



107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

日期：107年6月11日(一)

地點：集思台大會議中心-柏拉圖廳

目 錄

細懸浮微粒碳及鉛同位素分析技術發展與應用計畫.....	1
細懸浮微粒(PM _{2.5})特徵對民眾健康影響之研究	15
金屬同位素於環境鑑識研究之應用.....	18
持久性有機污染物檢測技術開發:多氯苯於翡翠水庫分佈特性調查	27
底泥特性(河川、湖泊、水庫)污染物鑑識技術開發(1/2)	30
以菌群分布作為鑑識污染源技術建立.....	35
細懸浮微粒(PM _{2.5})化學成分監測及分析專案計畫	41
環境振動源特性及管制研究計畫專案研究計畫	60
光污染影響及主觀感受調查與管制方式之研究	66
低頻非游離輻射對監測設備量測技術實證之研究	76
室內場所噪音檢測作業程序暨量測規範驗證研究	84
106 年建立臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫	88
以不對稱流場場流系統發展適用於生物毒性檢測之環境水體奈米物質分離技術 ..	109
環境奈米評析與綠色化學檢測技術研究-評估以拉曼光譜.....	113
環境奈米評析與綠色化學檢測技術研究(3/3)-環境水體奈米物質之細胞毒性研究 .	120
產品碳足跡關鍵性審查作業流程.....	123
環境奈米知識平台之現況	131
即時線上水質監測技術開發	154
物聯網無線多功能水質感測器開發.....	162
飲用水新興污染物研究與水質管理.....	167
健康水庫永續水質雲端科技管理-106 年北區水庫水質永續管理計畫	176
健康水庫永續水質雲端科技管理-移動式水質檢測載具於水庫水質監測	185
健康水庫永續水質雲端科技管理-106 年南區水庫水質永續管理計畫	189
全反射-X 射線螢光分析儀應用於河川水及底泥中重金屬快篩分析研究	200
環境水體微生物相鑑識技術開發.....	212
以受體模式推估河川污染來源可行性評估	229
跨部會化學物質管理資訊系統（化學雲）成果及應用	232
交通因子與空氣品質變動分析-貝氏模型之分析應用	239

細懸浮微粒碳及鉛同位素分析技術發展與應用計畫

榮建誠¹ 黃譯檉¹ 周崇光¹ 李經民² 李崇德³ 張士昱⁴

¹中央研究院環境變遷研究中心

²雲林科技大學環境與安全衛生工程系

³中央大學環境工程研究所

⁴中山醫學大學公共衛生學系

EPA-105-U101-02-A272

摘要

本研究目的為建立 PM_{2.5} 中的碳與鉛同位素分析技術，並透過重要污染源排放之 PM_{2.5} 的碳與鉛同位素特徵的建立，探討彰化-南投-雲林-嘉義的 PM_{2.5} 來源，及和受體模式的污染源推估結果比較。研究分別建立以 Cavity Ring Down Spectroscopy、Accelerator Mass Spectrometer 和 Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry 分析 PM_{2.5} 中的 $\delta^{13}\text{C}$ 、 ^{14}C 和鉛同位素，分析結果顯示碳和鉛同位素分析技術具有良好的準確性與精確性。重要污染源排放之 PM_{2.5} 的化學組成特徵為：1.) 燃煤電廠和煉油廠排放的 PM_{2.5} 主要成分均為硫酸根離子，排放的碳以化石碳為主；2.) 生質燃燒產生的 PM_{2.5} 之主要成分為有機碳，並以現代碳為主；3.) 交通排放產生的 PM_{2.5} 之主要組成為元素碳，並以化石碳為主。大氣 PM_{2.5} 的採樣分別在 2016 年 11 月、2017 年 2 月和 8 月完成，冬季的 PM_{2.5} 濃度最高，夏季最低，硫酸根離子、硝酸根離子、銨離子和碳是三個季節的重要組成。夏季的 $\delta^{13}\text{C}$ 數值明顯低於其他兩季， ^{14}C 無顯著季節變化。綜合碳同位素和其他化學指標的分析，推論二次氣膠為夏季的主要碳貢獻源，工業排放與交通排放秋季和冬季的貢獻較顯著，各季節皆有生質燃燒；碳同位素和 Positive Matrix Factorization 受體模式推估出有關碳污染源的結果相似。鉛同位素比值具顯著季節變異，然因污染源的鉛同位素特徵資料有限，本研究獲得之鉛污染源分析結果不確定性仍高，有待未來進一步研究。

關鍵詞：細懸浮微粒、碳、鉛、同位素、污染來源鑑識

一、前言及研究目的

細懸浮微粒為粒徑小於 2.5 μm (PM_{2.5}) 且懸浮在空氣中的固態或液態污染物，許多流行病學研究均證實，心血管疾病與呼吸道疾病的就診率或死亡率和 PM_{2.5} 的暴露有密切關係 [1, 2]。有鑑於此，世界衛生組織制定了 PM_{2.5} 濃度標準，我國也於 2012 年 5 月 14 日立法完成大氣的 PM_{2.5} 濃度標準。然而，儘管 PM_{2.5} 已被納入空氣品質標準中，且在各級環保機關的努力下，各縣市 PM_{2.5} 濃度逐年降低，但從環保署公告的近 3 年全國各縣市 PM_{2.5} 濃度分佈來看，雲林縣、南投縣、彰化縣及嘉義縣市境內的 PM_{2.5} 污染情形依舊嚴重，故調查 PM_{2.5} 的污染來源，成為降低 PM_{2.5} 濃度的重要工具。

根據 Taiwan Emission Data System 排放量資料庫顯示，彰化及雲林兩縣市之點源排放量可佔 PM_{2.5} 排放量的 20%，除了境內的彰濱工業區和麥寮的六輕廠外，中南部特有的生質燃燒行為也可能造成短期的高污染事件。過去研究透過傳統的化學組成或受體模式推估 PM_{2.5} 的污染源，以釐清導致中南部高 PM_{2.5} 濃度的主因 [3-7]，但此方法在污染源的定義上有較高的不確定性。

同位素特徵分析為近年歐美國家應用在懸浮微粒污染來源鑑識的重要工具之一 [8-10]，但因不同地區的污染源排放之同位素特徵不同，因此建立本土重要污染源的同位素特徵，並應用在本地 PM_{2.5} 污染源的追蹤有其重要性。本研究針對彰化-南投-雲林-嘉義地區的大氣及特定污染源所排放的 PM_{2.5} 進行採樣，分析傳統的化學組成和碳與鉛同位素資料，並與傳統的受體模式推估結果比較，以瞭解此地區高 PM_{2.5} 濃度的污染成因及其可能來源，提高未來污染源排放的追蹤及管制策略之制定效益。

二、研究方法

2.1 重要污染源排放之 PM_{2.5} 的採樣

特定污染源的採樣對象包含燃煤電廠 (煙道)、煉油廠 (煙道)、生質燃燒 (稻梗燃燒) 和交通污染源，其中燃煤電廠和煉油廠煙道以 NIEA A212.10B 公告方法進行採集，每種污染源均採集 3 次，分別

為 2016 年 12 月、2017 年 3~5 月和 2017 年 8 月，每次 3 重複。生質燃燒以燃燒稻梗為主，實驗方法包含生質燃燒模擬箱和野外燃燒實驗 2 種。模擬箱系統如圖 2 所示，該系統設有燃燒室和煙塵混合箱，燃燒室的稻梗經控溫式電熱板燃燒後，煙塵會排放至煙塵混合箱，並透過風扇使煙塵均勻分布，再以 Personal Environmental Monitoring 採樣器採集 PM_{2.5}。野外生質燃燒實驗則是將稻梗置於一般農田上，並點火燃燒，再以 PQ-200 採樣器（鐵氟龍濾紙）和 PM_{2.5} 高量採樣器（石英濾紙）採集微粒。無論生質燃燒模擬箱或野外生質燃燒實驗，燃燒的稻梗均來自彰化、雲林和嘉義等 3 個地區，每一個地區的稻梗均會被分三批燃燒和採樣。每批實驗稻梗的重量均控制在一樣的重量範圍（模擬箱實驗：6 g；野外實驗：3 kg），以確保每次的實驗條件一致。交通污染源部分，本研究選定八卦山和國姓 1 號隧道進行採樣，採用的儀器同樣為 PQ-200 採樣器（鐵氟龍濾紙）和 PM_{2.5} 高量採樣器（石英濾紙），每個隧道各採 3 個樣本，每個樣本的採樣時間均為 12 小時。

2.2 大氣 PM_{2.5} 的採樣

本研究分別在 2016 年 11 月、2017 年 2 月和 2017 年 8 月完成大氣 PM_{2.5} 的採樣，採樣點包含彰化、二林、竹山、斗六、臺西、麥寮、崙背、嘉義和新港等 9 個測站（圖 1）。所有測站的採樣均同步進行，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（中午 12 時~翌日 10 時），2016 年 11 月、2017 年 2 月和 2017 年 8 月收集的樣本數分別有 63、71 和 71 個，共計 205 個。本研究採用的採樣器包含 PQ-200 採樣器（鐵氟龍濾紙）和 PM_{2.5} 高量採樣器（石英濾紙），前者是用於分析 PM_{2.5} 中的金屬元素和鉛同位素，後者是用於分析 PM_{2.5} 中的碳成分、水溶性陰陽離子和碳同位素。採樣前，石英濾紙均會以 900°C 的高溫鍛燒，以去除濾紙上的雜質。採樣前後，鐵氟龍濾紙均會經過 48 小時的調理再秤重，並計算 PM_{2.5} 質量濃度。

2.3 化學組成分析

2.3.1 水溶性陰陽離子、碳成分和金屬元素

離子層析儀 (Ion Chromatograph, IC) 被用於分析石英濾紙中的水溶性陰陽離子，分析項目包含 Cl⁻、NO₃⁻、SO₄⁻²、Na⁺、NH₄⁺、K⁺、Mg⁺² 和 Ca⁺²。碳分析儀 (Thermo-Optical Reflection, TOR) 被用於分析石英濾紙中的碳成分，分析種類包含有機碳 (organic carbon, OC)、元素碳 (elemental carbon, EC) 和總碳 (total carbon, TC)。鐵氟龍濾紙經微波消化後，以感應耦合電漿質譜儀 (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer, ICP-MS) 分析金屬元素，分析項目包含 Al、Fe、Na、Mg、K、Ca、Sr、Ba、Ti、Mn、Co、Ni、Cu、Zn、Mo、Cd、Sn、Sb、Tl、Pb、V、Cr、As、Se、Y、Zr、Rb、Ga、Ge、Cs、La、Ce、Nd 和 U。

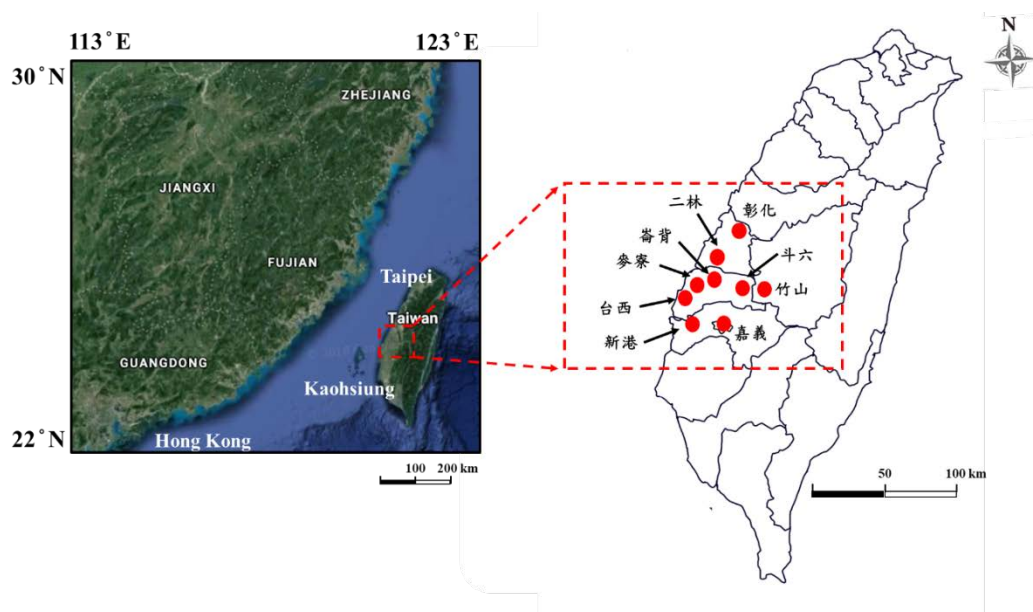


圖 1. 本研究 9 個大氣 PM_{2.5} 測站分布圖

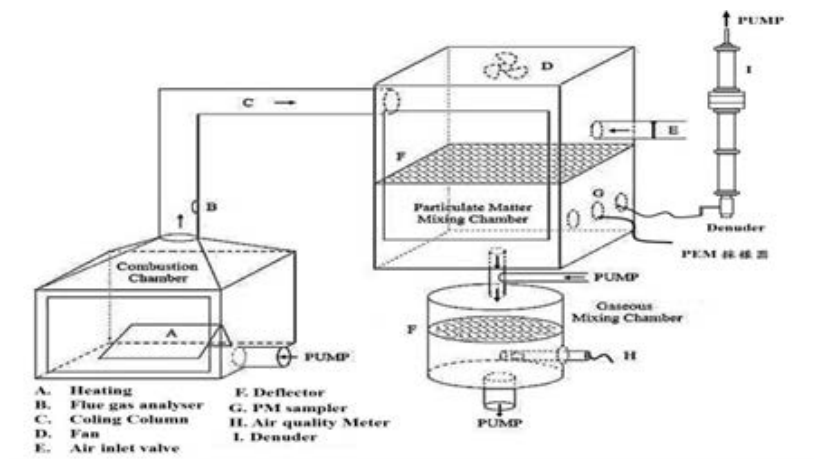


圖 2. 生質燃燒模擬箱系統圖

2.3.2 同位素

本研究以 Cavity Ring Down Spectroscopy (CRDS) 分析 $PM_{2.5}$ 中的 ^{12}C 和 ^{13}C 含量，再以方程式 1 計算 $\delta^{13}C$ 數值。Accelerator Mass Spectrometer (AMS) 被用於分析 ^{12}C 和 ^{14}C 含量，再以方程式 2 計算現代碳 (percent of modern carbon, pMC) 的含量。

$$\delta^{13}C (\text{‰}) = \left[\frac{(^{13}C/^{12}C)_{\text{sample}}}{(^{13}C/^{12}C)_{\text{standard}}} - 1 \right] \times 1000 \quad (1)$$

$$pMC (\%) = \frac{(^{14}C/^{12}C)_{\text{sample}}}{0.749 \times (^{14}C/^{12}C)_{\text{standard}}} \times 100 \quad (2)$$

方程式(1)和方程式(2)的標準品分別為美國國家標準技術研究所公告的 IAEA-CO-8\$8543NBS18 和 SRM 4900C OXII。

鉛同位素的樣本來自前述經微波消化後的溶液，再以 Sr-Spec 樹脂和鹽酸純化出鉛，並以 ICP-MS 分析 ^{206}Pb 、 ^{207}Pb 和 ^{208}Pb 的含量和計算 $^{206}Pb/^{207}Pb$ 和 $^{208}Pb/^{207}Pb$ 的比值，最後以 SRM987 標準品進行校正。

2.4 污染源鑑定

本研究以 Positive Matrix Factorization (PMF 5.0) 受體模式推估 $PM_{2.5}$ 污染源，並和碳與鉛同位素推估之 $PM_{2.5}$ 污染源進行比較。

三、結果與討論

3.1 碳與鉛同位素分析技術

本計畫採用的碳與鉛同位素分析技術的評估結果：CRDS 和 ICP-MS 分析標準品中的 $\delta^{13}C$ 和 Pb (^{206}Pb 、 ^{207}Pb 和 ^{208}Pb) 同位素結果，和標準品數值的相對差異分別小於 0.4‰ 和 1.5‰；AMS 分析標準品中的 pMC 結果和標準品相對差異小於 0.4%。各項同位素分析技術的誤差量均顯著低於環境樣品的變異量，因此碳和鉛同位素分析技術有足夠的準確性，並可於微粒污染源解析中提供重要的參考資訊。

3.2 重要污染源排放之 $PM_{2.5}$ 化學組成特性

本研究共完成 4 個本土重要微粒污染源的採樣和同位素及傳統化學組成的分析，重要結果如表 1 所示。表 1 顯示燃煤電廠和煉油廠排放的 $PM_{2.5}$ 之主要成分均為硫酸根離子，佔 $PM_{2.5}$ 質量濃度 35% 以上，主要是因此類污染源使用的燃料含有較高的硫成分，硫經氧化反應會生成硫酸根離子，反映此類污染源對於區域 $PM_{2.5}$ 的影響需特別關注，特別是原生性硫酸根離子。此外，表 1 顯示鈉離子和銨離子為煉油廠排放之 $PM_{2.5}$ 的重要組成 (鈉離子和銨離子分別佔 $PM_{2.5}$ 質量濃度的 11% 和 7%)，主要是因該煉油廠在濕式洗滌塔中加入 NaOH，並透過 NaOH 和硫反應形成固態 Na_2SO_4 ，以達移除硫化物的目的，是故造成較高的鈉離子濃度；在銨離子部分，本研究推測應是煉油廠採用加入氨氣的選擇性觸媒還原法除氮，但其循環吸收液量與煙氣量之比值偏低，導致銨離子濃度較高，此結果反映部分工業污染源可能是大氣鈉離子和銨離子的重要貢獻源。此外，燃煤電廠排放的 $PM_{2.5}$ 之特徵元素以 As、

Zn、Se 和 Zr 等元素為主，煉油廠排放的 $PM_{2.5}$ 之特徵元素以 Ni、V 和 La 等元素為主，其元素特徵均和過去的研究結果相近 [11-16]。

表 1. 重要污染源排放之 PM_{2.5}化學組成特性

污染源	主要物種	重要元素*	碳同位素 (平均值, 最小~最大)	鉛同位素比值(平均值, 最小~最大)
燃煤電廠 (n = 9)	硫酸根離子	Zn、Mo、Cd、Sn、Sb、	$\delta^{13}\text{C}$: NA	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: 1.1940 (1.1604~1.2229)
		Tl、Pb、As、Se、Zr、	pMC : 41% (36~44%)	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: 2.4557 (2.4141~2.4806)
		Ge、Ga 和 U		
煉油廠 (n = 9)	硫酸根離子、鈉離子 和銨離子	Na、Ni、Cu、Zn、Mo、	$\delta^{13}\text{C}$: -28.2‰ (-28.5 至 -27.9‰)	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: 1.1782 (1.1528~1.2021)
		Cd、Sn、Sb、Tl、Pb、V、	pMC : 12% (3~24%)	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: 2.4296 (2.4145~2.4425)
		Cr、Se 和 La		
生質燃燒_模擬箱 (n = 9)	有機碳、氯離子、鉀 離子、硫酸根離子和 銨離子	Na、K、Ca、Ba、Mn、	$\delta^{13}\text{C}$: NA	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: 1.1574 (1.1407~1.1741)
		Ni、Cu、Zn、Mo、Cd、	pMC : 93% (91~95%)	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: 2.4360 (2.4124~2.4573)
		Sn、Sb、Tl、Pb、Cr、 As、Se、Ge、Rb、Cs、 Ga 和 Hf		
生質燃燒_野外實驗 (n = 9)	有機碳、氯離子、鉀 離子、硫酸根離子和 銨離子	Na、K、Ni、Cu、Zn、	$\delta^{13}\text{C}$: -32.2‰ (-35.0 至 -30.1‰)	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: 1.1620 (1.1533~1.1746)
		Mo、Cd、Sn、Sb、Tl、	pMC : 97% (97~98%)	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: 2.4593 (2.4426~2.4762)
		Pb、Cr、As、Se、Ge 和 Rb		
交通排放 (n = 6)	元素碳、硫酸根離子 和銨離子	Na、Ba、Ni、Cu、Zn、	$\delta^{13}\text{C}$: -27.5‰ (-28.6 至 -26.3‰)	$^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: 1.1420 (1.1329~1.1508)
		Mo、Cd、Sn、Sb、Tl、	pMC : 15% (7~21%)	$^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$: 2.4190 (2.4078~2.4294)
		Pb、V、Cr、As、Se、Zr、 Ge、Ga 和 Hf		

*僅列出 Enrichment factor (EF) 大於 10 的元素；NA：低於儀器偵測極限。

在燃煤電廠或煉油廠排放之 $PM_{2.5}$ 的同位素部分，無論燃煤電廠或煉油廠，排放的碳都以化石碳為主。在鉛同位素比值部分，燃煤電廠排放的 $^{208}Pb/^{207}Pb$ 比值和日本的量測結果相近 [17]，但 $^{206}Pb/^{207}Pb$ 比值和日本的量測結果有差異 [17]。由於過去研究指出不同地區的燃煤電廠之煤礦來源及不同來源的煤礦佔有比例均不同，且不同地區煤礦的鉛同位素比值分布也不同 [18]，因此也造成不同國家或時間點量測到的鉛同位素比值不同，相對的，採集及分析不同時間點的燃煤電廠煙道排放之 $PM_{2.5}$ 的同位素特徵，將有助於提高污染源的鑑定能力。目前，國際上尚無煉油廠排放的 $\delta^{13}C$ 和鉛同位素比值可供參考，顯示本研究在未來污染源鑑識上，有其重大價值。然而，無論燃煤電廠和煉油廠，其所排放之鉛同位素比值分布廣泛，反映少量樣本的採集對污染源的鑑識效益有限，需透過不同時間點的鉛同位素樣本的採樣和分析，以提高污染源的解釋能力。

生質燃燒部分，無論野外或模擬箱實驗，稻梗經燃燒後，其排放的 $PM_{2.5}$ 之主要成分均以 OC、氯離子和銨離子為主，其中 OC 均占 TC 的 85% 以上，此結果和過去國內外研究於生質燃燒期間採集到的 $PM_{2.5}$ 之優勢化學組成特性一致 [19-21]。此外，硫酸根和銨離子也是生質燃燒排放的重要化學組成，主要是因硫和氮是肥料的主要組成 [22]，稻草燃燒期間又會釋放大量的有機物 [23]，並透過光化反應參與硫酸根和銨離子的生成 [24]，此結果反映稻草經燃燒後所生成的硫酸根和銨離子也是大氣 $PM_{2.5}$ 的重要貢獻源之一。在特徵元素部分，除了 Ca 來自土壤外，生質燃燒會產生較高的 Na 和 K 等元素，此元素也廣泛存在肥料中 [22]，因此肥料的使用可能會影響生質燃燒產生之元素特徵。在同位素部分，生質燃燒生成的碳以現代碳為主，其結果和過去的研究一致 [10]；然而，本研究量測到的 $\delta^{13}C$ 數值均較國外的研究低 [25-27]，推測除了和不同地區的植物生長特性不同有關外，也和燃燒的植物種類不同有關。

交通排放產生的 $PM_{2.5}$ 主要化學組成為 EC，約占總碳的 58%，其次為 OC、硫酸根離子和銨離子。交通排放會有較高的硫酸根離子和銨離子濃度，推測應是車輛進入隧道的同時挾帶部分鹽類或來自隧道的通風系統，其中銨離子可能也和交通工具使用添加尿素的觸媒轉化器有關。交通排放產生的特徵元素包含 Na、Ba、Ni、Ca、Cr、Zn、Ti 和 Fe 等，此類元素多來自交通工具使用的潤滑油或輪胎經摩擦產生 [28-31]。在同位素部分，排放的碳以化石碳為主， $\delta^{13}C$ 數值則和過去研究量測到的柴油排放之 $\delta^{13}C$ 數值相近，但和無鉛汽油的量測結果不同 [32]，本研究量測到的交通排放之鉛同位素比值也和國外的量測結果不同 [9, 32-34]，推測應和車輛種類、油品種類和行車狀況等因素的不同有關。交通排放之鉛同位素比值分布較為集中，並有助於區隔不同的鉛污染源。

綜合前述資料，可發現本土重要污染源排放之微粒所含有的碳或鉛同位素特徵，和國外的研究結果不盡然一致，反映建立本土重要污染源排放之微粒的碳或鉛同位素特徵，將有助於未來 $PM_{2.5}$ 污染源的鑑識。

3.3 大氣 $PM_{2.5}$ 化學組成特性

本研究針對 $PM_{2.5}$ 污染較為嚴重的中南部地區進行 $PM_{2.5}$ 的採樣和化學組成分析，分析結果顯示，2016 年秋季、2017 年冬季和夏季的平均 $PM_{2.5}$ 濃度分別為 $18.7 \mu g/m^3$ 、 $38.3 \mu g/m^3$ 和 $12.3 \mu g/m^3$ ，顯示秋冬季的 $PM_{2.5}$ 污染問題較夏季嚴重。綜合 9 個測站在 3 個季節的採樣結果，發現無論秋季、冬季或夏季， $PM_{2.5}$ 的主要成分均包括硝酸根離子、硫酸根離子、銨離子和碳（包括有機碳及元素碳），此四項成分對各測站 $PM_{2.5}$ 的質量貢獻比例分別為 15%、17%、10% 和 20%，將碳區分為化石碳和現代碳，其貢獻量各佔 10% 左右，顯示二次氣膠和碳是重要的 $PM_{2.5}$ 組成。

本研究進一步以 $PM_{2.5}$ 標準濃度 ($35 \mu g/m^3$) 將採樣資料劃分為 $PM_{2.5}$ 事件日和非事件日，並統計兩類別資料的 $PM_{2.5}$ 化學組成差異，結果如圖 3 和圖 4 所示。圖 3 和圖 4 顯示相較於非 $PM_{2.5}$ 事件日期間， $PM_{2.5}$ 事件日期間的平均 $PM_{2.5}$ 濃度較非事件日高 $27.2 \mu g/m^3$ ，其中以硝酸根離子的上升幅度最大，其次為硫酸根和銨離子濃度，反映光化學反應前驅物的管制為重要的方向。此外，相較於非 $PM_{2.5}$ 事件日期間， $PM_{2.5}$ 事件日期間的現代碳和化石碳分別上升 6% 和 4%，其中生質燃燒是現代碳的重要貢獻源 [10]，化石燃料的燃燒，如燃煤電廠和交通排放是重要的化石碳貢獻源 [35, 36]，凸顯出燃燒行為的管制亦是重要的方向。

在大氣 $PM_{2.5}$ 的同位素部分，圖 5 顯示秋季、冬季和夏季的 $\delta^{13}C$ 平均值及其範圍分別為 -27.8‰ (-30.4 至 -25.6‰)、-28.7‰ (-34.7 至 -26.6‰) 和 -32.0‰ (-38.5 至 -27.8‰)，顯示秋冬季和夏季的 $PM_{2.5}$ 產生過程存在顯著差異。此外，相較於過去在台灣北部量測到的 $\delta^{13}C$ 數值，中南部的 $\delta^{13}C$ 數值明顯

較北部低 (台大測站在夏、冬和春季的平均值分別為-27.0‰、-26.2‰、和-24.5‰；富貴角測站在夏、冬和春季的平均值分別為-26.6‰、-25.0‰、和-25.5‰) [37]，顯示碳污染源有明顯的區域差異。¹⁴C 的分

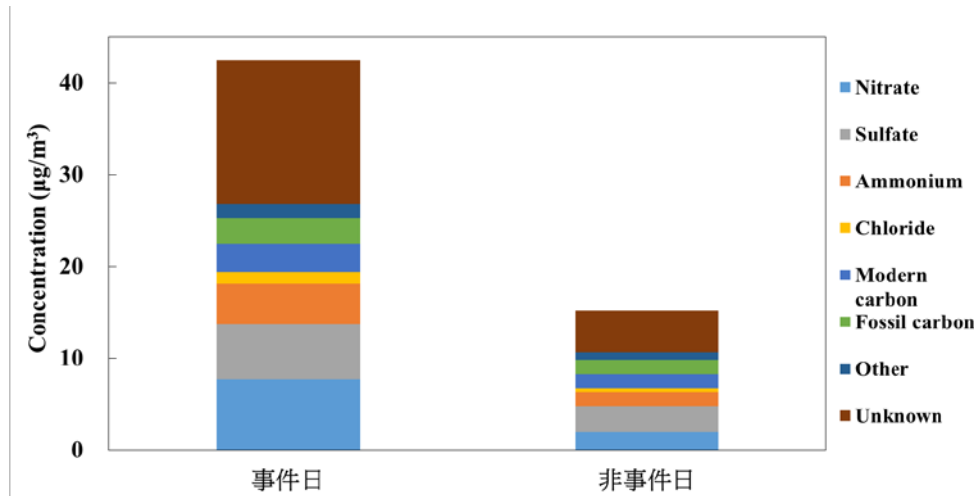


圖 3. PM_{2.5}和非 PM_{2.5}事件日之各化學組成濃度分布

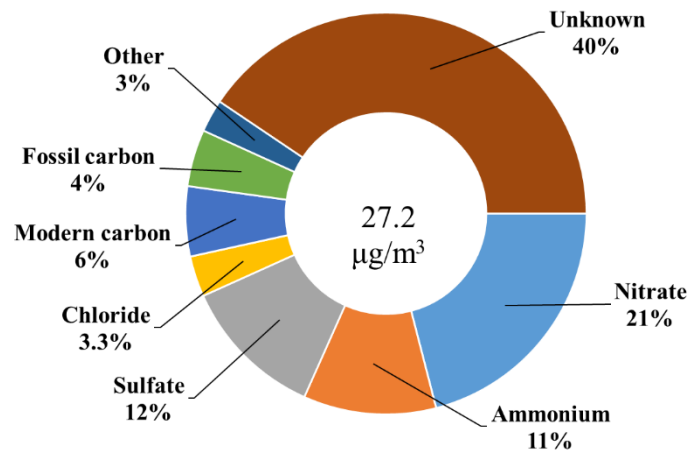


圖 4. 相較於非 PM_{2.5} 事件日，PM_{2.5} 事件日期間各化學組成的增量比例 (環圖圖中的數值為 PM_{2.5} 事件日和非事件日之 PM_{2.5} 濃度差值)

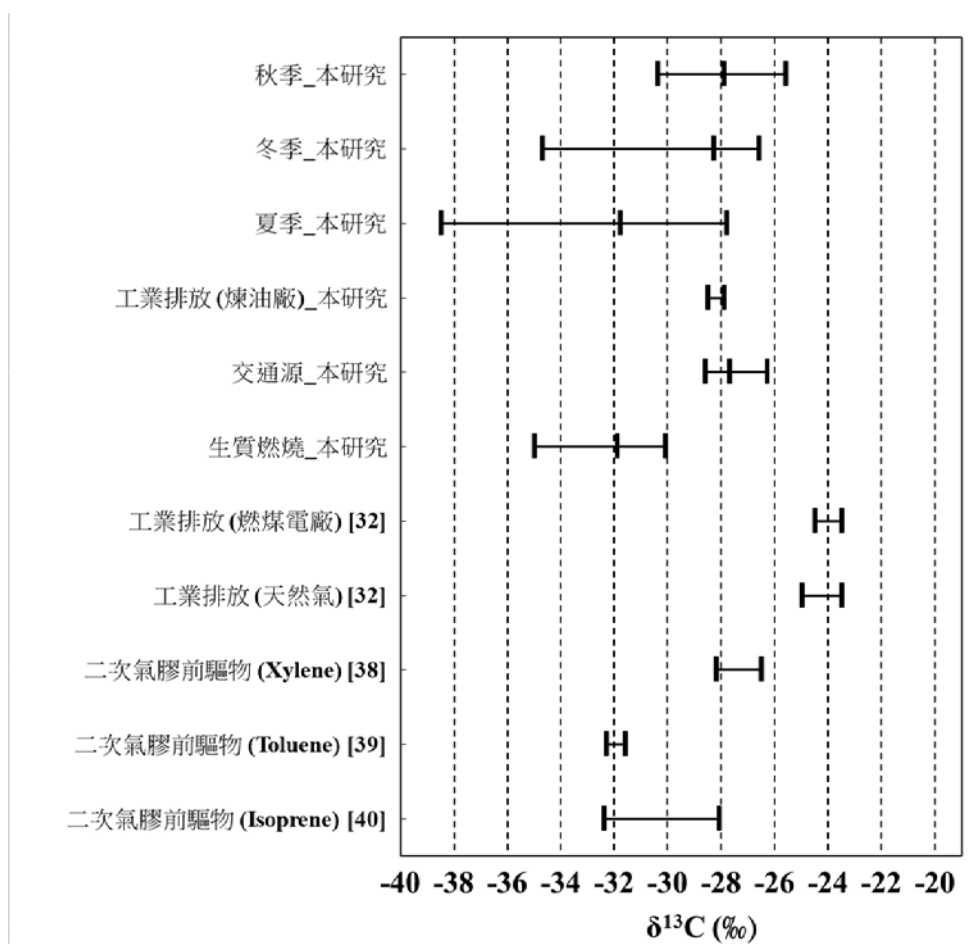


圖5. 大氣PM_{2.5}和不同污染源之 $\delta^{13}\text{C}$ 比較圖

(圖中的數值分別為最小值、中位數和最大值，部分研究僅有最小值和最大值)

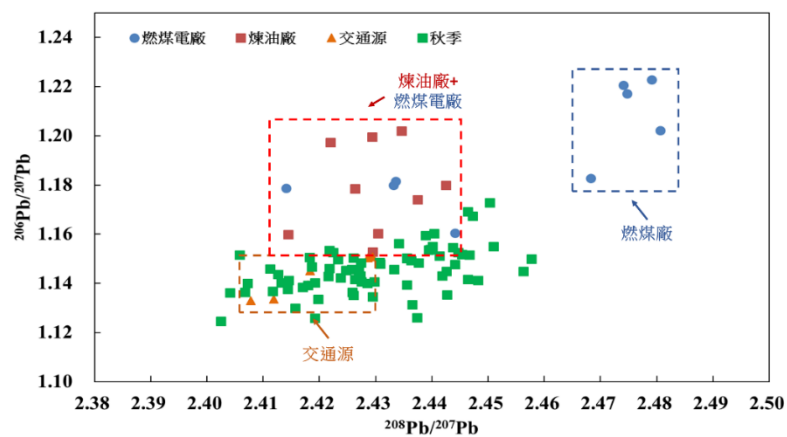
析結果則顯示秋季、冬季和夏季的 pMC 平均值與分布範圍分別為 50% (33~64%)、50% (35~61%) 和 50% (39~65%)，代表就整個區域而言，化石燃料和非化石燃料燃燒所貢獻的碳相當，並無顯著的季節差異。在鉛同位素比值部分，秋季、冬季和夏季的 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值分別為 1.1457 (1.1247~1.1728)、1.1534 (1.1407~1.1710) 和 1.1465 (1.1194~1.1635)，秋季、冬季和夏季的 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值分別為 2.4303 (2.4025~2.4577)、2.4323 (2.4168~2.4513) 和 2.4208 (2.3936~2.4599)，鉛同位素比值有明顯的季節變化，並以冬季的數值最高，凸顯不同季節的鉛來源不同。相較於過去在台灣北部量測到的鉛同位素比值，中南部的鉛同位素比值明顯較北部低 (台大測站在夏季和冬季的 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 平均比值分別為 1.1536 和 1.1641；台大測站在夏季和冬季的 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 平均比值分別為 2.4312 和 2.4469；富貴角測站在夏季和冬季的 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 平均比值分別為 1.1503 和 1.1623；富貴角測站在夏季和冬季的 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 平均比值分別為 2.4277 和 2.4452) [37]，顯示鉛污染源亦有明顯的區域差異

3.4 污染源鑑定

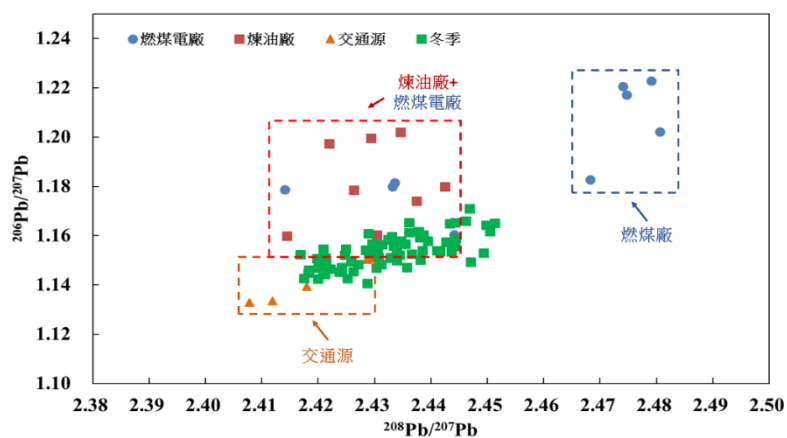
圖 5 為本研究在不同季節量測到的 $\delta^{13}\text{C}$ 數值和不同污染源排放之 $\delta^{13}\text{C}$ 數值的比較，綜合傳統化學組成和碳同位素分析結果，本研究地區的碳污染源包含交通排放、工業排放 (煉油廠)、生質燃燒和二次氣膠，其中秋季和冬季的碳污染源以交通排放和工業排放為主，夏季為二次氣膠，現代碳結果顯示生質燃燒普遍存在 3 個季節， $\delta^{13}\text{C}$ 數值顯示冬季和夏季受影響較明顯。圖 6 顯示秋季、冬季和夏季的鉛同位素比值多落在交通排放、工業排放和交通排放。圖 7 為 PMF 針對 9 個測站所推估的 $\text{PM}_{2.5}$ 污染源，表 2 進一步以測站做分類，並比較同位素和 PMF 針對同一測站之 $\text{PM}_{2.5}$ 污染源的推估結果，比較結果指出碳同位素和 PMF 針對與碳有關的污染源的推估結果相似，但鉛同位素比值和 PMF 針對與鉛有關的污染源的推估結果有差異，可能是因重要污染源的鉛同位素特徵資料仍不足 (如欠缺鋼鐵廠)，使得兩方法在污染源的鑑定結果有差異，有待未來更多資料的蒐集來評估該區域的鉛污染源。

四、結論

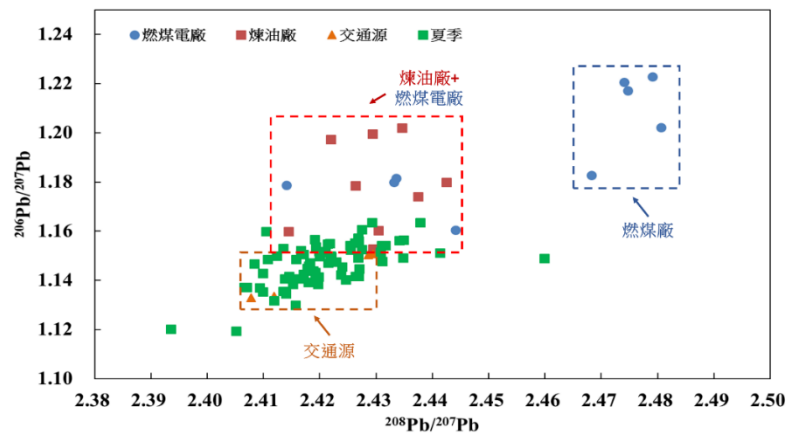
1. 本研究的評估結果顯示碳和鉛同位素分析技術有足夠的準確性與精確性，應用於 $\text{PM}_{2.5}$ 污染來源解析可提供重要的參考資訊。
2. 生質燃燒產生的碳以現代碳為主，燃煤電廠、煉油廠和交通排放則以化石碳為主；不同時間量測到燃煤電廠和煉油廠排放的鉛同位素比值具顯著差異，顯示少量的採樣結果較難反映該污染源的鉛同位素特徵。
3. 二次氣膠和燃燒生成的碳成分是 $\text{PM}_{2.5}$ 的重要化學組成，因此管制二次氣膠前驅物和燃燒源為未來降低 $\text{PM}_{2.5}$ 的重要方向。
4. 夏季之 $\delta^{13}\text{C}$ 明顯低於秋季和冬季，氣體-微粒相轉化產生的二次有機氣膠對夏季 $\text{PM}_{2.5}$ 的影響較秋冬季高。秋季、冬季和夏季的平均 pMC 均為 50%，顯示整體化石燃料和非化石燃料在不同季節的貢獻相近。冬季的鉛同位素比值均較秋季和夏季高，反映鉛的污染源存在季節變異性。
5. 碳同位素的鑑定結果和 PMF 推估出含碳的優勢污染源相似，但含鉛的優勢污染源有差異，顯示需更多污染源的資料來進行深入的污染源分析。



(a) 秋季



(b) 冬季



(c) 夏季

圖 6. 大氣 $\text{PM}_{2.5}$ 和不同污染源之鉛同位素比值分布圖：(a) 秋季、(b) 冬季和(c) 夏季

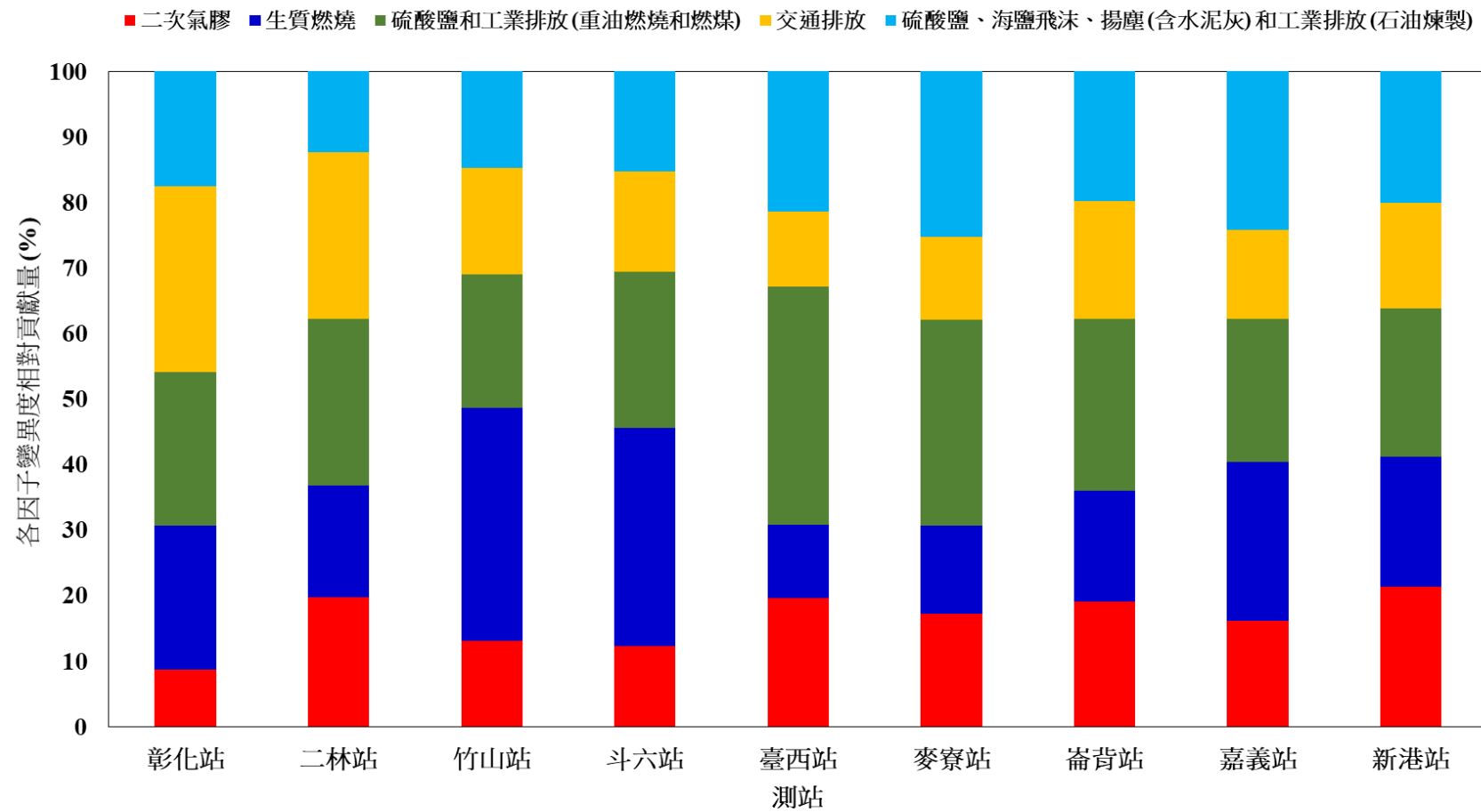


圖 7. 以 PMF 受體模式分析各污染源對各測站的相對貢獻 (%)

表 2. 同位素和 PMF 之污染源推估結果比較

	同位素		PMF	
	碳	鉛	與碳有關污染源	與鉛有關污染源
彰化站	交通排放或工業排放	工業排放	交通排放或工業排放	交通排放或工業排放
二林站	生質燃燒	交通排放或工業排放	各污染源貢獻相當	
竹山站	生質燃燒	交通排放	生質燃燒	工業排放
斗六站	生質燃燒	交通排放	生質燃燒	工業排放
臺西站	工業排放	交通排放	工業排放	工業排放
麥寮站	工業排放	交通排放	工業排放	工業排放
崙背站	生質燃燒	交通排放	各污染源貢獻相當	
嘉義站	生質燃燒	交通排放	各污染源貢獻相當	
新港站	生質燃燒	交通排放或工業排放	各污染源貢獻相當	

參考文獻

- [1] Pope III, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D., "Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution," *Journal of the American Medical Association*, 287, 1132-1141 (2002).
- [2] Wilson, J.G., Kingham, S., Pearce, J., Sturman, A.P., "A review of intraurban variations in particulate air pollution: Implications for epidemiological research," *Atmospheric Environment*, 39, 6444-6462 (2005).
- [3] Chio, C.P., Cheng, M.T., Wang, C.F., "Source apportionment to PM₁₀ in different air quality conditions for Taichung urban and coastal areas, Taiwan," *Atmospheric Environment*, 38, 6893-6905 (2004).
- [4] Chio, C.P., Yuan, T.H., Shie, R.H., Chan, C.C., "Assessing vanadium and arsenic exposure of people living near a petrochemical complex with two-stage dispersion models," *Journal of Hazardous Materials*, 271, 98-107 (2014).
- [5] Tsuang, B.J., "Quantification on the source/receptor relationship of primary pollutants and secondary aerosols by a Gaussian plume trajectory model: Part I—theory," *Atmospheric Environment*, 37, 3981-3991 (2003).
- [6] 廖崇園, 「應用 CMB 受體模式和 ISC 模式評估 PM₁₀ 污染來源及減量效益」, 環境工程學系, 國立中興大學, 台中市, 台灣, 2000。
- [7] 鄭曼婷, 「中部地區空氣污染總量管制技術資料建立與應用」, 行政院環保署, 台北市, 台灣, 2000。
- [8] Gioia, S., Babinski, M., Weiss, D., Spiro, B., Kerr, A., Veríssimo, T., Ruiz, I., Prates, J., "An isotopic study of atmospheric lead in a megacity after phasing out of leaded gasoline," *Atmospheric Environment*, 149, 70-83 (2017).
- [9] Wdory, D., Liu, X., Dong, S., "Isotopes as tracers of sources of lead and strontium in aerosols (TSP & PM_{2.5}) in Beijing," *Atmospheric environment*, 44, 3679-3687 (2010).
- [10] Zong, Z., Wang, X., Tian, C., Chen, Y., Qu, L., Ji, L., Zhi, G., Li, J., Zhang, G., "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, 11249-11265 (2016).
- [11] Cheng, M.T., Chio, C.P., Huang, C.Y., Chen, J.M., Wang, C.F., Kuo, C.Y., "Chemical compositions of fine particulates emitted from oil-fired boilers," *Journal of Environmental Engineering and Management*, 18, 355-362 (2008).

- [12] Kulkarni, P., Chellam, S., Fraser, M.P., "Tracking petroleum refinery emission events using lanthanum and lanthanides as elemental markers for PM_{2.5}," *Environmental Science & Technology*, 41, 6748-6754 (2007).
- [13] Moreno, T., Querol, X., Alastuey, A., Gibbons, W., "Identification of FCC refinery atmospheric pollution events using lanthanoid-and vanadium-bearing aerosols," *Atmospheric Environment*, 42, 7851-7861 (2008).
- [14] Okuda, T., Katsuno, M., Naoi, D., Nakao, S., Tanaka, S., He, K., Ma, Y., Lei, Y., Jia, Y., "Trends in hazardous trace metal concentrations in aerosols collected in Beijing, China from 2001 to 2006," *Chemosphere*, 72, 917-924 (2008).
- [15] Park, J.S., Schauer, J.J., Shafer, M.M., Chowdhury, Z., Cass, G.R., Wagner, D., Sarofim, A.F., Lighty, J., "Analysis of source apportionment tracers in fine particulate matter emitted from the combustion of coal," *Abstract of papers of the American Chemical Society*, 41, 6-10 (2001).
- [16] Querol, X., Viana, M., Alastuey, A., Amato, F., Moreno, T., Castillo, S., Pey, J., De la Rosa, J., De La Campa, A.S., Artíñano, B., "Source origin of trace elements in PM from regional background, urban and industrial sites of Spain," *Atmospheric Environment*, 41, 7219-7231 (2007).
- [17] Gallon, C., Ranville, M.A., Conaway, C.H., Landing, W.M., Buck, C.S., Morton, P.L., Flegal, A.R., "Asian industrial lead inputs to the North Pacific evidenced by lead concentrations and isotopic compositions in surface waters and aerosols," *Environmental science & technology*, 45, 9874-9882 (2011).
- [18] Komárek, M., Ettler, V., Chrastný, V., Mihaljevič, M., "Lead isotopes in environmental sciences: a review," *Environment International*, 34, 562-577 (2008).
- [19] Cheng, M.T., Horng, C.L., Su, Y.R., Lin, L.K., Lin, Y.C., Chou, C.C.-K., "Particulate matter characteristics during agricultural waste burning in Taichung City, Taiwan," *Journal of hazardous materials*, 165, 187-192 (2009).
- [20] Dambruoso, P., de Gennaro, G., Di Gilio, A., Palmisani, J., Tutino, M., "The impact of infield biomass burning on PM levels and its chemical composition," *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 13175-13185 (2014).
- [21] Tao, J., Zhang, L., Engling, G., Zhang, R., Yang, Y., Cao, J., Zhu, C., Wang, Q., Luo, L., "Chemical composition of PM_{2.5} in an urban environment in Chengdu, China: importance of springtime dust storms and biomass burning," *Atmospheric Research*, 122, 270-283 (2013).
- [22] 吳正宗, 「認識化學肥料」, 臺南區農業改良場技術專刊, 第 132 期, 第 24-62 頁 (1990)。
- [23] Fournel, S., Palacios, J., Morissette, R., Villeneuve, J., Godbout, S., Heitz, M., Savoie, P., "Particulate concentrations during on-farm combustion of energy crops of different shapes and harvest seasons," *Atmospheric Environment*, 104, 50-58 (2015)
- [24] Chen, K., Yin, Y., Kong, S., Xiao, H., Wu, Y., Chen, J., Li, A., "Size-resolved chemical composition of atmospheric particles during a straw burning period at Mt. Huang (the Yellow Mountain) of China," *Atmospheric Environment*, 84, 380-389 (2014).
- [25] Martinelli, L., Camargo, P., Lara, L., Victoria, R., Artaxo, P., "Stable carbon and nitrogen isotopic composition of bulk aerosol particles in a C4 plant landscape of southeast Brazil," *Atmospheric Environment*, 36, 2427-2432 (2002).
- [26] Mkoma, S.L., Kawamura, K., Tachibana, E., Fu, P., "Stable carbon and nitrogen isotopic compositions of tropical atmospheric aerosols: sources and contribution from burning of C 3 and C 4 plants to organic aerosols," *Tellus B*, 66, 1-13 (2014).
- [27] Pavuluri, C.M., Kawamura, K., "Evidence for 13-carbon enrichment in oxalic acid via iron catalyzed photolysis in aqueous phase," *Geophysical Research Letters*, 39, 188-199 (2012).
- [28] Johansson, C., Norman, M., Burman, L., "Road traffic emission factors for heavy metals," *Atmospheric Environment*, 43, 4681-4688 (2009).
- [29] Lin, Y.C., Tsai, C.J., Wu, Y.C., Zhang, R., Chi, K.H., Huang, Y.T., Lin, S.H., Hsu, S.C., "Characteristics of trace metals in traffic-derived particles in Hsuehshan Tunnel, Taiwan: size distribution, potential source, and fingerprinting metal ratio," *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15, 4117-4130 (2015).
- [30] Lough, G.C., Schauer, J.J., Park, J.S., Shafer, M.M., DeMinter, J.T., Weinstein, J.P., "Emissions of metals associated with motor vehicle roadways," *Environmental Science & Technology*, 39, 826-836 (2005).
- [31] McDonald, J.D., Eide, I., Seagrave, J., Zielinska, B., Whitney, K., Lawson, D.R., Mauderly, J.L., "Relationship between composition and toxicity of motor vehicle emission samples," *Environmental Health Perspectives*, 112, 1527-1538 (2004).

- [32] Widory, D., Roy, S., Le Moullec, Y., Goupil, G., Cocherie, A., Guerrot, C., “The origin of atmospheric particles in Paris: a view through carbon and lead isotopes,” *Atmospheric Environment*, 38, 953-961 (2004).
- [33] Wang, W., Liu, X., Zhao, L., Guo, D., Tian, X., Adams, F., “Effectiveness of leaded petrol phase-out in Tianjin, China based on the aerosol lead concentration and isotope abundance ratio,” *Science of the Total Environment*, 364, 175-187 (2006).
- [34] Zhang, Y., Zhang, H., “The possible contribution of the periodic emissions from farmers’ activities in the North China Plain to atmospheric water-soluble ions in Beijing,” *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 10097-10109 (2016).
- [35] Heal, M.R., Naysmith, P., Cook, G.T., Xu, S., Duran, T.R., Harrison, R.M., “Application of 14 C analyses to source apportionment of carbonaceous PM 2.5 in the UK,” *Atmospheric Environment*, 45, 2341-2348 (2011).
- [36] Klinedinst, D.B., Currie, L.A., “Direct quantification of PM_{2.5} fossil and biomass carbon within the Northern Front Range Air Quality Study’s domain,” *Environmental Science & Technology*, 33, 4146-4154 (1999).
- [37] 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，台北市，台灣，2016。
- [38] Rudolph, J., Czuba, E., Norman, A.L., Huang, L., Ernst, D., “Stable carbon isotope composition of nonmethane hydrocarbons in emissions from transportation related sources and atmospheric observations in an urban atmosphere,” *Atmospheric Environment*, 36, 1173-1181 (2002).
- [39] Irei, S., Huang, L., Collin, F., Zhang, W., Hastie, D., Rudolph, J., “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, 5858-5867 (2006).
- [40] Giebel, B.M., Swart, P.K., Riemer, D.D., “ $\delta^{13}\text{C}$ stable isotope analysis of atmospheric oxygenated volatile organic compounds by gas chromatography-isotope ratio mass spectrometry,” *Analytical chemistry*, 82, 6797-6806 (2010).

細懸浮微粒(PM_{2.5})特徵對民眾健康影響之研究

郭育良^{1,2}陳裕政¹陳啟信²吳治達³龍世俊⁴莊育權⁵陳秉鈺¹王榮德⁶

¹國家衛生研究院國家環境醫學研究所 ²臺大醫院環境及職業醫學部 ³中央研究院環境變遷研究中心

⁴國立嘉義大學森林暨自然資源學系 ⁵國立臺灣大學職業醫學與工業衛生研究所

⁶國立成功大學醫學院公共衛生學科暨研究所

摘要

本研究為國家衛生研究院與環保署合作，利用精確暴露評估方法，包括環保署空品測站、土地利用迴歸(Land Use Regression, LUR) 與個人暴露評估模式，結合老人世代追蹤健康資料分析，發現 PM_{2.5} 對老人肺功能有影響；老人暴露於一整年的 PM_{2.5} 會造成該年度肺活量 FVC 下降 0.75% 及第一秒吐氣量下降 0.8%；急性作用及長期暴露，均對於孩童之肺功能造成影響；PM_{2.5} 會降低腎功能；對患有慢性阻塞性肺病的老年人至急診看診有相關；懸浮微粒及 CO 之暴露亦與糖尿病人之蛋白尿增加有關；孕婦暴露於本土 CO 濃度範圍，其胎兒異位性皮膚炎的罹患率增加；孕婦暴露於本土 NO 濃度範圍，增加妊娠糖尿病的罹患率等效應。由於 PM_{2.5} 對健康的影響，在相當低的濃度仍有作用，在現階段國人暴露減量標準難以一次到位下，建議以階段性目標方式逐步達標，另外，建議政府應優先管控 PM_{2.5} 高濃度的中南部地區污染源。從孩童、成人及老年人族群的健康資料驗證結果，新式空氣品質健康指標 (Air Quality Health Index, AQHI) 警示效益高。

關鍵詞：細懸浮微粒、健康衝擊、污染源鑑定、空氣品質健康指標

一、前言及研究目的

世界衛生組織(WHO)指出，各國訂定空氣品質標準應考量當地空氣品質對於人體健康風險、確實可行技術、社會及經濟發展等相關因素。然而現行臺灣空氣品質之設立標準，係參考自低 PM_{2.5} 濃度 (<25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 之歐美國家實證研究，非立足於本地國人健康實證基礎，且未考量臺灣特有污染源 PM_{2.5} 排放致國人健康危害。再者，現行空氣品質指標(AQI)對國人健康是否具有危害警示效力目前尚不清楚。本計畫研究目的有三：(一)提出更符合健康保護需求之污染管制策略；(二)提出更符合國人健康保護之標準值；(三)開發具健康危害警示的空氣品質指標(AQHI)，同時，研究將分析 PM_{2.5} 減量後之健康成本效益，提供全方位 PM_{2.5} 本土研究成果作為決策依據。

二、研究方法

利用精確的暴露評估方法學評估國人 PM_{2.5} 暴露，整合環保署空品測站→克利金(Kring)→土地利用迴歸(Land Use Regression, LUR)→個人暴露估計，降低暴露錯誤分類與估計誤差，再應用至國人各項健康資料，如：國家健康次級資料庫(全民健保資料庫)及建立之以醫院為基礎(hospital-based)的前瞻性老人世代追蹤研究(臺北市立聯合醫院、新北市雙和醫院、嘉義大林慈濟醫院、高雄小港醫院、花蓮慈濟醫院)，並同時彙整國內 PM_{2.5} 相關健康效應文獻，全盤探討 PM_{2.5} 對國人及易感族群(新生兒、懷孕婦女、老年人)之健康濃度-反應關係。此外，利用環保署 PM_{2.5} 成份監測資料以受體模式(PMF)分析臺灣各地區 PM_{2.5} 來源分配比例，最後結合國人健康評估資料，找出影響健康重要之 PM_{2.5} 來源。

AQHI 發展則參考自加拿大方法學，以臺灣 65 歲以上全老年人口全死因(排除自殺、他殺)與環保署空品測站 6 種空氣污染物(PM_{2.5}、PM₁₀、NO₂、SO₂、CO 及 O₃)每小時移動平均或最大值，求得空氣品質健康指標，再以健保百萬抽樣歸人檔之孩童、成人及老年人族群的健康資料(死亡、呼吸道就診、氣喘就診、心血管及呼吸道急診住院))進行驗證，並與現行 AQI 比較健康警示效益。

三、結果與討論

因全臺環保署空氣品質監測站有限，為更精準評估群眾暴露濃度高低，本計畫發展 PM_{2.5} LUR 大環境暴露預測模式，目前已完成臺灣全島及多數空品區 LUR，以大臺北都會區為例，影響 PM_{2.5} 濃度高低之因子有：NO_x、SO₂、當地道路、中式餐飲、寺廟及 NDVI，又以 NDVI 之 partial R² 最高(R²= 0.66)；

交叉驗證($R^2=0.91$)及外部驗證($R^2=0.83$)皆顯示模式結果穩定,研究成果於2017發表 Environ Pollut[1]。此外,整合 Kriging 和 LUR 二推估方法建立混合模型,推估結果大幅提升 LUR 推估模式 (Wu CD et al., submitted)。以 2016 年環保署全臺自動監測站數據,搭配 Kriging 及 LUR,推估 $PM_{2.5}$ 質量濃度分布,發現濃度較高的縣市以中南部為主(高雄、屏東、臺南、彰化、雲林等地)。個人暴露評估完成臺北、花蓮、嘉義及高雄四地區之 $PM_{2.5}$ 暴露模式建立,住家室內為老人暴露的主要環境(77.9%-88.9%),不同地區、季節、天氣、住家通風條件、額外污染源等為影響住家室內外 $PM_{2.5}$ 濃度比值(I/O ratio)重要因素;季節、天氣、是否聞吸到異味及個人活動情境(燒香、購物、工作)為影響老人族群個人暴露的重要因子;此外,個人暴露評估模式(APEX model)導入多項本土化暴露子模組,有:燒香、廚房、居家環境、通勤、廟宇、餐廳等,模式結果通過環保署模式模擬規範。

利用前述精確暴露評估及搭配前瞻性老人世代追蹤研究, $PM_{2.5}$ 對於呼吸道功能有不良影響,尤其對於肺功能;長期 $PM_{2.5}$ 暴露每增加 $1 \mu g/m^3$ 會造成老人該年度間肺活量(FVC) 下降 0.75%、第一秒吐氣量(FEV1) 下降 0.8%(Chen CH et al., submitted)。 $25 - 85 \mu g/m^3$ 濃度區間的 PM_{10} 之終身累積暴露,與學齡孩童肺功能降低有關[2],由於我國 $PM_{2.5}$ 與 PM_{10} 高度相關,不能排除其為 $PM_{2.5}$ 之貢獻。婦女懷孕期間暴露於 NO, 每增加 1 ppb 會增加 5% 妊娠糖尿病發生風險,而懷孕期間 $PM_{2.5}$ 之暴露則與妊娠糖尿病發生風險無關[3]; CO 對婦女全孕程及第 1 孕程之暴露,與新生兒六個月大時之異位性皮膚炎發生有關,而懷孕期間 $PM_{2.5}$ 之暴露則與新生兒之異位性皮膚炎發生無關[4]。懸浮微粒暴露與成年人腎臟功能降低有關(包括 estimated glomerular filtration rate, eGFR 降低及慢性腎臟疾病風險稱加)[5]; 懸浮微粒及 CO 之暴露亦與糖尿病人之蛋白尿增加有關[6]。此外, $PM_{2.5}$ 對於孩童之肺功能影響,在急性作用及長期均觀察到[7]; 考量老年族群對於環境空氣污染與氣象因子共同暴露的健康效應。發現溫暖天氣及臭氧共同存在條件下, $PM_{2.5}$ 暴露與 65 至 79 歲老年人因慢性肺阻塞疾病急診有關 (OR=1.037; 95%CI=1.001-1.074).[8]

新式空氣品質健康指標(AQHI)初步完成開發考量多種污染物共同暴露對老年族群造成之死亡效應,並建立「全臺不分季」及「全臺分季」兩情境之 AQHI,現階段利用老年人自然死亡、孩童呼吸道就診、成人呼吸道就診、老年人呼吸道就診、全人口氣喘就診及全人口心血管與呼吸道急診住院進行驗證,相較於臺灣現行 AQI, AQHI 在各項健康驗證線性關係高、不確定性低、池田準則(AIC)較小,顯示 AQHI 對健康之配適結果較 AQI 佳;另, AQHI 在不分季之切點=3 時,全年預警時段為 20.3%; 分季切點=5 時,全年預警時段為 15.1%,相較於現行 AQI 切點=100,預警時段為 33.9%,反應 AQHI 對健康之警示效益較 AQI 高。

四、結論

1. 以環保署全臺自動監測站之數據,搭配 Kriging 及 LUR,發現臺灣中南部縣市居民有較高的 $PM_{2.5}$ 暴露濃度,建議政府應優先管控此地區污染源。
2. 本土已發現之微粒空污健康影響,包括:(1)對於孩童之肺功能影響,急性作用及長期均觀察到[7];(2) $PM_{2.5}$ 對 >65 歲患有慢性阻塞性肺病的成年人至急診看診有相關[8];(3) PM_{10} 暴露與腎臟功能降低有關[5];(4) 糖尿病人暴露 $PM_{2.5}$ 及 CO 使其尿蛋白增加加快[6];(5) 孕婦暴露於本土 CO 濃度範圍,其胎兒異位性皮膚炎的罹患率增加,但暴露於本土濃度範圍 $PM_{2.5}$,則無此作用[4];(6) 孕婦暴露於本土 NO 濃度範圍,增加妊娠糖尿病的罹患率;但暴露於本土濃度範圍 $PM_{2.5}$,則無此作用[3]。
3. $PM_{2.5}$ 對健康的影響,在相當低的濃度仍有作用,而現階段之國人暴露減量標準難以一次到位,建議應與其他先進國家看齊,同時考量健康防護與社會經濟影響。並須跨部會溝通整合,以求得技術及經濟上之可行目標,以在成本效益與健康效益上取得平衡共識、以階段性目標方式逐步達標。整體以 $PM_{2.5}$ 相關疾病而言, $PM_{2.5}$ 年平均下降到 $10 \mu g/m^3$ 比下降到 $15 \mu g/m^3$ 之健康保護更佳。因此,應視各地主要排放源對國人健康之危害程度,訂定因地制宜之 $PM_{2.5}$ 減量優先順序策略。
4. 初步完成開發考量多種空氣污染物同時暴露對老年人之空氣品質健康指標(AQHI),利用孩童、成人及老年人三大族群健康資料驗證結果,發現 AQHI 對健康警示效益高。發展本土化、具健康效益關係之空氣品質警示系統是世界潮流,加拿大花了 10 年時間開發,且大部分時間在進行驗證及民眾溝通。因此,我國在發展 AQHI 系統上應盡早準備與因應。

參考文獻

- [1] C. D. Wu et al., "Land-use regression with long-term satellite-based greenness index and culture-specific sources to model PM_{2.5} spatial-temporal variability," (in eng), *Environ Pollut*, vol. 224, pp. 148-157, May 2017.
- [2] H. C. Tsui, C. H. Chen, Y. H. Wu, H. C. Chiang, B. Y. Chen, and Y. L. Guo, "Lifetime exposure to particulate air pollutants is negatively associated with lung function in non-asthmatic children," (in eng), *Environ Pollut*, vol. 236, pp. 953-961, May 2018.
- [3] S. C. Pan, C. C. Huang, S. J. Lin, B. Y. Chen, C. C. Chang, and Y. L. Leon Guo, "Gestational diabetes mellitus was related to ambient air pollutant nitric oxide during early gestation," (in eng), *Environ Res*, vol. 158, pp. 318-323, Oct 2017.
- [4] H. C.C., W. H.J., C. P.C., C. T.L., L. S.J., and G. Y.L., "Prenatal air pollutant exposure and occurrence of atopic dermatitis," *British Journal of Dermatology*, vol. 173, no. 4, pp. 981-988, 2015.
- [5] Y.-R. Yang, Y.-M. Chen, S.-Y. Chen, and C.-C. Chan, "Associations between Long-Term Particulate Matter Exposure and Adult Renal Function in the Taipei Metropolis," *Environmental Health Perspectives*, vol. 125, no. 4, pp. 602-607, 10/07,12/12/received,08/17/revised,08/18/accepted 2017.
- [6] W.-S. Chin, Y.-K. Chang, L.-F. Huang, H.-C. Tsui, C.-C. Hsu, and Y.-L. L. Guo, "Effects of long-term exposure to CO and PM_{2.5} on microalbuminuria in type 2 diabetes," *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 2018/04/23/ 2018.
- [7] C.-H. Chen, C.-C. Chan, B.-Y. Chen, T.-J. Cheng, and Y. L. Guo, "Effects of particulate air pollution and ozone on lung function in non-asthmatic children," *Environmental research*, vol. 137, pp. 40-48, 2015.
- [8] P. H. Ding, G. S. Wang, Y. L. Guo, S. C. Chang, and G. H. Wan, "Urban air pollution and meteorological factors affect emergency department visits of elderly patients with chronic obstructive pulmonary disease in Taiwan," (in eng), *Environ Pollut*, vol. 224, pp. 751-758, May 2017.

金屬同位素於環境鑑識研究之應用

吳栢兆¹²³黃國芳¹李德春¹

¹中央研究院地球科學研究所

²中央研究院地球系統科學國際研究生學程

³國立中央大學地球科學院

EPA-106-E3S3-02-01

摘要

本研究為發展金屬同位素於環境鑑識上的應用，主要工作在於建立金屬同位素-鋇(Sr)、釷(Nd)及鉛(Pb)等同位素之高精準質譜分析術，並以電弧爐煉鋼業所產生之還原渣、氧化渣，以及國際岩石標準品 BHVO-2 進行方法測試，化學純化結果顯示 Sr、Nd 及 Pb 之回收率皆優於 80 %，並可完全分離干擾同位素測量之其他元素，已成功建立鋇、釷及鉛同位素質譜分析技術於環境金屬廢棄物之應用。利用所建立之質譜技術分析了三間工廠之還原渣與氧化渣，結果顯示鋇同位素比值($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$)具有明顯之差異。進一步搭配釷同位素(ϵ_{Nd})及鉛同位素比值，可完全區別三間工廠所產生之爐渣。此外，同一工廠的氧化及還原渣，於 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 及 ϵ_{Nd} 比值上也有顯著的差異。本研究結果證實鋇-釷-鉛同位素系統於環境鑑識研究上具極高的應用性及可行性。

關鍵詞：廢棄物、環境鑑識、來源追蹤、鋇-釷-鉛同位素

一、前言及研究目的

有害事業廢棄物之污染為台灣目前所面臨嚴重環境問題之一。不當棄置、掩埋有害廢事業棄物，會造成人類及生物暴露於高濃度之有害廢棄物中。爐渣即含有高濃度之重金屬，是環境重金屬污染來源之一，暴露於過量的重金屬會對人們產生疾病之威脅。為了鑑別並且追蹤污染來源，必須找出適當之示蹤劑來追蹤這些污染源，鋇、釷、鉛同位素訊號即為非常有潛力之示蹤劑。鋇、釷、鉛同位素訊號可以反映出煉鋼業所產生之爐渣，因為不同煉鋼廠使用不同地區的礦料(鐵礦、廢鋼)、造渣劑(石灰石、白雲石)而產生的爐渣具有不同的同位素訊號。其基本原理為，不同地區出產的礦物會因為(一)礦物的年紀與(二)礦物形成時的元素比值不同，而具有不同的鋇、釷、鉛同位素訊號，而且此訊號不會因為工業提煉過程而改變[1]。

鋇、釷、鉛同位素之高精準質譜分析技術已發展成熟，並已廣泛的應用於地球及海洋科學研究領域上，如探討自然界風化過程，河流、湖泊及海洋沉積物之來源示蹤及環境變遷等訊息。近年來，已有科學家將其應用於環境化學與大氣科學，用來探討污染來源如大氣中氣溶膠污染源之追蹤[1-5]。Geagea 等人(2008)發現鋇、釷、鉛同位素訊號可追蹤大氣中氣溶膠之污染來源，並建議使用多重同位素系統更能有效追蹤污染源[3]。同位素質譜分析技術上，隨著多接收器感應耦合電漿質譜儀(MC-ICP-MS)與化學純化方法的發展，提高了樣本的分析精準度及效率，對於未來資料庫之建立提供正面之幫助。

本研究以爐渣作為主要研究對象，進行金屬穩定同位素追蹤環境廢棄物來源之評估，主要內容為樣品消化方法、化學純化技術及質譜分析技術之建立並探討其可行性。若此技術順利建立完成，不僅可找出可能的污染元凶，在應用於其他廢棄物來源追蹤上也極具潛力。

二、研究方法

本研究之分析方法可分為三個部分：樣本前處理、化學純化以及樣品測量。以三間電弧爐煉鋼廠(LC、LD、CS)所產生之爐渣進行方法建立與測試，每間工廠各有還原渣與氧化渣兩種爐渣廢棄物。純化過程使用與爐渣組成較為接近之岩石標準品 BHVO-2 進行純化方法之驗證。實驗過程中所有使用的酸(硝酸、鹽酸及氫氟酸)及試劑，皆為超純淨等級之試劑。所有 PFA 瓶及容器，先以 8M 硝酸(低溫蒸餾製備)加熱(150°C)清洗一天，再以 6M 鹽酸(低溫蒸餾製備)加熱(150°C)清洗一天，最後再以 16 M 硝酸與微量氫氟酸，閉蓋蒸煮一天，酸洗結束後以超純水洗淨 6 次後晾乾。所有的清洗及化學純化步驟皆於中研院地球所無塵室(Class 1000)內之超純淨工作台(Class 10)中進行。

1. 樣本前處理

將樣本研磨後通過 150 微米篩網，收集過篩後之樣品並適當保存。將樣本秤重後(~50 毫克)置入高溫持壓微波消化管(iPrep digestion vessel)內，加入 9 毫升濃硝酸與 3 毫升濃氫氟酸，待其無劇烈反應後蓋上蓋子，放置於微波消化裝置(MARS6 with iWave system)內以攝氏 250 度反應，以此條件進行升溫反應共三次。待冷卻後，將消化液倒入 15 毫升 PFA 瓶並放置於加熱板上將酸液蒸乾。加入 10 毫升濃鹽酸將樣品溶解後倒回消化管以攝氏 250 度加熱反應。待冷卻後，將消化液倒入 PFA 瓶將酸液蒸乾。加入 8 毫升王水放置於加熱板上以攝氏 120 度閉蓋加熱反應 48 小時。將酸液蒸乾後，加入 1 毫升濃硝酸溶解樣品，再加入超純水 9 毫升，待上機測量時依需要量稀釋。若有未溶解之固體，將液體離心分離未溶解物質。消化方式參考與修改自 Bigalke 等人 (2010) 之方法[6]。

2. 化學純化

此步驟之目的為去除可能干擾同位素比值量測之同重素干擾，不僅可大幅提高同位素訊號之穩定性，更可使同位素比值量測上更精準，同時也降低儀器被污染之風險。本研究使用管柱搭配不同樹脂進行目標元素之純化，其中樹脂包含 Sr spec、Ln 樹脂，鋇與鉛純化步驟參考 Pin 等人 (2014) 之方法[7]，純化步驟示意圖如圖 1。詳細流程見如表 1。過程中所收集之樣本部分(sample loading)，經過蒸乾，並重新溶於 0.2 M 鹽酸後，依照表 2 之流程純化並收集鈰元素，鈰之純化步驟參考 Huang 等人 (2012)之方法[8]。

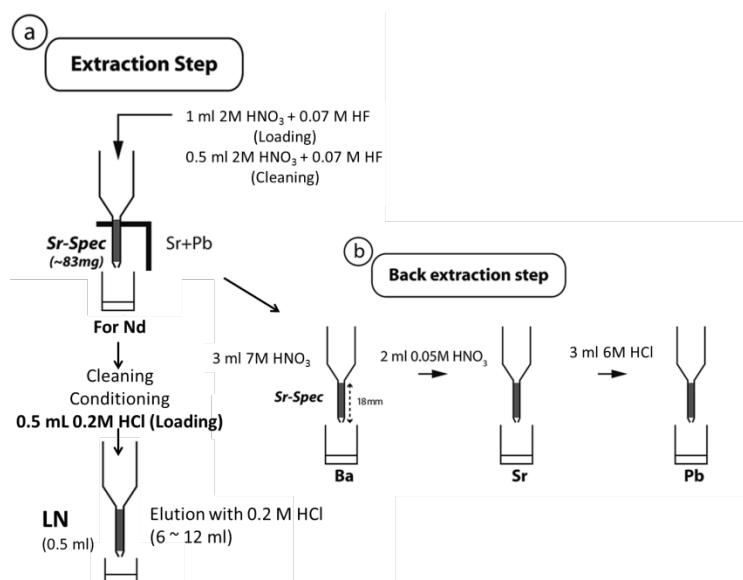


圖 1. 鋇-鈰-鉛之化學純化示意圖(修改自 Pin et al[7])

3. 樣本之儀器測量

樣本消化後之主要元素濃度由感應耦合電漿放射光譜儀測量(ICP-OES)，RSD < 10 %。微量元素濃度由四極桿-感應耦合電漿質譜儀 (Q-ICP-MS) 搭配標準添加法測量以得到準確之元素濃度，RSD < 5 %。樣本純化後之元素濃度以高解析感應耦合電漿質譜儀 (HR-ICP-MS) 測量，確認純化結果及回收率。鋇、鈰、鉛同位素比值以多接收器感應耦合電漿質譜儀 (MC-ICP-MS) 分析。鋇同位素比值以 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 表示，鉛同位素比值以 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 、 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 表示，鈰同位素訊號以 ϵNd 表示(式 1)，其中 $(^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd})_{\text{CHUR}}$ 之值為 0.51264，代表整體太陽系平均之鈰同位素比值。

$$\epsilon_{\text{Nd}} = \left[\frac{(^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd})_{\text{sample}}}{(^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd})_{\text{CHUR}}} - 1 \right] \times 10000 \quad (1)$$

表 1. 鋇、鉛之化學純化流程表

	Reagents	Volume (mL)
Pre-cleaning	6M HCl	10
	0.05M HNO ₃	10
	6M HCl	10
	0.05M HNO ₃	10
Pre-conditioning	2M HNO ₃ + 0.07M HF	0.75
Sample loading	2M HNO ₃ + 0.07M HF	2 × 0.5
Beaker and pipette tip rinse	2M HNO ₃ + 0.07M HF	0.25
Reservoir rinse	2M HNO ₃ + 0.07M HF	0.25
Elution of Ba	7M HNO ₃	3
Rinse	2M HNO ₃	2 × 0.375
Elution of Sr	0.05M HNO ₃	2 × 1
Rinse	3M HCl	2 × 1.5
Elution of Pb	6M HCl	2 × 1.5

表 2. 釷之化學純化流程表

	Reagents	Volume (mL)
Cleaning	6.2M HCl	3 × 0.5
Cleaning	DIW	Full column
Pre-condition	0.2M HCl	6 × 0.3
Sample loading	0.2M HCl	0.5
Elute major divalent elements	0.2M HCl	0.5
Elute LREEs	0.2M HCl	0.5
Collect Nd	0.2M HCl	12 × 0.5
Cleaning (Sm elution)	6.2M HCl	2 × 0.5
Cleaning	6.2M HCl	Full column
Cleaning	DIW	Full column

三、結果與討論

1. 樣品消化與元素濃度

樣本以高溫持壓微波消化瓶消化，幾乎所有物質皆可溶解，僅 LC 廠還原碴有較明顯之殘留物，經由掃描式電子探針搭配能量色散 X 光譜測量得知不溶物質主要為碳物質、氧化鋁、鉻鐵礦等物質。爐碴之消化液經濃度測量後換算回固體樣本濃度，其主要、微量元素濃度分別呈現於表 3、表 4 之中。

表 3. 爐碴樣本之主要元素濃度表 (單位：w/w %)

樣品	Ca	Fe	Mg	Al	Mn	Cr
LC 廠還原碴	21.8%	4.48%	11.25%	2.60%	1.00%	0.12%
LD 廠還原碴	30.0%	2.37%	3.91%	2.49%	0.52%	0.05%
CS 廠還原碴	36.6%	0.45%	4.69%	2.15%	0.27%	0.01%
LC 廠氧化碴	17.2%	24.8%	3.42%	4.37%	3.82%	0.83%
LD 廠氧化碴	16.7%	20.8%	4.01%	4.00%	3.28%	0.72%
CS 廠氧化碴	16.0%	24.6%	3.62%	5.24%	3.63%	0.84%

表 4. 爐碴之微量元素濃度表 (單位：mg/kg)

樣品	Cd	Nd	Cu	Zn	Pb	Sr
LC 廠還原碴	2.066	11.76	88.70	1381	173.8	239.1
LD 廠還原碴	0.170	13.48	52.06	115.0	8.624	489.6
CS 廠還原碴	0.085	14.95	5.390	14.26	1.645	308.7
LC 廠氧化碴	0.385	27.29	139.3	235.5	14.15	427.3
LD 廠氧化碴	1.679	36.22	239.4	2860	127.9	663.2
CS 廠氧化碴	0.523	38.45	161.4	702.6	37.91	450.4

2. 化學純化結果

以岩石標準品、LC 廠之還原碴與氧化碴樣本進行測試，並建立各自的沖提曲線。圖 2 為鋇之沖提曲線，結果顯示在不同樣品基質下，鋇的沖提行為差異小，且都在加入 2 毫升 0.05 M 硝酸後即可回收大部分之鋇（回收率 80-100%）。元素鉍之沖提行為在氧化碴以及還原碴之差異不大(圖 3)，並且可分離會影響鉍同位素比值測量之元素鈾，回收率優於 80%，建議收取 1.5 毫升~7 毫升之沖提液以進行鉍同位素測量。鉛之純化回收率也皆優於 80%。測純化過程中同時評估整個實驗的背景值。空白組之結果顯示進行這三種元素純化時，背景值最高只佔樣品含量的 0.6% 以下，不影響同位素之測量。

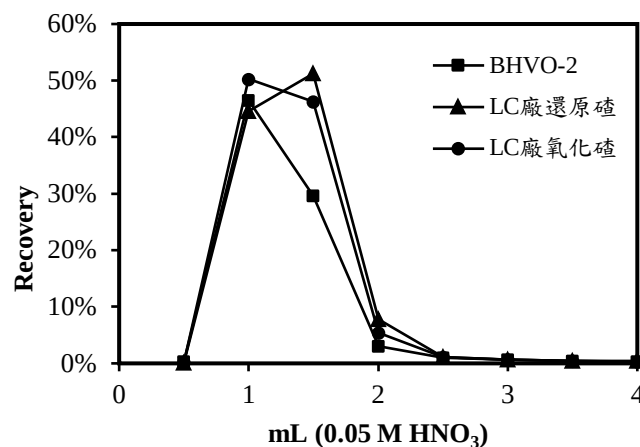


圖 2. 元素鋇之沖提曲線

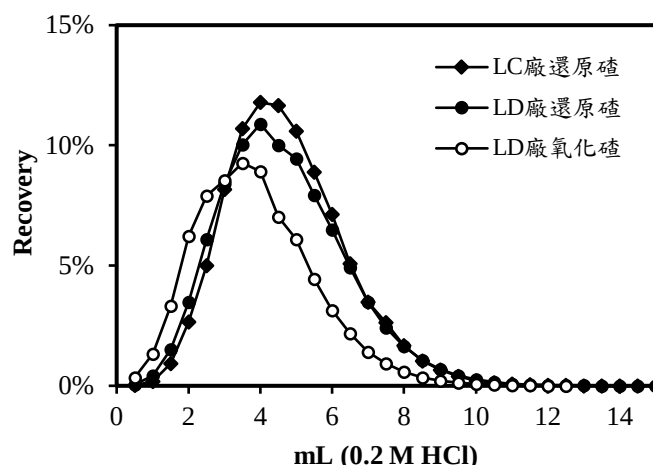


圖 3. 元素鉍之沖提曲線

3. 鋁-鉍-鉛同位素比值分析結果

進行同位素比值分析時，每種元素皆使用國際標準品來確認儀器之精度、穩定度以及純化過程是否正確。在鋁標準品分析上，使用國際標準品 NBS SRM 987、海水標準品 IAPSO 以及岩石標準品 BHVO-2 及 BCR-2，量測的 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 分別為 0.710262 ± 0.000020 (2 s.d., $n = 20$)、 0.709176 ± 0.000010 (2 s.d., $n = 25$)、 0.703530 ± 0.000020 (2 s.d., $n = 10$) 及 0.705015 ± 0.000023 (2 s.d., $n = 13$)，與已發表之建議值一致 (表 5)。在鉍同位素質譜分析技術建立方面，分析國際標準品 La Jolla、JNdi-1 以及岩石標準品 BCR-2，量測的 $^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$ 分別為 0.511835 ± 0.000010 (2 s.d., $n = 55$)、 0.512105 ± 0.000010 (2 s.d., $n = 55$) 及 0.512641 ± 0.000011 (2 s.d., $n = 17$)，與已發表之建議值一致 (表 5)。在鉛同位素質譜分析技術建立上，分析國際標準品 NBS SRM 981 以及岩石標準品 BCR-2 及 BHVO-2，量測的 $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ 、 $^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ 及 $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$ 皆與已發表之建議值一致 (表 5)，表示此技術已成功發展。

以此技術分析了三間工廠之還原礫與氧化礫，結果顯示具有明顯之鋁同位素比值差異 (表 6)。CS 廠之氧化礫與還原礫具有比較高之 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 比值，LC 廠次之，而 LD 廠之氧化礫及還原礫有最低的 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 比值。若配合 Sr 濃度資料，已可完全區分出三間工廠所產生之爐礫。圖 4 顯示爐礫之鋁-鉍同位素組成與中洋脊玄武岩 (MORB)、海洋島弧玄武岩 (OIB)、Depleted Mantle (DM)、高 $^{238}\text{U}/^{204}\text{Pb}$ 比地幔 (HIMU)、Enriched Mantle (EMI, EMII)、上部大陸地殼 (UCC) 等岩石訊號相當不同，爐礫之鋁-鉍同位素組成較接近海洋碳酸鈣經過低度變質後形成之物質，如大理岩、白雲石以及石灰石。此類物質在煉鋼過程中常會作為造礫劑，各地區所生產之白雲石、石灰石可能因生成環境條件不同而具有不同之鋁-鉍同位素訊號，此特性使得以鋁-鉍同位素組成追蹤爐礫來源時相當具有潛力。然而，過去文獻中缺少關於台灣地區大理岩或白雲石的鋁-鉍同位素比值。因此，若要應用於爐礫之追蹤，建立所有可能端源成份的資料庫是最重要的。

鉛同位素結果在爐礫樣品上表現較複雜，單就鉛同位素組成結果顯示僅 LC 廠之爐礫可被區分開來，LD、CS 廠爐礫之鉛同位素組成較相似而不易區分 (圖 5)。圖 5 比較了爐礫與台灣的環境樣本之 $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 對 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 比值 [9-12]，其中也包含全球主要鉛礦之鉛同位素組成 [9]。圖 5 顯示，爐礫相較於其他台灣地區環境樣本，鉛同位素訊號落在相對較小之範圍內，然而由於樣品之資料數不足，尚無法深入探討爐礫中鉛的來源。

表 5. 本研究所使用的國際標準品及其同位素比建議值

iRM	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	2 s.d.	N	Recomm. Value	2 s.d.
NBS SRM 987	0.710262	0.000020	20	0.710248	0.000030
IAPSO	0.709176	0.000010	25	0.710176	0.000035
BHVO-2	0.703530	0.000020	10	0.703478	0.000068
BCR-2	0.705015	0.000023	13	0.704920	0.000085

Nd isotope

iRM	$^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$	2 s.d.	N	Recomm. Value	2 s.d.
La Jolla	0.511835	0.000010	55	0.512850	0.000020
JNdi-1	0.512105	0.000010	55	0.512115	0.000007
BCR-2	0.512641	0.000011	17	0.512638	0.000018

Pb isotope

iRM	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 s.d.	N	Recomm. Value	2 s.d.
NBS SRM 981	16.938	0.003	18	16.941	0.003
BCR-2	18.749	0.003	10	18.754	0.009
BHVO-2	18.636	0.012	3	18.641	0.022

iRM	$^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 s.d.	N	Recomm. Value	2 s.d.
NBS SRM 981	15.494	0.003	18	15.497	0.003
BCR-2	15.623	0.004	10	15.622	0.005
BHVO-2	15.544	0.006	3	15.538	0.018

iRM	$^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 s.d.	N	Recomm. Value	2 s.d.
NBS SRM 981	36.708	0.005	18	36.716	0.008
BCR-2	38.727	0.015	10	38.726	0.022
BHVO-2	38.197	0.021	3	38.228	0.052

註：本表表示多接收器感應耦合電漿質譜儀之長期精確度及穩定度

表 6. 爐渣之鋇-釷-鉛同位素組成表

	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	2 s.e.				
LC 廠還原渣	0.708906	0.000018				
LD 廠還原渣	0.708413	0.000017				
CS 廠還原渣	0.709838	0.000012				
LC 廠氧化渣	0.708474	0.000013				
LD 廠氧化渣	0.708524	0.000011				
CS 廠氧化渣	0.709292	0.000012				
	$^{143}\text{Nd}/^{144}\text{Nd}$	2 s.e.	ϵ_{Nd}	2 s.e.		
LC 廠還原渣	0.512083	0.000016	-10.8	0.3		
LD 廠還原渣	0.511909	0.000014	-14.2	0.3		
CS 廠還原渣	0.512153	0.000013	-9.5	0.3		
LC 廠氧化渣	0.512268	0.000014	-7.2	0.3		
LD 廠氧化渣	0.511903	0.000014	-14.3	0.3		
CS 廠氧化渣	0.512054	0.000015	-11.4	0.3		
	$^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 s.e.	$^{207}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 s.e.	$^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$	2 s.e.
LC 廠還原渣	18.3334	0.0011	15.6219	0.0009	38.0779	0.0026
LD 廠還原渣	18.0664	0.0013	15.6101	0.0011	37.9206	0.0028
CS 廠還原渣	18.1219	0.0012	15.6199	0.0010	37.9865	0.0028
LC 廠氧化渣	18.3293	0.0013	15.6297	0.0011	38.1135	0.0031
LD 廠氧化渣	18.1551	0.0014	15.6152	0.0013	37.9842	0.0036
CS 廠氧化渣	18.1876	0.0012	15.6211	0.0011	38.0144	0.0031

註：表中 2 s.e. 為儀器分析 56 次之 internal error ($= 2 \text{ s.d.}/\sqrt{n}$)。

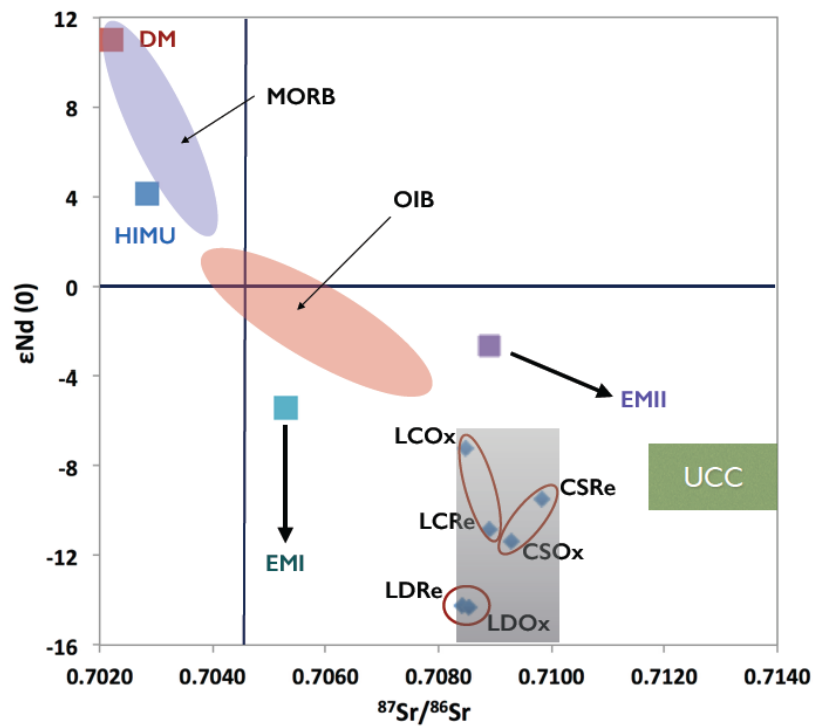


圖 4. 爐渣之鋯、鈰同位素組成圖。圖中也包含中洋脊玄武岩(MORB)、海洋島弧玄武岩(OIB)、Depleted Mantle(DM)、高 $^{238}\text{U}/^{204}\text{Pb}$ 比地函(HIMU)、Enriched Mantle(EMI, EMII)、上部大陸地殼(UCC)等之鋯、鈰同位素訊號。(樣本之分析誤差皆小於資料點之範圍)

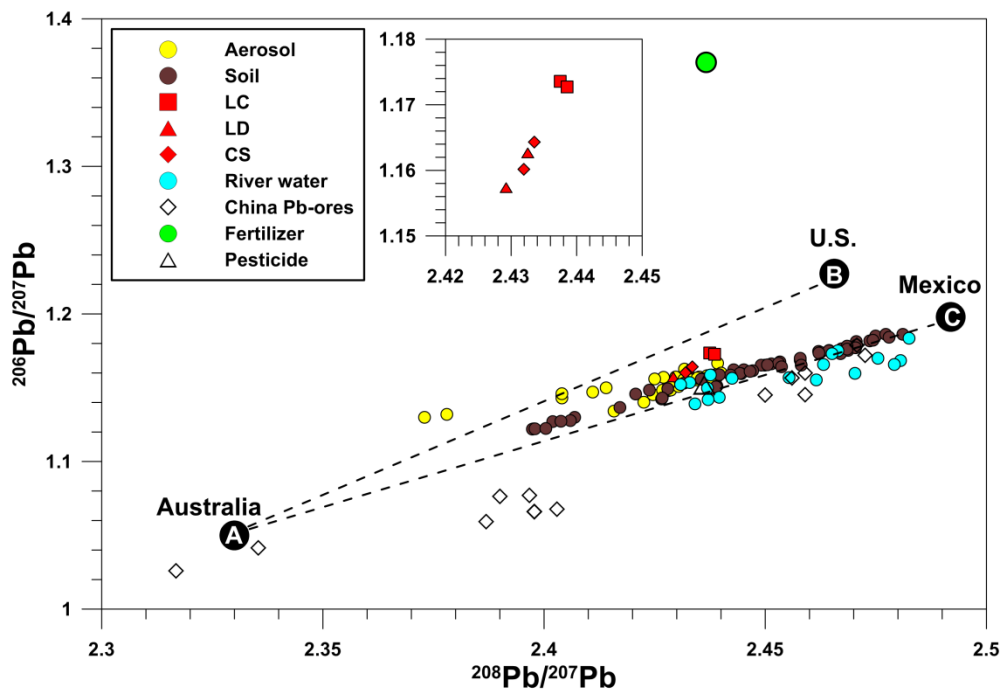


圖 5. 鉛同位素組成圖($^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ 對 $^{208}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$)。圖中包含來自美國、澳洲、墨西哥以及中國生產鉛礦之鉛同位素比值，也包含前人調查台灣之氣溶膠、土壤、河水、肥料等樣本中之鉛同位素訊號。(樣本之分析誤差皆小於資料點之範圍)

四、結論

本研究針對環境樣品-爐渣進行消化、選定元素之化學純化及同位素質譜分析技術的建立。在消化方法上，經由微波消化系統，配合新型高溫持壓消化瓶，可將爐渣樣本消化並得到更好的結果。此方法在大部分樣品上可以全部溶解。在化學純化上，已對元素鋁、鈦、鉛進行純化測試，皆有良好之回收率。以建立之鋁-鈦-鉛同位素質譜術分析一系列國際標準品，結果皆與已發表之建議值一致，表示此三個同位素系統的純化及分析技術已發展成功。分析了三間工廠之還原渣與氧化渣，結果顯示具有明顯之鋁同位素比值差異。進一步搭配鈦及鉛同位素比值，可完全區分出三間工廠所產生之爐渣。同一工廠的氧化及還原渣，在鋁-鈦-鉛比值上也有相當顯著的差異，此結果說明爐渣的鋁-鈦-鉛同位素比值可用於鑑別不同工廠所產生的爐渣，達到環境鑑識的目的。

參考文獻

- [1] Lahd Geagea, M. and Stille, P. "REE characteristics and Pb, Sr and Nd isotopic compositions of steel plant emissions." *Science of The Total Environment*, 373(1), 404-419 (2007).
- [2] Carignan, J. and Libourel, G. "Lead Isotopic Composition of Fly Ash and Flue Gas Residues from Municipal Solid Waste Combustors in France: Implications for Atmospheric Lead Source Tracing." *Environmental Science & Technology*, 39(7), 2018-2024 (2005).
- [3] Lahd Geagea, M. and Stille, P. "Tracing of Industrial Aerosol Sources in an Urban Environment Using Pb, Sr, and Nd Isotopes." *Environmental Science & Technology*, 42(3), 692-698 (2008).
- [4] Guéguen, F. and Stille, P. "Chemical and isotopic properties and origin of coarse airborne particles collected by passive samplers in industrial, urban, and rural environments." *Atmospheric Environment*, 62, 631-645 (2012).
- [5] Hoàng-Hòa, T. B., Stille, P. "Pb, Sr and Nd isotopic composition and trace element characteristics of coarse airborne particles collected with passive samplers." *Comptes Rendus Geoscience*, 347(5), 267-276 (2015).
- [6] Bigalke, M. and Weyer, S. "Stable Cu and Zn isotope ratios as tracers of sources and transport of Cu and Zn in contaminated soil." *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(23), 6801-6813 (2010).
- [7] Pin, C., Gannoun, A. and Dupont, A. "Rapid, simultaneous separation of Sr, Pb, and Nd by extraction chromatography prior to isotope ratios determination by TIMS and MC-ICP-MS." *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 29(10), 1858-1870 (2014).
- [8] Huang, K.-F. and Blusztajn, J. "High-precision and accurate determinations of neodymium isotopic compositions at nanogram levels in natural materials by MC-ICP-MS." *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 2012, 27, 1560-1567 (2012).
- [9] Bollhöfer, A. and Rosman, K. J. R. "Isotopic source signatures for atmospheric lead: the Northern Hemisphere." *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65(11), 1727-1740 (2001).
- [10] 姚佩萱、張尊國，鉛同位素特徵在土壤與水稻鑑識上的應用。國立臺灣大學生物環境系統工程學研究所博士論文 (2015)。
- [11] 陳易正、游鎮烽，二仁溪河水溶解鉛之分布及來源。國立成功大學地球科學系碩士論文 (2012)。
- [12] Hsu, S.-C. and Liu, C. S. "Lead isotope ratios in ambient aerosols from Taipei, Taiwan: Identifying long-range transport of airborne Pb from the Yangtze Delta." *Atmospheric Environment*, 40(28), 5393-5404 (2006).

持久性有機污染物檢測技術開發：多氯萘於翡翠水庫分佈特性調查

吳仲平¹ 陳元武¹ 張木彬² 紀凱獻³

¹行政院環境保護署環境檢驗所

²中央大學環境工程研究所

³陽明大學環境與職業衛生研究所

EPA-106-E3S4-02-02

摘要

多氯萘(Polychlorinated naphthalenes, PCNs)於 20 世紀初開始生產並大量使用於各種工業，例如染料製造，木材，紡織和造紙工業作物殺菌劑，增塑劑，油品添加劑，以及用於鑄造合金的材料和石墨電極的潤滑劑。因其對環境的危害，20 世紀末各國已終止多氯萘的生產。但這些化合物仍可經不同的形式釋放至環境，例如：過去使用的多氯萘及含多氯聯苯的商業產品（多氯萘為多氯聯苯製造過程產生的副產品），廢棄物焚化和其他熱處理過程。此外，國內也曝露在多氯萘的高風險中，國內有許多，多氯萘潛在的排放源，如工業生產過程和焚化爐的排放，因此調查多氯萘為當務之急。本研究團隊建立本土多氯萘的檢測分析方法並針對翡翠水庫底泥之多氯萘濃度分布進行調查，以供未來相關檢測與研究之用。本研究參考國外經驗之前處理程序，萃取部分則綜合過去多篇文獻，列出四種常使用之萃取溶劑，如：二氯甲烷、甲苯、二氯甲烷與正己烷混合溶劑(體積 1:1)、丙酮與正己烷混合液(體積 1:1)，分別萃取土壤 24 小時，結果說明以二氯甲烷萃取之土壤樣品，其內標準品之回收率範圍介於 41~89%。淨化部分以不同沖洗液種類及體積沖洗，5 毫升甲苯、10 毫升甲苯、15 毫升甲苯以及 60 毫升二氯甲烷加上 5 毫升甲苯沖洗液，並探討其對多氯萘內標準品之回收率，結果顯示 5 毫升甲苯及 60 毫升二氯甲烷加上 5 毫升甲苯沖洗，皆對多氯萘回收率較差。5 毫升甲苯無法有效將多氯萘物種全部分離，15 毫升甲苯因沖洗體積較多需減壓濃縮較久，導致一、二氯萘揮發，使其回收率降低。因此 10 毫升甲苯為最適合淨化沖洗液體積，結合上述之最佳萃取溶劑二氯甲烷及最適合淨化沖洗液體積 10 毫升甲苯，為最適合多氯萘前處理程序。品管與品保部分，七個空白基質添加樣品平均內標準品回收率為 29-106%，待測物回收率 63-98%，真實樣品回收率則為 54-91%。方法偵測極限(MDL)介於 0.28-1.86 pg。底泥濃度 3.13-49.22 pg/g-dw，其中下游濃度高達 49.22 pg/g-dw，物種分布以四氯萘為優勢物種，與國外文獻相符，而高氯數物種濃度偏低亦或 N.D.，因濃度太低與受限於儀分條件，將嘗試使用高解析/氣相層析儀分析。

關鍵詞：多氯萘、分析方法、回收率、底泥濃度

一、前言及研究目的

多氯萘 (Polychlorinated naphthalenes, PCNs) 於 20 世紀初開始生產並大量使用於各種工業，例如染料製造，木材，紡織和造紙工業的殺菌劑，增塑劑，油品添加劑，以及用於鑄造合金材料和石墨電極的潤滑劑[1]。因其對環境與健康之危害，且具生物累積性、毒性及持久性，於 2015 年 5 月被納入斯德哥爾摩公約(Stockholm Convention)新管制的持久性有機污染物(POPs)，加上國內有許多多氯萘潛在的排放源如工業生產的過程和焚化爐的排放，因此調查多氯萘為當務之急。目前國內尚無多氯萘檢測之相關技術，故本研究嘗試開發多氯萘檢測技術，以供未來相關檢測與研究之用。

二、研究方法

本計畫針對翡翠水庫底泥多氯萘濃度分布進行調查，並建立本土多氯萘之檢測方法，以供未來相關檢測與研究之使用。研究結果將可用以評估雙北大型都市垃圾焚化廠過去 20 年對大台北地區飲用水中多氯萘之可能潛在影響。圖 1-1 為翡翠水庫與鄰近地區 6 座大型都市垃圾焚化廠相對位置，圖 1-2 為採樣之地點。



圖 1-1 翡翠水庫與鄰近地區 6 座大型都市垃圾焚化廠相對位置

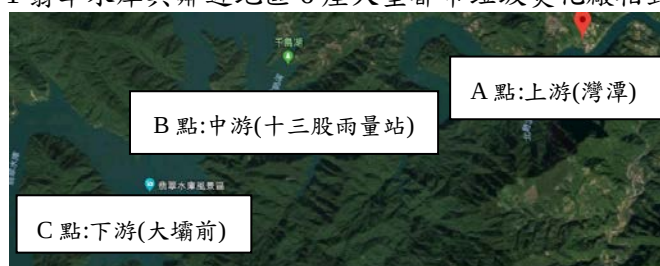


圖 1-2 上、中、下游之採樣點

三、結果與討論

本研究參考國外經驗之前處理程序，萃取部分則綜合過去多篇文獻，列出四種常用之萃取溶劑，如：二氯甲烷[4]、甲苯[5]、二氯甲烷與正己烷混合溶劑(體積 1:1) [3]、丙酮與正己烷混合液(體積 1:1) [2]，分別萃取土壤 24 小時，結果說明以二氯甲烷萃取之土壤樣品，其內標準品之回收率介於 41~89%。淨化部分則以不同種類沖洗液與體積沖洗，5 毫升甲苯、10 毫升甲苯、15 毫升甲苯以及 60 毫升二氯甲烷加上 5 毫升甲苯沖洗液，並探討其對多氯萘內標準品之回收率，結果顯示 5 毫升甲苯及 60 毫升二氯甲烷加上 5 毫升甲苯皆對多氯萘物種回收率較差，因 5 毫升甲苯無法有效將多氯萘物種全部分離，15 毫升甲苯沖洗體積較多需減壓濃縮較久，導致一、二氯萘揮發，使其回收率降低，因此 10 毫升甲苯為最適合淨化沖洗液體積。結合上述之最佳萃取溶劑二氯甲烷及最適合淨化沖洗液體積 10 毫升甲苯，為最適合前處理之程序。品管與品保部分，七個空白基質添加樣品平均內標準品回收率為 29-106%，待測物回收率 63-98%，真實樣品回收率為 54-91%。方法偵測極限部分(MDL)介於 0.28-1.86 pg。底泥濃度為 3.13-49.22 pg/g-dw，其中下游多氯萘濃度高達 49.22 pg/g-dw。所分析之 16 個底泥樣品中物種分布則以四氯萘為優勢物種，濃度方面二氯萘為(ND-5.5 pg/g-dw)，三氯萘為(1.73-9.47 pg/g-dw)，四氯萘為(1.40-23.00 pg/g -dw)，五氯萘為(ND-12.43 pg/g-dw)，六氯萘為(ND-2.22 pg/g-dw)；個別物種分布方面，二氯萘以 1,2-DiCN 及 2,3-DiCN 為主，三氯萘分別以 1,4,6-TriCN 及 1,4,5-TriCN 以及 1,2,3-TriCN 為主四氯萘以 1,2,4,6/1,2,4,7/1,2,5,7-TetraCN 與 1,2,6,8-TetraCN 為主五氯萘 1,2,3,5,7/1,2,4,6,7-PentaCN 與 1,2,4,6,8-PentaCN 及 1,2,4,7,8-PentaCN 為主，六氯萘以 1,2,3,4,6,7/1,2,3,5,6,7-HexaCN 為主。

四、結論

1. 低氯萘在丙酮與正己烷混合液之回收率最高，二氯甲烷次之，但高氯萘於二氯甲烷溶劑有較高之回收率；綜合以上結果二氯甲烷為最佳萃取溶劑。
2. 以不同種類與體積之沖洗液淨化結果顯示 5 毫升甲苯，回收效率最差，可能因沖洗之體積不足，導致活性碳無法有效分離多氯萘。15 毫升甲苯因沖洗體積較多需減壓濃縮較久，導致一、二氯萘揮發，使其回收率降低。因此本研究認為 10 毫升甲苯為淨化沖洗液最適合之體積。
3. 結合最佳萃取溶劑二氯甲烷與最適合之淨化沖洗液體積 10 毫升甲苯為最適合多氯萘前處理之程序。
4. 所分析之十六個底泥樣品中多氯萘物種以四氯為優勢物種，且濃度方面二氯萘為(ND-5.5 pg/g-dw)，三氯萘為(1.73-9.47 pg/g-dw)，四氯萘為(1.40-23.00 pg/g -dw)，五氯萘為(ND-12.43 pg/g-dw)，六氯萘為(ND-2.22 pg/g-dw)。

5. 所分析之十六個底泥樣品中多氯萘物種分佈不盡相同，二氯萘以 1,2-DiCN 及 2,3-DiCN 為主，三氯萘分別以 1,4,6-TriCN 及 1,4,5-TriCN 以及 1,2,3-TriCN 為主。四氯萘以 1,2,4,6/1,2,4,7/1,2,5,7-TetraCN 與 1,2,6,8-TetraCN 為主五氯萘 1,2,3,5,7/1,2,4,6,7-PentaCN 與 1,2,4,6,8-PentaCN 及 1,2,4,7,8-PentaCN 為主，六氯萘以 1,2,3,4,6,7/1,2,3,5,6,7-HexaCN 為主。

參考文獻

- [1] WHO. (2001) Chlorinated naphthalenes. Concise international chemical assessment document 34. Geneva, Switzerland.
- [2] Pan, X., Tang, J., Chen, Y., Li, J., Zhang, G. (2011) Polychlorinated naphthalenes (PCNs) in riverine and marine sediments of the Laizhou Bay area, North China. *Environmental Pollution*, 159, 3515-3521.
- [3] Xu Y., Li J., Zheng Q., Pan S., Luo C., Zhu H., Zhang G. (2015) Polychlorinated naphthalenes (PCNs) in Chinese forest soil: Will combustion become a major source? *Environmental Pollution*, 204, 124-132.
- [4] Tian Z., Li H., Xie H., Tang C., Han Y., Liu W. (2014) Concentration and distribution of PCNs in ambient soil of a municipal solid waste incinerator. *Science of the Total Environment*, 491-492, 75-79.
- [5] Eljarrat E., Caixach J., Jiménez B., González M J., Rivera J. (1999) Polychlorinated naphthalenes in sediments from the Venice and Orbetello Lagoons, Italy. *Chemosphere*, 38, 1901 -1912.

底泥特性(河川、湖泊、水庫)污染物鑑識技術開發(1/2)

黃許麗娟¹ 林聖杰¹ 李佳珮¹ 郭安甫² 許元正² 王姿惠²

¹工業技術研究院綠能與環境研究所

²行政院環境保護署環境檢驗所

EPA-106-E3S4-02-04

摘要

本研究計畫主要鑑識河川污染特性為客雅溪河系，為有效取得污染源與污染熱區之關聯性，本研究計畫執行架構分為二大項目來進行，分別為資料收集彙整與研析，與污染源鑑識及追查兩個部分。針對資料收集彙整研析部分包含蒐集國內外環境鑑識技術文獻，及客雅溪底泥/水質污染背景資料，在鑑識技術資料收集部分，主要收集以 ICP-MS 分析金屬元素的特徵物質分佈(Profile)，及以 MCICP-MS 鑑識金屬(鉛、鋅、銅)同位素的污染來源。在客雅溪底泥/水質污染背景資料收集部分，收集內容包括流向、流量、河川整治管理概況、河川流域工廠分佈、工廠屬性、列管事業、事業廢水排放情形、歷年污染源調查資訊等。針對污染源鑑識與追查部分，主要執行的工作內容包括客雅溪水質及底泥污染物特性鑑識及污染源追查，與使用 EPA-CMB8.2 統計分析方法解析污染熱區與污染源之關聯性。針對客雅溪污染物特性鑑識及污染源追查部分，主要執行方式為選擇適當採樣點進行底泥/水質樣品採集及分析，採樣點規劃包括工廠原廢水、放流水(污染源)、河川水與底泥，分析項目包括：pH 值、電導度、化學需氧量、生物需氧量、氨氮、重金屬/元素分析、有機物分析(揮發性、半揮發性、極性/水溶性)。由本研究結果已鑑識出客雅溪污染來源(Sources)的特徵指標物，如 F⁻、Br⁻、PO₄³⁻、NH₄⁺、砷、銻、銅、鎳、鎘、汞、鎳、錫、鈦、鎢、Silane, fluorotrimethyl-、Silanol, trimethyl-，及解析出不同污染源(園區放流水、生活污水、正隆紙廠、華夏玻璃)對客雅溪污染來源之貢獻度。

關鍵詞：河川、底泥、鑑識技術

一、前言及研究目的

近年來河川偷排廢污水案層出不窮，如 2013 年高雄市後勁溪受日月光含有強酸及高濃度鎳廢水的污染事件。但並非多數案例皆可直接溯源追蹤到污染排放廠家，因此需透過建立河川水質系統資料庫，長期蒐集河川流域境內廠家資訊與水質監測數據作為鑑識河川污染來源的憑據。因此鑑於河川污染事件需要知道污染來源或貢獻比例，遂開發河川污染來源鑑識技術，並藉由運用各種不同鑑識方法及開發之技術成果，以研判河川污染來源及其貢獻度。

二、研究方法

本計畫研究架構如圖 1 所示，主要分為資料收集彙整與研析，污染源鑑識與追查。在資料收集彙整與研析部分主要收集國內外環境鑑識技術文獻，客雅溪底泥及水質污染背景資料[1-3]，包括河川基本資訊：流向、流量、支流，河川整治管理概況，河川流域工廠分佈、工廠屬性、列管事業、事業廢水排放情形及歷年污染源調查資訊。在污染源鑑識與追查部分，主要建置客雅溪水質底泥污染物特性鑑識技術，及使用統計分析方法評析污染熱區與污染源的關聯性。在建置客雅溪水質底泥污染物特性鑑識部分首先規劃客雅溪水質、底泥採樣佈點位置，再執行 pH 值、電導度、化學需氧量、生物需氧量、氨氮、重金屬[4-5]、VOCs 及 SVOCs、有機定性篩選分析。在評析污染熱區與污染源的關聯性部分是使用 EPA CMB8.2 統計方法來解析客雅溪的污染熱區與污染源對客雅溪水體的污染貢獻度。

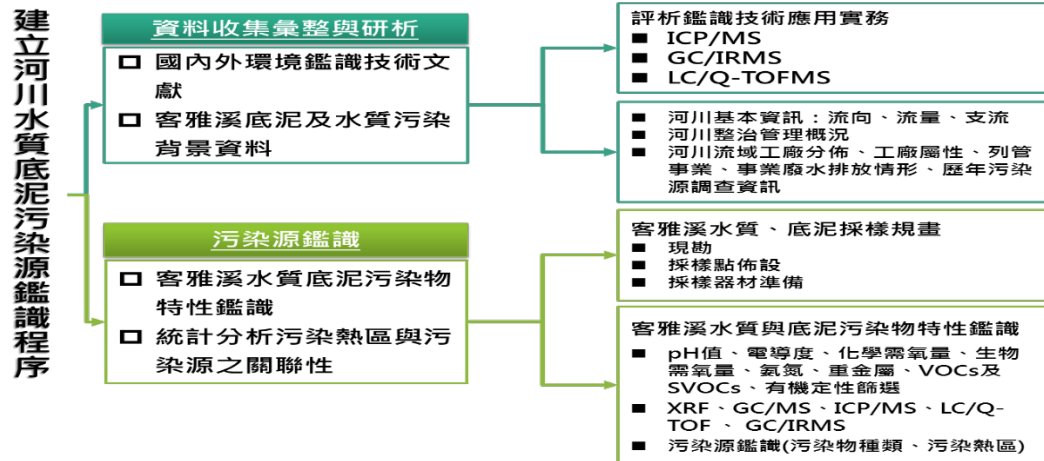


圖 1.計畫研究架構

三、結果與討論

1. **客雅溪污染源排放特徵：**由客雅溪河川底泥之 pH 值、電導度、化學需氧量、生物需氧量、氨氮、重金屬/元素分析、有機物分析、陰陽離子、總鹵化物等鑑識評析結果如圖 2~圖 5，顯示電導度、氨氮、總鹵化物、陰陽離子及金屬/元素分析結果皆由園區放流水往下游遞減趨勢。

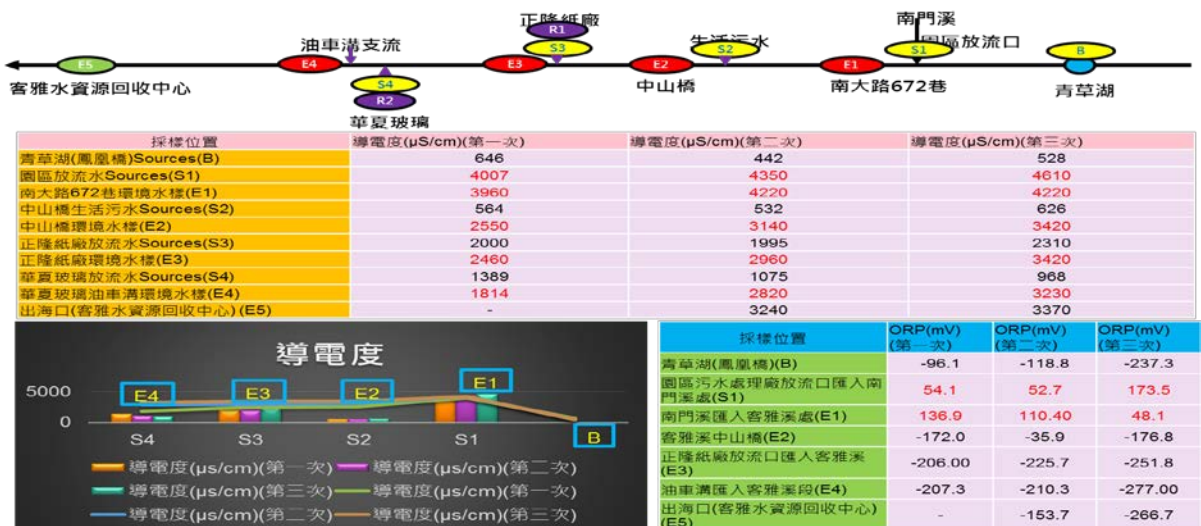


圖 2.客雅溪採樣現場之導電度和 ORP 測試結果

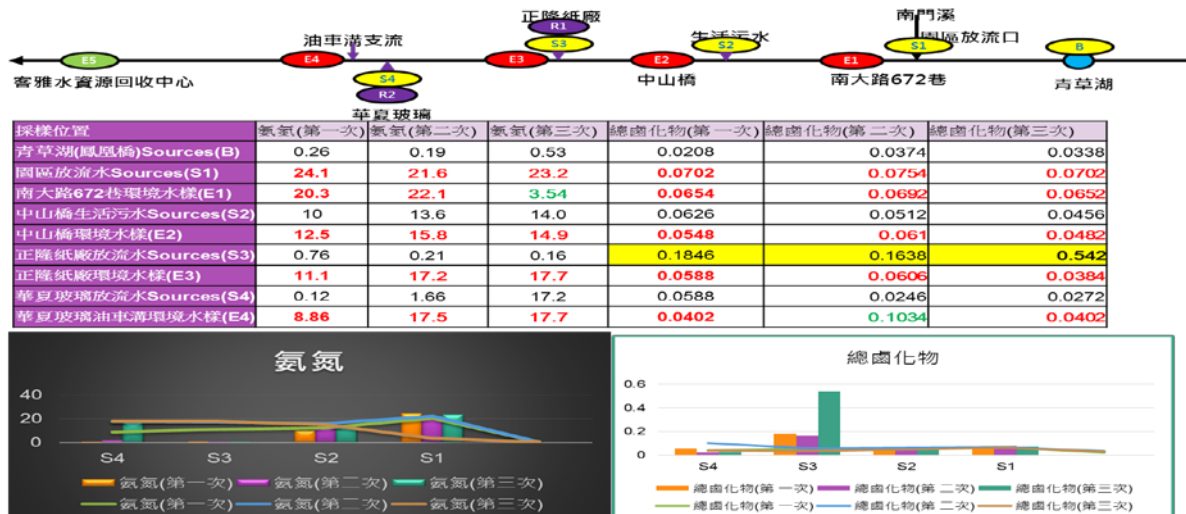


圖 3.客雅溪河川水之氨氮和總鹵化物測試結果

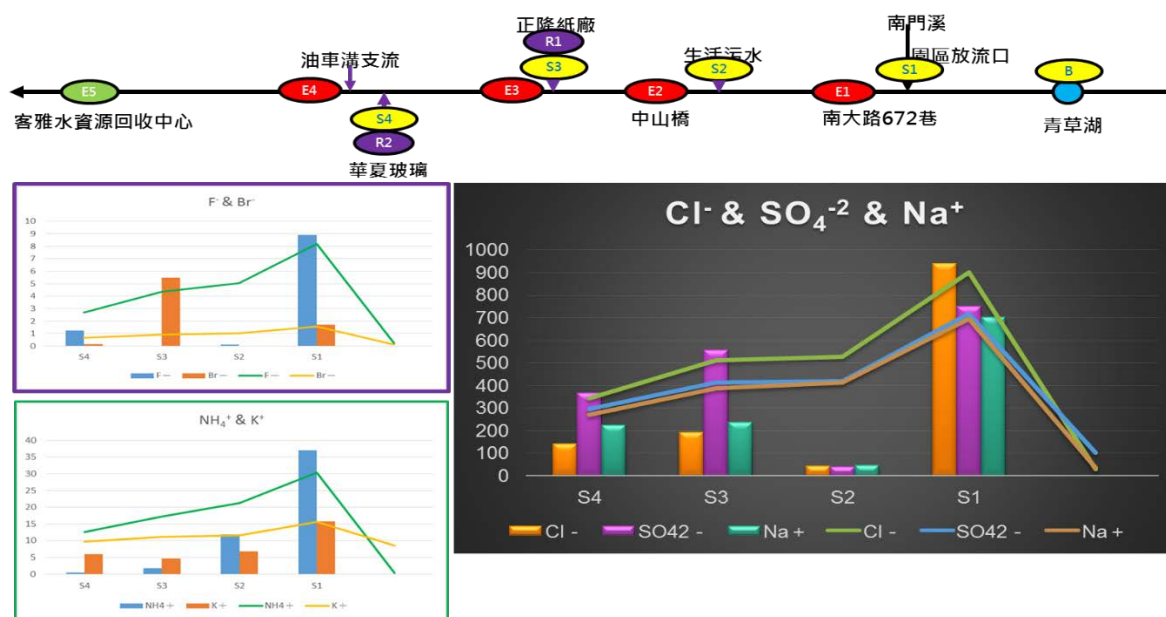


圖 4.客雅溪河川水之陰陽離子測試結果

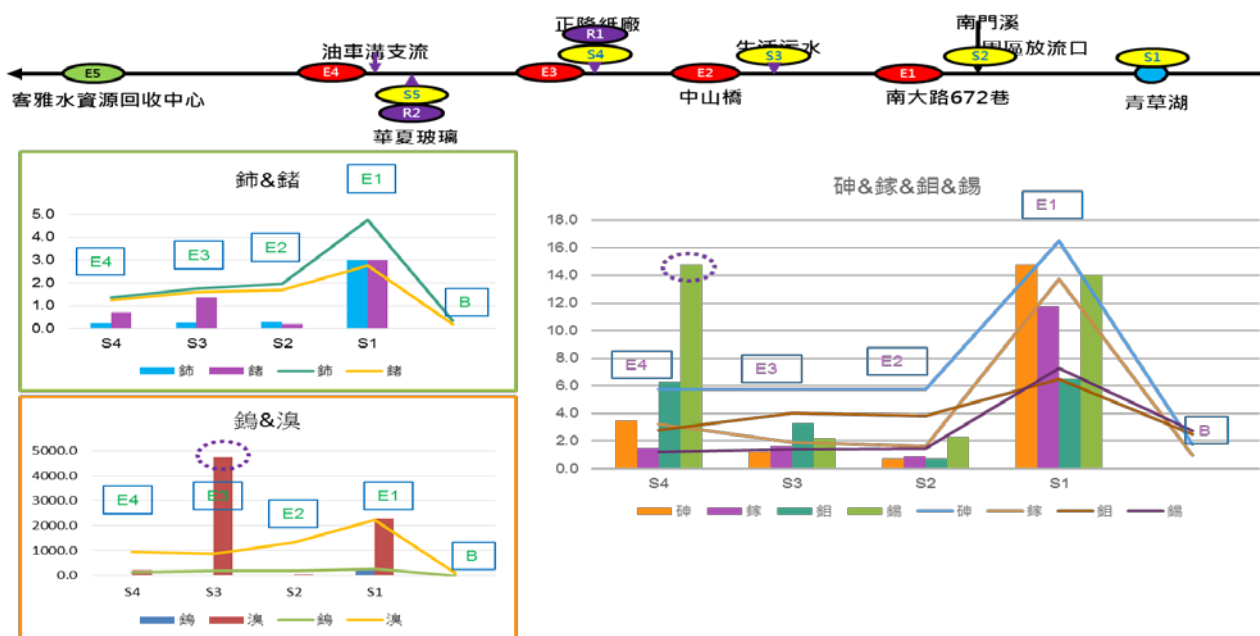


圖 5.客雅溪河川水之金屬元素測試結果

2. 污染來源貢獻之方法研究：本研究採用 USEPACMB-8.2 統計軟體，透過輸入污染源與受體量測結果，經線性方程式與矩陣運算，反推各污染源對各受體之污染貢獻量，其運算方程式如下：

污染物1 的質量守恆：

$$B^1 \text{濃度} \times B \text{流量} + S1^1 \text{濃度} \times S1 \text{流量} + S2^1 \text{濃度} \times S2 \text{流量} = E^1 \text{濃度} \times E \text{流量}$$

污染物2 的質量守恆：

$$B^2 \text{濃度} \times B \text{流量} + S1^2 \text{濃度} \times S1 \text{流量} + S2^2 \text{濃度} \times S2 \text{流量} = E^2 \text{濃度} \times E \text{流量}$$

...

污染物i 的質量守恆：

$$\frac{B^1}{\sum B^i} \times \frac{\sum B^i \times B \text{流量}}{E \text{流量}} + \frac{S1^1}{\sum S1^i} \times \frac{\sum S1^i \times S1 \text{流量}}{E \text{流量}} + \dots = E^1$$

Normalization

由 U.S.EPA CMB 統計方法可求解各污染來源對客雅溪水體之污染物質質量貢獻比例，圖 6 是各污染來源對 E4/出海口的貢獻比例，由圖 6 顯示科學園區放流水 S1 對 E4/出海口的貢獻比例 88%最大，其次是中山橋生活污水 S2 的 5%。

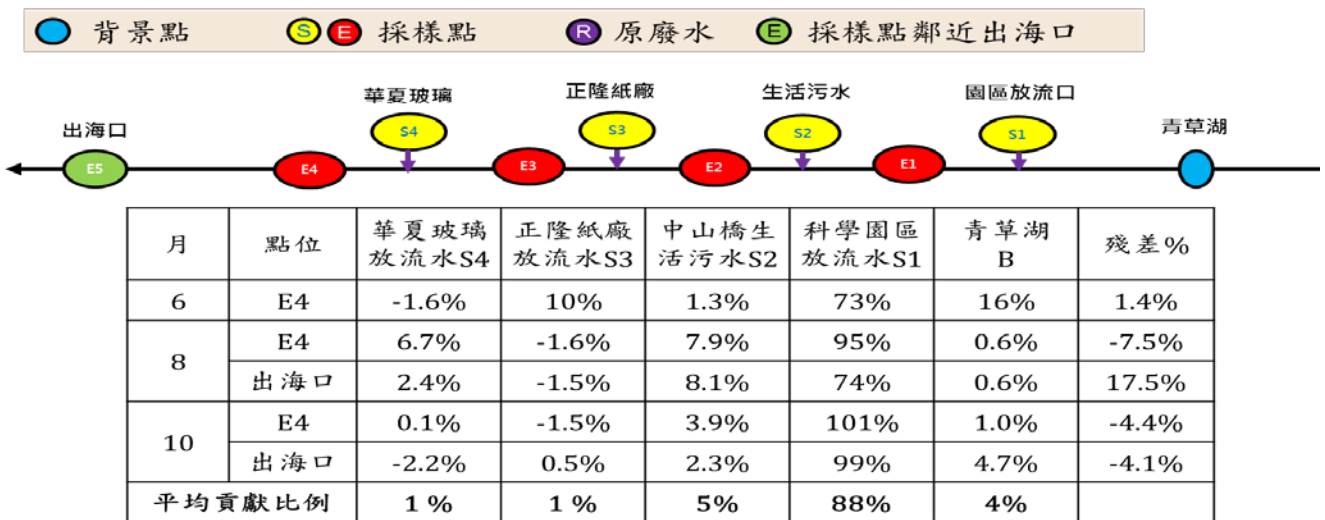


圖 6.各污染來源對 E4/出海口的貢獻比例

- 客雅溪底泥特性：**客雅溪底泥在園區放流口匯入南門溪處、南大路 672 巷匯入客雅溪處和中山橋為土黃色細砂和小礫石，在青草湖(鳳凰橋)、正隆紙廠放流口匯入客雅溪和油車溝匯入客雅溪段才有黑灰色底泥。客雅溪底泥主要成分為 Si,Al,Fe,K,O，主要晶相為 SiO_2 、 Fe_3O_4 、 Al_2O_3 。在園區放流口處和南大路 672 巷匯入客雅溪處的底泥 ORP 值是正值，顯示此處底泥為氧化態底泥，而中山橋、正隆紙廠、華夏玻璃匯入客雅溪處的底泥 ORP 值皆為負值，顯示此處底泥為還原態底泥。
- 客雅溪河川水特性：**客雅溪河川水導電度在園區放流口處和南大路 672 巷匯入客雅溪處最高約 $4000 \mu\text{S}/\text{cm}$ ，然後經中山橋、正隆紙廠、華夏玻璃匯入客雅溪的導電度值有往下游遞減趨勢，且三次採樣之導電度測試結果皆有相同結果，顯示科學園區放流水和南大路 672 巷的河川水有相對高濃度的陰離子和陽離子存在。
- 底泥與河川水中金屬元素特性與關聯性：**客雅溪河川水中金屬元素砷、銻、銅、鎳、鉬、鎢、汞、鉀、鎳、磷、鈦、鎢等金屬濃度有由園區放流水往下游遞減趨勢如圖 5，但底泥中的金屬/元素濃度則有鈦、銅、鎳、砷、鎢、錫、鎢等金屬元素於正隆紙廠匯入客雅溪處升高而後遞減情形，圖 7 是底泥與河川水中金屬元素分佈趨勢，由圖 7 顯示底泥中的砷、鎳、鎢、錫、鎢於正隆紙廠匯入客雅溪處有升高而後遞減情形，但銻則是由園區放流水往下游遞減趨勢，此結果與河川水檢測結果無相關性。

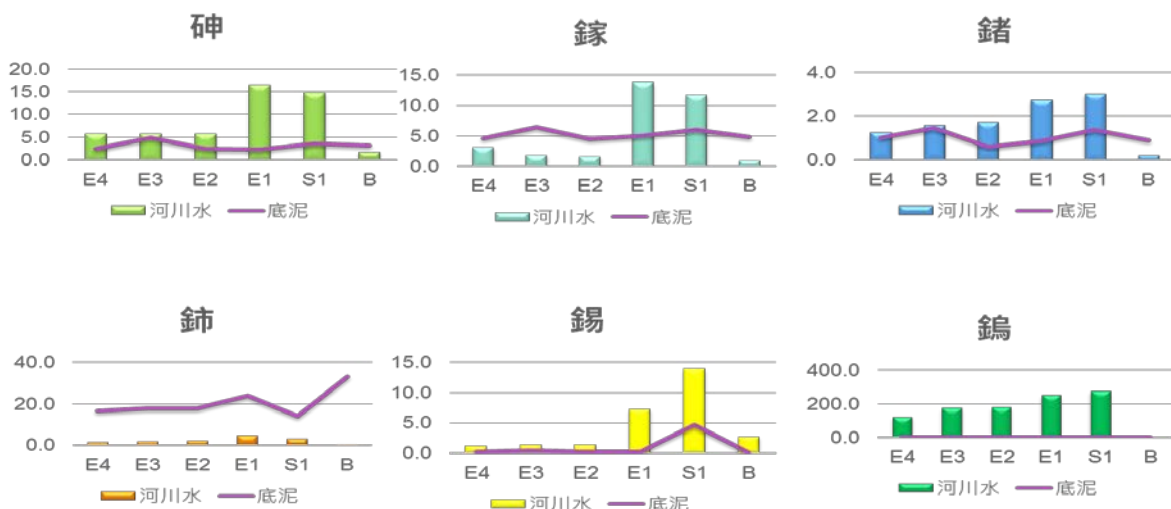


圖 7.底泥與河川水中金屬元素分佈趨勢

6. **綜合評析：**綜合客雅溪河川水及底泥特性測試結果，顯示河川水的污染物檢測結果與底泥並無顯著的直接關係，推究其原因應與底泥組成/成份及顆粒大小、TOC 含量有關。

四、結論

1. 在本研究中已完成客雅溪河川基本資訊收集，包括：流向、流量、支流、河川整治管理概況、河川流域工廠分佈、工廠屬性、列管事業、事業廢水排放情形及歷年污染源調查資料等，以作為客雅溪水質、底泥採樣佈點規劃之依據。
2. 應用已建立之鑑識程序進行客雅溪水質底泥污染物特性鑑識及污染源追查，所使用的鑑識工具有：IC、GC/MS、ICP/MS、LC/Q-TOF、GC/IRMS，鑑識評析結果具有鑑別特徵指標項目如：電導度、氨氮、陰陽離子、金屬/元素、揮發性/半揮發性有機物(VOCs&SVOCs)。
3. 由各種不同鑑識工具所得到的鑑識結果，及經由使用 EPA-CMB8.2 統計方法解析客雅溪沿岸污染源對客雅溪受體之貢獻度，由 CMB 運算後得到一個結論是：科學園區放流水為各受體接收端的最主要貢獻者，其貢獻量遠超過其他污染源(例如：正隆紙廠及華夏玻璃廠放流水)，此結果同樣存在於不同月份。其原因為來自科學園區放流水之水量及所夾帶之化合物濃度皆遠大於下游之污染源，其影響程度於出海口處才有明顯減緩效應。雖然園區放流水是客雅溪污染受體最大貢獻者，但因園區放流水及南大路 672 巷匯入客雅溪處的河川水質皆未超過甲級水類標準，且底泥重金屬也未超過底泥品質下限值，已符合目前底泥及水質管理需求。
4. 由本研究結果已鑑識出客雅溪污染來源(Sources)的特徵指標物，如陰陽離子的 F^- 、 Br^- 、 PO_4^{3-} 、 NH_4^+ 和金屬砷、銻、銅、鎳、鎘、汞、鎳、錫、鈦、鎢與有機物之 Silane, fluorotrimethyl-、Silanol, trimethyl-，及解析出不同污染源(園區放流水、生活污水、正隆紙廠、華夏玻璃)對客雅溪污染來源之貢獻度。

參考文獻

- [1] 環保署「特定河川生物指標 - 客雅溪生態手冊」102 年 9 月。
- [2] 環保署「重點河川污染整治策略評析及執行計畫」，104 年。
- [3] 環保署「全國環境水質監測資訊網」105 年資料
- [4] S.S. Gomes, A.Monge Soares, M.F. Araújo, V.H. Correia, Lead isotopes and elemental composition of Roman fistulae plumbeae aquariae from Conimbriga (Portugal) using Quadrupole ICP-MS, Microchemical Journal 129 184–193. (2016)
- [5] Anne-Marie Desauty, Merlin Méheut, Coupling DGT passive samplers and multi-collector ICP-MS: A new tool to measure Pb and Zn isotopes composition in dilute aqueous solutions, Chemical Geology 450 122–134 (2017)

以菌群分布作為鑑識污染源技術建立

周鈺鋁¹ 鄭奕晴¹ 簡聖哲² 于昌平¹ 郭獻文² 童欣欣^{1*}

¹國立臺灣大學環境工程學研究所

²東海大學環境科學與工程系

EPA-106-E3S5-02-03

摘要

本研究探討以微生物菌群變化作為污染源鑑識之可行性。研究方法分為模擬河川反應槽及現地樣本分析。以河水添加不同濃度硫酸銅連續暴露底泥的方式，定時採取反應槽進出流水樣及底泥樣品，檢測其水樣及底泥菌群變化。現地樣品比較則是採取老街溪底泥及河水樣品，分析其水樣化學特性及底泥生物相。底泥反應槽部分，取用老街溪河水並添加硫酸銅作為進流，定時採取進出流分析，並於第 0, 2, 4, 8 週取底泥樣品檢測微生物菌群變化。現地樣品部分，由老街溪上游至下游總共採取了 13 個底泥樣品，19 個河水樣品分析。所有的水樣及底泥其核酸進行次世代定序。結果顯示，由反應槽、老街溪河水及底泥菌相及樣品銅濃度進行交叉比對，發現 *Burkholderiaceae*, *Hydrogenophilaceae*, *Methylophilaceae*, *Chitinophagaceae*, 及 *Flavobacteriaceae* 等菌科之豐富度消長與銅濃度相關。而以硫酸銅馴養底泥之反應槽菌相分析，得出 *Thiobacillus*, *Methylobacter*, *Mycobacterium*, *Longilinea*, 及 *Methylocystis* 等菌屬消長與反應槽銅添加相關，然而在老街溪底泥樣品菌相、銅含量及水中銅濃度之相關性，僅有 *Methylobacter* 和 *Methylocystis* 其與現地銅濃度有中度相關。因此，後續須增加不同現地樣品確認其銅污染及指標菌群消長並評估做為指標判斷菌屬之可能性。

關鍵詞：硫酸銅、底泥、微生物菌群分布、次世代定序

一、前言及研究目的

水域中的重金屬污染由於重金屬其毒性、持久性、及生物累積性而被認為是一嚴重的污染議題[1]。然而隨著工業技術的進步及人口發展，許多生活污水及工業廢水在未經妥善處理的情況下便被排放，導至大量重金屬及有機污染物進入自然水體中，並經由沉澱、吸附與錯合作用累積於底泥中[2-3]。重金屬中的一些微量元素(trace element)如銅、錳、鋅、鐵等對生物來說是必須的，然而當累積過多達到高濃度時便會造成危害[4]。當重金屬被排放於河川中累積於底泥時，底泥中的重金屬會對底棲生物族群造成影響，且重金屬會經由水域中的食物鏈造成生物放大效應而導致危害[5]。

由於污染物排放可能為非連續性，水域中能直接即時連續偵測的方法在現實狀況下並不適用，例如工廠夜間或雨季偷排等，多半發生在非環保單位採樣時日，無法以放流水樣化學分析直接追蹤或作為污染來源證據。由於環境毒理、生態研究日漸盛行，許多研究也朝向以微生物的角度追蹤污染源，或是以不同指標物種辨識水域污染程度或毒性。

但由於我國部分污染嚴重溪流中，水生生物物種缺乏，以水生生物辨識污染程度或污染源較為困難。不過，在污染水域中底泥中的微生物仍可能存在。水體環境中的微生物通常對其周遭環境條件相當敏感，微生物的族群結構組成及物種多樣性也都與水域環境息息相關[6]，當環境受到影響時，微生物群落會有及時性的改變，因此微生物群落是對環境敏感的生物指標[7]。相較於利用動物或植物當做檢測水域污染之生物指標，例用微生物的檢測方法具有成本較低、時間較少的優點。因此不少學者認為開發底泥微生物做微生物指標是環境污染檢測上重要的一環，而研究致力於找出適用於各種不同底泥環境之微生物檢測方法[8]。

因此，本研究以連續流模擬底泥環境反應槽培養及以高通量次世代定序技術（Next Generation Sequencing, NGS），針對重金屬（硫酸銅）污染河川之底泥環境中微生物族群進行分析，探討硫酸銅排放對土壤環境中微生物結構變化之影響，瞭解菌群分佈的差異性；另外，以菌群分析結果篩選出主要差異菌群，並建立菌群變化與污染物相關性，再以現地樣品驗證，評估以菌群變化分析作為污染鑑識可能性。

二、研究方法

1. 選取一主要污染河川(老街溪)，於河段之上、中、下游取樣，分析其菌相變化，並評估標的菌株作為污染鑑識之可能性。採樣點位如下圖(圖 1)所示：

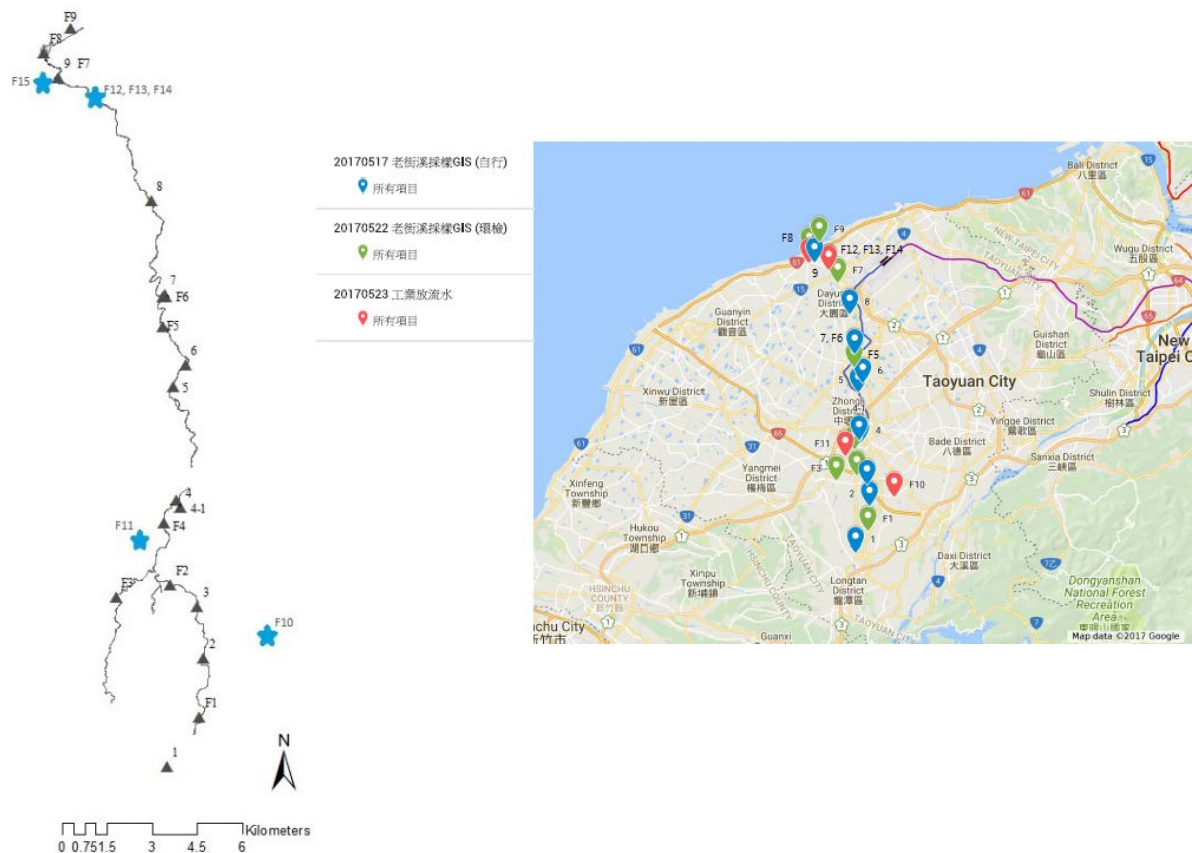


圖 1.老街溪採樣點分佈(藍、綠色點為水樣、紅色點為工廠放流水)

2. 水樣分析項目有溫度、pH、導電度、溶氧量、葉綠素 a、COD、總有機碳、氨氮、水中陰離子、重金屬、微生物族群。底泥分析項目則有 pH、粒徑、CNSH 元素比例、重金屬濃度、微生物族群等。
3. 建立實驗室模擬底泥環境之反應槽，以連續進流方式模擬河川底泥生態，並添加標的污染物，以高通量定序方式分析底泥中微生物菌群組成變化並對照控制組獲得主要變化菌群，評估與污染物之相關性。
4. 模擬底泥接觸反應槽主要由數個附有溢流管的玻璃製血清瓶所組成(圖 2)，每個瓶子皆有通氣栓覆蓋以避免來自外部的污染並維持透氣。玻璃瓶的直徑為 10 公分，高為 20 公分。每個反應槽會裝填約 10 公分厚的老街溪上游底泥，並使用蠕動幫浦把採樣來的老街溪上游河水送至反應槽內。其水力停留時間約為 4 小時。採樣來的老街溪河水會加入不同劑量的硫酸銅(Copper(II) sulfate, CuSO_4)做為反應槽之進流，加入之劑量以銅為單位分別是 150mg/L、300mg/L、600mg/L，同時也以無添加劑量的河水做為實驗之空白對照組。培養於第 14、28、56 天採集底泥樣品。反應槽進出水樣分析 pH 值、導電度、濁度、總有機碳、重金屬、硫酸鹽、氨氮、正磷酸鹽；底泥則分析銅含量及微生物相。

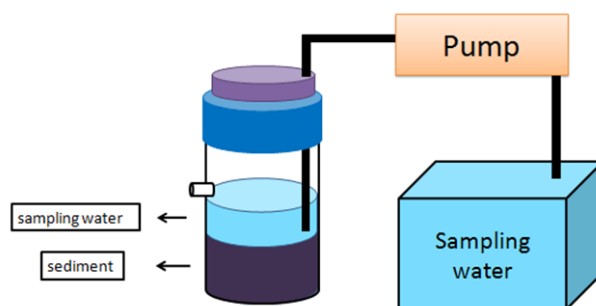


圖 2.底泥模擬反應槽示意圖

5. 水樣及底泥樣品微生物分析：高通量定序以 Illumina MiSeq 系統進行，定序結果初步品質篩選以設定之品質分數(quality score, Q)做判斷依據，另外小於 35 bps 之序列會被系統捨棄不用。高通量定序所得之序列先經過去適配子(trim illumine adapter sequence)、品質篩選(quality and ambiguity trimming)、序列對組裝(merge overlapping paired reads)、及引子與編碼序列確認、分樣品、和去除不含 16S 引子的序列；其中利用「Cutadapt v.1.4.2」系統去除適配子；接著利用「Seqtk v.1.2-r94」進行品質篩選(quality trimming)，將短序列(小於 35 bp)及非配對之單一序列(singlet reads)去除；品質篩選後的配對序列(paired-end reads)或序列對(read pairs)再利用「FLASH(Fast Length Adjustment of Short reads, v1.2.9)」將序列對重疊 (overlapping merged)成較長的組裝序列，組裝後序列長度小於 200 bps 之序列於以捨棄，另外如配對序列有缺乏 16S 引子者亦會被捨棄。整理後之組裝序列進一步利用「UPARSE implemented in USEARCH (v9.2.64)」系統進行調整(包括 dereplication, singlet discarding, 和 chimera filtering)後並做操作分類單元 Operational taxonomic unit (OTU)分類，並建構樣品的 OTUs 表；接著以「RDP Classifier v2.12」將各別 OTUs 之代表序列進行菌種鑑定，做為樣品中微生物族群組成之依據。
6. 樣品微生物族群受水質條件影響以典型關聯分析(canonical correspondence analysis, CCA)進行，以各樣品所含之 OTUs 進行微生物族群組成差異性分析，及水質條件關聯性分析，分析結果中樣品落點之相對位置代表微生物族群組成差異度，兩樣品落點越相近代表兩樣品之微生物族群組成越相似，反之，代表兩樣品之微生物族群組成越不同；此外，環境水質條件對樣品微生物族群之影響趨勢以箭頭方向表示，而影響程度則以箭頭長度表示之。

三、結果與討論

本研究選定之受污染河川為桃園老街溪，至 2017 年 7 月底止，分別於 5 月 17 日、5 月 23 日及 5 月 24 日，至老街溪流域進行 3 次採樣，依據上游至下游順序採集了河川水樣、河川底泥以及工廠放流水做為現地樣品進行實驗分析，總共採取了 13 個底泥樣品，19 個河水樣品分析，主要重金屬濃度如下表(表 1、表 2)所示。

表 1.河川水樣重金屬濃度 (單位：mg/L)

樣本名	銀(Ag)	鎘(Cd)	鋁(Al)	錳(Mn)	鐵(Fe)	鉛(Pb)	鋅(Zn)	銅(Cu)
1	<0.01	<0.01	0.329	0.041	0.458	<0.01	0.061	<0.01
F1	<0.01	<0.01	0.113	0.013	0.218	<0.01	0.022	0.005
2	<0.01	<0.01	0.338	0.056	0.419	0.012	0.033	0.032
3	<0.01	<0.01	0.216	0.028	0.391	0.012	0.034	0.019
F2	<0.01	<0.01	0.317	0.034	0.402	0.011	0.024	0.013
F3	<0.01	<0.01	1.363	0.129	1.110	0.020	0.103	0.088
F4	<0.01	<0.01	0.223	0.057	0.350	0.012	0.054	0.035
4-1	<0.01	<0.01	0.305	0.068	0.431	0.018	0.037	0.016
4	<0.01	<0.01	0.523	0.089	0.696	0.020	0.054	0.024
5	<0.01	<0.01	0.345	0.116	0.782	0.017	0.078	0.043

6	<0.01	<0.01	0.378	0.112	0.673	0.016	0.031	0.017
F5	<0.01	<0.01	0.278	0.068	0.298	<0.01	0.114	0.036
F6	<0.01	<0.01	0.314	0.033	0.241	<0.01	0.056	0.010
7	<0.01	<0.01	0.385	0.042	0.340	0.014	0.035	0.018
8	<0.01	<0.01	0.446	0.043	0.404	0.011	0.022	0.014
F7	<0.01	<0.01	1.198	0.130	1.950	0.011	0.222	0.051
9	<0.01	<0.01	0.507	0.097	0.582	<0.01	0.107	0.021
F8	<0.01	<0.01	0.028	0.024	0.028	<0.01	<0.01	<0.01
F9	<0.01	<0.01	0.293	<0.01	0.326	<0.01	0.011	<0.01
平均數	<0.01	<0.01	0.416	0.062	0.531	0.009	0.058	0.023
標準差	-	-	0.328	0.040	0.418	0.008	0.051	0.021
最小值	<0.01	<0.01	0.028	<0.01	0.028	<0.01	<0.01	<0.01
最大值	<0.01	<0.01	1.363	0.130	1.950	0.020	0.222	0.088

註：測值加底框者為個別金屬最高濃度出現點位。

表 2.底泥重金屬含量(單位：mg/kg)

樣本名	重量(g)	含水量(%)	鎘(Cd)	鉻(Cr)	鋁(Al)	錳(Mn)	鐵(Fe)	鉛(Pb)	鋅(Zn)	銅(Cu)
1	0.272	0.262	ND	55.4	1.53E+04	302	1.56E+04	41.1	288	40
2	0.266	0.257	ND	137	1.86E+04	424	2.60E+04	67.7	425	353
3	0.261	0.298	ND	70.8	2.77E+04	494	2.25E+04	47.2	407	291
F2	0.282	0.275	ND	35.1	6.17E+03	284	1.01E+04	50.2	329	271
F3	0.262	0.573	ND	111	2.96E+04	503	2.47E+04	283	833	369
F4	0.274	0.240	ND	81.4	2.63E+04	565	3.22E+04	172	707	414
4-1	0.269	0.305	ND	24.3	5.93E+03	310	7.60E+03	64.8	362	93
F5	0.261	2.532	ND	68.0	4.38E+04	1850	2.85E+04	99.9	989	539
F6	0.274	0.289	ND	40.4	1.08E+04	428	1.42E+04	49.3	320	73.5
7	0.266	0.508	ND	89.0	2.80E+04	717	2.71E+04	66.6	713	485
F7	0.269	1.765	ND	88.1	4.40E+04	988	3.76E+04	67.6	2557	573
F8	0.260	1.429	ND	62.5	3.75E+04	752	4.09E+04	34.6	383	362
F9	0.266	0.356	ND	63.2	2.29E+04	722	4.81E+04	34.5	123	23
平均數	0.268	0.699		71.2	2.44E+04	6.42E+02	2.58E+04	83.0	649	299
標準差	0.006	0.734		30.8	1.28E+04	4.19E+03	1.21E+04	70.3	624	189
最小值	0.260	0.240	ND	24.3	5.93E+03	2.84E+02	7.60E+03	34.5	123	23.0
最大值	0.282	2.532	ND	137	4.40E+04	1.85E+03	4.81E+04	283	2557	573

註：測值加底框者為個別金屬最高濃度出現點位。

底泥反應槽部分，使用老街溪河水並添加硫酸銅作為進流，定時採取進出流做水樣分析，並於第 0, 2, 4, 8 週取反應槽底泥做為樣品。現地水樣、底泥樣品在萃取出核酸後進行次世代定序。定序結果與水質條件分析如圖 3 所示。老街溪現地採樣微生物分析如圖 4 所示。

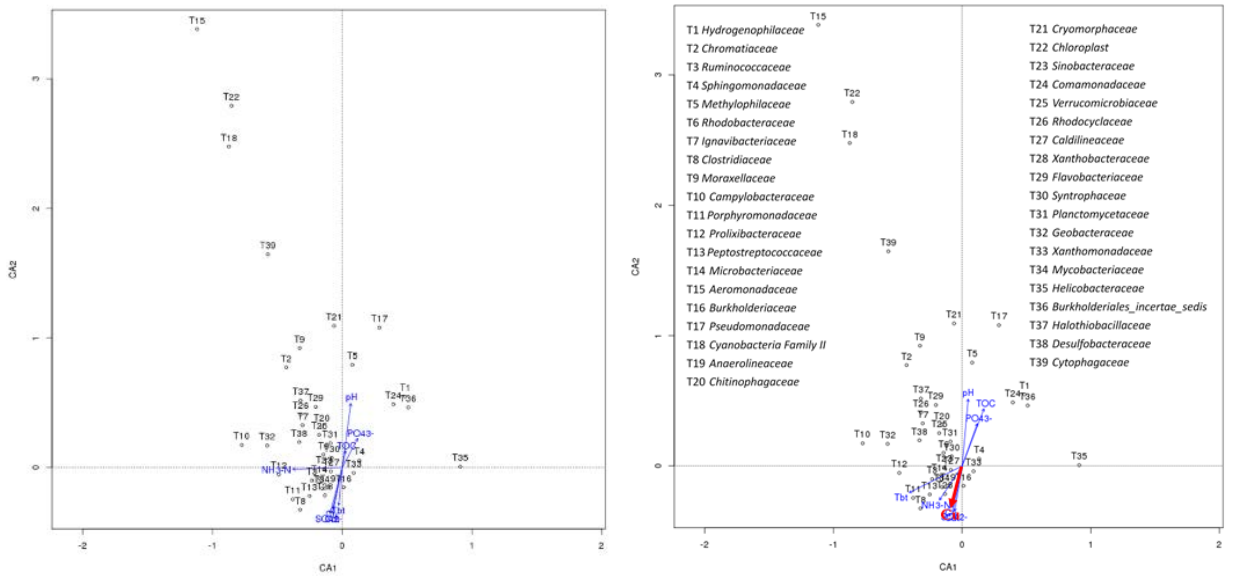


圖 3.實驗室連續流試驗中底泥樣品之組成菌群(以菌科分類為依據)受不同進流水條件(左)及出流(右)之水質影響趨勢之典型關聯分析(canonical correspondence analysis, CCA)結果

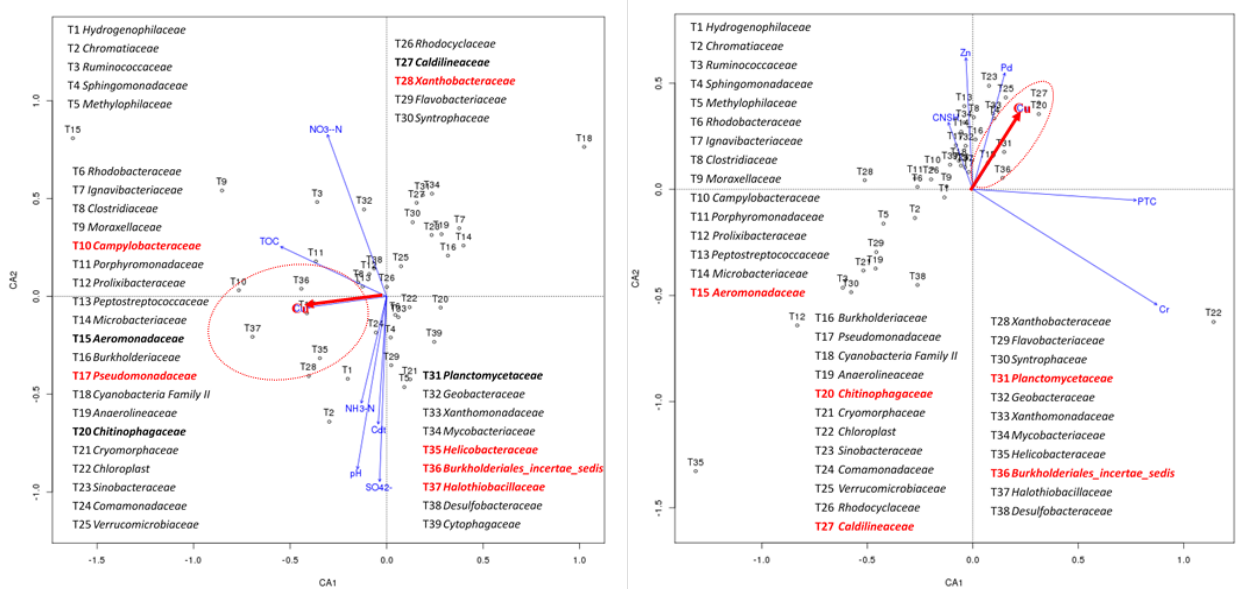


圖 4.溪水(左)溪中底泥(右)樣品之組成菌群(以菌科分類為依據)受不同底泥條件(如金屬銅)影響趨勢之典型關聯分析(canonical correspondence analysis, CCA)結果

由所有環境樣品菌科與環境因子 CCA 分析，篩選出對應銅濃度最相關的菌科，共有 19 科。對照實驗室底泥反應槽序列分析中的菌科 copy numbers 所占總數之百分比依不同時間及進流銅濃度的變化，發現其中有五科在底泥反應槽對硫酸銅的添加與否有較明顯的變化。其中，*Burkholderiaceae* 在銅的添加初期相較於空白組，其所占比例升高；而其他 *Hydrogenophilaceae*, *Methylophilaceae*, *Chitinophagaceae*, 及 *Flavobacteriaceae* 等四菌科相較於空白組，在含有硫酸銅的進流後所占比例下降。此五科可能可篩選成為未來檢視受硫酸銅污染的底泥中數量消長的菌科。

另外，選擇部分較相關之 OTUs 進行分析。*Thiobacillus*, *Methylobacter*, *Mycobacterium*, *Longilinea*, 以及 *Methylocystis* 此五屬的 OTUs 於實驗室反應槽底泥 copy numbers 中有較明顯的增減，除 *Thiobacillus* 外，皆與甲烷代謝相關。經皮爾森相關係數與現地所量測之底泥及水樣銅濃度之相關性分析可得，現地樣品中，僅有 *Methylobacter* 和 *Methylocystis* 其與現地銅濃度有中度相關，適合作污染指標。

四、結論

1. 現地採樣河川水質部分，測得重金屬較高的濃度點位，集中落於許厝港一號橋點位(F7)。
2. 現地底泥部分，老街溪流域底泥重金屬銅、鋅、鉛濃度最高值，均落於大園工業區下游約 1 公里處之許厝港一號橋點位(F7)
3. 反應槽部分硫酸銅的添加使得出流無法有氨氮明顯減少的現象，這可能是由於硫酸銅抑制了硝化作用(Nitrification)。
4. 反應槽進流添加硫酸銅會使得底泥的銅濃度增加。底泥含銅量與進流濃度相關。底泥中有機質會影響銅於底泥中對生物的毒性，然而有機質含量的測定發現整體實驗其差異並不明顯，因此有機質的影響於本次實驗每組應無太大差異。
5. 由 CCA 典型關聯性分析中，所有樣品總和與銅濃度相關可篩選出 19 菌科，比對實驗室底泥反應槽中菌相變化，其中 5 科 Burkholderiaceae, Hydrogenophilaceae, Methylophilaceae, Chitinophagaceae, 及 Flavobacteriaceae 等與空白組相較變化較大，最有機會成為硫酸銅污染之指標菌科。
6. 以硫酸銅馴養底泥之反應槽菌相分析，得出 Thiobacillus, Methylobacter, Mycobacterium, Longilinea, 及 Methylocystis 等菌屬消長與反應槽銅添加相關，然而比較老街溪底泥樣品菌相、銅含量及水中銅濃度之相關性，僅有 Methylobacter 和 Methylocystis 其與現地銅濃度有中度相關。此仍需要後續增加不同現地樣品確認其消長做為指標判斷菌屬之可能性。

參考文獻

- [1] Barlas. N, Akbulut. N, Aydogan. M, "Assessment of Heavy Metal Residues in the Sediment and Water Samples of Uluabat Lake, Turkey." Bull Environ Contam Toxicol, 74, 286-293 (2005).
- [2] Barlas. N, "Histopathological examination of gill, liver and kidney tissues of carp (Cyprinus carpio L., 1758) fish in the upper Sakarya River Basin." Truck. J. Vet. Anim. Sci. B., 23: 277-284 (1999).
- [3] Nightingale. H.I, "Accumulation of As, Ni, Cu, and Pb in retention and recharge basin soils from urban runoff." Water Resources Bulletin, 23:663-672 (1987).
- [4] Merian. E, "Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis, and biological relevance." ISBN 0-89573-562-8(VCH New York) (1991).
- [5] Yi. Y.J, Yang. Z.F, Zhang S.H, "Ecological risk assessment of heavy metals in sediment and human health risk assessment of heavy metals in fishes in the middle and lower reaches of the Yangtze River basin." Environ. Pollut, 159, 2575-2585 (2011).
- [6] Durate. B, Freitas. J, Cacador. I, "Sediment microbial activities and physic-chemistry as progress indicators of salt marsh restoration processes." Ecological Indicators, 19:231-239 (2012).
- [7] Lozada. M, Marcos. M.S, Commendatore. M.G, Gil. M.N, Dionisi. H.M, "The bacterial community structure of hydrocarbon-polluted marine environments as the basis for the definition of an ecological index of hydrocarbon exposure." Microb. Environ. 29, 269-276(2014).
- [8] van Beelen. P, "A review on the application of microbial toxicity tests for deriving sediment quality guidelines." Chemosphere, 53(8), 795-808(2003).

細懸浮微粒(PM_{2.5})化學成分監測及分析專案計畫

李崇德¹ 周崇光² 張士昱³ 蕭大智¹ 許文昌⁴ 王偉¹ 林乃芸¹ 黃秋華¹ 孫紹恩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中心

³中山醫學大學公共衛生學系

⁴大漢技術學院

EPA-105-U102-03-A284

摘要

本研究進行 PM_{2.5}化學成分監測，於 2017 年 1 月至 12 月在板橋、忠明、斗六、嘉義、小港、花蓮環保署空氣品質監測站同步進行每 6 天一次例行性採樣。

整體監測期間和秋、冬季的 PM_{2.5}日平均質量濃度由北至南逐漸遞增，以小港站最高，春季以嘉義和斗六站最高，夏季各站都很低，以板橋站最高，花蓮站在任何季節都是各站最低。由北至南 SO₄²⁻占比差異不大，但略微有下降趨勢；OC 占比則明顯由北至南下降；NO₃⁻占比略有由北至南上升的趨勢。各金屬元素高濃度群多為塵土和海鹽指標元素，中間濃度群多屬人為活動指標元素，低濃度群有工業鍋爐燃煤、燃油排放、交通活動痕跡。以日平均濃度 35 μg m⁻³為分界，採樣期間 PM_{2.5}低濃度相對於高濃度樣本，PM_{2.5} NO₃⁻占比從 11% 增大到 24%，其他成分則縮小或不變，顯示 PM_{2.5} NO₃⁻前驅物 NO_x排放源的管制應該加強。

綜合 6 個測站 PMF 受體模式推估結果，各監測站主要污染因子都以「二次硝酸鹽、二次硫酸鹽」這兩類富含衍生污染物的因子為主，其中，二次硝酸鹽多在冬、春季有最高占比，二次硫酸鹽則多在夏、秋季有最高占比，突顯各季節污染源變化特性。大氣能見度推估顯示各監測地區主要影響能見度最大的物種為 NH₄⁺或非海鹽 SO₄²⁻，呼應受體模式推估結果，顯示衍生污染物對於能見度的影響相當可觀；此外，氣象因子的環境相對濕度和溫度也有明顯的影響。

關鍵詞：PM_{2.5}化學成分監測、PM_{2.5}化學成分分布特徵、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，或稱為 PM_{2.5})對於大氣環境變遷和國民健康危害影響重大，自從 2012 年 5 月 14 日環保署正式發布細懸浮微粒空氣品質標準以來，各地 PM_{2.5}質量濃度數值便引起全民重視。近年來，我國民眾對於 PM_{2.5}空氣品質非常關注，人人期望各地 PM_{2.5}能早日達到空氣品質標準。對於 PM_{2.5}空氣品質改善，必須訂定有效的污染源管制策略，因此，PM_{2.5}污染來源解析不可或缺。然而，大氣 PM_{2.5}來源廣泛，每個地方都有不同來源匯集，使 PM_{2.5}在不同的時間和地點有不同化學成分，因此，解析污染來源前必須精確分析 PM_{2.5}化學成分。在過去，本計畫團隊對於監測大氣 PM_{2.5}化學成分[1-5]，已經獲有相當成果，本年度每 6 天在 6 個地點同步進行例行性採樣一次，期能建構國家 PM_{2.5}化學成分監測網，有效評估大氣環境變遷、國民健康效應、污染源管制策略成效。

二、研究方法

2.1. 採樣地點與頻率

本研究各採樣地點的地理位置如圖 1 所示。從民眾暴露 PM_{2.5}人數密度來看，板橋、忠明、小港站位於我國三大都會區，考量 PM_{2.5}空氣品質標準的建立主要是保護民眾健康，從民眾暴露 PM_{2.5}人口密度及工業來源影響來看，板橋站為北部地區適當採樣站點。忠明站位於台中都會區內，可以反映出中部地區民眾暴露 PM_{2.5}濃度。小港站位於高雄市臨海重工業區，人口相當密集，可以同時反映民眾暴露於都市機動車輛和工業污染情形。斗六、嘉義地區的 PM_{2.5}質量濃度，近年來在秋、冬季常有高濃度且比我國空氣品質標準日平均值高，常態監測這兩個站點，可瞭解兩個地區高濃度時期 PM_{2.5}污染特性。花蓮縣 PM_{2.5}接近空品標準，納入監測可做為與西部都會區比對的背景測站。

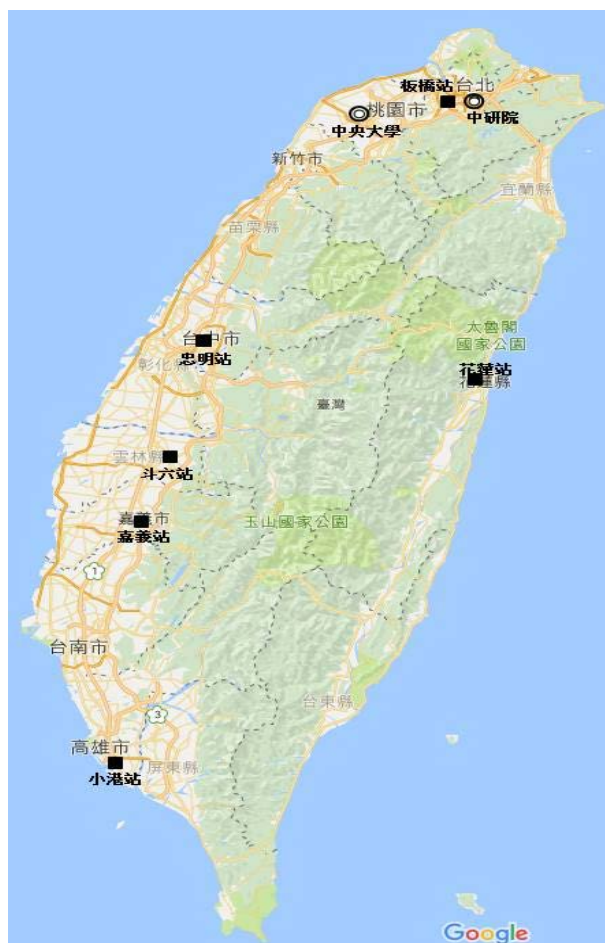


圖 1. 採樣監測站地理位置(■代表採樣地點，◎為成分分析實驗室) (地圖資料：<https://www.google.com.tw/maps>)

2.2. 微粒採樣設備及採樣配置

本研究為避免水溶性離子因等待秤重而有揮發損失，每站以 PM_{2.5} MetOne E-FRM 採樣器採集微粒在鐵氟龍濾紙上，經過環檢所 A205.11C 規定環境及程序調理後，進行秤重決定 PM_{2.5} 質量濃度，隨後送去中研院進行金屬元素分析。PM_{2.5} 化學成分採集使用 MetOne SASS，第一個管道採樣器後端兩階的濾紙組，第一階放置 Gelman Science 公司出品（直徑 47 mm、孔徑 1 μm）的鐵氟龍（Teflon）薄膜濾紙以收集粒徑小於 2.5 μm 的細粒徑氣膠；第二階放置 Gelman Science 公司出品（直徑 47 mm、孔徑 1 μm）的耐隆（Nylon）薄膜濾紙，吸附第一階鐵氟龍濾紙上所收集的細粒徑氣膠因化學反應而揮發出的酸性氣體（以 HNO₃ 為主），收集的微粒將儘快進行水溶性離子實驗分析。

第二個管道放置 2 張 Pallflex 公司（2500 QAT-UP, Purtram, Conn, USA）出品（直徑 47 mm）的石英濾紙收集氣膠碳成分，採樣器入流口放置 PM_{2.5} 篩選器，採樣氣流經過篩選器後，由第一階石英濾紙作為 PM_{2.5} 氣膠的採集，第二階濾紙則作為 PM_{2.5} 氣膠揮發碳成分的收集。由於石英濾紙會吸收空氣中揮發性有機氣體，假設空氣中這些氣體濃度充足，因此，第一階和第二階濾紙都會吸收空氣中揮發性有機氣體，本研究另以現場放置石英濾紙，以矯正第一階和第二階濾紙吸收的空氣中揮發性有機氣體。

2.3. PM_{2.5} 化學成分分析方法

PM_{2.5} 水溶性離子是使用離子層析儀（陽離子使用 Dionex DX-120，陰離子使用 Dionex DX-100）分析，離子層析儀是利用離子交換原理，當待測樣本通過分析管柱時，離子會與管柱中的樹脂產生交換作用，此時加入流洗液沖提，帶出不同導電度的離子，再使用導電度偵測器測定移動相中導電度的變化。

氣膠碳成分分析是使用美國 DRI 碳分析儀 (Thermal/Optical Carbon Analyzer, Model 2001A,

Atmoslytic Inc., Calabasas, CA)進行分析，碳分析儀是以電腦程式設定不同溫度來解析氣膠各種碳成分，得到不同揮發程度有機碳成分(Organic Carbon, OC)及不同耐火程度元素碳(Elemental Carbon, EC)，並且以雷射光矯正 OC 分解過程的裂解碳(Pyrolyzed OC, 簡稱 OP)，整個分析方法稱為 TOR (Thermal Optical Reflectance)，每個碳成分的加熱階段與溫度範圍如表 1 所示。

表 1. DRI 2001A 碳分析儀各加熱階段與溫度範圍

Fraction	Pyrolyzed fraction	Temperature range	Setup condition
OC1		Ambient to 140 °C	100% He
OC2		141~280 °C	
OC3		281~480 °C	
OC4		481~580 °C	
EC1	OP	580 °C	98% He、2% O ₂
EC2		581~740 °C	
EC3		741~840 °C	

PM_{2.5}金屬元素成分定量分析，是使用 Perkin-Elmer 公司出產型號為 NexIon 300X 感應耦合電漿質譜儀(Induced Couple Plasma Mass Spectrograph, ICP-MS)進行分析，本儀器具有可同時分析多元素濃度及靈敏度高的優點，NexIon 300X 具有動力反應腔，利用甲烷氣解除氫氣干擾，可將元素濃度解析度推至 ppt 等級。ICP-MS 的分析流程，係先以霧化器將待測消化液霧化處理，再以載送氣體輸送，將含待分析元素的霧珠輸送至電漿中，樣品受熱後，經由一系列去溶劑、分解、原子化/離子化等反應，使電漿中待分析元素形成單價正離子，再透過真空界面傳輸進入質譜儀，配合質量分析器將各特定質荷比的離子予以解析後，再以電子倍增器加以檢測，並進行多元素的定性及定量。

2.4. PM_{2.5} 化學成分污染來源解析

受體模式是以受體的角度，透過周界量測的污染物物理與化學特性追溯污染來源。利用化學物種的質量濃度與質量守恆的理論，識別及量化受體所在位置的空氣污染物來源。本研究所使用的正矩陣因子法(Positive Matrix Factorization, PMF)是一個獨立的加權因子分析模式[6]，PMF 可估計因子和因子的數量，這些因子可以解釋 PM_{2.5}化學成分數據的最大變異，根據質量守恆理論，可以將化學成分分解成貢獻矩陣、來源指紋(source profile)矩陣和殘差矩陣，由方程式(1)所示：

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

其中 X_{ij} ：第 i 個樣本中 j 成分濃度。

p ：為解析出的因子總數，也就是地區污染源總數。

g_{ik} ：第 k 個因子傳輸到第 i 個樣本的污染物濃度。

f_{kj} ：第 k 個因子矩陣中 j 成分所佔的指紋比例。

e_{ij} ：第 i 個樣本中 j 成分的殘差。

PMF 進行運算時需要兩個檔案，分別為濃度矩陣檔案及不確定性矩陣檔案。不確定性計算方式以表 2 表示：

表 2. PMF 濃度矩陣及不確定矩陣計算方法

項目	濃度矩陣 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	不確定性矩陣(uncertainty)
$X > \text{MDL}$	量測濃度值	$\sqrt{(\text{Error Fraction} \times \text{concentration})^2 + (0.5\text{MDL})^2}$
$X < \text{MDL}$	$\frac{1}{2} \text{MDL}$	$\text{Uncertainty} = \frac{5}{6} \text{MDL}$
缺值	濃度平均值	

註：1. 不確定性矩陣數值不得為 0 值或負值

2. X 代表某個成分濃度

3. MDL 為方法偵測極限

4. Error fraction = 變異係數

若模式模擬得好，殘差應該會很小，不確定性低，模式才是穩定的，所以 PMF 的目標函數為最小的 Q 值，如方程式(2)所示：

$$Q = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m \left[\frac{e_{ij}}{u_{ij}} \right]^2 \quad (2)$$

其中 u_{ij} ：第 i 個樣本中 j 成分的標準偏差，即為不確定性。

三、結果與討論

3.1. PM_{2.5} 化學成分特徵及引申意義

3.1.1 手動採樣 PM_{2.5} 質量濃度季節平均值區域及季節變化趨勢代表性

研究期間採樣頻率為六天一次，環保署監測站幾乎是不間斷，為了瞭解手動採樣的 PM_{2.5} 濃度變化趨勢與環保署自動監測 PM_{2.5} 濃度是否具有相同的季節變化特性？本計畫下載 2017 年 1 月至 10 月採樣期間，同址環保署空氣品質監測站 PM_{2.5} 連續監測數據進行比對，結果如圖 2 所示，橫坐標的 S1 為 2016 年冬季(2017 年 1~2 月)，S2 為 2017 年春季，S3 為 2017 年夏季，S4 為 2017 年秋季(2017 年 9~12 月)。六個監測站手動採樣 PM_{2.5} 濃度(NCU)與環保署自動監測濃度(EPA)比對，得出各測站與環保署自動監測 PM_{2.5} 濃度季節變化趨勢相當一致，不過板橋站手動採樣 PM_{2.5} 季節平均濃度在 S2 與 S3 相較於環保署自動監測 PM_{2.5} 濃度稍有高估。從右側各季節樣本濃度頻率分布顯示，手動採樣 S1 即 S2 期間有較大四分位範圍(quarter range)，表示手動樣本頻率分布 25~75%濃度的分布範圍較大，亦即，6 天一次的樣本在這兩個季節樣本濃度差異較多。其他監測比對結果顯示手動採樣 PM_{2.5} 濃度與環保署自動監測濃度相當一致，顯示雖然手動採樣頻率為 6 天一次，但仍可代表幾乎不間斷監測的環保署自動測站獲得的 PM_{2.5} 濃度。

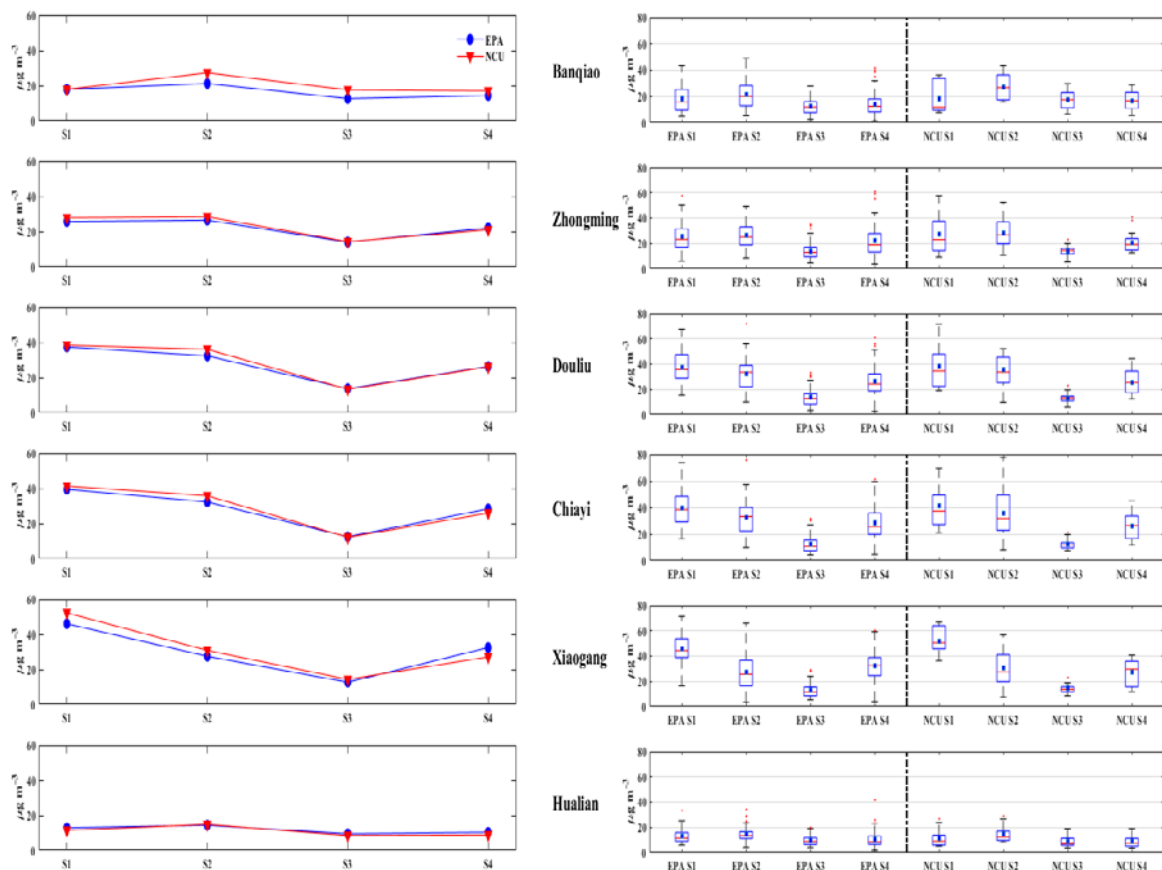


圖 2. 手動採樣數據(NCU)與環保署空氣品質監測站 PM_{2.5} 濃度(EPA)季節變化趨勢比較(左圖為季節平均濃度比較，右圖為各季節樣本濃度頻率分布比較)

表 3 顯示各測站季節主要化學成分濃度值，前述 SO_4^{2-} 是區域分布的 $\text{PM}_{2.5}$ 成分，冬季 SO_4^{2-} 平均濃度由北部板橋站至南部小港站分別為 5.02、6.08、6.16、5.98、8.29 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，濃度值由北至南逐漸上升，數值差異不大，除了小港高出較多外，印證出 SO_4^{2-} 為區域性污染物。春季時也有相似的現象由北至南 SO_4^{2-} 濃度分別為 6.62、6.61、6.73、6.86、6.21 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，整體濃度變化更小，小港站較低的濃度可能與五月份下雨有關；另一方面花蓮站由於與西部都會區有高山阻隔，因此受到西部都會區污染影響較小，雖然前述化學成分指紋與板橋站相似，但整體濃度較低。夏季時 SO_4^{2-} 由北部板橋站至南部小港站分別為 4.48、3.42、3.32、3.23、3.84 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，由於夏季主要盛行西南風， SO_4^{2-} 濃度不再由北至南遞增，同時呈現背景時期各監測站的 SO_4^{2-} 背景濃度。秋季時則可發現與春季時相似的現象，由北至南 SO_4^{2-} 濃度分別為 3.96、4.67、4.99、5.29、5.81 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，雲嘉地區似乎受到東北風增強影響，區域傳輸污染物傳輸由北至南累積上升。 NO_3^- 可代表在地污染，冬季由北至南分別為 1.81、4.81、8.52、9.34、13.87 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，春季由北至南分別為 3.29、5.06、8.75、8.84、6.55 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，冬季板橋站較低濃度可能與季風將污染物向南傳輸有關，本地較少污染物累積，進入春季後擴散條件改變，因此受在地污染影響比例增加，中部忠明及斗六測站也有同樣現象，嘉義站冬季較高的濃度可由區域污染物分布做解釋，嘉義站除了受到北部污染物傳輸影響，污染物受到地形影響，容易在嘉義地區累積，因此冬季 SO_4^{2-} 與 NO_3^- 濃度都高於春季，另外，南部小港站冬季 NO_3^- 約為春季兩倍，占比也提高了約 6%，應該是受到春季五月份下雨較多影響。夏季 NO_3^- 濃度則受到氣溫影響，由北至南各監測站濃度為 0.97、1.11、0.93、0.74、0.79 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，花蓮站為 0.42 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，各地區差異不大，花蓮站 NO_3^- 濃度又低於西部測站。到了秋季 NO_3^- 濃度比夏季有了明顯的提升，由北至南各監測站濃度為 1.09、2.62、4.58、4.87、5.68 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，顯示污染季來臨時，本地污染物濃度影響逐漸升高。

表 3. 各站 2017 年採樣期間 PM_{2.5} 及主要化學成分濃度 (μg m⁻³) 及 PM_{2.5} 占比 (括弧內數字)

季節與測站	PM _{2.5}	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	OC	EC
冬 - 板橋	18	5.02 (27%)	1.81 (9%)	2.27 (12%)	3.51 (22%)	0.82 (5%)
冬 - 忠明	28	6.08 (22%)	4.81 (16%)	3.22 (12%)	5.38 (21%)	1.26 (5%)
冬 - 斗六	38	6.16 (16%)	8.52 (22%)	4.57 (12%)	6.65 (18%)	1.39 (4%)
冬 - 嘉義	41	5.98 (14%)	9.34 (22%)	4.62 (10%)	6.65 (17%)	1.54 (4%)
冬 - 小港	52	8.29 (16%)	13.87 (27%)	6.36 (12%)	7.85 (15%)	2.35 (4%)
冬 - 花蓮	12	3.41 (24%)	0.74 (8%)	1.38 (10%)	2.42 (25%)	0.52 (5%)
春 - 板橋	27	6.62 (24%)	3.29 (11%)	2.96 (11%)	5.29 (19%)	1.40 (5%)
春 - 忠明	28	6.61 (23%)	5.06 (16%)	3.41 (12%)	4.67 (17%)	1.38 (5%)
春 - 斗六	36	6.73 (19%)	8.75 (21%)	4.46 (12%)	5.21 (16%)	1.28 (4%)
春 - 嘉義	36	6.86 (20%)	8.84 (21%)	4.43 (12%)	5.18 (16%)	1.17 (4%)
春 - 小港	31	6.21 (21%)	6.55 (18%)	3.49 (11%)	4.83 (16%)	1.60 (6%)
春 - 花蓮	15	4.11 (27%)	1.38 (8%)	1.59 (10%)	2.26 (16%)	0.66 (5%)
夏 - 板橋	18	4.48 (24%)	0.97 (5%)	1.58 (8%)	5.01 (30%)	1.20 (7%)
夏 - 忠明	14	3.42 (23%)	1.11 (7%)	1.32 (9%)	3.20 (24%)	0.97 (7%)
夏 - 斗六	13	3.32 (24%)	0.93 (6%)	1.28 (9%)	2.92 (23%)	0.67 (5%)
夏 - 嘉義	12	3.23 (26%)	0.74 (6%)	1.18 (9%)	2.49 (22%)	0.66 (6%)
夏 - 小港	14	3.84 (26%)	0.79 (5%)	1.31 (9%)	2.61 (19%)	1.08 (8%)
夏 - 花蓮	9	2.60 (27%)	0.42 (6%)	0.84 (9%)	1.76 (23%)	0.46 (6%)
秋 - 板橋	16	3.96 (24%)	1.09 (7%)	1.58 (9%)	3.72 (26%)	0.89 (6%)
秋 - 忠明	20	4.67 (23%)	2.62 (12%)	2.13 (10%)	4.49 (23%)	1.03 (6%)
秋 - 斗六	27	4.99 (19%)	4.58 (16%)	2.96 (11%)	6.30 (24%)	1.07 (4%)
秋 - 嘉義	27	5.29 (20%)	4.87 (16%)	3.12 (11%)	5.45 (20%)	0.96 (4%)
秋 - 小港	30	5.81 (21%)	5.68 (17%)	3.47 (11%)	5.82 (19%)	1.36 (5%)
秋 - 花蓮	9	2.17 (22%)	0.76 (10%)	0.82 (9%)	1.84 (24%)	0.39 (5%)

PM_{2.5} 金屬元素成分占比和富集因子區域及季節變化

圖 3 為元素濃度占比與富集因子(Enrichment Factor, 數值已經取 $\log_{10}$)，透過比對各季節及各監測站之間的元素濃度值、占比差異以及富集因子數值，可由指標元素差異瞭解測站間潛在污染源特性差異，可用以制定各空品區適合的管制策略。高濃度群有塵土元素 Al、Fe、Ca，海鹽指標元素 Na、Mg，這些元素 EF 在 10 左右，顯示主要來自地殼土壤，K 來自農廢或木頭燃燒，中間濃度群多屬人為活動指標元素，如燃煤、燃油、鋼鐵冶煉以及揚塵貢獻指標元素 Pb、Mn、Ti、Cu、Cr、V、N，燃油或船舶排放貢獻指標元素 V、Ni 在小港站有較高濃度占比；低濃度群有工業鍋爐燃煤、燃油排放的 Sn、Se、As、Sr，剎車墊片磨損的 Sb。小港站的總金屬元素有明顯較各站高的濃度值，特別是 Mn、Pb、Sr、Sn、As、Se 等元素，表示小港受到較多的工業污染影響。

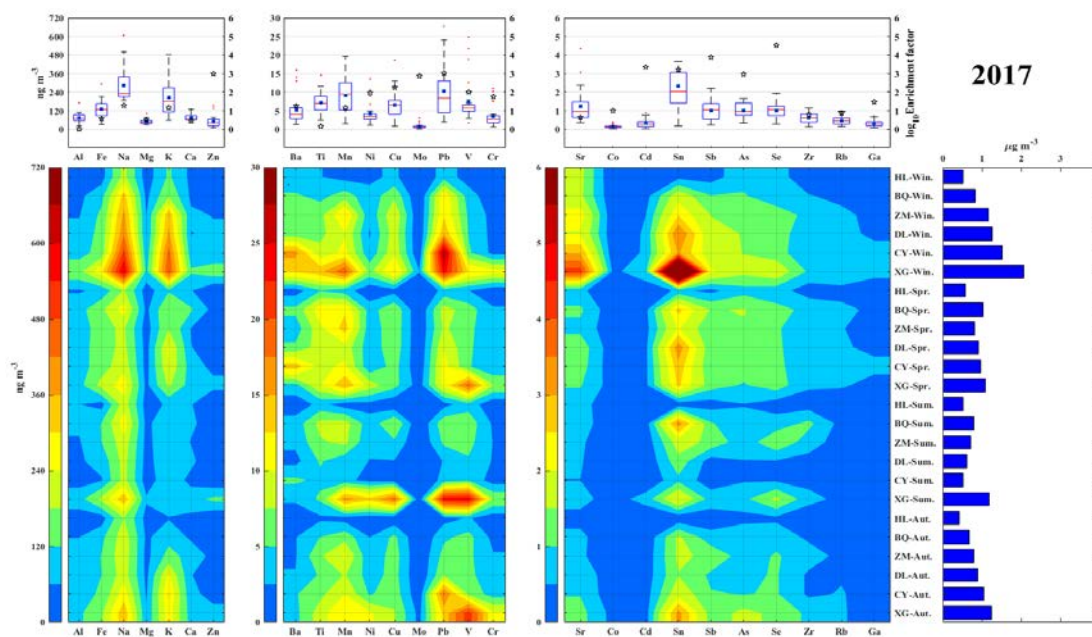


圖 3. 花蓮(HL)、板橋(BQ)、忠明(ZM)、斗六(DL)、嘉義(CY)、小港(XG)站 PM_{2.5}採樣期間(上圖)每個金屬元素每日濃度(ng m^{-3})頻率分布，星號表示每個金屬元素在採樣期間富集因子(Enrichment Factor, 數值已經取 $\log_{10}$)平均數值，(中圖)每個金屬元素在各測站季節平均濃度，(右圖)每個測站季節金屬元素總平均濃度 ($\mu\text{g m}^{-3}$)。(Win：冬季，Spr：春季，Sum：夏季，Aut：秋季)

3.1.2 PM_{2.5} 低濃度和高濃度 PM_{2.5} 化學成分占比變化

在過去兩年度計畫[3-4]彙整採樣期間 PM_{2.5} 低濃度(<35 $\mu\text{g m}^{-3}$)和高濃度($\geq 35 \mu\text{g m}^{-3}$)樣本檢測的化學成分占 PM_{2.5}濃度比例，發現：PM_{2.5}低濃度群比起高濃度群，有明顯 NO₃⁻增大現象，其餘化學成分占比大多為縮小或比例不變。本年度彙整結果如圖 4 所示，低濃度群樣本數有 286 筆，高濃度群樣本數則 80 筆，兩濃度群 PM_{2.5}平均濃度分別為 17 $\mu\text{g m}^{-3}$ 及 45 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，比較低濃度和高濃度群，各項化學成分占比只有 NO₃⁻(包含揮發 NO₃⁻)有明顯增大現象(11 % vs. 24%)、NH₄⁺微幅增大(9% vs. 11%)、SO₄²⁻縮小(23% vs.. 18%)、OC 縮小(21% vs. 16%)、EC 微幅縮小(5% vs. 4%)，結果與過去兩年相似。圖 5 為 NH₄⁺濃度、SO₄²⁻濃度、NO₃⁻濃度分別和 PM_{2.5}質量濃度關係，可明確看出 NO₃⁻濃度在 PM_{2.5}低濃度群斜率小於高濃度群，但 SO₄²⁻濃度和修正後 NH₄⁺濃度在 PM_{2.5}低濃度群斜率是大於或等於高濃度群，這表示在高 PM_{2.5}質量濃度事件中，NO₃⁻濃度不是只依照 PM_{2.5}低濃度(< 35 $\mu\text{g m}^{-3}$)時的占比增加，而是更擴增其濃度及其在 PM_{2.5}所佔比例；另一方面，只有 NO₃⁻與高濃度 PM_{2.5}在相關性有明顯提升($r^2 = 0.61 \rightarrow 0.76$)，除了顯示兩者具有一定關聯性外，確認高濃度 PM_{2.5}和硝酸根離子濃度關係更強烈，因此，NO₃⁻前驅氮氧化物排放源的管制應該更加強。

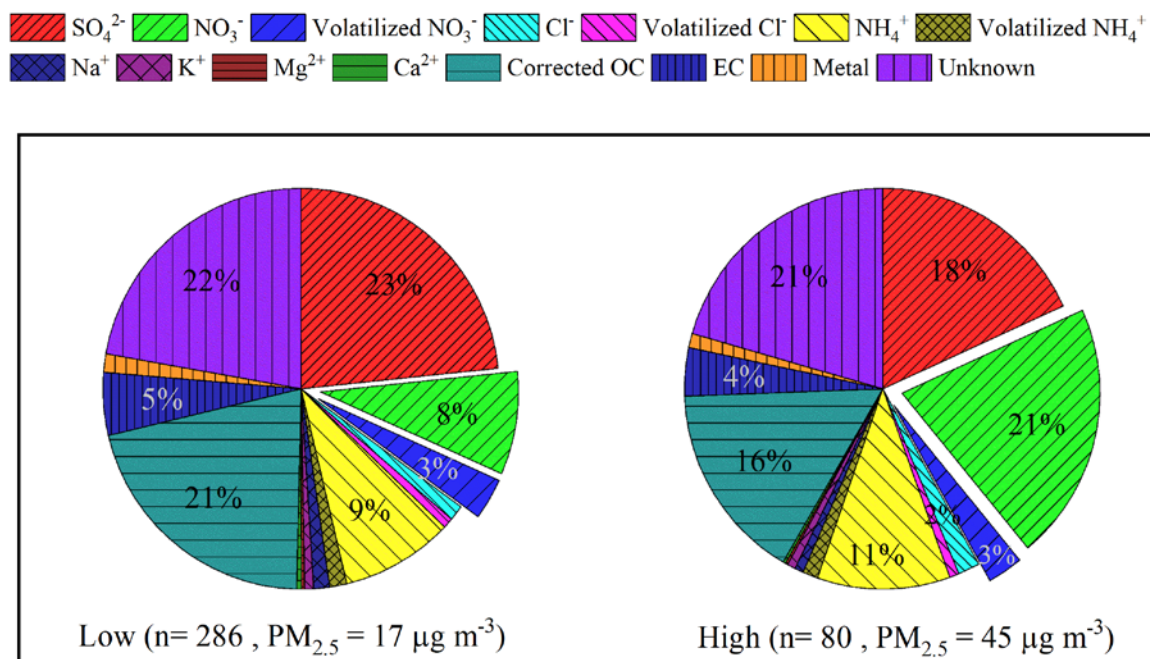


圖 4. 採樣期間低濃度 PM_{2.5} (<35 $\mu\text{g m}^{-3}$) (左圖) 和高濃度 ($\geq 35 \mu\text{g m}^{-3}$) (右圖)樣本檢測的化學成分占 PM_{2.5}濃度比例。

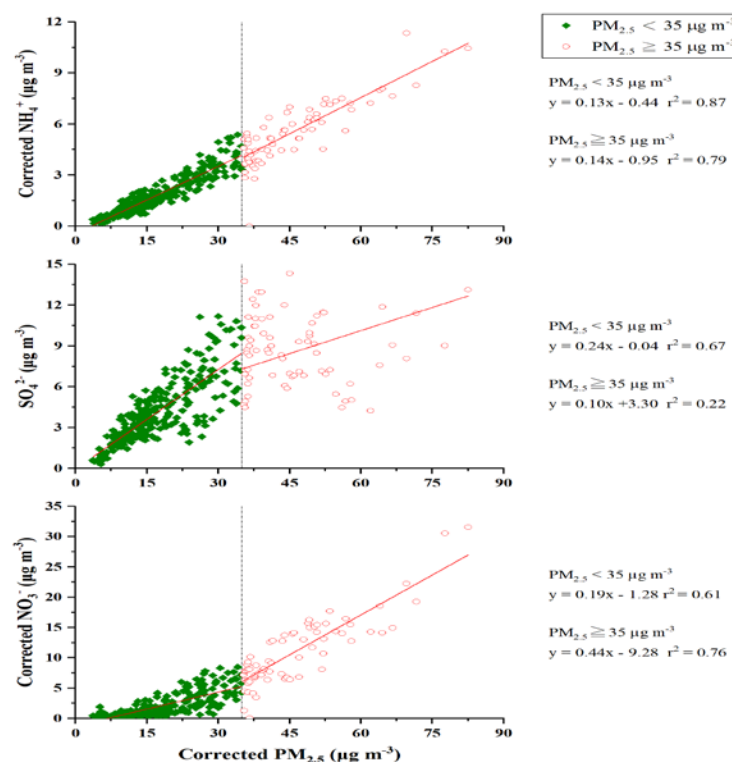


圖 5. 採樣期間低濃度 $PM_{2.5}$ ($<35 \mu g m^{-3}$) (左圖) 和高濃度 ($\geq 35 \mu g m^{-3}$) (右圖) 樣本檢測的化學成分占 $PM_{2.5}$ 濃度比例。

3.2. 各監測地區污染來源與影響能見度的 $PM_{2.5}$ 化學成分及氣象因子

3.2.1 PMF 受體模式推估結果

本計畫利用 PMF 受體模式推估北部(板橋)、中部(忠明)、雲嘉(斗六、嘉義)、高屏(小港)共六個空品區可能污染來源(因子)，六個測站都推估出五個因子，每個因子都以 $PM_{2.5}$ 化學成分占比最高成分(指標成分)主要污染來源作為命名依據，由於環境中污染源繁多，每項因子除了主要指標成分來源外，還包含其他次要成分來源，本次報告中各測站樣本數，除了嘉義站 1 月 19 日因儀器故障損失離子成分樣本，只有 55 筆樣本外，其餘各監測站都有 56 筆樣本。

因子數選取[5]是根據受體模式實際臨界參數 Q_{true} 與預期臨界參數 Q_{exp} (Q_{exp} =樣本數*成分數-((樣本數*因子數)+(成分數*因子數)))間的比值作為選取依據，當兩者比值變化幅度越小，所對應的因子數或其前、後即為可能的因子數。當選取因子後還需透過 PMF 5.0 版所提供的檢測方法，評估模式可能出現的隨機誤差與轉軸模糊現象是否在 PMF 使用手冊所規定的合理範圍內 (亦即，Bootstrap 檢測結果，經重複取樣後，因子間相關性大於 0.6 者超過取樣次數的 80%；DIPS 限制 Q 值變化區間內，未曾發生過因子換位現象)，各測站推估污染源結果敘述如下：

1. 板橋站 $PM_{2.5}$ 污染來源

圖 6 為板橋站五個因子時間變化趨勢，表 4 為年度與季節占比，從各因子變化趨勢顯示，因子一「二次硫酸鹽與燃煤鍋爐」為整年占比最高因子，占比達 41%，顯示工業鍋爐所造成的衍生污染物對於環境空氣品質影響最大，並且因子一除了春季外，為其餘三季節貢獻最高因子，顯示地區中仍有許多鍋爐類潛在污染源，若加以管制，可有效降低北部污染物濃度，值得注意的是這類因子構成物種並無半揮發物種，因子受到環境溫度影響較少，故夏季時仍有相當高占比，與交通排放源同為夏季高貢獻污染源；因子二「二次硝酸鹽」為板橋地區占比次高因子，主要來源可能為交通或固定污染源衍生污染物，特別在環境溫度較低的冬季與春季有較高占比，特別在這兩個季節污染事件時(1 月 7 日、3 月 20 日、4 月 25 日)可發現因子二有相當高占比，雖然占比可能受模式推估中誤差影響有所高估，但這幾日皆為本地污染型態，顯示擴散不佳時期，若能有效控制前驅氣體排放源，則可大幅降低污染事件發生頻率；因子三「交通排放與揚塵」屬於板橋站整年占比第三高污染源，年占比 21%，因子特別在夏季低污染時期有最高貢獻占比，顯示低污染時期，板橋站除了本地鍋爐外，交通排放源的影響

同樣需要注意；因子四「海鹽」，由於台灣屬於海島型國家，季風吹拂時期特別容易受到海鹽影響，不過影響比例較不明顯，從占比較高的季節顯示，東北風時期似乎來自海鹽的影響較高；因子五「生質燃燒」，整年貢獻占比為 5%，四季變化不明顯，四季貢獻占比為 4~7%，由於北部地區較少受到燃燒農廢影響，此處生質燃燒貢獻度可能受到周遭焚化爐廢氣排放影響。

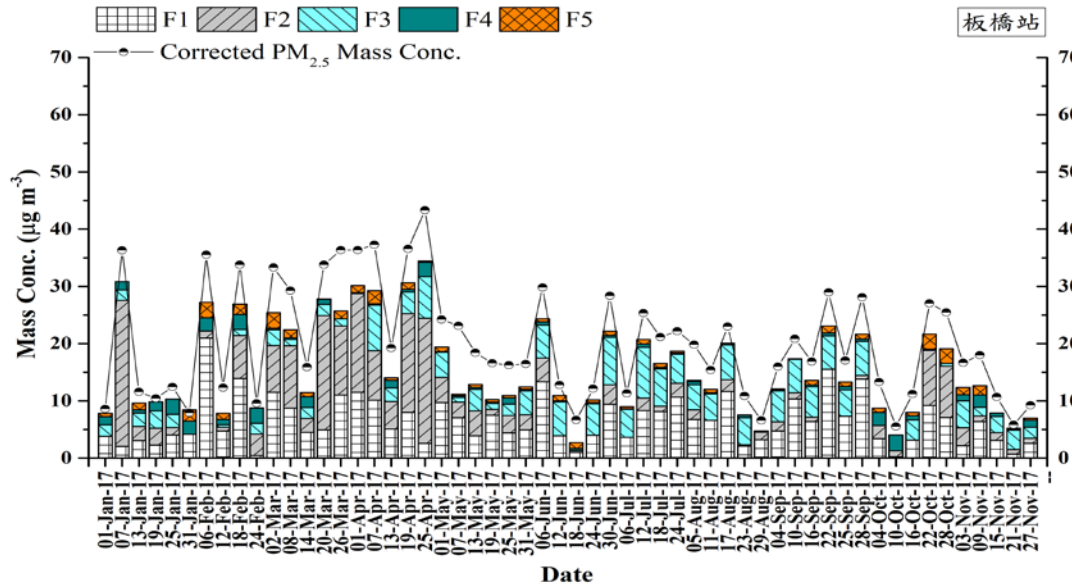


圖 6. 板橋站 PMF 推估五個因子貢獻時間變化趨勢

表 4. 板橋站 PMF 推估因子整年與季節貢獻占比

測站	季節	F1 二次硫酸鹽 燃煤鍋爐	F2 二次硝酸鹽	F3 交通排放 揚塵	F4 海鹽	F5 生質燃燒
板橋	整年	41%	27%	21%	5%	5%
	冬季	40%	31%	10%	13%	6%
	春季	35%	43%	14%	3%	4%
	夏季	48%	10%	37%	2%	4%
	秋季	46%	16%	25%	6%	7%

2. 忠明站 PM_{2.5} 污染來源

圖 7 及表 5 為各推估因子每日占比變化及年度與季節占比變化，結果顯示因子一「二次硝酸鹽」整年占比為 33%，為五個因子中第二高占比因子，在冬季與春季皆有最高占比，夏季受到溫度影響明顯降低，秋季又逐漸上升，由於因子中主要物種以具有半揮發特性的硝酸銨為主，因此受到溫度影響特別明顯，從逐日變化可發現，占貢獻量的日期為 1 月 7 日、4 月 13 日、4 月 25 日，這幾日皆判定為在地污染事件，顯示擴散條件不好時，受到二次氣膠影響相當顯著；因子二「生質燃燒」，因子整年占比 7%，各季節變動不明顯，不過春季占比最低，似乎與盛行風向變化有關，逐日變化則顯示 2 月 18 日這天最高占比，前節污染事件成因推估顯示，這天主要受到區域與本地排放影響屬，推測因子二可能由測站上風處皆由東北風傳輸而來；因子三「二次硫酸鹽」，年占比最高因子，占比為 34%，由冬季至秋季占比變化為 26%、29%、48%、42%，為夏秋季最主要污染因子，這段期間主要污染源皆來自本地，顯示背景時期本地的二次硫酸鹽對於忠明地區空氣品質影響甚多；因子四「交通排放與揚塵」年占比第三高因子，在濃度相對較低的夏季有次高的占比，各季節變化約為 13%~29%，變化幅度與二次硫酸鹽相似，都變化不大，顯示各季節都有穩定影響，因此交通及工業鍋爐的排放仍為首要管制目標；因子五「垃圾焚化與海鹽」為忠明站年占比最低因子，最高占比於冬季達 12%，推測受到揮發特性所影響，另外忠明站不論冬夏，皆容易受到海鹽影響，此處占比差異較為明顯，除了揮發特性外，此處氯離子也可能來自工業或焚化廢氣。

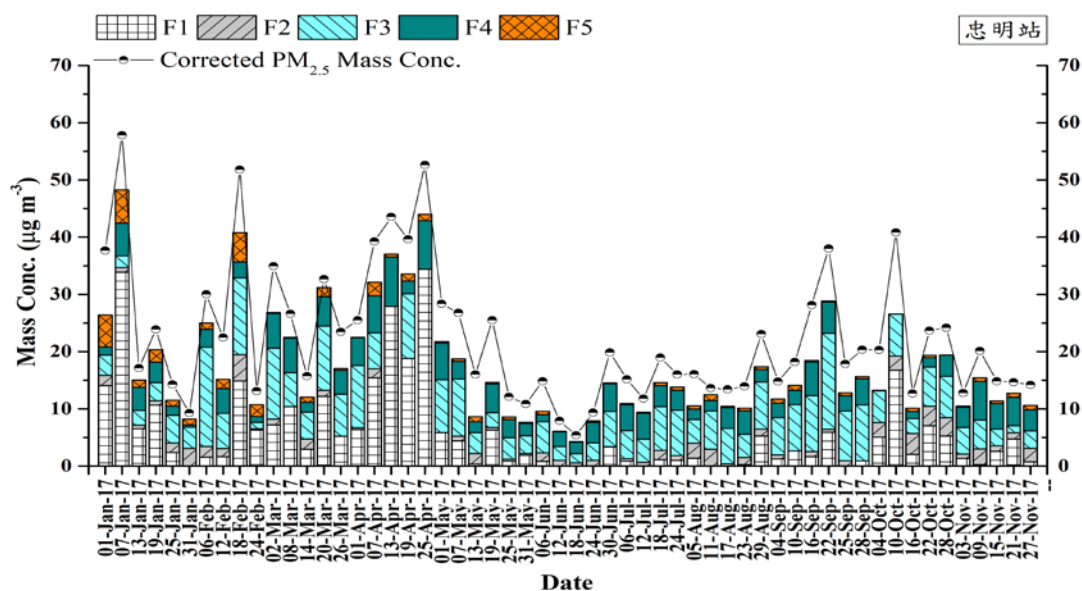


圖 7. 忠明站 PMF 推估五個因子貢獻時間變化趨勢

表 5. 忠明站 PMF 推估因子整年與季節貢獻占比

測站	季節	F1 二次硝酸鹽	F2 生質燃燒	F3 二次硫酸鹽	F4 交通排放 揚塵	F5 垃圾焚化 海鹽
忠明	整年	33%	7%	34%	20%	5%
	冬季	41%	8%	26%	13%	12%
	春季	45%	3%	29%	21%	3%
	夏季	10%	10%	48%	29%	3%
	秋季	23%	10%	42%	21%	3%

3. 斗六站 PM_{2.5} 污染來源

圖 8 為斗六站各因子隨時間變化，表 6 為各因子年度與與季節占比，從結果中顯示，因子一「二次硝酸鹽」為年占比最高因子，並且於冬季與春季有較高占比，由於因子中高貢獻物種為硝酸鹽，因此易受環境溫度影響，夏季占比僅剩 12%，將事件成因與因子逐日貢獻濃度對照，可以發現本地污染事件時，因子一有相當高占比，特別是 1 月 7 日與 4 月 25 日這兩個採樣期間濃度最高與次高採樣日，顯示因子一屬於本地污染衍生物；因子二「交通排放與揚塵」年占比只有 14%，但是在夏季時有季節第二高占比，其他季節占比相當穩定，約在 12~16%，變動量較小，為監測地區背景污染物；因子三「海鹽」為占比最低因子，年占比 8%，在冬季有較高濃度，其他季節僅有約 4~6% 占比，顯示受到季風或因子構成成分影響，溫度與盛行風向都是因子增減的影響要素；因子四「生質燃燒」年占比 22%，為監測地區年占比第二高因子，秋季占比 41% 是四季占比最高時期，不過秋季的高占比主要受到 10 月 4 日與 10 日兩日所影響，受體模式原始資料顯示這兩日推估值有誤差，因子占比可能高估，造成原因可能為當日原始資料 K⁺ 有較高濃度導致，有可能受到秋季燃燒農廢所影響，另一方面，逐日資料顯示 1 月 1 日、11 月 9 日等採樣日皆有受到零星區域污染物傳輸影響，這些採樣日貢獻濃度明顯增加，顯示因子主要來向受盛行風方向影響，可待條件機率函數結果驗證；因子五「二次硫酸鹽與燃油鍋爐」年占比 20%，略低於因子四，在夏季時有最高占比，占比高達 50%，由因子構成物種推測，屬於鍋爐所產生，從季節與逐時處資料顯示，夏季背景時期，因子五占比明顯較高，顯示斗六在低污染時期，受到工業排放影響仍高於交通排放。

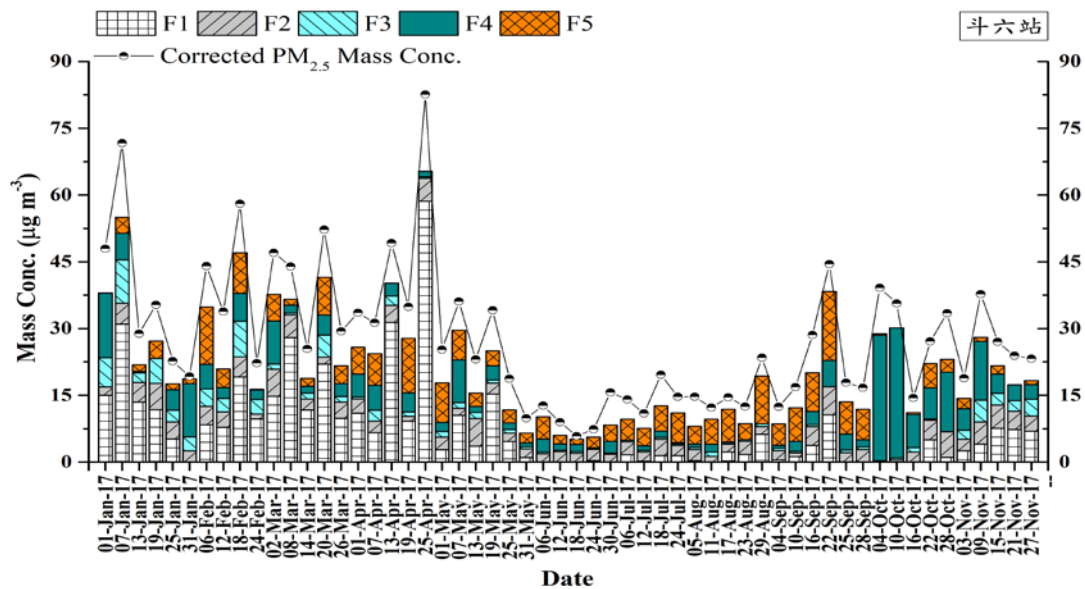


圖 8. 斗六站 PMF 推估五個因子貢獻時間變化趨勢

表 6. 斗六站 PMF 推估因子整年與季節貢獻占比

測站	季節	F1 二次硝酸鹽	F2 交通排放 揚塵	F3 海鹽	F4 生質燃燒	F5 二次硫酸鹽 燃油鍋爐
斗六	整年	36%	14%	8%	22%	20%
	冬季	41%	12%	16%	18%	13%
	春季	54%	12%	5%	13%	17%
	夏季	12%	24%	4%	11%	50%
	秋季	16%	16%	6%	41%	21%

4. 嘉義站 PM_{2.5} 污染來源

圖 9 及表 7 為各因子逐日及季節占比變化，因子一「二次硫酸鹽」是年占比第二高污染源，占比為 29%，特別在夏季有最高的貢獻占比，顯示低污染時期受到工業排放衍生污染物影響最為明顯，另外秋季的污染事件 9 月 22 日，似乎顯示受到本地工業鍋爐的影響明顯高於其他因子濃度；因子二「二次硝酸鹽」為年占比最高因子，年占比達 39%，春季與冬季占比皆在 50% 以上，由於因子主要物種為硝酸鹽，因此夏季受到環境溫度影響，占比僅剩 2%，從每日因子貢獻濃度中可發現，在本地污染事件時，如 1 月 7 日、4 月 13 日、4 月 25 日，都有相當高貢獻濃度；因子三「工業排放富含氯」年占比僅有 8%，是五個因子中年占比最低的，在冬季有較高占比，季節變化特性與前述三測站的海鹽十分相似，此因子可能受到傳輸過程中所經過的工業排放影響；因子四「生質燃燒」年占比僅高於因子三 1%，各季節占比穩定，約有 4~15% 貢獻濃度；因子五「交通排放」為嘉義站年占比第三高物種，因子於夏季時占比較高，僅次於二次硫酸鹽，與各監測地區相似，交通排放源屬於變化較為穩定的因子，不過冬季時較低占比原因應該為原生交通排放污染物皆轉換為衍生污染物所致。

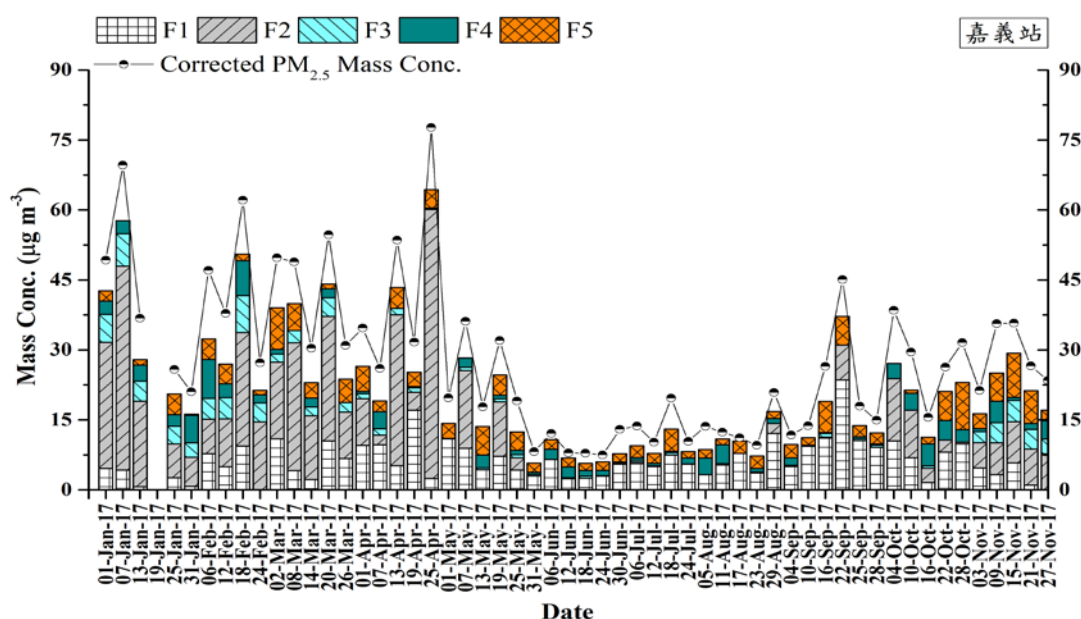


圖 9. 嘉義站 PMF 推估五個因子貢獻時間變化趨勢

表 7. 嘉義站推估因子整年與季節貢獻占比

測站	季節	F1	F2	F3	F4	F5
		二次硫酸鹽	二次硝酸鹽	工業排放 富含氯	生質燃燒	交通排放
嘉義	整年	29%	39%	8%	9%	15%
	冬季	12%	54%	15%	13%	6%
	春季	26%	52%	5%	4%	14%
	夏季	58%	2%	2%	15%	23%
	秋季	38%	23%	7%	10%	22%

5. 小港站 PM_{2.5} 污染來源

圖 10 為小港站五個因子時間變化趨勢，表 8 為小港站推估因子季節變化貢獻占比，因子一「二次硫酸鹽與燃油鍋爐」年占比 30% 是小港站占比的二高的因子，四季占比變化以冬季最低，夏季最高，顯示因子一屬於小港站當地工業污染，由於燃油燃燒指標元素在因子中有相當高貢獻量，以及夏季盛行風向多為西南風，此因子可能除了受鍋爐影響，還可能受到當地船舶排放所影響；因子二「二次硝酸鹽富含有機氣膠」為年占比最高因子，占比高達 46%，由於因子中主要成分為硝酸鹽，因此受溫度影響，冬季與春季占比高(67%、52%)，夏季占比最低(4%)，秋季逐漸上升，從每日貢獻濃度資料顯示 1 月、2 月及 11 月份本的污染事件時，因子二有相當高占比，由於小港冬季採樣日多屬於本地污染型態，顯示這些衍生污染物大多來自於本地排放源；因子三「海鹽」，年占比為 4%，一年四季占比變化相當穩定，約在 3~7%，其中、夏季與冬季占比略高，可能受到風速上升所影響；因子四「交通排放」年占比 9%，四季中以夏季有最高占比，並且為當季貢獻占比的二高的因子，顯示夏季低濃度時期，鍋爐與交通排放源為主要污染物來源，約占 80% 污染物濃度來自此二因子；因子五「生質燃燒」年占比與因子四接近，但是在秋季有最高占比，占比達 21%，由於因子主要物種為 K⁺，主要受到燃燒生質能所影響，可能與秋季較多農廢燃燒有關，由於因子包含硫酸鹽與硝酸鹽等高質量占比物種，因此會有較高的濃度貢獻。

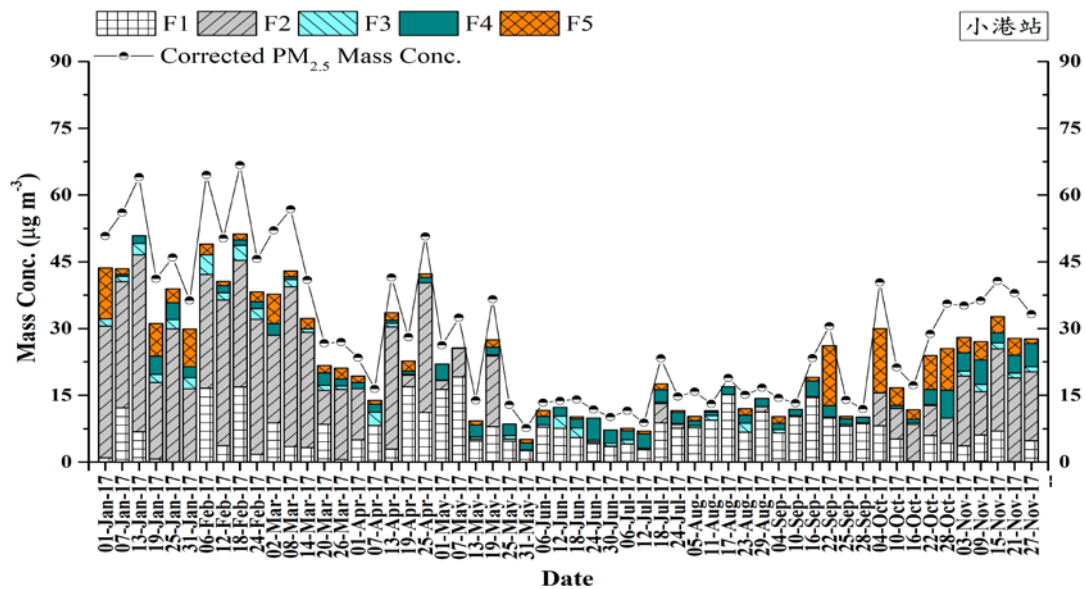


圖 10. 小港站 PMF 推估五個因子貢獻時間變化趨勢

表 8. 小港站推估因子整年與季節貢獻占比

測站	季節	F1 二次硫酸鹽 燃油鍋爐	F2 二次硝酸鹽 富含有機氣膠	F3 海鹽	F4 交通排放	F5 生質燃燒
小港	整年	30%	46%	4%	9%	11%
	冬季	14%	67%	6%	4%	9%
	春季	32%	52%	3%	7%	6%
	夏季	64%	4%	7%	20%	5%
	秋季	30%	33%	3%	13%	21%

6. 花蓮站 PM_{2.5} 污染來源

圖 11 為花蓮站推估因子隨時間變化，表 9 為各因子季節占比變化，因子一「海鹽」與各監測地區海鹽因子季節變化趨勢相似，冬季有較高占比，年占比均為最低的因子；因子二「二次硝酸鹽」年占比 13%，春季與秋季時有較高占比，特別在 4 月 13 日這天貢獻濃度最高，占當天污染物濃度約一半；因子三「二次硫酸鹽」為花蓮站占比最高因子，年占比達 47%，並且於各季節皆有約 40% 以上占比，不過較高的占比也可能與當地污染物濃度較低有關，由於花蓮本身較少大型污染源，因此這些污染物可能受到船舶排放或是北部區域傳輸所影響；因子四「生質燃燒」，在冬季有較高占比，可能與北部傳輸有關，從因子在各採樣日分布可發現，2 月 6 日及 10 月 22 日這幾個採樣期間，主要受到較強的東北季風影響，顯示因子確實可能來自於上風處污染傳輸；因子五「交通排放與揚塵」年占比第二高因子，特別在夏季低污染濃度時有較高貢獻量，與各監測地區相似，交通排放為僅次於衍生污染物的第二項主要污染因子，從每日貢獻濃度顯示，交通排放在各採樣日中貢獻濃度皆相當穩定。

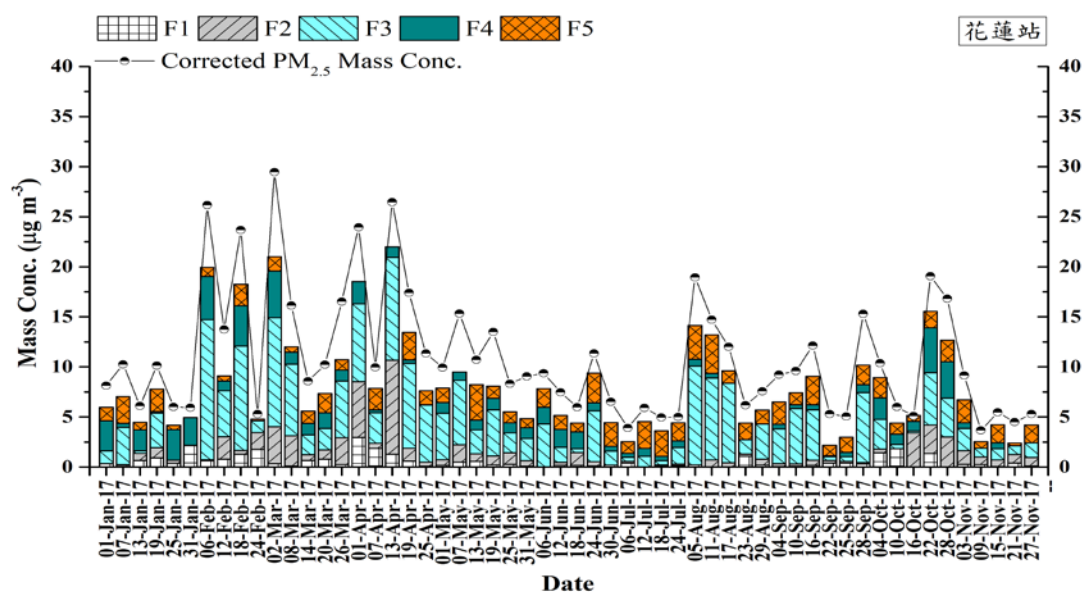


圖 11. 花蓮站 PMF 推估五個因子貢獻時間變化趨勢

表 9. 花蓮站推估因子整年與季節貢獻占比

測站	季節	F1 海鹽	F2 二次硝酸鹽	F3 二次硫酸鹽	F4 生質燃燒	F5 交通排放 揚塵
花蓮	整年	7%	13%	47%	15%	19%
	冬季	11%	8%	45%	24%	13%
	春季	6%	20%	50%	12%	12%
	夏季	3%	5%	51%	11%	31%
	秋季	7%	15%	39%	15%	24%

3.2.2 PM_{2.5} 化學成分及氣象因子與能見度多元迴歸模式

PM_{2.5}化學成分會導致能見度下降，天氣因子的風速(WS)、溫度(T, °C)、相對濕度(RH)及氣體污染物 NO₂也是造成能見度降低的因素之一，為了瞭解監測地區(板橋、忠明、斗六、嘉義、小港、花蓮)PM_{2.5}化學成分與天氣因子和大氣能見度的關係，本計畫使用多元迴歸分析的 Backward Stepwise Regression，篩選對大氣能見度影響顯著的 PM_{2.5}化學成分及天氣因子為自變數，再進行多元迴歸分析，建立能估算大氣能見度的多元迴歸模式。

能見度多元迴歸模式所篩選的 PM_{2.5}的化學成分包含：Mg²⁺、Cl⁻、修正 NH₄⁺、修正 NO₃⁻、Ca²⁺、SO₄²⁻、EC、修正 OC；天氣因子包括：風速、環境溫度、環境相對濕度。能見度監測數據選用中央氣象局在板橋、台中、嘉義、高雄、花蓮等觀測站所觀測的數據，這六站的能見度資料(斗六缺乏氣象站，使用嘉義站資料)五個觀測站皆為人工觀測站，根據觀測站點鄰近標的物(通常以山脈為主)作為能見度判別依據，因此各觀測站所能觀測到最遠能見度有所差異，最低與最高分別為花蓮站 25 Km 以及嘉義站 60 Km。表 10 為各監測站數據經由多元迴歸分析，所選取的自變數及統計結果。

表 10. 各監測站大氣能見度(Km)迴歸模式及判定係數(R²)

站名	迴歸模式	R ²
板橋	37.2 - 1.72 NH ₄ ⁺ (μg m ⁻³) + 0.13 T (°C) - 0.31 RH (%)	0.69
忠明	23.24 - 0.26 nss-SO ₄ ²⁻ (μg m ⁻³) - 0.28 NO ₃ ⁻ (μg m ⁻³) - 0.13 RH (%)	0.59
斗六	46.5 - 1.05 nss-SO ₄ ²⁻ (μg m ⁻³) - 0.44 RH (%) + 0.43 T (°C) - 1.02 OC (μg m ⁻³)	0.68
嘉義	39.9 - 1.59 nss-SO ₄ ²⁻ (μg m ⁻³) - 0.46 RH (%) + 0.62 T (°C)	0.75
小港	21.3 - 0.67 NH ₄ ⁺ (μg m ⁻³) - 0.54 OC (μg m ⁻³) - 0.12 RH (%)	0.89
花蓮	22.0 + 0.31 T (°C) - 0.21 RH (%) - 4.86 Na ⁺ (μg m ⁻³)	0.66

大氣能見度受到大氣氣膠及環境狀況影響很大[7-8]，大氣氣膠會對太陽輻射消光使能見度降低，但大氣氣膠散布受到環境狀況影響，[9-11]分別在中國四川省寶雞市(長達 33 年)、台中地區、韓國首爾都會區研究大氣氣膠消光係數，發現大氣氣膠硝酸銨和硫酸銨成分及相對濕度是大氣氣膠消光係數主要影響因子。本研究在 PM_{2.5}化學成分多數測站多篩選出 NH₄⁺、NO₃⁻、SO₄²⁻，與前述文獻結果相似，此外，NH₄⁺主要是與 SO₄²⁻結合，有多餘 NH₄⁺才會與 NO₃⁻結合成化合物[12]，因此，NH₄⁺是大氣氣膠硝酸銨和硫酸銨的代表，在六個地區能見度迴歸模式中，相對濕度和溫度分別扮演降低以及增高能見度角色，與[13]在中國上海地區對霧霾研究，發現低溫、低風速、高相對濕度有利於霧霾形成，大氣氣膠成分以二次無機氣膠污染影響能見度最大的研究成果一致。值得一提的是，本計畫在六個地區能見度迴歸模式都有相當大的截距，截距代表迴歸模式自變數都是零時候的能見度，斗六站截距數值最大，當沒有污染及氣象因子干擾時能見度最高；反之，小港站截距數值最小，即使是沒有污染及氣象因子干擾時能見度仍然最小，截距差異可能受到各地區人工觀測標的物差異所影響，如花蓮最遠僅 25 公里，但斗六與嘉義站所使用的嘉義氣象站觀測資料最遠則為 40 公里以上。

四、結論

本研究於 2017 年每 6 天在板橋、忠明、斗六、嘉義、小港、花蓮 6 站同步採樣一次。各樣本 PM_{2.5} 化學成分經分析後，彙整成果如下：

1. 整體監測期間和秋、冬季的 PM_{2.5} 日平均質量濃度由北至南逐漸遞增，以小港站最高，春季以嘉義和斗六站最高，夏季各站都很低，以板橋站最高，花蓮站在任何季節都是各站最低。由北至南 SO₄²⁻ 占比差異不大，但略微有下降趨勢；OC 占比則明顯由北至南下降；NO₃⁻ 占比略有由北至南上升的趨勢。
2. 各金屬元素高濃度群有塵土元素 Al、Fe、Ca，海鹽指標元素 Na、Mg，這些元素 EF 在 10 左右，顯示主要來自自然排放源，K 來自農廢或木頭燃燒，中間濃度群多屬人為活動指標元素，如燃煤、燃油、鋼鐵冶煉以及揚塵貢獻指標元素 Pb、Mn、Ti、Cu、Cr、V、N，燃油或船舶排放貢獻指標元素 V、Ni 在小港站有較高濃度占比；低濃度群有工業鍋爐燃煤、燃油排放的 Sn、Se、As、Sr，剎車墊片磨損的 Sb。小港站的總金屬元素有明顯較各站高的濃度值，特別是 Mn、Pb、Sr、Sn、As、Se 等元素，表示小港受到較多的工業污染影響。
3. 彙整採樣期間 PM_{2.5} 高濃度(≥35 μg m⁻³)和低濃度(<35 μg m⁻³)樣本檢測的化學成分占 PM_{2.5} 濃度比例，發現：PM_{2.5} 高濃度族群比起低濃度族群，有明顯 NO₃⁻ 增大現象(24 % vs. 11 %)，其他成分則縮小或不變，與上兩年度結果相似，顯示 PM_{2.5} NO₃⁻ 前驅 NO_x 排放源管制仍有待加強。
4. 受體模式推估結果顯示各測站主要污染因子都以「二次硝酸鹽、二次硫酸鹽」這兩類富含衍生污染物的因子為主，其中，二次硝酸鹽多在冬、春季有最高占比，二次硫酸鹽則多在夏、秋季有最高占比，突顯各季節污染源變化特性。
5. 大氣能見度推估結果顯示各監測地區影響能見度最大的 PM_{2.5} 化學成分為 NH₄⁺ 或非海鹽 SO₄²⁻，呼應受體模式推估結果，顯示衍生污染物對於能見度的影響相當可觀；此外，氣象因子的環境相對濕度和溫度也有明顯的影響。

五、參考文獻

- [1] 李崇德、吳義林、周崇光、張士昱，「細懸浮微粒(PM2.5)質量濃度與成分人工採樣分析先驅計畫(暨後續擴充)」，總結報告，環保署EPA-100-FA11-03-A088，台北，101年6月 (2012)
- [2] 李崇德、周崇光、張士昱，「細懸浮微粒(PM2.5)儀器比對及化學成分觀測網規劃作業計畫」，期末報告(定稿本)，環保署EPA-101-FA11-03-A262，台北，102年11月 (2013)
- [3] 李崇德、周崇光、張士昱、蕭大智，「細懸浮微粒(PM2.5)化學成分監測計畫」，期末報告(定稿本)，環保署EPA-103-FA11-03-A119，台北，104年3月 (2015)
- [4] 李崇德、周崇光、張士昱、蕭大智，「104-105年細懸浮微粒(PM2.5)化學成分監測專案工作計畫」，期末報告(定稿本)，環保署EPA-104-L102-02-103，台北，105年12月 (2016)。
- [5] 李崇德、周崇光、張士昱、蕭大智、許文昌、王偉、黃秋華、吳克清、張騰翹、孫紹恩、謝柏邨、謝伯杰、謝坤龍、侯宥琳、陳美君、黃譯樺、林乃芸、宋昆霖，「細懸浮微粒(PM2.5)化學成分監測及分析計畫專案工作計畫」，期末報告(定稿本)，環保署EPA-105-U102-03-A284，台北，106年12月 (2017)。
- [6] Norris, G., Vedantham, R., Wade, K., Brown, S., Prouty, J., Foley, C. and Martin, L., "EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide," National Exposure Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 600/R-14/108, Research Triangle Park, NC 27711, U.S.A. (2014)
- [7] Lee, C.-T. and Shen, C.-T., "Visibility and its estimating model in Taipei metropolitan area," Proceedings of the National Science Council, 19, 506-513 (1995).
- [8] Lee, C.-T. and Cheng, J.-P., "The effects of aerosol species and meteorological factors on visibility in Taipei metropolitan area," Journal of Chinese Institute Engineering, 6, 21-30 (1996)
- [9] Xiao, S., Wang, Q., Cao, J., Huang, R.-J., Chen, W., Han, Y., Xu, H., Liu, S., Zhou, Y. and Wang, P., "Long-term trends in visibility and impacts of aerosol composition on visibility impairment in Baoji," China Atmospheric Research, 149, 88-95 (2014)
- [10] Chen, W.-N., Chen, Y.-C., Kuo, C.-Y., Chou, C.-H., Cheng, C.-H., Huang, C.-C., Chang, S.-Y., Raman, M.R., Shang, W.-L., Chuang, T.-Y. and Liu, S.-C., "The real-time method of assessing the contribution of individual sources on visibility degradation in Taichung," Science of the Total Environment, 497-498, 219-228 (2014).
- [11] Kim, K.W., "Optical properties of size-resolved aerosol chemistry and visibility variations observed in the urban sites of Seoul, Korea," Aerosol and Air Quality, 15, 271-283 (2015).
- [12] Mwaniki, G.R., Rosenkrance, C., Wallace, H.W., Jobson, B.T., Erickson, M.H., Lamb, B.K., Hardy, R.J., Zalakeviciute, R. and VanReken, T.M., "Factors contributing to elevated concentrations of PM2.5 during wintertime near Boise, Idaho," Atmospheric Pollution Research, 5, 96-103 (2014).
- [13] Lin, Y., Huang, K., Zhuang, G., Fu, J.S., Wang, Q., Liu, T., Deng, C. and Fu, Q., "A multi-year evolution of aerosol chemistry impacting visibility and haze formation over an Eastern Asia megacity, Shanghai," Atmospheric Environment, 92, 76-86 (2014).

環境振動源特性及管制研究計畫專案研究計畫

陳建維¹ 劉詩云¹ 鄧雯仁¹ 謝仁碩² 林怡君² 王慶元²

¹凱鉅科技實業股份有限公司

²行政院環境保護署空氣品質保護及噪音管制處
EPA-106-U1F1-02-A204

摘要

本研究透過陳情紀錄或現地訪查結果，選定 20 處交通運輸系統沿線，在其路權線外量測該運輸系統所引致之環境振動量。將量測所得結果，以 ISO 2631 W_m 加權計算 L_{eq} 振動值，並與相關管制標準或規範進行比較。期藉由實地測量作業，瞭解國內各類型陸上運輸系統振動現況，並作為研擬我國管制對象及管制期程之參考。

關鍵詞：環境振動、交通運輸系統振動、軌道振動、道路振動、交通噪音

一、前言及研究目的

本研究蒐集國外環境振動相關管制情形顯示，針對環境振動訂有管制法令的國家為數不多。如日本自 1950 年代以後，陸續因發生如水俣病等工業型公害疾病，故持續投入研究，並在 1970 年代大幅修訂公害對策基本法及訂定大氣污染防治等七項公害相關法令，振動管制[1]亦為其中一環。韓國於 1990 年制定噪音・振動規則[2]，內容包含環境噪音、建築施工噪音與振動、交通噪音與振動管制。西班牙於 2003 年發布 37/2003 法，係針對噪音及振動進行管制，惟其振動管制方向係偏向建築物內部管理。澳洲為聯邦制，對於噪音及振動法規由各州自行訂定，其中昆士蘭州對於振動管制亦以建築物內部管理為主。綜觀各國在環境振動的管制，日本及韓國係為管制環境中之污染或公害污染為出發點，故制定重點以防止公害對環境及人的影響為主。大多數歐美國家並未採管制方式處理振動問題，而係以將振動納入規劃設計考量為出發點，或是作為要求改善的參考指標。

由於環境振動係由振動源透過地層及結構物傳遞，一旦有振動干擾問題產生，其改善方式較諸噪音更形有限。國際上對於振動亦多採用設定建議值的管理方式，較少採用強制性的管制方式。故為瞭解我國環境中各種可能振動源的振動特性，俾作為後續研擬評估各種振動源適當的建議或管制標準，本研究乃針對交通振動源如高速鐵路、一般鐵路、捷運、高架道路等地點實地進行振動量測，以期建立背景資料。

二、研究方法

- (一) 資料蒐集：蒐集國內外環境振動管制相關法規及規範如日本、韓國、國際標準組織等，瞭解現行國際有關振動之現況。
- (二) 實地量測：實地進行交通運輸系統引致之環境振動量測。因交通噪音改善陳情點位不一定位於運輸系統旁，可能中間相鄰好幾條一般道路或是周邊有其他非交通之振動源，而振動係由結構或地盤傳遞，故在被陳情之運輸系統及陳情端之間較易產生干擾。為此本研究以噪音陳情端為依據，選擇靠近被陳情之運輸系統路權線周界，尋找適合測量該運輸系統振動之點位。
 1. 測點選擇：
 - (1) 軌道運輸系統：軌道運輸系統有捷運及鐵路，捷運之測點包括臺北捷運 2 處、高雄捷運 2 處、高雄輕軌 2 處及桃園捷運 2 處；鐵路之測點則包含高速鐵路 3 處及一般鐵路 3 處。
 - (2) 道路運輸系統：道路運輸系統測點包含高速公路 2 處，快速道路 1 處以及一般道路 3 處。
 2. 量測方法：參考我國環境振動測量方法執行振動量測調查作業。
 3. 量測指標：包含 L_{eq} 平均振動位準以及 L_{10} 統計振動位準並同時記錄頻譜。
 4. 量測歷程：道路系統至少測量一小時，軌道系統測量通過之代表性班次數，並包含環境背景振動量測，以作為振動特性分析之用。
 5. 儀器架設及量測注意事項：

- (3) 拾振器是設置於平坦且堅硬水平的地面（例如：混凝土或瀝青鋪面等）。
- (4) 以測量時的拾振器之受感軸方向為原則，配合垂直及相互成直角的水平兩個方向，將垂直方向作為 Z 軸，將水平兩個方向作為 X 軸和 Y 軸，並明確表示 X 和 Y 的方向，如圖 1。

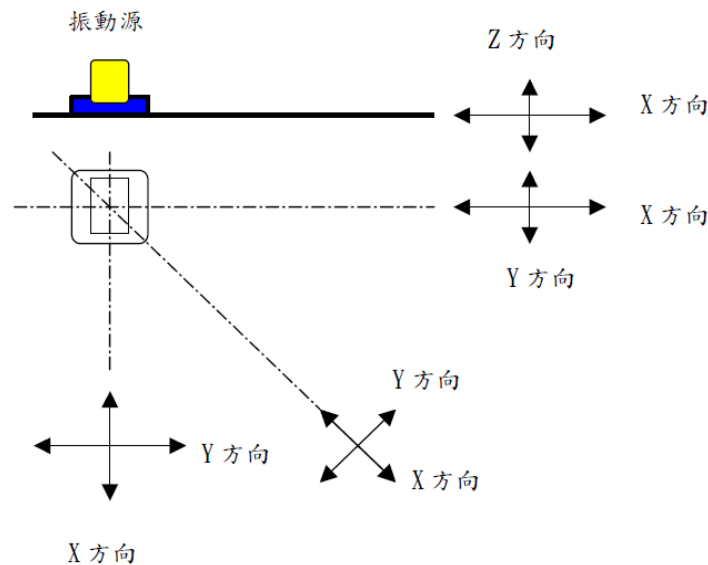


圖 1. 量測點中心之座標方向選取

- (5) 背景振動修正：僅測量某振動源所產生之振動時，對所測量之對象有振動和沒有振動時的振動計之指示值最好相差 10 dB 以上。惟背景振動如為經常性的振動時，儘管上述的指示未滿 10 dB 時，仍可依表 1 修正指示值以推算振動值。指示值的差未滿 3 dB 時，則需考量現場測量條件（位置等）的改變。

表 1. 對背景振動指示值的修正

對象振動源有振動與無振動時 指示值之差	3	4	5	6	7	8	9
修正值	-3	-2		-1			

- (6) 測試前儀器檢查：

- I. 頻率加權與範圍設定：頻率設定採未加權，量測頻率範圍設定為 1 Hz 至 80 Hz。
- II. 動特性設定：穩定性振動源測量以慢特性 (Slow) 設定；變化性大的振動源設定為快特性 (Fast)。
- III. 振動計動態範圍 (Dynamic range) 設定需可涵蓋欲測量之振動源，以避免過載容量 (Overload capacity) 發生。
- IV. 檢查振動量測訊號收錄無誤。

(三) 結果分析方式：

各國振動評估指標之頻率範圍，多以 1 Hz 至 80 Hz 為主，本研究將各測點 X、Y、Z 三軸測量結果，以 JIS Z 軸加權（以下簡稱 JIS）以及 ISO 2631-2:2003 Wm（以下簡稱 ISO）[3] 加權振動量計算方式進行分析。其中 JIS 之計算係取 Z 軸之振動量，而 ISO 則係取三軸方向振動量最大之軸向。JIS 所使用之參考加速度為 10^{-5}m/s^2 ，ISO 則為 10^{-6}m/s^2 ，為方便比較，在此節將統一使用 10^{-6}m/s^2 作為參考加速度 (aref)。噪音方面則將所測得之噪音值與我國現行噪音法規之陸上運輸系統噪音管制標準值、環境音量標準值進行比對。

1. JIS 振動量與 ISO 振動量比較 (Ref. = 10^{-6}m/s^2)：將量測結果以 JIS 及 ISO 振動量計算方式進行分析比較。
2. 振動源行經時及背景之振動量 (Ref. ISO 10^{-6}m/s^2)：比較振動源行經時及未行經時之振動量差異。
3. 振動源行經時之噪音量 (Ref. ISO 10^{-6}m/s^2)：將量測結果振動量與噪音量進行分析比較。
4. 振動量與其他國家之標準值比較：各測點計算而得之振動值與其他國家之標準值或建議值比較。

三、結果與討論

各國針對環境振動的考慮對象多為營建工程、工廠(場)及交通振動為主，而日本與韓國皆有針對特定對象進行管制。在歐美國家，振動雖未納入管制但有其相關指南或建議標準。各國振動評估指標之頻率範圍，多以 1 Hz 至 80 Hz 為主。本研究將各測點 X、Y、Z 三軸量測結果，以 JIS 以及 ISO 計算方式進行分析，同時以我國現行噪音法規內所規定之 A 加權 20 Hz-20 kHz 及 20 Hz-200 Hz 之噪音管制標準值，與所測得之振動值進行比對。

(一) 以 JIS 方式與 ISO 方式計算之振動量比較

本研究共測量 20 處測點，將測量結果之 L10、Leq 及 Lmax 進行 JIS 加權以及 ISO 加權計算，如圖 2 所示。多數測點計算出之 ISO L10 或 Leq 值，皆較 JIS 低，僅測點 7 (快速道路台 74 線) ISO Leq 值較 JIS 高 4 dB。在軌道系統其事件 Lmax 值與事件 Leq 值相差約 8 dB 至 14 dB，但在道路系統則相差 17 dB 至 32 dB，且皆遠高於 Leq 及 L10 之振動值。

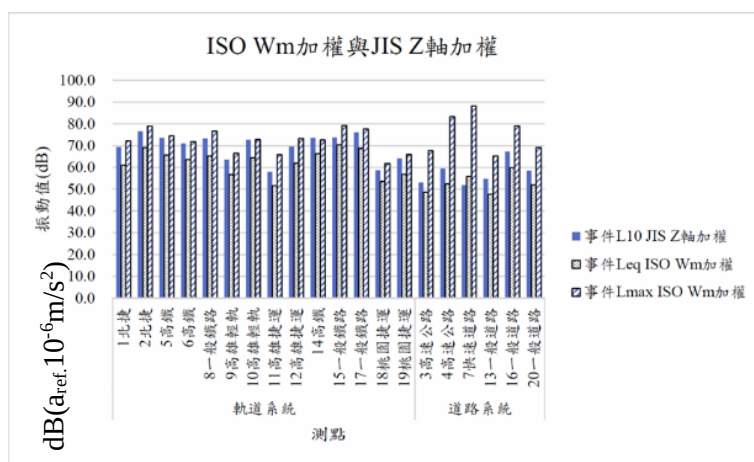


圖 2. 各測點不同加權計算振動值($a_{ref}=10^{-6}m/s^2$)

(二) 振動源行經時及背景之振動量

分析振動源行經時及其測點背景之振動量差異，如圖 3 所示，在道路系統之測點，振動源為各型車輛，其屬較連續不間斷之車流，故較不易分離出完全不受車流影響之背景振動值。軌道系統則以高鐵 3 處測點之背景振動值較其他測點低，係因測點周遭較無其他振動來源，而軌道系統所產生之事件振動量現場人員感受較強烈，實際測量而得之數值也顯示事件振動值較顯著，如以 JIS 加權計算結果與背景振動量平均差異約 28 dB，最大差異約 45 dB，而以 ISO 加權計算平均差異約 26 dB，最大差異則約 42 dB。道路系統事件振動值與背景振動值，JIS 加權計算之平均差異約 7 dB，最大差異約 11 dB，而 ISO 加權計算之平均差異約 8 dB，最大差異約 14 dB。

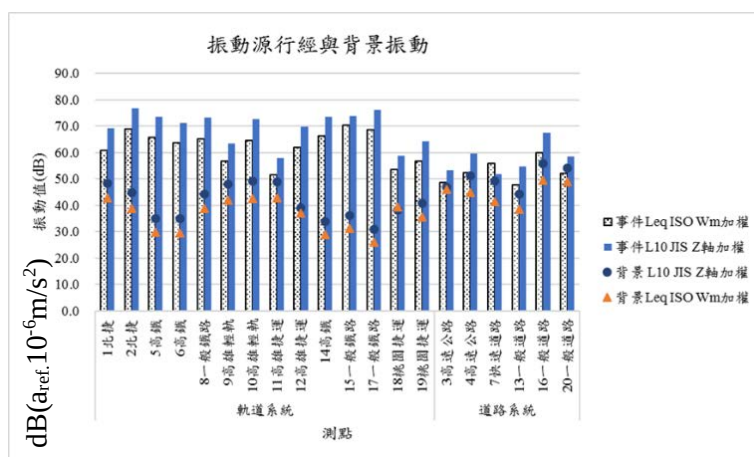


圖 3 振動源行經振動與背景振動($a_{ref}=10^{-6}m/s^2$)

(三) 振動源行經時之噪音量

本研究依擬訂之研究方法同時測量各測點振動值及噪音值，噪音測量值除參照我國陸上運輸系統管制標準之計算方式計算小時均能音量 $Leq,1h$ 以及 $L_{max,mean,1h}$ ，並與我國法規標準值比較如圖 4 及圖 5 所示。事件 Leq 音量及事件 L_{max} 音量係指能量平均有效事件數之音量，有效事件之定義係事件音量與背景音量相差 3 dB(A) 之事件，圖 4 係列出總小時事件數。

本研究測量 20 處測點之噪音結果，其小時均能音量噪音皆低於我國陸上運輸系統管制標準以及環境音量標準。

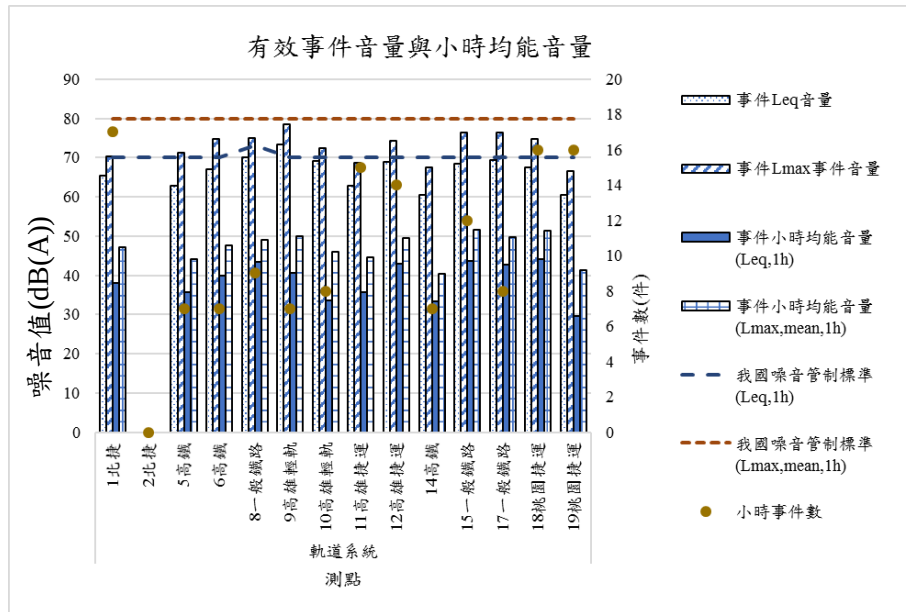


圖 4 各測點事件噪音值(軌道系統)

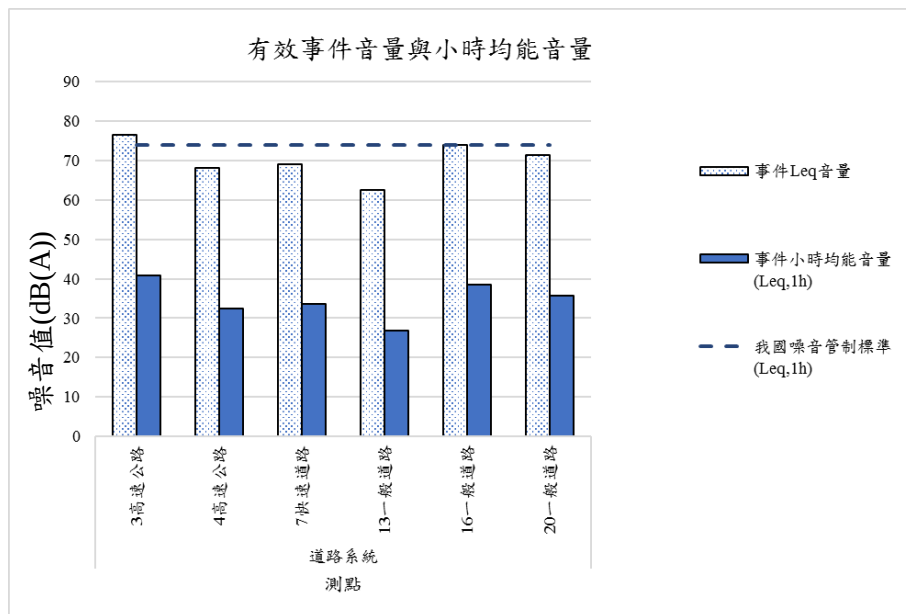


圖 5 各測點事件噪音值(道路系統)

(四) 與其他國家之標準值比較

本研究量測共 20 處，有 14 處為軌道運輸系統、6 處為道路運輸系統，測點皆為交通系統路權線外測量。將軌道系統之振動源分為捷運（分別為臺北捷運、桃園捷運、高雄捷運以及高雄輕軌）、高速鐵路以及一般鐵路三大類，並以 14 處軌道系統振動測值進行最大值、最小值和平均值之計算。軌道系統三大類振動源中一般鐵路之振動量較捷運大，平均約 68 dB 至 74 dB，捷運之平均則約 59 dB 至 66 dB。與各國最需寧靜區域之標準值比較，測值低於日本及韓國振動標準 85 dB；道路系統振動量平

均約 52 dB 至 57 dB，但最大值則約為 67 dB。

將 JIS 及 ISO 計算 L_{10} 及 L_{eq} 之振動量與各國法規比較，分別以不同管制值進行測點不符合率分析。如圖 6、圖 7 及表 2。

1. 管制值 90dB：韓國日間其他區域及日本日間第二種區域標準值 90 dB 進行比對，共 0 處超過該標準值。
2. 管制值 80 dB：韓國及日本夜間寧靜區域標準值 80 dB 進行比對，共 0 處超過該標準值。
3. 管制值 75 dB：以西班牙住宅區之標準值 75 dB 進行比對，共 0~2 處約 0%~10% 高於標準，若以 L_{10} 加權計算為臺北捷運及一般鐵路振動量較高，而以 L_{eq} 加權計算類別均低於標準值。
4. 管制值 70 dB：中國大陸日間住宅/文教區(建議值)70 dB 進行比對，以 L_{10} 加權計算之結果共 5~8 處約 5%~40% 高於此值，並皆為軌道系統之測點。而以 L_{eq} 加權計算則僅 1 處超過建議值。
5. 管制值 65 dB：中國大陸夜間住宅/文教區(建議值)65 dB 進行比對，共 7~11 處約 35%~55% 高於此建議值，並多為軌道系統之測點。

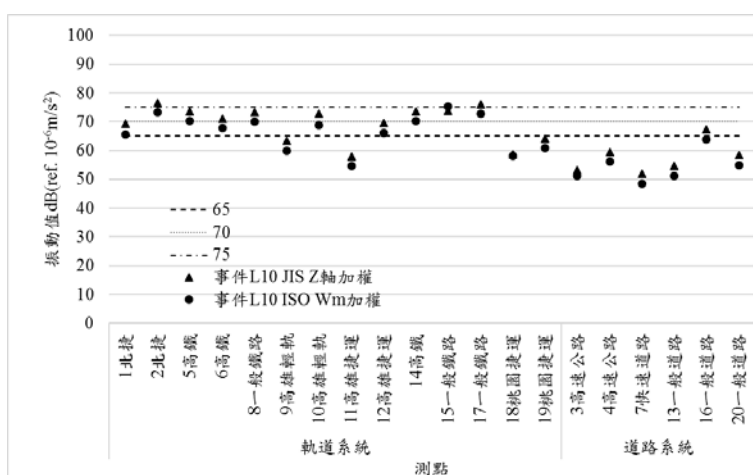


圖 6 本研究測量振動量 (L_{10}) ($a_{ref}=10^{-6}m/s^2$)

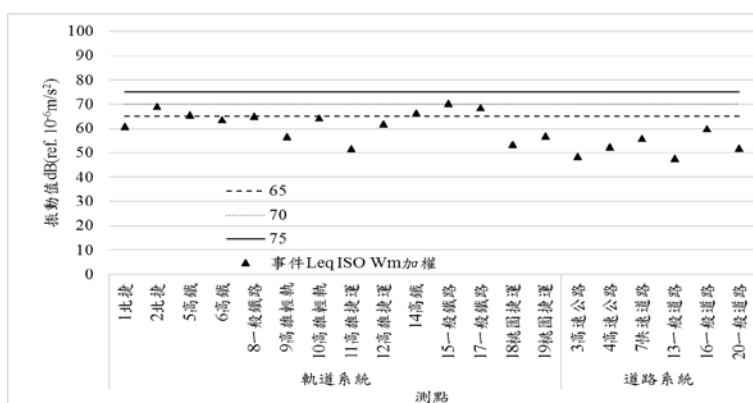


圖 7 本研究測量振動量 (L_{eq}) ($a_{ref}=10^{-6}m/s^2$)

表 2 超過標準測點數與百分比($a_{ref}=10^{-6}m/s^2$)

標準值	計算方式	超過標準測點數	無法符合標準百分比
90 ¹	Z 軸 L ₁₀	0	0.0%
	L ₁₀ W _m	0	0.0%
	L _{eq} W _m	0	0.0%
	L _{max} W _m	0	0.0%
80 ²	Z 軸 L ₁₀	0	0.0%
	L ₁₀ W _m	0	0.0%
	L _{eq} W _m	0	0.0%
	L _{max} W _m	2	10.0%
75 ³	Z 軸 L ₁₀	2	10.0%
	L ₁₀ W _m	1	5.0%
	L _{eq} W _m	0	0.0%
	L _{max} W _m	7	35.0%
70 ⁴	Z 軸 L ₁₀	8	40.0%
	L ₁₀ W _m	5	25.0%
	L _{eq} W _m	1	5.0%
	L _{max} W _m	13	65.0%
65 ⁵	Z 軸 L ₁₀	11	55.0%
	L ₁₀ W _m	10	50.0%
	L _{eq} W _m	7	35.0%
	L _{max} W _m	20	100.0%

備註:1. 參考日、韓日間第二種區域/其他地區之管制數值。

2. 參考日、韓夜間寧靜區之管制數值。

3. 參考西班牙住宅區之管制數值[4]。

4. 參考中國大陸日間住宅/文教區之建議數值[5]。

5. 參考中國大陸特殊住宅區之建議數值。

四、結論與建議

經本研究 20 處測點量測結果與各國法規比較後，當以 ISO Wm 加權 70dB(Ref.= 10-6m/s²)進行作為參考建議值時，約有 5%測點超過此值。而探討各國管制值所使用之加權計算方式，日本及韓國係使用 Z 軸 L₁₀ 加權，西班牙及 ISO Wm 加權則為最大振動軸向之 Leq。由以上分析結果，振動亦可能在水平方向較大，故考量人體對三軸向振動之感受，以及長時間振動感受，且 ISO 之加權計算係以陳情人所在處為考量，故為可朝向國際接軌的方向，建議採 ISO Wm 加權(Ref.= 10⁻⁶m/s²)計算方式，作為振動指標，至於建議標準值可再納入更多研究以獲得更多實測資料。

*本計畫係由環保署 106 年度科技發展預算補助(EPA-106-U1F1-02-A204)

參考文獻

- [1] 振動規制法，Japan(1976)
- [2] NOISE AND VIBRATION CONTROL ACT，Korea(1997)
- [3] ISO 2631-1，Mechanical vibration and shock -- Evaluation of human exposure to whole-body vibration -- Part 1: General requirements(1997)
- [4] MINISTERIO DE LA PRESIDENCIA，Spain(2007)
- [5] 市区环境振动标准 GB 10070-88，China(1989)

光污染影響及主觀感受調查與管制方式之研究

彭保仁^{1,2} 溫照華^{1,2} 李宗憲^{1,3} 林彥輝^{1,4} 何展劼^{1,2} 洪紹棠^{1,2} 林怡君⁵ 謝仁碩⁵

¹中華民國計量工程學會

²工業技術研究院量測技術發展中心

³國立臺灣科技大學色彩與照明研究所

⁴中山醫學大學職業安全衛生系

⁵行政院環境保護署空氣品質保護及噪音管制處

EPA-106-U1F1-02-A02

摘要

本計畫研究目標為依據 105 年的計畫成果，選定動態畫面之眩光及閃爍 2 個為主要探討造成光污染感受的因子，並操控 2 類 LED 組合燈(LED 八卦形燈、LED 孔雀尾形燈)，以便調查及研析民眾對光污染影響民眾感受與認知的程度，並提出光污染相關防制對策建議。主要工作包括：(一) 進行戶外民眾對組合燈等光污染源感受實驗，完成民眾光污染類型之感受程度之研析，(二) 進行調查及實地驗證廣告招牌戶外量測方法，完成廣告招牌戶外量測指標及量測程序之研提，(三) 參考國際光污染管制規範及我國現況，完成我國光污染源管理對策及改善建議。

本計畫於臺中中山醫大完成 LED 組合燈戶外人體感受實驗，募集 20 位受試者共完成 4,320 次實驗，分別選定臺北市及新竹市 6 處，完成戶外廣告招牌光源亮度及閃爍量測 216 次，摘譯整理完成 2 篇國際光污染規範及更新國際光污染規範對照表，並完成 1 份光污染防制及管理指引草案。

關鍵詞：眩光、閃爍、LED 組合燈、光污染防制及管理指引草案

一、前言及研究目的

當天文學家發現夜空觀測條件惡化的主因是來自於文明發展與科技成長而快速增長的照明，於是光污染(light pollution)問題首先成為在 20 世紀 70 年代的環境議題之一。隨著更多照明對其他環境衝擊事證的確認，一股國際「黑暗天空」運動正在倡導著以室外照明設計的預防方法解決此議題。國內稱光污染亦稱之為光害，根據中華民國國家標準 CNS 15015 戶外景觀照明燈具標準[1]，定義光害為「干擾性或過量的光輻射(含可見光、紫外光和紅外光輻射)對人體健康和人類生存環境造成的負面影響的總稱。室外照明的光污染主要是因建築物之立面照明、道路照明、廣場照明、廣告照明、標誌照明、體育場和停車場室外功能及景觀照明產生的干擾光對人、環境、天文觀測、交通運輸等造成負面影響的總稱」。

依據環保署 100 年度至 104 年度計畫的調查發現[2]-[8]，臺灣都會區閃爍光源所造成的光污染情況相當嚴重，對民眾感受認知的影響程度也尚待進一步的研究調查。歷年計畫(100 年~103 年)的主要研究對象為民眾陳情案件比例較高的 LED 廣告看板(亦稱為多媒體看板)，於實驗室內進行人體舒適度感受實驗(人因實驗)及相關的光量量測(例如亮度)，104 年度研究對象增加了可能造成閃爍影響的 LED 閃爍樣式組合燈、LED 字型燈、LED 跑馬燈等類型的 LED 廣告光源，105 年度[9]新增戶外 LED 廣告看板搭配光環境監測的實地問卷方式來檢視 103 年度計畫所提出的眩光評價亮度建議表於戶外場所的適用性。綜合上述的背景與現況調查，閃爍光源所造成的光污染情況相當嚴重，對民眾感受認知的影響程度也尚待進一步的研究調查。綜上所述，環保署 100 年至 105 年來有關光污染管制規劃研究相關工作計畫，尚欠缺戶外 LED 組合燈廣告招牌量測驗證及戶外閃爍量測實地驗證。因此，106 年度本計畫[10]延續 105 年度的研究方法與成果，研析閃爍式 LED 組合燈廣告招牌量測指標及量測方式，並於戶外進行相關的人體舒適度實驗與分析，依據研究成果提出我國光污染管理對策及改善建議。

環保署光污染歷年的研究方法與成果如表 1 所示，100 年~105 年完成面型廣告看板(LED 多媒體看板、燈箱式看板、霓虹燈看板、投光燈看板)的眩光亮度以及閃爍的量測方式及管制參數與管制建議值，104~106 年進行非面型廣告(組合燈式光源)之眩光亮度以及閃爍的量測方式及管制參數與管制建議值研析。

表 1 光污染計畫研究方法與成果

年度	光污染計畫研究方法與成果
100	我國光污染現況及其量測結果檢討分析，進行亮度及垂直照度量測方法探討；完成 34 個光源亮度(luminance，也被稱之為輝度)調查中發現，其中有 5 件 LED 看板光源之平均亮度超出國際照明委員會(The International Commission on Illumination, 簡稱 CIE) 150-2003 研究報告的城市區(E4)所建議的上限值 1,000 cd/m ² ，佔了總調查 15 件 LED 顯示看板的三分之一。
101	完成 LED 看板之眩光人因視覺感受實驗、眩光光學物理性量測，得出 LED 看板舒適級數(comfort rating)評價經驗公式。
102	LED 看板動態畫面眩光感受評量研析、LED 看板非規則性動態閃爍感受評量研析；完成光害防制法草案 1 件，LED 看板眩光預測模式，提出動態畫面眩光評價亮度建議表，可作為未來訂定管制策略之參考。
103	擴大 LED 光源類型評量研析、驗證及修正 102 年經驗模式；提出修訂後之 LED 看板眩光評價亮度建議表和動態畫面閃爍頻率強度評價建議表，可作為未來訂定管制參數上限值之參考
104	確認 LED 看板眩光評價亮度建議表適用於戶外 LED 看板之評價。
105	完成實地光污染源閃爍及閃爍人因實驗共計 24 人次，實驗總數 1,536 次；完成 LED 看板閃爍預測模型修正，並提出修正後動態畫面閃爍頻率強度評價建議表。
106	完成 LED 組合燈(八卦燈、孔雀燈)閃爍量測方法研析並提出閃爍評價指數 FEI(FI)，並完成「光污染防制及管理指引」草案，可提供各縣市政府環保單位作為光污染源管理之參考依據。

100 我國光污染現況及其量測結果檢討分析，進行亮度及垂直照度量測方法探討；完成 34 個光源亮度(luminance，也被稱之為輝度)調查中發現，其中有 5 件 LED 看板光源之平均亮度超出國際照明委員會(The International Commission on Illumination, 簡稱 CIE) 150-2003 研究報告的城市區(E4)所建議的上限值 1,000 cd/m²，佔了總調查 15 件 LED 顯示看板的三分之一。

101 完成 LED 看板之眩光人因視覺感受實驗、眩光光學物理性量測，得出 LED 看板舒適級數(comfort rating)評價經驗公式。

102 LED 看板動態畫面眩光感受評量研析、LED 看板非規則性動態閃爍感受評量研析；完成光害防制法草案 1 件，LED 看板眩光預測模式，提出動態畫面眩光評價亮度建議表，可作為未來訂定管制策略之參考。

103 擴大 LED 光源類型評量研析、驗證及修正 102 年經驗模式；提出修訂後之 LED 看板眩光評價亮度建議表和動態畫面閃爍頻率強度評價建議表，可作為未來訂定管制參數上限值之參考

104 確認 LED 看板眩光評價亮度建議表適用於戶外 LED 看板之評價。

105 完成實地光污染源閃爍及閃爍人因實驗共計 24 人次，實驗總數 1,536 次；完成 LED 看板閃爍預測模型修正，並提出修正後動態畫面閃爍頻率強度評價建議表。

106 完成 LED 組合燈(八卦燈、孔雀燈)閃爍量測方法研析並提出閃爍評價指數 FEI(FI)，並完成「光污染防制及管理指引」草案，可提供各縣市政府環保單位作為光污染源管理之參考依據。

二、研究方法

根據歷年的計畫研究成果進行研究方法的細部規劃。戶外調查民眾對光污染類型之人眼不適性感受度量，依研究結果進而修正並驗證閃爍評價經驗模型。戶外實驗布置如圖 1 所示，運用圖案控制器播放動態圖案至八卦型 LED 組合燈以及孔雀尾形 LED 組合燈，受測者以坐姿於 3 個距離(10 m、20 m、40 m)，以進行人因實驗。同時，根據不同地區類型以監測實地調查作示範，實地驗證廣告招牌量測方法，以研提廣告招牌量測程序草案。最後，參考國際光污染管制規範及我國現況，完成我國光污染源管理對策及改善建議，後續之結果與建議將於內文中一併闡述。以下針對戶外民眾對 LED 組合燈之人眼不適性感受實驗工作的研究方法敘述之。

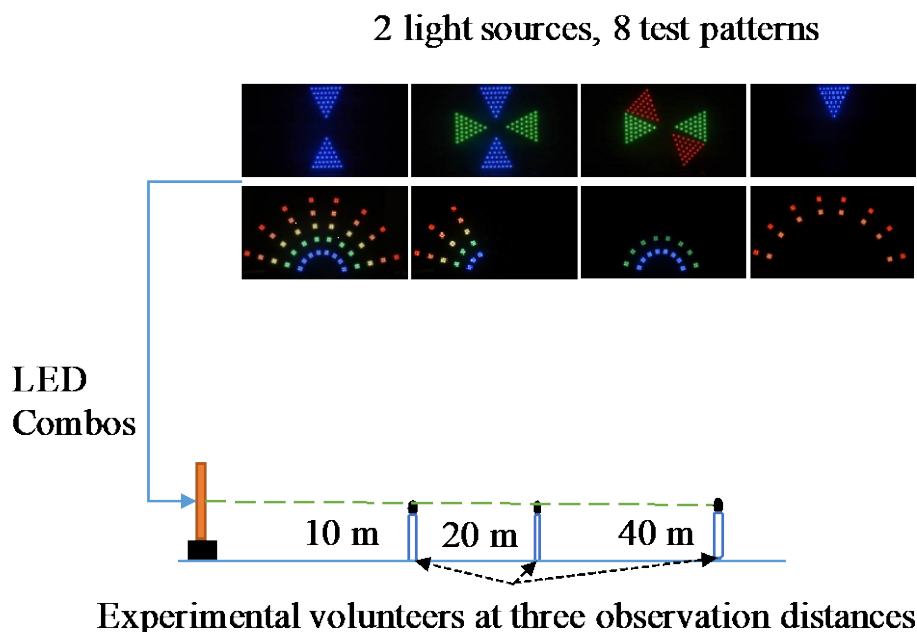


圖 1 戶外人眼感受實驗布置示意圖

1. 廣告招牌的戶外實驗及量測方法研析

(1) 光污染源廣告招牌燈具的選定

104 年度 LED 組合燈中三類光源(孔雀燈型、字型燈型、八卦燈型)人眼不適性感受實驗分析，發現八卦燈型及孔雀燈之眩光與閃爍是最不適。因此今年度(106 年)設計可控制操作條件之 LED 八卦燈及孔雀燈人體感受實驗(包含眩光評價與閃爍評價)，進行實驗資料的收集和分析。

(2) LED 光源閃爍量測方法探討

本計畫透過聚光型波形計(focused wave form meter, FWFm)的方式進行閃爍量測，以 TOPCON IM-600 照度計配合光學鏡頭之裝配，所得到的波形可以用來分析時間頻率強度，量測架構如圖 2 所示。FFT 頻率分析法說明如下：

頻率域分析之主要目的為了解時間域訊號之頻率內涵，本計畫將光源刺激訊號由時間域轉換至頻率域進行討論，可初步了解光污染源中其閃爍頻率及分布特性。訊號之頻率域分析，主要基於傅立葉轉換(Fourier Transform)，而傅立葉轉換源自傅立葉級數(Fourier series)，以下依序探討頻率域分析之理論基礎及數值分析方法：

A. 離散傅立葉轉換(Discrete Fourier Transform, DFT)

由於理論之傅立葉轉換係基於無限長之基本週期，然而以數值分析或實務上之量測及信號分析，僅能取有限時間區間，因此離散傅立葉轉換之特性將個別探討。

B. 快速傅立葉轉換(Fast Fourier Transform, FFT)

在離散傅立葉轉換之數值分析，數值運算次數及計算時間長，遂發展了快速傅立葉轉換之快速數值分析方法，惟時間域分割點數必須是 2 的冪次方個，亦即 2, 4, 8, 16, ...256, 512, 1024, 2048 個。閃爍歷時訊號若以 $x(t)$ 表示，則 $x(t)$ 在週期 T_0 趨於無限長之連續時間，傅立葉轉換可以表示如以下公式：

$$X(f) = \int_{-\infty}^{\infty} x(t)e^{-j2\pi ft} dt \quad \text{式 1}$$

(f 為頻率(Hz)， $j = \sqrt{-1}$ 為一虛數)

假設取樣周期 T_0 (取樣頻率 $f = 1/T_0$)，頻率解析度 $\Delta f = 1/(NT)$ ， N 為總取樣點數(量測之總筆數)， $f_c = 0.5f = 1/(2T)$ 即為傅立葉轉換後之截止頻率。

有關於 LED 組合燈閃爍的量測分析，請參考第 4 節閃爍評價模型研析的說明。

(3) 戶外人體視覺感受試驗設計

採用統計實驗設計中的多因子變異數分析法、主觀不適界線與等級類別法，進行實驗資料的收集和分析。實驗操控變項為使用八卦燈及孔雀燈單一封装亮度(3 種亮度水準)、圖案周期(3 種周期

水準)、3種觀測距離和4種常見圖案類型,參與實驗的20位受測者,包括10位青壯年受試者(5位女性與5位男性),年齡層為20~40歲,平均年齡為21.8歲;10位中老年受試者(5位女性與5位男性),年齡層為40歲以上,平均年齡為47.8歲,實驗總數共4,320次。20位受測者均以晝間活動為主,其中「晝間活動」係指受測者的工作,主要為白天作業之正常班。

在實驗過程中當光源出現時先請受試者觀察是否有感受到刺激量引起的反應如感受到眩光或閃爍,使用笛波爾(de Bore)9分量表(表2)對光源的不舒適度進行評價,受試者不舒適度高時評價分數低,受試者舒適度高時評價分數高。

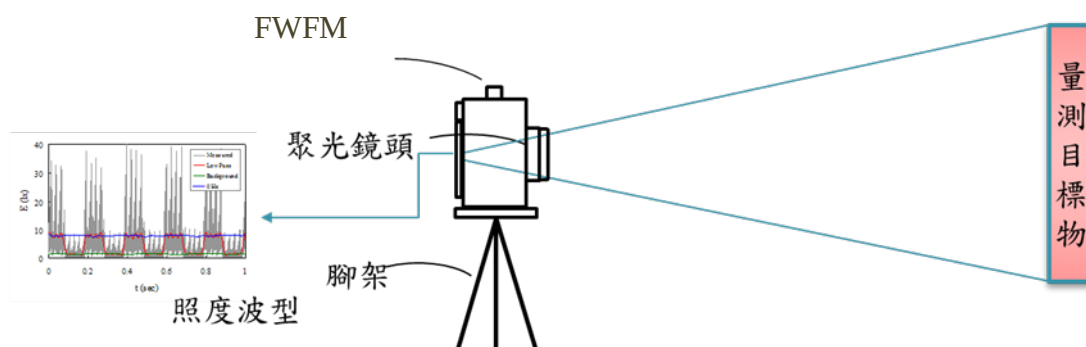


圖2 閃爍量測示意圖

表2 笛波爾9分量表

分數	類別
9	恰可辨識的(Just noticeable) 幾乎感覺不到不舒適
8	介於7分~9分之間
7	滿意的(Satisfactory) 可接受的不舒適
6	介於5分~7分之間
5	恰可接受的(Just acceptable) 恰可接受的不舒適
4	介於3分~5分之間
3	妨礙的 (Disturbing) 不可接受的不舒適
2	介於1分~3分之間
1	無法忍受的 (Unbearable) 完全不可接受的不舒適

(4) 受試者與實驗程序

本實驗共募集20位受試者,包括10位青壯年受試者(5位女性與5位男性),年齡層為20~40歲,平均年齡為21.8歲;10位中老年受試者(5位女性與5位男性),年齡層為40歲以上,平均年齡為47.8歲,均是晝間活動的民眾。

LED組合燈(八卦燈及孔雀燈)實驗設計為單一封裝亮度(3種亮度)、圖案變換周期(3種)、3種觀測距離和4種常見圖案類型。實驗組合條件之LED組合燈動態圖案以隨機的安排來呈現,但播放順序相同,以模擬戶外LED組合燈內容重複播放的情境。觀看一段測試動態圖案後,讓受試者立即填寫主觀量表,故以20人分別觀看108段動態圖案(4項播放圖案×3亮度×3周期×3距離),收集眩光與閃爍評價各4,320筆資料與101年度至105年度的資料量相當,因此具有統計的代表性。

三、結果與討論

1. 閃爍評價模型研析

根據 104 年及 105 年的計畫成果，本計畫針對 LED 組合燈動態光源的閃爍量測，提出一重要判斷指標：「最大強度 FFT 頻率」作為評價標準，其數值對閃爍主觀評價之決定係數(R2)為 0.6254，顯示 LED 組合燈之最大強度 FFT 頻率對閃爍舒適評價有相當高的相關性。然而，如果進一步將各類 LED 組合燈分開來比較，發現孔雀燈之最大強度 FFT 頻率對閃爍主觀評價之決定係數(R2)為 0.33；八卦燈為 0.8755；以及字型燈為 0.479，其中以八卦燈之最大強度 FFT 頻率與閃爍主觀評價最為相關，因此本計畫於 105 年進行了八卦燈的閃爍閾值研究，得到最大強度 FFT 頻率在 3.9 Hz ~22.5 Hz 之範圍時，為人眼閃爍不舒適區域。

為了能夠進一步整合各類 LED 組合燈的閃爍評價指標，本計畫今年針對歷年持續累積的人因實驗數據重新進行分析探討，並引入了新的判斷指標來提高閃爍評價的準確性，即北美照明工程協會 (IESNA) 所定訂之閃爍指數 (Flicker Index, FI)。圖 3 為一週周期性閃爍光源之光輸出變化曲線，如圖所示，閃爍指數的定義為高於平均光輸出值之區域面積 (A1) 與全部總區域面積 (A1+A2) 的比例，如式 2。一般而言，閃爍指數之數值介於 0 至 1 之間，其中 0 代表穩定的光輸出，數值越高代表察覺光源閃爍的可能性提高。

$$FI = A_1 / (A_1 + A_2) \dots\dots\dots \text{式 2}$$

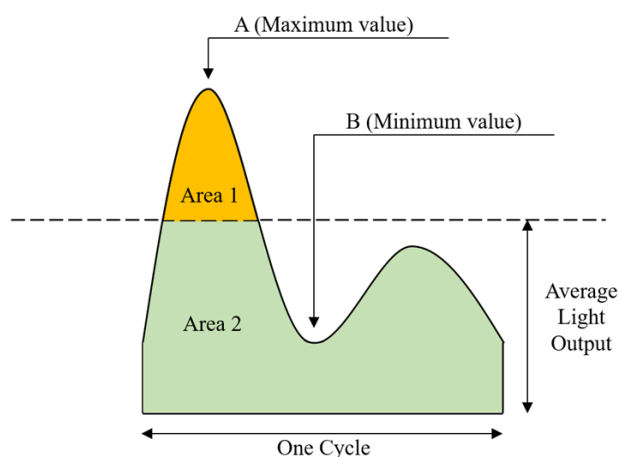


圖 3 閃爍指數於週期光輸出變化曲線之定義示意圖

閃爍指數的取得可透過聚光型波形計(Focused wave form meter, FWFm)的方式進行量測。故此，單次量測就可以同時獲得「最大強度 FFT 頻率」以及「閃爍指數」兩項指標因子。以圖 4 孔雀燈的放射掃描動態圖案為例，先計算出一個週期之平均光照度輸出值，並分別計算出上下區域 Area1 及 Area2，即可依據式 2 計算出閃爍指數，此例之閃爍指數為 0.428。另外，最大強度 FFT 頻率計算方式係將同一筆量測數據，利用快速傅立葉轉換 (Fast Fourier Transform, FFT)，將照度隨時間之變化量由時間域轉換至頻率域，再擷取頻率域中最大之強度頻率值，獲得最大強度 FFT 頻率，其詳細計算過程描述於 104 年及 105 年之專案研究計畫成果報告中，此例之最大強度 FFT 頻率為 1.431。

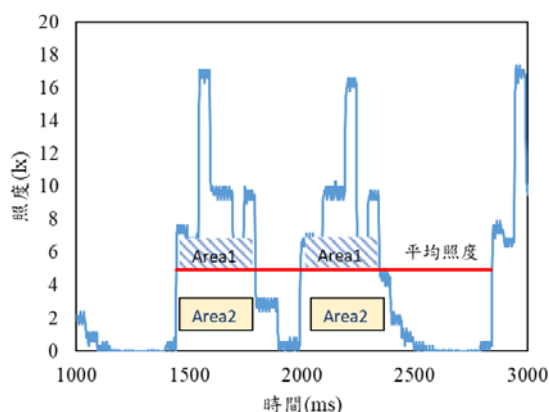


圖 4 孔雀燈放射掃描之照度隨時間變化之範例說明

依據三類 LED 組合燈(包括孔雀燈、八卦燈和字型燈)及其對應之動態圖案所量測計算之「最大強度 FFT 頻率 f_{FFT} 」以及「閃爍指數 f_{FI} 」兩項指標因子之量測數據與歷年人因實驗中閃爍主觀評價的資料，進一步進行變異數分析，其分析結果得到最大強度 FFT 頻率對於閃爍主觀評價有顯著影響 ($F_{(34,2845)}=37.264$ ， $p<0.05$)，閃爍指數對於閃爍主觀評價亦有顯著影響 ($F_{(37,2842)}=37.349$ ， $p<0.05$)，且兩指標之交互作用並不顯著。圖 5 繪出最大強度 FFT 頻率對閃爍主觀評價平均數之分布圖，並針對閃爍指數大小進行分級，從圖中可以明顯發現，當閃爍指數增加時，閃爍主觀評價有下降之趨勢。

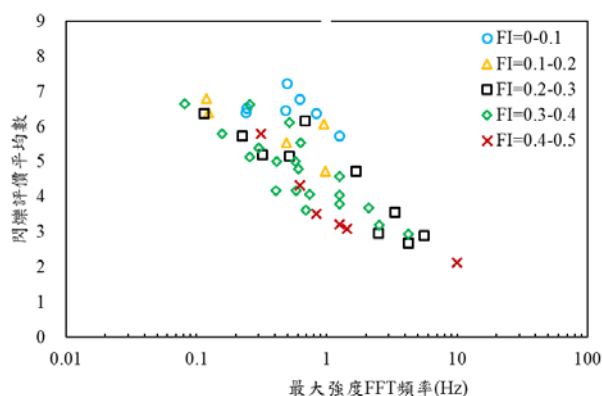


圖 5 各類 LED 組合燈最大強度 FFT 頻率對閃爍主觀評價平均數之分布圖

根據上述實驗結果，進一步將最大強度 FFT 頻率(f_{FFT})及閃爍指數(f_{FI})兩項指標因子，對閃爍主觀評價平均數進行迴歸分析，以建立閃爍評價模型。由於三者之間呈現非線性關係，因此迴歸分析採用線性複迴歸模式，將最大強度 FFT 頻率和閃爍指數因子，依照影響力高低依序置入方程式中，以逐步迴歸分析法進行分析，當中亦進行兩指標因子之間多元共線性診斷，最後獲得閃爍評價公式如式 3

$$FEI(FI) = FEI_{FI} = 3.607 - 0.956 \times \ln(f_{FFT}) - 0.601 \times \ln(f_{FI}) \dots \text{式 3}$$

其中 FEI 稱為閃爍評價指標(Flicker Evaluation Index)， f_{FFT} 為最大強度 FFT 頻率， f_{FI} 為閃爍指數。將此公式與人因實驗之閃爍評價平均數進行線性擬和，可以獲得其決定係數(R^2)達 0.848，比僅採用 f_{FFT} 單一因子的 0.6254 高出許多。

建立之閃爍評價模型，即式 3，藉由最大強度 FFT 頻率及閃爍指數兩項評價因子，整理出以笛波爾分數 4.5 分和 5 分為舒適界線之閃爍評價建議範圍，如表 3 所示，即不同 f_{FI} 閃爍指數大小會有不同的 f_{FFT} 最大強度 FFT 頻率規範。

表 3 LED 組合燈閃爍評價之 f_{FFT} 與 f_{FI} 建議表

		f_{FI}									
		0.05	0.1	0.15	0.2	0.25	0.3	0.35	0.4	0.45	0.5
f_{FFT}	0.1	7.61	7.19	6.95	6.78	6.64	6.53	6.44	6.36	6.29	6.22
	0.2	6.95	6.53	6.29	6.11	5.98	5.87	5.78	5.7	5.63	5.56
	0.3	6.56	6.14	5.9	5.73	5.59	5.48	5.39	5.31	5.24	5.17
	0.4	6.28	5.87	5.62	5.45	5.32	5.21	5.11	5.03	4.96	4.9
	0.5	6.07	5.65	5.41	5.24	5.1	4.99	4.9	4.82	4.75	4.69
	0.6	5.9	5.48	5.24	5.06	4.93	4.82	4.73	4.65	4.58	4.51
	0.7	5.75	5.33	5.09	4.92	4.78	4.67	4.58	4.5	4.43	4.36
	0.8	5.62	5.2	4.96	4.79	4.65	4.54	4.45	4.37	4.3	4.24
	0.9	5.51	5.09	4.85	4.67	4.54	4.43	4.34	4.26	4.19	4.12
	1	5.41	4.99	4.75	4.57	4.44	4.33	4.24	4.16	4.09	4.02
	2	4.74	4.33	4.08	3.91	3.78	3.67	3.58	3.5	3.42	3.36
	3	4.36	3.94	3.7	3.52	3.39	3.28	3.19	3.11	3.04	2.97
	4	4.08	3.67	3.42	3.25	3.11	3.01	2.91	2.83	2.76	2.7
	5	3.87	3.45	3.21	3.04	2.9	2.79	2.7	2.62	2.55	2.48
	6	3.69	3.28	3.03	2.86	2.73	2.62	2.53	2.44	2.37	2.31
	7	3.55	3.13	2.89	2.71	2.58	2.47	2.38	2.3	2.23	2.16
	8	3.42	3	2.76	2.59	2.45	2.34	2.25	2.17	2.1	2.04
	9	3.31	2.89	2.65	2.47	2.34	2.23	2.14	2.06	1.99	1.92
	10	3.21	2.79	2.55	2.37	2.24	2.13	2.04	1.96	1.89	1.82

註: (白色區域: 笛波爾分數大於 5 分; 淺灰色區域: 笛波爾分數介於 4.5~5 分; 深灰色區域: 笛波爾分數小於 4.5 分)

然而, 閃爍指數之計算必須先需推算出 LED 組合燈動態圖案之週期時間, 才能進一步計算平均照度值, 因此對於實際戶外量測不同 LED 組合燈加上其動態變化的多樣性, 適用的範圍可能會受到限制。因此, 我們嘗試以 FFT 頻率強度分佈之對比值(P_1/P_0), 同 dB 值的概念, 來取代閃爍指數, 即 $\text{dB} = 20 \times \log(P_1/P_0)$式 4

其中, P_1 為經 FFT 轉換後頻率最大強度值, P_0 指頻率為零之強度。同上述模型建立方法, 可獲得另一閃爍評價公式為

$$\text{FEI}\left(\frac{P_1}{P_0}\right) = \text{FEI}_{P_1/P_0} = 3.892 - 0.981 \times \ln(f_{FFT}) - 0.425 \times \ln(P_1/P_0). \text{式 5}$$

將式(3-4)與人因實驗之閃爍評價平均數進行線性擬和, 可以得到其決定係數(R^2)為 0.821, 與式(3-2)的閃爍評價公式結果相近。

同上, 透過建立之閃爍評價模型, 即式 5, 藉由最大強度 FFT 頻率及頻率強度最大對比度兩項評價因子, 整理出以笛波爾分數 4.5 分和 5 分為舒適界線之閃爍評價建議範圍, 如表 4 所示, 即不同頻率強度最大對比度會有不同的最大強度 FFT 頻率規範。

表 4 LED 組合燈閃爍評價之 f_{FFT} 與 P_1/P_0 建議表

		P_1/P_0								
		0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
f_{FFT}	0.1	7.13	6.83	6.66	6.54	6.45	6.37	6.30	6.25	6.20
	0.2	6.45	6.15	5.98	5.86	5.77	5.69	5.62	5.57	5.52
	0.3	6.05	5.76	5.58	5.46	5.37	5.29	5.22	5.17	5.12
	0.4	5.77	5.47	5.30	5.18	5.09	5.01	4.94	4.89	4.84
	0.5	5.55	5.26	5.08	4.96	4.87	4.79	4.72	4.67	4.62
	0.6	5.37	5.08	4.90	4.78	4.69	4.61	4.54	4.49	4.44
	0.7	5.22	4.93	4.75	4.63	4.54	4.46	4.39	4.34	4.29
	0.8	5.09	4.79	4.62	4.50	4.41	4.33	4.26	4.21	4.16
	0.9	4.97	4.68	4.51	4.38	4.29	4.21	4.15	4.09	4.04
	1	4.87	4.58	4.40	4.28	4.19	4.11	4.04	3.99	3.94
	2	4.19	3.90	3.72	3.60	3.51	3.43	3.36	3.31	3.26
	3	3.79	3.50	3.33	3.20	3.11	3.03	2.97	2.91	2.86
	4	3.51	3.22	3.04	2.92	2.83	2.75	2.68	2.63	2.58
	5	3.29	3.00	2.82	2.70	2.61	2.53	2.46	2.41	2.36
	6	3.11	2.82	2.65	2.52	2.43	2.35	2.29	2.23	2.18
	7	2.96	2.67	2.49	2.37	2.28	2.20	2.13	2.08	2.03
	8	2.83	2.54	2.36	2.24	2.15	2.07	2.00	1.95	1.90
	9	2.72	2.42	2.25	2.13	2.03	1.95	1.89	1.83	1.78
	10	2.61	2.32	2.14	2.02	1.93	1.85	1.78	1.73	1.68

註: (白色區域：笛波爾分數大於 5 分；淺灰色區域：笛波爾分數介於 4.5~5 分；深灰色區域：笛波爾分數小於 4.5 分)

2. 廣告招牌戶外人眼感受結果與分析與閃爍評價模型

戶外廣告招牌人體感受實驗的條件，對於亮度、垂直照度及閃爍等光學量測結果進行分析，並與戶外廣告招牌人體感受的眩光及閃爍主觀問卷進行比較分析，以便於找出 LED 組合燈閃爍舒適度的量測指標。相關分析如下：

106 年度戶外 LED 組合燈人體感受實驗結果顯示，圖案樣式、亮度水準與觀測距離對於眩光及閃爍主觀評價均有顯著影響，且平均數值皆比 105 年度室內實驗室人體感受實驗結果明顯提升，即不適程度降低。主要原因除了亮度水準與觀測距離的影響外，推測戶外環境的背景光同時降低了 LED 組合燈對人體眩光及閃爍感受程度之影響。此外，觀測距離愈遠，人眼視野範圍涵蓋背景光的範圍愈廣，也會大幅減少 LED 組合燈對人體眩光及閃爍感受程度，進而增加整體評價分數(即不適程度降低)。

首先，為了確認幾項評價指標如最大強度 FFT 頻率 f_{FFT} 、閃爍指數 f_{FI} 在不同觀測距離與亮度水準下的變化，我們將今年(106 年)戶外實驗場域量測到的 LED 組合燈照度波形變化與 105 年度室內實驗室(無背景光)之量測結果相互比對，其中室內實驗室之量測距離約 5 公尺。在戶外實驗場域量測部分，為了先排除背景光，我們在相同實驗參數條件下進行了兩次照度波形量測。第一次是在 LED 組合燈未開啟的情況下進行量測，可以視為僅背景光照度波形量測；第二次則是開啟 LED 組合燈量測，因而同時包含了 LED 組合燈與背景光照度波形。將兩次量測結果相減即可得到扣除背景光後的 LED 組合燈照度波形變化，並可進一步計算最大強度 FFT 頻率與閃爍指數。

我們進一步模擬背景光增加對閃爍評價指標之影響，以孔雀燈同步閃爍為例，圖 6 為增加不同的背景光照度所產生的照度變化，就如同在交流訊號下加入直流成分。

同樣的，我們將背景光增加後的照度波形進行 f_{FFT} 與 f_{FI} 計算，並推算出 $FEI(FI)$ 與人體閃爍感受實驗結果進行比對。圖 7a 為孔雀燈在不考慮背景光下之比對結果，其決定係數(R^2)僅為 0.3294， $FEI(FI)$ 數值無法與實驗結果相對應，不過，當考慮有背景光時，其相關性提升。從比對結果中發現，當模擬背景光增加 1.5 lx 時，所推算出之 $FEI(FI)$ 與人體閃爍評價平均數之決定係數(R^2)提升至 0.4771，且兩者數值趨近一致，如圖 7b 所示。八卦燈一樣有相同的結果趨勢，當不考慮背景光時， $FEI(FI)$ 與人體閃爍評價平均數之決定係數(R^2)為 0.7042；考慮背景光 1.5 lx 時，其決定係數(R^2)增加至 0.8117，如圖 8 所示。針對 LED 組合燈所提出的閃爍評價指數 $FEI(FI)$ 公式 3)，八卦燈的決定係數(R^2)0.8117 明顯高於孔雀燈的決定係數(R^2)0.4771，因此針對這個差異，建議仍須設計新的實驗來了解是否需修訂閃爍評價指數 $FEI(FI)$ (公式 3)。

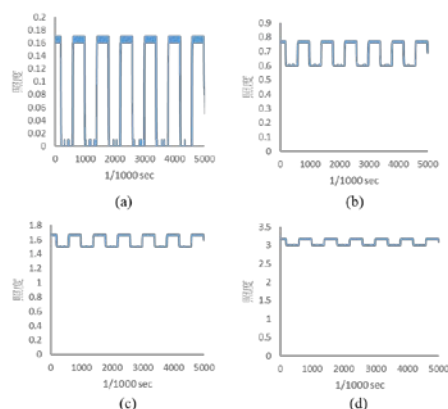


圖 6 模擬背景光增加之照度波形變化：(a)背景光為 0 lx；(b)背景光為 0.6 lx；(c)背景光為 1.5 lx；(d)背景光為 3.0 lx

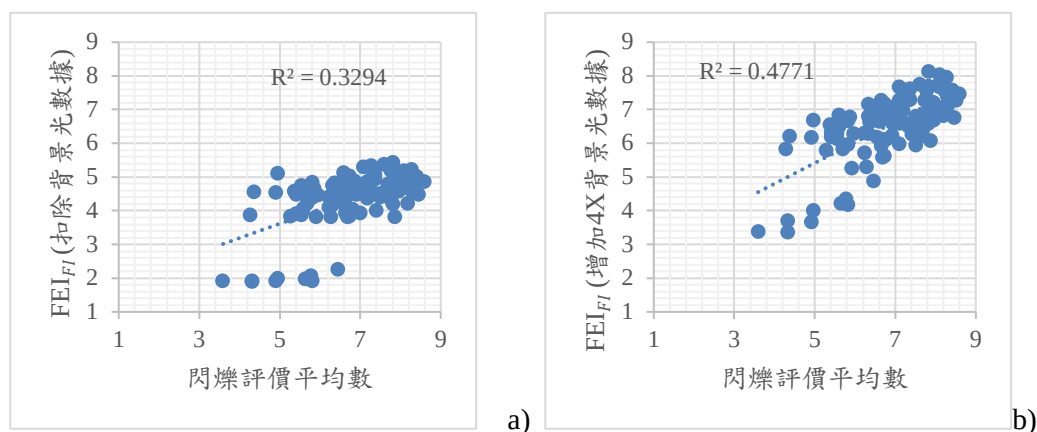


圖 7 孔雀燈閃爍評價平均數與 FEI_{FI} 趨勢比對(a 背景光 0 lx，b 背景光 1.5lx)

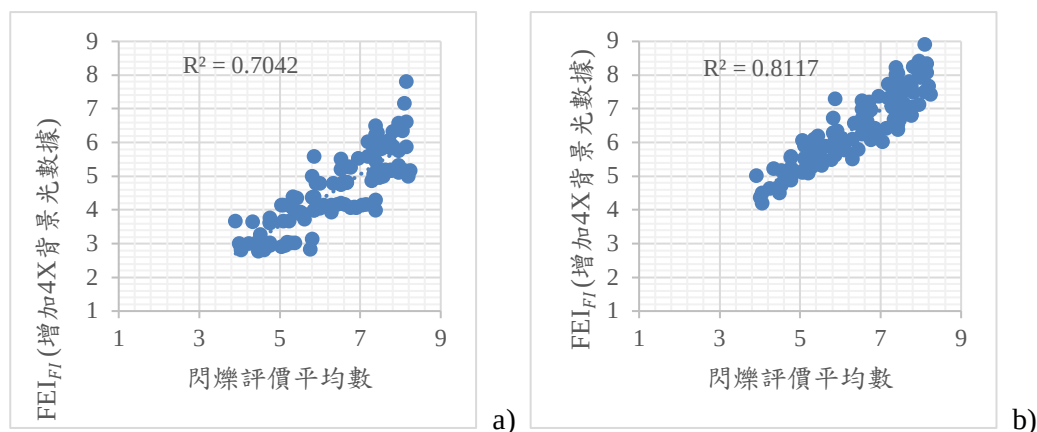


圖 8 八卦燈閃爍評價平均數與 FEI_{FI} 趨勢比對(a 背景光 0 lx，b 背景光 1.5lx)

四、結論

1. 完成 LED 組合燈戶外人體感受實驗 4,320 次。根據人體感受與認知實驗結果顯示，性別、年齡、圖案樣式、亮度、閃爍頻率強度與觀測距離等因子對於眩光與閃爍主觀評價均有顯著影響($p<0.01$)，女性對眩光與閃爍不適反應顯著高於男性，青壯年對八卦燈之眩光與閃爍不適高於中老年受測者，但對孔雀燈之眩光與閃爍不適反應則低於中老年受測者；實驗亦發現，近觀測距離、高亮度與高閃爍頻率強度有顯著的眩光與閃爍不適情形，但各主因子間之交互作用對於眩光與閃爍值主觀評價則無顯著影響。
2. 106 年度戶外 LED 組合燈人體感受實驗結果顯示，圖案樣式、亮度水準與觀測距離對於眩光及閃爍主觀評價均有顯著影響，且平均數值皆比 105 年度室內實驗室人體感受實驗結果明顯提升，即不適程度降低。主要原因除了亮度水準與觀測距離的影響外，推測戶外環境的背景光同時降低了 LED 組合燈對人體眩光及閃爍感受程度之影響。此外，觀測距離愈遠，人眼視野範圍涵蓋背景光的範圍愈廣，也會大幅減少 LED 組合燈對人體眩光及閃爍感受程度，進而增加整體評價分數(即不適程度降低)。
3. 針對 LED 組合燈之閃爍評價模型分析上，引入新的評價指標因子，包含閃爍指數 fFI 及最大強度 FFT 頻率 fFFT，提出閃爍評價指數 FEI(FI)，同時提出閃爍舒適區域建議表。
4. 完成臺北市、新竹市共 6 處戶外廣告招牌光源亮度、閃爍與環境光量測實驗次數共計 216 次。
5. 完成廣告招牌及路燈之光污染量測方式，分別為亮度、垂直照度、眩光亮度、LED 多媒體閃爍、LED 組合燈閃爍等 5 種量測方式，其中垂直照度為路燈之光侵擾評估方式。
6. 國際間光污染管制規範研析，本年度新增南韓「以光污染防治為目標之廣告照明設置管理建議基準」及「以光污染防治為目標之裝飾照明設置管理建議基準」等規範解析，並更新國際法規分析表。
7. 完成之光污染防治及管理指引草案，可提供各縣市政府環保單位作為光污染源管理之參考依據，並可提供予光源主管機關（內政部營建署、交通部）納入相關主管法規，以期由光污染源頭加強管制。

參考文獻

- [1] CNS 15015 C4500，戶外景觀照明燈具（民 95.07.10 公佈）。
- [2] 鄭森皓、彭保仁，「新興物理性公害之調查及研究」，中華民國行政院環境保護署 EPA-100-U1F1-02-106 計畫期末報告（民 100）。
- [3] 鄭森皓、彭保仁、溫照華、賴鵬宇、陳怡君、謝品萱，「新興物理性公害之調查及研究」，中華民國行政院環境保護署 EPA-101-U1F1-02-106 計畫期末報告（民 101）。
- [4] 鄭森皓、彭保仁、溫照華、陳怡君、徐紹維、鍾宗穎、廖淑君，「光污染防治策略規劃及建置」，中華民國行政院環境保護署 EPA-101- F105-02-207 計畫期末報告（民 101）。
- [5] 鄭森皓、彭保仁、溫照華、陳建宇、徐紹維、鍾宗穎、洪紹棠，「光污染防治專案工作計畫」，中華民國行政院環境保護署 EPA-102-U1F1-02-106 計畫期末報告（民 102）。
- [6] 鄭森皓、彭保仁、溫照華、徐紹維、黃育信、王韻婷，「光污染影響及民眾感受認知研究」，中華民國行政院環境保護署 EPA-102- F105-02-207 計畫期末報告（民 102）。
- [7] 鄭森皓、彭保仁、溫照華 2014。「光污染影響及民眾感受認知研究」，中華民國行政院環境保護署 EPA-103-U1F1-02-106（民 103）。
- [8] 彭保仁、溫照華、徐紹維、洪紹棠、李宗憲、林雅俐、袁惟文 2015「光污染感受調查及量測指標與改善措施研究」，中華民國行政院環境保護署 EPA-104- U1F1-02-106(民 104)。
- [9] 彭保仁、溫照華、何展効、李宗憲、林雅俐、徐紹維、洪紹棠「光污染影響之感受調查及量測指標與改善措施研究」，中華民國行政院環境保護署 EPA-105- U1F1-02-A204(民 105)。
- [10] 溫照華、彭保仁、何展効、李宗憲、林彥輝、洪紹棠「光污染影響及主觀感受調查與管制方式之研究」，中華民國行政院環境保護署 EPA-106- U1F1-02-A206(民 106)。

低頻非游離輻射對監測設備量測技術實證之研究

饒瑞榮¹ 蕭振龍²

¹工業技術研究院

²千一科技股份有限公司

EPA-106-U1F1-02-A205

摘要

近十幾年來，隨著生活品質的提昇以及對環保意識的抬頭，民眾對於生活周遭的電力供應設施所產生的電磁場是否會對人體有不良的影響，一直是廣受關注的議題。早年的高壓電塔及電力變電設施向來是民眾特別關注的特殊環境設施。隨著民生用電需求的不斷增加以及新市鎮的開發，相關電力設施的建置依舊不可或缺。雖然大部分民眾由這些科技得到生活上的便利，但同時也因為各類電力設施林立於生活周遭，而擔憂這些設施所產生的電磁波輻射是否會影響到人體。為改善此一問題，環保署乃規劃進行非游離輻射長期監測站的建置，期望透過監測資訊的透明與公開，來降低民眾對相關設施的輻射疑慮。

為能確保長期監測數據的準確性與可靠度，本研究針對低頻非游離輻射長期監測設備進行量測技術的研究，並研析國內非游離輻射來源特性及現況，同時研提適用我國之低頻非游離輻射長期監測規範草案與校驗方法。研究成果除可引以作為環保署對環保相關單位所使用低頻非游離輻射量測設備定期校驗的執行依據與允收參考外，對於後續非游離輻射長期監測系統的建置與相關工作的落實，亦可作為作業規範擬訂的參考依據。

關鍵詞：非游離輻射、低頻、極低頻、電磁場

一、前言及研究目的

電力供應設施與無線通訊所產生的電磁波是否會對人有不良的影響，隨著民眾對生活品質以環保意識的重視，近年來一直是為廣受關注的議題。早年的高壓電塔及電力變電設施向來是容易引起民眾注意的特殊環境設施，然而隨著民生用電的逐年增加以及新市鎮重劃區的開發，相關電力設施的建置依舊不可避免。其實，普遍與電價親民的電力供應，為一般民眾生活與工作上帶來相當大的便利，也大大改善了民眾的生活品質。以國內在民國 101 年至 105 年近五年間的使用情形來看，雖然政府近幾年大力倡導節能減碳觀念，並推動多項節電優惠措施，但台電每年的售電量在這五年仍以每年平均約 1.36% 的幅度持續增加，並於 102 年首度突破 2000 億度，隨著產業與新市鎮區域的開發，電力用戶數也以每年約 1.6% 的幅度成長中。

雖然大部分民眾由電力的普及獲得相關電器設備應用所帶來的好處與生活環境的舒適，但也隨伴著這些因使用需求不斷提升而增建的各項電力設施，引發民眾對環境電磁波安全的疑慮。擔心這些四處林立的變電設備所產生的極低頻磁場是否會對人體有不良的影響，甚至因此而導致陳情或抗爭事件的發生。

為了民眾安全以及化解紛爭，環保署除了引用國際非游離輻射防護委員會 ICNIRP (International Commission on Non-Ionizing Radiation Protection) 所規範的安全指引[1]訂定「限制時變電場、磁場及電磁場曝露指引」[2]作為國內電磁場曝露量的安全規範外，也依實際的量測技術與需求，分別於民國 92 年、102 年、104 年及 106 年制定、修訂了「環境中極低頻電場與磁場檢測方法(NIEA P202.93C)」[3]作為電力設施所產生極低頻磁場的量測作業規範。自 92 年公告上述檢測方法至今，已完成超過數千座電力設施的量測工作，所量測的結果也公佈於環保署的網站上，民眾可以很方便地查詢量測的結果，這些作為對於解決相關電力設施所引起的紛爭與降低民眾的疑慮有很大的貢獻。

展望未來，隨著電力需求的不斷增加與新興市鎮區域的開發，相關電力建設仍將不斷擴充，各項機電設施的改建及增建都有可能引起民眾的疑慮。上述的量測工作，主要是在固定發射源(高壓電線、變電所或變電箱)附近，針對該電力設施所產生的電磁場，在特定的時間進行電磁場的量測，並以該時段內的量測值，代表量測結果。然而，環境中的電磁場有多種來源，電磁場強度也會隨著時間變化，因此短時間的量測結果並不能代表實際民眾日常所接受的電磁場曝露量。針對這項問題，部分先進國家乃在其國內建構電磁波長期監測網，隨時監測其國內環境的電磁波強度，以進一步確保其國民的安

全，同時也將監測結果公開在網站上，提供人民一個透明的資訊，可以大大降低該國民眾對電磁波安全的疑慮。

在臺灣，由於地狹人稠，為能提供民眾便利的生活環境，除了電力設施外、高頻無線通信的行動電話基地臺也是隨處可見，因此國內電磁波環境的複雜度，相較於大多數先進國家有過之而無不及，對於電磁波長期監測網的建置，應可評估其可行性。環保署也因此於民國 100 年逐步開始展開電磁波長期監測作業與監測網建置的相關先期研究，研究國際環境電磁場長期監測的技術，並於民國 102、103 年在北、中、南等多個都會區進行多項極低頻與射頻電磁場的長期監測實驗，同時搭配所蒐集之國際相關研究資料與實施辦法，於民國 103 至 104 年擬訂我國環境非游離輻射長期監測網的建構方向，作為後續進行國內非游離輻射長期監測系統建置的參考[4-6]。此外，為能完善非游離輻射長期監測網的施行辦法，同時確保監測數據的準確性與可靠度，也在 105 年針對射頻非游離輻射長期監測設備進行校驗方法的研究與擬訂[7]。在本研究計畫中，則針對低頻(極低頻)非游離輻射長期監測設備的校驗方法進行研究與擬訂。

環保署對各類發射源已建立非游離輻射(電磁波)曝露數據資料庫，並作為管制與資料公開之基礎，民眾可以透過非屬原子能游離輻射管制網[8]對歷年檢測資料進行查詢，該管制網除了提供以資料條件篩選的方式查詢之外，亦結合地理資訊系統提供地圖查詢。非游離輻射管制網之業務專區，提供直接申報量測資料之平臺，縣市環保局及各部會機關人員可藉此建置量測資料。該系統同時具備權限管理及資料檢核機制，系統管理員可直接對量測資料進行檢核，維持量測資料的品質品質。本計畫持續維護更新全國非游離輻射地理資訊系統及非游離輻射資料庫，以利民眾查詢。

二、研究方法

本研究目標在於進行低頻(極低頻)非游離輻射長期監測設備校驗方法的研究與作業程序研擬，同時蒐集研析國內各類環境低頻(極低頻)非游離輻射案件，掌握各種低頻非游離輻射來源特性及現況。主要研究內容包括：

1. 蒐集與彙整研析低頻(極低頻)非游離輻射長期監測設備校驗相關資料

研究過程中蒐集並研析了國際有關極低頻非游離輻射量測設備特性與校正之相關技術與研究資料，並予以分析。包括由瑞士電力與行動通訊研究基金會針對歐洲各國於環境電磁輻射管理與監測研究現況所進行的調查與分析結果、由美國電機電子工程師學會 IEEE (Institute of Electrical and Electronics Engineers)所制訂的極低頻電磁場量測與校正標準規範 IEEE Std. 644 及 IEEE Std. 1308、以及由日本、韓國、捷克等各國主管國家量測標準的各個國家標準研究院所提出對極低頻交流磁場強度計之校正技術資料等[9-14]。資料內容涵蓋對極低頻磁場量測設備所提出的校正參數與校正方法。經由這些資訊的彙整研析，配合我國國家標準實驗室所發展的校正技術，乃於本研究中研訂出極低頻非游離輻射監測設備之關鍵參數與規格，並提出適用於我國所採用極低頻非游離輻射量測設備之校驗方法。

2. 擬訂低頻(極低頻)非游離輻射長期監測設備應具備之功能與規格

進行極低頻環境磁場的監測時，量測的地點可涵蓋室內或室外環境。例如在針對一般座落於戶外的高壓電線或變電設施進行量測時，設備的架設地點可能會選在戶外區域。因此極低頻磁場長期監測量測設備的功能與規格要求除了須考量國際相關規範與國內電力規格的需求外，也要確保量測設備設置於戶外的耐候性。整體而言，在採用極低頻環境磁場的長期監測設備時，應具備之功能與規格如表 1 所示。

表 1 所述各功能中，前三項為主要的技術規格要求，應予以定期校正以確保量測數據的準確性。該三項規格參數與環保署 105 年「非游離輻射長期監測設備校驗技術研究專案研究計畫」期末報告第 2.2.4 節對射頻非游離輻射長期監測設備所擬定的校正參數一致，即頻率響應、場強量測動態範圍、與三軸感測天線的全向性等三項參數。而各參數應符合的規格除可參考國際相關規範要求外，同時也須符合國內極低頻非游離輻射的應用面與環境安全的要求現況，說明如下：

(1) 頻率響應(Frequency response)：對於一個寬頻的磁場感測頭，其感測元件對同一磁場強度、但不同頻率磁場信號的輸出訊號振幅變化，即為其頻率響應。通常是以不同頻率、相同強度的磁場檢視受測磁場強度計的量測值，得出其涵蓋該等頻率範圍的頻率響應。對於磁場強度計頻率響應的量測，可視受校磁場強度計實際的應用場域決定量測的頻率範圍。對於量測環境及低頻非游離輻射磁場的磁場強度計，其校正頻率範圍應涵蓋環境中主要的極低頻磁場信號。以國內而言，即為交流電力的頻率 60 Hz。在 104 年「電磁波發射源之特性與長期量測技術研究計畫」期末報告所

建議規格中，要求極低頻長期監測設備除 60 Hz 的電力頻率外，應能涵蓋其 10 倍頻的頻率，即 600 Hz。而在 60 Hz 至 600 Hz 範圍中，較強的電頻諧波主要出現於前幾次的倍頻諧波如 120 Hz、180 Hz、300 Hz…。因此，建議校正頻率點應至少包含 60 Hz、120 Hz、180 Hz、300 Hz 及 600 Hz 等 5 個頻率點，以涵蓋電頻的基頻、二倍頻、三倍頻、五倍頻及十倍頻等頻率點。至於執行校正的磁場強度值，依據計畫團隊於 103 年所執行「非屬原子能游離輻射檢測技術暨室內外長期環境監測之研究」計畫，於國內三個電力設施附近地點所執行連續七天的長期監測結果，所測得的環境磁場強度最大值約在 10 mG 左右，因此建議以 10 mG 作為校正場強值。至於規格的訂定，則建議參考 104 年研究計畫期末報告所建議，其頻率響應平坦度應不超過 ± 1 dB。

表 1. 極低頻非游離輻射長期監測設備應具備規格

	項 目	應具備規格
1	量測頻段	極低頻磁場的主要來源為電力系統相關設施與電器，由於國內市電頻率為 60 Hz，極低頻磁場大都發生於 60 Hz 及其倍頻信號，而電力信號在 10 倍頻以上的電流量已降至極低，因此監測設備量測頻率的範圍至少應涵蓋 60 Hz 至其 10 倍頻 600 Hz 的頻段。
2	量測單位之顯示	應至少包括特士拉(T)或毫高斯(mG)等單位。
3	場強量測範圍	一般環境中極低頻磁場的環境背景強度約在 0.5 mG 左右，因此監測設備之靈敏度應能量測至少 0.5 mG 的磁場；另，我國環保署規範對 60 Hz 頻率磁場的安全暴露量參考值為 833 mG，為保留一定裕度，監測設備的磁場強度量測範圍應至少涵蓋 0.5 mG 至 1000 mG。量測單位之顯示應至少包括特士拉(T)或毫高斯(mG)等單位。
4	感測天線方向特性	為能接收到環境中來自於各相關電力設施所產生的磁場，量測天線應具備三軸全向性磁場的感測能力，方能完整偵測環境中各不同方向的磁場。
5	量測模式	依照環保署 NIEA P202.93C 環境中極低頻電場與磁場檢測方法規範，極低頻磁場量測的取樣時間應不得超過 10 秒，因此磁場量測設備應具備連續監測能力，且其數據取樣時間應可設定在 10 秒或 10 秒以內。
6	數據量測與儲存	為能滿足長期自動監測的需求，量測設備應具備自動定時持續量取磁場值，並能自動儲存量測值之功能。
7	量測數據傳輸	為能由監測設備端或遠端取得監測設備所量取的數據，量測設備應具備量測資料有線手動下載或自動無線傳輸的功能。
8	電力需求	以市電供電或具備自主供電的功能，例如以蓄電池搭配太陽能板集電裝置自主充電。以蓄電池供電時，應能滿足至少一個長期監測週期持續量測所需的電量供電。
9	操作環境與防護功能	戶外長期監測設備必須至少能在攝氏-10 度至 40 度的環境溫度中正常運作。防護等級應能符合 IP54 等級，方可承受一般甚或較大的雨淋。
10	警示功能	設備本身在偵測到異常現象時，應能自動透過無線傳輸傳送異常警告訊息，例如量測值超出限制、記憶體已滿、電力不足、或探頭異常等警示，以能及時通知管理人員進行必要的處置。
11	設備品保	量測設備須具備經相關國際認證組織認可之實驗室所出具可追溯至國家計量標準之校正報告，並應定期校正。

- (2) 動態範圍(Dynamic range)：即為磁場強度計在特定頻率範圍內所能感測到最大與最小的磁場強度範圍。對於磁場強度計動態範圍的量測，可視受校磁場強度計實際的應用情形決定量測的場強位準範圍。依據 IEEE Std. 644 及 IEEE Std. 1308 建議，應以 4 個磁場強度涵蓋最大量測範圍的 10 % 及 90 % 磁場值。而依據 104 年研究計畫期末報告所建議規格，磁場強度範圍應至少涵蓋 0.5 mG 至 1000 mG。因此建議以 100 mG 及 900 mG 為其中兩個磁場量測值，其中 900 mG 也涵蓋了環保署公告「限制時變電場、磁場及電磁場曝露指引」所訂定之 60 Hz 磁場的曝露指引值(833 mG)。至於最低磁場值的校正，由於受限於各種量測儀器均使用 60 Hz 電力作為供電來源，因此一般校正實驗室中不易準確地提供同頻率的低磁場作為校正場強，因此建議以目前我國國家標準實驗室可提供的最低磁場強度 5 mG 為低磁場校正值。另外同前項所述，依據實際長期監測所測得之數據，選列 10 mG 為另一校正磁場值。因此建議校正磁場值至少應包含 5 mG、10 mG、100 mG、900 mG 等 4 個磁場強度值，校正頻率則訂於 60 Hz。依據 IEEE 標準建議，場強度計讀值與標準值的差異應不超過 ± 10 % (約等於 ± 1 dB)。此項要求亦符合我國環保署現行「環境中極低頻電場

與磁場檢測方法」中，對於量測儀器追溯校正的允收範圍要求(±10%)。

- (3) 全向性(Isotropy)：為一個全向性三軸磁場感測頭對同樣磁場強度，但不同極化方向磁場的反應差異程度。對於一個全向性佳的磁場強感測頭，其反應不易受到磁場的極化方向所影響。在執行此項特性量測時，須讓受測的磁場感測頭在一個穩定的磁場中作 360 度的旋轉，並記錄旋轉過程中所觀察到的最大磁場值(Bmax)與最小磁場值(Bmin)，再以相關公式計算其異向性 A(Anisotropy)，並在校正報告中以 [± x.x dB] 表示該感測頭的等向特性。異向性的計算公式可參考 IEEE Std. 1309 「Standard for calibration of electromagnetic field sensors and probes (excluding antennas) from 9 kHz to 40 GHz, Electromagnetic Field Immunity Test」[15]標準，定義如下：

$$A = 20 \cdot \log_{10} \left(\frac{B_{\max}}{\sqrt{B_{\max} \cdot B_{\min}}} \right) \text{ (dB)} \quad (1)$$

執行此項特性校驗時，建議參考前兩項參數的設定，於 60 Hz 頻率點、10 mG 的磁場強度條件下，進行 360 度的全向性量測。依據 IEEE 標準建議，各軸向場強度計讀值與標準值的差異應不超過 ±10% (約等於 ±1 dB)。

綜上所述，可整理我國對極低頻非游離輻射長期監測設備所應定期校驗的關鍵參數與規格如表 2 所示。

表 2. 極低頻非游離輻射長期監測設備之關鍵參數與規格

	參數	校正點與規格	說明
1	頻率響應	- 校正頻率點：至少包含 60 Hz、120 Hz、180 Hz、300 Hz 及 600 Hz 等 5 個頻率點，校正場強為 10 mG。 - 頻率響應平坦度：不超過 ±1 dB。	符合我國 60 Hz 電力頻率及涵蓋其十倍頻之頻率範圍。
2	場強量測動態範圍	- 校正場強點：至少包含 5 mG、10 mG、100 mG、900 mG 等 4 個磁場強度值，校正頻率為 60 Hz。 - 場強度計讀值與標準值的差異：不超過 ±10%。	符合我國環保署「限制時變電場、磁場及電磁場曝露指引」安全規範之場強範圍以及 IEEE 標準所建議的場強範圍與準確度。
3	感測頭三軸特性	- 於 60 Hz 頻率點、10 mG 磁場強度的條件下，進行 360 度的全向性量測。 - 等向性不超過 1 dB。	符合 IEEE 標準建議。

3. 研擬低頻(極低頻)非游離輻射長期監測設備校驗方法

對於極低頻非游離輻射長期監測設備校驗方法的擬定，在方法上主要參考國際相關標準規範的建議以及各主要國家標準實驗室所採行的量測技術，以黑目合茲線圈及周邊設備建構成交流磁場校正系統，對交流磁場強度計進行各項參數的校正。其系統架構如圖 1 所示。

本方法利用黑目合茲線圈來產生一均勻的交流磁場。校正時，將特定頻率之穩定電流輸入黑目合茲線圈中，以具追溯性的精密電阻及多功能數位電表等標準件測得流經該線圈的電流值，由此計算得到線圈中心標準磁場的位準，再將待校的磁場感測頭置入線圈中心之均勻區域與此一標準磁場值進行比對，得出待校磁場強度計與感測頭的特性。其中，在黑目合茲線圈中心所欲產生的標準磁場值 B_0 (mG) 可以使用下列公式計算，以得出系統於多功能數位電表所應量得的電壓值 V_0 (V)：

$$B_0 = K_c \times I = K_c \times (V_0 / R) \quad (2)$$

其中 K_c ：為黑目合茲線圈的線圈常數，單位為 G/A；

I ：為流經黑目合茲線圈的電流值，單位為 A；

R ：為精密電阻的電阻值，單位為 Ω 。

該方法可提供之校正範圍為：頻率範圍涵蓋 60 Hz 至 600 Hz、磁場強度範圍涵蓋 5 mG 至 900 mG。可提供前述對磁場強度計與磁場感測頭在頻率響應、場強量測動態範圍、以及感測頭全向性等三項參數的校正，如表 3 所示。

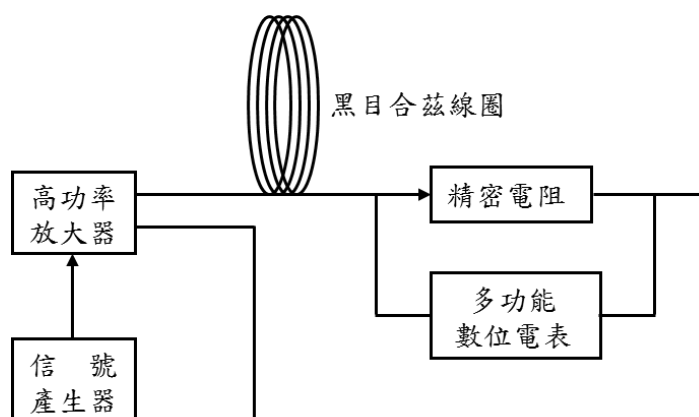


圖 1. 交流磁場強度量測系統架構圖

表 3. 校正範圍與參數

待校儀器	校正範圍	校正參數	校正方式
磁場強度計	頻 率：60 Hz 至 600 Hz 磁場強度：5 mG 至 900 mG	頻率響應、 場強範圍、 全向性	將特定頻率之電流輸入黑目合茲線圈以產生一標準磁場，再將待校磁場強度計之感測頭置入線圈中心之均勻區域與此一標準磁場值進行比對。

4. 蒐集研析國內各類環境低頻(極低頻)非游離輻射檢測結果

本研究蒐集國內各縣市環保局針對各類電力設施之環境低頻(極低頻)非游離輻射回報案件，並進行分析。就各縣市環保局 483 件回報案件之量測最大值與曝露指引限值(833 mG)進行比較，得其結果如表 4，所有的檢測結果中，沒有任一件超過曝露指引限值。其中僅有不到 2 % (8 件，1.66 %)高於曝露指引限值的 10 % (83.3 mG)，高於曝露指引限值 5 % (41.6 mG) 的有 37 件。再就發射源類型觀察，落地型變壓器有 19 件高於曝露指引限值的 5 %、其中 4 件高於曝露指引限值的 10 %；變電所有 13 件高於曝露指引限值的 5 %、其中 3 件高於曝露指引限值的 10 %。本次調查各量測案件中檢測值最高者為 195 mG，為曝露指引限值的 23.4 %，是縣市環保局回應民眾對其工作場所電力設備所提出之陳情量測。

表 4. 國內低頻磁場檢測案最大值與曝露指引限值比較

曝露指引 限值比較	總計	配電設施	落地型 變壓器	電力設備	學校極 低頻設施	變電所
≥ 5 % (41.6 mG)	37 件	1 件	19 件	2 件	2 件	13 件
≥ 10 % (83.3 mG)	8 件	-	4 件	1 件	-	3 件
≥ 20 % (166.6 mG)	1 件	-	1 件	-	-	-

此外，針對市區常見的落地型變壓器，在研究中也選取了 11 座變壓器進行磁場空間分布變化量測。量測時，在距離地面高度 100cm 處，就各落地型變壓器四面中點距離表面 50 公分處取磁場強度最大值發生的位置，再取貼近、距離 30 公分及 100 公分處各量測 1 點。觀察其磁場強度的變化情形。量測結果如表 5 所示，可明顯看出磁場強度隨著距離增加呈現快速衰減的趨勢。

表 5 落地型變壓器之極低頻磁場量測結果 (單位：mG)

序號	≡ 0 cm	30 cm	50 cm	100 cm
1	46.89	20.41	14.08	5.114
2	8.730	7.554	5.998	4.196
3	102.9	25.21	3.525	5.005
4	20.29	11.22	5.563	3.009
5	2.058	1.785	1.758	-
6	5.578	4.774	4.872	4.147
7	12.16	3.594	1.666	1.038
8	50.92	17.31	4.708	6.226
9	48.58	14.49	10.94	4.768
10	27.60	17.73	11.30	4.505
11	2.815	2.521	1.817	2.247

5. 維護並更新非游離輻射管制資訊網

在研究期間，研究團隊亦進行非游離輻射管制資訊網的網站維護與資訊更新。非屬原子能游離輻射管制網對外可提供民眾有關量測資訊、管制法規、防護知識之查詢服務。民眾可透過網站對歷年超過 6,000 筆的檢測資料，透過「以圖查文」或「以文查圖」的地理資訊查詢方式檢視全國各地各類型極低頻電力設施及射頻行動通訊基地台、廣播電台等設施的非游離輻射量測結果，了解生活周遭的電磁場環境。此外，管制網之訊息公告及電磁波知識區，也可提供民眾正確的非游離輻射相關知識，藉由傳達正確訊息與國內外管制情形的發展，加強宣傳電磁安全、排解民眾疑慮。

三、結果與討論

綜上所述，經由本研究的執行，完成了下列各項成果，包括：

1. 蒐集分析國際低頻(極低頻)非游離輻射長期監測設備量測技術資料，並研提適用我國之低頻(極低頻)非游離輻射長期監測設備量測技術及規範草案。本研究依據國際相關技術資料以及國內實際的應用環境，撰寫完成量測設備特性與規格規範草案，並進而擬訂出適用我國極低頻非游離輻射長期監測設備校驗方法。草案中針對極低頻磁場長期監測所使用的設備及其規格特性進行說明。這些資訊可讓國內執行環境極低頻磁場量測的技術人員對所使用的設備有所認識，同時亦有助於量測作業的規劃，確保量測數據的有效性。所擬訂之校驗方法，在校正的關鍵參數與其規格要求上，也符合國際相關標準規範的要求以及國內實際的應用需求。該方法將可作為後續進行環境非游離輻射長期監測系統建置時，對於極低頻監測設備的校驗與管理作業之參考，可確保監測數據的準確性與可靠度，完善非游離輻射長期監測網的維持與運作。
2. 在蒐集研析國內各類環境低頻(極低頻)非游離輻射案件方面，本研究整理國內各縣市環保局回報案件之環境低頻(極低頻)非游離輻射檢測資料，並進行分析。以瞭解一般環境中常見的各類型電力設施，其附近所可能產生的磁場強度。經分析全國 483 件檢測案件之量測結果，沒有任一件超過曝露指引限值，磁場值高於曝露指引限值 10 % (83.3 mG)者也僅有 1.66 %(8 件)。此外，針對落地型變壓器進行的磁場空間變化量測，也顯示磁場強度隨著距離增加呈快速衰減的現象。
3. 維護並更新非游離輻射管制資訊網。非屬原子能游離輻射管制網對外除了提供民眾有關量測資訊、管制法規、防護知識之查詢服務外，對內亦為檢測人員上傳量測資料、提升檢測技術之工作平臺。同時，為配合環境資料庫整合作業的需求，也提供量測資料予環境資料庫資訊系統，達到資料共享之目的，完備環保資料的流通及資訊公開，有助於非游離輻射管制之管理。

四、結論與建議

本研究團隊於今年及近年所執行環保署非游離輻射長期監測技術相關研究計畫中，已參考國際上現有對環境射頻與極低頻非游離輻射量測的實施方法與量測設備的校驗技術，先後擬訂完成環境非游離輻射長期監測作業規範、電磁波長期量測設備技術手冊、射頻非游離輻射長期監測設備之校驗方法、以及極低頻非游離輻射長期監測設備之校驗等草案，應可作為我國未來規劃環境非游離輻射長期監測網建置時之參考。

對於後續進行非游離輻射長期監測工作的可行性評估與落實，建議可以分短、中、長程進行相關的實施規劃。短期內，應運用適當的資源，採購至少一套適用的長期監測設備，並參考近年本計畫團隊所綜整研擬之方案，於國內適當地點進行長期監測作業的試行，並蒐集相關的量測數據，以評估於國內進行電磁波長期監測作業的可行性。

若經試行分析後，認為應落實國內電磁波長期監測作業與機制，則在中程階段應進一步規劃電磁波長期監測網之建置方案，朝向非游離輻射長期監測數據蒐集與環境電磁輻射資訊公開、透明化的目標邁進。在此同時，也可評估落實電磁波長期監測之設備建置方案，是採用現有國際大廠之長期監測系統建立獨立的非游離輻射監測網，或是鼓勵國內儀器廠商投入儀器開發，研發簡易型的非游離輻射長期監測模組，透過通訊模組傳輸，提供即時環境電磁波的監測資料。後者的優點是可在國內建立自主技術，依實際需求開發所需要的相關功能，除造價可低於國際大廠現有的設備外，同時也可將其硬體建置及軟體資訊整併入現有空污及噪音的監測資訊網中，形成一功能完整之全臺環境指標監測系統。其缺點則是需投入一定的先期評估與規劃研究，確認所需功能、規格，以及國內相關儀器廠商投入開發的意願與技術可行性。

長程目標則是讓非游離輻射長期監測作業普遍化、常態化，除可隨時提供民眾查詢各監測地點的非游離輻射資訊外，所蒐集之巨量大數據並可適當提供給學術單位或研究機構，做為相關環境變遷研究或新世代通訊技術發展對環境影響之研究與評估參考。除能提升國人生活環境與健康品質，也可促進國內相關科技開發與運用的發展。

經費來源

本計畫係由環保署年度科技發展預算補助(EPA-106-U1F1-02-A205)。

參考文獻

- [1] Guidelines for Limiting Exposure to Time-Varying Electric, Magnetic and Electromagnetic fields(up to 300 GHz), ICNIRP, 1998.
- [2] 限制時變電場、磁場及電磁場曝露指引，行政院環境保護署，中華民國 101 年 11 月 30 日環署空字第 1010108068 號令。
- [3] NIEA P202.93C 環境中極低頻電場與磁場檢測方法，行政院環境保護署，中華民國 106 年 2 月 3 日環署檢字第 1060008518 號公告。
- [4] 非屬原子能游離輻射感受及暴露評估暨長期環境監測之研究計畫期末報告，行政院環境保護署，計畫編號 EPA-102-U1F1-02-105，102 年 12 月。
- [5] 非屬原子能游離輻射檢測技術暨室內外長期環境監測之研究計畫期末報告，行政院環境保護署，計畫編號 EPA-103-U1F1-02-105，103 年 12 月。
- [6] 電磁波發射源之特性與長期量測技術研究計畫期末報告，行政院環境保護署，計畫編號 EPA-104-U1F1-02-105，104 年 12 月。
- [7] 非游離輻射長期監測設備校驗技術研究專案研究計畫期末報告，行政院環境保護署，計畫編號 EPA-105-U1F1-02-A225，105 年 12 月。
- [8] 非屬原子能游離輻射管制網 <https://nonionized.epa.gov.tw/>，行政院環境保護署。
- [9] Gregor Dürrenberger, Jürg Fröhlich, Martin Rösli, and Mats-Olof Mattsson, "EMF monitoring — concepts, activities, gaps and options," International Journal of Environmental Research and Public Health, 2014.
- [10] IEEE Std. 644, IEEE Standard procedures for measurement of power frequency electric and magnetic fields from ac power lines, 1994.

- [11] IEEE Std. 1308, IEEE Recommended Practice for Instrumentation: Specifications for Magnetic Flux Density and Electric Field Strength Meters—10 Hz to 3 kHz, 1994.
- [12] Michal Ulvr, “Calibration of magnetic field meters up to 50 kHz at CMI,” 19th Symposium IMEKO TC 4 Symposium and 17th IWADC Workshop, Advances in Instrumentation and Sensors Interoperability, Barcelona, Spain, July 2013.
- [13] Masanori Ishii, Satoru Kurokawa, and Yozo Shimada, “AC magnetic field standard for magnetometer calibrations at NMIJ,” Conference on Precision Electromagnetic Measurements, July 2012.
- [14] Po Gyu Park, Young Gyun Kim, Wan-Seop Kim, V. N. Kalabin, and V. Ya. Shifrin, “A precision calibration set-up for ac magnetic flux density measurement in the range of 1 Hz to 20 kHz,” IMEKO XIX World Congress on Fundamental and Applied Metrology, Lisbon, Portugal, Sept. 2009.
- [15] IEEE Std. 1309, Standard for calibration of electromagnetic field sensors and probes (excluding antennas) from 9 kHz to 40 GHz, Electromagnetic Field Immunity Test, 2013.

室內場所噪音檢測作業程序暨量測規範驗證研究

劉嘉俊¹ 李岳謙¹ 行政院環境保護署²

¹環境永續工程顧問有限公司

²空氣品質保護及噪音管制處

EPA-106-U1F1-02-A216

摘要

進行住宅區室內外音量測量、頻譜資料調查分析，可作為建立我國住宅區室內音量指標、測量、評估方法及建議值等之參考基礎。本案量測工作之目的並不是要訂定室內噪音管制標準，而是要來瞭解及檢討現行噪音源端之管制標準有無改善空間，以利室內聲音環境品質之瞭解及改善，俾作為未來訂定相關室內噪音法規（建議值）與相關法制作業之參考。

關鍵詞：室內噪音

一、前言及研究目的

行政院環境保護署（以下簡稱環保署）自民國 96 年、97 年起即已進行圖書館及醫院等公共場所室內音量研究工作，並初步建議各種室內音量容許值。圖書館公共服務區的 $Leq(1h)$ 為 50 dB(A)；醫院公共服務區的 $Leq(1h)$ 為 60 dB(A)。98 年至 101 年更進行陸上運輸系統場站室內音量研究工作，並初步建議我國陸上運輸系統車站大廳、聯絡道及月台室內音量容許值：大廳（等候區）或聯絡道為營運時段的 $Leq(1h)$ 平均值，良好為 70 dB(A)，優良為 65 dB(A)；月台 $Leq(事件)$ 良好為 80 dB(A)，優良為 75 dB(A)，以因應未來民眾對於公共場所生活品質要求提高作準備，並與世界各國室內音量建議指標、室內音量容許值與品質接軌，提高國人生活水準。本計畫蒐集彙整國外環境噪音評估指標使用現況、國外住宅區音量現況、民眾噪音煩惱度、不同國家之住宅區室內相關標準或建議值、室內音量容許值、評估指標和測量方法、評估方法與模式及管理措施和規範等相關文獻資料，以掌握國際上的發展趨勢；並進行住宅區室內外音量測量、頻譜資料調查分析，並針對建築物隔音測量方法提出改進及進行輕薄隔音結構之研究。同時透過辦理說明會及諮詢會議，廣徵各界針對我國「住宅區室內音量品質」之測定指標、方法、地點位置及結果等之意見。相關分析評估結果可作為建立我國住宅區室內音量指標、測量、評估方法及建議值等之參考基礎。

二、研究方法

(一)測量目的及狀況

擬定之測量狀況如圖 1 之示意，主要在於瞭解建築物於「開窗及關窗」之隔音量（即穿透損失）及室內外音量衰減等情形。另由室外與牆面不同距離之測點的同步測量，瞭解牆面是否對於測點有噪音增量之影響（即牆面反射音）。

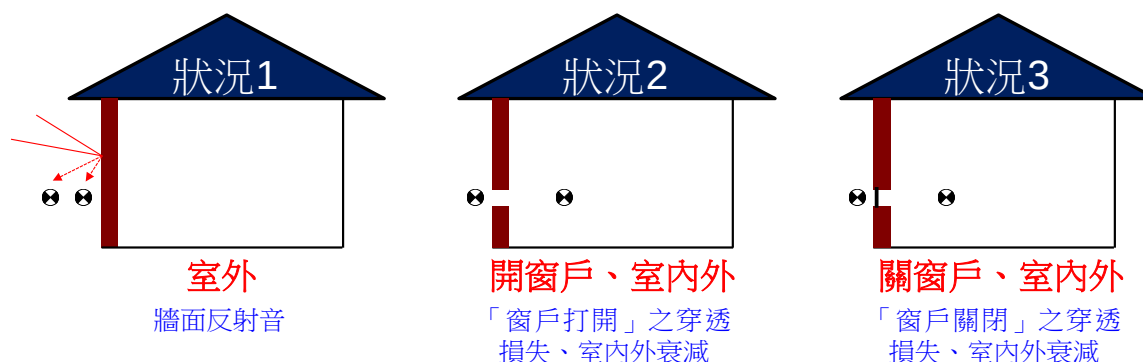


圖 1 住宅區室內外噪音及頻譜資料測量狀況示意圖

註：●表「室內外同步測量」之受音點。

(二)測點篩選

1. 位置：曾發生民眾噪音陳情之地點、路段或車流繁忙路段進行測量，俾具代表性。
2. 對象：選擇一般道路及陸上運輸之「道路系統或軌道系統」進行測量。
3. 數量：進行臨一般道路及陸上運輸之「道路系統或軌道系統」之住宅區室內外音量測定，兼顧一般道路、道路系統（高速公路、快速道路）或軌道系統（捷運、臺鐵、高鐵），數量規劃為 20 次數（合約為 10 次數）並統計分析其結果。

(三)測量方法

1. 住宅區室內：參考：環保署 96 年、97 年圖書館及醫院等公共場所室內音量研究工作、環保署 98 年至 101 年陸上運輸系統場站室內音量研究工作、國外室內音量測量方法之文獻蒐集回顧。
2. 住宅區室外：「陸上運輸系統噪音測量方法 NIEA P206.90B」、「環境噪音測量方法 NIEA P201.96C」。

(四)測量時間及指標

參考世界衛生組織（WHO）對住宅室內噪音為採連續 5 分鐘測量之 LAeq，亦對干擾夜間睡眠的最大噪音值做出定義及韓國之公寓噪音損害認定標準原採 5 分鐘測量之 LAeq，其後更改為 1 分鐘測量之 LAeq，並公布了最大噪音量標準。一般道路及陸上運輸道路系統：5 分鐘之均能音量 LAeq 及最大音量 Lmax，快特性。應判斷噪音變動情況而決定最適擷取時距，惟須注意其至少包含一個代表性週期噪音發生。陸上運輸軌道系統：噪音事件之均能音量 LAeq(事件)及最大音量 Lmax(事件)，慢特性。將各班次列車之數據採能量平均處理。其音量擷取之方式依「陸上運輸系統噪音管制標準」等相關規定辦理。

三、結果與討論

(一)聲音通過窗戶之室內外音量差

1. 關窗隔音量：本計畫測量「有民眾實際居住」之室內外的關窗隔音量：Leq 約 9.4 dB(A)~29.7 dB(A)，算數平均值約 18.2 dB(A)；Lmax 約 9.1 dB(A)~30.5 dB(A)，算數平均值約 19.4 dB(A)。國外文獻之關窗 Leq 隔音量約 18 分貝~30 分貝不等（含理論值），實測約 20 分貝左右，與本計畫之測量平均值 18.2 dB(A)之結果相近。（表 1）
2. 開窗隔音量：本計畫測量「有民眾實際居住」之室內外的開窗隔音量：Leq 約 5.9 dB(A)~14.5 dB(A)，算數平均值約 8.2 dB(A)；Lmax 約 5.7 dB(A)~14.0 dB(A)，算數平均值約 9.9 dB(A)。國外文獻之開窗 Leq 隔音量約 5 分貝~15 分貝不等，本計畫之測量結果亦與文獻結果相近。（表 2）

因音源頻率的不同、現場環境的不同（如：牆面本身所傳遞的聲響、其他門窗傳入的殘響、室內殘音的竄響、室內本身存在的音源...等），故實測之隔音量與實驗室測量值有落差。本計畫現地測量之開關窗的 Leq 結果與國外文獻之結果相近，關窗之平均隔音量初估約有 20 分貝；開窗之平均隔音量約有 10 分貝。

(二)建築物牆面之反射音

依國內現行相關測量規範：於陳情人所指定其居住生活範圍之室外地點測定者，噪音計應距離周圍建築物牆面線及其他主要反射面 1m~2m。由本計畫實測距離牆面線 1.5m/3.0m 及 1.0m/3.5m 處之音量差異不大，顯示建築物牆面之反射音將可能增加待測音量。（表 3）

表 1 本計畫實際測量關窗隔音量及文獻資料之比較分析表

資料來源	關窗隔音量(分貝)			
	LAeq		Lmax	
本計畫實際測量15點次(有民眾實際居住)	測值範圍	算數平均值	測值範圍	算數平均值
(1)一般道路(1點次)	17.7	17.7	20.2	20.2
(2)軌道系統(高鐵、臺鐵、捷運，9點次)	9.4~27.4	17.7	9.1~27.4	16.9
(3)道路系統(高速公路、快速道路，5點次)	14.8~29.7	19.3	17.4~30.5	21.1
小計	9.4~29.7	18.2	9.1~30.5	19.4
世界衛生組織 WHO Night Noise Guidelines for Europe	● 21.3 dB(單層玻璃)。 ● 22.2 dB(雙層玻璃)。			
DoE Design Bulletin 26(1972)	窗口關閉：18 dB(A)~20 dB(A)。			
Nelson – Transportation Noise (1987)	單個窗口關閉： 20 dB~25 dB。(理論值)			
EN 12354-3:1999	單層玻璃窗關閉(4mm玻璃)：22 dB~30 dB。			

註：文獻資料為 LAeq 值。算術平均值為本計畫實際測量點次之結果平均。

表 2 本計畫實際測量開窗隔音量及文獻資料之比較分析表

資料來源		開窗隔音量(分貝)			
		L _{Aeq}		L _{Amax}	
本計畫實際測量15點次(有民眾實際居住)		測值範圍	算數平均值	測值範圍	算數平均值
(1)一般道路(1點次)		6.0	6.0	10.4	10.4
(2)軌道系統(高鐵、臺鐵、捷運, 9點次)		6.1~14.5	9.3	5.7~10.6	8.5
(3)道路系統(高速公路、快速道路, 5點次)		5.9~12.6	9.4	6.2~14.0	10.9
小計		5.9~14.5	8.2	5.7~14.0	9.9
昆士蘭(Queensland)州政府之「噪音控制指導規劃」(Planning for Noise Control Guideline, PNCG)		5 dB(A)~10 dB(A)。			
布里斯本(Brisbane)市議會之「噪音影響評估計畫政策」(Noise Impact Assessment Planning Scheme Policy, NIAPSP)		5 dB(A)。			
Mitchell Ryan等人(Noise Reduction through Facades with Open Windows, 2011)		5.4 dB(A) (空房)~14.7 dB(A)。			
PPG 24 (1994)		任何型式的窗戶當部分打開時, 將提供10 dB(A)~15 dB(A)之隔音量			
世界衛生組織(WHO Guidelines for Community Noise, 1999)		●對於部分打開的窗口, 假設牆外之音量減少15 dB。 ●如果窗口占牆面積的10%, 牆和開窗的組合之聲音降低不超過10 dB。			
BS 8233 (1999)		對於提供快速通風和夏季冷卻的窗戶, 假設提供10 dB~15 dB衰減。			
BRE Digest 338 (1988)		●部分打開的窗口具有15 dB之平均音量差(100 Hz~3,150 Hz)。 ●窗戶打開總面積的10%, 基本的噪音降低約為10 dB, 無論何種類型的窗戶或牆面建築佔據其餘的90%。			
DoE Design Bulletin 26(1972)		●窗口大開: 減少5 dB(A)。 ●窗口部分打開: 減少10 dB(A)~15 dB(A)。			
Nelson – Transportation Noise (1987)		單個窗口打開: 隔音為5 dB~15 dB。(理論值)			
Mackenzie & Williamson DoE Report (1972-73)		●垂直滑動窗戶打開0.027 m²(夏季夜間通風), 提供16 dB(A)的音量降低。(實驗室研究) ●垂直滑動窗戶打開0.36 m²(白天夏季通風), 提供11 dB(A)的音量降低。(實驗室研究)			
Kerry and Ford (1973-74)		●水平滑動窗戶打開25 mm, 提供14 dB平均音量降低。(現場研究) ●水平滑動窗戶打開200 mm, 提供9 dB的平均音量降低。(現場研究)			
Lawrence and Burgess (1982-83)		垂直滑動窗戶打開總外牆之9%, 提供10 dB的音量降低。(現場研究)			
Hopkins (2004)		道路交通噪音通過打開之窗口, 音量減少8 dB~14 dB。(現場研究)			
EN 12354-3:1999		部分打開之任何類型的窗口: 10 dB~15 dB。			

註: 文獻資料為 L_{eq} 值。算術平均值為本計畫實際測量點次之結果平均。

表 3 本計畫實際測量牆面反射音及文獻資料之比較分析表

資料來源			牆面反射音(分貝)	
			L _{Aeq}	
本計畫 實際測 量20點 次	(1)一般道路(1點次)	1.5m與3.0m	—	—
		1.0 m與3.5m	-0.5	1.0m音量扣除3.5m音量
	(2)軌道系統(高鐵、臺鐵、捷運，10點次)	1.5m與3.0m	-1.0~-0.1；平均 -0.6	1.5m音量扣除3.0m音量
		1.0 m與3.5m	-2.3~0.3；平均 -0.7	1.0m音量扣除3.5m音量
	(3)道路系統(高速公路、快速道路，9點次)	1.5m與3.0m	-0.1	1.5m音量扣除3.0m音量
		1.0 m與3.5m	-0.7~1.7；平均 0.1	1.0m音量扣除3.5m音量
日本齋藤英俊等人鐵道總研報告(RTRI REPORT P.5~P.10 Vol. 25, No. 11, Nov. 2011)			依文獻回顧之公式計算，當麥克風距離牆面為1m時，反射音為3 dB。	
歐盟環境噪音指引（Environmental Noise Directive, END）及國際標準組織（International Standards Organization, ISO			●當測量位置是直接於牆體表面時，-6 dB的修正(ISO, 2006)。 ●當測量位置是距離牆面2m±0.5m時，-3 dB的修正(ISO, 2000)。	
Methods of Environmental Impact Assessment Second Edition			●Free-Field(自由場，距地面以外的反射面至少3.5m)或Facade(距潛在受影響受體的牆面1m)。 ●PPG 24(Planning Policy Guidance 24)建議於同地點測量，Facade的測值比Free-Field高3 dB。 ●“DoT’s (1998) Calculation of Road Traffic Noise”的建議則為2.5 dB。	

四、結論

本計畫現地測量之開關窗的 L_{eq} 結果與國外文獻之結果相近，關窗之平均隔音量初估約有 20 分貝，開窗之平均隔音量約有 10 分貝。由表可以瞭解，「開窗」情形加上室內室外差(衰減)10 分貝下，室內建議容許值與我國陸上運輸系統及噪音管制標準還有 10 到 15 分貝之防制措施需要再努力，無論是從音源端的防制措施或受體端的防護兩者都可以考量；而如果是「關窗」情形，則關窗後音量與室內建議容許值相近。依據室內噪音源頻譜資料之調查分析，低於 200Hz 的部分，室內外音頻之線型變化有較大的差異，顯示於室內有低頻噪音源之干擾。對於室外測點之建築物牆面反射音的影響建議可再另案深入探究。例如：牆面材質、測點與牆面距離、測點與牆面線夾角、音源特性、有無牆面之影響...等狀況，以找出牆面之反射音修正量的建議值。

106 年建立臺灣環境衛生病媒害蟲監測及防治技術計畫

白秀華¹ 徐爾烈²

¹國立高雄大學 運動健康與休閒學系

²國立臺灣大學 昆蟲學系
TCSB-106-U1HC-02-A005

摘要

本研究計畫監測臺灣環境衛生病媒害蟲：蚊、蠅類、蟑螂、蛾蚋、臭蟲及塵蟎之種類及密度，病媒蚊族群種類為熱帶家蚊、白線斑蚊、埃及斑蚊及白腹叢蚊 4 種；週年族群密度於 7 月出現高峰。蟑螂種類有美洲蟑螂、德國蟑螂、澳洲蟑螂、棕色蟑螂及潛伏蟑螂；週年族群密度分別於 7 月及 6 月出現高峰。蠅類有普通家蠅、大頭金蠅及果蠅；週年族群密度於 5 月出現高峰。塵蟎種類有歐洲室塵蟎及美洲室塵蟎；蛾蚋種類有白斑蛾蚋及星斑蛾蚋，週年族群密度於 5 月及 7 月出現高峰。利用已建立之蟑螂及蠅類對殺蟲劑之鑑識劑量，進行蟑螂及蠅類對 5 種環境用藥有效成分（治滅寧、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺）之感藥性及多重抗性研究；並試驗殺蟑劑於不同材質對蟑螂藥效之影響。結果顯示南部品系 B 鼓山區品系德國蟑螂對安丹呈現抗藥性；南部品系 B 大寮及鼓山區品系美洲蟑螂對安丹也皆呈現抗藥性。普通家蠅除南部品系 B 楠梓區、中部品系 A 西區及北部品系 C 板橋區品系對芬普尼沒產生抗藥性，及中部品系 A 西區對治滅寧沒產生抗藥性外，其它品系對治滅寧、亞特松、安丹及益達胺皆產生抗藥性且呈現多重抗性。大頭金蠅南部品系 B 及北部品系 C 之 2 區品系（汐止及八里）亦呈現多重抗性。果蠅南部品系 B、中部品系 A 及北部品系 C 皆對益達胺呈現抗藥性。以 5 種殺蟲劑於 4 種不同材質（木板、磁磚、塑膠墊、地毯）對美洲及德國蟑螂殘效噴藥技術之研究，結果顯示殺蟲劑於磁磚檢測效果最佳。

關鍵詞：環境害蟲、監測、感藥性、多重抗性

一、前言及研究目的

臺灣常見之環境衛生病媒害蟲主要為蚊、蠅類及蟑螂。由於臺灣位處亞熱帶及熱帶地區，氣溫高、濕度大，再加上人口住宅密集，極適合病媒蚊快速生長。2014-2015 年在臺灣南部發生登革熱大流行，2015 年之病例達 43,800 餘例，總死亡病例超過 200 例，為歷年之最，主要原因之一是埃及斑蚊對數種殺蟲劑都有了抗藥性[1-2]，未能在疫情發生之初，及時消滅帶病毒之病媒蚊。

臺灣住家中常見的蟑螂種類，根據過去多位學者研究有 7 種：德國蟑螂(*Blattella germanica*)、美洲蟑螂(*Periplaneta Americana*)、澳洲蟑螂(*Periplaneta australasiae*)、棕色蟑螂(*Periplaneta brunnea*)、花斑蟑螂(*Neostylopyga rhombifolia*)、灰色蟑螂(*Nauphoetacineae*)及潛伏蟑螂(*Pycnoscelus surinamensis*)等[3]，而以前四種較常見[4-6]，近來又發現新入侵種棕帶蟑螂(*Supella longipalpa*)，白秀華指出高雄餐盒工廠蟑螂侵害率為 47 % [7]，其中美洲蟑螂侵害率為 28 %，德國蟑螂侵害率 23 %；白等(2004) 於南部品系 B 醫院之調查發現蟑螂侵害率為 46.7 %，其中美洲蟑螂侵害率為 36.7 %，德國蟑螂侵害率 17.8 % [8]；白等 (2005) 於南部品系 B 家戶之調查中發現蟑螂侵害率為 50 %，其中美洲蟑螂侵害率為 55.0 %，德國蟑螂侵害率 15.0 % [9]；而於南部品系 B 長期照顧中心研究調查發現，蟑螂侵害率高達 65.2 % [10]，亦是以美洲蟑螂及德國蟑螂之侵害為主，此亦顯示蟑螂為台灣地區之重要環境害蟲。蟑螂之發生與環境衛生息息相關[11- 12]。蟑螂為雜食性，人類的食物、垃圾、皮革、紙、死昆蟲、痰液、外科敷料甚至人或動物糞便都吃，因此可媒介多種細菌、病毒、黴菌及寄生蟲[13-16]，研究顯示，蟑螂可媒介攜帶之病原體超過 100 種[17]。有多篇研究發現醫院中蟑螂媒介攜帶之病原體及其病媒潛能[18-20]，過去研究結果顯示醫院中所捕獲之美洲蟑螂有 33 種細菌，17 種黴菌檢出，而德國蟑螂有 23 種細菌，11 種黴菌[17]及非結核分枝桿菌(non-tuberculous mycobacteria)之檢出[18]。金黃色葡萄球菌(*Staphylococcus aureus*)、綠膿桿菌(*Pseudomonas aeruginosa*)、大腸桿菌(*E.coli.*)、克雷伯桿菌(*Klebsiella spp*)等對多種抗生素已產生抗藥性。而這些亦是院內感染常發現之微生物[19-22]。白等於(2005)研究指出在高雄地區家戶內所採集的德國蟑螂對賽滅寧 (Cypermethrin) 的抗藥性比最高為

27.35 倍，德國蟑螂對陶斯松產生抗藥性比最高為 17.72 倍，德國蟑螂對安丹抗藥性比最高為 62.50 倍[9]。Rust Reiersen 與 Zeichner (1993) 於美國研究指出所採集的德國蟑螂對安丹抗藥性比為最高為 21 倍[23]，白等於 2016 年研究指出，德國蟑螂 (北部品系 A、南部品系 A) 對第滅寧 (Deltamethrin) 呈現中度抗藥性[24]，另以鑑識劑量 (discrimination dose)，進行南部品系 B 傳統市場之感藥性檢測，結果顯示高雄地區 5 個野外品系德國蟑螂及美洲蟑螂對賽滅寧、陶斯松及撲滅松，皆未呈現抗藥性；而德國蟑螂 (小港及岡山區品系) 及美洲蟑螂 (大寮及三民區品系) 對百滅寧呈現抗藥性；德國蟑螂 (岡山區品系) 及美洲蟑螂 (鼓山區品系) 對第滅寧呈現抗藥性[24-26]，無論是醫院中之蟑螂、居家中或傳統市場等蟑螂均已呈現抗藥性，在蟑螂的防治作業上倍受困擾。

台灣地區常見蠅類以普通家蠅、大頭金蠅、及果蠅為主，蠅類除傳播疾病如：霍亂、傷寒、沙門氏菌、綠膿桿菌外，常為環境良窳的指標。

此外，白等(2015) 研究指出臭蟲因為是再度侵入害蟲，目前尚未廣泛擴散，只能在少數發現地區採樣。南部品系的臭蟲對除蟲菊酯類抗藥性比(RR)，以治滅寧(47.50 倍)最高，有機磷類抗藥性比，以撲滅松(35.33 倍)最高，氨基甲酸鹽類安丹 (15.32 倍) 皆為中低抗藥性，對芬普尼抗藥性比(9.61 倍)為低抗藥性及益達胺 (46.49 倍) 為高抗藥性，臭蟲雖於近年再度流行發生，然對殺蟲劑已呈現不同程度之抗藥性，顯示居家害蟲綜合防治對殺蟲劑之選用需加注意[27]。

臺灣地處亞熱帶，氣候溫暖潮濕，溫度於 25°C 至 30°C，相對濕度在 60 % 至 85%之間，環境相當適合塵蟎孳生，塵蟎可以真菌、食物碎屑、人的排泄物與脫落的皮屑為食，並可借助昆蟲、鳥類、鼠類等小動物從自然環境進入人類環境，如：住家、倉庫，傳遞散播真菌、微生物等，且塵蟎有負趨光性，喜歡棲息於陰暗潮濕處。研究指出，居家主要的過敏原主要來自塵蟎，以氣喘為例，氣喘患者 90 % 對塵蟎萃取物有立即性的陽性反應，且塵蟎的分泌物、排泄物、皮殼或死亡蟎體裂解產物等對人體有致敏作用，會導致蟎性皮膚炎(acrodermatitis)、異位性皮膚炎(atopic dermatitis)、皮疹(acarian eruption)、過敏性皮炎(allergic dermatitis)，嚴重者可能併發表皮脫剝、局部淋巴結腫大等症狀。或是吞食到被塵蟎污染的食物所引發的腸蟎病(intestinal acariasis)[28]。

蛾蚋 (Mothfly)，又稱蝶蠅，台灣地區常見的有白斑蛾蚋 (Telmatoscopus albipunctatus) 及星斑蛾蚋 (Psychoda alternata)，其生活史分為四期，卵、幼蟲、蛹及成蟲，為完全變態。羽化之成蟲性成熟，在數小時內交尾，生活史約 8 - 24 天(視溫度而異)。蛾蚋幼蟲可能造成兼性蠅蛆症(facultative myiasis)。蛾蚋會造成蠅蛆病，大部份都是星斑蛾蚋所造成[29]。

綜合以上，目前蚊、蟑螂、蠅類、蛾蚋、塵蟎及其他國家臭蟲流行發生的情形，都是現在及將來臺灣環境衛生病媒重要的害蟲；臺灣正積極發展觀光事業，並爭取大型國際活動在臺灣舉辦，環境良窳動見觀瞻，害蟲防治為重要一環，必須針對重要環境衛生病媒害蟲進行研究及防治規劃；環境衛生病媒蟲害的防治，首重環境衛生之改善，但其非一朝一夕能達到，治標的方式仍為殺蟲劑的緊急防治，其成效的好壞有賴於對殺蟲劑的選擇及抗藥性的監測，以規劃正確的綜合防治方法。故本計畫主要依據環境保護政策目標及工作要項，因應社會發展及健康觀光休閒旅遊之需要，調查環境衛生病媒害蟲種類及密度，並研究其對殺蟲劑之抗藥性，避免不當用藥造成環境及人體的危害，以健全綜合防治體系。

二、研究方法

(一) 監測臺灣主要病媒蚊、蟑螂、蠅類及其他害蟲 (如：臭蟲、塵蟎及蛾蚋) 種類及基本生態研究、監測及密度調查，建立穩定實驗室族群。

1. 病媒蚊

調查北部品系 B、北部品系 C、中部品系 A、南部品系 A 及南部品系 B 之病媒蚊族群種類；建立至少 3 種病媒蚊，每種 5 個品系族群 (前列調查地區之品系族群) 及一室內敏感品系為未來感藥性調查研究供試昆蟲；選擇前列調查地區之北、中、南各一地區，調查病媒蚊族群週年密度變化 (參考調查地點及採樣地點表 A 與 B)。

(1). 建立野外品系採集方法：

A. CDC 捕蚊燈法 (圖 1)：

CDC (Centers for Disease Control) 捕蚊燈選擇無干擾光源和避風的場所作為掛燈地點，誘蚊燈光離地 1.5 公尺，開啟捕蚊燈捕捉誘蚊，24 小時後關閉捕蚊燈，將收集、分類記錄蟲數[30]。誘蚊密度計算：

$$\text{密度} = \frac{\text{誘蚊數量(隻)}}{\text{誘蚊燈數量} \times \text{誘蚊時間(個/小時)}} \times 100 \%$$



圖 1. CDC 捕蚊燈

B. BG-Trap 誘蚊裝置 (圖 2)：

BG (Biogents)-Trap 誘蚊裝置之使用方法，首先須組裝，打開提把上的固定孔，誘蚊裝置本體 (trap body) 會自動彈開，將進氣漏斗與漏斗網連接好，再裝上捕捉袋，置入白色蓋子的開口，蓋上蓋子，將 BG-Lure 之塑膠標籤撕開後插入誘引劑注入入口，將電池與電池電線連接好，擺放於成蚊常棲息的地方，如草叢、灌木；或易孳生蚊蟲之處所、水桶、廢輪胎等各種臨時滯水區域，不可設置在有強風處、強降雨處及陽光直射處，並應保持其上方 1.5m 淨空，24 小時後回收計算捕獲種類及數量。



圖 2. BG-Trap 誘蚊裝置

C. 誘蚊產卵器 (圖 3)：

直徑 12.5 cm × 高 17 cm 之黑色有蓋塑膠圓桶，蓋上有一直徑 4 cm 的孔洞。在誘蚊產卵器中放置 1 張產卵紙〔不織布 (40 cm × 22 cm)〕，加入約 5 分滿的逆滲透水，蓋上蓋子並尋找合適地點擺放。當雌蚊吸血後欲產卵時，會從蓋上之孔洞進入產卵，蚊卵便會黏附於產卵紙上。每週不間斷回收誘蚊產卵器中之產卵紙，並計算誘蚊產卵指數(陽性率%)。誘蚊產卵器擺放地點為考量到斑蚊成蚊常棲息於室內外陰暗涼濕處或植物、草叢、積水處附近，故誘蚊產卵器擺放地點以斑蚊喜棲息之處，設置擺放，例如：花園、牆角暗處、天然積水容器等。每次採集之病媒蚊分別鑑定分類及計數。誘蚊產卵指數(陽性率 %) 計算：

$$\text{誘蚊產卵指數} = \frac{\text{陽性之誘蚊產卵器數}}{\text{誘蚊產卵器總數}} \times 100\%$$



圖 3. 誘蚊產卵器

D. 幼蟲採集：

於傳統市場、居民社區、公園等積水處，以長柄撈勺於積水處撈取一瓢水，用手電筒目視水中是否有蚊幼蟲孳生，倒入塑膠網塞過濾採集幼蟲，將幼蟲放入採集瓶中帶回，於實驗室飼育（依實驗室已建立蚊蟲飼育標準作業流程飼育）至羽化後鑑定種類及培養。

(2). 病媒蚊週年密度調查：

於北部品系 B、北部品系 C、中部品系 A、南部品系 A 及南部品系 B 初期每月調查，採集足量後，選擇前列調查地區之北、中、南各一地區調查病媒蚊族群週年密度變化，每 1 個月調查一次。於每區調查區設置 3 個 CDC 捕蚊燈、3 個 BG-Trap 誘蚊裝置及 10 個誘蚊產卵器裝置。

2. 蟑螂

調查北部品系 A、北部品系 D、北部品系 E 及中部品系 B 之蟑螂各族群類；建立至少 2 種蟑螂，每種 4 個品系族群（前列調查地區之品系族群）及一室內敏感品系為未來感藥性調查研究材料；選擇前列調查地區之北、中各一地區，調查蟑螂族群週年密度變化。

(1). 建立野外品系採集方法：

活體捕捉法：利用雙層設計之每邊 15 公分長之八角形捕蟑器（圖 4，東領企業有限公司），以花生粉 10 克（草生堂免洗餐具行販售，高雄楠梓）與鰻魚粉 10 克（大佳釣餌專業製造）均勻混合為

誘餌，置入捕蟑盒底層，將捕蟑盒置於店家有蟑螂活動之場所、廚房、冰箱底下或緊靠牆邊暗處擺放，一週後回收，分別鑑定分類及計數[31-32]。蟑螂發生之陽性率及密度計算如下：

$$\text{陽性率} = \frac{\text{有蟑螂之捕蟑盒數}}{\text{捕蟑盒總數}} \times 100\%$$
$$\text{蟑螂密度} = \frac{\text{誘捕到蟑螂總數}}{\text{捕蟑盒總數}}$$

單位：隻／每個捕蟑盒

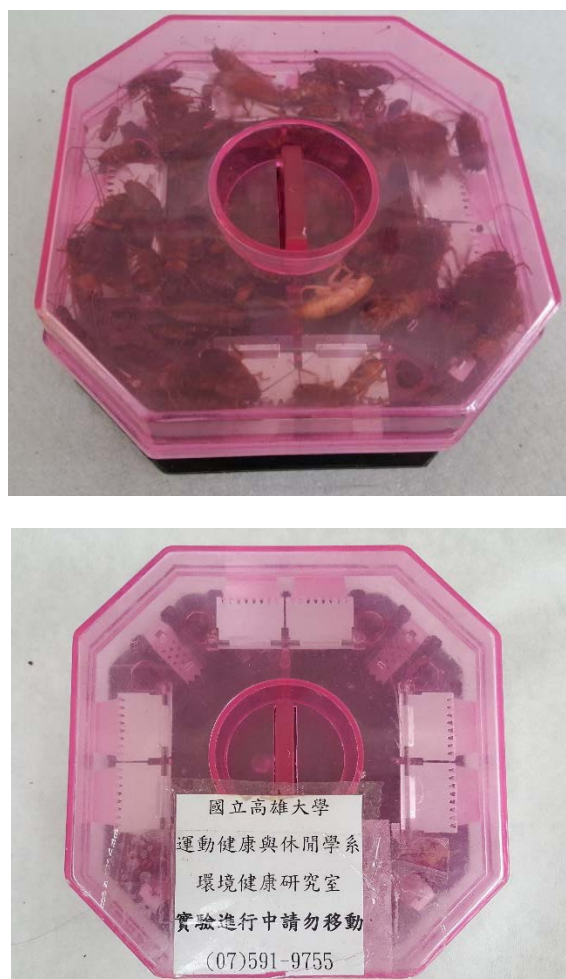


圖 4. 活體蟑螂採集盒及誘餌

(2). 蟑螂族群週年度密度調查：

於北部品系 A、北部品系 D、北部品系 E 及中部品系 B 初期每月調查，採集足量後，選擇前列調查地區之北、中各一地區調查蟑螂族群週年密度變化，每 1 個月調查一次。每調查區設置 10 個捕蟑裝置。

3. 蠅類

調查中部品系 B、中部品系 C、南部品系 A 及南部品系 B 之蠅類發生族群種類；建立至少 3 種蠅類，每種 4 個品系族群（前列調查地區之品系族群）及一室內敏感品系為未來感藥性調查研究材料；選擇前列調查地區之南、中各一地區，調查蠅類族群週年密度變化。

(1). 建立野外品系採集方法：(以籠誘法為主，活體捕捉法為輔)

A. 籠誘法：適用於室外蠅密度和種類之監測，利用捕蠅籠誘餌盤中放置紅糖、食醋及水 (捕捉大頭金蠅放置虱目魚頭)，將捕蠅籠高掛放置，待監測時間結束，將捕蠅籠(圖 5)回收，麻醉後鑑定分類計數。

B. 活體捕捉法：利以捕蠅網活體捕捉成蠅，放入蠅籠中帶回實驗室，鑑定數量及種類，並飼養建立野外品系族群。



圖 5. 捕蠅籠

(2). 蠅類族群週年度密度調查：

於中部品系 B、中部品系 C、南部品系 A 及南部品系 B 初期每月調查，採集足量後，選擇前列調查地區之南、中各一地區調查蠅類族群週年度密度變化，每 1 個月調查一次。每調查區設置 5 個捕蠅籠。

4. 塵蟎、蛾蚋

調查北部品系 B、北部品系 C、中部品系 A、南部品系 A 及南部品系 B 之塵蟎、蛾蚋發生族群種類；建立至少 2 種塵蟎，每種 5 個品系族群、1 種蛾蚋 5 個品系族群 (前列調查地區之品系族群) 及一室內敏感品系為未來感藥性調查研究材料；選擇前列調查地區之北、中、南各一地區調查塵蟎、蛾蚋族群週年度密度變化。

(1). 建立野外品系採集方法：

A. 塵蟎：

a. 使用除塵粘蟎紙進行塵蟎黏捕，黏捕之標準點為每個標準點使一張除塵粘蟎紙，並將黏捕過塵蟎之除塵粘蟎紙，以保鮮膜覆蓋後，收至乾淨之夾鏈袋內，帶回實驗室以顯微鏡鏡檢分類計數[33]。

b. 吸塵法：以吸塵器吸取床、沙發、地毯之灰塵，於實驗室秤量 0.1 克或 1 克之灰塵，倒入於 500 mL 飽和食鹽水中攪拌至大部分灰塵沉澱後，撈取水面塵蟎鑑定，鑑定後之活塵蟎持續培養。

塵蟎侵害率及密度之計算[30] 如下：

$$\text{侵害率} = \frac{\text{塵蟎侵害之家數}}{\text{總家數}} \times 100\%$$

調查之總家數

$$\text{塵蟎密度} = \frac{\text{塵蟎誘捕之總數}}{\text{每克灰塵}} \times 100\% \quad (\text{單位：隻/每克灰塵})$$

B. 蛾蚋：引誘法

直徑 12.5 cm × 高 17 cm 之黑色有蓋塑膠圓桶，蓋上有一直徑 4 cm 的孔洞。在蛾蚋誘集產卵容器中放入 3 g 實驗白鼠排遺，加入約 5 分滿的自來水，蓋上蓋子並於室內外陰暗涼濕處或積水處附近擺放。當蛾蚋被發酵排遺的氣味誘引時，會從蓋上之孔洞進入產卵。回收誘集器，並計算誘蛾蚋產卵指數（陽性率 %），並鑑定分類及計數。

5. 臭蟲 (床蝨)

調查北部品系 A、北部品系 D 臭蟲之族群種類及建立。

(1). 野外品系族群調查方法：(以活體捕捉法為主，誘集法及藥激法為輔)

A. 活體捕捉法：以手電筒照明目測活體捕捉臭蟲，放入採集盒中帶回實驗室鑑定種類及計數，飼養建立野外品系族群。

B. 臭蟲誘集器：利用臭蟲誘集器，將其放置於臭蟲經常棲息活動處，回收分類計數。

C. 藥激法：於臭蟲棲息活動地點進行噴藥，用手電筒照明，檢查臭蟲 5 分鐘內驅出的臭蟲，並分類和計數。

表 A. 供試昆蟲品系與取樣地點對照表

供試昆蟲品系	取樣地點
北部品系 A	基隆市
北部品系 B	臺北市
北部品系 C	新北市
北部品系 D	桃園市
北部品系 E	新竹市
中部品系 A	臺中市
中部品系 B	彰化縣
中部品系 C	雲林縣
南部品系 A	臺南市
南部品系 B	高雄市

表 B. 病媒害蟲調查場所

害蟲	調查場所
病媒蚊	傳統市場、居民社區、學校及公園。
蟑螂	傳統市場、餐飲店及人口密度高之社區。
蠅類	傳統市場、果菜市場、垃圾處理場及禽畜養殖場。
塵蟎	傳統市場居家及社區大廈住戶臥室、床鋪。
蛾蚋	住家廁所、牆壁、縫隙、廁所及室外水溝。
臭蟲	漁港、外籍移工居住處及病媒防治業告知社區臭蟲發生住戶。

(二) 以 5 種環境用藥有效成分，進行蟑螂、蠅類感藥性及多重抗性調查。

調查採集南部品系 B 及中部品系 A 各 5 個區域之 2 種蟑螂、3 個區域之 3 種蠅類及北部品系 C 各 3 個區域之 2 種蟑螂、2 個區域之 3 種蠅類，以環境用藥有效成分治滅寧、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺進行感藥性及交互抗藥性。

1. 環境用藥有效成份：

環保署已登記之藥劑五種如下：

除蟲菊酯類：治滅寧 (原體 92 %)。

有機磷類：亞特松 (原體 90 %)。

氨基甲酸鹽類：安丹 (原體 97 %)。

其他：芬普尼 (原體 95%)、益達胺 (原體 95 %)。

2. 供試昆蟲：

(1) 蟑螂 (德國蟑螂及美洲蟑螂)：

於南部品系 B 及中部品系 A 區之東、西、南、北及中間 5 個地區，北部品系 C 東、西及中間地區 3 個地區之易孳生蟑螂場所採集 (如：傳統市場或餐飲店) 採集後的供試蟑螂於實驗室飼養，觀察 1 週後才進行感藥性試驗。

(2) 蠅類 (普通家蠅、大頭金蠅及果蠅)：

於南部品系 B 及中部品系 A 各 3 個地區、北部品系 C 各 2 個地區易孳生蠅類場所採集 (如：傳統市場、果菜市場、垃圾處理場或禽畜養殖場) 採集後的供試蠅類於實驗室飼養繁殖後，進行感藥性試驗。

3. 昆蟲飼養：以本實驗室已建立的飼養標準作業流程飼育。

4. 抗藥性實驗方法：

(1) 殺蟲劑劑量 (濃度)：以本實驗室 104 年建立之鑑識劑量 (濃度) 測試

(2) 試驗步驟：

A. 蟑螂 (德國蟑螂及美洲蟑螂)：蟑螂以二氧化碳麻醉，以微量注射器將藥液，以局部滴定法 (topical application) 滴於蟑螂腹部腹面的第 1-2 腹節，每隻供試成蟲以滴 2 μ l 藥劑，處理後置於壁上塗有 fluon 高度 15 公分的壓克力桶中觀察，並供給食物及 10 % 糖水，24 小時後並記錄蟑螂死亡率。

B. 蠅類 (普通家蠅及大頭金蠅)：蠅類以二氧化碳麻醉，以微量注射器將藥液，以局部滴定法，滴於普通家蠅胸背板上，每隻供試成蟲以滴 1 μ l 藥劑，處理後置於高度 10 公分的塑膠桶中，兩端以紗網封住，於上方放置 10 % 糖水棉花，觀察 24 小時後並記錄普通家蠅死亡率。

C. 果蠅：用微量吸管取 100 μ l 藥劑至乾淨的 20 mL 玻璃瓶中，於滾動裝置上滾動，使藥膜均勻沾附於瓶壁，待藥劑乾後即可旋緊蓋子作為藥膜瓶備用。果蠅以二氧化碳麻醉，旋開蓋子，放入供試成蟲至已處理的藥膜瓶中，用紗布及橡皮筋將開口封緊觀察，並供給 10 % 糖水，24 小時後並記錄死亡率。

(3) 抗藥性判定：以 104 年建立之鑑識劑量進行感藥性試驗，死亡率為 100 %，表示無抗藥性；死亡率低於 90 %，表示有抗藥性。

5. 多重抗性調查：

交互抗性 (Cross-resistance)，指當有害生物對某一殺蟲劑產生抗藥性時，對另一個沒有接觸過的殺蟲劑亦產生抗性。交互抗性通常發生在具有相同作用機制的殺蟲劑，但不一定發生在具有相同化學官能結構的殺蟲劑。而多重抗性 (Multiple resistance) 則為同一生物體中存在很多不同的抗性機制，導致可以對抗很多不同作用機制的殺蟲劑。在田間，多重抗性及交互抗性可同時存在，但前者由不同

的選汰累積，後者是由相同抗性機制殺蟲劑選汰而導致。本研究所使用之 5 種環境用藥，因其作用機制不同，故採用多重抗性調查而非交互抗性調查。

(三) 以環境用藥有效成分治滅寧、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺於 4 種不同材質對蟑螂藥效檢測之研究。

1. 五種殺蟲劑成份：

環保署已登記之藥劑五種如下：

除蟲菊酯類：治滅寧 (環署衛製字第 1673 號，10 % 乳劑)。

有機磷類：亞特松 (環署衛製字第 1983 號，25 % 乳劑)。

氨基甲酸鹽類：安丹 (環署衛製字第 0594 號，20 % 乳劑)。

其他類：芬普尼 (環署衛製字第 1985 號，3.1 % 乳劑)。

益達胺 (環署衛製字第 2000 號，10.6 % 乳劑)。

2. 供試昆蟲：以本研究已建立之感性德國蟑螂及美洲蟑螂品系族群成蟲為供試昆蟲。

3. 昆蟲飼養：以本實驗室已建立的飼養標準作業流程飼育。

4. 檢測方法：依環檢所公告之環境衛生用藥藥效檢測規範檢測。

(1) 殺蟲劑劑量 (濃度)：依據市售環境用藥建議使用的方法及劑量。

(2) 試驗步驟：用市售環境用藥依廠商建議劑量以殘效接觸法對蟑螂進行藥效測試。(依衛生害蟲用藥之生物檢定及藥效試驗規範之擬定-BEP-72-05-005)

A. 不同材質(圖 6)：

木板：相思木，20 cm × 20 cm × 0.1 cm，家新木材行。

磁磚：黏土、長石、石英，20 cm × 20 cm × 0.72 cm，宏洲業股份有限公司。

塑膠墊：聚氯乙炔，20 cm × 20 cm × 0.2 cm，特力股份有限公司。

地毯：聚酯纖維，20 cm × 20 cm × 0.5 cm，鴻佳股份有限公司。

B. 設備：圓形壓克力昆蟲測試裝置 (直徑 15 cm × 高 15 cm)、波特噴霧塔 (圖 7, Potter Spray Tower)。

C. 方法：將乳劑使用波特噴霧塔 (Potter Spray Tower)，依廠商建議劑量直接噴灑上述之 4 種不同材質上晾乾，再將圓形壓克力昆蟲測試裝置至於晾乾含藥劑之磁磚上方，供應飼料及水，放入 10 隻雄成蟲，觀察 24 小時死亡率，每試驗進行三重複。

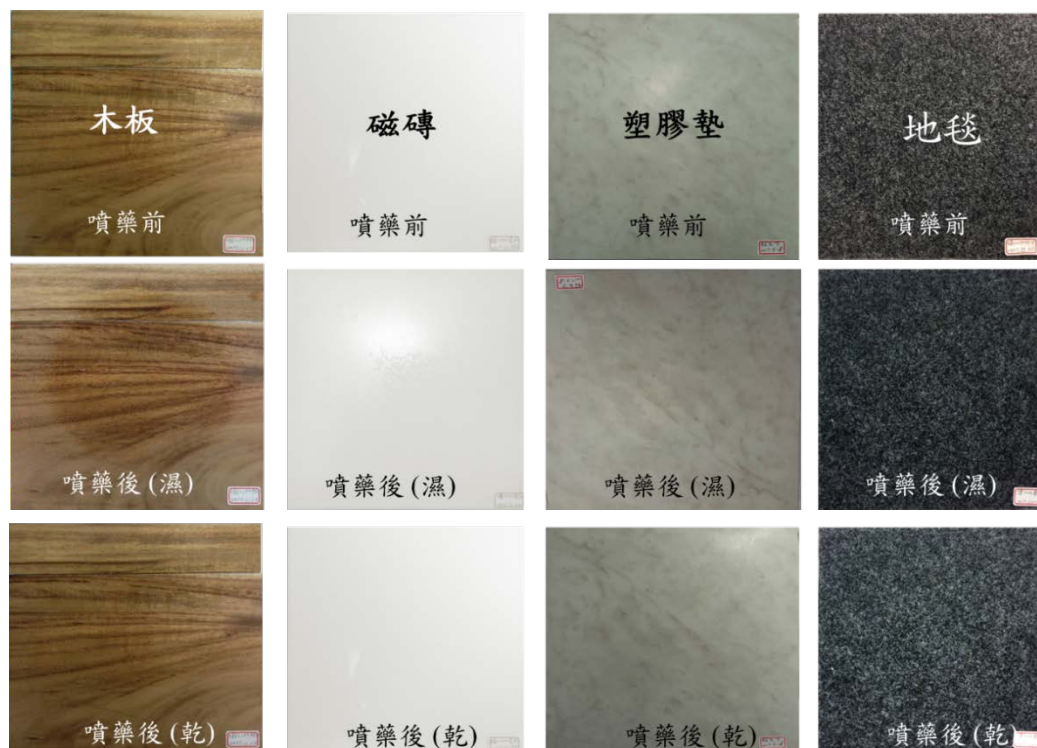


圖 6. 所用四種不同材質於蟑螂殘效接觸法試驗



圖7. 波特噴霧塔 (Potter Spray Tower)

三、結果與討論

(一)結果

1. 調查台灣地區主要病媒蚊、蠅類、蟑螂及居家環境其他害蟲 (如：臭蟲、塵蟎及蛾蚋等) 種類及基本生態研究、監測及密度調查，建立穩定實驗室族群。

(1). 病媒蚊

結果完成建立北部品系 B 白線斑蚊、熱帶家蚊及白腹叢蚊；北部品系 C 白線斑蚊、熱帶家蚊及白腹叢蚊；中部品系 A 白線斑蚊、熱帶家蚊及白腹叢蚊；南部品系 A 白線斑蚊、埃及斑蚊及熱帶家蚊；南部品系 B 白線斑蚊、埃及斑蚊及熱帶家蚊；及敏感品系。

病媒蚊週年密度調查，以 BG-Trap 誘蚊裝置採集。北部品系 B、中部品系 A、南部品系 B 5 至 11 月份病媒蚊陽性率皆達 100 %。其中北部品系 B 以白線斑蚊密度最高，其次為熱帶家蚊；中部品系 A 以熱帶家蚊密度最高，其次為白線斑蚊；南部品系 B 以熱帶家蚊密度最高，其次為埃及斑蚊。(圖 8-10)

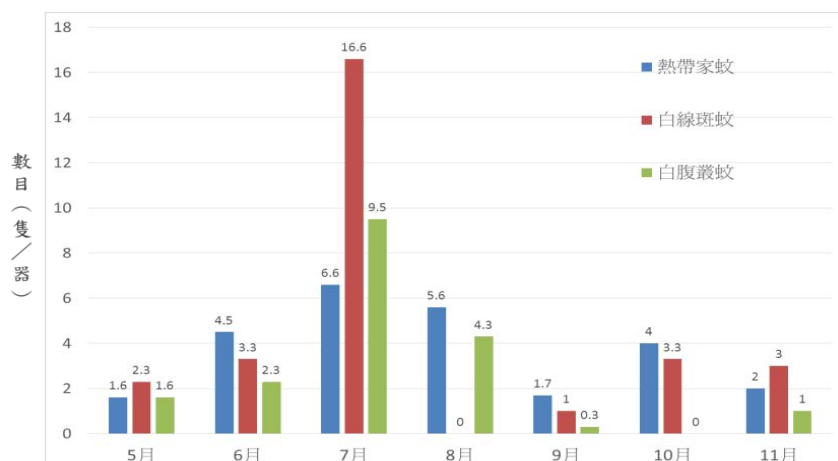


圖 8. 北部品系 B 病媒蚊週年密度變化 (BG-Trap 誘蚊裝置法)

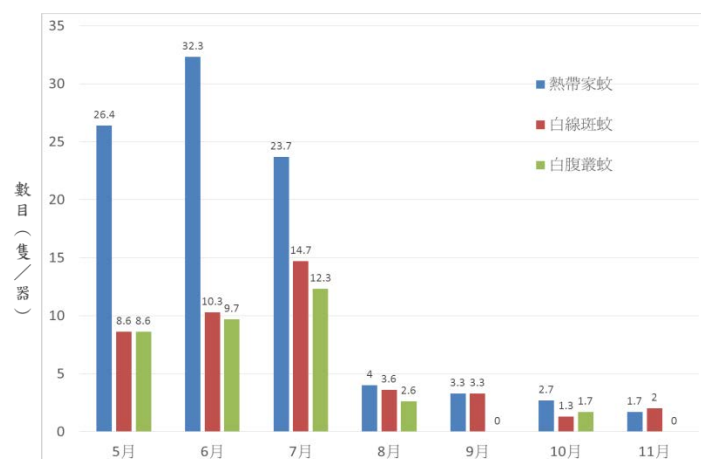


圖 9. 中部品系 A 病媒蚊週年密度變化 (BG-Trap 誘蚊裝置法)

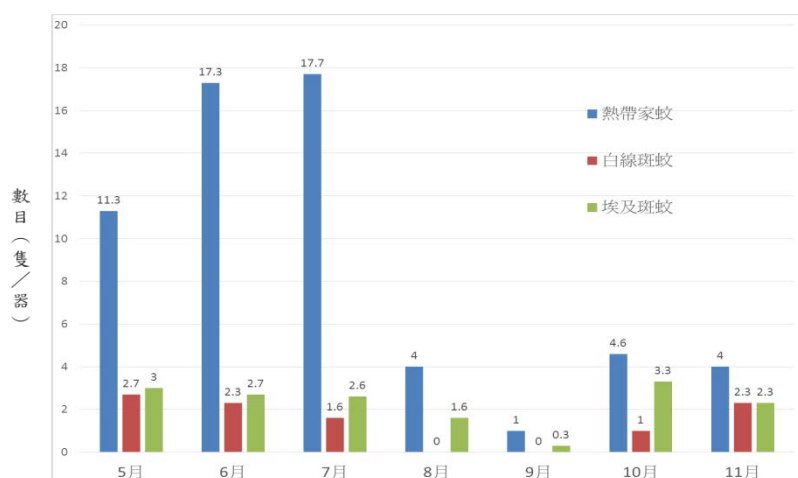


圖 10. 南部品系 B 病媒蚊週年密度變化 (BG-Trap 誘蚊裝置法)

於 9 月起增置 CDC 捕蚊燈裝置法，於北部品系 B、北部品系 C、南部品系 A 及南部品系 B 住家及公園等，共放置 12 個調查地點，除北部品系 C 及南部品系 A 外，9 月至 11 月，每個月調查一次。各月份陽性率皆達 100 %。其中北部品系 B 以熱帶家蚊密度最高，其次為白腹叢蚊；北部品系 C 以熱帶家蚊密度最高，其次為白腹叢蚊及白線斑蚊；南部品系 A 以熱帶家蚊密度最高，其次為白線斑蚊；南部品系 B 以熱帶家蚊密度最高，其次為埃及斑蚊。(圖 11-12)

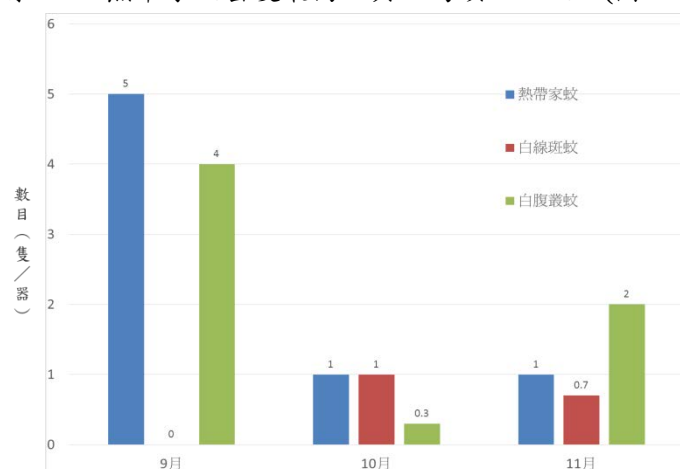


圖 11. 北部品系 B 病媒蚊週年密度變化 (CDC 捕蚊燈裝置法)

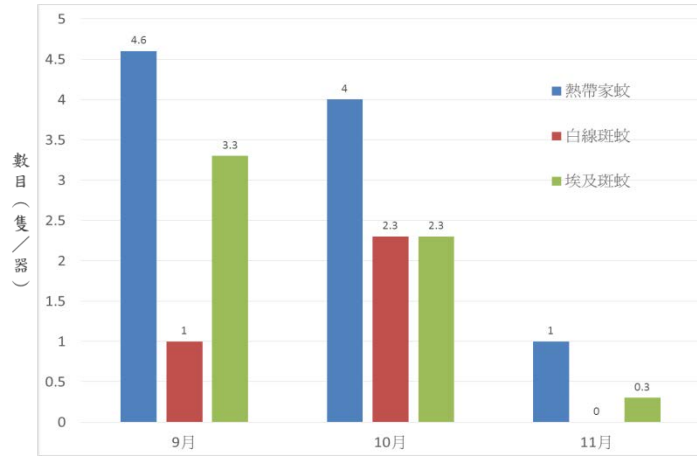


圖 12. 南部品系 B 病媒蚊週年密度變化 (CDC 捕蚊燈裝置法)

(2). 蟑螂

結果完成建立北部品系 A、北部品系 C、北部品系 D、北部品系 E、中部品系 B、南部品系 B 品系蟑螂及完成擴充感性品系族群為未來感藥性調查研究。

蟑螂週年密度調查，以蟑螂採集盒採集，於北部品系 E 及中部品系 B 蟑螂易發生之傳統市場，於傳統市場其周邊店家共放置 20 個調查點，5 月至 11 月，每個月調查一次北部品系 E 蟑螂陽性率月平均為 $81.4 \pm 6.5\%$ ，6 月、7 月及 8 月陽性率均達 100%，德國蟑螂於 7 月達密度高峰，美洲蟑螂於 5 月達密度高峰，採集密度德國蟑螂高於美洲蟑螂；中部品系 B 蟑螂陽性率月平均為 $78.6 \pm 7.1\%$ ，6 月陽性率達 100%，德國蟑螂於 6 月達密度高峰，美洲蟑螂於 7 月達密度高峰，採集密度德國蟑螂高於美洲蟑螂。(圖 13-14)

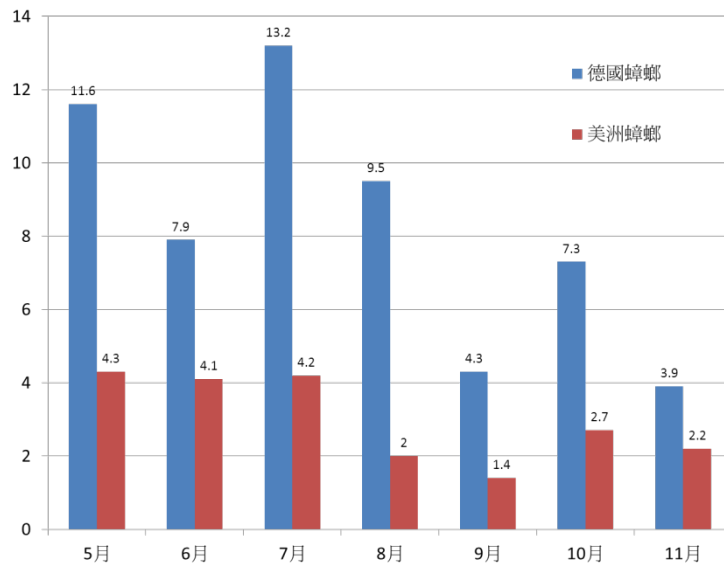


圖 13. 北部品系 E 蟑螂週年密度變化

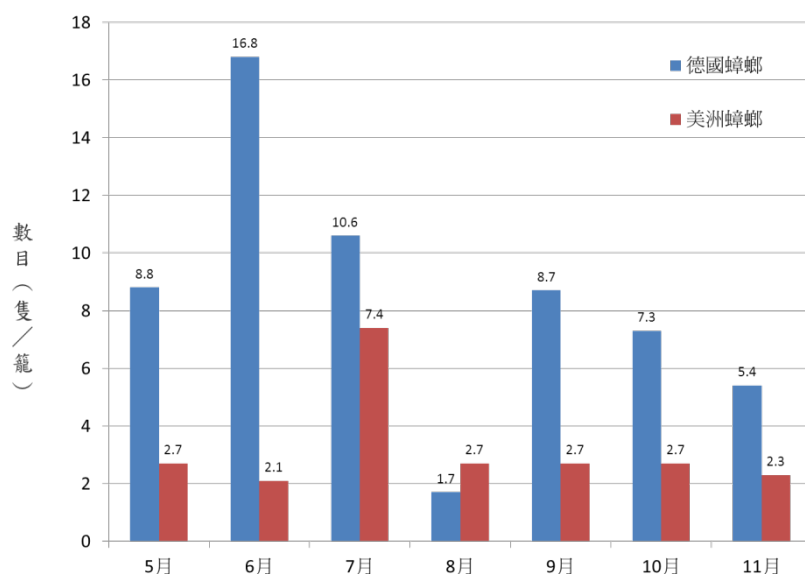


圖 14. 中部品系 B 蟑螂週年密度變化

(3). 蠅類

結果完成建立中部品系 B、中部品系 C、南部品系 A、南部品系 B 共 4 個地區之普通家蠅品系、大頭金蠅品系及果蠅品系；及完成擴充感性品系族群為未來感藥性調查研究材料。

蠅類週年密度調查，以捕蠅紙採集，於中部品系 B、南部品系 B 蠅類易發生區共設置 6 個調查點，5 月至 11 月，每個月調查一次。兩地區 5 至 11 月蠅類陽性率皆達 100%，其中中部品系 B，普通家蠅密度高峰出現於 10 月，大頭金蠅密度高峰出現於 9 月，果蠅密度高峰出現於 5 月，其中以普通家蠅密度最高，其次為果蠅；南部品系 B 普通家蠅密度高峰出現於 9 月，大頭金蠅密度高峰出現於 6 月，果蠅密度高峰出現於 5 月，其中以普通家蠅密度最高，其次為果蠅。(圖 15-16)

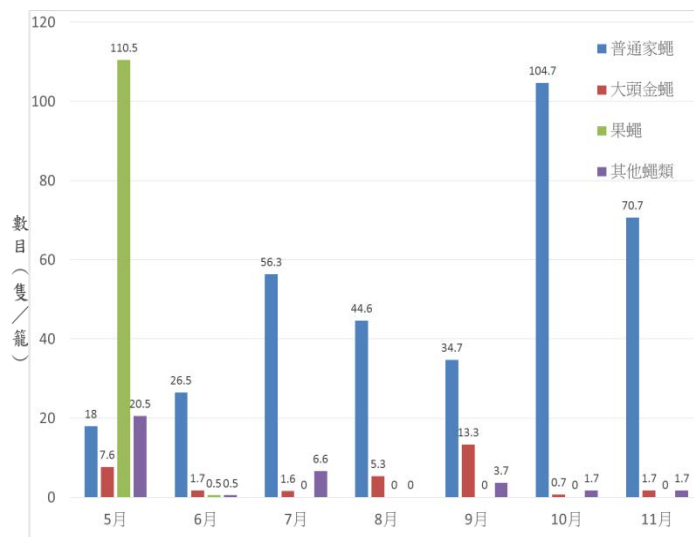


圖 15. 中部品系 B 蠅類週年密度變化

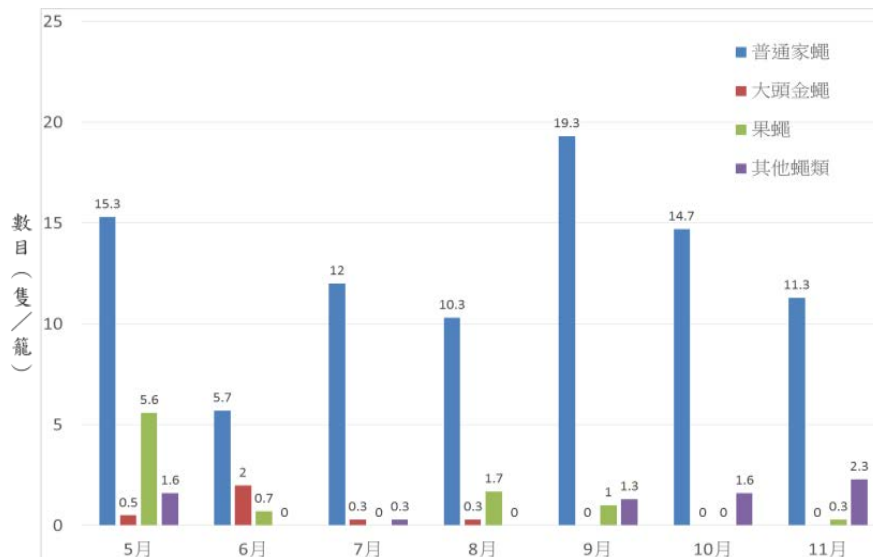


圖 16. 南部品系 B 蠅類週年密度變化

(4). 塵蟎、蛾蚋

結果完成建立北部品系 B、北部品系 C、中部品系 A、南部品系 A 及南部品系 B 歐洲室塵蟎、美洲室塵蟎品系；北部品系 B、北部品系 C、中部品系 A 及南部品系 B 白斑蛾蚋品系，南部品系 A 及南部品系 B 星斑蛾蚋品系。

塵蟎週年密度調查，採用吸塵法於北部品系 B、中部品系 A、南部品系 B 住家各設置 10 個調查點，5 月至 11 月，每個月調查一次。北部品系 B 塵蟎陽性率月平均為 $25.7 \pm 2.7\%$ ，以歐洲室塵蟎採集隻數最多；中部品系 A 塵蟎陽性率月平均為 $28.6 \pm 3.7\%$ ，以歐洲室塵蟎採集隻數最多；南部品系 B 塵蟎陽性率月平均為 $24.3 \pm 1.9\%$ ，以美洲室塵蟎採集隻數最多。(圖 17-19)

蛾蚋週年密度調查，以蛾蚋誘集產卵器採集，於北部品系 B、中部品系 A、南部品系 B 蛾蚋易發生區各設置 10 個調查點，5 月至 11 月，每個月調查一次。北部品系 B 蛾蚋陽性率月平均為 $25.7 \pm 5.3\%$ ，採集種類皆為白斑蛾蚋；中部品系 A 蛾蚋陽性率月平均為 $27.0 \pm 11.1\%$ ，其中以白斑蛾蚋密度最高，其次為星斑蛾蚋；南部品系 B 蛾蚋陽性率月平均為 $35.7 \pm 4.9\%$ ，以白斑蛾蚋密度最高，其次為星斑蛾蚋。(圖 20-22)

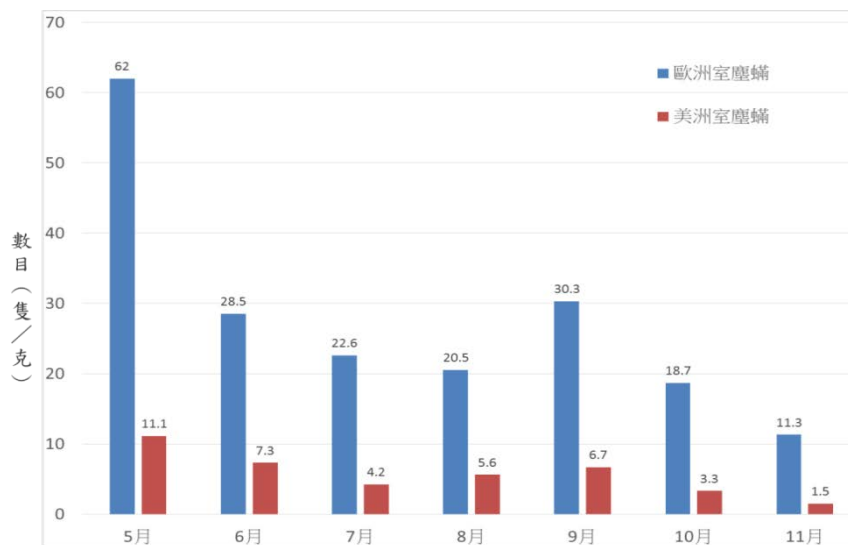


圖 17. 北部品系 B 塵蟎週年密度變化

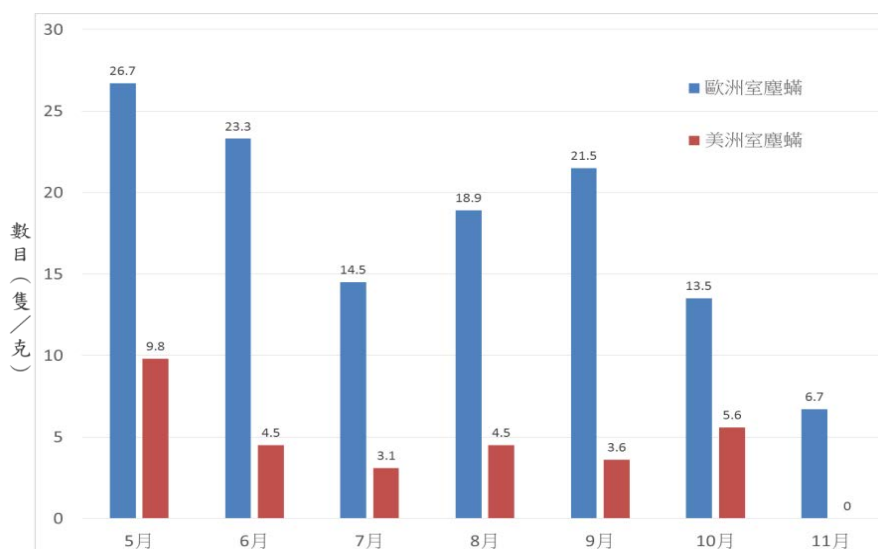


圖 18. 中部品系 A 塵蟎週年密度變化

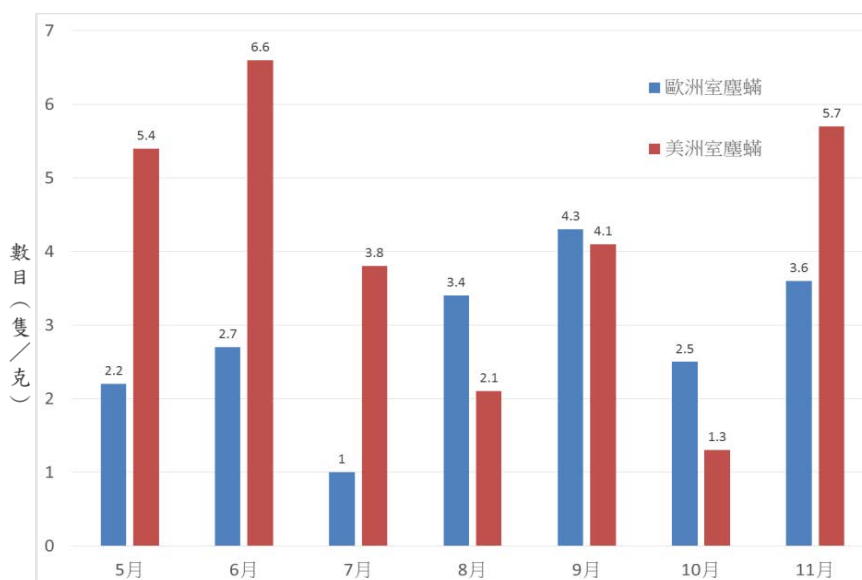


圖 19. 南部品系 B 塵蟎週年密度變化

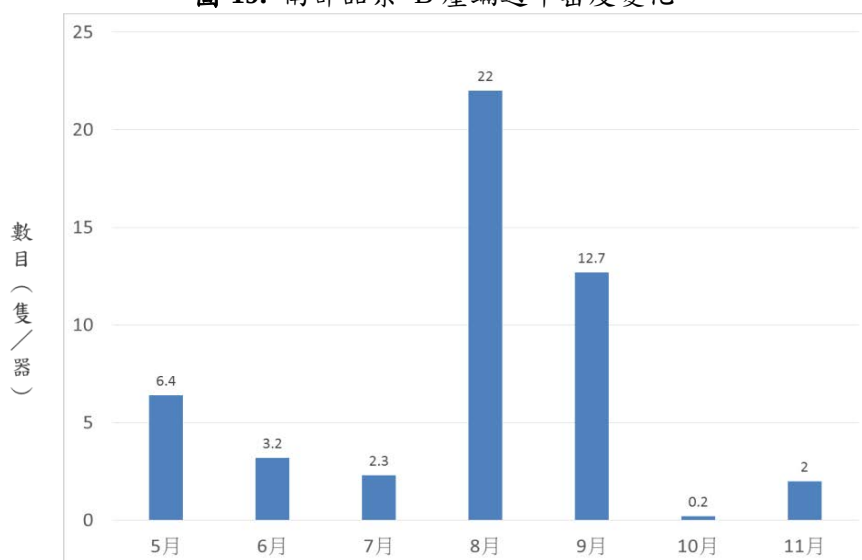


圖 20. 北部品系 B (白斑)蛾蚋週年密度變化

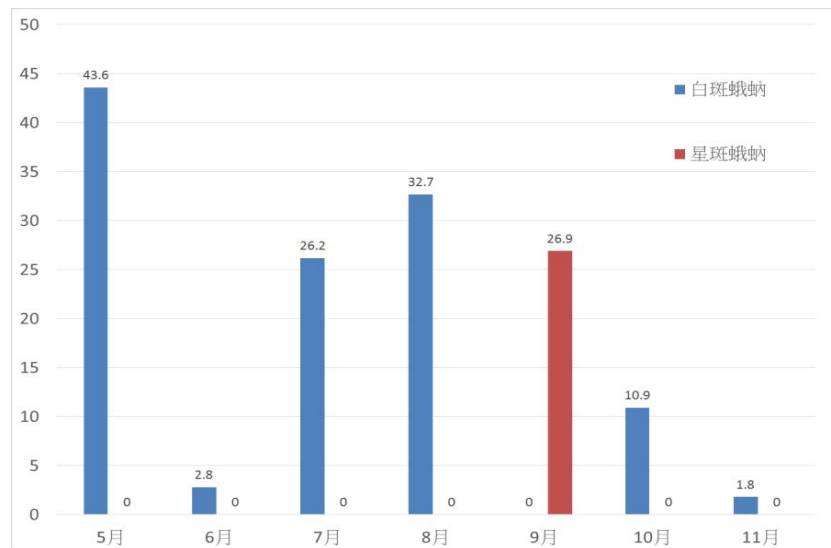


圖 21. 中部品系 A 蛾蚋週年密度變化

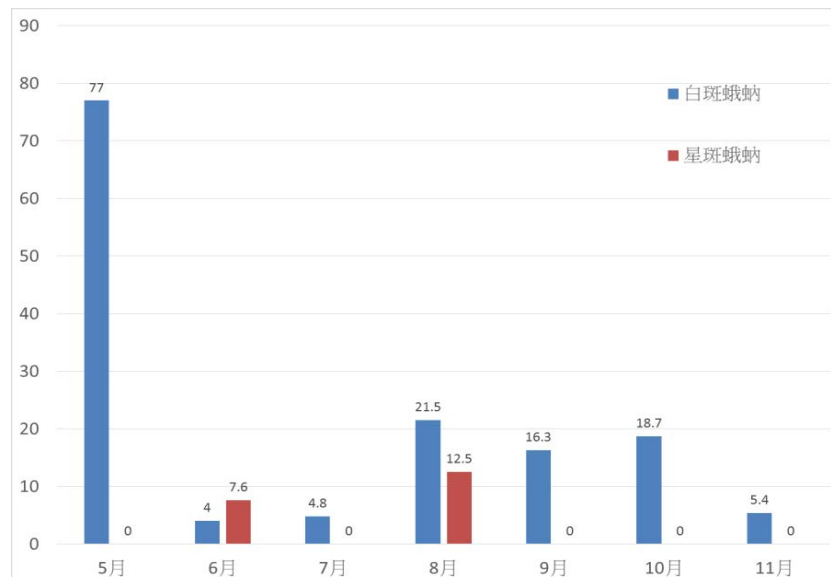


圖 22. 南部品系 B 蛾蚋週年密度變化

(5). 臭蟲 (床蝨)

已建立北部品系 A、北部品系 D 2 品系臭蟲族群及感性族群。

(二). 以 5 種環境用藥有效成分，進行蟑螂、蠅類感藥性及多重抗性調查結果

1. 蟑螂

南部品系 B 之鼓山區品系德國蟑螂對安丹呈現抗藥性；監測之北部品系 C 及中部品系 A 品系德國蟑螂對 5 種殺蟲劑成分皆未產生抗藥性。南部品系 B 之大寮區品系及鼓山區品系美洲蟑螂對安丹也皆呈現抗藥性；監測之北部品系 C 及中部品系 A 品系美洲蟑螂對 5 種殺蟲劑成分皆未產生抗藥性 (表 1)。

表 1、以 104 年建立 5 種殺蟲劑抗藥性鑑識劑量對蟑螂感藥性試驗結果

供試昆蟲	治滅寧	亞特松	安丹	芬普尼	益達胺
德國蟑螂					
感性品系	-	-	-	-	-
南部品系 B ¹	-	-	+b	-	-
中部品系 A ²	-	-	-	-	-
北部品系 C ³	-	-	-	-	-
美洲蟑螂					
感性品系	-	-	-	-	-
南部品系 B ¹	-	-	+bf	-	-
中部品系 A ²	-	-	-	-	-
北部品系 C ³	-	-	-	-	-

¹南部品系 B：高雄市楠梓區^a、鼓山區^b、小港區^c、左營區^d、苓雅區^e及大寮區^f。

²中部品系 A：臺中市北區、南區、西區、南屯區及北屯區。

³北部品系 C：新北市汐止區、新莊區、三峽區。

+：表示有抗藥性；-：表示無抗藥性。

2. 蠅類

臺灣不同品系普通家蠅之感藥性，除了南部品系 B 之楠梓區品系、中部品系 A 之西區品系及北部品系 C 之板橋區品系對芬普尼沒產生抗藥性，及中部品系 A 之西區品系對治滅寧沒產生抗藥性外；南部品系 B 之 3 區品系（岡山區、鳳山區及楠梓區）、中部品系 A 之 3 區品系（太平區、南屯區及西區）及北部品系 C 之 2 區品系（三峽區及板橋區）對治滅寧、亞特松、安丹及益達胺皆產生抗藥性，呈現多重抗性（表 2）。

台灣不同品系大頭金蠅之感藥性，南部品系 B 之岡山區品系對芬普尼及益達胺皆沒產生抗藥性，鳳山區品系對治滅寧及芬普尼皆沒產生抗藥性，楠梓區品系對芬普尼沒產生抗藥性；中部品系 A 之南屯區品系、清水區品系及沙鹿區品系對亞特松皆產生抗藥性；北部品系 C 之汐止區品系及八里區品系對治滅寧及亞特松皆產生抗藥性，南部品系 B 之 3 區品系（岡山區、鳳山區及楠梓區）及北部品系 C 之 2 區品系（汐止區及八里區）皆呈現多重抗性（表 2）。

臺灣不同品系果蠅之感藥性，南部品系 B 之 3 區品系（岡山區、鳳山區及楠梓區）、中部品系 A 之 3 區品系（大雅區、南屯區及沙鹿區）及北部品系 C 之 2 區品系（三峽區及板橋區）皆對益達胺產生抗藥性（表 2）。

表 2、以 104 年建立 5 種殺蟲劑抗藥性鑑識劑量(濃度)對蠅類感藥性試驗結果

供試昆蟲	治滅寧	亞特松	安丹	芬普尼	益達胺
普通家蠅					
感性品系	-	-	-	-	-
南部品系 B ¹	+abc	+abc	+abc	+abc	+abc
中部品系 A ²	+de	+def	+def	+de	+def
北部品系 C ³	+jk	+jk	+jk	+j	+jk
大頭金蠅					
感性品系	-	-	-	-	-
南部品系 B ¹	+ac	+abc	+abc	-	+bc
中部品系 A ²	-	+egh	-	-	-
北部品系 C ³	+lm	+lm	-	-	-
果蠅					
感性品系	-	-	-	-	-
南部品系 B ¹	-	-	-	-	+abc
中部品系 A ²	-	-	-	-	+ehi
北部品系 C ³	-	-	-	-	+jk

¹南部品系 B：高雄市岡山區^a、鳳山區^b及楠梓區^c。

²中部品系 A：臺中市太平區^d、南屯區^e、西區^f、清水區^g、沙鹿區^h及大雅區ⁱ。

³北部品系 C：新北市三峽區^j、板橋區^k、汐止區^l及八里區^m。

+：表示有抗藥性；-：表示無抗藥性。

(三)建立蟑螂於不同材質之藥效檢測技術。

以 5 種環境用藥於不同材質(磁磚、木材、塑膠墊及地毯)對蟑螂藥效檢測之研究，結果如表 3 所示，殺蟲劑於磁磚、塑膠墊及地毯上均能有效檢測其藥效，其中以磁磚效果最佳。

表 3、殺蟲劑於不同材質對美洲及德國蟑螂之藥效實驗結果

藥劑成份 藥劑濃度 (註1)	地板 材質	24小時死亡率(%)					
		第 1 天		第 7 天		第 14 天	
		美洲	德國	美洲	德國	美洲	德國
治滅寧 10%	磁磚	93.3±4.7	93.3±5.8	83.3±5.8	76.7±5.8	73.3±5.8	73.3±5.8
	地毯	86.7±6.6	86.7±6.6	73.3±5.8	73.3±5.8	26.7±17.8	26.7±17.8
	塑膠	93.3±4.7	86.7±6.6	73.3±5.8	76.7±5.8	3.3±2.7	3.3±2.7
	木板	66.7±7.3	0.0±0.0(註2)	-	-	-	-
亞特松 25%	磁磚	93.3±4.7	100.0±0.0	86.7±6.6	93.3±6.6	76.7±5.8	73.3±5.8
	地毯	86.7±6.6	93.3±6.6	73.3±5.8	73.3±5.8	10.0±17.3	0.0±0.0
	塑膠	100.0±0.0	100.0±0.0	76.7±5.8	76.7±5.8	6.7±11.5	30.0±15.2
	木板	83.3±8.9	80.0±15.2	63.3±18.5	36.6±8.8	-	-
安丹 20%	磁磚	100.0±0.0	96.7±3.3	83.3±5.8	100.0±0.0	73.3±5.8	73.3±26.6
	地毯	100.0±0.0	100.0±0.0	73.3±5.8	73.3±5.8	13.3±5.8	0.0±0.0
	塑膠	100.0±0.0	100.0±0.0	76.7±6.6	73.3±5.8	36.7±28.8	6.7±3.2
	木板	66.7±3.3	6.7±3.3	-	-	-	-
芬普尼 3.1%	磁磚	63.3±11.8	100.0±0.0	-	13.3±2.7	-	-
	地毯	66.7±7.2	96.7±2.7	-	6.7±3.2	-	-
	塑膠	53.3±7.2	46.7±5.4	-	-	-	-
	木板	63.3±14.4	23.3±5.4	-	-	-	-
益達胺 10.6%	磁磚	93.3±6.6	83.3±8.8	86.7±6.6	76.7±5.8	83.3±5.8	73.3±5.8
	地毯	96.7±3.3	83.3±6.6	76.7±5.8	73.3±5.8	13.3±2.7	33.3±5.8
	塑膠	93.3±6.6	70.0±11.9	73.3±5.8	70.0±0.0	3.3±2.7	36.8±5.8
	木板	76.7±11.9	96.0±3.3	0.0±0.0	63.3±5.8	-	-

註1：實驗稀釋倍數(市售新舒寧10%乳劑100倍、殺蟲靈亞特松25%乳劑100倍、旺安20%乳劑40倍、滅蟻多3.1%乳劑200倍、博士博10.6%乳劑200倍)；實驗劑量皆為0.88mL。

註2：依環保署環境衛生用藥藥效檢測審查基準：殘效防治24小時致死率大於70%。

(二) 討論

臺灣各區病媒蚊採集地點以人類經常活動環境為主，包含公園、校園、傳統市場及住家，隨採集地點不同，採集蚊類也有所不同，北部品系 B 擺放特性為住商混合大樓內，採集之白線斑蚊較多；北部品系 C 擺放特性為菜園，多水肥堆放，採集之白腹叢蚊較多；中部品系 A、南部品系 A、南部品系 B 擺放特性為校園、公園及市場之樹叢，採集之白線斑蚊較多。

臺灣各區蟑螂採集調查點以傳統市場、商店、餐廳及港口為主，隨採集環境特性不同，採集之蟑

螂種類也不同。當擺放特性為餐廳或市場熟食區時，採集之德國蟑螂較美洲蟑螂多。目前已知住家蟑螂易躲藏於縫隙較多之處，本調查結果呈現，物品堆置之處及排水溝旁，捕捉蟑螂之陽性率也較高。

臺灣各區蠅類採集調查點以市場及農舍為主，每個調查區因垃圾集中特性不同採集之蠅類也有所差異，市場蔬果類食物採集之蠅類以普通家蠅或果蠅為主、魚肉類食物採集以大頭金蠅為主、農舍牲畜排遺處以普通家蠅為主，因此密度調查採集之蠅類變化，隨垃圾集中處特性而有所不同。

臺灣地區蛾蚋發生之族群種類，調查結果共發現白斑蛾蚋及星斑蛾蚋 2 種，主要採集地點為排水溝、大樓汗水池、化糞池及樹叢，調查發現蛾蚋採集陽性率高之地點特性，具陰暗潮濕少日照及含較高有機質兩種特性。

世界衛生組織 (WHO, 1957) 對於昆蟲抗藥性的定義為：一群體中之昆蟲，在殺死正常族群大部分個體的藥量能力，發展出具有耐受的現象，在多次使用藥劑後，害蟲對某種藥劑的抗藥能力較原先正常情況下有明顯增加的現象稱為抗藥性。因此害蟲產生抗藥性是指對一害蟲使用殺蟲劑，經過一段時間後，其產生耐力可以忍受其劑量，致使同劑量之防治效果不如先前。

由於野外品系採集之市場及社區皆有實施定期消毒，多種主要病媒已對殺蟲劑發生抗藥性，使得病媒防治更顯困難。欲克制抗性病媒，建議可用其他種適合之殺蟲劑輪替，或如謝儉波等 (1992)[34] 報告，停用原先使用之殺蟲劑數年，待抗藥性完全消失，恢復原有之感受性。

以 5 種殺蟲劑成份 (治滅寧、亞特松、安丹、芬普尼及益達胺) 於 4 種不同材質 (磁磚、地毯、塑膠墊、木板) 對美洲蟑螂及德國蟑螂藥效檢測之研究，因本研究所使用滅蟻多藥劑 (有效成分: 芬普尼)，市售乳劑唯一有效成分芬普尼之單劑，其主要防治對象為白蟻並非蟑螂，因此實驗數據僅供參考。採用亞特松、安丹及益達胺於 4 種材質對美洲蟑螂及德國蟑螂藥效檢測之研究結果比較，結果顯示此 3 種藥劑於磁磚、地毯及塑膠墊對蟑螂第 14 天 24 小時致死率，均能達環保署環境衛生用藥藥效檢測審查基準 (70 %)，以磁磚效果表現最佳，因此建議藥效實驗仍以磁磚做為主要材質，較能呈現環境用藥之本質。

四、結論與建議

- (一) 臺灣病媒蚊發生之族群種類主要以熱帶家蚊、白線斑蚊、白腹叢蚊及埃及斑蚊為主；蟑螂發生之族群主要以美洲蟑螂及德國蟑螂為主；蠅類發生之族群主要為普通家蠅、大頭金蠅及果蠅為主，且病媒蚊、蟑螂及蠅類族群密度皆於 6、7、8 月夏季密度較高，建議可依據病媒蚊、蟑螂及蠅類之不同季節分佈及生態習性進行防治。
- (二) 以 104 年建立之抗藥性鑑識劑量 (濃度) 進行南部品系 B、中部品系 A、北部品系 C 蟑螂及蠅類感藥性試驗，結果得知部分地區之野外品系已對不同殺蟲劑產生抗藥性。因此，對已呈現抗藥性之殺蟲劑應暫停使用，改用其他不具抗性之殺蟲劑。
- (三) 殺蟲劑於磁磚、塑膠墊及地毯上均能有效檢測其藥效，其中以磁磚效果最佳。建議仍維持目前選用之磁磚為材質。不同採樣地區之環境害蟲，其種類不同，抗藥性呈現亦各異，在防治作業不理想時，可參考本研究科學數據，選用其他殺蟲劑。
- (四) 綜合以上研究結果，對環境害蟲當採用化學防治時，如選用之殺蟲劑，呈現抗藥性問題時，應思考同時採用其他綜合防治法，如：環境衛生改善、物理防治等。如病媒蚊及蛾蚋主要是孳生在各種積水中，只要把容器積水倒掉、地板或水槽積水清除、室外水溝維持暢通，就可以把蛾蚋的數量降低。

參考文獻

- [1] 徐爾烈、張念台、吳懷慧、羅怡佩、林鶯熹、戴淑美、杜武俊、白秀華，「臺灣地區登革熱大流行及病媒蚊綜合防治」，中華衛生殺蟲藥械，第二十一卷，第 1-6 頁 (2015)。
- [2] 吳懷慧、林鶯熹、白秀華、徐爾烈、張念台、羅怡佩，「台灣南部地區埃及斑蚊成蟲對殺蟲劑的抗藥性」，台灣昆蟲，第三十三卷，第 253-270 頁 (2014)。
- [3] 徐爾烈，「臺灣常見蟑螂的生態及防治，病媒管制研討會論文集」，臺灣省環境衛生協會，第 45- 46 頁 (1990)。
- [4] 王正雄，「常見的幾種住家蟑螂」，環境衛生報導，第 117 期，第 14 頁 (1985)。
- [5] 賴振棋、王正雄、蕭東銘，「台北市蟑螂生態及防治試驗報告」，台北市政府衛生局 (1975)。
- [6] 魏登賢、李鐘祥、賴振棋、王正雄，「台北市住家蟑螂研究報告」，台北市政府衛生局 (1980)。

- [7] 白秀華、吳尹文、洪玉珠、王正雄,「高雄地區餐盒工廠蟑螂之監測及其與環境衛生相關之研究」,高雄醫學科學雜誌,第一四卷,頁 s26-s33 (1998)。
- [8] Pai, H.H., Chen, W.C., and Peng, C.F., "Cockroaches as potential vectors of nosocomial infections," *Infection Control and Hospital Epidemiology*, 25(11), 979-984 (2004).
- [9] Pai, H.H., Chen, W.C., and Peng, C.F., "Isolation of bacteria with antibiotic resistance from household cockroaches (*Periplaneta americana* and *Blattella germanica*)," *Acta Tropica*, 93, 259-265 (2005).
- [10] Pai, H.H., Wu, S.H., and Hsu, E.L., "Insecticide resistance in German cockroaches (*Blattella germanica*) from hospitals and households in Taiwan," *International Journal of Environmental Health Research*, 15(1), 33-40 (2005).
- [11] Burgess, N. R. H., "Hospital design and cockroach control," *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 78, 293-294 (1984).
- [12] Burgess, N. R. H., and Chetwyn, K.N., "Cockroaches and the hospital environment," *Nursing Time*, 75, 5-7 (1979).
- [13] Pai, H.H., Ko, Y.C. and Chen E.R., "Cockroaches (*Periplaneta americana* and *Blattella germanica*) as potential mechanical disseminators of *Entamoeba histolytica*," *Acta Tropica*, 87, 355-359 (2003).
- [14] Gijzen, H.J. and Barugahare M., "Contribution of anaerobic protozoa and methanogens to hindgut metabolic activities of the American cockroach, *Periplaneta Americana*," *Applied and Environmental Microbiology*, 58, 2565-2570 (1992).
- [15] Cruden, D.L. and Markovetz A. J., "Microbial ecology of the cockroach gut," *Annual Review of Microbiology*, 41, 617-643 (1987).
- [16] Oothuman, P., Jeffery, J., Aziz, H.A. Bakar, E.A. and Jegathesan, M., "Bacterial pathogens isolated from cockroaches trapped from paediatric wards in peninsular Malaysia," *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 83, 133-135 (1989).
- [17] Fotedar, R., Nayar, E., Samantray, J.C., Shriniwas, Banerjee, U., Dogra, V, Kumar, A." Cockroaches as vectors of pathogenic bacteria," *The Journal of communicable diseases*, 21, 318-322 (1989).
- [18] Pai, H.H., Chen, W.C. and Peng, C.F., "Isolation of non-tuberculous mycobacteria from hospital cockroaches (*Periplaneta americana*)," *Infection Control and Hospital Epidemiology*, 53, 224-228 (2003).
- [19] Langley, J. M., Hanakowski, M. and Leblanc, J.C., "Unique epidemiology of nosocomial urinary tract infection in children," *American Journal of Infection Control*, 29, 94-98 (2001)
- [20] Orrett, F. A., and Shurland, S.M., "Neonatal sepsis and mortality in a regional hospital in Trinidad : aetiology and risk factors," *Annals of Tropical Paediatrics*, 21, 20-25 (2001)
- [21] Trautmann, M., Michalsky, T., Wiedeck, H., Radosavljevic, V., and Ruhnke, M., "Tap water colonization with *Pseudomonas aeruginosa* in a surgical intensive care unit (ICU) and relation to *Pseudomonas* infections of ICU patients," *Infection Control and Hospital Epidemiology*, 22, 49-52 (2001).
- [22] Fierobe, L., Lucet, J.C., Decre, D., Muller-Serieys, C., Deleuze, A., Joly-Guillou, M.L., Mantz, J. and Desmonts, J. M., "An outbreak of imipenem-resistant *Acinetobacter baumannii* in critically ill surgical patients," *Infection Control and Hospital Epidemiology*, 22, 35-40 (2001).
- [23] Rust, M.K., Reiersen, D.A. and Zeichner, B.C., "Relationship between insecticide resistance and performance in choice tests of field-collected German cockroaches (Dictyoptera: Blattellidae)," *Journal of Economic Entomology*, 86, 4, 1124-1130 (1993).
- [24] 白秀華、林太明、徐爾烈,「環境害蟲綜合防治計畫-重要環境害蟲對殺蟲劑之感受性研究」。105環境科技論壇論文集,第 1-10 頁(2016)。
- [25] 白秀華、徐爾烈、林楷宸,「臺灣地區常見蟑螂對殺蟲劑之感藥性研究」。行政院環境保護署。2016年兩岸環境用藥及病媒防治交流研討會論文集,第 5-15 頁(2016)。
- [26] 白秀華、徐爾烈、林楷宸,「德國小蠊及美洲大蠊對殺蟲劑得抗性研究」,中華衛生殺蟲藥械,第 01 期(2017)。
- [27] 白秀華、徐爾烈、林太明、葉雅琪,「環境害蟲綜合防治計畫(2/3)成果報告」,行政院環境保護署。第 91-102 頁 (2015)。
- [28] 徐爾烈、何兆美、吳懷慧、洪正中、巫健次、陳殿權、黃基森、陳淑玲,「居家塵蟎防治手冊」,行政院環境保護署(1990)。
- [29] 李朝品、武前文,「房舍和儲藏物:粉蟎」,中國科學技術大學出版社(1996)
- [30] 中華人民共和國國家質量監督檢驗檢疫總局、中國國家標準化管理委員會,中華人民共和國國家

標準：病媒生物密度監測方法(蚊蟲)。GB/T 23797-2009。Nature，289：592-593(2009)

- [31] Tovey, E.R., Chapman, M.D. and Platts-Mills, T.A.E., "Mite faeces are a major source of house dust allergens," *Nature*, 289(5798), 592-593 (1981).
- [32] Reiersen, D.A. and Rust, M.K., "Trapping, flushing, counting German Roaches," *Pest Control*, 45(40), 42-44 (1977).
- [33] Harwood, R.F. and Jame, M.T., *In Entomology in human and animal health*. 7th ed. New York; Macmillan Publishing (1979)
- [34] 謝儉波、孟慶斌、梁貴洲，「消除德國小蠊對溴氰菊酯抗性的研究」，中國媒介生物學與控制雜誌 第三卷，第四期，第 69-70 頁 (1992)。

以不對稱流場場流系統發展適用於生物毒性檢測之環境水體奈米物質分離技術

張瑜玲¹ 黃玉真² 金孝義³ 張淑芬¹

¹知本生技有限公司

²吉偉儀器股份有限公司

³行政院環境保護署環境檢驗所第四組

EPA-106-E3S4-02-03

摘要

本計畫欲發展適用於生物毒性檢測之環境水體奈米物質分離技術。共採取十八件水樣：都市廢水、鈹金噴漆加工業、機械加工區、科學園區、造紙業、陶瓷業、化妝品原料製造業、電子業、皮革加工製造業、光電業及自然水體。

利用動態光散射儀[1]初步篩選水體中之奈米物質，評估是否進入不對稱流場場流系統分離；檢測水體以場流分離系統研究水樣中奈米粒子尺寸分布，再以熱裂解氣相層析質譜儀及感應耦合電漿質譜儀進行有機成分/無機金屬之組成狀態。

前處理 0.1 μm 濾膜條件下，十件水樣之動態光散射值高於初篩標準。多數水樣於水移動相下，系統皆可成功分離水樣中之粒子；樣品再現性佳。而十件水樣中除造紙業放流水外， ρ 值(Rg/Rh)皆大於 1，可見目前測試水樣中之奈米粒子多數為結構較鬆散的型態。利用 ICP-MS，其中檢驗出砷、銅、鋅、鐵、錳、鎳、鈣及鎂。此外也進行總有機碳、水中揮發性有機化合物有機組成分析。

配合之細胞實驗室針對都市廢水、鈹金噴漆加工業、機械加工區共六件水樣進行生物毒性試驗，觀察到鈹金噴漆加工業進流水樣影響細胞存活率，配合粒徑分析及有機/無機成分組成推估造成細胞存活率下降之因素，達到發展適用於生物毒性檢測之環境水體奈米物質分離技術的目的。

關鍵詞：不對稱流場場流系統，多角度靜態光散射，動態光散射，環境奈米粒子

一、前言及研究目的

現階段細胞毒性試驗多侷限於特定且單一類型的奈米物質，而非含有種類繁多且組成複雜之奈米粒子的真實水樣，且真實水樣中奈米物質的分布與組成會隨著自然地理環境[2-6]及人類產業活動的不同而有程度不一的影響；其困難點在於不易定義真實水樣中的奈米物質尺寸分布及其有機/無機成分組成。因此發展適用於生物毒性檢測之水體奈米物質分離技術，則可清楚定義真實水體中的奈米物質尺寸，若能配合相關生物毒性檢測數據，便能更完整的探討與了解環境中奈米物質的尺寸分布及成分組成與生物毒性間的關聯性。

本單位已建立利用不對稱流場場流系統分離水體中奈米物質的方法，且檢測八個各具特色之真實環境水樣，以了解各種自然環境與人口產業活動對於環境水體中奈米物質的尺寸分布及成分組成影響，同時確認分離分析方法的適用性及最佳化分離條件；現階段欲延伸檢測水樣種類，將針對工廠製程廢水或放流水等與人口活動或特殊產業相關之水體進行奈米物質尺寸分布及化性研究。

二、研究方法

本計畫共採取十八件實體水樣加以篩選及分析，分別為都市廢水：A 污水處理廠進流水/放流水、板金噴漆加工業：B 廠進流水/放流水、機械加工區：C 園區污水處理廠進流水/放流水、科學園區：D 園區污水處理廠進流水/放流水、造紙業：E 廠放流水、陶瓷業：F 廠進流水/放流水、化妝品原料製造業：G 廠放流水、電子業：H 廠放流水、皮革加工製造業：I 廠放流水、光電業：J 廠放流水及自然水體：K 湖/L 溪/M 水庫。

計畫針對 100 nm 以下之奈米物質為主體，以 0.1 μm 濾膜進行前處理，另於動態光散射儀初篩時增加 0.22 μm 濾膜前處理條件；已成功確認現階段最佳分析模式：水移動相 / RC 分離匣道膜 / 不對稱流場場流系統分離設定；針對採樣之十八件水樣進行動態光散射儀初篩及不對稱流場場流系統分離

-多角度靜態光散儀偵測；確認樣品粒徑分布後，針對 100 nm 以下之粒子進行分液收集，利用熱裂解氣相層析質譜儀進行有機成分分析；感應耦合電漿質譜儀進行重金屬含量分析，實驗流程如圖 1 所示。

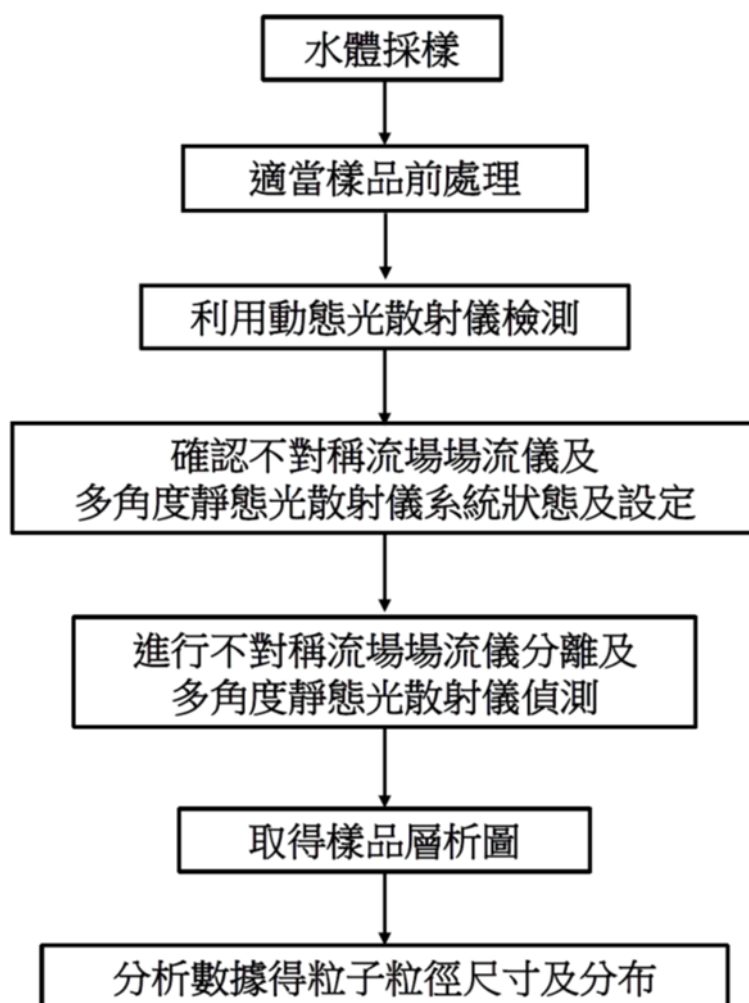


圖 1 分離技術方法流程圖

三、結果與討論

1. 利用動態光散射(Dynamic Light Scattering, DLS)儀建立奈米粒子初篩標準

利用八個自然環境水體水樣以 0.1 μm 濾膜前處理後，進行動態光散射儀 DLS 的分析，以建立初步篩選標準。此系統中得知石門水庫水樣內含之粒子訊號為最低，接近以水為空白試樣之偵測值。參照不對稱流場場流系統中之粒徑分析數據，石門水庫水樣之靜態光散射訊號值微弱，其粒徑分析數據準確度不佳；而曾文溪口七股濕地於動態光散射 DLS 測值約為 11,000 counts，不對稱流場場流-靜態光散射系統偵測之粒徑數據較穩定；且其餘水樣偵測值皆高於 10,000 counts。

依據現有之資料及經驗值，將動態光散射儀 DLS 初步篩選標準設定為 10,000 counts。

2. 本計畫目標水樣於動態光散射儀(DLS)之偵測值

本計畫共採取十八件目標水樣。分別為：都市廢水 / 板金噴漆加工業 / 機械加工區 / 科學園區 / 造紙業 / 陶瓷業 / 化妝品原料製造業 / 電子業 / 皮革加工製造業 / 光電業 / 自然水體。十八件目標水樣中，D 園區污水處理廠放流水/ F 廠進流水及放流水/ G 廠放流水/ H 廠放流水/ I 廠放流水/ J 廠放流水/ M 水庫共八件水樣未超過初篩標準值 10,000 counts，其餘十件水樣皆超過標準值，將進行後續不對稱流場場流系統分析及有機/無機成分組成分析。

十件水樣中以 A 廠進流水、C 園區進流水及 K 湖之測值較高，皆高於 50,000 counts。

3. 前處理 0.1 μm / 0.22 μm 濾膜條件下於不對稱流場場流系統之分析數據

整體而言，樣品再現性佳；針對多數產業廢水及自然水體分離效果好，於水移動相條件下，不對稱流場場流系統可成功由小至大分離水樣中之粒子。

4. 動態光散射儀(DLS)與不對稱流場場流-多角度靜態光散射儀(AF4-MALS)兩系統分析之奈米物質粒徑尺寸

K 湖之均方根半徑 R_g 與水合半徑 R_h 值皆明顯偏大；動態光散射(DLS)之 R_h 值，除 E 廠放流水及 K 湖水樣外，水合半徑 R_h 值皆小於 50 nm。

而十件水樣中除 E 廠放流水外， ρ 值(R_g/R_h)皆大於 1，可見目前測試水樣中之奈米粒子多數為結構較鬆散的型態；而 E 廠放流水 ρ 值為 0.6 至 0.8，構型接近實心之圓球體。

5. 無機組成分析-重金屬含量

本計畫主要收集粒徑尺寸 100 nm 以下之奈米粒子。利用感應耦合電漿質譜儀(ICP-MS)，分析砷(As)、鎘(Cd)、鉻(Cr)、銅(Cu)、鉛(Pb)、銀(Ag)、鋅(Zn)、鐵(Fe)八個金屬/元素；另額外分析錳(Mn)/鎳(Ni)/硒(Se)/鈣(Ca)/鎂(Mg)，共十三種金屬/元素成分。

- 銅(Cu)：C 園區進流水、K 湖
- 鋅(Zn)含量較高者：B 廠進流水/放流水、C 園區進流水、D 園區污水處理廠進流水
- 鐵(Fe)含量較高者：A 廠進流水/放流水、C 園區進流水及 E 廠放流水
- 砷(As)：A 廠放流水、B 廠進流水/放流水、C 園區放流水及 D 園區污水處理廠進流水

6. 總有機碳 Total Organic Carbon (TOC)分析

除 B 廠進流水外，總無機碳之濃度皆高於總有機碳。A 廠及 C 園區之進流水與放流水，放流水之總有機碳與總無機碳濃度皆降低。

7. 水中揮發性有機化合物(Volatile Organic Compound, VOC)檢測

B 廠進流水檢測出數種揮發性有機物，59 個檢測項目中測得 16 項。

8. 有機組成分析-利用熱裂解氣相層析質譜儀

分液收集所得之各水樣，先經 EGA 分析後，質譜圖皆為 m/z 44，無法確認其有機組成；而後再利用衍生化試劑進行反應性熱裂解，顯示除系統背景外，大多無顯著訊號，即無法辨識出有機性奈米物質存在之證據。

9. 與生物毒性試驗相關性初步探討

由初步的生物毒性試驗結果顯示，水樣影響細胞存活率的現象具有 Dosage dependent effect；而兩種細胞在曝露於 B 廠進流水 50%的濃度下，皆有明顯的細胞存活率減少。

A 廠進流水與 C 園區進流水皆有相對較高之動態光散射儀 DLS 偵測值，但就目前生物毒性試驗數據並無明顯影響細胞存活率的現象；B 廠進流水雖然 DLS 偵測值低，但於 50%水樣條件下明顯降低兩種測試細胞之存活率，考慮 B 廠進流水之有機/無機分析數據，發現其 TOC 測值較高且於 VOC 分析中也檢測出 16 項有機分子的存在。因此於考慮奈米物質對生物毒性的影響，除了解奈米粒子的數量及分布外，其有機/無機成分組成也為關鍵因素之一。

四、結論

利用動態光散射儀進行初篩可快速判定樣品中是否含有足量奈米物質值得進一步分析；計畫建立之不對稱流場場流分離系統-多角度靜態光散射儀可成功分離及分析絕大多數目標水樣中之奈米物質粒徑分布；配合無機重金屬元素分析/有機熱裂解氣相層析及有機碳分析/揮發性化合物鑑定，可更完整了解水樣中奈米物質之成分組成，以提供生物毒性試驗於化學性/物理性之說明，更深入了解奈米物質對於生物體的影響性。

依目前的分析水樣，奈米物質含量的多寡未必與生物毒性具正相關，因此奈米物質本身之化學成分組成也應一併考慮。

參考文獻

- [1] Montserrat Filella, Jingwu Zhang, Meredith E. Newman, Jacques Buffle. Analytical applications of photon correlation spectroscopy for size distribution measurements of natural colloidal suspensions: capabilities and limitations. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 1997, 120 (1-3), 27-46.
- [2] N.M. Thang, H. Geckeis, J.I. Kim, H.P. Beck, Application of the flow field flow fractionation (FFFF) to the characterization of aquatic humic colloids: evaluation and optimization of the method, *Colloids Surf. A: Physicochem. Eng. Aspects* 181 (2001) 289.
- [3] M. Baalousha, F. Kammer, M. Motelica-Heino, M. Baborowski, C. Hofmeister, Size-Based Speciation of Natural Colloidal Particles by Flow Field Flow Fractionation, Inductively Coupled Plasma-Mass Spectroscopy, and Transmission Electron Microscopy/X-ray Energy Dispersive Spectroscopy: Colloids-Trace Element Interaction, P. Lecoustumer, *Environ. Sci. Technol.* 40 (2006) 2156.
- [4] M. Baalousha, J.R. Lead, Characterization of Natural Aquatic Colloids (<5 nm) by Flow-Field Flow Fractionation and Atomic Force Microscopy, *Environ. Sci. Technol.* 41 (2007) 1111.
- [5] E. Alasonati, V.I. Slaveykova, H. Gallard, J.P. Croue, M.F. Benedetti, Characterization of the colloidal organic matter from the Amazonian basin by asymmetrical flow field-flow fractionation and size exclusion chromatography, *Water Res.* 44 (2010) 223.
- [6] B. Stolpe, L. Guo, A.M. Shiller, M. Hassellöv, Size and composition of colloidal organic matter and trace elements in the Mississippi River, Pearl River and the northern Gulf of Mexico, as characterized by flow field-flow fractionation, *Mar. Chem.* 118 (2010) 119.

環境奈米評析與綠色化學檢測技術研究-評估以拉曼光譜

技術現場檢測空氣中污染物

游竟維¹ 羅仕麟² 方孟德³ 林儀喬¹ 李彥芬³ 陳元武² 陳怡如²

趙偉忠¹ 李政謙¹ 王永祥¹ 王緯豪¹ 郭安甫² 翁英明²

¹汎錫科藝股份有限公司

²行政院環境保護署環境檢驗所

³工研院綠能與環境研究所

EPA-106-E3S4-02-01

摘要

本計畫利用表面增強拉曼光譜技術，評估空氣中污染物現場檢測之可行性；本計畫以 785 nm 手持式拉曼系統進行巴拉松及大利松有機磷農藥表面增強拉曼標準圖譜量測，巴拉松及大利松農藥分別可利用特徵峰 1108 cm^{-1} 及 608 cm^{-1} 進行檢量線建立，研究結果顯示，空氣中農藥採樣可利用甲醇做為吸收液，其回收率分別為 60.0 % 及 79.5 %。此外，本計畫也同時評估甲醛衍生劑於表面增強拉曼光譜法適用性；本計畫同時對 DNPH (2,4-Dinitrophenylhydrazine) 及 AHMT (4-amino-3-hydrazino-5-mercapto-1,2,4-triazole) 衍生物進行評估，利用環保署公告方法 NIEA A705.12C 之空氣中甲醛的採樣架構，發現 DNPH 吸收液在 SERS 光譜具有強烈之螢光訊號，此訊號除遮蔽 SERS 基板本身在 520 cm^{-1} 處之特徵峰外，在 500 cm^{-1} ~1500 cm^{-1} 同時具螢光干擾；當甲醛與 AHMT 反應後，其產物 MTT (6-mercapto-5-triazolo [4,3-b]-s-tetrazine) 具有明顯 SERS 特徵峰，由研究結果顯示，利用其主要特徵峰 1367-1375 cm^{-1} 建立檢量線，方法偵測極限為 0.0032 mg/L，低於法規標準。

關鍵詞：表面增強拉曼光譜、奈米薄膜結構、有機磷農藥、甲醛檢測

一、前言及研究目的

Raman 在 1928 年發現拉曼散射 (Raman scattering)，這是屬於利用光的散射行為來測定分子的振動光譜訊號。但由於分子射截面非常小，造成拉曼訊號測定困難，而逐漸被紅外光吸收光譜取代。在 1960 年雷射發明後，雷射在 1964 年開始應用於拉曼光譜作為激發源，使得訊號得以放大，但拉曼光譜儀還是需要比紅外光譜昂貴許多而限制其發展。在 1974 年，M. Fleischmann 等人發現粗糙的金屬表面可以大幅提高拉曼光譜訊號[1]，此研究將為表面增強拉曼光譜 (surface enhanced Raman spectroscopy, SERS) 技術發展帶來巨大的潛在應用。表面增強拉曼光譜的應用範圍廣泛，如生醫快速感測、蛋白質研究、化學製藥、科學鑑識、生技藥品開發、醫學檢測、健康監控、單分子偵測、空氣污染物檢測、水質安全、農產品檢驗、有機物偵測、環境監控、奈米碳管結構驗證、特用化學、化妝品檢驗等；在現有的檢測方式中，SERS 也被期待去取代氣相色譜法 (Gas chromatography) 及高效液相色譜法 (High performance liquid chromatography, HPLC) 等[2]。在空氣中農藥污染方面，農民常隨意噴撒而造成空氣中農藥漂散；而甲醛用於多種建築材料和黏合劑中，新裝潢的木製櫥櫃、塑料地板、化纖地毯、夾板、隔熱層等壓板製成品，都有明顯甲醛釋放味道，可能得數年才會釋放殆盡，而造成環境污染及民眾生命與健康受到威脅之情形，因此環保署為解決上述問題，已開始進行現況調查與快速檢測開發研究，期望能評估適用於國內空氣污染特性指標物之光學鑑識程序，作為空氣污染源比對查證之參考。

二、研究方法

本計畫擬採用表面增強拉曼光譜技術 (Surface Enhanced Raman Spectroscopy, SERS) 進行評估檢測空氣中大利松與巴拉松有機磷農藥之適用性及評估檢測空氣中甲醛污染物之適用性；由於奈米金屬結構可以大幅提高有機化合物之拉曼光譜訊號[3]，本計畫利用斜向角度沉積技術 (glancing angle deposition, GLAD)，製鍍大面積金屬奈米結構，做為增強待測分子拉曼訊號之感測器。當待測分子吸附在具粗糙面之金屬表面時，雷射光源在奈米結構具局部電漿共振模態，其局部電場 (localized electric

field) 之共振效應可實際增強待測分子之散射訊號，此技術近年也常應用於農藥分子的快速檢測技術上[4,5]。在奈米結構激發電漿共振模態的研究上，雕刻技術的發展已可利用大面積、簡單的氣相沉積製程方式達成，如銀奈米柱陣列結構 [6,7,8,9]；由於在奈米結構近場的局部電場強度可有效增強拉曼訊號，銀奈米斜柱陣列與銀鉅齒狀介電質雙層結構已被證明可應用於分子表面增強。農藥分子在 SERS 的檢測上，常用金、銀奈米材料做為增強分子拉曼訊號之結構，而 SERS 結構的穩定性決定可否實際在應用上。在甲醛 SERS 檢測方面，由於其 SERS 光譜微弱，無法直接進行 SERS 量測，可利用檢測其與 4-胺基-3-聯胺-5-巰基-1,2,4-三氮雜茂(AHMT, 4-amino-3-hydrazino-5-mercapto-1,2,4-triazole)反應後的產物 6-mercapto-5-triazolo[4,3-b]-s-tetrazine (MTT) 進行 SERS 光譜量測[10]，來檢測甲醛 (MTT 會增強 832cm⁻¹ 處之拉曼訊號)。本研究主要採用的 SERS 結構製程技術為物理氣相沉積技術，此技術具有大面積製鍍之優點，可利用此製程製鍍具奈米金屬直柱結構之穩定 SERS 基板，並進行待測目標分子之檢測評估。

本計畫所建立之 SERS 整合平臺架構及使用之 SERS 基板結構 SEM (Scanning Electron Microscope; top view) 請見圖 1;在此架構上，主要由 SERS 基板及拉曼光譜儀搭配所組成；其中 SERS 基板為奈米直柱構，其直徑尺寸範圍介於 210 nm 至 300 nm。在此平臺下，單波長雷射 (785nm) 激發光源將由透鏡聚焦至 SERS 基板表面，SERS 基板結構上需事先進行農藥分子的吸附；由於雷射照射在 SERS 基板結構上時，銀奈米結構本身的電漿效應，將實質增強農藥分子的拉曼散射訊號，此拉曼訊號將再被透鏡所收集而進入分光光譜儀做量測分析。本計畫在空氣中農藥在實驗室測試的採樣架構，請參考圖 2;其中可將農藥滴定至 T 型採樣管內，以加熱箱加熱 T 型管 (可至 450°C) 後，將農藥分子 (巴拉松及大利松) 氣化，再以氮氣將農藥分子吹進含 10 mL 甲醇溶液吸收瓶內；可經由量測含農藥分子之表面增強拉曼光譜，來對農藥做快速光譜檢測。吸收液裡巴拉松及大利松的濃度含量可經由液相層析／串聯式質譜儀 (LC/MS/MS) 系統 (Agilent 1200 搭配 Sciex API 4000) 進行回收率確認；其中空氣樣品採樣測試及分析委託由工研院綠能所進行分析。

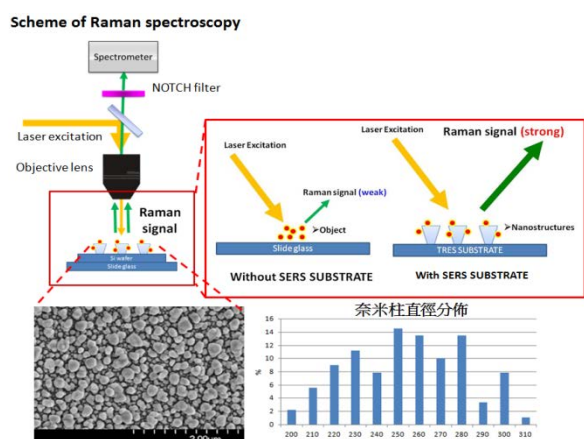


圖 1. SERS 整合平臺架構圖

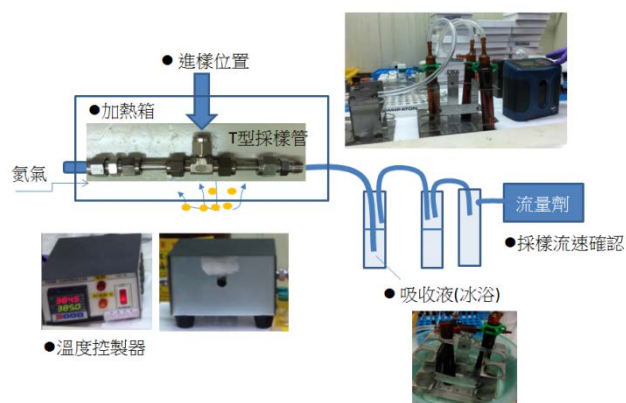


圖 2. 農藥巴拉松及大利松分子在實驗室空氣檢測實驗裝置圖

在甲醛 SERS 檢測方面，由於其 SERS 光譜微弱，無法直接進行 SERS 量測，可利用檢測其與 4-胺基-3-聯胺-5-巰基-1,2,4-三氮雜茂 (AHMT, 4-amino-3-hydrazino-5-mercapto-1,2,4-triazole) 反應後的產物 (MTT) 進行 SERS 光譜量測，來檢測甲醛；其中甲醛吸收反應劑的配製為取 AHMT (5000 mg/L) 與 5 N 氫氧化鉀溶液以 1:1 混合，並在室溫下取 10 μ l 甲醛水溶液加入配製吸收液 (建立檢量線時)，等待 20 分鐘進衍生反應。當以 832 cm⁻¹ 特徵峰建立檢量測時，可直接取 3 μ l 滴定 SERS 基板量測；當吸收液甲醛濃度低於 0.1 mg/L 時，需先取吸收液與檸檬酸鈉以 1:19 混合，等待 10 分鐘後進行分子吸附後，再進行 SERS 量測。本計畫在空氣中甲醛在實驗室測試及空氣的採樣方式，可參考部份環保署公告方法"空氣中氣態之醛化合物檢測方法 (NIEA A705.12C)"之取樣方式來進行[11]；實際在實驗室測試時，可將甲醛滴定至玻璃容器內，加熱後以氮氣將氣化後之甲醛吹進吸收瓶內；吸收液含衍生劑 (AHMT)，再經由量測甲醛與衍生劑之產物之表面增強拉曼訊號來對甲醛做快速光譜檢測，圖 3 為甲醛空氣檢測實驗裝置圖。在實驗室測試時，可將甲醛注入氣體採樣燈泡 (Gas sample bulb) 裡進行測試，吸收液裡甲醛的濃度含量可經由分光光度法[12]來進行比對；空氣樣品採樣測試及分析委託由工研院綠能所協助，採用環署檢字第 1050100612 號公告方法(NIEA A705.12C)"空氣中氣態之醛類化合物

檢驗方法—以 DNPH 衍生物之高效能液相層析測定法";分析儀器為島津紫外可見光分光光譜儀 (UV-2450)。在採樣燈泡的外添加量實驗,可以依照甲醛在室內空氣中法規標準濃度進行(如在吸收液為 0.133 mg/L 時,空氣中甲醛濃度約為 0.08 ppmv),再進行拉曼及 UV 量測結果比對。

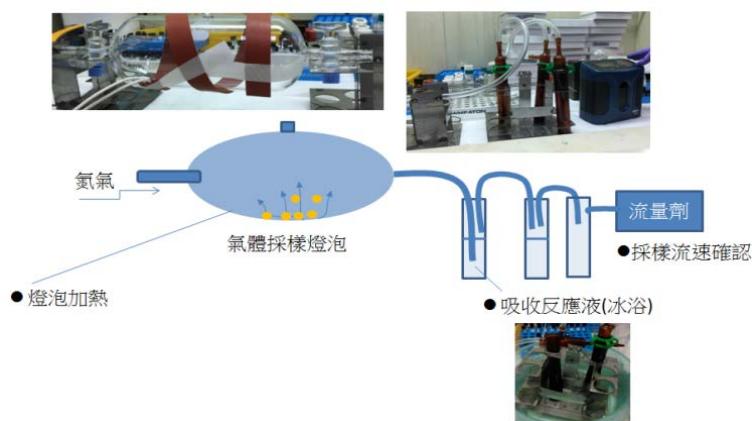


圖 3. 甲醛在實驗室空氣檢測實驗裝置圖

三、結果與討論

1. 巴拉松及大利松農藥分子之表面增強拉曼光譜量測

在農藥分子之 SERS 量測方式,首先取 1.5 μL 超純水 (含 5 mg/L 氯化鈉),滴定在 SERS 基板的有效區域 (2.2 mm x 2.2 mm) 內,再取 1.5 μL 待測液滴定在 SERS 基板上進行拉曼量測,所有量測皆在暗箱裡完成;其中使用基板為銀奈米柱結構 (厚度 285nm;外殼以金包覆)。在此量測中,以雷射波長 785 nm、積分時間 500 ms、雷射功率 85 mW、使用基板為銀奈米柱結構 (厚度 285nm; 以金包覆) 以及積分平均次數為 5 次之條件下進行量測,圖 4 為巴拉松濃度 2 mg/L 之 SERS 光譜圖、圖 5 為大利松濃度 3 mg/L 之 SERS 光譜圖,在積分時間統一使用 500 ms 進行 5 次量測條件下,巴拉松分子在 860 cm^{-1} 、 1108 cm^{-1} 、 1161 cm^{-1} 、 1240 cm^{-1} 及 1345 cm^{-1} 處為其主要 SERS 特徵峰、大利松分子在 608 cm^{-1} 、 758 cm^{-1} 、 1005 cm^{-1} 及 1097 cm^{-1} 等處為其主要 SERS 特徵峰。在所有量測中,訊號雜訊比 (Signal-to-noise ratio) 皆大於 12 以上。巴拉松分子在 1108 cm^{-1} 處為主要特徵峰值,以此特徵峰繪製巴拉松分子檢量線結果如圖 6 所示、巴拉松分子檢量線結果如圖 7 所示。

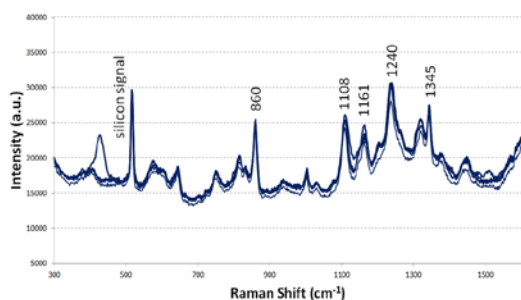


圖 4. 巴拉松濃度 2 mg/L 之 SERS 光譜圖

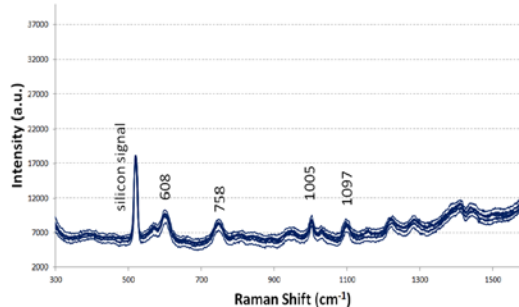


圖 5. 大利松濃度 3 mg/L 之 SERS 光譜圖

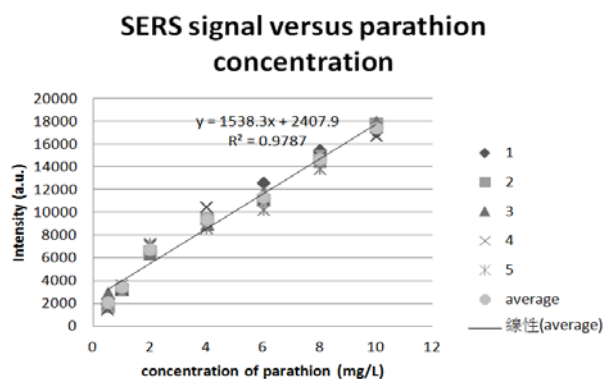


圖 6. 巴拉松分子檢量線 (1108 cm^{-1} 特徵峰)

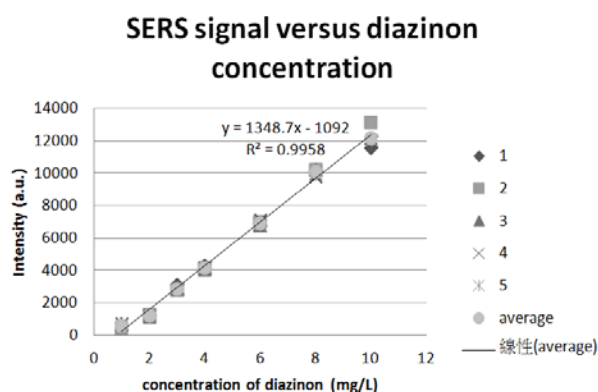


圖 7. 大利松分子檢量線 (608 cm^{-1} 處特徵峰)

於實驗室測試以表面增強拉曼光譜法量測空氣巴拉松:取巴拉松農藥 60 μL (外添加濃度 100 $\text{ng}/\mu\text{L}$) 滴定至 T 型採樣管內, 以加熱箱加熱 T 型管 (至 375°C) 後, 巴拉松分子氣化, 再以氮氣將農藥分子吹進(流速 200 mL/min) 含 10 mL 甲醇溶液吸收瓶內, 採樣時間為 60 分鐘; 經由量測含農藥分子之吸收液, 來對農藥做回收率確認。吸收液裡巴拉松的濃度含量可經由液相層析/串聯式質譜儀 (LC/MS/MS) 系統 (Agilent 1200 搭配 Sciex API 4000) 進行分析; 由量測結構得知, 實驗添加量為 6000 ng 、在甲醇吸收液可得 3601 ng 巴拉松, 其回收率為 60%。經由量測含農藥分子之吸收液, 進行 5 倍濃縮後再進行 SERS 光譜量測, 並利用特徵峰 1108 cm^{-1} 之強度代入巴拉松檢量線, 可得到其濃度為 1.647 mg/L , 故吸收液裡巴拉松濃度為 0.329 mg/L , 與質譜分析值 0.379 mg/L 具有 13% 的誤差值。

於實驗室測試以表面增強拉曼光譜法量測空氣大利松: 取大利松農藥 100 μL (外添加濃度 100 $\text{ng}/\mu\text{L}$) 滴定至 T 型採樣管內, 以加熱箱加熱 T 型管 (至 375°C) 後, 大利松分子氣化, 再以氮氣將農藥分子吹進 (流速 200 mL/min) 含 10 mL 甲醇溶液吸收瓶內, 採樣時間為 60 分鐘; 經由量測含農藥分子之吸收液, 來對農藥做回收率確認。吸收液裡大利松的濃度含量可經由液相層析/串聯式質譜儀 (LC/MS/MS) 系統 (Agilent 1200 搭配 Sciex API 4000) 進行分析; 由量測結構得知, 實驗添加量為 10000 ng 、在甲醇吸收液可得 7955 ng 大利松, 其回收率為 79.5 %。經由量測含大利松農藥分子之吸收液, 進行 5 倍濃縮後再進行 SERS 光譜量測, 利用特徵峰 608 cm^{-1} 之強度代入大利松檢量線, 可得到其濃度為 5.46 mg/L , 故吸收液裡大利松濃度為 1.092 mg/L , 與質譜分析值 0.936 mg/L 具有 14.2% 的誤差值。

2. 甲醛之表面增強拉曼光譜量測

在甲醛 SERS 檢測方面, 由於其 SERS 光譜微弱, 無法直接進行 SERS 量測; 甲醛在公告標準方法的檢測上, 主要以環署檢字第 1050100612 號公告方法(NIEA A705.12C)"空氣中氣態之醛類化合物檢驗方法—以 DNPH 衍生物之高效能液相層析測定法"及衛署食字第 0900025822 號公告食品中甲醛之檢驗方法(二)為主; 其中上述兩種方法所採用的吸收液, 分別為 2, 4-二硝基代苯肼 (2, 4-Dinitrophenylhydrazine, DNPH) 及 4-氨基-3-聯胺-5-巰基-1,2,4-三氮雜茂(AHMT, 4-amino-3-hydrazino-5-mercapto-1,2,4-triazole); 首先評估以 DNPH 為吸收液之 SERS 量測光譜; 其拉曼檢測參數為: 雷射波長: 785 nm ; 積分時間: 50 ms ; 雷射功率: 85 mW ; 平均次數: 40; 使用基板: 銀奈米柱結構 (厚度 285 nm ; 外殼以金包覆)、DNPH 吸收液由環檢所提供標準測試樣品。由量測結果得知, DNPH 吸收液在 SERS 光譜具有強烈之螢光訊號, 此訊號除遮蔽 SERS 基板本身在 520 cm^{-1} 處之特徵峰外, 在 500 cm^{-1} 至 1500 cm^{-1} 也同時螢光干擾; 由於廣波域之螢光干擾將對目標物之 SERS 特徵峰進行嚴重遮蔽, 故 DNPH 吸收液不適用於在甲醛的 SERS 檢測上。

利用檢測其與 AHMT (4-amino-3-hydrazino- 5-mercapto-1,2,4-triazole) 反應後的產物 (其它醛類並不會生成此產物) MTT (6-mercapto-5-triazolo [4,3-b]-s-tetrazine) 進行 SERS 光譜量測來檢測甲醛。其中吸收液 (10 mL) 含反應劑 AHMT (5000 mg/L) 以 1:1 加入 5N 氫氧化鉀溶液混合, 在室溫下加入 10 μL 甲醛水溶液 (依濃度需求配製) 並等待 20 分鐘進行衍生反應後, 取 3 μL 滴定至 SERS 基板上進行量測。圖 8 為甲醛濃度 0.025 mg/L 至 0.75 mg/L 與 AHMT 反應後之 SERS 光譜圖, 其中拉曼之檢測參數為: 雷射波長: 785 nm ; 積分時間: 50 ms ; 雷射功率: 85 mW ; 平均次數: 40; 使用基板: 銀奈米柱結構 (厚度 285 nm ; 外殼以金包覆)。圖 9 為甲醛分子利用特徵峰 832 cm^{-1} 強度建立之檢量線; 其中甲醛濃度分別為 (a) 0.75 mg/L (b) 0.5 mg/L (c) 0.25 mg/L (d) 0.1 mg/L (e) 0.025 mg/L 與 AHMT 反應後做五重覆量測。

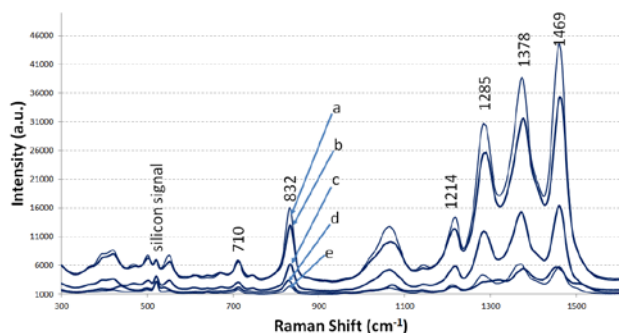


圖 8. 甲醛濃度(a) 0.75 mg/L (b) 0.5 mg/L (c) 0.25 mg/L (d) 0.1 mg/L (e) 0.025 mg/L 與 AHMT 反應後之 SERS 光譜圖。

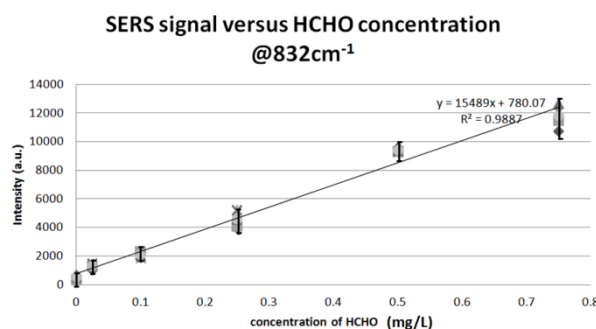


圖 9. 甲醛分子檢量線 (以特徵峰 832 cm^{-1} SERS 強度建立)

當 AHMT 與水混合後，若直接滴定在 SERS 上量測，其在 832 cm^{-1} 特徵峰具有一定強度訊號，故若甲醛的濃度降低時，則將無法分辨光譜上訊號的差異。為降低 AHMT 本身之 SERS 光譜強度，吸收液需先與 1% 檸檬酸鈉水溶液以 1:19 混合，等待 10 分鐘後進行分子吸附後，再進行 SERS 量測。圖 10 為甲醛濃度 0.02 mg/L 與 AHMT 反應後之 SERS 光譜圖；在上述量測中 AHMT 與甲醛之反應時間為 20 分鐘、SERS 滴定等待時間為 10 分鐘；其中拉曼之檢測參數-雷射波長: 785 nm 、積分時間: 500 ms 、雷射功率: 50 mW 、平均次數: 5、使用基板: 銀奈米柱結構(厚度 285 nm ；外殼以金包覆)。由圖可知，其特徵峰 832 cm^{-1} 強度已明顯減弱，故挑選 1367 cm^{-1} 至 1375 cm^{-1} 特徵峰進行檢量線建立。圖 11 為利用上述特徵峰建立之甲醛分子檢量線。

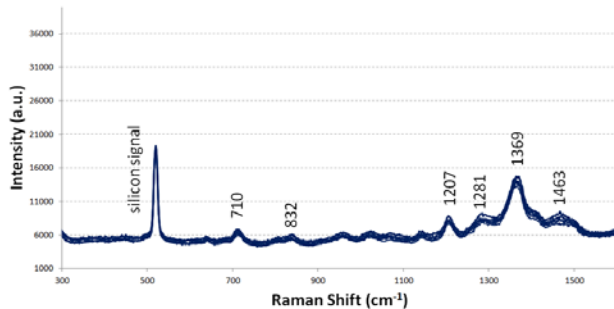


圖 10. 甲醛濃度 0.02 mg/L 與 AHMT 反應後之 SERS 光譜圖

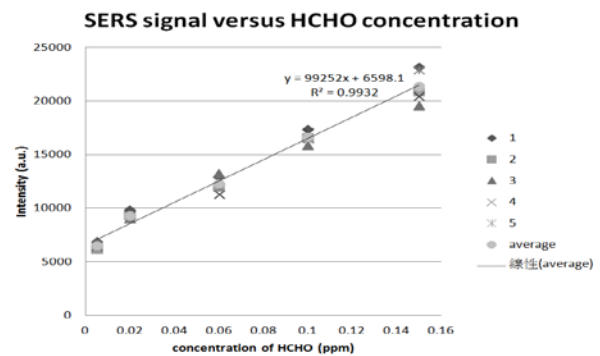


圖 11. 甲醛分子檢量線 (特徵峰 1367 cm^{-1} 至 1375 cm^{-1})

為探討甲醛衍生化反應之最適化條件，可利用 AHMT 與甲醛反應時間隨其在主要特徵峰值 SERS 強度來進行比較；圖 12 為 SERS 強度 (1373 cm^{-1} 特徵峰) 隨 AHMT 與 0.1 mg/L 甲醛反應時間 (5、10、20、25 及 30 分鐘) 關係圖，其中反應時之溫度為 24°C (室溫)；由圖可知，當反應時間未達 20 分鐘時，其 SERS 強度隨時間增加而線性上升；當反應時間到達 20 分鐘後，SERS 強度趨於穩定。圖 13 為 SERS 滴定後等待時間隨 SERS 強度關係圖，其中 AHMT 與 0.1 mg/L 甲醛反應時間為 20 分鐘；由圖可知，當 AHMT 與甲醛反應後，在 SERS 基板結構上等待反應時間在 0 至 10 分鐘內時，其 SERS 強度呈線性上升；當滴定時間到達 10 至 15 分鐘後，反應物可有效吸附於 SERS 基板金屬表面，其 SERS 強度可達穩定值。

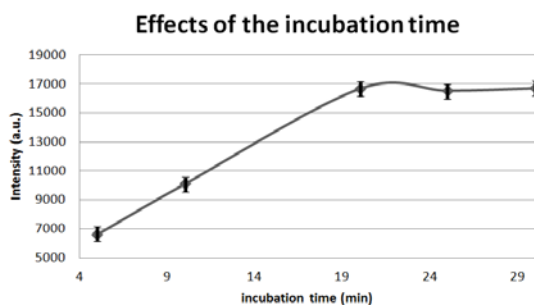


圖 12. SERS 強度 (1373 cm^{-1} 特徵峰) 隨 AHMT 與 0.1 mg/L 甲醛反應時間關係圖

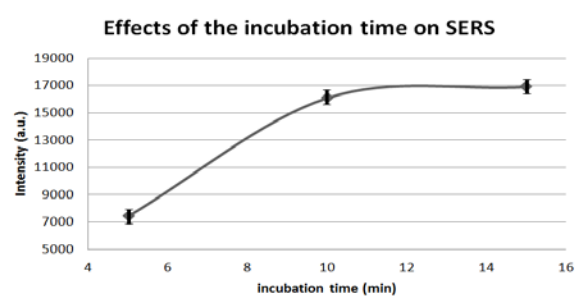


圖 13. SERS 強度 (1373 cm^{-1} 特徵峰) 隨 SERS 滴定時間關係圖

3. 於室內場所進行空氣中甲醛方法測試

為測試空氣中甲醛採樣及 SERS 檢測方法，本計畫選擇在新竹市某一處剛裝潢完室內場所進行測試，並同時委託檢測認證公司利用環保署公告"空氣中氣態之醛化合物檢測方法 (NIEA A705.12C)"方式來進行比較；其中標準方式採樣時間為 1 小時、採樣高度為 120 cm 、室內溫度 23.3°C 、溼度 64.0% 、採氣流速為 160 mL/min 。本計畫在進行 SERS 量測前之採樣時間為 1 小時、採樣高度為 120 cm 、室內溫度 23.3°C 、溼度 64.0% 、採氣流速為 150 mL/min 、吸收液 (AHMT) 冰浴降溫。圖 14 為室內空氣採樣後吸收液之 SERS 光譜圖 (五次量測平均)，其中量測參數-雷射波長: 785 nm 、積分時間: 500 ms 、

雷射功率: 50 mW、平均次數: 5、使用基板: 銀奈米柱結構(厚度 285 nm; 外殼以金包覆)。利用 1368cm^{-1} 特徵峰強度(去除基線後為 7886 散射強度), 代入甲醛分子檢量線公式 $x=(y-6598.1)/99252$ 可得到吸收液甲醛濃度為 $0.0129\text{ }\mu\text{g/mL}$ 。由結果可知, 室內空氣中採樣之甲醛濃度為 0.0117 ppm 。標準公告方法(NIEAA705.12C)檢測結果, 檢出空氣甲醛濃度為 0.02 ppm , 低於室內甲醛法規標準 0.08 ppm 。由結果得知, 以表面增強拉曼光譜去測得之甲醛濃度, 在利用 AHMT 為吸收液採樣時其回收率較低(採樣時間 60 分鐘甲醛回收率為 64.8%), 若考量採樣回收率下, 與實際標準方法具有 10% 誤差量。

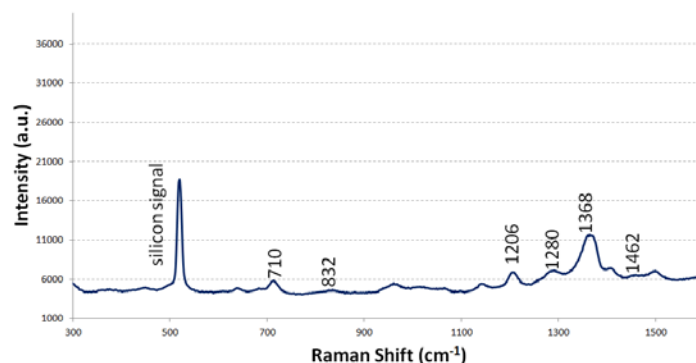


圖 14. 室內空氣採樣後吸收液之 SERS 光譜圖

4. 於農地進行空氣中巴拉松及大利松農藥方法測試

為測試空氣中大利松及巴拉松 SERS 檢測方法, 本計畫新竹某一處稻田進行空氣採樣; 大利松為米類推薦農藥, 根據農藥殘留容許量標準 (衛授食字第 1061301760 號令修正) 其容許量為 0.1 ppm 、巴拉松為非推薦農藥。本測試採樣時間為 1 小時、採樣高度為 120 cm、室外溫度 23.0°C 、溼度 78.0% 、採氣流速為 200 mL/min 、甲醇為吸收液。經由量測含農藥分子之表面增強拉曼光譜, 來對農藥做快速光譜檢測。吸收液裡巴拉松及大利松的濃度含量可經由液相層析/串聯式質譜儀 (LC/MS/MS) 系統 (Agilent 1200 搭配 Sciex API 4000) 進行回收率確認; 其中農藥空氣樣品採樣結果委託由工研院綠能所進行分析。在實際稻田空氣採樣時使用甲醇為吸收液, 在採樣完成後, 取 5 mL 吸收液通過農藥淨化管柱 (GETech; FaPEX-gen; with $0.2\text{ }\mu\text{m}$ GHP 過濾頭) 進行淨化, 以去除空氣中的基質所造成之光譜干擾; 吸收液在淨化後, 可利用氮氣進行 30 倍濃度, 再進行 SERS 量測。圖 15 為在稻田空氣採樣後吸收液之 SERS 光譜圖; 其中量測參數-雷射波長: 785 nm 、積分時間: 500 ms 、雷射功率: 50 mW 、平均次數: 5、使用基板: 銀奈米柱結構(厚度 285 nm ; 外殼以金包覆)。由 SERS 光譜量測結果得知, 並無量測出大利松分子特徵峰 (608 cm^{-1} 、 758 cm^{-1} 、 1005 cm^{-1} 及 1097 cm^{-1} 等處) 及巴拉松分子特徵峰 (860 cm^{-1} 、 1108 cm^{-1} 、 1161 cm^{-1} 、 1240 cm^{-1} 及 1345 cm^{-1} 處)。空氣採樣後吸收液上機測試結果, 巴拉松及大利松農藥皆未檢出。

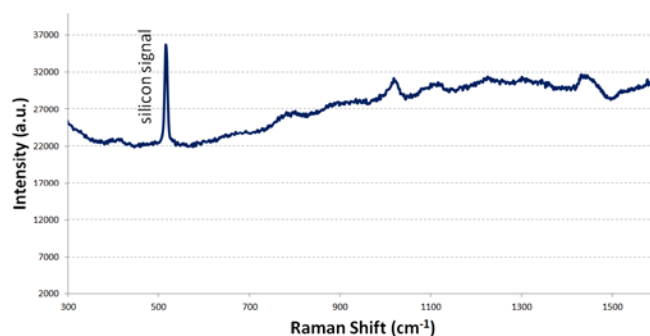


圖 15. 稻田空氣採樣後吸收液之 SERS 光譜圖

四、結論

本計畫以表面增強拉曼光譜技術評估檢測空氣中大利松與巴拉松有機磷農藥及空氣中甲醛污染物之適用性，巴拉松分子在 860 cm^{-1} 、 1108 cm^{-1} 、 1161 cm^{-1} 、 1240 cm^{-1} 及 1345 cm^{-1} 處為其主要 SERS 特徵峰，可利用特徵峰 1108 cm^{-1} 建立檢量線；大利松分子在 608 cm^{-1} 、 758 cm^{-1} 、 1005 cm^{-1} 及 1097 cm^{-1} 等處為其主要 SERS 特徵峰，可利用特徵峰 608 cm^{-1} 建立檢量線。空氣中巴拉松及大利松農藥可利用甲醇溶液做為吸收液進行採樣，在實驗室架構下測試其回收率分別為 60%及 79.5% (採樣時間 60 分鐘、流速 200 mL/min)；吸收液濃縮 30 倍時，可檢測低於固定污染源空氣污染物排放標準 (巴拉松 0.1 mg/m^3 、大利松 0.01 mg/m^3)。空氣中甲醛的採樣架構，可利用環保署公告方法 NIEA A705.12C“空氣中氣態之醛類化合物檢驗方法-以 DNPH 衍生物之高效能液相層析測定法”進行；但由於 DNPH 吸收液本身具有強烈之螢光光譜訊號，需採用 AHMT (4-amino-3-hydrazino-5-mercapto-1,2,4-triazole)做為吸收反應劑。甲醛分子與 AHMT 進行衍生反應後，可量測得到其產物 MTT(6-mercapto-5-triazolo[4,3-b]-s-tetrazine)之 SERS 光譜，利用其主要特徵峰 $1367\text{--}1375\text{ cm}^{-1}$ 建立檢量線，其偵測極限為 0.0032 mg/L ，低於法規標準。

本計畫已評估利用表面增強拉曼光譜法去檢測空氣中巴拉松、大利松農藥及甲醛分子之可行性，其方法偵測極限可低於目前空氣法規標準；由目前計畫成果顯示，此表面增強拉曼光譜技術方式具有檢測時間短、檢測極限低、使用溶劑少等優勢，搭配攜帶式拉曼光譜儀可在現場進行量測。由於表面增強拉曼光譜法檢測靈敏度高，在使用溶劑及耗材之品管與品保部分須非常嚴謹，以避免造成光譜上干擾及訊號的抑制。本計畫已成功建立巴拉松、大利松與甲醛經衍生之表面增強拉曼圖譜，更進一步將表面增強拉曼光譜分析技術應用於空氣檢測，後續建議可建立其它種類農藥或環保署關切污染物的表面增強拉曼圖譜與資料庫建置，以因應未來各種環境基質樣品的污染物提供快速比對。

參考文獻

- [1] Fleischmann M., Hendra P.J. and McQuillan A. J., "Raman spectra of pyridine adsorbed at a silver electrode. Chemical physics letters," 26: 123 (1974).
- [2] AOAC Official Methods of Analysis. 15th Edition, Association of Official Analytical Chemists, Arlington. (1990)
- [3] Zheng J., and He, L., "Surface-Enhanced Raman Spectroscopy for the Chemical Analysis of Food.," Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety, 13: 317-328 (2014).
- [4] Kumar S., Goel P. and Singh J. P., "Flexible and robust SERS active substrates for conformal rapid detection of pesticide residues from fruits," Sensors and actuators B: chemical, 241:577–583(2017).
- [5] Hao J., Wang Q. K., Weimer W., Abell J., Wilson M., "SERS Spectra of Permethrin on Silver Nanofilm," American journal of nano research and application, 3(1-1): 29-32 (2015).
- [6] Y.-J. Jen, C.-W. Yu, Y.-H. Wang and J.-J. Jhou, "Shape effect on the real parts of equivalent permeability of chevron thin films of silver," Journal of Nanophotonics, 5: 0515071-9 (2011).
- [7] Y.-J. Jen, A. Lakhtakia, C.-W. Yu, and C.-T. Lin, "Vapor-deposited thin films with negative real refractive index in the visible regime," Optics Express, 17: 7784 (2009).
- [8] Y.-J. Jen, A. Lakhtakia, C.-W. Yu, J.-J. Jhou, W.-H. Wang, M.-J. Lin, H.-M. Wu, and H.-S. Liao, "Silver/silicon dioxide/silver sandwich films in the blue-to-red spectral regime with negative-real refractive index," Applied Physics Letters, 99: 181117(2011).
- [9] Y.-J. Jen, M. Suzuki, Y.-H. Wang, and M.-J. Lin, "Near-field simulation of obliquely deposited surface-enhanced Raman scattering substrates," Journal of applied physics, 112: 113111 (2012).
- [10] P. Ma, F. Liang, D. Wang, Q. Yang, Y. Ding, Y. Yu and D. Gao, D. Song and X. Wang, "Ultrasensitive determination of formaldehyde in environmental waters and food samples after derivatization and using silver nanoparticle assisted SERS," Microchimica Acta, 182: 3-4 (2015).
- [11] 空氣中氣態醛類化合物檢驗方法-以 DNPH 衍生化之高效能液相層析測定法，中華民國 105 年 12 月 14 日環署檢字第 1050100612 號公告，自中華民國 106 年 03 月 15 日生效，NIEA A705.12C。
- [12] 食品中甲醛之檢驗方法(二)，104 年 9 月 3 日部授食字第 1041901505 號公告修正，MOHWA0004.02。

環境奈米評析與綠色化學檢測技術研究(3/3)-環境水體奈米物質之

細胞毒性研究

施詠笙¹陳姿羽¹顏賢章²王應然¹

成功大學工業衛生學科暨環境醫學研究所¹成功大學生理學科暨研究所²

EPA-106-13S5-02-01

摘要

奈米技術已應用在許多工業[1-3]，因此奈米微粒可能在工業廢水的排放過程中進入環境水體[4]。當奈米微粒進入環境中，可能改變其物理化學特性而影響其生物效應。為解決這個議題，本計畫案將嘗試建立水體奈米微粒毒性檢測標準方法草案，並依此測試環境水體中（包括二仁溪、曾文水庫與成功湖）採樣到的奈米物質其生物危害性。目前我們針對國際公告之奈米微粒毒性檢測方法學進行文獻回顧，並撰寫適於檢測環境水體之奈米微粒的毒性之細胞株培養與斑馬魚胚胎模式標準方法草案。細胞培養模式包括存活率、細胞凋亡、自噬作用與氧化壓力；斑馬魚胚胎模式包含存活率與半致死濃度、外觀型態畸形率、體長量測、氧化壓力測試和細胞凋亡。我們也利用奈米氧化鋅、奈米銀及其相對應之塊材進行標準方法測試。另外針對成功湖、二仁溪與曾文水庫之水樣，我們檢測其中有的奈米微粒之粒徑及分散情形，分析結果發現環境水樣中有較小粒徑之微粒。而在細胞暴露模式中，分別暴露 0.22 與 0.1 μm 濾紙上之顆粒物質，其結果顯示三個水體樣品皆無顯著的細胞毒性效應。此外在斑馬魚胚胎模式中可發現，環境水體經過 1、0.45、0.22 與 0.1 μm 濾膜過濾之濾液都不會使斑馬魚胚胎存活率明顯下降，而於體長量測上可發現成功湖、二仁溪及曾文水庫過濾水體皆會使體長增加，且環境水樣皆不會誘發氧化壓力及細胞凋亡。綜合以上所述，我們以超純水添加奈米氧化鋅及奈米銀的方式建立可行之標準方法草案，而環境水體的結果顯示，其存在環境水體之奈米微粒並不足以對特定細胞株及斑馬魚胚胎產生顯著毒性。

關鍵詞：斑馬魚胚胎、奈米銀微粒、奈米氧化鋅微粒、水生毒理學、細胞毒性

一、前言（研究目的）：

近年來奈米科技蓬勃的發展，奈米技術已應用在許多工業（如紡織、電子、半導體）。當大量、廣泛使用奈米微粒時，人造奈米微粒有可能經由工業廢水的排放而進入環境水體，使得這些奈米微粒成為環境中潛在的風險因子。奈米微粒可能透過影響環境中初級生產者，進而經由食物鏈危害整個生態系生物的安全及健康。而目前已知奈米微粒是具有危害性的，如：奈米銀會導致存活率降低、氧化壓力、細胞凋亡、細胞自噬作用等細胞毒性路徑的活化，也因此評估環境中奈米微粒之風險與危害效應是目前各國都在面對的重要議題。然而因奈米微粒可能因不同的物化特性，如：大小、表面修飾或帶電性而產生不同的細胞毒性機轉，因此發展評估不同種類的奈米微粒高通量且快速的測驗方法是有其必要性，除此之外近年來因應綠色毒理學及動物福祉的理念，減少使用感知動物亦是未來的趨勢，而目前發展之毒性試驗方法學中，細胞培養及斑馬魚胚胎模式是相當符合這樣的概念。近年來已有文獻指出，細胞培養模式因具有測試方法快速且便宜、可進行時間依賴性研究及採樣、可使用人類細胞和組織進行體外試驗、減少動物的使用等多項優點，是一個被推薦為適於進行奈米毒理相關實驗的良好工具[5]；此外 ISO/TR16197 技術報告針對活體測試之建議指出，新的體內試驗系統例如斑馬魚胚胎模式是一個能夠被簡單又快速地應用在毒理學分析細胞及分子層次機轉問題的體內動物模式，因此於本計畫，我們將建立細胞培養模式及斑馬魚胚胎模式標準方法用以探討環境水體之奈米微粒毒性影響。

二、研究方法：

本計畫的第一個階段目標是要針對 ISO、OECD 與 NCL 等國際單位公告之奈米微粒毒性檢測方法學進行文獻回顧，並探討我們所建立的細胞株培養與斑馬魚胚胎模式研究方法是否適合於檢測環境水體之奈米微粒的毒性，進而提出檢測奈米微粒之生物毒性指標。針對細胞培養模式將檢測其包括存活率、自噬作用、氧化壓力與細胞凋亡之細胞毒性機轉；而斑馬魚胚胎模式將檢測胚胎存活率、胚胎畸形率、體長量測、氧化壓力和細胞凋亡。當標準方法草案撰寫完成後，將利用自行合成之人造奈米氧化鋅及奈米銀進行比對測試，而測試結束後將提交技術測試報告，並且討論其適用性。而第二階段我們會採集兩個季節之成功湖、曾文水庫、二仁溪，共計六件水樣，採集後儘快以穿透式電子顯微鏡、動態光散射儀分析水體中所含奈米物質及其分佈粒徑範圍，確認後將環境水體分別進行過濾 0.45 μ m、0.22 μ m、0.1 μ m 孔徑之濾膜以分離不同孔徑之奈米微粒，之後再利用建立之細胞株培養和斑馬魚胚胎模式標準方法進行不同粒徑之奈米微粒毒性測試。

三、結果與討論：

目前我們已針對 ISO、OECD 與 NCL 等國際單位公告之奈米微粒毒性檢測方法學建立適於檢測環境水體之奈米微粒的毒性之細胞株培養與斑馬魚胚胎模式標準方法且利用人造奈米氧化鋅及奈米銀及其相對應之大分子材料進行標準方法測試。於細胞培養模式實驗結果中可發現，奈米銀和奈米氧化鋅會導致存活率下降、氧化壓力增加、細胞凋亡及自噬作用；而斑馬魚胚胎模式的結果顯示奈米銀及奈米氧化鋅會導致存活率下降、體長變短、畸形率、氧化壓力及細胞凋亡增加。經過檢討修正後提出可行之標準方法草案進行檢測水體樣本。

第二階段將已採集之第一季節和第二季節成功湖、二仁溪、曾文水庫環境水樣，以穿透式電子顯微鏡、動態光散射儀分析水體中所含奈米物質及其分佈粒徑範圍。在細胞暴露模式中，分別暴露 0.22 與 0.1 μ m 濾紙上之顆粒物質，其結果顯示不論是第一季或者第二季的三個水體樣品皆無顯著的細胞毒性效應，僅在成功湖的樣品中偵測到些許的 ROS 生成；在斑馬魚胚胎模式中發現不論第一季及第二季之成功湖、二仁溪及曾文水庫水體中之奈米微粒皆不會導致明顯存活率下降，但斑馬魚胚胎於環境水體中之體長較控制組長。在斑馬魚胚胎模式中發現不論第一季及第二季之成功湖、二仁溪及曾文水庫水體中之奈米微粒皆不會導致誘發明顯之氧化壓力及細胞凋亡現象。

四、結論與建議：

1. 由奈米銀及奈米氧化鋅之技術測試結果證實，細胞培養模式之檢測方法，其包括存活率、自噬作用、氧化壓力與細胞凋亡之細胞毒性機轉；斑馬魚胚胎模式將檢測胚胎存活率、胚胎畸形率、體長量測、氧化壓力和細胞凋亡，是可適用且有效率的檢測奈米微粒之毒性機轉。
2. 透過這樣的檢測方法我們的結果發現，成功湖、二仁溪及曾文水庫水體中之奈米微粒對於特定細胞和斑馬魚胚胎並不會引發明顯毒性。
3. 根據環境奈米評析與綠色化學檢測技術研究(1/3)-奈米微粒細胞毒性檢測系統在環境危害評估上之應用(EPA-104-E3S5-02-03)，於細胞模式上，石英薄膜經過剪碎及震盪處理後，可能容易游離出其成份內容物導致細胞毒性，另外於過去文獻中也指出玻璃纖維會導致細胞損傷。而經本次實驗確認後已確認鐵氟龍濾膜不會導致明顯細胞毒性，因此建議可使用鐵氟龍濾膜進行實驗。
4. 經由測試細胞培養及斑馬魚胚胎模式後，雖環境水體水樣之實驗結果並不會誘發明顯的毒性效應，但於奈米銀、奈米氧化鋅、相對應之大分子物質及環境水體中額外添加奈米銀之實驗結果證實可反應出奈米毒性，因此建議未來可應用於檢測奈米微粒之毒性。

參考文獻：

- [1] Gleiter, H., Nanostructured materials: basic concepts and microstructure. *Acta Materialia*, 2000. 48(1): p. 1-29.
- [2] Curtis, A. and C. Wilkinson, Nanotechniques and approaches in biotechnology. *Trends in Biotechnology*, 2001. 19(3): p. 97-101.
- [3] Langer, R., Drugs on Target. *Science*, 2001. 293(5527): p. 58-59.
- [4] J., G.R., et al., Effects of particle composition and species on toxicity of metallic nanomaterials in aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2008. 27(9): p. 1972-1978.
- [5] Tong, T., et al., Cytotoxicity of commercial nano-TiO₂ to *Escherichia coli* assessed by high-throughput screening: Effects of environmental factors. *Water Research*, 2013. 47(7): p. 2352-2362.

產品碳足跡關鍵性審查作業流程

沈美慧¹ 盧怡靜¹ 王壬¹ 朱志弘¹ 王俐涵¹

¹工業技術研究院

²行政院環保署管制考核及糾紛處理處

EPA-106-U1K1-02-A139

摘要

為因應行政院環保署推廣產品與服務碳揭露與碳標示作業，並解決碳足跡查證時間過長及支出成本過高等問題，特研擬以產品碳足跡計算服務平台(以下略稱平台)進行產品碳足跡關鍵性審查作業之流程。

本研究團隊依循 ISO/TS 14067:2013 第 8 條所提及之關鍵性審查作業進行平台關鍵性審查作業之研擬。其流程設計，除參酌 ISO/TS 14071:2014 的條文內容外，亦同時參考 14025:2006，第 5.7、第 8，及第 9.4 之條文內容。平台關鍵性審查作業流程可區分為文件檢核、專業審查，及核發總結報告三大步驟。

首先文件檢核係為平台管理單位與碳標籤管理單位就廠商上傳至平台各項文件，進行文件完整性與合理性之審核。通過後即進行專業審查，為降低審查過程的費用，審查過程將儘量以平台為媒介，3 位專業委員於平台提出審查意見，而申請者也將在平台上進行審查意見的回覆。僅在主審認為有必要時，由主審提出實地勘查需求，以針對製程的瞭解、數據的確認等內容進行溝通討論。最後專業審查通過後，即核發總結報告，經專業審查認可通過之案件，平台管理單位亦依據主審的意見製作總結報告、宣告書與聲明書，以提供申請者進行後續的應用或做為碳/減碳標籤申請之佐證文件。

期望藉由關鍵性審查作業流程之建立，除快速承接標籤申請系統外，亦能為國內碳標籤及減碳標籤之第三方查證提供另一個選擇，提升我國業者申請國內碳標籤及減碳標籤之意願。

關鍵詞：產品碳足跡計算服務平台、關鍵性審查、碳/減碳標籤申請

一、前言

依據行政院環境保護署 105-106 年度產品碳標籤核發及推廣第 1 年(2 年計畫)專案工作計畫[1]內，針對減碳/碳標籤業者所進行之問卷調查得知，約 25%表示不再申請標籤展延，其主要原因係因取得產品碳標籤後之衍生效益不顯著，且產品碳足跡盤查/查證費用過高，業者無法爭取到相關資源申請展延。因此，為降低產品碳足跡查證費用過高之問題，並提升業者標籤申請之意願，本研究係透過以產品碳足跡計算服務平台進行碳足跡關鍵性審查作業之研擬，為碳足跡查證另闢一條路徑[2][3]。

二、研究方法

本研究參考(1)ISO 14044 標準第六章，關鍵性審查做法、(2)ISO/TS 14071:2014、(3)106 年 1 月更新之「產品碳足跡查證技術指引」及(4)ISO/TS 14071:2013 第 8 條所提及之關鍵性審查作業進行產品碳足跡關鍵性審查作業流程之研擬[4]。除參酌 ISO/TS 14071:2014 的條文內容外，亦同時參考 14025:2006，第 5.7、第 8，及第 9.4 之條文內容。

三、結果與討論

依據本研究研擬之關鍵性審查作業流程可區分為文件檢核、專業審查及總結報告三大步驟，設計流程如圖 1。各步驟細部規劃的作法，說明如後：

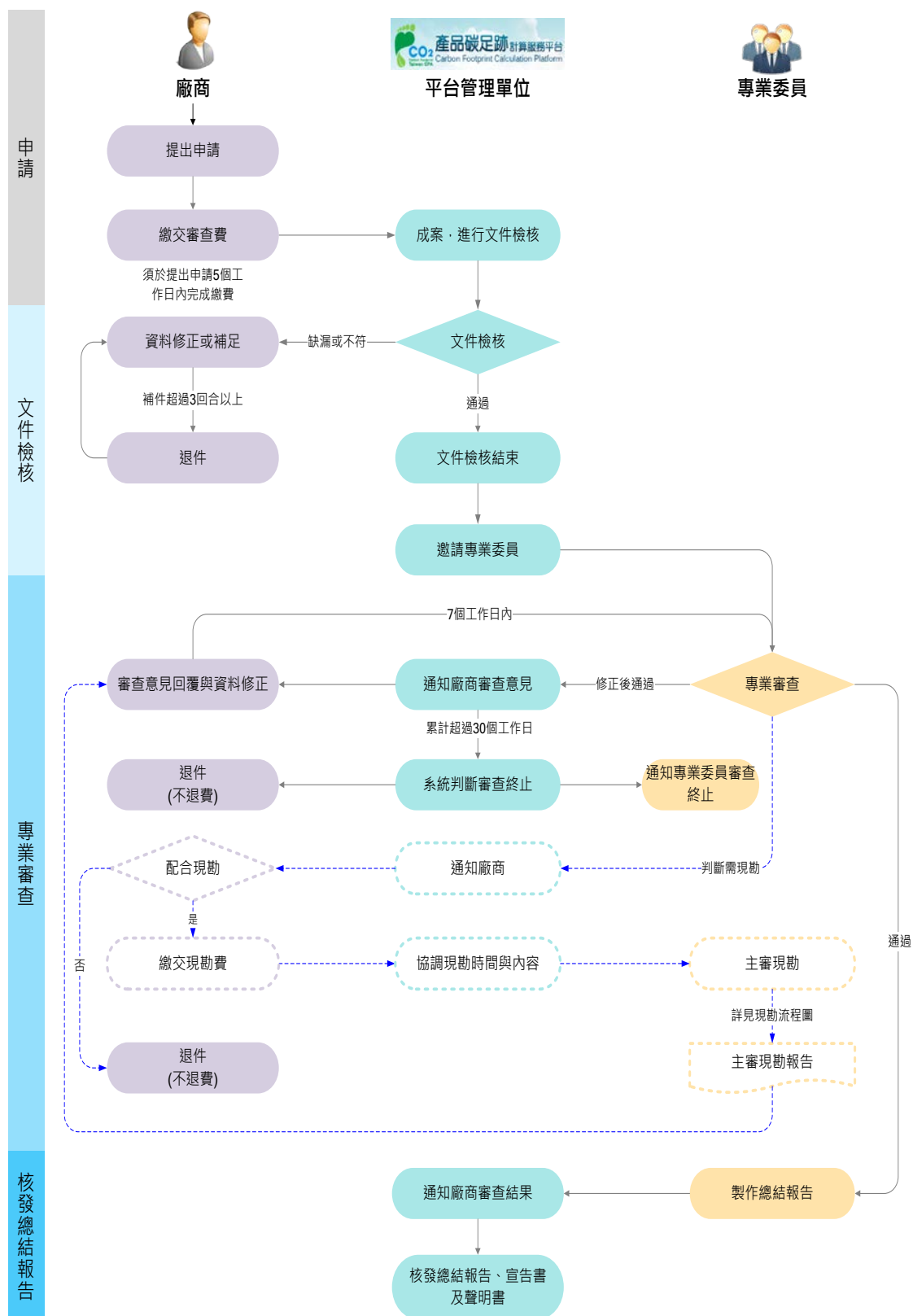


圖 1、碳足跡關鍵性審查作業流程圖

1. 廠家申請

產品碳足跡計算服務平台已開發產品關鍵性審查功能模組，針對欲進行產品關鍵性審查之廠家，可連結平台所建立之盤查表，並於線上填寫申請資料及上傳相關文件，提出審查申請(如圖 2)。

圖 2、平台碳足跡關鍵性審查功能首頁模組

2. 文件檢核

本階段係為平台管理單位就廠商上傳至平台各項文件，進行文件完整性與合理性之審核。其檢核重點著重於廠商上傳之文件種類與格式，以及各項應備文件之檢核。關於廠商須上傳到平台的文件，涵蓋必要檢附與選擇性檢附兩種，說明如下：

(1) 必要檢附文件

- 關鍵性審查作業之申請書；
- 產品照片；
- 產品碳足跡計算服務平台所產出之簡式盤查報告；
- 關鍵性審查專用盤查清冊；
- 製程流程圖；
- 關鍵性審查切斷與分配原則補充說明文件；
- 產品類別規則自我檢核表。

(2) 選擇性檢附文件

其他佐證文件，如：電/水/油費單、申報 EMS 系統之廢清書與質量平衡圖。

此階段主要的工作為確認申請者所檢附文件之完整性與合理性，及專業委員之挑選。其中，針對產品類別規則(PCR)要求事項吻合度檢核，考量後續通過關鍵性審查之案件欲申請碳/減碳標籤時，若關鍵性審查委員針對產品類別規則(PCR)標準之認定與碳/減碳標籤核發管理單位不一致時，將衍生審查結果得推翻並重審之疑慮。因此，於文件檢核階段之產品類別規則(PCR)要求事項吻合度檢核係直接由碳/減碳標籤核發管理單位協助進行確認。

文件檢核的時間規劃，從成案起次日到平台管理單位完成文件檢核為止，預計最多 14 個工作日(不計申請者資料補正與意見回覆時間)。若申請者須進行補件，從通知補件到補件完成不得逾 7 個工作日。

3. 專業審查

現行產品碳足跡查證技術指引(106 年 1 月公告版本)第四章規定，查驗人員必須透過實地勘查確認授證廠商已依據我國碳足跡計算指引規範之一級活動數據品質，收集其所擁有、運行或控制的製程相關活動數據。

此一方式，將使查證成本偏高，且觀察鄰近國家於碳足跡的查證方式，也未強制要求得進行實地勘查。因此，關鍵性審查作業流程將參照 ISO/TS 14071 關鍵性審查的作業方式及 ISO14044 之 6.3 節利害相關者小組委員會關鍵性審查之模式，邀請分別具備生命週期專業知識與相關產業別專業委員共

3人組成專業審查小組。此作業方式，一方面除可確保意見相左時，能順利收斂意見並達成共識，另一方面，亦能透過減少實體會議以及赴實地勘查的情況下，亦能維持關鍵性審查應有的品質水準與可靠度。

(1) 組成專業委員小組

為使專業委員的挑選具公平且公正性，在委員名單挑選時，將由平台管理單位與碳/減碳標籤核發管理單位各自推薦至少5名人選。其中，平台管理單位提出5位具有生命週期專業知識之專業委員，碳/減碳標籤核發管理單位則提出5位具有產業背景之專業委員，再由平台管理單位彙整專業委員推薦名單，並提報予行政院環保署進行最後的圈選，相關作業流程請參考下圖3。

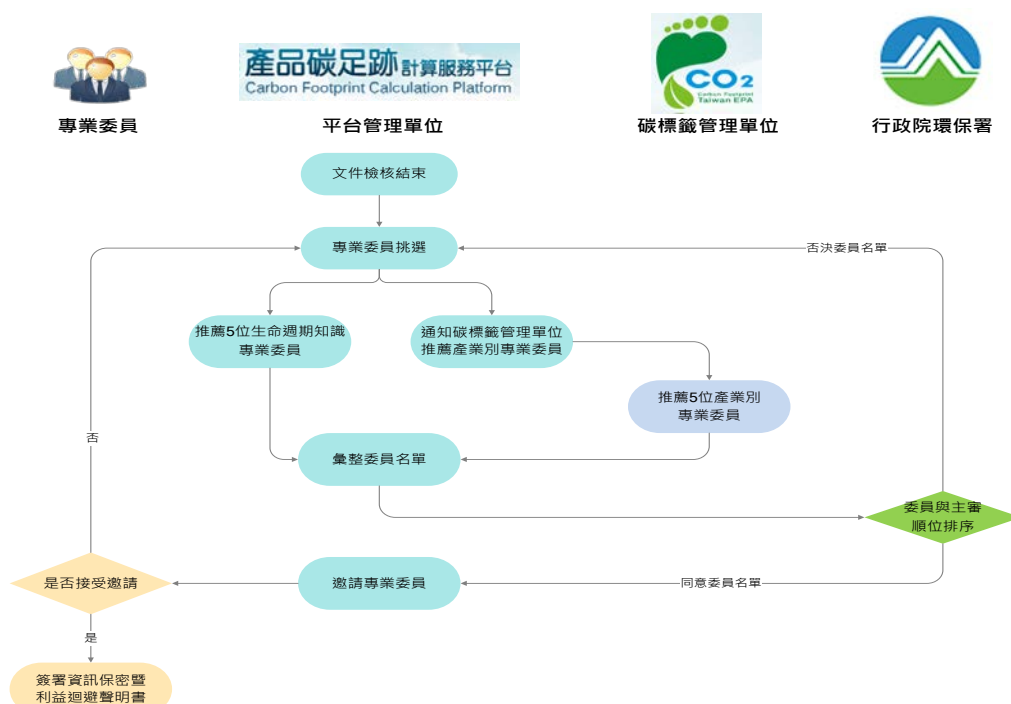


圖 3、碳足跡關鍵性審查專業委員挑選作業流程

(2) 專業審查委員資格

ISO/TS 14071 於第五章對於生命週期評估關鍵性審查人員資格已訂有應具備的能力要求，為使審查能有一定的水準，各國對於審查人員資格都有作出限制條件與資格維持之要求，而我國現有碳足跡查證制度對於查證人員亦同樣設有類似的條件與要求。因此，關鍵性審查作業流程亦須對專業委員的資格條件進行相關的限制，以期此審查作業流程之運作可達預期之成效。

制度運作初期，為避免具備審查資格的專業委員，因久未進行審查而對相關標準以及關鍵性審查作業流程作業方式生疏，於專業委員的資格條件要求如表1。

初期納入關鍵性審查的專業委員名單除可由現有的「碳足跡產品類別規則專家學者清單」以及「推動產品碳足跡標示審議會委員名單」內優先挑選外，亦可加入國內在生命週期評估領域方面亦有一定瞭解之專業委員，待制度運作一段期間後，應考慮設計培訓制度或能力維持方法，一方面除可維持現有的專業委員資格，並讓新血有機會加入專業委員的行列之外，另一方面亦可透過各案件審查過程的回饋，掌握專業委員的品質水準，藉此逐年滾動式修正專業委員的名單。

表 1、碳足跡關鍵性審查專業委員資格條件

審查者	專業委員資格條件
產業別專業委員	1. 近 5 年內至少有 3 年在該產業別執業；或 2. 近 3 年內曾擔任第三類環境宣告產品類別規則或碳足跡產品類別規則制定之專家委員；或 3. 近 3 年內曾參與執行任職公司辦理的(無政府補助款)的碳足跡或生命週期盤查輔導[1]，並經第三方查證或關鍵性審查通過；或 4. 近 3 年曾參與執行政府機關委辦或有政府機關補助款之碳足跡或生命週期盤查輔導案 ¹
生命週期專業委員	1. 近 5 年內曾參與執行 3 家(含)以上民營機構委辦或自辦(無政府補助款)的碳足跡或生命週期盤查輔導，並經第三方查證通過；或 2. 近 5 年內至少有 3 年曾參與執行政府機關委辦或有政府機關補助款之碳足跡或生命週期評估專案；或 3. 近 3 年內曾擔任過產品碳足跡計算服務平台碳係數庫專家諮詢小組委員[2]；或 4. 近 3 年內曾擔任第三類環境宣告之獨立查證者或關鍵性審查之專業委員；或 5. 近 3 年內曾於第三方查證機關或 TAF 擔任 ISO14044/14025/14067/14046 之主導稽核員或主導評審員；或 6. 近 3 年內曾擔任第三類環境宣告產品類別規則或碳足跡產品類別規則制定之專家委員
備註	註 1：指產品碳足跡、產品水足跡、產品第三類環境宣告、歐盟產品環境足跡 註 2：指擔任碳足跡排放係數進階審查階段之專家委員

資料來源：本計畫整理

(3) 專業審查運作方式

專業審查階段，平台管理單位、專業委員與主審詳細作業流程如圖 4。

3 位專業審查委員主要係針對申請者所提供之各項文件各自進行交叉比對，藉此確認產品類別規則(PCR)要求事項之吻合度。專業審查過程所發現之待釐清事項與相關改善建議則須先交由主審委員統一進行文字彙整後，再交由平台管理單位協助確認相關問題與改善建議是否可清楚被申請者理解，再由平台管理單位將審查建議提交予申請者進行審查意見之回覆。

另一方面，考量部分產品製程之複雜性或申請者所提供之相關文件資訊不足以解決委員們之疑惑，故主審委員可依審查情況判斷是否有執行實地勘查之必要性。當主審委員提出實地勘查需求時，平台管理單位將協助與申請單位進行溝通協調，以安排並陪同主審委員至申請者的生產廠址進行面談或現場勘查，釐清製程的疑問、進行數據的確認或對各項檢附文件內容進行溝通討論。主審委員於實地勘查結束時，亦須針對當天發現之相關改善建議撰寫主審實地勘查檢核報告，並請廠商代表當場確認內容無誤後並簽章，以確保雙方於相關改善建議或缺失上之認知無爭議。

此階段首次審查預計為 7 個工作日，所發現的缺失，經通知申請者後，允許申請者於 10 個工作日內補正；必要時，得延長 4 個工作日。經補正後之內容，專業委員每次複審應於 5 個工作日內完成，若有委員仍認為有需要再進行修正或補充的內容，得再連續通知申請者進行資料的修正或補充，直至所有應修正或補充的內容全數完成為止，總計此過程不得超過 30 個工作日(不計申請者資料補正與意見回覆時間)。逾期仍未完成專業委員所指定之說明或修正補充者，將由主審委員進行裁示通過或退件。

申請案審查決定如為退件，且廠商對審查決定不服，得檢具理由及相關佐證資料，於審查總結報告送達申請者(以郵戳或公示送達為憑)之次日起 30 個工作日內，以書面向平台管理單位提出申覆，逾期不予受理。

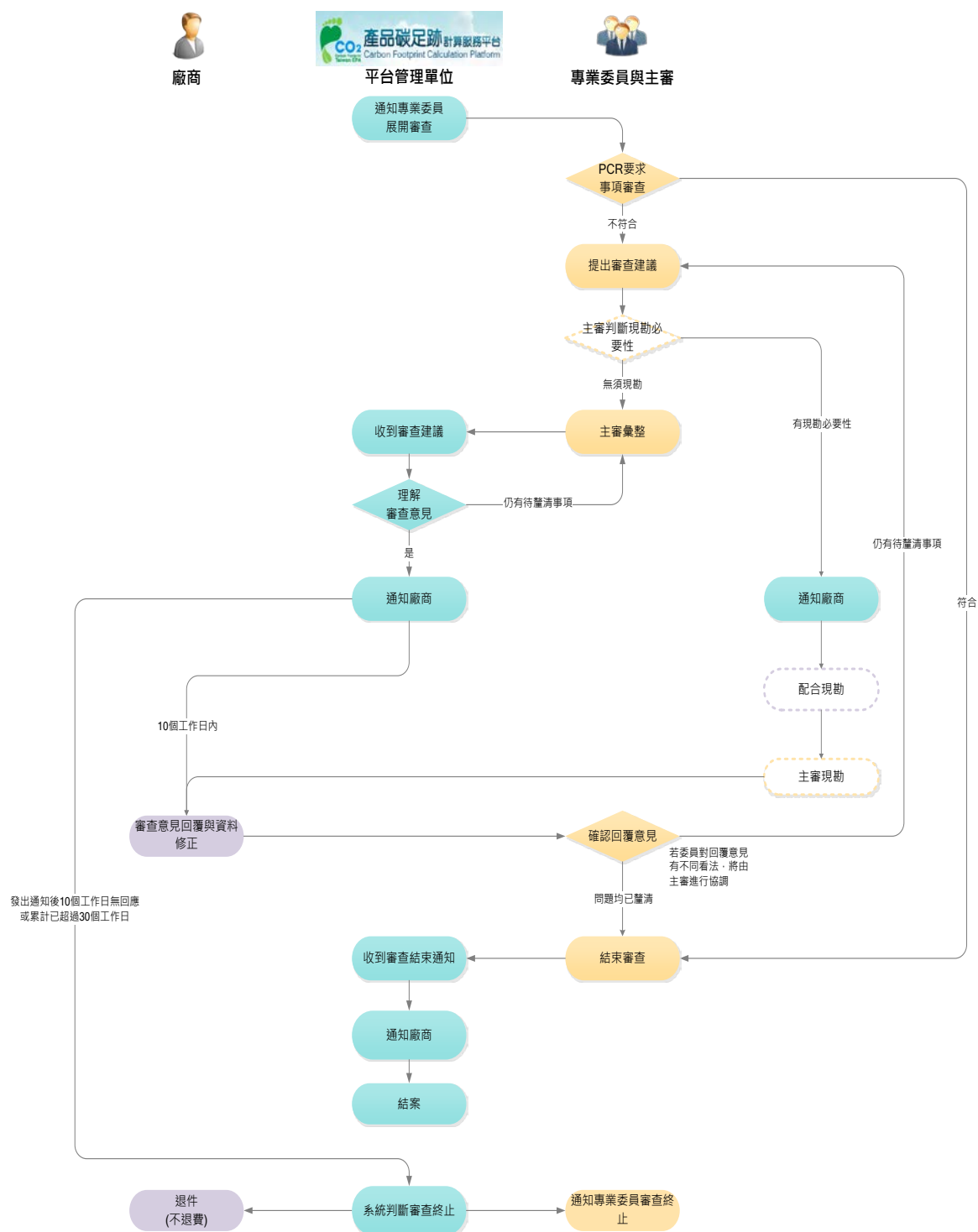


圖 4、碳足跡關鍵性審查專業審查階段作業流程圖

4. 核發總結報告

經專業審查認可通過之案件，平台管理單位將依據主審的意見製做總結報告、碳足跡宣告書及聲明書(核發流程如圖 5)，以提供申請者進行後續的應用或做為碳/減碳標籤申請之佐證文件。

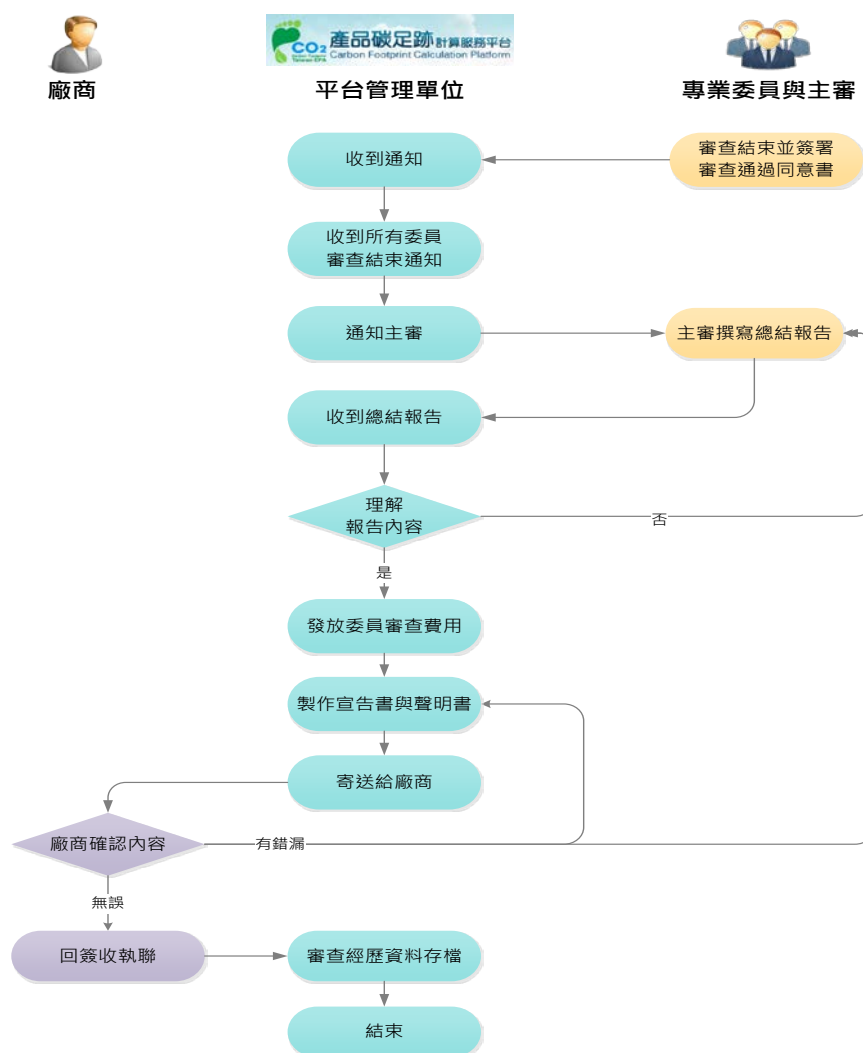


圖 5、碳足跡關鍵性審查核發總結報告階段作業流程圖

5. 關鍵性審查收取費用

本研究初步研擬，若申請單位為單一場址生產、且為單一產品，關鍵性審查之執行總費用將介於新臺幣 55,000(無主審實地勘查)至 65,000(有主審實地勘查)元。

然而，若申請者所提出的標的產品為一系列生產(或服務型態)方式相近、生產流程複雜，或盤查地點在外島、境外...等狀況，上述各項審查過程所產生的費用，將需依個案狀況另行調整與報價。後續正式費用收取將視本年度試行與彙整使用者意見回饋後方能定案。

四、結論

本研究期望藉由關鍵性審查作業流程之建立，除快速界接標籤申請系統外，亦能為國內碳標籤及減碳標籤之第三方查證提供另一個選擇，提升我國業者申請國內碳標籤及減碳標籤之意願。

經 106 年 6 月 30 日於環保署舉行之工作協調會議決議，原訂於 107 年正式實行之關鍵性審查制度，將於今(107)年度持續試行，待制度持續修正後，再商議正式實行之期程。今(107)年度將透過 3 家試行案、2 場次專業委員關鍵性審查作業流程說明會以及 2 場次廠商碳足跡計算服務平台推廣說明會，持續蒐集來自產學界之意見，作為制度修正與優化之參考。

參考文獻

- [1] 行政院環境保護署，105 年度產品碳足跡資訊揭露服務專案工作計畫，民國 105 年。
- [2] 行政院環境保護署， 106 年度產品碳足跡資訊揭露服務專案工作計畫，民國 106 年。
- [3] 行政院環境保護署，105-106 年度產品碳標籤核發及推廣第 1 年(2 年計畫)專案工作計畫，民國 105 年
- [4] Environmental management -- Life cycle assessment -- Critical review processes and reviewer competencies: Additional requirements and guidelines to ISO 14044:2006

環境奈米知識平台之現況

黃彥淳¹ 翁愷邑¹ 蔡春進¹ 林雯妤²

¹國立交通大學環境工程研究所

²行政院環境保護署永續發展室

EPA-106-U1U1-02-101

摘要

本研究持續更新國內外的奈米 EHS 最新研究成果、環境奈米的最新消息與知識文件至環境奈米科技知識平台(<http://ehs.epa.gov.tw>)。平台自 2011 年起每年皆發行電子報，以電子郵件方式通知訂閱者最新的奈米技術 EHS 消息及知識，創刊至今共發行 27 期電子報，目前訂閱人數為 727 人。目前已整理並完成上傳的國內的研究報告及出版文獻篇數為：中文版網站收錄研究報告全文 214 篇、出版文獻連結 970 篇；英文版網站收錄研究報告摘要 193 篇、SCI 論文連結 710 篇。知識文件的部分，已針對「奈米 EHS 的法規與政策」、「工程奈米物質工作小組的國際分工」、「奈米物質在環境中的傳輸、轉化及宿命及對環境和健康的影響」、「奈米物質對環境和健康的影響」、「奈米物質對水生生物及環境生態的影響」、「水環境和其他介質中奈米物質的檢測方法」、「空氣中奈米微粒的自動監測方法」與「空氣中奈米微粒的採樣分析技術」八項主題進行蒐集、整理及更新。本研究已於 2017 年 9 月 4 日於台大集思會議中心舉辦「106 年環境奈米科技論壇」，論壇共吸引了產、官、學、研各界 164 人報名，實際出席參與論壇為 130 人(政府單位 45 人、業界 63 人、學術單位 22 人)。

關鍵詞：奈米技術、奈米物質、環境健康安全、EHS、知識平台

一、前言及研究目標

奈米技術已廣泛應用於許多領域(光電產業、機械、工程、化學、生物及醫學)，且商業化奈米產品愈來愈多，奈米消費性產品已超過 2357 項[24]，但其監測技術、控制技術及對環境與人體健康的影響仍處於研究階段。奈米技術的 EHS 知識、標準及指引仍在不斷新增中，為了確保國內奈米技術之永續發展，環保署、衛福部與勞動部三個政府部門共同建置了「環境奈米科技知識平台」(Taiwan Nanotechnology EHS Database, TaiNED, <http://ehs.epa.gov.tw/>)，內容以中英文方式呈現並定期更新國內外的奈米 EHS 最新研究成果、環境奈米的最新消息與知識文件。環境奈米科技知識平台的目標為：

- (一) 宣導環保署的環境奈米科技政策。
- (二) 呈現環保署的負責任的奈米科技發展研究成果，供國內外利益相關者參考。
- (三) 加強過內外奈米 EHS 的知識交流。
- (四) 有助於跨部會的奈米 EHS 議題合作及奈米科技風險管理。
- (五) 提昇國內外利益相關者的奈米 EHS 議題的認知並作好風險管理工作。

二、研究方法

2.1 環境奈米科技知識平台

為了持續提供奈米技術相關的最新消息與知識文件，本研究會定期維護「環境奈米科技知識平台」網站(Taiwan Nanotechnology EHS Database, TaiNED, <http://ehs.epa.gov.tw/>)，蒐集國內外奈米技術相關知識源的資訊並更新網站的中英文內容、科普知識、常見問題(Q&A)等部分，並定期發行電子報主動通知訂閱者及相關人士。本研究涵蓋的國內外知識源會在章節 2.3 進行更詳細的說明。

資訊安全的部份，本研究會委託資訊科技公司執行「實體及環境安全管理」、「系統存取控制管理」、「系統發展及維護之安全管理」、「人員管理及資訊安全教育訓練」及「網路安全稽核管理」等工作事項，以維持環境奈米科技知識平台的資訊安全，資訊安全計畫架構如圖 2.1.1 所示。

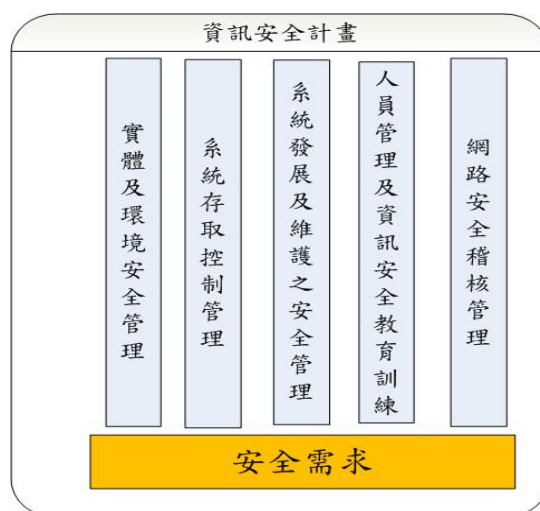


圖 2.1.1 環境奈米科技平台的資訊安全計畫架構圖

實體及環境安全管理

系統伺服器主機、設備安置於環保署主機房，由委外專業廠商遵循環保署的資訊安全政策及資訊安全管理規範等相關規定，配合監資處進行例行性和不定期的檢測作業。

系統存取控制管理

登入各作業系統時，依各級人員執行任務所必要之系統存取權限，由系統管理人員設定賦予權限之帳號與密碼，並定期更新。各單位之重要資料如需委外建檔者，不論在環保署內或環保署外執行，均須簽訂適當之安全管理條款，防止資料被竊取、竄改、販售、洩漏及不當備份等情形發生。

系統發展及維護之安全管理

在資訊系統規劃之需求分析階段，即將資訊安全納入考量；系統之維護、更新、上線執行及版本異動作業，應予安全管制，避免不當軟體、木馬後門程式及電腦病毒等危害系統安全。對於系統建置開發之軟硬體系統及維護人員，應規範及限制其可接觸之系統與資料範圍，並於使用完畢後立即取消其使用權限。定期執行必要的資料及軟體備份，以便發生災害或是儲存媒體失效時，可迅速回復正常作業。

人員管理及資訊安全教育訓練

對處理敏感性、機密性資料之人員及因工作而需要系統管理權限之人員，應妥適分工，分散權責並建立評估及考核制度，及視需要建立人員相互支援制度。依角色及職能為基礎，針對不同層級人員，視實際需要辦理資訊安全教育訓練及宣導，促使計畫執行人員瞭解資訊安全的重要性，各種可能的安全風險，以提高計畫執行人員的資訊安全意識，促其遵守資訊安全規定。

網路安全稽核管理

➤ 網路安全稽核事項

- 1.對於通過防火牆之連線記錄資訊，均應予記錄。
- 2.伺服器主機應記載各項連結服務的作業紀錄(system log)。

➤ 作業日誌

每個系統所提供之查詢及操作(新增/刪除/修改)皆會被記錄在作業日誌中，如資訊服務網的查詢功能、登記管理系統的內容更新維護、通關查詢系統的查詢功能，系統會將使用者執行作業功能名稱、使用者資訊、執行時間、所執行的動作及所執行的 SQL 語法等記錄於作業日誌中。稽核人員可以隨時透過系統來針對『作業功能名稱』、『使用者資訊』、『執行時間』及『操作動作(含所執行的 SQL)』等資訊進行查詢及追蹤。

➤ 系統日誌

使用者對於系統登出、登入的系統動作皆會被記錄在系統日誌中，包括使用者登入帳號、使用者登入時間、使用者登出時間等內容。系統管理者能透過系統日誌所提供的訊息，提早及事先採取預防或補救措施。稽核人員可以隨時透過系統來針對『使用者登入帳號』及『使用者登入時間』等資訊進行查詢及追蹤。圖 2.2.2 為稽核作業示意圖。有了上述這些日誌，稽核人員便能隨時登入系統進行稽核作業，檢查是否有不正常的登入(如短時間內重覆登入存取)或系統異常操作等造成服務中斷或系統資料異常的情形發生。系統日誌與作業日誌將強化環保署的作業記錄機制，提升稽核各資訊系統的便利性，充分掌握系統運作時的安全性、可靠性。

➤ 網路入侵之追查

對入侵者的追查，除使用系統指令執行反向查詢外，並聯合相關單位(如中華電信)，追蹤入侵者；若入侵者之行為觸犯法律規定，構成犯罪事實，應立即通知有關單位，請其處理入侵者之犯罪事實調查。

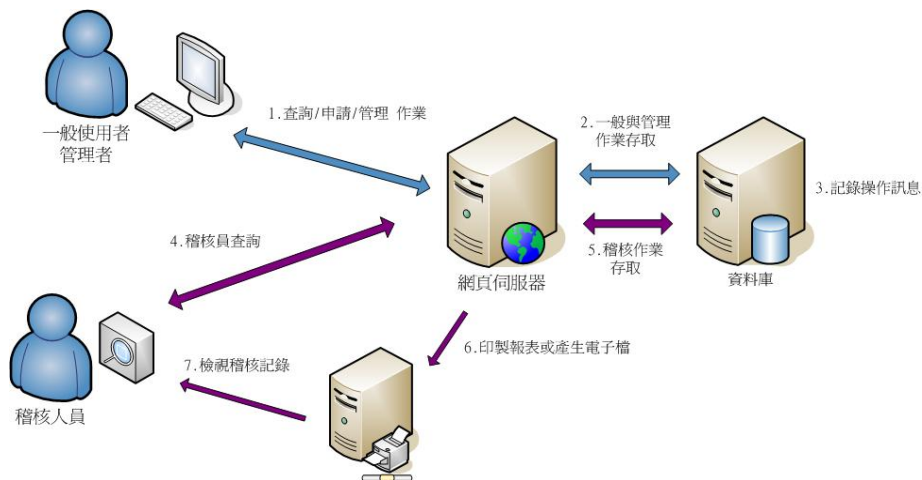


圖 2.2.2 稽核作業示意圖

2.2 奈米技術 EHS 知識源

國內知識源的部分，將持續蒐集由環保署、科技部及勞安所委辦或自行研究的奈米技術 EHS 計畫所發表之國際期刊 SCI 論文。國外知識源的部分，目前奈米科技 EHS 相關知識源已增加至 62 個，有 22 個知識源的最近更新時間為 2017 年，30 個最近更新時間為 2016 年，詳細的資訊如表 2.2.1 所示。在國外的知識源中，PEN 網站(The Project on Environmental Nanotechnologies, <http://www.nanotechproject.org/>)、ISO TC 229 網站、經濟合作發展組織 OECD 網站(Safety of Manufactured Nanomaterials, http://www.oecd.org/about/0,3347,en_2649_37015404_1_1_1_1_1,00.html)、美國環保署 USEPA 網站(USEPA, National Center for Environmental Research: Nanotechnology, <http://www.epa.gov/ncer/nano/>)及美國職業安全衛生研究所 NIOSH 網站(NIOSH Safety and Health Topic: Nanotechnology, <http://www.cdc.gov/niosh/topics/nanotech/default.html>)等內容豐富，為重要的環境奈米科技知識源。ICON 的虛擬期刊(The Virtual Journal)因收錄全世界最完整的奈米技術 EHS 的期刊摘要(含作者名稱及期刊名稱)，然而 ICON 網站已公告出在 2014 年 9 月 30 日後不再更新網頁資訊。OECD 網站上以各會員國的研究活動、研究報告及指引的收錄最為完整，且指引及報告的全文均為免費，非常具有參考價值。

表 2.2.1 奈米科技 EHS 議題相關之知識源

分類	知識源名稱	特色	議題屬性	潛在受患者
國際組織	OECD-Working Party on Nanotechnology 經濟合作發展組織-奈米科技工作小組 (http://www.oecd.org) 最近更新日期：2017/10/22	- 具跨國性奈米科技工作小組 - 發展長期具延續性之奈米科技 EHS 議題之研究	EHS	官
	EU NanoSafety Cluster (http://www.nanosafetycluster.eu/) 最近更新日期：2017/9/18	具跨國性奈米科技工作小組	EHS	官、產
	FP7-Framing Nano 歐盟第七期架構 (http://cordis.europa.eu/fp7/home.html) 最近更新日期：2015/9/16 (last updated)	- 統整全歐盟區奈米科技政策之機構 - 發展長期具延續性之奈米科技 EHS 議題之研究	EHS	官
	IRGC-International Risk Governance Council 國際風險控管委員會 (http://www.irgc.org/) 最近更新日期：2017/10/16	國際奈米科技應用風險控管政策	EHS	官、產
	ISO TC 229 Nanotechnologies 國際標準組織/技術委員會 229 奈米技術 (http://www.iso.org/iso/home/standards_development/list_of_iso_technical_committees/iso_technical_committee.htm?commid=381983) 最近更新日期：2017/11/13	制訂國際奈米科技 EHS 相關標準的國際組織	EHS	官
政府組織 學術研究單位	EC-Environment Directorate General 歐盟執委會環境總署 (http://ec.europa.eu/environment/index_en.htm) 最近更新日期：2017/10/21	歐盟執委會專責環境政策的部門	EHS	官、產
	BfR-Bundesinstitut für Risikobewertung 聯邦風險評估研究所 (http://www.bfr.bund.de/en/home.html) 最近更新日期：2017/9/14	德國負責奈米安全的三大機構之一	S	官
	USEPA-United States Environmental Protection Agency 美國環保署 (http://www.epa.gov/) 最近更新日期：2017/10/25	- 提供美國具體奈米科技 EHS 議題相關之政策及研究成果 - 白皮書極具參考價值	E	官
	NNI-The National Nanotechnology Initiative 美國奈米科技辦公室 (http://www.nano.gov/) 最近更新日期：2017/11/23	統整美國所有有關奈米科技的相關研究及政策	EHS	官
	SafeNano (http://www.safenano.org/) 最近更新日期：2017/11/12	英國收錄資料最豐富的奈米科技 EHS 議題網站	EHS	官
	奈米國家型科技計畫辦公室 (http://www.twnpnt.org/) 最近更新日期：2017/11/1	我國奈米計畫主管機關	EHS	官
	NIOSH-The National Institute for Occupational Safety and Health 美國職業衛生安全研究所 (http://www.cdc.gov/niosh/) 最近更新日期：2017/10/22	提供詳細的與奈米科技有關的美國職業安全政策及報告	SH	官、產

分類	知識源名稱	特色	議題屬性	潛在受患者
	NIEHS-National Institute of Environmental Health Sciences 美國國家環境健康科學研究所 (http://www.niehs.nih.gov/) 最近更新日期：2017/10/25	➤ 美國環境健康安全報導	H	官
	NIA-Nanotechnology Industries Association 奈米技術產業協會 (http://www.nanotechia.org/) 最近更新日期：2017/10/22	➤ 負責工業的奈米技術的供應鏈	EHS	官、產
	CNS-UCSB-The Center for Nanotechnology in Society-University of California, Santa Barbara 社會奈米科技中心-加州大學聖塔芭芭拉分校 (http://www.cns.ucsb.edu/) 最近更新日期：2017/10/25	➤ 跨學科的研究群 ➤ 將社會科學之研究法應用在於奈米科技 EHS 相關議題的研究上	EHS	學
	National Institute of Occupational Safety and Health, Japan (JNIOSH) (http://www.jniosh.go.jp/en/) 最近更新日期：2017/10/22	➤ 日本工作場所奈米安全衛生研究 ➤	HS	官
	CEIN-UC-The Center for Environmental Implications of Nanotechnology- The University of California, Los Angeles (奈米環境中心-加州大學) (http://www.cein.ucla.edu/) 最近更新日期：2017/11/13	➤ USEPA 及 NSF 最新贊助之研究中心 以奈米物質應用對環境之影響為研究重心	EHS	學
	DaNa2.0 (德國聯邦教育及研究部(BMBF)贊助的奈米物質知識庫) (http://www.nanopartikel.info) 最近更新日期：2017/10/5	➤ 具有科學深度並易於了解的奈米物質對人體和環境之影響的知識庫	EHS	官、學、研
民間機構	CEINT-The Center for Environmental Implications of Nanotechnology (奈米環境中心) (http://ceint.duke.edu/) 最近更新日期：2017/10/13	➤ USEPA 及 NSF 最新贊助之研究中心 ➤ 跨領域研究群	EHS	學
	ICON-International Council on Nanotechnology 最近更新日期：2014/9/30 (last updated)	➤ 全球第一個奈米科技 EHS 議題資料庫 ➤ 產官學研資源同步整合 ➤ NNI 支持	EHS	產、官、學
	LCN-London Centre for Nanotechnology (奈米科技倫敦中心) (http://www.london-nano.com/) 最近更新日期：2017/9/30	➤ 英國新成立的奈米科技研究中心	EHS	產、學
	綠色化學網路資源共享網 (http://gc.chem.sinica.edu.tw/) 最近更新日期：2017/10/5	➤ 由科技部及中研院支持 ➤ 具綠色化學資料庫及毒理資料庫	EH	學
	PEN (http://www.nanotechproject.org/) 最近更新日期：2015/2/20 (last updated)	➤ 美國權威智庫組織 ➤ 聯合國奈米科技永續發展顧問	EHS	產、官、學

分類	知識源名稱	特色	議題屬性	潛在受患者
	Research Institute of Science for Safety and Sustainability National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (http://www.aist-riss.jp/projects/nedo-nanorisk/index.html) 最近更新日期：2011/11/2 (last updated)	➤ 奈米微粒特性量測的方法研究發展	HS	研
	Public Engagement with Nano-based Emerging Technologies Newsletter Nanosystem Research Institute National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (http://unit.aist.go.jp/nri/nano-plan/index.html) 最近更新日期：2014/10/30 (last updated)	➤ 奈米新興技術的公共參與	HS	研
	National Institute for Environmental Studie, Japan (http://www.nies.go.jp/index.html) 最近更新日期：2017/10/26	➤ 日本國家環境研究所 ➤ 研究奈米物質之應用對環境的影響	EHS	研、學
	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, French National Institute for Industrial Environment and Risks (INERIS) 法國國家工業環境及風險研究所 (www.ineris.fr) 最近更新日期：2017/10/12	➤ 奈米的工業環境與風險研究	EHS	研
	Chemical & Engineering News 化學化工新聞 (http://cen.acs.org/index.html) 最近更新日期：2017/10/24	➤ 美國化學學會發行的一份周刊，報導與化學相關的科研、工業、教育等各方面的動態	EHS	官、產、學
	奈米風險咖啡館 (http://nanome.jimdo.com/) 最近更新日期：2015/11/8 (last updated)	➤ 科技部支持 ➤ 具奈米科技環境、健康與安全之研究成果	EHS	產、學、環保團體
分類	Foresight Institute (http://www.foresight.org/) 最近更新日期：2017/6/22	➤ 提供奈米科技 EHS 議題的藍圖	EHS	官、學
	NanoWerk (http://www.nanowerk.com/) 最近更新日期：2017/8/24	➤ 「Spotlight」專區提供最新最即時的奈米科技相關報導	EHS	學
	Nanotechnology Now (http://www.nanotech-now.com/) 最近更新日期：2017/8/24	➤ 奈米科技新聞報導	EHS	學
	Nanotechweb.org/IOP (http://nanotechweb.org/) 最近更新日期：2017/8/24	➤ 奈米科技新聞報導	EHS	學
	Nano Today (http://www.journals.elsevier.com/nano-today/) 最近更新日期：2017/8/24	➤ 奈米科技新聞報導	EHS	學
	Nanotechnology Law Report (http://www.nanolawreport.com/) 最近更新日期：2015/7/28(last updated)	➤ 提供奈米科技相關議題之法律文獻、報導及服務	EHS	產、學

分類	知識源名稱	特色	議題屬性	潛在受患者
	NanoReg News (http://www.nanoregnews.com/) 最近更新日期：2013/5/2(last updated)	➤ 奈米科技新聞報導	EHS	產、學
	Nanotechnology Law Blog (http://nanotech.lawbc.com/) 最近更新日期：2017/8/24	➤ 奈米科技新聞報導	EHS	產、學
	International Center for Technology Assessment (ICTA) (http://www.icta.org/) 最近更新日期：2015/10/30(last updated)	➤ 協助大眾了解奈米技術對社會造成的影響	EHS	官、產、環保團體
	Natural Resource Defense Council (NRDC) (http://www.nrdc.org/about/) 最近更新日期：2017/10/24	➤ 美國自然資源保護委員會 ➤ 關注奈米產品的健康、暴露及安全性議題	HS	產、學、環保團體
	Observatory for Micro and NanoTechnologies (OMNT) (http://www.omnt.fr/index.php/en) 最近更新日期：2017/11/14	➤ 法國微奈米科技觀察網站 ➤ 傳遞奈米科技風險的相關資訊	HS	產、學
	ENDS Europe 歐洲環境新聞與資訊服務 (http://www.endseurope.com) 最近更新日期：2017/10/24	➤ 提供氣候、能源、廢棄物與資源、化學品、產品、污染與自然、交通、市場與公司、政策等的新聞報導	EHS	官、產、環保團體

2.3 環境奈米科技論壇

本研究已於 106 年 9 月 4 日於集思台大會議中心蘇格拉底廳，舉辦「106 年環境奈米科技論壇」，將環保署、衛福部與勞動部最新的奈米物質 EHS 相關研究成果與進展，以論文發表方式介紹給國內利害相關者。論壇共吸引了產、官、學、研各界 164 人報名，實際出席參與論壇為 130 人(政府單位 45 人、業界 63 人、學術單位 22 人)，達到了 nano-EHS 知識傳播及風險溝通的目的。活動現場之拍照、錄影及活動內容已更新至「環境奈米科技知識平台」。

三、研究結果

3.1 環境奈米科技知識平台現況

平台的首頁如圖 3.1.1 所示，今年的工作重點則在網站管理、資訊提供及整合，整合國內之研究成果，含研究報告、期刊論文、會議論文、專利及技轉，並公開於平台上。環境奈米科技知識平台電子報從 2011 年 7 月 8 日創刊至今，共發行 27 期，使用者可在最新消息的電子報專區瀏覽電子報的歷史資料，如圖 3.1.2 所示，並可透過電子報專區下載 PDF 檔的全文，訂閱者可以即時透過電子郵件收到電子報發佈的奈米 EHS 新知、奈米 EHS 知識、活動快訊及下期內容預告等，或連結至平台上閱覽全文。

知識平台網頁的國內研究報告及出版文獻篇數為：中文版網站收錄研究報告全文 214 篇(106 年新增 17 篇)、出版文獻連結 970 篇(106 年新增 51 篇)，及英文版網站收錄研究報告摘要 193 篇(106 年新增 30 篇)、SCI 論文連結 710 篇(106 年新增 47 篇)。上傳於知識平台的文獻分類統計如表 3.1.1 所示。

行政院環境保護署 環境奈米科技知識平台

站內搜尋 搜尋 管理者登入 English 網站地圖

首頁 關於資料庫 最新消息 研究計畫 出版文獻 公告 活動訊息 奈米EHS知識 相關連結 社群討論 HELP

公告

- 2017/10/26 行政院環境保護署公告：預告廢止「揮 ...
- 2017/10/12 行政院環境保護署公告：預告「毒 ...
- 2017/06/23 預告修正「水污染防治費收費辦法」部 ...
- 2017/06/23 預告修正「空氣污染防治法」草案

最新消息

- 2017/11/01 衛生福利部令：修正「食品添加物 ...
- 2017/10/27 奈米微粒可作為乳癌治療標靶
- 2017/10/25 奈米微粒的雷射印刷技術為醫學研究帶來希望
- 2017/10/24 科學家利用奈米銀製造小型雷射
- 2017/10/23 奈米微粒可以使癌症偵測試紙更為敏感
- 2017/10/20 學者發現吸入性奈米微粒的新生物標籤
- 2017/10/19 紋身墨水中的奈米微粒會於體內循環

本知識平台介紹

本平台為環保署提供產官學研各界進行奈米科技環境健康安全(EHS)議題即時資訊及知識交流之平台。本平台之言論發表純屬個別意見，僅供環保署施政參考，並不代表本署之立場。

最新知識文件

- Psychological impact and cosmetic outcome of surgical ...
- Micro- and Nano-plastics and Human Health
- An integrated methodology for the assessment of environmental ...
- Interlaboratory Evaluation of in Vitro Cytotoxicity ...
- ONE Nano: NIEHS's Strategic I ...
- Size-dependent toxicity of me ...

圖 3.1.1 環境奈米知識平台首頁

行政院環境保護署 環境奈米科技知識平台

站內搜尋 搜尋 管理者登入 English 網站地圖

首頁 關於資料庫 最新消息 研究計畫 出版文獻 公告 活動訊息 奈米EHS知識 相關連結 社群討論 HELP

您目前的位置： 首頁 / 電子報

電子報

日期	標題
2017/11/01	環境奈米科技知識平台電子報第二十七期
2017/09/01	環境奈米科技知識平台電子報第二十六期
2017/06/21	環境奈米科技知識平台電子報第二十五期
2016/11/05	環境奈米科技知識平台電子報第二十四期
2016/08/05	環境奈米科技知識平台電子報第二十三期
2016/05/12	環境奈米科技知識平台電子報第二十二期
2016/03/23	環境奈米科技知識平台電子報第二十一期
2015/11/16	環境奈米科技知識平台電子報第二十期
2015/09/23	環境奈米科技知識平台電子報第十九期
2015/06/25	環境奈米科技知識平台電子報第十八期

1 2 3 >

往上

圖 3.1.2 電子報專區

表 3.1.1 知識平台文獻分類統計表

委辦機關	中文版網站	英文版網站	中文版網站	英文版網站
	研究報告全文	研究報告摘要	出版文獻連結	SCI 論文連結
環保署		65	214	24
勞安所	55	53	15	27
衛生福利部	20	14	67	73
科技部	66	57	560	512
奈米國家型計畫辦公室	0	0	0	1
工研院	0	0	36	2
環檢所	1	0	7	2
其他委辦機關	7	4	71	69
總計	214	193	970	710

3.2 環境奈米科技知識平台流量分析

本研究使用 Google Analytics 對知識平台進行統計及分析，統計期間為 2017/5/1 至 2017/11/15，以下將分別針對網站流量、熱門關鍵字、網站熱門造訪頁面、網站熱門瀏覽排序、新舊訪客總覽、訪客來源及搜尋來源進行詳細分析。

網站流量檢視總覽分析

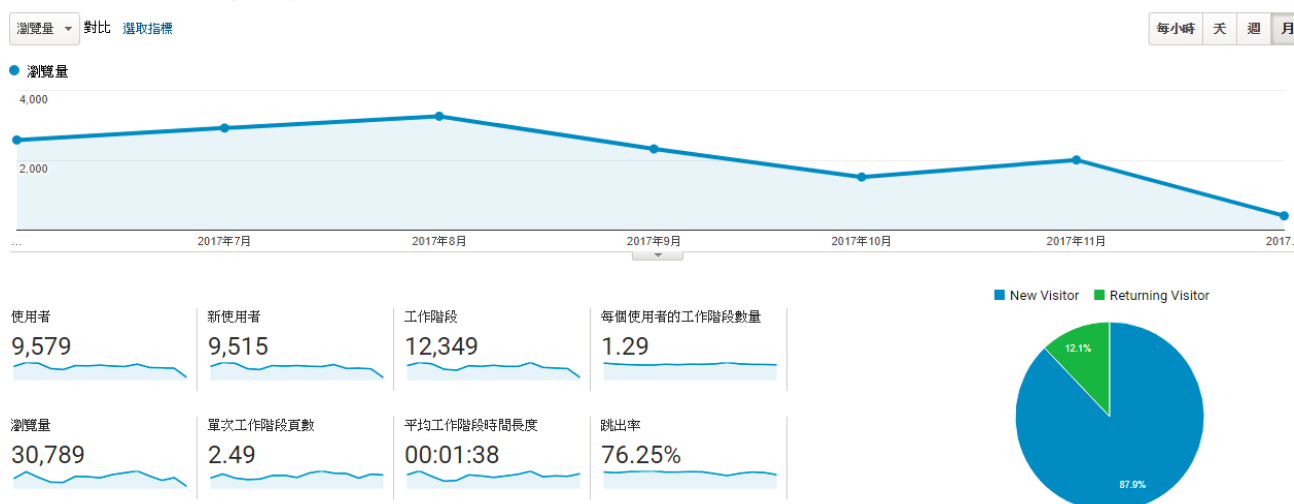


圖 3.2.1 網站流量檢視總覽圖

106 年 5 月至 11 月間之訪客人數流量變化不大，直至七月底因舉辦相關活動，使用者需進行報名，因此訪造訪人數在單週流量較高，至 8 月後瀏覽量逐漸回穩。

- 工作階段：12349 次
5 月到 11 月中總造訪次數為 12349 次。
- 使用者：4325 人
5 月到 11 月底之不重覆造訪數(不同 IP)總共次數約 9579 次。
- 瀏覽量：30789
在 5 月至 11 月中之所有人在本網站各頁面的總點擊次數為 30789 次。
- 單次工作階段頁數：2.49
每個使用者在本平台瀏覽網頁的平均次數，略低於去年的 2.81 次，但仍在合理範圍內。
- 平均工作階段時間長度：1'38
在 5~7 月的數據中，時間區段內每個人平均在本網站上的平均停留時間為 1 分鐘 34 秒；到 11 月中，累積平均為 1 分鐘 44 秒，顯示網站的內容有更新及強化，增加使用者的閱讀率與停留率。
- 跳出率：76.25%

只瀏覽一頁次即離開的使用者比率，與去年的數據幾近，由於奈米論壇須經由本平台報名，是造成跳出率上升的主因之一。此外，因本網較屬學術性質且具專業性，推測有不少點擊入本網的使用者會因無法吸收而離開。

- 新使用者用戶：9515
 本平台於去年未曾瀏覽之用戶，增加了 9515 人次

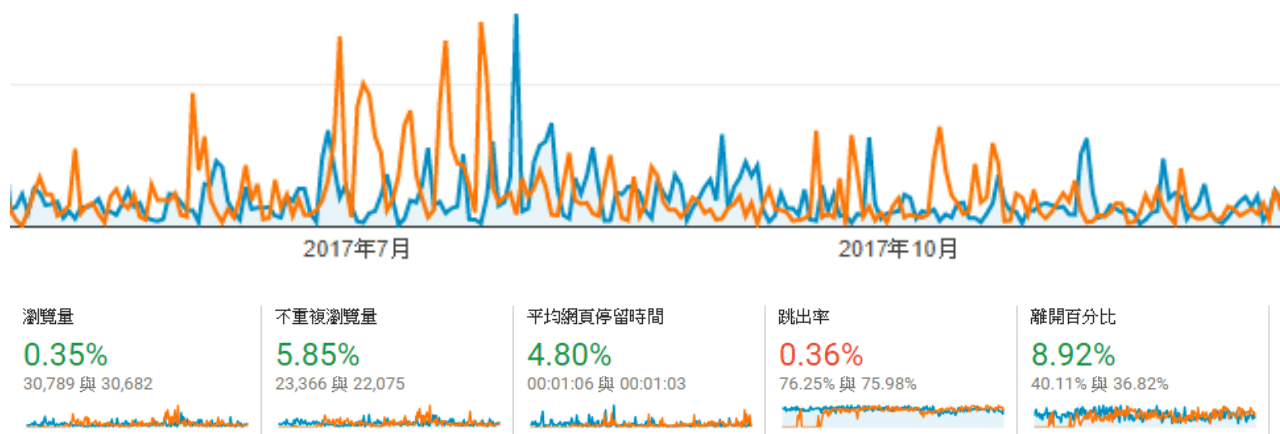


圖 3.2.2 與去年同時期網站流量比較圖

圖 3.2.2 為今年與去年同期時段數據比較圖，顯示使用者、瀏覽量、平均停留時間都有所增加，網站內容的豐富度影響到使用者的閱讀數與停留時間，與去年相比，今年的停留時間與瀏覽數據皆有所提升，表示網站持續經營且吸引更多專業背景的知識大眾閱覽觀看。

熱門關鍵字排名

表 3.2.1 為熱門關鍵字排名，因 google analytics 於統計時所採用之數字為相對數字，採樣之基準為抽樣統計，故本數字只能表示比例高低，不表示絕對的點擊次數。關鍵字排名的部分，除第一名無法計算(可能受限於舊有程式架構，或來自於其他搜尋引擎)外，搜尋奈米銀、奈米銀產品皆能進入到本網站。

表 3.2.1 網站熱門關鍵字搜尋排行表

搜尋查詢 ?	點擊 ?	曝光 ?	點閱率 ?
	2,105 % 總計: 100.00% (2,105)	41,424 % 總計: 100.00% (41,424)	5.08% 資料檢視平均值: 5.08% (0.00%)
1. (other)	1,778 (84.47%)	31,690 (76.50%)	5.61%
2. 奈米銀	134 (6.37%)	2,264 (5.47%)	5.92%
3. 新化學物質登記管理辦法	26 (1.24%)	349 (0.84%)	7.45%

網站熱門造訪頁面統計

網站熱門造訪頁面的統計資料如表 3.2.3 所示。

表 3.2.3 網站熱門造訪分析表

瀏覽排名	網頁標題	連結	瀏覽量	比重率
1	網站首頁	http://ehs.epa.gov.tw/	1238	7.96%
2	最新消息>BfR 建議奈米銀不應使用於食品和個人日常用品	http://ehs.epa.gov.tw//Newsletter/F_News_Detail/10	829	5.33%
3	活動訊息>研討會>106 環境奈米科技論壇 1	http://ehs.epa.gov.tw//Conference/F_Events_Detail/1127	698	4.49%
4	奈米科技白皮書	http://ehs.epa.gov.tw//About/F_About_WhiteBook	652	4.19%
5	活動訊息頁面	http://ehs.epa.gov.tw//Conference/F_Events_Index	631	4.06%

網站熱門瀏覽排序說明

網站熱門瀏覽排序如表所 3.2.4 示，進入的頁面的總瀏覽量有 30,789 次，大多使用者會瀏覽報告頁面或下載資料。

表 3.2.4 網站熱門瀏覽量排序表

網頁 ?	瀏覽量 ?	↓	不重複瀏覽量 ?	平均網頁停留時間 ?
	30,789 % 總計: 100.00% (30,789)		23,366 % 總計: 100.00% (23,366)	00:01:06 資料檢視平均值: 00:01:06 (0.00%)
1. /	2,248 (7.30%)		1,422 (6.09%)	00:01:04
2. /Newsletter/F_News_Detail/10	1,851 (6.01%)		1,738 (7.44%)	00:05:20
3. /About/F_About_WhiteBook	1,632 (5.30%)		1,424 (6.09%)	00:04:29
4. /Conference/F_Events_Index	810 (2.63%)		511 (2.19%)	00:00:45
5. /Conference/F_Events_Detail/1127	705 (2.29%)		479 (2.05%)	00:01:52
6. /ExpertInterview/F_ExpertInterview_Detail/18?nu=1	448 (1.46%)		414 (1.77%)	00:03:33
7. /Conference/F_Events_Register/1127	412 (1.34%)		182 (0.78%)	00:00:56
8. /Newsletter/F_News_Index	402 (1.31%)		296 (1.27%)	00:00:17
9. /GeneralKM/F_GeneralKM_Index	339 (1.10%)		143 (0.61%)	00:00:16
10. /Newsletter/F_News_Detail/306	290 (0.94%)		210 (0.90%)	00:01:47

新舊訪客總覽



主要維度：使用者類型

使用者類型 ?	客戶開發			行為	
	使用者 ? ↓	新使用者 ?	工作階段 ?	跳出率 ?	單次工作階段頁數 ?
	4,345 % 總計: 100.00% (4,345)	4,259 % 總計: 100.05% (4,257)	5,686 % 總計: 100.00% (5,686)	73.58% 資料檢視平均值: 73.58% (0.00%)	2.73 資料檢視平均值: 2.73 (0.00%)
1. New Visitor	4,257 (86.90%)	4,259 (100.00%)	4,259 (74.90%)	78.66%	2.13
2. Returning Visitor	642 (13.10%)	0 (0.00%)	1,427 (25.10%)	58.44%	4.55

圖 3.2.3 新舊訪客瀏覽比較圖

圖 3.2.3 為新舊訪客瀏覽比較圖，在 106 年 5 月至 11 月間，新訪客(New Visitor)的比率為 86.9%，比起上期增加約 1 倍的訪客數；回訪客比率為 13%，與上期差異不大。與上期比較，網站使用者的比例大致不變，新訪客多於舊訪客，雖然網站的瀏覽量已提升，但建議應再更新相關知識性內容，增加網站的豐富度與可讀性，以增加網站之“可收藏性”及舊網友的回訪次數。

表 3.2.5 新舊訪客性質比較表

使用者類型 ?	客戶開發			行為		
	使用者 ? ↓	新使用者 ?	工作階段 ?	跳出率 ?	單次工作階段頁數 ?	平均工作階段時間長度 ?
	6.09% ▼ 4,345 與 4,627	6.42% ▼ 4,259 與 4,551	0.54% ▼ 5,686 與 5,717	7.11% ▲ 73.58% 與 79.22%	20.55% ▲ 2.73 與 2.27	4.38% ▲ 00:01:41 與 00:01:36
1. New Visitor						
2017/5/1 - 2017/11/14	4,257 (86.90%)	4,259 (100.00%)	4,259 (74.90%)	78.66%	2.13	00:01:12
2016/10/15 - 2017/4/30	4,549 (88.19%)	4,551 (100.00%)	4,551 (79.60%)	82.20%	1.82	00:01:14
% 變更	-6.42%	-6.42%	-6.42%	-4.31%	16.87%	-2.17%
2. Returning Visitor						
2017/5/1 - 2017/11/14	642 (13.10%)	0 (0.00%)	1,427 (25.10%)	58.44%	4.55	00:03:05
2016/10/15 - 2017/4/30	609 (11.81%)	0 (0.00%)	1,166 (20.40%)	67.58%	4.02	00:03:04
% 變更	5.42%	0.00%	22.38%	-13.52%	13.17%	0.54%

本年年初之新舊訪客性質比較如表 3.2.5 所示，觀察並對照下半年與去年同期的訪客數，可觀察到瀏覽的平均頁面及瀏覽時間皆有上升，同時跳出率下降，此數據表示定期更新網站內容可吸引使用者閱讀與瀏覽，因此需深耕網站並經營內容，才能創造出更多的互動性與使用率。

訪客來源說明

造訪國家瀏覽率如表 3.2.6 所示，去年點閱率排名為第 1 名~5 名依序為台灣、美國、香港、中國及日本，本次則為台灣、美國、印尼、巴西及尼泊爾，但其中，巴西、尼泊爾、印尼點閱次數接近於 0，顯示本國使用者仍占多數。

表 3.2.6 造訪國家瀏覽率排行表

國家/地區 ?	客戶開發				
	曝光 ? ↓	點擊 ?	點閱率 ?	平均排名 ?	工作階段 ?
	47,266 % 總計: 100.00% (47,266)	2,149 % 總計: 100.00% (2,149)	4.55% 資料檢視平均值: 4.55% (0.00%)	33 資料檢視平均值: 33 (0.00%)	1,689 % 總計: 29.70% (5,687)
1. Taiwan	33,911 (71.75%)	2,003 (93.21%)	5.91%	13	1,566 (92.72%)
2. United States	1,626 (3.44%)	33 (1.54%)	2.03%	76	26 (1.54%)
3. Indonesia	950 (2.01%)	2 (0.09%)	0.21%	120	2 (0.12%)
4. Brazil	831 (1.76%)	1 (0.05%)	0.12%	110	0 (0.00%)
5. Nepal	702 (1.49%)	0 (0.00%)	0.00%	81	0 (0.00%)
6. India	691 (1.46%)	10 (0.47%)	1.45%	86	9 (0.53%)
7. Japan	533 (1.13%)	15 (0.70%)	2.81%	39	11 (0.65%)
8. Hong Kong	504 (1.07%)	14 (0.65%)	2.78%	20	16 (0.95%)
9. Pakistan	354 (0.75%)	1 (0.05%)	0.28%	91	1 (0.06%)
10. United Kingdom	269 (0.57%)	3 (0.14%)	1.12%	61	1 (0.06%)

表 3.2.7 為訪客造訪時間統計表，結果顯示停留時間 0~10 秒者最多，其次為 181~600 秒，此數據表示實際使用本網站的使用者大約會停留 5~10 分鐘，而 10 秒以下的數據有可能來自故意點擊但被硬體防火牆或軟體排除掉後所留下之記錄。

表 3.2.7 訪客造訪時間統計表

使用者

4,346

% 總計: 100.00% (4,346)

工作階段

5,687

% 總計: 100.00% (5,687)

工作階段時間長度 ?	使用者 ?	工作階段 ?
0-10 秒	3,708	4,367
11-30 秒	217	222
31-60 秒	157	157
61-180 秒	312	312
181-600 秒	321	321
601-1800 秒	259	259
1801+ 秒	49	49

桌上型電腦為最多使用者登錄知識平台的裝置，其次為手機(占 25%)，推測使用本網站之目的是學術性研究、下載資料或是報名活動，因此使用電腦進行操作會較為便利。

表 3.2.8 裝置瀏覽統計表

裝置類別 ?	客戶開發		
	使用者 ? ↓	新使用者 ?	工作階段 ?
	4,350 % 總計: 100.00% (4,350)	4,264 % 總計: 100.05% (4,262)	5,691 % 總計: 100.00% (5,691)
1. desktop	3,144 (72.28%)	3,072 (72.05%)	4,251 (74.70%)
2. mobile	1,097 (25.22%)	1,085 (25.45%)	1,302 (22.88%)
3. tablet	109 (2.51%)	107 (2.51%)	138 (2.42%)

搜尋來源說明

圖 3.2.4 表示透過搜尋引擎(google、yahoo 等)的進入本站的式流量最大，其次為直接輸入網址或點擊瀏覽器書籤。直接輸入網址或點擊瀏覽器書籤的流量偏高，表示本網站有足夠的資訊與價值讓使用者主動瀏覽。圖 3.2.4 的細節說明如表 3.2.9 所示，進入本網站的所有人中，運用 google 搜尋的比例最高(3194)，佔了全部流量的 72.13%，相較於去年約增加了 1 倍左右。另外，觀察第 8~10 名可發現部份流量是透過社群行銷(臉書、推特等)進入本網站，因此網站的豐富度與持續經營有助於提升網站的被搜尋性與瀏覽次數。



圖 3.2.4 來源管道統計圖

表 3.2.9 來源媒介統計表

來源/媒介 ?	客戶開發			行為	
	使用者 ? ↓	新使用者 ?	工作階段 ?	跳出率 ?	單次工作階段頁數 ?
	4,345 % 總計: 100.00% (4,345)	4,259 % 總計: 100.05% (4,257)	5,686 % 總計: 100.00% (5,686)	73.58% 資料檢視平均值: 73.58% (0.00%)	2.73 資料檢視平均值: 2.73 (0.00%)
1. google / organic	3,194 (72.13%)	3,076 (72.22%)	3,982 (70.03%)	79.58%	2.20
2. (direct) / (none)	837 (18.90%)	817 (19.18%)	1,214 (21.35%)	54.86%	4.37
3. yahoo / organic	75 (1.69%)	71 (1.67%)	97 (1.71%)	76.29%	2.49
4. com.google.android.googlequicksearchbox / referral	67 (1.51%)	65 (1.53%)	78 (1.37%)	76.92%	3.60
5. tw.search.yahoo.com / referral	53 (1.20%)	50 (1.17%)	57 (1.00%)	77.19%	1.91
6. ev.ncku.edu.tw / referral	29 (0.65%)	27 (0.63%)	35 (0.62%)	80.00%	1.66
7. bing / organic	22 (0.50%)	20 (0.47%)	25 (0.44%)	56.00%	4.88
8. liweinano.com / referral	22 (0.50%)	22 (0.52%)	24 (0.42%)	50.00%	6.58
9. m.facebook.com / referral	20 (0.45%)	20 (0.47%)	22 (0.39%)	86.36%	1.27
10. tanida.org.tw / referral	19 (0.43%)	17 (0.40%)	40 (0.70%)	70.00%	2.58

資訊安全與維護

依據環保署檢驗的資安漏洞修正與維護紀錄如表 3.2.10 所示。

表 3.2.10 漏洞修改維護記錄表

日期	維修內容	已修護	維護工程師	備註
08/03	1.系統功能 bug 修正 2.新增表單驗證碼	功能已完成新增	楊承儒	
08/14	有資安漏洞，修正程式碼	已修正	楊承儒	
09/27	有資安漏洞，修正程式碼	已修正	楊承儒	

3.3 106 年環境奈米科技論壇

已於 106 年 9 月 4 日在台大集思會議中心蘇格拉底廳，舉辦「106 年環境奈米科技論壇」，將環保署、衛福部與勞動部近期對奈米物質相關管理與政策之最新發展，以論文發表方式介紹給國內利害相關者。論壇共吸引了論壇共吸引了產、官、學、研各界 164 人報名，實際出席參與論壇為 130 人(政府單位 45 人、業界 63 人、學術單位 22 人)，達到了 nano-EHS 知識傳播及風險溝通的目的。活動現場之拍照、錄影及活動內容已更新至「環境奈米科技知識平台」。論壇當日的流程如表 3.3.1 所示。

表 3.3.1 106 年環境奈米論壇議程表

時間	議題/主講人
09:00~09:30	報到
09:30~09:40	開幕致詞
專題演講主持人：蔡春進 教授	
09:40~10:30	奈米物質的毒性測試 主講人：成功大學工業衛生學科暨環境醫學研究所 王應然 教授
10:30~10:50	茶敘 Tea break
主持人：王應然 教授	
10:50~11:20	奈米碳材料的安全評估 主講人：研究國家衛生研究院 陳仁焜 博士
11:20~12:00	奈米科技之應用及奈米標章 主講人：工業技術研究院正研究員 宋清潭 博士
12:00~13:00	午餐
主持人：陳仁焜 博士	
13:00~13:30	我國職場奈米物質的暴露現況 主講人：中山醫學大學職業安全衛生系 王櫻芳 助理教授
13:30~14:00	半導體業奈米物質自主管理 主講人：台積公司企業環保安全衛生處 許芳銘 處長
14:00~14:30	我國毒性化學品及奈米物質管理展望 主講人：環保署毒物及化學物質局 謝燕儒 局長
14:30~14:50	茶敘 Tea break
主持人：許芳銘 處長	
14:50~15:20	重金屬物種分析技術研究 主講人：中央大學 環境工程研究所 秦靜如 副教授
15:20~15:50	環境整治用奈米微粒之細胞毒性研究 主講人：中興大學 生物醫學研究所 關斌如 教授
15:50~16:20	拉曼光譜技術於食品安全、水質分析與微生物的檢驗應用 主講人：中央研究院 原子與分子科學研究所 王俊凱 博士
16:20~16:55	綜合討論
17:00	賦歸

論壇論文集已上傳至知識平台提供大眾下載閱讀，讓不克參與論壇之各界先進也可獲得相關會議資訊，當日的活動照片已上傳到奈米知識平台所示，在論壇結束後，共回收了 63 份論壇調查問卷。以下為 106 年環境奈米科技論壇之論文精華：

1. 奈米標章運作現況(主講人：工業技術研究院 宋清潭 博士)[29]

我國從 2004 年開始實行奈米標章到 2017 年 9 月統計為止，至今合計認可獲得奈米標章的廠商 56 家，目前有效廠商有 29 家，共計 108 產品類型和 2078 產品型號上市。國內奈米標章廠商 2014 年奈米產品營業額約為 25.9 億元新台幣，奈米標章產品包括建材、衛浴設備、紡織及家電等各類民生及工業用品，已是國內同類型產品中的精品。奈米標章結合了產品、功能、安全、和品質等一系列產品驗證制度，通過奈米標章驗證的產品，具有使用奈米材料且確實有增加或改善原有產品功能者，同時優於無使用奈米原料者。對於消費者而言，奈米標章是確保產品功能與品質的指標，也是一個可以安心信賴的標誌；對於廠商而言，奈米標章可以展現其研發能力與經營品牌形象，提升產品競爭能力。

奈米標章在國際連結方面，也受到很高的好評。亞洲奈米論壇，ANF(Asia Nano Forum)於 2004 年成立(10)，是由 16 個會員經濟體組成，包括澳大利亞、紐西蘭、印度、印尼、伊朗、馬來西亞、新

加坡、台灣、越南、泰國、日本、韓國、中國、香港、阿拉伯聯合大公國、奧地利等。ANF 主要在推動區域負責任奈米技術發展，以促成在教育、社會、環境、和經濟等領域的策略伙伴合作關係。台灣推動奈米標章後，部份 ANF 會員國開始學習台灣做法，在其國內推動奈米技術相關產品的標章。如 2015 年馬來西亞建立的 Nano Verify、2011 年泰國建立的 Nano Q、2015 伊朗建立 Nano Mark，及 2008 年俄羅斯的 Nano Certifica，其中馬來西亞已和我國正在進行奈米標章相互承認與合作的討論。台灣奈米標章已建立完整產品標示體系，預期將在 ANF 架構下推動 ANF 奈米標章區域合作，透過符合當地法規及奈米標章相互認證方式，協助國內標章廠商將產品行銷到亞洲及國際上。

2. 奈米物質的毒性測試(主講人：成功大學工業衛生學科暨環境醫學研究所 王應然 教授)[28]

細胞毒性測試結果顯示，奈米銀曝露細胞後會誘導活性氧物種(ROS)生成、細胞自體吞噬與細胞凋亡的產生。國際標準組織(International Organization for Standardization;ISO)也將斑馬魚列為奈米毒性測試的建議動物模式，而歐洲經濟合作暨發展組織 (Organisation for Economic Co-operation and Development; OECD)也已經建立數個使用斑馬魚作為毒性測試之指引。因此本研究利用斑馬魚模式觀察記錄存活率與畸形狀態，於試驗終點分析包含氧化壓力等毒性效應。本研究也使用 Tg(LFABP:EGFP) 肝臟基因轉殖斑馬魚、Tg(IFABP:dsRed)腸道基因轉殖斑馬魚，分析奈米銀微粒造成的肝臟、腸道之發育影響。

以細胞毒性測試方法 MTS assay 分析 3T3 細胞存活率，不論是 24 小時或 48 小時曝露，合成奈米銀皆隨著劑量的上升而使得細胞毒性增加。我們進一步使用 Live & Dead 細胞存活率分析試劑來確認 MTS assay 之分析結果。以流式細胞儀及 TEM 分析細胞染色與細胞攝入奈米微粒之情形。其結果顯示奈米銀能造成顯著的細胞死亡情形，並且在 5-10 $\mu\text{g/ml}$ 的劑量下便有顯著的死亡率(圖 5.2.1)。此結果與 MTS 細胞存活率的數據雷同。TEM 及分析流式細胞儀中 FSC 與 SSC 的圖形後可以發現，隨著細胞處理奈米銀的劑量上升，一部份 FSC 向左位移而 SSC 則有向上位移之情形(圖 5.2.2)，證實奈米銀曝露確時會因細胞攝入奈米銀而造成細胞內複雜度增加。

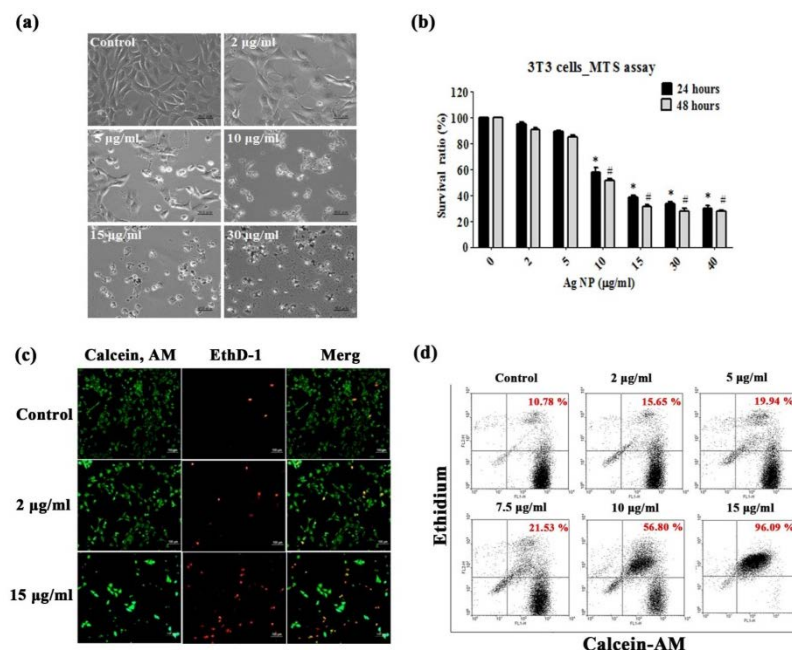


圖 3.2.1 經奈米銀處理過的 NIH-3T3 細胞毒性[28]

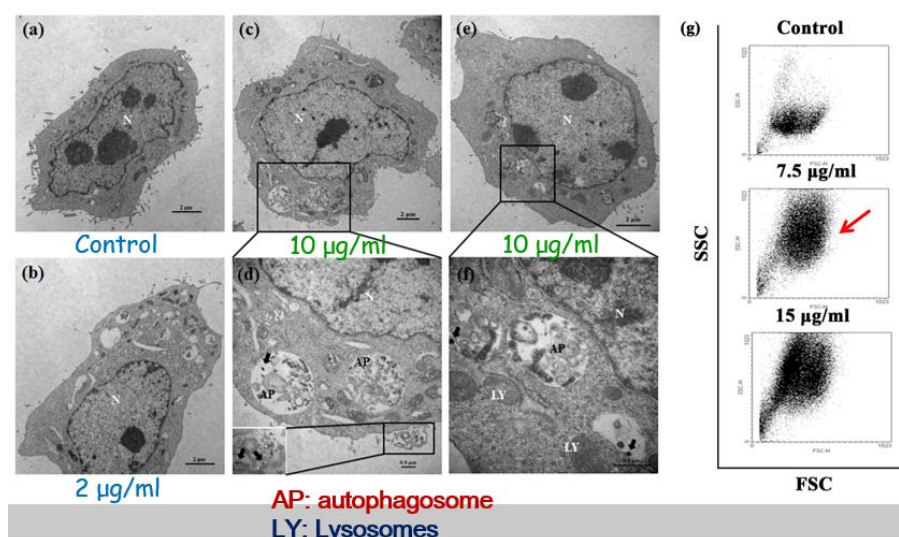


圖 3.2.2 電子顯微鏡下 AgNP 與細胞的交互作用[28]

為了確認細胞自體吞噬與細胞凋亡之現象存在，分別使用 AO 與 DAPI 兩種染劑對細胞進行染色。AO 染劑於顯微鏡下觀察若產生橘紅色螢光，則表示細胞產生自體吞噬之情形；此外 DAPI 是一種對細胞核進行染色的染劑，當細胞核有很明顯的螢光產生時，可發現染色質濃縮的現象，此現象可表示細胞凋亡之產生。本計畫之研究結果發現處理小粒徑奈米銀微粒 24 小時後，皆可自螢光顯微鏡中觀察到細胞自體吞噬與細胞凋亡之現象產生。

3. 奈米微粒細胞毒性檢測系統在環境危害評估上之應用(主講人：國立中興大學生物醫學研究所 闕斌如 教授)[30]

國立中興大學生物醫學研究所闕斌如教授的研究團隊持續開發符合 OECD 之細胞電阻(CI)檢測技術，建立以即時電子式細胞電阻偵測分析儀，做為奈米微粒細胞毒性監測的篩選平台，並利用數種傳統細胞毒性分析法驗證奈米物質的生物毒性。由於奈米物質通常具有高度的活性，也有高度的功能性，再加上與大分子相比有極高的表面積等特質，其吸附能力也大大提升，因此被大量應用在汙水純化及環境整治上，闕教授認為選用未來能在現場施用的奈米物質來評估其生物影響，將更有意義。奈米級施威特曼石與過氧化氫的共同使用，可催化類似 Fenton 反應，進而能被用來去除河川底泥中的化學物或藥物污染，目前奈米級施威特曼石在環境整治上的應用仍處於實驗室中研究階段，但可預期未來在環境整治上，具有極高的應用性。為了解這些用在環境整治上的奈米物質，是否會對生物有危害影響，我們以細胞電阻檢測技術應用在奈米級施威特曼石的生物影響探討，也利用傳統之細胞存活率試驗來佐證其結果。奈米物質目前已被大量應用在環境整治或汙水處理上，但我們對這些應用在環境整治上的奈米物質對環境或生態的影響，如這些奈米物質應用後，這些奈米物質在環境中的命運，或其所產生的含有奈米物質的汙泥或固體殘留物(solid residues, SRs)的生物影響，再加上所使用的奈米物質可能處在懸浮態，也會進入水環境中，更會對生物體影響的層面擴大，目前對這些資訊仍舊無法有全盤了解，而這些奈米物質的應用是不是對環境及生態都是全然安全，也有許多爭議。

以動物研究模式，發現以奈米物質處理汙水後，會產生奈米二氧化鈦及奈米氧化鐵等的固體殘留物，而這些固體殘留物對無脊椎動物 *Chironomus riparius* 有抑制生長的影響。而在環境整治中常用到的奈米零價鐵，對環境中的微生物族群分布有不良的影響。用來在環境中移除污染物的奈米石墨酸，也以蠶豆的植物模式來探討其對環境及生態的影響，研究發現在每升中含 400 或 800 mg 的奈米石墨酸對蠶豆發芽及根的長度增加有助益，但在這些濃度外則有負面的影響。但在另外一個研究中，若讓包心菜、番茄、菠菜、及萵苣等植物，暴露在每升中含 500 至 2000 mg 的奈米石墨酸 20 天後，會產生經由氧化壓力增加而導致的生長抑制。這個對植物生長有負面現象的奈米物質，並不是只侷限在奈米石墨酸，如奈米氧化鋅、奈米二氧化鈦、奈米氧化銅、奈米氧化銻等，都發現在植物中會增加氧化壓力。Avanasi 及其團隊對奈米富勒烯在環境中的命運、運輸、及土壤中奈米富勒烯的生物活性做了探討，他們的結果發現，環境中釋放出的奈米富勒烯，並沒有極大的生物活性，但會在土壤中持續存在非常久的時間。以銅為基底的奈米物質，主要就是奈米銅或是奈米氧化銅，因為大多用在工業及半導體產業上，也發現在廢水排放或汙泥裡看到奈米銅的累積。而在汙水處理的過程中，有時會藉由微

生物清除污染物，但奈米銅卻被發現會抑制這些微生物的生長，汙水處理的效能因而大受影響，也造成另一種的環境污染。

4. 化學物質登錄與奈米物質管理現況(主講人：行政院環保署毒物及化學物質局 許仁澤 組長)

歐盟 ECHA 發布奈米物質註冊相關的指引文件(2017/05/24)，美國環保署於 2017.5 月發布奈米物質報告規則指引，並持續更新(2017/08/15)，瑞典化學品管理局(Kemi)奈米註冊法規草案公開意見徵詢(2017/01/17)，加拿大精進優先化奈米物質的方法(2017/02/22)。

國際奈米物質的管理，從 2005 澳大利亞實施第一階段境奈米物質資訊提報，2008 澳大利亞針對年製造/輸入大於 100 g 工業用及研發用奈米物質實施自願性提報，2013/01/01 法國實施 r-nano(奈米物質 ≥ 100 g/y)，2013/12/11 臺灣新化學物質登錄辦法銜接機制開始實施，2014/06/18 丹麥奈米物質登錄開始，2015/08/30 丹麥註冊開始奈米材料及其製成品，2016/01/01 比利時奈米物質註冊截止，2017/01/01 比利時混合物含奈米物質註冊截止，2017/08/14 美國奈米材料提報規則生效。

5. 建立市售宣稱含奈米物質之產品量測平台(主講人：衛生福利部食品藥物管理署研究檢驗組 黃守潔 科長)

歐盟於 2015 年 12 月 11 日公布新穎性食品法規(Regulation 2015/2283)，工程奈米物質(engineered nanomaterials)：任何具有一或多維空間中，尺寸等於或小於 100 nm 的人為生產的材料、或是在內部或表面上有一或多維空間中尺寸等於或小於 100 nm 的分離體，組成尺寸大於 100nm 仍保有奈米之物化特性的結構及聚合物。奈米物質特有的特性包含：(i)具有大的材料比表面積；(ii)具有與非奈米物質不同的物理及化學性質。奈米級食品原料」或「奈米級食品添加物」定義為食品原料或食品添加物至少要有一個維度落在奈米尺度(1-100 奈米)，且奈米尺度為人工(為)製造產生並非自然發生於自然界。所含奈米粒子數的含量應大於或等於總粒子數 50%。若食品原料或食品添加物經人工(為)加工後，因尺寸變小以致於展現出特別的，此特性與加工前尺寸的整體性質相比較有顯著之差異，在此條件下即使三維尺度超出奈米尺度(但體積平均粒徑須小於或等於 1 微米)，仍視為奈米級食品原料或奈米級食品添加物。

6. 半導體業奈米物質健康風險管理 台積公司為例(主講人：台積公司企業環保安全衛生處 許芳銘 處長)

微粒影響半導體製程良率。微粒掉落至晶圓上會造成元件之短路或斷路會使製程良率下降。機台保養(PM)開腔體擦拭時，量測作業人員呼吸帶附近空氣中微粒，測值會瞬間高於 40 顆/ft³，但持續時間通常短於 5 秒。改善辦法除了化學品源頭減量外，根據作業暴露風險、樣態，可以用工程方法改善逸散程度。例如：增加 chamber pump cycle purge 次數、時間或是導入新鮮空氣輔助腔體清潔 於作業現場架設 Cleaner Vacuum(CV)，盡量抽除可能之逸散物。也需檢視預防保養作業 SOP，包含作業步驟、人員及環境監控，並針對高暴露風險項目，持續改善。並降低化學物質逸散可能性：對於可能有物質逸散風險的零組件或 PM 過後的無塵布，規範擺設位置，並增設局部排氣裝置。

3.4 環境奈米 EHS 知識文件回顧

空氣中奈米微粒的自動監測方法

近年工程奈米微粒(manufactured nanomaterials, MNMs)的使用量穩定成長，其應用範圍含耐刮表面到自清潔表面塗層，或是以聚合物(e.g. TiO₂)加強化妝品性能。人們除了新材料帶來的巨大商機之外，也開始重視其微粒被人體吸收可能會對健康產生潛在的不利影響。NanoIndEx 以發展個人奈米微粒暴露測量所需的採樣器及監測器為主要核心工作[1]，藉由回顧 NanoIndEx 的計畫報告能得出以下結論，(1)只有量測個人呼吸區域(personal breathing zone, PBZ)的個人穿戴儀器才能量測 MNMs 的個人暴露(近場)，而固定儀器只能測量 MNM 微粒的排放量(遠場) [10]。(2)現存的職業暴露濃度的可用數據很少，尚不足以在毒理學研究中建立暴露濃度測試。(3)目前大多數奈米毒理學研究不是採用於環境取樣中的暴露濃度而使用較高濃度的 MNM 微粒較具爭議[1]。

空氣中奈米微粒的採樣分析技術

美國勞工安全衛生研究所(NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health)在完成了 60 個以上的職場奈米物質暴露調查之後，針對前一版本的奈米微粒逸散評估技術 NEAT 1.0

(Nanoparticle Emission Assessment Technique)作修正，出版了新一版的 NEAT 2.0[5]。濾紙採樣可辨識和量化工作人員對 ENMs 的暴露，而 DRI 微粒測量、通風系統評估、擦拭取樣和工作記錄給出了評估工作過程的排放和暴露潛力的綜合方法。這些資訊隨後可用於適當的風險管理策略，以盡量減少 ENMs 的暴露。雖然沒有單一技術能夠表示 ENMs 的潛在暴露，但 NEAT 2.0 中的技術組合可以深入地描述在先進材料行業中對 ENMs 職業暴露的潛力[5]。

奈米物質對水生生物的影響

許多的植物曝露在不同濃度及不同粒徑的奈米銀微粒中而有不同的實驗結果[3][6][12]。有些植物對奈米銀具有較高的毒性限值，而有些植物的毒性限值較低，受到奈米銀影響的程度大[16]。另外，即使是同一種類植物曝露於奈米銀，也會因為不同的生長環境(水耕或土耕)或是影響部位(種子發芽或是根系生長)而有不同的影響[18][19]。因此奈米銀毒性無法透過植物種類或生長介質訂定一套標準。

奈米物質對環境和健康的影響

食品、食品包裝、食品配料、添加劑、補充劑上的 TiO_2 NPs 在經由攝取後進入體內會影響民眾腸道營養物質吸收與傳輸功能[2][9][17]，以及改變腸內酶的活性，進而危害身體健康[8]，因此嚴格控管並限制食品包裝及食品上的 TiO_2 NPs 量是極為重要的。我國在這方面目前未訂定相關標準，衛福部食品添加物使用範圍及限量： TiO_2 可於各類食品中視實際需要適量使用。而使用限制為生鮮肉類、生鮮魚貝類、生鮮豆類、生鮮蔬菜、生鮮水果、味噌、醬油、海帶、海苔、茶等不得使用。因此建議在未來必須於產品包裝上或其他明顯可供辨識之處標示其屬奈米科技產品及成分。

奈米物質在環境中的傳輸、轉化及宿命及對環境和健康的影響

漂白水會影響 AgNP 殺菌劑的殺菌效果。漂白水中的 OCl^- 在空氣-飽和溶液中能快速氧化 AgNPs 並釋出 Ag(I) ，再與 Cl^- 反應生成較低活性的 AgCl(s) ，因而使得 AgNPs 毒性減輕[4][14][15]。 OCl^- 反應形成的物質具有強氧化性，其消毒效率不會受到 AgNPs 存在與否的影響[7]。

水環境和其他介質中奈米物質的檢測方法

甲醛感測器已被研發成功，它使用 GO 與 Ag(I) 作為組裝元件，並以 PW 作為光還原劑，成功使 PW/RGO/Ag 複合膜達到分子集中[11]。此膜相較於其他醛化合物，對測量甲醛具有較高的靈敏度與選擇性，也有利於應用於感測器上。另外一個敏感的阻抗生物感測器也已被研發出來，它可用於來檢測水生環境中的 DBP，透過 NADH 自催化使 AuNPs 長大，能放大 DBP 的訊號。此免疫感測器性能高，可廣泛應用於測量各種的 DBP 樣本[11]。

工程奈米物質工作小組的國際分工

1. OECD 的奈米物質工作小組(WPMN)，對奈米材料的風險評估的替代測試策略(也是減少或不使用動物的測試方法)的研究和使用建議以多種模式對替代測試策略的科學現況進行調查，找出工程奈米物質不同風險管理研究使用不同方法的共同發現、最大不確定性以及進一步研究的優先順序[13]。
2. OECD 的專家和參與者同意替代測試策略是有用的。在大多數情況下，只需要花更少的時間和資源就能產生更多的結果，具有很高的成本效益[13]。
3. OECD 的結論有助於 MN 測試用的相關替代測試策略的制定和實施，從而加快辨識高風險 MN，為找到更快速、更具成本效益和更可靠的 MN 安全測試方法，作為風險決策之用[13][23]。

奈米科技的法規與政策

美國、歐盟近期更新的奈米物質相關法規重點歸結如下：

1. USEPA 在 2017/9/21 頒布了對 37 種化學物質的 SNUR，由於奈米碳管(PMN P-15-672 與 PMN P-16-170)等化學物質具有肺毒性、致癌性以及對環境毒性的影響，SNUR 管制有意製造、進口或中包含任一種受管制化學物質的製程，需至少提前 90 天通知 EPA[25]。
2. 歐盟將於 REACH 法規邁入第十年(2019)時展開全面性註冊稽查計畫。ECHA 於 2017 年赫爾辛基化學論壇強調將不論其噸數級距持續篩選所有物質，確認是否須進一步要求額外註冊資料，追蹤級距在 100 到 1000 噸以及 1000 噸以上物質資料繳交的完整性，同時評估是否為需關注的物質[23]。
3. ECHA 於 2017/05/24 發佈奈米物質註冊相關的指引文件，內容包括指引註冊人如何衡量同一物質

- 在奈米與非奈米尺度下的危害資訊、如何準備奈米物質的註冊資料範例與更新的測試終點[20]。
4. EC 建議“奈米材料”一詞的定義如下：“奈米材料”是指材料含有天然的、偶發性的或製造的微粒，處於未鍵結或作為團聚的狀態。材料必需有一個維度以上 50%以上的微粒大小分佈於 1-100nm 的尺寸範圍內。並進一步規定：一個或以上外部尺寸小於 1nm，如富勒烯(巴克球)、石墨烯薄片和單壁碳奈米管應被視為奈米材料[23]。
 5. 2017 年春季，歐洲環境總局(European Directorate-General for Environment)出版了歐盟生態標籤準則 EU 66/2010，用於餐具洗滌劑、洗手液、硬面清潔劑、洗碗機洗滌劑和洗衣劑。此法規定包括一項聲明，即以奈米材料形式存在的所有物質應在清單中明確標明“奈米”[23]。

四、結論與建議

本研究定期維護及管理環保署環境奈米科技知識平台(Taiwan Nanotechnology EHS Database, <http://ehs.epa.gov.tw/>)，依國內外的奈米 EHS 的研究成果充實其內容，及更新環境奈米的知識文件等工作。106 年 5 月至 11 月的瀏覽人數為 30,789。知識平台網頁的國內研究報告及出版文獻篇數為：中文版網站收錄研究報告全文 214 篇(106 年新增 17 篇)、出版文獻連結 970 篇(106 年新增 51 篇)，及英文版網站收錄研究報告摘要 193 篇(106 年新增 30 篇)、SCI 論文連結 710 篇(106 年新增 47 篇)，其中知識平台收錄的 SCI 論文的委辦機關以科技部為主，研究領域則是以處理或應用的研究論文居多。平台收錄的文獻與資料可作為本國未來發展奈米技術 EHS 相關研究的參考。

本計畫已完成「奈米 EHS 的法規與政策」、「工程奈米物質工作小組的國際分工」、「奈米物質在環境中的傳輸、轉化及宿命及對環境和健康的影響」、「奈米物質對環境和健康的影響」、「奈米物質對水生生物及環境生態的影響」、「水環境和其他介質中奈米物質的檢測方法」、「空氣中奈米微粒的自動監測方法」與「空氣中奈米微粒的採樣分析技術」八項主題的奈米知識文件的蒐集、整理及更新，以了解國內外奈米 EHS 研究的最新進展。配合過去五年已回顧的標準和報告，可了解 ISO 和 OECD 有關奈米 EHS 相關議題的發展趨勢。

本計畫已發行三期知識平台的電子報並上傳至知識平台，電子報以 e-mail 方式通知訂閱者(727 人，106 年新增 31 人)及相關人士(5,665 人)有關 nano-EHS 的最新消息，內容包含 nano-EHS 知識、近期活動及下期預告。為了加強奈米技術的風險認知及溝通，並已於 2017 年 9 月 4 日在台大集思會議中心舉辦「106 年環境奈米科技論壇」，邀請環保署、勞安所、衛福部及學界等專家學者舉行專家座談，討論了國內最新的 nano-EHS 的政策、法規、標準及研究進展，並將環保署近期的研究成果以論文發表介紹給國內相關人士。論壇共吸引了產、官、學、研各界 164 人報名，實際出席參與論壇為 130 人(政府單位 45 人、業界 63 人、學術單位 22 人)。

建議

1. 國內的毒性化學物質管理法已納入源頭登錄管理相關條文，並完成奈米運作基本資料物化特性表單，目前已完成的登錄資料可提供目的事業主管機關作為管制之依據，但目前奈米物質登錄案件很少[26][27]。立法院通過我國化學物質登錄制度法案時，也同時通過附帶決議，要求「奈米化學物質與非奈米化學物質，即使分子式相同，也是不同物質，應該分開登錄。非奈米化學物質登錄門檻不得高於年運作量 1 公噸以上，奈米化學物質登錄門檻不得高於年運作量 1 公斤以上」。因此我國對奈米物質的登錄要求仍需加強，目前的奈米物質仍未視為新化學物質，無法掌握奈米物質的流佈及可能的風險，奈米物質進口時未有中華民國商品標準分類號 (CCC Code, Standard Classification of Commodity of The Republic of China Code) 可供管制[26][27]。
2. 建議本國環保署、衛福部、勞動部與經濟部可將本計畫之相關研究成果作為未來對奈米物質管理、政策與發展的參考依據。
3. 知識平台的知識涵蓋的範圍非常廣泛，從應用到環境、安全、衛生與法規管理的等資訊。建議應持續運轉與維護此知識平台，持續關注國際間奈米物質 EHS 研究的最新成果與發展趨勢，強化我國的奈米科學以及奈米技術的研究領域，以因應奈米技術持續的快速發展。

參考文獻

- [1] Asbach, C. (lead author) (2016). Assessment of Personal Exposure to Airborne Nanomaterials A Guidance Document, NanoIndEx Project, available at http://www.nanoindex.eu/wp-content/uploads/2016/06/Nano_Brosch%C3%BCre.pdf
- [2] Auffan, M., Rose, J., Bottero, J. Y., Lowry, G. V., Jolivet, J. P., & Wiesner, M. R. (2009). Towards a definition of inorganic nanoparticles from an environmental, health and safety perspective. *Nature nanotechnology*, 4(10), 634-641.
- [3] Cox A., P. Venkatachalam, Sahi S., Sharma N. (2017). Reprint of: Silver and titanium dioxide nanoparticle toxicity in plants: A review of current research. *Plant Physiol. Biochem.* 110:33-49.
- [4] Devi, G. P., Ahmed, K. B. A., Varsha, M. S., Shrijha, B. S., Lal, K. S., Anbazhagan, V., & Thiagarajan, R. (2015). Sulfidation of silver nanoparticle reduces its toxicity in zebrafish. *Aquatic toxicology*, 158, 149-156.
- [5] Eastlake, A. C., Beaucham, C., Martinez, K. F., Dahm, M. M., Sparks, C., Hodson, L. L., & Geraci, C. L. (2016). Refinement of the nanoparticle emission assessment technique into the nanomaterial exposure assessment technique (NEAT 2.0). *Journal of occupational and environmental hygiene*, 13(9), 708-717.
- [6] El-Temsah, Y.S., Joner, E.J. (2012). Impact of Fe and Ag nanoparticles on seed germination and differences in bioavailability during exposure in aqueous suspension and soil. *Environ. Toxicol.* 27 (1): 42-49
- [7] Garg, S., Rong, H., Miller, C. J., and Waite, T. D. (2016). Oxidative dissolution of silver nanoparticles by chlorine: implications to silver nanoparticle fate and toxicity. *Environ. Sci. Technol.*, 50:3890–3896
- [8] Guo, Z., Martucci, N. J., Moreno-Olivas, F., Tako, E., & Mahler, G. J. (2017). Titanium dioxide nanoparticle ingestion alters nutrient absorption in an in vitro model of the small intestine. *NanoImpact*, 5, 70-82.
- [9] Jones, C. F., & Grainger, D. W. (2009). In vitro assessments of nanomaterial toxicity. *Advanced drug delivery reviews*, 61(6), 438-456.
- [10] Kuhlbusch, T. A., Asbach, C., Fissan, H., Göhler, D., & Stintz, M. (2011). Nanoparticle exposure at nanotechnology workplaces: a review. *Part. fibre Toxicol.*, 8(1), 22.
- [11] Liang, Y. R., Zhang, Z. M., Liu, Z. J., Wang, K., Wu, X. Y., Zeng, K., ... & Zhang, Z. (2017). A highly sensitive signal-amplified gold nanoparticle-based electrochemical immunosensor for dibutyl phthalate detection. *Biosensors and Bioelectronics*, 91: 199-202.
- [12] Mirzajani, F., Askari, H., Hamzelou, S., Schober, Y., Rompp, A., Ghassempour, A., Spengler, B. (2014). Proteomics study of silver nanoparticles toxicity on *Oryza sativa* L. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 108: 335-339.
- [13] OECD, ENV/JM/MONO(2016)63-Alternative Testing Strategies In Risk Assessment Of Manufactured Nanomaterials: Current State Of Knowledge And Research Needs To Advance Their Use.
- [14] Reinsch, B. C., Levard, C., Li, Z., Ma, R., Wise, A., Gregory, K. B. and Lowry, G. V. (2012). Sulfidation of silver nanoparticles decreases *Escherichia coli* growth inhibition. *Environ. Sci. Technol.*, 46(13), 6992-7000.
- [15] Smetana, A. B., Klabunde, K. J., Marchin, G. R., & Sorensen, C. M. (2008). Biocidal activity of nanocrystalline silver powders and particles. *Langmuir*, 24(14), 7457-7464.
- [16] Thuesombat, P., Hannongbua, S., Akasit, S., Chadchawan, S. (2014). Effect of silver nanoparticles on rice (*Oryza sativa* L. cv. KDML 105) seed germination and seedling growth. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 104: 302-309.
- [17] Tiede, K., Boxall, A. B., Tear, S. P., Lewis, J., David, H., & Hassellöv, M. (2008). Detection and characterization of engineered nanoparticles in food and the environment. *Food Additives and Contaminants*, 25(7), 795-821.
- [18] Yasur, J., Rani, P.U. (2013). Environmental effects of nanosilver: impact on castor seed germination, seedling growth, and plant physiology. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20 (12): 8636-8648.
- [19] Yin, L.Y., Colman, B.P., McGill, B.M., Wright, J.P., Bernhardt, E.S. (2012). Effects of silver nanoparticle exposure on germination and early growth of eleven wetland plants. *Plos One*, 7(10): 7.
- [20] ECHA 網站, European Chemicals Agency, <https://echa.europa.eu/>
- [21] ICON 網站, International Council on Nanotechnology, <http://icon.rice.edu/>
- [22] NIOSH 網站, NIOSH Safety and Health Topic: Nanotechnology, <http://www.cdc.gov/niosh/topics/nanotech/default.html>
- [23] OECD 網站, Safety of Manufactured Nanomaterials, <http://www.oecd.org/>
- [24] PEN 網站, The Project on Environmental Nanotechnologies, <http://www.nanotechproject.org/>
- [25] USEPA 網站, National Center for Environmental Research: Nanotechnology, <http://www.epa.gov/ncer/nano/>
- [26] 台灣行政院環境保護署網站, <https://oaout.epa.gov.tw/law/index.aspx>
- [27] 台灣行政院網站, <https://www.ey.gov.tw/Index>
- [28] 王應然, 奈米物質的毒性測試, 106 年環境奈米論壇論文集, 中華民國 106 年。
- [29] 宋清潭, 奈米技術產品標示-奈米標章, 106 年環境奈米論壇論文集, 中華民國 106 年。
- [30] 闕斌如, 環境整治用奈米微粒之細胞毒性研究, 106 年環境奈米論壇論文集, 中華民國 106 年。

- [31] 蔡春進，99 年度「環境奈米科技知識管理及整合計畫」，行政院環保署 EPA-99-U1U1-02-105 期末報告，中華民國 99 年。
- [32] 蔡春進，100 年度「環境奈米科技知識管理及整合計畫」，行政院環保署 EPA-100-U1U1-02-105 期末報告，中華民國 100 年。
- [33] 蔡春進，101 年度「環境奈米科技知識管理及整合計畫」，行政院環保署 EPA-101-U1U1-02-105 期末報告，中華民國 101 年。
- [34] 蔡春進，102 年度「推廣環境奈米科技知識平台及知識整合計畫」，行政院環保署 EPA-102-U1U1-02-101 期末報告，中華民國 102 年。
- [35] 蔡春進，103 年度「推廣環境奈米科技知識平台及知識整合計畫」，行政院環保署 EPA-103-U1U1-02-101 期末報告，中華民國 103 年。
- [36] 蔡春進，104 年度「推廣環境奈米科技知識平台及知識整合計畫」，行政院環保署 EPA-104-U1U1-02-101 期末報告，中華民國 104 年。
- [37] 蔡春進，105 年度「推廣環境奈米科技知識平台及知識整合計畫」，行政院環保署 EPA-105-U1U1-02-101 期末報告，中華民國 105 年。

即時線上水質監測技術開發

朱振華¹ 王榮豪¹ 王儀婷¹ 吳柏濤¹ 張冠甫¹ 張王冠¹ 劉奕宏¹ 黃至聖¹

¹工業技術研究院材料與化學研究所
EPA-106-U1L1-02-A011

摘要

水質自動監測目的在於提供水體品質相關資訊，最常應用於日常飲用水、工業廢水處理、水庫河川水質相關研究及水產養殖。目前重要的水質檢測項目主要運用架設於實驗室中的大型分析儀器，卻面臨不易搬遷至現場進行即時檢測與造價昂貴之問題。有鑑於此，本計畫在水質感測技術部分應用目前較新穎之電化學法與光學分析法為開發基礎，設備最小化則以微型化感測技術為主，開發同時具有「體積小」、「耐用」、「維護容易」及「低成本」特性之水質感測技術，以提供未來各單位應用於不同情境水體監測系統之建置。

關鍵詞：微型化感測、廣佈型水質感測技術、水體監測

一、前言及研究目的

有鑑於過去以人工採樣監測方式費時費力，且環保稽查人力有限，無法隨時因應全國各地可能有排放疑慮之處進行稽查，突顯國內對於水體自動監測預警、各事業單位放流水自動監控之相關技術與管理措施需加速開發與研擬，在環境品質逐漸受到重視下，如何確實掌握我國水質，達到即時監控及保護的功效，為刻不容緩的議題。

水質自動監測目的在於提供有效、即時及完整之水質特性資訊，以做為廢水自動控制及自動化之用。目前設置於現場之水質量測設備，從量測方式來看，多採接觸式量測，其設置於惡劣環境易造成量測設備感測器損壞及量測品質不穩定，故維護方面需定時清理或更換感測器；從量測方法來看，若設備需加藥方式量測，需定期更換加藥物，量測後水樣也需進一步處理，不僅需額外維護及藥材費用且增加環境上負荷；從量測項目來看，大多數監測設備僅有單一水質量測項目，缺乏整合多水質項目；從監測功能來看，除利用電極量測外，一般量測設備都需反應及量測時間，無法即時提供量測之水質資訊，失去水質自動監測之目的。有鑑於此，本計畫在水質感測技術部分應用目前較新穎之奈米光學技術、電化學法與光學分析法為開發基礎，設備最小化則以微型化感測技術為主，開發同時具有「體積小」、「耐用」、「維護容易」及「低成本」特性之廣佈型水質感測技術，以提供未來各單位應用於不同情境水體監測系統之建置[1-2]。

二、研究方法

近年來線上水質分析及採樣技術的日益精進，同時大數據處理與無線傳輸技術的進步，使開發體積小、耐用佳及具無線數據傳輸功能之自動監控裝置，搭配物聯網功能之區域性水質自動監控系統成為可行之技術開發方向。本計畫在水質感測技術部分應用光學與電化學分析為開發基礎，設備最小化則以微型化感測技術為主，開發同時具有「體積小」、「耐用」、「維護容易」及「低成本」特性之廣佈型水質感測技術，以提供未來各單位應用於不同情境水體監測系統之建置。

2.1 電化學重金屬離子感測元件開發

電化學是研究化學變化和電能之間關係，而應用在分析領域則是電化學反應系統中，使用穩定的氧化還原反應且電位穩定的電極當做參考電極，進一步觀察系統中工作電極的反應。控制電極間的電位差變化也就是控制工作電極的能量變化，製造電子在工作電極和分析物傳遞現象的發生，可藉由電流值變化、氧化還原反應和分析物的電化學特性，推算分析物的含量及性質，達到定性或定量分析。

三電極系統是目前最常用的電化學系統，包含工作電極(working electrode)、輔助電極(counter electrode or auxiliary electrode)以及參考電極(reference electrode)，如圖 1~圖 3。工作電極利用可容易改變電位並能和分析物反應得到電流訊號的材料，而參考電極則是相反。除非電流量太大，參考電極的

電位是固定不變的，它必須提供一個穩定的相對電位值，因此會外加一個輔助電極，讓參考電極的電流量可以忽略，達到固定參考電位的目的，並且和工作電極形成完整的迴路讓工作電極擁有相當的電流量來觀察可能發生的電化學反應。

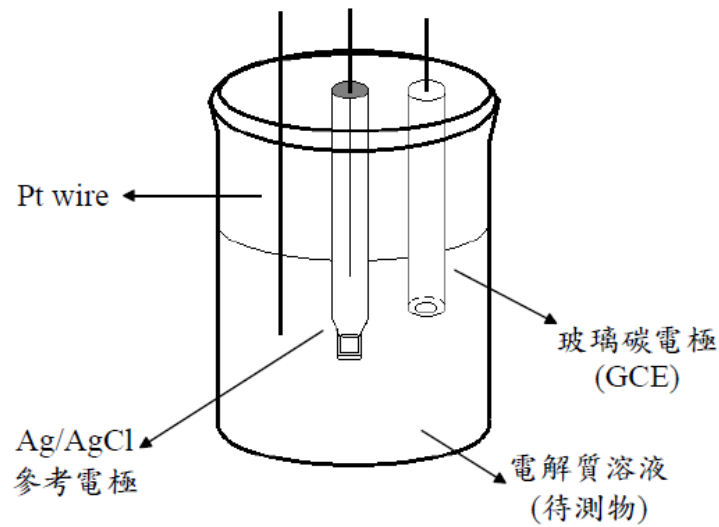


圖 1、三電極電解槽系統

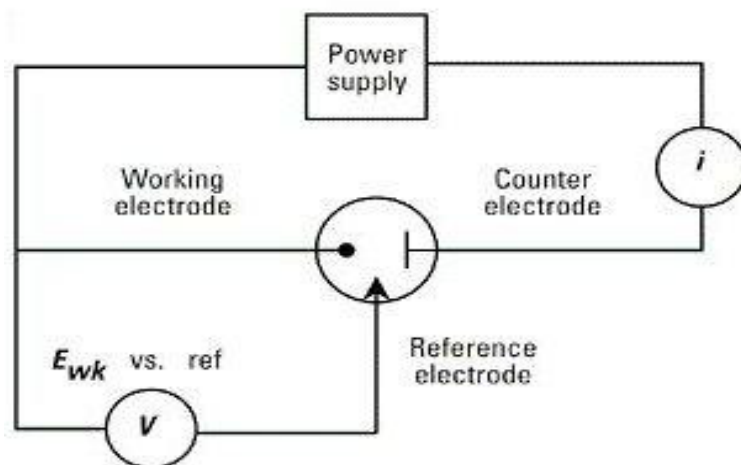


圖 2、三電極線路示意圖

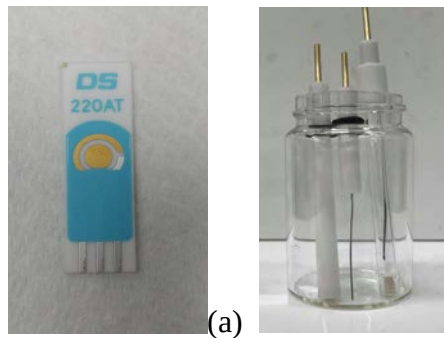


圖 3、三電極系統(a)網版電極；(b)獨立三電極系統

2.2 COD/SS 光電感測元件開發

2.2.1 微型光電感測元件設計原理

本工作將以高度整合多波長光學感測系統與光譜讀取模組，形成一高度整合包含光源以及光譜讀取模組供 COD/SS 光學感測器應用。利用微機電製作與設計核心，輔以微型加工，將傳統大型光譜設施微縮至掌上大小，進而整合全光譜非破壞性應用檢測平台。預定實際微型化光學感測器如圖 4 所示。預計使用之整體微型光學檢測模組，包含複合式多波長光源以及微型光譜檢測手段。其中光源包含從紫外線到可見光範圍之多波長廣範圍兼具低功耗之高整合性光源次模組。目前設計搭配使用 50% 穿透率/50% 反射率之 Poka-Dot Metal 面鏡作為分束功能之主要 Beam-splitter，因為在 COD/SS 檢測應用中，需包含 UV/VIS/NIR 三個廣範圍波段。唯有使用 Poka-Dot Splitter 才能涵蓋此廣範圍。由於使用 Poka-Dot 會產生 1/2 的光能量耗損，因此在感測器佈置安排上，以對應具較高量子效應之 NIR 波段感測器放置於耗損最高的位置，而量子效應對低的藍光以及 UV 波段則是盡可能減少穿透損失，已維持一定的訊雜比。

2.2.2 多成分定性定量演算法開發原理

目前即時水質監測技術之研究方法有光學頻譜分析量測、Software sensor、人工智慧及統計等技術。其中利用光譜分析量測之技術具有靈敏、準確、快速、降低干擾、可微量取樣及全系統分析等多種優點，可取代多數水質分析實驗與傳統接觸式量測，以減輕分析時間過長與設備維護費用昂貴等問題。光譜分析量測技術運用於廢水水質檢測中，大多以紫外光/可見光區段分光為普遍運用，可量測之水質項目包括化學需氧量、總有機碳、硝酸鹽類、總氮、金屬錯合物、懸浮固體等，運用範圍廣泛。

光譜分析量測技術運用於廢水水質檢測，將污染物與光學頻譜特性結合，建立其廢水指紋資料庫，以光學頻譜量測監控廢水之微量有機物濃度、懸浮微粒與重金屬，並與標準方法之結果比對，發展可同時分析水中多種成分與濃度之方法，稱之水質多成分定性定量演算法。本工作項目主要目的是利用光學頻譜分析技術，並搭配多成分定性定量演算法，可同步且快速解析廢水中化學需氧量(COD)、總懸浮固體(SS)與多種成分及濃度，以達到即時自動監測水質的目標(常見廢水光譜特性如圖 5 所示)。

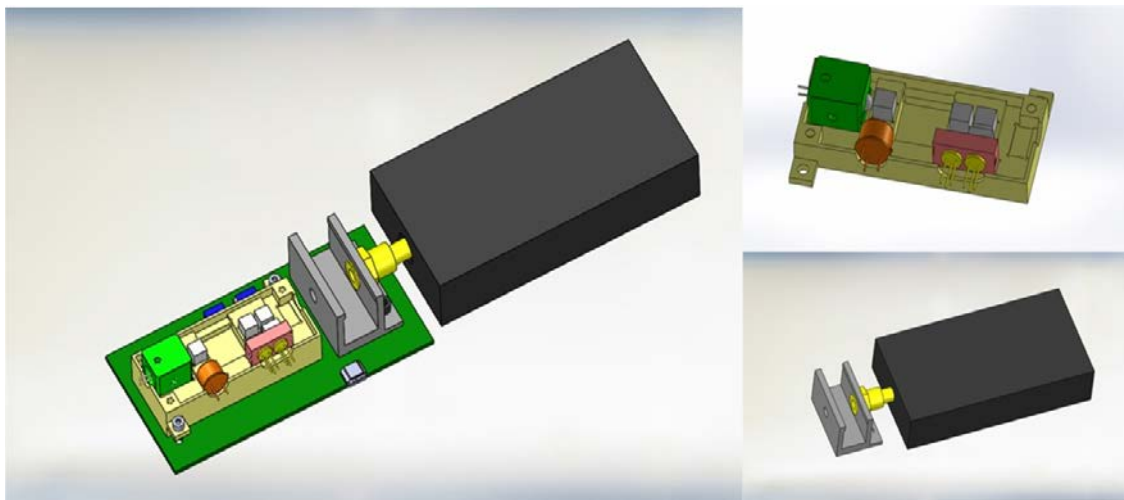


圖 4、本計畫預計產出之微型化光學感測器模組

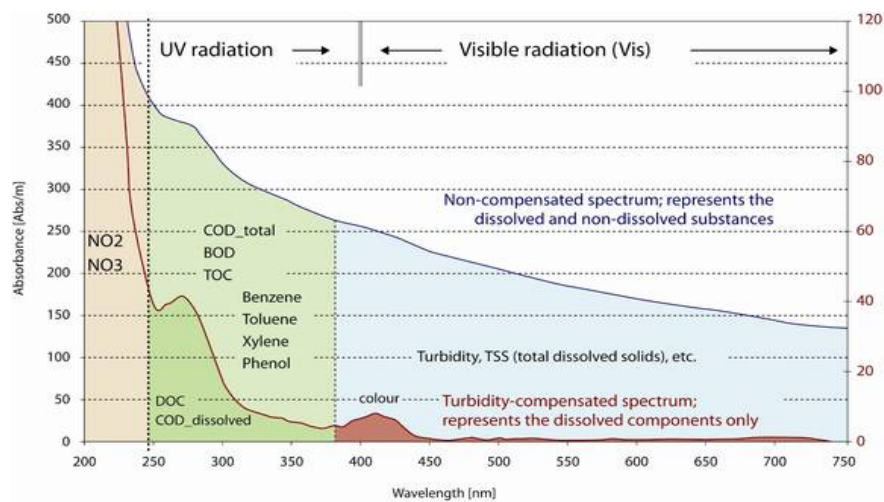


圖 5、UV-Vis Absorbance Spectrum of Water Quality Parameters (Envirotech, 2012) [3]

2.3 酸鹼值、導電度與溫度微型化感測器開發

本計畫利用微機電製程技術開發酸鹼值、導電度與溫度微型化感測器進行水質物性檢測。酸鹼值感測器採用延伸式閘極感測場效電晶體(Extended Gate Field Effect Transistor, EGFET)為量測基礎架構，開發銻錫氧化物(Indium Tin oxide, ITO)透明導電薄膜作為前端感測器，此感測薄膜主要於玻璃載板上，利用物理性射頻(Radio Frequency, RF)濺鍍銻錫氧化物製成，採用產業標準制式化製程架構與流程，無須重新開發機台及調整製程，又可快速大量生產、低成本與可拋棄性等優點。酸鹼值量測利用銻錫氧化物薄膜與酸鹼溶液接觸，吸引氫離子靠近產生表面電位之介電層，當薄膜表面與溶液間感測到氫離子濃度差，進而發生介面電位勢改變，促使 EGFET 通道電流 I_d 產生改變。對應到 EGFET 特性曲線，在固定汲極電壓下通道電流對應的閘極電壓 V_g ，由此判別當下閘極電壓大小，推算不同閘極電壓所代表之酸鹼值。隨待測溶液中氫離子濃度增高，薄膜表面及附近吸附較多離子團，使電位提升，反之若同樣的薄膜晶片淨入氫離子濃度較低的待測溶液，表面電位隨之變小。

再者，銻錫氧化物透明導電薄膜同時具導電性佳及高度離子選擇性等優點，且銻錫氧化物薄膜的溫度電阻約 $2\Omega/^\circ\text{C}$ ，具有 $R^2 = 0.997788$ 良好線性度，因此在 105 年度「水污染感測器與物聯網資訊展示先期研究計畫」亦採用銻錫氧化物透明導電薄膜做為導電度與溫度感測器。然而測試過程中發現由於感測電極相當接近，且有水樣做為介質，造成銻錫氧化物薄膜易發生電解氧化現象，導致電導度與溫度感測電極失效。雖然透過微流道區隔感測區、降低驅動電壓、採用繼電器(relay)，及程式控制檢測流程等方法，僅能稍微延長電導度與溫度感測器使用時間，因此，本計畫改採用惰性金屬材料來製作電導度與溫度微型化感測器。

製造電阻式溫度感測器的金屬有很多，一般利用電阻值隨溫度升高而增加的特性來進行量測，而電阻與溫度的關係係數則稱為校正溫度係數，其中以鉑(白金, Pt)最為常用，主要因具有良好穩定性。而此種溫度感測器有以下特點，包括特性直線趨近直線，可直接由電阻值本身推算溫度，無須參考基準溫度，且國際上對鉑已確立其準確值，以及無插入效應誤差。所謂插入效應誤差，為感測器置入待測物體或環境中時因深度不同所造成之量測結果誤差。此外，利用鉑電極的高化學穩定性，作為電導度感測器，並採用二極式電極量測原理，設計兩電極長度，固定其間距，測量其水溶液中電阻值，最後將其轉換為電導單位，則可得水中電導值。酸鹼值、導電度與溫度微型化感測器設計如圖 6 所示。

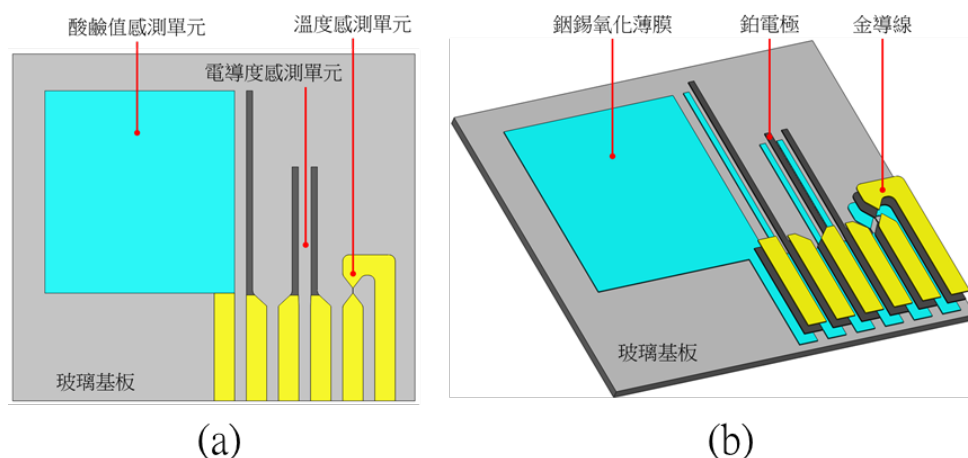


圖 6、(a)酸鹼值、導電度與溫度微型化感測單元配置設計。(b) 分別用錫錫氧化薄膜與鉑金屬製作酸鹼值、電導度及溫度感測電極；金導線用來保護感測電極，並做為感測訊號傳導使用

2.4 小型化水質感測器系統整合組裝

目前水質檢測技術，檢測數據精確者如實驗室分析法，因使用大型檢測儀器無法搬運至現場進行分析，而衍生出耗費時間採集、樣本保存及搬運過程充滿不確定變數等問題；而方便攜帶者如現場即時分析法，則因檢測程序或實驗設備過於簡陋而犧牲靈敏度與準確性。

本計畫採用微全分析系統(Micro Total Analysis System, μ TAS)，開發具多目標、即時性、自動化與遠端監測等功能之多目標即時遠端水質檢測系統用以檢測環境之水質，運用嵌入式系統(Embedded system)取代電腦下達指令，操控微型幫浦、微型電磁閥、多功能水質感測器，以及光學偵測模組等元件，用以取代大型檢測儀器內的各式元件，並藉由微機電系統(Micro Electro Mechanical System, MEMS)、微流體系統、光學偵測與分析、嵌入式系統、遠端網路監測等技術，製作出小型自動化水質檢測系統裝置，達到多目標即時遠端水質檢測之目的。

基於「水污染感測器與物聯網資訊展示先期研究計畫」所開發之微型化水質檢測系統裝置，其系統裝置包含水質檢測微流體晶片、多個流體驅動與控制元件、離子強度調節劑(ISA)儲存筒、清洗液儲存筒、微控制器、量測資料儲存槽、藍牙無線通訊模組以及行動電源，並於實場進行運作。因此，考量實場情況與監測標的，本計畫亦重新規劃設計小型化水質監測系統原型機，其系統原型機之各零組件使用規劃與運作流程如圖 7 所示。

系統原型機所採用之微流體晶片，係利用微型流道管線技術以及電化學檢測技術/光學偵測技術，整合水中 pH 值、電導度感測電極，以及電化學感測電極/光學偵測模組於一微流體晶片，使其成為一移動式分析系統。而微流體晶片包含水樣/清潔液注入區、水質物性(酸鹼值、電導度與溫度)檢測區，以及 CODs 光學檢測區與銅離子濃度檢測區，最後由廢液排出口排出。水樣透過與外殼設有相對應之流體管道與注入穿孔經水樣/清潔液注入區的注入口注入流道，並流入水質物性檢測區進行溫度、電導度與酸鹼值檢測，而後水樣繼續注入 CODs 光學檢測區與銅離子濃度檢測區，進一步進行 CODs 濃度與銅離子濃度檢測，最後由廢液排出口排出。而流體驅動與控制元件分別連接各相對應的注入穿孔與注入口，用以驅動流體流動。而每次檢測所需的水樣體積大約 1 ml，並且在每次檢測完畢後利用自潔程序將清潔液注入清洗微流道與感測電極，以避免廢液或者污穢物殘留，進而影響電極靈敏度與準確度，整個清洗時間可在 60 秒內完成，而配合實場環境，清洗時間可座談性調整。而感測電極進行待測水樣檢測在所量測得到的電壓/電流訊號，配合電子電路訊號處理器，進行訊號之轉換與判讀。測得待測水質物性與銅離子濃度值透過無線傳輸傳送至後端平台。而整個小型化水質監測系統原型機檢測流程與時間設定如圖 8 所示，係以 LoRa 做為無線傳輸模組，故每 20 分鐘檢測一次，而取樣跟清潔時間為 120 秒，係為整個系統原型機各個感測模組均填滿檢測水樣或者是清潔用水之時間。

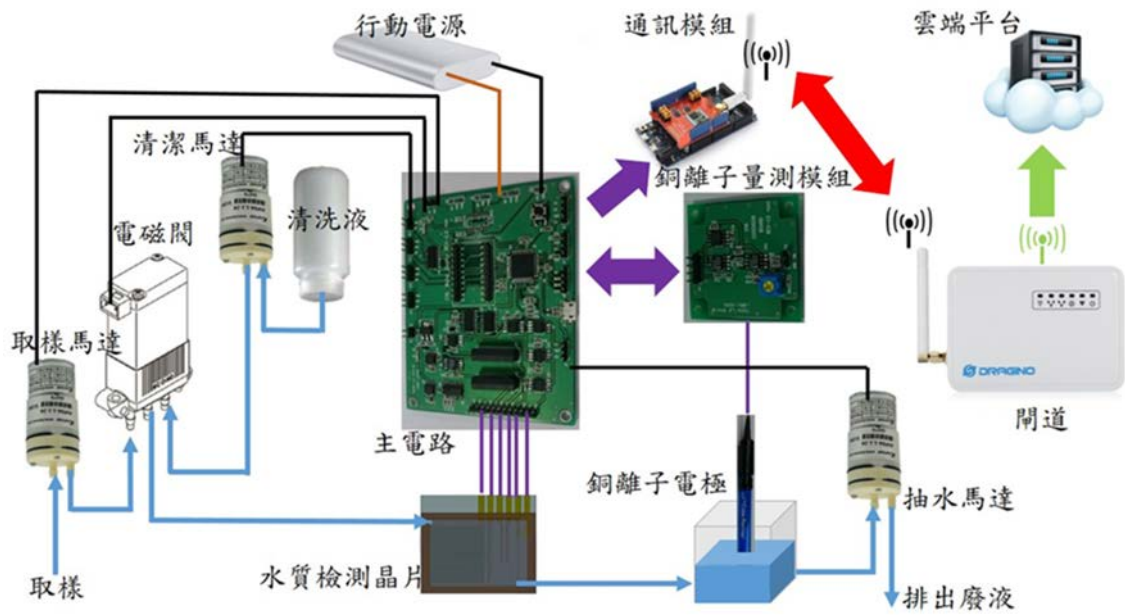


圖 7、(a)水樣前處理模組外觀。(b)水樣前處理模組內裝設計。

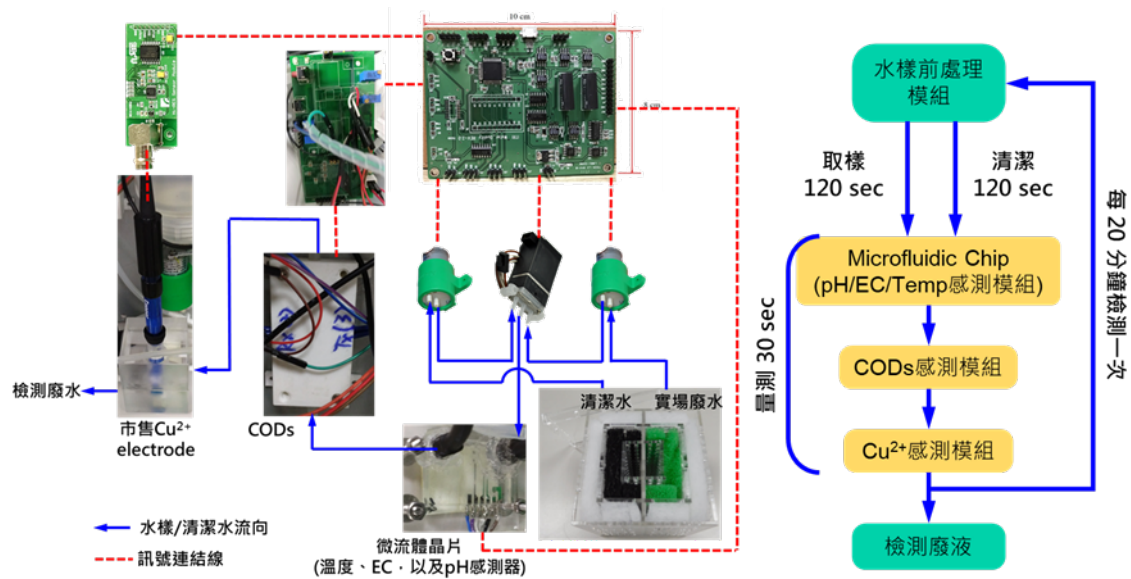


圖 8、小型化水質監測系統原型機檢測流程

三、結果與討論

在完成小型化水質監測系統原型機後，首先應建立原型機各檢測模組之檢量線，以便後續監測數據之判讀。各感測模組檢量線之建立，係以實驗室標準流程所配置之溶液加以進行量測，而各感測模組之檢量線如圖 9 所示，溫度、電導度、酸鹼值、CODs，以及銅離子濃度的 R^2 分別為 0.99、0.97、0.97、0.99，以及 0.99。

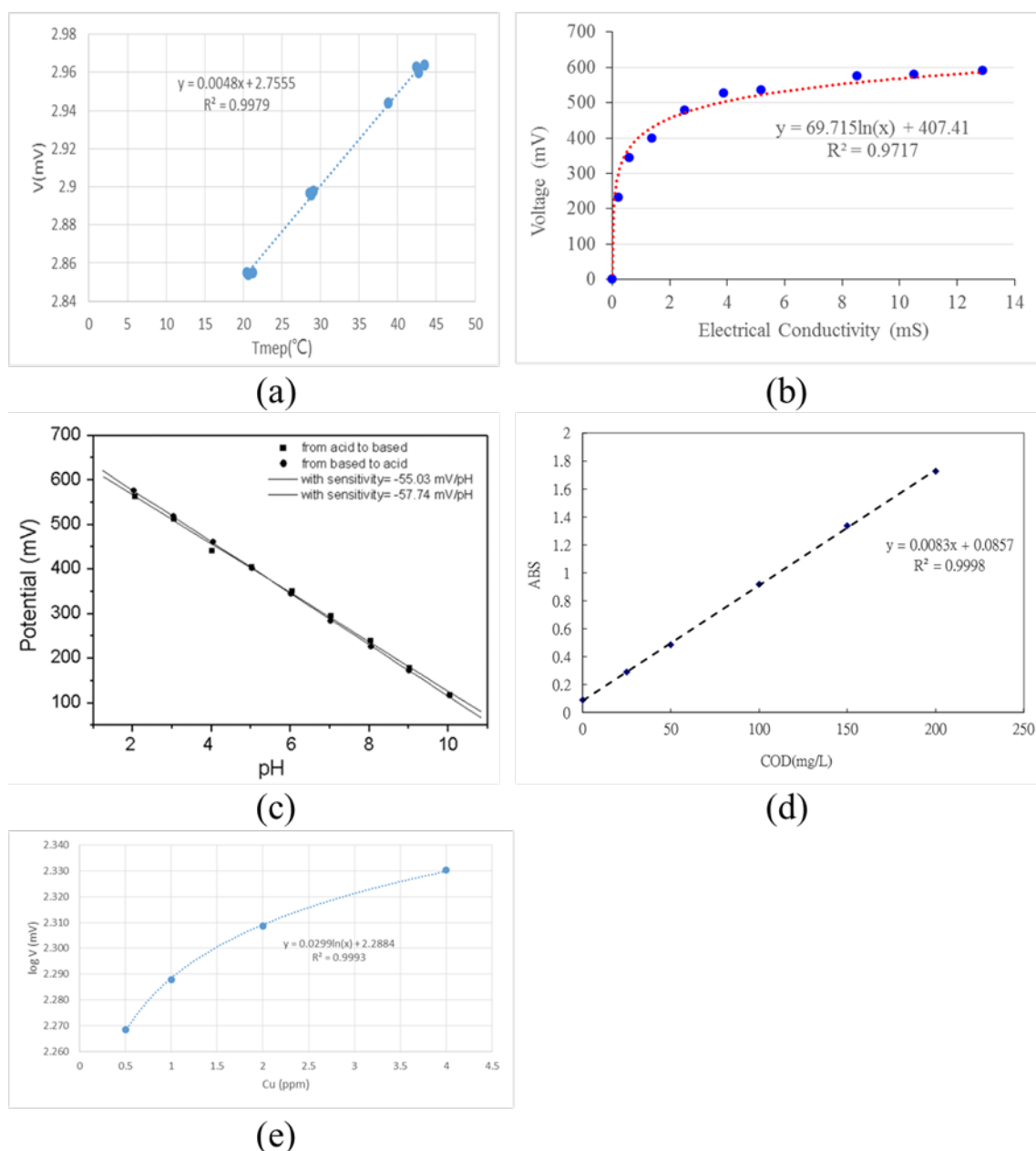


圖 9、各感測模組之檢量線：(a) 溫度；(b) 電導度；(c) 酸鹼值；(d) CODs；(e) 銅離子濃度

在完成小型化水質監測系統原型機各感測模組之檢量線建立後，便以竹東圳以及竹東廢水處理廠之實場廢水進行測試驗證，但其採樣之各項量測值無法完整驗證個感測模組之檢量線量測範圍，因此透過標準液的添加來驗證檢量現的可靠度，而實場廢水添加標準液也同時以實驗室機台加以定量，最後驗證結果如所示，可得知各感測模組之檢量線可正確呈現量測讀值，因此該小型化水質監測系統原型機邊能依照計畫規劃佈建於實地場域。

現階段已完成小型化水質監測系統原型機設計製作與組裝，在組裝完成後除用標準液建立各感測模組之檢量線，亦透過竹東圳與竹東廢水處理廠之實場水樣進行課靠度之測試驗證，確認系統原型機可正確地量測溫度、電導度、酸鹼值、CODs 及銅離子濃度，以便大量佈建時能監測到正確讀值，此外，因為系統原型機安裝簡易以及維運簡單，提供未來實際物聯網之應用。

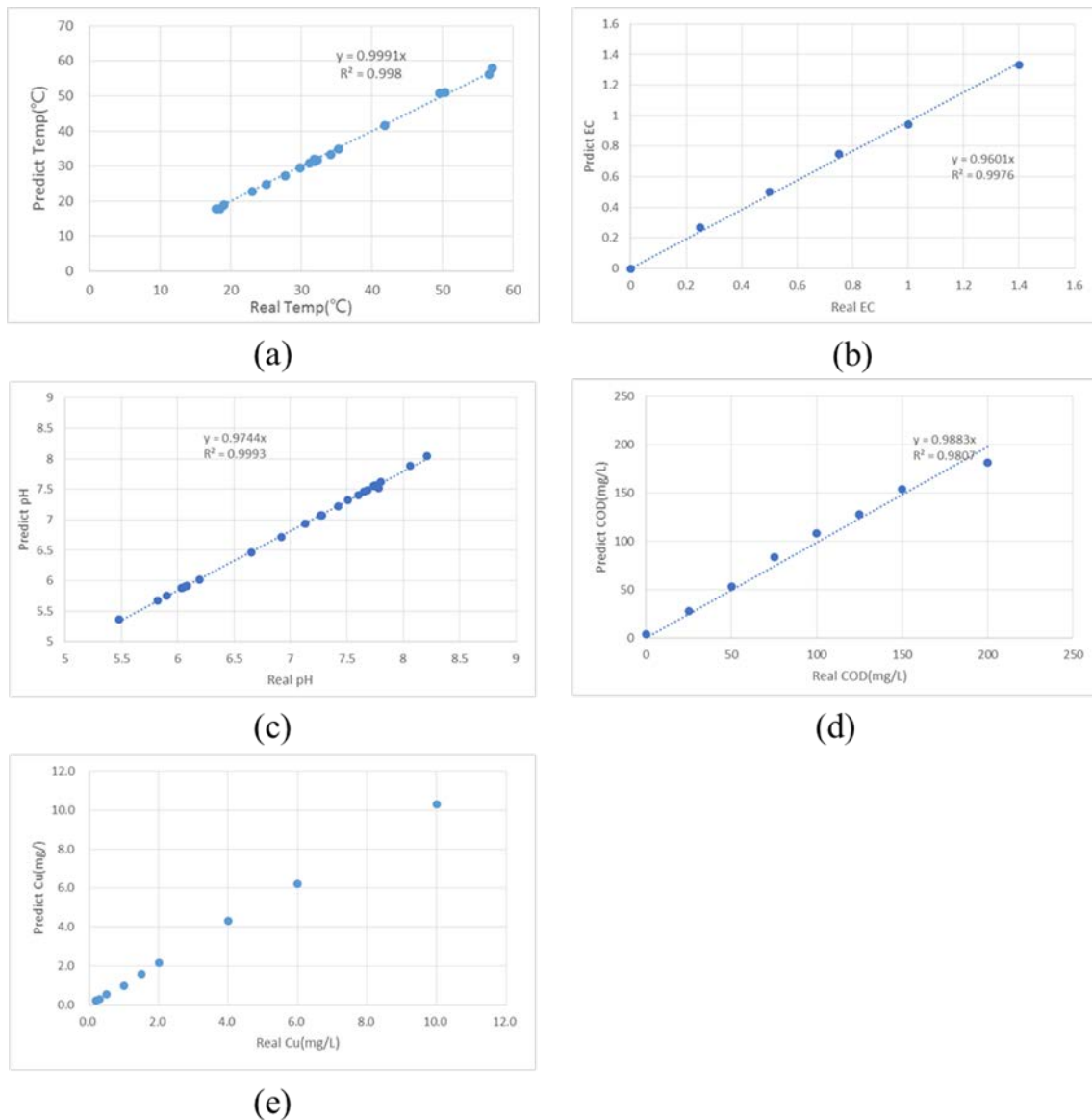


圖 10、利用竹東圳與竹東廢水處理廠之實場水樣進行各感測模組檢量線的可靠度驗證：(a) 溫度；(b) 電導度；(c) 酸鹼值；(d) CODs；(e) 銅離子濃度

四、結論與建議

- (一) 多功能微型化感測器開發成為拋棄式低成本系統可省下保養費用，減少元件能源耗損，並可發展一價廉可量產系統，後續還可發展為具經濟效益及高精確度的微系統，具有極佳發展能力。
- (二) 透過自動化、監控、通訊及控制技術建立小型自動化水質監控系統裝置，提供大量布建以進行場域測試，且安裝簡易以及維運簡單，能夠提供未來實際物聯網之應用。

參考文獻

- [1] 行政院環境保護署，水污染感測器與物聯網資訊展示先期研究計畫(2016)。
- [2] 行政院環境保護署，水質感測物聯網應用技術研發及農地污染潛勢區布建驗證(2017)。
- [3] <http://www.cclynch.com/measuring-nitrite-in-wastewater-treatment/>

物聯網無線多功能水質感測器開發

褚柏胤¹ 曾仕民¹

¹工業技術研究院綠能與環境研究所
EPA-106-U1L1-02-A011

摘要

水質監測對於個人、工業及政府環境單位為一重要之課題，然而當前多功能水質感測器解決方案系統裝置複雜、體積龐大、成本高昂，直接減少使用意願。近年來科技進步使得開發體積小、耐用佳、操作簡單、低成本且具物聯網功能之新一代多功能水質感測器成為可行之技術開發方向，本研究以多重隔離架構成功整合多種水質感測於單一裝置，並整合物聯網無線通訊功能實現監控管理的目的，成果掌握完整軟硬體設計資源，成功累積國內技術能量與產品競爭力。

關鍵詞：多功能、水質感測、物聯網、無線通訊

一、前言及研究目的

水質生態圈中，水中氫離子、氧化還原度、溶氧、溫度、電導度等量測皆對於個人、工業及政府環境單位均為一重要之課題，其包含個人飲水、工業廢水、養殖水、河川下水道監測…等各種應用範圍[1]。然而當前水質感測器解決方案多為單一感測器裝置形式，若需要量測多種感測項目時必須使用多組裝置，還必須加上感測器驅動與資訊整合裝置，若要將量測資料傳送出去還必須加入通訊裝置，使得整體系統裝置複雜、體積龐大、成本高昂，減少使用意願並限縮市場規模。

近年來電子晶片技術日益發展，加上大數據處理與無線傳輸技術的進步，使得開發體積小、耐用佳、操作簡單、低成本且具無線數據傳輸與物聯網功能之新一代多功能水質感測器成為可行之技術開發方向，透過物聯網通訊技術與後端管理平台的輔助，使得感測資料不再只是記錄，可進一步利用達到最大效益。

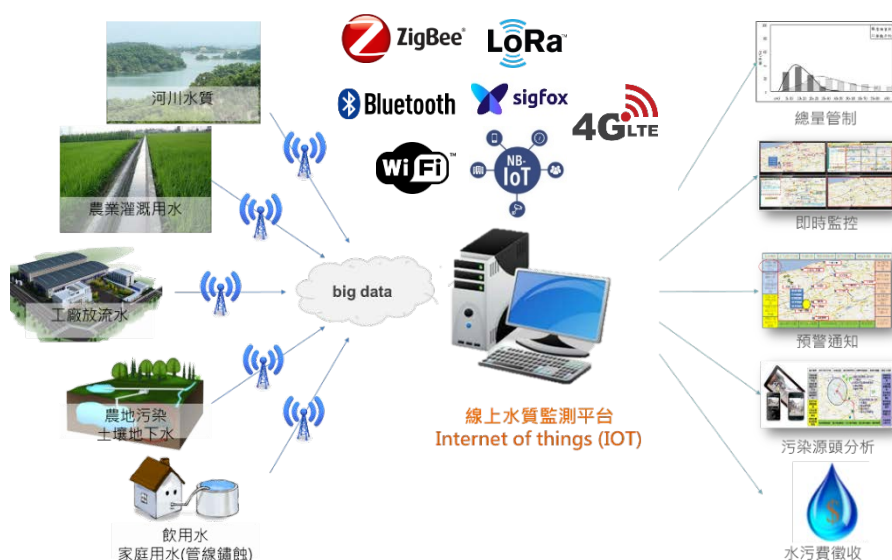


圖 1. 水質物聯網技術應用架構

當前無線通訊技術相當多元，行動網路、藍芽、WiFi、ZigBee、LoRa、Sigfox、NB-IoT 等不勝枚舉，然每種無線通訊技術的誕生都因特定應用情境需求去開發，無分好壞各有其優缺點，應用於物聯網時應依據不同情境選擇不同技術，如圖 2 所示為目前常見於物聯網的無線通訊技術[2-3]，橫軸為通訊涵蓋距離、縱軸為耗電量、圓圈大小為資料傳輸速率，例如：WiFi 技術具有較高的資料傳輸速率，適合中短距離用在需要傳輸大量資料的情境，但網路承載量小及耗電量高為其缺點；ZigBee 適合短距離傳輸量小的應用，具有耗電量低、成本低及 Mesh 網狀網路的擴充能力；藍芽具有低功耗、中量傳

輸率的特性，但傳輸距離短且網路承載量小；3G/4G 可透過既有電信商基地台進行通訊，因此具高傳輸速率、通訊範圍大的優勢，但耗電量高及通信費用因此成本較高；LoRa、Sigfox 或 NB-IoT 具有功耗低、傳輸距離遠、使用成本低等特點，但傳輸速率低，較適合如水錶、電表、感測器等之應用。

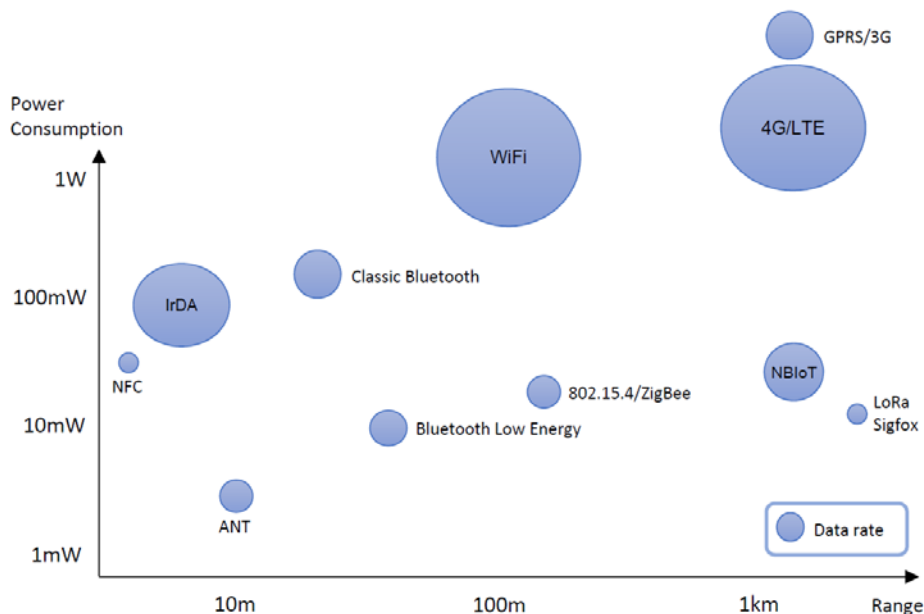


圖 2.IoT 無線通訊技術距離、功耗與傳輸速率比較

綜上所述，本研究目的在開發多功能、低成本、可無線連網之水質感測器，使可應用於多樣化的水質監測需求情境。

二、研究方法

水體相對於空氣是良好導電體，當多種水質感測器同時置放於同一水體時容易產生相互干擾的狀況，常見水質感測元件如酸鹼度、氧化還原度、溶氧等大多以循環伏安法(cyclic voltammetry, CV)為主，伏安法通常是由可量測電極與參考電極的玻璃或塑料管所組成感測元件，此類電極通常內阻高達 $1\text{G}\Omega$ 以上，高內阻也代表極微弱的訊號輸出電流，若訊號接收端沒有妥善的處置將產生極大誤差[4]。因此在水質感測訊號前處理電路設計上須具備百倍以上感測元件內阻的輸入阻抗，代表電路輸入阻抗必須達到 $100\text{G}\Omega$ 以上，然而高輸入阻抗極易感染環境雜訊，過多雜訊干擾將導致量測數值跳動、誤差，甚至無法取樣使用；另外水質感測元件輸出電壓電流範圍是雙極性的，以 pH 元件來說經過 I/V 轉換後約 $\pm 600\text{mV}$ 、ORP 約 $\pm 1500\text{mV}$ ，中性點通常為 0mV ，考量到環境物聯網監測裝置通常需要電池供電，因此電路設計上必須能夠在單電源環境下運作，單電源也代表沒有負電位特性，要使電路具備量測正負電壓能力且維持前項的高阻抗特性成為開發上的門檻之一。

在電路架構上採取單電源環境，感測訊號進入後先以高阻抗緩衝電路進行電流放大，將微弱的感測訊號電流放大為穩定的輸出，再經過低通濾波電路去除環境干擾雜訊濾後，進入可變增益放大器(Programmable-gain amplifier, PGA)，放大器可依照感測器的特性將微弱電壓進行放大，使其達到類比數位轉換電路的動態範圍需求，接著再由高精度 ADC 類比數位轉換器將資料擷取為數位資訊給予後端處理器做運算處理。電路中並需設計定電流電路，供應固定電流將感測器對地電位抬高，使之達到正負電壓的量測能力，整體電路架構如圖 3 所示：

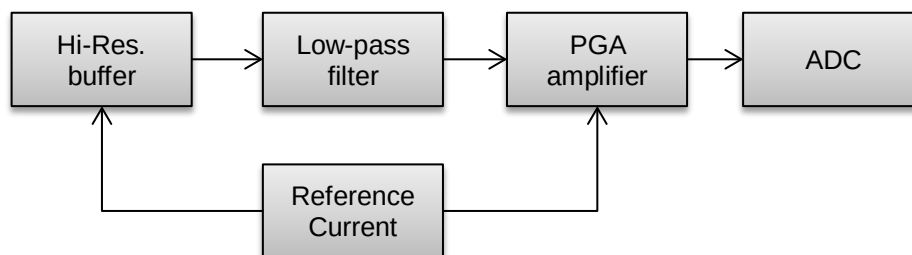


圖 3. 電極感測訊號前處理電路架構

本研究設計採取隔離式的解決方案，使每組感測器獨立有緩衝匹配、濾波、放大、類比數位轉換等電路，再利用隔離元件使每組感測電路從電源至訊號傳輸路徑完全隔離，徹底解決感測訊號相互拉扯干擾的問題。個別的感測器前處理模組再透過嵌入式單晶片處理器進行整合控制，並可即時針對各組感測數值進行相關的補償校正計算，透過 LCD 顯示器與面板按鍵可直接操作感測器配置、校正設定等功能，降低工程人員的安裝難度，達到更快速布建的目的，處理節點整體架構如圖 4 所示。

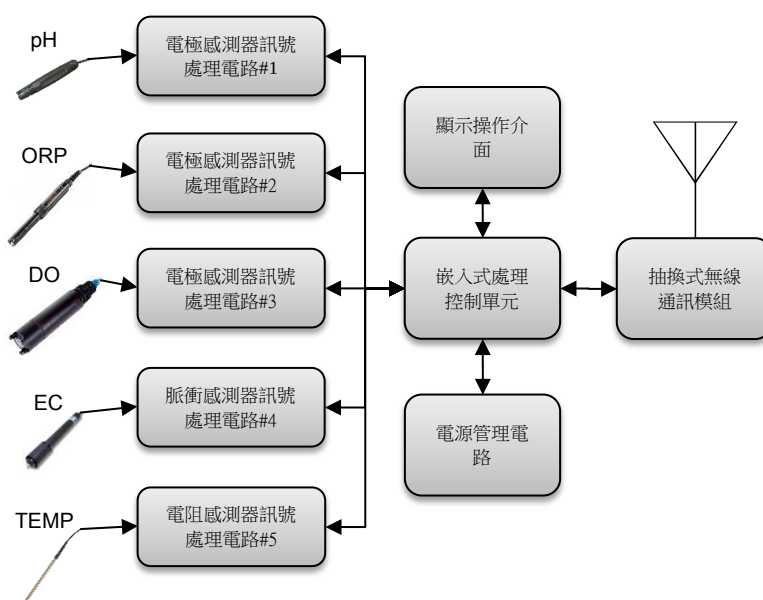


圖 4. 多功能水質感測器架構

在無線通訊介面上，考量未來應用各種場域的可能性，因此將無線通訊模組規劃為可抽換式，透過統一尺寸介面及協定可直接依據場域特性抽換的形式，逐年開發各種無線通訊模組，最終整合異質化無線通訊介面。由於水質感測裝置多以電池供電、監測點分佈範圍廣、感測資料傳輸量少，因此研究著重於以遠距離及低功耗傳輸技術為主，本研究首先以近年新穎的低功耗長距離 LoRa 通訊技術進行開發。LoRa 無線通訊距離可長達 10 公里，在物理層採用展頻技術，因此不同傳輸速率的通訊不會互相干擾，透過自適化速率調整(Adaptive Data Rate, ADR)機制來控制資料傳輸速率和終端單元的射頻輸出功率，因此得以最大化電池壽命與網路負載容量[5]。LoRa 另一特點就是低功耗卻擁有超長傳輸距離，其 Link budget 達到-149dBm，對比接收靈敏度約-103dBm 的 GFSK 無線技術，換算發射功率必須達到+46dBm 約 LoRa 發射功率的 360 倍才能達到相同的通訊距離，耗電量也會是數百倍以上，由此可知 LoRa 在低功耗長距離通信上的絕佳優勢。

目前全球 LoRa 方案皆以 Semtech SX127X 射頻晶片搭配不同的單晶片處理器構成模組方案，本研究採用國內 Gemtek GL6509 模組來實現 LoRa 前端通信，然而模組本身只能處理網路拓樸，考量到未來抽換式架構必須整合異質網路的需求，因此必須搭配另一顆微處理器做為感測資料接收、功耗控制、封包整合、網路維持等協調作業，本研究採用 Microchip ATxmega64 低功耗處理器來進行，電路

設計上以工業標準提升各種應用環境的穩定性，電源輸入可承受 DC5-15V 三倍範圍，並有自復式過載及防逆接保護，整合其他必要周邊後電路架構如圖 5 所示：

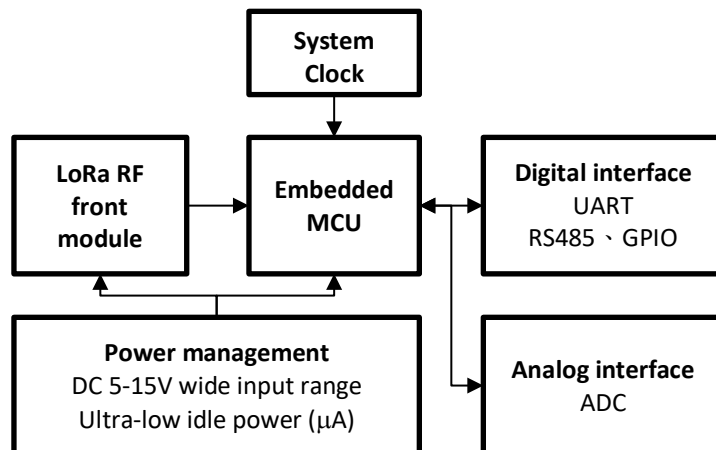


圖 5. LoRa 通訊模組電路架構

三、結果與討論

硬體電路實做以前述架構為基礎後進行電路板設計佈局，佈局以模組化設計為考量，設計三組感測訊號前處理電路模組安裝槽，預設為酸鹼度(pH)、氧化還原度(ORP)及水中溶氧量(DO)感測器連接點，溫度與導電度電路則直接設計於主板上，並預留抽換式通訊模組連接介面，實際製作完成的電路板實體如圖 6 所示。

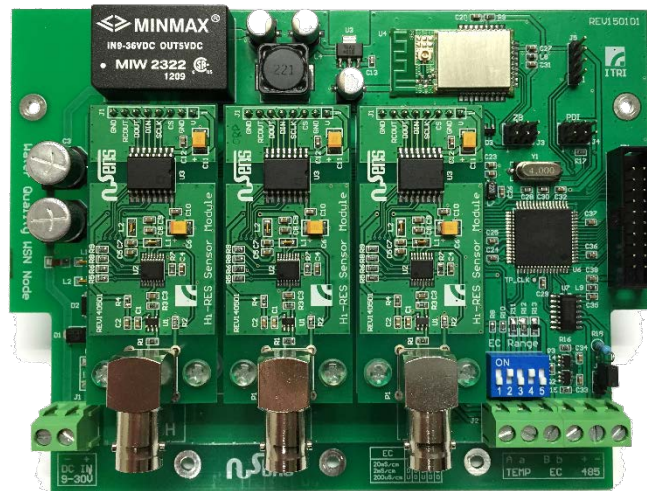


圖 6. 多功能水質感測器電路板

抽換式通訊模組電路板佈局尺寸為名片大小，實體如圖 7 所示，統一螺絲固定位置以及端子接線定義以實現抽換式的精神，配線全部採用插拔端子設計，設計有模組喚醒腳位，當感測器在發送資料前可透過此 I/O 將通訊模組由超低功耗睡眠模式喚醒，在發送完成資料後通訊模組會將自動進入睡眠，節省不必要的能源浪費。

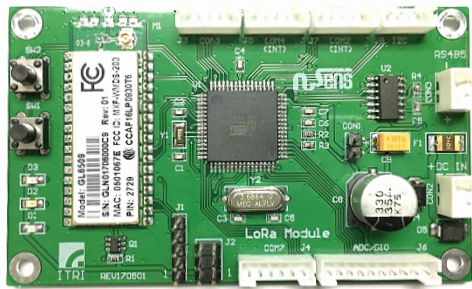


圖 7. LoRa 通訊模組電路板

感測器外殼使用 IP65 防水品，側開透明蓋設有掛鎖孔可防止他人操作，操作介面設有液晶顯示螢幕與操作按鍵，使用者可透過此介面進行讀取、設定、校正等工作，包括由螢幕讀取各感測器的量測數值以及資料通訊狀況；設定各感測器預設狀態、補償因子、單位等等訊息；校正斜率、零點等調整。外殼下方設計有防水式迫緊頭提供感測器、通訊、電源接線使用，整體外觀如圖 8 所示：



圖 8. 多功能水質感測器原型

四、結論

本研究成功開發多功能水質感測器，整合多種感測電極及導電度、溫度等量測電路，有效降低水質感測應用成本，可廣泛應用在廣泛適用於冷卻水、自來水、泳池、養殖、污水及各種工業製程之水質感測，並可透過物聯網無線網路傳輸技術將感測資料傳送至後端管理平台或設備，實現監控管理的目的。本成果掌握完整軟硬體設計資源，因此未來亦可透過修改韌體或部分硬體來適應例如重金屬、氨…等其他特殊感測器，拓展產品應用範圍，增強產品競爭力，提供業界可產品化之軟硬體產品技術。

參考文獻

- [1] 水質感測物聯網應用技術研發及農地污染潛勢區布建驗證，EPA-106-U1L1-02-A011，行政院環境保護署，中華民國 106 年。
- [2] 鄭立，中華民國 97 年，ZigBee 開發手冊，台北市：全華。
- [3] 盧佳柔，低功耗廣域攻防火熱開打 LPWA 陣營大戰一觸即發，新通訊元件雜誌 (2016)。
- [4] 李秀芬，2012 年，水汙染控制工程實踐，中國輕工業出版社。
- [5] Semtech Corporation, (2015) “AN1200.22 LoRa Modulation Basics.”

飲用水新興污染物研究與水質管理

黃良銘¹ 林財富¹ 王根樹² 陳婉如¹ 吳怡儒¹ 謝淑婷²

¹國立成功大學環境工程學系

²台灣大學公共衛生學系

EPA-05-J106-02-A120

摘要

本研究辦理飲用水列管物質篩選作業，自初步蒐集清單中篩選出 6 項優先評估物質，於 6 座代表性淨水場進行監測及相關資料蒐集。此外建立蒐集清單物質之「健康影響」及「存在情形」資料，並據以提出補充監測數據的優先順序。本研究抽驗飲用水中 25 項未列管新興污染物，其中僅鄰苯二甲酸二（乙基己基）酯曾檢出高於國際上部分國家管制標準之測值，彙整歷年檢測結果後，將其納入候選清單，進一步評估是否應納入我國飲用水水質標準進行管制。

關鍵詞：亞硝胺類化合物、補充監測數據、鄰苯二甲酸二（乙基己基）酯

一、前言及研究目的

隨著科技發展，產生許多新興污染物（Compounds of Emerging Concern，例如目前尚未管制之疑似環境荷爾蒙物質、部份農藥、揮發性有機物與微生物等），為保障國人飲用水安全，環保署持續執行各項新興污染物採樣監測及背景資料調查分析，並逐年檢討修訂飲用水及飲用水水源管制標準。

本研究主要目的為執行飲用水列管項目篩選作業，針對較具潛在風險之污染物於淨水場中進行監測分析、抽驗、建立毒理資料庫，探討其於國內之健康風險，此外更新飲用水列管項目之毒理資料，並蒐集分析國際組織及先進國家飲用水管理相關法規制度推動現況，提出精進建議。

環保署為建立系統化及標準化的本土評估系統，擬定飲用水列管項目篩選作業機制與流程，並配合飲用水系統之物質檢測，作為環保署新增飲用水管制項目之決策依據，以確保民眾飲用水安全。

飲用水水質標準管制項目篩選作業流程如圖 1 所示，在飲用水列管物質公告之前需先經四個階段性的資料庫建置與評分機制：

- 一、首先彙整國際上較先進之國家與國際組織飲用水管制項目、建議監測項目、設有指引值，以及科學文獻資料、研究報告或試驗顯示於飲用水中有潛在風險但國內尚未列管之物質，納入「初步蒐集清單」。
- 二、「初步蒐集清單」中的物質於臺灣過去有相關專案計畫曾進行調查、研究、評估者，進一步納入「蒐集清單」，未入選進入「蒐集清單」之物質則保留於「初步蒐集清單」中。
- 三、「蒐集清單」中的物質則區分為化學性指標物質與生物性指標物質，針對該物質對健康的影響(Health effect)以及存在情形(Occurrence)制定不同的篩選評估原則，根據篩選評估原則進行每項物質的風險評分，並提供給參與學者專家諮詢會議的委員們進行最終篩選，評估將風險高的物質納入「觀察清單」，未入選進入「觀察清單」之物質則保留於「蒐集清單」中。
- 四、「觀察清單」之物質確認後，需進行至少 1 年淨水場清水的檢測調查，評估這些物質在台灣飲用水中存在的風險、是否有合適的檢測方法及經濟可行的淨水處理程序，並考慮下列三項條件以評估是否進入「候選清單」預備進行列管：
 1. 污染物可能對人體健康有不利的影響。
 2. 污染物已知會或有實質可能性會存在於公共供水系統，且其存在的頻率和強度有影響公共健康的疑慮。
 3. 污染物可提供具有意義的機會降低飲用水之公眾的健康風險。

經學者專家諮詢會議的委員們討論是否應考慮列管，若應考慮列管之物質則納入「候選清單」，經專家會議綜合評估技術、成本、風險、行政、社會衝擊面及公聽審議後，由環保署制定管制值並予以公告。

二、研究方法

2.1 優先評估物質篩選

「飲用水水源及水質標準項目之調查及評估」計畫建議針對初步蒐集清單之物質進行系統性之監測，以利本土水質資料之建立及後續篩選作業之進行。本研究自初步蒐集清單中篩選6項物質進行評估，篩選考量原則主要為四大項：

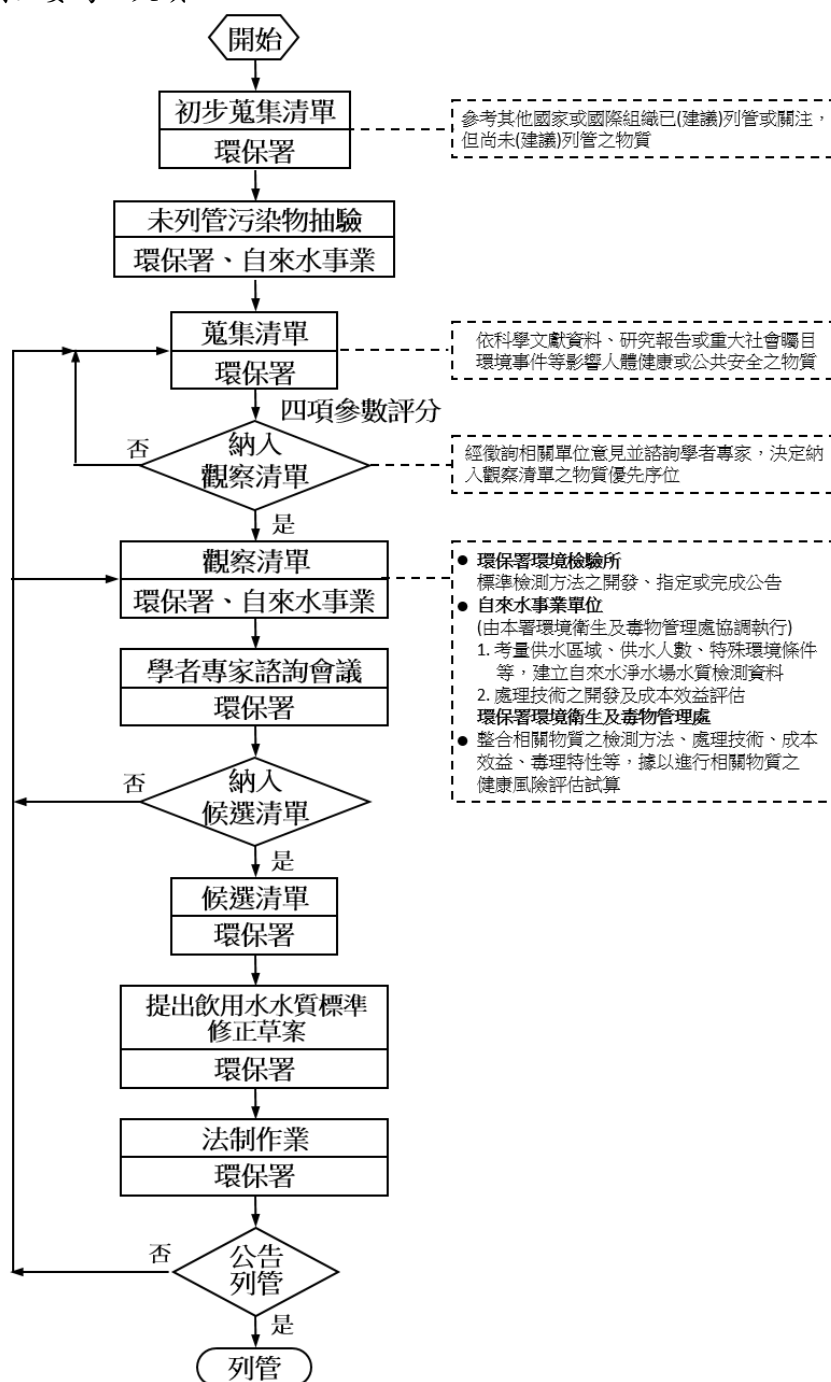


圖 1「飲用水列管項目之篩選作業」流程圖

- 一、國內普遍使用或曾使用及對健康危害性。
- 二、國外相關標準值已有規範或建議值，即各國已列管，我國尚未列管之污染物。
- 三、國內外（含 WHO）關切之污染物清單。
- 四、公告之標準分析檢測方法。

且對於國內因工商發展所使用有害性物質，如使用量逐漸增加、國內水質檢測背景資料中曾多次檢出多次較高濃度之物質、或過去國內曾發生污染事件而導致重大危害者，宜優先列入考慮。

北京清華大學環境學院於 2016 年 4 月發表歷時三年所進行包含 23 省 44 市鎮之飲用水調查（包含原水、清水及自來水），可檢出相當比例之亞硝胺類污染物，其中 N-亞硝基二甲胺（NDMA）之清水檢出率為 33%，自來水檢出率則為 41% [1]。亞硝胺類化合物被國際癌症研究中心（IARC）列為 2A 類之致癌物，即動物致癌證據明確，但人類致癌證據不充分。美國環保署 2016 年公告新一批之飲用水中污染物候選清單（Contaminant Candidate List, CCL4），而亞硝胺類污染物如 N-nitrosodiethylamine（N-亞硝二乙胺，NDEA）、N-nitrosodimethylamine（N-亞硝二甲胺，NDMA）、N-nitroso-di-n-propylamine（丙基胺亞硝基鈉，NDPA）、N-nitrosodiphenylamine（N-亞硝二苯胺，NDPhA）、N-nitrosopyrrolidine（N-亞硝基吡咯烷，NPYR）亦列於 CCL4 候選清單中，目前加拿大、澳洲、世界衛生組織針對 NDMA 已有規範或建議值，美國環保署並未針對 NDMA 訂立飲用水標準，但加州與麻州則訂立標準限值。

依據我國農藥管理法，農藥係指用於防除農林作物或其產物之病蟲、鼠害、雜草者，或用於調節農林作物生長影響其生理作用，或用於調節昆蟲生長者，國外分為殺菌劑、殺蟲劑、除草劑、殺蟎劑、殺鼠劑、殺線蟲劑、植物生長調節劑等。大多數農藥由於其作用為殺蟲、殺菌或是除草等特性，對人體、動物、環境或水源或多或少會造成某種程度上的危害或健康風險。且大部分環境衛生用藥之有效成分亦和農藥相同或類似，只是劑型、含量及用法不同，因此日常生活中亦可能接觸到農藥類化學物質。多數農藥在環境中可經由生物降解、水解或日光分解等途徑而減少，但由於農藥使用量大，未分解之農藥可能經由沖刷進入河川水體、殘留於土壤中、或滲透污染地下水，進而影響飲用水源水質與飲水安全。臺灣因地形變化多樣且屬於亞熱帶氣候，生物種類繁多，因而提高病蟲害防治困難度，為維持農作物生產的產量與品質，施用農藥為保護農作物的一種途徑，因此臺灣被歸類為高度使用農藥的國家之一。我國近 50 年來著重追求工商業發展，農作物生產量及農耕土地面積則呈現下降趨勢，但農藥銷售總量並無明顯下降而呈現水平成長，農地施用農藥量從 2001 年之 9.7 公斤/公頃，增加至 2013 年達 12.4 公斤/公頃 [2]，成為世界農藥使用量最多國家之一。主要原因可能為：一、臺灣氣候溫暖多濕，使得農作物病蟲害種類繁多；二、農民對於農藥依賴性高；三、我國農作物有 69.5% 為園藝作物，且蔬果栽培技術精進，農作物生長期間縮短，提高重複種植次數，以致於農藥使用次數增加 [3, 4]。這些數字尚未估計進口的數量，且美國環保署 2016 年 11 月 17 日公告新一批之飲用水中污染物候選清單（Contaminant Candidate List, CCL4），其中包括 97 種化學物質及 12 種微生物污染，而 97 種化學物質的 CCL4 中，農藥或其相關代謝物質則有 34 種，顯示農藥與其相關代謝物仍為飲用水中污染物質之重要關切項目，因此考量農藥為本年度關切之篩選污染物種類之一。

根據初步蒐集清單之篩選考量原則：國內普遍使用或曾使用及對健康危害性；國外相關標準值已有規範或建議值，即各國已列管，我國尚未列管之污染物；國內外（含 WHO）關切之污染物清單；公告之標準分析檢測方法。綜合以上四點考量，本年度篩選評估之 6 項飲用水水質未列管污染物，預定以農藥及亞硝胺類物質為主。

參考中國之飲用水調查結果及 CCL4 清單，亞硝胺類項目篩選飲用水檢出率較高之 NDMA、NDEA、NPYR 作為本年度優先評估項目。

2.2 淨水場監測數據補充優先順序評估流程

本土淨水場的監測數據為「飲用水列管項目篩選作業流程」中評估蒐集清單物質是否應納進觀察清單主要評分參數「污染物出現普遍性」和「污染物出現濃度」評分的量化依據，然而蒐集清單中扣除已納入觀察清單的 15 項物質，剩餘 71 項化學性物質僅有 9 項有超過 200 筆本土淨水場清水檢測資料，沒有足夠代表性的本土淨水場的監測數據成為現階段飲用水列管項目篩選作業的瓶頸。

考量監測經費有限，故本研究依據蒐集清單物質的健康危害程度、於本土淨水場清水中出現的情況以及本土淨水場清水監測數據量提出後續監測的優先順序。蒐集清單監測順序評估流程如圖 2，本研究建議依下列原則評估補充本土淨水場清水監測數據之優先順序：

- 一、已有超過 200 筆本土淨水場清水監測數據之物質，即可針對現有資料初步評估其於我國飲用水中之風險性。

- 二、本土淨水場清水監測數據小於 200 筆之物質應補充本土淨水場清水監測數據。
- 三、健康危害評分兩項參數加總超過 10 分之物質視為健康危害性高之物質，健康危害性高之物質應優先補充監測數據已了解其於我國淨水場發生的情況，危害性低之物質次之，暫無可靠資料評估健康危害性之物質則最後補充監測數據。
- 四、污染物出現評分兩項參數加總超過 10 分之物質視為於本土淨水場發生率高之物質，若已有本土淨水場清水監測數據顯示該物質於本土淨水場發生率高之物質應優先補充監測數據確認先前檢出是否為偶發事件，過去完全沒有清水監測數據者次之，過去監測數據顯示於本土淨水場發生率低之物質最後補充監測數據。

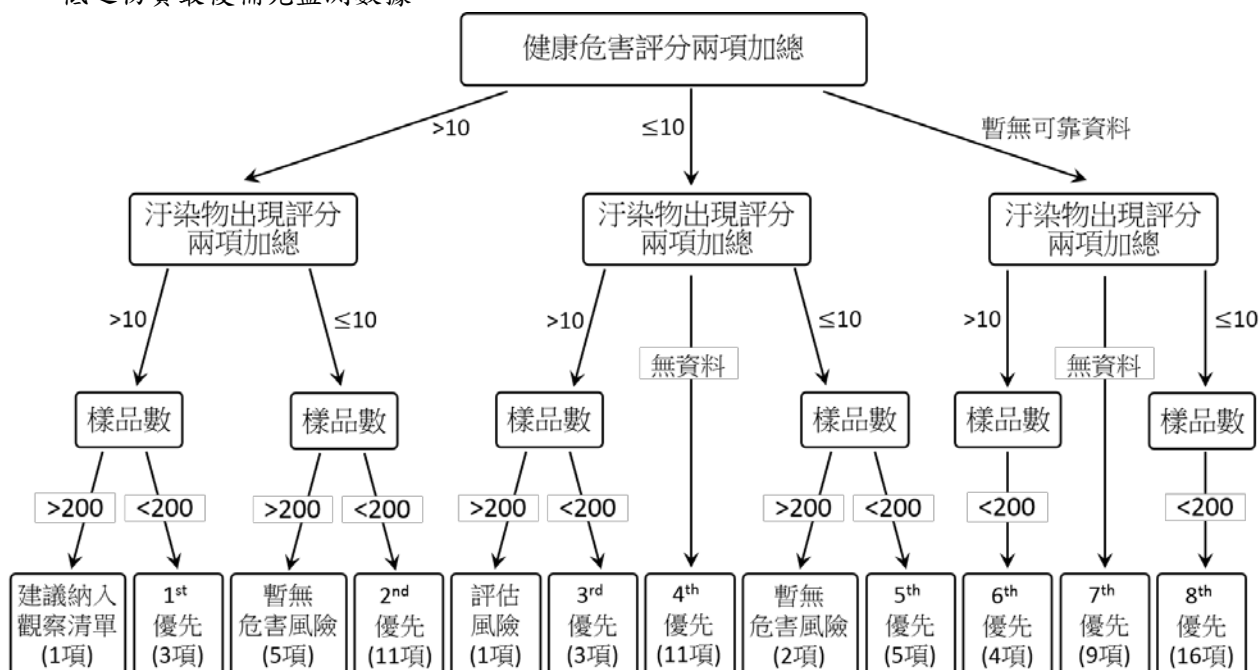


圖 2 蒐集清單監測順序評估流程

三、結果與討論

3.1 優先評估物質採樣分析

本研究執行 106 年度工作項目中 3 次淨水場待評估污染物採樣分析，採樣目標為基隆新山淨水場、臺北直潭淨水場、新竹第二淨水場、豐原淨水場（第二淨水場）、高雄鳳山淨水場及金門太湖淨水場共 6 個淨水場，採樣時間於 5 月、7~8 月、9 月進行，採樣分析結果整理如表 2.5 13。各淨水場採集原水與清水進行分析水中 6 項待評估污染物（馬拉松、歐殺滅、愛殺松、NDMA、NDEA、NPYR 共 6 項），其中新山淨水場與豐原淨水場為全流程採樣（原水、沈澱、過濾、清水），因第一次採樣分析結果後，經專家諮詢會建議進一步瞭解太湖淨水場之亞硝胺類化合物分布情形，故於第二次及第三次採樣，太湖淨水場增加處理流程中亞硝胺類化合物之樣本檢測（原水、生物硝化、浮除、慢濾、NF 及清水），106 年度共計 56 個樣本（含太湖淨水場之流程水），檢測待評估污染物 312 個樣次。

整體而言，傳統淨水處理流程依照各淨水場處理情形可去除 0~61.8% 之 TOC（若原水 TOC<1，因原水 TOC 濃度本來就很低，則 TOC 去除效果不明顯），因傳統處理之混凝與過濾方式偏向去除水中顆粒狀物質，若水中 TOC 組成偏溶解性或不易附著在顆粒物質上，則混凝、過濾等傳統處理方式較不易達到 TOC 去除效果。鳳山與太湖淨水場則為高級處理流程，因此 TOC 去除率通常可達 50% 以上。

農藥檢項（馬拉松、歐殺滅、愛殺松）在此次篩選之北、中、南與外島之 6 座淨水場，原水、清水與流程水採樣分析皆為 ND，顯示此三項農藥未對飲用水水質造成影響，故在農藥殘留對人體健康之衝擊，應可優先考量其他暴露途徑（如食物等）。

本年度檢測水中亞硝胺類污染物三項（NDMA、NDEA、NPYR），檢測樣本含第 2 次與第 3 次採樣加測之太湖淨水場流程水共 56 個樣品，其中 5 個樣品檢出亞硝胺類污染物，檢出率為 8.9%。飲用

水中亞硝胺類之可能來源主要為溶解性有機氮化合物（如二甲胺或三甲胺等）及氨氮，以下說明淨水場中出現亞硝胺類污染物之可能原因。

NDMA 為使用硝酸鹽或亞硝酸鹽及胺類製程的工廠所產生之副產品，主要是二甲胺（dimethylamine）或三甲胺（trimethylamine）和氮氧化物、亞硝酸及亞硝酸鹽等接觸反應所產生，因此 NDMA 有可能出現在橡膠製造，皮革製革，農藥製造，食品加工，染料製造廠等產業，及污水處理廠的廢水，這些產業產生的含亞硝胺類污染物之廢污水，可能經污水處理廠未完全去除而排放進入河川水體影響水源。此外，在飲用水的處理過程中，也可能產生 NDMA，因 NDMA 的前質二甲胺，可能經由農業灌溉或廢污水排放進入環境水體或飲用水源，經淨水場消毒（加氯消毒或氯胺消毒）處理後產生 NDMA 等亞硝胺類消毒副產物，或是以高分子凝聚劑（如 polyDADMAC）作為水處理藥劑，高分子凝聚劑本身亦可能扮演 NDMA 前質的角色，和消毒劑之氯胺或次氯酸反應後生成 NDMA。若地面水源之氨氮濃度較高，經由加氯消毒可能產生一氯胺，一氯胺再和水中的二甲胺等有機氮反應，因此生成 NDMA。此外，NDMA、NDEA 等亞硝胺類化合物，淨水流程中以陰離子交換方式處理，若離子交換樹脂中若含有三甲基或二甲基乙醇四級胺的官能基，NDMA 亦可能為離子交換處理後之副產物。

而 106 年度三次採樣結果顯示各淨水場原水氨氮濃度皆 <1 mg/L，原水氨氮濃度低，則水中亞硝胺類之來源來自氨氮可能性低，因此水中亞硝胺類出現之可能原因為：原水中含有有機氮物質，經加氯消毒後產生之消毒副產物。新山淨水場水源來自基隆河，沿岸有較多人類活動或受生活污水影響而有含氮類有機污染物等存在，導致經淨水場加氯消毒後產生微量亞硝胺類污染物（第三次採樣清水，NDMA 濃度 1.85 ng/L）。金門之太湖淨水場由於受限於水資源匱乏及水源來自於太湖、田埔等湖庫，湖庫原水中有藻類生長，藻類細胞和藻類代謝物富含有機氮化合物，因而加氯處理後，可能在後續流程（如慢濾、清水等）產生 NDMA 等微量亞硝胺類污染物，濃度分布為 ND~2.76 ng/L。

目前世界衛生組織（WHO）將飲用水中 NDMA 健康基準值（health-based value）訂為 100 ng/L，澳洲之飲用水指引值則為 100 ng/L，指引值的考量基準建立在終生暴露的癌症風險為百萬分之一，加拿大飲用水法規則將 NDMA 限值訂為 40 ng/L。本年度檢出之亞硝胺類污染物 NDMA 或 NDEA 皆為微量濃度（數個 ng/L），遠低於各國飲用水法規值或健康指引值，但基於終生飲用水安全衛生考量與釐清可能來源以便擬定處理策略，自來水公司於專家諮詢會時表示後續將持續對出現亞硝胺類化合物之淨水場進行監測。

使用氣提法（曝氣）、活性炭吸附、逆滲透處理及生物降解等方式難以有效移除 NDMA 等亞硝胺類化合物 [5, 6]，根據廢水回收廠以複合式薄膜逆滲透處理，NDMA 移除率約 50% [6]，以臭氧方式處理則分解速度也很緩慢。依大阪市水道局檢測顯示，臭氧處理後 NDMA 濃度增加，但經粒狀活性炭吸附後可再降低。

對於水中之 NDMA 等亞硝胺類污染物，潛在的處理技術為 UV、UV/H₂O₂ 及樹脂吸附（如 Amborsorb 572 樹脂）。目前較普遍用來移除 NDMA 的方式為 UV，而 UV 處理 NDMA 可能產生光分解產物為二甲胺（dimethylamine，DMA）和亞硝酸鹽，使用 UV/H₂O₂ 處理水中 NDMA 則主要的分解產物為硝酸鹽，UV/H₂O₂ 處理亦會生成 DMA，但 DMA 產生量比直接照 UV 光解產生的量明顯降低。在國外已有實例裝設中壓紫外燈處理受工業排放 NDMA 污染的地下水，而要去除 90% 的 NDMA 需要紫外燈劑量為 1000 mJ/cm²，比一般用來微生物殺菌消毒的紫外光高 10 倍，因此使用紫外燈去除 NDMA 的另一考量則是能源消耗和電力費用。

表 1 優先評估物質檢測濃度

		馬拉松			歐殺滅			愛殺松			NDMA			NDEA			NPYR		
偵測極限		0.5(µg/L)			0.5(µg/L)			2.5(µg/L)			1.0(ng/L)			1.0(ng/L)			2.0(ng/L)		
採樣月份		5	7	9	5	7	9	5	7	9	5	7	9	5	7	9	5	7	9
新山	原水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	沈澱	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	過濾	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	清水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.85	ND	ND	ND	ND	ND	ND
直潭	原水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	清水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
新竹	原水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	清水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
豐原	原水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	沈澱	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	過濾	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	清水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4.58	ND	ND	ND	ND	ND
鳳山	原水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	清水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
太湖	原水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	生物硝化	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	ND	ND	—	ND	ND	—	ND	ND
	浮除	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	ND	ND	—	ND	ND	—	ND	ND
	慢濾	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	ND	2.76	—	ND	1.66	—	ND	ND
	NF	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	ND	ND	—	ND	ND	—	ND	ND
	清水	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.57	1.19	ND	5.67	ND	ND	ND	ND	ND

3.2 監測數據補充優先順序評估

依圖二之流程，蒐集清單中扣除已納入觀察清單的 15 項物質，剩餘之 71 項化學性物質可分為 12 類：

- 一、健康危害性高、本土淨水場發生率高、且本土淨水場清水累積監測數據超過 200 筆之物質有 1 項：鄰苯二甲酸二丁酯。基於毒理資料顯示其健康危害性較高，且有超過 200 筆本土淨水場清水累積監測數據顯示本土淨水場發生率高，故納入觀察清單進一步評估。
- 二、健康危害性高、本土淨水場發生率高、且本土淨水場清水累積監測數據不到 200 筆之物質有 3 項：硼、N-亞硝二乙胺、鉍。基於毒理資料顯示此類物質健康危害性較高，本土淨水場清水監測數據顯示本土淨水場發生率高，但因本土淨水場清水累積監測數據不到 200 筆，建議此類物質應列為第一優先補充監測數據，確認本土淨水場高發生率的可靠性，亦或先前檢出屬偶發事件。
- 三、健康危害性高、本土淨水場發生率低、且本土淨水場清水累積監測數據超過 200 筆之物質有 5 項：嘉磷塞、陶斯松、大滅松、福瑞松、1,2-二氯丙烷。雖然毒理資料顯示此類物質健康危害性較高，但有超過 200 筆本土淨水場清水累積監測數據顯示本土淨水場發生率低，已可初步認定此類物質於我國淨水場暫無危害風險，暫時沒有補充監測數據的必要性。
- 四、健康危害性高、本土淨水場發生率低、且本土淨水場清水累積監測數據不到 200 筆之物質有 11 項：N-亞硝二甲胺、全氟辛酸磺酸、1,2,3-三氯丙烷、1,2-二溴-3-氯丙烷、賽滅寧、甲基多保淨、N-亞硝基吡咯烷、加保利、百滅寧、六氯苯、愛殺松。毒理資料顯示此類物質健康危害性較高，本土淨水場清水監測數據顯示本土淨水場發生率低，但因本土淨水場清水累積監測數據不到 200 筆，建議此類物質應列為第二優先補充監測數據，確認此類物質於本土淨水場發生率低的可靠性。
- 五、健康危害性低、本土淨水場發生率高、且本土淨水場清水累積監測數據超過 200 筆之物質有 1 項：鄰苯二甲酸丁基苯甲酯。雖然毒理資料顯示此類物質健康危害性較低，但有超過 200 筆本土淨水場清水累積監測數據顯示本土淨水場發生率高。
本計畫利用目前的監測數據評估此物質於我國淨水場之危害風險，鄰苯二甲酸丁基苯甲酯於國際上目前僅有日本針對此物質訂有飲用水水質之目標值（非法律強制管制值）0.5 mg/L；若依美國環保署建議之健康參考水準(Health Reference Level, HRL)計算公式（表 3.1 2）計算鄰苯二甲酸丁基苯甲酯之飲用水健康參考水準，採用美國 IRIS 資料庫之鄰苯二甲酸丁基苯甲酯 RfD 0.2 mg/kg/day，假設成人體重 60 公斤、每人每日飲水量 2 公升，飲用水的貢獻比例為 1%，可得 0.06 mg/L。目前我國鄰苯二甲酸丁基苯甲酯於飲用水中檢出之最大值仍小於健康參考水準 30%。顯示該物質於我國飲用水中暫無顯著風險。
- 六、健康危害性低、本土淨水場發生率高、且本土淨水場清水累積監測數據不到 200 筆之物質有 3 項：全氟辛酸酸、鈷、二乙基間甲苯胺。毒理資料顯示此類物質健康危害性較低，本土淨水場清水監測數據顯示本土淨水場發生率高，但因本土淨水場清水累積監測數據不到 200 筆，建議此類物質應列為第三優先補充監測數據，確認本土淨水場高發生率的可靠性，亦或先前檢出屬偶發事件。
- 七、健康危害性低、但目前無本土淨水場清水監測數據之物質有 11 項：丙二醇甲醚醋酸酯、己二酸二辛酯、甲醇、正己烷、正庚烷、異丙醇、丙酮、乙酸正丁酯、氫氧化四甲基胺、丙二醇甲醚、N-甲基-2-吡咯烷酮。雖然毒理資料顯示此類物質健康危害性較低，然沒有本土淨水場清水監測數據，無法得知此類物質於我國淨水場中存在的情況，建議此類物質應列為第四優先補充監測數據。
- 八、健康危害性低、本土淨水場發生率低、且本土淨水場清水累積監測數據超過 200 筆之物質有 2 項：托福松、鄰苯二甲酸二辛酯。毒理資料顯示此類物質健康危害性較低，且有超過 200 筆本土淨水場清水累積監測數據顯示本土淨水場發生率低，已可初步認定此類物質於我國淨水場暫無危害風險，暫時沒有補充監測數據的必要性。
- 九、健康危害性低、本土淨水場發生率低、且本土淨水場清水累積監測數據不到 200 筆之物質有 5 項：1,1,2-三氯乙烷、六氯環戊二烯、馬拉松/馬拉硫磷、乙醯胺酚、歐殺滅。毒理資料顯示此類物質健康危害性較低，本土淨水場清水監測數據顯示本土淨水場發生率低，但因本土淨水場清

水累積監測數據不到 200 筆，建議此類物質應列為第五優先補充監測數據，確認此類物質於本土淨水場發生率低的可靠性。

- 十、暫無可靠資料評估健康危害性、本土淨水場發生率高、且本土淨水場清水累積監測數據不到 200 筆之物質有 4 項：鈦、辛基酚、對羥基苯甲酸甲酯、對羥基苯甲酸丙酯。暫無可靠資料評估此類物質之健康危害性，然本土淨水場清水監測數據顯示本土淨水場發生率高，但因本土淨水場清水累積監測數據不到 200 筆，建議此類物質應列為第六優先補充監測數據，確認本土淨水場高發生率的可靠性，亦或先前檢出屬偶發事件，一旦確認此類物質於本土淨水場發生率高，應進一步了解其健康危害性。
- 十一、暫無可靠資料評估健康危害性、目前無本土淨水場清水監測數據之物質有 9 項：甲基異丁酮、丁酮、丁苯、乙醇胺、丁基酚、丙烷、壬基酚聚乙氧基醇、乳酸乙酯、二甲基氧化硫/二甲基亞砷。暫無可靠資料評估此類物質之健康危害性，且缺少本土淨水場清水監測數據，建議此類物質應列為第七優先補充監測數據，已了解其於本土淨水場高發生情況。
- 十二、暫無可靠資料評估健康危害性、本土淨水場發生率低、且本土淨水場清水累積監測數據不到 200 筆之物質有 16 項：芬殺松、賓克隆、固殺草、異丁苯丙酸、凱妥布洛芬、萘普生、苯氧苯丙酸、胺基比林、非那雄胺、羥苯甲酮、四環黴素、羥四環黴素、氯四環黴素、二苯基甲酮、對羥基苯甲酸乙酯、對羥基苯甲酸丁酯。建議此類物質應列為第八優先補充監測數據，確認此類物質於本土淨水場發生率低的可靠性。

3.3 未列管物質抽驗

本研究抽驗飲用水中 25 項未列管新興污染物(如表一)，其中鎘、鎳、鉍、芬殺松、甲基多保淨、N-亞硝二甲胺(NDMA)、甲醛、壬基酚、雙酚 A、鄰苯二甲酸二甲酯(DMP)、鄰苯二甲酸二乙酯(DEP)、鄰苯二甲酸二辛酯、鄰苯二甲酸丁基苯甲酯、1,1-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、氯苯、乙苯、苯乙烯、甲基第三丁基醚、六氯苯及六氯環戊二烯、微囊藻毒 LR 型等 22 個檢測項目於我國淨水場中大於國際管制標準或健康參考水準(HRL)最小值的發生率均為 0。

本研究抽驗 100 個淨水場清水中固殺草濃度，其中僅有一個抽驗樣品濃度略大於健康參考水準 0.0012 mg/L，檢出值為 0.0018 mg/L，其餘 99 個抽驗樣品均低於健康參考水準，建議後續持續監測我國飲用水中的固殺草，了解其分布及濃度。

國際上先進國家中目前僅有日本及中國針對鄰苯二甲酸二丁酯訂定飲用水水質目標值(非法律強制管制值)，分別是 0.2 及 0.003 mg/L，本研究同時採用美國 IRIS 資料庫之鄰苯二甲酸二丁酯 RfD 0.1 mg/kg/day，計算其健康參考水準，假設飲用水貢獻量與鄰苯二甲酸二(2-乙基己基)酯相似為 1%(WHO 飲用水指引)，可得 HRL 0.03 mg/L。本研究共抽驗 400 個樣品，其中僅有兩個樣品檢出鄰苯二甲酸二丁酯濃度略高於中國飲用水水質目標值 0.003 mg/L，檢出值分別為 0.0033 及 0.0046 mg/L，然此檢出濃度低於日本飲用水水質目標值及健康參考水準。鄰苯二甲酸二丁酯已於本研究第二次專家會議中決議納入觀察清單，建議後續增加檢測頻率，並據以評估是否納入候選清單考慮列管。

國際上已有許多先進國家針對鄰苯二甲酸二(乙基己基)酯訂定飲用水水質標準或目標值(非法律強制管制值)，其中以美國訂定之標準值 0.006 mg/L 最低，本研究共抽驗 400 個樣品，其中僅有 1 個樣品檢出濃度略高於美國飲用水水質標準 0.006 mg/L，檢出值為 0.0086 mg/L，然此檢出濃度低於澳洲、日本及南韓的飲用水水質目標值/指引值以及紐西蘭的飲用水水質標準。鄰苯二甲酸二(乙基己基)酯已於本研究第二次專家會議中決議納入候選清單評估納入飲用水水質標準之必要性。其中僅 DEHP 曾檢出高於國際上部分國家管制標準之測值。

表一 抽驗項目及檢測處次

檢 測 項 目	總處次
鎘、鎳、鉍、甲醛	200
1,1-二氯乙烷、1,2-二氯丙烷、苯乙烯、氯苯、乙苯、甲基第三丁基醚、六氯苯、六氯環戊二烯、芬殺松、甲基多保淨、固殺草、NDMA	100
壬基酚、雙酚 A、鄰苯二甲酸酯類(DMP、DEP、DBP、BBP、DOP 及 DEHP)	400
微囊藻毒 LR 型	25

四、結論

本研究完成 6 項優先評估物質於 6 座淨水場原水、清水及處理流程水之分析，結果顯示馬拉松、歐殺滅、愛殺松皆未檢出，N-亞硝二甲胺、N-亞硝二乙胺於少數淨水場中有檢出，然檢出濃度均極低，暫無顯著健康風險。

本研究抽驗飲用水中 25 項未列管新興污染物，其中僅鄰苯二甲酸二（乙基己基）酯曾檢出高於國際上部分國家管制標準之測值，彙整歷年檢測結果後，將其納入候選清單，進一步評估是否應納入我國飲用水水質標準進行管制。

參考文獻

- [1] Bei, E., Shu, Y., Li, S., Liao, X., Wang, J., Zhang, X., Chen, C., Krasner, S., “Occurrence of nitrosamines and their precursors in drinking water systems around mainland China.” 98, 168-175, (2016)
- [2] 翁志弘，農藥市場發展現況及趨勢，政策研究指標資料庫 (2016)
- [3] Hoevenagel, R., De, K. R., van, N. E., Economisch Instituut voor het Midden- en Kleinbedrijf., HASKONING (Netherlands), & European Commission. “Study on a European Union wide regulatory framework for levies on pesticides” Commissioned by European Commission, DG XI. S.l.: EIM/Haskoning (1999)
- [4] 簡怡心，國土劣化、有機農業宛如慢郎中？農委會：農藥用量低日韓。YAHOO!奇摩新聞, (2014)
- [5] Siddiqui M, Atasi “KNDMA occurrence and formation – A review” Proceedings American Water Works Association Annual Conference, Washington, DC (2001)
- [6] Mitch WA, Sharp JO, Trussell RR, Valentine RL, Alvarez-Cohen L, Sedlak DL “N-Nitrosodimethylamine (NDMA) as a drinking water contaminant: A review.” Environmental Engineering Science, 20, 389-404 (2003)

健康水庫永續水質雲端科技管理-106 年北區水庫水質永續管理計畫

林鎮洋¹康世芳²陳起鳳³何嘉浚¹余嘯雷⁴李祖川¹

¹ 臺北科技大學水環境研究中心

² 淡江大學水資源及環境工程學系

³ 文化大學土地資源學系

⁴ 美國維吉尼亞大學

EPA-106-U1-02-A096

摘要

為發展科技，行政院環境保護署自 106 年起推動「水體環境污染感測、鑑識調查與物聯網應用研究開發計畫」(106 年至 109 年) - 「健康水庫永續水質管理應用計畫」，爰推動本計畫。本計畫執行項目包括 (1) 水庫污染負荷科學評估與調查，(2) 氣候變遷水質管理防災調適，(3) 水污染削減綠色技術，(4) 決策管理模式與經濟誘因，(5) 整合團隊與諮詢會辦理。計畫執行期間，調查石門水庫集水區入庫溪流水質，並以具優養化潛勢石門水庫為分析重點，召開水庫水質改善諮詢及技術交流會議，提出改善水體水質之具體可行措施，提出石門水庫集水區總磷總量管制削減計畫，估算石門水庫集水區之點源污染量為 4,990 kg/yr，利用 SWMM/BASINS 推估非點源污染量為 27,044 kg/yr，在總磷濃度 20 µg/L 為總量管制評估標準，石門水庫可容許的負荷為每年 22,209 公斤，須削減 30.7%，規劃在污染熱區設置水污染削減綠色技術，藉以達到水庫水質管理目標。

關鍵詞：水庫、營養鹽、總量管制、優養化

一、前言

鑑識調查與物聯網應用研究開發計畫」(106 年至 109 年) - 「健康水庫永續水質管理應用計畫」，爰推動本計畫。對於水庫水質永續管理，制度面應形成國家公共工程制度政策，視為基礎建設方式進行，編列水庫集水區保育管理改善常年預算，水庫水質能逐步維護與改善。水庫集水區位於河川流域之環境敏感區位，大都列於禁止開發區域，維持原始地形地貌，但臺灣因地小人稠，為經濟開發等因素，也使得水庫集水區面臨許多問題，其中水質優養化的控制與處理困擾主管機關，其最大的關鍵因素在於對集水區的污染源及土地利用變化未能明確掌握；再者，水庫水質管理機關之權責亦尚未完全落實，對於集水區的管理強度亦有所不同，因此有必要針對這些問題逐一釐清。

本團隊分析近年本島 20 座主要水庫之水質變化情形，探討水庫優養化發生原因、調查污染來源，綜觀本島 20 座主要水庫中，臺灣本島北區（基隆至新竹）4 座民生用水水庫（包含新山、翡翠、石門及寶山水庫）於 101 年~105 年間之水質卡爾森指標，其中石門水庫於民國 101 年及 104 年水質達到優養狀態（CTSI > 50）。經統計近五年來北區水質曾經達到優養狀態的水庫包括石門水庫。影響水庫水質的因素頗多，除了人為污染貢獻及天候影響之外，水庫本身的型態及入庫溪流特性亦是重要的關鍵。因此希望在北區遴選一座優養化水庫，進行污染源調查、模式推估、污染監測數據為基礎，以建立水庫水質管理規範，藉由法令規範管理水質，期待能改善水庫水質，使優養化水庫不再惡化的積極目的。

本團隊長期關注水庫水質問題，進行優養化水庫之水質改善策略研擬，提供水庫水質治理機關施政參考，達到落實研究成果之目的。105 及 106 年度本團隊執行環保署計畫[1, 2]，已初步對本島 20 座主要水庫中具優養化水庫進行水質變化分析，追蹤水庫集水區治理策略之執行率及成效，藉由大量現勘、水質調查及水質模式應用，建置背景資料，釐清污染產生來源，有助於後續管制。針對優養化水庫召開水庫水質治理策略之分工協商會議，亦獲致初步成效。雖然我國水庫水質優養化情形已逐年改善，但水庫的水質優養化仍為重要問題，本計畫除以總量管制構想及施政目標，提出構想，期未來幾年能建立總量削減制度規劃為目的，從污染量調查、模式推估、削減技術設施法令規範及因應氣候變遷等，希望能建立水庫水質改善制度面。整合北中南三個計畫提出之分析方法、目標及工作事項，

研擬適用於我國水庫水質永續管理策略及措施，確保未來水庫水資源得以有效利用。本計畫年度目標如下：1. 水庫污染負荷科學評估與調查；2. 氣候變遷水質管理防災調適；3. 水污染削減綠色技術；4. 決策管理模式與經濟誘因；5. 成立計畫整合團隊。

二、研究方法

為達成計畫目標，本團隊依據計畫需求，擬據以下執行方法，期能逐步完成。

（一）、水庫污染負荷科學評估與調查

計畫期間進行水庫污染調查事項，藉以評估水庫污染負荷，由於水庫之入庫溪流未設有長期之水質監測站，以致於推估水庫外部污染負荷量時，往往因缺乏集水區之水質資料而難以得到驗證，為了能正確推估並有效驗證集水區之污染量，有必要匯整水庫管理單位既有之水質監測資料，針對資料不足之處再行補充調查，並研析水庫水質與污染源之因果關係及關連性。

（二）氣候變遷水質管理防災調適

蒐集氣候變遷推估與資訊及各項研究結果，了解目前國內氣候變遷研究之進度，可能影響水量變化，改變集水區逕流情況及影響水中生物與化學特性。利用石門水庫長期實際之水質監測資料，觀察水質與降雨及溫度的相關性。本計畫利用已率定驗證完成，確定與實際狀況相符之集水區水質模式 BASINS 與 SWMM 模式，進行模擬與分析極端強降雨對水庫水質的直接與間接影響，此外，因 SWMM 模式之限制，無法模擬極端降雨下土砂沖蝕情況，另採用通用土壤沖蝕公式（MUSLE）推估各場降雨事件之土壤沖蝕量及懸浮固體濃度。

（三）水污染削減綠色技術

研析水庫集水區內之點源污染削減策略、植生滯留槽示範模組建立與評估、呈層複合土壤示範場址規劃、BMP/LID 實證設施規範研擬及引進高效率分散性污水去氮除磷設施及技術等。生活污水一般採用污水下水道系統進行處理，然而集水區面積大且聚落分散，若欲全面處理零散之住戶往往所費不貲，且接管成效不彰，因此目前仍有相當數量的生活污水無法有效收集處理，進而對水庫水質產生影響，若再加上非點源污染的貢獻，對水庫水質的威脅相當嚴重，實有賴發展合宜且效率高的現地綠色處理技術來進行污染物削減。

（四）決策管理模式與經濟誘因

針對非點源污染之削減策略為目前水質改善之重要課題，為全面推動非點源污染之削減，需對於非點源污染之成本效益進行了解，此外，本團隊採用利用系統分析工具 STELLA，以過去之模式為基礎，統整為三民溪以及浦仔溝的污染削減決策模型。為了讓這制度更為經濟有效，在 2003 年美國環保署公告了排放交易政策，在放流水排放標準下，在不同污染源之間進行排放量的交易。而本團隊利用國外之文獻，評析非點源污染交易抵換機制之可行性，但因我國相關的基本資料都未建置。

（五）成立計畫整合團隊

成立整合團隊整合產、官、學等跨領域，並綜整北中南區計畫，製作整合計畫進度報告。協助環保署與三區計畫團隊溝通討論，水庫水質永續管理共通性項目辦理原則，並與相關單位溝通討論。

三、結果與討論

（一）、水庫污染負荷科學評估與調查

水污染來源點源污染的調查方法已行之多年，且相關的採樣原則均已有所規定，然而對於非點源污染的調查與評估，仍待進一步以科學的數據與方法來加以釐清，並使其作業標準化。臺灣北區（基隆至新竹）以民生供水為主要目的之水庫共計 4 座（包含新山、翡翠、石門及寶山水庫），且環保署每年均針對該四座水庫之庫區水質進行採樣監測，但對於各水庫之入庫溪流則未設有長期之水質監測站，以致於推估水庫外部污染負荷量時，往往因缺乏集水區之水質資料而難以得到驗證。雖然部份水庫管理單位已著手於入庫溪流設置水質監測站，但宥於資料並未公開，因此難以有效被利用於污染量推估之驗證，為了能正確推估並有效驗證集水區之污染量，實有必要匯整水庫管理單位既有之水質監測資料，加以比對之後，針對資料不足之處再行補充調查，進而研析水庫水質與污染源之因果關係及關連性。

1. 入庫溪流水質調查

石門水庫於入庫溪流中已設有水質監測站，北水局已於四條入庫溪流（包含大漢溪、三民溪、浦仔溝溪及高遠溪）中設有水質監測站，調查頻率為每個月一筆且均為晴天採樣，其調查的項目包括水溫、pH、導電度、溶氧量、總磷、氨氮、生化需氧量、懸浮固體及大腸桿菌群等，因此，本團隊入庫

溪流之晴天水質水量資料可直接參照北水局提供之流量資料（僅大漢溪）及水質監測資料。另由於高遶溪流域之土地開發低且農作少，且污染濃度均較另三條入庫溪流為低，故無須再進行水質補充調查。本計畫調查以補充雨天水質監測為主，主要著重於大漢溪、三民溪及浦仔溝溪之雨天連續採樣調查，掌握初期暴雨冲刷濃度，所訂之採樣點位詳圖 1。



圖 1. 石門水庫入庫溪流水質調查點位及座標位置圖

採樣頻率的設定，必須依據降雨的型態和集水區的面積，也就是集流時間的長短而有所不同，如為集水區面積大之大漢溪，啟動採樣時機為累積降雨量達到 $25\text{mm} \pm 25\%$ 後的一小時內開始採樣，每筆採樣間隔為 30min；若為集水區面積小之三民或南仔溝溪，啟動採樣時機為累積降雨量達到 $20\text{mm} \pm 25\%$ 後的一小時內開始採樣，每筆採樣間隔為 15min。河川雨天採樣之污染濃度明顯高於晴天污染濃度，且總磷含量中，溶解性磷與吸附性磷的比例約為 1:3，浦仔溝溪、三民溪及大漢溪雨天連續採樣結果，總磷（TP）水質濃度變化參圖 2。

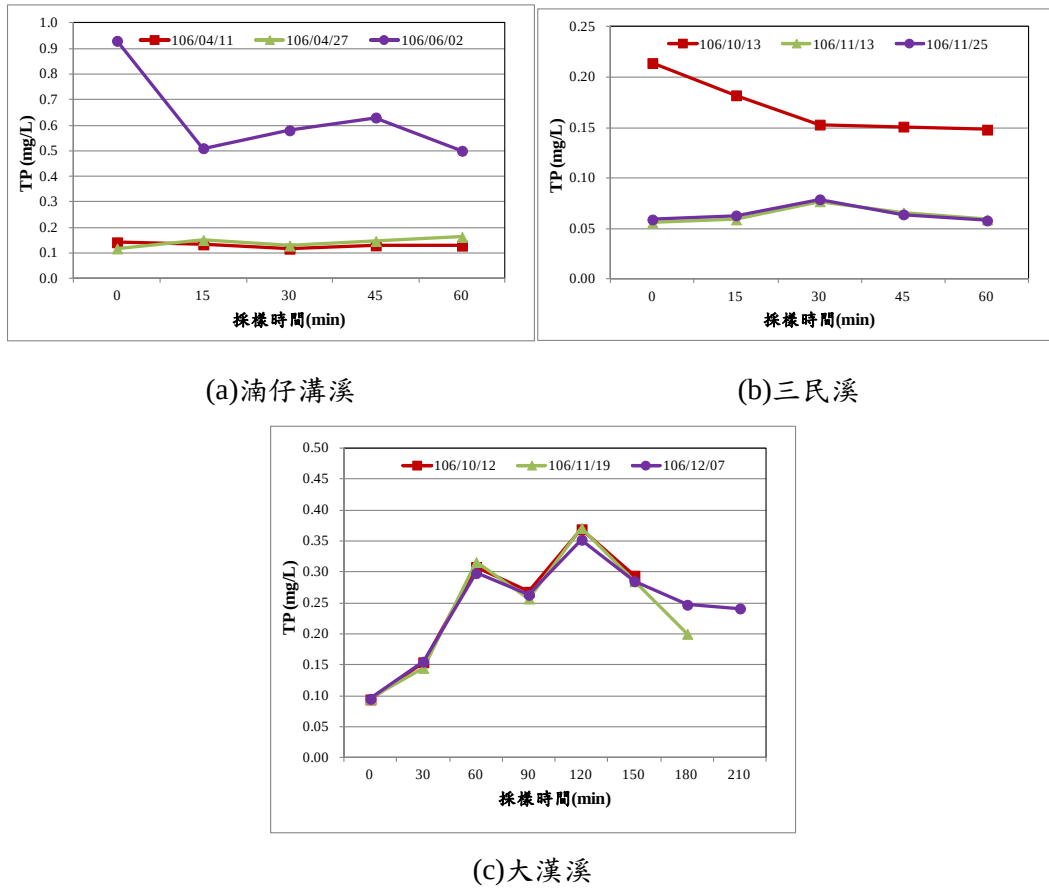


圖 2. 雨天連續採樣總磷 (TP) 水質濃度變化

2. 土地利用污染負荷補充調查

本計畫為了解不同土地利用情形之污染輸出量，故於石門水庫集水區內，分別針對遊憩地區、農林業地區及聚落地區佈設調查點位，以進行排放量及水質補充調查，石門水庫集水區內土地利用之水量及水質監測調查，水質檢測項目包含水溫、pH、導電度、溶氧量、總磷、氨氮、生化需氧量、懸浮固體、大腸桿菌群、總氮及化學需氧量等項目，採樣點位詳圖 3。



圖 3. 石門水庫不同土地利用水質補充調查點位

百吉隧道口排水溝之水質檢測，得知假日污染濃度高於平日，顯示流動攤販的聚集，會對涌仔溝溪水質造成影響，農地非點源污染調查得知，火龍果之單位面積污染負荷高於綠竹林及水蜜桃，但坡度陡峭且地表無植生覆蓋的綠竹林，一旦降雨強度大時，其 SS 會明顯上升，顯示地表沖蝕顯著。生活污水對水質的威脅十分嚴重，應設置合宜之污水處理系統，改善水質。

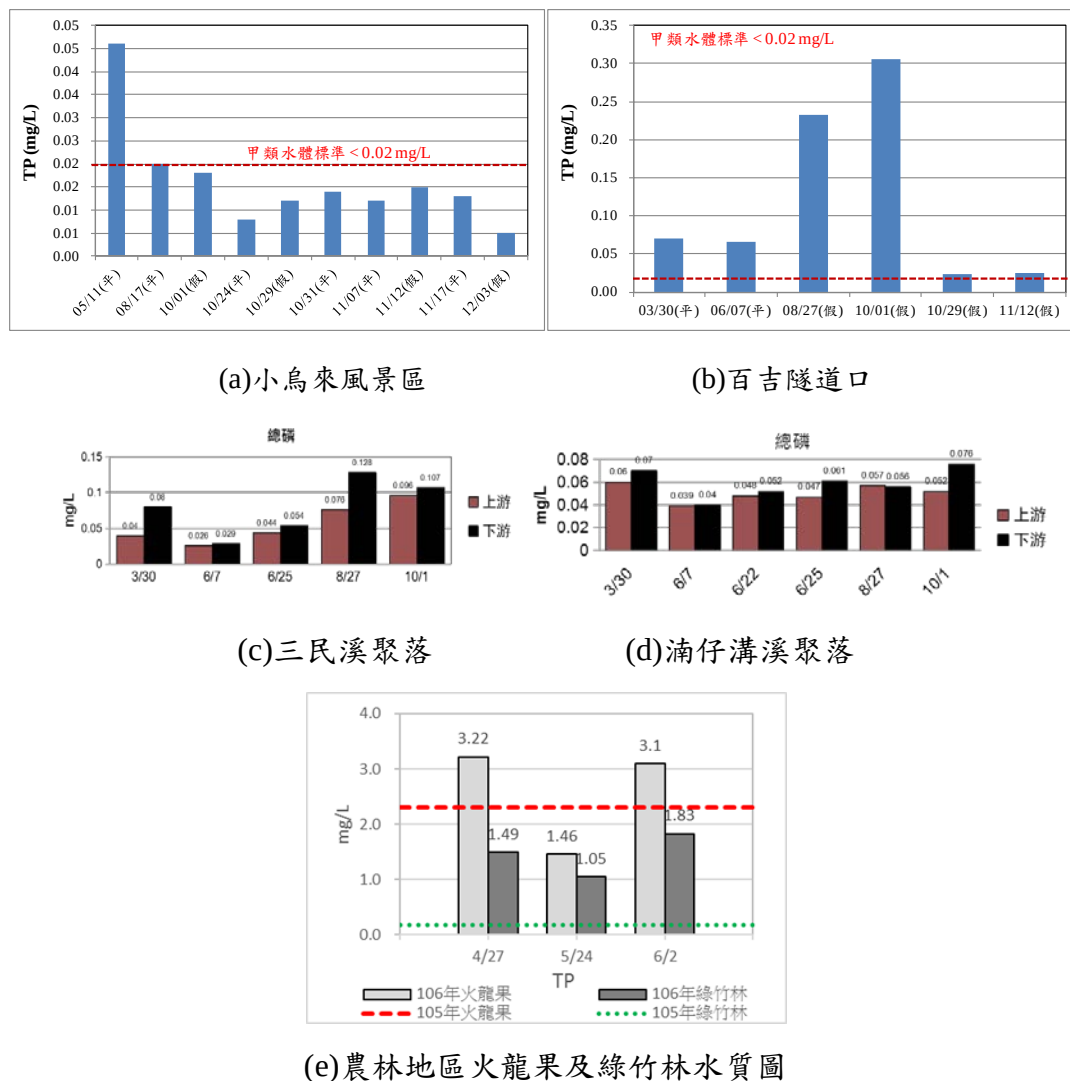


圖 4. 土地利用總磷 (TP) 水質調查結果圖

(二) 氣候變遷水質管理防災調適

隨氣候變遷之影響，極端氣象事件日趨增加，為了解其對於水庫集水區之影響，本計畫蒐集國內本土化氣候變遷資料，並利用長期官方監測資料，尋找氣象因子與水質之關係，且嘗試利用水質模式與經驗公式評估強降雨對於集水區流量與水質的直接及間接影響與因應。本計畫蒐集水利署「水利建設因應全球氣候變遷白皮書」、臺灣氣候變遷推估與資訊平臺建置計畫 (TCCIP)、水利署計畫成果 (2012 與 2013) [3,4] 及各項研究結果，了解目前國內氣候變遷研究之進度。根據研究結果指出，氣候變遷對水質影響主要來自降雨型態與溫度上升，可能影響水量變化，改變集水區逕流情況，及直接影響水中生物與化學特性。因此本計畫利用石門水庫長期實際之水質監測資料，觀察水質與降雨及溫度的相關性。統計結果顯示，氣象因子之溫度及降雨量與各水質項目相關性並不顯著，主要原因乃採樣作業規範為晴天採樣，無法顯示降雨量與水質相關性，此外，在較低溫情況，溫度與葉綠素 a 具有較高相關性，但其他季節水溫已達藻類生長溫度，故溫度變化對於葉綠素 a 濃度並無影響。最後，本計畫利用已率定驗證完成，確定與實際狀況相符之集水區水質模式 BASINS 與 SWMM 模式，進行模擬與分析極端強降雨對水庫水質的直接與間接影響，採用「臺灣氣候變遷推估與資訊平台建置計畫」[5]之近未來 (2015-2039 年) 與世紀末 (2075-2099 年) 前五場極端降雨資料輸入於模式中，模擬不同雨型、降雨及延時之降雨下，集水區水量之變化。此外，因 SWMM 模式之限制，無法模擬極端降

雨下土砂沖蝕情況，本計畫另採用通用土壤沖蝕公式（MUSLE）推估各場降雨事件之土壤沖蝕量及懸浮固體濃度。

本團隊過去已利用 BASINS 及 SWMM 模式模擬石門水庫之水量與水質，而模式之適用性已透過參數率定驗證受到認可，故本計畫透過此模式輸入上述所整理之降雨資料，並以霞雲站之位置作為模式之輸出結果，模擬整個石門水庫集水區之變化，了解氣候變遷下極端降雨之影響。根據模擬結果可看出，近未來（2015-2039 年）之前兩大颱風降雨事件，大漢溪之平均流量分別為 1,954 CMS 與 2,644 CMS，最大瞬時流量為 7,846 CMS 與 8,753 CMS，詳細之模擬結果如表 1。

表 1. 大漢溪近未來之模擬結果

近未來 (2015-2039 年)	總雨量 (mm)	降雨延時 (hr)	平均降雨強度 (mm/hr)	平均流量 (CMS)	最大瞬時流量 (CMS)
TOP 1	864.3	79	10.9	1,954.1	7,846
TOP 2	1,047.7	43	24.4	2,644.2	8,753
TOP 3	601.6	73	8.2	1,478.6	10,311
TOP 4	644.3	73	8.8	1,561.9	7,483
TOP 5	604.2	61	9.9	1,721.5	13,513

（三）水污染削減綠色技術

本團隊針對建魚堀溪示範場址及北勢溪流域場址各一處示範區，為持續觀察非點源污染削減成效之對象，藉以評估水質改善情形與目標；另亦檢查植生滯留槽之植栽、濾材及淤積情形等維護作業情形，提出改善建議，據以作為後續推動之參考。本團隊於建魚堀溪場址共計採得 9 場雨天採樣，其水質調查項目包括懸浮固體（SS）、總磷（TP）、氨氮（ $\text{NH}_3\text{-N}$ ）、化學需氧量（COD）等。由水質分析得知，SS 入流濃度介於 1.2~33.3mg/L，平均入流濃度為 10.6mg/L，出流濃度介於 0.4~10.2mg/L，平均出流濃度與標準差 $4\pm 3\text{mg/L}$ 。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 入流濃度介於 0.23~2.12mg/L，平均入流濃度為 0.8mg/L，而出流濃度介於 0.08~0.98mg/L，平均出流濃度與標準差 $0.32\pm 0.26\text{mg/L}$ 。COD 入流濃度介於 12.2~36.3mg/L，平均入流濃度為 22.5mg/L，出流濃度介於 4.9~24.9mg/L，平均出流濃度與標準差 $13.4\pm 0.7\text{mg/L}$ 。TP 入流濃度介於 0.021~0.262mg/L，平均入流濃度為 0.102mg/L，而出流濃度介於 0.006~0.095mg/L，平均出流濃度與標準差 $0.038\pm 0.025\text{mg/L}$ （圖 5）。

建魚場址平均坡度約 11.9 度，茶園內茶樹均非新株故土壤裸露處較少。事件三為天鵝颱風侵臺帶來豪大雨，使得當天 SS 入流濃度上升；事件五雨量雖然也較大；事件六為杜鵑颱風侵臺帶來豪大雨，但由於當天採樣前降雨量已累積 118 mm 濃度可能已被稀釋，故 SS 入流濃度較低。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 入流濃度 2015/9/28 採樣前降雨量已累積 118mm，但 $\text{NH}_3\text{-N}$ 入流濃度卻高於 2.2mg/L，於 9 月中旬有施撒肥料可能與此有關；而 2016/3/10 因進行茶樹修剪，修剪之枝葉皆置於原茶樹旁，枝葉腐爛產生含氮物有利於茶樹生長，再加上 2016/2/15 有施撒肥料，導致 $\text{NH}_3\text{-N}$ 入流濃度提升；另外，該示範區之地主採用高氮量的肥料（雋隆黑粒魔），成分為全氮 16%、全氧化鉀 1%、有機質 80%，進行施肥，致使 $\text{NH}_3\text{-N}$ 入流濃度偏高。綜整上述便可解釋 $\text{NH}_3\text{-N}$ 濃度相較其他水質檢測項目來的高，主要係來自高氮量肥。建魚場址於 7 月初進行秋茶施肥，9 月份有進行冬茶施肥，於後續採樣皆可觀察出 COD 入流濃度有上升的現象，其 TP 亦是，但採樣中後期 TP 的入流濃度都較前期採樣來的低，推測可能原因：其一為與地主使用高氮量降低磷含量有關、其二為後期採樣尚未遇到如颱風般之暴雨。更進一步探討 PO_4^{3-} ，其入流濃度介於 0.032~0.214mg/L，平均入流濃度為 0.076mg/L，而 PO_4^{3-} 出流濃度介於 0.009~0.062mg/L。由數據得知植生滯留槽對於溶解性磷的削減，可以發揮一定的成效。 PO_4^{3-} 入流濃度會隨著施肥量與降雨量而有所改變，在建魚場址採樣數據中，TP 入流濃度上升 PO_4^{3-} 入流濃度也會跟著上升，而採樣中後期（2015/9/28~2016/6/5） PO_4^{3-} 入流濃度也有與 TP 一樣偏低的趨勢，此證實了與地主使用高氮低磷的肥料有關。

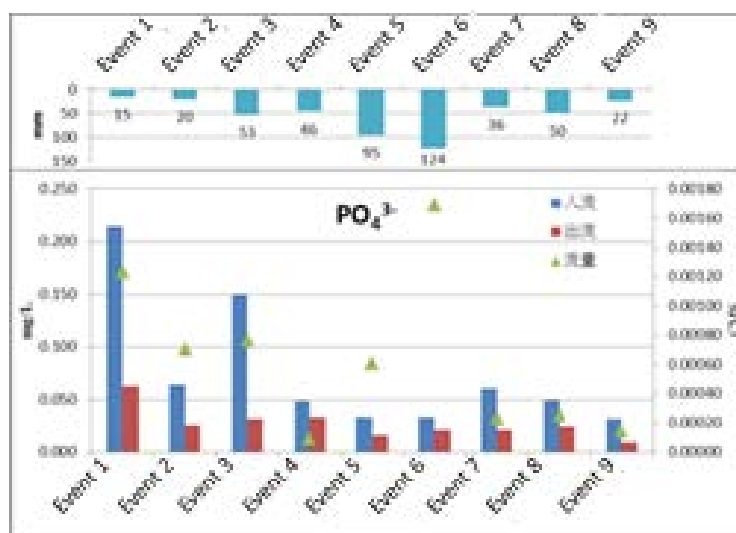


圖 5 建魚堀溪場址入、出流濃度與流量雨量關係圖

(四) 決策管理模式與經濟誘因

非點源污染之削減策略為目前水質改善之重要課題，為全面推動非點源污染之削減，需對於非點源污染之成本效益進行了解，本計畫根據美國環保署之報告[6]，計算削減措施可能之花費，如建設與維護成本等，且設施中各項物件其生命週期皆有不同，因此其利用單變量的冪函數來近似設施的總成本，並歸納出多種物件之總成本，但因國內外之經濟狀況不同，故蒐集本中心過去實際施作之削減措施，了解國內之建造成本。此外，本團隊採用利用系統分析工具 STELLA，以過去之模式為基礎，統整為三民溪以及楠仔溝的污染削減決策模型。決策者可利用此工具模擬不同污染削減策略對於水質的改善程度，以及預估這些污染削減策略所需經費。美國清水法下以集水區為管理範圍，設計排放許可制度（NPDES），並規範總量管制制度（TMDL）。為了讓這制度更為經濟有效，在 2003 年美國環保署公告了排放交易政策，稱為 Water quality trading（WQT），在放流水排放標準下，在不同污染源之間進行排放量的交易。而本團隊利用國外之文獻，評析非點源污染交易抵換機制之可行性，但因我國相關的基本資料都未建置，例如每單位非點源污染的削減成本都尚未有完整分析，因此現階段非點源污染抵換機制尚不可行。待未來非點源污染基礎資料完備後，再討論是否有執行抵換機制的必要。

本團隊利用 STELLA 決策系統軟件，以過去集水區水質模式之模擬結果作為基礎，建置三民溪與楠仔溝溪集水區之決策平台，使決策者毋須了解與學習複雜之水質模式，即可透過圖像化之設計操作各因子間的關係，並透過決策模型直接得知各削減策略操作後可能之變化。本團隊將石門水庫鄰近庫區中之熱點地區皆建置決策模型（圖 6），即三民溪與楠仔溝溪，並將版本分為完整版及政策版，其用意在於完整版係將各項因子開放於決策者進行設置，因此需要擁有深入之了解方可操作，而政策版即簡化後之結果，僅提供削減策略等因子可以調整，可清楚了解欲削減點源與非點源污染所需使用採取之方案，其中每次執行即可展示出年總污染負荷量、水體總磷水質、削減率及可能需要之經費，使決策者一目了然相關資訊，此外，總磷水值濃度旁之燈號則係與水質標準進行比對後之結果，利用紅色、橙色與綠色代表水質污染之嚴重性。

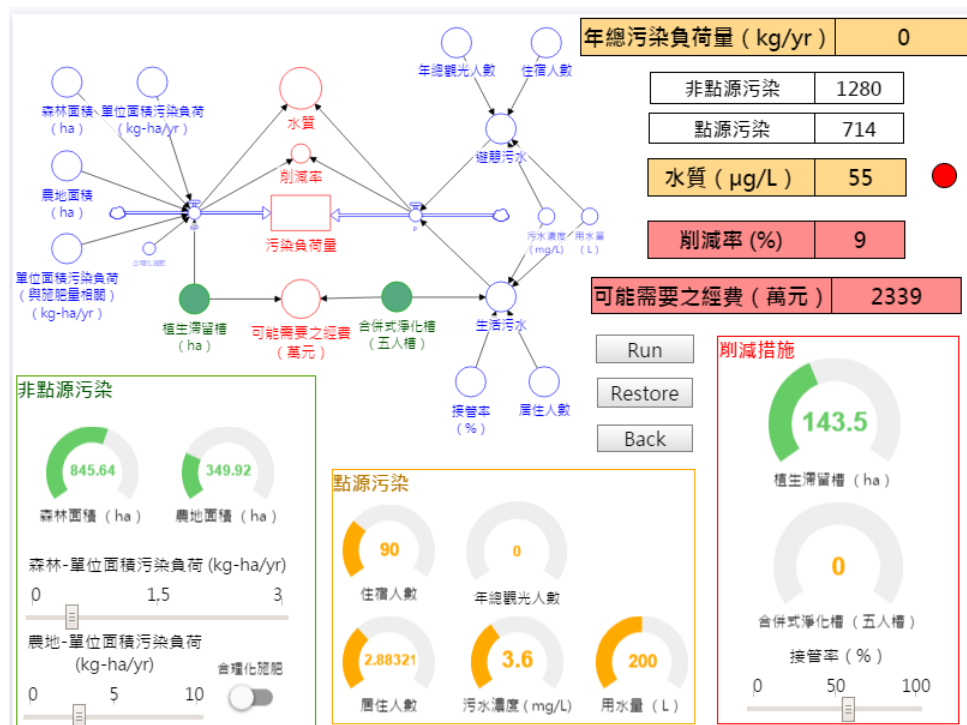


圖 6 石門水庫總量管制決策系統之完整版

(五) 成立計畫整合團隊

成立計畫整合團隊，並建立本計畫與中區、南區計畫團隊溝通窗口，整合產、官、學等跨領域，綜整北中南區計畫進度報告。協助環保署與三區計畫團隊溝通討論，規劃工作協調會議。擬訂水庫水質永續管理共通性項目辦理原則，並與相關單位溝通討論。

四、結論與建議

水庫污染負荷科學評估與調查結果顯示綠竹林與火龍果農林區雨天，水質濃度差異與施肥時機及降雨強度相關，其 SS 平均濃度高於火龍果農地。三民溪及湳仔溝溪聚落區調查結果，顯示聚落生活污水影響水體 SS、營養鹽及大腸桿菌群。統計分析石門水庫長期監測資料，顯示氣象因子之溫度及降雨量與各水質項目相關性並不顯著。採用 TCCIP 近未來（2015-2039 年）及世紀末（2075-2099 年）之前五大颱風降雨事件，確認 SWMM 模式可模擬極端降雨下之集水區流量，使用土砂公式(MUSLE)模擬土壤沖蝕量及 SS 濃度。石門水庫集水區總磷負荷量之推估結果，顯示以三民溪及湳仔溝溪子集水區負荷量較高，分別貢獻 714 kg/yr 及 397 kg/yr，且以點源污染為主。經套疊接管範圍，扣除已接管用戶，三民溪與湳仔溝溪子集水區分別尚有 800 戶與 497 戶生活污水尚待處理。MSL 系統示範場址依據土地利用調查搭配衛星影像及現場勘查初選三處聚落，可處理目標戶數總計 28 戶。STELLA 工具應用於三民溪及湳仔溝之污染削減決策模型，模擬各種污染削減策略對水質改善程度與預估所需經費。建議事項：

1. SWMM 模式可模擬預測水庫集水區於晴天及暴雨事件之流量，但若再搭配其他評估方法，則可預測極端降雨事件水質。
2. STELLA 工具可將過去監測資料、模擬資料、削減策略資料等，系統性整合成決策模型工具。未來更新資料可持續擴充此工具功能，及加強資料正確性。
3. 我國集水區管理相關基本資料（如單位非點源污染的削減成本）尚未建置，故於我國推動美國非點源污染抵換機制則尚不可行。今後俟建置非點源污染基礎資料，再討論執行抵換機制之必要性。

參考文獻

- [1] 林鎮洋、康世芳、何嘉浚、陳起鳳、余嘯雷、李祖川，106 年北區水庫水質永續管理計畫，行政院環境保護署委託（2017）。
- [2] 林鎮洋、康世芳、何嘉浚、陳起鳳、余嘯雷、李祖川，105 年水庫營養鹽總量削減措施及技術規範研擬計畫，行政院環境保護署委託（2016）。
- [3] 經濟部水利署氣候變遷水文情境評估研究（2/2）（2013）。
- [4] 經濟部水利署氣候變遷水文情境評估研究（1/2）（2012）。
- [5] 林李耀，臺灣氣候變遷推估與資訊平台建置，計畫第二期成本報告（2015）。
- [6] 行政院環境保護署，集水區農作物最佳施肥管理策略-芒果（2011）。

健康水庫永續水質雲端科技管理-移動式水質檢測載具於水庫水質監測

游勝傑¹ 王雅玢¹

¹中原大學環境工程學系

EPA-106-U101-02-A121

摘要

寶山水庫供水對象為新竹科學園區，主要為高科技晶圓製程需消耗大量純水，因此如何確保寶山水庫的水質、水量穩定格外重要，由於寶山水庫是離槽水庫可於上坪攔河堰篩選水源以避免水質較差之水源流入寶山水庫，由於寶山水庫周遭農業盛行及住宅林立污染源甚多，利用自走式載具監控寶山水庫庫區水質，建立潛在污染熱區提供給水庫管理單位科學依據，進一步設立適宜污染削減設施。

目前台灣水質監測，皆為定點監測或人工採樣檢測，人工採樣耗時費力且無法長時性的監測，定點監測無法應照水位高低調節監測點。由於定點監測無法代表整塊區域水質，或有水生生物及植物的附著，大量設置定點監控成本過高，採用自走式載具搭載直讀式儀器 MAX-RS485 多參數水質探測儀能有效節省成本並透過 IOT 物聯網方式回傳至伺服器，進一步遙控下達指令以確認水庫水質之變化及營養鹽之來源。

關鍵詞：水質即時監測、自走式載具、IOT

一、前言

自走式水質監測載具主要分成兩大部分水質檢測、及自走式船體，透過預先設定任務航線即時監測所行駛路徑上之水質[1,2]，由船體拖曳市面成熟商品之浮標式水質監測儀[3]，藉由位於水下之直讀式感知器每 15 秒測得之水質數據，回傳至水面浮標後以行動通訊網路將座標與數據回傳至數據資料庫以利分析[4]。自走式船體透過船體內建之 gps，當船體偏移角度超過 40 度後修正雙馬達輸出動力調整方向回到設定任務航線[5]，電量不足時便自動回至設定終點以利充電。

本研究透過 GIS 先了解寶山水庫相關地理資料，並進一步實地勘查，設定了 7 個主要監測點位分別是 1.越域引水口 2.吊橋 3.密集人口住宅區 4.觀光餐廳 5.農地 6.露營區 7.水果園。將七個點位涵蓋整個寶山水庫，經由自走式水質監測載具所收集到的數據透過 GIS 內插計算後分析全區污染熱區。

二、研究方法

MAX-RS485 多參數水質探測儀是一個可安裝多種水質參數監測計的圓形筒狀監測器，內有包含壓力(SMR01)、酸鹼度(SMR04)、電導度(SMR07)、溶氧(SMR09)、濁度(SMR10)、葉綠素 a(SMR35)、鉀離子(SMR39)。

感測器	範圍	解析度	準確性	測量方式
深度	0~100 m	0.001 %FS	±0.1% FS	壓力類型
pH	0~14 pH	0.01 pH	±1% FS	電極法
溶氧	0~50 ppm	0.01 ppm	±1% ppm	螢光法
電導度	0~2000 µs/cm	0.01 µs/cm	±0.5 %	電極法
濁度	0~4000 NTU	0.1 NTU	±5% FS	光學法
葉綠素 a	0~500 ppb	0.01 ppb	$R^2 \geq 0.999$	螢光法
鉀離子	0~1000 ppm	0.001 ppm	±0.2 ppm	離子選擇性電極

此自走式監測船應用物聯網的概念，分為三個階層：Device, Connect, and Manage，在 Device 的部分為六支感測器和船體，將感測到的水質數據、GPS 及船體行走的路線和相關船體數據，透過 Connect 的部分使用行動網路傳輸到管理者的伺服器進行計算，在 Manage 的部分有著水質監測管理系

統和船體管理系統，水質監測管理系統將已在伺服器計算好的資訊，呈現在監控程式上有即時座標、pH、電導度、溶氧、濁度、葉綠素 a 及鉀離子，船體管理系統方面可事先規劃好船體行走路線，也能得知即時船體的行進方向、位置及速度，當船體管理系統發現船體行進方向有偏差時，會傳送修改指令給船體，對其行進方向進行修正。

三、結果與討論

目前利用 MAX-RS485 進行寶山水庫水質監測，pH, Conductivity, DO, Turbidity, Chlorophyll-a, and Potassium ion. 詳細分析結果如下：

1. pH

由 MAX-RS485 測得之 pH 介於 9.1~9.7 之間。由圖 1 可知各點位 pH 濃度分布，庫區水質偏鹼性，因是劇烈光合作用導致，得知有優養化的情況，在第五、六、七點位比起其他位置偏高，是因為遠離進水口與出水口的路徑，導致水體流動率不高。

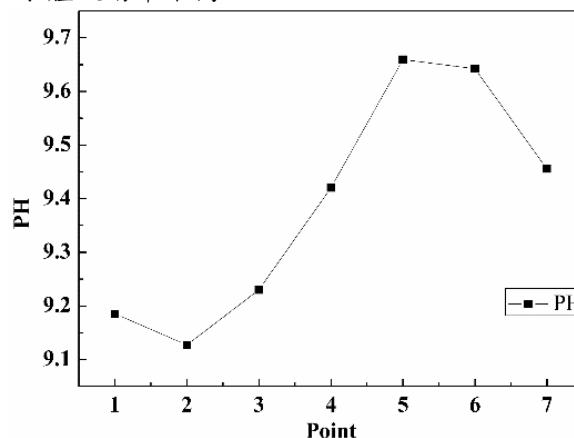


圖 1. 寶山水庫 7 點位之 pH 曲線

2. 電導度

由 MAX-RS485 測得之 Conductivity 介於 190~205 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 之間。由圖 2 得知，第一、二、三點位比起其他位置偏高，因為這些點位於進水口與出水路徑，進水口為從上坪溪越域引水，會攜入高濃度污染物質，第三點為靠近住宅區，導致這些地區電導度偏高。

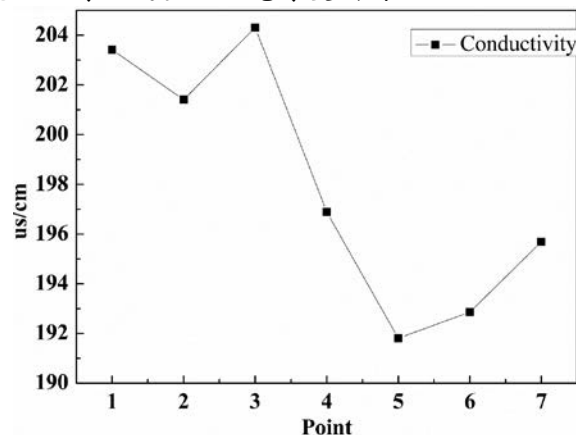


圖 2. 寶山水庫 7 點位之電導度曲線

3. 溶氧

由 MAX-RS485 測得之 DO 介於 9~12 mg/L 之間。由圖 3 得知，依序由第一點位開始慢慢上升，點位距離進水口越遠濃度越高，因水流緩及有大量藻類情況下，在日照充足會造成水質呈現過飽和狀態，這樣會伴隨著偏高的 pH 與藻華的現象。

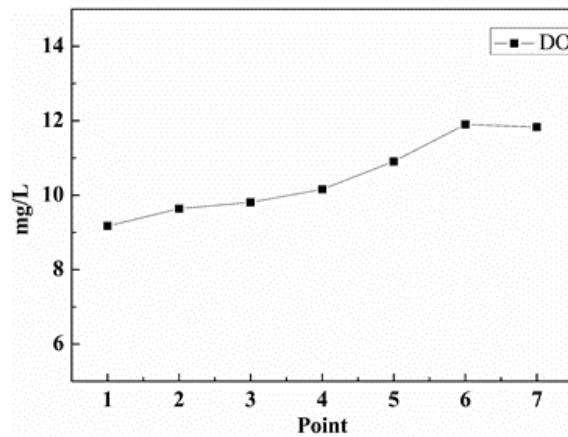


圖 3. 寶山水庫 7 點位之溶氧曲線

4. 濁度

由 MAX-RS485 測得之 Turbidity 介於 5~7 NTU 之間。由圖 4 得知，因當天為晴朗加上水流緩慢的情況下，整體濁度值為良好狀態。

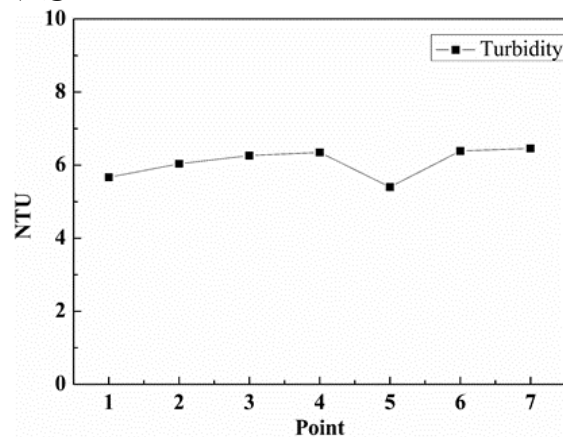


圖 4. 寶山水庫 7 點位之濁度曲線

5. 葉綠素 a

由 MAX-RS485 測得之 Chlorophyll-a 介於 0~3 ppb 之間。由圖 5 得知，若該水質狀況單以葉綠素 a 值作判斷之優養化現象，其優養化程度為普養等級。

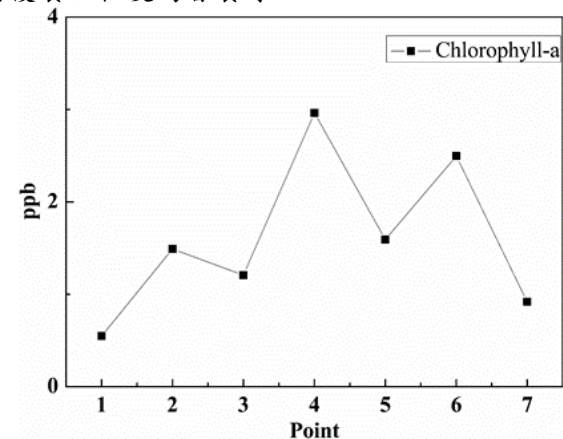


圖 5. 寶山水庫 7 點位之葉綠素 a 曲線

6. 鉀離子

由 MAX-RS485 測得之 Potassium ion 介於 0~0.3 ppm 之間。由圖 6 得知，絕大部分的鉀離子都是透過越域引水帶進庫區的，離進水口越遠濃度越低。

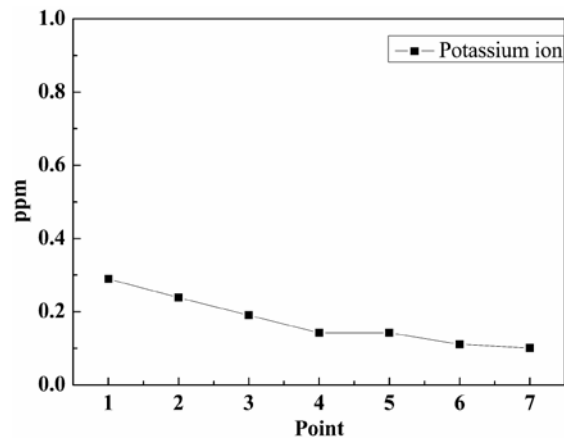


圖 6. 寶山水庫 7 點位之鉀離子曲線

四、結論與建議

透過濃度分析圖可以了解，水溫、pH、溶氧浮動沒有特別明顯，導電度則為密集人口住宅區周遭為最高濃度 $204.31 \mu\text{S}/\text{cm}$ ，濁度以果園 6.46 NTU 濃度最高，鉀離子以越域引水口 0.29 ppm 最高。

由政府開放水質資訊可以了解到寶山水庫介於優養化邊緣，但無進行分析污染源源頭之研究透過自走式水監測載體長時間監測，確認找出污染源並分析污染源比例。

參考文獻

- [1] Wu, H. Peng, K. Ohtsu, G. Kitagawa, T., "ItohShip's tracking control based on nonlinear time series model." (2012)
- [2] Zhang, H.-M. Jia, X., "QiNNFFC-adaptive output feedback trajectory tracking control for a surface ship at high speed." (2011)
- [3] YSI Incorporated, EMM68 Buoy - quick and Easy Access to Water Quality Data, (2009)
- [4] State of Ohio Environmental Protection Agency, Manual of Ohio EPA Surveillance Methods and Quality Assurance Practices, Ohio EPA, (2009)
- [5] Zou, J., Chen, M., Feng, X., & Liu, M., "Robust tracking control of ocean surface vessels using disturbance observer. In Proceedings of the 30th chinese control conference." (2011)

健康水庫永續水質雲端科技管理-106 年南區水庫水質永續管理計畫

林財富 黃良銘 張智華 陳婉如 侯文哲 賴俊熹 邱宜亭 吳怡儒 趙俊穎 李雅菁 許菁娥

國立成功大學國際水質研究中心
EPA-106-U101-03-A111

摘要

本計畫以阿公店水庫為示範水庫，透過污染負荷科學評估與調查方法確認關鍵水質問題、鑑定可能污染源、解析入庫營養鹽來源貢獻量、建立模式評估污染負荷對水質的影響及營養鹽削減措施對水庫水質的改善成效。根據評估結果已界定需管制的污染熱區範圍，並提出生活污水、越域引水及遊客污水之綠色削減技術與場址規劃。在科技研發方面，本計畫導入及開發多項水庫水質創新管理方法與工具，包括利用新興污染物追蹤污染來源技術、以螢光激發/發散陣列光譜儀解析總有機碳來源技術，衛星影像遙測水質及無人機遠端採樣技術。阿公店水庫 TP 削減規劃建議在得到地方政府與管理機關支持下，目前已陸續推動污染熱區之 TP 總量管制區計畫及集水區脫氮除磷合併式淨化槽規劃與細設計畫，相關措施完成後水庫非空庫排淤期間之 TP 濃度將可望由現況 0.04 mg/L 降到 0.032 mg/L，這對改善水庫優養、保護民生水源與確保用水安全有很大幫助。

關鍵詞：永續水資源管理、營養削減與控制、改善水庫優養化水質指標

一、前言及研究目的

本計畫支援政府健康水庫水質保護管理體系之建構，研擬水庫集水區氣候變遷調適計畫及策略，發展集水區污染負荷評估模式，建構水庫水質污染預警機制，落實永續經營，確保水資源清潔。為導入健康水庫永續水質管理制度改善主要民生用水水庫水質、防災調適及用水安全，本計畫運用科學分析方法與本土化污染負荷調查與評估模式，研擬水庫水質保護之氣候變遷調適及污染總量管制前瞻性策略及措施，發展水庫污染削減綠色技術，規劃經濟誘因削減非點源污染，協助創造環境、水資源及經濟三贏策略。

二、研究方法

導入健康水庫永續水質管理制度，以改善主要民生用水水庫水質、防災調適及用水安全為目標，本計畫將運用科學分析方法與本土化污染負荷評估模式，研擬水庫水質保護之氣候變遷調適及污染總量管制前瞻性策略及措施，發展水庫污染防治減綠色技術，研究經濟誘因削減非點源污染，協助創造環境、水資源及經濟三贏策略。

1. 研擬水庫水質保護之氣候變遷調適及污染總量管制等前瞻性策略及措施

評估污染負荷及來源，豐枯水期或強降雨水量變異對水質之影響，研析水庫藻華產生原因及應變措施，及氣候變遷水庫管理防災調適策略，訂定水庫污染總量管制措施。

2. 水庫水質污染負荷評估在地模式、科學分析方法之研發

建置水庫集水區點源、非點源及逕流污染負荷調查，導入水庫水質在地化模式評估系統，建構水庫水質雲端科技管理決策支援系統。

3. 發展水庫水污染防治減量綠色技術

在水庫污染負荷減量部分，對造成水庫營養鹽污染來源如氮、磷等，研究以低衝擊開發技術、綠色基礎建設及綠色削減技術減少點源及非點源所產生之污染量，規劃水庫集水區非點源污染最佳管理技術(BMP)污染削減示範計畫及設施，發展水庫水污染防治減量綠色技術施行成效評估雲端監控系統。

4. 建構非點源污染削減經濟誘因評估模式

評估水庫水污染削減經濟誘因，尤其是農、林、地等所產生的非點源污染，以及交易或抵換機制建立具成本效益的氮磷逕流減量機制，創造環保、水資源及經濟三贏策略。

三、結果與討論

阿公店水庫為近四年南區 10 座主要飲用水水庫中優養化程度最高者，也因其水質不佳，路竹淨水場反映原水有 TOC 過高及臭味問題。阿公店水庫集水區屬人為開發使用部分佔 4 成以上，大多數是施肥量高的果樹。水庫點污染源則包括 4,000 人生活污水與近年來大量增加的環庫自行車道遊客。考慮用水需求、水質狀態與污染可控制性，本計畫篩選阿公店水庫為示範水庫，研析其操作特性(空庫排淤與越域引水)及關鍵水質問題(優養、TP、TOC 與藻臭)，據以規劃污染負荷與來源科學調查方法、水庫污染負荷與水質評估模式、研擬水庫水質保護之氣候變遷調適策略、污染總量管制、以及水污染削減綠色技術等前瞻策略。

1. 污染負荷調查與來源鑑定

本計畫擬定阿公店水庫污染源、入庫溪流與底泥釋出採樣調查計畫，運用新興污染物科學鑑定技術，分別以雙酚 A、氧四環素與農藥做為示蹤劑偵測入庫溪流之人為、畜殖與農業污染源，發現尖山里、斗姥廟及金山里社區入庫溪流為人為及畜殖污染主要來源，農藥部分則以尖山里為主要熱點，主要檢出環境衰減速度較慢之嘉磷塞除草劑(glyphosate)。

針對淨水場關切之 TOC 與藻臭問題，本計畫於水庫取水口確認臭味來源為藻臭味(2-MIB)，其濃度遠高於入庫溪流，研判為蓄水期間水力停留時間較長所造成；鑑定 TOC 成分為土地沖刷貢獻之類黃酸與類腐植酸為主，熱區為尖山里排入旺萊溪之入庫溪流。在內部負荷部分，受集水區沖出大量泥沙覆蓋影響，釋出試驗顯示底泥釋出負荷並不顯著。

2. 水庫污染負荷推估與水質評估模式建立

根據污染調查結果，本計畫盤查各種污染來源(生活污水約 4,000 人、果園、無列管事業)、界定污染負荷熱區、估計入庫污染流達量，並以動態零維水庫水質模式建構流達量與水庫 TP 之關係。TP 流達量推估結果顯示生活污水、越域引水及非點源污染各佔 9%、54%與 37%，其對應之削減策略包括脫氮除磷合併式淨化槽、越域引水入庫前加強沉降以及果園最佳管理作業。越域引水因佔蓄水期水量達 70%，故貢獻量最大；非點源污染主要集中在雨季空庫排淤期，此間水力停留時間僅 4 天，蓄留之非點源污染負荷有限，故雖然果園面積廣大但採取最佳管理作業僅能使蓄水期(非空庫排淤期)TP 由 0.04 mg/L 降至 0.036 mg/L。採用脫氮除磷合併式淨化槽處理集水區生活污水可將 TP 濃度降至 0.032 mg/L，若再輔以最佳管理作業及入庫前越域引水加強沈澱，有機會可降到接近甲類標準之 0.02 mg/L。為利於未來更全面性評估污染負荷對水庫水質的影響以及氣候變遷對水庫水質衝擊之量化評估，除前述模式外，亦規劃建置水庫二維 CE-QUAL-W2 模式與 HSPF 集水區水理水質模式，本年度已完成 CE-QUAL-W2 模式水質率定與驗證，以及 HSPF 模式水理與 SS 負荷率定。

3. 水庫水質管理創新工具研發

阿公店水庫沒有船隻編制，管理單位不易採取代表性水樣送驗，建議以遠端採樣、自動監測及遙測技術協助其監控水質。本計畫完成遠端採樣無人機與衛星影像遙測水庫水質技術開發，無人機在搭載兩公升水樣的狀態下能續航 23 分鐘，開發成本低廉又便於操作，很適合國內庫區小且未編制船隻之水庫使用。衛星遙測水質技術乃利用公開的 Landsat-8 30 公尺解析度衛星資料，使用海洋光學水色理論之全域型演算法進行研發，可成功應用在國內大多數水庫，甚至包括小型水庫如新山水庫、阿公店水庫及澄清湖。透過葉綠素 a 與透明度水質影像之空間關連分析，能分類研判水庫內不同區域之藻類生長限制因子，提供十分實用之優養改善資訊。

4. 水庫水質保護之氣候變遷調適策略

本計畫建立阿公店水庫本土化氣候變遷資料，並分析氣候變遷對水質造成之衝擊。在未來台灣最有可能發生的 RCP4.5 情境下，阿公店水庫與集水區溫度呈現穩定上升態勢，增溫較明顯的夏(6、7、8 月)及秋季(9、10、11 月)有 75%以上的 GCM 顯示近未來會升溫 0.3℃、未來 0.95℃、世紀末則達到破 1 度的 1.1℃。在最惡劣的 RCP8.5 情境下，全年有 75%以上的 GCM 顯示近未來會升溫 0.4℃、未來 1.3℃、世紀末則達到破 2 度的 2.6℃。在 RCP4.5 情境下，有 75%以上的 GCM 顯示雨季(6 到 8 月)降雨在近未來、未來及世紀末分別會減少 7.7 mm、6.6 mm 及 9.6 mm，而非雨季則分別減少 22.7 mm、20.1 mm 及 24.0 mm，這將使阿公店水庫豐枯更為嚴重，未來調適勢必得由提高 10-11 月越域引水量及節約 1-4 月農業用水量著手，否則空庫與其衍生之水質問題很可能會提早到 5 月發生。

面對未來「5 跟 9 月增溫最多、降雨枯旱更為明顯」的水資源情勢，建議管理單位提高空庫排淤期蓄深及利用豪大雨排淤，此操作調適策略不僅能兼顧排淤、提升水體釋污能力，還可改善空庫排淤期間景觀。

5. 研擬污染總量管制及水污染削減前瞻策略

在行政措施方面，本計畫協助高雄市環保局推動阿公店水庫 TP 總量管制區，後續執行計畫已公告上網。在水庫營養鹽綠色削減措施部分，本計畫媒合與推動脫氮除磷合併式淨化槽、已完成三處脫氮除磷合併式淨化槽可行場址水量/水質調查，並協助高雄市水利局規劃阿公店水庫集水區營養鹽削減設施評估與細部設計計畫，亦以公告上網。

其他營養鹽削減建議與規劃包括：集水區農塘與滯洪池水生植物伐疏建議、環庫自行車道 LID 規劃、南水局燕巢辦公室與公廁污水排出至集水區以外(已執行)，以及規劃越域引水加強沉降設施(與南水局洽商中)。

6. 決策整合系統與經濟誘因

本計畫在執行採樣調查規劃、污染熱點分析、集水區模式建置與營養鹽削減場址規劃過程中收集與建置之空間圖資均建成 GIS 資料庫供後續決策整合使用。在經濟誘因部分主要以美國為研析對象，探討其水污染防治沿革過程、探討 TMDL 與非點源污染控制的關連性、回顧「Chesapeake Bay 集水區聯邦土地管理指引」分析其集水區分散式污水處理系統案例，解析 美國 EPA 水質交易政策(2003 年 1 月 13 日)，回顧及彙整多項點源對點源及點源對非點源的交易案例。

四、結論

阿公店水庫在更新期間新增旗山溪越域水源、完成離牧及設置人工濕地與滯洪池削減污染，為減緩過去易淤積問題，民國 96 年重新蓄水後採用雨季空庫防淤方式操作。經過 10 年重新營運，水庫水質有逐漸惡化的趨勢，又因空庫期間水深常不到 2 公尺，水庫有如一攤泥水，近四年已成為南區 10 座主要飲用水水庫中優養化程度最高者，更多次因排淤期間供水水質不佳讓路竹淨水場出水量受限。

阿公店水庫集水區人口與果園密集，造成水質不佳的主要原因如空庫防淤操作及人為污染負荷過高，是可透過控制與管理方式加以解決的。因此，本計畫選擇阿公店水庫為南區示範水庫雖是重大挑戰，但也非常有機會藉由操作精進、污染削減與行政管制措施的落實達到永續水質管理制度與前瞻策略所預期之具體水質改善成效。本計畫運用科學鑑定與本土化污染負荷調查方法確認水質問題及關鍵污染源資訊、建立污染負荷與水質評估模式，開發水庫創新水質管理工具、研擬多項污染削減措施與水質改善策略，並透過跨單位協商讓相關措施能付諸行動，主要結論與執行成果如下：

一、阿公店水庫關鍵水質問題確認、污染負荷調查與集水區污染熱區界定

卡爾森指數(CTSI)達到優養的主要因子為透明度(SD)及總磷(TP)，每年 6 到 8 月空庫防淤期 CTSI 較蓄水期高出約 10 點、水質明顯較差。水庫懸浮固體物(SS)、TP 及 SD 與 CTSI 的相關性都比葉綠素-a(Chl-a)好，顯示 CTSI 無法真實反映藻類優養狀況，且水庫溶解磷比例低約佔 TP 之 1/3，除磷之外光線也是限制藻類生長的因素之一，低 SD 反而使浮游性藻類生長速率受限。水庫總有機碳(TOC)偏高(2.6 mg/L)但符合水源水質標準(4 mg/L)，藍綠藻代謝產生之臭味物質(2-MIB)超過日本規範(10 ng/L)甚多，兩者為水公司最關切的水質問題，主要影響時間為空庫防淤期。集水區已離牧，無列管事業污染源，本計畫擬定阿公店水庫污染源、入庫溪流與底泥釋出採樣調查計畫，除一般水質外，還針對關鍵問題規劃下列工作以確認污染成分與來源：(1)分析顆粒磷與溶解磷濃度、(2)分析產毒性有害藻類與代謝物質、(3)以螢光激發光譜矩陣(fluorescence excitation emission matrices, FEEM)分析有機物成分與來源研判、(4)分析水質生光特性，以及(5)運用新興污染物做為示蹤劑鑑定疑似污染源。各項工作完成點次如表 1 所示。

越域引水端至水庫集水區以隧道為主、少數為明渠段，比較旗山溪月眉潭橋、圓潭子隧道出口及阿公店水庫越域引水口間水質差異沒有發現引水過程中有遭到人為污染。越域引水及入庫溪流上游 TP 以顆粒磷成分為主，隨著集水區人為污染的匯入，入庫溪流所含溶解磷成分、有機物質與氨氮濃度會隨之上升，晴天主要污染入庫溪流在旺萊溪河段為尖山里社區排水(I4)與其上游尖山巷(W4)，在濁水溪河段為匯集金山里社區污水之車瓜林溪(W5)與尖山里大埔巷排水(W7)，其中大埔巷排水在非雨季入流量很低，雨季時硝酸鹽氮濃度較高有明顯非點源污染特徵。本計畫於 9 月份空庫排淤末期採取水庫取水口處底泥分析 TP 與 TOC 釋出量，研判水庫底泥表層受雨季大量集水區泥沙覆蓋的影響，使有機物含量及釋磷量偏低，其內部負荷貢獻可忽略。

表 1 本計畫完成集水區水量水質調查點次

調查類型	調查範圍	調查地點(代號)	分析項目			
			水質	示蹤劑	有機物	藻類
入庫溪流	越域引水端	月眉橋(I1)	8	8	3	2
	越域引水取水口	旺萊溪越引口(I2)	8	8	8	4
	旺萊溪流域	斗姥廟(I3)	8	8	8	4
	旺萊溪流域	尖山後荷(I4)	7	7	7	4
	旺萊溪流域	六十石(I5)	8	8	4	4
	濁水溪入庫	高水位(I6)	8	8	8	4
水庫	水庫取水口	水庫取水口	4	4	4	3
遊憩污染	和尚庄(生活)	斗姥廟北側(W9)	12(水量)	0	0	0
	臨庫餐飲業(遊客)	沃野山丘(W8)	9(水量)	0	0	0
生活、畜殖 污水與受污 染逕流水	旺萊溪流域(林地)	斗姥廟南側(W1)	6	6	4	4
	旺萊溪流域(農林地)	後荷巷(W2)	8	8	8	4
	旺萊溪流域(農地)	尖山巷(W4)	8	8	8	4
	濁水溪流域(農地)	金山里(W5)	8	8	8	3
	濁水溪流域(農地)	大埔巷(W7)	6	6	4	3
合計			108	87	74	43

對於水公司所關切之有害藻類、臭味物質與 TOC 問題，本計畫調查發現從越域引水、入庫溪流到水庫均有藻類生長且組成皆以具產毒產臭風險的藍綠藻為主要優勢族群，不過無論是微囊藻毒素(9月最高 $0.18 \mu\text{g/L}$)或柱孢藻毒素(5月最高 $0.14 \mu\text{g/L}$)均低於世界衛生組織與澳洲規範值($1 \mu\text{g/L}$)。水庫臭味物質經鑑定以藻臭味(2-MIB)為主，最高值發生在空庫排淤期 8 月。越域引水及入庫溪流晴天流量小且攔砂壩造成流速停滯及減緩，再加上污水營養鹽累積形成藻類生長環境，這些藻類代謝釋出之 2-MIB 從越域引水口到水庫過程中不斷累積，使水庫取水口濃度遠高於入庫溪流，其 3 次採樣皆超過日本規範值 3 倍到 8 倍之多，建議應適度增加越域引水量改善水流停滯狀況並降低溪流與水庫營養鹽濃度，尤其是藻類可利用之溶解磷。在 TOC 部分，以 FEEM 鑑定 TOC 主要成分為土地沖刷、農業區貢獻之類黃酸與類腐植酸，其次為生活污水貢獻之類芳香烴蛋白質，熱區為尖山里排入旺萊溪之入庫溪流(I4、I5 及 W4)，主要入庫形式雖為非點源污染，但晴天時入庫溪流 TOC 濃度也很高，表示生活污水貢獻亦不能忽略。

運用新興污染物科學鑑定技術，分別以雙酚 A、氧四環素與 4 種農藥做為示蹤劑偵測入庫溪流之生活、畜殖與農業污染源。結果顯示入庫溪流及污染源雖檢出新興污染物，但其出現頻度與濃度特徵與歐美相似，其中尖山里、斗姥廟及金山里社區入庫溪流是人為及畜殖污染主要來源，農藥部分則以尖山里為主要熱點，主要檢出環境衰減速度較慢之嘉磷塞除草劑(glyphosate)。在水庫取水口部分未檢出氧四環素(0/4)與農藥(0/4)，僅檢出 1 次雙酚 A(1/4, $0.11 \mu\text{g/L}$)，遠小於中國飲用水水質目標值 0.01mg/L 。根據環保署 106 年度「飲用水新興污染物研究與水質管理計畫」，檢驗 400 個淨水廠與配水點清水樣本也並未發現雙酚 A 超過 0.01mg/L ，顯示國內飲用水新興污染物尚無顯著風險。

本計畫雖於空庫排淤期間每月監測入庫溪流、逕流水與污染源水質，但仍不足評估果園非點源污染負荷之影響，建議在尖山里大埔巷排水(W7)集水區進行降雨事件非點源污染逕流量與水質調查，補充本土化果園(芭樂與棗子為主)非點源污染歷線與單位面積輸出負荷係數，以利後續最佳管理作業與非點源污染削減規劃。綜合以上分析，因晴天污水貢獻明確，建議以污染削減與行政管制措施優先控制溶解磷比例較高之生活/遊客污水；運用脫氮除磷合併式淨化槽進行晴天污水處理，除可降低水庫 TP 濃度外、亦可降低氨氮、TOC 與改善溪流藻類孳生問題。根據本年度污染負荷調查成果，本計畫界定之人為污染熱區、總磷總量管制區與合併式淨化槽優先實施區位如圖 1 所示，其中 3、5、7、14 與 12 號次集水區為生活與農業污染熱區，20、21 與 22 號為臨庫遊憩污染熱區。

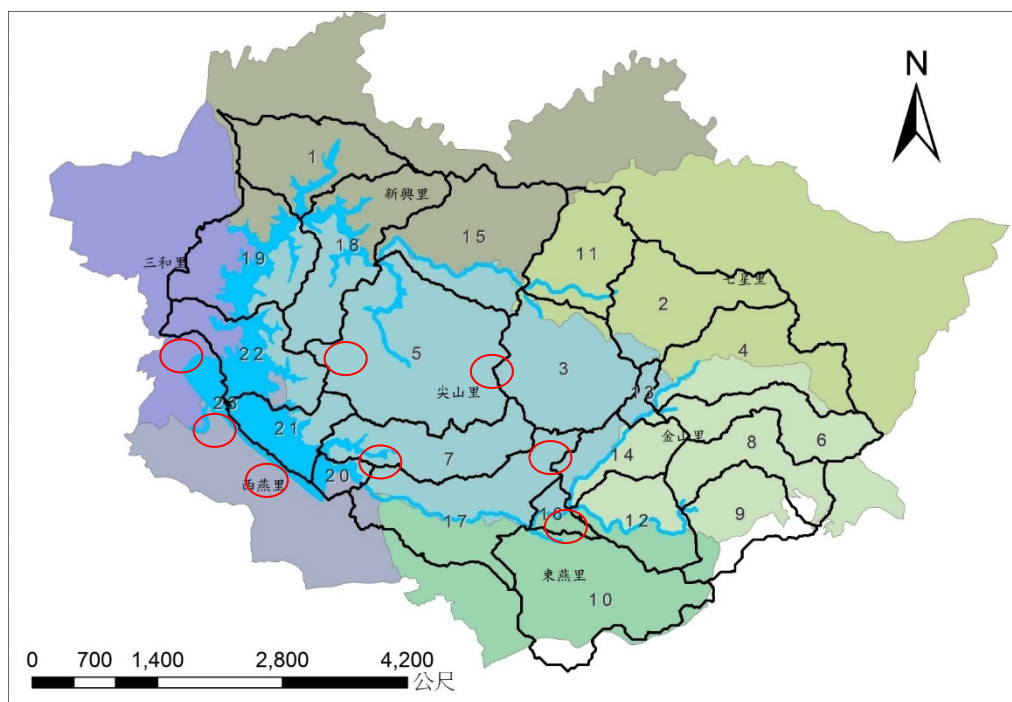


圖 1 阿公店水庫人為污染熱區與建議總磷總量管制及合併式淨化槽優先實施區位

二、水庫污染負荷推估與水質評估模式建立

越域引水期間入庫溪流與水庫之平均TP及氨氮濃度約為0.3比0.02 mg/L，以及0.3比0.04 mg/L，顯示營養鹽在流達過程中因沉降消失或硝化作用轉為硝酸鹽，故污染負荷受此自淨作用影響不會完全反映在水庫水質上。本計畫盤查集水區各種污染源產生負荷量，由越域引水量及月眉潭橋水質估計越域引水負荷，並根據污染源與入庫溪流水質估計入庫總磷流達率與流達量[1-2]，推估結果顯示生活污水、越域引水及非點源污染各佔9%、54%與37%，生活污水流達率以尖山里、金山里與水庫周邊較高，水庫TP濃度則約為越域引水的一半。

本計畫以動態體積時變性零維水庫水質模式建構TP流達量與水庫TP濃度之關係，並以非空庫排淤期TP 0.04 mg/L為基準評估點源、非點源與越域引水總磷削減對水質的改善效果：(1)採用脫氮除磷合併式淨化槽處理集水區生活污水可將TP濃度降至0.032 mg/L、(2)採取最佳管理作業降低果園施肥量20%可降至0.036 mg/L、(3)採用沉降法去除越域引水20%TP可降至0.030 mg/L，以及(4)綜合以上措施有機會可降到接近甲類標準之0.021 mg/L。越域引水佔蓄水期水量達70%，故其水質改善效益最明顯；空庫排淤期降雨量佔全年85%，期間水力停留時間僅4天，因非點源污染負荷蓄留量有限，故果園面積雖大但水質改善有限。

為利於未來更全面性評估集水區污染負荷與削減策略對水庫水質的影響，本計畫亦選用HSPF集水區模式及二維CE-QUAL-W2水庫模式(可模擬水溫分層)開發完整水質評估工具[3]，除了水質模擬外還可進一步量化分析氣候變遷之水質衝擊。本年度已完成CE-QUAL-W2模式水質率定與驗證，以及HSPF模式水理與SS負荷率定，建議運用本年度及未來收集的入庫溪流與污染源資料，持續進行此完整模式之建立與驗證。

三、水庫水質管理創新工具研發

水質監測與評估是水庫水質管理的重要環節，本計畫提出水庫自動化高頻水質監測建議，並研發兩項創新工具增進取水便利性、取樣代表性及提供更全面的水質資訊，主要結論包括：

1. 根據現有全自動高頻監測技術與水庫管理資訊需求之盤點分析，建議管理單位於取水口設置營養鹽濃度(TP及溶解磷)監測設備，以及葉綠素-a與監測藍綠藻數量的藻藍素探針(probe)，除了可供自來水原水水質預警(有害藻華)外，也可深入評析集水區營養鹽負荷對水質之影響[4]。不過目前市面上的TP直測型探針都是利用專利藥劑使正磷酸鹽呈色再檢測，此類設備無法準確定量TP且需定期更換藥劑，價格昂貴無法達到自動化高頻監測目的，建議將水樣抽到壩頂設備室水槽再使用TP微型化分析儀(miniaturized analyzer)分析。
2. 阿公店水庫蓄水面積小沒有船隻編制，因此環保署採樣點有兩處在觀景吊橋上取水(旺萊溪口與濁水溪口)，一處位於步行可至的取水塔，水庫中央寬闊蓄水範圍則未有任何採樣點。此類似情況也發生在其他小型水庫與離島水庫，這些水庫甚至連吊橋也沒有，很多採樣是在岸邊完成。在岸邊取得的水樣除了代表性較低外，也易受近岸沖蝕與人為干擾，可能發生SD偏低或SS高估的狀況。因此，本計畫開發遠端採樣無人機，無人機在搭載2公升水樣的狀態下能續航23分鐘，只要返航替換電池一次即可於兩吊橋及取水口間的寬闊蓄水範圍再增採5個平均分佈的水樣。建議水質監測機關檢討現有水庫採樣點的採樣方式與水樣代表性、研擬無人機取樣方法與規範、比較水庫中央點位與既有測點之水質差異，並搭配每座水庫無人機最佳飛行路線評估現有點位調整的效益與可行性。
3. 本計畫運用國內水庫水質生光特性分析成果，建立SS、Chl-a、TOC水質濃度與其光譜吸收-散射特性之生光模式，發現顆粒物質散射效應是造成水下光衰與SD降低的顯著因子。因此，國內水庫SS與SD的相關性雖高但顆粒物質組成卻以非藻體為主，所以Chl-a與SD的相關性偏低，此與CTSI優養指數中Chl-a與SD呈高度負相關之經驗假設並不符合。本計畫運用2,400筆國內水庫SS、Chl-a、TOC與SD觀測資料，建立以美國30公尺解析度Landsat-8衛星資料的561 nm波段遙測水庫SD的半解析物理模式與影像處理方法(嚴謹大氣校正與NASA的Chl-a演算法)[5]，此水質演算法非一般經驗式，故可應用在阿公店水庫以外的國內水庫，經測試其他大型水庫如曾文、翡翠與石門，以及小型水庫如新山及澄清湖，其遙測SD分佈圖均可呈現合理的空間分布趨勢。此外，本計畫亦建立一歸納法則，利用Chl-a與SD水質影像之空間關連性分類研判水庫內不同區域之藻類生長限制因子，例如水庫中、下游泥沙沉積區SD較高，在這些區域若發現有較高的Chl-a濃度，表示其藻類生長很有可能是光控制。運用CTSI於國內水庫優養等級研判最為人批評之處在於大部分水庫被判定為優養的原因是SD偏低，本計畫從光學角度分析其原因為當非藻體顆粒比例高時SD無法反映實際藻類生長狀況，為避免SD對優養評估

之干擾，建議以藻類指標如 Chl-a > 0.01 mg/L 或優勢藻種組成與數量作為營養評斷依據。此外，為評估集水區營養鹽負荷削減對水庫優養的改善效果，建議以現行 TP 甲類標準 0.02 mg/L 或乙類 0.03 mg/L 作為水庫優養改善之營養鹽目標，不過國內水庫顆粒磷比例較高，應進一步分析水庫有效磷(溶解磷)比例及考量顆粒磷之再釋出潛勢，配合合適的藻類指標檢討分類水體 TP 標準。

四、水庫水質保護之氣候變遷調適策略

本計畫收集彙整相關文獻[6-19]，完成下列工作：(1)評析氣候變遷與極端氣候對水庫水質的可能影響機制、(2)評估用水產業關切水質問題，以及(3)建立阿公店水庫本土化氣候變遷資料，並分析氣候變遷對水庫水質的可能影響。

1. 氣候暖化與降雨極端化對水庫水質的主要影響是增加水庫熱分層機率、延長水力停留時間(增加藻類生長機會)、使底泥釋出營養鹽負荷增加、增加非點源污染負荷(泥沙與營養鹽)、並使有害藻類優勢風險提高；強降雨對水庫用水的最大風險是原水濁度問題。阿公店水庫越域引水來源為高屏溪，根據彙整之文獻資料顯示民國 98 年莫拉克颱風強降雨，除了造成集水區地貌劇烈擾動外，也對高屏溪河川輸砂量及河相造成長遠、不可逆的影響，例如以往雨後濁度在數天內可降低到 30 NTU，但目前濁度很容易受降雨影響而突然升高且下降後濁度仍有數百 NTU。統計高屏攔河堰原水濁度超過 3,000 NTU 的平均天數由每年 12 天增加為 80 天，濁度超過 15,000 NTU 的日數由颱風前的 0.1 天提高為 17 天。為避免引到濁度較高的溪水，建議阿公店水庫於圓潭子隧道出口增設離槽式濁度及 TP 監測設備，並將濁度及 TP 納入是否取用越域引水的考量之一。
2. 本計畫分析 105 年台水公司問卷調查資料，結果顯示在氣候變遷情境下用水機關最關切的前 5 類原水水質問題依序為藍綠藻代謝物(藻毒、藻臭)、溶解性有機碳、藻類濃度、三鹵甲烷生成潛勢及濁度。根據用水單位所關切之問題及營養評估需求，建議環保署監資處將磷酸鹽與總有機碳改回每月/季監測項目(註：監資處將硬度、總鹼度、硝酸鹽氮、亞硝酸鹽氮、磷酸鹽、總有機碳等 6 項，自 102 年改為選擇性監測項目，並指定特定期間才執行監測。)
3. 在未來台灣最有可能發生的 RCP4.5 情境下，阿公店水庫與集水區之氣溫與降雨變化趨勢如圖 2，有 75% 以上的全球氣候模式(GCM)顯示空庫排淤期降雨會稍減或不變但非雨季則顯著減少，使水庫豐枯更為嚴重。未來調適應提高 10-11 月越域引水量(9 月太濁)及控制 1-4 月農業用水量避免空庫提早到 5 月發生，建議搭配越域引水濁度監控與加強沉降措施降低入庫 TP 負荷。此外，面對未來「5 跟 9 月增溫最多、降雨枯旱更為明顯」的氣候變遷情勢，建議管理單位提高空庫排淤期蓄深及利用豪大雨排淤，此操作調適策略不僅能兼顧排淤、提升水體釋污能力，還可改善空庫排淤期間水庫景觀，不過此操作將使水庫有機會蓄留更多非點源污染，應在集水區配套實施最佳管理作業削減非點源負荷。

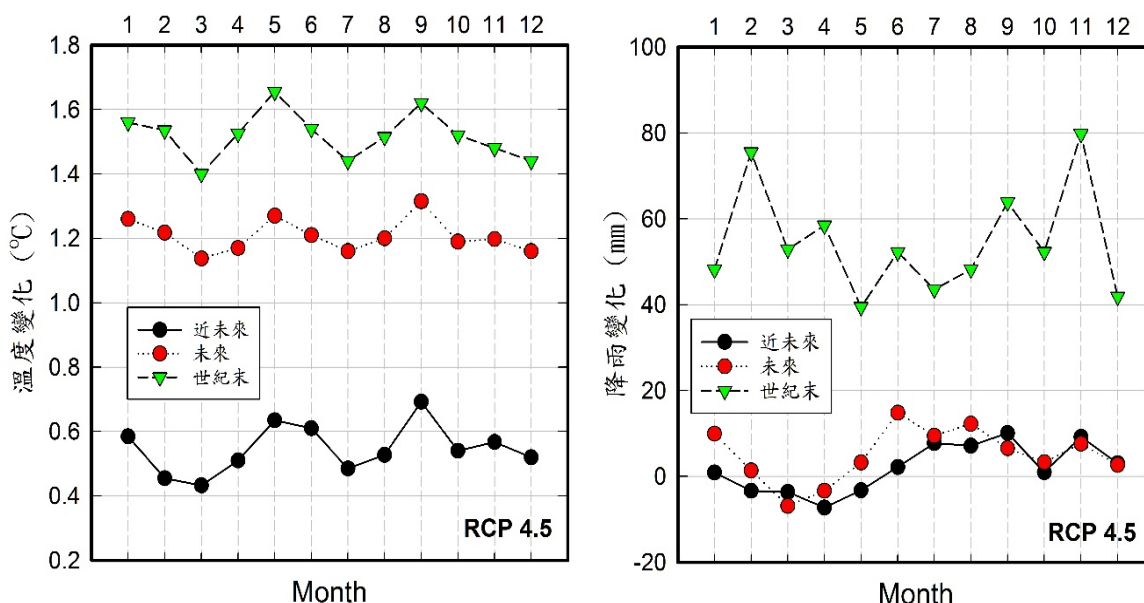


圖 2 根據 42 個全球氣候模式之整體表現，在 RCP4.5 情境下阿公店水庫與集水區在近未來(2016-2035)、未來(2046-2065)與世紀末(2081-2100)之氣溫與降雨變化趨勢

五、研擬污染總量管制及水污染削減前瞻策略

環保署推動水庫總磷削減主要分為行政管制與實際削減兩種手段，一方面針對界定之污染熱區劃設總磷總量管制區，以行政管制手段削減總磷，如使用無磷清潔劑與訂定管制事業放流水總磷標準等措施；另一方面，在關鍵污染源入庫溪流或集水區設置水質淨化場址實際削減總磷。在前述構想下，搭配本計畫關鍵水質問題確認、污染負荷調查與集水區污染熱區界定結果，研擬阿公店水庫總磷削減策略如表 10.2。相關策略之研議由 106 年 2 月 16 日起與南水局規劃討論開始，分別於 4 月 5 日、7 月 6 日及 10 月 17 日三度於南區水資源局燕巢辦公區召開研商會，總計邀請專家學者 10 人次、與會管理機關包括南區水資源局、阿公店水庫管理局、水土保持局台南分局、高雄市環保局、高雄市水利局、台灣自來水公司水質處與七區管理處，與會廠商包括國內淨化槽業者與工程顧問公司共同討論並現勘規劃場址，亦於 7 月 20 日及 8 月 15 日兩次在高雄市水利局說明阿公店水庫總磷總量削減管制規劃，在各單位充分溝通與討論下已獲致初步成效(如表 2)，方案規劃說明如下：

表 2 阿公店水庫污染總量管制及水污染削減策略

性質	名稱	106 年 12 月進度
行政管制	總磷總量管制區	高雄市環保局規劃「107 年度高雄市阿公店水庫總磷總量管制暨總量削減計畫」，已完成評選
實際削減	點源污染 和尚庄社區 沃野山丘、悟光精舍 過鞍子社區 非點源污染 大埔巷果園	高雄市水利局規劃「阿公店水庫集水區上游水質改善評估規劃與設計監造」計畫，已完成評選
加強管理	河道植生疏伐、燕巢辦公室與公廁污水改道工程路排放	南水局承諾編列經費改善
	環湖遊憩餐飲場所、農業廢棄物收集清運、寺廟/精舍住宿香客管理	建議納入總磷總量管制區推動計畫探討
研商規劃	環湖自行車道低衝擊開發設施規劃	建議納入水利局污染削減細部規劃案探討
	越域引水加強沉降規劃	與南水局洽商

1. 行政管制措施

經確認污染熱區範圍、釐清污染來源與貢獻後，以人為污染負荷高、流達率高及未來污染潛勢高為主要原則，建議總磷總量管制區如圖 1 所示。針對阿公店水庫污染特性，建議管制區內能對環湖區休閒餐飲業，以及提供用膳與留宿之寺廟或精舍研擬水污染削減辦法。

2. 總磷實際削減

為有效降低 TOC 與溶解磷負荷、並減緩溪流藻類與水生植物生長速度、建議優先削減生活與遊客污水總磷負荷，點源污染部分共規劃三處場址，非點源則規劃一處：

- (1) 尖山里和尚庄：和尚庄約 200 人生活污水，目前由雨水溝截流至緊鄰庫區的尖山一濕地處理後直接排入水庫，本計畫估計晴天、假日流量為 22.7 與 42.3 cmd、TP 濃度為 3.13 與 2.69 mg/L，TN 濃度為 20.6 及 20.1 mg/L，經分析濕地出流水 TP 仍達 2.6 mg/L，顯示濕地對 TP 去除效果不理想，建議直接使用現有截流系統，於濕地前南水局公有地設置脫氮除磷淨化槽處理後再放流至濕地，以加強氮、磷負荷之削減。
- (2) 臨庫區沃野山丘咖啡與悟光精舍：本區沃野山丘為近年新開設之咖啡廳，提供餐飲，主要顧客來源為阿公店水庫環湖自行車步道遊客；悟光精舍為提供香客住宿、膳食與禪修的宗教用地，其產生兩股污水，一股排至尖山一濕地截流系統，另一股則與沃野山丘污水合流後直接排入水庫。估計本區晴天、假日流量為 12.5 與 39.8 cmd、TP 濃度為 4.97 與 4.84 mg/L，TN 濃度為 35.7 及 37.9 mg/L。建議將此區污水收集至和尚庄場址之脫氮除磷淨化槽處理後再放流至濕地，若無法使用重力流收集，可考慮利用沃野山丘前緊鄰自行車步道的南水局公有地再設一座脫氮除磷淨化槽處理後排入水庫。
- (3) 尖山里過鞍子社區：本區屬旺萊河流域，位於 5 號次集水區，社區約 150 人，目前由雨水溝排入 W4 採樣點後由 I4 點流入旺萊溪。W4 與 I4 為本計畫界定污染熱區，入庫溪流 TP 濃度平均

為 0.6 mg/L，為調查入庫溪流濃度最高者。若以流達率 0.17 估算，本社區生活污水 TP 濃度約為 3.5 mg/L，建議在過鞍子社區尋找適合地點設置脫氮除磷淨化槽，處理後經雨水溝收集 600 公尺後至目前更新中的尖山二濕地(位於 W4 旁)再進一步淨化。若過鞍子無適合用地，則可考慮將淨化槽設於尖山二濕地旁公有地，不過因收集距離變長，雨天時會收集到大量逕流水降低淨化槽處理效率，建議於淨化槽前設置初期沖刷截流坑，雨天時僅收集前 15 mm 逕流水至淨化槽處理，餘則排入尖山二濕地。

- (4) 尖山里大埔巷果園：規劃場址屬濁水溪流域，位於 7 號次集水區，區內果園面積佔 70%，雖估計有 200 人生活污水，但 3、4 月於 W7 採樣均未見污水排出，5 到 10 月逕流水測得 TN 平均 6 mg/L，以硝酸鹽為主，比其他污染源與入庫溪流都高。建議於本區紅山巷水庫沒關餐飲旁的現有農塘，規劃集水面積約 60 公頃之逕流削減型非點源污染最佳管理作業，如入滲設施、植生過濾設施或溼式滯留池等。

3. 加強管理作為

- (1) 建議阿公店水庫管理中心 3 到 12 月間每月撈除集水區內新興一滯洪池、新興二滯洪池及大型農塘之水生植物(以布袋蓮及睡蓮為主)。
- (2) 位於東燕里的南水局燕巢辦公室園區及區內供自行車步道遊客使用之公廁，目前污水都排入園區旁的土砂暫置區後由日昇蓬萊吊橋處流入水庫，因園區緊鄰水庫流達率高再加上假日公廁使用人次達千人以上，建議在 106 年底公廁改建工程中將污水改道至工兵學校旁的工程路雨水溝排放，不可排入水庫集水區。
- (3) 調查期間發現之集水區水污染行為包括隨自行車步道遊客增加而新起之環湖遊憩餐飲場所、寺廟洗爐灰廢水與未經處理之香客大樓生活污水、以及芭樂園大量農業包裝廢棄物等，相關污染熱區均已納入本計畫建議總量管制區範圍內，建議高雄市環保局將前述污染行為納入總磷總量管制區推動計畫中探討行政管制方法。

4. 研商規劃

- (1) 緊鄰蓄水區之水庫環湖自行車步道已成為近年高雄市熱門景點之一，為降低步道對水庫水質之衝擊又不影響景觀，建議高雄市水利局在集水區營養鹽削減設施評估與細部設計計畫中規劃適合步道之低衝擊開發設施，例如路樹單元、雨花園及入滲設施。
- (2) 越域引水是影響水庫水質的主要因素，因越域引水 TP 以顆粒磷為主，若能在入庫前加強顆粒沉降，不僅可減緩水庫淤積、削減入庫 TP 負荷，也可提高水庫 SD。不過，水庫最大越域引水量高達 60 萬 cmd，使用一般水平流式沉砂池需要相當大的用地面積，而且還有排砂的問題需要解決。根據 80 年代溫清光等人在荖濃溪竹門發電廠所做的傾斜管沉降試驗，沉砂池溢流率達到 18.75 cmd/m² 可去除 20%總磷，使用一般水平流式沉砂池處理 60 萬 cmd 越引需 3.2 ha (不含整流與出水)，採用傾斜管沉砂池僅需 0.8 ha。不過此試驗數據是基於 30 年前高屏溪的顆粒物質狀態，近年來應有相當大的差距，建議先進行模場試驗再評估可行性，建議研究項目包括：分析越域引水顆粒粒徑分佈；分析 SS、濁度與平均粒徑分佈之關係；分析越域引水非溶解磷濃度與 SS 之關係；以及建立溢流率與污染物去除率之關係。

六、決策整合系統與經濟誘因

本計畫水污染防治經濟誘因以美國為研析對象，探討其水污染防治由具有總量管制(TMDL)概念的「以承受水體水質標準為基準之放流水濃度限值，WQBEL」開始、到「以控制技術可行性為基準之放流水濃度限值，TBEL」，然而近 20 年來又回到 WQBEL，並以集水區總量管制概念控制非點源污染營養鹽負荷的轉折過程。TMDL 是美國水污染防治策略面、法規面與實務面的一大改變，舉例來說，過去控制非點源多以自願性質的非點源最佳管理作業(BMP)為主，而 TMDL 則以 LA (Loading Allocation)去明確規範非點源的允許負荷，這比過去的方法更具強制力及更有效率，但相對地則需採用更科學的方法釐清污染源貢獻，並需思考更有效且可以量化的 BMP。此外，TMDL 與 NPDES 的防治尺度不同，NPDES 著重於排水出口、而 TMDL 則升高到以流域集水區為管理單元，必須整合性管理集水區內所有會影響自然資源與水質的活動，優點是可以更經濟的方式一併解決整個流域的問題。本計畫回顧 2009 年由當時總統歐巴馬簽署的「Chesapeake Bay 集水區聯邦土地管理指引」執行命令，其中絕大部分的水污染削減方法都與非點源污染有關，此指引完整評估低衝擊開發(LID)及綠色基礎建設(GI)的效能，對過去常用的 BMP 方法提出改善建議，並提出包括草皮管理與分散式污水處理系統(類似本計畫建議之合併式淨化槽)在內之次世代管理工具。在經濟誘因部分，本計畫分析 2003 年美國 EPA 水質交易政策[20]，並介紹 4 項以營養鹽為目標進行點源對點源、點源對非點源的交易案例，

以供政府未來施政之參考。

水庫水質管理從水質監測評估開始、需歷經集水區污染資料收集、用水問題與污染源確認、污染熱區界定、污染負荷評估及污染來源貢獻釐清等工作階段，方能制訂可行的污染負荷削減與氣候變遷防災調適策略，以有效改善水庫水質、促進水資源永續利用。環保署針對優養潛勢水庫導入永續水庫管理制度，在前述決策過程中需與各單位協商合作、整合跨單位資訊與工具、尋求科專部門之資訊服務(例如氣候變遷資料)、並與決策需求單位保持雙向資訊流通。為完善永續水庫管理制度導入後之資訊流通，本計畫依據執行工項與具體成果，提出跨單位永續水庫水質管理決策整合資訊平台架構如圖3所示。

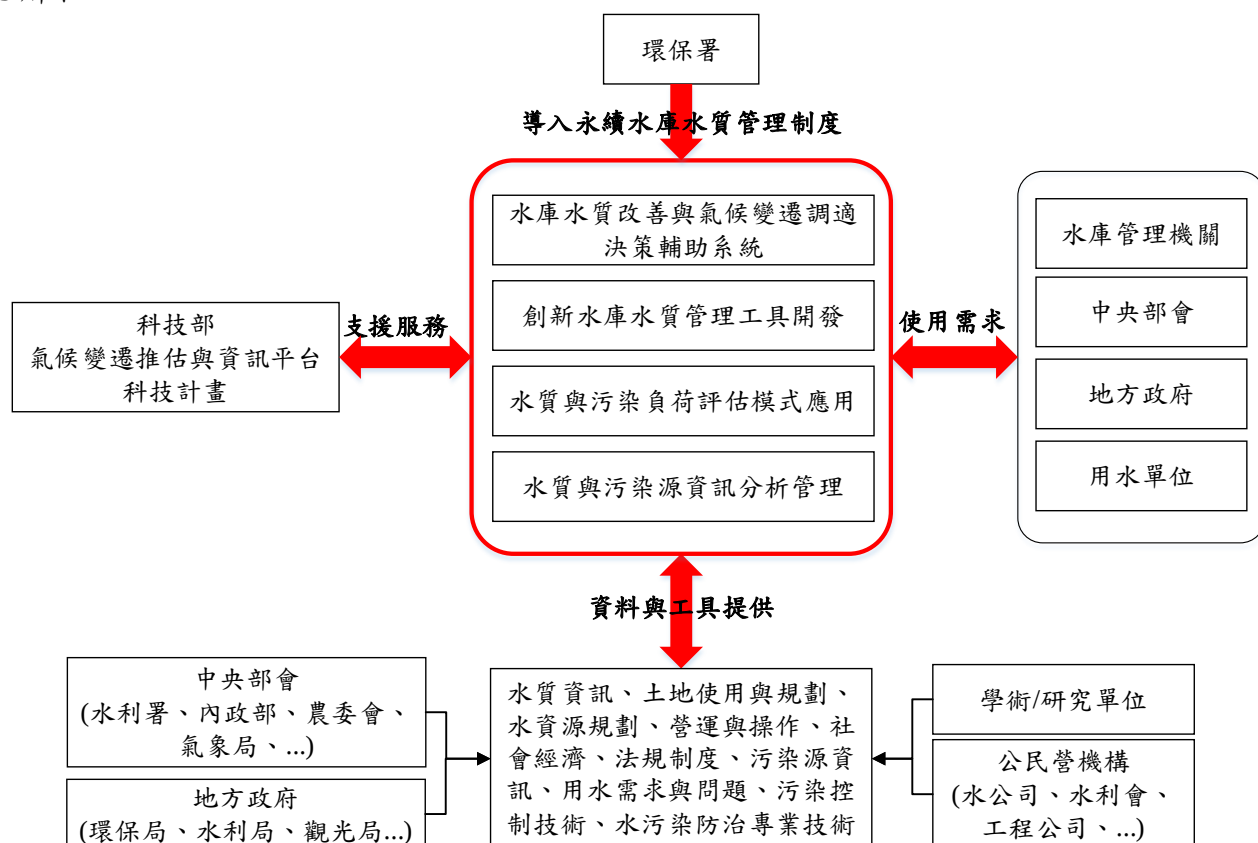


圖3 跨單位永續水庫水質管理決策整合資訊平台架構

參考文獻

- [1] 黃家勤，社區及工業區非點源污染負荷之定量及控制，行政院環境保護署(1995)。
- [2] 溫清光，曾文溪流域保護區之污染源調查與評估，行政院環境保護署(2001)。
- [3] 行政院環境保護署，環境影響評估河川水質評估模式技術規範(2012)。
- [4] 成大研究發展基金會，移動式水源藻類毒素監測實驗室之規劃，經濟部水利署(2011)。
- [5] 張智華，非點源污染負荷模式及水質生光模式之結合與應用，國立成功大學博士論文(2007)
- [6] Solomon, S., Climate change 2007-the physical science basis: Working group I contribution to the fourth assessment report of the IPCC. Cambridge University Press (2007).
- [7] Jones, J., and M. T. Brett., Lake nutrients, eutrophication, and climate change. Pages 273-279 Global Environmental Change. Springer (2014).
- [8] Huntington, T. G., Evidence for intensification of the global water cycle: review and synthesis. Journal of Hydrology 319:83-95 (2006).
- [9] Bates, B. C., Z. W. Kundzewicz, S. Wu, and J. P. Palutikof., Climate Change and Water. Page 210 Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Secretariat, Geneva (2008).
- [10] Chung, S., and J. Oh., Calibration of CE-QUAL-W2 for a monomictic reservoir in a monsoon climate area. Water Science & Technology 54:29-37 (2006).
- [11] Deus, R., D. Brito, I. A. Kenov, M. Lima, V. Costa, A. Medeiros, R. Neves, and C. Alves., Three-dimensional model for analysis of spatial and temporal patterns of phytoplankton in Tucuruí reservoir, Pará, Brazil. Ecological Modelling 253:28-43(2013).
- [12] Park, Y., K. H. Cho, J.-H. Kang, S. W. Lee, and J. H. Kim., Developing a flow control strategy to reduce nutrient load in a reclaimed multi-reservoir system using a 2D hydrodynamic and water quality model. Science of The Total Environment 466:871-880 (2014).
- [13] Jones, P. D., M. New, D. E. Parker, S. Martin, and I. G. Rigor., Surface air temperature and its changes over the past 150 years. Reviews of Geophysics 37:173-199 (1999).
- [14] Shiu, C.-J., S. C. Liu, and J.-P. Chen., Diurnally asymmetric trends of temperature, humidity, and precipitation in Taiwan. Journal of climate 22:5635-5649 (2009).
- [15] Hsu, H.-H., and C.-T. Chen., Observed and projected climate change in Taiwan. Meteorology and atmospheric physics 79:87-104 (2002).
- [16] Varis, O., L. Somlyódy, Z. Kaczmarek, K. M. Strzepek, and V. Priazhinskaya., Potential impacts of climate change on lake and reservoir water quality. in Z. Kaczmarek, K. M. Strzepek, L. Somlyódy, and V. Priazhinskaya, editors. Water Resources Management in the Face of Climatic/Hydrologic Uncertainties. Kluwer Academic Publishers, Netherlands (1996).
- [17] Brooks, B., T. Valenti, B. Cook-Lindsay, M. Forbes, R. Doyle, J. Scott, and J. Stanley., Influence of climate change on reservoir water quality assessment and management. Pages 491-522 Climate. Springer (2011).
- [18] Molina-Navarro, E., D. Trolle, S. Martínez-Pérez, A. Sastre-Merlín, and E. Jeppesen., Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. Journal of Hydrology 509:354-366 (2014).
- [19] Duan, H., R. Ma, X. Xu, F. Kong, S. Zhang, W. Kong, J. Hao, and L. Shang., Two-decade reconstruction of algal blooms in China's Lake Taihu. Environmental Science & Technology 43:3522-3528 (2009).
- [20] Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters USEPA (2000).

全反射-X 射線螢光分析儀應用於河川水及底泥中重金屬快篩分析研究

葉玉珍 許志福 劉正弘 陳明妮 王弟文 陳正穎 潘復華

行政院環保署環境檢驗所

摘要

本研究為建立現場污染源調查及污染物檢測技術，利用新一代的全反射 X-射線螢光分析儀 (Total reflection X-ray fluorescence, TXRF) 之快篩、多元素定性分析且具有樣品製備簡單、無需使用大量的強酸進行消化的特點，攜帶至現場安裝測試 3 家工廠排放水，模擬實驗室操作條件效能未改變，因時間限制其他樣品改在實驗室中檢測，續以添加單一內標元素濃度以內建感度 Z 值，進行工廠放流水或河川水部分金屬元素濃度快篩，本計畫屬現場篩選，未執行以濕式化學法驗證後修正檢量線 Z 值，而直接以內設 Z 值分析後再比對，水樣分析結果與感應耦合電漿質譜儀 (ICP-MS) 測值比對，2 次採樣 各 14 個點、Ni、Cu、Zn、Sr 4 個元素共 112 項數據絕對誤差小於 0.1mg/L 有 105 項，另可同時得到元素 P、S、Cl、Br、I、K、Ca 總量，其中 S、Cl、K、Ca 總量與離子層析儀 (將 SO_4^{2-} 、 PO_4^{3-} 、 BrO_3^- 依分子量換算成 S、P、Br 含量與 TXRF 比對) 測值比對，112 項數據中相對誤差百分比小於 25% 為 95 項。底泥樣品於現場以 TXRF 檢測較困難，因所採底泥仍為明顯顆粒感粗粒徑之樣品，無法製備成均勻懸浮液供取樣後固定在試片上，必須在實驗室乾燥研磨至粒徑小於 0.15mm，底泥重金屬以 TXRF 分析與濕式化學法比對，36 項數據中底泥管制項目 Cr、Ni、Cu、Zn 測值相對誤差小於 30% 為 18 項，顯示未修正 Z 質時基質效應仍影響分析值。管制項目元素中 Pb、As 及 K、Cd 譜線互相重疊干擾，水質及底泥樣品上述元素無法準確測定。每批 10 個水樣及底泥樣品以 TXRF 分析各約需 60 分鐘的測定時間。

關鍵詞：重金屬、全反射 X-射線螢光分析儀、感應耦合電漿質譜儀、離子層析儀、快速篩選

一、前言及研究目的

以 X-ray 光源的入射光-反射光偵測器位置角度來看，傳統 XRF 為 45-45 度方式收集數據；新一代全反射式 X-射線螢光分析儀 (TXRF 構造示意如圖 1)，以接近 0 度入射角 (低於臨界角) -90 度反射角方式收集數據，並將樣品製備成薄膜方式，以降低基質干擾，與相同型式能量分散式偵測器相較，TXRF 入射光僅照射樣品表面薄層，照射樣品淺層故有較低的基質干擾，近幾年來廣泛應用於自然水域、重污染廢水、掩埋場滲出水、廢水、沉積物、土壤、底泥、生物樣品如花粉、蜂蜜、酒類、尿液等樣品元素定性及定量分析，由於具樣品製備簡單、維護成本低、可以攜帶至現場做篩選分析的優點，並可以支援大量樣品及快速篩選之需求，且不需使用大量的強酸進行消化，屬於綠色對環境友善之分析方法，在國外有很多應用在現場背景調查或稽查之案例，惟本設備不是屬於手持式簡易型設備，偵測器與樣品載台僅 0.5 mm 的距離，為免移動時造成偵測器損壞，移動前須將載台與偵測器隔離、固定後才可以搬動，且須放在穩定有支撐、環境不能有強烈震動、磁場、腐蝕性、會潑到水的地方，本設備已有實驗室使用之經驗，本計畫嘗試移動至現場篩選分析，同時得到從週期表鈉(Na)至鈾(U)各元素定性及半定量分析數據之優點，建立現場使用技術及經驗作為污染源追查及鑑識工具之一。

二、研究方法

(一) 設備移動測試:

為了解現場可能發生之狀況，首先將設備移至本所戶外園區藉由巔波路面模擬真實道路路況進行第一次測試，並逐項確認設備攜出配件清單及測試移動後效能，第二次將設備移至在大園工業區，進行 3 家工廠排放廢水檢測、因時間限制其他老街溪各採樣點水樣及河川底泥檢測在實驗室進行，分析結果與傳統溼式化學法結果比對，並評估該技術之精密度與準確度範圍，以強化與提升污染源追蹤判定能力。

(二) 樣品處理:

1. 濕式化學法

- (1) 工廠放流水及老街溪水樣品：參考 NIEA W311.53B 方法以感應耦合電漿質譜儀直接測定稀釋後水樣中金屬元素的含量[1]。陰陽離子含量參考水中陰離子檢測方法—離子層析法 NIEA W415.53B 分析[2]，一批 10 個樣品需約 250 分鐘（將 SO_4^{2-} 、 PO_4^{3-} 、 BrO_3^- 依分子量換算成 S、P、Br 含量與 TXRF 比對）。
- (2) 底泥樣品：參考 NIEA M301.00B 方法，將樣品乾燥及研磨至使通過 0.150 mm（100 mesh）篩網之粉末，經微波消化後之消化液，以感應耦合電漿原子發射光譜儀檢測[1,3-4]（一批 10 個樣品約需 150 分鐘）。

2. TXRF 分析方法：

- (1) 工廠放流水及老街溪水樣品：取 10 μL 樣品直接滴在已經製備好之石英材質試片上，以抽氣方式乾燥成薄膜隔絕戶外揚塵，先進行定性分析後，再取 1.0 mL 樣品加入 Ga 標準液 500 mg/L 10 μL 當內標進行定量分析 [9-10]（一批 10 個樣品約需 60 分鐘）。
- (2) 底泥樣品：因河川冲刷嚴重，底泥為仍具有明顯顆粒感粗粒徑之樣品、在現場將樣品研磨至 0.150mm 以下耗時甚多（因 TXRF 樣品試片與偵測器距離僅 0.5 mm 無法直接檢測），故將底泥樣品帶回實驗室風乾、過篩、研磨成 0.075 mm（200 mesh）後，稱取約 50 mg 以下，加 1% Triton-X 100 水溶液 2.5mL，震盪均勻成懸浮液下，取 10 μL 滴在石英試片上，以抽氣方式乾燥成薄膜後先進行定性分析（2 分鐘）。加入 Se 元素 500 mg/L 10 μL 當內標，震盪均勻取 10 μL 進行定量分析 [8,11-14]（一批 10 個樣品約需 60 分鐘）。

三、結果與討論

- (一) 本設備雖不屬於輕便攜帶型設備，耗電量小僅需 150W 加計式片乾燥設備約 800W 以內，以小型發電機或接 110V 電源即可在現場使用，惟於現場定點使用較適合，可免除重複移機、安裝及選擇適當安裝位置之時間，已完程彙整 TXRF 設備攜出配件清單。
- (二) 對於中壢區老街溪工廠、工業區放流水及河川水 2 次採樣檢測結果，以 TXRF 內設感度 Z 值及加入內標元素做定量，其中以 Ni、Cu、Zn、Sr 元素與 ICP-MS 測值比對，112 項數據絕對誤差小於 0.1mg/L 有 105 項（如表 1 及表 2），重複分析 7 次精密度以相對標準偏差表示如表 4，均在 10% 以下。
- (三) 上述水樣中溶解性總量 P、S、Cl、Br、I、K、Ca 等元素亦為污染重要指標，每個樣品以 IC 檢測約需 30 分鐘。TXRF 具有執行重金屬元素分析的同時，能得到溶解性元素濃度的特點，結果顯示 S、Cl、K、Ca 具有與 IC 法（以 SO_4^{2-} 換算 S 含量，不含水中 S_2 -濃度）比對，112 項數據中相對誤差百分比小於 25% 為 95 項（如表 1 及表 2），重複分析 7 次精密度以相對標準偏差表示如表 4，均在 10% 以下。
- (四) 本研究意外發現某液晶顯示器公司放流水竟然含有不常見的碘 (I) 元素（TXRF 理論及實際圖譜如圖 2），濃度約 20 mg/L，經比對 ICP-MS 數據，發現硼 (B) 元素測值亦頗高（6.54 mg/L）超過放流水管制標準 1.0 mg/L，雖然目前文獻上尚無碘元素對環境可能造成影響之研究報告，但可以作為該製程廢水之特徵重要指標元素，碘含量高亦有可能伴隨含有高濃度的硼。
- (五) 本年 10 月再追蹤上述某液晶顯示器公司放流水樣品，以 TXRF 檢測結果仍含有碘元素濃度達 10.4 mg/L，顯示該公司製程未改變，仍持續排放環境中少見的碘。
- (六) 管制項目元素中 Pb、As 及 K、Cd 譜線互相重疊干擾，水質及底泥樣品上述元素無法準確測定。
- (七) 底泥樣品於現場以 TXRF 檢測有困難，因所採底泥為顆粒感粗粒徑之樣品、在現場將樣品研磨至 0.150 mm 以下耗時甚多，故在實驗室將樣品烘乾、研磨後製備成懸浮液，再滴到石英片上乾燥成薄膜（共 7 分鐘），基質效應較水樣明顯，36 項數據中 Cr、Ni、Cu、Zn 相對誤差小於 30% 為 18 項，其他仍可在同一級數（如表 3），重複分析 7 次精密度以相對標準偏差表示如表 5，在 8.6 ~ 33.6% 之間。
- (八) 檢量線建立：藉由 TXRF 內建水樣及礦物基質各元素相對感度 Z 值（相當於傳統分析之檢量線），添加單一重金屬元素內標準溶液後，同時得到樣品各元素濃度，因屬快篩性質，其目的係作為了解樣品所含元素種類及樣品之間濃度差異，故無修正 Z 值，如需較準確定量時，則需與濕式化學比對後進行內建 Z 值修正。
- (九) 方法偵測極限 (MDL)：TXRF 水樣及底泥偵測極限 (Lower Limit Detection, LLD) 值如表 6，原子序越小偵測極限越大。

四、結論

- (一) 全反射式 TXRF 執行環境水樣分析，在執行重金屬元素分析時，可同時得到溶解性元素總量，其中重金屬 Ni、Cu、Zn、Sr 元素，112 項數據絕對誤差小於 0.1mg/L 有 106 項，溶解性元素總量 S、Cl、K、Ca 之檢測結果，與化學法以 ICP-MS 及 IC(以 SO_4^{2-} 換算 S 含量，不含水中 S^{2-} 濃度)比對，112 項數據中相對誤差百分比小於 25% 為 95 項，顯示水樣在試片上製備成薄膜基質效應影響極微，一批 10 個樣品約需 60 分鐘，上述元素快速篩選之準確性符合預期。
- (二) 利用 TXRF 全圖譜比對，發現特定產業放流水有不常見的碘 (I) 元素，濃度約 20 mg/L，經比對 ICP-MS 數據，發現硼元素(B)測值頗高(6.54 mg/L)超過放流水管制標準 1.0 mg/L，雖然目前文獻上尚無碘元素對環境可能造成影響之研究報告，但可以作為製程廢水之特徵重要指標元素，碘含量高亦有可能伴隨含有高濃度的硼。
- (三) 因現場所採底泥為明顯顆粒感之樣品、在現場將樣品乾燥研磨至 0.15mm 以下非常耗時，改以在實驗室乾燥研磨後以 TXRF 檢測，36 項數據底泥管制項目測值 Cr、Ni、Cu、Zn 相對誤差小於 30% 者為 18 項，顯示底泥在試片上製備成薄膜具有厚度，仍有基質效應會影響準確性，震盪同時取樣之操作技巧亦影響重複性，惟仍可在同一級數。底泥因為粒徑太粗，不適合在現場以 TXRF 快篩檢測，改以在實驗室分析時，一批 10 個樣品約需 60 分鐘。
- (四) 經本計畫現場測試儀器狀況，TXRF 耗電量小、可移動、易操作、但以現場定點使用最適合，以免去重複拆裝機及穩定時間，並達到快篩分析之功能，檢測結果與化學法比對，如有基質影響使驗證數據出現全部偏高或偏低之趨勢時，可修正內建 Z 值方式使數據更吻合，提高準確性。

參考文獻

- [1] 行政院環保署，民國 102 年 12 月。標準檢驗方法 NIEA W311.53C：水中微量元素檢測方法－感應耦合電漿質譜法。
- [2] 行政院環保署，民國 105 年 3 月。標準檢驗方法 W415.53B：水中陰離子檢測方法－離子層析法。
- [3] 行政院環保署，民國 104 年 4 月。標準檢驗方法 NIEA M301.00B：廢棄物及底泥中金屬檢測方法－微波輔助酸消化法。
- [4] 行政院環保署，民國 101 年 7 月。標準檢驗方法 NIEA S280.62C：土壤及底泥水分含量測定方法－重量法。
- [5] 葉玉珍、鄭先佑、許志福、蔡坤龍、曹明浙、黃豐文、張雪妮、潘復華，2013。土壤中無機元素 XRF 快速篩選技術可行性評估研究。環保署環境檢驗所調查研究年報 20，38-56。
- [6] 葉玉珍、許志福、鄭先佑、徐美榕、曹明浙、蔡坤龍、黃豐文、潘復華，2014。土壤中無機元素 XRF 快速篩選技術可行性評估研究。環保署環境檢驗所調查研究年報 21，54-61。
- [7] Cataldo, F., 2012. Multielement analysis of a municipal landfill leachate with total reflection X-ray fluorescence (TXRF). A comparison with ICP – OES analytical results, Journal Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 293, 119-126.
- [8] Bastos, R. O., Melquiades, F. L., Biasi, G. E. V., 2012. Correction for the effect of soil moisture on in situ XRF analysis using low-energy background X-Ray Spectrom. 41, 304 – 307.
- [9] Zarazua, G., Avila-Perez, P., Tejeda, S., Martinez, T., 2006. Analysis of total and dissolved heavy metals in surface water of a Mexican polluted river by total reflection X-ray fluorescence spectrometry, Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy, 61, 1180-1184.
- [10] Margui, E., Tapias, J. C., Casas, A., Hidalgo, M., Queralt, I., 2010. Analysis of inlet and outlet industrial wastewater effluents by means of a benchtop total reflection X-ray fluorescence, Chemosphere, 80, 263-270.
- [11] Margui, E., Floor, G. H., Hidalgo, M., 2010. Analytical Possibilities of Total Reflection X-Ray Fluorescence Spectroscopy (TXRF) for Trace Selenium Determination in Soils, Analytical Chemistry, 82, 7744-7751.
- [12] Bianchini, G., Natali, C., Giuseppe, D. D., Beccaluva, L., 2012. Heavy metals in soils and sedimentary deposits of the Padanian Plain (Ferrara, Northern Italy): characterisation and biomonitoring. JOURNAL OF SOILS AND SEDIMENTS 12, 7, 1145-1153.
- [13] Vivesa, A. E. S., Brieniza, S. M. B., Moreira, S., Zucchi, O. L. A. D., Barroso, R. C., Nascimento Filho, V. F., 2007. Evaluation of the availability of heavy metals in lake sediments using SR-TXRF Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, A 579, 503 – 506.
- [14] Towett, E. K., Shepherd, K. D., Cadisch, G., 2013. Quantification of total element concentrations in soils using total X-ray fluorescence spectroscopy (TXRF), Science of the Total Environment 463 – 464, 374 – 388.

表 1 老街溪第 1 次採水樣檢測比對結果

mg/L	採樣點	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Ni	ICP-MS	0.001	0.01	0.018	0.016	0.005	0.004	0.022	0.021	0.002	0.003	0.067	0.096	0.394	0.057
	TXRF	—	0.01	0.016	0.017	0.004	0.003	0.027	0.019	0.004	0.016	0.097	0.078	0.387	0.056
	絕對誤差	—	0	-0.002	0.001	-0.001	-0.001	0.005	-0.002	0.002	0.013	0.03	-0.02	-0.007	-0.001
Cu	ICP-MS	0.001	0.009	0.075	0.033	0.032	0.006	0.045	0.035	0.082	0.002	0.807	0.082	0.007	0.032
	TXRF	0.019	0.008	0.076	0.033	0.033	0.006	0.029	0.028	0.068	0.017	0.987	0.090	—	0.028
	絕對誤差	0.018	-0.001	0.001	0	0.001	0	-0.016	-0.007	-0.014	0.015	0.180	0.008	—	-0.004
Zn	ICP-MS	0.006	0.014	0.138	0.038	0.013	0.006	0.152	0.075	2.95	0.02	0.004	0.002	0.006	0.062
	TXRF	0.021	0.014	0.06	0.04	0.013	0.009	0.077	0.061	3.08	0.075	0.024	0.059	0.030	0.068
	絕對誤差	0.015	0	-0.078	0.002	0	0.003	-0.075	-0.014	0.130	0.055	0.020	0.057	0.024	0.006
Sr	ICP-MS	0.120	0.164	0.184	0.180	0.191	0.161	0.212	1.420	0.08	0.313	0.129	0.096	0.317	1.520
	TXRF	0.130	0.178	0.195	0.191	0.202	0.162	0.235	1.690	0.087	0.428	0.117	0.090	0.331	1.100
	絕對誤差	0.010	0.014	0.011	0.011	0.011	0.001	0.023	0.270	0.007	0.115	-0.012	-0.006	0.014	-0.420
S	IC	7.96	32.3	56.0	62.0	97.0	27.1	155	262	166	34.4	990	119	746	377
	TXRF	11.0	43.5	63.7	73.1	106	31.1	176	256	181	46.5	796	76.1	759	271
	相對誤差%	38.2	34.7	13.8	17.9	9.3	14.8	13.5	-2.3	9.0	35.3	-19.6	-36.1	1.7	-28.1

表 1 老街溪第 1 次採水樣檢測比對結果(續)

mg/L	採樣點	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Cl	IC	25.5	35	114	107	44.8	34.7	175	3160	20.3	158	389	341	2190	601
	TXRF	31.5	41.7	107	106	46.7	35.1	140	2980	16.5	154	464	172	1710	422
	相對誤差%	23.5	19.1	-6.14	-0.935	4.24	1.15	-20.0	-5.70	-18.7	-2.53	19.3	-49.6	-21.9	-29.8
K	IC	3.62	5.03	6.93	9.07	7.04	5.29	11.9	72.4	6.22	2.5	13.7	39.4	27.0	16.0
	TXRF	4.56	5.65	7.08	9.13	7.39	5.09	11.0	56.6	5.31	3.24	12.7	20.7	18.4	12.8
	相對誤差%	26.0	12.3	2.16	0.66	4.97	-3.78	-7.56	-21.8	-14.6	29.6	-7.30	-47.5	-31.9	-20.0
Ca	IC	17.5	26.5	37.5	36.9	32.0	28.9	43.2	107	7.36	61.0	17.1	12.1	147	38.7
	TXRF	20.7	26.0	33.2	32.6	29.5	25.0	35.4	95.1	7.60	65.2	13.9	7.74	106	26
	相對誤差%	18.3	-1.89	-11.5	-11.7	-7.94	-13.5	-18.1	-11.1	3.26	6.89	-18.7	-36.0	-27.9	-32.8

表 2 老街溪第 2 次採水樣檢測比對結果

mg/L	採樣點	1	2	3	4	5	6	7	8	10	11	12	13	14
	ICP-MS	0.001	0.007	0.021	0.017	0.008	0.004	0.018	0.007	0.002	0.098	0.120	0.025	0.063
Ni	TXRF	0.015	0.008	0.025	0.015	0.008	0.003	0.023	–	–	0.111	0.105	0.036	0.091
	絕對誤差	0.014	0.001	0.004	-0.002	0	-0.001	0.005	–	–	0.013	-0.015	0.011	0.028
	ICP-MS	0.003	0.008	0.055	0.032	0.041	0.008	0.026	0.013	0.003	0.323	0.061	0.002	0.016
Cu	TXRF	0.008	0.004	0.103	0.025	0.069	0.007	0.269	0.013	–	0.316	0.064	–	0.023
	絕對誤差	0.005	-0.004	0.048	-0.007	0.028	-0.001	0.243	0	–	-0.007	0.003	–	0.007
	ICP-MS	0.005	0.012	0.080	0.079	0.031	0.012	0.057	0.023	0.010	0.007	0.002	0.004	0.025
Zn	TXRF	0.088	0.011	0.075	0.045	0.038	0.009	0.118	0.011	0.013	0.001	0.068	0.008	0.033
	絕對誤差	0.083	-0.001	-0.005	-0.034	0.007	-0.003	0.061	-0.012	0.003	-0.006	0.066	0.004	0.008
	ICP-MS	0.120	0.150	0.227	0.209	0.159	0.165	0.189	0.612	0.337	0.130	0.143	0.427	0.534
Sr	TXRF	0.120	0.160	0.247	0.201	0.175	0.193	0.228	0.704	0.345	0.116	0.128	0.458	0.425
	絕對誤差	0	0.010	0.020	-0.008	0.016	0.028	0.039	0.092	0.008	-0.014	-0.02	0.031	-0.109
	IC	9.22	33.5	78.3	67.5	120	36.9	250	96.1	62.0	662	213	1050	482
S	TXRF	11.9	34.8	73.8	55.5	98.7	37.2	220	75.9	67.1	500	145	691	293
	相對誤差%	29.1	3.88	-5.75	-17.8	-17.8	0.813	-12.0	-21.0	8.23	-24.5	-31.9	-34.2	-39.2

表 2 老街溪第 2 次採水樣檢測比對結果(續)

mg/L	採樣點	1	2	3	4	5	6	7	8	10	11	12	13	14
	IC	30.8	38.1	158	121	43.0	39.4	239	1240	226	270	278	2340	504
Cl	TXRF	31.0	39.3	146	104	41.2	39.5	209	923	219	164	141	1460	381
	相對誤差%	0.649	3.15	-7.59	-14.0	-4.19	0.254	-12.6	-25.6	-3.10	-39.3	-49.3	-37.6	-24.4
	IC	5.60	4.88	8.86	8.07	6.58	5.91	14.4	28.8	2.54	7.72	24.1	18.1	17.7
K	TXRF	6.03	4.96	8.44	7.49	6.61	6.26	14.2	23.5	2.82	7.02	19.9	14.7	15.2
	相對誤差%	7.68	1.64	-4.74	-7.19	0.46	5.92	-1.39	-18.4	11.0	-9.07	-17.4	-18.8	-14.1
	IC	22.4	24.0	45.0	38.6	26.1	26.9	40.7	49.7	57.5	16.3	16.0	151	37.9
Ca	TXRF	21.2	23.8	39.7	34.2	24.6	27.2	39.4	47.6	59.7	14.09	12.4	144	19.3
	相對誤差%	-5.36	-0.83	-11.8	-11.4	-5.75	1.12	-3.19	-4.23	3.83	-13.6	-22.5	-4.64	-49.1

表 3 老街溪底泥檢測比對結果

mg/kg	採樣點	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ca	ICP-MS	2150	10500	3040	2730	8320	2800	5740	3490	4430
	TXRF	2240	6130	2330	2960	4960	3370	4290	3370	2770
	相對誤差%	4.2	-41.6	-23.4	8.4	-40.4	20.4	-25.3	-3.4	-37.5
V	ICP-MS	17.5	34.1	13.5	16.0	20.6	10.3	58.5	68.3	67.0
	TXRF	31.5	28.5	23.2	21.3	20.2	24.3	40.3	61.9	56.1
	相對誤差%	80.0	-16.4	71.9	33.1	-1.9	135.9	-31.1	-9.4	-16.3
Mn	ICP-MS	128	1690	233	236	2270	166	1000	353	466
	TXRF	136	973	169	308	1300	191	716	314	384
	相對誤差%	6.25	-42.4	-27.5	30.5	-42.7	15.1	-28.4	-11	-17.6
Fe	ICP-MS	16800	29600	17800	15000	27000	13800	40600	32000	33600
	TXRF	17900	18800	12900	16400	18100	17400	29200	27800	54200
	相對誤差%	6.55	-36.5	-27.5	9.33	-33.0	26.1	-28.1	-13.1	61.3
Cr	ICP-MS	26.4	43.4	41.5	28.4	58.0	14.5	88.3	41.5	21.9
	TXRF	48.3	52.4	54.3	55.7	55.9	88.4	113	67.6	53.7
	相對誤差%	83.0	20.7	30.8	96.1	-3.6	509.7	28.0	62.9	145
Ni	ICP-MS	19.4	68.1	64.0	40.8	69.3	19.7	80.4	33.2	26.0
	TXRF	18.8	43.9	35.8	43.2	41.8	21.1	55.7	26.7	23.5
	相對誤差%	-3.09	-35.5	-44.1	5.88	-39.7	7.11	-30.7	-19.6	-9.62
Cu	ICP-MS	78.0	167	177	174	441	47.0	461	101	23.0
	TXRF	66.5	108	121	190	274	63.6	322	112	27.7
	相對誤差%	-14.7	-35.3	-31.6	9.20	-37.9	35.3	-30.2	10.9	20.4
Zn	ICP-MS	190	446	699	480	1050	181	2610	192	105
	TXRF	191	269	538	579	641	224	1740	183	78.5
	相對誤差%	0.526	-39.7	-23.0	20.6	-39.0	23.8	-33.3	-4.69	-25.2

表 4 老街溪水樣以 TXRF 檢測重複性分析結果

第 1 次 採樣	平均值	相對標準 偏差%	第 2 次 採樣	平均值	相對標準 偏差%
Ni	-	-	Ni	-	-
Cu	-	-	Cu	-	-
Zn	3.08	4.09	Zn	3.08	4.09
<u>Sr</u>	<u>-</u>	<u>-</u>	<u>Sr</u>	<u>0.44</u>	<u>5.97</u>
S	173.7	5.05	S	173.7	5.05
Cl	16.7	9.02	Cl	16.67	9.02
K	5.4	3.48	K	5.43	3.48
Ca	7.9	5.51	Ca	7.88	5.51

表 5 老街溪底泥樣品以 TXRF 檢測重複性分析結果

mg/kg	平均值	相對標準偏差%
Ca	3360	18.1
Ti	2780	9.5
V	58.7	9.7
Cr	54.9	24.6
Mn	389	8.6
Fe	39700	33.6
Ni	24.5	14.2
Cu	28.5	10.3
Zn	89.3	14.4

表 6 TXRF 水質及底泥樣品偵測極限

水樣	Ni	Cu	Zn	Sr	S	Cl	K	Ca
mg/L	0.003	0.003	0.003	0.002	0.300	0.200	0.050	0.030
底泥	Ca	V	Mn	Fe	Cr	Ni	Cu	Zn
mg/kg	5.00	2.50	1.80	1.00	2.00	0.550	0.490	0.400

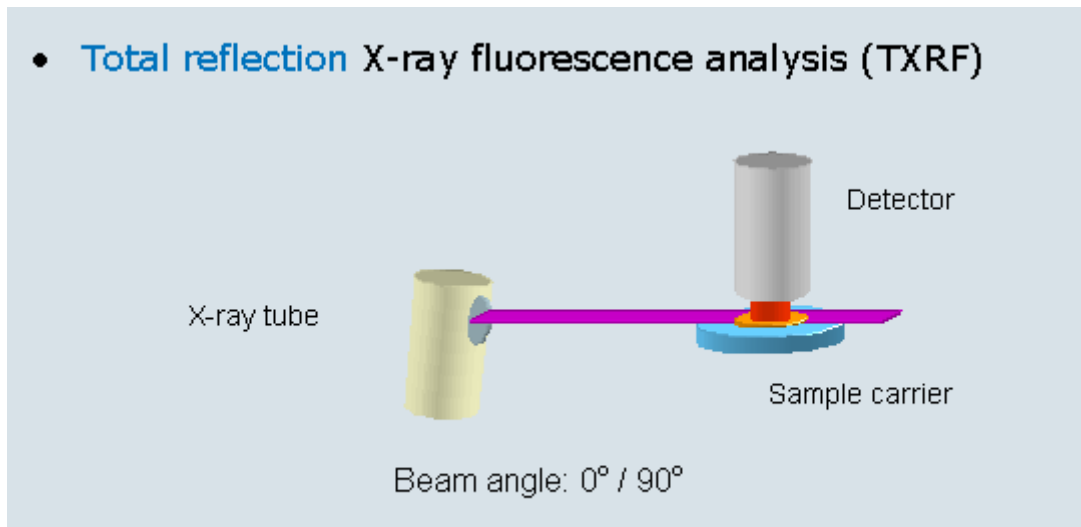


圖 1 全反射式 X-射線螢光分析構造示意圖

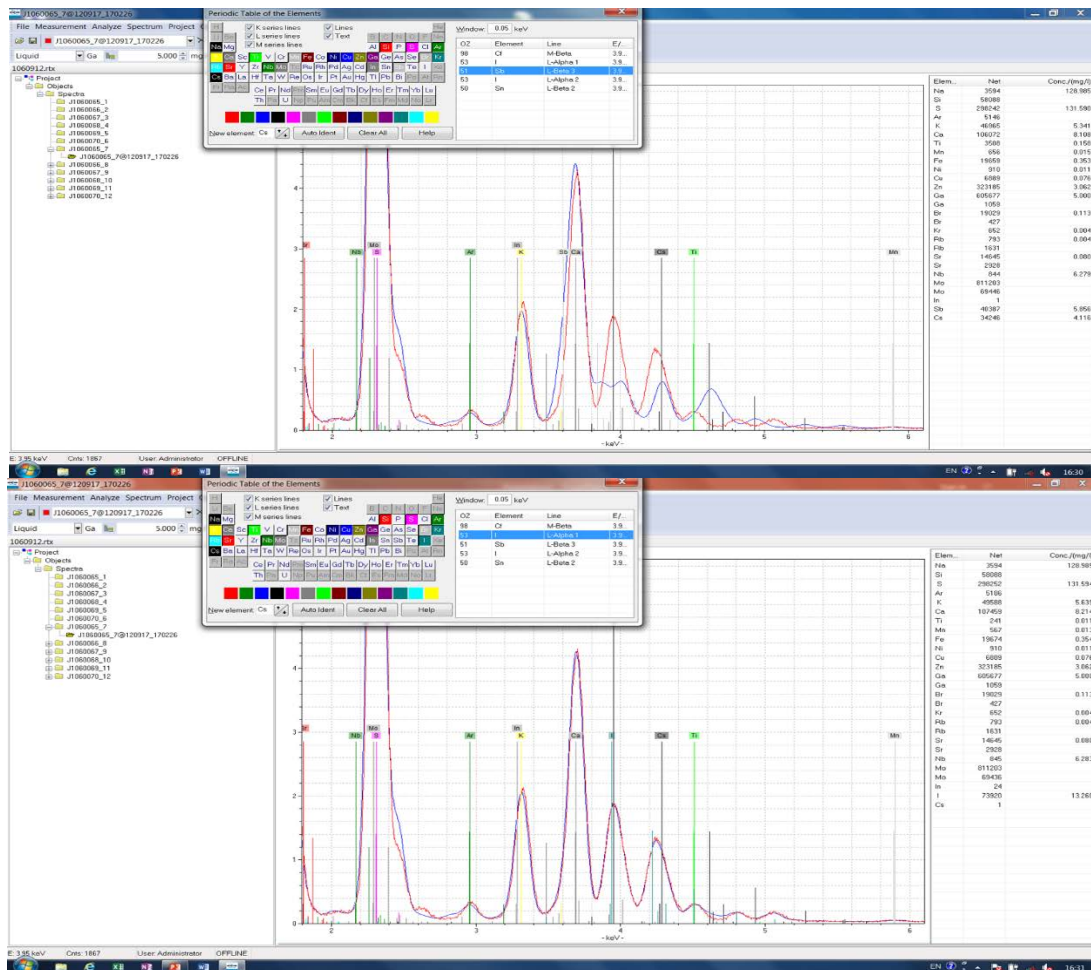


圖 2 TXRF 實測圖譜(選擇碘元素後理論與實際圖譜一致)

環境水體微生物相鑑識技術開發

林哲雄¹ 蔡宛君¹ 許令宜¹ 楊喜男¹

¹行政院環境保護署環境檢驗所

摘要

本研究主要是利用次世代定序法(Next Generation Sequencing, NGS)，針對本所辦理「河川流域污染源鑑識模式研究-以桃園市老街溪為例」計畫中採集之溪水與事業放流水，藉由總體基因體學(Metagenomics)觀念分析菌相組成與分布，瞭解不同溪流區域與性質樣品之微生物結構變化差異性，建立分析方法與環境鑑識應用。

首先在老街溪流域之溪水樣品上依溪流上、下游分布點共採集 9 件樣品(編號 F1~F9)，事業放流水則依規劃之 6 家廠區執行樣品採集(編號 F10~F15)；水體樣品先以自行研發之濾膜法過濾收集水中微生物，再以市售核酸萃取套組收集去氧核糖核酸 (deoxyribonucleic acid, DNA)，經由核酸文庫與模板建立處理後，利用離子流基因定序儀分析微生物 DNA 序列，15 件樣品之平均序列讀數為 127,605 操作分類單元(Operational taxonomic unit, OTU)，平均定序序列長度為 214 鹼基對(base pair, bp)。結果顯示 9 件老街溪流域之溪水樣品菌門分布比例主要包括變形菌門(Proteobacteria)57.88±16.20%、擬桿菌門(Bacteroidetes) 22.31±10.84%、放線菌門(Actinobacteria)10.41±8.88%、藍菌門(Cyanobacteria)7.99±5.80%、厚壁菌門(Firmicutes)2.81±1.77%及梭桿菌門(Fusobacteria)1.18±0.23%等；6 件事業放流水樣品菌門分布比例主要包括變形菌門(Proteobacteria)86.83±5.47%、擬桿菌門(Bacteroidetes)5.75±2.54%及放線菌門(Actinobacteria)3.98±3.09%等。從菌門比較上，事業放流水樣品之變形菌門比例大多明顯高於溪水樣品，而溪水樣品之擬桿菌門、放線菌門與藍菌門比例則大多明顯高於事業放流水樣品。在優勢菌目分析上，溪水樣品的主要共同優勢菌目為伯克氏菌目(Burkholderiales)與黃桿菌目(Flavobacteriales)，各種水體樣品採樣點從優勢菌目開始其分布與比例上已開始明顯不同，可藉此來瞭解各採樣點之總體基因體學差異與環境間之關係，在下游段已屬於海水性質之 F9 大園石蚵採樣點其水體樣品優勢菌目在與 F1~F8 溪水採樣點上之伯克氏菌目比較上相對偏低(5.34%)，然其紅細菌目(Rhodobacterales) 16.27%、海洋螺菌目(Oceanospirillales) 10.17%又相對較高。另外，在優勢菌科分析上，溪水樣品的主要共同優勢菌科為黃桿菌科(Flavobacteriaceae)，叢毛單胞菌科 (Comamonadaceae)則在採樣點 F1~F8 與 F10~F13 有明顯表現，而採樣點 F15 有相當優勢表現之紅環菌科(Rhodocyclaceae)49.53%，值得探究不同廠區排放水之性質(含有機、無機化學分析)與其菌相間之不同差異之影響與相關性。

綜上所述，本研究利用總體基因體學，以次世代定序技術檢測環境水體中微生物基因體序列，有效分析微生物群落資訊，以了解微生物物種多樣性及變異與水體環境品質間之關聯性，未來若再配合各項化學、重金屬等分析數據上之相對應用，對於日後之環境鑑識分析上將可發揮極大之效益。

關鍵詞：次世代定序法(Next Generation Sequencing, NGS)、總體基因體學(Metagenomics)、去氧核糖核酸 (deoxyribonucleic acid, DNA)

一、前言

總體基因體學於 1998 年由 Jo Handelsman 等人提出[1]，主要探討環境微生物多樣性 (environment microbial diversity)、微生物群落 (microbial community) 之間以及微生物與環境之間相互關係 (microbe-environment interaction) 的科學，尤其著重於確認環境中複雜的微生物群落，因此有別於傳統的微生物學研究方式，不再透過分離 (isolation)、培養 (culture) 等步驟才進行微生物的鑑別，改以定序的方式直接檢測環境樣品中所有微量的基因體序列，以降低檢測的誤差，進而獲得更全面且精確的檢測結果。早期分析微生物族群的方法為變性梯度膠體電泳(denaturing gradient gel electrophoresis, DGGE)，其過程為將環境中的總體 DNA 萃取出來後，利用聚合酶連鎖反應 (polymerase chain reaction, PCR) 擴增出高保留的 16S rDNA 序列，再於變性梯度電泳膠中將不同序列的 16S rDNA 分開，每一個分離出來的 16S rDNA 即代表一種細菌，其在整體微生物群落中的量則由電泳條帶中的濃淡來分析得知。而進一步要得知每一種細菌的種類則需再經由回收各個 16S rDNA 並將其選殖進入大腸桿菌的質體中，最後純化後的質體再進行傳統的 Sanger 定序才能得到完整序列。由此可知傳統上利用 DGGE

進行微生物族群解析是非常耗時與耗工的。次世代定序分析技術應用於總體基因體學研究，僅需從樣品中準備 DNA (RNA)，就能夠獲得 16S rDNA (rRNA) 序列資料或是微生物群體基因組的序列資料，能有效率地獲得研究樣品中的微生物群體資訊，藉此獲得樣品中微生物群體的組成，以及其他相關的資訊[2-6]。

目前次世代定序分析技術已逐漸應用在環境[7]、食品[8]、醫療[9]...等領域調查研究上，其中環境關係上之研究又有針對空氣[10]、土壤[11]、水質[12]...等樣品進行微生物相分析，總體基因體學的知識可以促進監測污染物對生態系統的影響，以及清理污染環境的策略，增加微生物群落對於污染物競爭的了解可以提高對可能受污染場址從污染中恢復的評估。另外，應用特定微生物降解污染物的分析方法，在尚未建立降解污染物的微生物菌群時，可改採原地微生物的分析方法，來建立污染物的流佈關係。微生物的特性之一，是很容易和其所接觸的環境進行混合。當有污染物進入一個新的環境時，當地的微生物群會最早產生反應，可能反映在微生物的菌相上。因此可應用這些特性，以污染地的背景微生物進行污染物流佈之分析[13]。環境微生物族群長期受污染物之影響，將導致其菌相種類相較原未污染土壤呈現種類上的差異，這些菌群的改變及其相關功能性基因所顯現的特徵，可成為環境污染鑑識上有用的鑑別資料，因此結合生物技術探討環境污染鑑識是一個可行的方向，具相當高的發展潛力。

本所於 2014 年購置離子流基因定序儀，對於去氧核糖核酸 (deoxyribonucleic acid, DNA) 文庫與模板建立、序列定序與資料分析等實驗方法流程已初步檢測分析，相繼應用於土壤添加菌相測試，並於 2013 與 2014 年與國立中興大學合作研究以次世代定序技術進行基因體定序及篩選具分解戴奧辛污染物之功能性基因[14]，又於 2015 年與國立中興大學合作研究以土壤添加五氯酚 (pentachlorophenol, PCP) 或多氯聯苯 (polychlorinated biphenyls, PCB) 之菌相分析[15]，發現五氯酚污染後會使得變形菌門族群增加 3 倍；多氯聯苯污染會使得變形菌門族群增加 1.3 倍及放線菌門族群增加 1.4 倍。由 beta 多樣性分析及 heat map 分析瞭解到不同土壤中的微生物族群結構不因受到相同污染而趨同，仍能保持其來源特異性，未來可評估應用於環境法醫參考。

河川溪流流域常蓄積歷史陳年污染紀錄，可用以探討過去至今日的環境污染歷程，甚至了解污染物來源的履歷，探究污染物係直接釋放在水體內，或吸附在沉積物之表面，亦或是由沉積物來源地區的固態顆粒所造成。此次我們將針對本所之「河川流域污染源鑑識模式研究-以桃園市老街溪為例」計畫[16]中採集之各項水體樣品，開發環境水體之微生物收集方法，建立環境水體核酸萃取技術及總體基因體學之定序技術，並建立總體基因體學之菌相分析技術，檢測水體在不同區域與性質樣品之微生物族群多樣性差異，探討分析菌相在環境鑑識上之應用性。

二、材料與方法

(一)儀器材料

1.儀器

離子流定序儀 Ion Personal Genome Machine® (PGM™) System 及其附屬設備 on OneTouch™ 2 系統與 Ion OneTouch™ ES 系統 (Thermo Fisher Scientific, USA)，即時聚合酶鏈鎖反應儀器 7500 Fast Real-Time PCR System (Applied Biosystems, USA)，DNA 定量分析儀 Qubit 2.0 Fluorometer (Life Technologies, USA)。

2.基因定序晶片：Ion 318™ Chip v2 (Thermo Fisher Scientific, USA)。

(二)化學試藥

1.DNA 萃取試劑套組：PowerSoil DNA Isolation Kit (MO BIO Laboratories, USA)。

2.磁珠純化試劑組：Agentcourt AMPure XP (Beckman Coulter, USA)。

3.樣品定序前處理試劑：文庫建立、模板建立與基因定序之相關試劑套組 (Thermo Fisher Scientific, USA)。

(三)溪流水體與事業放流水水質樣品採樣

本次採樣作業係由本所第二組辦理，詳細之採樣作業規劃流程可參考「河川流域污染源鑑識模式研究-以桃園市老街溪為例」採樣計畫書內容[16]，簡要概述如下：

1.採樣位置：

- (1) 老街溪流域之溪水樣品：燈潭橋、北勢橋、平鎮一號橋、環鄉橋、公園橋上游、中正橋、許厝港一號橋、老街溪出海口及大園石蚵等 9 處採集水體(編號 F1~F9)。
- (2) 特定污染源之事業放流水樣品：力特光電科技股份有限公司平鎮廠、新光合成纖維股份有限公司中壢廠、華通電腦股份有限公司大園廠、健策精密工業股份有限公司大園廠、德昌皮革製品股份有限公司及經濟部工業局大園工業區服務中心等 6 處採集放流水樣品(編號 F10~F15)。
- (3) 15 處採樣點資料如表 1 及圖 1。



圖 1、老街溪河川流域污染源鑑識模式研究採樣點位置圖

表 1、老街溪河川流域污染源鑑識模式研究採樣點及座標位置

編號	採樣點	座標位置	備註
F1	燈潭橋	22°43'20.9"N 120°20'29.8"E	
F2	北勢橋	22°43'25.6"N 120°20'03.0"E	
F3	平鎮一號橋	22°43'39.0"N 120°19'46.6"E	
F4	環鄉橋	22°41'32.2"N 120°20'30.8"E	
F5	公園橋上游	22°42'23.5"N 120°19'39.2"E	
F6	中正橋	22°43'28.3"N 120°19'16.4"E	
F7	許厝港一號橋	22°42'33.1" N 120°19'43.1" E	
F8	老街溪出海口	22°43'46.6"N 120°18'50.9"E	
F9	大園石蚵	22°43'47.1"N 120°18'11.5"E	
F10	光電工廠放流口	如圖 1 位置標示圖	
F11	合成纖維工廠放流口	如圖 1 位置標示圖	
F12	電腦工廠放流口	如圖 1 位置標示圖	
F13	精密工業工廠放流口	如圖 1 位置標示圖	
F14	皮革製品工廠放流口	如圖 1 位置標示圖	
F15	工業區服務中心放流口	如圖 1 位置標示圖	

2.樣品管制、運送及保存方式：

(1)樣品管制：填寫採樣及現場樣品監管紀錄表。

(2)運送及保存：採樣樣品及品管樣品分別貼上已編號之樣品標籤，放入 4±2℃ 冷藏桶內保存，樣品運回實驗室後 4±2℃ 冷藏備用。

(四)水質樣品之微生物收集與 DNA 萃取

1.微生物收集：

水體樣品之微生物收集方法主要參照環境保護署公告之水中大腸桿菌群檢測方法－濾膜法 (NIEA E202.55B)之步驟，再進行部分方法修正，主要操作方式如下：

(1)水體樣品 500 mL 劇烈搖晃 25 次以上，以使樣品充分混合均勻。

- (2)以無菌鑷子夾起無菌濾膜，放在無菌過濾裝置之有孔平板上，小心將濾杯固定。加入適量無菌稀釋液，以測定過濾設備是否裝置妥當。
- (3)水體樣品 500 mL 分次倒入至無菌過濾器中過濾。過濾後，再以 20 mL 以上之無菌稀釋液沖洗濾杯。
- (4)沖洗過濾後，將濾杯移開，儘速以無菌鑷子夾起過濾後之濾膜置於無菌培養皿，完成水體樣品之微生物收集。

2. DNA 萃取：

- (1)以無菌鑷子夾起水體樣品過濾後之濾膜，以無菌剪刀剪碎濾膜將剪碎濾膜置入 PowerBead Tubes 中，翻轉混合均勻。
- (2)依照 PowerSoil DNA Isolation Kit 之廠商提供操作步驟，加入 60 μ L C1 溶液(細胞裂解用，注意若有產生沉澱須以 60 $^{\circ}$ C 水浴回溶)混合均勻。劇烈振盪 10 分鐘(使 C1 溶液、剪碎濾膜與 PowerBead 充分混合)後室溫離心 10,000 g 30 秒，將上清液轉移至新的微量離心管中(上清液最好是 400~500 μ L，其中可能還含有沉澱物)。
- (3)加入 250 μ L C2 溶液(吸附腐酸和 PCR 抑制劑)混合均勻置於 4 $^{\circ}$ C 冰箱中 5 分鐘，離心 10,000 g 1 分鐘，取 600 μ L 上清液轉移至新的微量離心管中(避免取到沉澱物)。
- (4)加入 200 μ L C3 溶液(吸附腐酸和 PCR 抑制劑)混合均勻置於 4 $^{\circ}$ C 冰箱中 5 分鐘，離心 10,000 g 1 分鐘，取 750 μ L 上清液轉移至新的微量離心管中。
- (5)加入 1200 μ L C4 溶液(先與 DNA 結合後，使 DNA 能附著於 Spin Filter)混合均勻，先取 675 μ L 混合液置 Spin Filter 中，離心 10,000 g 1 分鐘，丟棄底部液體。再加入剩餘的混合液加入 Spin Filter 中，離心後丟棄底部液體。
- (6)加入 500 μ L C5 溶液(沖洗 Spin Filter 上 DNA 外雜質)於 Spin Filter 中，離心 10,000 g 1 分鐘後取 Spin Filter 至新的微量離心管。
- (7)加入 100 μ L C6 溶液(破壞 DNA 與 Spin Filter 結合，使 DNA 溶液帶出來) 室溫靜置 1 分鐘，全速離心 1 分鐘，收集底部液體。

(五)總體基因體學之定序與菌相分析

依照廠商提供離子流定序儀上機前處理之文庫建立、模板建立與基因定序所需相關試劑套組及分析步驟，簡要如下：

- 1.文庫建立：將萃取之 DNA 片段化並修飾尾端，接上 Adapter(圖 2)。

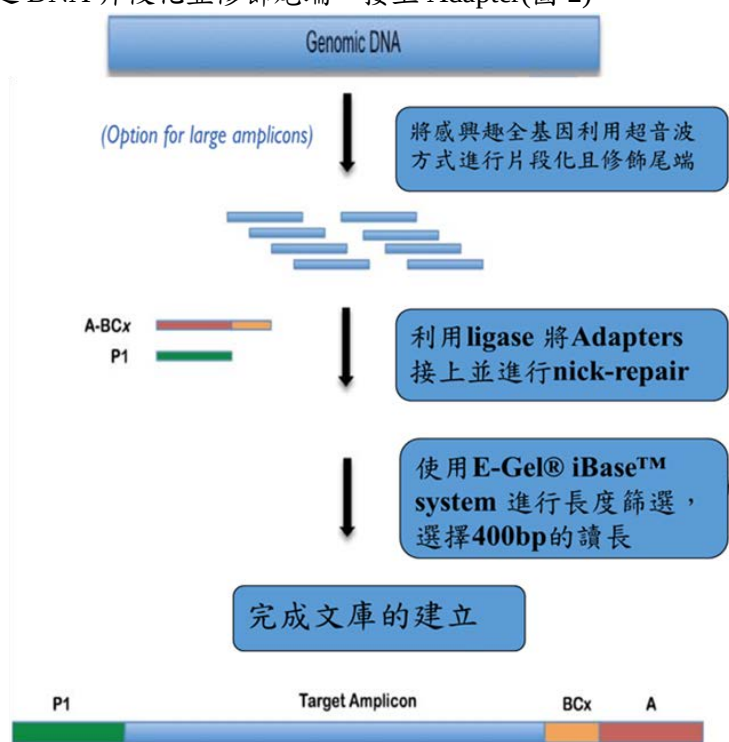


圖 2、文庫建立

2.模板建立：進行乳膠 PCR 反應，分離增富之模板微粒(圖 3)。

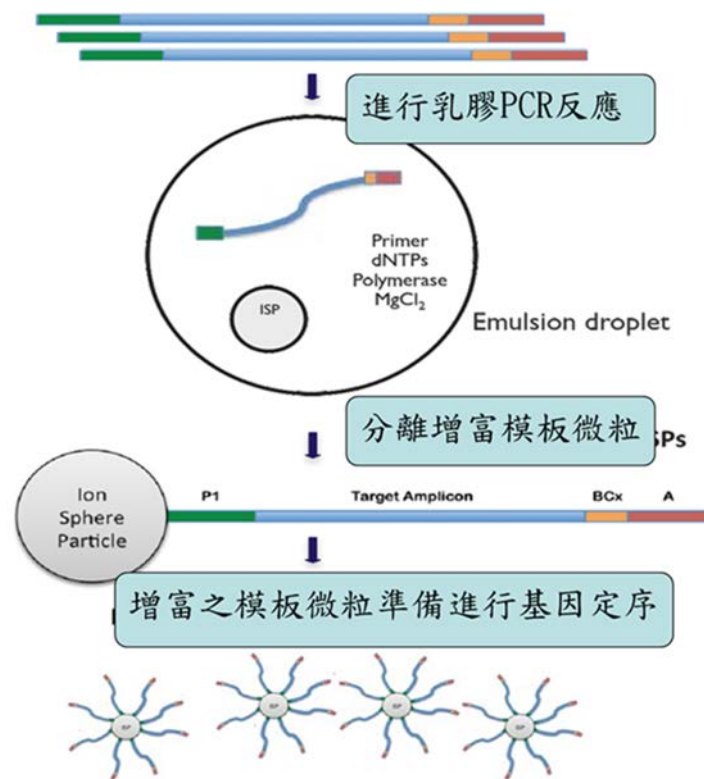


圖 3、模板建立

3.基因定序：將模板微粒置入定序晶片，上機分析依氫離子濃度上升 pH 下降轉換微電壓訊號，經由儀器紀錄判讀核酸序列順序(圖 4)。

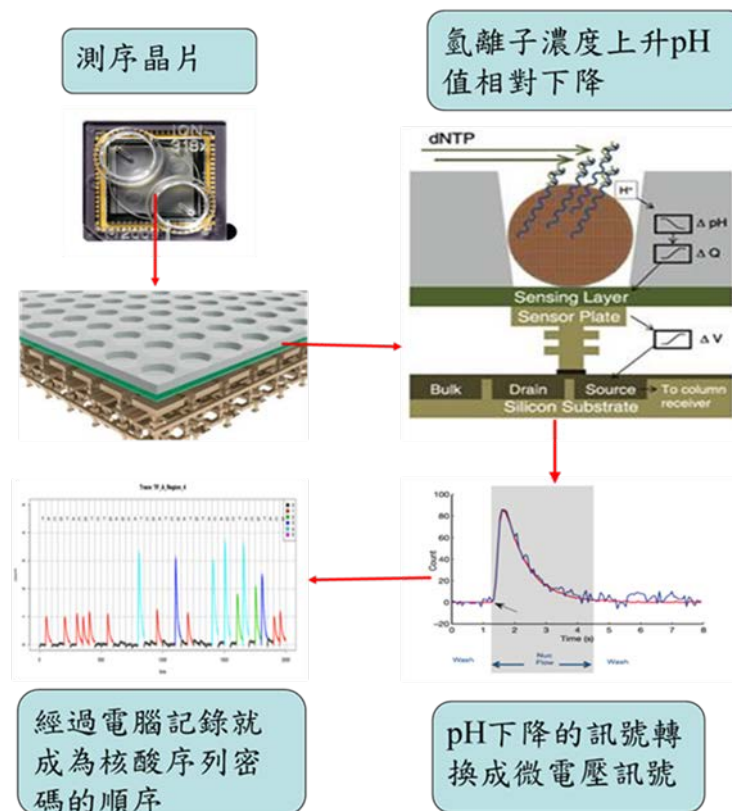


圖 4、基因定序

- 4.資料分析：將核酸序列分析資料經由網路傳送 Ion torrent reporter software (Thermo Fisher Scientific, USA)比對微生物之種類，並進行統計與結果分析。

三、結果與討論

(一)水體樣品前處理之核酸文庫模板建立序列分析

水體樣品以濾膜法過濾收集水中微生物並萃取 DNA 後，再經由核酸文庫與模板建立處理完成，嘗試將此 15 件處理完成樣品全數置入於 1 片 318 基因定序晶片(Ion 318™ Chip v2)中，利用離子流基因定序儀分析 15 件樣品之序列讀數如表 2，平均之序列讀數 127,605 OTU，其中最小讀數為 93,565 OTU，全數皆符合設定值至少大於 50,000 OTU 標準。另外，平均定序序列長度為 214 bp，最小序列長度為 206 bp，亦能符合儀器分析 200 bp 之序列長度，結果顯示本水體樣品之前處理方法可符合儀器分析設計條件。在一般情況下，離子流定序儀之 318 基因定序晶片建議置入樣品最大量為 10 件，在模板建立時每件樣品濃度為 100 pM，各取 2.5 μ L，本次嘗試同時置入樣品 15 件，在模板建立時每件濃度為 100 pM，各取 1.7 μ L，可節省樣品需執行 2 次分析之步驟、時間與試劑、耗材，序列分析結果亦能符合儀器條件。

表 2、水體樣品 F1~F15 前處理完成經定序儀分析之序列讀數與定序序列長度

編號	序列讀數： 操作分類單元(Operational taxonomic unit, OTU)	定序序列長度： 鹼基對(base pair, bp)
F1	158903	227
F2	96095	212
F3	105608	213
F4	107856	214
F5	127597	214
F6	127528	213
F7	93565	211
F8	157109	209
F9	138504	213
F10	166642	215
F11	113973	206
F12	115860	222
F13	128535	215
F14	121080	217
F15	155213	213

(二)水體樣品之菌相分析

利用次世代定序技術分析 15 件水體樣品總體基因體中的 16S rDNA 基因之 V2、V3、V4、V6、V7、V8、V9 等 7 個區域，經由與資料庫比對可知其微生物種類及其占總體之比例，9 件老街溪流域之溪水(編號 F1~F9)與 6 家廠區事業放流水(編號 F10~F15)樣品其菌相組成與分布以門(Phylum)、綱(Class)、目(Order)、科(Family)、屬(Genus)、種(Species)依序列明；另外，我們特別把這 15 件樣品菌相之菌門分布比例再進一步整理統計如表 3，共包括變形菌門(Proteobacteria)、擬桿菌門(Bacteroidetes)、放線菌門(Actinobacteria)、藍菌門(Cyanobacteria)、厚壁菌門(Firmicutes)、梭桿菌門(Fusobacteria)、互養菌門(Synergistetes)、衣原體門(Chlamydiae)、綠菌門(Chlorobi)等 9 項菌門。

以樣品種類性質進行分析，9 件老街溪流域之溪水樣品菌相分布比例主要包括變形菌門 57.88±16.20%、擬桿菌門 22.31±10.84%、放線菌門 10.41±8.88%、藍菌門 7.99±5.80%、厚壁菌門 2.81±1.77% 及梭桿菌門 1.18±0.23%等；6 件事業放流水樣品菌相分布比例主要包括變形菌門 86.83±5.47%、擬桿菌門 5.75±2.54%及放線菌門 3.98±3.09%等。由圖 5 中可明顯看出溪水樣品與事業放流水樣品之菌相比較，事業放流水之變形菌門比例大多明顯高於溪水樣品，而溪水樣品之擬桿菌門、放線菌門與藍菌門比例大多明顯高於事業放流水樣品，比較例外的是溪水之 F3 採樣點其菌門分布比例較接近於事業放流水之菌門分布比例；另外溪水之 F4 與 F6 採樣點有佔小比例之梭桿菌門，在事業放流水之菌相分析上並無該菌門分布，而事業放流水之 F14 與 F15 採樣點各自特有之互養菌門與衣原體門、綠菌門，在溪水之菌相分析上並無該菌門分布，尤其是事業放流水 F14 與 F15 採樣點之菌門分布亦與其他 4 個採樣點之事業放流水菌門分布不同，值得探究不同廠區排放水之性質(含有機、無機化學分析)與其菌相間之不同差異之影響與相關性。

表 3、採樣點 F1~F15 之菌門分布組成比較表(數值單位：%)

老街溪	水體									事業放流水					
採樣點	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15
變形菌門 Proteobacteria	48.45	36.09	90.15	44.88	47.43	56.09	69.27	63.29	65.31	95.59	81.86	89.61	88.51	84.05	81.38
擬桿菌門 Bacteroidetes	18.54	21.57	6.99	37.72	39	25.53	19.29	22.31	9.83	3.3	5.8	7.08	8.26	7.95	2.09
放線菌門 Actinobacteria	24.42	26.7	2.32	7.81	9.14	4.72	7.89	7.08	3.66		8.53	3.07	2.61		1.69
藍菌門 Cyanobacteria	6.99	14.45		6.75	1.57	6.83	3.45	4.98	18.88						2.85
厚壁菌門 Firmicutes				1.72		5.46		1.96	2.11					4.52	
梭桿菌門 Fusobacteria				1.02		1.34									
互養菌門 Synergistetes														2.37	
衣原體門 Chlamydiae															1.47
綠菌門 Chlorobi															1.01

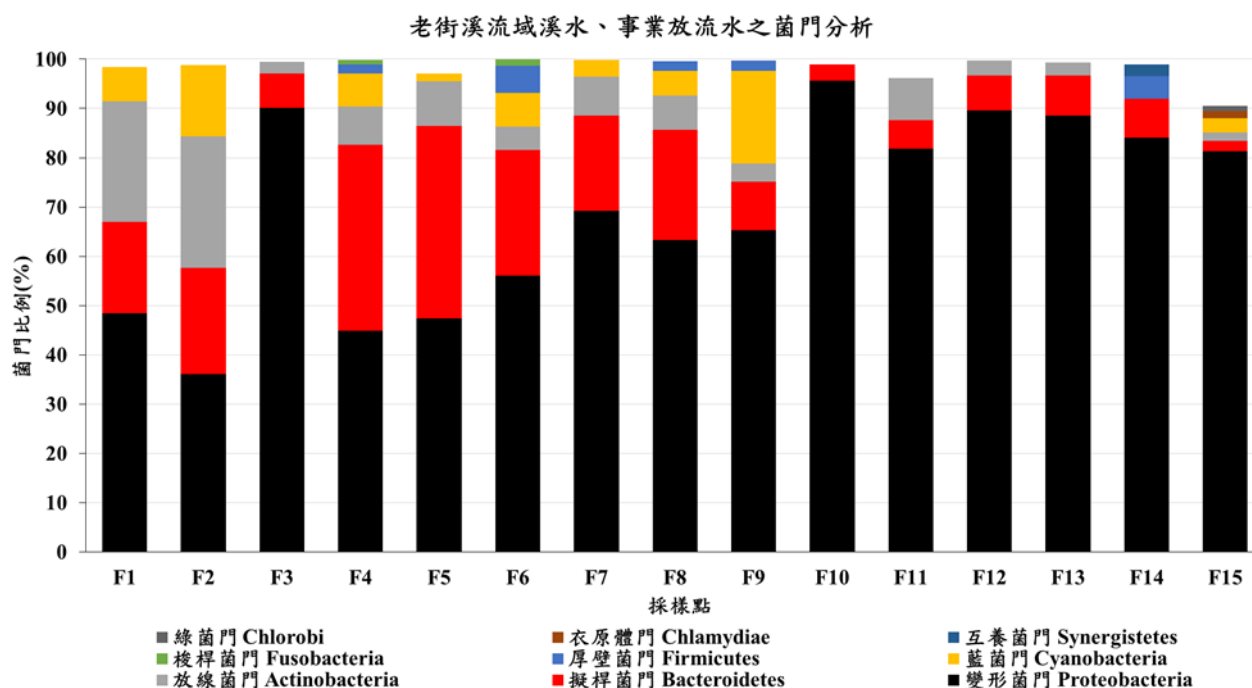


圖 5、老街河流域採樣點 F1~F15 之菌門分布組成

(三)水體樣品優勢菌目分布比例之比較分析

由於菌門屬於大範圍分布比例之分析，我們將範圍縮小訂於以菌目分布比例大於 5%以上之優勢菌目觀察，統計分布比例總和由大至小依序整理如表 4，15 件水體樣品優勢菌目主要包括伯克氏菌目(Burkholderiales)、紅環菌目(Rhodocyclales)、黃桿菌目(Flavobacteriales)、放線菌目(Actinomycetales)、根瘤菌目(Rhizobiales)、假單胞菌目(Pseudomonadales)、鞘脂單胞菌目(Sphingomonadales)、硫發菌目(Thiotrichales)、紅細菌目(Rhodobacterales)、不等鞭毛類(Stramenopiles)、異單胞菌目(Alteromonadales)、奈瑟氏菌目(Neisseriales)、嗜甲基菌目(Methylophilales)、海洋螺菌目(Oceanospirillales)、聚球藻目(Synechococcales)、擬桿菌目(Bacteroidales)、彎曲菌目(Campylobacterales)、著色菌目(Chromatiales)、紅螺菌目(Rhodospirillales)、梭菌目(Clostridiales)等 20 項菌目，其中溪水樣品的主要共同優勢菌目為伯克氏菌目與黃桿菌目。

由圖 6 中我們可看出各水體樣品採樣點之優勢菌目其分布與比例上已明顯不同，可藉此來瞭解各採樣點之總體基因體學，如最下游段已屬於海水性質之 F9 大園石蚵採樣點其水質樣品優勢菌目在與 F1~F8 溪水採樣點上之伯克氏菌目比較上相對偏低(5.34%)，然其紅細菌目(16.27%)、海洋螺菌目(10.17%)又相對較高；又如 F3 溪水採樣點其菌門分布比例原較接近於事業放流水之菌門分布比例，但縮小至優勢菌目分布比例時觀察時，除與 F13 較接近外(然 F3 優勢菌目另有著色菌目，F13 優勢菌目另有鞘脂單胞菌目)，可明顯區分與其他事業放流水之優勢菌目差異。從 6 件事業放流水之優勢菌目區分布亦有助於後續分析不同廠區排放水與溪流下游底泥菌相間之差異影響與相關性評估，如事業放流水 F10 採樣點力特光電科技股份有限公司平鎮廠特別偏高之伯克氏菌目 50.22%，F14 採樣點德昌皮革製品股份有限公司特別偏高之根瘤菌目 57.15%，F15 採樣點經濟部工業局大園工業區服務中心特別偏高之紅環菌目 49.53%，亦值得後續與水質關係進行探討。

4、採樣點 F1~F15 優勢菌目(大於 5%)之分布組成比較表(數值單位：%)

老街溪	水體									事業放流水					
採樣點	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15
伯克氏菌目 Burkholderiales	12.43	16.72	34.09	21.61	16.84	15.9	25.96	16.81	5.34	50.22	10.84	41.69	33.02		
紅環菌目 Rhodocyclales	17.79		30.17	6.09	10.28		9.78	7.07	7.65	16.4	7.22	7.96	25.29		49.53

老街溪	水體									事業放流水					
採樣點	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15
黃桿菌目 Flavobacteriales	16.9	14.65	6.11	34.6	37.5	24.47	19.02	19.48	9.22				6.88		
放線菌目 Actinomycetales	24.25	25.19		7.81	8.97		7.89	7			5.12				
根瘤菌目 Rhizobiales														57.15	
假單胞菌目 Pseudomonadales	6.27						6.42	11.3		5.07		14.88			
鞘脂單胞菌目 Sphingomonadales										7.4			9.56	14.28	7.58
硫發菌目 Thiotrichales											29.69				
紅細菌目 Rhodobacterales									16.27		5.56				
不等鞭毛類 Stramenopiles	6.39								13.06						
異單胞菌目 Alteromonadales						7.47			10.95						
奈瑟氏菌目 Neisseriales						8.27	6.58								
嗜甲基菌目 Methylophilales										10.24					
海洋螺菌目 Oceanospirillales									10.17						
聚球藻目 Synechococcales		8.3													
擬桿菌目 Bacteroidales														7.88	
彎曲菌目 Campylobacterales						7.18									
著色菌目 Chromatiales			5.79												
紅螺菌目 Rhodospirillales											5.55				
梭菌目 Clostridiales						5.26									

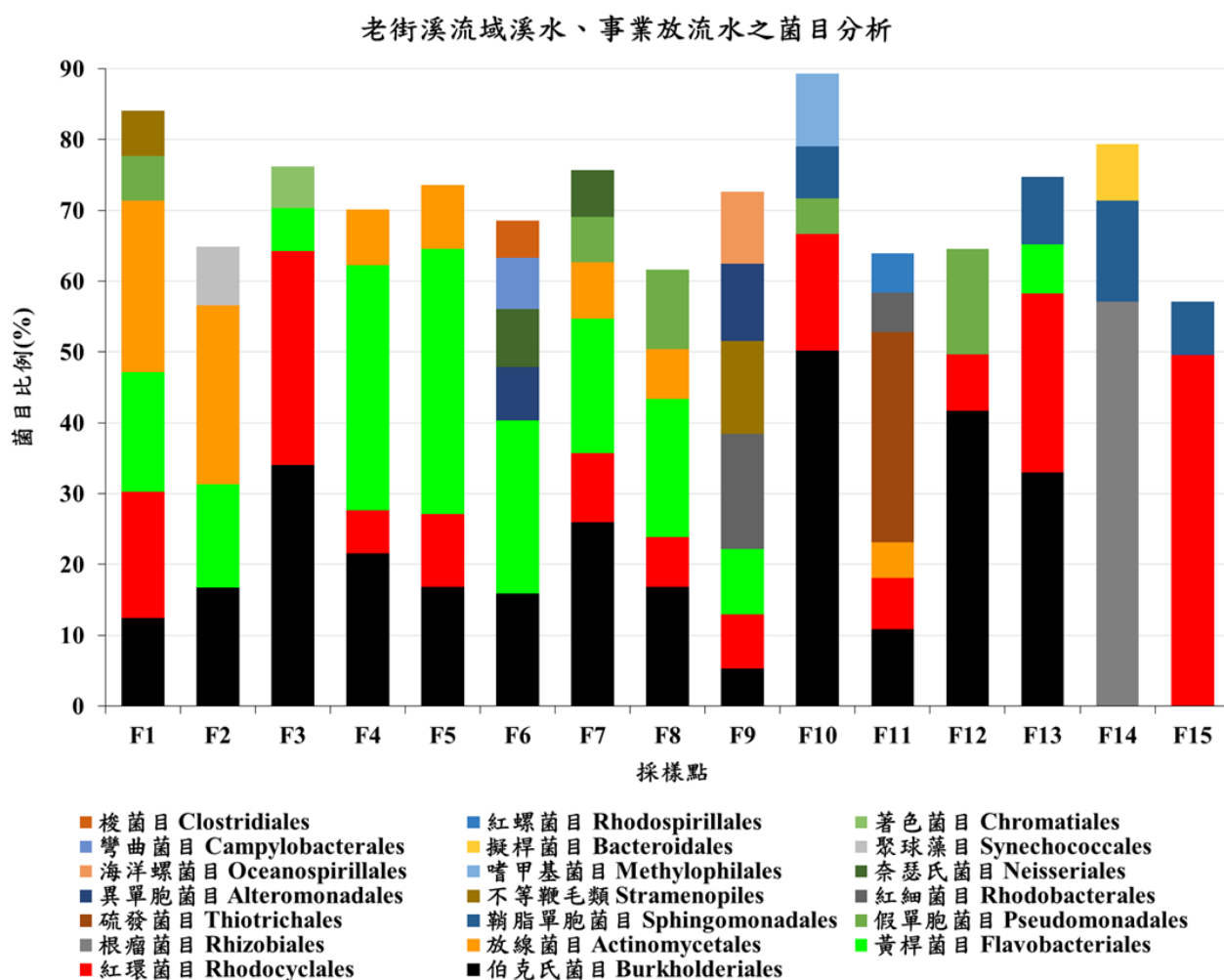


圖 6、老街溪流域採樣點 F1~F15 之優勢菌目分布組成

(四)水體樣品優勢菌科分布比例之比較分析

將範圍再由菌目縮小至菌科分布比例大於 5%以上之優勢菌科觀察，統計分布比例總和由大至小依序整理如表 5，15 件水體樣品優勢菌科主要包括叢毛單胞菌科(*Comamonadaceae*)、紅環菌科(*Rhodocyclaceae*)、黃桿菌科(*Flavobacteriaceae*)、紗麗桿菌科(*Xanthobacteraceae*)、鞘脂單胞菌科(*Sphingomonadaceae*)、微桿菌科(*Microbacteriaceae*)、莫拉氏菌科(*Moraxellaceae*)、硫發菌科(*Thiotrichaceae*)、紅細菌科(*Rhodobacteraceae*)、奈瑟氏菌科(*Neisseriaceae*)、嗜甲基菌科(*Methylophilaceae*)、聚球藻科(*Synechococcaceae*)、彎曲菌科(*Campylobacteraceae*)、著色菌科(*Chromatiaceae*)、海洋螺菌科(*Oceanospirillaceae*)、異單胞菌科(*Alteromonadaceae*)、鹽硫桿狀菌科(*Halothiobacillaceae*)等 17 項菌科，其中溪水樣品的主要共同優勢菌科為黃桿菌科。

由圖 7 中我們可看出各水體樣品採樣點之優勢菌科其分布與比例上亦與優勢菌目之分析上相似，已可明顯辨識各採樣點之差異，如最下游段已屬於海水性質之 F9 大園石蚵採樣點其水體樣品優勢菌科在與 F1~F8 溪水採樣點上主要差異為紅細菌科、海洋螺菌科、異單胞菌科；又如 F3 溪水採樣點其優勢菌目與 F13 有前面已述之著色菌目、鞘脂單胞菌目差異外，另可從優勢菌科之鹽硫桿狀菌科辨識差異；另外事業放流水 F10 採樣點力特光電科技股份有限公司平鎮廠特別偏高之叢毛單胞菌科 44.96%，F15 採樣點經濟部工業局大園工業區服務中心特別偏高之紅環菌科 49.53%，亦如同優勢菌目般，後續可再與水質關係進行探討。

表 5、採樣點 F1~F15 優勢菌科(大於 5%)之分布組成比較表(數值單位：%)

老街溪	水體									事業放流水					
採樣點	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15
叢毛單胞菌科 Comamonadaceae	8.82	13.12	28.95	18.06	12.36	13.67	23.92	13.99		44.96	9.96	41.59	29.29		
紅環菌科 Rhodocyclaceae	17.79		30.17	6.09	10.28		9.78		7.65	16.4	7.22	7.96	25.29		49.53
黃桿菌科 Flavobacteriaceae	13.7	11.82	5.23	27.4	35.23	20.79	16.68	17.56	7.69				6.08		
紗麗桿菌科 Xanthobacteraceae														56.37	
鞘脂單胞菌科 Sphingomonadaceae										7.4		9.56		14.28	6.78
微桿菌科 Microbacteriaceae	15.08	8.2			6.04		6.71								
莫拉氏菌科 Moraxellaceae	5.6						5.8	10.61				12.6			
硫發菌科 Thiotrichaceae											27.03				
紅細菌科 Rhodobacteraceae									15.96		5.5				
奈瑟氏菌科 Neisseriaceae						8.27	6.58								
嗜甲基菌科 Methylophilaceae										10.24					
聚球藻科 Synechococcaceae		8.3													
彎曲菌科 Campylobacteraceae						7.14									
著色菌科 Chromatiaceae						6.85									
海洋螺菌科 Oceanospirillaceae									6.62						
異單胞菌科 Alteromonadaceae									6.01						
鹽硫桿狀菌科 Halothiobacillaceae			5.12												

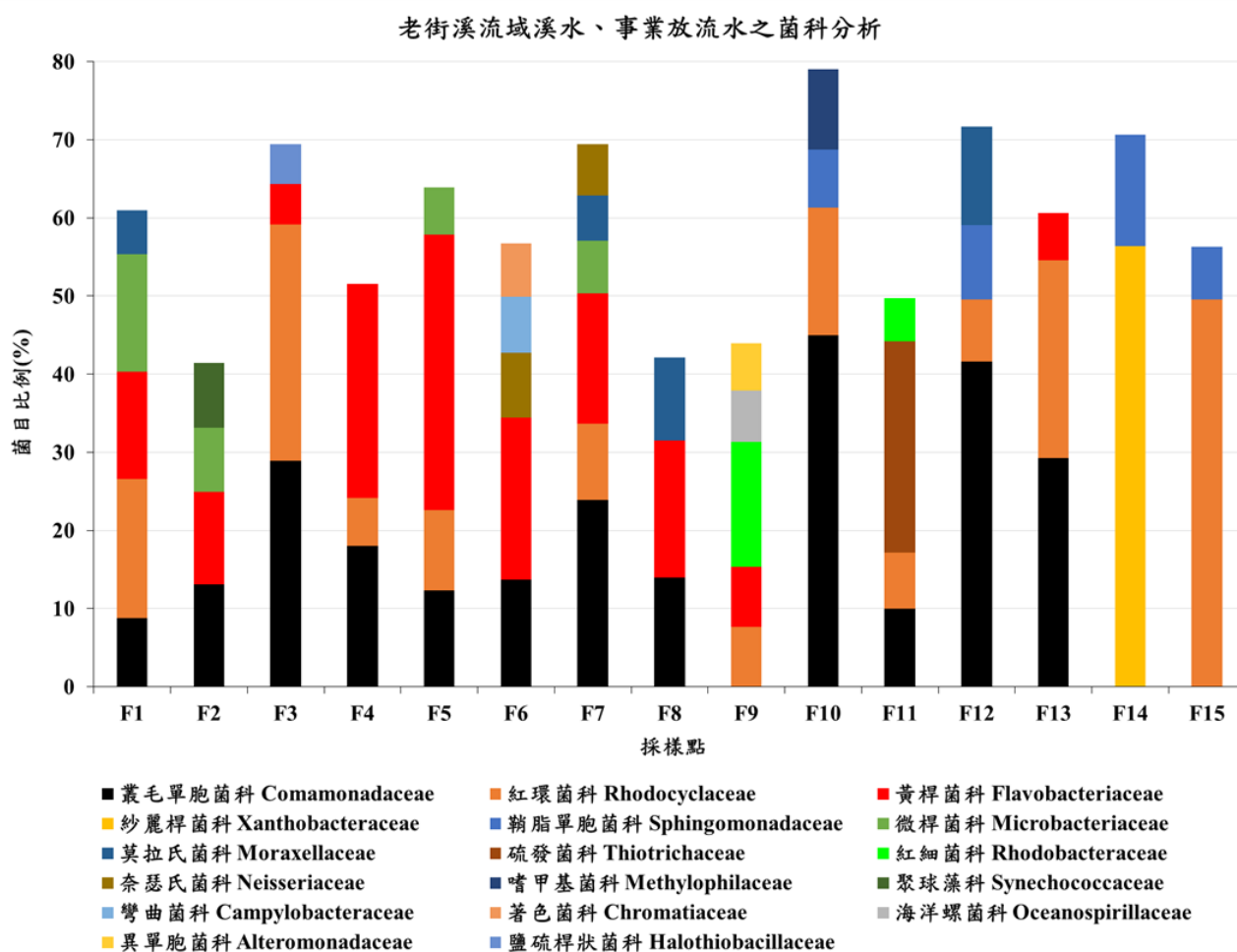


圖 7、老街溪流域採樣點 F1~F15 之優勢菌科分布組成

(五)水體樣品優勢菌屬與菌種分析

我們將比例大於 2% 以上之優勢菌屬，統計分布比例總和由大至小依序整理如表 6，可以看出溪流區段 F1~F8 之共同優勢菌屬為黃桿菌屬(Flavobacterium)，尤其表現在中、下游區段採樣點 F4(18.49%)、F5(29.42%)、F6(14.72%)、F7(13.32%)與 F8(13.68%)，黃桿菌屬為革蘭氏陰性菌，以產生黃色素為特徵的菌屬，廣泛存在於淡水、海水、土壤和植物中，本次檢測事業放流水中較少此菌屬，僅 F13(4.36%)大於 2%。而分布比例佔第 2 位之膠團桿菌屬(Zoogloea)在採樣點 F3(20.11%)、F9(2.06%)、F10(14.07%)、F11(3.93%)、F13(17.08%)與 F15(22.03%)表現較明顯，膠團桿菌屬為革蘭氏陰性菌，經常出現在有機物多、氧氣充足的水域中，尤其在家庭污水系統及廢水好氧生物處理系統（如活性污泥槽、滴濾池、或氧化塘）中，膠團塊(zoogloal matrix)是膠團菌屬的多醣體細胞分泌物，經常是數個細胞被包裹在膠團塊中，最後會形成活泥膠羽團，使得污泥易於沈降，具有淨化水質的作用，此種菌屬是活性污泥沈降良好之指標。另外，陶厄氏菌屬(Thauera)為污水處理系統中相當活躍的反硝化細菌，在事業放流水採樣點 F12(5.75%)、F15(19.12%)表現明顯，上述各檢測結果能符合微生物與污染物之相對反應並推測可能之污染源。

表 6、採樣點 F1~F15 優勢菌屬(大於 2%)之分布組成比較表(數值單位：%)

老街溪	水體									事業放流水					
採樣點	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15
黃桿菌屬 Flavobacterium	8.77	6.32	4.1	18.49	29.42	14.72	13.32	13.68					4.36		
膠團桿菌屬 Zoogloea			20.11						2.06	14.07	3.93		17.08		22.03
不動桿菌屬 Acinetobacter	4.77						4.37	9.56		4.04		4.05			
陶厄氏菌屬 Thauera												5.75			19.12
硫絲菌屬 Thiothrix											23.43				
黃色桿菌屬 Xanthobacter														15.98	
新鞘脂菌屬 Novosphingobium										5.61		4.54			2.84
Limnhabitans	2.42	3.91		3.68	2.77										
食酸菌屬 Acidovorax			2.41							3.32		2.19	2.05		
Thiovirga			4.37										3.9		
藉伏氏菌屬 Vogesella						7.86									
硫桿菌屬 Thiobacillus			4.07										3.37		
嗜甲基菌屬 Methylophilus								2.02		4.84					
類彎曲桿菌屬 Arcobacter						6.79									
分枝絲菌屬 Sphaerotilus			2.47										2.31		
氣單胞菌屬 Aeromonas							2.18				2.47				
弧菌屬 Vibrio														4.45	
硫桿菌屬 Thiobacillus			4.07										3.37		
Candidatus		3.56													
叢毛單胞菌屬 Comamonas										3.18					
鄰單胞菌屬 Plesiomonas												2.88			
分枝桿菌屬 Mycobacterium	2.47														
Candidatus Aquiluna		2.41													
副擬桿菌屬 Parabacteroides														2.32	
希瓦氏菌屬 Shewanella				2.11											
氫噬胞菌屬 Hydrogenophaga							2.1								
Fluviimonas												2.08			

我們將比例大於 1%以上之優勢菌種，統計分布比例總和由大至小依序整理如表 7，得知上述之中、下游區段採樣點 F4~F8 之黃桿菌屬主要之菌種為 *Flavobacterium succinicans* 與 *Flavobacterium*

hercynium 等 2 菌種，其中 *Flavobacterium succinicans* 為造成魚類發生細菌性爛鰓病(Bacterial gill disease, BGD)之主因[17]。事業放流水中之膠團桿菌屬主要菌種為 *Zoogloea resiniphila* 與 *Zoogloea ramigera*，*Zoogloea ramigera* 為革蘭氏陰性的好氧性細菌，主要存在於有機富集水性環境如活性污泥中；綜合本次老街溪水體樣品之環境總體基因體學分析，證實亦可由其測試資料擴大應用至生物預警性資訊層面發展。

表 7、採樣點 F1~F15 優勢菌種(大於 1%)之分布組成比較表(數值單位：%)

老街溪	水體									事業放流水					
採樣點	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15
<i>Flavobacterium succinicans</i>				1.45	6.68	1.87	1.07	1.03							
<i>Flavobacterium hercynium</i>				1.12	1.31	2.54	1.2	1.29							
<i>Thiovirga sulfuroxydans</i>			3.72										3.34		
<i>Sphaerotilus natans</i>			2.47										2.28		
<i>Methyloversatilis universalis</i>			1.25				1.39	1.22							
<i>Thiothrix defluvii</i>											3.78				
<i>Thauera aminoaromatica</i>															3.31
<i>Thiothrix flexilis</i>											3.23				
<i>Novosphingobium capsulatum</i>										3.2					
<i>Zoogloea resiniphila</i>										3.11					
<i>Plesiomonas shigelloides</i>												2.88			
<i>Zoogloea ramigera</i>									1.2						1.43
<i>polynucleobacter necessarius</i>	1.4				1.16										
<i>Parabacteroides chartae</i>														2.32	
<i>Candidatus Aquiluna rubra</i>		1.95													
<i>BacteriumWHC3-3</i>								1.78							
<i>bacteroides graminisolvans</i>														1.76	
<i>Acinetobacter johnsonii</i>	1.45														

老街溪	水體									事業放流水					
採樣點	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13	F14	F15
Novosphingobium yangbajingensis												1.37			
Fluviimonas pallidilutea												1.25			
Flavobacterium indicum				1.19											
Bacterium WHC1-1									1.3						
Flavobacterium sasangense			1.1												
Primorskyibacter sedentarius									1.06						
Novosphingobium subterraneum															1.05
Malikia spinosa						1									
Methylothermobacter mobilis										1					

四、結論及建議

本研究以總體基因體學分析方法應用於環境水體微生物相鑑識技術開發，主要工作目標、工作內容與相關重要成果為：

(一)工作目標：

- 1.開發環境水體之微生物收集方法
- 2.建立環境水體之核酸萃取技術
- 3.建立環境水體之總體基因體學定序技術
- 4.建立環境水體微生物相分析技術
- 5.完成研究報告 1 件

(二)工作內容：

- 1.建立適合應用於環境水體之微生物收集、核酸萃取、總體基因體定序等技術
- 2.完成至少 10 件以上各類環境水體微生物相分析
- 3.完成研究報告 1 件

(三)本研究相關重要成果如下：

- 1.研發環境水體之微生物收集法(濾膜法)
- 2.建立環境水體之核酸萃取技術。
- 3.建立環境水體總體基因體學之定序技術
- 4.建立環境水體總體基因體學之菌相分析技術
- 5.完成 15 件各類環境水體微生物相分析
- 6.完成研究報告 1 件
- 7.成果沿伸推展項目：環境潛在危險因子、環境污染源背景分析

參考文獻

- [1] Handelsman J., Rondon M.R., Brady S.F., Clardy J., Goodman R.M. Molecular biological access to the chemistry of unknown soil microbes: A new frontier for natural products. *Chem. Biol.* 5:245–249 (1998)
- [2] Kim M, Lee KH, Yoon SW, Kim BS, Chun J, Yi H., Analytical tools and databases for metagenomics in the next-generation sequencing era. *Genomics Inform.* 11(3): 102–113.
- [3] Ladoukakis E, Kolisis FN, Chatziioannou AA., 2014. Integrative workflows for metagenomic analysis. *Front Cell Dev Biol.* 19(2):70 (2013)
- [4] Oulas A, Pavloudi C, Polymenakou P, Pavlopoulos GA, Papanikolaou N, Kotoulas G, Arvanitidis C, Iliopoulos I., Metagenomics: tools and insights for analyzing next-generation sequencing data derived from biodiversity studies. *Bioinform Biol Insights.* 9:75-88 (2015)
- [5] Tan B, Ng C, Nshimiyimana JP, Loh LL, Gin KY, Thompson JR., Next-generation sequencing (NGS) for assessment of microbial water quality: current progress, challenges, and future opportunities. *Front Microbiol.* 6:1027 (2015)
- [6] Tseng CH, Tang SL., 2014. Marine microbial metagenomics: from individual to the environment. *Int J Mol Sci.* 15(5):8878-8892.
- [7] Tiede J, Wemheuer B, Traugott M, Daniel R, Tscharntke T, Ebeling A, Scherber C., Trophic and Non-Trophic Interactions in a Biodiversity Experiment Assessed by Next-Generation Sequencing. *PLoS One.* 11(2):e0148781 (2016)
- [8] Thottathil GP, Jayasekaran K1, Othman AS., Sequencing Crop Genomes: A Gateway to Improve Tropical Agriculture. *Trop Life Sci Res.* 27(1):93-114 (2016)
- [9] Carapito R, Radosavljevic M, Bahram S., Next-Generation Sequencing of the HLA locus: Methods and impacts on HLA typing, population genetics and disease association studies. *Hum Immunol.* pii: S0198-8859(16)30043-X (2016)
- [10] Kováts N, Horváth E, Jancsek-Turóczi B, Hoffer A, Gelencsér A, Urbán P, Kiss ÍE, Bihari Z, Fekete C., Microbiological characterization of stable resuspended dust. *Int J Occup Med Environ Health.* 29(3):375-380 (2016)
- [11] Jesmok EM, Hopkins JM, Foran DR., Next-Generation Sequencing of the Bacterial 16S rRNA Gene for Forensic Soil Comparison: A Feasibility Study. *J Forensic Sci.* 61(3):607-617 (2016)
- [12] Brinkmeyer R., Diversity of bacteria in ships ballast water as revealed by next generation DNA sequencing. *Mar Pollut Bull.* pii: S0025-326X(16)30186-2 (2016)
- [13] Fierer, N., Leff, J. W., Adams, B. J., Nielsen, U. N., Bates, S. T., Lauber, C. L., Caporaso, J. G., Cross-biome metagenomic analyses of soil microbial communities and their functional attributes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(52): 21390–21395 (2012)
- [14] 行政院環保署。「建立結合新世代生物科技之污染場址監測及整治策略研發計畫」，計畫編號：EPA-102-1605- 02-02，EPA-103-1605- 02-06 (2013-2014)。
- [15] 行政院環保署。「土壤中持久性污染物對微生物族群變異及生物復育基因評析資訊建置」，計畫編號：EPA-104-1605- 02-01(2015)。
- [16] 行政院環保署環境檢驗所。「河川流域污染源鑑識模式研究-以桃園市老街溪為例」採樣計畫書 (2017)。
- [17] Good C, Davidson J, Wiens GD, Welch TJ, Summerfelt S., 2015. *Flavobacterium branchiophilum* and *F. succinicans* associated with bacterial gill disease in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) in water recirculation aquaculture systems. *J Fish Dis.* 38(4):409-13.

以受體模式推估河川污染來源可行性評估

何紀璋^{1,2} 許元正³ 陳明妮³ 陳正穎³ 王根樹² 商育滿² 吳章甫^{2*}

¹中央研究院統計科學研究所

²臺灣大學公共衛生學院

³行政院環保署環境檢驗研究所

EPA-106-S3E4-02-05

摘要

本研究探討以受體模式 (receptor) 為基礎概念，檢視污染源鑑識分析方法。受體模式假設在穩定的狀態下，排放於環境水體中的特徵物種，將呈現特定的濃度分布；透過深入查核與污染源檢測，建立排放源的特徵物質分布型態或指紋圖譜 (profile)，進一步配合數學運算強化，解析各個排放源對於研究區域內之特定熱區的貢獻量。而此河川污染鑑識模式，所建立之河川水域專屬指紋特徵排放資料庫，未來可應用於異常排放之回推應用，藉由模式解析回推可能污染來源之排放業別。本研究討論在此模式之建置、其所建立之河川污染熱區、以及鑑識指標特徵化合物篩選之執程序。

關鍵詞：受體模式 (receptor)、指紋圖譜 (profile)、河川污染源鑑識、模式解析、污染熱區

一、前言及研究目的

環境污染源鑑識近年來在國內外被廣為需求，隨著科技的進步與環保意識提昇，以更科學化、系統化的鑑識技術以及污染源追溯分析污染來源，已受到高度的期許。而國人高度關注的河川污染議題，透過污染源分析追查的方法，則可為相關問題提供科學化的證據，提供河川防治策略之重要參考。過去相關研究報告針對不同地區之河川水質、底泥和生物相進行追蹤調查，並透過污染源排放量之推估和水質監測，以及底泥之成份指標進行河川污染來源之解析。然而常見之河川水質評估指標如生化需氧量 (BOD)、懸浮固體物 (SS) 及氨氮 (NH₃-N) 等，僅能間接評估水體受有機或無機污染物來源之影響，未能更深入地探討不同類型之水質污染潛在來源。此外僅以水質或底泥中個別成份 (如重金屬等) 之污染物濃度來推估污染來源，較難反應出運用各不同污染成分相關性於辨識污染來源之效用，因此建立一套系統性且可靠的水質污染來源鑑定方法有其必要性。在公害事件發生時，方能即時鑑識污染物種與掌握污染源，以保障民眾生命財產以及國土環境之安全。而此項河川流域污染源鑑識分析模式，亦能提供其他污染型態相關鑑識之參考。

近年以受體模式 (receptor) 為基礎概念，逐漸發展出一套污染源鑑識之分析方法，國內外有許多相關的實際操作測試與論證。這套污染源鑑識分析方法假設在穩定的排放狀態下，排放於環境水體中的特徵物種將呈現特定的濃度分布，可透過深入查核與污染源檢測，建立排放源的特徵物質分布型態或指紋圖譜 (profile)，配合數學運算強化，解析各個排放源對於研究區域內之特定熱區的貢獻量；再輔以實際檢測驗證，並修正統計參數將誤差降低。而此河川污染鑑識模式，可視為該河川水域的專屬指紋特徵排放資料庫，若觀察到異常排放或監測值異常時，可藉由模式解析結果，回推可能污染來源排放業別或污染源。

二、研究方法

參考多變量分析結合質量平衡的統計方法，應用於鑑定河川水質、底泥和地下水之污染來源與來源貢獻之相關研究報告[1-8]，並以宜蘭縣新城溪與桃園市老街溪為主要研究對象，建立河川流域水污染源指紋圖譜資料庫。以前述兩條流域為研究標的，進行水體污染熱區污染來源解析規劃，包括背景資料及污染源資料蒐集、採樣布點規劃 (排放源放流水、河川水體及底泥等)、污染排放源篩選、採樣頻率與待分析化學物種、檢測結果彙整統計解析等。並於具體採樣資料分析完成後，應用地理資訊系統分析具空間分布特性之水質監測資料，評估潛在熱區。續以統計方式探討水體污染物檢測資料之時序變異性、污染程度及污染熱區之污染貢獻量評析。

三、結果與討論

1. 污染業別與產業

本研究污染源監測業別包括 A(石油化學業)、B(晶圓製造及半導體製造業)、C(食品製造業)、D(金屬基本工業)、E(水泥業)、F(化學原料製造業)、G(印刷電路板製造業)及兩家污水處理廠。老街溪污染源業別 A(合成纖維業)、B(電子及半導體製造業)、C(精密化學業)、D(光電業)、E(精密工業)、F(皮革製造業)、及兩家污水處理廠。監測結果做為後續河川水體與底泥的污染源鑑識工作之污染源排放指紋參考。本研究之水體、底泥主要檢測項目有重金屬 52 種、陰陽離子 (Li^+ 、 Na^+ 、 NH_4^+ 、 MEA 、 K^+ 、 TMAH 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 F^- 、 Acetate 、 BrO_3^- 、 Cl^- 、 NO_2^- 、 Br^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 PO_4^{3-})、全氟辛酸與全氟辛烷磺酸、半揮發性有機物(含鄰苯二甲酸酯類)等。結果發現重金屬及陰陽離子在環河水體中較為穩定，常見之金屬種類包括 B, Al, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Se, Rb, Sr, Zr, Nb, Mo, Pd, Ag, Cd, In, Sn, Sb, Te, Cs, Ba, La, W, Pt, Au, Hg, Tl, Pb, U，較適合作為統計解析特徵物質分佈(Profile)使用。

2. 統計模式與解析

- (1) 運用污染排放源及水體監測所得數據以統計模式 (EV-CMB 或 PMF) 解析，污染潛勢熱區中各污染排放源貢獻量已獲致初步結果，顯示部分採樣點之河川重金屬相關污染物解析結果良好，雖然仍有部分採樣點解析效果有改善空間，後續研究可針對模式之限制加以考量與改進。
- (2) 受限於臺灣氣候因素如降雨之影響，河川流量有極大之變異性，因此河川底泥常因季節性大雨沖刷流失而造成底泥中污染物濃度在不同時間及空間之差異，較不易透過底泥污染物檢測評估不同污染源對河川水體水質之長時間影響，導致底泥之模式解析結果不佳。建議後續計畫若欲探討底泥污染狀況，宜選擇河川流量較穩定之特定河川進行評估。
- (3) 部分河川採樣點有較大之空間變異性，可能使 PMF 模式對污染源種類無法清楚地進行判定，建議後續計畫若以 PMF 模式進行污染源鑑識，需考量採樣點空間變異之問題，可規劃於重要污染區域進行連續性採樣分析(根據與環境水體相關文獻，樣本數應為 30 個以上)，以瞭解污染源貢獻時序變異性。

3. 成果應用與建議

本研究彙整相關成果，試擬『河川水體污染源熱區解析作業程序草案』，提供各主管機關將來欲建立業務所轄河川流域污染源熱區解析模式時之參考。長期而言，未來可更加完整強化河川水體污染源熱區解析模式，如涵蓋更多流域中污染源業別排放特徵，與更完整之時空差異資料，如此對於水體污染事件發生時，可協助評估可能污染業別，提供科學化證據，發揮預防管理之效能。

四、結論

本研究建立宜蘭縣新城溪以及桃園市老街溪流域，共 21 個污染源行業別指紋圖譜資料庫及河川流域污染源鑑識解析模式，未來可能應用於有異常排放或監測值異常時，以建置好的解析模式，回推造成水質異常的特徵物質分布型態及所對應的排放業別，並評估可能之貢獻量。

參考文獻

- [1] Christensen, E. R. and Bzdusek, P. A., 2005. PAHs in sediments of the Black River and the Ashtabula River, Ohio: source apportionment by factor analysis. *Water Research* 39, 511-524.
- [2] Li, H., Hopke, P. K., Liu, X., Du, X. and Li, F., 2015. Application of positive matrix factorization to source apportionment of surface water quality of the Daliao River basin, northeast China. *Environmental monitoring and assessment* 187, 80.
- [3] Sharifi, S., Haghshenas, M. M., Deksis, T., Green, P., Hare, W. and Massoudieh, A., 2013. Storm Water Pollution Source Identification in Washington, DC, Using Bayesian Chemical Mass Balance Modeling. *Journal of Environmental Engineering* 140, 04013015.
- [4] Varol, M., Gökot, B., Bekleyen, A. and Şen, B., 2012. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Tigris River (Turkey) using multivariate statistical techniques—a case study. *River research and applications* 28, 1428-1438.
- [5] Wang, G., Yinglan, A., Jiang, H., Fu, Q. and Zheng, B., 2015. Modeling the source contribution of heavy metals in surficial sediment and analysis of their historical changes in the vertical sediments of a drinking water reservoir. *Journal of Hydrology* 520, 37-51.
- [6] Zhang, Y., Guo, C.-S., Xu, J., Tian, Y.-Z., Shi, G.-L. and Feng, Y.-C., 2012. Potential source contributions and risk assessment of PAHs in sediments from Taihu Lake, China: comparison of three receptor models. *Water research* 46, 3065-3073.
- [7] 江政傑，2015。新興污染物於台灣河川水體與海洋環境中殘留量分布及來源特性探討之研究，中山大學海洋環境及工程學系研究所博士論文。
- [8] 行政院環境保護署，2006。95 年河川環境水體整體調查監測計畫，EPA-95-L101-02-202。

跨部會化學物質管理資訊系統（化學雲）成果及應用

邵成武¹ 陳范倫² 彭乙恩¹ 許震洋² 謝燕儒³ 林桂如³

¹凌群電腦股份有限公司

²財團法人工業技術研究院

³行政院環保署毒物及化學物質局

EPA-106-AM01-02-A063

摘要

化學物質是人類文明重要發展指標，其應用層面廣泛，依化學雲彙集之資料既有化學物質種類約 10 萬 1 千餘種，現行實際流通運作的化學物質約為 2 萬 9 千餘種。近年來，非法食品添加物、危險物品存放及化學物質污染等事件時有發生，在事件資料處理時，各部會個別資料庫資訊在分析應用上常有斷點，因此環保署依行政院指示建置化學雲，打破部會間資料藩籬，整合分散於各部會管理法規下的化學物質資訊，以建立國家化學物質管理資訊、匯集、分享與預警平臺。藉由各部會主管化學物質申報、申請或登錄等資料相互整合應用，促進各主管機關依職掌協力管理化學物質。

關鍵詞：化學物質、化學物質管理資訊系統、跨部會資訊分享、篩選分析

一、前言及研究目的

我國化學物質管理並非由單一特定機關負責，而係由各部會依其職掌與法令分工管理，計有 13 個部會、17 部法規跨部會協調運作 [1]，依化學物質用途或其危害特性，及化學物質不同生命週期，如輸出入、交通運輸、生產製造、科學試驗、商業行為、使用、處理處置及廢棄等各階段，均有各別之管理機制。環保署化學局之成立期達到源頭控管，協助部會強化管理化學物質[2]，透過建置化學雲，盤點我國現有化學物質管理法規、管理系統，並橫向彙整各部會化學物質管理資訊系統，透過系統之「跨部會業者資訊匯集」、「跨部會資訊分享」、「篩選與比對分析」及「化學雲化學知識地圖」資訊功能，供跨部會查詢化學物質、廠商、運作量及流向等資料，輔助各主管機關管理化學物質查核與比對作業之參考，如圖 1。



圖 1.化學雲平臺資料來源與應用

二、研究方法

(一) 盤點歸戶

由於各單位提供的化學物質歸戶資料欄位格式及定義差異極大，為避免化學物質在各部會之相關資料來源屬性不同導致呈現方式有所差異，依以下五大欄位特性進行歸戶：化學物質、廠商資料、運作數量、流向及圖資。而各主管機關拋轉（介接）的資料歸戶越完整，有助於提升化學雲後續資料應用面向。

1. 化學物質歸戶：

指部會所管理的化學物質辨識資訊，可透過其追蹤及定義物質內容，包括 CAS No.、UN No.、C.C.C. Code、物質管制編號、中文名稱、英文名稱、產品名稱、成分等。化學雲以 CAS No.為核心欄位，其次才為中文名稱、英文名稱、成分名稱，與其他化學物質識別代碼。

2. 廠商歸戶

指各部會所管理運作或應用化學物質的廠商基本資料，包括統一編號、公司登記號碼、工廠登記號碼、管制編號、公司/工廠名稱、公司/工廠地址等。化學雲以統一編號為核心欄位，如為工廠則應增加工廠登記號碼等資訊。

3. 運作數量歸戶

指化學物質運作或應用的數量，包括每月使用量、季申報量、年運作量或預估運作量等。

4. 流向歸戶

指事業運作或應用化學物質交易的來源（上游）或去向（下游）之廠商資料等。

5. 圖資歸戶

指事業依各法規所需提供之配置圖，如廠區平面配置圖或內部配置圖。

(二) 建立化學物質名稱指引表

針對各主管機關之化學物質管理資訊系統所提供化學物質歸戶欄位，製作化學物質名稱指引表，並以 CAS No.為關鍵值，透過指引表連結各同義化學物質中、英文名稱資料內容，以達到化學物質辨識名稱統合之目的。

表 1.化學物質名稱指引表欄位

來源系統化學物質名稱					整併後化學物質名稱					
CAS No.	中文名稱	英文名稱	來源部會	來源系統	CAS No.	其他 CAS No.	中文統一名稱	中文別名	英文統一名稱	英文別名

(三) 資料轉置正規化

化學雲資料轉置正規化分為三個階段，第一階段：各部會將資料透過環境資源資料交換平臺(CDX)提供給化學雲。第二階段：化學雲經暫存資料庫執行五項檢查分別為 1.拋轉欄位是否遺漏、2.資料是否符合格式定義、3.主鍵值是否重複、4.資料內容是否有亂碼、5.資料欄位是否有誤。第三階段：匯入正規化資料庫，將來源資料依所提供狀況，以來源部會分類整理歸戶內容，並將共通欄位彙整成統一格式，如圖 2。

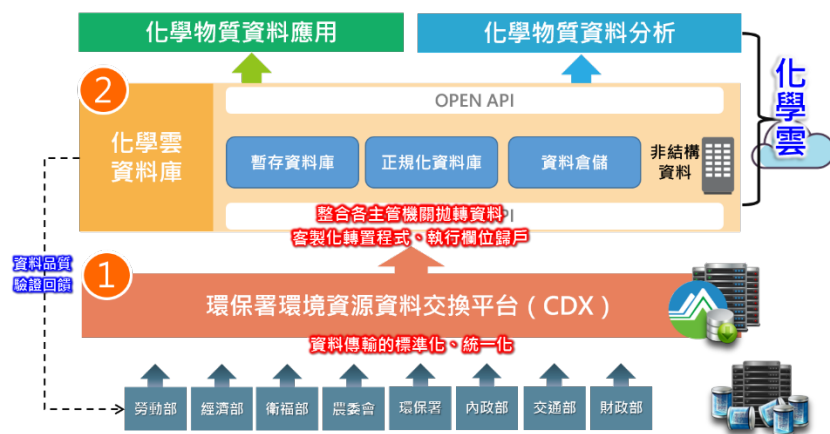


圖 2. 化學雲平台整合與正規化轉置方式

三、結果與討論

(一) 化學雲彙整各部會化學物質管理資訊系統情形

化學雲接收各部會所提供之拋轉資料，經資料轉置、品質驗證、關聯整合及專責人員檢視資料內容等作業，統計至 107 年 5 月已接收 9 個部會 43 個化學物質管理資訊系統，並將各系統欄位彙整成化學物質、廠商資料、運作數量、流向資料及圖資等資料歸戶分類，而依各歸戶資料完備程度分為 4 個等級，其中完備度為第 1 級為環保署「毒性化學物質許可管理系統」及經濟部「先驅化學品工業原料資訊」，可追蹤物質上、下游流向及運作量，計有 340 種，如圖 3。

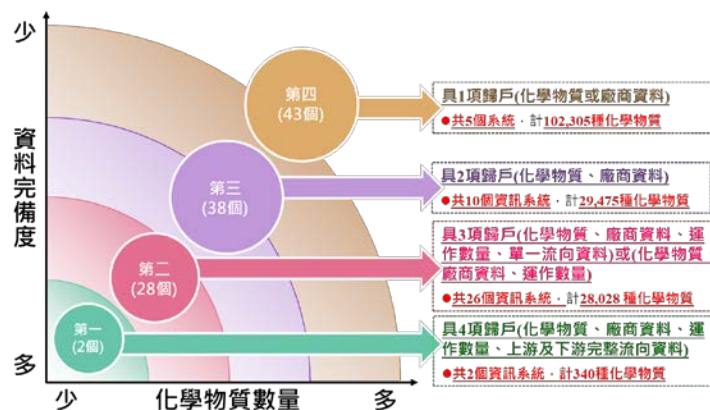


圖 3. 化學雲接收各單位化學物質數量統計情形

1. 建立化學物質名稱指引

為使化學雲能發揮預期效益，化學雲依各部會所提供的化學物質歸戶欄位，製作化學物質名稱指引表，並以 CAS No. 為關鍵值(Key)，透過指引表連結各同義之化學物質中、英文名稱資料內容，以整合化學物質辨識資訊。名稱參考之標準以各部會所主管法令所使用之化學物質名稱做為主要之準據，倘該化學物質無任何主管機關公告列管，則優先參考勞動部與環保署提供之化學物質中文名稱。最後如仍無法比對，則以「國家教育研究院雙語詞彙、學術名詞暨辭書資訊網站」所提供之化學物質名稱為主要參考來源，目前已整併完成 32,771 種化學物質中文名稱。

2. 廠商名稱統整

各部會提供運作化學物質廠商資訊是否完整且定義清楚，將影響化學雲在廠商分布情形之呈現性。為有效判別廠商資料之正確性，其關鍵值(Key)應為統一編號，如為工廠則為工廠登記號碼，並經向經濟部商工系統校正。

(二) 化學雲功能

化學雲主要目的為彙整各部會相關機關之化學物質管理系統資料，並加以比對應用，將資料加值反饋與呈現。化學雲提供二大應用功能，分別為「基礎資料查詢」、「可疑廠商多元（條件）篩選」，如圖 4。



圖 4. 化學雲平台介面

1. 基礎資料查詢

基礎資料查詢提供整合之化學物質運作廠商資訊，內容包含廠商基本資料、配置圖、運作的化學物質及該物質所涉及法規資料，輔助相關部會及機關掌握職掌以外之資訊，可提升各部會間不同資料的流通，如圖 5。



圖 5. 基礎資料查詢介面-廠商資料查詢

(1) 平面（內部）配置圖

目前已整合內政部消防署、臺北市消防局、新北市消防局、桃園市消防局及台中市消防局與環保署化學局所列管廠商依法提供之配置圖資訊。

(2) 化學物質與廠商交互查詢

利用化學物質名稱或廠商名稱等關鍵字條件，產出對應之廠商或運作之化學物質及相關系統運作數量。

1. 廠商多元（條件）篩選

(1) 建置廠商多元（條件）篩選

風險廠商清單根據此四步驟篩選機制產出（如圖 6）。除了第一步驟化學物質必需設定外，其他步驟之篩選條件皆得視實務需求決定設定與否，並做滾動式條件修正。

- 選定關注化學物質：設定所要篩選之化學物質，辨識資訊可包括化學物質 CAS No.、中文名稱或英文名稱等，據以產出此物質之相關使用廠商資訊。
- 交集特定領域廠商：由「選定關注化學物質」所產出的廠商清單中，與特定領域做交集，如食品廠商或農藥廠商等，產出交集廠商清單。
- 排除特定領域廠商：由前一功能所產出的廠商清單中，與特定領域做差集，如排除化學物質源頭廠商或排除學研、法人、醫療機構，產出差集廠商清單。
- 廠商或運作量歸戶條件篩選：將前一功能項目產出的廠商清單中，透過廠商歸戶資料，如營業項目、行業別、縣市鄉鎮等，或透過運作量歸戶，如特定日期區間、特定運作量門檻值進行篩選。

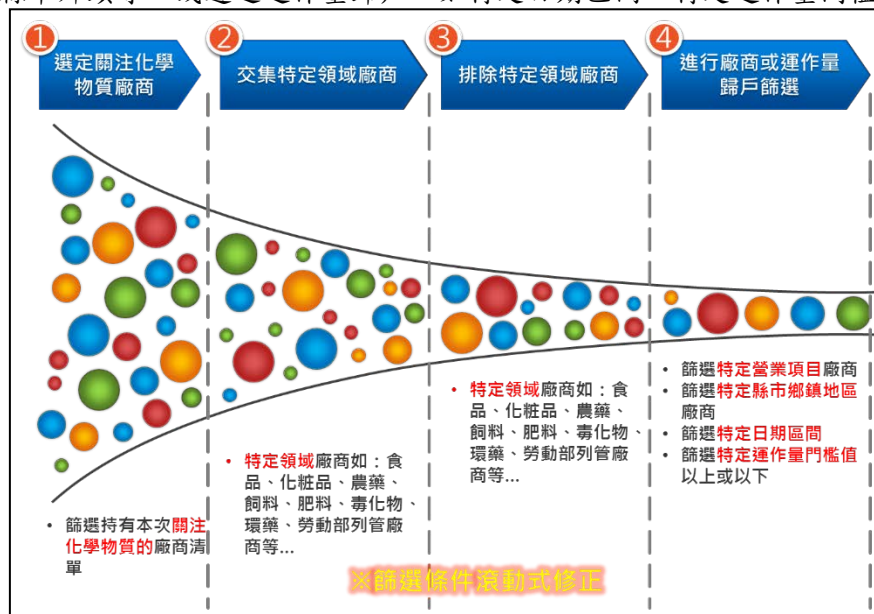


圖 6. 可疑廠商多元（條件）篩選圖

(2) 衛福部食藥署食品業者可疑廠商篩選

針對 57 種食安有虞物質，依據與衛福部食藥署確認之邏輯，每月產出可疑廠商名單。

- 第一階：將「化學雲」與「食品雲-非登不可、非追不可」資料進行串聯比對，找出相關業者廠商名單中，有食品業者存在的廠商，即為第一階可疑廠商清單。
- 第二階：將第一階過濾產出的結果清單，再進一步「剔除屬於學研、法人與醫療機構等少量運作或食品認證實驗室單位」，產出第二階可疑廠商名單。
- 第三階：剔除二階過濾風險廠商名單中，屬於化學製造源頭工廠及其下游廠商，以及衛福部食品追溯追蹤管理資訊系統之下游廠商。
- 透過「化學物質是否准用於食品加工」、「運作人是否具該品項食品添加物產品登錄碼」、「買方是否具食品以外身分」新增關注程度判斷，如表 2。

表 2.關注程度判定表

關注程度	品項是否為准用於食品加工之品項	運作人是否具有該品項食品添加物產品登錄碼	買方是否具實品以外身分
1a	N	-	N (純食品業)
1b	N	-	Y (非純食品業)
2	Y	N	N (純食品業)
3	Y	N	Y (非純食品業)
4	Y	Y	Y (非純食品業) 或 N (純食品業)

(3) 經濟部中部辦公室選定物質可疑廠商篩選

經濟部中部辦公室為辦理「生產非預期使用於食品之前端工業化學物質工廠申報及調查事項」，要求製造且販售選定物質之廠商每半年申報一次，為提升行政效能，減省逐廠訪查之人力，化學雲利用經濟部中部辦公室提供之「生產選定化學物質工廠申報資料」比對化學雲所彙整有製造行為之系統，協助經濟部中部辦公室縮小作業範圍。

106 年經濟部中部辦公室透過篩選功能產出 43 家可疑廠商名單，並於 107 年 5 月 3 日回饋輔導訪查結果，有 10 家廠家確實應申報而未申報。如圖 7。

廠商多元篩選法 > 選定物質可疑廠商 > 經濟部生產選定化學物質未申報廠商篩選模式

☒ 第1階過濾：有申報57種化學物質的廠商
☐ 第2階過濾：排除經濟部57種化學物質已申報廠商且製造量大於0 [查詢](#)

經濟部生產選定化學物質未申報廠商篩選57種優先物質調查，第1階段資料查詢結果如下： [產出報表](#)

1. 矽砂 使用的廠商列表有以下 1 筆： 青 股份有限公司桃園廠	2. 硫酸銅 使用的廠商列表有以下 32 筆： 青 有限公司 青 股份有限公司 青 有限公司 青 股份有限公司 青 股份有限公司 青 股份有限公司 青 股份有限公司 青 有限公司 青 股份有限公司	3. 亞硫酸鈉 使用的廠商列表有以下 131 筆： 青 股份有限公司 青 公司 青 有限公司 青 股份有限公司 青 公司 青 有限公司 青 股份有限公司 青 股份有限公司 青 股份有限公司
4. 吊白塊/甲醛次硫酸氫鈉 暫無使用廠商。	5. 碳酸氫鈉/小蘇打 使用的廠商列表有以下 260 筆： 青 有限公司 青 廠有限公司 青 股份有限公司 青 原料有限公司 青 分析股份有限公司 青 股份有限公司 青 科技有限公司 青 有限公司 青 有限公司	6. 矽酸鈉/泡化鹼/水玻璃 使用的廠商列表有以下 4 筆： 青 股份有限公司 青 股份有限公司桃園廠 青 工業有限公司 青 股份有限公司

圖 7. 經濟部中部辦公室選定物質可疑廠商篩選功能

（三）整合防災應變資訊

化學災害發生對於勞工、消防人員及鄰近居民之生命及健康極易造成重大衝擊，若能在事前提供場（廠）化學品之種類數量及其配置資訊，以便提供救災決策。透過化學雲平臺整合各部會拋轉資料，於災害事故發生時，可查詢廠內運作公共危險物品及其他化學物質之種類、數量及擺放位置；及毒性化學物質濃度、數量及運作場所之配置圖等，可提供指揮中心處理決策之參。

四、結論

化學雲已完成我國相關部會之化學物質管理資訊系統拋轉與介接，整合 2,500 萬筆資料，經由系統將資料正規化處理後，分享及回饋至各部會使用，另協助部會開發之篩選功能，跨系統比對勾稽可疑廠商名單規劃查核作業，並由各部會回饋查核結果，滾動修正篩選模式，期能強化系統功能及稽查效率。

我國化學物質管理分屬各部會共同管制，依權責分工由不同主管部會進行法令規章訂定及管理，各部會考量其需求、管理目的明定法規命令，各權責機關係依據法規命令授權自行開發資訊系統接收業者申報資料，系統之流向資料完整性不足，後續將導入 巨量分析及人工智慧技術，以串連跨部會資訊系統，提升國內化學物質之管理效率，以預防化學物質事件的發生為目的。

參考文獻

- [1] 國家化學物質管理政策綱領，行政院 107 年 4 月 2 日院臺環字第 1070008670 號函核定（2018）
- [2] <https://www.tcsb.gov.tw/cp-2-15-4a231-1.html>

交通因子與空氣品質變動分析-貝氏模型之分析應用

林遠見¹ 賴郡曄¹

¹國立中央大學土木工程學系
EPA-106-L103-02-A022

摘要

交通工具是空氣中移動污染源的主要來源之一，在本研究中，我們以大台北環境空氣品質為分析研究對象，整合包含車流、車速、氣象因子與各空氣污染物濃度等各種異質性巨量資料，利用貝氏網路機率圖形模式架構機率論與圖論的機器學習方法，建立交通因子、氣象因子與空氣品質的關聯式之因果關係模型，分析造成空氣污染物濃度超標可能因子的因果關係之條件機率，以作為良好的預測模型與提供政府有效的交通與環境管理決策之支援輔助。

研究結果顯示，空氣污染物濃度為極端低的情形下，交通順暢（車流量少、車速快）有較高的機率造成其結果，尤其是 NO_x 與 CO，皆分別約為 20% 的機率；然而，對於極端高濃度空氣污染物之情形下，後驗機率分配顯示交通因子並無顯著較高的條件機率，僅偏低的車速略有影響，主要是氣象或其他因子導致極端高濃度空品事件的發生。氣象因子部分，低風速、低氣溫及高相對濕度有較高的機率造成 NO_x 與 CO 濃度為最高的極端情形，反之亦然。另外，對於 PM_{2.5} 極端之條件，交通因素並不明顯影響 PM_{2.5} 極端高濃度事件的發生，溫度高或相對濕度低則有較高的機率使得 PM_{2.5} 濃度低。

關鍵字：極端空氣品質、交通污染物、貝氏網路、環境大數據分析

1. 前言

空氣污染對於世界的衝擊，除了導致環境危害、傷害人類健康，甚至使地表生物生存受到影響。人類對於空氣污染的防治，漸漸開始重視，許多國家甚至開始研究氣候變遷空氣污染的來源與危害[1-3]。空氣污染源依據類型區分為工業污染、交通運輸的污染、生活上的污染，污染物則分為粒狀污染物與氣狀污染物。其中，交通工具一直是空氣中移動污染源的主要來源之一，移動污染源除了陸地上，亦包含空中的飛機，燃料的不同會產生不同的污染，使用柴油的機動車，會產生 NO_x、SO_x、CO₂、Particulate Matters(PM)等；而使用汽油的機動車，則主要會產生 CO、CO₂、NO_x、HC 等，共同產生的物質則包含 NO_x 與 CO₂。一般來說，早期的柴油引擎所造成之空氣污染比汽油引擎所造成的污染嚴重。近年來，由於交通工具的進步、全民與政府的努力，也使交通工具的空氣污染排放量逐漸減少、二行程機車逐步汰除、電力或是油電混合車的增加等，已逐步減少 CO₂ 排放量達 22%[4]。

為了防治空氣污染，監測空氣中污染物質已成為現今重要的課題。空氣污染以成份種類分為兩種，氣狀污染物與粒狀污染物，氣狀污染物主要監測對象包括：NO_x、NO、NO₂、CO、CO₂、SO₂、Ozone 等，粒狀污染物則主要包括：PM₁₀、PM_{2.5} 等，這些污染物因其不同的化學組成，所造成之危害也不盡相同。一直以來，空氣污染的研究包括來源、健康危害、化學反應等等，卻極少研究針對極端空氣品質反向評估各種交通與氣象條件下所佔的影響比率，因此本研究針對極端空品事件，選出特別嚴重的極端條件數據來探討，利用貝氏網路機率圖形模式(Bayesian Network)建立機率論與圖論的機器學習方法，分析造成空氣污染物濃度超標可能因子的因果關係之條件機率，以作為良好的預測模型與決策支援輔助。

2. 研究方法

本研究主要利用貝氏網路建立交通因子與氣象因子對於空氣污染物 (NO_x 、CO 及 $\text{PM}_{2.5}$) 之機率圖形模式，不同變數以因果關係連結，並將資料分群與計算其條件機率數值。

2.1 貝氏網路機率圖形模式

貝氏網路(Bayesian Network, BN)是屬於機率理論中貝氏定理結合圖論 Graphical Models 的方法，也稱為機率網路，是有效推理不確定性問題的一種新的方法[5]，並能不斷利用最新的資訊或不同的控制變因下更新目標的條件機率，因此非常適宜做為決策支援輔助的工具。貝氏網路機率圖形模式為一種 Directed Acyclic Graph (DAG)(圖 1)，能在一組或多組隨機變數下，計算及表示它項變數聯合機率分配[6]。

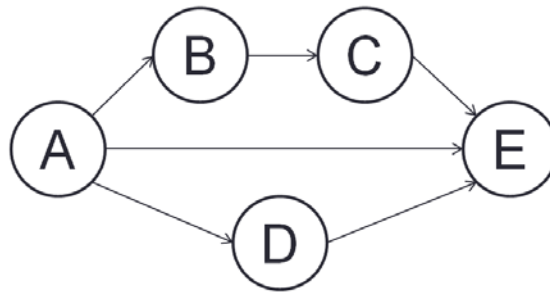


圖 1. Directed Acyclic Graph

貝氏網路是由一群隨機變數作為節點所組成，以有指向性之連結串聯有因果關係的節點。如圖 1 所示，A 指向 B、D 和 E，代表 A 會影響 B、D 和 E，因此將 A 稱為 B、D 和 E 之父節點，B、D 和 E 為 A 的子節點，每一個子節點皆以條件機率表顯示父節點對該節點之條件機率。貝氏網路能利用資料對因果關係進行客觀學習，對於不完全資料，可透過主觀設定參數彌補資料的不完整性，由於以機率來表示因果關係的強度，因此貝氏網路較容易結合不同領域的資料[7]。本研究採用 BayesFusion, LLC 公司所開發之 GeNIe (Graphical Network Interface)作為貝氏網路機率圖形模式之建立。

2.2 資料蒐集與前處理

本研究蒐集整理並分析交通車輛偵測器與空品等大數據，共蒐集巨量異質性資料主要包含：

- (1) 環保署全台各測站小時尺度各種空品污染物資料 2001-2017/02/17。
- (2) 台北市交通局提供之 2012-2016 年車輛偵測器 Vehicle Detector(VD)小時尺度資料。
- (3) 中央氣象局相關氣象資料。

為架構貝氏網路機率圖形模式，首先需建立其因果關係。交通因子部分，車流量(CarV)會隨著時間(Time)變化而改變，車速(CarS)則受到車流量一定程度的控制；氣象因子部分，風速(Wind Speed, WS)與溫度(Temperature, T)受日夜變化(Time)影響，相對溼度(Relative Humidity, RH)則與溫度有關；空氣污染物 (NO_x 、CO 及 $\text{PM}_{2.5}$) 皆與交通因子及氣象因子有關聯，其中文獻指出 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度與 CO 濃度呈正相關[8]，另外也可由氮氧化物轉化而成[9, 10]。因此，本研究所建立交通與氣象條件及空氣污染物之貝氏網路關係圖如圖 2。

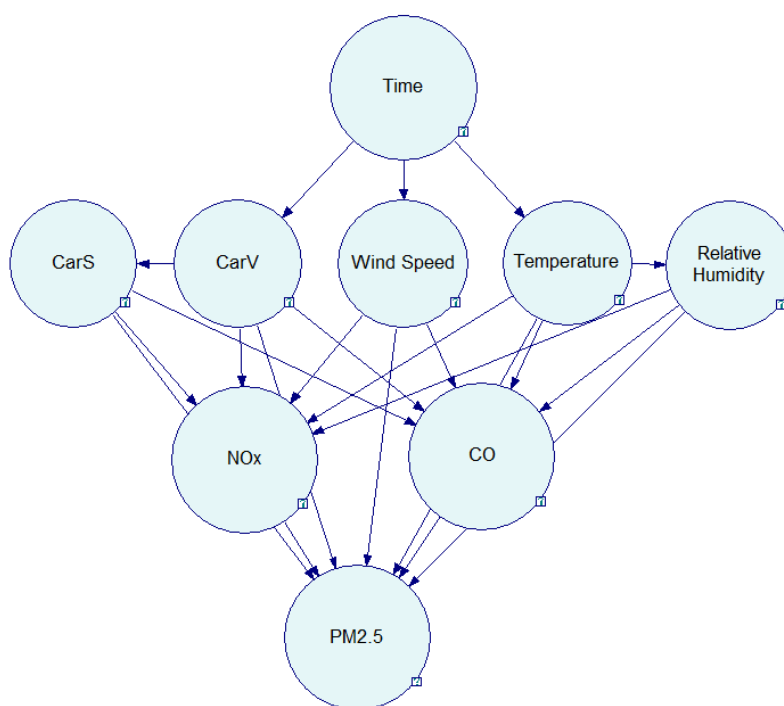


圖 2. 交通與氣象條件及空氣污染物之貝氏網路關係圖。

其次，各變數需分別將連續性資料離散化分群，用以計算及顯示其條件機率。本研究著重於交通因子與空氣污染物之關聯，所以交通因子與空氣污染物以十分位做分群，氣象因子則以四分位做分群，時間部分則以交通變化趨勢分成四部分（凌晨時段、上班時段、中午時段與下班時時段），本研究以環保署交通測站台北市大同站為例，各變數之十分位數、四分位數或分群方式如表 1、表 2 與表 3。

表 1. 時間分群之四部分。

	Time1	Time2	Time3	Time4
Time	00:00-06:00	07:00-10:00	11:00-15:00	16:00-23:00

表 2. 氣象因子之四分位數。

	Q1	Q2	Q3
WS(m/s)	0.87	1.48	2.37
T (°C)	19.17	24.69	28.65
RH (%)	33.47	47.27	63.90

表 3. 交通因子與空氣污染物之十分位數。

	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9
CarV (輛/道)	29.3	45.5	84.3	146.3	191.0	215.8	233.7	250.2	271.8
CarS (KM/H)	29.45	32.39	34.64	36.46	38.77	42.04	43.38	45.16	46.97
NO _x	22.07	30.13	36.48	42.05	47.27	52.85	59.74	68.90	83.73
CO	0.41	0.52	0.62	0.71	0.80	0.89	1.01	1.16	1.41
PM _{2.5}	10.26	13.91	17.06	19.96	23.18	26.80	31.02	36.35	44.95

3. 結果與討論

3.1. NO_x、CO 極端條件之分析

依據所建立之貝氏網路機率圖形模式，並透過所蒐集之歷史資料以 EM Algorithm 進行最佳化機器學習，分析出各變數之條件機率表 Condition Probability Table (CPT)後，將 NO_x濃度分別設定為前 10%(<D1)及後 90%(>D9)以探討極端現象，則可得到在極端空品條件下各變數之條件機率，分別為表 4 及表 5。結果顯示當 NO_x為極端低濃度(<D1 即 NO_x=S1)之條件下，車流量低於第 1 十分位數之機率為 22%，車速高於第 9 十分位數之機率為 20%，表示交通狀況極度良好（車流極少、車速極快）的情況約佔 2 成；而當 NO_x為高濃度(>D9 即 NO_x=S10)之條件下，由車流量的機率分布可看出其對於此條件之情形機率皆差異不大，幾乎為均勻分布(10%左右)，車速則在越小時略有較高的機率，可見該極端高的 NO_x條件之影響主要來自於氣象或其他因子，非交通因素所造成。由表 5 可知，極端 NO_x高濃度事件發生時，高濕度 (P(RH=S4 | NO_x=S10) = 76%)、偏低的風速 (P(WS=S1 | NO_x=S10) = 39%、P(WS=S2 | NO_x=S10) = 28%)與偏低的氣溫 (P(T=S1 | NO_x=S10) = 39%、P(T=S2 | NO_x=S10) = 31%)有較高的後驗機率分配。

CO 之分析結果與 NO_x類似，CO 濃度前 10%(極端低)及後 90%(極端高)分析結果之條件機率分別為表 6 及表 7。CO 為低濃度(<D1)之條件下，車流量低於第 1 十分位數之機率為 21%，車速高於第 9 十分位數之機率為 18%，與 NO_x相似，交通狀況良好情況亦約佔 2 成；同樣地，在 CO 為高濃度(>D9)之條件下，氣象因子的條件機率變化較大，而交通因子的機率分布較均勻。

整體而言，低濃度之 NO_x與 CO 條件下，皆約有 5 成機率發生在凌晨，交通狀況良好的機率亦是最高的；而高濃度之 NO_x與 CO 條件下，機率最高的情況發生在下班時段，但交通因子未有明顯較大的條件機率。另一方面，氣象因子部分可看出當低濃度之 NO_x與 CO 的條件之下，在高風速或低相對濕度的後驗機率較高，高濃度之 NO_x與 CO 則在低風速、氣溫或高相對濕度的後驗機率較高。亦即要產生 NO_x與 CO 濃度極端高的情況下，最明顯的就是相對濕度有 75-76%的機率會落在最高的區間內，而其次則是風速與氣溫偏低利於污染物之累積，約三至四成的機率落在最低的區間內，將近七成落在偏低的兩個區間內。

表 4. 控制 NO_x濃度為前 10%之條件機率表

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
<i>Time</i>	52%	14%	12%	21%						
<i>WS</i>	20%	23%	27%	30%						
<i>T</i>	25%	23%	32%	21%						
<i>RH</i>	74%	7%	8%	11%						
<i>CarV</i>	22%	20%	15%	9%	5%	5%	6%	5%	6%	6%
<i>CarS</i>	6%	6%	10%	10%	12%	9%	7%	10%	11%	20%
<i>CO</i>	34%	20%	11%	7%	6%	5%	5%	5%	4%	4%
<i>PM_{2.5}</i>	18%	12%	11%	11%	10%	8%	8%	8%	8%	7%

表 5. 控制 NO_x濃度為後 90%之條件機率表

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
<i>Time</i>	29%	18%	18%	35%						
<i>WS</i>	39%	28%	19%	14%						
<i>T</i>	39%	31%	19%	11%						
<i>RH</i>	11%	6%	7%	76%						
<i>CarV</i>	9%	10%	11%	11%	9%	10%	10%	10%	11%	11%
<i>CarS</i>	12%	12%	13%	13%	12%	10%	7%	7%	7%	7%
<i>CO</i>	3%	4%	4%	4%	5%	6%	8%	14%	21%	31%
<i>PM_{2.5}</i>	7%	8%	8%	8%	9%	10%	11%	12%	13%	16%

表 6. 控制 CO 濃度為前 10%之條件機率表

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
<i>Time</i>	49%	14%	15%	22%						
<i>WS</i>	20%	24%	26%	30%						
<i>T</i>	19%	19%	34%	27%						
<i>RH</i>	73%	9%	8%	10%						
<i>CarV</i>	21%	19%	14%	8%	6%	6%	6%	6%	7%	7%
<i>CarS</i>	7%	7%	9%	11%	11%	9%	8%	10%	10%	18%
<i>NO_x</i>	32%	24%	13%	5%	5%	5%	4%	5%	4%	4%
<i>PM_{2.5}</i>	18%	13%	12%	11%	10%	8%	7%	7%	7%	6%

表 7. 控制 CO 濃度為後 90%之條件機率表

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
<i>Time</i>	24%	19%	20%	37%						
<i>WS</i>	36%	27%	21%	16%						
<i>T</i>	31%	31%	22%	16%						
<i>RH</i>	11%	7%	8%	75%						
<i>CarV</i>	7%	6%	11%	11%	10%	11%	9%	10%	11%	13%
<i>CarS</i>	11%	12%	11%	12%	12%	11%	8%	7%	7%	7%
<i>NO_x</i>	3%	4%	5%	4%	4%	5%	5%	14%	25%	31%
<i>PM_{2.5}</i>	7%	7%	8%	8%	9%	10%	11%	11%	13%	16%

3.2. PM_{2.5}極端條件之分析

表 8 及表 9 分別為 PM_{2.5}濃度前 10%及後 90%分析結果之條件機率表。PM_{2.5}濃度前 10%之條件下，車流量低於第 1 十分位數之機率為 12%，車速高於第 9 十分位數之機率為 16%，而 NO_x與 CO 低於第 1 十分位數之機率分別為 12%與 14%，PM_{2.5}濃度後 90%之條件下，車流量與車速的條件機率分布較平均，NO_x與 CO 高於第 9 十分位數之機率皆為 13%，結果顯示比起交通因子，NO_x與 CO 濃度之高低對於 PM_{2.5}極端條件之影響機率較高，呈正相關，與[8-10]之研究相符。氣象因子部分，高溫或低相對濕度對於低濃度之 PM_{2.5}的條件機率較高，相反地低溫或高相對濕度對於高濃度之 PM_{2.5}的條件機率亦較高，由於 NO_x轉化而成的硝酸銨微粒為 PM_{2.5}一種，在較高的溫度下易揮發成 NH₃ 及 HNO₃ 氣

體，所以硝酸銨微粒會明顯減少[11]。另外，當硝酸銨潮解時會以液態存在，故硝酸銨微粒濃度會隨相對濕度增加而增加[12, 13]，與本研究之條件機率表結果一致。

表 8. 控制 PM_{2.5} 濃度為前 10% 之條件機率表

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
<i>Time</i>	33%	16%	19%	32%						
<i>WS</i>	25%	24%	25%	26%						
<i>T</i>	25%	23%	28%	24%						
<i>RH</i>	33%	25%	22%	19%						
<i>CarV</i>	12%	12%	11%	10%	10%	9%	9%	9%	9%	10%
<i>CarS</i>	8%	8%	8%	8%	8%	9%	10%	12%	12%	16%
<i>NO_x</i>	12%	12%	12%	11%	10%	10%	9%	10%	7%	6%
<i>CO</i>	14%	11%	12%	12%	10%	10%	9%	8%	8%	6%

表 9. 控制 PM_{2.5} 濃度為後 90% 之條件機率表

	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
<i>Time</i>	28%	17%	21%	34%						
<i>WS</i>	27%	26%	24%	23%						
<i>T</i>	30%	29%	22%	20%						
<i>RH</i>	19%	21%	25%	34%						
<i>CarV</i>	10%	9%	10%	10%	10%	11%	11%	10%	10%	10%
<i>CarS</i>	11%	11%	10%	11%	11%	10%	9%	9%	9%	9%
<i>NO_x</i>	5%	7%	9%	8%	10%	10%	11%	12%	13%	13%
<i>CO</i>	5%	7%	9%	9%	10%	10%	12%	12%	13%	13%

4. 結論與建議

貝氏網路機率圖形模式是一種良好的預測模型，優點在於其機率上的概念，考量不確定性，能將有關連性的數據以機率來表示因果關係的強度，因此可以用來結合跨領域知識與資料，作為決策支援、風險評估的參考。

研究結果顯示，空氣污染物濃度為極端低的情形下，交通順暢（車流量少、車速快）有較高的機率造成其結果，尤其是 NO_x 與 CO，皆分別約為 20% 的機率；然而，對於極端高濃度空氣污染物之情形下，後驗機率分配顯示交通因子並無顯著較高的條件機率，僅偏低的車速略有影響，主要是氣象或其他因子導致極端高濃度空品事件的發生。氣象因子部分，低風速、低氣溫及高相對濕度有較高的機率造成 NO_x 與 CO 濃度為最高的極端情形，反之亦然。另外，對於 PM_{2.5} 極端之條件，交通因素並不明顯影響 PM_{2.5} 極端高濃度事件的發生，而 NO_x 和 CO 濃度高低之機率與之呈正相關，溫度高或相對濕度低則有較高的機率使得 PM_{2.5} 濃度低。

參考文獻

- [1] D. J. Jacob and D. A. Winner, "Effect of climate change on air quality," (in English), *Atmospheric Environment*, vol. 43, no. 1, pp. 51-63, Jan (2009).
- [2] H. D. Kan, R. J. Chen, and S. L. Tong, "Ambient air pollution, climate change, and population health in China," (in English), *Environment International*, vol. 42, pp. 10-19, Jul (2012).
- [3] 蘇慧貞 林傳堯 龍世俊 許甘霖 劉子銘 陳奕奇, "台灣地區氣候變遷對空氣品質衝擊及調整策略可行性研究," 99 年度「環保署/國科會空污防制科研合作計畫」期末報告, (2011).
- [4] J. C. G. Palencia, T. Furubayashi, and T. Nakata, "Techno-economic assessment of lightweight and zero emission vehicles deployment in the passenger car fleet of developing countries," (in English), *Applied Energy*, vol. 123, pp. 129-142, Jun 15 (2014).
- [5] I. Ben-Gal, "Bayesian networks," *Encyclopedia of statistics in quality and reliability*, (2007).
- [6] J. Pearl, *Probabilistic reasoning in intelligent systems: networks of plausible inference*. Morgan Kaufmann, (2014).
- [7] D. Heckerman, A. Mamdani, and M. P. Wellman, "Real-World Applications of Bayesian Networks - Introduction," (in English), *Communications of the Acm*, vol. 38, no. 3, pp. 24-26, Mar (1995).
- [8] X. Hu et al., "Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM_{2.5} in Nanjing, China," (in English), *Atmospheric Environment*, vol. 57, pp. 146-152, Sep (2012).
- [9] X. R. Ren et al., "OH and HO₂ chemistry in the urban atmosphere of New York City," (in English), *Atmospheric Environment*, vol. 37, no. 26, pp. 3639-3651, Aug (2003).
- [10] Y. C. Lin and M. T. Cheng, "Evaluation of formation rates of NO₂ to gaseous and particulate nitrate in the urban atmosphere," (in English), *Atmospheric Environment*, vol. 41, no. 9, pp. 1903-1910, Mar (2007).
- [11] Y. M. Hong et al., "Atmospheric nitrogen and sulfur containing compounds for three sites of South Korea," (in English), *Atmospheric Environment*, vol. 36, no. 21, pp. 3485-3494, Jul (2002).
- [12] H. Ueda, T. Takemoto, Y. P. Kim, and W. M. Sha, "Behaviors of volatile inorganic components in urban aerosols," (in English), *Atmospheric Environment*, vol. 34, no. 3, pp. 353-361, (2000).
- [13] M. Mozurkewich, "The Dissociation-Constant of Ammonium-Nitrate and Its Dependence on Temperature, Relative-Humidity and Particle-Size," (in English), *Atmospheric Environment Part a-General Topics*, vol. 27, no. 2, pp. 261-270, Feb (1993).