text{‰} \pm 0.303\text{‰}$ (N=3)，代表在這兩個區間的微粒組成與粗微粒組成不同。Petr Vodička 等人調查捷克布拉格市郊區季節變化對 $\delta^{13}\text{C}$ 的影響，其結果顯示 $\delta^{13}\text{C}$ 在冬天最高夏天最低，以結論而言可能與溫度有關，實際上作者認為不同季節反應機制影響成分組成，進而對 $\delta^{13}\text{C}$ 產生影響，如停滯氣流與低風速讓微粒老化進而富集碳-13，光化學反應產生二次有機氣膠讓粒狀物碳-13減少 [10]。依本研究結果，在相對高溫的4/21至4/22，兩地 $\delta^{13}\text{C}$ 不受粒徑大小影響，範圍在 -27‰ 至 -25‰ 間，碳源以交通排放為主 [11]。相對低溫的4/18至4/19，臺灣大道頂何厝公車站平均碳穩定同位素比值仍較接近交通排放，然而東海大學則有相對高的 $\delta^{13}\text{C}$ ，對應其值可能的來源除了交通排放，亦或是生質燃燒與工業排放 [11]。

(2) $\delta^{15}\text{N}$ 分析結果：

圖3.(b)為氣懸浮微粒樣品在不同採樣地點以及不同採樣時間各截取粒徑區間之 $\delta^{15}\text{N}$ ，其中4/21至4/22 東海大學平均 $\delta^{15}\text{N}$ 為 $6.859\text{‰} \pm 7.414\text{‰}$ (N=5)而臺灣大道頂何厝公車站平均 $\delta^{15}\text{N}$ 為 $7.217\text{‰} \pm 8.102\text{‰}$ (N=5)，兩地並無顯著差異。另一方面，4/18至4/19 東海大學平均 $\delta^{15}\text{N}$ 為 $10.707\text{‰} \pm 7.111\text{‰}$ (N=5)而臺灣大道頂何厝公車站平均 $\delta^{15}\text{N}$ 為 $10.260\text{‰} \pm 8.045\text{‰}$ (N=4)，兩地之間在這個採樣時間點亦無顯著差異。不同採樣時間兩地在4/18至4/19同 $\delta^{13}\text{C}$ 亦明顯高於4/21至4/22，但兩地的 $\delta^{15}\text{N}$ 並未隨地點不同而有所差異，而是隨著採樣時間不同而有一致性的變化。此外，兩地在不同時間下 $\delta^{15}\text{N}$ 明顯隨著截取粒徑區間變小而相對變高，在最低截取粒徑 $0.95\text{ }\mu\text{m}$ 至 $0.49\text{ }\mu\text{m}$ 已無明顯差異，推測氮穩定同位素比值在此截取粒徑區間已達到反應平衡，因此兩地的氮物種生成機制相似。Hanna Wiedenhause 等人認為在不同粒徑的機制不一樣，在粗粒徑微粒上 HNO_3 以吸附方式吸附在既存的顆粒上，而在細粒徑微粒主要是由 NH_4NO_3 與 NH_4^+ 與 NO_3^- 之間的平衡反應，加上細粒徑微粒在空中懸浮時間長，表面積越大反應越強，因而讓 $\delta^{15}\text{N}$ 更富集 [5]。Petr Vodicka 等人亦研究季節中 $\delta^{15}\text{N}$ 的變化，其中溫度會影響反應，如 NH_3 與 NH_4^+ 之間的異相反應會因為溫度上升而讓 $\delta^{15}\text{N}$ 更富集，此外 NO_3^- 、 NH_4^+ 以及有機氮的比例也影響了 $\delta^{15}\text{N}$ ，並歸納4個季節上影響 $\delta^{15}\text{N}$ 的原因，包含(1)氮氧化物排放的改變 (2) 不同 $\delta^{15}\text{N}$ 組成之相關排放源風向的影響 (3) 溫度造成的分化作用 (4) 低強度的陽光照射下，氮氧化物隨時間轉變化學組成進而影響 $\delta^{15}\text{N}$ [12]。

圖6與圖7為兩地在不同採樣期間 NH_4^+ 、 NO_3^- 與 SO_4^{2-} 在不同截取粒徑下之濃度變化，各離子濃度在4/18-4/19皆高於4/21至4/22，尤其 NH_4^+ 與 NO_3^- 在小於 $3\text{ }\mu\text{m}$ 明顯偏低。 SO_4^{2-} 與 NH_4^+ 截取粒徑越小濃度越高，而 NO_3^- 最高濃度皆出現在 7.2 至 $3.0\text{ }\mu\text{m}$ 截取粒徑區間。將兩採樣點之 $\delta^{15}\text{N}$ 與各離子濃度相關性進行比較詳如圖15與圖16所示， $\delta^{15}\text{N}$ 與 SO_4^{2-} 及 NH_4^+ 有顯著正相關，但與微粒重量 (PM weight) 為顯著負相關，與 NO_3^- 無顯著相關性。本研究進一步將 NH_4^+ 與 NO_3^- 濃度換算成莫耳濃度，將 NH_4^+ 莫耳濃度占 NH_4^+ 莫耳濃度與 NO_3^- 莫耳濃度加總百分比 (NH_4^+ 莫耳濃度 / (NH_4^+ 莫耳濃度 + NO_3^- 莫耳濃度)) 與 $\delta^{15}\text{N}$ 計算其相關性，檢定結果其有相當高的顯著正相關，顯示 NH_4^+ 顯著影響氣懸浮微粒的 $\delta^{15}\text{N}$ ，粒徑越小 NH_4^+ 佔比越高， $\delta^{15}\text{N}$ 也就越高。 SO_4^{2-} 與 $\delta^{15}\text{N}$ 之間之正相關亦可從 SO_4^{2-} 與 NH_4^+ 高度顯著正相關解釋，推測越細粒徑區間硫酸銨顆粒成分 (NH_4SO_4) 也隨之增加。 NH_4^+ 來源多半為農業肥料 (-48‰ 至 -36‰)、交通排放 (-4.6‰ 至 -2.2‰) 與工業排放 (-7‰ 至 -2‰)，依文獻上資料，來源之 $\delta^{15}\text{N}$ 較 $\delta^{13}\text{C}$ 更容易分離 [4, 13]，然而氮穩定同位素比值推估來源污染會因為不同反應中氮原子的鍵結與溫度效應，在大氣中產生分化作用，因此瞭解溫度影響 $\delta^{15}\text{N}$ 變化目前僅有文獻以物理統計計算來估計變化，仍需有更多研究去實證，例如以文獻估算分化因子造成 $\delta^{15}\text{N}$ 增加 25‰ 至 35‰ ，那受體端溯源就接近交通排放或工業排放。然而 $\delta^{15}\text{N}$ 仍可結合化學資訊推知不同粒徑之組成，尤其是二次氣膠的生成。

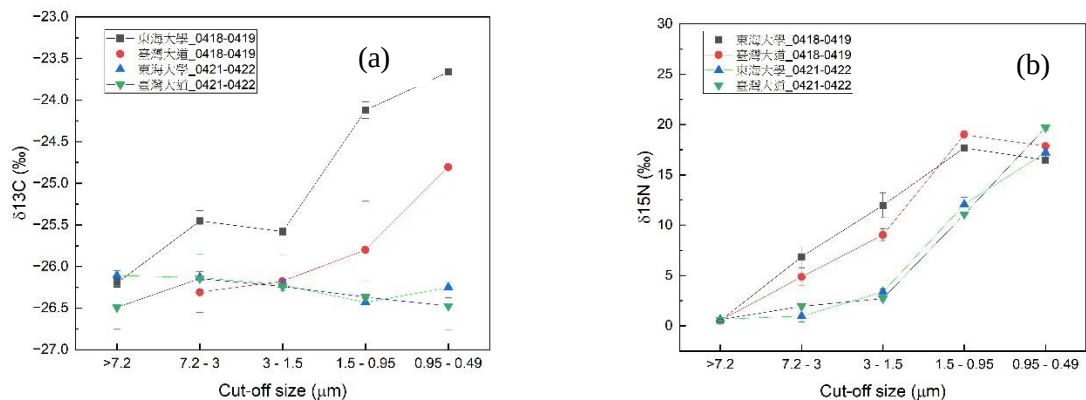


圖3. 在不同氣懸浮微粒粒徑下之穩定同位素比值趨勢圖 (a) 碳穩定同位素比值 (b) 氮穩定同位素比值

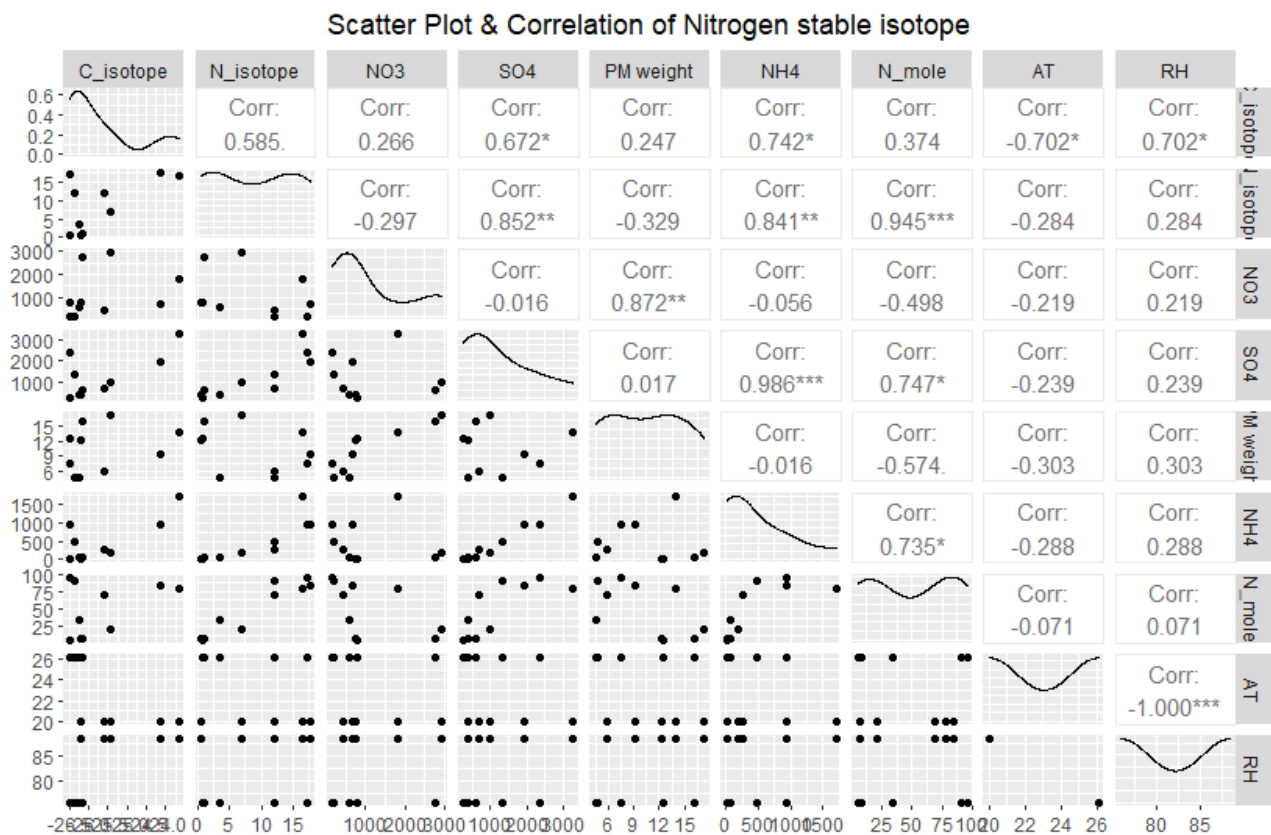


圖4 東海大學採樣點穩定同位素比值與各測項之散佈與相關性分析圖

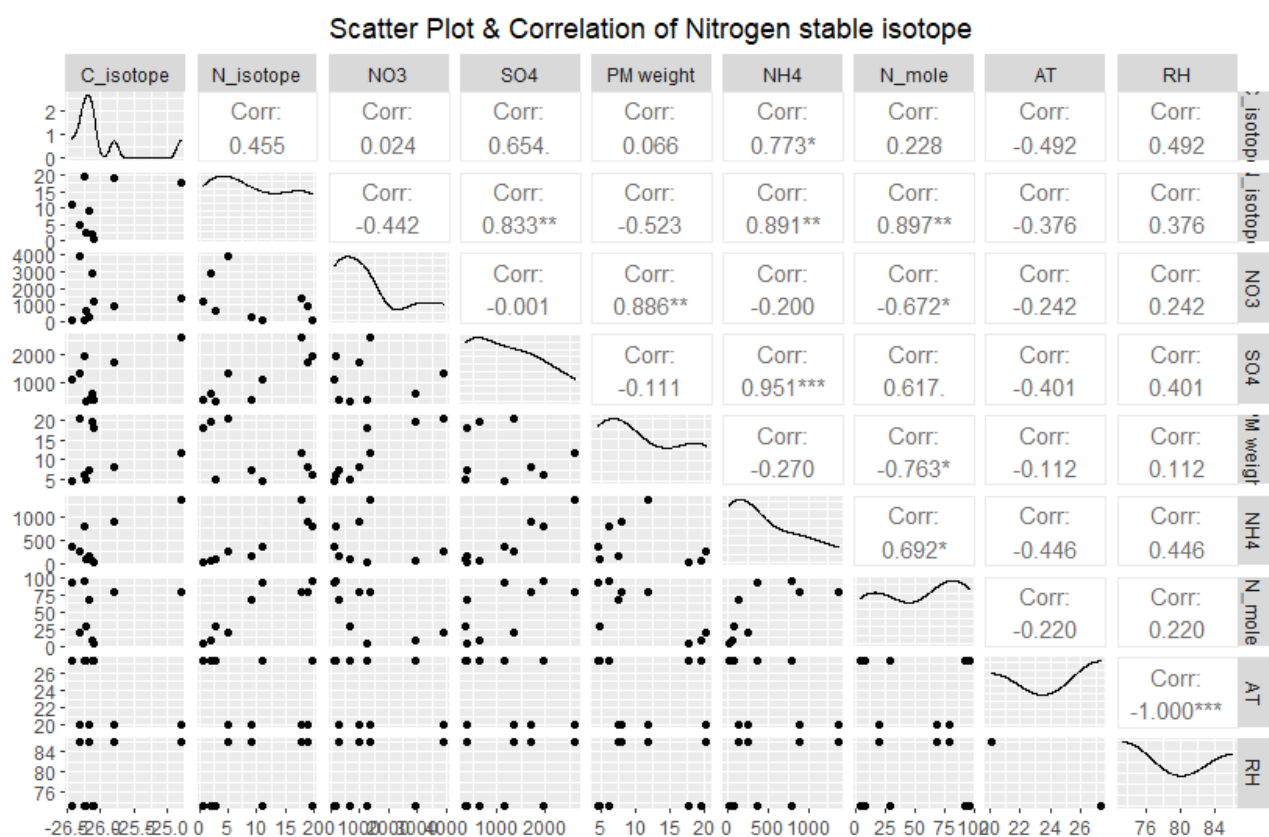


圖5 臺灣大道採樣點穩定同位素比值與各測項之散佈與相關性分析圖

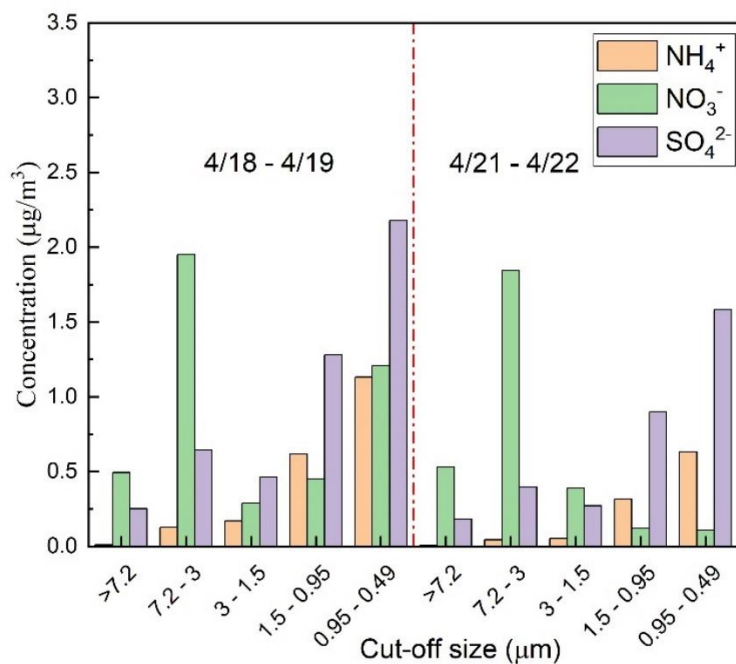


圖6 東海大學採樣點離子濃度與截取粒徑長條圖

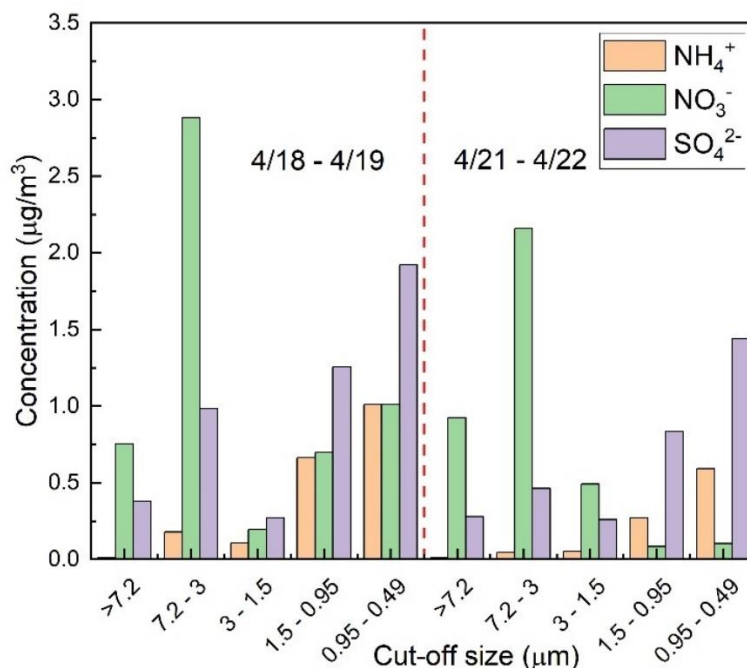


圖7 臺灣大道頂何厝公車站採樣點離子濃度與截取粒徑長條圖

四、結論

1. 不同採樣期間因氣象條件下， $\delta^{13}\text{C}$ 與 $\delta^{15}\text{N}$ 呈現不同比值，表示不同粒徑間的組成不同。
2. 穩定同位素比值無法單獨去辨別污染來源，搭配測站資料與相對應化學成分分析以及統計方法解釋才會比較接近完整判斷污染來源。

參考文獻

- [1] Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Beelen R, Samoli E, Stafoggia M, Weinmayr G, Hoffmann B, Fischer P, Nieuwenhuijsen MJ, Brunekreef B, Xun WW, Katsouyanni K, Dimakopoulou K, Sommar J, Forsberg B, Modig L, Oudin A, Oftedal B, Schwarze PE, Nafstad P, De Faire U, Pedersen NL, Ostenson CG, Fratiglioni L, Penell J, Korek M, Pershagen G, Eriksen KT, Sørensen M, Tjønneland A, Ellermann T, Eeftens M, Peeters PH, Meliefste K, Wang M, Bueno-de-Mesquita B, Key TJ, de Hoogh K, Concin H, Nagel G, Vilier A, Grioni S, Krogh V, Tsai MY, Ricceri F, Sacerdote C, Galassi C, Migliore E, Ranzi A, Cesaroni G, Badaloni C, Forastiere F, Tamayo I, Amiano P, Dorronsoro M, Trichopoulou A, Bamia C, Vineis P, Hoek G., "Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE)." *Lancet Oncol.* 14(9):813-22 (2013).
- [2] Groen HJM, Hiltermann TJN. "Air Pollution and Adenocarcinoma in Never-Smokers." *J Thorac Oncol.* 14(5):761-763 (2019).
- [3] Jung, C.-C., et al.. "Stable C and N isotopes of PM_{2.5} and size-segregated particles emitted from incense stick and cigarette burning." *Environmental Research* 212: 113346 (2022).
- [4] Morera-Gómez, Y., et al.. "Carbon and nitrogen isotopes unravels sources of aerosol contamination at Caribbean rural and urban coastal sites." *Science of The Total Environment* 642: 723-732 (2018).
- [5] Wiedenhause, H., et al.. "Stable ^{15}N isotopes in fine and coarse urban particulate matter." *Aerosol Science and Technology* 55(7): 859-870 (2021).
- [6] Masalaite, A., et al.. "Elucidating carbonaceous aerosol sources by the stable carbon $\delta^{13}\text{C}_{\text{TC}}$ ratio in size-segregated particles." *Atmospheric Research* 158-159: 1-12 (2015).
- [7] Masalaite, A., et al.. "Sources and atmospheric processing of size segregated aerosol particles revealed by stable carbon isotope ratios and chemical speciation." *Environmental Pollution* 240: 286-296 (2018).
- [8] Stratton, J. J., et al.. "Assessing the efficacy of nitrogen isotopes to distinguish Colorado Front Range ammonia sources affecting Rocky Mountain National Park." *Atmospheric Environment* 215: 116881 (2019).
- [9] Carslaw, D. C. and K. Ropkins. "openair — An R package for air quality data analysis." *Environmental Model*

ling & Software 27-28: 52-61 (2012).

- [10] Vodička P, Kawamura K, Schwarz J, Ždímal V. Seasonal changes in stable carbon isotopic composition in the bulk aerosol and gas phases at a suburban site in Prague. *Sci Total Environ.* Jan 10;803:149767 (2022).
- [11] 周崇光、李崇德、張士昱，「107年度細懸浮微粒碳同位素分析技術之發展與應用研究計畫」，環保署研究報告 (2018)。
- [12] Vodička, P., et al.. "Seasonal study of stable carbon and nitrogen isotopic composition in fine aerosols at a Central European rural background station." *Atmos. Chem. Phys.* 19(6): 3463-3479 (2019).
- [13] Felix, J. D. and E. M. Elliott. "Isotopic composition of passively collected nitrogen dioxide emissions: Vehicle, soil and livestock source signatures." *Atmospheric Environment* 92: 359-366 (2014).

建立空氣懸浮微粒細胞毒性評估技術

許令宜 陳明妮 莊淑如 劉鎮山 楊喜男

行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

本計畫以臺灣大道東海測站進行懸浮微粒採樣，分徑捕集 PM_{<0.49}、PM_{0.49-0.95}、PM_{0.95-1.5}、PM_{1.5-3.0}、PM_{3.0-7.2} 及 PM_{>7.2} 等 6 種不同粒徑範圍之懸浮微粒，進行包括細胞存活率、細胞氧化壓力、27 種細胞激素等細胞毒性分析。以 2 季結果可見最小尺寸的細胞死亡率比值最高。另最小尺寸（粒徑<0.49μm）之樣品造成細胞氧化壓力增加、發炎因子增加(IL-6 及 VEGF) 及趨化因子 RANTES 下降等。選取 PM_{<0.49} 濾紙進行 3 種不同方式萃取(包括水溶性、PM 微粒等 2 種水相樣品及有機溶液萃取樣品)後進行細胞毒性分析，2 種水相樣品與有機樣品有不同的細胞影響，其中水相樣品造成明顯細胞氧化壓力而有機樣品可造成細胞凋亡。由重金屬與細胞毒性的主成份分析可見，氧化壓力與 Se、As、Cd、Zn、Mn、Ga、Mo、Sn、K 等金屬元素有關，細胞死亡率與懸浮微粒濃度及 V、Ni、Sn、Cu 等金屬元素有關。可見氧化壓力與煤灰燃燒及垃圾焚化的指標元素有關，細胞死亡率與懸浮微粒濃度及 V、Ni、Sn、Cu 等燃油的指標元素有關。

關鍵詞：懸浮微粒、細胞毒性、主成分分析

一、前言及研究目的

空氣污染為複雜化學品及混合物組成，被認為是全球發病率和死亡率的主要因素，故流行病學研究強調 PM_{2.5} 的不良影響可造成包括急性或慢性的健康影響。而大量的化學物質加上流行病學和動物研究的局限性，造成目前國際上普遍認為體外細胞試驗平台有更高的效率評估測試環境的毒性。暴露於不同尺寸的空氣懸浮微粒會對人類健康產生不利影響，但影響可能因微粒大小、成分和影響的人體器官的而異。微粒越小可造成明顯的細胞毒性，故進行微粒分徑採集可了解不同尺寸質量濃度的分布情形，也可由化學成分及細胞毒性比對後進行探討。

本計畫以高流量採樣器搭配 5 階衝擊板收集 6 種不同尺寸之微粒（PM_{<0.49}、PM_{0.49-0.95}、PM_{0.95-1.5}、PM_{1.5-3.0}、PM_{3.0-7.2} 及 PM_{>7.2} 等），將粗微粒、細微粒及超細懸浮微粒等不同尺寸的微粒分別進行包括重金屬、有機物之化學成分及質量濃度量測，另由不同尺寸的微粒進行 3 種以上的細胞毒性試驗後，再由主成分分析將質量濃度、化學成分及細胞毒性等比對後可得出化學組成與細胞毒性評估之間。

體外細胞實驗為取代活體實驗的策略之一，美國 EPA 進行如「減少脊椎動物試驗的替代試驗方法和策略」(Alternative Test Methods and Strategies to Reduce Vertebrate Animal Testing)之計畫，而 2020 年 3 月審查發表的「評估空氣污染物健康風險的新方法：體外暴露測試的關鍵設計

考慮因素」文獻中，評估了目前不同空氣污染物的體外細胞試驗方式。由於體外細胞毒性技術的優勢為更少的時間和資源來篩選化學物質的毒性，許多空氣中的化學物質和混合物缺乏危害評估所需的數據，故細胞毒性技術的建立對空氣污染物研究尤為重要。在該文獻也強調了使用 A549 人體肺癌細胞株的優勢，因為它們易於生長和維持，提供可重複的毒性結果，同時它也仍具有與人體氣管上皮細胞的重要特徵¹。故本次研究為使用此細胞株進行體外細胞試驗。

細胞電阻抗(Cell Electrical Impedance)是一項較新的細胞數目變化持續偵測技術，因為動物細胞的形狀對外來化學、生物或物理刺激反應非常敏感，因此可用予細胞毒性研究，也是 OECD 認同的奈米毒性檢測方法之一。目前包括美國環保署(US EPA)及加拿大艾伯塔衛生部(Alberta health in Canada)都皆採行「全時細胞分析系統」(real-time cell analyzer, RTCA)以建立新的細胞毒性技術。RTCA 的基本原理是監測由測試電池和電極之間的相互作用引起的電極阻抗的變化。細胞的存在導致電極阻抗 CI 的增加：連接到傳感器的細胞越多，RTCA 可以獲得的阻抗越高。RTCA 持續紀錄數據可反應細胞增殖變化，故細胞因毒性死亡亦可呈現於細胞生長曲線中（圖 1）。通過 RTCA 系統可連續監測細胞活力使得可以區分細胞活力的不同狀態，例如衰老，細胞毒性（細胞死亡）和減少的增殖（細胞週期停滯）²。美國環保署使用本技術來進行一項大型之化學毒物預測(Toxicity Forecasting)計畫：EPA ToxCast: Cytotoxicity and estrogen/progesterone mimics screening³；美國 EPA 於 2019 提出一份「非指導性體外測試方法的化驗文件：內分泌檢測」(Assay Documentation for Non-Guideline In Vitro Test Methods: Endocrine Assays)⁴，以乳癌細胞於「全時細胞分析系統」(Real Time Cellular Analysis system, RTCA)建立內分泌化學品篩測。本技術可與傳統的 MTT 細胞毒性實驗有良好的相關係，故本計畫使用同系列儀器進行細胞毒性實驗。而加拿大艾伯塔衛生部則用以開發環境水體及污染物之細胞毒性⁵，並用此技術分析 800 種以上之化學物質。此技術至 2020 年已有 1900 篇以上的同儕審查(peer-review)驗證。

PM 中的潛在有毒元素對人體健康有害，如 Cr、As、Cd、Ni 等過渡金屬已被列為人類致癌物。而金屬與活性氧類(Reactive oxygen species, ROS) 的產生有關，如羥基自由基過量會破壞體內抗氧化防禦系統恆定性，稱之為氧化壓力(Oxidative stress)。氧化壓力會造成如脂質過氧化、蛋白質和 DNA 損傷、細胞死亡（細胞凋亡）和基因毒性等。不少研究也確定了重金屬及懸浮微粒上陰陽離子，可導致活性氧的形成、顯著的心血管效應和氧化壓力造成生物體內氧化性傷害⁶。

活性氧化物(Reactive oxygen species, ROS)，是生物有氧代謝過程中的一種副產品，活性氧化物被認為具有攻擊性與毒性，會造成細胞的 DNA、蛋白質、碳水化合物和脂質成份的氧化等。因核酸或蛋白質等改變本身的功能結構，失去原來具有的生物活性，造成細胞損傷最終會導致細胞死亡。使用 H₂DCFDA (2',7'-dichlorodihydrofluorescein diacetate)染劑進入細胞後，以流式細胞儀分析細胞內產生氧化壓力的程度。H₂DCFDA 為脂溶性物質，本身不發螢光且能穿過細胞膜進入細胞中，經由細胞中酯類水解酶水解成 H₂DCF，H₂DCF 與細胞內活性氧化物作用後產生 DCF 螢光物質，因而可利用流式細胞儀檢測其螢光之變化而知氧化壓力。

細胞激素是一群小的蛋白質 (<40 kDa)，為細胞進行溝通的訊號傳遞分子。已知 PM_{2.5} 可進入呼吸道和肺部後沉積在呼吸道深部並誘發肺部炎症反應，已知許多促炎細胞因子和粘附分子的

參與調控，細胞激素 IL-1 β 、IL-6、IL-8、TNF- α 、ICAM-1 等。長時間暴露於 PM_{2.5} 可進一步誘導上述促炎因子進入體循環，進而在心血管系統中引起多種不良反應。因此，了解參與炎症反應的機制可能有助於製定有效的策略來緩解 PM_{2.5} 引起的心肺疾病⁷。本計畫使用多重激素檢測技術(Bio-Plex Pro™ Human Cytokine 27-plex Assay)，可 1 次分析樣品中的 27 種激素變化，這些激素包括了免疫激素、發炎激素及抗發炎激素等，由激素變化探討細胞的炎性變化。優點為節省樣品量及檢測時間外，也可以了解分析激素間的相關性變化，也可避免批次間的操作誤差⁸。

因素分析是想以少數幾個因素來解釋一群相互之間有關係存在的變數，每個變數除了受共同因素的影響外，尚有獨特因素。因素分析的主要目的是對資料矩陣找出其結構，它可對一群內部有相關的變數找出一組共同的變數。主要的目標是作資料簡化與摘要，資料簡化是以計算因子得點達成，而摘要是以少數幾個因素來說明一大群原有的變數。一般來說，要是研究者事先對資料背後存在多少個基礎變數結構一無所知，因素分析就可以作為探索基礎變數的維度。本計畫將檢測數據以 SPSS 進行因素分析，以主成分方法進行萃取（相關矩陣分析），最大變異法進行轉軸，以篩選出少數幾個因素並探討變數間之關係。除了上述分析外，本研究以因素分析(Factor analysis)來探討臺中東海測站懸浮微粒中重金屬可能之污染源以及不同金屬元素與細胞毒性及氧化壓力之關係。

二、研究方法

（一）採樣設備及微粒萃取

使用高流量採樣器(Shibata High Volume Air Sampler Model HV-RW)搭配 5 階衝擊板(Tish TE-235-Five Stage Cascade Impactor)進行不同粒徑氣懸微粒之採樣，5 階衝擊板及最後墊襯層(back-up)，共可採集 6 種不同微粒粒徑之氣懸微粒。取約 1/3 張纖維濾紙樣品置於去離子水後以高功率超音波機(SoniMixer SMX-80)震盪 1 小時，溶液以 20 μ m 篩網過濾保留微粒後進行真空冷凍乾燥。冷凍乾燥後樣品回溶於 RO 水，添加之水量以採樣體積為準，其中採集 48 小時為 3ml，而 24 小時為 1.5ml 等，以採樣體積先行標準化後置於-20 $^{\circ}$ C 保存。

（二）細胞株來源及培養

本計畫使用人類肝癌細胞 (A549 細胞) (購自 ATCC CCL-185)，以 DMEM 高糖培養基 (含 10%胎牛血清 FBS、抗生素及 L-麩胺酸鹽等) (DMEM, high glucose/10% FBS、penicillin(100 U/mL)/streptomycin (100 mg/ mL)/ 10% L-glutamine)，培養於無菌之塑膠細胞培養瓶(25T Flask or 75T Flask)(corning Inc., corning, NY, USA)。培養條件為 37 $^{\circ}$ C 及 5% CO₂ 且含有足夠濕度的細胞培養箱中。培養細胞達約 8 成滿時以 0.05%胰蛋白酶-EDTA 消化液(0.05%Trypsin-EDTA)進行繼代培養。細胞培養所需胎牛血清(Fetal bovine serum, FBS)、DMEM 高糖培養基(DMEM, high glucose)、0.5% 胰蛋白酶-EDTA 消化液 (0.5% Trypsin-EDTA)、抗生素 (penicillin/streptomycin) 及 L-麩胺酸鹽(L-glutamine solution)等細胞培養專用試劑購自萊富公司(Life Technologies, Rockville, MD)。

(三) 「全時細胞分析系統」進行細胞存活率測定

A549 細胞以空白濾紙樣品作為陰性對照組。細胞以 15,000 個/well 接種於「全時細胞分析系統」(xCELLigence RTCA DP System™, ACEA Biosciences, USA)專用之 E-plate 培養盤內，每種樣品各為 2 重覆，將本儀器置於 5% CO₂ 細胞培養箱內之分析儀進行細胞連續監測。細胞貼附並生長穩定後(約 18-24 小時)，除未處理之細胞組外添加培養基，另包括空白濾紙及樣品濾紙萃液等以 2 重覆添加於培養液進行比對觀察，紀錄時間為 24 小時以上，實驗濃度分別為 25%(50 μ L+150 μ L)等 2 組。

(四) 細胞內氧化壓力變化

使用 5×10^5 個細胞 A549 種於 6 孔盤細胞培養皿(corning, corning Inc., USA)中，培養約 16 小時後確認細胞貼附後，將 DMEM 培養液移除，以磷酸鹽緩衝生理鹽水 (Phosphate buffered saline, PBS)進行清洗 2 次後，加入含 H₂DCFDA 染劑(Molecular Probes Inc, Eugene, OR, USA)使達到 40 μ M 濃度之細胞培養液。以包括空白濾紙及樣品濾紙萃液進行試驗，樣品皆進行 2 重覆曝露試驗。

樣品曝露 24 小時後移去培養液，並以 PBS 清洗細胞 2 次，再以 0.05 %之胰蛋白酶-EDTA 溶液將細胞由孔壁脫附，收集細胞離心並移除上清液，加入鞘流液(sheath buffer)約 0.5 mL 後以流式細胞儀(novocyte, ACEA Biosciences, USA)，於雷射波長 488 nm 激發以分析螢光值變化，以確認細胞氧化壓力之變化。

(五) 27 種細胞激素變化測定

5×10^5 個 A549 細胞培養於 6 孔盤培養中，先培養 16 小時後確認細胞貼附，將細胞培養液移除，重新加入細胞培養液。空白濾紙及樣品濾紙萃液進行曝露試驗，以 25%濃度進行測試。樣品曝露 24 小時後收集細胞培養液進行細胞激素分析。人體細胞激素是使用 Bio-Plex Pro™ Human Cytokine 27-plex Assay (Bio-Rad Laboratory, Hercules, CA, USA)一次同步分析，可分析包括 IL-1 β , IL-1 α , IL-2, IL-4, IL-5, IL-6, IL-7, IL-8, IL-9, IL-10, IL-12 (p70), IL-13, IL-15, IL-17, Basic FGF, Eotaxin, G-CSF, GM-CSF, IFN- γ , IP-10, MCP-1 (MCAF), MIP-1 α , MIP-1 β , PDGF-BB, RANTES, TNF- α and VEGF 等 27 種人體細胞激素。檢測方式依試劑說明進行，再以 Bio-Plex® 200 Systems 進行檢測及分析(Bio-Rad Laboratory, Hercules, CA, USA)。

(六) 主成分分析(SPSS 軟體稱之為因素分析)

以 42 個樣品，Na、Mg、Al、Ca、Ti、Cr、Fe、Co、Cu、Zn、As、Se、Rb、Sr、Zr、Cd、Ba、La、Ce、Nd、Pb、K、V、Mn、Ni、Ga、Mo、Sn 等 28 個變數之檢測結果 (42x28 之數據集)，以 SPSS(IBM SPSS Statistics Version22)執行主成分(在 SPSS 軟體中稱之為因素分

析)，以主成分方法進行萃取（相關矩陣分析），最大變異法進行轉軸。並以 KMO 和 Bartlett's 球形檢定來判定是否適合執行因素分析。KMO 是 Kaiser-Meyer-Olkin 的取樣適當性衡量量數，當 KMO 值愈大時，表示變數間的共同因素越多，愈適合進行因素分析。Kaiser (1974)⁹ 提出了 KMO 抽樣適配度的判定準則如下：KMO > 0.9（很棒，marvelous）、KMO > 0.8（很好，meritorious）、KMO > 0.7（中等，middling）、KMO > 0.6（普通，mediocre）、KMO > 0.5（粗劣，miserable），若是 KMO < 0.5（不能接受，unacceptable）時，較不宜進行因素分析。

（七）水溶液(water-soluble, WS)、有機萃出液（organic extracts, OE）及微粒樣品等 3 種方式之細胞毒性比較

選取 2 天 PM_{<0.49} 濾紙經 3 種不同方式萃取後樣品進行比對（其中 PM_{<0.49} 微粒添加入細胞後，9/7 樣品之細胞存活率為 74%，而 9/8 細胞存活率為 11%）。其中 WS 及 PM 樣品為水溶性樣品。因 OE 毒性偏高，故細胞毒性實驗濃度為以 10% 進行比對分析。其中 WS 樣品來自於濾紙超音波震盪 1 小時後靜置隔夜再以 0.45μm 篩網過濾；OE 樣品為以 20 毫升 1:1 二氯甲烷與正己烷進行超音波震盪萃取，隨後萃液放置於離心機中，以 3,500 rpm 離心 10 分鐘後，取上澄清液分析，此程序重複 1 次後合併上澄清液以 0.45μm 濾膜，再以吹氮濃縮方式將萃液濃縮至 1 mL。另微粒樣品為材料與方法(一)之微粒萃取方式。

水溶液之空白組為 RO 水組、OE 樣品以溶劑為空白及微粒組空白為空白濾紙之萃出液。3 種樣品進行細胞存活率分析、氧化壓力及細胞凋亡及 27 種細胞激素比對。

細胞凋亡為使用 Annexin V/PI (bdbiosciences, USA) 雙染色法進行分析，5×10⁵ 個 A549 細胞培養於 6 孔盤培養中，先培養 16 小時後確認細胞貼附，將細胞培養液移除，重新加入細胞培養液。空白濾紙及樣品濾紙萃液進行曝露試驗，以 25% 濃度進行測試。完成暴露後使用 0.05 % 之胰蛋白酶溶液將細胞懸浮，以 500 μL 1X Annexin V Binding Buffer 將細胞打散，再取其中 100 μL 細胞懸浮液到新的 1.5 mL 微量離心管中，加入 5 μL FITC Annexin V 和 5 μL Propidium Iodide (PI) 染劑與細胞懸浮液混合均勻，室溫下反應 30 分鐘後以流式細胞儀進行檢測。

三、結果及討論

（一）濾紙分階萃取後曝露於人體肺癌細胞株 24 小時，並以細胞死亡率高於 3 成做為明顯之細胞死亡變化。結果可見 PM_{<0.49}(第 6 階)樣品造成明顯細胞死亡率（圖 2）。

（二）將臺中全年的細胞死亡率與質量濃度進行比對（如圖 3 及表 1），由單位質量濃度之死亡率來代表標準化之死亡率，於 3/26（日平均為 3.26）及 9/8（日平均為 3.89），各階的死亡率為相對較高。而以階層的死亡率來看，第 5 及第 6 階的比值為 2.84 及 2.78，高於第 4 階比值 2.43，再高於第 1 至 3 階（比值 2.07 至 2.16）。

- (三) 樣品曝露於人體肺癌細胞株 6 小時後進行氧化壓力分析(控制組為未處理之細胞)。同日採集之樣品中，氧化壓力變化在 $PM_{0.49-0.95}$ (第 5 階)及 $PM_{<0.49}$ (第 6 階)樣品有增加趨勢(圖 4)。
- (四) 以 $PM_{<0.49}$ 微粒樣品曝露於細胞 24 小時後，27 種激素中有 3 種激素明顯變化。 $PM_{<0.49}$ 微粒曝露後細胞分泌之 IL-6 及 VEGF 增加，而 RANTES 則明顯減少。其中空白濾紙對細胞無明顯影響，而所有 PM 樣品曝露於細胞皆造成抑制 RANTES 分泌(圖 5)。
- (五) 主成分分析探討同為使用纖維素濾紙之金屬元素與細胞毒性及氧化壓力分析結果之關係，共分析 42 個樣品 31 個變數(表 3)經過主成分篩選後，可以將 31 個變數簡化成 3 個因素(表 4 及表 5)。經過主成分方法篩選出來之因素分析結果如表 2 至表 4 所示，表 2 為 KMO 與 Bartlett's 檢定結果，本次用來執行統計分析之數據的 KMO 值為 0.817，Bartlett's 球形檢定的顯著性 P 值 $0.000 < 0.05$ ，顯示適合執行因素分析。表 4 為說明的變異數總計，將 31 個變數縮減為 3 個主成分，其中，第 1 個主成分可解釋全部變異之 62.914%、第 2 個主成分可解釋全部變異之 18.704%、第 3 個主成分可解釋全部變異之 6.964%，此 3 個主成分共可解釋全部變異之 88.583%。表 5 顯示主成分分析轉軸後的成分矩陣，數字顯示其因素負荷量，因素負荷量通常介於 -1~1 之間，可以瞭解各個變數與該因素之相關性，其絕對質值愈接近 1 表示變數與該因素之相關性愈高，正值表示正相關，負值則表示負相關。故針對轉軸後的每個主成分篩選因素負荷量絕對值大於 0.5 的部分(表 5 中黑影部分)，可明顯發現各個因素所代表的意義。
- (六) 由表 5 可知由主成分分析所萃取出之 3 個因素，因素 1 主要是由 Sr、Fe、Ba、Al、Mg、Ca、Zr、Ti、Nd、La、Ce、Rb、Cr、Co、Na、K、Ga、Mo、Cu、Mn 等 20 個變數所構成，其各變數因素負荷量除了 Mn、Ga、Mo、Cu 外，其餘皆大於 0.7，顯示此因素各變數間具高度相關性；因素 2 主要是由 Se、Pb、As、Cd、Zn、Mn 及氧化壓力等 7 個變數所構成，另 Ga、Mo、K、Sn 等 4 元素亦對因素 2 有的跨構面影響(因素負荷量 0.521~0.595)，氧化壓力之變數在此因素中，可以推測 Se、Pb、As、Cd、Zn 等金屬元素與氧化壓力具相關性，Ga、Mo、K、Sn 等金屬亦對氧化壓力有些許貢獻，但因其因素負荷量僅略大於 0.5 故影響有限。因素 3 主要是由懸浮微粒濃度(PM 濃度)、細胞死亡率、V、Ni、Sn 等 5 個變數所組成，另外 Cu 及氧化壓力對此因素亦有跨構面影響，因細胞死亡率之因素負荷量為 0.840，PM 濃度之因素負荷量為 0.923，顯示兩變數間具高度相關性，因素 3 中細胞死亡率亦與 V、Ni、Sn 及 Cu 相關其因素負荷量分別為 0.762、0.685、0.576 及 0.532，表示其與細胞死亡率之相關性為 $PM \text{ 濃度} > V > Ni > Sn > Cu$ ，而氧化壓力除了因素 2 亦對因素 3 有跨構面之影響。
- (七) 由上述主成分分析結果發現氧化壓力與 Se、Pb、As、Cd、Zn、Mn、Ga、Mo、Sn、K 等煤灰燃燒及垃圾焚化的指標元素有關，細胞死亡率與懸浮微粒濃度及 V、Ni、Sn、Cu 等燃油的指標元素有關¹⁰。
- (八) OE 樣品造成明顯細胞死亡率、細胞凋亡等；而在細胞氧化壓力、細胞死亡率及細胞激素(IL-6、VEGF 及 RANTES)等變化皆為 PM 相近於 WS(圖 6)，且 PM 造成之氧化壓力及細胞激素變化比 WS 變化明顯，這可能是 PM 樣品使用 20 μm 篩網而 WS 為 0.2 μm 篩網，保留較

多懸浮微粒所致。

四、結論

- (一) 細胞試驗結果以細胞死亡率/質量濃度來標準化細胞死亡率，臺中 2 季結果合併分析可見標準化細胞死亡率最高為第 5 及第 6 階($PM_{<0.95}$)其次第 4 階($PM_{0.95-1.5}$)。另可見 $PM_{<0.49}$ 造成較明顯之細胞毒性，包括細胞死亡率增加、氧化壓力增加、發炎因子增加(IL-6 及 VEGF)等。
- (二) 本次選取臺中東海測站 2 天 $PM_{<0.49}$ 濾紙經 3 種不同方式萃取(水溶液、有機萃取及微粒)進行細胞毒性實驗，由實驗可見水相(水溶液及微粒)樣品與有機萃取樣品造成不同的細胞影響，如水相樣品造成細胞氧化壓力，可能會通過氧化壓力導致細胞損傷；有機萃取樣品與細胞膜破裂相關，這可能通過細胞-微粒相互作用導致細胞損傷。
- (三) 主成分分析結果發現氧化壓力與 Se、Pb、As、Cd、Zn、Mn、Ga、Mo、Sn、K 等金屬元素有關，細胞死亡率與懸浮微粒濃度及 V、Ni、Sn、Cu 等金屬元素有關，可見氧化壓力與煤灰燃燒及垃圾焚化的指標元素有關，細胞死亡率與懸浮微粒濃度及 V、Ni、Sn、Cu 等燃油的指標元素有關。

參考文獻

- [1] Zavala, J., Freedman, A. N., Szilagyi, J. T., Jaspers, I., Wambaugh, J. F., Higuchi, M., & Rager, J. E. 2020. New Approach Methods to Evaluate Health Risks of Air Pollutants: Critical Design Considerations for In Vitro Exposure Testing. International journal of environmental research and public health, 17(6), 2124.
- [2] <https://www.ols-bio.de/products/live-cell-analysis-system-xcelligence>.
- [3] U.S. EPA, Advancing the Next Generation of Chemical Evaluation. <https://www.epa.gov/chemical-research/toxicity-forecasting>.
- [4] [https://gaftp.epa.gov/COMPTOX/Staff/rjudson/publications/AR%20minimal%20assay%20paper/Endocrine Assay Documentation 2019-04-25.pdf](https://gaftp.epa.gov/COMPTOX/Staff/rjudson/publications/AR%20minimal%20assay%20paper/Endocrine%20Assay%20Documentation%202019-04-25.pdf)
- [5] Pan, T., Khare, S., Ackah, F., Huang, B., Zhang, W., Gabos, S., & Stampfl, M. 2013. In vitro cytotoxicity assessment based on KC_{50} with real-time cell analyzer (RTCA) assay. Computational biology and chemistry, 47, 113-120.
- [6] Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. 2020. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. Heliyon, 6(9), e04691.
- [7] Xu, H., Xu, X., Wang, H., Qimuge, A., Liu, S., Chen, Y. & Song, L. (2019). LKB1/p53/TIGAR/autophagy-dependent VEGF expression contributes to PM_{2.5}-induced pulmonary inflammatory responses. Scientific reports, 9(1), 1-11.
- [8] Houser, B. 2012. Bio-Rad's Bio-Plex® suspension array system, xMAP technology

overview. Archives of physiology and biochemistry, 118(4), 192-196.

[9] Kaiser, H.F. An index of factorial simplicity. 1974. Psychometrika 39, 31–36.

[10] 109 年度細懸浮微粒(PM_{2.5})化學成分監測及分析計畫。

<https://epq.epa.gov.tw/ashx/Download.ashx?PathKey=94dbd3fb-ee30-436d-b852-29d0ea4aca7d>

表 1 臺中細胞死亡率/質量濃質可見第 5 及第 6 階平均值高於第 4 階及第 1 至 3 階

臺中 標準化死亡率								
日期	3/22	3/24	3/26	9/7	9/8	9/9	9/10	階平均
1階	1.50	2.06	3.62	1.39	3.10	2.01	1.44	2.16
2階	1.69	1.49	3.01	1.25	3.83	1.70	1.52	2.07
3階	3.20	0.96	2.99	1.81	3.25	1.33	1.33	2.12
4階	4.30	1.52	3.20	2.70	3.17	0.96	1.17	2.43
5階	2.72	1.65	3.58	2.12	4.92	1.80	3.10	2.84
6階	2.63	2.17	3.16	2.08	4.95	2.41	2.06	2.78
日平均	2.67	1.64	3.26	1.89	3.87	1.70	1.77	

表 2 KMO 與 Bartlett 檢定

Kaiser-Meyer-Olkin 測量取樣適當性。	.817
Bartlett 的球形檢定 大約卡方	3063.086
df	465
顯著性	.000

表 3 Communalities

	起始	擷取
細胞死亡率	1.000	.740
氧化壓力	1.000	.688
C-PM 濃度	1.000	.871
Na	1.000	.809
Mg	1.000	.893
Al	1.000	.976
K	1.000	.930
Ca	1.000	.895
Ti	1.000	.962
V	1.000	.806
Cr	1.000	.899
Mn	1.000	.946
Fe	1.000	.987
Co	1.000	.930
Ni	1.000	.836
Cu	1.000	.782
Zn	1.000	.821
Ga	1.000	.905
As	1.000	.941
Se	1.000	.888
Rb	1.000	.973
Sr	1.000	.947
Zr	1.000	.884
Mo	1.000	.919
Cd	1.000	.867
Sn	1.000	.748
Ba	1.000	.891
La	1.000	.920
Ce	1.000	.922
Nd	1.000	.938
Pb	1.000	.946

擷取方法：主體元件分析。

表 4 說明的變異數總計

元件	起始特徵值			擷取平方和載入			循環平方和載入		
	總計	變異的 %	累加 %	總計	變異的 %	累加 %	總計	變異的 %	累加 %
1	19.503	62.914	62.914	19.503	62.914	62.914	15.115	48.759	48.759
2	5.798	18.704	81.618	5.798	18.704	81.618	7.519	24.253	73.012
3	2.159	6.965	88.583	2.159	6.965	88.583	4.827	15.571	88.583
4	.966	3.115	91.698						
5	.578	1.866	93.564						
6	.408	1.317	94.880						
7	.358	1.155	96.036						
8	.245	.789	96.825						
9	.208	.671	97.496						
10	.185	.597	98.093						
11	.140	.451	98.543						
12	.124	.399	98.943						
13	.098	.315	99.257						
...	...	...							
28	.001	.003	99.996						
29	.001	.003	99.998						
30	.000	.001	99.999						
31	.000	.001	100.000						

擷取方法：主體元件分析。

表 5 旋轉元件矩陣^a

	元件		
	1	2	3
Sr	.970	.078	-.023
Fe	.957	.261	.053
Ba	.941	.073	.031
Al	.939	.271	.143
Mg	.924	-.161	-.117
Ca	.904	.027	.276
Zr	.902	.264	-.017
Ti	.896	.320	.239
Nd	.889	.328	.201
La	.868	.355	.202
Ce	.851	.415	.162
Rb	.843	.488	.157
Cr	.836	.245	.374
Co	.831	.200	.447
Na	.804	-.320	-.246
K	.802	.521	.126
Ga	.727	.595	.152
Mo	.715	.523	.366
Cu	.706	-.020	.532
Se	.073	.938	-.055
Pb	.213	.887	.337
As	.261	.877	.322
Cd	-.004	.826	.430
Zn	.395	.793	.190
Mn	.674	.683	.161
氧化壓力	-.015	.655	.509
C-PM 濃度	.066	.122	.923
細胞死亡率	.015	.183	.840
V	.096	.464	.762
Ni	.349	.494	.685
Sn	.380	.521	.576

擷取方法：主體元件分析。

轉軸方法：具有 Kaiser 正規化的最大變異法。

a. 在 5 疊代中收斂循環。

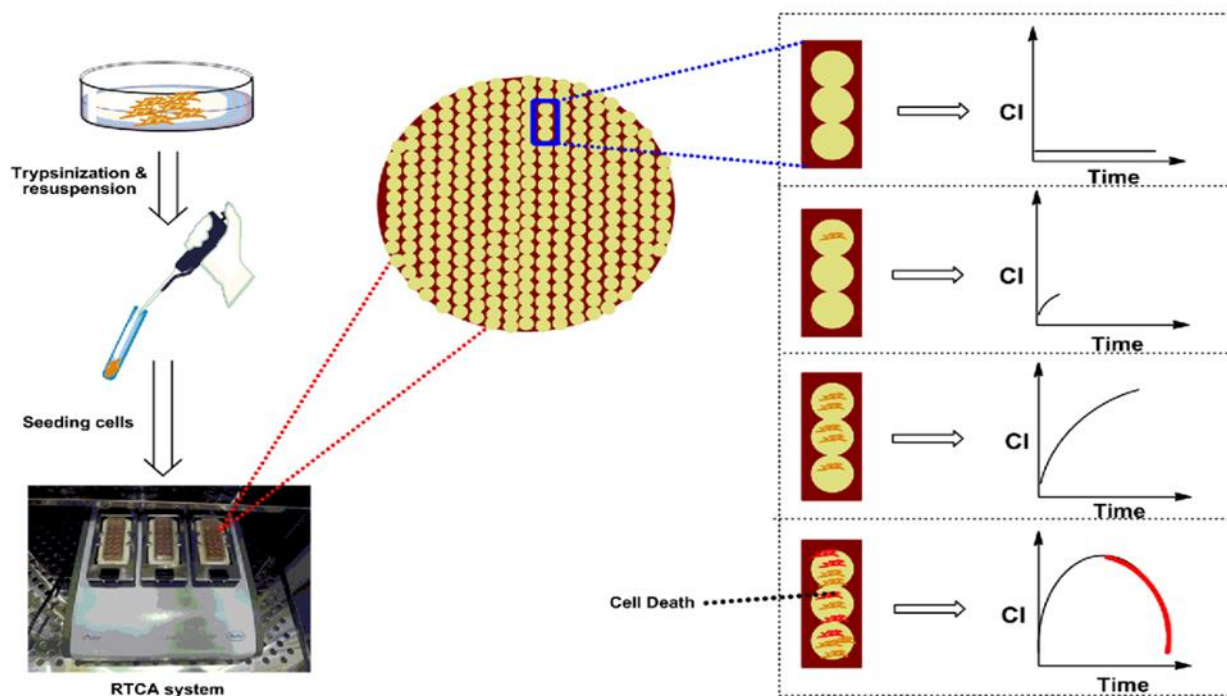


圖 1 全時細胞培養即時分析系統可持續紀錄細胞貼附後所產生之微量電阻變化

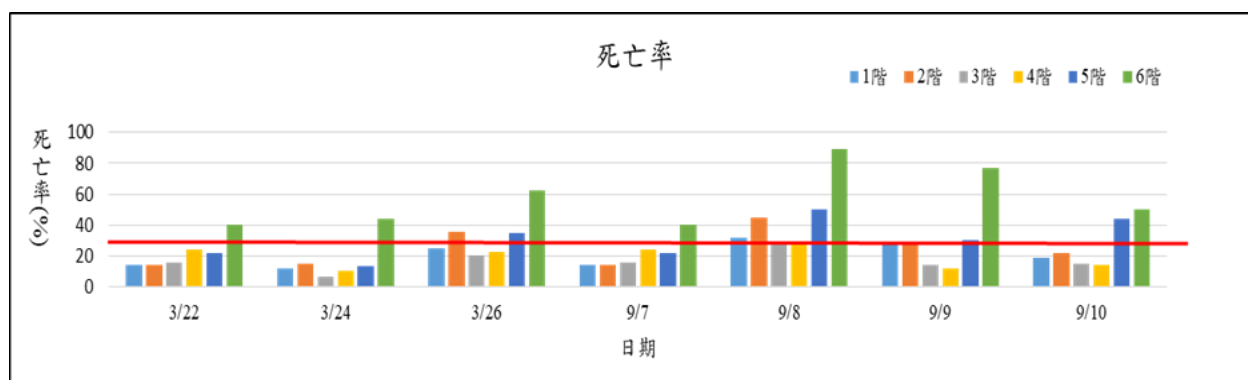


圖 2 PM_{<0.49} 之樣品細胞死亡率明顯

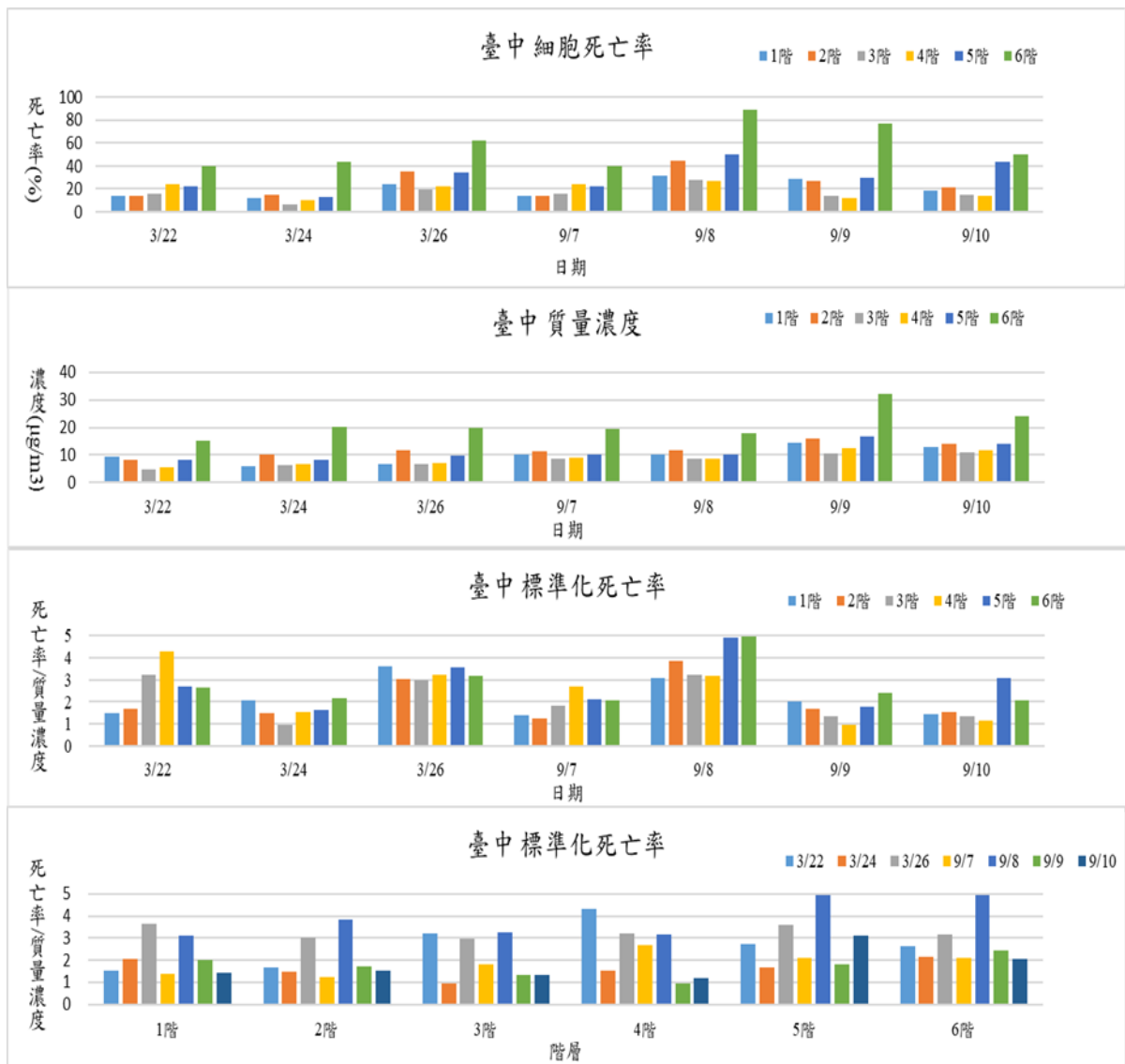


圖 3 以死亡率/質量濃度標準化各次的死亡率，可見 3/26 及 9/8 每階皆偏高，而以階層來看為第 5 及第 6 階明顯偏高於第 4 階，再高於 1 至 3 階

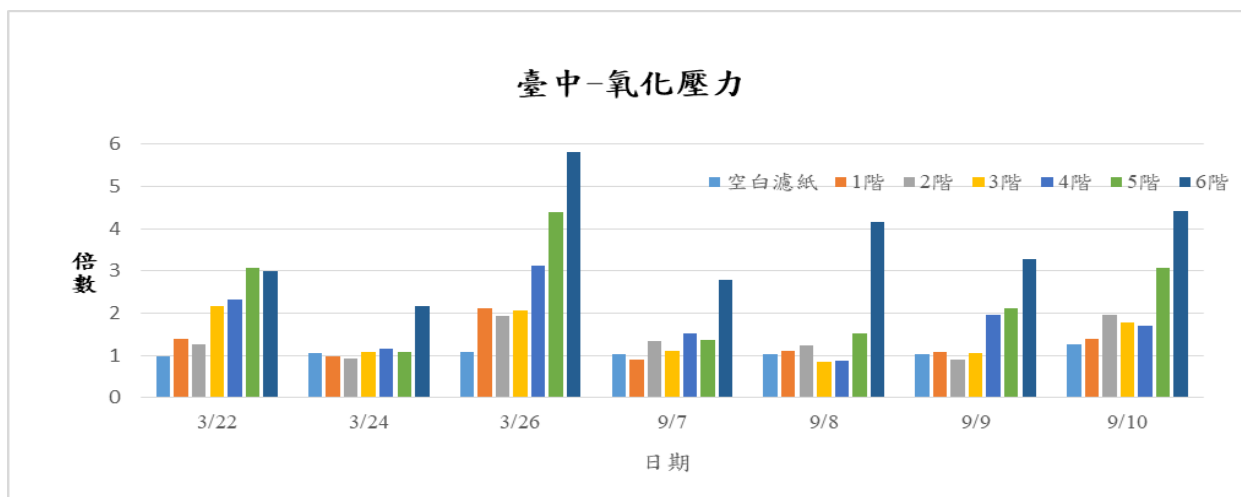


圖 4 細胞氧化壓力於第 5 及第 6 階較第 1 至 4 階較為明顯增加

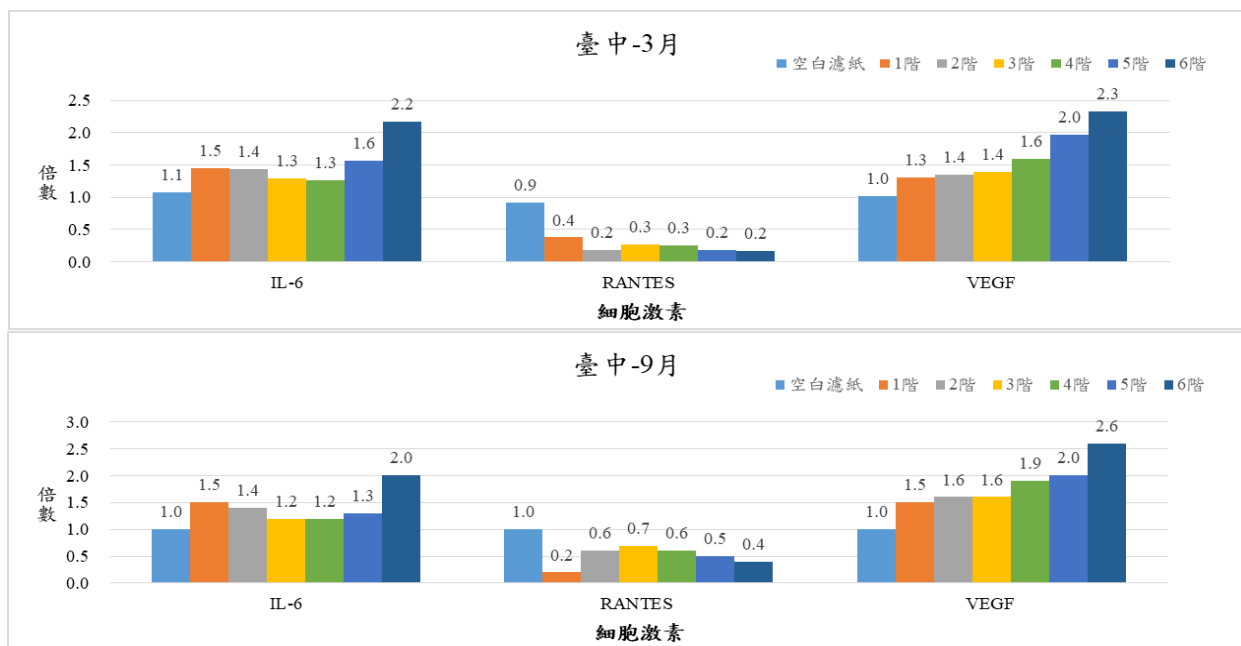


圖 5 $PM_{<0.49}$ 微粒樣品曝露於細胞 24 小時後，27 種激素中有 3 種激素明顯變化。其中 IL-6 及 VEGF 為明顯增加，而 RANTES 為降低

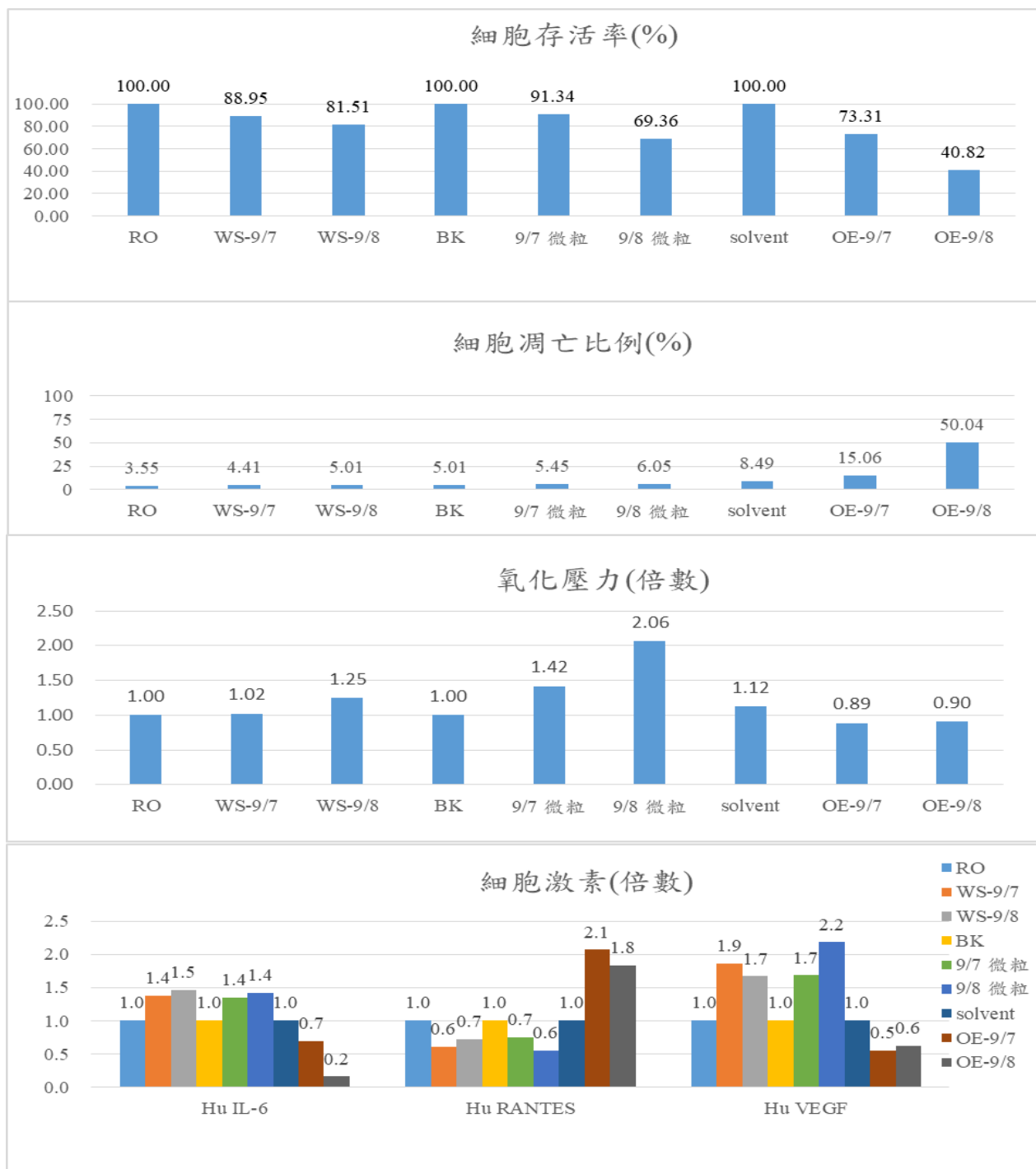


圖 6 OE 樣品造成明顯之細胞死亡及細胞凋亡等變化，且細胞激素變化與 WS 及 PM 樣品有顯著不同；WS 及 PM 則有相近之細胞存活率、氧化壓力及細胞激素變化

細懸浮微粒多物種採樣器採樣方法比較

環保署環境檢驗所

程惠生

摘要

空氣中 PM_{2.5} 化學物質組成解析一直是公部門、研究單位等探討熱門議題，美國儀器商 Met One Instruments 開發細懸浮微粒多通道採樣 (Speciation Air Sampler System, SASS) 宣稱收集環境空氣中 PM_{2.5} 微粒 (氣動粒徑小於或等於 2.5 微米 (μm) 之細懸浮微粒) 進行化學和重量分析，藉由不同分析儀器可得知硫酸鹽、硝酸鹽、有機碳、煤灰狀碳(Soot-like carbon)和金屬元素等組成及濃度。本研究將針對 SASS 裝置不同材質濾紙同時採集 PM_{2.5} 微粒進行個別樣品之質量濃度比較，以確認不同材質濾紙收集 PM_{2.5} 功能，實驗結果顯示除使用鐵氟龍 (Teflon) 濾紙進行採樣捕集 PM_{2.5} 微粒與標準方法比較差異性小，其餘濾紙 (石英濾紙、耐隆濾紙) 捕集 PM_{2.5} 質量穩定性不佳。另本技術內容亦探討該空氣採樣器系統之原理、操作程序步驟及後續應用等，可供使用 SASS 捕集 PM_{2.5} 之研究單位參考。

關鍵詞：細懸浮微粒、鐵氟龍濾紙、濾紙恆重

一、前言及研究目的

基本 SASS 最多可容納五個採樣罐，而 Super SASS 可容納八個採樣罐，最多四個一組分二組依序執行採樣。SASS 對 1 號罐至 3 號罐具有主動流量控制，4 罐和 5 罐使用臨界孔口進行流量設置。Super SASS 可以組合運行，每個採樣組都具有主動流量控制。在這兩個系統中，每個單獨的採樣罐都有自己的 PM_{2.5} 銳切截取旋風分離器入口、擴散採樣器之環組和串聯直徑 47mm FRM 濾紙支架。因此每個採樣罐都包含用於排除 2.5 μm 以上的顆粒、去除干擾氣體和收集周圍細顆粒的所有必要組件及零件。

每支採樣罐安裝在避風式輻射防護罩中，使採樣罐溫度保持接近環境溫度。入口距地面約 72 英寸 (約 180 公分)。採樣罐前端沒有傳輸線或增壓室以穩定採氣流量。樣品流速控制在流率 6.7 L/min 取決於過濾介質和擴散材料壓力，而臨界小孔通道流率設置為 6.9 L/min。

PM_{2.5} 的分離是由銳切旋風分離器 (SCC) 產生的，該旋風分離器以相同的效率去除固體和液體粗顆粒，而無需使用衝擊油脂或油。顆粒穿透 SCC 模擬美國環境保護署定義的 WINS 衝擊器的 PM_{2.5} 截取曲線。採樣罐內蜂巢式採樣器具有多細胞配置。它們長 25 mm，安裝在外徑為 47mm 的外殼中。其由鋁套、鋁質硝酸蜂巢式採樣器製成，具有 350 個平行的六邊形通道，並可塗氧化鎂以吸附氣態化合物，空套管可以替換用於沒有蜂巢式採樣器的情況下操作的採樣罐和通道。

樣品罐中使用的過濾器尺寸 (介質) 為 47 mm O.D.，每個濾罐可以串聯一個或兩個 47 mm 濾紙。用於每個盒式收集介質可以根據要執行分析類型的需要而變化。過濾器支架採用 FRM 設計，可與所有市售 FRM 採樣器互換互用。

太陽光和熱輻射屏蔽設計用於在接近環境溫度下保護樣品。採樣濾紙和環境溫度在整個採樣期間都被記錄下來。濾紙溫度是在 Super SASS 的每個濾罐的過濾介質下游立即測量到。

SASS 利用三個體積流率控制器來提供精確的流量控制。Super SASS 標配四個體積流率控制器。此外每條採樣管線都有一個逆止閥，可在不使用採樣管線時關閉流量，或用於執行動態現場測漏檢查。每個流道的體積流率測量是獨立進行的，即時顯示並以五分鐘的平均值記錄。流率錯誤訊息會在顯示屏和數據紀錄器中進行標記。體積流率由四個獨立的電子質量流率傳感器測量和記錄。質量流率傳感器與過濾器溫度和大氣壓力讀值一起被控制單元微處理器用來計算實際體積流率。這提供特定於站點的流率測量，因此無需在現場進行校正或以真實體積讀數報告數據。

所有日常維護都可以在現場完成。樣品罐被運送到實驗室進行檢查、清潔和更換樣品基板。與濾紙前的採樣氣流接觸的採樣器的每個元件，包括入口，都可以在每次更換樣品時進行清潔。這種方法減少典型的入口管線與壓力通風系統相關的污染問題。亦可避免在濾紙上游採用採樣管線和採樣器容易受到污染和不可靠的結果。

檢測技術簡述

SASS 採樣器環境空氣進入安裝在太陽輻射屏蔽內的每個選定的採樣罐。空氣動力學直徑大於 $2.5\mu\text{m}$ 的顆粒通過安裝在每個罐上的氣旋入口被去除。剩餘的 $\text{PM}_{2.5}$ 顆粒被收集在每個濾罐內安裝的過濾介質上。濾罐可在濾紙前配備蜂巢擴散剝除器，以去除選定的氣態化合物。

SASS 設計有單獨的銳利切割旋風入口。這種方法最大限度地減少污染機會，並顯著減少設備所需的現場維護。

表、Super SASS 環境化學物種氣膠採樣器規範

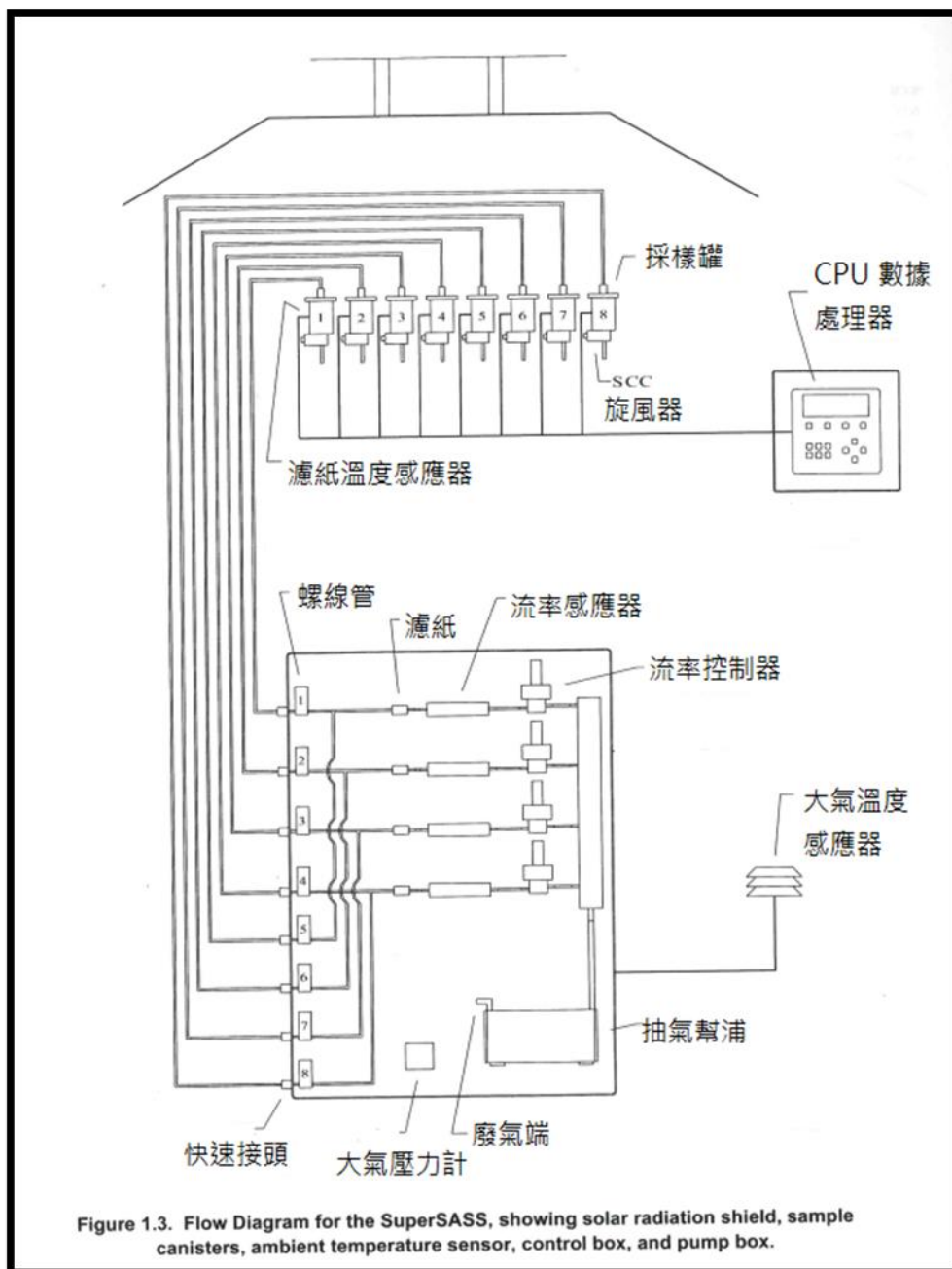
分析物	$\text{PM}_{2.5}$ 質量和微量金屬 $\text{PM}_{2.5}$ 有機碳和元素碳 $\text{PM}_{2.5}$ 硫酸鹽、硝酸鹽等離子 $\text{PM}_{2.5}$ 元素
採樣罐數量	Super SASS = 最多八個
採樣流率	每個罐 6.7 升/分鐘 $\pm 2\%$ (主動流量控制通道) 每個罐 6.9 升/分鐘 (臨界孔道)

進氣口	銳切割旋風分離器 (SCC) (D ₅₀ 2.5µm AED) 可從罐上拆卸
蜂巢擴散器 (Denuder)	多孔型、氧化鎂、碳酸鈉、檸檬酸（視需要）
濾紙尺寸	47 mm OD 典型 FRM 濾紙
每罐之濾紙數	一張或兩張串聯
記錄參數	環境溫度，°C（-30 至 50） 濾紙溫度，°C（-30 至 50） 樣品開始日期和時間， 採樣停止日期和時間 採樣器狀態、標誌 體積流量 (L/m) 和體積 (m³/hr)
記錄時距	5 分鐘平均值
支撐架	三腳架帶安裝支腳和桅杆。
太陽輻射	盾狀，20" 直徑。x 12"H，風吸氣

控制箱	NEMA 環境外殼 14 英寸長 x 14 英寸寬 x 19.5 英寸高，包括底座。
抽氣泵	二頭隔膜真空，110/60AC
電力	110AC/60 Hz 輸入到泵系統和風扇 12 VDC
環境溫度	(-30°C 到 50°C) 自然吸氣輻射狀屏蔽內之熱電偶
濾紙溫度	(-30°C 到 50°C) 每個罐入口處熱電偶

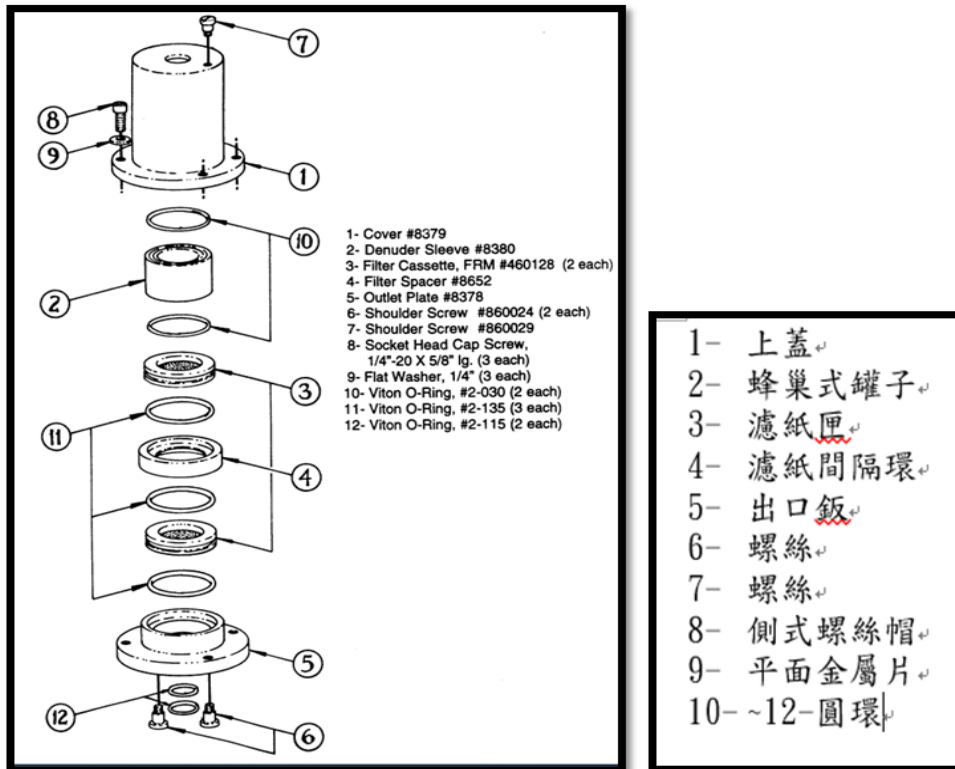
Super SASS 流率系統如下圖所示。單獨的流線從每個採樣罐通過支撐桿通向安裝在地面上的盒子。來自前 3 或 4 個罐中的每一個罐的流量進入體積流率控制器。每個採樣罐泵箱側面的逆止閥配件可用於關閉不使用的樣品管線。一組 8 個電磁閥用於選擇每個測試序列期間使用的採樣罐，每個孔口或真空管線流控制器，導致電子質量流量監視器。然後將這些線路連接到一般分歧管，來自分歧管的真空管線通向安裝在風扇旁的泵通風箱。

電子質量流率傳感器測量樣品流速，處理器使用過濾器溫度和氣壓讀數來計算和控制現場條件下的實際體積流率。這些體積流率立即顯示在 LCD 顯示屏上，並以五分鐘平均值記錄在處理器數據紀錄器中。另外可以使用外部 NIST 可追溯設備在採樣事件之前和採樣事件時在罐式旋風分離器入口處手動查核採樣流速。注意：建議使用低壓力氣泡計、無摩擦活塞式或文氏管之校正設備。



採樣器（SASS）採樣罐

採樣器之採樣罐如下圖所示。它包含以下組件：



- 以 6.7 L/min 的銳切旋風分離器去除空氣動力微粒直徑大於 2.5 μm 的顆粒。
- 去除硝酸或其他干擾氣體的蜂巢式擴散採樣器 (Denuder)，或空罐擴散採樣器。
- 用於顆粒捕獲的 47 mm 前置濾紙。
- 47 mm 串聯或底層過濾器，如有需要。
- 蓋以固定和保護組件。

當不需要擴散採樣器時，使用空的蜂巢式擴散採樣器。如果僅使用一個過濾器，則將其放置在前過濾器位置，第二個濾紙支架為空。裝配細節及相關零組件見下圖。



Figure 1.4 Photograph of the disassembled SASS Canister, showing the SCC Inlet, the MgO denuder, the front and back filters and the protective canister.

銳孔擷取旋風分離器 Sharp Cut Cyclone (SCC)進氣口：

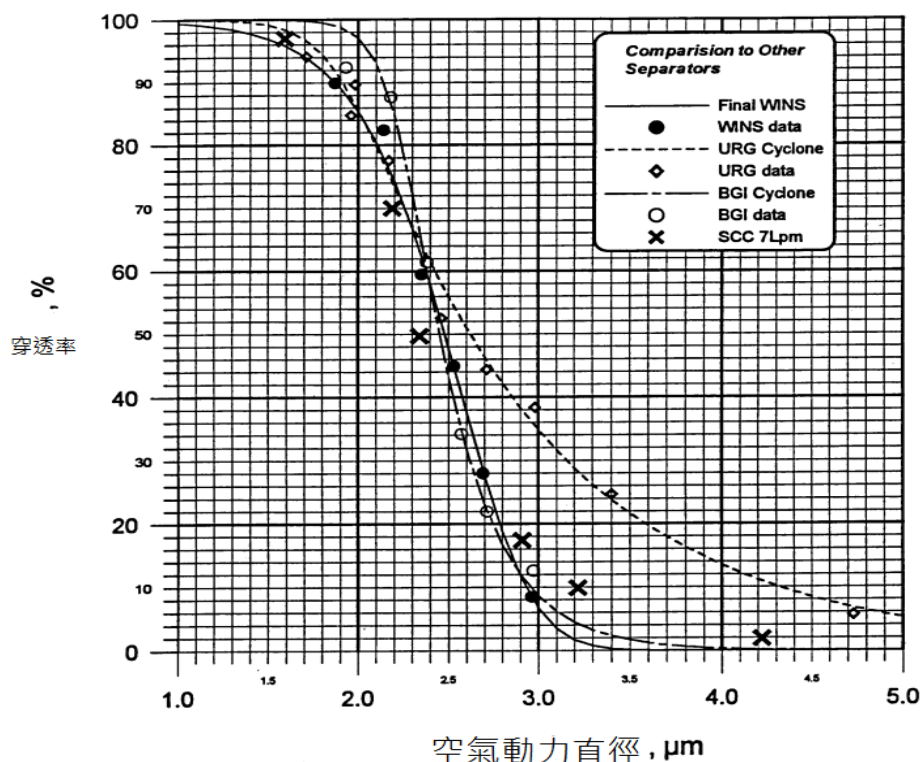
簡述和性能

SASS 進氣口根據 EPA 的 $PM_{2.5}$ 標準有選擇地傳輸空氣中的顆粒。離開入口管後（如下圖），氣溶膠微粒在旋風分離器的主體內進行旋風運動，較大的顆粒由於它們對外壁的慣性而被輸送到杯底。這種計算模式的旋風器獨特設計產生了所需採樣效率。旋風分離器主體的曲率導致顆粒慣性地向外壁移動並遷移到後續處理的收集或沉積至抓握杯中。由於漂移速度與沿線通道的速度相較比較小，因此顆粒的沉積相對溫和且呈切入角，這導致觀察到的顆粒彈跳不明顯甚至可忽略，即使沒有以潤滑劑潤滑表面。另外分離及集塵杯應定期清潔以避免樣品交叉污染。



圖、 $PM_{2.5}$ 切割點的 Sharp cut 氣旋入口視意圖。採樣罐在罐裝配置中顯示為倒置

再由 Sharp cut 旋風分離器（直徑 2.141mm）的穿透曲線與美國 EPA WINS Impactor（Well Impactor Ninety-Six, WINS Impactor）曲線對 PM_{2.5} 的比較。可知對於 PM_{2.5} 分徑得到不錯效率，詳如下圖。



多細胞蜂巢採樣器（Multicell Denuder）

蜂巢採樣器由管子或環形形狀組成，可捕獲反應性氣體，同時允許顆粒穿透。氣體具有很大的擴散係數，它們會隨機運動使其與蜂巢採樣器內壁接觸。通過適當的塗層或選擇蜂巢採樣器之材質，半揮發性蒸氣被蜂巢採樣器壁捕獲。相比之下，顆粒沿著氣流流線，在不接觸的情況下穿過蜂巢採樣器內壁。顆粒穿透蜂巢採樣器並被放置在蜂巢採樣器下游端的過濾濾紙捕獲。選擇適宜過濾介質，以便收集與吸收到從顆粒的任何後續揮發出之蒸汽。

SASS 蜂巢採樣器是一種鋁製六邊形似細胞之材料，可塗有氧化鎂（MgO）。大約有 350 個六邊形通道，每個通道的直徑約為 1.6 毫米(mm)。蜂巢採樣器長度約 25mm。基於 Gormely-Kennedy 關係式計算表示，沉積氣體收集效率為 100%，當直徑大於 0.08 μm 的顆粒穿透率為 99%至 100%。

使用上述空氣動力學粒度儀在實驗室中測量通過蜂巢採樣器的顆粒穿透率。這些測試針對尺寸範圍為 0.5 μm 至 1.5 μm 的液體和固體顆粒進行。首先使用已過濾之空氣進行測試證實，蜂巢採樣器中沒有顆粒脫落。其次，測試確認在測試的尺寸範圍內液體和固體顆粒均 100 %穿透。

SASS 蜂巢採樣器的硝酸收集效率在實驗室中使用經純化（無氮）實驗室空氣稀釋的滲透管源和催化劑進行測量，再配備化學發光氮氧化物分析儀檢測器。在設定流速為 6 L/min 時測得硝酸效率為 95%。Denuder 性能結果總結在下表中。

表、SASS 採樣器 Denuder 性能測試結果

Denuder	測試因子	測試	結果
多細胞單元鋁，塗有 MgO ， 長度：25 mm ， 通道數：約 350	液體顆粒穿透	直徑範圍從 0.5 μm 到 1.5 μm 的油酸顆粒的滲透	100% 穿透所有粒徑之微粒
	固體顆粒穿透	固體粒子直徑在範圍從 0.5 μm 到 1.5 μm	100% 穿透所有粒徑之微粒
	硝酸的收集效率	濃度為 50 ppb~100 ppb 的硝酸穿透通過 Denuder	95-99% 收集效率

濾紙材質及偵測極限

需要多種材質的濾紙介質來分析環境顆粒的不同化學成分。濾紙介質必須適合要進行的分析類型。例如，Teflon 濾紙用於重量質量和微量金屬測定。石英濾紙用於分析總有機碳，因為與其他過濾介質不同，它們含有非常少量的碳。

下表列出了以 6 L/min 的標準 SASS 流速在 47 mm 濾紙承接器上收集的 24 小時樣品的檢測極限。數值基於分析檢測極限和濾紙空白之變異性，詳如 Chow 和 Watson 研究報告。

部分分析樣品，例如離子層析儀，涉及濾紙介質的萃取。然而，其他分析如 X 射線螢光直接分析濾紙而無需萃取。這些分析需要均勻的濾紙殘留物（濾紙空白數值宜穩定）。同樣，有機碳和元素碳的分析通常使用一小部分或從過濾器上打孔來完成。同樣，過濾器沉積物必須均勻。

SASS 採樣器目的在提供均勻的濾紙沉積物。SASS 過濾器支撐篩網的製造規格與聯邦參考方法 PM_{2.5} 採樣器的規格相同。FRM 篩網專門設計用於避免使用粗支撐篩網時 Teflon 濾紙上可能出現的網格不均勻之型態。

表. 空氣中細懸浮微粒分析偵測極限 with the SASS

Species	Analytical Method	Method Detection Limit ¹	SASS Detection Limit ² ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Mass	Gravimetry	15 $\mu\text{g}/\text{filter}$	1.7
Chloride	Ion chromatography	0.05 $\mu\text{g}/\text{mL}$	0.06
Nitrate	"	0.05 $\mu\text{g}/\text{mL}$	0.06
Sulfate	"	0.05 $\mu\text{g}/\text{mL}$	0.06
Ammonium ion	Auto. Colorimetry	0.05 $\mu\text{g}/\text{mL}$	0.06
Soluble potassium	Atomic Adsorption	0.07 $\mu\text{g}/\text{mL}$	0.08
Organic carbon	Thermal Optical Anal.	0.82 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	1.07
Elemental carbon	"	0.19 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.25
Al	X-ray fluorescence	0.0025 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0033
Si	"	0.0014 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0018
P	"	0.0014 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0018
Cl	"	0.0012 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0016
K	"	0.0026 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0034
Ca	"	0.0015 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0020
Ti	"	0.0011 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0014
V	"	0.00073 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00096
Cr	"	0.00048 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00063
Mn	"	0.0004 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00053
Fe	"	0.00038 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00050
Co	"	0.00022 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00029
Ni	"	0.00022 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00029
Cu	"	0.00027 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00035
Zn	"	0.00027 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00035
Ga	"	0.00048 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00063
As	"	0.00039 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00051
Se	"	0.00031 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00041
Br	"	0.00025 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00033
Rb	"	0.00024 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00032
Sr	"	0.00028 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00037
Y	"	0.00033 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00043
Zr	"	0.00042 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00055
Mo	"	0.00067 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00088
Ag	"	0.003 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0039
Cd	"	0.003 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0039
In	"	0.0034 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0045
Sn	"	0.0044 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0058
Sb	"	0.0045 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.0059
Ba	"	0.013 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.017
Hg	"	0.00065 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00085
Pb	"	0.00076 $\mu\text{g}/\text{cm}^2$	0.00100

¹ from Chow and Watson (1998)² Assumes 24 hour collection at 6L/min with deposit diameter of 38 mm (11.4 cm^2) or extraction of entire filter in a volume of 10 mL

採樣器配置選項簡介

SASS 的設計非常靈活。任何罐都可以配置一個濾紙或兩個濾紙或一個蜂巢採樣器和一個濾紙或一個蜂巢採樣器和兩個過濾器。蜂巢採樣器的類型和過濾介質可以滿足採樣程序的需要和實驗設計。通過這種方式，它可以適應新蜂巢採樣器採樣方法的建立。

對於非揮發性顆粒成分的採樣，不需要蜂巢採樣器。通過選擇適合要進行的分析的過濾介質，可以很容易地收集非揮發性成分，該過濾介質不會吸附可能干擾測量的氣態物質。對於非揮發性無機物質，通常使用 Teflon 和石英濾紙。

半揮發性成分使用蜂巢採樣器濾紙吸附收集之。這是因為在採樣過程中由於濾紙材質的蒸發會損失更

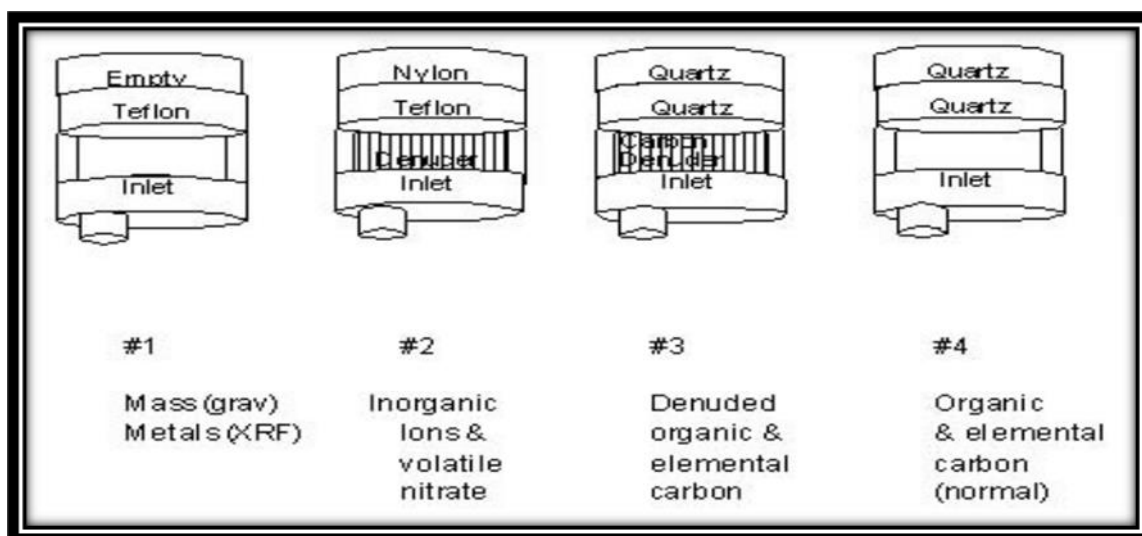
多的揮發性顆粒成分。Denuder 過濾系統使用去除半揮發性蒸氣的機制，再以濾紙吸附以保留顆粒和蒸氣化合物。

傳統上，蜂巢採樣器濾紙法用於測量顆粒硝酸鹽。一種方法是將空氣樣品通過塗有 MgO 的蜂巢採樣器，然後通過尼龍濾紙。MgO 塗層蜂巢採樣器去除可能聚集在尼龍濾紙上的氣相硝酸和其他氣態含氮物質。顆粒通過蜂巢採樣器並被尼龍濾紙收集。尼龍濾紙吸附硝酸顆粒蒸發形成的硝酸，因此尼龍濾紙能夠截留硝酸顆粒而不會造成蒸發損失。也可以在硝酸蜂巢採樣器後面使用串聯的鐵氟龍和尼龍濾紙，在同一採樣罐中提供無機離子和硝酸鹽之補集。但是，如果在採樣結束後無法快速取回樣品，則最好在蜂巢採樣器下游使用單獨的尼龍濾紙，因為在採樣結束後可能會從 Teflon 濾紙中揮發損失。（請注意，底層之尼龍濾紙將捕獲採樣過程中損失的硝酸鹽，但一旦採樣停止，進一步揮發將導致硝酸鹽損失到採樣器內壁）

對於某些成分，例如總有機碳，尚無公認的準確採樣方法。大氣中的有機化合物包括氣態有機化合物，所使用的石英纖維濾紙容易吸附總碳以利續分析。顆粒相尚包括半揮發性化合物，這些化合物在採樣過程中因濾紙蒸發而損失。這兩個似偽（Artifacts）的樣品含量多寡似乎是可變的。正似偽濃度值的修正是通過用兩個串聯的石英過濾器採樣，或通過在 Teflon 濾紙後面使用石英濾紙進行採樣來完成的。該底層（Backup）濾紙用於修正前置石英濾紙上的氣態有機化合物的吸附。然而，有些人認為採樣過程中有機化合物的揮發是更大的誤差來源。有機碳的蜂巢採樣器濾紙法，類似於上述硝酸鹽的方法，是當前的研究領域。

SASS 配備了一種蜂巢類型的採樣器，即塗有 MgO 的鋁質。大多數應用程序的 SASS 配置，有兩個 Teflon 濾紙，一個用於質量和金屬分析，另一個用於無機離子分析。第三部分是無氧化鎂

（MgO-denuded）的尼龍濾紙，用於細顆粒硝酸鹽之採樣，第四部份是雙石英，用於有機和元素碳分析。另一配置亦如下圖所示。顯示了用於分析質量和金屬的 Teflon 濾紙、用於分析離子和揮發性硝酸鹽的 Teflon 及尼龍濾紙、用於分析有機碳和元素碳的雙層石英濾紙，以及用於吸附修正有機碳之雙層石英濾紙。另外亦有 SASS 罐的替代配置，使用活性炭蜂巢採樣器去除似偽（Artifacts）物質之干擾，以檢測顆粒中有機碳。總結上述，SASS 採樣罐之配置須依據檢測目的及欲分析目標規劃設計。



二、研究方法

1. 於本所實驗室同時布置 Super SASS 與手動 PM_{2.5} 採樣器，平行比對共 8 個樣品，依據標準方法（空氣中懸浮微粒（PM_{2.5}）檢測方法—手動採樣法, NIEA A205）進行濾紙調理及後續稱重。
2. 於本所大樓外側戶外同時布置 Super SASS 與手動 PM_{2.5} 採樣器，平行比對共 3 個樣品，依據標準方法（空氣中懸浮微粒（PM_{2.5}）檢測方法—手動採樣法, NIEA A205）進行濾紙調理及後續稱重，重複調理及精稱至前後兩次重量值相差小於等於 5 μ g 視為恆重，濾紙前後兩次秤重前之調理時間至少 12 小時。
3. 於環保署新北市菜寮監測站同時布置 Super SASS 與自動 PM_{2.5} 採樣器，平行比對共 3 個樣品，樣品濾紙依據標準方法（空氣中懸浮微粒（PM_{2.5}）檢測方法—手動採樣法, NIEA A205）進行濾紙調理及後續稱重，再比較兩者間質量濃度之差異。

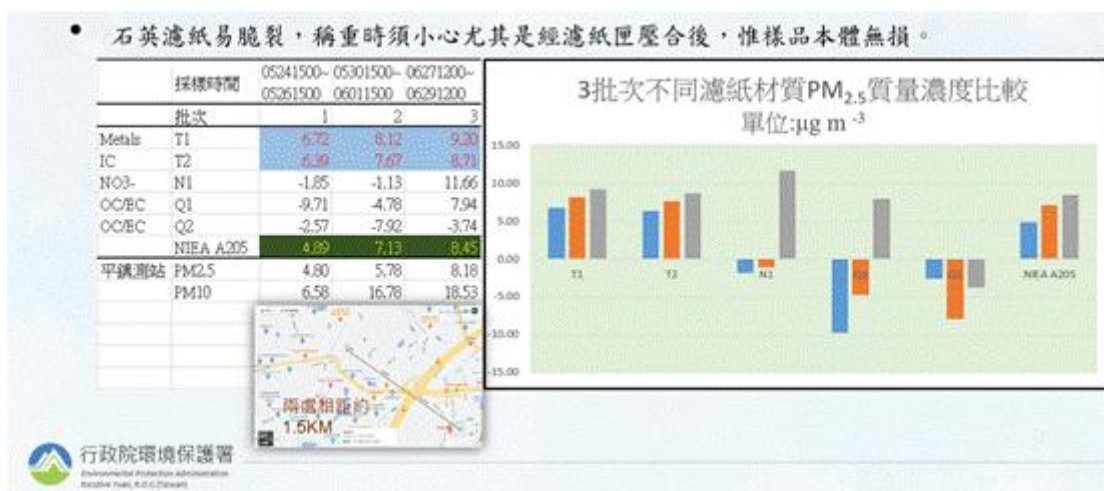
三、結果與討論

1. 於本所實驗室同時布置 Super SASS 與手動 PM_{2.5} 採樣器，平行比對共 8 個樣品，依據標準方法進行濾紙調理及後續稱重，結果詳如圖 1，採樣器之間各樣品質量濃度比對差異性小（13.1 μ g/m³~13.9 μ g/m³）顯示樣品採樣重複性具可信任。Super SASS 與手動 PM_{2.5} 採樣器比較各樣品質量濃度其差異不大（0.6 μ g/m³~1.4 μ g/m³）。



圖 1. 實驗室 Super SASS 與手動 PM_{2.5} 採樣器平行比對結果

2. 於本所大樓外側戶外草地布置 Super SASS 與手動 PM_{2.5} 採樣器，平行比對共 3 個樣品，依據標準方法進行濾紙調理及後續稱重，結果詳如圖 2。採樣器內 4 個採樣罐同時放置不同材質濾紙進行採樣，分別為鐵氟龍濾紙、石英濾紙、耐隆（Nylon）濾紙，鐵氟龍濾紙各樣品與手動 PM_{2.5} 採樣器比較質量濃度其差異不大（0.26 μ g/m³~1.83 μ g/m³）準確性可被接受。

圖 2. 本所大樓室外 Super SASS 與手動 PM_{2.5} 採樣器平行比對結果

3. 採樣器內 4 個採樣罐同時放置不同材質濾紙進行採樣，分別為鐵氟龍濾紙、石英濾紙、耐隆濾紙，其中石英濾紙、耐隆濾紙調理之樣品無法達到恆重，圖 3.顯示無塵室內濾紙秤重數據不穩定。

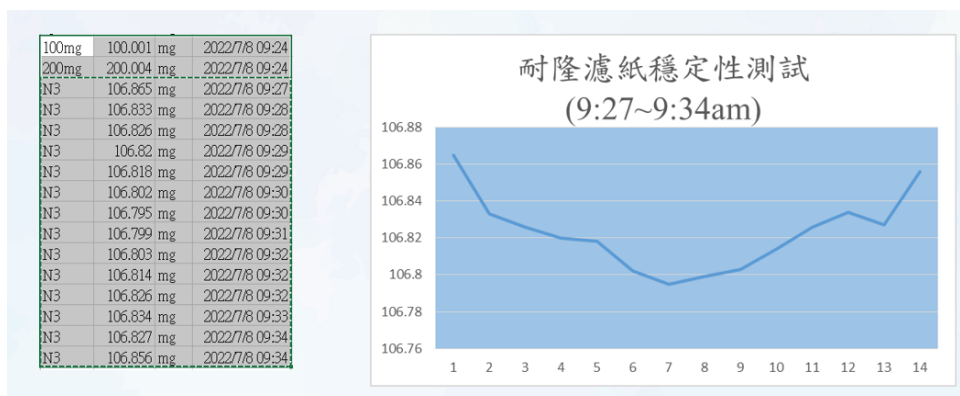


圖 3. 耐隆濾紙調理期間時序變化

4. 於環保署新北市菜寮監測站同時布置 Super SASS 與自動 PM_{2.5} 採樣器，平行比對共 3 個樣品，其樣品質量濃度與自動監測儀器數據比較，其差異不大 ($-0.13 \mu\text{g}/\text{m}^3 \sim 1.17 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 準確性可被接受，結果詳如圖 4.。

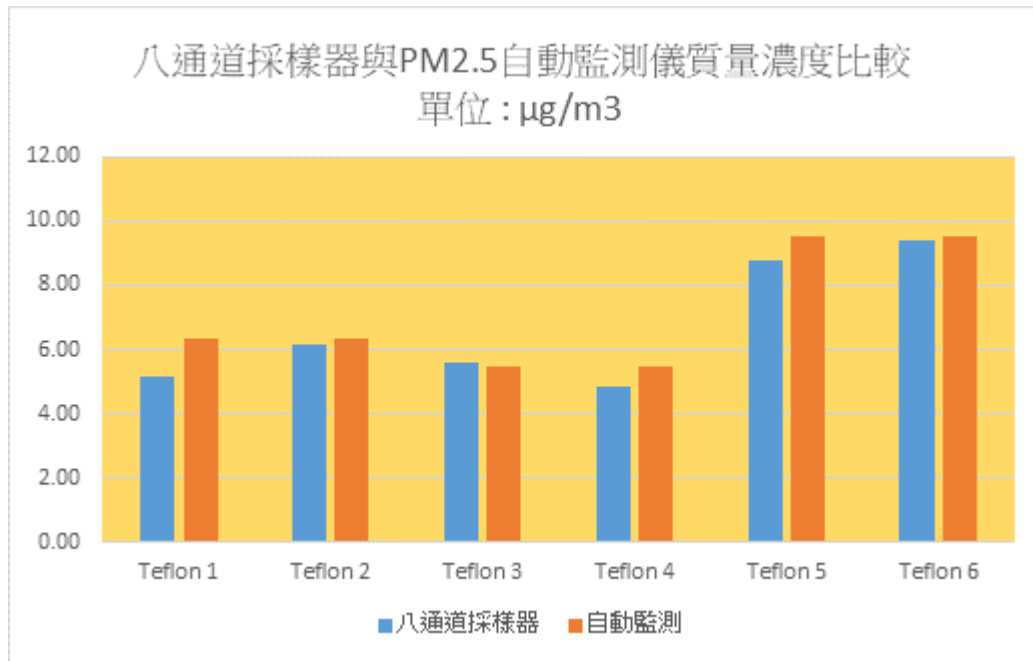


圖 4. 環保署空氣品質萊寮測站 Super SASS 與自動 PM_{2.5} 採樣器平行比對結果

四、結論

1. 於實驗室及戶外進行 Super SASS 與手動或自動 PM_{2.5} 採樣器平行比對結果其差異性極微，可視各 PM_{2.5} 樣品平行比對結果具可信。
2. 採集空氣中 PM_{2.5} 如使用石英濾紙、耐隆（Nylon）濾紙，宜注意濾紙調理時所捕集 PM_{2.5} 穩定性之確認。

參考文獻

- [1] MODEL SASS & Super SASS PM_{2.5} AMBIENT CHEMICAL SPECIATION SAMPLERS, FIELD OPERATION MANUAL, 2001.
- [2] Katrine A. Gorham , Sean M. Raffuse , Nicole P. Hyslop , Warren H. White, Comparison of recent speciated PM_{2.5} data from collocated CSN and IMPROVE measurements, Atmospheric Environment, 2021.

廢輪胎橡膠瀝青混凝土製程節能減排實際運用於工廠實證及工地試鋪

邱垂德¹ 許承煜² 黃俊源³ 簡卓雄⁴

¹台灣輪胎循環經濟協進會秘書長

²為愷股份有限公司總經理

³建道瀝青股份有限公司總經理

⁴茂盛營造股份有限公司董事長

EPA-111-XB10

摘要

本研究以降低廢輪胎橡膠瀝青路面施工溫度至少20°C為目標，以文獻探究聚焦、實驗室試拌評估、拌合廠試拌評估、實際路面試鋪、及綜合整理分析，導入適用於國內熱拌廠的溫拌技術，並經調校後應用在橡膠瀝青混凝土之拌製，預計將橡膠瀝青混凝土運至工地鋪築的溫度從150°C降至130°C以下，並經實驗室與實際路面試鋪驗證，以期能達到橡膠瀝青製程節能減排之效益。在實驗室評估的結果顯示，與一般瀝青相比，橡膠瀝青加水發泡的膨脹比較低且半縮期較短；橡膠瀝青越級配混合料採用機械加水發泡拌合時，不要求高膨脹比及長半縮期，膨脹比6倍、半縮期3秒可在135°C順利拌合裹覆均勻；後續在125°C測得壓實比為1.20，判定為可以順利壓實，據此，選定橡膠瀝青混凝土的拌合溫度為135°C，滾壓溫度為125°C。在工廠試拌部份，驗證以現行專用拌合機產製的橡膠瀝青，經泵送至熱拌廠計量籃計量後，再經加裝的機械發泡管加2.5%水發泡後噴入拌合機內，可以順利產製溫拌橡膠瀝青混凝土，將製程溫度降低25°C。在實際路面試鋪方面，以選定的製程溫度在工廠試拌及工地試鋪的監測數據顯示，溫拌瀝青鋪面的壓實度符合現行規範的要求，平坦度則因施工鋪築較仔細而高於一般水準。

關鍵詞：廢輪胎、橡膠瀝青、溫拌瀝青、節能減排

一、前言及研究目的

環保署自民國101年重啟廢輪胎鋪路計畫[1]，歷經與廢輪胎處理和瀝青拌合兩大產業的溝通，確認業者具有廢輪胎磨粉及橡膠瀝青拌製之能力，也有足夠的投資誘因，並透過環保署與交通部之間的「部會溝通」，確保公路單位採用此類鋪面的數量；近幾年來已陸續完成省道、快速道路、及國道高速公路的廢輪胎橡膠瀝青路面試鋪的工作，也在民國106年發布施工綱要規範，初步驗證國外先進國家採行的廢輪胎磨粉後鋪路的高值化物質再利用方式，以廢輪胎橡膠瀝青鋪築的路面不僅耐久性佳、具有較好的抗變形及抗龜裂能力，且有降噪和抗滑的附加效果，是工程與環保雙贏的首選[2]。

以橡膠瀝青拌製的混合料施工溫度較高，路面工程界一直對高溫鋪築滾壓使施工人員受到較多瀝青煙害有疑慮；歐美各國面對熱拌瀝青的耗能高污染及高溫產生瀝青煙害的議題，近年來有溫拌技術之應用，但在橡膠瀝青的應用實做則尚不普遍；加州的溫拌橡膠瀝青研究，對包括溫拌摻料及直接加水發泡等多種溫拌技術與橡膠瀝青的實際拌製及鋪築滾壓現場觀察，發現大部份溫拌技術都有降溫的效果，較多瀝青煙及臭味問題不再，甚至比傳統熱拌瀝青有較好的工作性，運輸時間拉長運至遠處工地仍能順利施工壓實，該研究後續幾年的成效追蹤也證實了溫拌橡膠瀝青的成效等同或優於傳統瀝青[3]。

本研究嘗試引進適用於國內熱拌廠的溫拌技術，並經調校後應用在橡膠瀝青混凝土之拌製，將橡膠瀝青混凝土運至工地鋪築的溫度從150°C降至130°C以下，並經實驗室與實際路面試鋪驗證，預計達到以下四項目標：

1. 文獻整理搭配分析國內狀況，提出國內適用的溫拌瀝青技術；
2. 求得實驗室攪製溫拌橡膠瀝青混凝土的特性；
3. 獲取工廠拌製溫拌橡膠瀝青混凝土製程經驗；
4. 降低橡膠瀝青混凝土施工溫度至少20°C達到節能減排之效益。

以上目標之達成，將可為國內路面工程界引進溫拌技術之參照，在不降低鋪築路面品質的前題

下，順利將橡膠瀝青混凝土之拌合溫度降低至少 20°C ，則能大量降低製程中的能耗和污染排放量，也減少施工過程出現的瀝青煙而保護人員健康，促成路面工程市場擴大採用提高廢輪胎物質再利用的產值。

二、研究方法

本研究之方法流程如圖1所示，彙整圖中重點工作有文獻探究聚焦、實驗室試拌評估、拌合廠試拌評估、實際路面試鋪評估、及綜合整理分析，共五項主要工作重點分述如下：

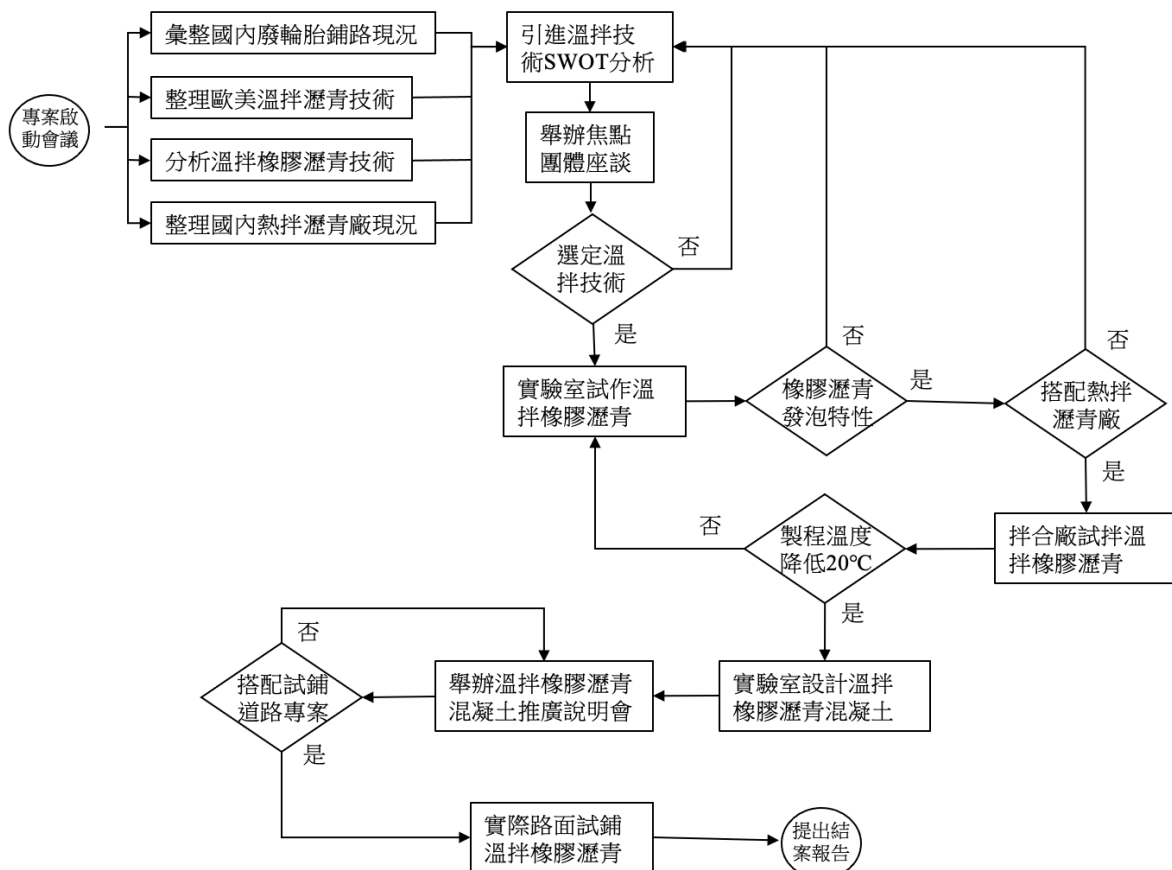


圖1. 廢輪胎橡膠瀝青混凝土製程節能減排之工廠實證及工地試鋪計畫之執行流程

1. 文獻探究聚焦：由本團隊廣泛對歐美相關文獻及國內狀況綜合整理，再以焦點團體(Focus Group)座談法，邀請國內產、官、學、研各界對瀝青路面工程有影響之專業人士，共同對引進溫拌技術在廢輪胎橡膠瀝青混凝土進行腦力激盪，也發揮凝聚共識推動廢輪胎鋪路之功效。
2. 實驗室試拌評估：以實驗室瀝青發泡設備進行本土橡膠瀝青發泡特性之檢測，主要是以溫度、水量、及壓力調控影響裹覆粒料能力的膨脹倍數及半縮期兩項參數；在實驗室拌製傳統橡膠瀝青及機械發泡溫拌橡膠瀝青二種混合料，依據美國路面工程研究報告建議的方法，用裹覆率和壓實性選定製程溫度；再對本土產製的溫拌橡膠瀝青混凝土進行抗水侵害與抗車轍能力評估。
3. 拌合廠試拌評估：本團隊引進機械發泡設備，將熱拌廠計量籃計量後的熱瀝青送至新裝設的發泡管系統，接觸加壓水後發泡再噴入拌合機內，搭配實驗室選定的製程溫度，控制新粒料

的加熱溫度，進行廠內溫拌橡膠瀝青之試拌評估。

4. 實際路面試鋪評估：本團隊以環保署的「延續輪胎生命，守護道路安全」願景，獲台北市政府工務局新建工程處支持，組成專案小組執行，歷經觀摩熱拌廠之橡膠瀝青製程與配比設計調校、參與廠商試拌試鋪確認生產程序、溫度控制、與鋪築原則後，再經提報試拌試鋪檢測數據確立正式鋪築之品質管理和成效檢測工作，才在試拌路段正式鋪築溫拌橡膠瀝青路面。
5. 綜合整理分析：前期的綜合整理分析工作主要是國內引進溫拌技術的 SWOT 分析，以選定適用的溫拌技術；中期的綜合分析則落在溫拌橡膠瀝青混合料的設計，包括規劃的製程溫度控制等；後期的綜合分析則主要是針對實驗室及工地試拌試鋪的觀測數據與成果，進行經驗教訓留存與預估效益分析。

三、結果與討論

1. 溫拌橡膠瀝青技術以引進瀝青發泡管(機械發泡)為主，輔以可直接噴入拌合機的化學摻料

在熱拌廠瀝青計量籃後加裝瀝青發泡管，橡膠瀝青拌合機拌製的橡膠瀝青可依既定的品管程序，確認視黏度符合規定後送至熱拌廠的瀝青計量籃，計量後泵送至發泡管加水後膨脹噴入瀝青混合料拌合機內；若採添加溫拌劑的方式，則應選用可以直接噴入拌合機的摻料。

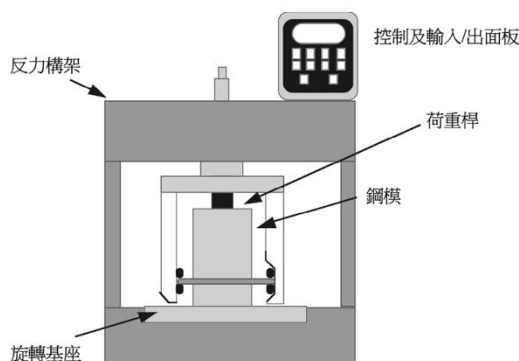
2. 橡膠瀝青以發泡管加2.5%水發泡的膨脹比較低半縮期較短

與一般瀝青相比，橡膠瀝青的膨脹比較低且半縮期較短；橡膠瀝青越級配混合料，因加入拌合的量較大，採用瀝青發泡管(機械發泡)拌合時，不要求高膨脹比及長半縮期，實驗室的評估顯示，用 Wirtgen WLB10S 發泡，橡膠瀝青 175°C，加入 2.5% 水，噴出發泡橡膠瀝青的膨脹比 6 倍、半縮期 3 秒，以附屬的雙軸強制攪拌機在 135°C 拌 120 秒可順利拌合均勻；後續的工廠製程也驗證此點。

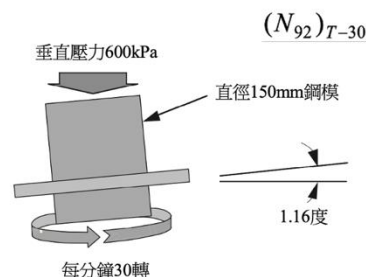
3. 實驗室評估選定製程溫度

橡膠瀝青越級配混合料砂少瀝青含量高，粒料顆粒容易被完整裹覆，一般橡膠瀝青在實驗室以 5 加侖拌合筒在 135°C 拌合不會有裹覆不完整的問題，壓實性成為選定製程溫度的關鍵[4]；本團隊依據美國路面工程界的建議，用旋轉夯實機(Superpave Gyratory Compactor, SGC)，以經短期老化(Short Term Oven Aging, STOA)試樣夯壓至 8% 空隙率(亦即 92%G_{mm})所需的 SGC 圈數判定，試驗程序如圖 2 所示。

1. 將拌成的混合料試樣置於厚度在 25mm~50mm 之間的平底方盆，放在**預定夯壓溫度**烘 2 小時，模擬短期老化(STOA)
2. 在**預定夯壓溫度**以 SGC 壓製兩個試體，量測試體密度，搭配理論最大密度，求得空隙率為 8% 時的 SGC 圈數。 $(N_{92})_T$



3. 在比**預定夯壓溫度低30°C**以SGC壓製兩個試體，量測試體密度，搭配理論最大密度，求得空隙率為8%時的圈數。



$$\text{壓實比} = \frac{(N_{92})_{T-30}}{(N_{92})_T} \leq 1.25$$

圖2. 美國文獻建議之壓實性試驗說明示意圖[5]

在實驗室用 Wirtgen WLB10S 發泡拌製的橡膠瀝青混凝土試樣，以附屬的雙軸強制攪拌機在135℃拌120秒，如圖3所示，分樣至符合 STOA 規定的方形烤盆內，保溫運送時間約1小時後分別以125℃及95℃STOA 烘1小時後，以 SGC 夯壓至200圈後頂出，以水置換法測得密度後，依測得試體高校正得各不同夯壓圈數的密度，繪製在縱軸為%G_{mm}、橫軸為夯壓圈數(N)的壓實曲線，如圖4所示；將每一個曲線達92%G_{mm} 對應的圈數求出，彙整如表1所示，表1也列出對照的一般橡膠瀝青混凝土的試驗結果，若將一般橡膠瀝青的拌合溫度降至135℃，雖可順利拌合，但由壓實比超過1.25判斷，運至工地以125℃滾壓將出現無法順利壓實的問題；而經發泡拌合的溫拌橡膠瀝青混凝土在125℃壓實比小於1.25，據此，判斷若將溫拌橡膠瀝青混合料的拌合溫度選定在135℃，滾壓溫度選定在125℃，既可順利拌合，運至工地以125℃滾壓，也應可順利壓實。



圖3. 實驗室橡膠瀝青發泡拌製溫拌瀝青混凝土的照片

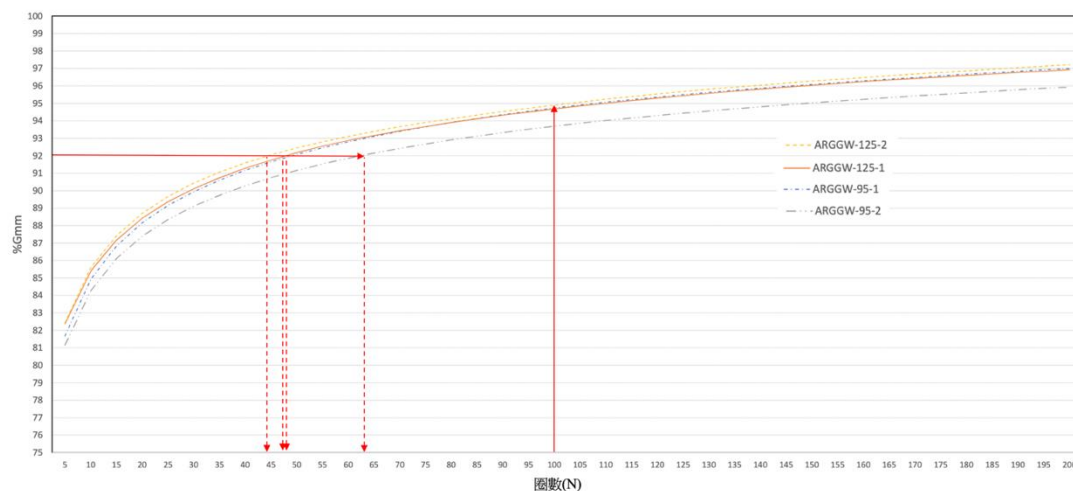


圖4.溫拌橡膠瀝青混凝土在二個不同溫度的 SGC 壓實曲線

表1. 兩種橡膠瀝青混合料在不同夯壓溫度夯至92%G_{mm}所需圈數彙整表

類別	夯壓溫度(°C)	SGC 夯至92%G _{mm} 所需圈數			壓實比
		試樣1	試樣2	平均值	
一般橡膠瀝青混合料	155	38	36	37.0	0.99
	125	35	38	36.5	1.48
	95	60	48	54.0	
溫拌橡膠瀝青混合料	125	48	45	46.5	1.20
	95	49	63	56.0	

4. 工廠試拌工地試鋪

本團隊在茂盛營造公司的機料場地試鋪一般及溫拌兩種橡膠瀝青路面，供料的建道瀝青公司熱拌廠依據本研究在實驗室的試驗成果，一般橡膠瀝青混合料的拌合溫度為160°C，機械加水發泡的溫拌橡膠瀝青拌合溫度則為135°C；工地滾壓的溫度方面，一般橡膠瀝青為150°C，溫拌橡膠瀝青為125°C；茂盛營造公司的鋪路班規劃在寬約5公尺長約100公尺的場地上鋪築5公分厚橡膠瀝青混凝土，共以三車次運送鋪築，第1車20公噸、第2車10公噸、第3車30公噸，前二車為機械發泡拌製，砂石溫度控制在150°C，第三車不發泡拌製，砂石溫度控制在170°C。圖5為兩種橡膠瀝青混合料出熱拌廠前在運輸車上的熱紅外線影像比對，一般橡膠瀝青混凝土車上表面溫度在162°C~100°C，溫拌橡膠瀝青混凝土車上表面溫度在137°C~95°C。

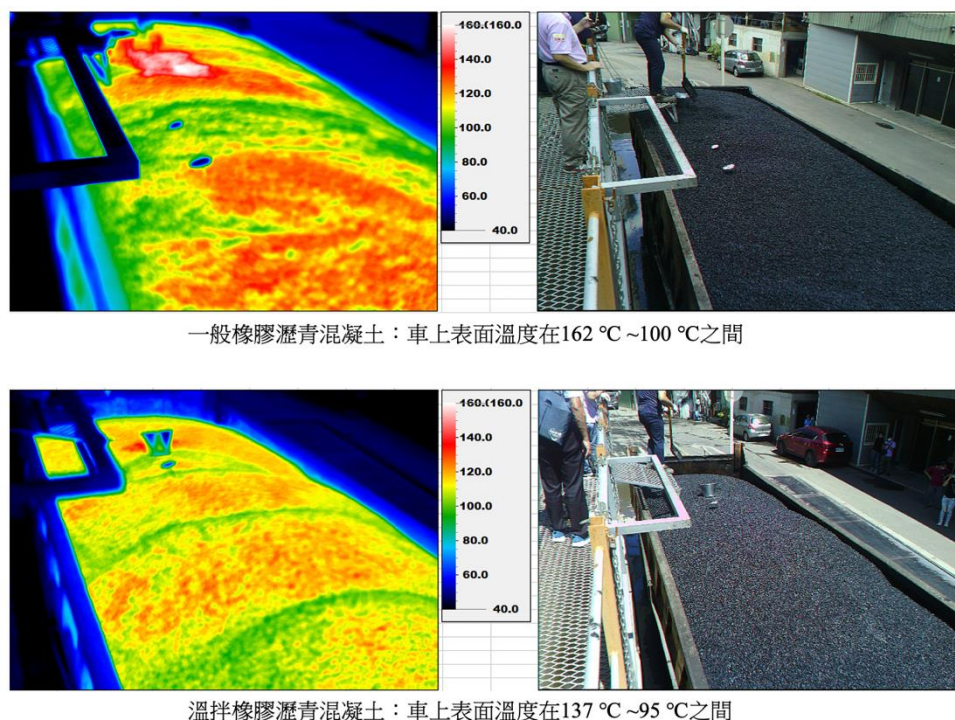
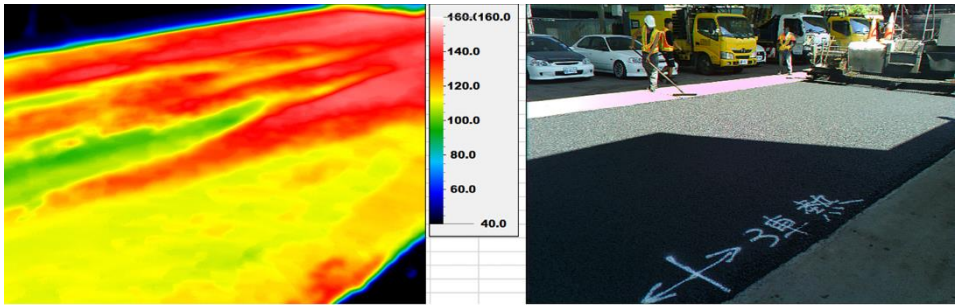


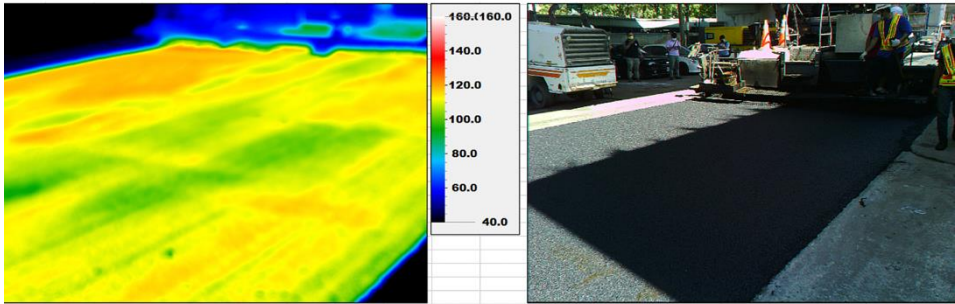
圖5. 兩種橡膠瀝青混合料出熱拌廠前在運輸車上的熱紅外線影像比對

圖6則為兩種橡膠瀝青混合料運至工地卸入鋪裝機後初鋪築面的熱紅外線影像比對，一般橡膠瀝青初鋪築面溫度在150°C~120°C，溫拌橡膠瀝青初鋪築面溫度在125°C~90°C，足證機械加水發泡已達

到降低製程溫度超過20℃的目標，在鋪築現場可感受明顯的無瀝青煙及較少聞到異味的效果。



一般橡膠瀝青混凝土：初鋪築面溫度在150℃~120℃之間



溫拌橡膠瀝青混凝土：初鋪築面溫度在125℃~90℃之間

圖6. 兩種橡膠瀝青混合料運至工地卸入鋪裝機後初鋪築面的熱紅外線影像比對

本團隊除了在試鋪當日依程序監測製程溫度外，也取樣進行瀝青含量及粒料級配試驗、理論最大密度試驗，並於鋪成超過24小時後對兩段路面依鋪築車次分三區塊各鑽取5個4英吋直徑試體，彙整檢測數據如表5所示。由表5可知以溫拌橡膠瀝青鋪築的部份，有一個鑽心試體(第2車第4點)的壓密度小於規範規定(>92%G_{mm})，其它9個鑽心試體的密度都符合規定，表中也顯示以一般橡膠瀝青鋪築的部份壓密度的變異雖較大但平均值也較高，為提高溫拌橡膠瀝青鋪面的壓密度，建議尚未充份熟悉溫拌橡膠瀝青的工作性前，鋪裝機應儘量持續鋪築不間斷，壓路機則應緊跟在後儘速滾壓。

表2. 溫拌橡膠瀝青計畫試拌試鋪逐車取樣檢測密度相關數據彙整表

項次	理論最大密度值		鑽心試體			壓密度* (%G _{mm})
	編號	密度(Mg/m³)	編號	厚度(cm)	密度(Mg/m³)	
第1車 表面溫度 135℃，插金屬溫度計得150℃	1	2.388	1	4.3	2.208	92.7
	2	2.394	2	4.3	2.209	92.8
	平均	2.391	3	4.4	2.194	92.1
			4	4.8	2.221	93.3
			5	5.1	2.207	92.7
第2車 表面溫度 133℃，插金屬溫度計得140℃	未取樣		1-1	4.5	2.227	93.5
			1-2	4.0	2.198	92.3
			1-3	4.3	2.173	92.3
			1-4	4.8	2.200	91.3
			1-5	4.6	2.209	92.8
第3車 表面溫度 160℃，插金屬溫度計得170℃	1	2.371	2-1	4.6	2.273	95.5
	2	2.372	2-2	4.0	2.249	94.5
	平均	2.3715	2-3	5.6	2.219	93.2
			2-4	5.1	2.210	92.8
			2-5	5.9	2.320	97.4

*: 計算採用之 G_{mm} 值採4個試驗值之平均值2.381

5. 正式在試辦路段鋪築

台北市新工處的推動小組在歷經溫拌橡膠瀝青推廣說明、觀摩瞭解製程與實驗室品質控制展示、及實際試辦試鋪驗證等完整的程序後，於2022年9月17日正式在劍潭捷運站前路面及內湖路二段179巷鋪築橡膠瀝青路面，劍潭捷運站前路段鋪築一般橡膠瀝青路面，夜間施工於凌晨開始鋪築共約335公噸。緊接在劍潭捷運站前鋪築橡膠瀝青路面後，熱拌廠調降製程溫度開始生產機械發泡的溫拌橡膠瀝青混凝土，運至內湖路二段179巷，大約在上午11點開始鋪築溫拌橡膠瀝青路面，共約315公噸於當日下午4時順利完成，部份施工狀況照片如圖7所示。



圖7.台北市新工處在內湖路二段179巷鋪築溫拌橡膠瀝青路面照片

將施工期間拍攝的照片整理光線與視角近似的對照影像，比對熱拌與溫拌製程目視瀝青煙狀況，如圖8所示。比對鋪築機具後端鋪築人員附近的瀝青煙狀況也很明顯，但因熱拌在夜間而溫拌在日間混雜光線與氣溫的差異，圖9的右側為相同視角的熱紅外線影像，鋪築面的表面溫度差異從明顯的色差展現。



圖8. 熱拌(左)與溫拌(右)橡膠瀝青混凝土卸料煙霧量比對照片

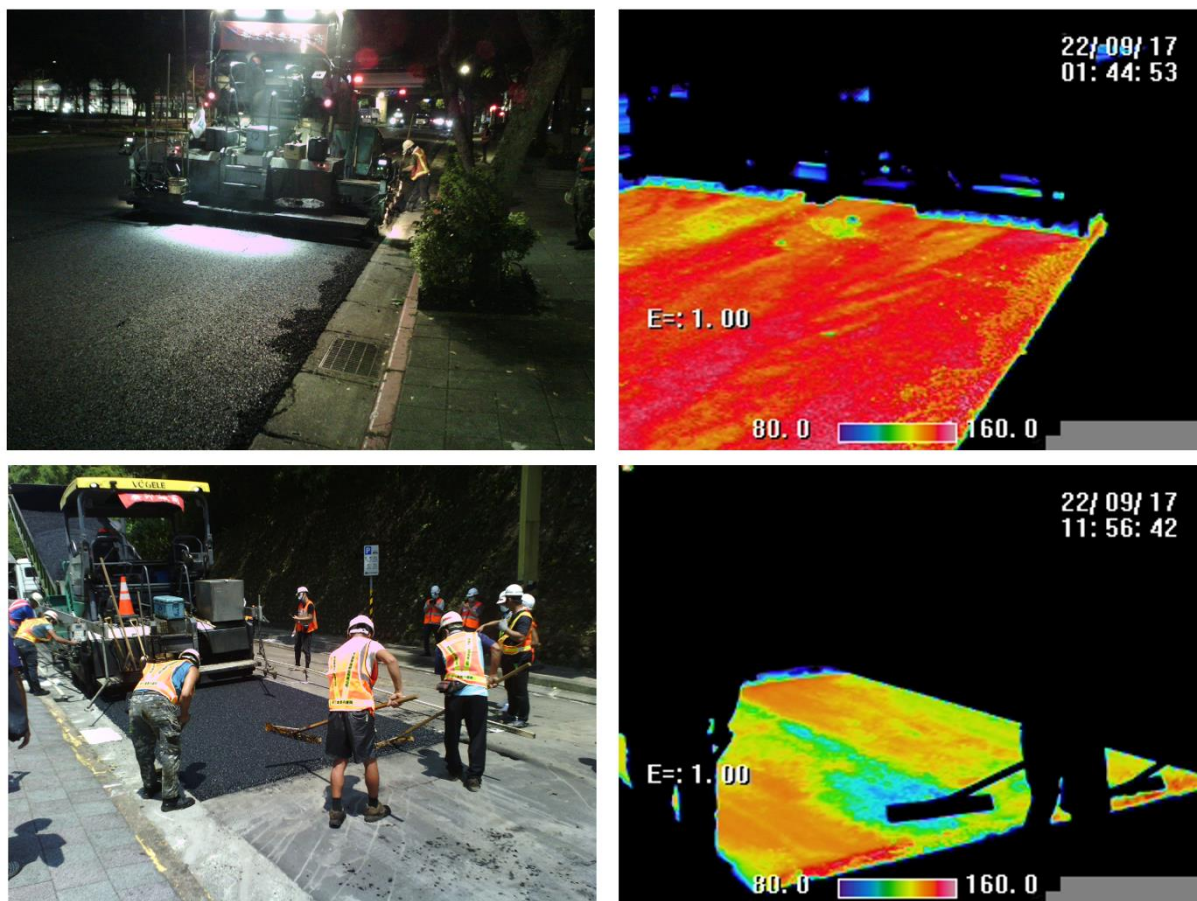


圖9. 熱拌(上)與溫拌(下)橡膠瀝青混凝土初鋪築面熱紅外線影像比對

基於8月31日在營造公司機料場試鋪段測得一個鑽心試體壓密度在合格邊緣的經驗，內湖路二段179巷施工時做到緊跟鋪裝機後滾壓。由該路段施工單位取樣送合格實驗室檢測的結果顯示，理論最大比重值為2.362，而完成路面鑽心三處，試體的密度分別為2.309, 2.269及2.298 kg/m^3 ，計算得空隙率分別為2.5%, 4.2%及3.0%，壓密的狀況非常好。材料試驗的瀝青含量與粒料級配部份也都符合規範的規定，至於平坦度、表面紋理和析離等，都因施工廠商謹慎執行而品質明顯高於一般路面鋪築水準。

以實驗室評估成效試部份，本研究將9月17日在建道瀝青廠正式生產的熱拌與溫拌兩種橡膠瀝青混凝土，依美國路面工程界建議的方法，在熱拌廠的運料車上取得代表性樣品，以5加侖筒加蓋密封後，送至實驗室準備執行漢堡輪跡試驗。實驗室依標準方法將擺放超過二周的裝試樣5加侖筒放入150 $^{\circ}\text{C}$ 烘箱2小時後取出分樣至STOA方盆，再經STOA烘箱(熱拌150 $^{\circ}\text{C}$ ，溫拌125 $^{\circ}\text{C}$)一小時後，用SGC夯製成試體高60mm空隙率7%的6英吋圓柱試體，再依標準漢堡輪跡試驗法測得抗車轍性質如表3所示。由表3可知經加水發泡過的溫拌試樣能在較低溫較少圈數就壓到7%空隙率，沒發泡過的要較高溫，很高圈數才能壓到7%空隙率，這種明顯差異似乎也展現在浸水漢堡輪跡試驗達最大車轍深度時通過的次數上。經查國外相關文獻皆有類似的輪跡試驗成效檢測差異[3]，相關推論認為是與溫拌試樣的瀝青膜中仍含有微氣泡有關，這些微氣泡顯然與能在較低溫下壓實有關，也可能是在漢堡輪跡試驗中達設定最大車轍深度通過次數較少的原因，一般溫拌的路面在施工時都能滾壓至比7%空隙率低，且真實交通荷輪碾壓的時間較長，因此，是否仍適用這類加速試驗且皆以7%空隙率的試樣來評估成效，則需更多的佐證數據。

表3. 熱拌與溫拌兩種橡膠瀝青混凝土的漢堡輪跡試驗數據

試樣別	試體編號	STOA 溫度	試樣重(g)	SGC 夯至 高60mm 時圈數	空隙率 (%)	浸水52°C漢堡輪跡試驗 達設定最大車轍深度 (12.5mm)時通過次數
熱拌橡 膠瀝青 混凝土	ARGGH1	150°C	2322.0	176	7.3	>20,000
	ARGGH2		2321.2	200	7.6	
	ARGGH3		2332.9	200	7.4	>20,000
	ARGGH4		2319.9	250	7.5	
機械加 水發泡 溫拌橡 膠瀝青 混凝土	ARGGW1	125°C	2322.0	50	7.2	12,440
	ARGGW2		2321.9	43	7.3	
	ARGGW3		2320.5	53	7.3	14,700
	ARGGW4		2320.3	56	7.3	

四、結論與建議

本研究依據美國路面工程界的建議，將專用拌合機拌製(溼式製程)的橡膠瀝青，泵送至熱拌廠計量籃經加裝的瀝青發泡管加水發泡後噴入拌合機內後經機械發泡拌製越級配橡膠瀝青混合物，並規劃在實驗室以預定製程溫度拌製和夯壓橡膠瀝青混凝土，分別用裹覆率和壓實性來判定可否順利拌合及滾壓，再以工廠試拌及工地試鋪加以驗證。依據研究的成果，得到以下結論：

1. 機械發泡是在橡膠瀝青計量後抽至發泡管加水發泡噴入混合物拌合機中，是不影響以橡膠瀝青視黏度控制品質的溫拌技術。
2. 以現行專用拌合機產製的橡膠瀝青，經泵送至熱拌廠計量籃計量後，再經加裝的機械發泡管加水發泡後噴入拌合機內，可以順利產製溫拌橡膠瀝青混凝土。
3. 橡膠瀝青越級配混合物砂少瀝青含量高，粒料顆粒容易被完整裹覆，在實驗室以5加侖拌合筒在135°C拌合不會有裹覆不完整的問題，壓實性成為選定製程溫度的關鍵，本研究測得125°C壓實比為1.48，判定為無法順利壓實。
4. 與一般瀝青相比，橡膠瀝青的膨脹比較低且半縮期較短；橡膠瀝青越級配混合物採用機械發泡拌合時，不要求高膨脹比及長半縮期，膨脹比6倍、半縮期3秒可在135°C順利拌合均勻；後續在125°C測得壓實比為1.20，判定為可以順利壓實，據此，選定橡膠瀝青混凝土的拌合溫度為135°C，滾壓溫度為125°C。
5. 以選定的溫拌橡膠瀝青製程溫度在工廠試拌及工地試鋪的監測數據顯示，溫拌瀝青鋪面的壓實度符合現行規範的要求。
6. 綜合實驗室試驗及工地試鋪的成果，依美國路面工程界建議的方法得以順利選定溫拌橡膠瀝青混凝土的製程溫度，溫拌橡膠瀝青計畫順利以機械發泡工法將橡膠瀝青混凝土的製程溫度降低25°C。

本研究順利依規劃將橡膠瀝青混凝土之拌合溫度降低25°C，可大量降低製程中的能耗和污染排放量，也減少施工過程出現的瀝青煙而保護人員健康；為促成路面工程市場擴大採用廢輪胎鋪路，提出以下建議：

1. 由本研究針對引進溫拌技術策略分析的焦點團體座談結論，建議以引進機械發泡為主，輔以可以直接噴入拌合機的摻料為輔。
2. 以本計畫之成果，建請工程會編修施工綱要規範第02749章中有關溫度的限制，以利低碳拌合技術在國內推行。

3. 以拓展溫拌橡膠瀝青技術為核心，持續推動廢輪胎鋪路，進而在溫拌橡膠瀝青混合料中納入舊路面回收料，累積實績建立瀝青路面養護材料碳足跡管理體系，既為瀝青混凝土拌製業提供淨零碳排路徑，也與道路管轄單位共謀道路維護和施工的淨零碳排策略。

五、參考文獻

- [1] 台灣營建研究院團隊服務建議書簡報，行政院環境保護署，廢輪胎橡膠瀝青鋪面推廣應用暨使用成效驗證專案工作計畫，中華民國107 年5 月。
- [2] 行政院環境保護署，廢輪胎橡膠瀝青鋪面道路監測及工程應用推擴專案工作計畫，台灣營建研究院執行，EPA-105-HA14-03-A155，中華民國106年12月編印。
- [3] David Jones, Rongzong Wu, Cathrina Barros, and Joseph Peterson, Research and Implementation of Rubberized Warm-Mix Asphalt in California, ISAP 2012.
- [4] 邱垂德、劉孟昇、許承煜、張育誌、黃怡碩，選定溫拌橡膠瀝青之製程溫度，第十五屆鋪面材料再生及再利用學術研討會暨第四屆永續與創新基礎建設國際研討會論文集，pp.246~265, 2022年10月。
- [5] Ramon Bonaquist, “Mix Design Practices for Warm Mix Asphalt,” NCHRP Report 691, Transportation Research Board, Washington, D. C., 2011.

轉化廢電冰箱泡棉為回收處理業汞蒸氣吸附裝置之活性炭應用

林進榮¹ 劉雅瑄² 梁亦松³ 陳昀妤¹

¹國立宜蘭大學環境工程學系

²國立台灣大學地質學系

³財團法人環境資源研究發展基金會

摘要

本研究是透過水熱碳化法轉化廢電冰箱隔熱泡棉為含氮活性炭，應用於廢電子電器暨廢資訊物品之抽氣櫃活性炭，對比含氮活性炭與市售含硫活性炭的物化特性，汞吸附的動力研究以及除汞效果，可做為隔熱泡棉廢棄物資源化之去向。本研究的內容有添加木材鋸末共碳化、活性炭造粒、製得樣本特性分析、吸附/脫附管柱系統評估製得材料對蒸氣汞元素吸附性能評估以及於回收處理業廠內實地測試汞去除效能，以及評估成本與減碳效果。研究指出透過木材鋸末與廢電冰箱隔熱泡棉共水熱反應，自衍壓力大多維持在10 bar 左右，活性炭整體產率約有40%。廢棄冰箱隔熱泡棉中的氮元素可由FTIR 圖譜與 XPS 圖譜證實其存在製得活性炭中。我們建立一套穩定可靠的吸附/脫附管柱系統，評估製得含氮活性炭比商業含硫活性炭有較佳的汞蒸氣吸附能力，藉此衍生出汞吸附動力評估。顆粒狀含氮活性炭以及顆粒狀商業含硫活性炭的動力曲線均較適合 Elovich 方程式的擬合。我們選定桃園某回收處理業廠內實地測試汞去除效能，透過汞脫附實驗測得兩種活性炭逐月的汞吸附量，5個月內分別是110 µg/g 與25 µg/g。相較之下，我們自製的含氮活性炭在廠內汞吸附裝置內有較商業含硫活性炭顯著的汞吸附能力。本研究採用水熱轉化廢冰箱隔熱泡棉為含氮活性炭。除了可減量廢棄物，亦可將廢棄物轉換為有用的碳材產品，創造效益。

關鍵詞：汞蒸氣、廢棄電冰箱、活性炭、隔熱泡棉。

一、前言及研究目的

有別於傳統焚化廠或直接掩埋廢棄物的處理方式，我國推動廢棄物循環再利用，著重開創廢棄物新價值，透過廢棄資源再利用及再生資源的使用等方式來達成資源回收循環，若能將廢棄資源與再生資源的產品市場化及高值化，可同時達到解決環境問題與增加產業競爭力之目的。一台廢棄電冰箱重量約88公斤，主要材料是鐵(44.3%)、塑膠(22%)、泡棉(8.0%)、銅(2.0%)、鋁(1.6%)。雖然國內含冷媒之廢電冰箱、冷凍冷藏櫃、冷氣機、廢汽車及機車等物品已列為應回收廢棄物，但發泡材料並不在強制回收項目內。由106至108年廢冰箱 PU 廢泡棉的重量由4824公噸增加至6119公噸。PU 廢泡棉因密度低、熱值高、回收再利用之經濟效益低，被視為不可回收材料以廢棄物處理，多採直接焚化處理，但是燃燒熱值過高，容易損毀焚化爐，同時產生大量毒性氣體。

本計畫所探討之廢棄冰箱隔熱泡棉屬於硬質聚氨酯發泡，材質具有低密度、大體積和掩埋後不易被分解的特性，主要採焚化方式進行處理。我國每年廢棄冰箱隔熱泡棉達6000公噸以上，雖有轉製成衍生燃料的回收技術，但為使物質有效循環利用，本團隊關注其化學元素組成，基於善用廢 PU 泡棉的氮與碳元素及其對應的適當用途，以水熱碳化法回收廢棄冰箱隔熱泡棉的固態氮與碳，可在較低溫條件下進行反應，整合碳化、活化與改質程序以簡化製程，並於反應過程中溶解無機物質以減少灰份。本研究是透過水熱碳化法轉化廢電冰箱隔熱泡棉為含氮活性炭，應用於廢電子電器暨廢資訊物品之抽氣櫃活性炭，對比含氮活性炭與市售含硫活性炭的物化特性，汞吸附的動力研究以及除汞效果，可做為隔熱泡棉廢棄物資源化之去向。製得材料以場發射掃描式電子顯微鏡(FESEM)、熱重/熱流分析儀(TGA/DSC)、元素分析(EA)、X-射線光電子能譜儀(XPS)以及氮氣等溫吸脫附實驗分析其特性與成分。

二、研究方法

本研究是透過水熱碳化法轉化廢電冰箱隔熱泡棉為含氮活性炭，應用於廢電子電器暨廢資訊物品之抽氣櫃活性炭，對比含氮活性炭與市售含硫活性炭的物化特性，汞吸附的動力研究以及除汞效果，可做為隔熱泡棉廢棄物資源化之去向。

本研究提出將廢棄冰箱隔熱泡棉中的所含有的氮、碳元素，經系統化且有效率回收，並進一步地改質為更高值的含氮活性碳，使這項傳統產業能提升到新的應用材料領域。

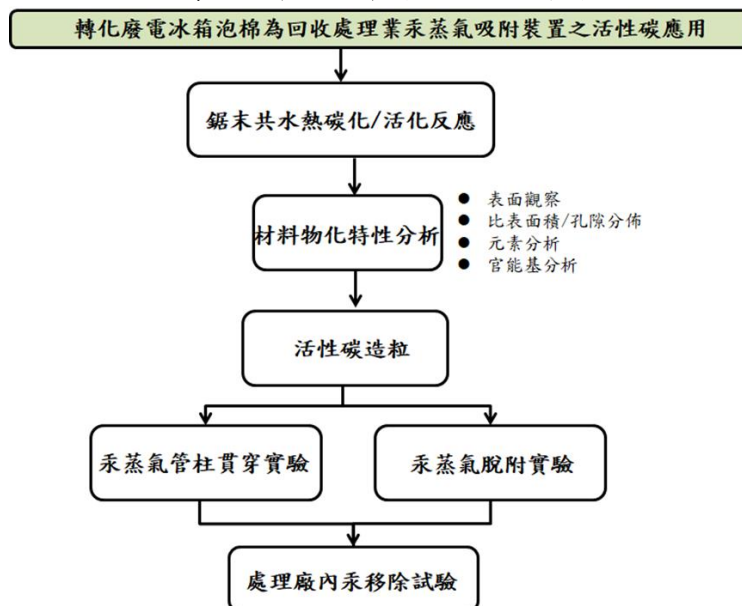


圖 2 研究架構圖

2.1 含氮水熱碳的製備

首先，秤取特定重量廢棄冰箱隔熱泡棉粉末與特定鋸末置於5升不鏽鋼鍋內，加入特定鋸末量後，密封上蓋持續攪拌30分鐘，開始加熱至設定溫度，記錄壓力變化，持溫設定的時間後，自然降溫至室溫，離心分離取出固體產物。可攪拌式高溫高壓釜系統如圖2所示。以球磨機破碎後過篩，以取得通過40 US mesh 的粉末態活性炭原料，接著，趁取特定量的活化劑(ZnCl_2)，經過研磨攪拌混合均勻後，在 120°C 下烘乾1小時並升溫至 600°C ，氮氣流下1小時，熱處理後樣品倒入 1 wt%鹽酸溶液中，並加熱攪拌至 80°C ，持續1小時，接著抽氣過濾，以去離子水沖洗，將濾紙上活性炭收集放入燒杯再進行水洗。



圖 3 水熱碳化反應設備圖

2.2 汞吸附/脫附管柱實驗

(1) 吸附系統:

如圖3所示，整套裝置分為五個部分：氣體流量控制裝置、汞蒸氣產生器、吸附管柱、汞蒸氣濃度檢測單元以及尾氣處理裝置。實驗裝置均放置於通風櫥內，以防止汞蒸氣逸出並經常性執行測漏檢查。元素汞產生器的管線材質為聚四氟乙烯管，其餘連接處為矽膠管，管路均有纏上加熱帶，由數位溫控電熱偶控制恆定溫度為140 °C，以防止汞蒸氣在管壁上的附著。尾氣處理裝置是石英管內填充粉狀活性碳，以石英棉塞封出口處，防止活性碳粉末的逸散，並於每個月更換一次尾氣處理裝置。吸附系統的運作係由超高純氮氣將其分為二路，其中一路為載流氣體進入油浴鍋(70°C)中的 U 型管帶出一定濃度的汞蒸氣，另一路為稀釋倍率控制器體直接進入氣體混合器與含汞蒸氣的載流氣體，藉由兩路氣體流量比例來調整汞蒸氣的入流初始濃度。吸附管柱單元主要由電熱恆溫管型爐與固定吸附床組成。填充吸附劑時，先將吸附管柱隔夜烘乾後，秤取1g 石英砂，向石英砂內加入約20 mg 之活性碳並且輕輕搖晃使其均勻分布；將活性碳與石英砂充分混合均勻後，將其倒入吸附管柱中。本實驗為單一管柱向下流式活性碳連續性吸附操作，以含汞載流氣體進入吸附系統開始計時，實際發生吸附作用的長度稱為吸附區，在此區元素汞由氣相傳送至固相，所以亦稱為質量傳送區。隨著反應時間增加，吸附區形狀是相同，但會向下移動。當吸附區在頂部入口處時，出口處的汞濃度為零，當吸附區緩慢移動至管底出口處時，出口處的汞濃度急遽增加，汞濃度貫穿即會發生。當吸附區消失，出口處的汞濃度增加到與入口處的初始濃度相同，亦即無吸附能力，在此時，吸附管柱中的活性碳吸附達到飽和狀態。這種隨著吸附管柱操作而呈現出來的出口處的汞濃度與操作時間或流經體積的變化曲線稱之為吸附貫穿曲線(breakthrough curve)，如圖4。吸附貫穿曲線中，當出口處的汞濃度達到入口處的初始濃度的95%時，稱為飽和終點(Saturation end-point)，此時代表吸附管柱不再有多餘的吸附容量。通過汞分析儀連續測量反應器入口和出口處的元素汞濃度，藉此計算出元素汞吸附容量，計算式如下：

其中: Cap (µg/g) 是受測試樣本的元素汞吸附能力，

$$C_{ap} = \frac{Q}{60 \times m} \times \int_0^t C_{in} - C_{out} dt$$

Cin 和 Cout 代表入口和出口元素汞濃度 (µg/m³)，

t (s) 為氣體吸附飽和終點時間

Q (L/min) 為氣體流量，m (mg) 為受測試樣本質量。

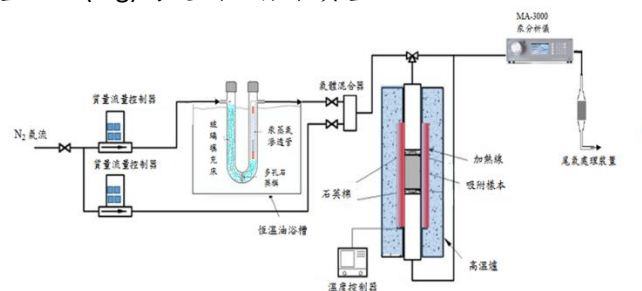


圖 4 汞蒸氣吸附實驗示意圖

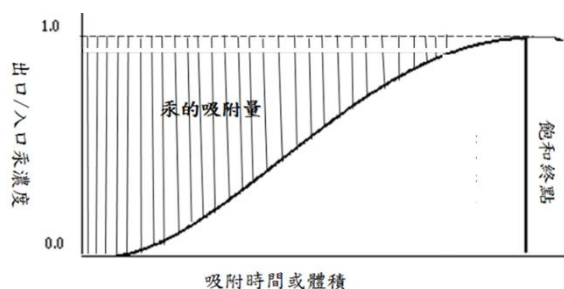


圖 5 汞蒸氣的吸附貫穿曲線

(2) 脫附實驗

以含汞載流氣體進入吸附系統開始計時，當吸附反應時間達到實驗所需時間時，移去含汞載流氣體支路，將反應器主體移出烘箱自然冷卻，視為吸附反應的終點。當吸附實驗結束後，將吸附反應器中樣品從烘箱中取出，將樣品混合均勻後，稱取定量的樣品放入 MA-3000 測汞儀中檢測其脫附容量。採用高溫熱分解、金汞齊、原子吸收的方法測定樣品中的總汞含量。數據處理如下：吸附實驗前稱取的活性碳重量為 m_{ac} (mg)，吸附實驗後將活性碳與石英砂混合樣品進行稱量，所得到的品質記為 m_t (g)，測汞儀分析得出的樣品中汞含量濃度設為 C_t ($\mu\text{g}/\text{kg}$)，則活性碳上的汞脫附量 C_x (ng/g) 由以下公式計算得出：

$$C_x = \frac{C_t \times m_t}{m_{ac}} \times 10^3$$

2.3 恆溫汞吸附動力實驗

本實驗設定恆溫汞吸附實驗的溫度值為 140°C ，本實驗採用製得含氮活性碳以及商業含硫活性碳作為對比，入口汞濃度控制在低濃度 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，在固定汞濃度與流量下，分別吸附30分鐘、60分鐘、120分鐘、240分鐘、360分鐘、540分鐘，各自升溫至500度(升溫速度 $20^\circ\text{C}/\text{min}$)脫附吸附的汞，計算脫附量。即可畫出吸附時間與吸附量的動力圖，看出測試材料吸附汞重量趨於飽和的曲線，

2.4 廠內汞吸附測試

本研究透過水熱碳化法轉化廢電冰箱隔熱泡棉為含氮活性碳，應用於廢電子電器暨廢資訊物品之抽氣櫃活性碳，對比含氮活性碳與市售含硫活性碳的除汞效果，其汞蒸氣吸附裝置外觀照片如圖5。本研究將以部分取代法，於最接近汞蒸氣入口端的活性碳層區一部分採用商業含硫活性碳，另一部分採用本實驗製得活性碳，並將製得活性碳塑形為直徑4 mm 的圓柱體活性碳，以得到相近的流體阻力，監測出口處汞濃度的變化。按特定時間取樣，透過脫汞分析實驗測得不同接觸時間的吸汞量，並採動力模式推估動力參數、飽和吸附量，以對比商業含硫活性碳。實驗結果可用以評估隔熱泡棉廢棄物廠內資源化之可行性。

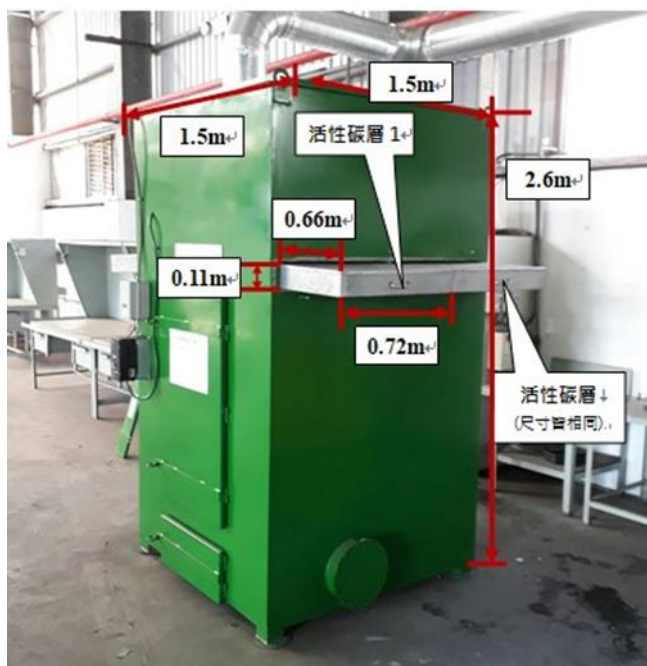


圖 5 協力廠商廠內抽氣櫃活性碳

三、結果與討論

我們將廢棄木材鋸末(Wood Sawdust, WS)、隔熱泡棉(PU)依據設計比例同放入350 mL 攪拌式高溫高壓釜中，固定水熱溫度200℃與反應時間2小時，共水熱碳化後之產物與活化劑均勻混合，採用合比例為1:2，在氮氣流下600℃進行活化處理1小時，產物再經酸洗、水洗及乾燥。本研究調控 WS/PU 比例為10/0、5/5、2.5/7.5、2/8、1/9，針對各種製備變因與壓力、水熱碳產率、活性碳產率以及整體產率列表如表2。在本實驗操作條件之下，自產壓力值介於6 bar 至13 bar 之間，壓力值隨著 WS 比例增加而增加，可得知木材鋸末所含水分氣化是衍生壓力的主要來源。水熱碳產率範圍為45%–65%，活性碳整體產率為20%-50%。活性碳整體產率主要與 WS/PU 比例有關，在水熱碳化過程中木材鋸末形成的液態有機酸會有催化劑的作用，促進隔熱泡棉脫水反應，從而顯著促進水熱碳化反應程度。實驗結果顯示 WS/PU 比例為2.5/7.5 時，有較高的活性碳整體產率。因此，採用 WS/PU 比例為2.5/7.5，在放大規模5000 mL 攪拌式高溫高壓釜中共水熱碳化，另增加50 mL H₂O₂以提高攪拌和熱傳導效果，活性碳整體產率為45.8%(如表2所示)。對照傳統熱裂解技術的廢棄冰箱隔熱泡棉之活性碳整體產率僅有8%，共水熱碳化法明顯提升活性碳的整體產率。同時，添加木材鋸末的共水熱碳化可減少用水量與廢水產量、降低衍生壓力值、有效避免水熱碳產物沾黏的問題。

表 1 各種製備條件下的壓力、水熱碳產率、活性碳產率

代碼	水熱碳化條件(200℃)					水熱 產率 (%)	活化條件(600℃)			活性 碳產 率 (%)
	PU (g)	WS (g)	H ₂ O ₂ /H 2O (ml)	水熱 時間 (hr)	壓力 (bar)		活化 劑	含浸 比	活化 時間 (hr)	
AC-10S	0	10	0/0	2	13	45.7	ZnCl ₂	2	1	20.9
AC-5S5P	5	5	0/0	2	13	54.8	ZnCl ₂	2	1	42.7
AC-2.5S7.5P	7.5	2.5	0/0	2	11	67.6	ZnCl ₂	2	1	52.8
AC-2S8P	8	2	0/0	2	6	46.5	ZnCl ₂	2	1	33.8
AC-1S9P	9	1	0/0	2	6	51.1	ZnCl ₂	2	1	37.2
AC-2.5S-7.5P (放大規模)	180	60	50/0	2	14	65.5	ZnCl ₂	2	1	45.8

首先將樣本以 TGA 在氮氣流下由40℃升溫速率20 °C/min 加熱至 600 °C，接續回到400 °C，改以空氣流升溫速率20 °C/min 加熱至 800 °C 下以微量天平稱取重量改變量並記錄溫度。將 TGA 圖形經一次微分可得 DTG (Differential Thermal Gravimetry) 圖譜。隨著溫度的增加，樣本的重量的開始減少，在氮氣流下，110℃以前的重損失來自水分；約200℃開始有顯著的重損失，在200℃至600℃之間的重損失為熱裂解反應，主要來活性碳表面的氫、氧、氮元素的消失，相對地，導入空氣流的熱重損失為固定碳，剩餘的重量為灰分值。

如圖6(a)(b)之 TGA/DTG 圖所示，含硫活性碳的水分約25%、熱裂解反應重量損失約2%、固定碳素約64%、灰分約9%。製得粉末含氮活性碳的水分約6%、熱裂解反應重量損失約13%、固定碳素約74%、灰分約7%。實驗數據顯示粉末含氮活性碳相較於含硫活性碳較富含氧、氮、氫官能基，兩者固定碳比例接近70%，是典型活性碳的數值。觀察灰分比例可以發現，原料為木材鋸末與廢棄冰箱泡棉時，其灰分分別為8.8%和10.9%，顯示水熱碳化程序可有效促進礦物溶解，進而減少灰分值。另外，灰分含量與活化劑的添加量有關，其來源是活化劑的殘留，可藉由多次水洗或酸/鹼洗達到精煉效果。由元素分析(EA)可以發現含氮活性碳之碳含量為70.0%、氮含量為2.7%、氧含量為15.9%、氫含量為4.4%。含硫活性碳之碳含量為62.3%、氮含量為1.7%、氧含量為10.9%、硫含量為10.4%。含氮活性碳之氮的含量相當高，含硫活性碳之硫的含量相當高。

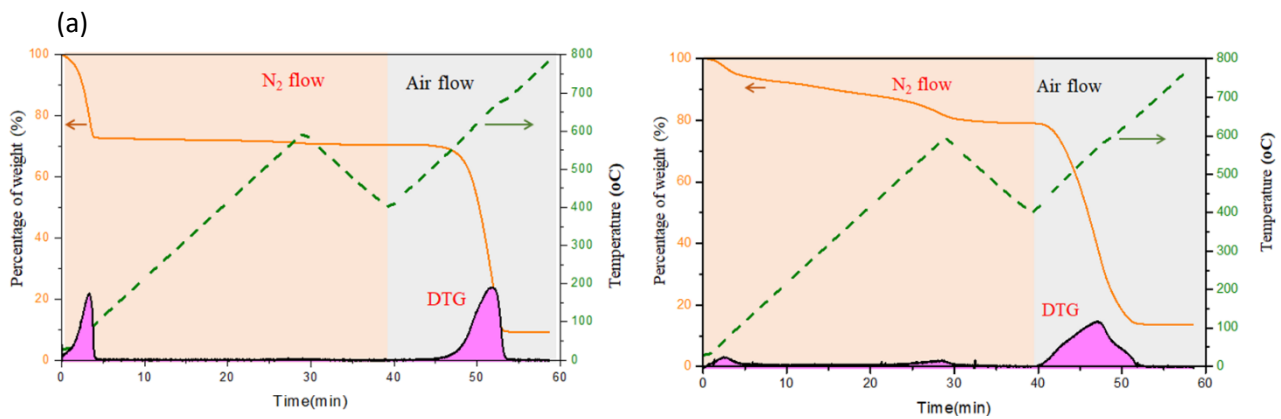


圖 6 (a)含硫活性碳的熱重分析圖 (b) 含氮活性碳的熱重分析圖

圖7(a)-(b)為含氮活性碳以及含硫活性碳樣本的 SEM 影像。兩樣本呈現顆粒結構，其表面粗糙應為孔洞結構。圖8分別是(a)含硫活性碳、(b)含氮活性碳的吸/脫附曲線(內插圖為 BJH 孔徑分布圖)，其比表面積、中孔/微孔比表面積、孔體積、與平均孔徑數值分別是 $922 \text{ m}^2/\text{g}$ 、 $617/305 \text{ m}^2/\text{g}$ 、 $0.56 \text{ cm}^3/\text{g}$ 、 2.26 nm ； $871 \text{ m}^2/\text{g}$ 、 $565/305 \text{ m}^2/\text{g}$ 、 $0.409 \text{ cm}^3/\text{g}$ 、 1.88 nm ，數值如表3所示。這二種活性碳均為多孔洞結構材料。含氮活性碳其比表面積相對較小，但是中孔比表面積的占比相對較高

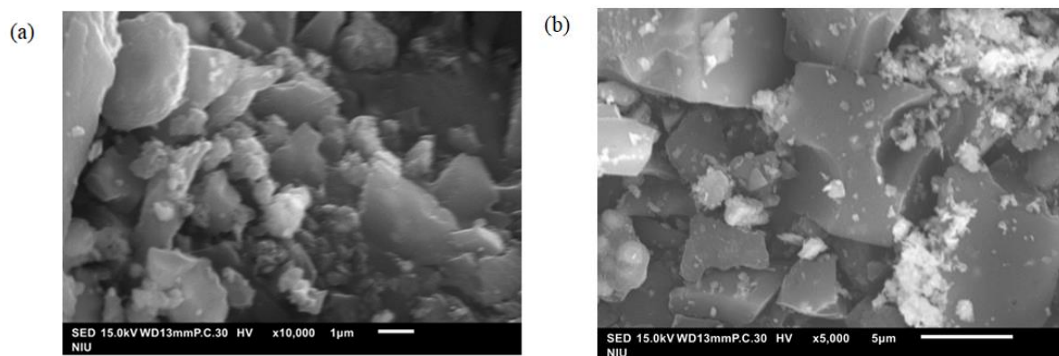


圖 7 SEM 影像 (a) 含氮活性碳，(b) 含硫活性碳

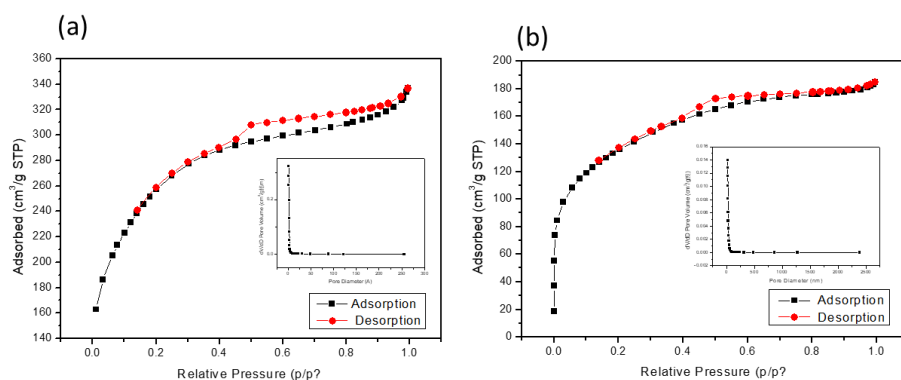
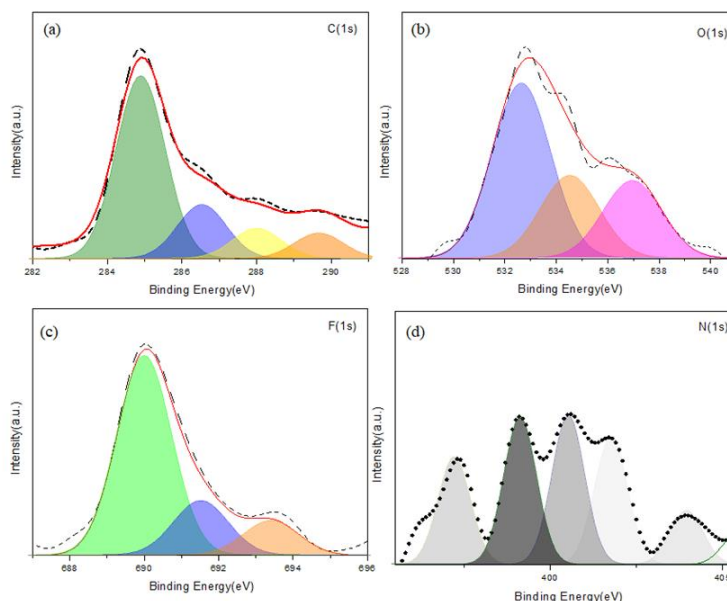


圖 8(a)含硫活性碳吸/脫附曲線(b)含氮活性碳吸/脫附曲線(內插圖為 BJH 孔徑分布圖)

表 2 含氮活性碳比表面積及孔洞結構

樣品名稱	比表面積 (m^2/g)	中孔/微孔比 表面積 (m^2/g)	孔體積 (cm^3/g)	平均孔徑 (nm)
含硫活性碳	1142	501/640	0.581	2.03
含氮活性碳	871	565/305	0.409	1.88

圖9為含氮活性碳之X光光電子能譜分析,由此可以觀察,表面的官能基種類主要有C-OH, R-O-C=O, O=C-O-C=O, C=O 等官能基。表面氮有吡咯 N (Pyrrolic N) 或 N5代表氮在五元環中的原子,從而貢獻兩個電子到 π 系統;吡啶 N(pyridinic N)或 N6表示摻雜其中六邊形上的氮原子代替碳原子, N5或 N6的形成伴隨石墨烯的缺陷。表面氟主要是有機氟,可能是來自結構穩定的含氟冷媒。



接著,我們將含氮活性碳與含硫活性碳分別在 140°C 下、 $200\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 汞蒸氣流中吸附6小時,所得

圖 9 含氮活性碳之 X 光光電子能譜分析(a)C 1s, (b)O 1s, (c)F 1s, (d)N 1s

樣本壓製成錠,利用分別 XPS 檢測製備得活性碳樣本的 Hg4f 軌域,探討汞和吸附劑的表面吸附機理。為了檢查 Hg(0) 是否被氧化以及活性碳表面吸附汞的種類是什麼,進行了 XPS 測試,對 XPS 結果的了解如圖10 所示。與新鮮活性碳相比,吸附汞的活性碳的 C 1s 和 N 1s 光譜的結合能沒有明顯變化,表明活性碳與元素汞之間的電子轉移效應可以忽略。圖10分別對應於 Hg(0)與 HgO 的 Hg 4f $7/2$ 和 Hg 4f $5/2$ 的特徵峰。實驗結果指出活性碳樣品表面汞的主要形態為 HgO, 活性碳吸附劑與 Hg(0)之間的電子轉移不明顯。因此,活性碳去除 Hg(0) 的過程可分為兩個階段:首先, Hg(0)g 吸附於活性碳表面

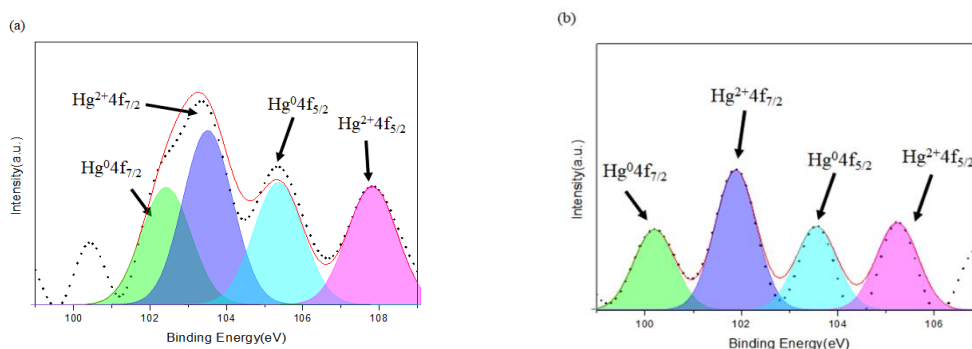


圖 60 X 光光電子能譜分析 Hg 4f (a)含氮活性碳, (b)含硫活性碳

活性位點形成吸附態的汞 ($\text{Hg}(0)_{\text{ads}}$)，然後 $\text{Hg}(0)_{\text{ads}}$ 被化學吸附氧 (O_{ads}) 氧化成 HgO 。 HgO 約在 300°C 的溫度分解為元素汞，因此，使用過的活性碳在熱處理下可以相對容易地再生。

圖11(a)為含硫活性碳對元素汞吸附曲線(b)為含氮活性碳對元素汞吸附曲線，由圖11可以清楚看出來含硫活性碳對元素汞吸附能力較低，汞蒸氣一開始就貫穿管柱，導致出口汞蒸氣濃度接近入口濃度。相反地，含氮活性碳在比較晚出現吸附貫穿曲線，顯示含氮活性碳吸附效果較佳，表示其對汞蒸氣有高的吸附能力。圖12(a)為含硫活性碳、(b)為含氮活性碳對元素汞脫附曲線，圖13指出態和含硫氮活性碳因吸附量不高，脫附實驗不會超出偵測範圍，即可發現吸附實驗與脫附實驗的結果是相近的，相反的含氮活性碳的脫附實驗已達到偵測範圍。因此，還是可以確認含氮活性碳是汞元素的強吸附劑。

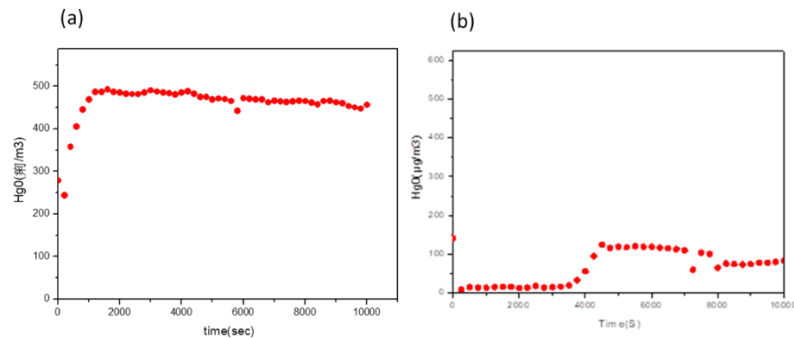


圖 7(a)含硫活性碳對元素汞吸附曲線(b)含氮活性碳對元素汞吸附曲線

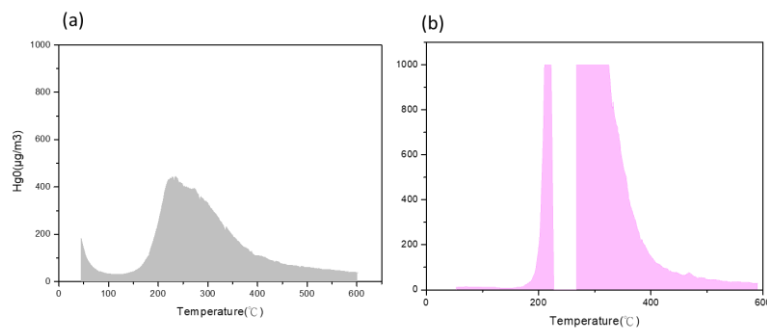


圖 12(a)含硫活性碳對元素汞脫附曲線(b)含氮活性碳對元素汞脫附曲線

圖13(a)分別為含氮活性碳(b)含硫活性碳隨時間變化的汞吸附數值的動力曲線。表4是含氮活性碳與含硫活性碳的汞吸附動力參數。由動力實驗可以發現含氮活性碳的吸附動力參數顯著地高於含硫活性碳，例如在一階動力模式中，含氮活性碳的一階動力常數是 $0.0023 \text{ (min}^{-1}\text{)}$ ；含硫活性碳的一階動力常數是 $0.00046 \text{ (min}^{-1}\text{)}$ ，相差5倍，且含氮活性碳的預估飽和吸附容量是 $433 \text{ }\mu\text{g}/\text{g}$ ，含硫活性碳的預估飽和吸附容量是 $76 \text{ }\mu\text{g}/\text{g}$ 。含氮活性碳以及商業含硫活性碳的動力曲線均較適合 Elovich 方程式的擬合，其最初發展是用來說明不均勻固體表面化學吸附持氣體之動力學，其中包括幾個反應機制，例如本體和表面擴散、催化表面的活化與脫活化作用，適用於非均勻的實際表面情況。

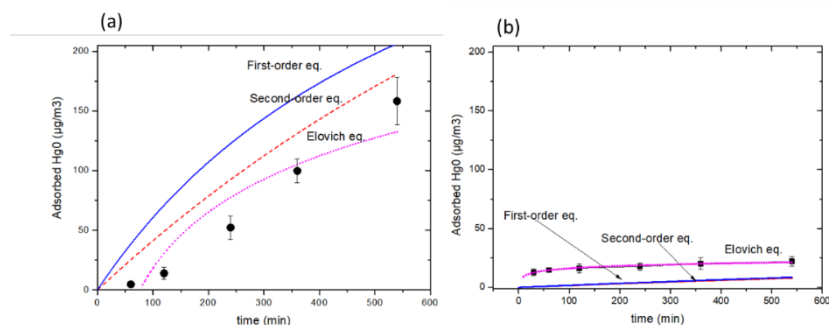


圖 8(a) 吸附汞的含氮活性碳之吸附動力圖(b)吸附汞的含硫活性碳之吸附動力圖

本研究選定桃園某家電處理廠為製得含氮活性碳之測試場所，該廠為人工拆解方式處理冷陰極燈管，自6月至10月每一月採樣一次，透過汞脫附實驗測得兩種活性碳逐月的汞吸附量。我們現場採樣5次，分別是6月25日、7月20日、8月19日、9月19日以及10月17日，採樣時除隨機採取棉布包內的含氮活性碳樣本，另外同時採取表層與底層(高度差約8公分)含硫活性碳樣本(如圖14所示)，採用程溫汞脫附程序將吸附的汞脫除並由汞偵測儀分析訊號值後，轉化為汞的含量值。

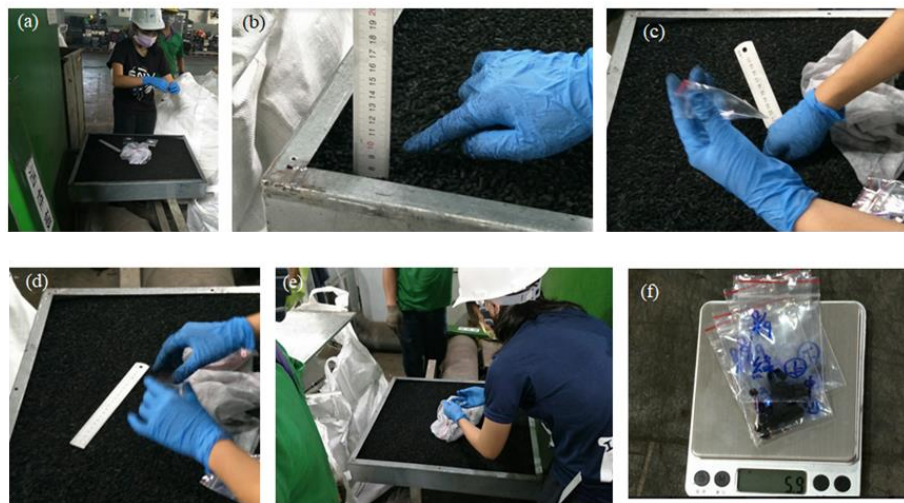


圖 9(a) 採樣前準備，(b)量測鋪置深度(~8cm)，(c) 採取表層樣本，(d) 採取底層樣本，
(e) 採取吸附袋內樣本，(f) 樣本稱重與標記

圖 15 為 6 月至 10 月含氮活性碳樣本的汞脫附曲線，圖 16 為逐月的汞吸附量，可以發現隨著時間增加，汞吸附量也隨之增加，第五個月的吸附值約為 $110 \mu\text{g/g}$ ，是飽和吸附量的 30%。圖 17 為 6 月至 9 月位處底層含硫活性碳樣本的汞脫附曲線，圖 18 為 6 月至 9 月位處表層含硫活性碳樣本的汞脫附曲線，圖 22 是逐月的汞吸附量，可以發現隨著時間增加，底層與表層的含硫活性碳吸附汞的量也隨之增加，底層的樣本明顯較表層吸附量高出許多，底層含硫活性碳第 4 個月的吸附值約為 $25 \mu\text{g/g}$ ，是飽和吸附量的 25%。相較之下，我們自製的含氮活性碳在廠內汞吸附裝置內有較商業含硫活性碳顯著的汞吸附能力。

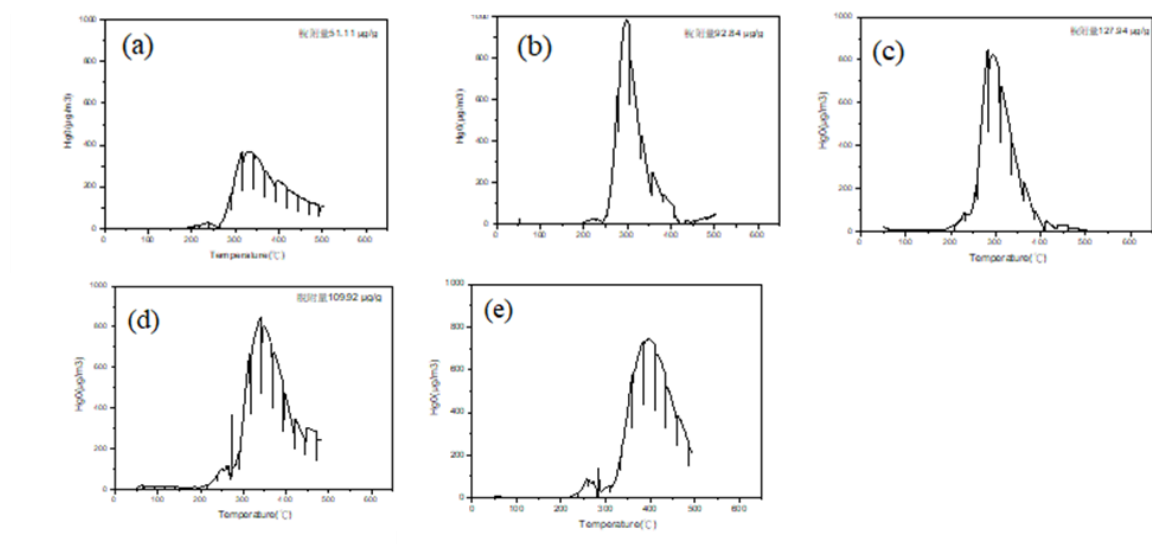


圖 10 含氮活性碳之汞元素脫附曲線(a) 6 月份，(b) 7 月份，(c) 8 月份，(d) 9 月份，(e) 10 月份

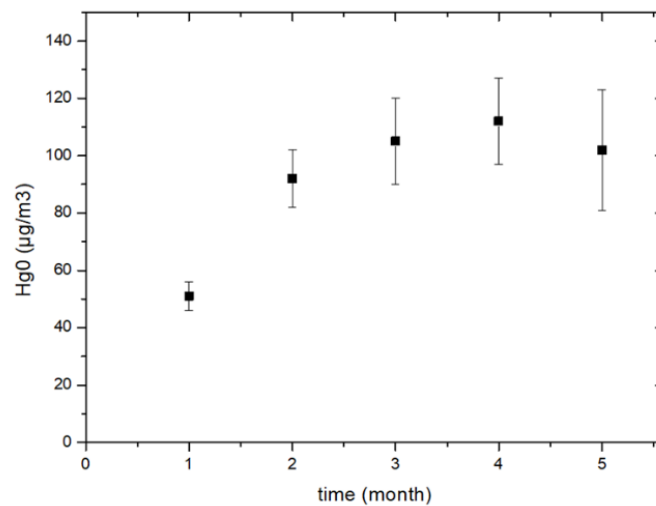


圖 11 含氮活性碳在不同採樣期之汞脫附量

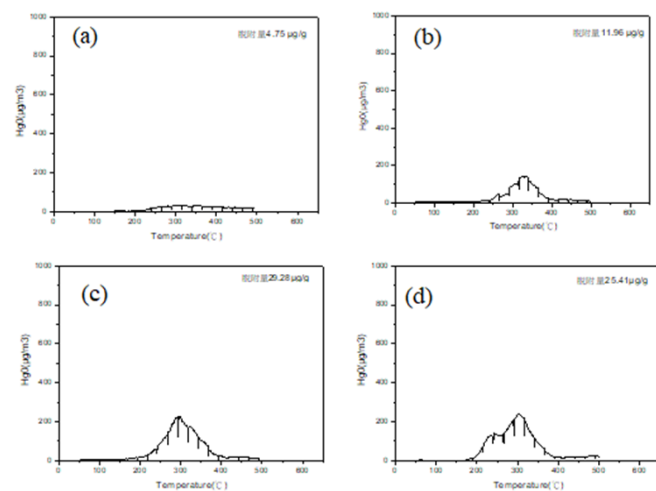


圖 17 位處底部含硫活性碳在不同採樣期之汞元素脫附曲線 (a) 6 月份，(b) 7 月份，(c) 8 月份，(d) 9 月份

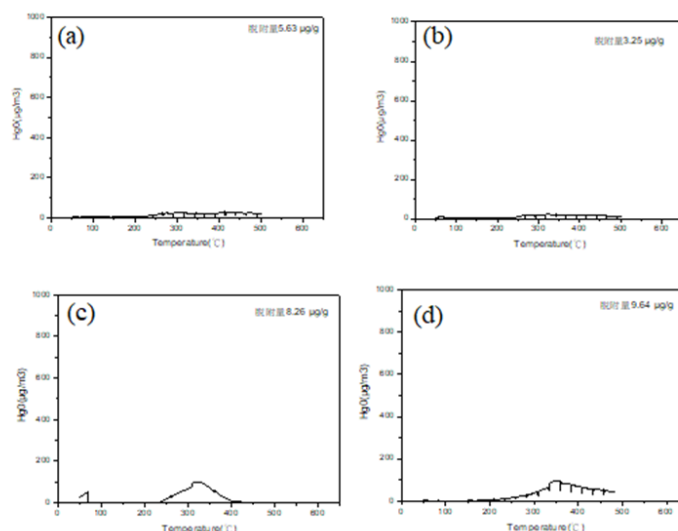


圖 18 位處表層含硫活性碳在不同採樣期之汞元素脫附曲線 (a) 1 個月，(b) 2 個月，(c) 3 個月，(d) 4 個月

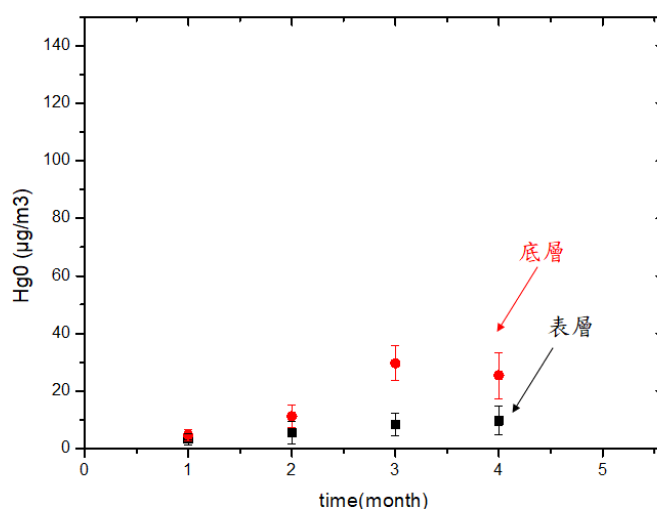


圖 19 位處表層與底層含硫活性碳在不同採樣期之汞脫附量

四、結論

我們透過簡易的水熱碳化法固碳/氮反應以及雜質溶出，接續地活化反應；可將廢棄冰箱隔熱泡棉直接轉化為含氮活性碳，應用於廢電子電器暨廢資訊物品之抽氣櫃活性碳。本研究選定桃園某家電處理廠為製得含氮活性碳之測試場所，採用程溫汞脫附程序將吸附的汞脫除並由汞偵測儀分析訊號值後，轉化為汞的含量值。可以發現隨著時間增加，汞吸附量也隨之增加，第五個月的吸附值約為110 $\mu\text{g/g}$ ，是飽和吸附量的30%。可以發現隨著時間增加，底層與表層的含硫活性碳吸附汞的量也隨之增加，底層的樣本明顯較表層吸附量高出許多，底層含硫活性碳第4個月的吸附值約為25 $\mu\text{g/g}$ ，是飽和吸附量的25%。相較之下，我們自製的含氮活性碳在廠內汞吸附裝置內有較商業含硫活性碳顯著的汞吸附能力。本研究選定桃園某家電處理廠一年商業含硫活性碳用量1000公斤，改採用水熱法生產的含氮活性碳可減少年碳排量

是1500公 CO₂eq。本研究採用水熱轉化廢冰箱隔熱泡棉為含氮活性碳。除了可減量廢棄物，亦可將廢棄物轉換為有用的碳材產品，創造效益。

參考文獻

- (1) Gadhave, R. V., Shrray Srivastava, Prakash A. Mahanwar, Pradeep T. Gadekar, Recycling and Disposal Methods for Polyurethane Wastes: A Review, Open Journal of Polymer Chemistry , 9, 39-51, (2019)
- (2) Guo X, Wei Zhang, Lixin Wang, Jinyu Hao, Comparative study of nitrogen migration among the products from catalytic pyrolysis and gasification of waste rigid polyurethane foam, Journal of Analytical and Applied Pyrolysis 120, 144–153, (2016)
- (3) Kim, Cheolho, Kiwon Kim & Jun Hyuk Moon, Highly N-doped microporous carbon nanospheres with high energy storage and conversion efficiency, Scientific Reports 7: 14400, (2017)
- (4) Saba A, Saha P, RrzaA M T. Co-hydrothermal carbonization of coal-biomass blend: influence of temperature on solid fuel properties. Fuel processing technology, 167: 711-720, (2017)

電池碳回收製作複合碳雙極板之研究

賴維祥 吳信達 林雅其 楊玉琳

國立成功大學前瞻綠色產業科技研究暨驗證中心

EPA-111-XB11

摘要

本研究前期以鋰電池回收處理安定技術化為主要核心研究，其中鋰電池、鉛電池、乾電池及固態電池規格，每一顆電池內含電量是不相同的，因此回收處理更加不易。在圓電池、方電池或片狀電池中，主要特徵材料在於負極一都是碳材料為主(除鉛電池)及正極材料內填加的導電碳材料等，為了提高資源效率和可持續性，採用循環經濟模式來改變電池材料從產生，是一種可持續發展思路。廢舊鋰離子電池行業對自然資源的利用-->製造-->使用-->廢棄物，應當以自然資源的利用-->製造-->使用-->可用資源(廢棄物)-->新材料，保持材料可在一個循環中，並通過新製程再利用、再修復、再製造和再循環來處理有價金屬的回收。本研究電池安定化後以負極為主要處理議題，內循環系統設計回收提煉銅回收及碳純化技術，以達到綠色環保要求。電池中的碳材料由上述碳材料前處理後，依混合比例入置模具內，經由1.5T 壓力，於250°C 溫度反應，電池碳回收製作複合碳雙極板量內電阻為8~15Ω，傳統市售(加拿大)複合碳雙極板約11~30Ω 之間。其成果將導入燃料電池複合雙極板材料的開發中，使再生材料有了新的用途和價值，循環利用視角進入了國際氫能碳材料使用。

關鍵詞：電池回收、燃料電池複合雙極板、負極、碳

一、前言及研究目的

生活中充滿了各式各樣的3C 產品及電動載具，都要電池來驅動各類的電器。電池回收企業也將被譽為電池行業的下一個千億級藍海，對推動電池產業綠色健康可持續發展具有重要意義。根據 Circular Energy Storage 的資料顯示，2025 年，全球電池回收能力將激增至目前的近 10 倍，且預計明年起全球電池回收能力將超過現有的廢舊電池供應量。Circular 資料還顯示，到 2025 年，工廠的回收能力可能將會是廢電池供應量的三倍[1]。

據 Isabella O'Malley 記者報導，英國從 2019 年 4 月到 2020 年 3 月，鋰離子電池在其回收和廢物處理設施中引起的火災增加了 38%，即在 12 個月期間發生了大約 250 起火災。鋰離子電池含有許多有毒且難以分離的化學成分，因為它們不是為可回收而設計的。過渡金屬和有毒鋰鹽可能對環境造成破壞，因為它們能夠污染土壤和水源，這就是為什麼將它們與傳統固體廢物分開很重要的原因[2]。Shegerian[3]於 2022 年 3 月 EIR Blog 報導中，提到電池需要透過正確的方式來回收，將它們扔進垃圾桶及回收箱都是不正確的行為，這些動作中的任何一個都可能導致致命的危害。當您將電池扔進垃圾桶時，您可能會在不知不覺中起火。

Bird[4]等人提出，目前用來回收廢棄鋰離子電池的方法主要有三種。(1)通過拆卸電池和物理分離電池組件來直接回收用於鋰離子電池的正極材料。與其他方法相比，直接回收所需的材料和能源更少，但需要更多的人工來拆卸電池組件以供重複使用。(2)火法冶金法利用熱能(通常對電池殼和有機成分進行燃燒提供)和還原劑將電池成分還原為可分離的金屬和熔渣。火法冶金比其他方法需要更多的能源和成本，且不能用於回收鋰，但其可適用於回收各種類型的電池(不僅限於鋰離子電池)。(3)濕法冶金法使用水溶液從電池中提取金屬化合物，然後選擇性沉澱以回收單一金屬化合物。濕法冶金比火法冶金所需的設施成本和能源更低，但相對的需要更大量的試劑和水來處理電池。火法冶金法和濕法冶金法均需要進行預處理來製備電池材料以便於進行下一步的加工。

現代濕法煉銅法主要流程為酸浸-萃取-電積，氧化銅加酸攪拌進行化學反應產生硫酸銅及硫酸鐵溶液，再通過萃取和反萃取，去除鐵元素，最後通過電積生產處99.9%以上的陰極銅。廢舊鋰負極濕法回收過程主要包括前處理、浸出和產品回收。前處理過程通常包括放電、粉碎、拆解，放電可以包

括物理和化學放電。常規的濕法銅回收技術是將廢舊電池放電、剝離外殼篩分出負極材料，採用機械振動方法將負極材料上銅箔表面的碳粉脫落掉後，採用清水對銅箔進行清洗，得到清潔的銅箔電極材料；將上述得到的材料進行溶解浸出並過濾，濾液進行銅離子濃縮富集處理得到銅離子濃縮液；同時將銅離子濃縮液調節 pH 至3.8左右制得 $\text{Cu}_x(\text{OH})_y$ 和 Cu_xO_y 等化合物沉澱，後再過濾； $\text{Cu}_x(\text{OH})_y$ 和 Cu_xO_y 等化合物沉澱洗淨乾燥後研磨、破碎，製成粉末，向粉末通入還原氣體進行還原處理，制得銅粉，制得的銅粉後續可作為各種複合材料的工藝原料[5-6]

為瞭解決長時間溶解分離和淨化過程的問題，未來的研究趨向是直接從浸出液中再生功能材料，省略掉分離步驟。一種典型的再生方法是在淨化後調整溶液組成，然後沉澱和煅燒，如圖1所示[7] 由於大幅度減少了加工步驟，從而提高了經濟效益，減少了對環境的影響，這種方法可認為是一種更為可持續的廢舊鋰離子電池銅回收戰略[8]。

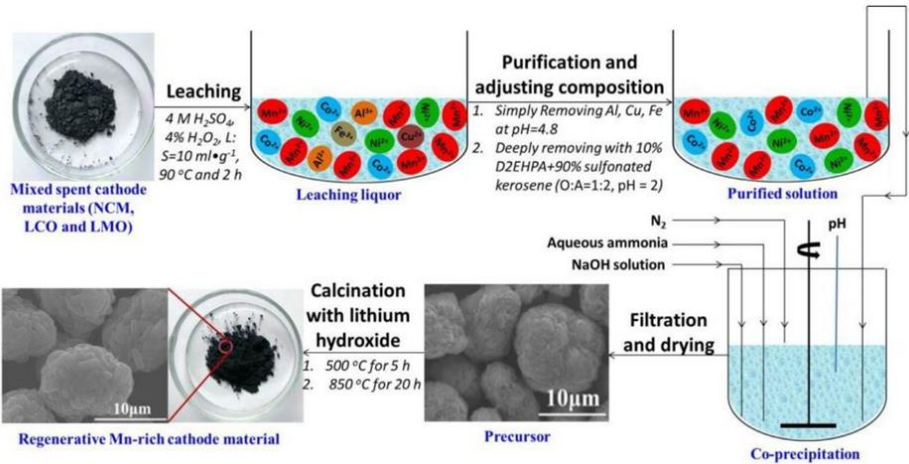


圖1 廢舊鋰離子電池正極材料再生的典型流程

電池的四個主要構成部分為電極（含正極與負極）、電解液、隔離物及罐體。此四種主要組成的功能與材料的要求因電池種類的不同而有些許的差異，不過整體而言，二次電池的原材料約佔全部製造成本的六成以上，目前國內二次電池製造的關鍵原材料多數需要仰賴進口(日本)，我國目前能夠自給自足的部分僅限於罐體(宏全國際，電池罐體佔公司營收約3%)、導電碳(中鋼碳素)、膠合劑、機器設備(崇越科技，致茂科技)以及少數沖壓零件等如表1所示[9]。

表1我國二次電池上游原材料及設備供應商

項目	二次電池主要構成部分	附註	國內投入之廠商
電池廠	含正負級材料	由活性物質與導電極板所構成，製作電池，而依其所發生的氧化或還原反應又有陽極（負極）與陰極（正極）之分。 圓柱型、軟包型、方型 鋰三元及磷酸鋰鐵	正極：美琪瑪、立凱-KY、康普 負極：中鋼碳素、碳極綠能科技、尋碳坊 能元、喬信、昇陽、有量、格斯、迪吉、長利、台達電、長園科、致茂
	隔離膜	放置於兩極之間，作為隔離電極的裝置，藉以避免兩極上的活性物質直接接觸而造成電池內部的短	高銀化學、明基材

零組件廠	電解液	路。但隔離膜仍需能讓帶電離子通過，以形成通路。在陰陽極發生了氧化還原反應後，電子透過外部線路傳遞而產生電流，在內部帶電離子則是透過電解液在陰陽極之間傳遞，採用一個好的電解液可使陰陽極的放電更有效率。	台塑、聚合
	罐體	作為電池的外殼，主要用以保護內部結構	宏全國際、龍記鐵材公司
	保護 IC	保護 IC	飛虹、新德、偉銓、光閎田
設備廠	其他	-	鼎鉅、台灣日鑛、衍春
	機器設備	檢測儀器及自動化機器	崇越科技、致茂科技、亞泰金屬、友煜
回收廠	前處理設備		太菲瑪企業、英屬金鎖匙亞洲投資集團
系統設計	電池模組廠商、整合組裝		AES-KY、順達、加百裕、西勝、新普、廣知工程科技股份有限公司、環中科技
國際合作	國際通路		誼家傢俱(惠陽)有限公司、菲律賓皇家國際商務中心、PHP BUSINESS ENTERPRISE EUROPE LTD.

2012年汪正祺等人[10]提出流體在葉片推動下旋轉，由於離心力作用將流體向外甩出，速度向量在葉片往外呈現徑向流動，撞擊壁面產生滯留點且隨轉為軸向流動，而滯留點處出現停滯壓，並形成上下兩個循環流場，當葉片寬度為0.025m 時，壓力最大絕對值出現在接近葉片終點的位置，且壓力的最大絕對值為 $4.128 \times 10^{-4} \text{Pa}$ 對於改變攪拌葉片長度隊片上元表面之影響方面，當葉片長度為0.0975m 時，壓力及職的位置為葉片外緣，且葉片長度越常壓力極值小。針對改變攪拌葉片傾斜角度方面，結果顯示傾斜角度越大流體對葉片所施加的壓力變化越大。由於壓力不斷轉變表示流體流動行為較為複雜，此現象有助於反應物之間的交互作用。故此，本計畫不僅著重在三維桶槽之設計並同時研究保護環境的回收技術。

在之前的研究中，吳信達博士團隊[11]研究回收廢磁極片作為亞鐵陽極材料製成。此技術可包含與節省化學純化，煅燒氣體回流。另一方面，團隊亦用廢金屬回收技術製作陰極材料[12]。研究目的為將定量的鐵放入同濃度的酸液並找出溶解度跟體積比率在同時間點的關係。兩項技術的優點都為低成本與易製程。在 2008 年，吳信達博士研究出非保護性氣體結構設計 - Non-protective gas (NPGSD)。

因此本校前瞻綠色產業科技研究暨驗證中心基於過去的經驗，以「電池碳回收製作複合碳雙極板」為本研究討論重要執行項目。提出將電池回收再利用最大化之方法。針對負極回收碳可作為未來燃料電池雙極板之材料，分別就傳統一次電池（包括鹼性電池、碳鋅電池等）與鋰二次電池之電池回收方法不同，在結構上，乾電池不論是酸性或鹼性的皆以鋅為陽極，二氧化錳為陰極。兩者都有共通之正負極材料，因此在廣泛使用下，碳、鐵、鈷、鎳及錳等正負極材料在電池中扮演的角色是一非常重要。

因此，我們從回收的角度提出這些正負極材料及從不同的物質或是廢棄物上，再合成我們所需之含正負極材料等新的材料，所以本研究延伸主題「電池安定化及綠色回收提煉技術」更加為重要。

二、研究方法

目前大宗使用以鋰電池、乾電池及鉛電池為主，但未來大量電動車電池、3C 電池規格、接點樣式不同，電池電量大於 2A 時就必需考量回收時電池安定及分解產生之效益，對於存放、運送、拆解、環境及人員操作的危險因數，此階段以可持續發展(SDGs)之研究為主要探討，將負極材料提取及純化，同時將殘留的銅合成次氯酸銅、氫氧化銅或鹼式碳酸銅，液體回流至反應槽循環使用。

2-1.實驗設計流程

本研究以安定化後提取負極為主要處理，內循環系統設計回收提煉銅回收及碳純化技術，以達到綠色環保要求，利用三維反應設計回收水溶液與純化技術，將碳與銅離子液體分離後，電池碳回收製作成燃料電池複合碳板；銅離子液體經過濃縮分離後合成次氯酸銅，再將所產生的廢液加入循環水槽，同時調和水質到 Ph 值為7的液體，可以更多地循環再利用，達到可持續循環的目的，實驗流程圖如圖2所示。

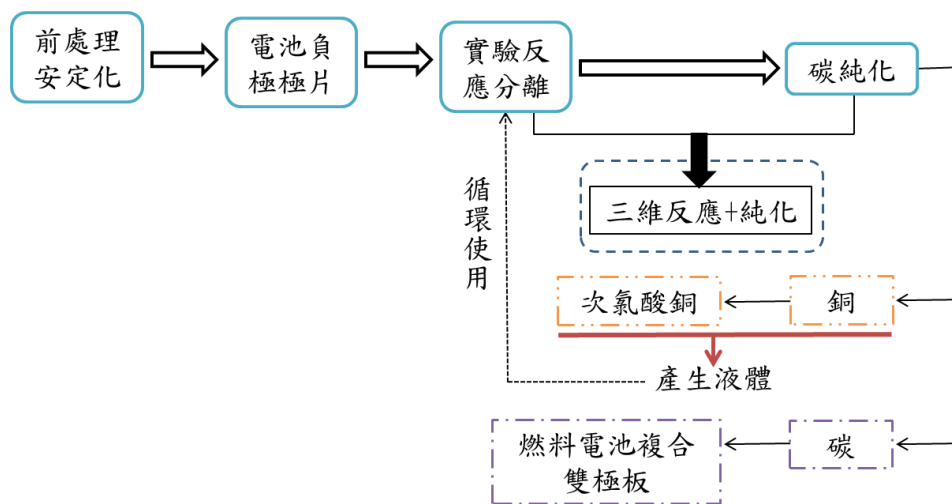


圖2實驗流程圖

同時綠色回收提煉技術：目前與相關企業討論導入產業生產流程，從電池安定化後，解決優勢導入電池回收工藝、廢水再利用之再生系統為成果二，如下圖3所示。

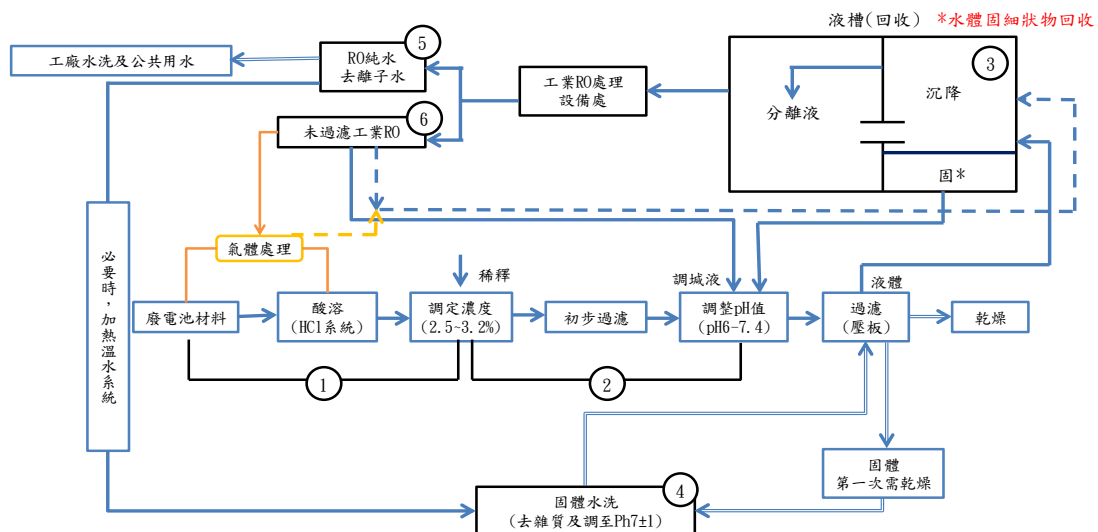


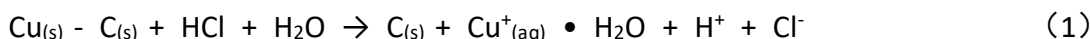
圖3內循環綠色化工回收技術

燃料電池雙極板材料：由電池回收中的碳，以項目純化精煉技術，將分流兩類別用途，第一回到電池負極、第二導入燃料電池原料使用，燃料電池是未來新能源發展的重要資源，本團隊亦長期開發燃料電池系統及不斷突破電池材料改善，從回收的角度導入氫能源，更是值得重視。

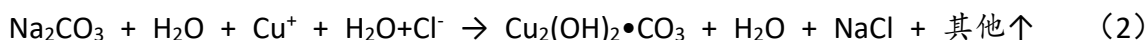
三、結果與討論

3-1. 碳分離實驗設計

工程技術上，廢舊鋰離子電池濕法冶金回收法是使用次數較多工藝法，主要包括預處理、活性物質浸出和產品回收過程。以 HCl 作為浸出劑，浸出率較高，但在溶解浸出過程中會有少量氯氣和鹽酸氣體分子揮發出來，通常在酸浸的同時也有科學家會考慮在溶液中加入無機還原劑，如雙氧水、亞硫酸鈉、硫酸氫鈉等，其中使用較多的是雙氧水。以負極材料回收銅箔為例，主要反應式如下：



合成反應式：



為瞭解解決長時間溶解分離和淨化過程的問題，未來的研究趨向是直接從浸出液中再生功能材料，省略掉分離步驟。一種典型的再生方法是在淨化後調整溶液組成，然後沉澱和2煅燒。由於大幅度減少了加工步驟，從而提高了經濟效益，減少了對環境的影響，這種方法可認為是一種更為可持續的廢舊鋰離子電池銅回收戰略。碳分離實驗流程設計圖如圖4所示。



圖4碳分離實驗流程圖

1) 預處理

預處理的目的是為準備好實驗前要用的材料，本研究實驗用的鹽酸是出廠濃鹽酸，通常含量是36%-38%。將其當成100%原液濃鹽酸稀釋成40%稀鹽酸，配製500 mL 量，即4.68mol/L。

2) 溶解過濾

每個組10g 原材料分別以：第一大組是純鹽酸組，在燒杯內加入50mL 稀釋後的稀鹽酸，然後放入磁石，利用兩台磁力攪拌器分別計時攪拌，以提高實驗效率。攪拌溶解後進行過濾；第二大組為雙氧水與稀鹽酸混合組，以0.15: 1的比例混合，做法同上。

3) 沉積

模仿現實生產車間反應槽的實際情況，將上述步驟同一大組所得的不同濾液混合起來，然後進行沉積實驗。濾渣則需要清洗兩遍後烘乾並研磨成粉，以便於 SEM 測其表面形貌。

3-2. Cu-C 負極原料分析

本研究針對電池廠負極銅碳分離後，碳純化技術的研究過程，負極片如圖5所示。除銅方法以濕法反應和萃取法為主及未來設計提煉反應工程，研究導向將銅殘存的元素分離，以符合產業純化、低成本思路，並回收液再利用的循環系統合成的 $\text{Cu}(\text{OH})_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 前驅物。從圖6可明顯看出碳粉中少量銅片的微小顆粒，是本研究的回收處理核心，經 SEM 放大後的表面形貌如圖7所示，微觀上觀察碳粉的表面在未處理時銅片殘留[13]。



圖5 Cu-碳負極片

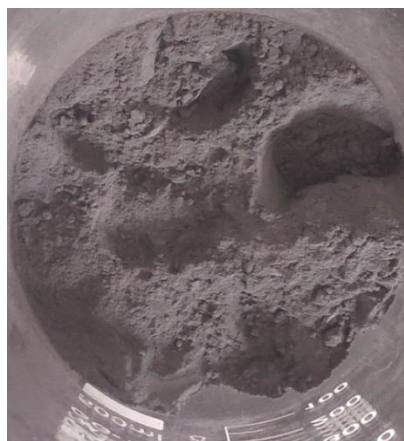
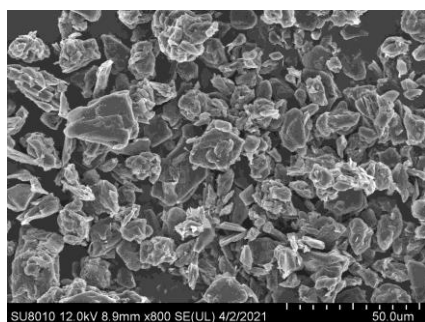
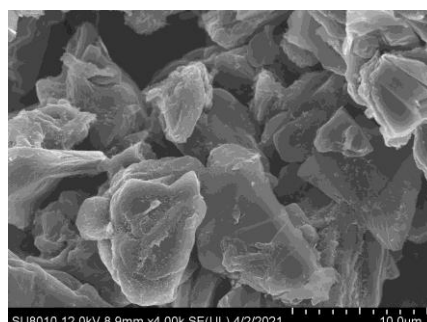


圖6 未經處理的負極材料



a 未處理 x800倍



b 未處理 x4000倍

圖7 未處理樣表面形貌

3-3. 鹼式碳酸銅前驅物單體初步反應實驗分析

3-3-1. 不同 pH 值對銅單體溶液的變化及分析

實驗中鹼式碳酸銅($\text{Cu}_2(\text{OH})_2 \cdot \text{CO}_3$)前驅物為濾渣沉澱反應，並以定量添加 pH 進行記錄，如表2、3所示。

表2 鹽酸組反應實驗變化

序號	加入 Na_2CO_3 總量 (mL)	pH	反應時溶液顏色記錄	狀態記錄說明
1	0	0.14		可以觀察原溶液顏色為黃綠色
2	6	0.14		第一次滴加6mL 氫氧化鈉溶液混合後溶液黃綠色慢慢變淺

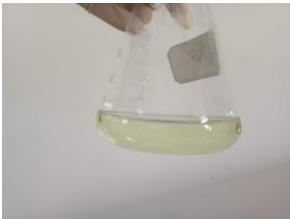
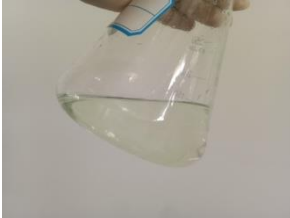
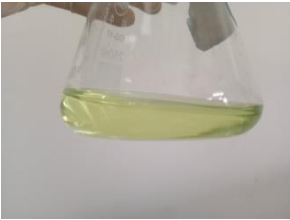
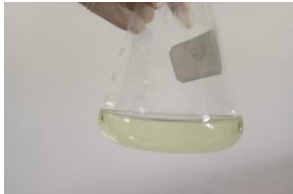
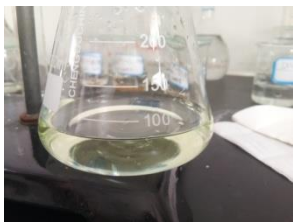
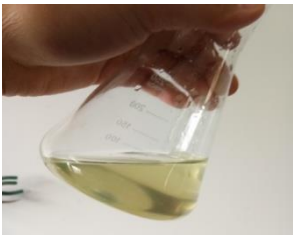
3	12	0.22		每隔6mL 測一次 pH，溶液黃綠色顏色也逐漸變淺
4	18	0.30		
5	24	0.30		
6	6	0.54		溶液顏色由淺黃綠色變為淺黃色
7	12	1.02		
8	12.5	1.10		
9	13	1.26		每隔0.5mL 滴加氫氧化鈉溶液混合反應後溶液顏色淺黃色逐漸褪去，逐漸過渡到無色
10	13.5	1.50		
11	14.21	7.49		溶液開始出現乳狀物，溶液變渾濁
12	14.4-15.91	11.27		乳狀顏色逐漸加深
13	16-16.5	11.45		

表3 鹽酸-雙氧水組反應實驗變化

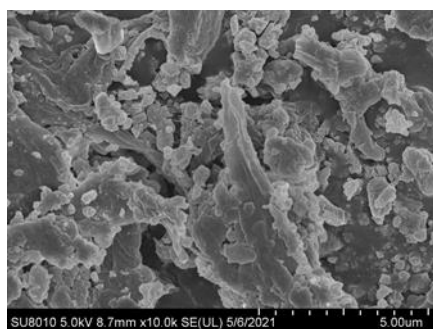
序號	加入 Na_2CO_3 總量 (mL)	pH	反應時溶液顏色記錄	狀態記錄說明
1	0	0.14		可以觀察原溶液顏色為黃綠色

2	6	0.14		第一次滴加6mL 氫氧化鈉 溶液混合後溶液黃綠色慢慢變淺
3	12	0.22		每隔6mL 測一次 pH, 溶液黃綠色顏色變得更淺, 轉變為淺黃色
4	18	0.38		
5	24	0.38		
6	6	0.7		每隔0.5mL 滴加氫氧化鈉 溶液混合反應後溶液顏色淺黃色逐漸褪去, 逐漸過渡到無色
7	6.5	0.86		
8	7	0.86		
9	7.5	0.94		
10	8	1.02		
11	8.5	1.18		
12	9	1.26		
13	9.5	1.58		
14	10	2.54		
15	10.3	11.00		溶液開始出現乳狀物, 溶液變渾濁

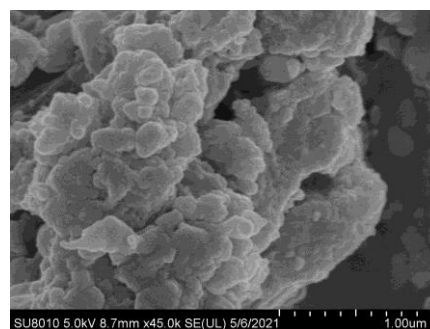
反應變化後
量測反應至7.21 pH

3-3-2. 鹼式碳酸銅前驅物 SEM 形貌結果分析

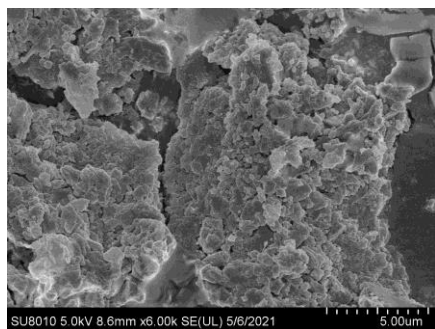
實驗研究的鹼式碳酸銅($\text{Cu}_2(\text{OH})_2 \cdot \text{CO}_3$)前驅物為濾渣沉澱, 為明確前驅物是什麼及其形貌, 將通過 SEM 設備進一步探究。採用上述實驗的方法, 兩大組分別有3組平行實驗進行比較, 1組對照實驗。鹽酸浸出得到的濾液, 將10min、20min、60min 所得溶液混合在一起, 共3小組, 前驅物表面形貌如圖8所示, 分別標記圖8a、b、c, 對照實驗是從3小組平均取樣而得, 標記圖8d。從中可看出, 3小組所得沉澱形貌多數呈球狀, 滴定所得沉澱對應記錄的 pH 值大小相差不大。



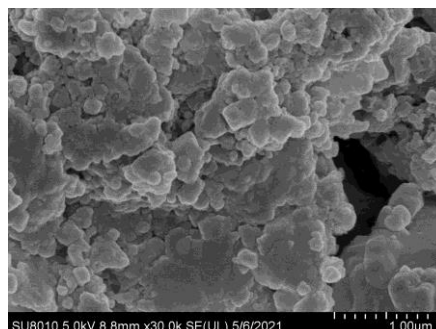
a 終點 pH 11.45



b 終點 pH 11.45



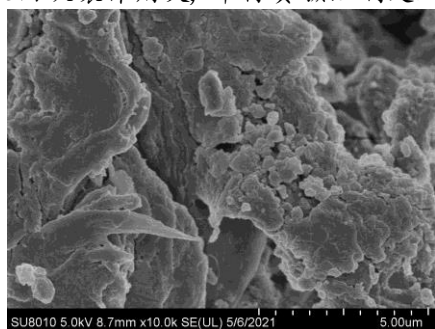
c 終點 pH 11.27



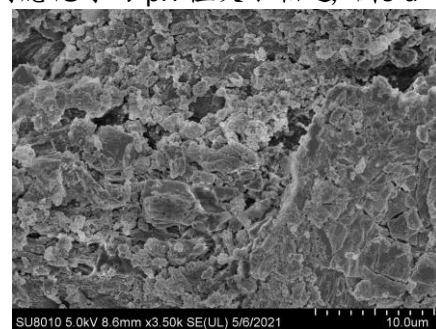
d 終點 pH 11.36

圖8 50mL40%鹽酸浸出所得的前驅物

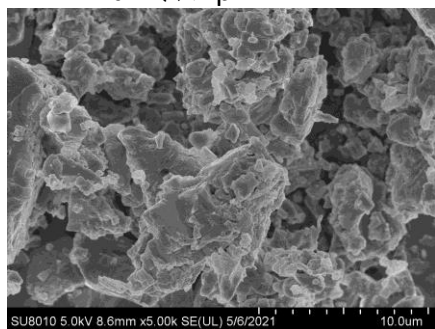
鹽酸和雙氧水混合浸出得到的濾液，重複上述步驟，前驅物表面形貌如圖9所示，3小組則分別標記圖9 a、b、c，對照實驗標記為圖9 d。從中可看出，3小組所得沉澱形貌雜亂無章，說明雙氧水對化學物質的表面破壞作用大，平行實驗組滴定所得沉澱對應記錄的 pH 值大小相近，圖9 d 的 pH 值偏小。



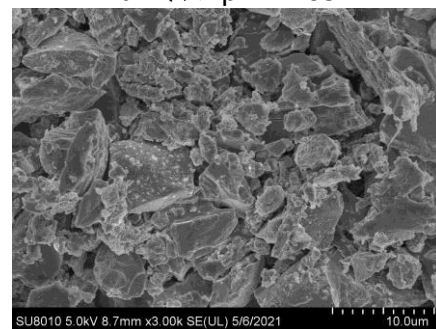
a 終點 pH 11.72



b 終點 pH 11.63



c 終點 pH 11.63



d 終點 pH11.18

圖9 50mL40%鹽酸和30%雙氧水1: 0.15混合浸出所得的前驅物

3-4.電池負極分離純化技術

電池負極分離純化技術，是利用實驗級三維反應桶槽溶解過濾後，在濾液中的銅離子包括銅液和水洗過的表面銅，從 Cu^+ 的反應式取 $\text{Cu}_2(\text{HO})_2\text{CO}_3$ 的結構到理論上的 $\text{Cu}_2(\text{HO})_2\text{CO}_3$ 用於樣品保存。未來，粉末將轉化為 Cu_xO_y 或 $\text{Cu}_x(\text{OH})_y$ 或 $\text{Cu}_x\text{M}_y\text{O}_z$ 或高純度 Cu 金屬。在不同銅離子濃度的反應合成下，生成的化合物 Cu^+ 含量也因銅離子與鹼金屬 OH 反應而平衡，帶電離子中的狀態變化導致結構不同，從而導致不同的顏色特性如圖10所示。

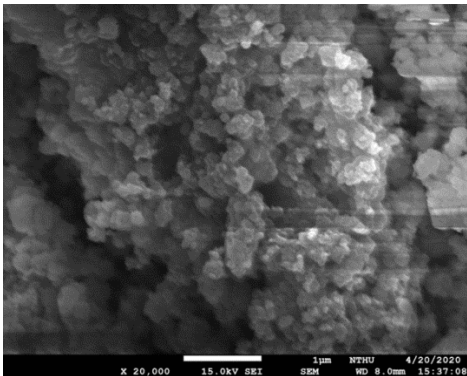
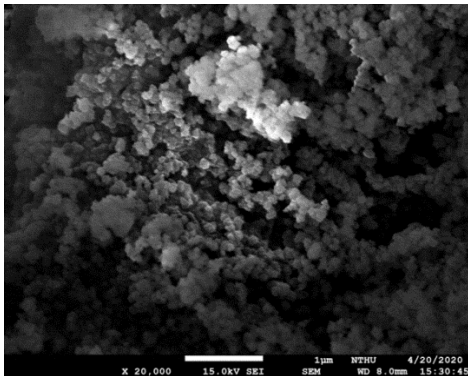


圖10濾液中的銅離子回收分離純化樣品圖

3-4-1.銅離子含量調節的 SEM 分析

從電池負極分離純化技術之銅離子含量調節的 SEM 分析進行了探討，由下圖 SEM 分析可知，在 20000 倍放大下，不同銅離子濃度生成的銅離子化合物的結構差異，如表 4 所示。樣品 A 的產物結構，銅離子濃度為 10-13.5% 為 <100nm 的球形，與樣品 B 濃度為 3-3.5% 的銅離子化合物相比，在相同放大倍數的 SEM 下，銅化合物粒徑樣品 A > 樣品 B，由於銅離子濃度不同，粉末的大小也有所不同。

表4不同濃度銅離子生成的銅化合物的 SEM 比較

	樣品 A 銅離子含量為 10~13.5%	樣品 B 銅離子含量為 3~3.5%
SEM X20000		

3-5.碳表面處理銅殘留討論

在電池碳回收中，隨機抽取且未做任何處理的 3 個樣品，宏觀上碳粉分佈均是密集、無規律。微觀上，未處理樣 1 碳粉表面光滑；樣 2 表面可看出些許零散的小顆粒附著在碳粉上；樣 3 碳粉表面顆粒更為明顯觀察出來，初步判斷其是未知的表面膜和銅。經 SEM 放大後的表面形貌如圖 11 所示，探討碳表面銅殘留現象，便於在後處理上分辨不同攪拌時長的碳粉上，會殘留多少微量的銅。

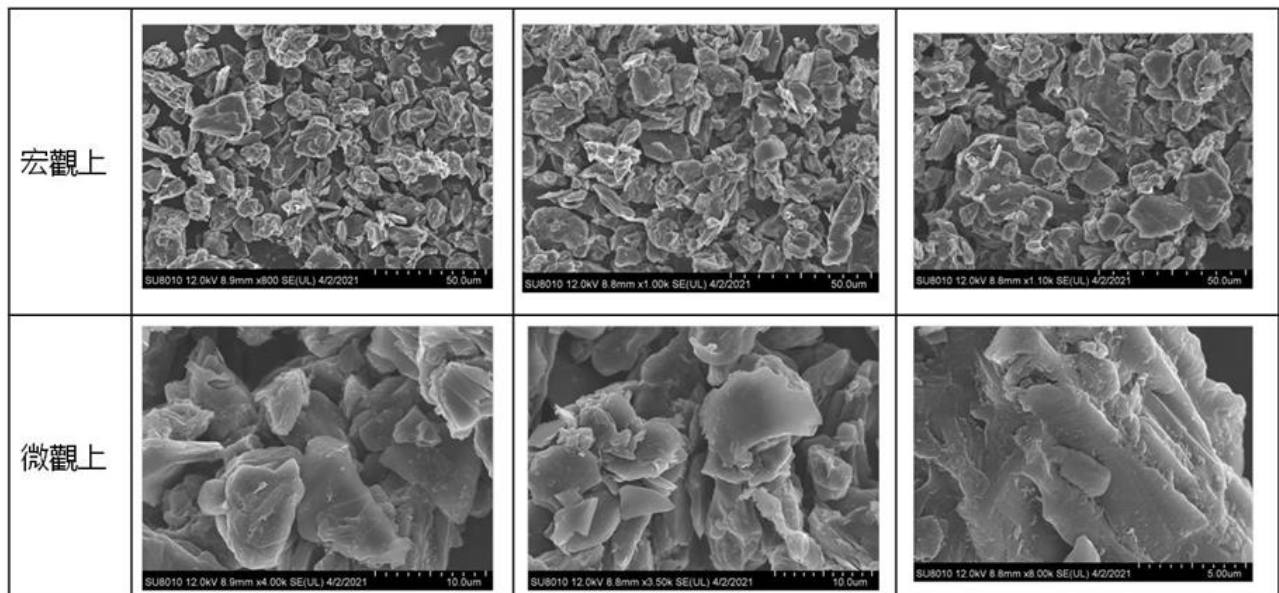
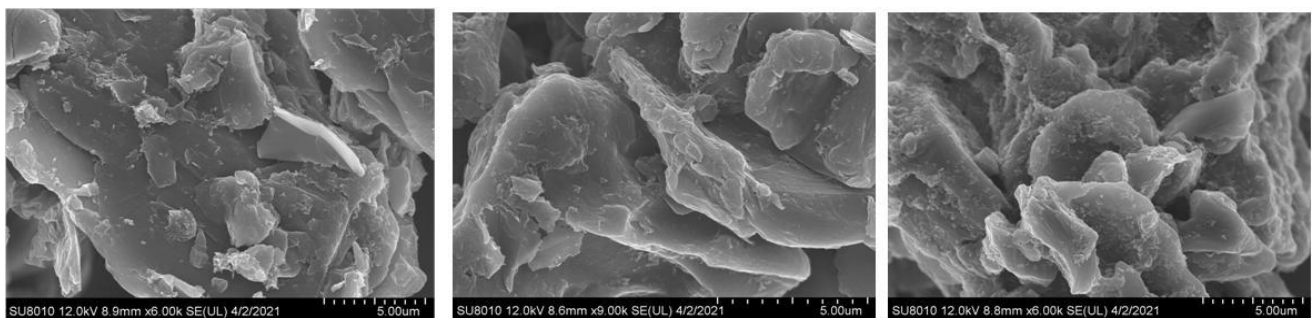
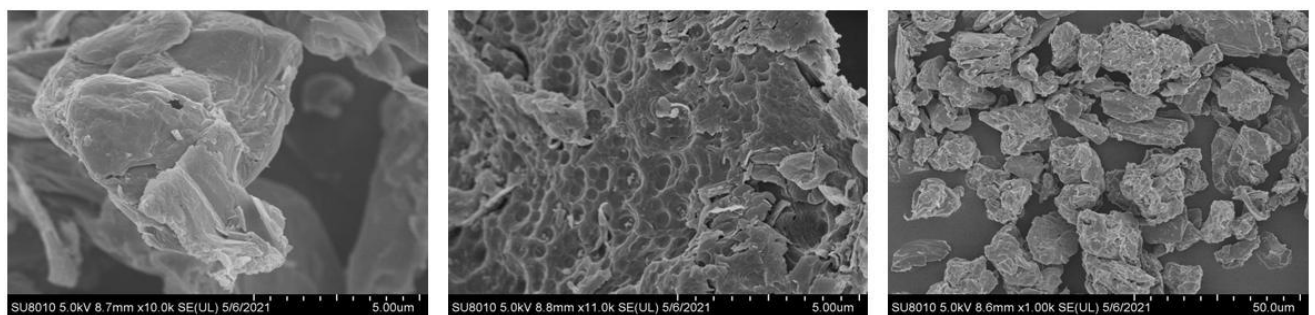


圖11 SEM 未處理碳分析

碳材料處理後經 SEM 形貌分析成果，負極材料銅的浸出效率，在相同含量的浸出液中通過比較不同攪拌時長下的浸出過程，第一大組浸出液為40%鹽酸，浸出時長分為20min、60min，第二大組浸出液為40%鹽酸和30%雙氧水以1: 0.15的混合液，浸出時長同樣分為20min、60min，如圖12碳材料處理 SEM 形貌結果分析所示。



50mL 40%鹽酸浸出60min



50mL40%鹽酸和30%雙氧水1: 0.15混合浸出20min

圖12碳材料處理 SEM 形貌分析

3-6.碳製作複合雙極板模具

碳經預處理後，進行雙極板合成，如圖13壓力模具加工，本雙極板模具可使用2*2~3*3膜電極組(MEA)，加壓總力1.5t。



圖13模具加工

由上述碳材料前處理後，依混合比例入置圖13模具內，經由1.5T 壓力，於250°C 溫度反應，雙極板成果如圖14所示，並量電阻平均為10.6Ω，傳統複合碳雙極板約30-70Ω 之間。而本研究之電池碳回收製作複合碳雙極板與市售複合碳雙極板內電阻比較表，相較於市售複合碳雙極板電阻>30Ω，則本研究電池碳回收複合碳雙極板，再經由100°C 沸水煮過後，其電阻值仍<15Ω，如表5所示。

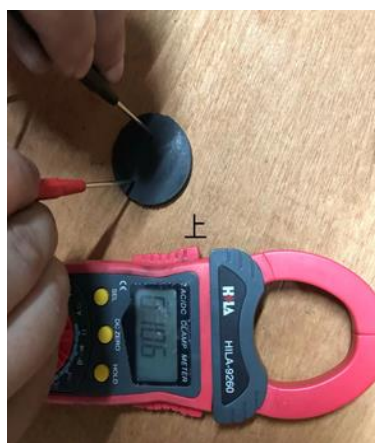


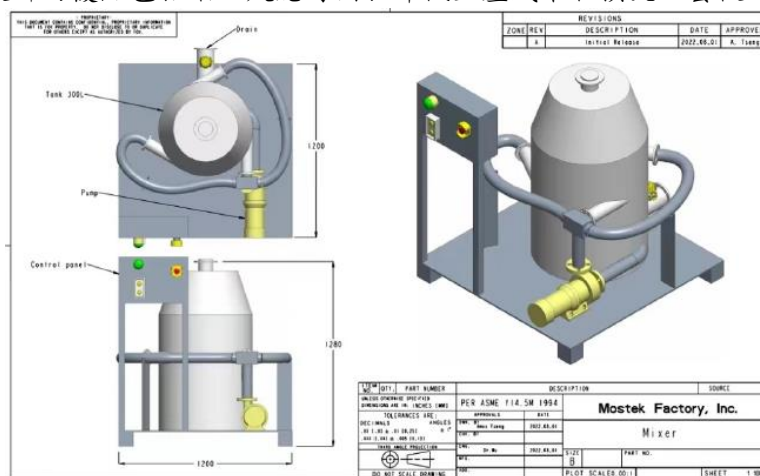
圖 14燃料電池複合碳雙極板電阻分析

表5本研究複合碳雙極板與市售複合碳雙極板電阻比較表

	本研究電池碳回收製作複合碳雙極板	市售複合碳雙極板 (加拿大)	本研究複合碳雙極板，經由100°C 沸水實驗，前後電阻
電阻值	8~15Ω	11~30Ω	14.3Ω
樣品實際測量分析			

3-7.實驗級三維反應及純化槽設計示意圖

經由前期實驗室小型實驗，針對電池粉碎片材料特性，藉由反應狀態而設計此實驗級機台，同時與企業製程探討，為減化操作流程及符合經濟效益，因此實驗級三維反應槽暨純化設備，如圖15所示。實驗級三維反應桶槽的內循環綠色化工回收技術，將電池回收廢液作為重金屬廢液處理。這種設計可以克服粘性流體的粘性力，使反應槽混合均勻。反應中的氣體可循環使用，回收過濾後產生的水可在反應池中回用。這種設計的優點包括縮短反應時間、降低生產成本和擴大工藝後的參數變化。



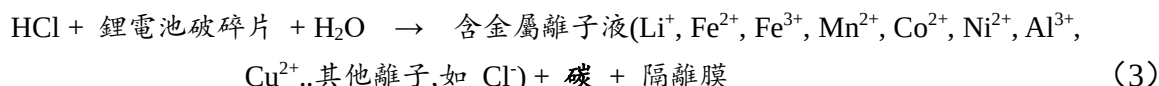
零件說明：

- 1.防酸鹼馬達 1PH 220v 3P (80~150/Min)
- 2.耐藥性佳、抗酸鹼性強、桶體不腐蝕 300L 主桶
- 3.配管及噴嘴、手動球閥、主桶排水閥
- 4.基本手動電控箱

圖15實驗級三維反應槽設計示意圖

本實驗級反應槽使用流程於電池破壞後之碎片料，將置入於三維反應槽反應，反應時間依原電池材料而定，以 10~50 公斤之反應量計算，鋰鐵系列約 30 min 為一批次；鋰鈷、鋰三元系列約45 min，反應後即完成此設備主要工作，下一步驟進行固液分離，將碳材料分離出來。本設備反應條件說明如下：(1)投料：每批次0.5-50 公斤以內的試驗碎片料。(2)產出：主要有金屬離子混合液(過去完成相關正極材料研發)、固狀物(含碳材[本次主要處理的碳材料]、隔離膜)。(3)相關反應式：

1) 主要反應式：



2) 碳材料取出，進行乾燥後導入複合雙極板加工過程。

四、結論與建議

本研究完成第一年進度碳材料純化反應，由於鋰電池的回收量較大，規劃安定處理量亦隨之放大，即原預定在第二年進度提前至今年執行，然而廢舊電池回收再利用已是國際問題，更是目前各國關注及發展的焦點，尤其廢電池常期在環境中有金屬污染物的釋放外，尤其鋰電池的存放環境問題、及拆解經常有安全的事件發生。整體資源回收再利用已成為目前產業之顯學，本計畫預期在年底完成三維反應槽後，第二年將趕上目前預定進度，並開啟技術推廣至產業界的良好績效，因此本研究針對電池碳回收製作複合碳雙極板，執行成果結果如下說明：

- 1) 負極碳粉在前處理時銅及膠體的殘留，本研究以環保思路將處理液銅、碳粉及三維反應槽設計分別討論。
- 2) 三維反應槽設計，經由碳粉破碎提取實驗流程，利用反應流體現象加速反應亦防止乳化分層，是利用三口進料造成內部壓力，與桶槽內葉片轉動的壓力形成壓差，進而使桶槽內部形成一個三維的流動，同時與企業製程探討，為減化操作流程及符合經濟效益，因此兩者結合為三維反應槽暨純化設備，控制因數如：Ph 值、溫度、添加反應物的均勻混合，粒徑微小、均勻

化等，且有效節省成本，未來更能多元利用在鋰系氧化物正極材料及其他回收製程應用，並有效解決環境污染之議題。

- 3) 根據實驗確定回收鋰負極中銅的最佳浸出劑是40%鹽酸與雙氧水以1:0.15比例混合的混合液。從碳粉表面 SEM 形貌圖比較，未能確定回收銅含量的最佳酸浸時間。與單純40%鹽酸浸出相比，在該濃度比酸浸 Cu-C 負極回收銅的回收程度高，且不與碳粉本身反應。
- 4) 電池回收之負極碳材料，經後處理之 SEM 形貌分析成果，負極材料銅的浸出效率，在相同含量的浸出液中通過比較不同攪拌時長下的浸出過程，以40%鹽酸浸出時長分為60min，及浸出液為40%鹽酸和30%雙氧水以1: 0.15的混合液，浸出時長同樣分為20min，所生成的負極材料銅的浸出效率較佳，所殘留的銅較少。
- 5) 本研究以電池中的碳材料提出後，依混合比例入置模具內，經由1.5T 壓力，於250°C 溫度反應製成複合碳雙極板，並量電阻為8~15Ω，其明顯小於於傳統(加拿大)複合碳雙極板約11~30Ω之間，則本研究自製電池碳回收複合碳雙極板，再經由經由100°C 沸水實驗，前後電阻14.3Ω。
- 6) 於2014年來的電池回收研究努力成果，在這期間協助企業電池後段回收技術指導，2022年菲律賓皇家國際商務中心合作、與英屬企業鋰電池回收安定化技術衍生合約一份，及與農科院及統一公司簽署合作備忘錄，同時議題進入聯合國可持續發展團隊(UN-SDGs)並簽署合作意向書。

4-1.下年度執行規劃

經由第一年執行成效，於第二年除了提供給電池負極材料外，主要以燃料電池複合雙極板合成、燃料電池複合雙極板製程設備開發，及電池回收材料在利用合作或技術扶持，以探討燃料電池複合雙極板合成製作，以測試、檢驗條件為主，符合環保署補助最大化價值。

第三年度2024 年：前二年計畫，預計將如預估由廢棄鋰電池經回收裝置的處理後，預計可獲得較為純淨的碳材料粉末；同時以小量生產及修正複合雙極板設計，以計畫精神輔導產業生產開發，並自組裝燃料電池堆，同時可供應燃料電池相關產業輔導轉型與發展。

綜合三年後成果，希望行政院環境保護署成為我們指導單位，我們擔任執行者，協助推動未來電池回收應用，讓我們有更好的整合在學術與產業鏈加速落實合作。

4-2.建議事項

本計畫執行期間，與相關業者探討回收合法化，主要規納幾項問題：

- 1) 請環保署提供公函給我校或可公開證明檔，以利與業者溝通使用，主要用於協助電池回收業者洽談電池樣品回收、技術輔導與後續合作處理機會。
- 2) 是否有環保用地或協助變便合法化，及如何申請特許處理執照。同時將配合當地處理，在另行協助與當地的環保局、回收業來商討可行性。
- 3) 電池回收材料處理後的認定，是否可以不以 R 料，以副產物製程定義，可以新材料賣買？這部份亦是幫廠商解決未來的問題，在看是否有突破口，或導入原企業製程。
- 4) 是否要協助另定回收制程法規？輔導回收業合法化，目前撰寫行業規範中。

誌謝

在此研究期間感謝行政院環境保護署 111 年度補助應回收廢棄物回收處理創新及研究發展計畫(契約編號：EPA-111-XB11)、及太菲瑪企業、英屬金鎖匙亞洲投資集團、菲律賓皇家國際商務中心、PHP BUSINESS ENTERPRISE EUROPE LTD.、廣知工程科技股份有限公司、誼家傢俱(惠陽)有限公司、碳極綠能科技、環中科技之經費及技術支持，利順利完成項目執行。

參考文獻

- [1] Mark Burton and Thomas Biesheuve, "The Next Big Battery Material Squeeze Is Old Batteries," Bloomberg Asia Edition, 2022.
<https://www.bloomberg.com/news/articles/2022-09-01/the-next-big-battery-material-squeeze-is-old-batteries?leadSource=uverify%20wall>

- [2] Isabella O'Malley, These Explosions Show Why It's Important to Properly Recycle Batteries, The Weather Network, Oct. 2020.
<https://www.theweathernetwork.com/en/news/climate/solutions/these-explosions-show-why-it-is-important-to-properly-recycle-batteries>
- [3] John Shegerian, Why Battery Recycling Is the Largest Hazard Facing the Recycling Industry, ERI Blog, Mar. 2022,
<https://eridirect.com/blog/2022/03/why-battery-recycling-is-the-largest-hazard-facing-the-recycling-industry/>
- [4] Robert Bird, Zachary J. Baum, Xiang Yu, and Jia Ma, "The Regulatory Environment for Lithium-Ion Battery Recycling," ACS Energy Letters, 7 (2), 736-740, 2022. DOI: 10.1021/acsenergylett.1c02724.
- [5] 濕法煉銅 <https://baike.sogou.com/v3708381.htm>
- [6] 大連理工大學無機化學教研室.無機化學（第五版）.高等教育出版社，2016（1）.
- [7] Y Yang, S Song, F Jiang, J Zhou, W.Sun, Short process for regenerating Mn-rich cathode material with high voltage from mixed-type spent cathode materials via a facile approach, J. Clean. Prod.186(2018)123–130, doi:10.1016/j.jclepro.2018.03.147.
- [8] Yue Yang, Emenike G.Okonkwo, Guoyong Huang, Shengming Xu, Wei Sun, Yinghe He. On the sustainability of lithium ion battery industry—A review and perspective. Energy Storage Materials, 2021, 36: 186-212.
- [9] 元大投顧, 我國另一重點產業—電池產業, 2002/07; 理財網財經知識庫,
<https://www.moneydj.com/kmdj/report/reportviewer.aspx?a=404bdbc1-3210-49d3-8f54-9430e4a0dd3a>
- [10] 汪正棋, 陳俊炫, 郭昭霖, 許顯榮, “攪拌葉片與檔板型態對機械式攪拌槽系統之影響分析”, 2012 全國精密製造研討會, 2012.11.
- [11] Shinndar Wu and Yujyun Liao, International Symposium on Engineering and Natural Sciences (ISEANS), Beijing, August 2015.
- [12] Shinndar Wu and Yujyun Liao, The 5th International Conference on Engineering and Applied Sciences (ICEAS), Hokkaido, July 2015.
- [13] 胡美清, 金偉. 電吸附-電沉積聯合作用下的低濃度銅離子分離. 過程工程學報.
<https://kns.cnki.net/kcms/detail/11.4541.TQ.20201024.1045.002.html>.

環保專案成果結合地理資源視覺化資料展示

徐嘉欣¹、郭偉齡¹、戴士恩²

¹行政院環境保護署環境監測及資訊處

²環資國際有限公司專案經理

摘要

環保署建置「環保專案成果倉儲系統」儲存專案執行過程產製之成果報告與原始數據，同時結合地理資源，建置「資料地圖」導入視覺化數據展示服務，依不同資料類別與需求，提供相對應統計圖或資料組合，讓資料能夠有更多應用可能，達到資料加值之目的，同時冀望藉此鼓勵更多環保專案自主上傳所產製之原始數據。

關鍵詞：原始數據、資料地圖、環保專案

一、前言及研究目的

環保署為我國環境保護相關事務主管機關，致力環境保護科技研究、污染防治技術與規範制定，長期以來累積大量環保專業領域之各類知識資源；除環保署委辦各項研究計畫成果報告外，為滿足環保知識資源蒐整完整性，並進一步推展「智慧政府、綠色公民」之發展願景，環保署開始整合環境領域資料服務、活絡環境資料服務應用及推動公民參與環境治理，於 107 年起發展建置「原始數據共享倉儲(Raw Data Share Warehouse, RDSW)」系統，歸納原始數據蒐集種類與儲存管理作業等，並於 110 年擴充為「環保專案成果倉儲系統 Environmental Protection Project Achievement Warehouse, EPAW)」系統，以處理專案報告與原始數據蒐集之儲存管理作業；同時結合原始數據與地理資訊系統建置「資料地圖」，提供環境監測數據視覺化展示服務，讓環保專案產製之原始數據有更多應用上之可能性。

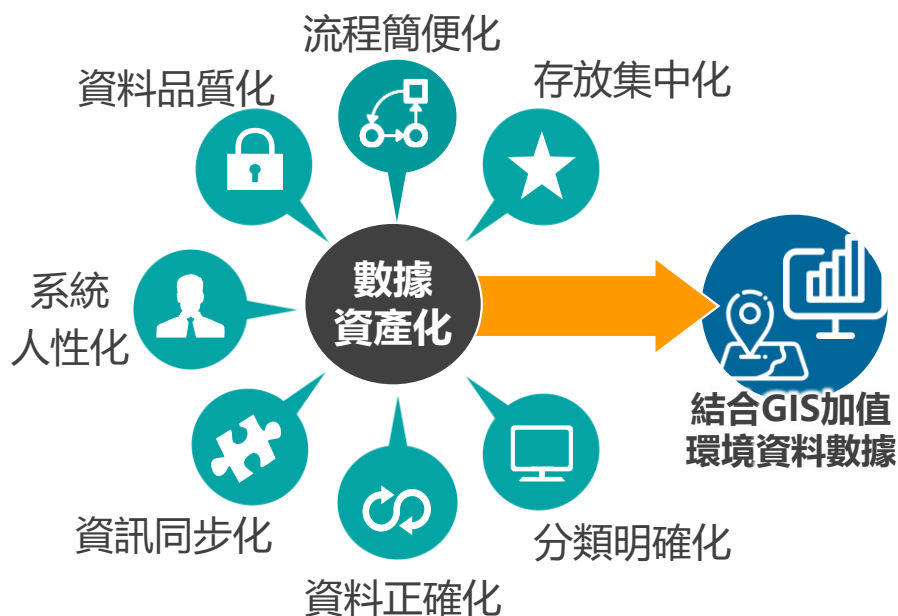


圖 1. 環保署環保專案原始數據蒐集與應用概念

二、研究方法

「環保專案成果倉儲系統」提供收容專案將執行過程所產製之原始數據，當環保專案依標準作業流程進行結案作業，如有專案有產製原始數據且無系統收容，應將其所產製之原始數據上傳；為發揮原始數據橫向及縱向之應用效益，於 110 年擴增 GIS 功能，使用一整合性的資料查詢介面，就系統所

收容之原始數據經過轉化後，可展示數據本身所蘊含的地理圖資及圖形化趨勢，透過進一步的結合、歸納、整理、統計以及分析，讓環保專案資料有更深一層之利用，為未來跨專案資料整合應用布局；資料地圖建置前，即考慮考慮資料來源與應用需求，整合我國內政地理資訊圖資雲整合服務平台(TGOS)及視覺化圖表庫(Apache Echarts)服務，納入下列五點特色與功能，以更貼合使用者檢視環境資料展示之需求。

- (一) 人性化使用者介面，有條件式篩選案件，且能快速切換觀看資料類別，同類別之資料集可同時匯入資料地圖進行檢視。
- (二) 為忠實呈現數據原始狀態，展示資料時間軸為該資料監測時間，同時可讓使用者依其監測頻率或需求，調整以月、季、年之時間尺度呈現，直覺化檢視數據趨勢。
- (三) 可透過自行框選或半徑範圍進行環域分析，以比較不同測站間資料差異。
- (四) 環保專案內之資料主要分為環境監測（大氣、水、土）與生態調查 2 類，資料本質上有所不同，也因此展示上須考慮資料類別本身特性，共計提供直方圖、折線圖、風玫瑰圖、極座標圖、圓餅圖、直方整合折線與雙向直條圖等 7 種不同視覺化統計圖進行展示，部分資料提供使用者切換呈現方式，讓選擇更彈性。
- (五) 提供快速檢視監測組合，大氣資料為懸浮顆粒，水質資料為河川污染指標（SS、BOD、DO 及 NH₃-N），減少使用者自行從大量監測項目找到關鍵監測項目之操作。

三、結果與討論

目前環保專案完成原始數據上傳並提交後，各專案負責業務承辦即可透過系統各別檢視該專案之資料地圖；在資料地圖中，依原始數據類別，於資料地圖可視覺化展示方式有所差異，主要區分為環境監測資料、生態調查資料 2 類：

- (一) 環境監測資料：諸如大氣、水、土等，資料內容主要為監測項目、調查時間、測站座標、監測數值與單位；此類資料於資料地圖視覺化展示時，提供使用者跨測站及跨監測項目之資料比對視覺化資料展示，若以單一檢測檢項目進行資料比較，使用者可自行設定標準值，在視覺化統計圖上可以更直觀的看出哪些時間監測值高於標準；此外，如視覺化項目為環境監測資料中之風向、風速，則可選用風玫瑰圖或極座標圖，更符合此類監測資料通用之展示方式。

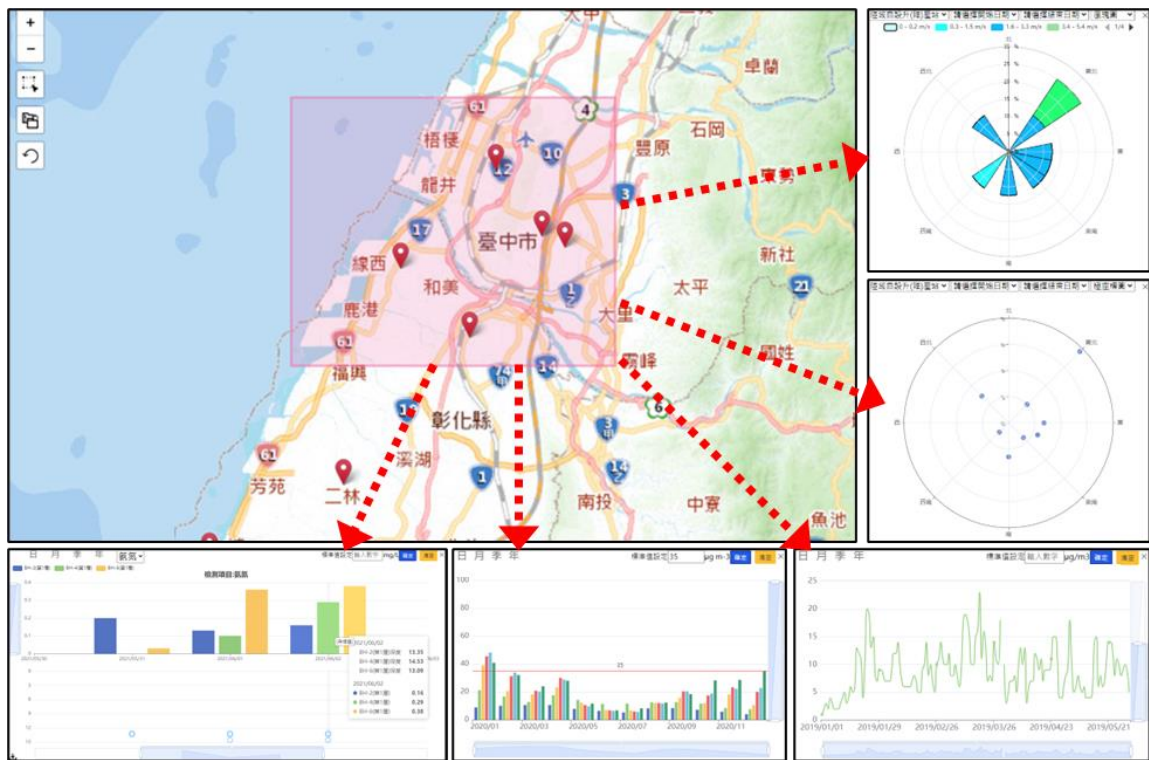


圖 2. 環境監測資料在資料地圖可產製視覺化統計圖樣態

(二) 生態調查資料：包含動、植物生物調查，內容主要為生物名稱、調查時間、座標與數量，以及保育等級與特有性等；生態調查資料視覺化展示，主要重點在於物種組成與族群變化趨勢，故提供可呈現物種組成之圓餅圖、直方圖，以掌握生物數量或比率，另提供以可呈現族群數量趨勢變化之摺線圖，來掌握生物在不同季別中，各別或比彼此間族群數消長關係。

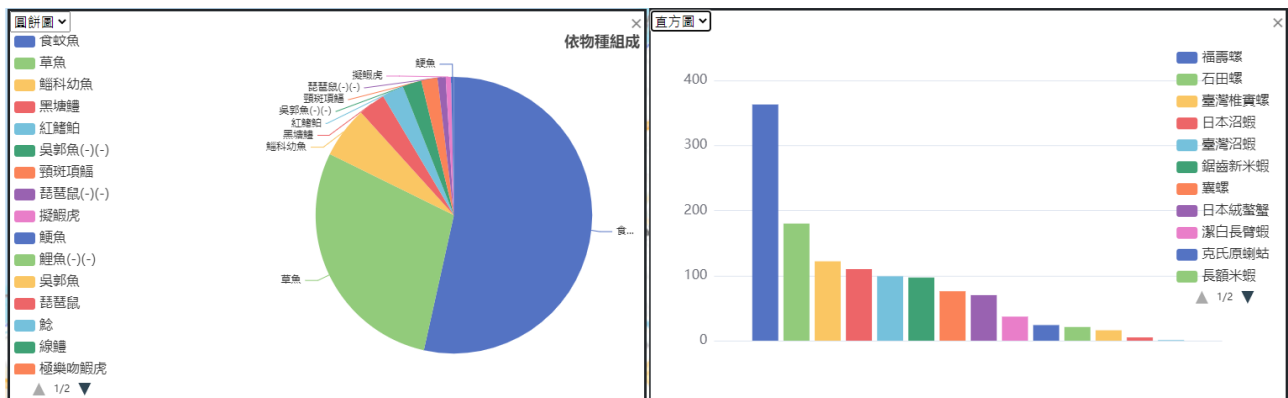


圖 3. 資料地圖針對同類生物物種組成提供兩種不同視覺化展示方式

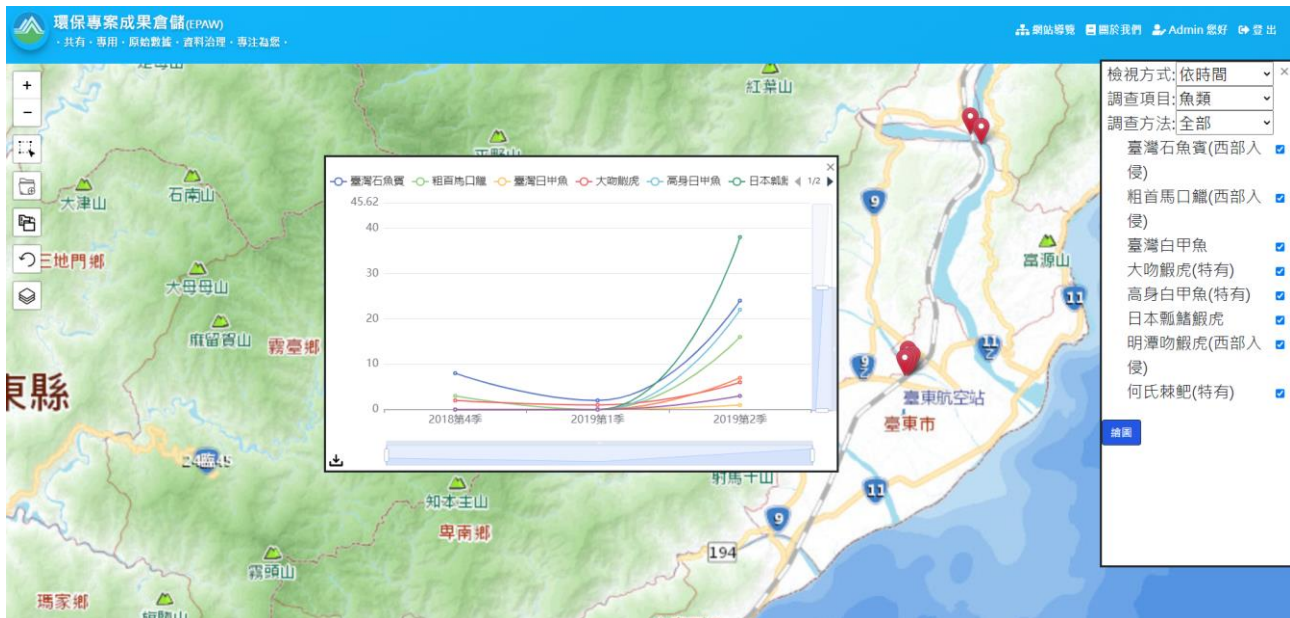


圖 4. 資料地圖可選擇生物檢視族群數隨時間之變化趨勢

為能提升資料地圖作業效率，加速使用者查找資料，預計下階段將提供資料集轉為圖層方式進行展示，並且針對資料及監測項目提供關鍵字查詢，讓使用者可以更直覺找到所關注之監測項目監測位置／生物出現位置。現階段既有服務與下階段提升之功能，不僅能夠輔助環保專案報告內容判讀，也讓原始數據資料應用有更多彈性與可能，而不再受限報告內容文字敘述。

四、結論與建議

「資料地圖」上線後截至 2022 年 10 月，累計 113 件環保專案上傳具座標資料之原始數據，共計 410 個資料集，逾 1,600 萬筆數據可至資料地圖產製視覺化統計圖。未來期望透過功能持續優化，以鼓勵更多環保專案自主上傳執行過程產製之原始數據，以活絡環境資料應用。

參考文獻

[1]行政院環境保護署，環保專案成果倉儲系統 <https://rdsw.epa.gov.tw/rdswnew/>

碳與鉛同位素在本土大氣細懸浮微粒污染來源調查之應用

榮建誠¹ 周崇光^{2*} 黃譯堯² 張雋緯² 陳美君² 李崇德³ 張志偉⁴ 張順欽⁵

¹中國醫藥大學公共衛生學系

²中央研究院環境變遷研究中心

³中央大學環境工程研究所

⁴行政院環境保署環境監測及資訊處

⁵行政院環境保護署環境檢驗所

*計畫主持人

摘要

本研究於2016-2021年間，在台灣中部（台中-彰化-南投-雲林-嘉義）、高屏（高雄-屏東）和嘉南（嘉義-台南）地區採集22個特定污染源排放的192個細懸浮微粒（PM_{2.5}）樣本，和665個大氣 PM_{2.5}樣本，除分析其的傳統化學組成（水溶性陰陽離子、碳成分和金屬元素）外，也透過碳與鉛同位素組成的分析，來增加研究地區大氣 PM_{2.5}污染源鑑定的可信度，並根據污染源鑑定結果，提供給政府相關單位 PM_{2.5}管制建議。分析結果顯示，不同污染源排放的 PM_{2.5}之傳統化學組成與鉛同位素指紋資料無重疊，可作為污染源鑑定用，其中固定污染源煙道排放的 PM_{2.5}以可凝結性微粒為主。大氣 PM_{2.5}都以硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽和有機碳為主要的組成，以¹⁴C計算出的中部與高屏地區之 PM_{2.5}中的現代碳與化石碳的比例相當，嘉南地區則有較高的現代碳貢獻源，其中木材燃燒為重要的污染源之一。以 Positive Matrix Factorization 受體模式結合鉛同位素解析出金屬（含鋼鐵）工業、燃煤鍋爐及重油燃燒是研究區域主要的鉛污染來源，但不同研究區域的優勢鉛污染源仍有差異；而來自中國污染物的長程傳輸也是重要鉛污染源，並以春夏季的貢獻最高（~35%），但呈向南急遽減少的趨勢。污染源鑑定結果顯示中部、高屏和嘉南地區的污染源有地理區域上的不同，反映 PM_{2.5}控制策略的研擬須有區域上的差別。

關鍵詞：細懸浮微粒、碳同位素、鉛同位素、污染來源鑑定

一、前言及研究目的

過去研究已證實細懸浮微粒（PM_{2.5}）的暴露和人體健康危害有顯著的相關，如心血管疾病與呼吸道疾病等 [1]，因此，PM_{2.5}濃度的監測和控制也成為各國政府單位或國際組織的研究課題。在台灣，在產、官和學界的努力下，年平均 PM_{2.5}濃度已呈現逐年下降的趨勢，但根據環保署發布的歷年空氣品質監測年報可發現，除了花東、宜蘭和北部縣市外，從台中以南到屏東，近三年（2019-2021年）的年平均 PM_{2.5}濃度都超過國家年平均標準值（15 µg/m³），若和世界衛生組織於2021年9月公告的 PM_{2.5}建議值相比（<https://reurl.cc/RO40RG>，5 µg/m³），台灣則沒有任何一個縣市的年平均 PM_{2.5}濃度低於此建議值。因此，降低 PM_{2.5}濃度仍是須持續努力的方向，而找出 PM_{2.5}污染源即為改善 PM_{2.5}污染問題的首要手段。

PM_{2.5}污染源的鑑定方法種類繁多，一般可被概分為統計方法（如因子分析或主成分分析）和受體模型2大類，然而，這些方法雖然操作簡易，但多只能對污染源的定義有較高的不確定或僅簡單的定性污染源 [2]。近年來，國際上已有許多研究開始利用具穩定性和專一性的同位素來探討各地區的微粒污染源 [3-5]，我國於2015年，一項先導性研究已證實 PM_{2.5}中的碳與鉛同位素也可用來鑑定台灣北部的 PM_{2.5}污染源 [6, 7]。有鑒於此，為找出高 PM_{2.5}污染問題之中南部地區的大氣 PM_{2.5}污染源，本研究自2016年開始，陸續針對台灣中部（台中-彰化-南投-雲林-嘉義）、高屏（高雄-屏東）和嘉南（嘉義-台南）地區進行大氣 PM_{2.5}的採樣作業，也同時收集當地污染源排放的 PM_{2.5}樣本，再透過 PM_{2.5}中傳統化學組成和碳與鉛同位素的分析，及整合 Positive Matrix Factorization (PMF) 受體模式，解析高 PM_{2.5}污染問題之中南部地區的 PM_{2.5}污染源，並據此結果提出改善方針，以供政府相關單位參考。

二、研究方法

中部、高屏和嘉南地區大氣 $PM_{2.5}$ 的採樣作業，分別於2016-2018、2019-2020和2021年期間的春季和夏季（2016-2017計畫執行期間的採樣季節為秋季、冬季和夏季，不含春季）進行，採樣站均架設在研究區域的環保署空氣品質監測站，中部、高屏和嘉南地區的大氣 $PM_{2.5}$ 樣本分別有275、278和112個，不同研究區域所架設的採樣站位置呈現於圖1。每一個測站在每一個季節的採樣天數最少7天，每個樣本均採集22小時且同步採樣。本研究採用的採樣器共有3種，每一種所使用的濾紙和分析的化學組成均不同；PQ-200採樣器（鐵氟龍濾紙）：分析金屬元素與鉛同位素；Super-SASS 採樣器（石英濾紙）：分析水溶性陰陽離子和碳成分；高量採樣器（石英濾紙）：分析碳同位素和左旋葡萄糖類， $PM_{2.5}$ 質量濃度以 PQ-200採集的濾紙進行採樣前後的稱重和計算。

特定污染源的採樣對象包含石化製造業、鋼鐵廠、焚化爐、稻梗燃燒、交通隧道、造紙業和港口作業區（各研究區域所調查的污染源詳細清單請見「110年度細懸浮微粒碳與鉛同位素分析技術之發展與應用研究計畫」[8]）。除了稻梗燃燒、交通隧道和港口作業區的 $PM_{2.5}$ 採樣方式和前述的大氣 $PM_{2.5}$ 採樣方式雷同外，石化製造業和鋼鐵業等固定污染源煙道排放的 $PM_{2.5}$ ，在2019年以前的計畫，均以 NIEA A212.11B 採集可過濾性微粒（Filterable Particulate Matter, FPM），自2019年開始，則是採用 NIEA A212.11B 和 NIEA A214.71C 串聯之採樣方法採集 FPM 和可凝結性微粒（Condensable Particulate Matter, CPM）。

$PM_{2.5}$ （固定污染源煙道的化學與同位素組成來自 FPM 的濾紙）中的水溶性陰陽離子和左旋葡萄糖類以離子層析儀進行分析，有機碳和元素碳利用 IMPROVE-A Protocol 以 Thermo-Optical Reflection (TOR) 分析技術進行分析，金屬成分以 Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) 分析經微波消化後的溶液。同位素部分， $\delta^{13}C$ 以光腔衰盪光譜儀（Cavity Ringdown Spectroscopy, CRDS）分析， ^{14}C 以加速質譜儀（accelerator mass spectrometer, AMS）分析，鉛同位素（ ^{206}Pb 、 ^{207}Pb 和 ^{208}Pb ）則以 Sr-Spec 樹酯純化微波消化後的溶液後，再以 ICP-MS 進行分析和計算鉛同位素比值（ $^{206}Pb/^{207}Pb$ 和 $^{208}Pb/^{207}Pb$ ）。最後，本研究整合 PMF 受體模式和同位素資料，探討不同研究區域的污染源，並提出 $PM_{2.5}$ 改善建議方針。

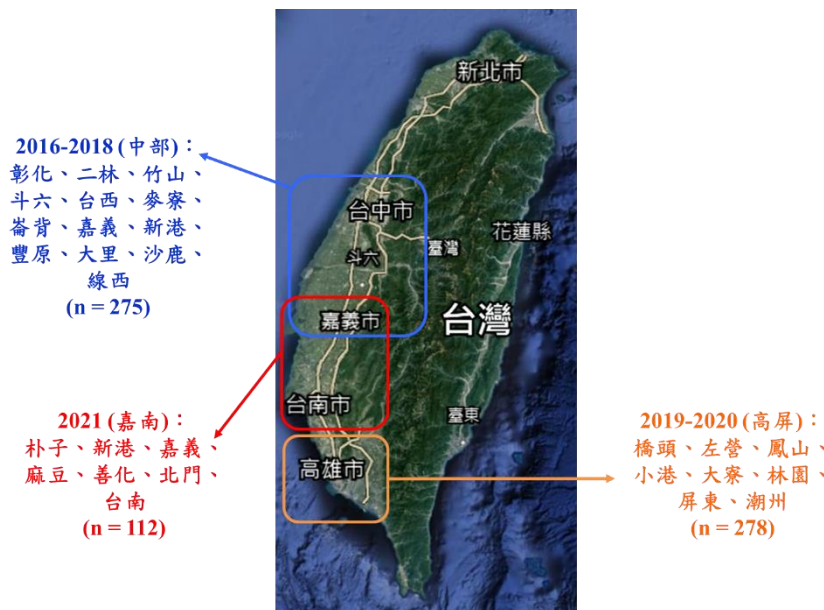


圖1. 2016-2021年研究期間於不同研究區域所架設之採樣站位置圖

三、結果與討論

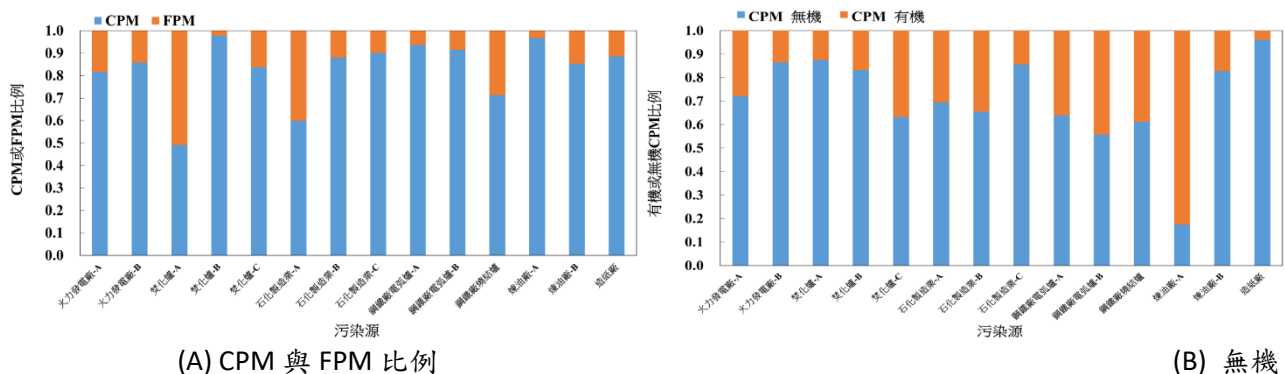
1. 特定污染源排放之 $PM_{2.5}$ 的化學組成特徵

2016-2021年期間，共完成1種稻梗燃燒（來自3個縣市的農田）、2個交通隧道、20個固定污染源和5個港口作業區，共計192個 $PM_{2.5}$ 樣本的採集與化學組成的分析。然而，各污染源的 $PM_{2.5}$ 特徵有很大

的差異，加上分析的組成種類較多，因此，詳細的污染源排放特徵，請參考過往計畫的研究成果 [8-13]。本節主要呈現污染源排放的 $PM_{2.5}$ 之同位素組成特徵（本研究重點項目）和重要發現。

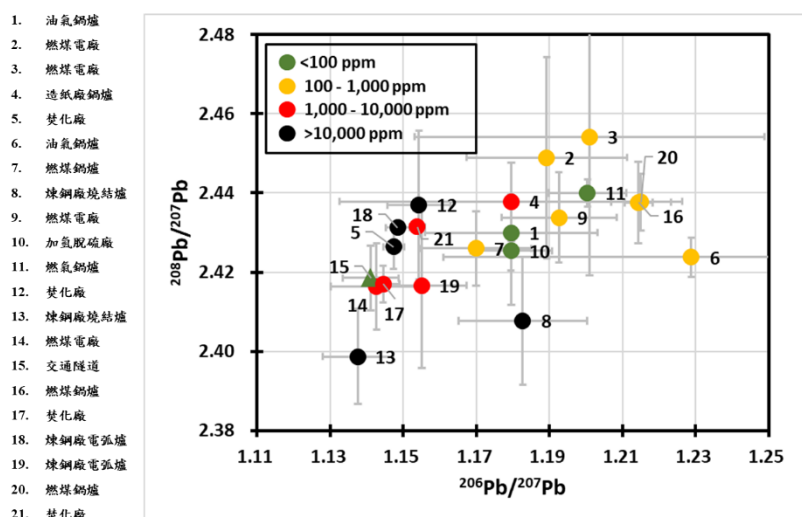
首先，不同污染源排放的 $PM_{2.5}$ 濃度分布範圍廣泛，稻梗燃燒排放的平均 $PM_{2.5}$ 濃度約 5 mg/m^3 （將儀器架設在稻梗燃燒源旁，每個樣本的採樣時間為1小時），其中有機碳、氯離子和鉀離子分別平均 $PM_{2.5}$ 質量濃度的36%、19%和13%；交通隧道的平均 $PM_{2.5}$ 濃度為 $50\text{ }\mu\text{g/m}^3$ （將儀器架設在隧道內，每個樣本的採樣時間為12小時），元素碳和有機碳分別平均 $PM_{2.5}$ 質量濃度的23%和19%；5個港口作業區的平均 $PM_{2.5}$ 濃度為 $20\text{ }\mu\text{g/m}^3$ ，由於港口作業區的採樣是將儀器架設在5個港口作業區內，並採集大氣 $PM_{2.5}$ 樣本，因此採集到的 $PM_{2.5}$ 之優勢化學組成和一般大氣的採樣結果相近，其中硫酸鹽、硝酸鹽和銨鹽分別占平均 $PM_{2.5}$ 質量濃度的25%、13%和12%。不同固定污染源煙道排放的 $PM_{2.5}$ (FPM) 濃度則有相當大的落差，平均為 4 mg/m^3 ，主要和不同固定污染源燃燒的原物料、製程、操作條件和空氣污染控制設備種類的不同有關。另外，自2019年始，本研究開始以 NIEA A212.11B 串聯 NIEA A214.71C 方法採集煙道排放的 FPM 與 CPM，並發現 CPM 是煙道排放的 $PM_{2.5}$ 之優勢組成 (> 80%) (圖2 (A))，而無機 CPM 濃度則較有機 CPM 高 (圖2 (B))，此結果也和過去國內外有採集 CPM 與 FPM 之污染源的研究成果相似 [14-20]；主要是因固定污染源多屬於高溫燃燒源，因此所排放的 $PM_{2.5}$ 之部分組成會以氣態形態存在，只是排放到大氣遇冷時就會凝結成粒狀物，但此類粒狀物非 FPM 採樣方法於煙道採樣時所可捕集到的，凸顯出過往都以 FPM 為主要的採樣與化學組成分析對象，可能不足以供大氣 $PM_{2.5}$ 污染源的比對，未來有必要增加對 CPM 化學組成的瞭解，以提供較完整的污染源特徵並供污染源的鑑定。另外，在採集的固定污染源煙道排放的 $PM_{2.5}$ (FPM) 之化學組成中，雖然不同固定污染源排放的水溶性陰陽離子和金屬元素的特徵指標不同，但硫酸鹽多是主要的組成，約可占 $PM_{2.5}$ 質量濃度10-40%不等，顯示大氣 $PM_{2.5}$ 中的硫酸鹽不完全來自光化反應所貢獻，和固定污染源的排放有關。

圖3顯示不同污染源排放的鉛濃度及其同位素比值分布資料，該圖顯示不同污染源排放的鉛濃度有很大的落差 (< 100至> 10000 ppm)，儘管鉛同位素比值的散佈圖顯示有部分污染源重疊，但非完全重疊，加上同一類污染源排放的 $PM_{2.5}$ 鉛同位素比值有差異（可能和原物料的不同有關），反映出建立不同地區污染源排放的鉛同位素比值有其必要性，並有助於提高污染源鑑別度。在碳同位素部分，



與有機 CPM 比例

圖2. 固定污染源排放之 CPM 和 FPM 之比例：(A) CPM 與 FPM 比例和 (B) 無機與有機 CPM 比例

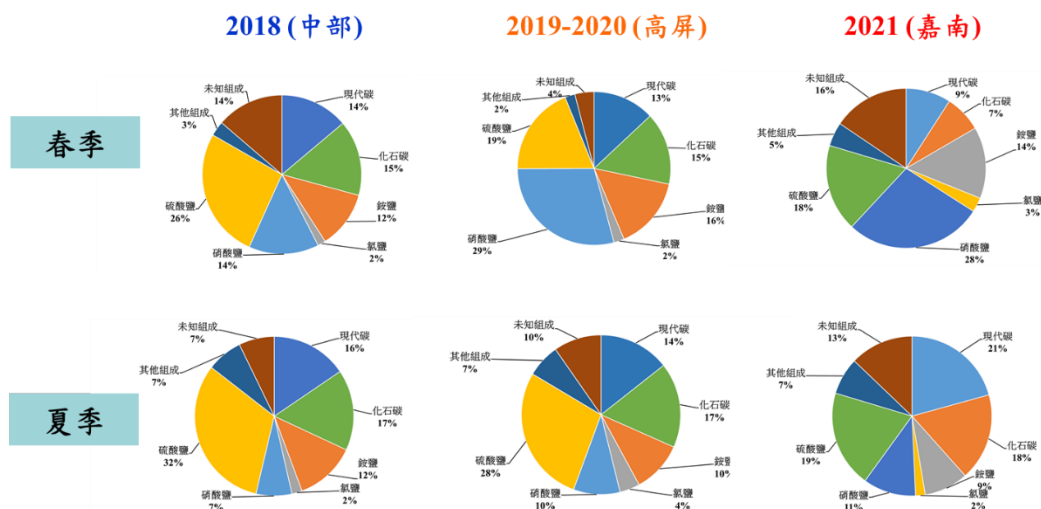
圖3. 不同污染源排放之 PM_{2.5}之鉛濃度及其鉛同位素比值散佈圖

除了交通隧道 ($\delta^{13}\text{C}$: $-27.47 \pm 0.96\%$; ^{14}C : $14.50 \pm 5.13\%$) 和稻梗燃燒 ($\delta^{13}\text{C}$: $-31.92 \pm 1.91\%$; ^{14}C : $93.10 \pm 13.75\%$) 排放的碳濃度較高，使其有足量的碳含量供碳同位素 ($\delta^{13}\text{C}$ 和 ^{14}C) 的分析外，固定污染源排放的碳約占 FPM 質量濃度5%，多不足以供碳同位素的分析，因此其在大氣污染源的鑑定之成效較低。

2. 大氣 PM_{2.5}的傳統化學組成特徵

中部、高屏和嘉南地區在春季的大氣 PM_{2.5}平均濃度分別為 $30.3 \pm 13.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $28.6 \pm 7.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $37.3 \pm 9.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，夏季為 $12.9 \pm 5.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $11.1 \pm 4.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $5.6 \pm 1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，同一地區的春季 PM_{2.5} 濃度均顯著高於夏季。圖4呈現不同研究區域之大氣 PM_{2.5}化學組成的圓餅圖，該圖顯示無論在哪一個季節和研究區域，硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽和碳成分都是優勢的化學組成，其中中部在春季和夏季的硫酸鹽、硝酸鹽和有機碳濃度相當，高屏和嘉南地區在春季以硝酸鹽占優勢，夏季則為硫酸鹽。在 PM_{2.5} 中的現代碳和化石碳部分，中部、高屏和嘉南地區在春季與夏季的現代碳與化石碳比例相當，但嘉南地區的現代碳都較化石碳的比例略高。在金屬元素 (圓餅圖中的其他組成) 部分，中部和嘉南地區的春季金屬元素濃度都較夏季高，但高屏地區的金屬元素濃度反而以夏季的濃度較高。上述資料反映 PM_{2.5} 中的優勢組成和金屬元素之污染來源和成因可能有區域上的差異，說明探討不同區域的污染來源之必要性。

圖5顯示三個研究區域，當發生高 PM_{2.5}事件日時 ($> 35 \mu\text{g}/\text{m}^3$)，其相較非 PM_{2.5}事件日期間，各化學組成濃度分佈和各化學物種增量比例。相較於非 PM_{2.5}事件日，PM_{2.5}事件日期間所增加的化學組成

圖4. 各研究區域之大氣 PM_{2.5}化學組成圓餅圖 (不包含2016-2017年資料，因無現代碳與化石碳資料)

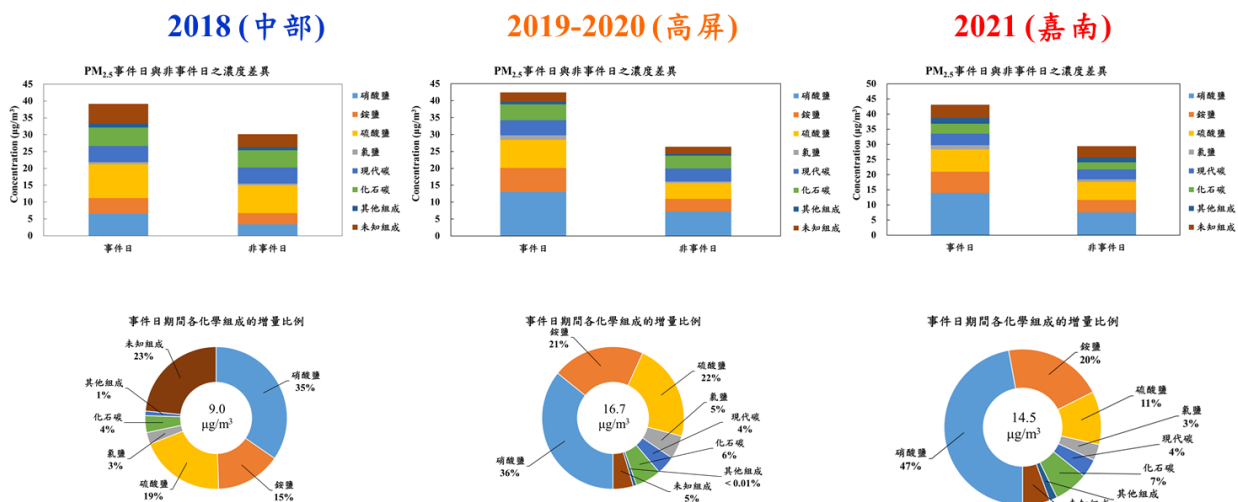


圖5. 各研究區域 PM_{2.5} 事件日和非事件日之各化學組成濃度分佈和各化學物種增量比例 (不包含 2016-2017 年資料, 因無現代碳與化石碳資料)

種類以硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽和碳成分為主，反映光化反應前驅物的管制和碳燃燒源活動的限制，是持續要推動的 PM_{2.5} 管制方向。然而，雖然中部、高屏和嘉南地區之硫酸鹽、硝酸鹽和銨鹽上增的比例之加總相近 (分別為69%、79%和78%)，但中部的硫酸鹽和銨鹽的相關性為0.81 (r)，硝酸鹽和銨鹽的相關性為0.92 (r)，高屏的硫酸鹽和銨鹽的相關性為0.80 (r)，硝酸鹽和銨鹽的相關性為0.93 (r)，台南和嘉義的硫酸鹽和銨鹽的相關性為0.96 (r)，硝酸鹽和銨鹽的相關性為0.98 (r)，此結果說明光化反應前驅物的來源可能有區域上的差異，若能針對不同區域的硫和氮的來源進行分析，相信對於解釋高 PM_{2.5} 濃度的來源與影響因子有所助益。碳成分部分，中部、高屏和嘉南地區在 PM_{2.5} 事件日期間，分別較非 PM_{2.5} 事件日期間增加4%、10%和11%，其中中部的化石碳增量比例較高，高屏則是現代碳和化石碳增量比例相當，嘉南則為化石碳略高，凸顯出不同區域的碳污染源不同。另外，中部地區的未知組成達23%，其值高於高屏的5%和嘉南的6%，反映中部還有將近1/3的來源及其組成在高 PM_{2.5} 事件日期間是不清楚，須未來進一步的分析與探討。

3. 大氣 PM_{2.5} 的同位素組成特徵

表1彙整三個研究區域之大氣 PM_{2.5} 中的碳與鉛同位素資料，該表顯示中部、高屏或嘉南地區，其春季的 $\delta^{13}\text{C}$ 數值都較夏季重，但無論春季或夏季，高屏地區的 $\delta^{13}\text{C}$ 數值則較中部重，嘉南在春季期間的 $\delta^{13}\text{C}$ 數值和高屏的量測結果接近，但夏季的量測值則較中部和高屏重，反映出中部、高屏和嘉南的碳污染源或生成機制不同，並有季節上的差異。另外，儘管中部和高屏地區部分測站的現代碳比例量測結果超過50%，但以平均值來看，無論春季或夏季，高屏和中部的現代碳比例都在50%左右，嘉南則在55%左右，說明嘉南地區有略多的現代碳貢獻源，現代碳和化石碳對高屏和中部地區的碳貢獻程度相當。

在鉛及其同位素部分，量測資料顯示不論是中部、高屏還是嘉南地區，春季的 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 或 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值都較夏季高，就同一季節而言，中部、高屏和嘉南地區量測到的 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 或 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值則相當接近。圖6(A)和圖6(B)分別顯示非夏季和夏季的 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 與 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值的關係，除了發現2個鉛同位素比值呈正相關外，春季期間，有74%和82%的 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 或 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值落在1.14-1.16和2.42-2.44之間，夏季期間則有63%和69%落在1.14-1.16和2.42-2.44之間，顯示中部、高屏和嘉南地區的鉛同位素比值多重疊。另外，從此2張圖也發現到除了中部地區的鉛同位素比值範圍較廣外，高屏和嘉南地區在春季的 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值多集中在1.145-1.155之間 (高屏：57%，嘉南：77%)， $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值的範圍則較廣，但到了夏季，無論 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 或 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值，其範圍都較為分散，不同季節的氣象因素或污染源等因素可能影響不同鉛同位素比值的分布，但是否和污染源或鉛的生成機制有關，有待未來進一步的探討。

4. 大氣 PM_{2.5}污染來源

本研究除了將傳統的化學組成 (水溶性陰陽離子、碳成分和金屬元素) 放入 PMF 分析外，也將鉛同位素放入 PMF 分析，並透過鉛同位素比值與污染源的關係，共同解析不同研究區域的 PM_{2.5}污染源。以下分別探討中部、高屏和嘉南地區的 PM_{2.5}污染源，詳細的污染源解析結果敬請參閱 [8, 13, 21]。

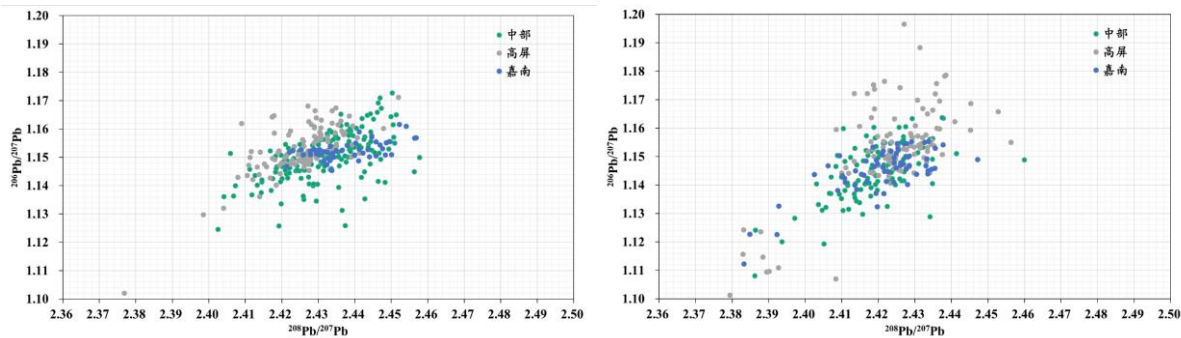
(1) 中部地區

本研究以 PMF 針對中部地區解析出7個污染源因子，進一步分析此7個污染源因子之個別污染源因子對 PM_{2.5}中鉛的貢獻後，共有4個優勢的鉛污染源因子 (表2)，其中燃煤活動對中部地區的鉛有最高的貢獻，其次依序為燃油 (含交通)、煉油工業和重油燃燒。同時，圖7顯示中部地區13個測站的在高 PM_{2.5}污染季期間的鉛同位素比值都較低 PM_{2.5}污染季期間高，且利用空氣品質與氣象模式分析後 (詳細的空氣品質與氣象模式分析方法，敬請參閱 [21])，也發現除了高 PM_{2.5}污染季期間的平均風場明顯經過中國外 (圖8)，估算出來自中國長程傳輸所貢獻的鉛明顯以高 PM_{2.5}污染季較高，但貢獻隨著地理位置越往南貢獻越低。此結果顯示中部地區的 PM_{2.5}除了受台灣當地的燃煤活動外，也包含來自中國的長程傳輸貢獻，其中高 PM_{2.5}污染季期間受到中國的長程傳輸的影響更為明顯，但有地理位置上的差異。

本研究透過不同 PM_{2.5}污染程度和 $\delta^{13}\text{C}$ 關係的分析，發現當有機碳與元素碳濃度加總占 PM_{2.5}質量濃度越高時，測得的 $\delta^{13}\text{C}$ 偏重，而過去研究指出氧化反應生成的二次氣膠之 $\delta^{13}\text{C}$ 偏重 [22]；當有機碳與元素碳濃度加總占 PM_{2.5}濃度越低時，測得的 $\delta^{13}\text{C}$ 偏輕，過去研究則指出透過光化反應生成的

表1. 各研究區域大氣 PM_{2.5}中的碳與鉛同位素資料彙整表

		$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	現代碳 (%)	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$
中部	春季	-27.8 ± 1.7	49 ± 6	1.1503 ± 0.0084	2.4318 ± 0.0109
	夏季	-29.7 ± 3.9	49 ± 5	1.1450 ± 0.0100	2.4191 ± 0.0107
高屏	春季	-25.7 ± 2.2	51 ± 8	1.1526 ± 0.0084	2.4258 ± 0.0097
	夏季	-28.2 ± 3.3	48 ± 11	1.1454 ± 0.0305	2.4240 ± 0.0157
嘉南	春季	-25.4 ± 2.4	56 ± 6	1.1527 ± 0.0033	2.4380 ± 0.0094
				1.1453 ± 0.0080	2.4211 ± 0.0120
	夏季	-26.5 ± 1.5	54 ± 7		



(A) 非夏季

(B) 夏季

圖6. 各研究區域之 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 和 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值散佈圖：(A) 非夏季和 (B) 夏季

表2. 以 PMF 解析出的優勢鉛污染源因子

污染源因子	相對貢獻 (平均值 $\pm$ 標準偏差, %)	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ (平均值 $\pm$ 標準偏差)	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ (平均值 $\pm$ 標準偏差)

中部地區				
F1：燃油 (含交通)	12 ± 5	1.1456	±	2.417 ± 0.0094 0.0051
F2：煉油工業	11 ± 4	1.1478	±	2.292 ± 0.0078 0.0089
F3：燃煤活動	49 ± 12	1.1588	±	2.466 ± 0.0064 0.0038
F4：重油燃燒	10 ± 5	1.1261	±	2.278 ± 0.0053 0.0040
高屏地區				
F1：交通排放	31 ± 8	1.176 ± 0.003		2.435 ± 0.019
F2：煉油工業	10 ± 2	1.140 ± 0.007		2.694 ± 0.005
F3：金屬工業	21 ± 3	1.139 ± 0.003		2.404 ± 0.004
F4：含硫之鍋爐	18 ± 3	1.126 ± 0.002		2.435 ± 0.019
嘉南地區				
F1：交通排放/生質燃 燒/ 焚化爐	49 ± 11	1.1461	±	2.359 ± 0.0060 0.0025
F2：二次氣膠/鋼鐵工 業	34 ± 9	1.1656	±	2.437 ± 0.0131 0.0107
F3：金屬工業	11 ± 9	1.1353	±	2.249 ± 0.0104 0.0052

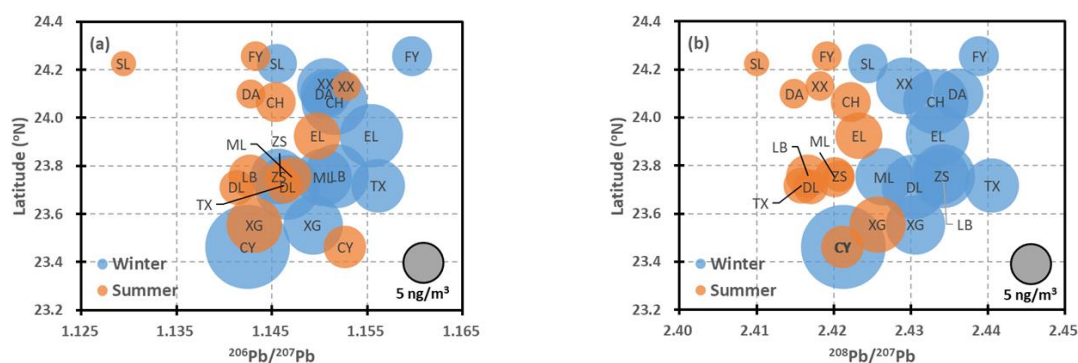


圖7. 中部地區13個測站的鉛同位素比值之地理位置分布圖：(a) $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 和 (b) $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ (FY：豐原；SL：沙鹿；CH：彰化；XX：線西；EL：二林；CY：嘉義；XG：新港；TX：台西；ML：麥寮；LB：崙背；DA：大里；DL：斗六；ZS：竹山)

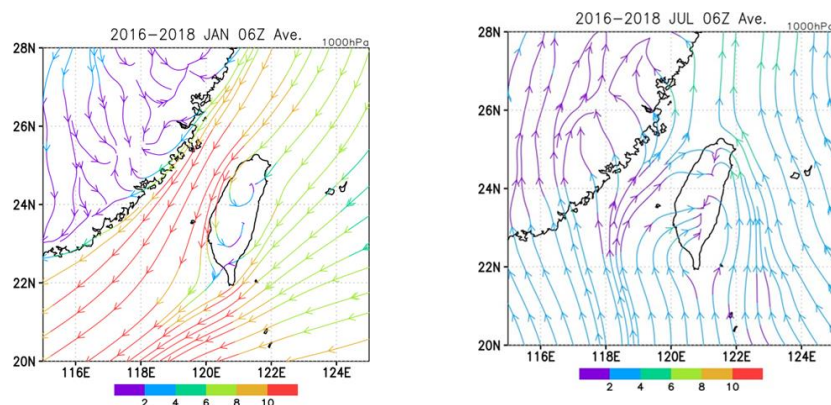


圖8. 中部地區2016-2018年1月和7月平均風場

二次氣膠之 $\delta^{13}\text{C}$ 偏輕 [23]。因此，當 $\text{PM}_{2.5}$ 污染情形越嚴重，氧化反應是 $\text{PM}_{2.5}$ 中碳的主要影響因子，反之為光化反應。另外，中部地區的斗六和竹山2個測站，其所量測到的生質燃燒指標有機碳與 Levoglucosan 濃度明顯偏高，Levoglucosan 濃度和現代碳濃度也呈顯著正相關，PMF 受體模式推估結果也顯示此2個測站的優勢污染源為生質燃燒，現代碳比例高於50%的樣本數超過50%，證明當地的碳主要是受生質燃燒影響。然而，過去普遍認為本土的生質燃燒多和農廢燃燒（如稻梗）有關，但我們的資料卻顯示 Levoglucosan 和 Mannosan 的比值在10左右，和木材燃燒之 Levoglucosan 和 Mannosan 比值相近 [24]，低於台灣稻梗燃燒之 Levoglucosan 和 Mannosan 比值 [9]，說明中部地區 $\text{PM}_{2.5}$ 中的碳除了來自非燃燒之氣膠化學反應所貢獻外，木材燃燒也是碳的重要貢獻源，更是現代碳的關鍵污染源。另外，PMF 推估果顯示以交通排放和工業排放為主的彰化站和臺西站與麥寮站，多數樣本之現代碳比例也都低於50%，而 PMF 也估算出中部地區有高達47%來自含硫酸鹽之工業排放所貢獻，實際主要的工業源為何尚不清楚，但因鉛污染源的分析結果顯示燃煤是主要的鉛污染源，燃煤同樣是碳的重要貢獻源，且過去在中部的調查結果也發現燃煤電廠煙道排放的 $\text{PM}_{2.5}$ 包含高濃度的硫酸鹽，因此燃煤活動可能是造成中部地區高化石碳濃度的原因。是故，生質燃燒和燃煤活動均是中部地區重要的碳貢獻源，這也可能是中部地區 $\text{PM}_{2.5}$ 中現代碳與化石碳比例相當的可能原因。

(2) 高屏地區

以 PMF 進行高屏地區大氣 $\text{PM}_{2.5}$ 污染源的解析後，共解析出7個污染源因子，其中有4個優勢鉛污染源（表2）。根據污染源的鑑定結果，我們發現對高屏 $\text{PM}_{2.5}$ 貢獻最高的鉛污染源為交通排放，其次為金屬工業、含高硫成分的鍋爐和煉油工業。在碳污染源部分，我們以現代碳和化石碳的資料來探討高屏的碳污染源，發現高屏地區的現代碳濃度僅略高於化石碳濃度，其中現代碳濃度和代表生質燃燒的 Levoglucosan 和 Mannosan 有顯著的正相關（圖9），且醣類的特性接近木材燃燒（和中部一樣），表示木材燃燒也是高屏地區的主要碳污染源。另外，整合 ^{14}C 和 PMF 的量測資料，我們也發現高屏地區也有受到化石碳的影響，其中有較多的化石碳和燃料油的燃燒有關。是故，生質燃燒和燃料油燃燒均是高屏地區重要的碳貢獻源，也可能是造成高屏地區 $\text{PM}_{2.5}$ 中現代碳與化石碳比例相當的可能原因。

(3) 嘉南地區

以 PMF 分析出的5個污染源因子中（表2），交通排放/生質燃燒/焚化爐、二次氣膠/鋼鐵工業和金屬工業是主要的鉛貢獻源，其中在交通排放/生質燃燒之污染源因子部分，由於該污染源因子所分析到的鉛同位素比值和台灣油品中的鉛同位素比值接近 [25]，加上在中部地區的研究結果發現，以木材為主要燃料的鍋爐燃燒活動是主要的生質燃燒貢獻源，非過去我們所熟悉的稻梗燃燒，換言之，若木材燃燒是嘉南地區主要的生質燃燒源，相對也會因鍋爐燃燒而排放與交通排放或焚化爐排放有關的金屬元素，所以在以 PMF 分析鉛污染源時，交通排放、生質燃燒和焚化爐3個污染源出現在同一個因子是可能發生的。另外，根據嘉南地區採集和分析的 $\text{PM}_{2.5}$ 中的現代碳比例可發現，除了夏季的台南站和安南站外，其他測站的平均現代碳比例都超過50%，其中春季有73%的樣本之現代碳比例超過50%，夏季則有83%的樣本超過50%，顯示嘉南地區的碳污染源明顯以現代碳為主。但現代碳的主要碳污染源為何，我們進一步以 PMF 解析不同污染源對碳的貢獻後，發現交通排放、生質燃燒和焚化爐對碳的貢獻最高，平均約47%，遠高於相對貢獻量排名第二的為工業排放（重油燃燒）之25%。因此，PMF 解析出的嘉南地區之碳污染源，主要以交通排放、生質燃燒、焚化爐和工業排放（重油燃燒）為主。另外，本研究也分析 $\text{PM}_{2.5}$ 、總碳和 $\delta^{13}\text{C}$ 之關係，但無論春季或夏季，大氣總 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度、總碳和 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度的比值和總碳濃度的倒數和 $\delta^{13}\text{C}$ 並無顯著的正或負相關，但將其中的朴子站和安南站（安南站僅有夏季樣本）的樣本抽出並進行分析後（圖10），發現當 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度越高或總碳濃度的倒數越低，測到的 $\delta^{13}\text{C}$ 都明顯較重。過去研究指出透過異相反應生成的碳，其 $\delta^{13}\text{C}$ 偏重（-20至-14‰）[22]，因此推測總碳濃度較高時，異相反應是主要的生成機制，反之，當碳含量越低時， $\delta^{13}\text{C}$ 會較輕。過去研究也指出透過光化學反應生成的碳，其 $\delta^{13}\text{C}$ 偏輕（-33至-32‰）[23]，因此光化學反應可能是造成低總碳濃度期間的主要碳生成機制。

5. 大氣 $\text{PM}_{2.5}$ 污染改善建議

鉛污染源

- (1) 中部地區：燃料油的燃燒和燃煤活動是主要的鉛污染源，因此提高鍋爐燃燒效率，加強污染控制設備等是主要的改善措施。相較於高屏和嘉南地區，中部地區在春季明顯有受到來自中國長程傳

輸的影響，因此，此問題還是有待跨國的討論與解決，才能降低中國長程傳輸挾帶的污染物對中部地區的影響。

- (2) **高屏地區：**交通排放和金屬工業仍舊是當地主要的鉛污染源，因此提高鍋爐燃燒效率，加強污染控制設備等，和持續推動大型柴油車改善、二行程機車改善及淘汰和電動車等政策有助於改善當地的鉛污染問題。

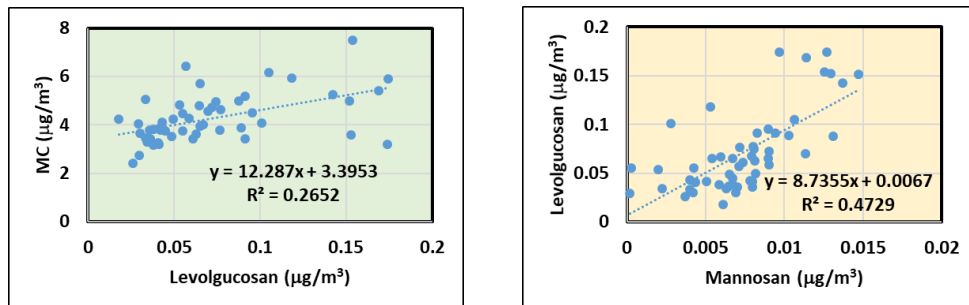


圖9. 高屏地區測得的現代碳 (MC) 濃度和 Levoglucosan 和 Mannosan 濃度之關係

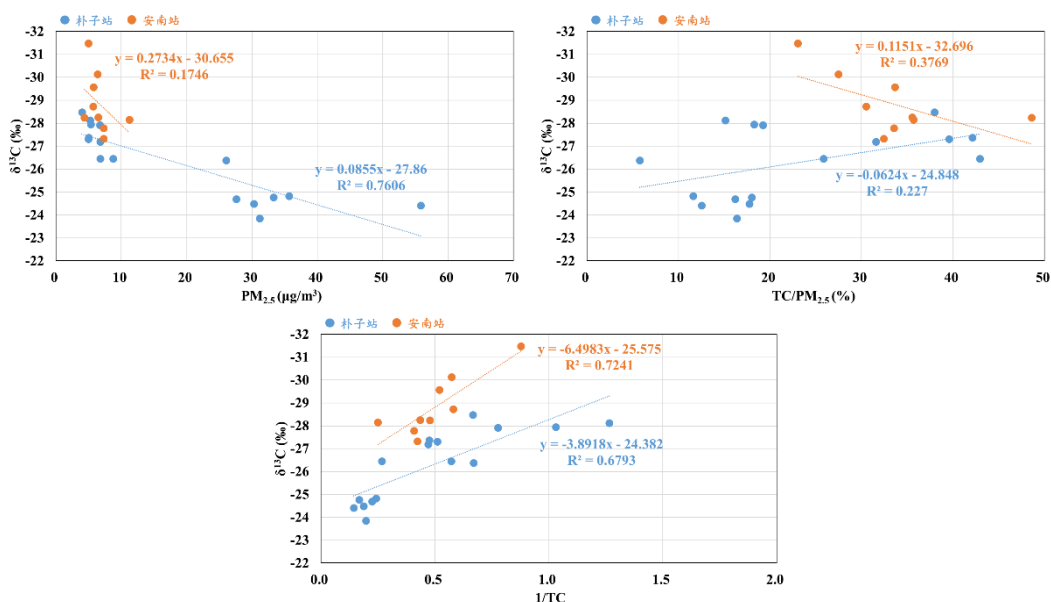


圖10. 嘉南地區之朴子站和安南站的 PM_{2.5}濃度、總碳濃度和 δ¹³C 關係圖

- (3) **嘉南地區：**鋼鐵廠電弧爐與交通排放等是當地主要的鉛污染源，因此提高鍋爐燃燒效率，加強污染控制設備等，和持續推動大型柴油車改善、二行程機車改善及淘汰和電動車等政策仍舊有助於改善當地的鉛污染問題。

碳污染源

- (1) **中部地區：**現代碳和化石碳對中部地區的碳污染源貢獻相當，但有地理區位上的不同，越靠內陸，生質燃燒的貢獻越為明顯。因此根據過去在中部地區的調查結果，我們建議木材燃燒的管制會是重要的方向，以降低生質燃燒對當地碳的貢獻。另一部分的碳和燃煤活動有關，因此燃煤量的減少或燃煤鍋爐之空氣污染控制設備的強化是降低中部地區碳濃度的重要方向。
- (2) **高屏地區：**利用現代碳和 PMF 的分析結果，我們發現與木材有關的生質燃燒和燃料油的燃燒都是當地的碳污染源，因此建議除了管制木材的燃燒行為外，煉油廠（如提高鍋爐燃燒效率和加強污染控制設備效率等）燃料油燃燒效率的提升，應可減緩當地的碳污染問題。
- (3) **嘉南地區：**交通排放和生質燃燒是嘉南地區主要的碳貢獻源，因此持續推動大型柴油車改善、二行程機車改善及淘汰和電動車等政策有其重要性；然而，嘉南地區的主要碳污染源除了生質燃燒外，也包含交通排放源和焚化爐，因此，木材燃燒的管制、大型柴油車改善、二行程機車改善及淘汰、電動車和強化焚化爐的污染物排放控制等政策的推動有其重要性。

總結中部、高屏和嘉南地區的鉛與碳污染源的分析結果，可發現工業排放（如燃煤）和交通排放是優勢的鉛污染源，交通排放和生質燃燒是主要的碳污染源，因此持續推動交通工具排放的改善或舊車輛的淘汰有其必要性，而生質燃燒行為的管制、提升鍋爐燃燒效率與加強污染控制設備也是主要的改善方向。

四、結論

1. 本研究調查的22類特定污染源排放的 $PM_{2.5}$ 都有其化學特徵，而20個污染源煙道中的可過濾性 $PM_{2.5}$ (FPM) 之鉛同位素指紋資料庫，也發現不同污染源的鉛同位素指紋確實具有顯著差異，可做為日後污染源鑑識之參考。
2. 在本研究累計採集和分析的20個固定污染源煙道的 $PM_{2.5}$ 樣本中，有14個有完成 CPM 與 FPM 的採樣，採樣結果顯示煙道排放的 $PM_{2.5}$ 均以 CPM 為主，其中高溫鍋爐之 FPM 含碳量甚低，固定源的有機物污染主要以 CPM 的型態排放。與周界採樣發現 $PM_{2.5}$ 以衍生性氣膠為主的結論一致。
3. 整合台灣中部、高屏和嘉南地區的 $PM_{2.5}$ 特性及其來源的分析資料，我們發現硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽和有機碳都是 $PM_{2.5}$ 的主要組成，然而，高屏和嘉南地區在春季都以硝酸鹽的濃度最高，夏季為硫酸鹽，反觀中部地區，無論夏季或春季，硫酸鹽的濃度均最高，此結果反映出中部和高屏與嘉南的光化氣膠前驅物來源不同。
4. 調查結果顯示金屬（含鋼鐵）工業、燃煤鍋爐及重油燃燒是主要的鉛污染來源。此外，大陸污染物的長程傳輸也是重要污染來源，估計春冬季對中部地區貢獻度約35%，且向南急遽減少。
5. 在各區域的碳成分部分，中部和高屏地區的現代碳與化石碳之貢獻相當，嘉南地區則以現代碳的較占優勢，因此嘉南地區有較多的現代碳貢獻源。
6. 碳同位素調查顯示大氣 $PM_{2.5}$ 的碳含量約50%為現代碳，配合有機分子組成鑑識發現木材燃燒為中南部重要的 $PM_{2.5}$ 污染來源之一。但是非燃燒源的影響也不可忽略。
7. 總結嘉南地區、中部地區和高屏地區的碳與鉛污染源的分析結果，建議生質燃燒行為的管制、提升鍋爐燃燒效率與加強污染控制設備為主要的改善方向，而持續推動交通工具排放的改善或舊車輛的淘汰有其必要性。

參考文獻

- [1] J.G. Wilson, S. Kingham, J. Pearce, A.P. Sturman, A review of intraurban variations in particulate air pollution: Implications for epidemiological research, *Atmospheric Environment* 39(34) (2005) 6444-6462.
- [2] L. Samek, Z. Stegowski, L. Furman, Preliminary $PM_{2.5}$ and PM_{10} fractions source apportionment complemented by statistical accuracy determination, *Nukleonika* 61(1) (2016) 75--83.
- [3] S. Gioia, M. Babinski, D. Weiss, B. Spiro, A. Kerr, T. Veríssimo, I. Ruiz, J. Prates, An isotopic study of atmospheric lead in a megacity after phasing out of leaded gasoline, *Atmospheric Environment* 149 (2017) 70-83.
- [4] Z. Zong, X. Wang, C. Tian, Y. Chen, L. Qu, L. Ji, G. Zhi, J. Li, G. Zhang, Source apportionment of $PM_{2.5}$ at a regional background site in North China using PMF linked with radiocarbon analysis: insight into

the contribution of biomass burning, *Atmospheric Chemistry and Physics* 16(17) (2016) 11249-11265.

- [5] I.S. Sen, M. Bizimis, S.N. Tripathi, D. Paul, Lead isotopic fingerprinting of aerosols to characterize the sources of atmospheric lead in an industrial city of India, *Atmospheric Environment* 129 (2016) 27-33.
- [6] C.-C. Jung, C.C.-K. Chou, C.-Y. Lin, C.-C. Shen, Y.-C. Lin, Y.-T. Huang, C.-y. Tsai, P.-H. Yao, C.-R. Huang, W.-R. Huang, C-Sr-Pb isotopic characteristics of PM_{2.5} transported on the East-Asian continental outflows, *Atmospheric Research* (2019).
- [7] 周崇光, 以同位素分析鑑別細懸浮微粒(PM_{2.5})污染來源先期計劃, 行政院環保署, 台北, 台灣, 2016.
- [8] 周崇光, 110年度細懸浮微粒碳與鉛同位素分析技術之發展與應用研究計畫, 行政院環境保護署, 台北市, 2021.
- [9] 周崇光, 細懸浮微粒碳及鉛同位素分析技術發展與應用計畫, 行政院環境保護署, 台北市, 2017.
- [10] 周崇光, 細懸浮微粒碳同位素分析技術之發展與應用研究計畫, 行政院環境保護署, 台北市, 2018.
- [11] 周崇光, 107年度細懸浮微粒碳同位素分析技術之發展與應用研究計畫, 行政院環境保護署, 台北市, 2018.
- [12] 周崇光, 108年度細懸浮微粒碳與鉛同位素分析技術之發展與應用研究計畫, 行政院環境保護署, 台北市, 2019.
- [13] 周崇光, 109年度細懸浮微粒碳與鉛同位素分析技術之發展與應用研究計畫, 行政院環境保護署, 台北市, 2020.
- [14] J. Li, Z. Qi, M. Li, D. Wu, C. Zhou, S. Lu, J. Yan, X. Li, Physical and chemical characteristics of condensable particulate matter from an ultralow-emission coal-fired power plant, *Energy & Fuels* 31(2) (2017) 1778-1785.
- [15] H.-H. Yang, S.M. Arafath, Y.-F. Wang, J.-Y. Wu, K.-T. Lee, Y.-S. Hsieh, Comparison of Coal-and Oil-Fired Boilers through the Investigation of Filterable and Condensable PM_{2.5} Sample Analysis, *Energy & fuels* 32(3) (2018) 2993-3002.

- [16] H.-H. Yang, K.-T. Lee, Y.-S. Hsieh, S.-W. Luo, R.-J. Huang, Emission characteristics and chemical compositions of both filterable and condensable fine particulate from steel plants, *Aerosol Air Qual. Res* 15(4) (2015) 1672-1680.
- [17] H.-H. Yang, K.-T. Lee, Y.-S. Hsieh, S.-W. Luo, M.-S. Li, Filterable and condensable fine particulate emissions from stationary sources, *Aerosol Air Qual. Res* 14(7) (2014) 2010-2016.
- [18] G. Wang, J. Deng, Y. Zhang, Y. Li, Z. Ma, J. Hao, J. Jiang, Evaluating airborne condensable particulate matter measurement methods in typical stationary sources in China, *Environmental science & technology* 54(3) (2020) 1363-1371.
- [19] B. Wu, X. Bai, W. Liu, S. Lin, S. Liu, L. Luo, Z. Guo, S. Zhao, Y. Lv, C. Zhu, Non-negligible stack emissions of noncriteria air pollutants from coal-fired power plants in China: condensable particulate matter and sulfur trioxide, *Environmental science & technology* 54(11) (2020) 6540-6550.
- [20] M. Cano, F. Vega, B. Navarrete, A. Plumed, J. Camino, Characterization of emissions of condensable particulate matter in clinker kilns using a dilution sampling system, *Energy & Fuels* 31(8) (2017) 7831-7838.
- [21] C.-C. Jung, C.C.-K. Chou, Y.-T. Huang, S.-Y. Chang, C.-T. Lee, C.-Y. Lin, H.-C. Cheung, W.-C. Kuo, C.-W. Chang, S.-C. Chang, Isotopic signatures and source apportionment of Pb in ambient PM_{2.5}, *Scientific reports* 12(1) (2022) 1-11.
- [22] Y. Zhang, H. Zhang, The possible contribution of the periodic emissions from farmers' activities in the North China Plain to atmospheric water-soluble ions in Beijing, *Atmos. Chem. Phys* 16 (2016) 10097-10109.
- [23] S. Irei, L. Huang, F. Collin, W. Zhang, D. Hastie, J. Rudolph, Flow reactor studies of the stable carbon isotope composition of secondary particulate organic matter generated by OH-radical-induced reactions of toluene, *Atmospheric Environment* 40(30) (2006) 5858-5867.
- [24] G. Engling, J.J. Lee, Y.-W. Tsai, S.-C.C. Lung, C.C.-K. Chou, C.-Y. Chan, Size-resolved anhydrosugar

composition in smoke aerosol from controlled field burning of rice straw, *Aerosol Science and Technology* 43(7) (2009) 662-672.

- [25] P.-H. Yao, G.-S. Shyu, Y.-F. Chang, Y.-C. Chou, C.-C. Shen, C.-S. Chou, T.-K. Chang, Lead isotope characterization of petroleum fuels in Taipei, Taiwan, *International journal of environmental research and public health* 12(5) (2015) 4602-4616.

開發電催化及微氣泡整治系統處理油污染土壤及地下水：現地模場試驗

何詠詩，國立中山大學環境工程研究所 博士候選人
歐峻豪，國立中山大學環境工程研究所 博士後研究員
陳韋廷，國立中山大學環境工程研究所 博士候選人
洪崑嘓，增誠科技有限公司 博士
白斌傑，增誠科技有限公司 專案經理
高志明，國立中山大學環境工程研究所 教授

一、前言

由於油品污染場址需較長之整治時程，若採傳統物理化學整治方法需要投入較高整治經費，而生物處理須考量生物對環境耐受性且整治期程較長。因此，考量在短時間內削減與降解污染物，化學氧化技術在應用上較具發展潛力。

本團隊所開發之創新電催化及微氣泡整治系統利用電極間高電壓電場，經直流電場改變水分子的結構，經過高壓放電、電催化及電解作用，經由觸媒電極以及觸媒載體催化所產生的自由基進行有機物的氧化處理，可快速產生鹼性還原水、酸性氧化水與中性之奈米級微氣泡水，同時透過水力空化產生奈米微氣泡，奈米微氣泡於水中瓦解而釋出之能量與水分子作用持續產生氫氧自由基。本研究目的為開發創新之電催化水(electrolyzed catalytic water, ECW)設備，以處理受總石油碳氫化合物(total petroleum hydrocarbon, TPH)污染土壤及地下水。模場應用結果顯示，ECW 可有效整治 TPH 污染土壤及地下水，使污染場址達到整治目標。成本效益本分析結果顯示，以 ECW 處理污染土壤成本約為 1.5~2.5 千元/噸，遠低於傳統化學氧化(5-8 千元)及熱處理(1-1.5 萬元)的整治費用。本技術符合目前國內外推動的現地及低碳之綠色整治要項，在不需化學藥品添加、不需 pH 調整、操作維護費用低無二次污染及處理速度快的情況下，達到長效整治目標。

本研究透過實驗室批次及管柱實驗提供污染場址整治所需的參數，並以模場試驗驗證電催化技術應用於實場整治之成效；藉由本研究期望可以在經濟、永續、綠色、環境友善以及符合環保法規的條件下，達到污染整治的目標。

二、實驗設備與方法

1. 研究流程

研究流程分成三大部分：基本性質測試、批次和管柱模擬實驗與模場試驗。基本性質主要測試催化前後水中微氣泡與定性自由基。管柱實驗則針對現地整治(以淋洗方式進行)及離地整治(以自製泥漿相反應槽進行)進行模擬設計，分別針對液相及土相之污染物殘留濃度進行分析並探討去除效益。模場試驗分成現地與離地整治，現地整治將電催化水導入灌注井中，後續定期採樣及分析；離地整治則以水泥攪拌機將電催化水與污染土進行攪拌，採集攪拌前後之土水進行污染物濃度分析；透過模場污染土壤與地下水變化以驗證電催化法運用到模場的實際效果。

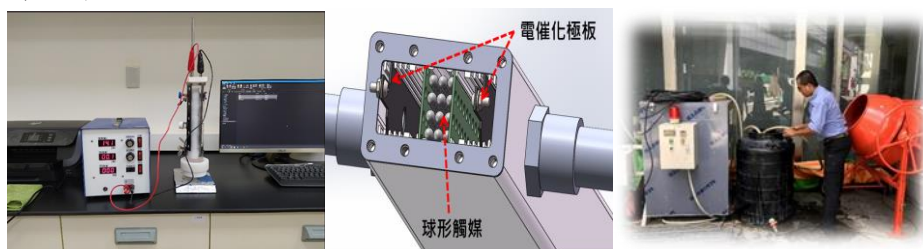


圖 1、電催化系統說明 (左：電催化設備；中：電極示意圖；右：模場試驗設備)

2. 實驗分析與方法

- (1) 石油碳氫化合物分析：取風乾樣品土 5.0 g 置入棕色 40 mL 血清瓶中，於瓶中添加 5.0 g 無水硫酸鈉後混合均勻以吸收剩餘水分，接著添加 20 mL 二氯甲烷，密封後將瓶子置於多用途試管振盪器以 200 rpm 做初步混和 30 秒，接著置入超音波清洗機中震盪 1 小時，最後以玻璃針取 5 mL 上層液體過 0.45 μm 濾膜裝於 1.5 mL 玻璃 vial 瓶中進行 GC/FID(型號 6850 N)分析，GC/FID 設定以氮氣圍載流氣體，偵測與注射溫度皆為 300°C，維持 1 分鐘初始溫度 50°C，每分鐘上升 10°C 直至 350°C，接著維持 10 分鐘 350°C，總分析時間 45 分鐘，經過火焰離子化偵測器測得訊號波峰圖以分析濃度。
- (2) 微氣泡粒徑與濃度分析：以奈米粒子追蹤分析儀(nanoparticle tracking analysis) 分析水中奈米氣泡。主要藉由顯微鏡觀察溶液中帶有散射光顆粒的布朗運動，對顆粒進行粒徑、散射光強度、數量及濃度檢測，且可同時獲得布朗運動下移動顆粒的動態影像。奈米粒徑分析範圍 10-2000 nm。
- (3) 自由基定性分析：使用電子順磁共振光譜儀(electron paramagnetic resonance spectrometer, EPR)，並利用 5,5-二甲基-1-吡咯啉-N-氧化物(5,5-dimethyl-1-pyrroline-n-oxide, DMPO)具有的不成對電子空穴，對應 EPR 所產生的訊號形成標準圖譜，測定前將 61 mM 的自由基捕捉劑 DMPO 加入後搖晃均勻，設定 EPR 條件為頻率 9.45 GHz，磁場 0-6 kOe 後進行圖譜分析。

三、 結果與討論

1. 微氣泡粒徑與濃度分析

依水中氣泡分析結果如圖 1 所示，經電催化過程後，自來水之奈米氣泡平均粒徑從 80.0 nm 降到 72.3 $\pm$ 3 nm，其平均濃度則從 2.8 $\times$ 10⁷ particles/mL 提高到 5.6 $\times$ 10⁷ $\pm$ 3.8 $\times$ 10⁶ particles/mL，而添加 20 mM 硫酸鉀及氯化鈉後之電催化水其氣泡平均粒徑分別為 40.3 $\pm$ 1 及 51.0 $\pm$ 5 nm，其平均濃度分別為 1.7 $\pm$ 0.3 $\times$ 10⁸ 及 9.2 $\pm$ 2.0 $\times$ 10⁷ particles/mL。經由實驗證實電催化系統可使水中產生高濃度且粒徑較小之奈米氣泡。

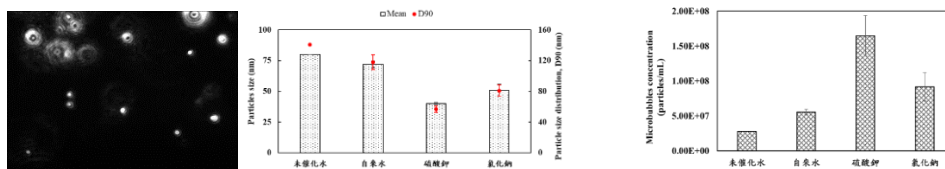


圖 2、微氣泡分析(左：微氣泡進行布朗運動；中：奈米級粒徑分布；右：奈米級濃度分析)

2. EPR 電子順磁共振光譜

氯化鈉組可看出次氯酸與 DMPO 形成的 DMPOX 訊號如圖 2 右下藍色三角訊號所示，硫酸鉀組 DMPO-OH 訊號較為明顯如圖 2 左上紅點訊號所示，將兩種電催化水相互比較後如圖 2 中圖所示，可得知氯化鈉為背景電解質的電催化水由於次氯酸的訊號較強烈，故相較於添加硫酸鉀組別，較難辨認出·OH 的訊號。經上述實驗中催化前後的圖譜分析比對，可證實經電催化過程後中可生成自由基。

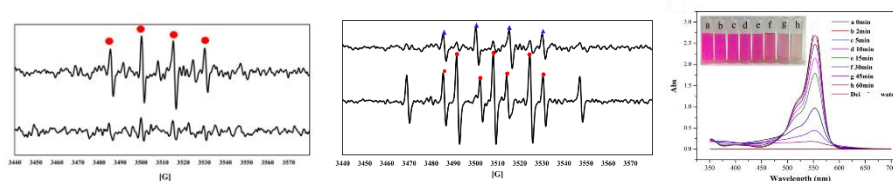


圖 3、EPR 分析(左上紅點為催化後 DMPO-OH 訊號，左下為催化前訊號；中上藍色三角為 DMPO-OH 訊號，中下紅點為催化後為 DMPOX 訊號；右：羅丹明 B 作為測量氫氧自由基之

化學探針)

3. 觸媒反應實驗

實驗可證實電催化系統可協助自由基的生成，且添加觸媒可以使電催化系統產生更明顯的氫氧自由基訊號。

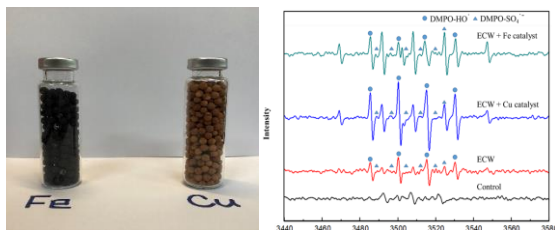


圖 4、ECW 搭配觸媒的自由基分析結果

4. 管柱實驗

- (1) 現地管柱實驗(圖 4 左)：實驗室自配污染土濃度為 $27,869 \pm 818.6$ mg/kg，灌注水量每 PV 為 230 mL，流速 23 mL/min，由結果可知，灌注 4 PV 後，實驗組土相 TPH 去除率達 74%，對照組土相 TPH 去除率達 60%。
- (2) 離地管柱實驗(圖 4 右)：實驗室自配污染土濃度為 $27,869 \pm 818.6$ mg/kg，每次攪拌時間為 30 分鐘，主要降低濃度集中在第一次置換電催化水，後期置換電催化水導致的濃度變化趨緩，實驗組土相 TPH 去除率達 80%，對照組土相 TPH 去除率達 66%。

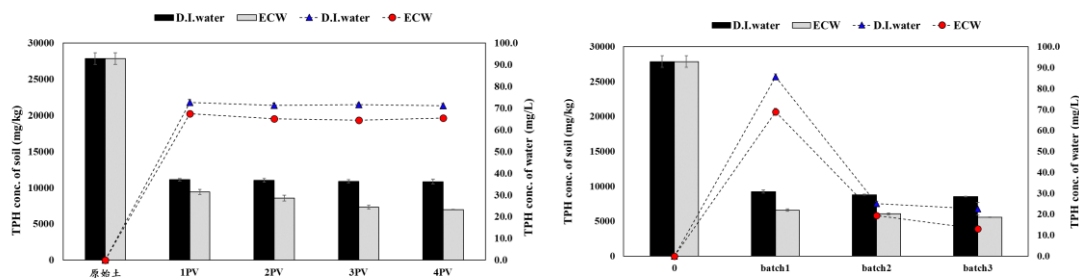
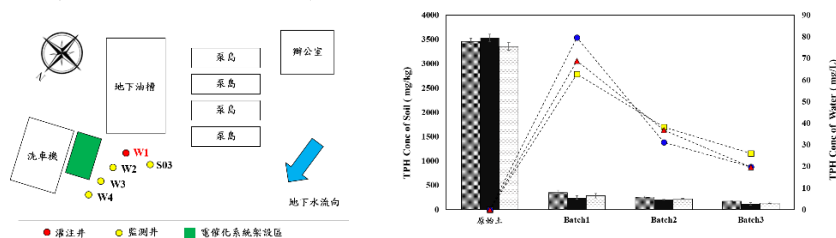


圖 5、管柱 TPH 濃度變化(左：現地；右：離地)

5. 模場實驗

- (1) 模場設井分布如圖 5 左上圖，水力傳導係數為 7.3×10^{-5} cm/s，灌注井 W1 距地表 6-10 公尺之土壤 TPH 濃度為 $3,530 \pm 144$ mg/kg(超過土壤管制標準 1,000 mg/kg)，水樣 TPH 濃度為 19.5 ± 1.0 mg/L(超過土壤管制標準 10.0 mg/L)。
- (2) 由圖 4 右上圖結果可看出，進行 3 批次後，由分析結果得土相 TPH 濃度降至 200 mg/kg 以下，每批次的液相 TPH 濃度皆不超過 100 mg/L，TPH 土壤污染的總移除效率達 90%。
- (3) 由圖 5 下圖結果可看出，總石油碳氫化合物濃度整體由初始的四井皆超標的狀態下，經過 4 次淋洗，灌注井 W1 已達法規標準以下。



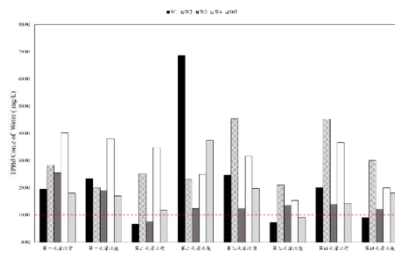


圖 6、模場圖(左上：設井分布；右上：離地整治；下：現地整治)

6. 整治成本效益評估

本研究電催化水技術用於實場整治僅需花費電力及實場灌注器具，由模場試驗結果可得知，現地淋洗 3 次後灌注井濃度達標，用電量 15.6 度，在後續可持續地降低濃度，並依照污染物與地質環境作出調整，進行離地泥漿相處理或是地下水抽取電催化後再進行灌注整治，根據模場離地泥漿攪拌的結果可得知每噸土用電量為 240.0 度方可達標，本計劃估算處理成本中，依據台灣電力公司 2020 年平均電價(2.24 元/度)計算約為 573 元，另外儀器僅需操作員一名，因此每噸污染土壤處理的人事與水電費用初估 1,500 - 2,500 元。

四、 結論

1. 由微氣泡分析可知，電催化系統可使水中產生高濃度且粒徑較小之奈米氣泡；透過 EPR 結果得知，電催化過程後中可生成氫氧自由基，以提高電催化水的氧化力。
2. 藉由管柱實驗，可得知經過電催化水降低的 TPH 濃度比用未催化水的對照組高將近 15%，原因為電催化水除了沖洗作用外還多了微氣泡與自由基可以氧化污染物，達到更深的去污效果，另外比較現地與離地的差異，可發現離地效果較好，是因離地的方式可使電催化水與污染土進行更多接觸。
3. 模場試驗結果中，可得知經過 3 批次的離地整治可使模場污染土達到法規標準，現地整治則是灌注井經 4 次淋洗後液相標準已達法規之下，證實電催化系統對於實場應用有一定的功效。

五、 技術優勢

1. 配合政府的新南向政策，擴展東南亞環境復育市場
2. 產生不同型態自由基，應用範圍廣且安裝及操作簡單易，不需調整 pH
3. 因未使用化學藥劑，可有效降低碳排放，降低整治成本且處理速度快
4. 可結合生物工法強化整治效率並活化土壤，符合整治列車及永續發展

六、 文獻回顧

卓禹杉, 2021. 以電催化系統整治受總石油碳氫化合物污染的土壤. 國立中山大學環境工程研究所學位論文, 1-89.

含氯污染物高解析被動式採樣器開發測試及現地應用評估

梁振儒

中興大學環境工程學系

摘要

氯化有機溶劑為重質非水相液體(Dense Non Aqueous Phase Liquid, DNAPL)，因其比水重與揮發之特性，易形成複雜之地表下污染情境造成含氯污染物調查之困難度。透過高解析場址調查建立場址概念模型可有助於定位污染物洩漏位置，作為整治技術可行性評估之依據。地表下氣相及水相污染物採樣技術，可分為主動式採樣(Active sampling, AS)與被動式採樣(Passive sampling, PS)，其中被動式採樣具備操作方法簡易且不干擾污染物狀況等優點，通常可更真實反應地表下之污染分布狀況。鑑於國內發展高解析場址調查對土壤及地下水整治之重要性，本研究開發可同時適用於未飽和含水層氣體污染物及飽和含水層地下水液相污染物之高解析被動式採樣器，並進行現地應用驗證，提升被動式採樣技術之應用層面，並藉由多深度之被動式採樣佈點提高場址污染調查之解析度，有效掌握實場 DNAPL 污染源及地下水污染團之分佈。本研究利用聚二甲基矽氧烷(Polydimethylsiloxane, PDMS)半透膜經污染物透析(Dialysis)傳輸機制設計開發及製造被動式採樣器，並於實場試驗當中，利用被動式採樣器，於三氯乙烯(Trichloroethylene, TCE)污染之污染整治場址進行大規模實場高解析採樣驗證，利用所獲得之數據進行三維氣相及液相濃度分布斷層攝影軟體解析，建立場址污染概念模型，作為後續之精準污染整治參考。

關鍵詞：重質非水相液體、含水層污染、被動式採樣、含氯有機溶劑、污染場址概念模型

一、前言及研究目的

在國內列管的地下水污染場址中，受碳氫化合物污染之場址數量最多高達 86.4%，其中以含氯脂肪族碳氫化合物(Chlorinated aliphatic hydrocarbons, CAHs)為最多(占 56.4%)，而最常出現之物質為三氯乙烯(Trichloroethylene, TCE)，其占污染物種類之 25.6%[1]。常見之土壤及地下水污染物氯化有機溶劑屬重質非水相液體(Dense Non-Aqueous Phase Liquid, DNAPL)，因其比水重與揮發之特性，易形成複雜之地表下污染情境，造成污染物調查之困難度。透過高解析場址調查建立場址概念模型，可有助於掌握污染物可能之暴露途徑與現地場址污染物之分佈情況，達到早期預防並掌握污染潛勢以及確立污染範圍劃定管制區，並可作為整治技術可行性評估及大規模污染整治之依據。此外，土壤及地下水污染整治過程中，無論初期調查階段用以執行風險評估、污染整治階段之連續監測評估污染物隨時間與空間之變化趨勢，以及監控污染物濃度與分佈確認場址污染改善完成等，亦需大量檢測分析污染物，因此如何透過快速及準確的採樣方式進行污染場址調查是高解析場址調查之一項關鍵。

本研究目的為開發可同時應用於偵測未飽和含水層氣相污染物及飽和含水層液相污染物之被動式採樣器(Passive sampler)，並執行氣相及液相之實驗室被動式採樣器適用性之批次試驗及整治場址實場應用評估試驗。

二、研究方法

本實驗之被動式採樣器結合 BEACON Sampler[2]及被動式多層採樣器[3]之構想設計，設計規格如圖1所示，以鐵氟龍(Polytetrafluoroethene, PTFE)材質作為主體之圓柱體形狀採樣器，外徑分別有1吋及2吋，內部中空，選用鐵氟龍之原因為其不會與污染物產生化學反應或吸附作用。接著在採樣器內部中空處填滿試劑水，保持零瓶頂空間，再裝上聚二甲基矽氧烷(Polydimethylsiloxane, PDMS)半透膜，使外界污染物可藉由濃度梯度穿透此膜，達到氣/液或液/液內外平衡[4-7]，採樣完成最後鎖上外蓋即可完成採樣工作，後續送至實驗室進行污染物分析。

另外，此採樣器外部可加上水線串聯另一個採樣器，以測量不同深度之污染物，於井中高密度放置採樣器，得到不同深度污染物濃度之分布。當取回採樣器時，為了避免其和空氣接觸導致污染物揮發的可能性，而在最外側加上螺帽外蓋，使整個採樣器密閉，並依被動式採樣流程送回實驗室分析。

欲分析時，僅需打開螺帽蓋，利用取樣針筒直接穿入 PDMS 取出樣本以上機分析，內容物液體體積符合吹氣捕捉設備(Purge & Trap) 之前處理所需樣本量，搭配氣相層析質譜儀進行分析，並不會使樣本接觸到外界而造成揮發損失。

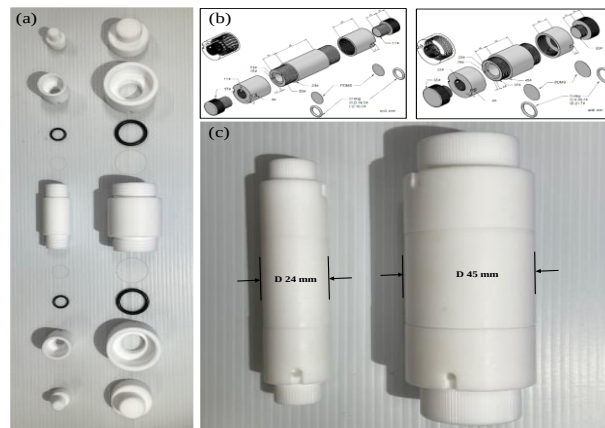


圖1、1吋採樣器與2吋採樣器之(a)細部配件圖、(b)設計圖及(c)組裝成品

本研究之現地應用分為二階段，第一階段以現地整治場址分為未飽和含水層及飽和含水層進行現地評估，在未飽和含水層中，以本研究之被動式採樣器與手提式 VOCs 偵測器(MiniRAE 3000)對未飽和含水層氣相污染物進行之氣體採樣袋(Gas sampling bag, GSB)分析；及飽和含水層中將以環檢所公告之深層大口徑監測井地下水微洗井採樣方法(NIEA W105.50B)[8]及監測井地下水揮發性有機物被動式擴散採樣袋採樣方法 (NIEA W108.50C)[9]進行分析並加以比較實際應用之結果。第二階段為氣相及液相濃度分布斷層攝影技術評析，實驗過程使用被動式採樣器於場址內多口監測井以高密度方式佈署，搭配適當的採樣頻率(時間間隔)及監測範圍(空間布點)進行三維空間污染濃度調查。藉由場址中所佈署之高密度被動式採樣器所獲得之數據，進一步利用 OriginLab 科學繪圖軟體繪製3D 分布圖以評估藉此建立場址污染概念模型，以了解場址中污染物詳細分布狀況。

三、結果與討論

1. 高解析被動式採樣器之設計開發及製造

本研究開發之被動式採樣器(圖1)為利用透析原理以 PDMS 半透膜進行傳輸，當濃度梯度存在時，外界污染物會穿透半透膜進入採樣器內部，使內外濃度達到平衡。其細部構造如圖1(a)及(b)所示，整體之採樣器為鐵氟龍材質，不易吸附污染物，加上 PDMS 半透膜後，再以 O-ring 固定並上蓋密封，使水完整的保留在採樣器中。除此之外，在圖1(c)中，可發現採樣器之鐵氟龍蓋上有凹槽設計，其中以半徑0.2 cm 之小洞貫穿，並以不鏽鋼材料或水線串接多個採樣器，以達成採樣井中高解析多深度被動式採樣之目的。

2. 實場污染物場址使用被動式採樣器之應用

將2吋被動式採樣器應用於污染場址之試驗中，經14天平衡時間後，其採樣器回收過程由圖2所示，被動式採樣器之回收過程其採樣器外觀狀態發現部分採樣器外部有些許雜質或土屑堆積，但堆積之雜質並不會顯著影響回收過程與分析狀況，且於回收過程中以少許乾淨之純水簡單洗滌即可沖洗採樣器外部雜質。



圖2、被動式採樣器之回收過程其採樣器外觀狀態

根據污染場址現地應用評估之試驗，本研究於場址之監測井分別放置8個被動式採樣器(即地表下3、4.5、5、5.5、6、6.5、7及7.5 m 之位置)，如圖3(a)所示，有效呈現地表下污染物分布狀況。本研究目前所獲得之檢測數據使用 OriginLab 科學繪圖軟體進行繪圖處理，並以其中克利金法(Kriging method)對實際獲得數據(TCE 濃度及地下水位變化)進行資料分析，藉此評估建立該場址之 CSM，如圖3(b)所示。藉由三維濃度分布圖可進一步了解污染物質隨著深度增加而濃度下降，因此可以很明顯得知該場址之污染狀況位於淺層深度，並污染物質由 MW59與 MW61向 MW60、MW64及 MW72位置傳輸移動。然而，本研究針對被動式採樣器進行佈署監測及數據分析，藉由被動式採樣器所建立之三維濃度分布圖及污染場址概念模型(Conceptual Site Model, CSM)，進一步配合場址詳細水文地質條件及整治計畫運作方式，則可以大幅提升整治工程效率，並達到有效之污染整治。

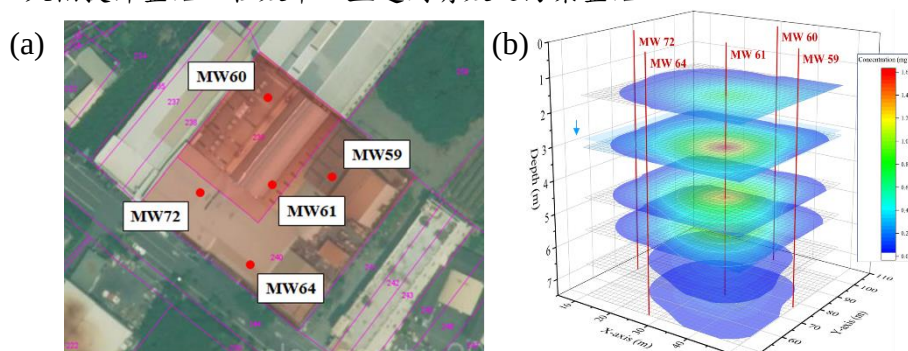


圖3、污染場址多深度之採樣佈點所建立污染場址之概念模型。(a)污染場址地下水監測井分佈及(b)三氯乙烯於污染場址之三維濃度分佈。

四、結論

本研究開發可同時應用於偵測未飽和含水層氣相污染物及飽和含水層液相污染物之高解析被動式採樣器(Passive sampler)，並執行氣相及液相之實驗室被動式採樣器適用性之批次試驗及環保署公告之整治場址實場應用模擬試驗。其所得之研究結論如下：

1. 整體之採樣器為鐵氟龍材質，不易吸附污染物，採用 PDMS 半透膜作為污染傳遞之介面，採樣後以上蓋密封保存樣本。此外，採樣器之鐵氟龍蓋上有凹槽設計，可以水線串接多個採樣器，以達成監測井中垂直向高密度佈設被動式採樣之目的。
2. 被動式採樣器之回收過程以少許乾淨之純水簡單洗滌即可沖洗採樣器外部雜質，重複使用。
3. 本研究開發之被動式採樣器取樣完成後，可直接封蓋保存送至分析實驗室分析，因此不易有揮發等因素影響污染物分析，具有更好之採樣檢測優勢。氣相及液相濃度分布斷層攝影技術評析中，於場址高密度多深度佈署被動式採樣器，其所獲得之分析數據成功藉由軟體繪製污染物三維濃度分布圖並建立 CSM。由污染物三維濃度分布圖可更有效掌握場址 DNAPL 污染源及地下水污染團之分布，亦可進一步藉由上述之資訊提升場址調查或整治之功效。

參考文獻

- [1] 行政院環境保護署, 105 年度土壤及地下水污染整治年報, 土壤及地下水污染整治基金管理會, 2017.
- [2] Beacon Environmental Services Inc., BeSure Passive Soil-Gas Technology, <http://www.beacon-usa.com/passive-soil-gas-surveys/best-results>, 2019.
- [3] D. Ronen, Y. Laor, E.R. Graber, Using a passive multilayer sampler for measuring detailed profiles of gas-phase VOCs in the unsaturated zone, *Environmental Science & Technology* 37 (2003) 352-360.
- [4] T. Górecki, B. Zabiegała, J. Namieśnik, Calibration of permeation passive samplers with silicone membranes based on physicochemical properties of the analytes, *Analytical Chemistry* 75 (2003) 3182-3192.
- [5] T. Górecki, S. Seethapathy, Polydimethylsiloxane-based permeation passive air sampler. Part II: Effect of temperature and humidity on the calibration constants, *Journal of Chromatography A* 1217 (2010) 7907-7913.
- [6] T. Górecki, S. Seethapathy, Polydimethylsiloxane-based permeation passive air sampler. Part I: Calibration constants and their relation to retention indices of the analytes, *Journal of Chromatography A* 1218 (2011) 143-155.
- [7] T. Górecki, O. Goli, H.T. Mugammar, M. Marchesi, R. Aravena, Evaluation of the suitability of the Waterloo Membrane Sampler for sample preconcentration before compound-specific isotope analysis, *Environmental Technology & Innovation* 7 (2017) 141-151.
- [8] 行政院環保署, 深層大口徑監測井地下水微洗井採樣方法(NIEA W105.50B), 2006.
- [9] 行政院環保署, 監測井地下水揮發性有機物被動式擴散採樣袋採樣方法 (NIEA W108.50C), 2009