

現址式懸浮微粒水溶性離子組成量測儀器介紹

The *In Situ* Automated Instruments for Measuring Particulate Water-Soluble Ions

張士昱、李崇德

Shih-Yu Chang, Chung-Te Lee

本文介紹各種現址式懸浮微粒水溶性離子組成的量測原理與方法，並以污染物長程傳輸監測、二次衍生微粒時間濃度變化與颱風對於空氣品質影響為例，說明現址式量測技術對於環境污染議題的探討。

In this article, the measuring principles and methods of different *in situ* instruments for particulate water-soluble ions were reviewed. Time variations of long-range transport pollutants, secondary particle concentrations, and the effects of typhoons on air quality were taken as examples to demonstrate the application of the *in situ* measuring technique on the environmental pollution studies.

一、前言

大氣懸浮微粒（以下簡稱微粒或氣膠）對於我們的生存環境與生活品質皆有重大影響，不管就全球或區域性的環境問題而言，微粒對於環境變遷具有重要的潛在影響力⁽¹⁻³⁾。以局部性地區的環境問題而言，在污染較為嚴重的都會區，微粒不僅會降低大氣的能見度，對於人類的健康更具有危害效應^(4,5)。近年來東亞地區工業製造與經濟發展迅速，經由工業化生產帶來富裕的生活，卻也同時產生相當嚴重的空氣污染問題，其中又以中國大陸的污染排放最受到全球的關注，因為大陸幅員廣大，排放的大氣污染物藉由大氣環流長程傳輸，造成區域性甚至全球性環境問題。台灣位處中國大陸東南外

海，大氣環境深受亞洲大陸與太平洋季風的影響。在亞洲季風影響下，大氣擴散效率因風速增強而提高，雖有助於降低本地污染物在大氣中的累積，但中國大陸沿海地區污染物與傳輸氣流隨著鋒面移動可經過相當長的距離，污染氣流對於沿途經過地區的空氣品質與大氣輻射都有重大影響，涵蓋範圍不僅包括台灣，甚至遠達北美地區。在鋒面過境後與下一道鋒面到達之前，台灣中南部地區因受到中央山脈的地形屏蔽作用，位處風速較小的背風區，空氣品質往往因大氣擴散不良而導致污染物嚴重累積，並因光化反應衍生二次反應微粒。在綜觀天氣系統影響較弱時，海陸風對流相對重要，污染物白天往海面傳輸，夜晚朝陸地移動，更加深大氣微粒反應、污染源辨別與控制策略擬定的複雜度。

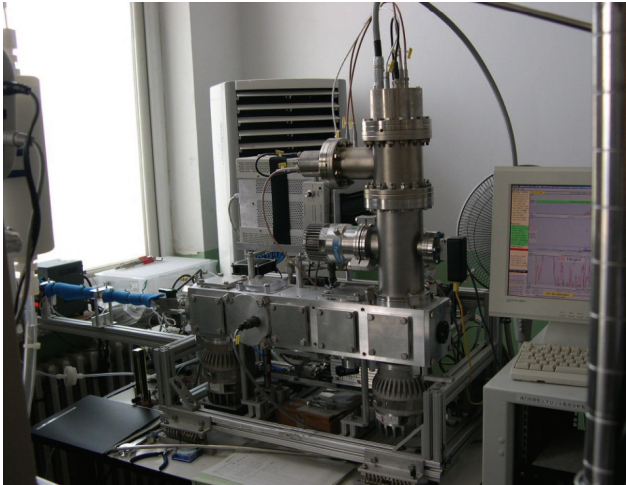


圖 1. 氣膠質譜分析儀。

微粒的監測數據為發展污染排放管制及追蹤控制策略進展的重要資訊來源，其中微粒化學成分分析資料不但可提供發展空氣中懸浮微粒季節及全年的化學特性，更可用於污染源貢獻分析、評析污染排放資料庫與空氣品質模式、支援健康相關研究與區域性塵霾 (haze) 評估等。截至目前為止，即使是微粒質量濃度的監測，其結果與最先進的空氣品質模式預測結果，仍然存在相當大的歧異，除部分原因可能來自於監測的採樣分析誤差外，單純的微粒質量監測實不足以提供模式測試所需的複雜性，如果能進行微粒成分分析，則可提供相較於微粒質量監測更為豐富的資訊，提供模式更多訊息，有助於評估模式的可信度。

儘管微粒化學組成對於環境與人體健康的影響日漸受到重視，且高時間解析的微粒化學成分連續監測可提供更多污染訊息，然而受限於傳統微粒化學成分觀測方法的限制，大多數研究仍停留於批次式 (batch) 的量測，也就是針對待測微粒化學物種採用合適的濾紙材質，當濾紙採集足夠微粒後，再將濾紙攜回實驗室進行後續化學分析。這種方法不僅需考慮微粒收集效率與濾紙材質的適用性，且採樣時間長、耗費人力，在運送與分析過程又容易發生樣本污染，同時無法完整反應採樣當時的污染狀況。在微粒上進行的化學反應可能在數分鐘至一小時內即完成，但現今多數的研究都使用濾紙經長時間採樣來收集大氣微粒，再經過冗長繁瑣的實驗室

程序分析微粒化學成分，大量的萃取液不僅會影響微粒分析結果的準確性，所獲得微粒化學成分因而無法反應在空間與時間快速變異下的實際大氣微粒特性。

在探討大氣環境變遷的領域中，微粒的質量濃度、粒徑分布與化學組成等因子會隨著時間與空間而改變，為了避免或降低諸多複雜的微粒效應對於環境迫害與人類危害的影響，以增進瞭解在大氣污染下的微粒化學與物理特性、洞悉排放污染源與污染物傳遞過程、評估微粒化學成分對於人體健康與大氣能見度的影響、決定空氣品質標準等需求，有必要具備粒子成分自動連續量測技術，以獲得連續且高時間解析度的微粒物化特性參數。本文將針對微粒中水溶性陰陽離子的現址即時量測技術加以介紹，並說明此一量測技術在大氣環境中的應用成果。

二、儀器與操作原理

本文對於現址式大氣微粒水溶性離子量測系統的界定條件為：量測週期是每小時至少可完成一次微粒化學成分量測分析，並且可在採樣現場立即輸出主要水溶性微粒組成 (包含： Cl^- 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 PO_4^{3-} 、 Na^+ 、 NH_4^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 與 Ca^{2+}) 的濃度。依據化學分析系統，目前國際間常用的現址式大氣氣膠離子量測系統大致可區分如下。

1. 氣膠質譜儀分析法⁽⁶⁾

氣膠質譜儀分析法 (aerosol mass spectrometer, AMS, 如圖 1 所示) 依據不同的揮發方式，可區分為使用雷射揮發與熱揮發，後端可依據需要搭配化學游離、電子撞擊游離與雷射光游離的離子化系統。採用單顆微粒雷射剝蝕法，可針對單一顆微粒樣本進行定性分析，熱揮發法搭配不同離子化法可對混合相的微粒進行定性分析。但無論任何方式都可量測不同氣動粒徑 (aerodynamic diameter) 下的微粒化學成分。以 Aerodyne 公司所發展的氣膠質譜儀為例說明流程，介於 40 nm – 2 μm 的微粒在抽真空的環境下經由離子透鏡對焦成為一微粒束，微粒在約 600 °C 的熱表面上揮發，再以電子撞擊



圖 2. R&P 8400S 微粒硫酸鹽連續監測系統。(a) 微粒收集與 SO_2 氣相轉化單元，(b) SO_2 氣相分析單元。

(70 eV) 將其離子化，之後進入質譜儀分析化學成分。雖然氣膠質譜分析法具有高時間解析的微粒化學成分分析能力，但建置成本昂貴，操作維護與數據處理的難度也高。

2. 氣膠熱氣化量測法

氣膠熱氣化量測法 (圖 2) 為先使微粒吸濕成長後，將微粒收集於白金材質的片狀衝擊板，當累積足夠微粒樣品後，以高流量電流對白金衝擊板加熱至約 350°C ，將微粒中的硝酸鹽轉換為氣態 NO_x ，再使用 NO_x 氣體監測儀分析轉換後的氣體 NO_x 濃度，最後將 NO_x 濃度換算為微粒硝酸鹽濃度。相同的量測分析流程也可應用於微粒硫酸鹽的分析，但其加熱溫度需達 600°C ，將硫酸鹽轉換為 SO_2 氣體，經由 SO_2 分析儀分析後的 SO_2 氣體濃度最後再轉換為微粒硫酸鹽濃度。採用此一量測方式的量測系統有 R&P 8400N、R&P 8400S⁽⁷⁾ 與 HSPH⁽⁸⁾，但氣膠物種組成的轉換率、管線損失與加熱板微粒含水量過高等因素往往導致系統偏低的收集效率。

3. 微粒吸濕增大慣性收集化學分析法

微粒吸濕增大慣性收集化學分析法 (如圖 3 所

示) 的原理，為藉由微粒的吸濕潮解作用，將待收集微粒與飽和蒸氣均勻混合形成潮解微粒，然後將已潮解微粒導入因溫度劇減達成過飽和的潮濕環境，此時微粒因大量吸收環境水蒸氣，而導致微粒質量與體積的增加，藉由慣性衝擊便可將增大的吸濕潮解微粒自氣體分離收集，最後將所收集微粒通入離子層析儀分析溶解的微粒物種組成，可同時分析的微粒水溶性化學物種包含 Cl^- 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 PO_4^{3-} 、 Na^+ 、 NH_4^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 與部分水溶性有機離子。依據所採用慣性衝擊法的不同，目前主要區分為旋風分離法 (cyclone) 與衝擊法 (impactor)。根據已發表的相關文獻⁽⁹⁻¹³⁾ 指出，本系統對於水溶性無機離子的量測結果相較於同一採樣時間濾紙收集法的量測結果誤差約在 10% 的範圍內，而且系統建置成本也較氣膠質譜儀分析系統低。對於微粒水溶性物種組成的監測而言，本系統具有較低的硬體費用與可接受的誤差範圍，國際

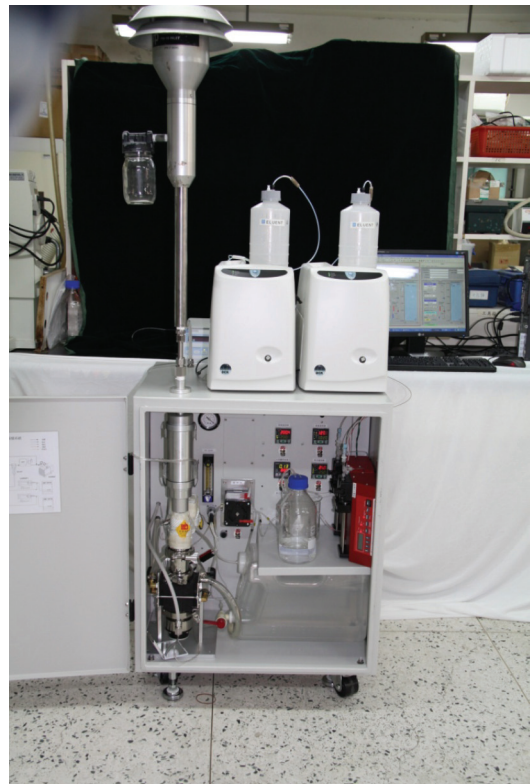


圖 3. 採用 PILS (particle-into-liquid sampler) 原理的現址式水溶性離子成分 (*in situ* IC) 量測系統。

間對於大氣氣膠物種在現址式監測與研究的工作中，本系統已被最廣為採用。採用此一方式的量測系統包括 SJAC (steam-jet aerosol collector) 與 PILS (particle-into-liquid sampler)，前者採用旋風分離法將潮解微粒自氣體中移出，後者則採用衝擊法分離微粒與氣體。

三、應用成果

本文接著以 PILS *in situ* IC 就污染物長程傳輸現象、二次衍生微粒特性及颱風對於空氣品質影響等環境問題進行探討，說明現址式微粒水溶性離子組成量測的應用成果。

1. 污染物長程傳輸觀測

境外污染物通常隨著氣團移動而進行長程傳輸，然而現今氣象模式尚無法針對小範圍地區進行準確預報，因此污染物影響該地區的時間不易掌控，若採用濾紙進行污染物的採樣，本地污染排放與境外傳輸污染物往往收集於同一張濾紙上，產生樣品代表性稀釋與污染源辨別不易的問題。此外，在探討微粒與氣候變遷的議題中，微粒化學組成與大氣輻射都是重要影響因子，但量測大氣輻射的時間解析為數秒至數分鐘，採用濾紙收集微粒卻往往需耗時數小時至一天的時間，量測數據因時間解析度的不足，而降低其整體應用性與解釋能力。

本例為首次針對台灣地區應用逐時氣象觀測與微粒組成分析的數據 (圖 4)，探討不同天氣系統下的微粒特性 (圖 4)。經由統計聚類分析比較日間與夜間的觀測數據，可將 2004 年春季台北盆地的天氣類型區分為潮濕微弱南風、乾冷高風速東風、濕冷東風、乾冷東北風與西北風等 5 類天氣系統。在潮濕微弱南風與西北風的天氣系統下，有顯著二次微粒的污染來源，且 NO_2^- 與 NO_3^- 在微粒中的組成比例增加， $\text{NO}_3^-/\text{SO}_4^{2-}$ 的莫耳比值增加，顯示空氣品質受到本地汽機車污染排放的影響顯著。在乾冷高風速東風的天氣系統下，水溶性離子在 PM_{10} 微粒中的比值偏低， Cl^-/Na^+ 質量濃度比值為 1.3，顯示海鹽微粒的氯離子損失效應顯著。

高濃度 PM_{10} 與 Ca^{2+} (沙塵的指標成分) 顯示台

北空氣品質受到亞洲沙塵輸出影響，因為在沙塵影響期間，微粒中 Ca^{2+} 的平均質量濃度為量測期間平均值的 1.4–5.4 倍， Ca^{2+} 約占陽離子質量濃度 10.2–29.2%，顯著高於非沙塵期間的觀測結果；但微粒質量濃度中的水溶性化學成分比例卻顯著降低，約僅占 15.0–16.6%， $\text{SO}_4^{2-}/\text{Ca}^{2+}$ 的比值也顯著降低，顯示此時微粒組成主要受到沙塵輸出影響，因此在濕冷東風與乾冷東北風影響期間，主要受到海鹽與長程傳輸二次微粒影響。

在量測期間，大氣散光係數介於 48 與 190 Mm^{-1} ，平均散光係數為 $110 \pm 41 \text{ Mm}^{-1}$ ，散光係數與微粒中 NO_2^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 與 NH_4^+ 存在顯著相關性。由逐時微粒化學組成、微粒光學特性與氣象因子的量測結果配合氣流逆軌跡推估模擬，更進一步說明：在亞洲大陸污染物傳輸、沙塵輸出、海洋傳輸與本地污染排放分別的影響下，微粒質量散射效率 (每單位微粒質量的散光係數值) 分別為 1.3–1.6、0.7–1.0、1.4 與 1.4–2.3 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ 。在受沙塵輸出影響時，微粒質量散射效率小於 1.0 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ ，當主要微粒組成來自人為污染排放時，微粒質量散射效率介於 1.3 與 2.3 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ ，本研究量測結果與其他亞洲地區使用高時間解析度儀器觀測結果相近。

2. 二次衍生微粒特性

二次衍生微粒來自空氣中的一種或多種氣體經由光化學反應而產生，常見的二次衍生微粒化學組成包括硫酸根離子、硝酸根離子與銨根離子，其前驅氣體分別為 SO_x 、 NO_x 與 NH_3 氣體。二次微粒的生成與大氣中的自由基 (free radical) 有關，通常在光化反應下可伴隨 O_3 污染產生，生成途徑可分為均相與異相反應，但兩者的生成速率都相當快速。以往受限於微粒化學分量測數據時間解析的瓶頸，大多僅能藉由日夜污染物濃度變化探討二次衍生微粒的特性，量測數據不足以提供二次衍生微粒生成機制的探討，對於二次衍生微粒控制與改善的幫助有限。現址式微粒水溶性離子量測數據因具有高時間解析的特點，可分析的離子項目包含硫酸根離子、硝酸根離子與銨根離子等主要二次衍生微粒化學成分，量測結果可從時間變化觀點探討二次微粒生成與氣象條件及與前驅氣體的關係。

圖 5 為台中沿海地區 2009 年春季的氣象觀測、氣體污染物及微粒濃度逐時變化，若排除冬季季風影響的期間， O_3 與粗細粒徑微粒質量濃度都呈現日夜變化，前者每日最高濃度發生在中午過後至傍晚的時段， PM_{10} 與 $PM_{2.5}$ 每日最高濃度約在晚上至隔日凌晨間發生。 CO 與 NO_2 的濃度時間變化

與上下班交通污染排放有關，分別在上午與夜間有濃度峰值發生，最高濃度發生在夜間；但 NO 與 SO_2 則無明顯日夜的濃度變化趨勢。

微粒水溶性離子的濃度時間變化則顯示 NO_2^- 與 CO 及 NO_2 有相似的變化趨勢，顯示 NO_2^- 來自汽機車排放所衍生的二次污染物。 NH_4^+ 濃度時間

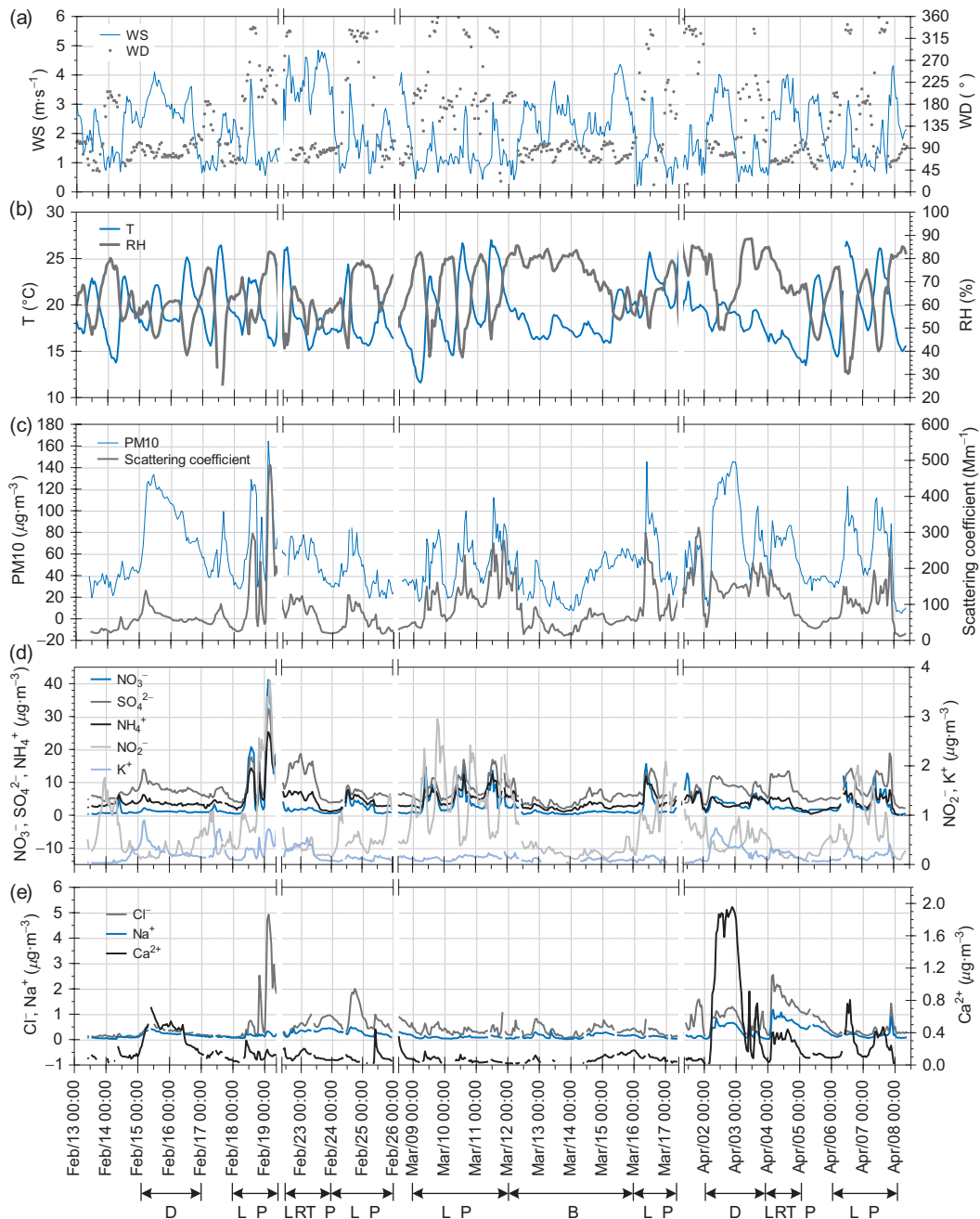


圖 4. 臺北盆地 2004 年春季氣象觀測、散光係數、 PM_{10} 微粒質量濃度與水溶性離子組成濃度的逐時觀測結果。

(D: 沙塵事件, L_P : 本地污染事件, LRT_P : 長程傳輸污染事件, B: 背景)

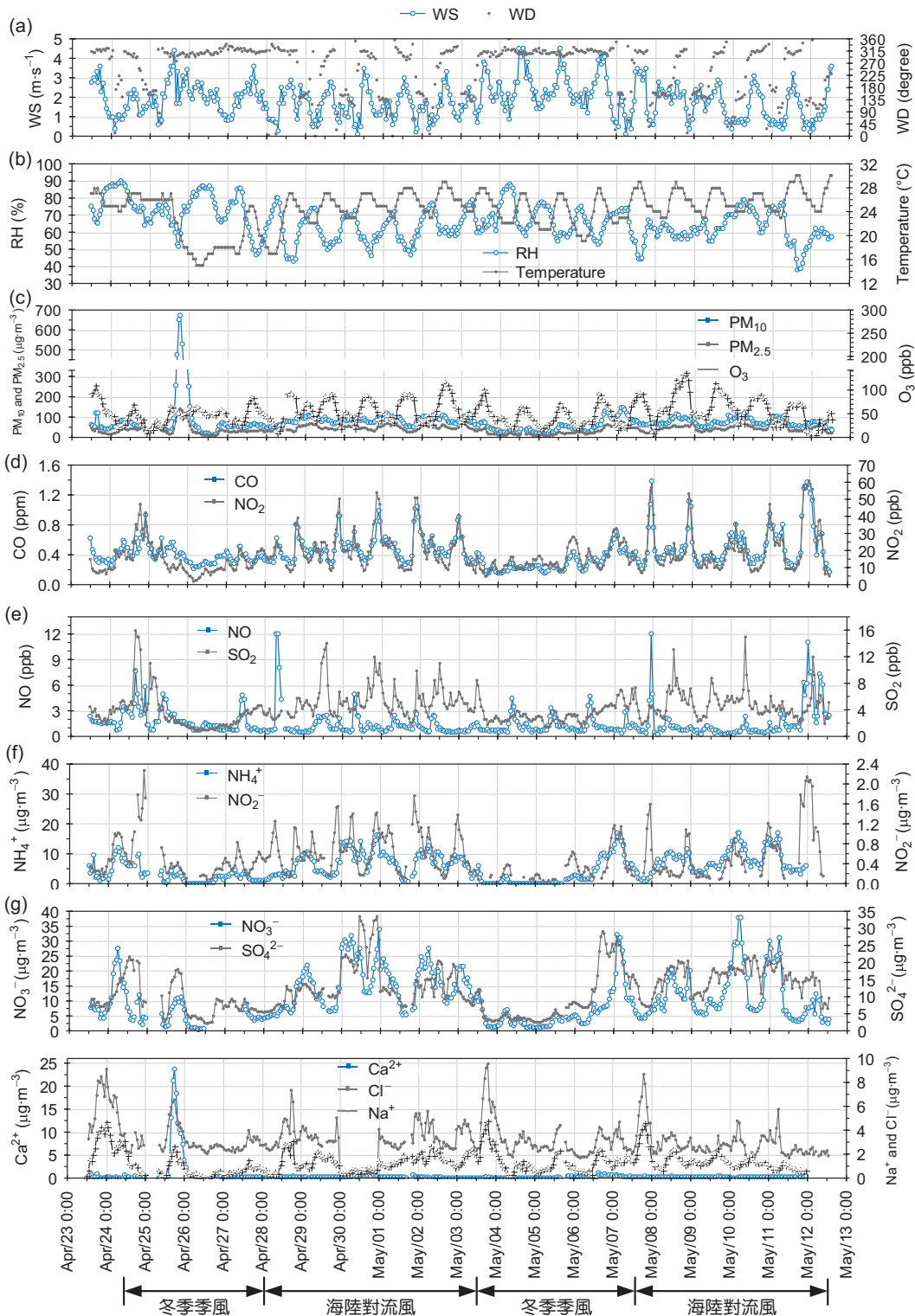


圖 5. 台中地區 2009 春季受到冬季季風與海陸對流風影響下，氣象因子、氣態污染物濃度、 PM_{10} 粒狀物質量濃度與水溶性離子成分濃度的逐時監測。

變化受到 NO_3^- 與 SO_4^{2-} 濃度時間變化影響， NO_3^- 相較於 SO_4^{2-} 有較為明顯的日夜變化趨勢，每日 NO_3^- 最高濃度發生時間與 PM_{10} 最高濃度發生時間一致，顯示 PM_{10} 污染事件與導致高濃度 NO_3^- 發

生的污染源有關。海鹽逐時濃度變化與海風強度有關，每日下午海風盛行促使每日峰值濃度的發生。塵土離子 (Ca^{2+}) 則無日夜變化，且分布在低濃度範圍。

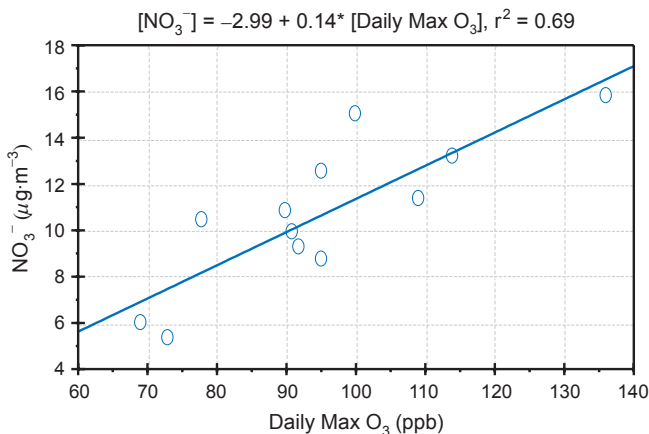


圖 6. 海陸風影響下台中地區每日 O₃ 最高濃度與其所對應微粒 NO₃⁻ 濃度的關係。

圖 6 為海陸對流風影響下每日 O₃ 最高濃度與其所對應微粒 NO₃⁻ 濃度的關係，此一期間每日 O₃ 最高濃度高於 60 ppb，且多數分布在高於 90 ppb 的高濃度，顯示此一期間台中地區受到高光化影響。二次光化衍生污染物的每日逐時濃度變化受到溫度與濕度等氣象因素與大氣氧化能力影響，一般而言，含氮污染物在高溫午後趨向於氣相分布，夜晚低溫高濕則趨於停留在氣膠中。在海陸風對流影響下，採樣期間具有近似的光化生成條件，因此可

觀測到 NO₃⁻ 濃度與 O₃ 濃度變化間存在中度相關 ($r^2 = 0.69$)，顯示在此一大氣環境下二次衍生微粒生成為影響 PM₁₀ 污染事件的主要原因之一。

3. 颱風對於空氣品質影響

先前的研究指出，持續不斷地全球氣候改變將可能導致極端天氣系統的強度和頻率增加^(14, 15)，在此一氣候變化趨勢下，極端天氣系統對於空氣品質的影響有了解的必要。颱風為導致台灣每年損失慘重的極端天氣系統之一，大氣環境在颱風影響期間瞬息萬變，空氣污染物也伴隨多變的大氣環境對空氣品質有快速且不同的影響，因此須具備高時間解析的量測數據才足以探討颱風影響期間的空氣品質。

圖 7(a) 與 (b) 分別為 2008 年 9 月台中沿海地區環保署沙鹿空品測站的風速風向與粗細微粒質量濃度的逐時變化，可發現在 9 月 11 日與 27 日有極高濃度的粗微粒污染發生，細粒徑微粒在同一時間則呈現濃度遞減，可將其歸屬於第一類的污染特性；但在 15 至 23 日，細粒徑微粒濃度明顯遞增，且粗細粒徑微粒有相同時間濃度變化趨勢，可將其歸屬於第二類的污染特性。依據粗細微粒污染發生

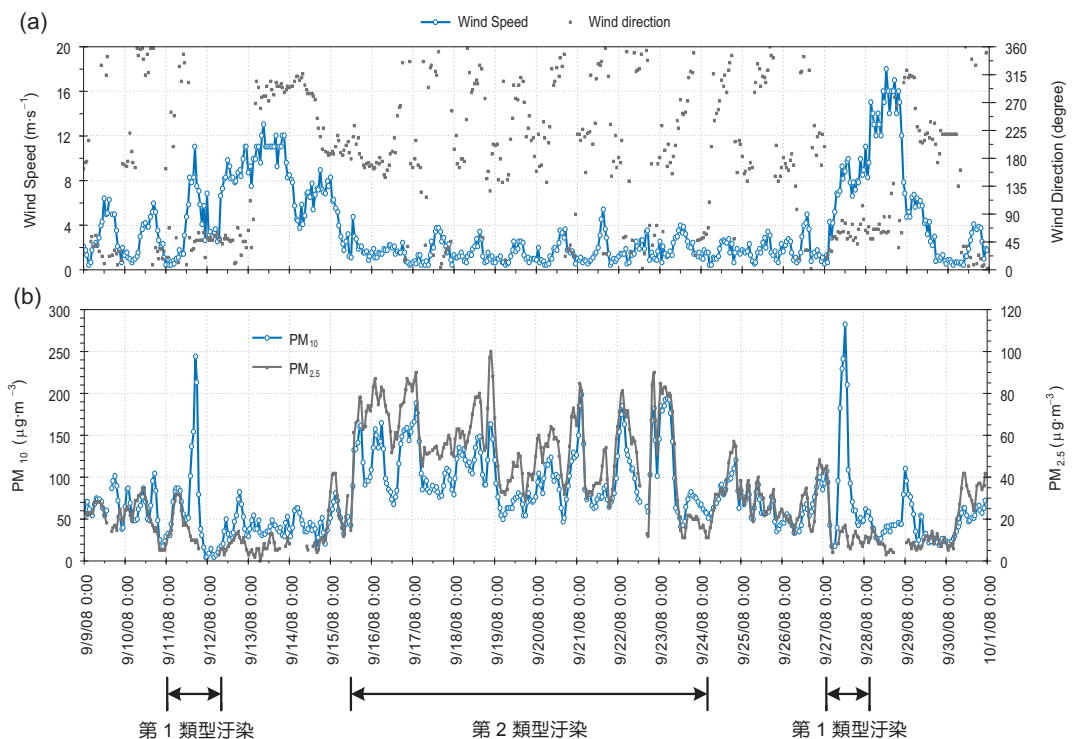


圖 7. 2008 年 9 月台中沿海地區環保署沙鹿空品測站的風速風向與粗細微粒質量濃度的逐時變化。

的起迄時間，可分別擷取當時微粒水溶性離子成分的逐時分析結果，比較特徵離子的特性以評估污染源。表 1 為第一類與第二類污染特性下的 PM_{10} 與 $PM_{2.5}$ 微粒質量濃度平均及 PM_{10} 微粒的水溶性離子逐時濃度平均，第一類污染發生於高風速的環境下，微粒主要分布於粗粒徑，具有相對高比例的塵土離子含量；第二類污染發生於低風速的環境下，微粒主要分布於細粒徑，具有高比例的二次衍生物種。

由風速與風向的逐時變化也可發現，在多數時間下的風場為海陸對流風的環境，每日中午過後風速漸增，且盛行風向轉為西北風至北風之間，夜晚風速減弱，風向逐漸轉為南風與東南風之間。但 9 月 11 日與 27 日大氣風場在短時間內卻發生極大轉變，由海陸對流風的風場環境轉變為盛行風場為東北東風。由 9 月份台灣地區周邊氣象場的觀測數據可發現，9 月 11 日與 27 日分別有辛樂克與蕃蜜強烈颱風在台灣東南方的海面上，且其行進路線為自台灣東南外海向台灣東北部前進，圖 8(a) 與 (e) 分別為辛樂克與蕃蜜颱風的行進路線。在 15 至 23 日則受到太平洋高壓的影響，哈格比颱風自台灣東南外海經巴士海峽向西行進 (圖 8(c))。

由氣流逆軌跡的分析⁽¹⁶⁾ 可發現 (圖 8(b) 與 (f))，當颱風行進路徑為自台灣東南外海向台灣東北部陸地行進時，隨著颱風逐漸接近台灣陸地，氣流自東海海面進入台灣地區，且受到下沉氣流影響，氣流以接近海面的高度在海上傳輸，進入陸地後出現向上抬升的氣流，導致河砂與地面塵土的捲揚。當更深入比較台中地區的上風背景測站 (三義) 與內陸測站 (豐原)，及相對於沙鹿測站屬於下風測站的彰化測站，可發現在相似的大氣風場條件下，三義與豐原測站並無高濃度 PM_{10} 污染發生，且所有測站的 $PM_{2.5}$ 濃度變化趨勢一致，彰化測站的 PM_{10} 最高濃度發生時間略晚於沙鹿測站最高濃度發生時間約 1 小時。道路塵土的揚塵無法完全解釋僅沿海測站發生高濃度的粗微粒污染。沿海地區多為河川下游，在颱風所挾帶雨量未到達台灣前，中南部河川在 9 月多進入枯水期，颱風環流的上升風場可捲揚河川塵土，影響河川下游的空氣品質。圖

表 1. 第 1 與 2 污染類型下為微粒質量濃度、微粒水溶性離子成分與風速比較。

	第 1 類型污染	第 2 類型污染
$PM_{10} (\mu g \cdot m^{-3})$	219.4	173.7
$PM_{2.5} (\mu g \cdot m^{-3})$	12.8	82.4
C/F*	16.8	1.1
W-S ($m \cdot s^{-1}$)	9.1	1.2
$NO_3^- (\mu g \cdot m^{-3})$	0.6	16.2
$SO_4^{2-} (\mu g \cdot m^{-3})$	1.9	14.8
$Na^+ (\mu g \cdot m^{-3})$	1.2	0.8
$NH_4^+ (\mu g \cdot m^{-3})$	0.7	9.0
$Ca^{2+} (\mu g \cdot m^{-3})$	1.5	0.3

*粗微粒濃度相對於細微粒濃度比值 (coarse/fine, C/F)

8(d) 顯示受到太平洋高壓影響，氣流在穿越中央山脈時導致台中地區形成背風區，此時海陸風主導台中地區的風場環境，本地污染生成後易發生累積效應，加上光化作用導致二次衍生微粒的生成，所以在微粒化學成分中有高濃度的二次衍生鹽類。

經由上述的探討，當颱風路徑為自台灣東北部陸地通過時，外圍環流可導致河砂捲揚，使 PM_{10} 微粒濃度升高影響空氣品質；當太平洋高壓強盛，颱風自台灣南部向西通過時，台中地區位處背風區，二次衍生污染物對於空氣品質有不可忽視的影響。因此，當颱風或太平洋高壓強度越強，造成氣象場的極端現象越趨強烈，對於空氣品質的影響就越大。

四、結論

現址式微粒水溶性離子成分分析技術可依據污染物在不同時間濃度變化特性，選取最具有代表性的離子成分進行特徵離子分析，並可比較各特徵離子的時間濃度變化，探討污染源影響的差異。另外，可配合其他高時間解析的污染物量測系統，進行污染反應機制探討，避免因長時間採樣，稀釋微粒化學成分分析時間代表性，導致污染源影響不確定。未來現址式微粒水溶性離子成分分析技術可應用於工廠污染逸漏與製程改善、潔淨室的品保品管作業與室內空氣品質的監測等領域。

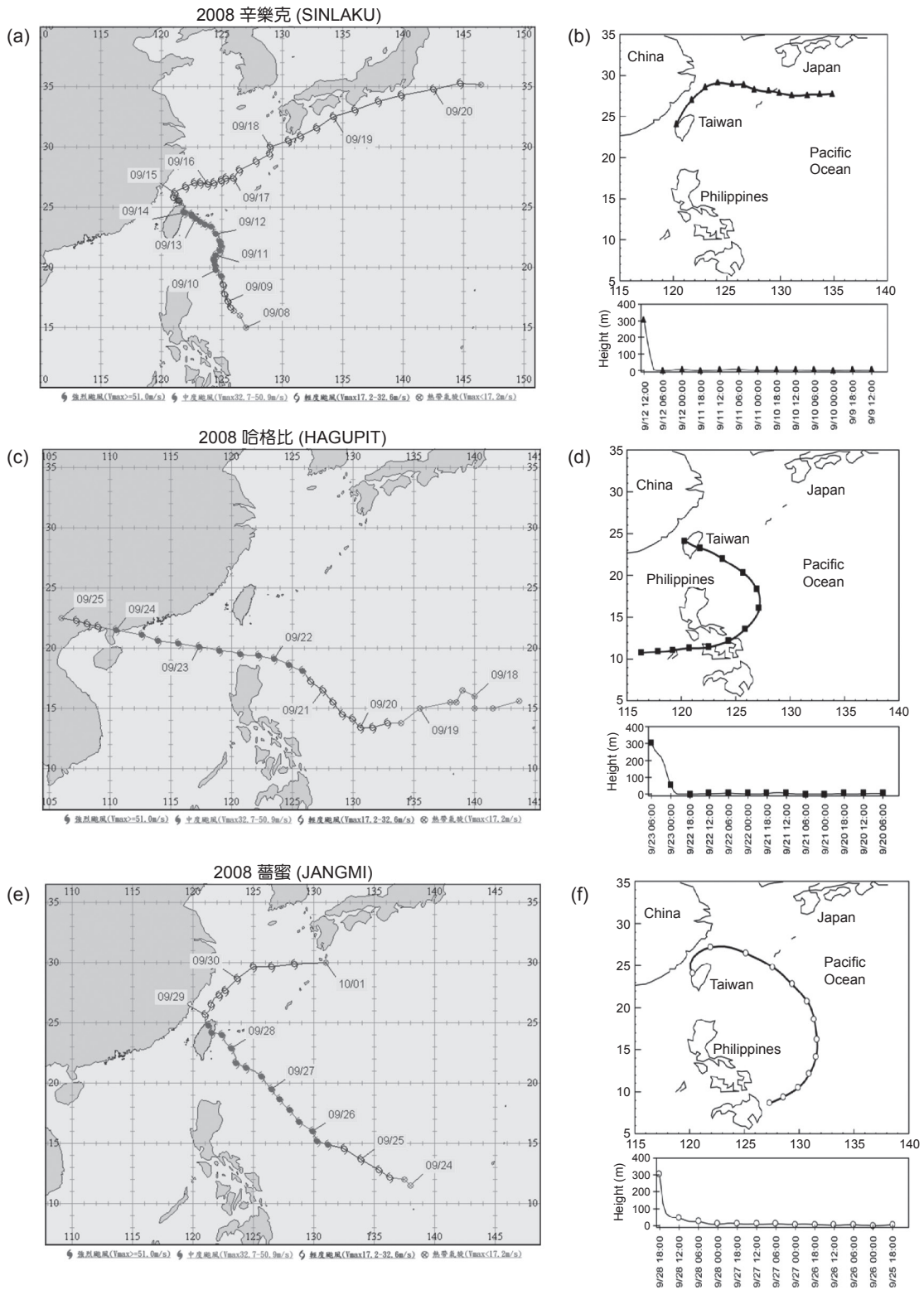


圖 8. 2008 年 9 月侵台颱風路徑 (資料來源：氣象局) 與氣流逆軌跡⁽¹⁶⁾。(a) 與 (b)：辛樂克颱風，(c) 與 (d)：哈格比颱風，(e) 與 (f)：薔蜜颱風。

參考文獻

1. V. Ramanathan, P. J. Crutzen, J. T. Kiehl, and D. Rosenfeld, *Science*, **294**, 2119 (2001).
2. J. E. Penner, J. Quaas, T. Storelvmo, T. Takemura, O. Boucher, H. Guo, A. Kirkevåg, J. E. Kristjánsson, and Ø. Seland, *Atmospheric Chemistry and Physics*, **6**, 3391 (2006).
3. H. Yu, Y. J. Kaufmann, M. Chin, G. Feingold, L. A. Remer, T. L. Anderson, Y. Balkanski, N. Belloin, O. Boucher, S. Christopher, P. DeCola, R. Kahn, D. Koch, N. Loeb, M. S. Reddy, M. Schulz, T. Takemura, and M. Zhou, *Atmospheric Chemistry and Physics*, **6**, 613 (2006).
4. J. G. Watson, *Journal of Air and Waste Management Association*, **52**, 628 (2002).
5. C. A. Pope III and D. W. Dockery, *Journal of Air and Waste Management Association*, **56**, 709 (2006).
6. J. T. Jayne, D. C. Leard, X. Zhang, P. Davidovits, K. A. Smith, C. E. Kolb, and D. R. Worsnop, *Aerosol Science and Technology*, **33**, 49 (2000).
7. M. R. Stolzenburg and S. V. Hering, *Environmental Science and Technology*, **34**, 907 (2000).
8. G. A. Allen, D. Harrison, and P. Koutrakis, *American Association for Aerosol Research*, **20th** Annual Conference, October 15–19, Portland, Oregon (2001).
9. S. Y. Chang, C.-T. Lee, C. C. K. Chou, S. C. Liu, and T. X. Wen, *Atmospheric Environment*, **41**, 1936 (2007).
10. A. Khlystov, G. P. Wyers, and J. Slanina, *Atmospheric Environment*, **29**, 2229 (1995).
11. J. Slanina, H. M. ten Brink, R. P. Otjes, A. Even, P. Jongejan, A. Khlystov, A. Waijers-Ijpelaar, M. Hu, and Y. Lu, *Atmospheric Environment*, **35**, 2319 (2001).
12. D. A. Orsini, Y. Ma, A. Sullivan, B. Sierau, K. Baumann, and R. J. Weber, *Atmospheric Environment*, **37**, 1243 (2003).
13. R. J. Weber, D. Orsini, Y. Duan, Y. N. Lee, P. J. Klotz, and F. Brechtel, *Aerosol Science and Technology*, **35**, 718 (2001).
14. J. Tsutsui, *Journal of the Meteorological Society of Japan*, **80** (1), 45 (2002).
15. P. J. Webster, G. J. Holland, J. A. Curry, and H. R. Chang, *Science*, **309**, 1844 (2005).
16. R. R. Draxler, *Hybrid Single-particle Lagrangian Integrated Trajectories (HYSPLIT): Version 4.0-User's Guide* (1999). NOAA Technical Memorandum ERL ARL-230. Air Resources Laboratory, Silver Spring, MD, USA.



張士昱先生為國立中央大學環境工程研究所博士，現任中山醫學大學公共衛生系助理教授。

Shih-Yu Chang received his Ph.D. in environment engineering from National Central University. He is currently an assistant professor in the Department of Public Health at Chung Shan Medical University.



李崇德先生為美國北卡羅萊納大學環境工程博士，現任國立中央大學環境工程研究所教授。

Chung-Te Lee received his Ph.D. in environmental sciences and engineering from the University of North Carolina at Chapel Hill, U.S.A. He is currently a professor in the Graduate Institute of Environment Engineering at National Central University.