

高高屏地區細懸浮微粒(PM_{2.5})污染事件的綜觀環境分析

翁叔平* 郭乃文 呂珮雯

國立臺灣師範大學地理系

(中華民國一〇二年一月十日收稿；中華民國一〇二年五月十四日定稿)

摘 要

細懸浮微粒(fine particulate matter, PM_{2.5})污染物對於人體健康影響嚴重，已成為各國監測與管控的重要空氣污染物。本研究旨在定義高高屏地區的典型 PM_{2.5} 污染事件，探究其區域氣象條件的日循環變化，以及伴隨的東亞大尺度環流條件。結果顯示，典型的事件約持續 36 小時，且在「當日」主污染期於下午 6 點結束前，有一從「前一日」清晨 6 點開始的前兆期。區域平均 PM_{2.5} 濃度變化呈現半日波的震盪：11 時和凌晨 1 時最高，18 時和 06 時較低。NO_x(nitrogen oxides, 氮氧化物)、CO(carbon monoxide, 一氧化碳)、THC(total hydrocarbons, 總碳氫化合物)、以及 NMHC(non-methane hydrocarbons, 非甲烷碳氫化合物)等源自交通及工業活動的污染物，其濃度隨時間的變化，領先 PM_{2.5} 約 3 至 4 小時。然而，NO_x 和 CO 的事件平均濃度與其氣候平均值之間並無明顯差異；而屬於光化學反應前趨物質的 THC 和 NMHC 以及較易溶於水的 SO₂(sulfur dioxide, 二氧化硫)的事件平均濃度反而低於其氣候平均值。

事件發生時普遍增溫，白天臨海地區出現南風距平，入夜後山區出現東風距平，以及低對流層的沈降氣流等氣象條件變化，導致 PM_{2.5} 滯留在邊界層內的時間拉長。溫度與 PM_{2.5} 濃度變化在白天(晚上)大致呈現負(正)相關。日循環的溫度變化與因人類活動而呈現的 PM_{2.5} 半日波變化彼此互相影響。我們也發現伴隨污染事件發生時，東亞大尺度環流變化主要有高壓出海，寒潮暴發以及鋒面過境等 3 種型態。這些在冷季被模式高度預測的綜觀尺度波動，提供了針對 PM_{2.5} 污染事件進行展期預報的基礎，縱使就區域觀點而言，它們都頗為符合所謂的高壓迴流天氣。

關鍵字：細懸浮微粒 PM_{2.5}、高高屏地區、綜觀天氣、日變化

*通訊作者：翁叔平，臺北市大安區和平東路一段 162 號 Tel：02-77341633，Email：znspw302@ntnu.edu.tw

一、前言

懸浮微粒有各種不同大小的粒徑。其中，粒徑小於 2.5 微米的懸浮微粒被稱為細懸浮微粒 (fine particulate matters, $PM_{2.5}$)。由於顆粒非常小，其上夾帶的重金屬與有機污染物，可隨著呼吸氣流直達人體肺泡，因此又被稱為可吸入性 (respirable) 懸浮微粒。流行病學調查與毒理學研究顯示，長期生活在此類的空污環境，容易引發心肺方面的疾病，甚至可能因誘發癌症而致死 (Dockery et al., 1993; Pope et al., 1995, 2002; World Health Organization, 2005; Laden et al., 2006; Dominici et al., 2007; Franklin et al., 2007; Ostro et al., 2007; Stolzel et al., 2007; Franklin et al., 2008)。致死成因可能與 $PM_{2.5}$ 其上附著的多環芳香烴化合物 (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs; Alsberg and Stenberg, 1979; Poster et al., 1995) 的致癌性與致突變性有關 (Cotham and Bidleman, 1995; Harrison et al., 1997)。

美國環保署因此在 1997 年制定了 $PM_{2.5}$ 的管制標準，並於 2006 年作了修正，針對 $PM_{2.5}$ 急性暴露有更嚴格國家環境品質標準 (National Ambient Air Quality Standard, NAAQS)。目前的標準為日平均值為 $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，年平均值為 $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。世界衛生組織 (World Health Organization, WHO) 亦認知到管制 $PM_{2.5}$ 之重要性。WHO 建議規範分為四個階段，最終希望達到如下的空氣品質指導原則 (air quality guideline, AQG)： $PM_{2.5}$ 年平均值为 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，日平均值為 $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。在國內，行政院環境保護署 (Environmental Protection Administration, EPA) 也已在 2012 年 5 月修正發布空氣品質標準，正式將 $PM_{2.5}$ 濃度納入空氣污染管制項目。現行管制標準為：日平均值 $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、

年平均值 $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，與美國 NAAQS 一致。

懸浮微粒依其來源可分為原生性 (primary) 及衍生性 (secondary) 兩類。大部分的 $PM_{2.5}$ 為衍生性污染物，主要由大氣中氣態污染物經化學反應而形成。 $PM_{2.5}$ 的化學組成非常複雜，依其不同污染來源與程序而有不同的污染化學組成特性。常見化學組成包含硫酸鹽、硝酸鹽、銨鹽、元素碳微粒 (elemental carbon particles, EC)、有機化合物 (organic compounds, OC) 等物質。其中的有機化合物又可區分為原生性來源和衍生性來源。工廠製程排放之揮發性有機物物質 (Volatile organic compounds, VOC) 或 PAHs，都可能是細懸浮微粒的主要成分。

大氣中 SO_4^{2-} 微粒的形成主要來自於其前趨物 SO_2 (sulfur dioxide, 二氧化硫)，遇到水汽先轉化成硫酸 (H_2SO_4)，再進一步凝結於已形成的微粒上，形成硫酸鹽。一般常見的硫酸鹽微粒物種包括 H_2SO_4 與海鹽微粒以及土壤顆粒所形成的 Na_2SO_4 或 CaSO_4 ，主要存在於粗懸浮微粒 (Wu and Okada, 1994; Zhuang et al., 1999)。大氣中的鹼性物質 NH_3 與 H_2SO_4 之液滴所形成 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 或 NH_4HSO_4 則存在於細懸浮微粒。此外，大氣中 NO_3^- 微粒之形成為 NO_x (nitrogen oxides, 氮氧化物) 在大氣中可轉化成 HNO_3 或 HNO_2 。當 HNO_3 附著在微粒表面時，會和其中物種反應形成包括 NH_4NO_3 及 NaNO_3 等的硝酸鹽 (Tang and Munkelwitz, 1993)。

研究和 EPA 監測資料均顯示，臺灣地區 $PM_{2.5}$ 濃度最高的縣市為高高屏地區。空氣品質不良的冷季期間，24 小時平均濃度最高為 $106.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，12 小時平均濃度最高達到 $151 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Lin and Tai 2001; Lin 2002; Chen et al., 2004; Tsai and Chen

2006)，遠高於現行管制標準。實測發現 $PM_{2.5}$ 的化學組成，在水溶性離子部份以 SO_4^{2-} 濃度最高，其次為 NO_3^- 和 NH_4^+ (Lin and Tai 2001; Lin 2002; Tsai and Chen 2006)。這些高濃度的事件日主要被歸因於附近工業區燃燒源排放(Lin and Tai 2001; Lin 2002)。為降低民眾健康風險，亟需了解導致極端污染事件時的排放情況與氣象因子的關連性。

過往觀測和模式模擬研究都指出，高 $PM_{2.5}$ 濃度事件與風速、風向、溫度、溼度、混合層高度、降雨、雲量變化等氣象因子密切相關 (Triantafyllou et al., 2002; Elminir, 2005; Wise and Comrie, 2005; Liao et al., 2006; Unger et al., 2006; Dawson et al., 2007)。低通風指數和穩定的逆溫條件通常使得 $PM_{2.5}$ 濃度居高不下。然而，由於氣象變數之間的相依性，使得要定義特定變數與 $PM_{2.5}$ 濃度隨時間變化的因果關係，並不如想像中那麼簡單(Chu et al., 2009)。另一方面，人們因應天氣變化的反應，也可使得既定關係更加複雜。例如，Tran and Molders (2011)研究費爾班克斯市（阿拉斯加）的 $PM_{2.5}$ 污染事件時發現，由於該地三面環山的谷地地形使得冷空氣容易堆積。低溫環境一方面形成地表逆溫層使得污染物擴散不易，另一方面因需獲得暖氣而增加的家庭和電廠燃燒行為也使得污染排放源增強，形成的正迴饋因而造成持續數日的污染事件。因此，穩定的地表逆溫雖然是先決條件，但後續的濃度變化却對大氣穩定度程度顯得不太敏感。

國內對 $PM_{2.5}$ 污染的研究，首重調查分析 $PM_{2.5}$ 之濃度變化與組成成份（例如，袁等，1998；Lin 2002；Tsai and Chen 2006），近年來雖也開始研究污染事件與氣象因子的關連性（例如，曾章勳 2012），但仍較缺少有系統而全面的探討。本

文的研究目標因此為(1)藉由一系列嚴格的篩選步驟，我們將定義高高屏地區發生 $PM_{2.5}$ 污染事件時，最具普遍性的時空尺度（見第三節），以彌補過往研究趨於偏重討論點源污染事件的可能限制。(2)整合氣象局和環保署的溫度、風場時資料，我們將探討發生典型 $PM_{2.5}$ 污染事件時，氣象條件的日夜變化特徵，以及其與 5 種前置污染物（包括 NO_x 、CO、THC、NMHC、 SO_2 ）的統計關係。(3)我們將使用最近釋出的歐洲中尺度天氣預報中心-過渡階段高解析度再分析(European Centre Medium Range Weather Forecast-Interim Reanalysis, ECMWF-interim; Dee et al. 2011)資料庫，統計分析伴隨污染事件發生時，低對流層的變化和在東亞的各類綜觀環流條件。本文的研究結論預期可作為相關作業單位建立 $PM_{2.5}$ 污染事件環境預警機制時之參考。

二、資料來源及前置處理

為了剖析高高屏地區發生 $PM_{2.5}$ 污染事件時，伴隨的綜觀環境條件，我們整合來自行政院環境保護署 EPA 的空氣品質監測站共 18 站，以及中央氣象局(Central Weather Bureau, CWB)的綜觀氣象測站共 5 站和自動雨量監測站共 82 站，在存有相對完整的 $PM_{2.5}$ 時資料的 8 年（2004 年 1 月 1 日～2011 年 12 月 31 日）期間所提供的各類污染物和氣象資料。圖 1 標記出上述各類測站的地理位置。

除了監測各類污染物每小時的濃度變化之外，EPA 測站也提供包括溫度、雨量、風向風速，以及相對溼度等氣象變數的時資料。EPA 資料可經由其空氣品質監測網的網站(<http://taqm.epa.gov.tw/taqm>)下載。

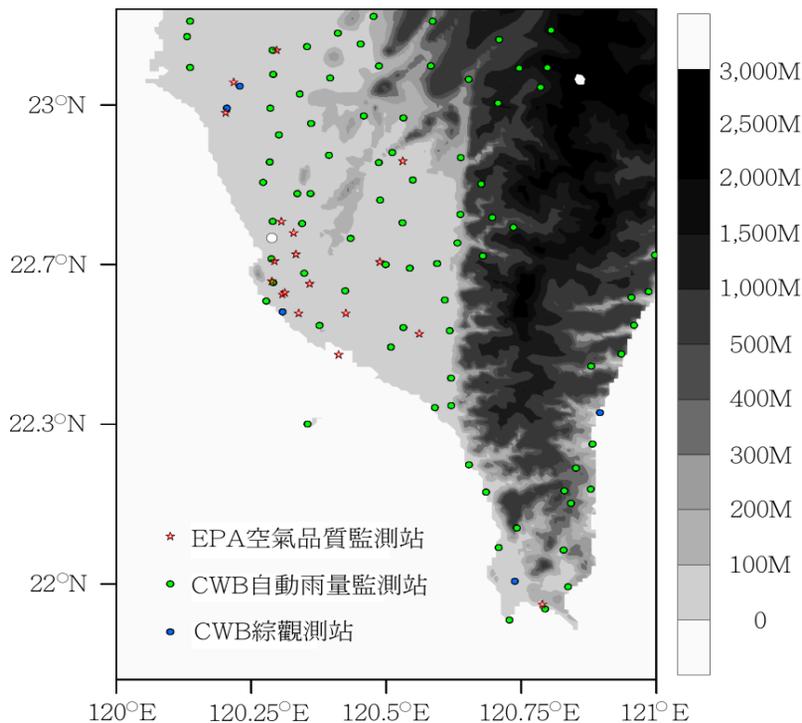


圖 1 本文所使用的 3 類（中央氣象局與環保署）測站的地理位置分佈圖。圖中不同灰階代表 1 公里水平解析度地形高度（尺度表示於右側），其資料來源為美國地質調查所(United States Geological Survey, USGS)數位地形模式(Digital Elevation Model, DEM)產製的 30 公尺解析度（約 1 公里）GTOPO30 資料庫（下載自 <http://eros.usgs.gov>）

EPA 執行相當嚴格的品質程序以確保其資料的準確性；其 $PM_{2.5}$ 濃度來自採用貝他射線衰減原理 (β -ray Attenuation Method, BAM) 之自動儀器記錄，這與美國或歐盟所使用的手動採樣監測方法不同。另一方面，部份 EPA 測站乃設置於機關或學校的樓頂，並不符合 CWB 的氣象觀測坪的設置標準。然而，由於我們主要是對變數的距平場進行分析，已經預先減去其氣候平均值。這大為降低可能存在於 EPA 和 CWB 測站之間，相同氣象變數（主要是風向風速和氣溫）的系統性偏差。CWB 自動雨量監測站除了監測每小時雨量的變化之外，其實還蒐集包括溫度、風向風速、測站氣壓，和日照長度等氣象變數的時資料。EPA

和 CWB 的自動監測站，或多或少都有資料缺失的問題，需要補遺(imputation)。我們利用鄰近測站的相對位置、海拔高度，以及相對方位角，對測站的缺失資料進行補遺 (Simolo et al. 2010；翁叔平、楊承道，2012)。CWB 綜觀測站資料則相對上非常完整，並不需要進行補遺。上述 CWB 的兩類資料庫，可以透過國科會委託國家實驗研究院臺灣颱風及洪水研究中心管理的大氣研究資料庫(<http://dbar.tfri.narl.org.tw>)下載取得。

除了測站資料，我們也使用了最近釋出的歐洲中尺度天氣預報中心－過渡階段再分析 (European Centre Medium Range Weather Forecast-Interim Reanalysis, ECMWF-interim; Dee et al.

2011)的網格化資料庫。利用 ECMWF 此一最新版的全球大氣環流的高時空解析度(每隔 6 小時一天有 4 筆;水平解析度 0.75°經緯網格;垂直層共 37 層)資料,我們可以剖析伴隨污染事件發生時,區域環流的細緻變化。

三、分析方法

大範圍的污染事件通常有一定的持續時間,但吾人並不預期個別事件的持續時間會相同。再者,受到影響的區域會轉移,使得每次事件中擁有高濃度的測站也會變動。我們執行以下的一系列步驟,探查當高高屏地區發生 $PM_{2.5}$ 污染事件時,最具普遍性的時空尺度,以利於探究事件總體的綜觀環境特徵。

- 步驟 1: 將個別測站在 8 年期間所記錄的每小時 $PM_{2.5}$ 濃度時間序列,由小到大排序。取第 90 百分位(percentile)的濃度值,作為是否發生污染的閾值。回頭標計時間序列上,所有大於(或等於)此閾值的污染時間點。此步驟被重覆用到 18 個 EPA 測站。
- 步驟 2: 從 2004 年 1 月 1 日零時起,逐一檢查每一時間點的所有測站標記;若有一半以上,也就是 9 個以上(含)的測站在特定時間點被標記為污染時間點,那麼該時間點為區域污染時間點。檢查重覆進行,直到 2011 年 12 月 31 日 23 時為止。
- 步驟 3: 以區域污染時間點為中心,在時間軸上前後追溯,探查所有測站的污染標記,直到

有污染標記的測站總數降到 2 (全部 EPA 測站的 10%),記錄事件的開始和結束時間。重覆此步驟到所有的區域污染時間點。捨棄持續時間小於 3 小時的突發(假設上)事件後,我們總共得到 237 次事件。

- 步驟 4: 依 24 時點將得到的所有事件對齊後發現,從「前一日」06 時到「當日」18 時,共 36 小時的時間窗區內,可以容納 87%的事件數(206)。這裏,我們捨棄少數特長的事件(可達 72 小時以上),縱使它們可能在個案研究上有相當的價值。一如預期,經過篩選後的污染事件主要發生在冬季,秋春兩季次之(見表 1)。
- 步驟 5: 我們接著應用權重主成份分析(Weighted Principal Component Analysis, WPCA; Jolliffe 2002)到上述 206 次的區域污染事件。我們已先減掉個別測站 $PM_{2.5}$ 的氣候平均值(其為月份和時點的函數),再在距平場 $X_k(I, J)$ 上操作 WPCA。符號 $I (= 36)$ 和 $J (= 18)$ 分別代表時間和空間維度,而 $k = 1, 2, \dots, K (= 206)$ 為樣本事件序列。注意,雖然所有事件都在同一時間窗區內,但是個別污染事件的持續期,以及有污染標記的測站都不盡相同。為凸顯出具備影響力的污染事件特徵,我們把事件樣本空間裏,凡是沒有污染標記的樣本 $x_k(i, j)$ 先全部歸零,令其沒有貢獻任何變異,再完成 WPCA。
- 步驟 6: 第一個主成份解釋了 76%的總變異量,完全突顯(outstanding)於其他更高階的主成

表 1 高高屏地區 8 年期間(2004-2011)發生的 $PM_{2.5}$ 區域污染事件在個別月份的統計次數。

月份	一	二	三	四	五	六	七	八	九	十	十一	十二
次數	41	34	32	9	0	0	0	0	5	8	30	47

份之上。為使結果更具代表性，我們根據個別事件在第一個主成份的荷重(loading)分佈，計算其平均值和標準差，挑選荷重大於平均值加上 1.5 個標準差，遠離雜訊地板(noise floor)的 38 次事件，作為高高屏地區發生 PM_{2.5} 區域污染事件的典型案例。

我們接著平均（也稱為組合分析；composited analysis）伴隨這些典型案例的各類污染物（包括 PM_{2.5} 本身）和氣象變數，探討事件發生當下綜觀環境的時空變化。我們也對 PM_{2.5} 的事件時間序列與其他諸如 NO_x、CO（carbon monoxide，一氧化碳）、THC（total hydrocarbons，總碳氫化合物）、NMHC（non-methane hydrocarbons，非甲烷碳氫化合物）及 SO₂ 污染物濃度的時間序列進行時間延滯(time-lagged)相關分析，探查事件發生時 PM_{2.5} 與各類污染物的相互關係。

四、研究結果與討論

（一）區域氣象條件

位處東北季風背風區的臺灣西南部，冬季時偏高的 PM_{2.5} 濃度背景，氣候上存在基本的區域環流和熱力因素。圖 2 是冷季（11 月至 3 月平均）時南部地區每隔 3 小時，測站所代表的近地表風場（藍色風標），測站氣溫資料經空間內插後所得到的等值線分佈，以及 PM_{2.5} 濃度（紅色填實圓點），套疊在數位地形高度(灰階背景顏色)的日循環變化。圖 3 則是利用 ECMWF_interim 再分析資料庫，探查鄰近南臺灣地區每隔 6 小時的氣壓垂直速度（ $\omega \equiv dp/dt$, p：氣壓）在低對流層（地面到 700hPa）緯向剖面（截面取在 EC-interim 網格最靠近高高屏地區的 22.875°N）的日循環變化。肇因於熱力性質的大陸冷高壓，厚度淺薄，

容易被山脈及高聳地形阻擋。東北季風南下到臺灣、福建附近時，分別沿著臺灣海峽及臺灣東岸繼續往南吹。前者在大約過了新營的緯度後海峽變寬，因文圖里效應(Venturi effect)所導致的氣流輻散，海峽內強烈的東北風因而變弱，並且轉向吹西北風，在臺南以南的西南部平原造成沿岸風的基本形勢。後者到了中央山脈南端才越過地形較低矮的恆春半島，地轉作用下以東北東風向進入其西南方海域。兩股氣流在外海合流而沿岸則為風遮避區(wind shield)，水平風速微弱。伴隨的沈降作用（ $\omega > 0$ ；暖色陰影）以及降低的通風指數將使得 PM_{2.5} 不易擴散，濃度因此居高不下。陸地在中午過後迅速增溫，沿岸的西北風轉為西風甚至西南風。這本有利於當臨海工業區排放的污染物被傳輸到內陸時，因輻合而被抬升後，離開地面。然而，垂直速度場顯示上升運動只發生在 900hPa 以上的自由大氣（ $\omega < 0$ ；冷色陰影），900hPa 以下的邊界層仍被沈降氣流所控制。午夜後，內陸和東側山區迅速降溫，穩定的逆溫層使得風速微弱，且山麓改吹下坡風性質的東風。無風和沈降性質的東風都令污染物不易擴散，所以一天 24 小時內，高高屏地區 PM_{2.5} 濃度都偏高，全部測站都超過 WHO 規範的 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 警戒值，威脅民眾的健康。

我們對挑選出的 38 個典型污染事件進行各變數場的組合距平分析（也就是，先減去特定變數的氣候平均日循環後再平均）。圖 4 顯示風場與 PM_{2.5} 濃度，從「前一日」18 時到「當日」15 時，每隔 3 小時的距平場。比較圖 2 可發現，發生典型污染事件時，PM_{2.5} 濃度可輕易超過氣候平均值的一倍以上。濃度的增幅以午夜 12 時至清晨 9 時最大，中午過後至入夜前最小。空間分佈上則以西側臨海工業區的測站濃度增幅較大，東側鄰

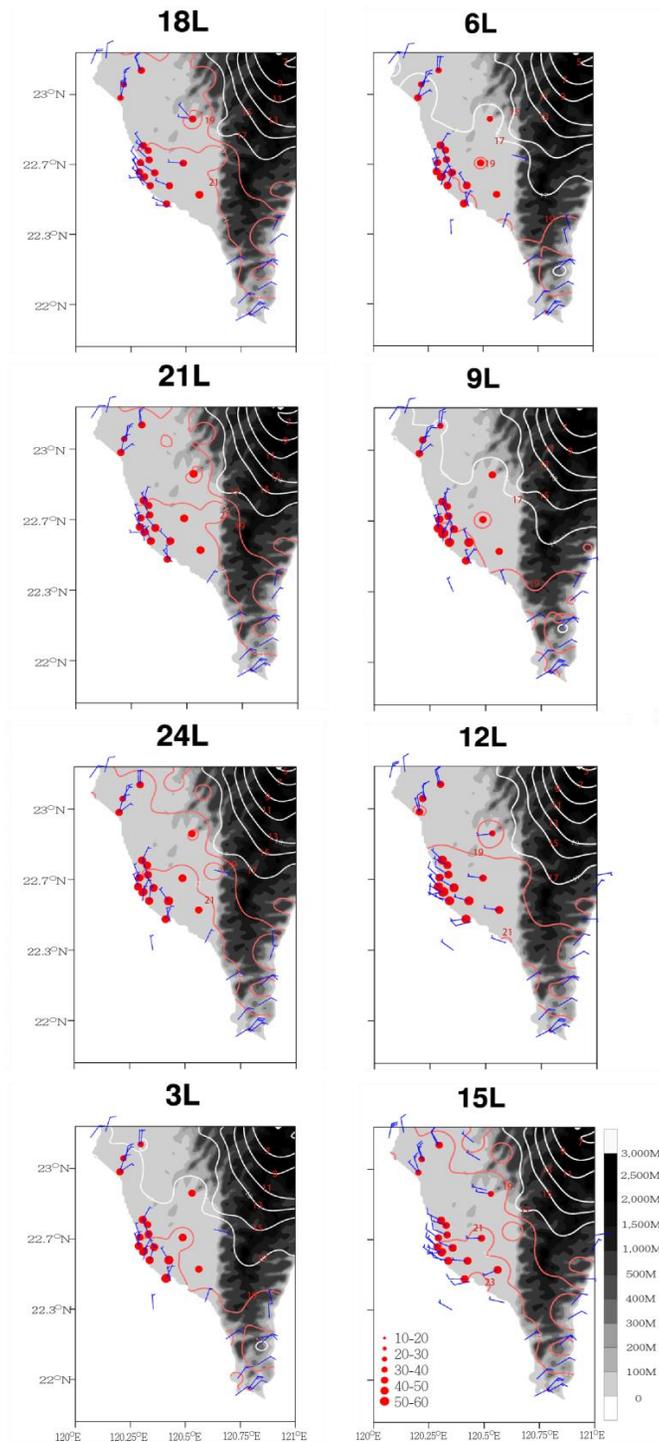


圖 2 南部地區冷季（11 月至 3 月）時，近地表風場（藍色風標）、經空間內插後每隔 2°C 的測站氣溫等值線分佈（白色線最大為 17°C，向東北向遞減；橘色線最小值為 19°C，向西南向遞增）、PM_{2.5} 濃度（紅色填實圓點；單位： $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ；大小比例在右下插圖的左下角）每隔 3 小時的氣候平均日循環。背景灰階代表 GTOPO30 數位地形高度（尺度表示於右下側）。各插圖上方標記了當地時間(Local time)。

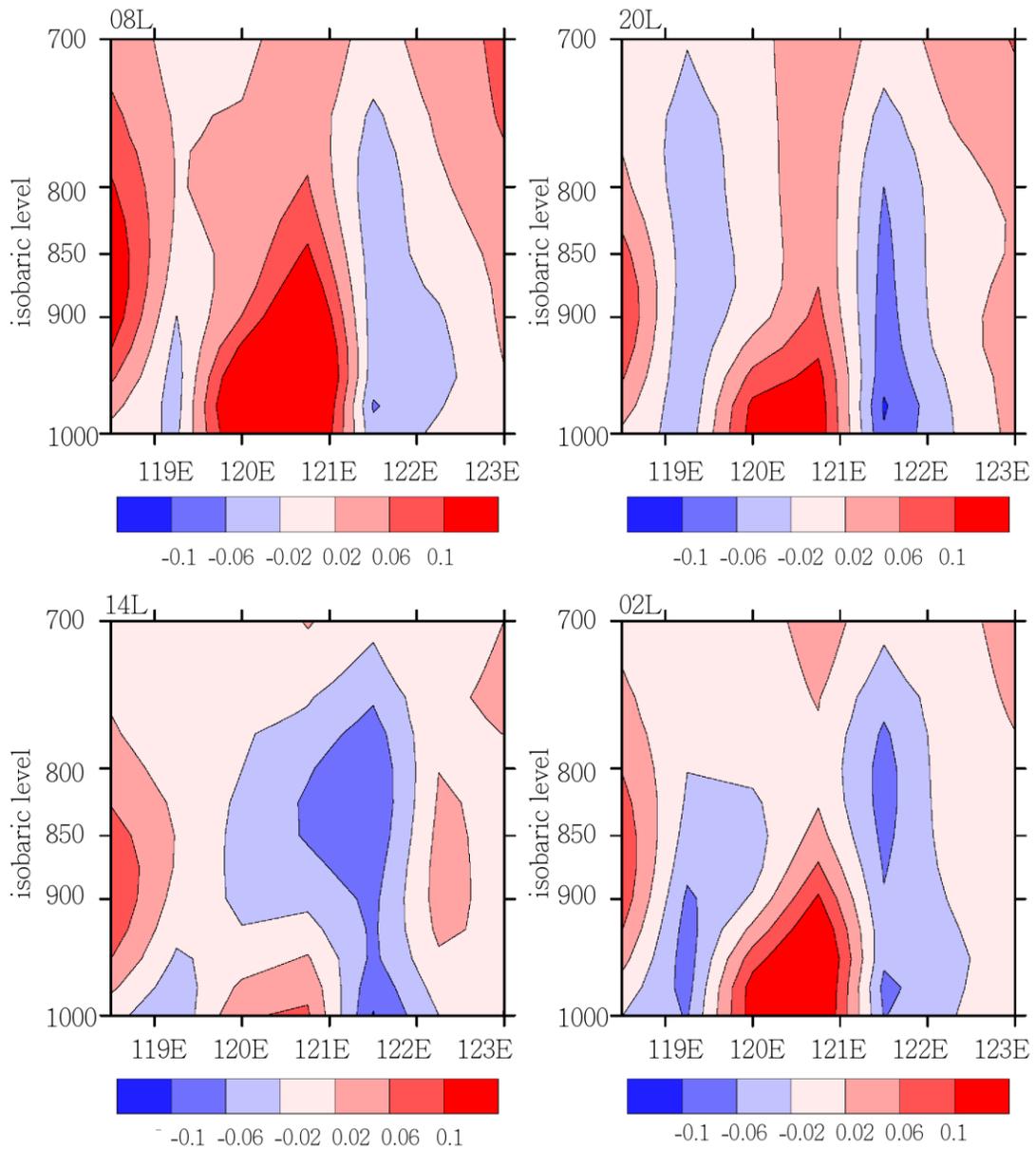


圖3 每隔6小時的氣壓垂直速度 ($\omega \equiv dp/dt$, p : 氣壓), 在低對流層(地面到700hPa)的緯向剖面(截面緯度 $\approx 22.875^\circ\text{N}$)於鄰近南臺灣地區的氣候平均日循環變化。各插圖左上方標記了當地時間(Local time)。

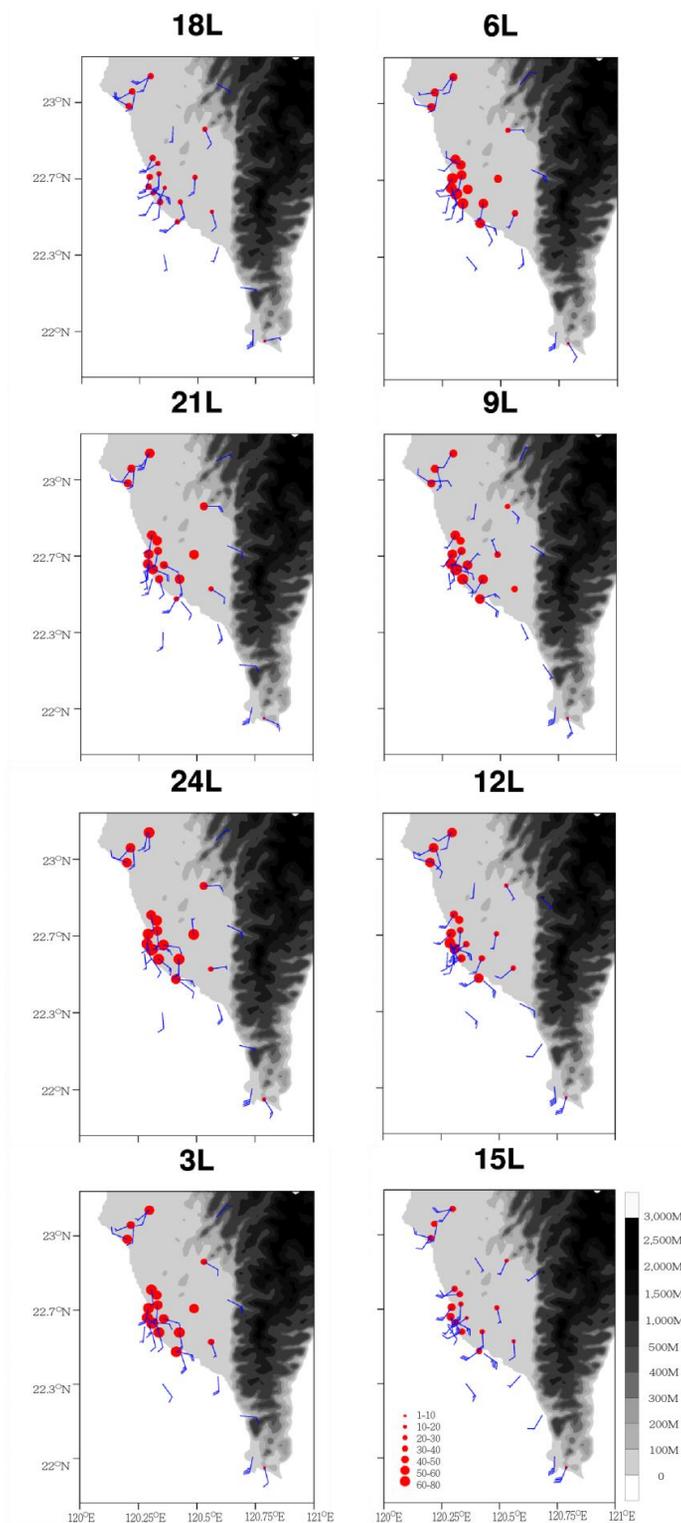


圖 4 38 個典型污染事件，從「前一日」18 時到「當日」15 時，每隔 3 小時的近地表風場與 PM_{2.5} 濃度的組合距平場分佈。各插圖中使用時間均為當地時間(Local time)。

近山區的測站濃度增幅則總體上較小；但是，後者傾向在晚上放大其增幅。發生污染事件時，各測站白天的南風分量距平都大增，並且以西側臨海工業區的測站在午後最明顯；入夜後各測站開始出現東風分量距平，並且以東側鄰近山區的測站在 21 時至凌晨最明顯。臨海地區白天所強化的南風至西南風距平將使得平常主要吹的北北西轉西北風，獲得西風分量，而夜晚所強化的南風至南南東風距平將使得平常吹的西北轉北北西風，大為停歇。配合東側山區在晚上強化的沈降東風，延長了污染物在陸地上空滯留的時間。

圖 5 顯示測站氣溫每隔 3 小時的距平場。各測站雖然都普遍增溫，但以早上 9 時至中午的增幅最小；中午過後，增幅迅速放大直至 21 時，其後增幅則大略持平直至清晨 6 時。早上（下午）最小（大）的溫度增幅伴隨相當大（小）的 $PM_{2.5}$ 濃度增幅，而入夜後的高溫度增幅又伴隨高濃度增幅。因此，溫度與 $PM_{2.5}$ 濃度距平之間的互動關係相當類似前述的氣候平均狀態：高濃度的 $PM_{2.5}$ 可以與其他氣溶膠一起抑制入射短波和地表向上長波，造成早上溫度的增幅不致於太大，晚上則下降緩慢的基本形勢；午後的增溫，加強的海風使得通風指數提高，兩者則都造成濃度增幅不致過高的基本形勢。然而，從圖 6 伴隨污染事件發生時，垂直速度 ω 在低對流層每隔 6 小時的緯向剖面組合分析所顯示的沈降形勢，一方面建議近地表的普遍增溫也有來自動力沈降作用的貢獻，另一方面也解釋了在正溫度距平的狀態下，質量輕微的 $PM_{2.5}$ 何以能駐留在地表。比較圖 6 和氣候平均日循環的圖 3 後可發現，事件發生時 ω 最大的變化出現在午夜 2 時：沈降作用只出現在最低的氣層，以上的氣層則是微弱的上升運動。注意在 02L 與 08L 時段，臺灣東南方海面

(121°E~122°E)近地表到低對流層(~700hPa)的上升速度，與氣候平均日循環相比，改變最大(參考圖 3)，表現出強化的輻合條件與熱力穩定度下降。圖 4 所顯示的地面正溫度距平與屏東平原東側山區測站所顯示的沈降東風距平，暗示著山區晚上增強的局地陸風系統可能與綜觀的東北季風環流在東南方海面暨臨近區域合流，而有利於強化輻合。配合人們相關經濟活動的歇息，因此深夜後，正溫度距平無法再持續攀高。

我們用圖 7 所示，經過測站平均和事件平均後的總 $PM_{2.5}$ 濃度（虛線）和溫度距平（實線）在涵蓋完整的 36 小時污染窗區內的時間序列，進一步闡明兩者之間複雜的互動關係。

圖 7 明白顯示，典型的污染事件乃由「前一日」的前兆期和「當日」的主污染期所共同組成。「前一日」清晨 6 點時，溫度已大過平常時快 1 度。其後時間，此正溫度距平並未隨日出立刻增加，反而持續消弭直到早上 9 點或 10 點。與交通尖峰期吻合，此時 $PM_{2.5}$ 濃度從清晨最低點開始上升直到近中午時刻。中午過後 $PM_{2.5}$ 濃度的下降則伴隨著溫度增幅的快速放大。下午 6 時過後，隨著交通尖峰期，濃度值又迅速攀升直到凌晨 1 點。溫度增幅在入夜後仍持續放大直到 9 點，爾後的時間則大略持平直到清晨 6 點。高濃度的污染物作用因此類似低雲，可抑制入射短波和地表向上長波。這或許有助於詮釋此地區白日中午前增溫慢，晚上午夜前降溫慢的現象。

濃度在「當日」的下半夜雖然有下降趨勢，但是仍在相當的高值($> 110 \mu g/m^3$)徘徊。到了「當日」清晨，溫度和濃度異常在早上的發展，大略與「前一日」相類似；但是，此時的濃度和溫度增幅已相當高。中午過後，溫度增幅繼續放大時，

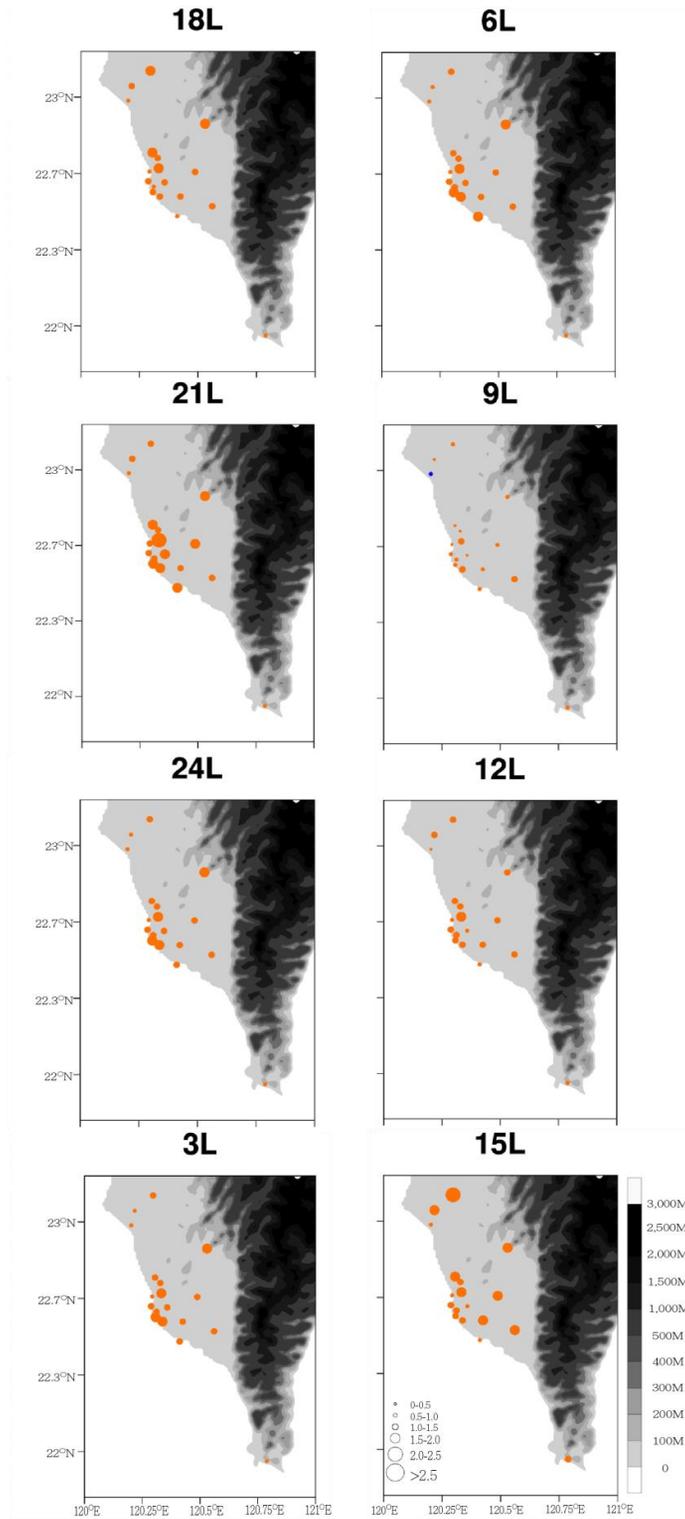


圖 5 配置同於圖 4；但為地表氣溫距平場分佈，橘色代表增溫、藍色代表降溫。各插圖中使用時間均為當地時間(Local time)。

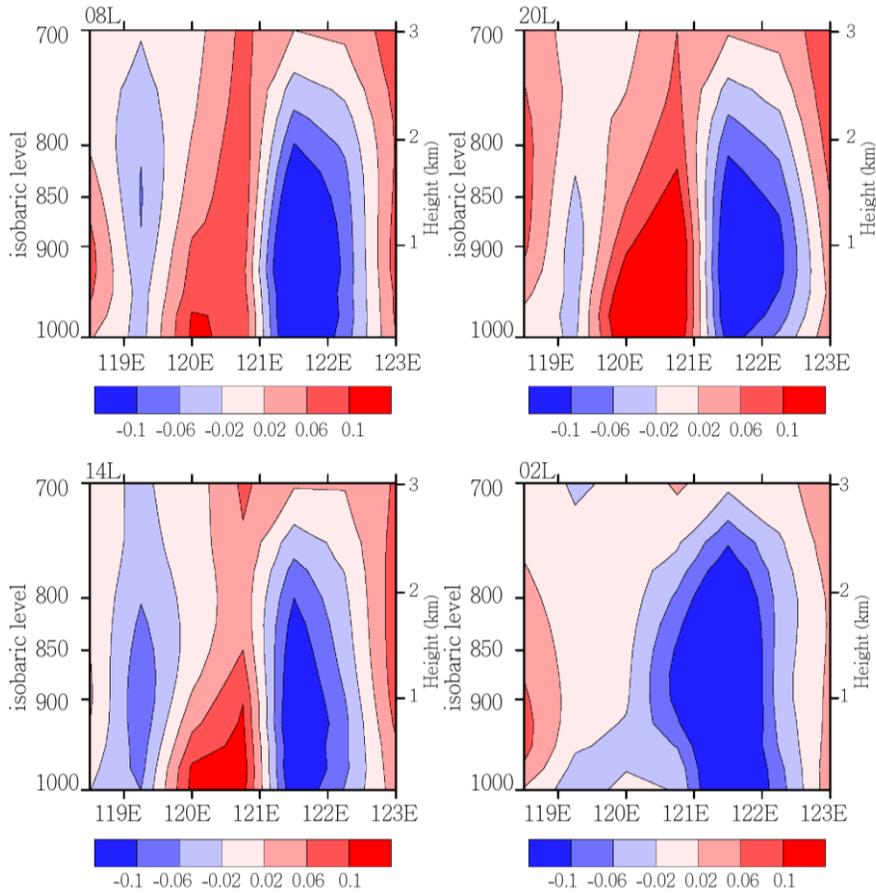


圖 6 配置同於圖 3；但為 38 個典型污染事件的組合分析。各插圖中使用時間均為當地時間(Local time)。

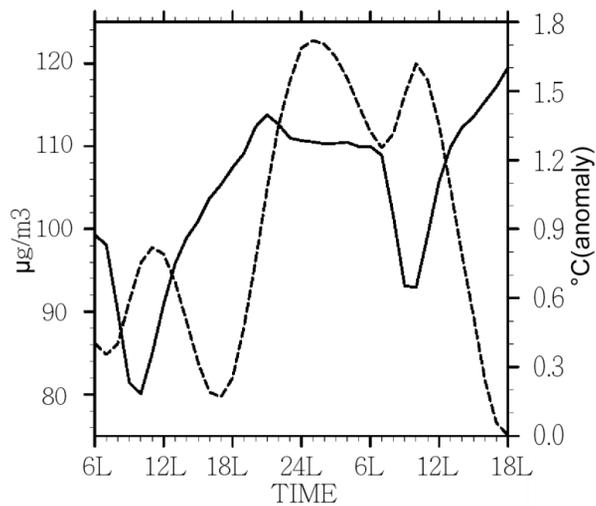


圖 7 經區域平均和事件平均後， $PM_{2.5}$ 濃度（虛線）以及溫度距平（實線）從「前一日」清晨 06 時到「當日」下午 18 時的時間序列折線。

PM_{2.5} 濃度開始迅速滑落，到了下午 6 點已大略回到氣候平均值（見圖 2），污染事件結束。

(二) 與其他污染源的關係

伴隨 38 次典型污染事件發生時，各類污染物濃度經測站平均後的每小時變化顯示於圖 8 的散點時間序列。各插圖內的細實線則代表 11 月至 3 月，平均所有 EPA 測站後，對應污染物的氣候平均日循環。其上下 1 個標準差則以陰影區表示之。與圖 4 的空間分佈相當吻合，區域平均 PM_{2.5} 濃度以靠近中午與午夜時刻，濃度特別高，但靠近 06 時和 18 時，濃度相對較低，呈現準半日波的起伏現象（圖 8(a)）。雖然小得多，氣候平均日循環也存在準半日波的週期性震盪現象（細實線）。PM_{2.5} 濃度一天內的震盪起伏，大致吻合上下班交通尖峰時刻，因此應與街道車流量大增下所排放的污染物濃度有關。從圖 8 所示 5 個可茲利用的 EPA 污染物變數隨時間的變化顯示，較不受光化反應影響的 NO_x（主要來自 NO₂ 的貢獻，圖 8(b)）以及 CO（圖 8(c)），縱使某些個案的區域平均與氣候值比較，濃度確有增加，但是全部個案的平均仍相當接近氣候平均值。

換言之，上述兩種主要源自汽機車排放的污染物，特別是 CO 的濃度變化，在發生 PM_{2.5} 污染事件時，其實並沒有太偏離平常的狀況。相反地，當污染事件發生時，大氣沈降增溫，白天增強的光化反應，使得 THC（圖 8(d)）和 NMHC（圖 8(e)）的濃度變化反而低於氣候平均值。增溫效應並且延伸至夜間，但所造成的濃度下降，THC 比 NMHC 明顯。我們也發現，發生典型 PM_{2.5} 污染事件時，主要源自工業活動排放的 SO₂（圖 8(f)），幾乎在全部的個案中，其濃度變化均低於氣候平均值，並且是不分晝夜。光化反應無法解

釋此現象。我們認為這應與伴隨 PM_{2.5} 污染事件發生時，強化的南風分量（見圖 4）所傳送來自洋面增加的水汽含量，使得水溶性佳的 SO₂ 濃度因此下降有關。

圖 9(a)-9(e)為對前述 5 種污染物與 PM_{2.5} 濃度時間序列，在 38 次事件的 36 小時窗區內，進行時間延遲相關分析的結果。個別插圖內的實線代表分析 18 個 EPA 測站的相關係數平均值；陰影區則界定從 18 個測站所得，隨不同延遲時間而異的相關係數極大值和極小值的範圍；橫軸虛線劃出相關係數 0.71，代表 5% 的統計顯著性。結果顯示 NO_x、CO、THC、以及 NMHC 濃度隨時間的變化，約領先 PM_{2.5} 濃度的時間變化 3 至 4 小時。換言之，這些與汽機車排放密切相關的污染源在早上或晚上 8、9 點的濃度，配合氣象條件後，對預警近中午或午夜過後，PM_{2.5} 濃度的極端值相當有用。我們注意到，相較於 NO_x 和 CO 係數值的快速滑落，光化學反應之前趨物質 THC 和 NMHC 在從 -4h 至 0h 的延時區間，也傾向保持統計顯著的高相關係數。相反地，SO₂ 相對於 PM_{2.5} 濃度的變化，時間上並沒有明顯的領先關係：最大相關係數落在 -1h 或 0h 延時。然而，此關係對空間分佈似乎較不敏感（18 個測站得到的極端值範圍較小使得陰影區較窄），暗示前述的南風距平所導致的水汽含量增加，擴及大部份的測站。

(三) 伴隨的東亞大尺度環流條件

為探查當高高屏地區發生嚴重 PM_{2.5} 污染事件時，伴隨的大尺度環流在東亞的時空變化，我們把和 38 次事件發生當下的前後 2 天，共 5 天的 ECMWF-interim 海平面氣壓分析（每天取其 00UTC 和 12UTC 兩個觀測時間），在 (105°E~140°E, 15°N~40°N) 經緯度範圍內的空間分佈，

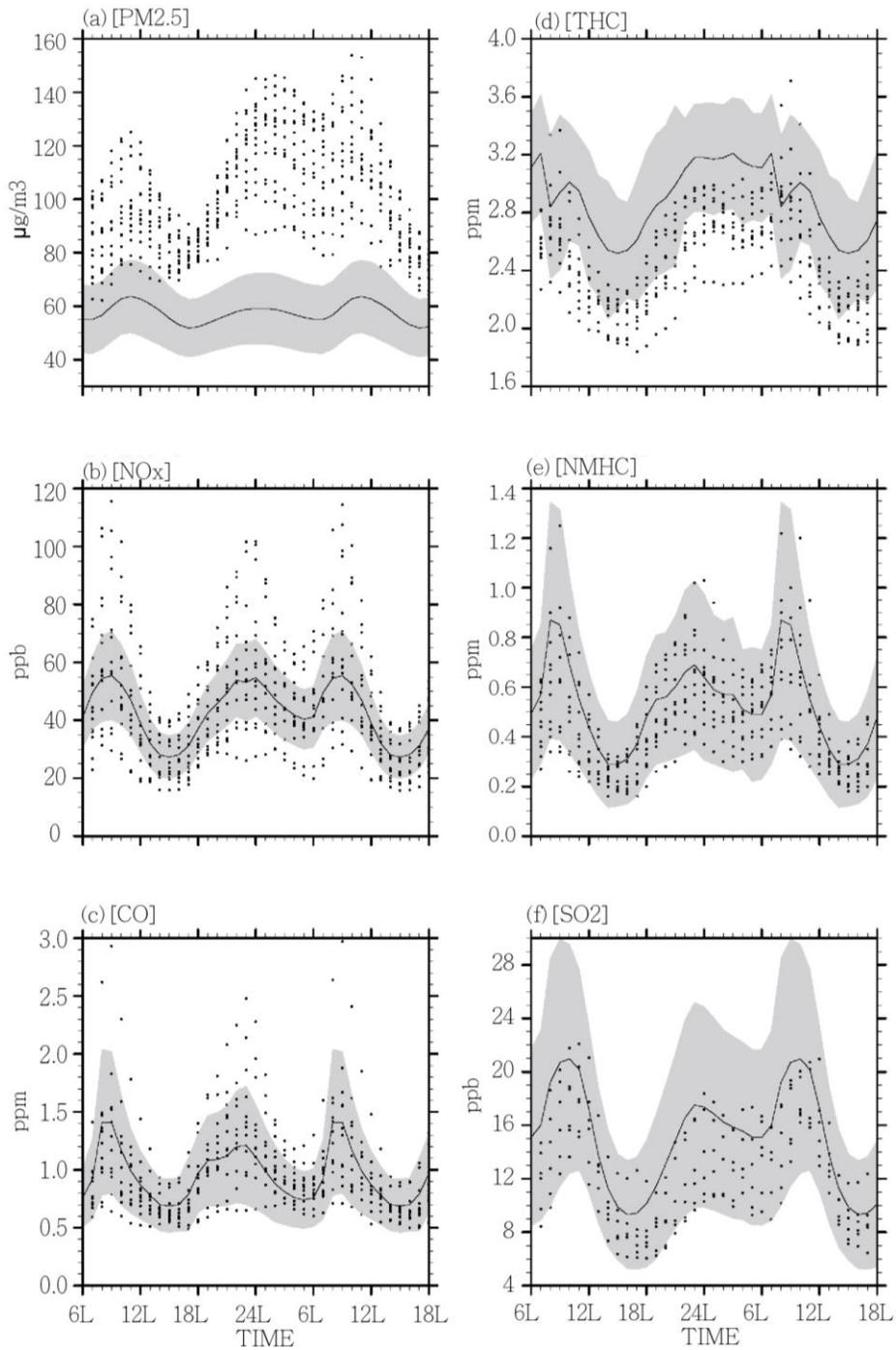


圖 8 各插圖內的散點代表伴隨 38 次的典型污染事件，測站平均的污染物濃度在污染時間窗區內的每小時變化（當地時間）；細實線為 11 月至 3 月的氣候平均日循環，其上下 1 個標準差則以陰影區表示。

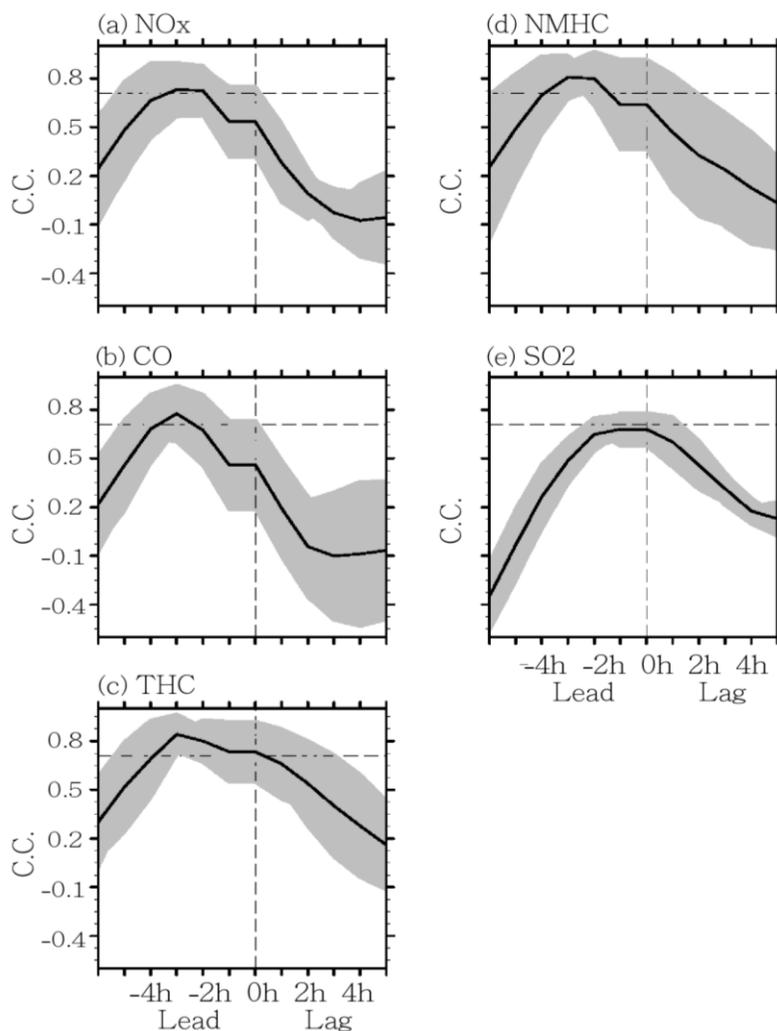


圖 9 5 種污染物與 $PM_{2.5}$ 濃度時間序列，在 38 次典型事件的 36 小時窗區內，進行時間延遲相關分析的結果。實線為 18 個 EPA 測站的平均相關係數；陰影區界定從 18 個測站所得到的相關係數極大值和極小值的範圍；橫軸虛線劃出相關係數 0.71，代表 5% 的統計顯著性。

先進行時間上擴張的主成份分析 (Extended Principal Component Analysis, EPCA, Jolliffe 2002)。根據 North's rule (North et al. 1982)，判定有 3 種型態的環流變化隱藏在 38 個樣本中。我們接著在各型態內根據 PC 荷重大小分別取對應值最大的 10 次事件，對伴隨的近地表（即最低層的 1000hPa）實際風場及溫度場進行組合分析後，將其結果展示於圖 10。圖中第 3 列時間 -4H，代表

「當日」午夜（圖 7 或 8 的 24L、污染濃度值近乎最大的時間）的前 4 小時（即「前一日」20L）。其餘各列的時間依此類推，顯示從「前二日」20L (-28H) 到「當日」20L (+20H)，每隔 12 小時共 48 小時的時間序列圖。

第一種型態（左邊欄位）顯示冷季時大陸冷高壓東移出海的天氣形勢，可稱之為高壓出海型。從浙江東移出海後，冷高壓中心沿 $28^{\circ}N$ 持

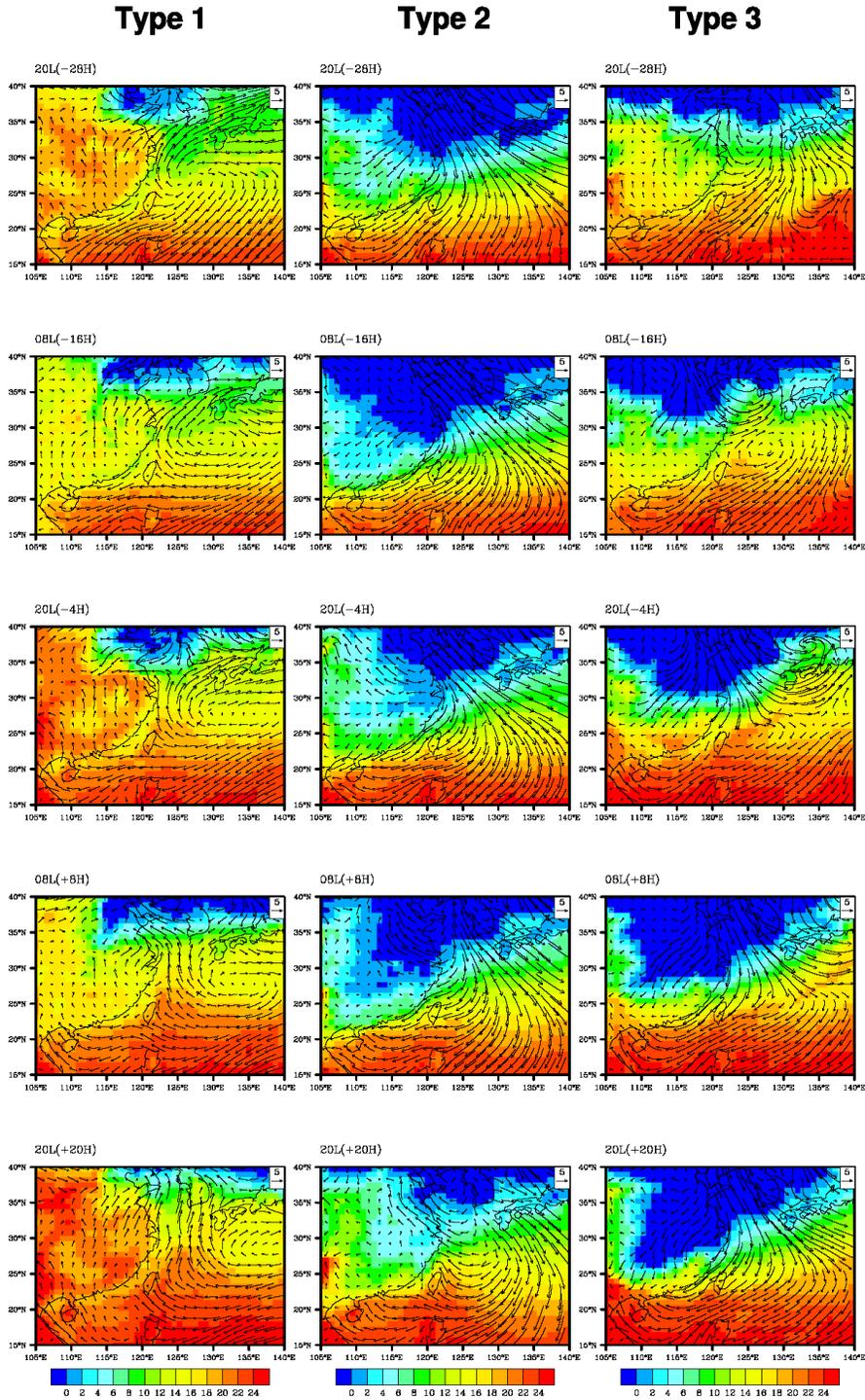


圖 10 伴隨高高屏發生 PM_{2.5} 污染事件時，東亞地區近地層風場 (1000hPa, 箭頭) 和溫度場 (塗影) 主要的 3 種型態的時空變化。型態 1 (type 1; 左邊欄位): 高壓出海型; 型態 2 (type 2; 中央欄位): 寒潮暴發型; 型態 3 (type 3; 右邊欄位): 鋒面過境型。各插圖中使用時間均為當地時間(Local time)。括弧內數字表示與 PM_{2.5} 污染事件發生前(-)後(+)的時間差。

續東移而在 -4H 相位抵達 135°E 後，呈現些許滯留現象。東移過程中，風向在臺灣東南外海從東北東風轉成東風。此時，南方暖溼空氣伴隨高壓西南象限的輻散風場，在島嶼東側漸次向北發展。當巴士海峽的風向從以東風為主的+8H 相位，變為以南風為主的+20H 相位時，高壓中心再次東移，併同全島和大陸沿岸出現的廣泛增溫，結束了污染事件。

第二種型態（中央欄位）顯示強烈蒙古冷高壓從華北東移至山東、渤海灣時的天氣形勢，可稱之為寒潮暴發型。強冷的西北風過了 30°N 以後，地轉調整下在東亞沿岸轉為東北風。勢力淺薄的冷心高壓性質使得南下的東北季風繞行臺灣島，此時臺灣西南部處於風遮蔽區(wind shield)。後續的發展頗類似高壓出海型，當島嶼東側和巴士海峽東風發展出南風分量時，全島迅速增溫，污染事件結束。與出海型不同的是，此時因為與地形的交互作用和高層短波槽的移入(圖略)，琉球東方海面 and 臺灣附近分別發展出一割裂高壓和東風槽線。後者導致南方暖溼空氣迅速北抬，有利於結束污染事件。

第三種型態（右邊欄位）顯示鋒面過境與其後寒潮暴發的天氣形勢，因此可稱之為鋒面過境型。發生 PM_{2.5} 污染事件前一天，從華北、朝鮮半島、到日本地區存在一東西向的高低壓波列(wave train)。伴隨原位在大陸的低壓槽東移出海後，接觸洋面使得低壓槽持續加深時，琉球附近在污染事件前夕的 08L 相位，從正在東移的波列，衍生出一割裂高壓。此割裂高壓其後反常地向西南移行至臺灣東部外海，塑造東風沈降、輻散增溫等有利污染事件持續的環流條件。其後，位在北方的低壓中心向東快速移出日本列島，東亞沿岸出現寒潮暴發時的天氣形勢，強冷北風南

下後，割裂高壓消失。其後的環流發展頗為類似前述的寒潮暴發型。

五、結論與建議

藉由分析 2004~2011 年，共 8 年的 EPA 空品資料，整合同時期 EPA 和 CWB 綜觀和自動測站的氣象資料，並利用 ECMWF_interim 高解析度網格化資料，本文探究高高屏地區發生 PM_{2.5} 污染事件時，伴隨的區域環境特徵和東亞大尺度環流條件。不同於過往著重於分析 PM_{2.5} 本身的物理化學特性或者固定/移動污染源經大氣傳送所造成的局地現象，我們執行一系列的篩選步驟，先定義出典型污染事件及其在高高屏地區的一般化時空尺度，再利用組合距平分析伴隨的氣象和污染源條件，以便探察事件的綜觀環境特徵。

分析結果顯示，典型的 PM_{2.5} 污染事件約持續 36 小時，並且在「當日」的主污染期於下午 6 時結束之前，有一從「前一日」清晨 6 時開始的前兆期。濃度在早上 11 時和凌晨 1 時最高，下午 6 時和早上 6 時較低，因此一天內的濃度變化呈現半日波的高低震盪。延遲時間相關分析之結果顯示，與汽機車排放源密切相關的 NO_x、CO、THC、以及 NMHC，其濃度隨時間的變化，領先 PM_{2.5} 濃度的變化 3 至 4 小時，此結果大致吻合交通運輸在尖峰期與離峰期之間的來回擺盪。我們也發現，事件發生時，相關的 NO_x 和 CO 濃度變化的總體時空統計，與氣候平均狀態並無差異。相反地，光化學反應之前趨物質 THC 和 NMHC，其平均濃度變化不只低於氣候平均值，並且傾向在-4 到 0 的延時區間內，與 PM_{2.5} 濃度變化維持統計上顯著的高相關性。

PM_{2.5} 的非自然來源以燃燒石化燃料及工業

排放、移動源廢氣等高溫燃燒過程為主。然而目前 EPA 資料庫只針對 THC、NMHC 總量做量測，尚未提供反應性物種（如醛類、烯類、酚類等）的細部分類。在預警方面，未來研究或可利用逆軌跡模式建立測站與污染源之間的關係。配合氣象流場暨濃度場的初始輸入條件，找出污染潛勢區。上述軌跡模式定性上雖可建立有效數據，做為管制策略方案評估的基礎，然為量化可能排放源與測站受體之間的關係，仍有賴於更精確的光化模擬模式（例如美國環保署推薦的都市氣源區模式，Urban Airshed Model, UAM）以及實測驗證分析 PM_{2.5} 物化特性，以量化推估 PM_{2.5} 的可能來源，傳送或光化反應產生的複雜過程。

主要源自工業活動的 SO₂，其濃度在污染事件中的變化，也明顯的低於其氣候平均值。這應與南風增強後，增加的水汽含量使得水溶性佳的 SO₂ 濃度因此下降有關。以上的結果因此建議，典型的 PM_{2.5} 污染事件應與當時變化的氣象條件較為相關，而非前置污染源的異常狀況。

區域風場分析因此顯示，臨海地區白天平常的向岸風增強，晚上的離岸風減弱；東側山區晚上的沈降東風則增強。配合低對流層的沈降氣流，區域氣象條件變化使得氣溶膠滯留在本區邊界層內的時間拉長。另一方面，溫度與 PM_{2.5} 濃度在一天內的相互變化則相對複雜；白天時段大致呈現負相關，晚上則傾向正相關（雖然其相關係數統計上並不顯著）。因輻射驅動而呈現日循環的溫度變化，似與因人類活動而呈現出一天兩次、半日波的濃度變化，彼此互相影響。我們的分析結果建議，污染事件可能透過抑制白天入射短波和夜間地表向上長波，調整溫度在冷季的基本形勢，形成的正迴饋圈有利於事件本身的延續。因此，當我們未來思考利用包括氣溫等氣象

變數，建立統計迴歸模型以進行污染事件的量化預報時，上述交互作用的存在性必須被慎重考量。

利用 ECMWF_interim 再分析資料庫，我們分析了伴隨 38 次典型污染事件的東亞大尺度環流變化。結果發現主要有高壓出海型，寒潮暴發型，以及鋒面過境型等 3 類環流形勢。就影響臺灣的區域尺度而言，個別形勢都頗為符合利用模式模擬所呈現的高壓迴流天氣（曾韋勳 2012）。然而，就更大的東亞尺度考量，不同形勢乃冷季綜觀尺度波動在其生命期不同階段的表徵。冷季時，CWB 天氣預報模式對東亞綜觀尺度波動一周內的演進已有相當的預測能力。我們的發現因此可提供對嚴重污染事件進行展期預報時，發展概念模型的基礎。

致謝

作者感謝兩位匿名審查者對本文初稿的建議與批評。本研究是在國科會研究計畫編號 NSC100-2625-M-492-011 的資助下完成，特此致謝。

引用文獻

- 翁叔平、楊承道(2012)臺灣地區月降雨及溫度 1 公里網格資料庫之建立(1960-2009)及其在近未來(2015-2039)的氣候推估應用，*大氣科學*，44(4)，349-370。
- 曾韋勳(2012)高屏大氣懸浮微粒於不同天氣型態之特徵與氣象因子關聯性研究，*成功大學環境工程學系碩士論文*，219 頁。
- 袁中新，袁景嵩，張瑞正，袁菁，張章堂(1998)台灣南部地區 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 之時空分佈趨

勢探討，第十五屆空氣污染控制技術研討會，694-702。

Alsberg, T., and Stenberg, U. (1979): Capillary GC-MS analysis of PAH emissions from combustion of past and wood in a hot water boiler, *Chemosphere*, 8: 487-496.

Chen, S. J., Hsieh, L. T., Kao, M. J., Lin, W. Y., Huang, K. L., and Lin, C. C. (2004): Characteristics of particles sampled in southern Taiwan during the Asian dust storm periods in 2000 and 2001, *Atmospheric Environment*, 38: 5925-5934.

Chu, N., Kadane, J. B., and Davidson, C. I. (2009): Identifying likely PM_{2.5} sources on days of elevated concentration: a simple statistical approach, *Environmental Scientific Technology*, 43: 2407-2411.

Cotham, W. E., and Bidleman, T. F. (1995): Polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in air at an urban and a rural site near Lake Michigan, *Environmental Science & Technology*, 29: 2782-2789.

Dawson, J. P., Adams, P. J., and Pandis, S. N. (2007): Sensitivity of PM_{2.5} to climate in the Eastern US: a modeling case study, *Atmos. Chem. Phys.*, 7: 4295-4309.

Dee, D., and Coauthors. (2011): The ERA-Interim reanalysis: Configuration and performance of the data assimilation system, *Quarterly Journal Royal Meteorology Society*, 137: 553-597.

Dockery, D. W., Pope, C. A. 3rd., Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G., and Speizer, F. E. (1993): An association between air pollution and mortality in six U.S. cities, *New England Journal of Medicine*, 329: 1753-1759.

Dominici, F., Peng, R. D., Zeger, S. L., White, R. H., and Samet, J. M. (2007): Particulate air pollution and mortality in the United States: did the risks change from 1987 to 2000? *American Journal of Epidemiology*, 166: 880-888.

Elminir, H. K. (2005): Dependence of urban air pollutants on meteorology, *Sci. Total Environ.*, 350: 225-237.

Franklin, M., Zeka, A., and Schwartz, J. (2007): Association between PM_{2.5} and all-cause and specific-cause mortality in 27 US communities, *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 17: 279-287.

———, Koutrakis, P., and Schwartz, P. (2008): The role of particle composition on the association between PM_{2.5} and mortality, *Epidemiology*, 19: 680-689.

Harrison, R. M., Deacon, A. R., and Jones, M. R. (1997): Sources and processes affecting concentrations of PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter in Birmingham (U.K.), *Atmospheric Environment*, 31: 4103-4117.

Jolliffe, I. T. (2002): *Principal component analysis*. New York, U.S.A.: Springer-Verlag Inc.

- Laden F, Schwartz J, Speizer, F.E., and Dockery, D. W. (2006): Reduction in fine particulate air pollution and mortality: Extended follow-up of the Harvard Six Cities study, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 173: 667-672.
- Liao, H., Chen, W.-T., and Seinfeld, J. H. (2006): Role of climate change in global predictions of future tropospheric ozone and aerosols, *Journal of Geophysical Research*, D12304, doi:10.1029.2005JD006852.
- Lin, J. J. (2002): Characterization of the major chemical species in PM_{2.5} in the Kaohsiung City, Taiwan, *Atmospheric Environment*, 36: 1911–1920.
- , and Tai, H. S. (2001): Concentrations and distributions of carbonaceous species in ambient particles in Kaohsiung City, Taiwan, *Atmospheric Environment*, 35:2627–2636.
- North G. R., Bell, T. L., Cahalan, R. F., and Moeng, F. J. (1982): Sampling errors in the estimation of empirical orthogonal functions, *Monthly Weather Review*, 110: 699–706.
- Ostro, B., Feng, W. Y., Broadwin, R., Green, S., and Lipsett, M. (2007): The effects of components of fine particulate air pollution on mortality in California: results from CALFINE, *Environmental Health Perspectives*, 115: 13-19.
- Pope, C. A. 3rd., Richard, T. B., Michael, J. T., Eugenio, E. C., Daniel, K., Kazuhiko, I., and George, D. T. (2002): Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, *Journal of the American Medical Association*, 287: 1132-1141.
- , Thun, M. J., Namboodiri, M. M., Dockery, D. W., Evans, J. S., Speizer, F. E., and Heath, C. W. J. (1995): Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 151: 669-674.
- Poster, D. L., Baker, J. E., and Hoff, R. M. (1995): Measurement of the particle-size distributions of semivolatile organic contaminants in the atmosphere, *Environmental Science & Technology*, 29: 1990-1997.
- Simolo, C., Brunetti, M., Maugeri, M., and Nanni, T. (2010): Improving estimation of missing values in daily precipitation series by a probability density function-preserving approach, *International Journal of Climatology*, 30: 1564-1576.
- Stolzel, M., Breitner, S., Cyrys, J., Pitz, M., Wolke, G., and Kreyling, W. (2007): Daily mortality and particulate matter in different size classes in Erfurt, Germany, *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, 17: 458-467.
- Tang, I. N., and Munkelwitz, H. R. (1993): Compositions and temperature dependence of the deliquescence properties of hygroscopic aerosols, *Atmospheric Environment*, 27A: 467-473.

- Triantafyllou, A. G., Kiros, E. S., and Evagelopoulos, V. G. (2002): Respirable particulate matter at an urban and nearby industrial location: concentrations and variability and synoptic weather conditions during high pollution episodes, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 52:287-296.
- Tsai, Y. I., and Chen, C. L. (2006): Atmospheric aerosol composition and source apportionments to aerosol in southern Taiwan, *Atmospheric Environment*, 40:4751-4763.
- Tran, H. N. Q., and Molders, N. (2011): Investigations on meteorological conditions for elevated PM_{2.5} in Fairbanks, Alaska, *Atmospheric Research*, 99(1): 39-49.
- Unger, N., Shindell, D. T., Koch, D. M., Amann, M., Cofala, J., and Streets, D.G. (2006): Influences of man-made emissions and climate changes on tropospheric ozone, methane, and sulfate at 2030 from a broad range of possible futures, *Journal of Geophysical Research*, 111 (D12313), doi.10.1029.2005JD006518.
- Wise, E. K., and Comrie, A. C. (2005): Meteorologically adjusted urban air quality trends in the Southwestern United States, *Atmospheric Environments*, 39: 2969-2980.
- World Health Organization, 2005: Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide, global update 2005. Summary of Risk Assessment.
- Wu, P. M., and Okada, K. (1994): Nature of coarse nitrate particles in the atmosphere ----- A single particle approach, *Atmospheric Environment*, 28: 2053-2060.
- Zhuang, H., Chan, C. K., Fang, M., and Wexler, A. S. (1999): Formation of nitrate and non-sea-salt sulfate on coarse particles, *Atmospheric Environment*, 33: 4223-4233.

The Synoptic Environmental Settings of PM_{2.5} Contamination Events in the Kaohsiung-Pingtung Areas

Shu-Ping Weng, Nae-Wen Kuo and Pei-Wen Lu

Department of Geography, National Taiwan Normal University

(manuscript received 10 January 2013 ; in final form 14 May 2013)

ABSTRACT

This study aims at identifying the typical PM_{2.5} contamination events over the Kaohsiung-Pingtung areas and detecting the associated diurnal variations of regional meteorological conditions and large-scale circulation settings over East Asia. The results show that the typical event lasts about 36 hours, and there exists a precursor period initiating at 6 a.m. during the previous day before the principal period ending at 6 p.m. of the current day. The temporal evolution of area-averaged PM_{2.5} concentration shows a semidiurnal oscillation by peaking at 1 a.m. and 11 a.m., but with two dips occurring at 6 a.m. and 6 p.m. The accompanying changes of NO_x, CO, THC, and NMHC, which are mainly generated by traffic and industrial activities, lead PM_{2.5} 3-to-4 hours. The event-averaged concentration of NO_x as well as CO shows no significant difference compared to the climatic mean value. In contrast, the THC and NMHC (precursors of the photochemical reaction) and the hygroscopic SO₂ show significant lower event-averaged concentrations.

When a PM_{2.5} event occurs, changes of meteorological conditions including the wide-spread rising temperature, daytime southerly wind anomalies near the coasts, nighttime easterly wind anomalies near the mountains, and the sinking air in the lower troposphere as a whole, prolong its duration time inside the boundary layer. Changes of temperature and PM_{2.5} concentration, qualitatively, are negative- (positive-) correlated during the daytime (nighttime). It is found that the diurnal nature of temperature evolution likely interacts with the human-induced semidiurnal signal of PM_{2.5}. The associated changes in the large-scale circulation over East Asia have three major patterns: the off-shored high pressure, cold surge, and frontal passage. The identified patterns are well predicted by the current weather model and thereby providing the basis for the extended forecast on the occurrence of PM_{2.5} event, though they all satisfy the so-called high pressure reflux weather within the regional perspective.

Key Words: Fine suspended particulate matter, Kaohsiung-Pingtung areas, Synoptic weather, Diurnal variations