

第一章 緒論

1-1 研究緣起

台中是歷年來國人評選最適宜居住的都會區，但因位處於台中盆地內地形特殊，區域內空氣污染物有著獨特傳輸特性，易於累積空氣污染物，同時台中市西側的大肚山麓上，分布台中科學園區、台中榮總醫療廢棄物焚化爐、台中工業區與台中焚化爐，未來尚有台中精密機械園區的設立之重要產業的設立，使得被列為遭受污染的第三級空氣污染管制區之台中縣、市更容易有污染事件日之發生。為能完整瞭解台中都會區汙染物之傳輸機制，並且對污染物做有效之監測、分布之調查與分析實為當務之急。

空氣污染事件的發生主要來自於工廠及汽機車所排放的空氣污染物，藉由特定的天氣條件所造成。根據環保署表示造成PSI>100 的污染原因主要為臭氧(O₃)及懸浮微粒(PM₁₀)其逐年變化趨勢，PM₁₀ 是有逐年下降，但在O₃ 方面卻有逐年上升現象，故在臭氧濃度下降與否攸關未來空氣品質，因此臭氧成因有必要加以鑑別。

1-2 研究目的

春、秋兩季主要為東北季風且多為高壓型天氣，容易有氣流下沉，中部地區又因位於中央山脈之背風面，若此時風速較弱將不利於污染物之擴散，使得臭氧問題較北部嚴重。本研究為瞭解台中都會區臭氧高值原因，選定案列為大里地區高臭氧事件日中，前兩高事件日作為探討，分別為 2007 年 5 月 4 日 (事件一)及 2007 年 5 月 11 (事件二)以凸顯臭氧事件發生的成因。期能為未來預警系統與應變方式來建立礎石，並於計劃期間在大里地區進行空氣採樣監測，以彌補測站之不足，希冀對台中都會區空氣品質的研究盡力。

第二章 文獻回顧

空氣品質惡化除與污染源排放速度有關之外，與當時之大氣條件對於空氣污染物之傳輸、擴散及化學反應等，皆佔舉足輕重之地位。因此在探討空氣品質變異影響之時，必須探討污染源與氣象條件之相互關係。

2-1 臭氧前驅物排放特性

臭氧的前驅物(precursors)包括揮發性有機碳化合物(VOC)及氮氧化物(NO_x)，而一般常以非甲烷碳氫化合物(NMHC)等同於 VOC。人為排放之氮氧化物與碳氫化合物經光化反應後產生臭氧等二次污染物，而臭氧具有毒性，也是大氣環境中主要指標污染物，當臭氧濃度過高時，將對於人類及動植物的健康造成傷害，因此若要改善高臭氧的問題，必須針對此交通工具及工廠的石油使用量所排放出來的廢氣，兩種前驅物 VOCs 以及 NO_x 加以控制。

氮氧化物主要係指一氧化氮(NO)與二氧化氮(NO₂)。主要來源於燃料在高溫燃燒時，燃料中的含氮成分或空氣中過量的氮和氧反應產生，溫度愈高時愈容易產生，如機動車輛、火力電廠及工鍋爐等。

VOC 為光化學煙霧形成之前驅物質，不但容易造成作業環境中空氣品質惡化，且在日光照射下會與氮氧化物進行光化學反應，進而產生二次污染問題，其中又以烯類最具光化反應性。由光化反應所造成的煙霧，除了會降低能見度外，所產生之臭氧、PAN、PBN 等物質，可能造成呼吸系統疾病等人體危害。由於 VOC 具有滲透、脂溶及揮發等特性，人體若長期在無保護設施下與其接觸或經由呼吸吸入，極易經由皮膚接觸及呼吸系統而對人體造成危害，刺激人類的眼睛、皮膚，引起呼吸系統的疾病，近來這類有機化合物更被懷疑是引起癌症的原因。許多高濃度 VOC 會對人體產生急性效應，如：暈眩、頭痛、眼睛及呼吸道刺激等，但隨著曝露量減少或去除時上述效應即會消失。就 VOC 對人體健康之危害性而言，包括有高濃度曝露之急性危害及低濃度之曝露慢性危害。

2-2 臭氧生成機制與成分特性

地球表面的臭氧主要分佈於平流層內（即距海平面約 10-50km 處），一般稱為臭氧層的區域則是集中於離海平面約 15-30 公里處，其中最大的臭氧集中區則大約離海平面 22 公里處。一般而言，臭氧有二種可能的每日極大值出現形式，一種為單峰情形，最高值出現的時間約在每日的 12 時至 14 時；另外一種為雙峰，第一個高值出現的時間與單峰相同，而第二個高值則是出現於夜間(Jacobson *et al.*, 1996 ; Brücher *et al.*, 2000)。

對流層內包含了整個大氣 10% 的臭氧(Fishman *et al.*, 1990), 其中有一部份的臭氧來自於平流層臭氧往對流層頂的輸送，即所謂對流層頂的摺曲現象(tropopause folding events), 另一種係因臭氧汙染前驅物(氮氧化物與揮發性有機物)利用陽光，進行光化學反應所產生的。Liu *et al* (1980)曾針對全美地區對流層的臭氧作質量收支平衡的分析，估計利用光化反應所產生的臭氧量，約為臭氧量來自平流層往下輸送的 20 倍。因此光化學反應是構成對流層臭氧濃度最主要的來源。在此大氣層的臭氧對於光波長為 220~420 nm 的紫外線有強烈的吸收特性。因為此吸收特性，地球上的所有生物得以避免接觸過多的紫外線及能量。生物若接觸過多的紫外線，將會引發某些病變。

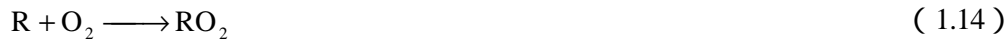
臭氧(O₃)是一種腐蝕性有毒氣體，略帶有淡藍色的氣體，大部分的臭氧都集中在離地面 25~35 公里的平流層中，於大氣環境中的生成機制複雜，簡易光化反應可由下列的反應方程式說明：



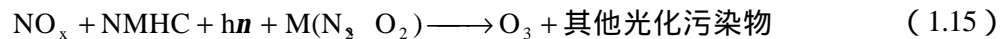
對流層之 O₃ 主要由 NO₂ 經光化學反應所造成，白天大氣中 NO₂ 經太陽紫外線分解（吸收波段 $\lambda \leq 420\text{nm}$ ）而解離成 NO 及 O 分子，同時再藉由觸媒 M 等介質（可能為 N₂ 或 O₂）催化，產生 O₃，見反應式(1.1) ~ (1.2)；而 O₃ 具強氧化能力，又可將 NO 迅速氧化反應成 NO₂ 及 O₂，反應式(1.3)為主要消耗 O₃ 之反應機制，亦所謂之滴定效應(Cheng *et al.*, 2002; Gaffney *et al.*, 2002 ; Pison and Laurent, 2004)，因

此臭氧的生成一定其他的途徑使NO 轉變成NO₂，使臭氧濃度增加。於近地面層，適合臭氧產生的環境條件，除了充裕的太陽光照射外，高溫、低相對濕度、風速小等氣象因子可決定臭氧濃度的消散與生成，臭氧往往因近地面層中的穩定層發展及紊流消散而被限制在近地面數十至數百公尺處而被消耗（Arya,1999; Cheng, 2001a ;Delcloo and Backer, 2005）。

除了氮氧化物會影響臭氧生成，非甲烷碳氫化合物(NMHC)經一連串複雜的反應機制，NMHC光化反應較NO消耗O₃氧化而生成NO₂要來的快時，進而導致O₃濃度累積，NMHC中以烷類(RH)及醛類(RCHO)於大氣中遇到OH自由基氧化還原反應後，皆有助於將NO氧化生成NO₂，其中烷類(RH)的反應式如式(1.4) ~ (1.8)及醛類(RCHO)的反應式如式(1.9) ~ (1.14)示：



綜合 NO_x 及 NMHC 的反應式得其臭氧生成之淨反應式如式 (1.15):



2-3 天氣型

台灣地理位置上處於中國南部的東海，被西太平洋、東海以及南中國海等海域圍繞，特殊的地理位置使得台灣容易受到來自於不同源地的氣團所影響 Wang and Ueda,(2000)。在國內亦有多位學者針對高O₃ 事件與天氣型態作一相關研究。林能暉等,(2000) 根據過去經驗，將影響台灣地區的天氣型態分成 14 大類，結果顯示，最常發生高污染的天氣類型為高壓迴流型、鋒前暖區型、鋒面滯留或過境台灣型，以及分裂高壓中心位於長江口附近等天氣型態。中部地區受高壓迴流及熱帶低壓影響之天氣型態下，容易有高O₃ 之情形發生（白珏玲，1998；Cheng, 2000；Cheng, 2001；黃怡嘉、程萬里，2001）。Lin *et al.*, (2004) 分析南部地區在冬季與秋季時台灣地區受高壓迴流之天氣型態，影響西部沿海在下風處地區容易造成高O₃ 濃度污染。

2-4 混合層高度和臭氧的關係

混合層高度在不同時間、不同地點均有所不同，而能導致混合層高度有所改變之因素包含大氣水平傳輸及日照輻射引起之對流作用。Seibert *et al.*, (2000) 將混合層之高度定義為：混合層高度，係指由地面上至某一氣層高度，任何被排入或捲入此高度範圍內之污染物或其他物質，可經由大氣對流或機械紊流作用，在大約 1 小時內擴散之高度範圍。混合層頂高度可由大氣垂直溫度剖面結構加以判斷，當大氣垂直溫度結構出現明顯逆溫現象時，造成大氣為下冷上熱之情形，使當時之大氣難發生垂直質量交換之現象，即大氣呈現穩定之狀態，而此逆溫層高度即為大氣垂直擴散頂點，亦即混合層頂之高度。然而通常在晴朗的夜晚，混合層之高度則最低，可能只有數十公尺高，至清晨日出後因日照輻射增強，使大氣在垂直方向之對流逐漸增強，混合層高度亦隨著提升，且在午後大氣垂直最為旺盛時，混合層高度則可發展至 1-2 km；傍晚後因日照減弱，地表輻射冷卻作用，混合層高度則迅速降低。若混合層之高度降低，往往使污染物不利於大氣環境中擴散與稀釋，而導致空氣品質之惡化，許多嚴重空氣污染事件與當地發生近地面或低空持續性的逆溫現象有關 (Berman *et al.*, 1997; Seinfeld and Pandis, 1998; Lena and Desiato, 1999)。

受高壓系統影響之下，空氣沉降作用使混合層高度發展較低，抑制污染物的垂直擴散能力，容易導致近地面污染物高濃度事件之發生；許多嚴重空氣污染事件與該區發生近地面或低空發生持續性之逆溫現象有關，夜間逆溫層使高空之污染物無法向下傳送，而地面污染物也被侷限於逆溫層下，不利污染物擴散與交換，因而容易導致空氣品質惡化 (Katsoulis, 1996; Seinfeld and Pandis, 1998; Helmiga *et al.*, 2002; Gerd and Platt, 2002)。

2-5 軌跡模式

為了去瞭解其空氣污染物之來源或其傳輸方向，軌跡模式常被用來追蹤空氣污染來源，因軌跡模式能明確地描述污染源與受體者之間的因果關係。Boian and Kirchoff (2005) 利用網格分析及顯示系統 (Grid Analysis and Display System, GRADS) 來探討巴西南部大尺度氣塊傳輸之 O_3 濃度來源，其結果顯示污染物來源來自於較北方的城市。Alvalá *et al.*, (2004) 利用逆軌跡線來探討大西洋南邊大氣中追蹤氣體 (CH_4 及 CO) 之散佈情形，其結果發現軌跡線會有季節性的差異，而從研究期間之逆軌跡線來看，其氣體會在2天前先由太平洋南邊開始，經過南美洲而到達大西洋南邊。Lin and Wu (2003) 利用半統計模式 (Semi-Statistical Model) 來評估南台灣每日平均 NO_x 濃度之來源影響與氣象影響，其結果以逆軌跡資料得知在南台灣大部分的 NO_x 濃度來源為工業區及發電廠。Tsuang *et al.*, (2003) 藉由高斯煙羽軌跡模式 (Gaussian Plume Trajectory Model) 考慮軌跡線隨氣象條件及地形的特性，並利用計算沿著軌跡線及軌跡線附近網格之污染源傳遞係數，來模擬受體點 SO_2 、 NO_x 、硫酸鹽、硝酸鹽及懸浮微粒的濃度。

第三章 研究方法

3-1 研究背景

當高壓系統中心位在台灣北方或東北方時，綜觀風場呈現東風形勢，受到中央山脈的地形屏障阻擋下，風場會轉變成南北兩支繞流，北支繞流造成西北風吹入中部地區，以及盛行東風遇到中央山脈過山後之下沈氣流，由於氣流屬於又乾又熱會有輻合的現象，使得西部地區容易產生微弱氣壓（Cheng, 2000）。此外，中部地區位於中央山脈之背風面，綜觀風場（東風）影響微弱且天氣型態穩定，污染源排放污染物不易擴散，造成較靠近內陸之地區（大里）容易因地形地勢的影響而產生污染物濃度有累積的現象。

為了探討高 O₃ 污染事件與氣象條件之關係，本研究於選定高臭氧污染事件發生案例期間為 2007 年春季（2007 年 5 月 3 日至 5 月 13 日），統計氣象局之氣象資料及環保署於台中都會區空氣品質監測站之監測資料，並於特殊天氣型態下挑選高值數天，利用繫留探空（Tethersonde）於大里地區監測大氣垂直剖面之結構與探測污染物濃度垂直分佈，藉以瞭解氣象條件及污染物濃度之水平傳輸與垂直剖面變化，並探討 2007 年春季臭氧高值原因。本研究亦引用澳洲聯邦科學與工業研究機構（Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, CSIRO）所屬之大氣研究部門研發之空氣污染模式（The Air Pollution Model, TAPM）模擬當時之大氣環境與 O₃ 傳輸，其模擬之結果與實際監測進行準確性之比較，並利用軌跡模組，以順、逆軌跡線來探討研究期間氣塊（Air Parcel）於中部地區之來源方向與移動路徑對於 O₃ 事件之影響。

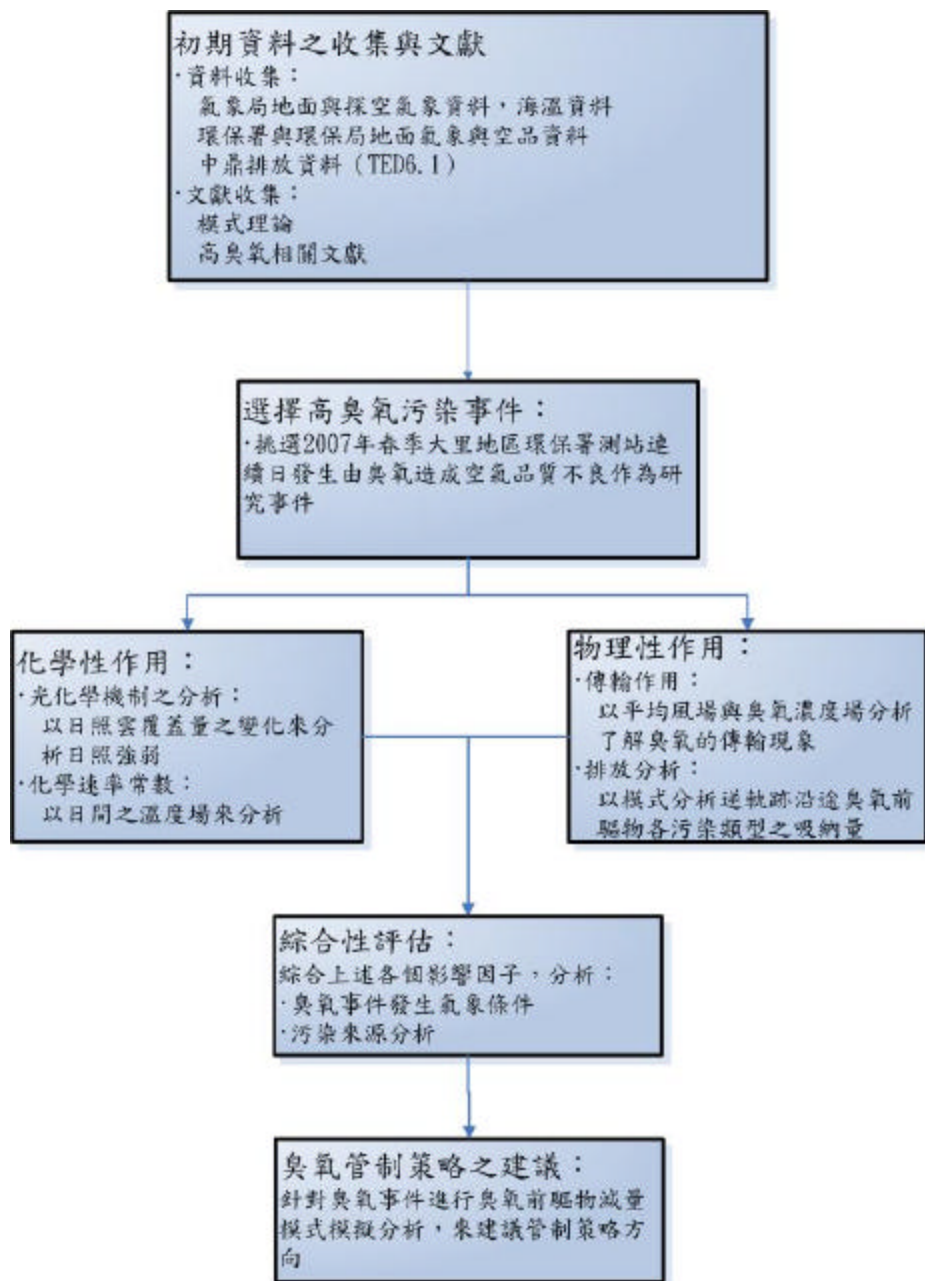


圖 3-1.1 流程架構

3-2 採樣地點及採樣頻率之選定

大里市因居住人口眾多又為台中都會區工業之大市，因此其環境背景異常特殊，其中工廠內用以輸送、製造、製程設備與儲槽等，皆有可能是導致揮發性有機物(VOCs)逸散之污染來源，而VOCs 極有可能因光化反應生成臭氧，使空氣品質劣化，再加上大里污染物常為台中都會區最高值，值得深入探討分析。有鑑於此，本研究在觀測地點選擇時，考慮環保署空氣品質測站之地點，並在大氣壓力、風向、風速等氣象因素、建築物及樹木林立高度之影響和航道管制區限制下，選取大里市為調查研究之地點；並且於特殊天氣條件下，選定監測時間，每三小時監測一筆數據。

3-3 監測流程

3-3.1 監測地區資料收集分析

探討此高O₃ 事件期間水平氣象與污染物濃度分佈，將繫放觀測資料與空氣品質測站、中央氣象局資料相互佐證，資料包括中央氣象局台中與梧棲氣象站之氣象觀測資料，混合層高度收集西屯逆溫儀測站資料，以及台中都會區所設置空氣品質監測站（豐原、沙鹿、西屯、忠明、大里、大甲、太平、烏日及后里等9個監測站）之氣象與污染物濃度監測資料，使觀測資料更具公信力，各測站監測之項目如表3-3.1所示；並且收集高值期間NASA太平洋海溫資料進行比對。

表 3-3.1 中部地區地面氣象與空氣品質監測站資料表

測站	WS	WD	TEMP	O ₃	NO	NO ₂	SO ₂	CO	NMHC
梧棲	?	?	?	-	-	-	-	-	-
台中	?	?	?	-	-	-	-	-	-
沙鹿	?	?	?	?	?	?	?	?	-
大里	?	?	?	?	?	?	?	?	-
豐原	?	?	?	?	?	?	?	?	-
西屯	?	?	?	?	?	?	?	?	?
忠明	?	?	?	?	?	?	?	?	-
大甲	?	?	?	?	?	?	?	?	-
太平	?	?	?	?	?	?	?	?	-
烏日	?	?	?	?	?	?	?	?	?
后里	?	?	?	?	?	?	?	?	-

註：WS =風速，WD =風向，Temp=溫度，O₃=臭氧，NO =一氧化氮，NO₂=二氧化氮，SO₂=二氧化硫，CO =一氧化碳，NMHC =非甲烷碳氫化合物。

3-3.2 繫留探空流程

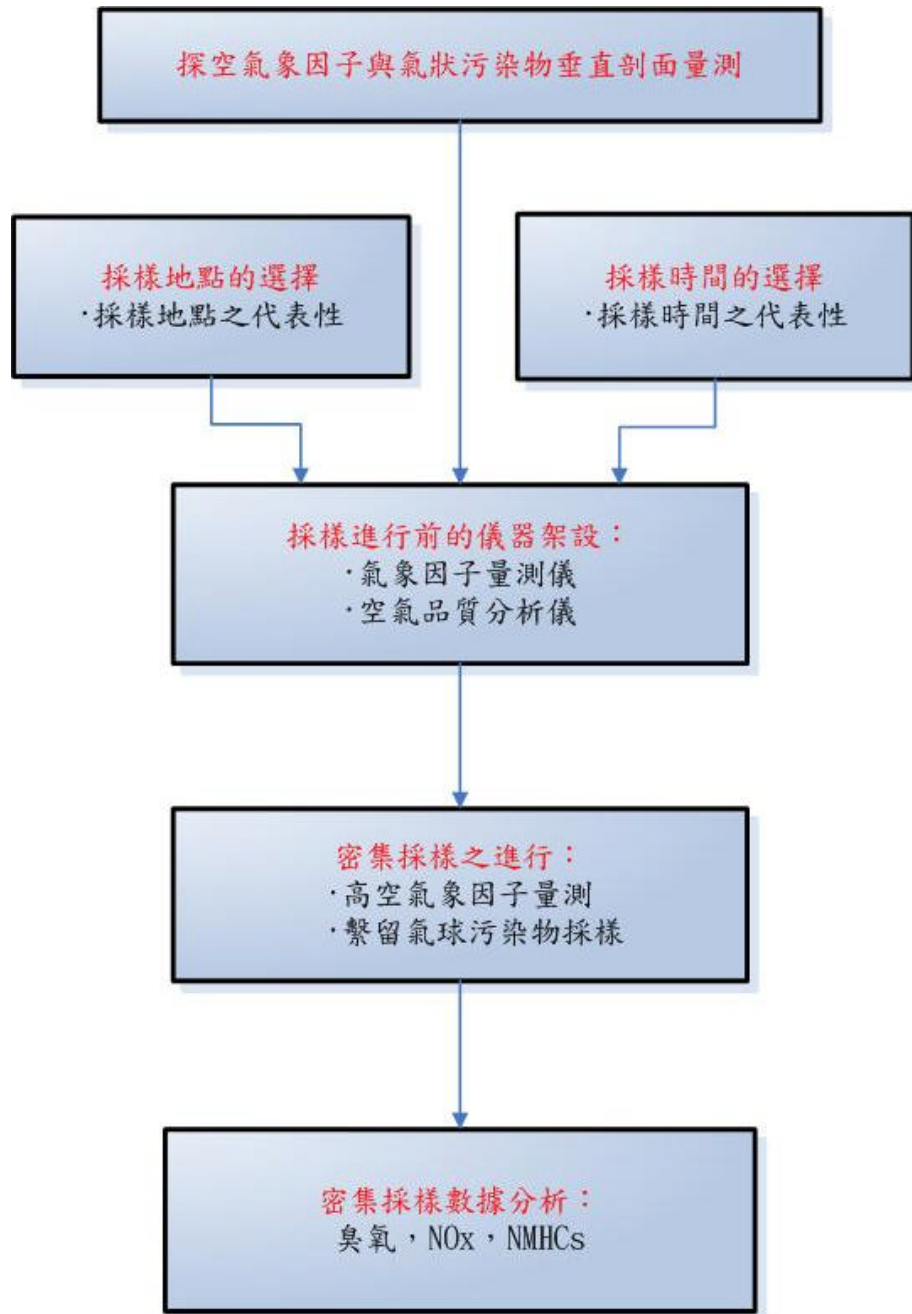


圖 3.3.2.1 探空實驗流程圖

選擇空曠的頂樓釋放繫留氣球，遠離航道範圍、高大建築物或樹木、天線及避雷針等尖銳的物件，以利釋放繫留探空儀之安全性及操作性。在執行監測前 24 小時完成繫留探空儀及空氣品質監測儀之架設、暖機及校正等預備工作，以便監測工作順利進行。其監測採樣方法與步驟如下所述：

- (一) 絞盤需架設於無較高建築物或障礙物之平台，目的為避免進行採樣時繫留氣球在釋放過程中受其干擾，並將絞盤以麻繩固定，預防風速過大時造成移動。
- (二) 進行垂直氣象監測與無機氣狀污染物採樣，於每日 0000 LST、0300 LST、0600 LST、0900 LST、1200 LST、1500 LST、1800 LST 及 2100 LST 進行，在採樣時間前約 20 分鐘將繫留氣球釋放到採樣高度。
- (三) 利用繫留氣球將繫留探空儀 (Tethersonde) 及定時採樣泵與 Teflon 採樣袋上升至離地面高度 0 m、50 m、100 m、200 m、300 m 及 400 m 進行監測採樣，每次時間約為 15 分鐘。
- (四) 監測到之氣象數據經由無線天線傳輸至數據轉換機中，再經由數據轉換機傳送到個人電腦，並將當時所監測到之近地面氣象資料 (風速、風向、溫度、濕度、氣壓、降水情況、雲量及能見度等) 紀錄下來。
- (五) 採樣完畢後收下 Teflon 採樣袋，利用空氣品質分析儀分析採樣袋中各污染物 (包括 O_3 、NO、 NO_2 及 CO) 濃度，並將讀值紀錄下來。
- (六) 將監測採樣出來之數據整理成繪圖軟體所需要之格式並繪出垂直氣象剖面圖及垂直污染物濃度剖面圖。

利用繫留探空監測之方式進行污染物採樣分析，測量高空的大氣壓力、溫度、相對濕度、風向及風速，並以 Teflon 材質製成的空氣採樣袋收集大氣不同高程之空氣樣本。

3-4 使用儀器設備

使用儀器設備有探空監測儀器、探空氣球、繫留探空儀 (Tethersonde)、資料接收器 ADAS (Atmosphere Data Acquisition System)、絞盤及絞線、空氣採樣設備說明 (空氣採樣器、採樣袋) 及空氣品質分析儀器 (氮氧化物分析儀、臭氧分析儀、一氧化碳分析儀、二氧化硫分析儀)。詳見附錄一

3-5 空氣污染模式

本研究所引用之研究工具為澳洲聯邦科學與工業研究機構 (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, CSIRO) 所屬之大氣研究部門研發之空氣污染模式 (The Air Pollution Model version 3.0, TAPM)。其設計為可應用於一般個人電腦平台，適用於 Windows 98/ME/NT4/2000/XP 等作業系統。本模式結合了氣象與空氣污染物擴散傳輸模擬之三維巢狀網格模式 (圖 3-5.1)，並藉由使用者圖形化介面 (The Graphical User Interface, GUI) 進行模擬設定，輸入模式所需資料 (如綜觀氣象資料、土地利用資料、污染物背景濃度資料及污染物排放資料等)，便可簡單且快速執行模式 (Hurley *et al.*, 2001 ; Hurley, 2005)。

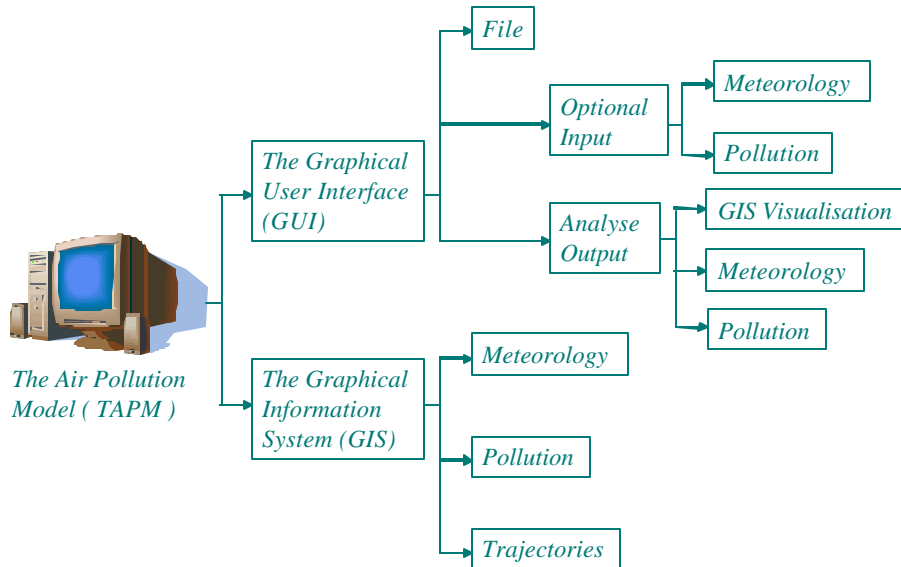


圖 3-5.1 空氣污染模式 (TAPM) 架構示意圖。

TAPM 模式主要可分為三大模組：

(一) 氣象模組

TAPM 為一不可壓縮、選擇性非靜力或靜力狀態、具有隨地勢垂直座標系統之三維氣象模組。同時，可選擇不同參數條件（如雲雨之微物理過程、亂流關閉、深層土壤體積濕度含量、海表面及土壤溫度），其模擬變數包括風速、風向、溫度、相對濕度、壓力及混合層高度等氣象因子。此模式忽略地球曲率之影響，因此在水平方向（即 x, y 方向）模擬之網格空間距離範圍須在 $1000 \text{ km} \times 1000 \text{ km}$ 以內，但在水平空間解析度最小至 100 m ，可針對都會區之空氣污染等小區域模擬。氣象模組之主要參數與方程式如下說明，平均風場主要由動量方程之東西向水平分量 u （m/s）及南北向水平分量 v （m/s）定義；垂直向會追隨地勢速度 \dot{s} （m/s）採用連續方程定義之。虛位溫 θ_v （K）則由一個結合熱與水汽之質量守恆方程所定義。艾克納（Exner）壓力方程式定義為 $p = p_H + p_N (\text{Jkg}^{-1}\text{K}^{-1})$ ，乃由流體靜力學和非流體靜力學兩者參數組合而成，關於以上參數之方程式及變數說明如下所示（Pielke, 1984）：

$$\frac{du}{dt} = F(u) - \frac{\partial \overline{w'u'}}{\partial s} \frac{\partial s}{\partial z} - q_v \left(\frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial p}{\partial s} \frac{\partial s}{\partial x} \right) + fv - N_s (u - u_s) \dots \dots \dots (3-6.1)$$

$$\frac{dv}{dt} = F(v) - \frac{\partial \overline{w'v'}}{\partial s} \frac{\partial s}{\partial z} - q_v \left(\frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial p}{\partial s} \frac{\partial s}{\partial y} \right) - fu - N_s (v - v_s) \dots \dots \dots (3-6.2)$$

$$\frac{\partial \dot{s}}{\partial s} = - \left(\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} \right) - u \frac{\partial}{\partial s} \left(\frac{\partial s}{\partial x} \right) + v \frac{\partial}{\partial s} \left(\frac{\partial s}{\partial y} \right) \dots \dots \dots (3-6.3)$$

$$\frac{dq_v}{dt} = F(q_v) - \left(\frac{\partial \overline{w'q'_v}}{\partial s} \frac{\partial s}{\partial z} + \frac{\partial v}{\partial y} \right) + S_{q_v} - N_s (q_v - q_{vs}) \dots \dots \dots (3-6.4)$$

$$\frac{\partial p_H}{\partial s} = - \frac{g}{q_v} \left(\frac{\partial s}{\partial z} \right)^{-1} \dots \dots \dots (3-6.5)$$

$$\frac{dq}{dt} = - \frac{\partial \overline{u'q'}}{\partial x} - \frac{\partial \overline{v'q'}}{\partial y} - \frac{\partial \overline{w'q'}}{\partial s} \frac{\partial s}{\partial z} + S_{q_v} + S_{q_c} - N_s (q - q_s) \dots \dots \dots (3-6.6)$$

其中 $s = Z_T \left(\frac{Z - Z_T}{Z_T - Z_S} \right)$ 、 $\frac{\partial s}{\partial x} = \frac{\partial Z_S}{\partial x} \left(\frac{s - Z_T}{Z_T - Z_S} \right)$ 、 $\frac{\partial s}{\partial y} = \frac{\partial Z_S}{\partial y} \left(\frac{s - Z_T}{Z_T - Z_S} \right)$ 、

$$\frac{\partial s}{\partial z} = \left(\frac{Z_T}{Z_T - Z_S} \right), S_{qv} = -P_{VC} - P_{VR}, S_{qc} = P_{VC} - P_{CR}, S_{qr} = P_{CR} + P_{VR}, x, y$$
 代表水平座標軸 (m), t 表示時間 (s), s 為 TAPM 模式所使用之垂直座標軸, Z, Z_T, Z_S 分別表示狄卡兒垂直座標軸、模式頂端高度 (m) 及地形高度 (m), $f, u_s, v_s, \theta_{vs}, q_s$ 分別為科氏力參數、大尺度綜觀風場、虛位溫及比溼。比溼 q , 其定義為 $q = q_v + q_c$, 即水汽與雲雨比溼之總和, N_S 為大尺度推進係數 [$1 / (24 \times 3600)$], S_{qv}, S_{qc}, S_{q} 則定義為水氣輻合方程式中微物理來源項。

(二) 空氣污染物模組

TAPM 主要由四個不同形式污染物模組所構成, 分別為尤拉網格模組 (Eulerian Grid Module, EGM)、拉格朗日粒狀物模組 (Lagrangian Particle Module, LPM)、煙流上升模組 (Plume Rise Module, PRM) 以及建築物尾流模組 (Building Wake Module, BWM)。其中, 尤拉網格模組以預測方程處理空氣污染物濃度模擬及其與溫度場之間的相互關係, 可加以說明反梯度通量; 拉格朗日粒狀物模組則能更精確地計算出近污染源排放出污染物濃度到受體點的分散情形; 煙流上升模組乃用以處理煙流動量及浮力效應; 建築物尾流模組則應用於因地面建築所造成之摩擦力改變效應, 此模組多使用於小尺度污染物傳輸模擬 (如都會區環流現象或都市熱島效應等)。

尤拉網格模組以巢狀網格技術為基礎, 利用預測方程計算模擬物種濃度變化, 其中包含了在大氣中的擴散、平流及沈降效應等物理及化學程序, 可說是 TAPM 模式的核心模組。以下僅針對尤拉網格模組作一說明, 而拉格朗日粒狀物、煙流上升以及建築物尾流等模組之相關介紹, 可參照 TAPM 相關文獻 (Hurley *et al.*, 2005)。在污染物排放輸入資料方面, TAPM 所考慮之污染物排放類型相當完整, 其中包含點源、線源、面源以及網格表面源, 而網格表面排放資料包括一般網格表面排放、生物源表面排放、木質燃燒排放、車輛廢氣及其他易蒸發 (汽油、柴油及液態天然氣等) 之排放等資料。TAPM 主要的空氣污染物模組 (尤拉網格模組) 中, 所含之變數及方程式如式 3-6.7 所示:

$$\frac{dc}{dt} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_c \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_c \frac{\partial c}{\partial y} \right) - \left(\frac{\partial s}{\partial z} \right) \times \frac{\partial}{\partial s} (\overline{w'c'}) + S_c + R_c \dots\dots\dots (3-6.7)$$

其中 $\frac{dc}{dt}$ 為模擬濃度值項， c 為濃度值； $\frac{\partial}{\partial x} \left(K_c \frac{\partial c}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_c \frac{\partial c}{\partial y} \right) - \left(\frac{\partial s}{\partial z} \right)$ 為水平及垂直通量項； S_c 為污染排放項； R_c 為化學反應項，而 K_c 為模組之擴散係數，其污染物濃度之擴散係數比率為 $K_c = 2.5K$ 與氣象純量之變化一致。

化學反應程序部分採用物種簡併方式，針對計算能力及時間之考量，將眾多大氣化學主反應式簡併到模擬可接受範圍內。TAPM 所採用之大氣光化學模式機制為架構於 CBM-4 (Carbon-Bond Mechanism-) 上之半經驗機制，稱為 GRS (Generic Reaction Set) 機制。其中考慮 13 個反應物種及 10 個反應式，其物種分別為再生性煙霧 (Smog Reactivity, Rsmog)、基本水池 (Radical Pool, RP)、過氧化氫 (H₂O₂)、一氧化氮 (NO)、二氧化氮 (NO₂)、臭氧 (O₃)、二氧化硫 (SO₂)、穩定非氣狀有機碳 (Stable Non-gaseous Organic Carbon, SNGOC)、穩定氣狀氮產生物 (Stable Gaseous Nitrogen Products, SGN)、穩定非氣狀氮產生物 (Stable Non-gaseous Nitrogen Products, SNGN)、穩定非氣狀硫產生物 (Stable Non-gaseous Sulphur products, SNGS)、懸浮微粒物質 (Airborne Particulate Matter, APM) 及更細小之微粒物質 (Fine Particulate Matter, FPM) 等污染物種進行半經驗光化學機制或沈降機制之模擬 (包括乾、濕沈降過程)，這些物種之反應式如 (表 3-5.1) 所示。

在本模式中使用 Rsmog 之反應方程式代表揮發性有機物 (VOCs)，Rsmog 濃度之定義乃以一個易反應之係數乘上 VOC 之濃度，例如 Johnson, 1984 使用 $[R_{smog}] = 0.0067 [VOC]$ 來模擬 1980 年澳洲都會區汽機車之空氣污染控制 (Hurley *et al.*, 2005)。

表 3-5.1 TAPM 使用之化學反應式

Reactions	Reaction rates
$R_{smog} + h\nu \rightarrow RP + R_{smog} + hSNGOC$	$R_1 = k_1[R_{smog}]$
$RP + NO \rightarrow NO_2$	$R_2 = k_2[RP][NO]$
$NO_2 + h\nu \rightarrow NO + O_3$	$R_3 = k_3[NO_2]$
$NO + O_3 \rightarrow NO_2$	$R_4 = k_4[NO][O_3]$
$RP + RP \rightarrow RP + aH_2O_2$	$R_5 = k_5[RP][RP]$
$RP + NO_2 \rightarrow SGN$	$R_6 = k_6[RP][NO_2]$
$RP + NO_2 \rightarrow SNGN$	$R_7 = k_7[RP][NO_2]$
$RP + SO_2 \rightarrow SNGS$	$R_8 = k_8[RP][SO_2]$
$H_2O_2 + SO_2 \rightarrow SNGS$	$R_9 = k_9[H_2O_2][SO_2]$
$O_3 + SO_2 \rightarrow SNGS$	$R_{10} = k_{10}[O_3][SO_2]$

(三) 氣塊軌跡模組

TAPM 軌跡模組包含順、逆軌跡，乃配合模擬出來之逐時風場資料，以受體點而言過去的時間往後推算稱為逆軌跡，以未來的時間往前推算稱為順軌跡，如此連續累加計算，即可求得氣塊之移動路徑，有關軌跡模式之方程式與參數說明如下所示：

$$\text{順軌跡： } \overline{r_{i+1}} = \overline{r_i} + \overline{U_i} \cdot \Delta t \dots\dots\dots (3-6.9)$$

$$\text{逆軌跡： } \overline{r_{i+1}} = \overline{r_i} - \overline{U_i} \cdot \Delta t \dots\dots\dots (3-6.10)$$

其中 $\overline{r_i}$ 表示氣塊 (Air Parcel) 於時間 t_i 之位置； $\overline{U_i}$ 表示 $\overline{r_i}$ 於時間 t_i 之風速； Δt 表示時間間隔。

3-6 模式所需資料

3-6.1 氣象資料來源

氣象模組所使用之基本參數分別為綜觀氣象場資料、地形高度資料、植被與土壤型態資料、海表面溫度資料等。綜觀氣象場觀測資料由 CSIRO 模式中心所提供之綜觀氣象 (CAS 1999+) 資料庫，其為全球性分析與預報系統 (Global Analysis and Prediction, GASP) 資料，數據資料為每 6 小時一筆，經緯度間隔為 0.75 或 1.00 度 (約 75 km 或 100 km) (圖 3-6.1)；地形高度資料以及植被與土壤型態資料採用美國地質觀測站 (US Geological Survey, USGS) 之地球資源觀測系統 (Earth Resources Observation Systems, EROS) 的主動分散式檔案中心 (Distributed Active Archive Center, DAAC) 資料，經緯度間隔為 30 秒 (約 1 km)；海平面溫度資料則採用美國國家大氣研究中心 (US National Center for Atmospheric Research, NCAR) 所提供之全球月平均海面溫度資料，其經緯度間隔為 1 度 (約 100 km) (Gras *et al.*, 2001；Hurley, 2005)。研究中除了使用綜觀氣象資料外，亦加入當地風場同化資料，其目的在於綜觀氣象資料之尺度太大，要模擬中小區域之風場尚無法準確掌握。因此，加入當地之風場監測資料，使其模擬出來之結果更接近當

時之變化趨勢。風場同化使用之資料來源包含台灣中部地區 2 個中央氣象局（台中、梧棲）與 10 個環保屬（豐原、沙鹿、西屯、忠明、大里、彰化、線西、二林、南投、竹山）之風場（風速、風向）小時監測資料。

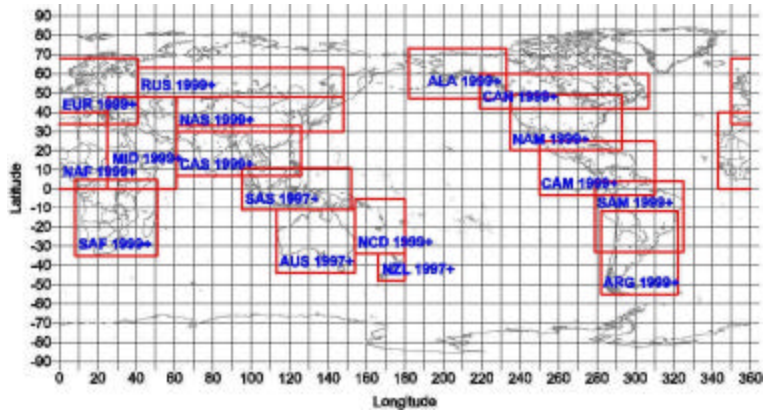


圖 3-6.1 全球氣象資料範圍概要圖。

3-6.2 污染物排放資料來源

污染物模擬所需之污染源排放資料採用中鼎顧問公司於 2003 年為基準所推估之『台灣空氣污染物排放數據資料庫』（Taiwan Emission Data System）TEDS-6.0 版。在所有污染源排放資料當中，共分為四種不同之排放源（包含點源、線源、面源及生物源等）。點源為一般固定或較大的排放者（如工廠），共輸入全台灣 207 個點源排放源；線源為汽、機車行走之交通道路（如國道、縣道、省道），共輸入全台灣 33 條線源排放源；面源為難以捕捉或較小的排放者（如家庭）；生物源則為生物所排放之碳氫化物或人為所排放之揮發性有機物，其與面源合併計算共區分全台灣為 27 個區域。解析度為 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ ，其模式模擬所需之污染物種資料包含 SO_2 、 NO_x 及 R_{smog} （即 $\text{VOC} \times 0.0067$ 所換算）等。

3-6.3 模式網格設定

本研究採用四層巢狀網格模擬，水平方向網格解析度 ($dx \times dy$) 分別為 $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ 、 $3 \text{ km} \times 3 \text{ km}$ 、 $1.5 \text{ km} \times 1.5 \text{ km}$ 及 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ ，其網格數 ($nx \times ny$) 均為 80×80 格 (表 3-6.1)，其第一巢最大網域涵蓋範圍包含台灣本島及其周圍海域，因本模式對於最大網域範圍被限制在不可超過 $1000 \times 1000 \text{ km}$ (即 $nx \times dx1 < 1000 \text{ km}$)，最小網域則為本研究所探討之台灣中部地區 (圖 3-6.1)。垂直方向分層為 10、25、50、75、100、150、200、250、300、350、400、450、500、600、750、1,000、1,250、1,500、1,750、2,000、2,250、2,500、3,000、3,500、4,000、m 等共 25 層。模擬時間為 2007 年 5 月 8 日 0000 LST 至 5 月 12 日 2300 LST；於氣象物理機制選擇方面，開啟地表植被機制 Surface Vegetation、Non-hydrostatic Pressure、Prognostic Eddy Dissipation rate 及 Rain Processes 開啟將雲雨的影響列入考慮。污染物化學機制選擇方面，選用尤拉網格模組與拉格朗日粒狀物模組，使其在運算時能均能將此二網格模組交叉運算。另外本研究亦加入氣象資料同化 (Meteorological Data Assimilation) 使模擬結果與實際觀測更為準確 (Luhar and Hurley, 2002; Hurley *et al.*, 2002; Luhar and Hurley, 2003)。

參數設定，背景參數為 $\text{NO}_x = 2 \text{ ppb}$ 、 $\text{Rsmong} = 2.4 \text{ ppb}$ 、 $\text{O}_3 = 2 \text{ ppb}$ ；地溫設定為 301.1 K ；海溫設定為 293 K 。

表 3-6.1 TAPM 模式網格設定

Model	Nest	Resolution (km)	$N_x \times N_y$	N_z
TAPM	Domain 1	10	80×80	30
	Domain 2	3	80×80	
	Domain 3	1.5	80×80	
	Domain 4	1	80×80	

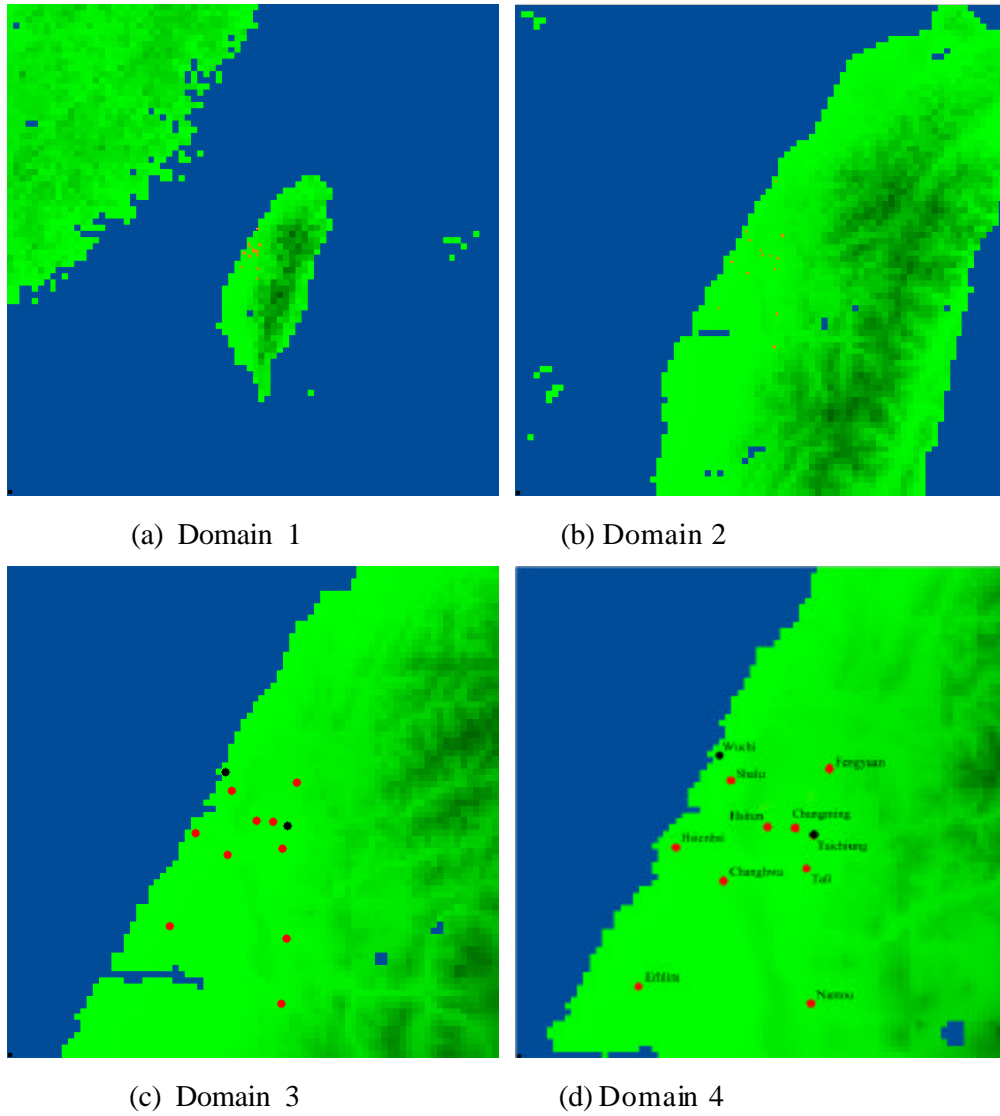


圖 3-6.1 TAPM 網格模式範圍，使用四層巢狀網格，解析度分別為(a) $10 \text{ km} \times 10 \text{ km}$ 、(b) $3 \text{ km} \times 3 \text{ km}$ 、(c) $1.5 \text{ km} \times 1.5 \text{ km}$ 、(d) $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ 。

3-7 模式模擬結果性能評估

3-7.1 氣象場模擬

氣象模擬結果將參考國外學者所使用模擬結果之性能評估統計方法，其說明如下(Hurley *et al.*, 2002; Hurley *et al.*, 2003; Elbir, 2004; Hurley *et al.*, 2005; Wilson and Peyman 2006):

(一) 皮爾森相關係數 (Pearson Correlation Coefficient, r)

藉由方程式在規則的數值變量中，乃針對監測 (觀測) 數值與模擬數值之間的關係作其相關係之比較，所呈現之 r 值介於 $1 \sim -1$ 之間。若 r 值等於 1 ，表示完全正相關；若為 -1 ，表示完全負相關。

$$r = \frac{N \left(\sum_{i=1}^N O_i P_i \right) - \left(\sum_{i=1}^N O_i \right) \left(\sum_{i=1}^N P_i \right)}{\sqrt{\left[N \left(\sum_{i=1}^N O_i^2 \right) - \left(\sum_{i=1}^N O_i \right)^2 \right] \left[N \left(\sum_{i=1}^N P_i^2 \right) - \left(\sum_{i=1}^N P_i \right)^2 \right]}} \dots\dots\dots (3-9.1)$$

其中 P_i 表示模擬值， O_i 表示監測值， N 表示總模擬小時時數。

(二) 均方根誤差 (Root Mean Square Error, RMSE)

藉由方程式瞭解數值與數值之間誤差值，其值愈接近 0 表示監測 (觀測) 數值與模擬數值愈接近吻合。

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2} \dots\dots\dots (3-9.2)$$

其中 P_i 表示模擬值， O_i 表示監測值， N 表示總模擬小時時數。

(三) 一致性指數 (Index of Agreement, IOA)

藉由方程式瞭解數值與數值之間一致性的程度，於此乃針對監測 (觀測) 數值與模擬數值作一比較，所呈現出之數值會介於 $0 \sim 1$ 之間。若 IOA 數值等於 0 ，表示所比較的數值之間完全不一致；若 IOA 數值等於 1 ，則表示所比較的數值之間呈現完美的一致性。

$$IOA = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|P_i - O_{mean}| + |O_i - O_{mean}|)^2} \dots\dots\dots (3-9.3)$$

其中 P_i 表示模擬值， O_i 表示監測值， O_{mean} 表示監測值平均， N 表示總模擬小時時數。

(四) 技術熟練程度 (Measures of Skill)

藉由方程式瞭解模式所模擬之數值，是否已準確掌握，或者在模擬技術上以達到熟練之程度。 $SKILL_V$ 數值接近 1 愈好； $SKILL_R$ 數值小餘 1 愈好。

$$SKILL_V = \frac{P_{std}}{O_{std}}, \quad SKILL_R = \frac{RMSE}{O_{std}} \dots\dots\dots (3-9.4)$$

其中 P_{std} 表示模擬值之標準偏差， O_{std} 表示監測值之標準偏差， $RMSE$ 表示均方根誤差。

3-7.2 臭氧濃度模擬

O_3 濃度模擬結果將參考行政院環境保護署所公告之「空氣品質模式模擬規範」，其乃依據空氣污染防治法第六條第四項，網格模式模擬結果性能評估規範中所指定的模擬結果定量分析方式，統計方式說明如下：

(一) 相關係數 (Correlation Coefficient, R)

計算同一小時 O_3 所有模擬與監測 (觀測) 濃度之相關係數。 O_3 濃度計算前應先剔除監測 (觀測) 濃度值小於 30 ppb 之數據，其統計結果應 > 0.4 以上。

$$R = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left[\frac{(P_i - \bar{P})(O_i - \bar{O})}{S_P S_O} \right] \dots\dots\dots (3-9.5)$$

其中 P_i 表示模擬值， O_i 表示監測值， \bar{P} 表示模擬值平均， \bar{O} 表示監測值平均， S_P 表示模擬值標準偏差， S_O 表示監測值標準偏差， N 表示總模擬小時時數。

(二) 常化偏差 (Over Bias, OB)

針對 O_3 之模擬計算同一小時 O_3 模擬與監測 (觀測) 平均濃度之常化偏差，瞭解模式是低估或高估的傾向。 O_3 濃度計算前應先剔除監測 (觀測) 濃度值小於 30 ppb 之數據，其統計結果應在 ±15 % 以內。

$$OB = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{P_i - O_i}{O_i} \right) \dots\dots\dots (3-9.6)$$

其中 P_i 表示模擬值， O_i 表示監測值， N 表示總模擬小時時數。

(三) 絕對誤差 (Gross Error, GE)

針對 O_3 之模擬計算同一小時 O_3 所有模擬與監測 (觀測) 濃度之平均常化絕對誤差量。 O_3 濃度計算前應先剔除監測 (觀測) 濃度值小於 30 ppb 之數據，其統計結果應在 35 % 以內。

$$GE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left| \frac{P_i - O_i}{O_i} \right| \dots\dots\dots (3-9.7)$$

其中 P_i 表示模擬值， O_i 表示監測值， N 表示總模擬小時時數。

第四章 案例監測結果

4-1 台中都會區濃度分析

造成台灣空氣品質不良之指標污染物以臭氧及懸浮微粒為主，其中臭氧造成空氣品質不良之百分比又高於懸浮微粒，故近年來環保署與各縣市政府均訂定削減臭氧前趨物及懸浮微粒排放量之空氣品質控制策略。

大氣中之污染物在不同季節中可能因為天氣型態之不同，而造成污染物在擴散、傳輸方面之不同。根據環保署 1997 ~ 2007 年監測資料顯示，以懸浮微粒(PM)濃度而言，濃度值較高的季節為春季；以臭氧(O₃)濃度而言，濃度值較高的季節為秋季，但是在2007年5月大里臭氧卻出現異常高值。統計台中都會區各個空氣品質監測站監測值，以臭氧及懸浮微粒之年平均濃度來看其長期趨勢，(圖4-1.1)台中都會區之臭氧年平均濃度由2000年之21.0 ppb 上升至2004年為28.0 ppb，其間除了在2005、2006年之臭氧濃度是呈現下降外，2007年之臭氧濃度又呈現上升之趨勢，以長期趨勢來說，台中都會區臭氧之年平均濃度是逐漸上升。(圖4-1.2)台中都會區之各個測站臭氧年平均濃度整體上呈現上升的趨勢，2007年臭氧年平均濃度由大到小依序為，沙鹿、西屯、后里、豐原、太平、大里、忠明、梧棲、霧峰。(圖4-1.3)討論台中都會區各個測站臭氧濃度的變化，2007年5月7日~12日每日小時值均有值大於環保署所規範之臭氧大於120.0ppb，其中大里明顯高於各個測站。

(圖4-1.4)在PM₁₀長期趨勢分析上，PM₁₀年平均濃度於2000年之61.9 μg/m³，上升至2001年為67.1 μg/m³，下降至2003年之66.0 μg/m³，但其後卻又開始上升至2005年為68.0 μg/m³，2006年PM₁₀濃度整體而言有較2005年下降但是從2007年後年平均濃度高達64.1 μg/m³，又持續上升，因此未來之PM₁₀仍是相當值得關心。(圖4-1.5)在PM₁₀長期趨勢分析上來探討，2001年始有霧峰、大甲、太平測站監測資料，而烏日測站於2004年始有監測資料，但是PM₁₀年各個測站平均濃度

整體上呈現上升的趨勢。

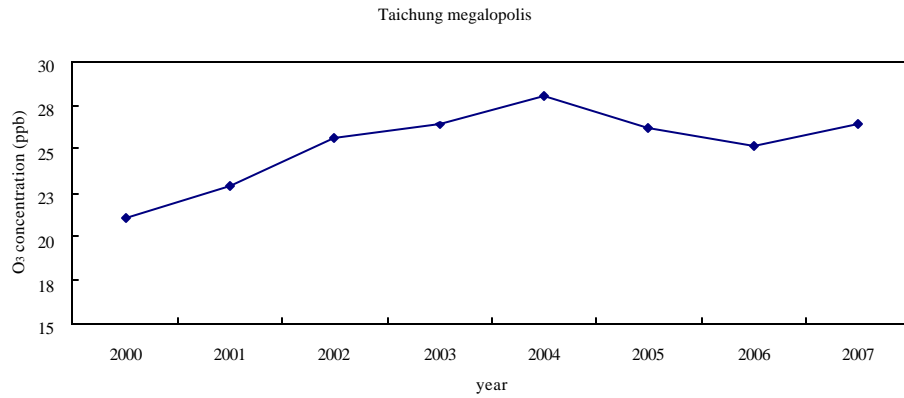


圖 4.1.1 2000 年~2007 年台中都會區臭氧年平均濃度變化。

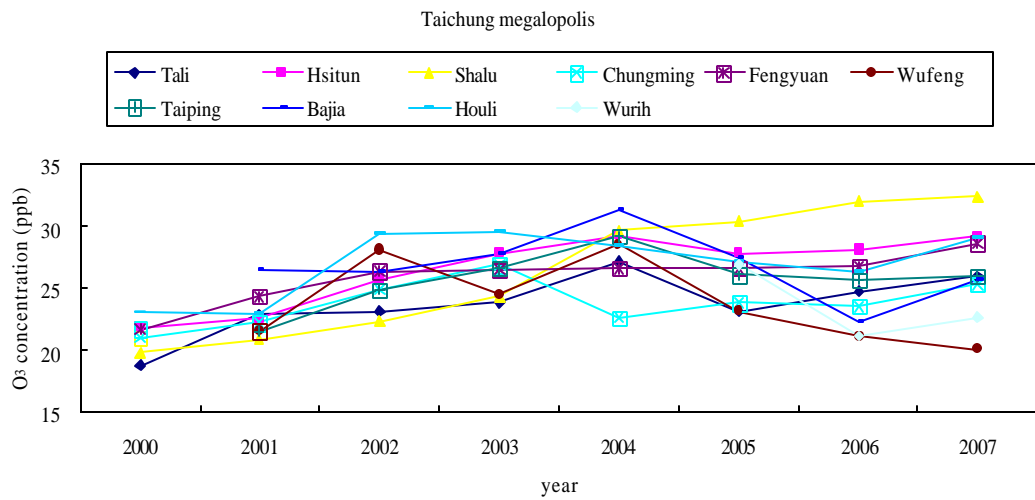


圖 4.1.2 2000 年~2007 年台中都會區各測站臭氧年平均濃度變化。

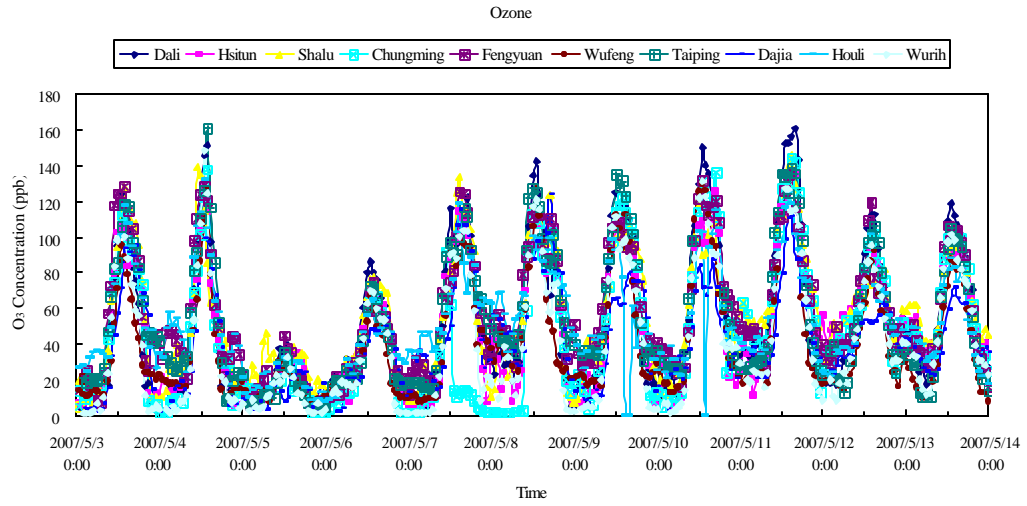


圖 4.1.3 2007 年 5 月 3 日 5 月 13 日台中都會區各測站臭氧變化。

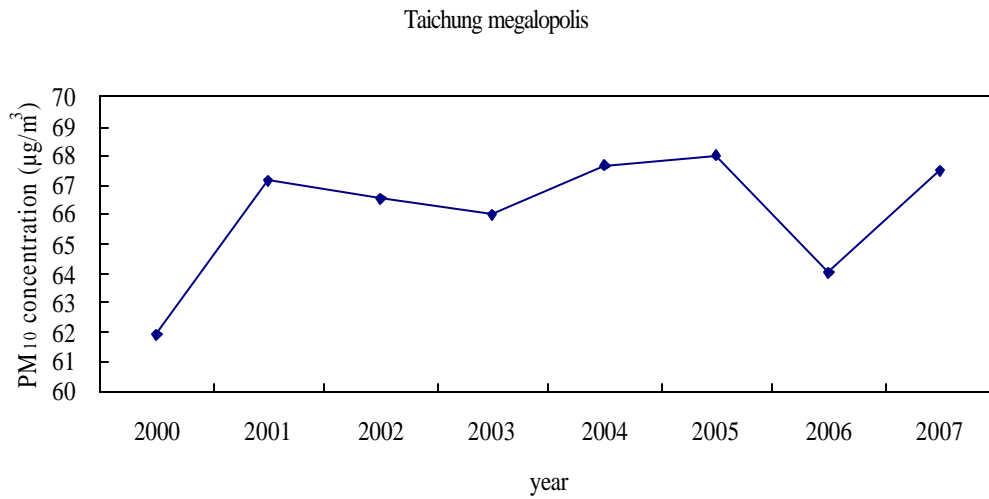


圖4-1.4 2000年~2007年台中都會區PM₁₀年平均濃度變化。

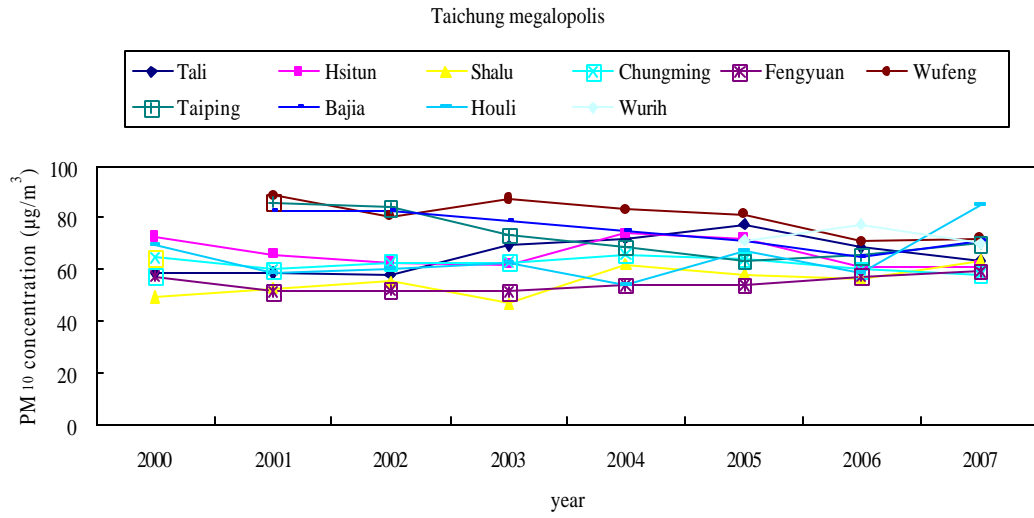
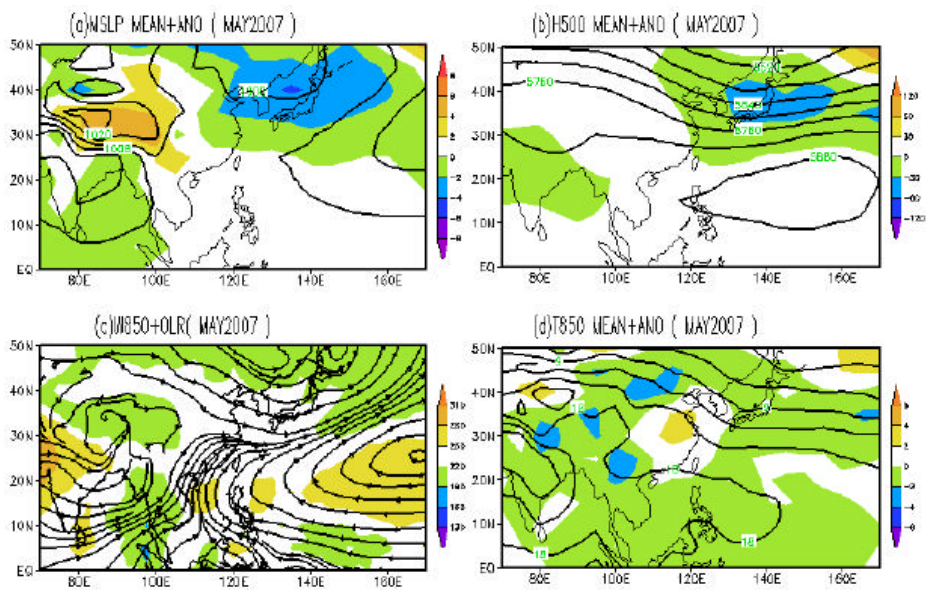


圖4-1.5 2000年~2007年台中都會區各測站PM₁₀年平均濃度變化。

4-2 2007 年春季五月綜觀天氣型態

交通部中央氣象局所公告之氣候監測報告指出，由北半球 500 百帕高度月平均場顯示，北太平洋中緯度區自今年 3 月份以來持續出現較大範圍的負距平區，在日本、韓國附近本月份仍有多於 30gpm 以上的負值，東亞主槽勢力連續 2 個月明顯偏強。在亞洲夏季季風肇始監測方面，今年西南氣流較弱，對流發展也僅侷限於局部地區。以南海夏季風監測指標(U850;5~15°N,110~120°E)來看，第 26 候(5 月 6 日至 10 日)雖有第 1 次西風出現，但未能持續，直至第 29~30 日才再有西風出現，不過於第 31 候又有減弱趨勢，顯示季風發展仍未臻成熟。海溫監測方面，近兩個月熱帶太平洋地區的變化不大，東太平洋與南美沿岸仍為偏冷型態，在 130°W 以西的冷海溫距平值也仍有 1 以上。至於位於近中太平洋區的 ENSO 認定監測指標(NINO3.4)本月數值為微弱負值(圖 4-2.1)。



(a)地面氣壓場月平均及距平圖

(b)500 百帕高度場月平均及距平圖

(c)850 百帕風場及外逸長波輻射月平均圖

(d)850 百帕溫度場月平均及距平圖

參考資料：中央氣象局

圖 4.2.1 2007 年環流分佈

4-2.1 研究期間台灣之天氣型態

天氣概述如下：1 日鋒面逐漸遠離，各地回復多雲到晴的天氣，唯局部地區仍有短暫雨。2 日至 4 日白天各地為多雲到晴的天氣，其中 2 日雲量較多。4 日晚起受鋒面影響，各地逐漸轉為有雨的天氣。5 日至 6 日受鋒面影響，除東南部局部地區外，其他地區均有降雨，其中 5 日雨勢較大，6 日降雨逐漸緩和。7 日至 8 日除東部、東南部局部地區有短暫雨外，其他地區為晴到多雲的天氣。9 日至 12 日各地為晴到多雲的天氣，白天氣溫偏高，西半部日夜溫差大。13 日至 14 日受微弱鋒面通過影響，台灣北部、東半部、南部及中部山區有局部短暫陣雨。5 月份台灣各氣象站的平均氣溫皆高於氣候平均值，梧棲累積雨量則不到氣候平均值的二分之一，和其他氣象站相比雨量偏少。96 年 5 月份北太平洋西部海域有 1 個颱風 (YUTU) 生成，。此颱風形成及活動海域距台灣甚遠，對本地天氣並無影響 (交通部中央氣象局所公告之氣候監測報告)。

4-2.2 研究期間台灣之空氣品質

於 2007 年 5 月 3 日至 5 月 13 日期間，因台灣西部因為高壓系統籠罩導致擴散不良，強烈下沉氣流導致污染物不易擴散，臭氧持續惡化，從北部延伸到雲嘉南和高屏地區。

4-2.3 2007 年春季監測案例分析

中部地區環保署之風場及臭氧濃度顯示，於 0900 LST O_3 約 75ppb，此時海陸風交替，沿海一帶風向轉為北風和西北風，而內陸風向為微弱的東南風；於 1200 LST 海風逐漸增強，中部地區風向為北風或西北風，風速為 5m/s，此時污染物回隨著海風之發展往內陸傳送至大里；1500 LST 沿海地區風場依舊為西北風，風速漸大，污染物南移，大里 O_3 高達 160.1 ppb (圖 4-2.4.1)

由 2007 年 5 月 10 日及 11 日的 O_x ($O_x = O_3 + NO_2$) (圖 4-2.4.2)，利用總氧 O_x 探討 O_3 變化，日出前都會區與內陸郊區 (大里、沙鹿、豐原、西屯、忠明)

的 O_x 濃度值皆相當接近且呈現定值，但在 0700LST - 0800LST 因為上班時間車流量大， NO_2 大量累積，且當光化學反應發生導致 O_3 生成，相對 O_x 也上升。測站中又以大里測站 O_x 為最高值，初步推估有可能是因為大里工業區的排放再加上大里市人口較密集所導致；5月11日比5月10日 O_x 高很多。

NO_x 與 NO_2/NO_x 比值間的關係討論滴定效應，當比值低時表示 O_3 並沒有被完全滴定產生 NO_2 而有 O_3 累積的可能，日出後，污染物開始排放至大氣，很可能造成隔日臭氧高值，而有 O_3 累積的可能；當比值高時則表示 O_x 被 NO_2 主導，臭氧累積不明顯，幾乎完全被滴定。5月10日，大里 O_x 濃度值上升最快，且其夜間殘留 O_3 至5月11日，而5月11日清晨時西屯測站之 O_3 幾乎完全被滴定， O_x 濃度值其次為豐原，中午海風發展，都會的 O_x 濃度超越沿海地區；5月11日清晨，西屯地區之 NO_2/O_x 比值接近 0.8，意味 O_x 漸漸被 NO_2 所主導，臭氧的累積現象較不顯著。(圖 4-2.4.3)

臭氧前驅物包括揮發性有機性(VOC)及氮氧化物(NO_x), 而一般常以 NMHC 等同於 VOCs, 且 VOCs 生命週期長, 排除市區及工業區之外郊區面源與生物源也排放得相當多, 分佈廣泛。由地面西屯及大里測站的 NMHC 濃度得知(圖 4-2.4.4), 5月9日入夜至10日清晨, 西屯地區的 NMHC 濃度呈現最高約 2.1 ppm, 而大里地區 NMHC 最高濃度卻僅有約 0.9 ppm 以下, NMHC 西屯大於大里, 在高值時間點 5月11日 1500LST, 大里 NMHC 較少, 推估可能是因為光化反應。由 NMHC/ NO_x 之比值關係可發現(圖 4-2.4.5), NMHC/ NO_x 比值為西屯大於大里, 這顯示西屯 NMHC 量比/ NO_x 多; 大里則是相反, 初步推估西屯控制 NMHC 量比 NO_x 好, 也就是所謂的 VOCs 控制生成, 通常是屬於比較接近排放源之情況。大里測站 NMHC/ NO_x 之比值較小且 NMHC 濃度低, 推估大里地區增減 NO_x 濃度的影響會比增減 NMHC, 管制/ NO_x 較容易改善空氣品質。

由(圖 4-2.4.6 圖 4-2.4.11) 探討 2007 年於大里春季垂直監測, 由於監測期間受到高壓之影響, 5月9日 1200 LST 之前近地面至高空 400 公尺風場主要以北風為主, 於 5月9日 1200 LST - 1500 LST O_3 濃度開始有明顯增加至 138 ppb, 並因為風

速大之原因均勻分佈於地面至400公尺：在5月9日1500 LST近地面至高空400公尺風向轉變為西南風及西北風，而在10日呈現風速較弱的風，趨近於靜風，此時O₃地面為58 ppb；在5月11日1200 LST近地面至高空400公尺風場主要以西北風為主，風速略高，但是O₃高值時地面仍高達158 ppb，50~300公尺 O₃均勻分佈，平均濃度為138 ppb，由溫度也可證明由地面至400公尺是混合均勻之狀態；在5月12日在50~150公尺O₃濃度最高至138 ppb。初步推估午後1200LST至1500LST之間會有當日最高臭氧濃度值出現之因素之一是由於夜間經滴定反應後，高空仍有殘留的臭氧，可推測為影響隔日地面出現臭氧高濃度值。NO_x之主要成份為NO及NO₂，而其它形式存在之氮氧化物則佔極少量，而NO₂及NO之濃度對O₃濃度關係非常密切；由NO_x之垂直剖面圖發現高臭氧事件日前，清晨NO_x的濃度皆比較高；NO₂明顯佔約NO_x之大部份，當夜間NO₂累積一定的量，配合隔天適當之氣象條件亦有利於O₃生成與累積，因此隔日之O₃濃度則會相當可觀，但隨日出後受光化學效應之消耗而降低其濃度。

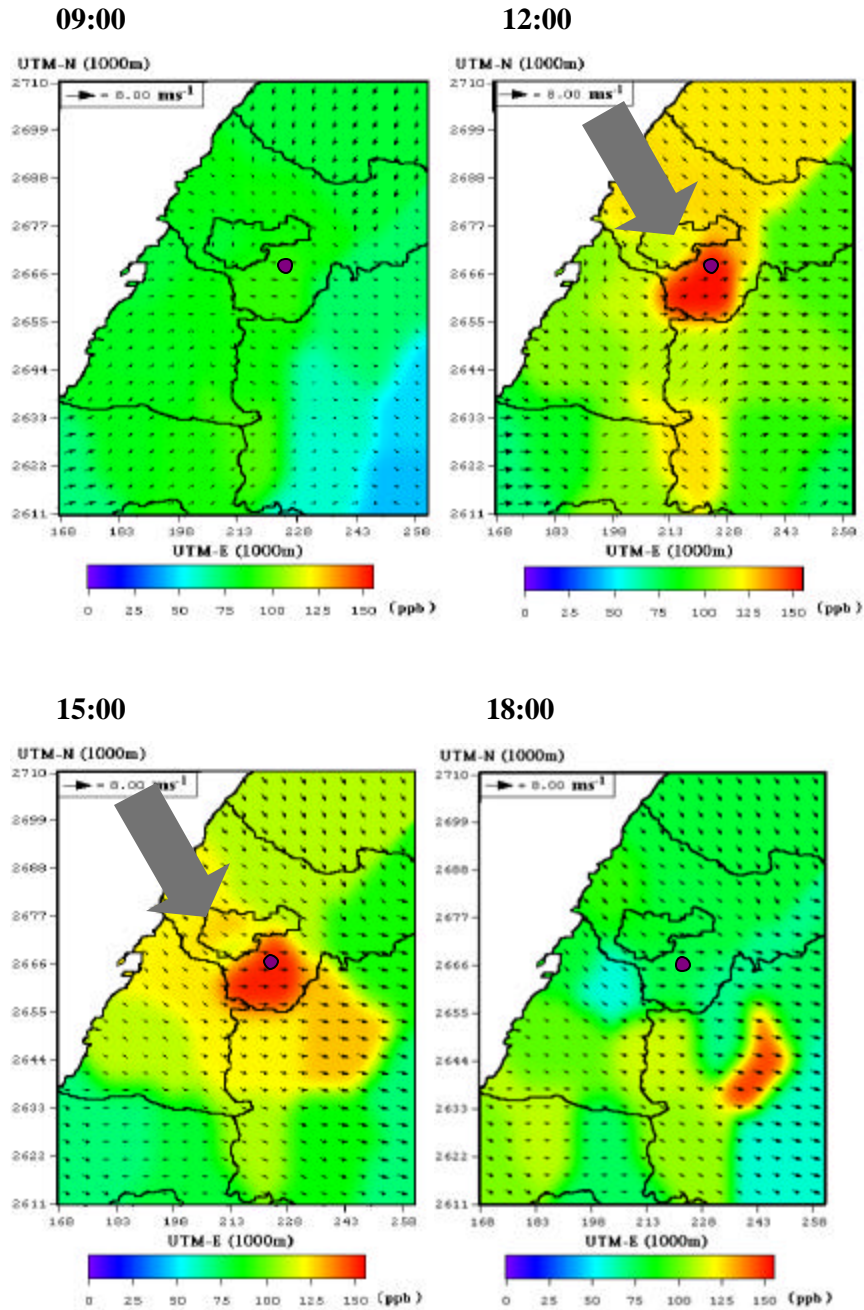
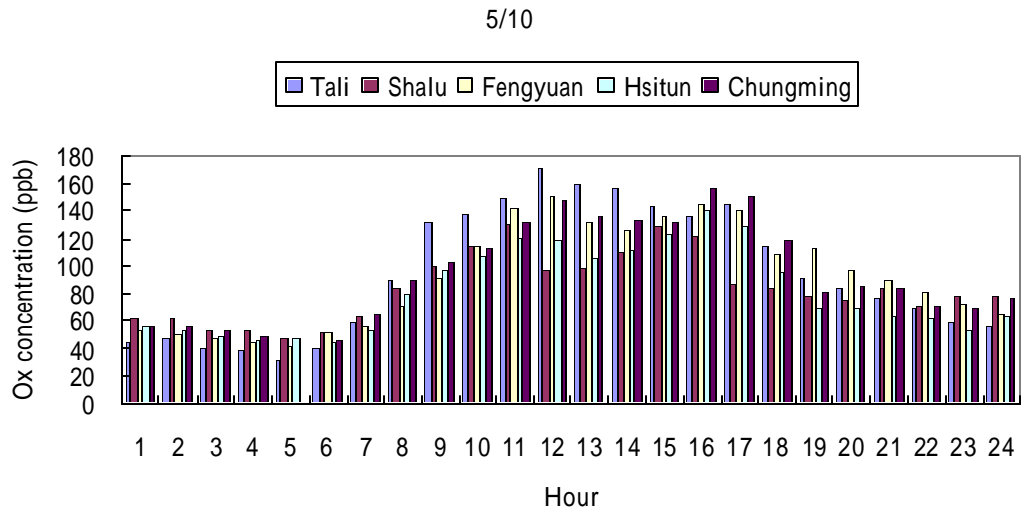
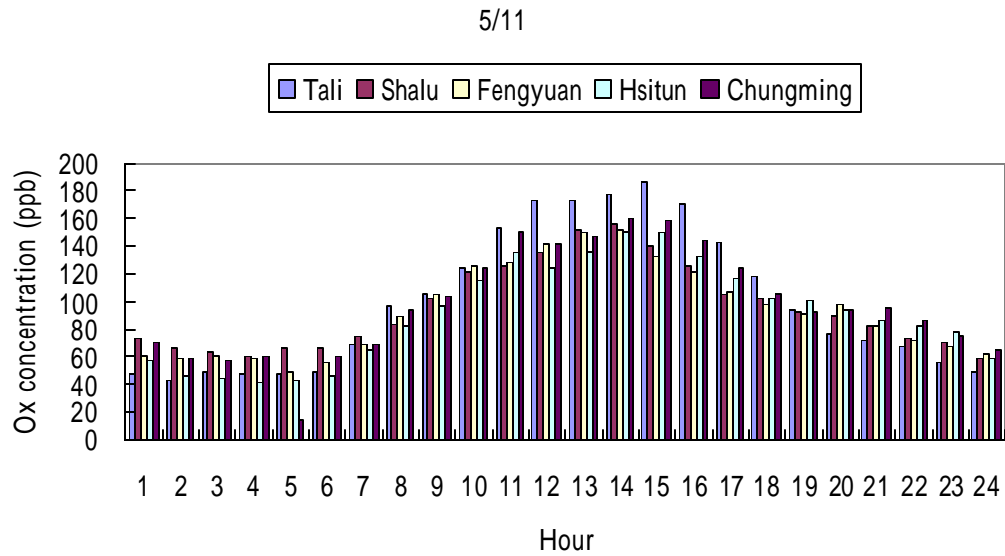


圖 4.2.4.1 2007年 5月 11日 0009 LST ~ 1800 LST 中部地區之水平風場與 O₃ 濃度(ppb)分佈圖。



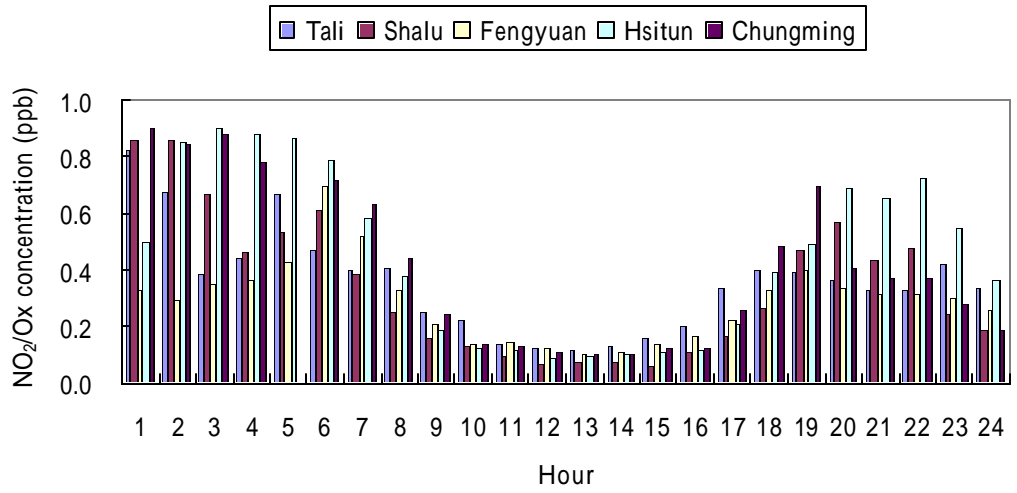
(a)



(b)

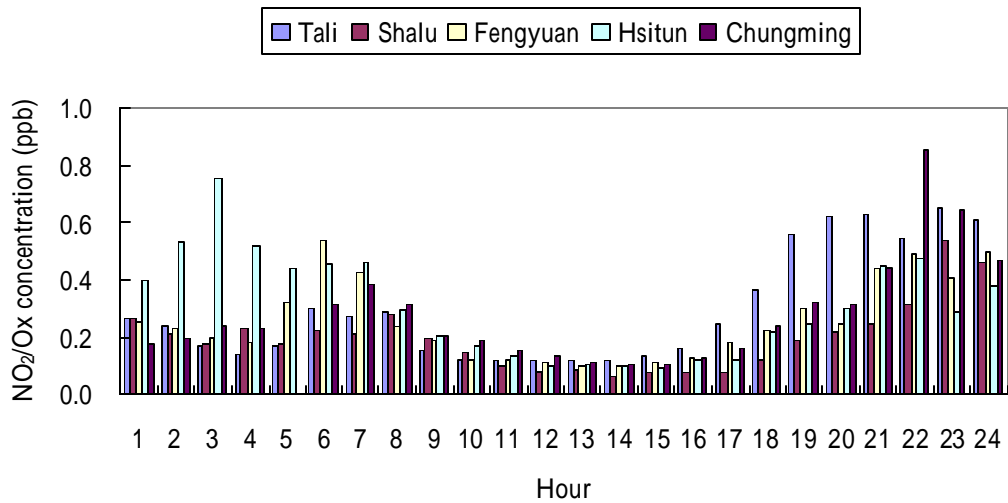
圖 4.2.4.2 大里、沙鹿、豐原、西屯與忠明監測站之 O_x ($O_x = O_3 + NO_2$) 水平濃度(ppb)變化趨勢圖。(a) 2007年5月10日(b) 2007年5月11日

5/10



(a)

5/11



(b)

圖 4.2.4.3 大里、沙鹿、豐原、西屯與忠明監測站之 NO_2/Ox 比值變化圖(a) 2007年5月10日(b) 2007年5月11日

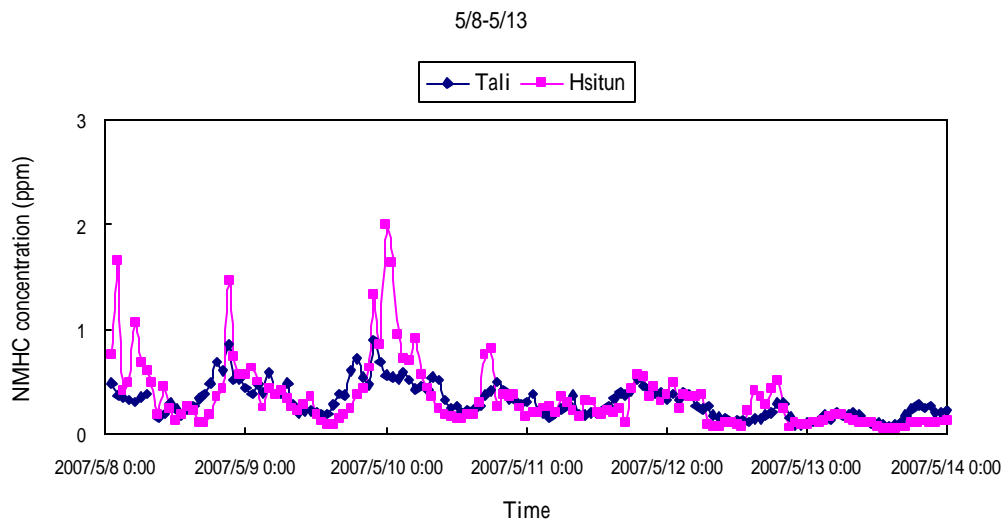


圖 4.2.4.4 2007年5月8日 13日大里 沙鹿 豐原 西屯與忠明監測站之 NMHC 比值變化圖

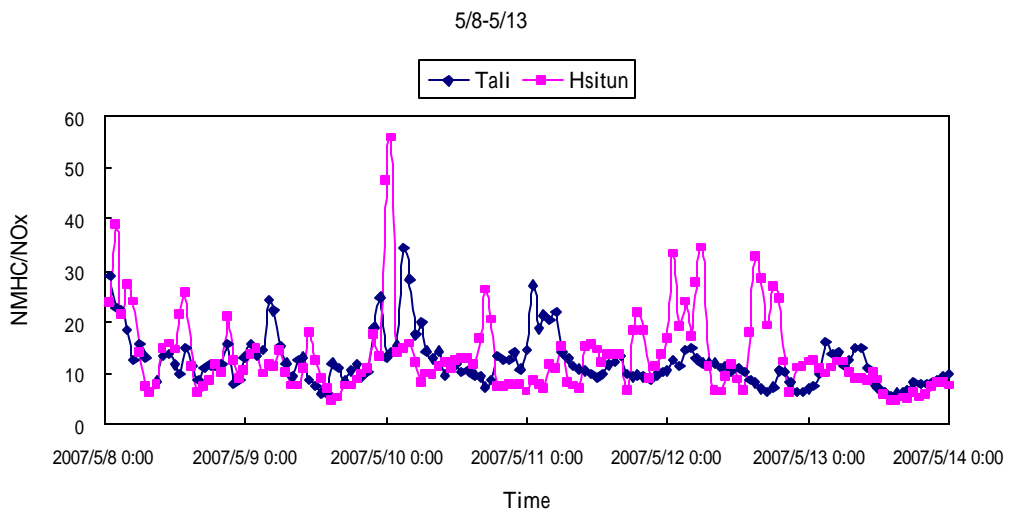


圖 4.2.4.5 2007年5月8日 13日大里、沙鹿、豐原、西屯與忠明監測站之 NMHC/NO_x 比值變化圖

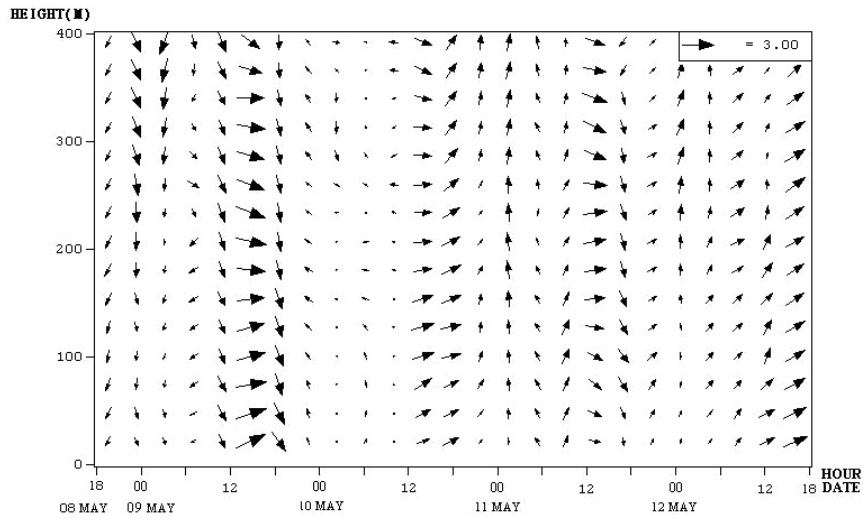


圖 4.2.4.6 2007年 5月 8日至 5月 12日大里繫留探空監測之垂直風場剖面圖
(ms^{-1})。

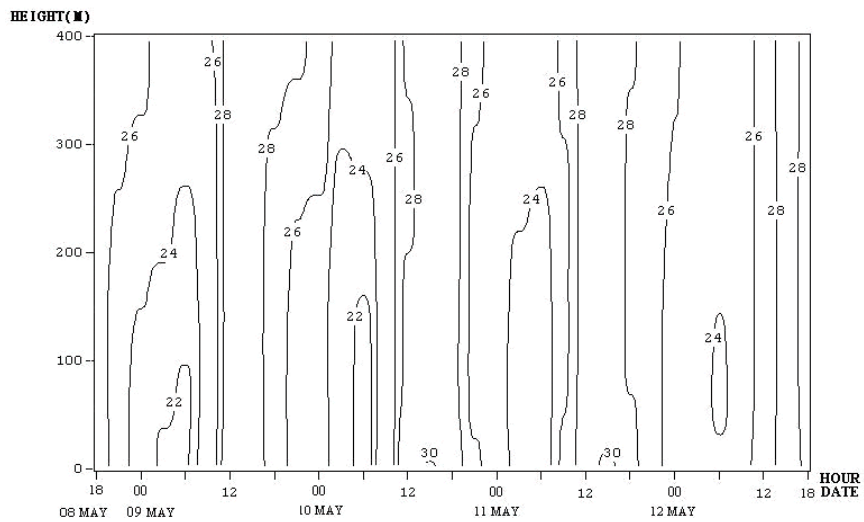


圖 4.2.4.7 2007年 5月 8日至 5月 12日大里繫留探空監測之溫度剖面圖()。

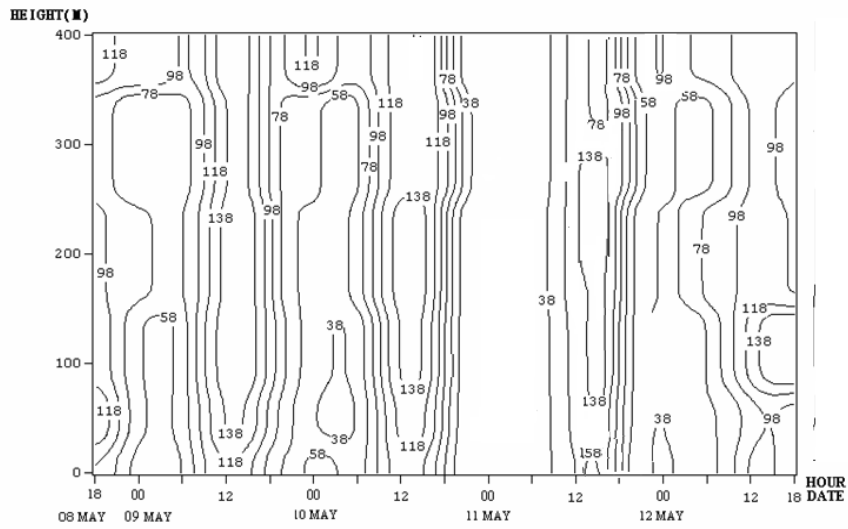


圖 4.2.4.8 2007年 5月 8日至 5月 12日大里繫留探空監測之臭氧剖面圖(ppb)。

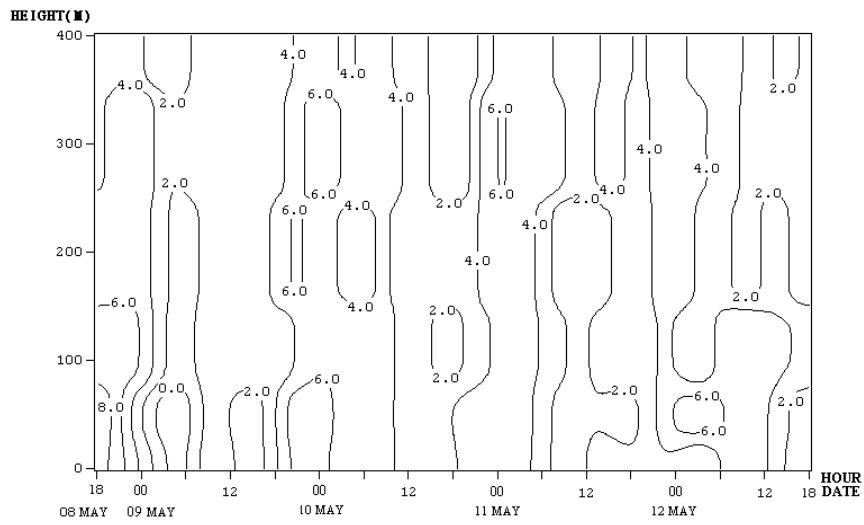


圖 4.2.4.9 2007年 5月 8日至 5月 12日大里繫留探空監測之 NO 剖面圖(ppb)。

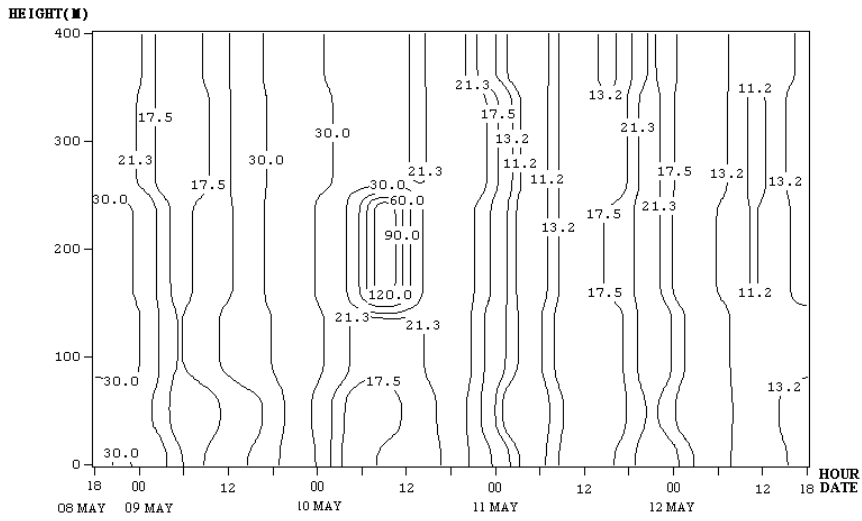


圖 4.2.4.10 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日大里繫留探空監測之 NO₂ 剖面圖(ppb)

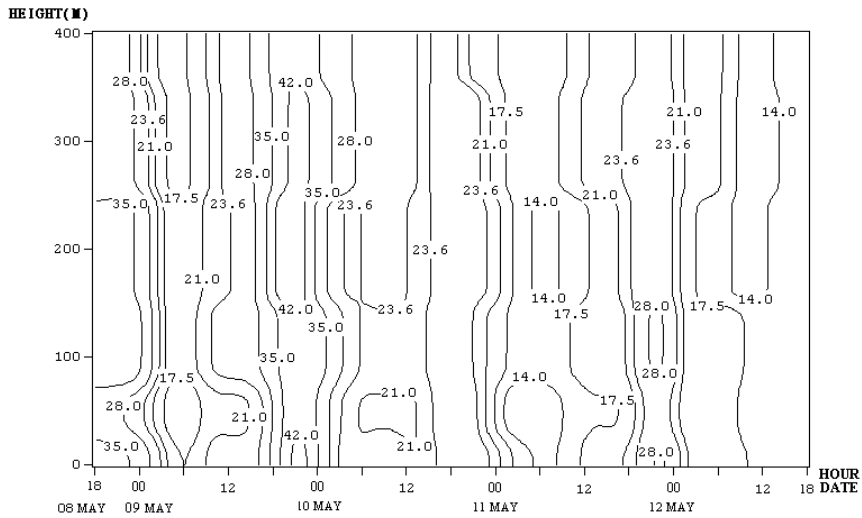


圖 4.2.4.11 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日大里繫留探空監測之 NO_x 剖面圖(ppb)

4-3 TAPM 模式模擬結果

4-3.1 氣象場模擬結果評估

一、氣象場-風速模擬

風速趨勢變化模擬：統計環境保護署空氣品質監測站於 2007 年 5 月 8 日 ~ 5 月 12 日台中都會區風速之趨勢變化（圖 4-3.1），顯示沙鹿在 10 日 13 時風速最大，大里風速較小，經由往年實驗結果得知熱島現象是出現在大里市，所以大里的風速會比較低，而在大里周圍地區的風速都比大里高。（圖 4-3.2 4-3.11）以 TAPM 模式模擬 2007 年 5 月 8 日 ~ 5 月 12 日風速之結果與實際監測都稍有變化，有模擬出風速的趨勢，其中大里、沙鹿、西屯模擬的較好，一致性係數高達 0.99，其次為忠明測站，豐原模擬中上，一致性係數都有在 0.96 以上，模擬結果與實際監測相當接近。（表 4-3.1）為中部空品監測站與模式模擬之模式驗證，一致性係數平均值達到 0.98 呈現良好的一致性。整體上模擬為佳。

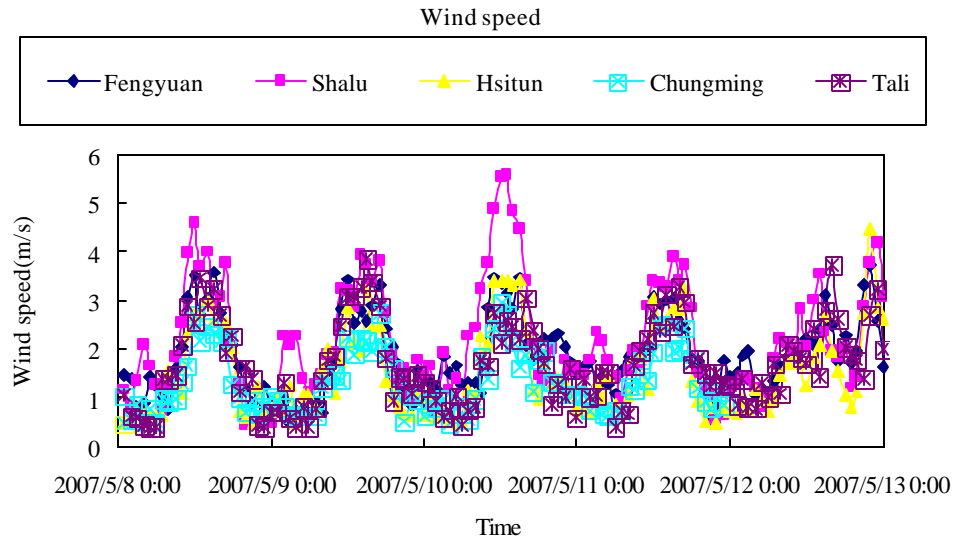


圖 4-3.1 環境保護署空氣品質監測站 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日中部空品區風速之趨勢變化。

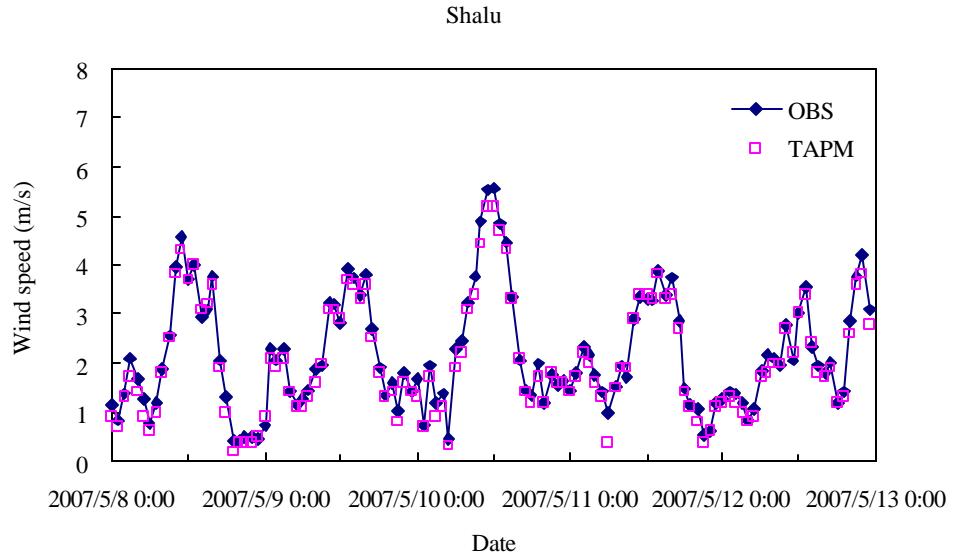


圖 4.3.2 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日沙鹿監測點之觀測值與模擬值之風速(m/s)變化趨勢圖。

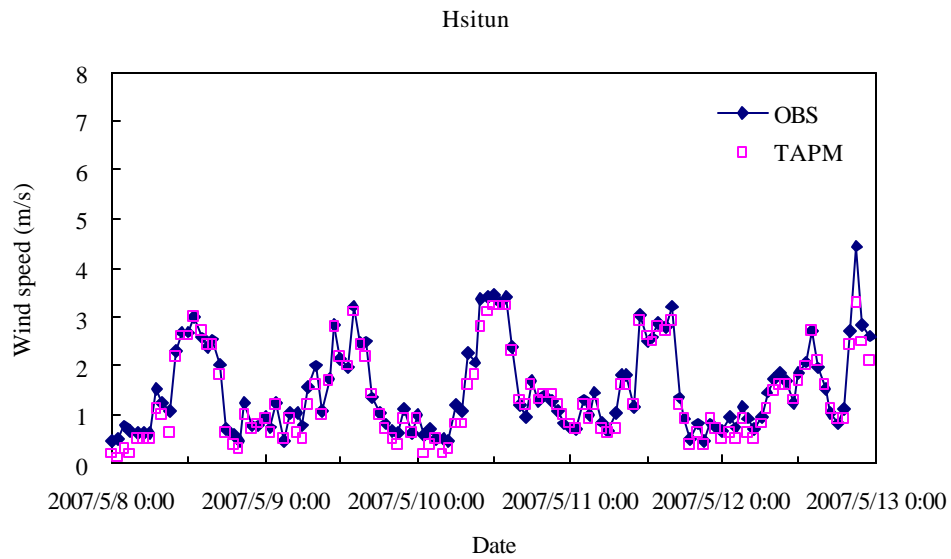


圖 4.3.3 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日西屯監測點之觀測值與模擬值之風速(m/s)變化趨勢圖。

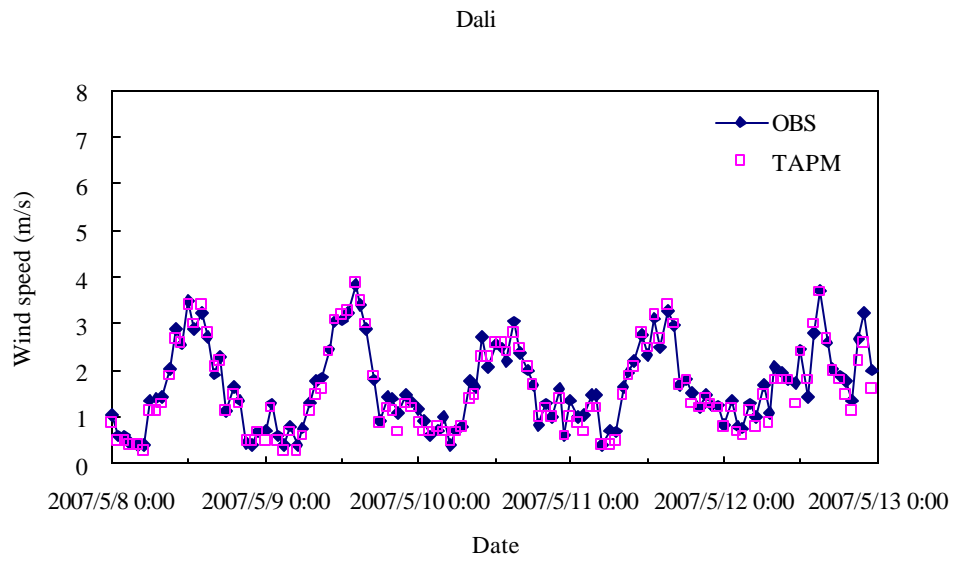


圖 4.3.4 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日大里監測點之觀測值與模擬值之風速(m/s)變化趨勢圖。

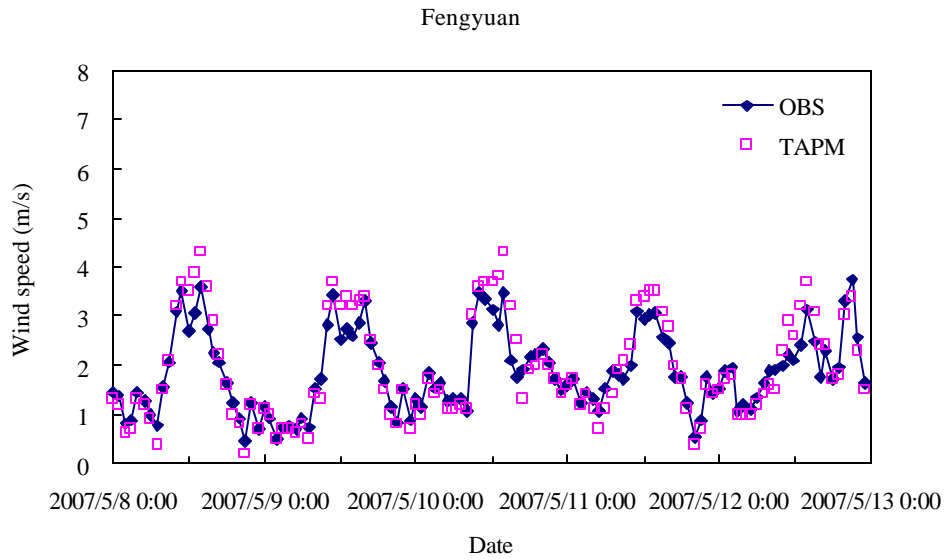


圖 4.3.5 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日豐原監測點之觀測值與模擬值之風速(m/s)變化趨勢圖。

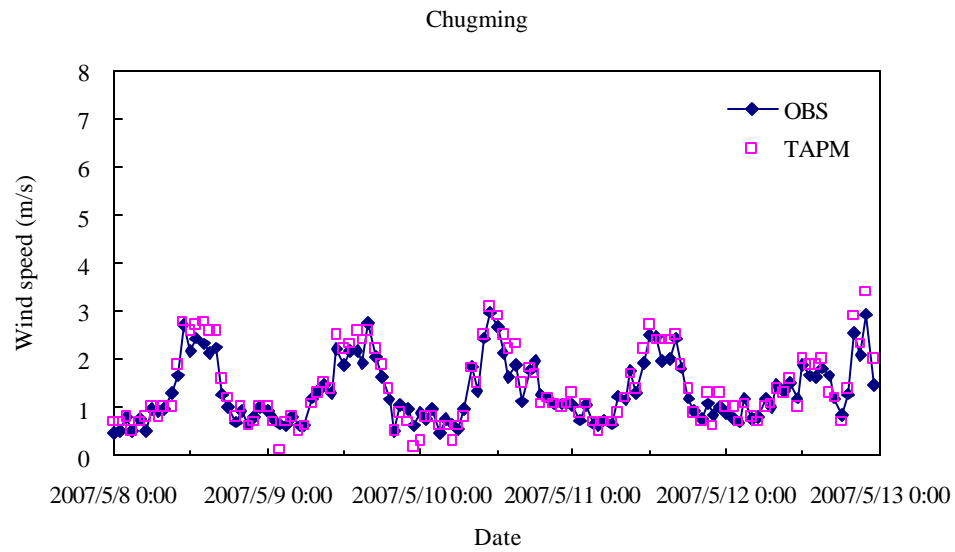


圖 4.3.6 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日忠明測點之觀測值與模擬值之風速 (m/s) 變化趨勢圖。

表 4-3.1 春季中部空品監測站與模式模擬之風速 (m/s) 統計分析

Stations	MEAN_OBS	MEAN_TAPM	STD_OBS	STD_TAPM	CORR	IOA
Shalu	2.17	2.04	1.17	1.16	0.99	0.96
Fengyuan	1.86	1.94	0.81	1.05	0.96	0.96
Hsitun	1.50	1.36	0.90	0.88	0.98	0.99
Dali	1.67	1.59	0.87	0.92	0.98	0.99
Chungming	1.34	1.41	0.64	0.76	0.96	0.97
Average	1.71	1.67	0.88	0.95	0.98	0.98

OBS= observation, TAPM=The air pollution model, AVG= Average, STD= Standard bias,
CORR=Correlation Coefficient, IOA = Index of agreement

二、氣象場-風向模擬

風向趨勢變化模擬：統計環境保護署空氣品質監測站於 2007 年 5 月 8 日 ~ 5 月 12 日台中都會區風向之趨勢變化（圖 4-3.12），圖中可以看出夜晚皆呈現東南風及東北風，而白天大多呈現西南風和西北風。大里地區白天呈現西南風和西北風，而夜晚是呈現東南風。以 TAPM 模式模擬 2007 年 5 月 8 日 ~ 5 月 12 日風向之結果（圖 4-3.13 圖 4.3.22）與實際監測值相近，從模擬結果可以看出幾乎所有測站模擬值在白天都是呈現西南風和西北風，而晚上則是呈現東南風及東北風。大里測站的模擬值也相同，而實測值大多呈現西南風及西北風，所以模擬值和實測值皆相近。

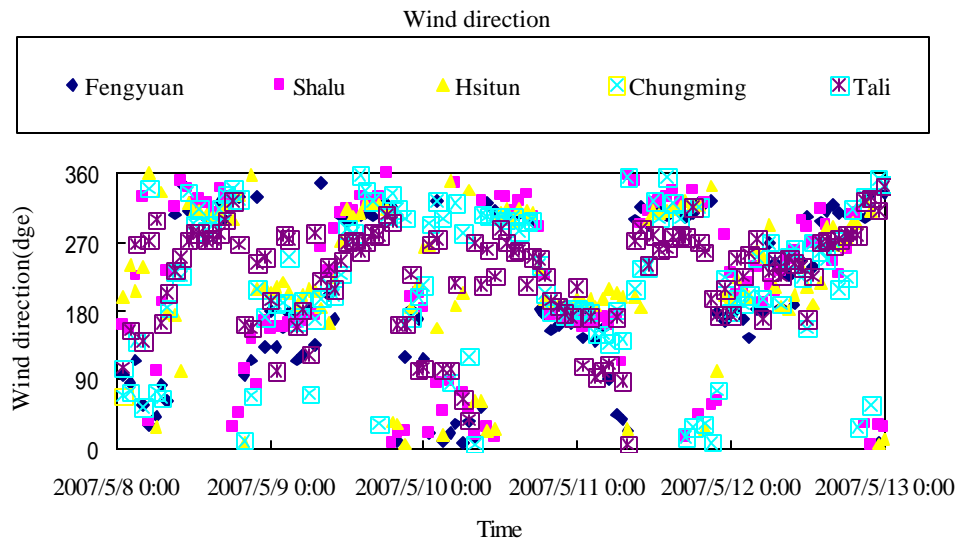


圖 4.3.7 環境保護署空氣品質監測站 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日中部空品區之風向趨勢變化。

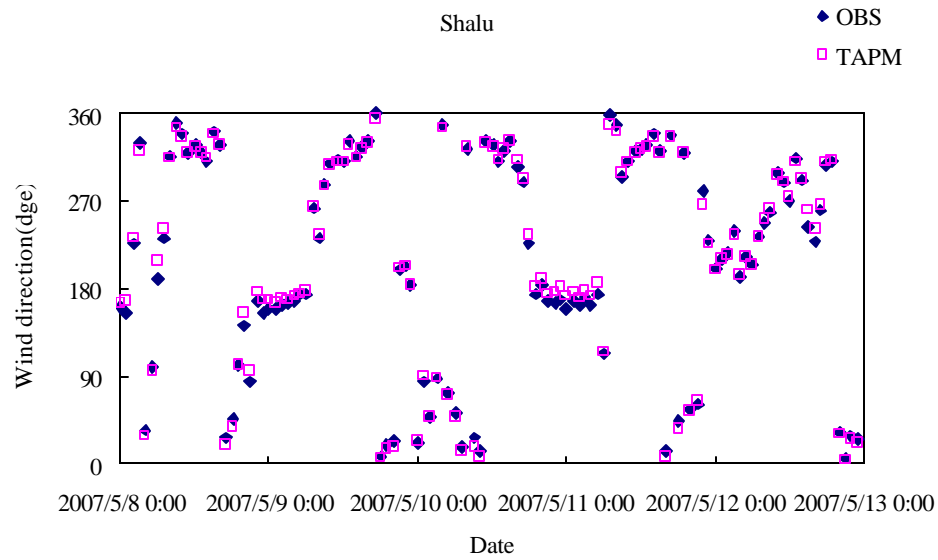


圖 4.3.8 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日沙鹿監測點之觀測值與模擬值之風向(dgs)變化趨勢圖。

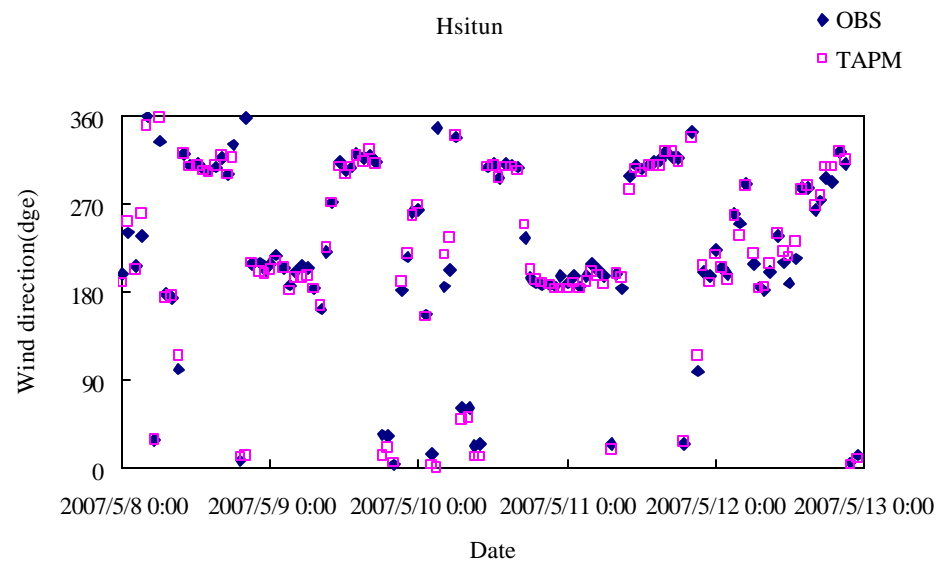


圖 4.3.9 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日西屯監測點之觀測值與模擬值之風向(dgs)變化趨勢圖。

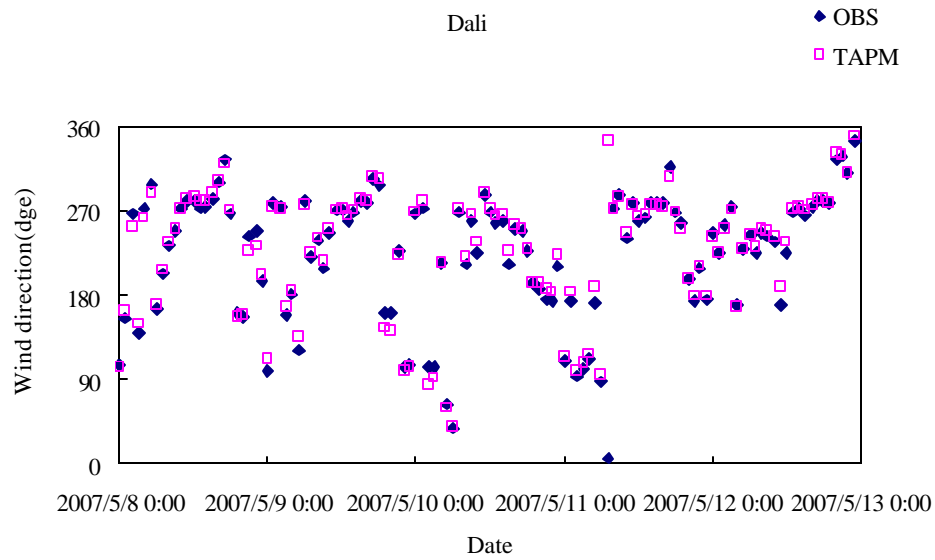


圖 4.3.10 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日大里監測點之觀測值與模擬值之風向(dge)變化趨勢圖。

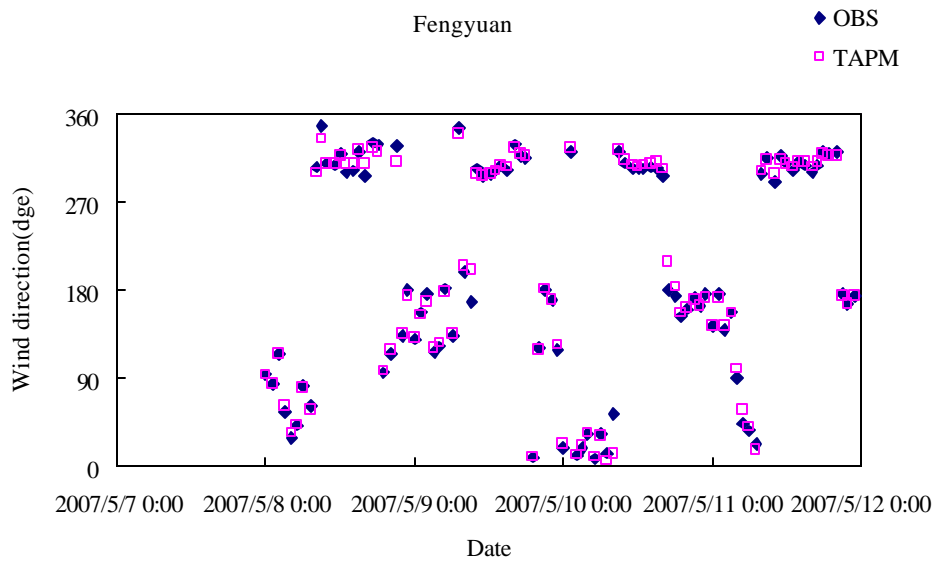


圖 4.3.11 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日豐原監測點之觀測值與模擬值之風向(dge)變化趨勢圖。

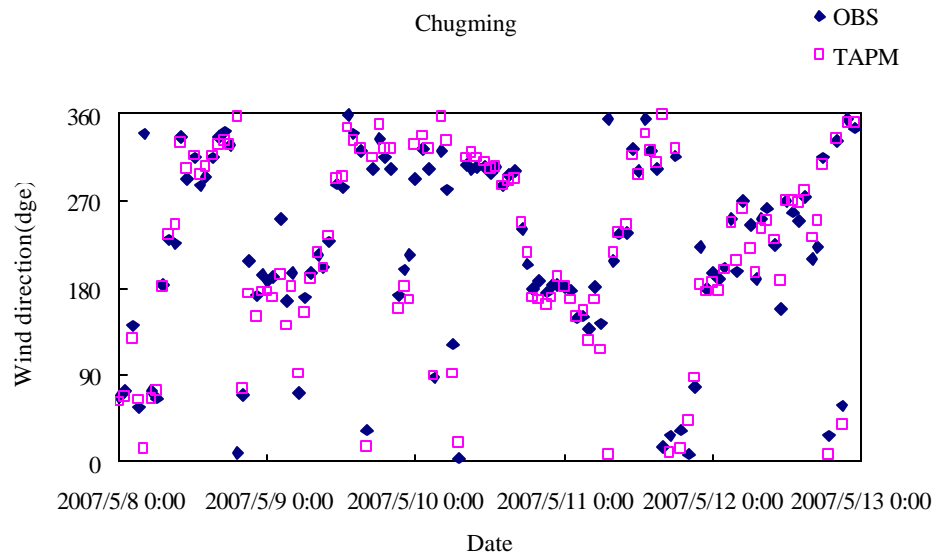


圖 4.3.12 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日忠明監測點之觀測值與模擬值之風向(dge)變化趨勢圖。

三、氣象場-溫度模擬

溫度趨勢變化模擬：統計環境保護署空氣品質監測站於 2007 年 5 月 8 日 ~ 5 月 12 日台中都會區風速之趨勢變化（圖 4-3.23），最低溫度和最高溫度皆在大里出現，大里在 8 日 06 時有最低溫度，而在 11 日 15 時有最高溫度，所有測站的溫度都差不多，皆呈現在 18 至 32 之間。以 TAPM 模式模擬 2007 年 5 月 8 日 ~ 5 月 12 日溫度之結果（圖 4-3.24 圖 4-3.33）與實際監測相近，有模擬出溫度的趨勢，其中大里模擬的最好，一致性係數達到 0.97, 其它測站一致性係數都有在 0.86 以上，模擬結果與實際監測相近。（表 4.3.2）為中部空品監測站與模式模擬之模式驗證，一致性係數平均值達到 0.91 呈現良好的一致性。

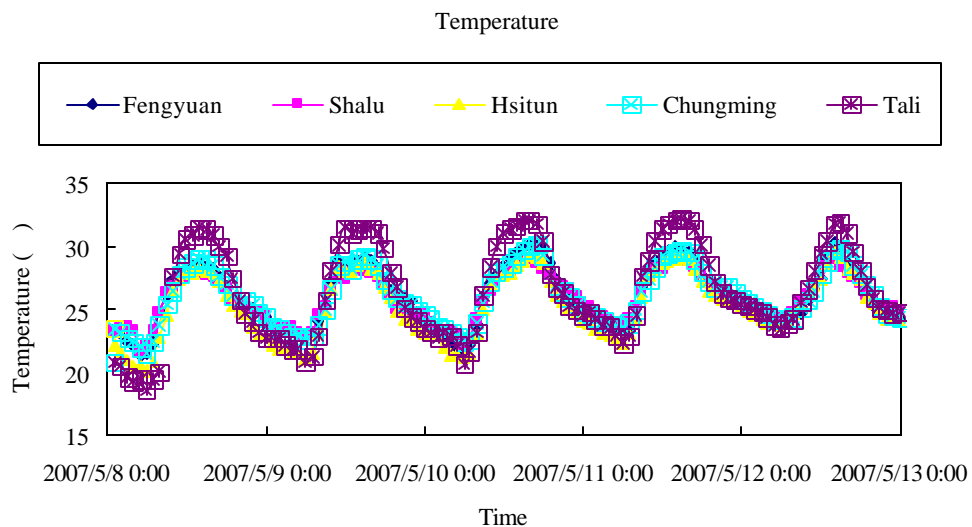


圖 4.3.13 環境保護署空氣品質監測站 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日中部空品區溫度之趨勢變化。

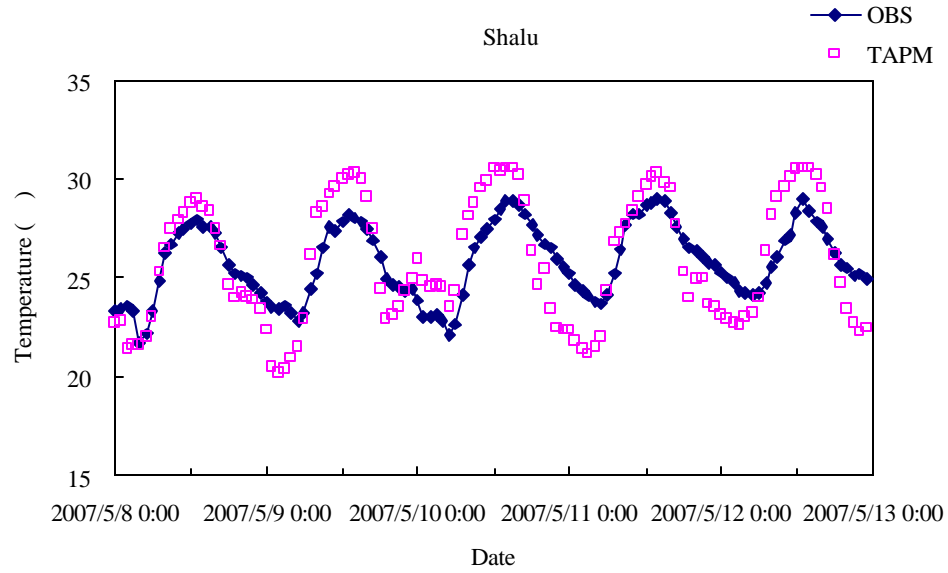


圖 4.3.14 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日沙鹿監測點之觀測值與模擬值之溫度()變化趨勢圖。

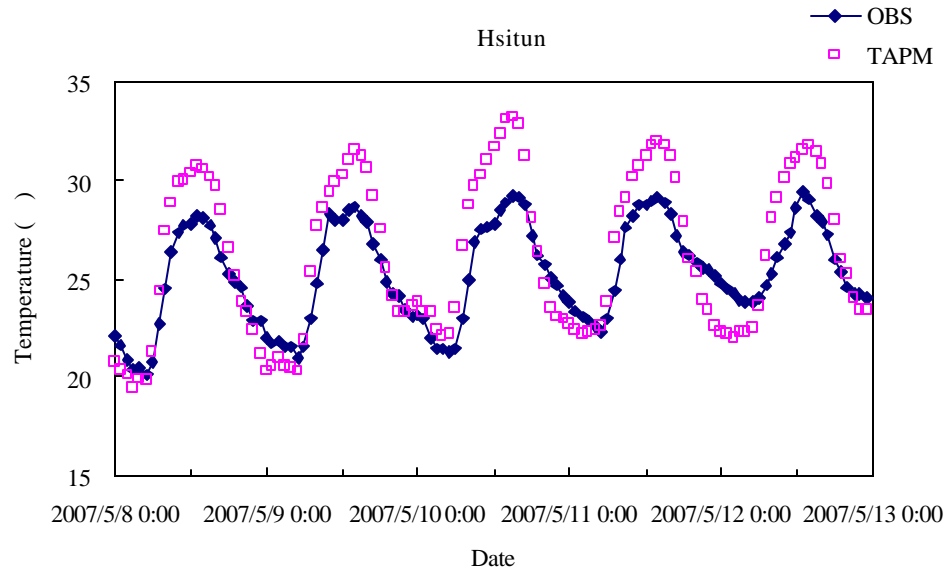


圖 4.3.15 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日西屯監測點之觀測值與模擬值之溫度()變化趨勢圖。

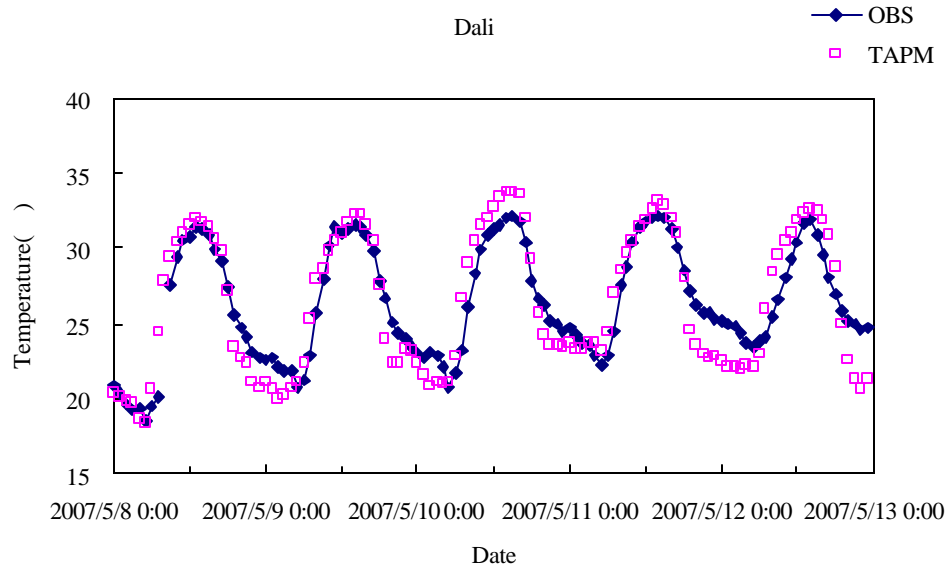


圖 4.3.16 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日大里監測點之觀測值與模擬值之溫度()變化趨勢圖。

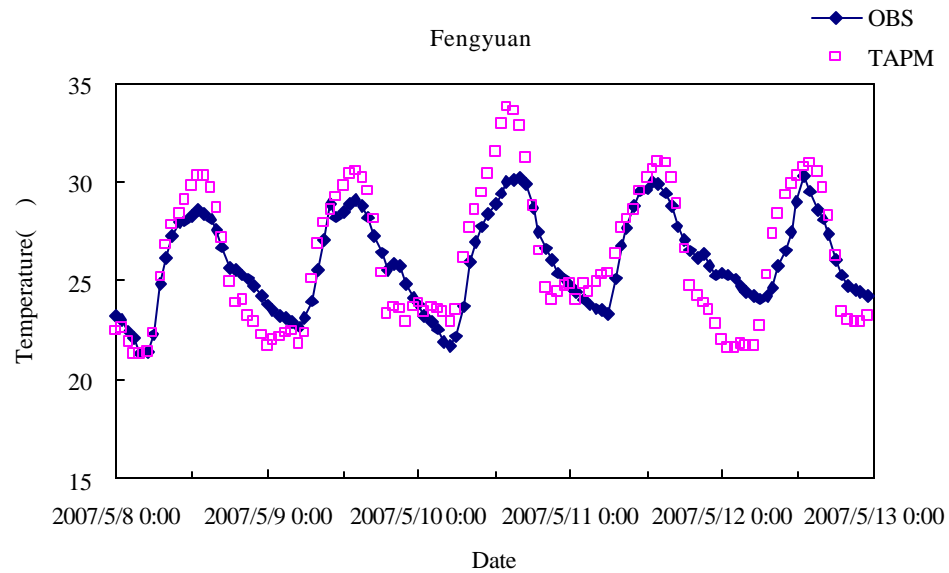


圖 4.3.17 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日豐原監測點之觀測值與模擬值之溫度()變化趨勢圖。

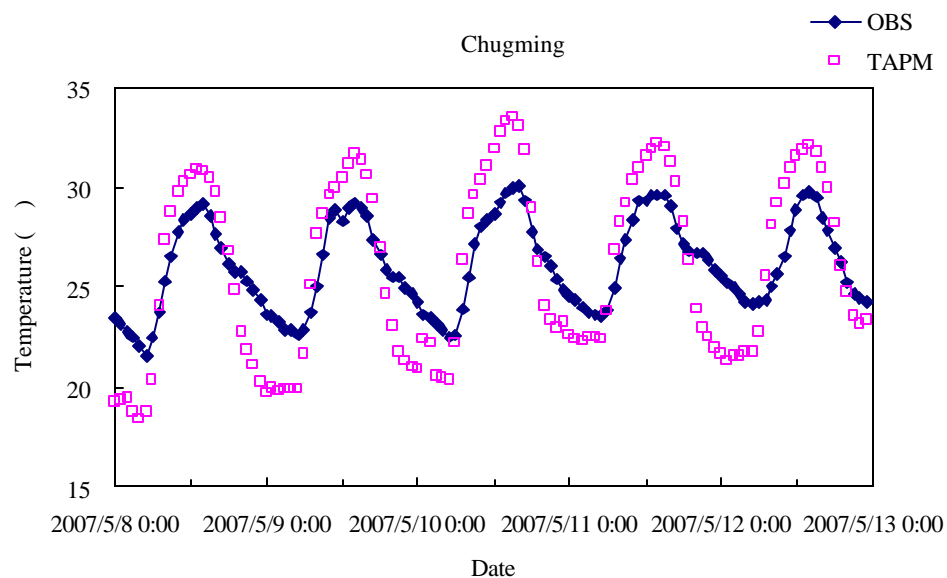


圖 4.3.18 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日 忠明測點之觀測值與模擬值之溫度()變化趨勢圖。

表 4-3.2 春季中部空品監測站與模式模擬之溫度()統計分析

Stations	MEAN_OBS	MEAN_TAPM	STD_OBS	STD_TAPM	CORR	IOA
Shalu	25.80	25.83	1.87	3.13	0.84	0.87
Fengyuan	25.98	26.12	2.36	3.37	0.89	0.93
Hsitun	25.22	26.26	2.54	3.97	0.94	0.91
Dali	26.37	26.34	3.78	4.60	0.93	0.97
Chungming	26.03	25.91	2.29	4.46	0.92	0.86
Average	25.88	26.09	2.57	3.91	0.91	0.91

OBS= observation, TAPM=The air pollution model, AVG= Average, STD= Standard bias, CORR= Correlation Coefficient, IOA = Index of agreement

4-3.2 臭氧濃度模擬結果評估

O₃ 濃度趨勢變化模擬：統計環境保護署空氣品質監測站於 2007 年 5 月 8 日 ~ 5 月 12 日台中都會區 O₃ 小時濃度趨勢變化(圖 4-3.34)，顯示臭氧濃度在 10、11 日皆有高值出現，臭氧濃度在 11 日 16 時有最高出現(沙鹿 129 ppb 豐原 117.5 ppb 西屯 135.6 ppb 大里 160.9 ppb 忠明 142.1 ppb)。以 TAPM 模式模擬 2007 年 5 月 8 日 ~ 5 月 12 日 O₃ 濃度之結果(圖 4-3.34 圖 4-3.44)與實際監測都有明顯的日夜變化，有模擬出 O₃ 濃度的趨勢，其中西屯模擬的較好，一致性係數達到 0.84 有良好的一致性，其它測站一致性係數都有在 0.66 以上，模擬結果與實際監測有些差異。(表 4-3.3) 為中部空品監測站與模式模擬之模式驗證，一致性係數平均值達到 0.78 呈現良好的一致性。

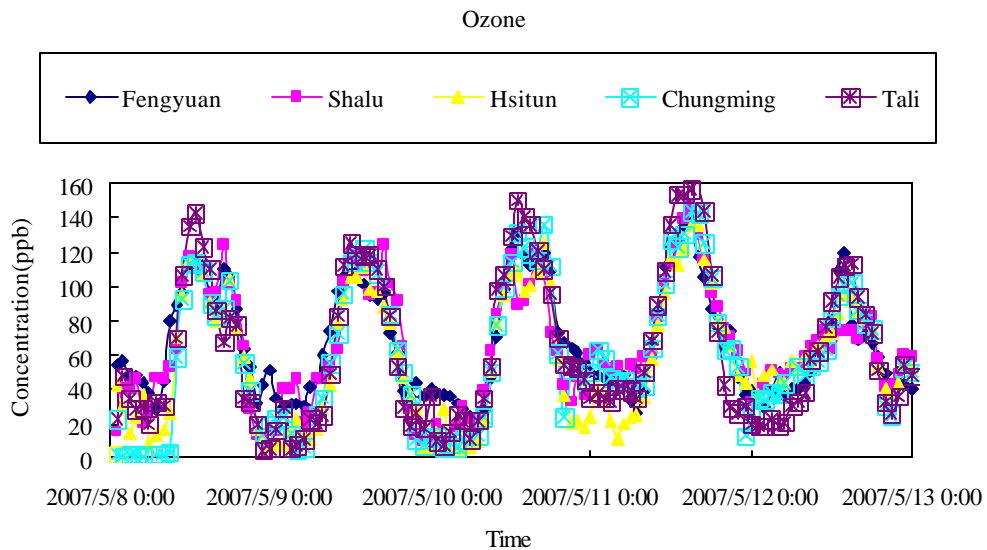


圖 4.3.19 環境保護署空氣品質監測站 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日中部空品區臭氧小時濃度趨勢變化。

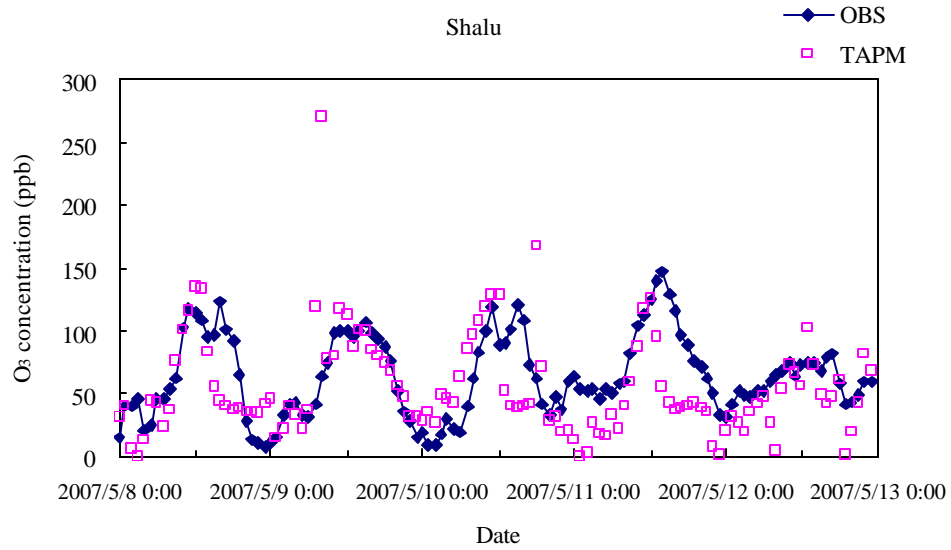


圖 4.3.20 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日沙鹿監測點之觀測值與模擬值 O₃ 濃度(ppb)變化趨勢圖。

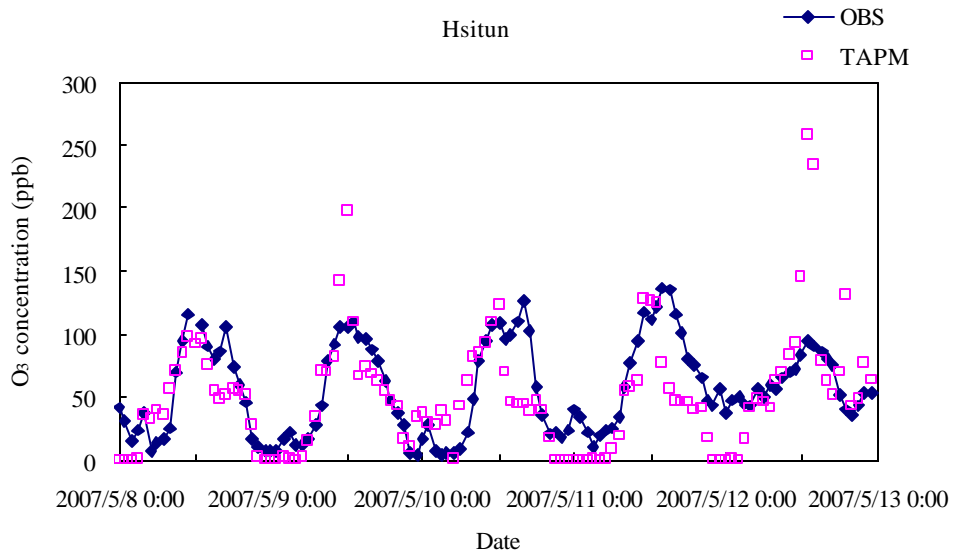


圖 4.3.21 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日西屯監測點之觀測值與模擬值 O₃ 濃度(ppb)變化趨勢圖。

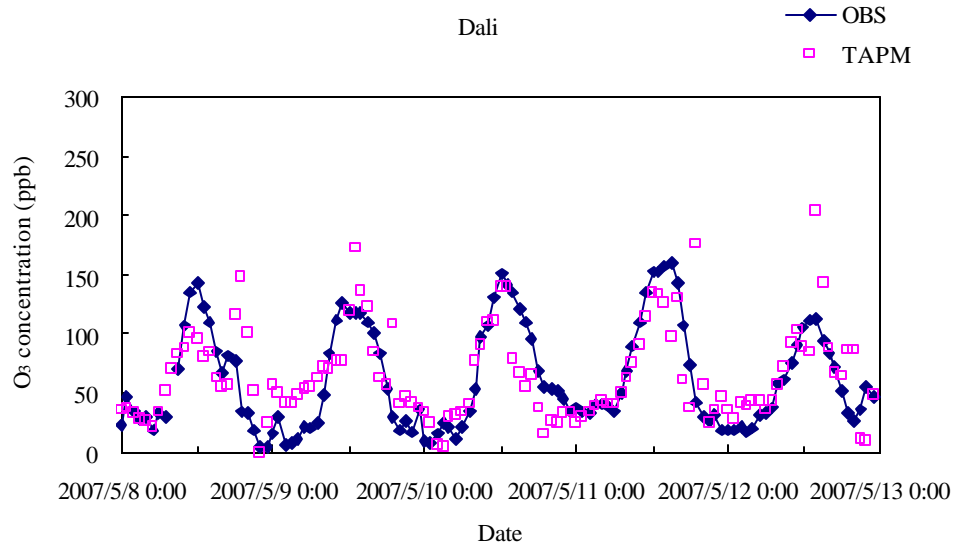


圖 4.3.22 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日大里監測點之觀測值與模擬值 O₃ 濃度(ppb)變化趨勢圖。

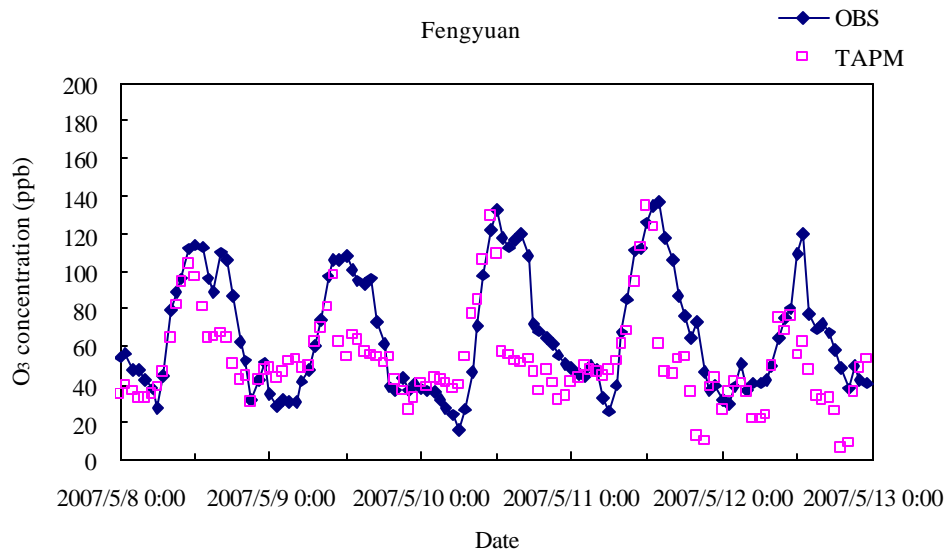


圖 4.3.23 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日豐原監測點之觀測值與模擬值 O₃ 濃度(ppb)變化趨勢圖。

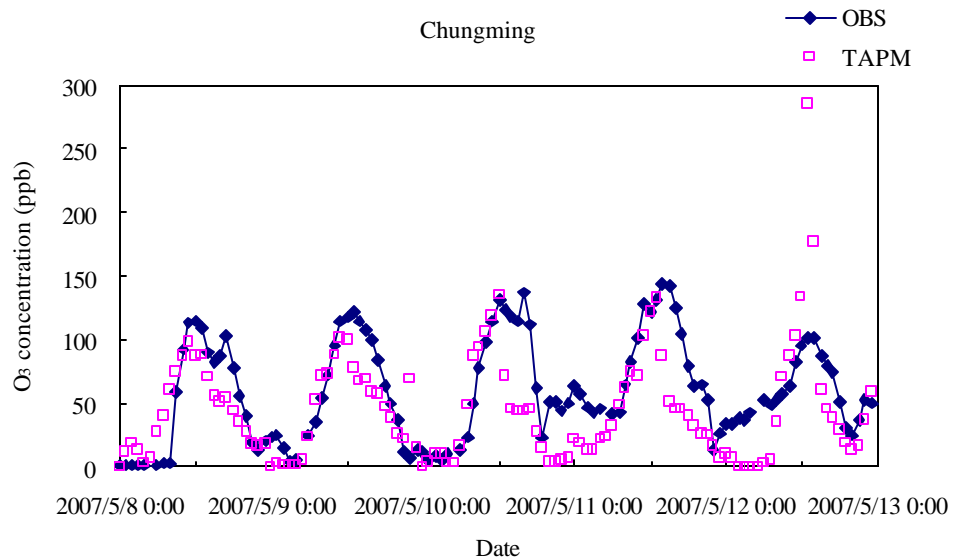


圖 4.3.24 2007 年 5 月 8 日至 5 月 12 日忠明測點之觀測值與模擬值 O₃ 濃度(ppb)變化趨勢圖。

表 4-3.3 春季中部空品監測站與模式模擬之 O₃ 濃度統計分析

Stations	MEAN_OBS	MEAN_TAPM	STD_OBS	STD_TAPM	CORR	IOA
Shalu	63.92	54.98	32.56	40.14	0.47	0.66
Fengyuan	65.44	52.84	31.32	23.75	0.67	0.76
Hsitun	56.48	51.00	36.21	46.40	0.65	0.84
Dali	62.16	65.60	43.34	39.26	0.70	0.83
Chungming	60.37	45.09	40.46	43.15	0.66	0.82
Average	61.89	53.90	36.78	38.54	0.63	0.78

OBS= observation, TAPM=The air pollution model, AVG= Average, STD= Standard bias,
CORR=Correlation Coefficient, IOA = Index of agreement

第五章 促成臭氧高值因素之討論

臭氧為二次光化污染物，其累積濃度受前驅物（ NO_x 、NMHC）比例、光照強度、溫度、濕度、降雨及風向風速等影響，許多研究均顯示氣象條件仍是影響局部地區臭氧濃度變化之主要因素，將影響因子分為自然和人文兩部分來探討，而人文因子（包含都市熱島現象、臭氧前驅物、都市與郊區之氣溫與臭氧相關性、外海船舶排放）；自然因子（包含綜觀尺度天氣型態、風場、洋流因素、東西半部及地形因素影響、大尺度海氣濤動）

5-1 人為因素

台中都會區中大里市污染物往往為最高，除了因為下雨導致 5 月 5 日至 5 月 6 日臭氧濃度值較低，臭氧在污染物高值期間 2007 年 5 月 3 日至 5 月 13 日皆為高臭氧日（環保署所制訂大於 120ppb 為高臭氧日，但較不能表現台中都會區之特性，本文定義臭氧每日之最高小時值大於 80ppb 為高臭氧日）。大里地區其中有兩日特高，分別在 5 月 4 日 13:00（事件一）達到 151.9 ppb；5 月 11 日 15:00（事件二）達到 160.9 ppb，

就人為討論，可分為以下幾點探討，1.都市熱島現象 2.汽機車及工業區排放之污染排放之污染 3.外海船舶排放。

5-1.1 都市熱島現象

氣候的差異導致涵容能力不同，風向與風速的延散稀釋作用，降雨的洗淨作用，日照、溫度、濕度、壓力等對污染物的轉換速率亦具影響，因此針對大里地區氣象因子進行深入探討。

大里地區其中有兩事件日明顯異常，其中事件一臭氧為 151.9 ppb，事件二臭氧為 160.9 ppb，將這兩特殊事件日做一比較。（圖 5-1.1.1）探討溫度，高值期間平均溫度為 25.3℃，但是事件一溫度為 29.49℃；事件二溫度為 32.2℃，皆高於平均溫度，分別高於 4.1 和 6.1℃，且事件二氣溫高相對臭氧濃度高，和文獻中所提及臭氧高值期間氣溫會升高相符合。因臭氧主要為光化反應下的產物，當雲量增加時會阻礙日照量和日照強度，即會使污染物濃度不易上升；而臭氧會與水蒸氣反應而消耗，故在高輻射量、高溫及長時間日照下會有光化反應形成臭氧，探討的全天空日射量分別為 2.8 和 2.5 MJ*m⁻²，大於平均值（0.8 MJ*m⁻²），皆屬於長時間日照；日照時數在事件一和事件二分別為 0.6hr 和 0.9hr 符合高輻射量之條件，其中事件二輻射量較事件一高；探討都市熱島強度，以郊區之烏日為背景站計算熱島強度，研究結果顯示事件一熱島強度為 0.39℃；事件二熱島強度為 3.92℃，證實當熱島效應發生會使得污染物會累積，但根據本研究室團隊研究發現前晚熱島強度容易造成隔日污染物高值，並且成正比，但這個條件在這兩個事件日並不絕對存在，成為一個相反列子。（圖 5-1.1.2）

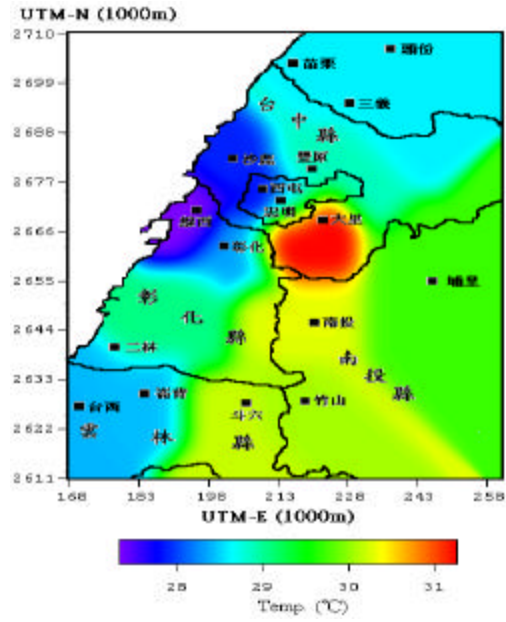


圖 5-1.1.1 大里溫度圖

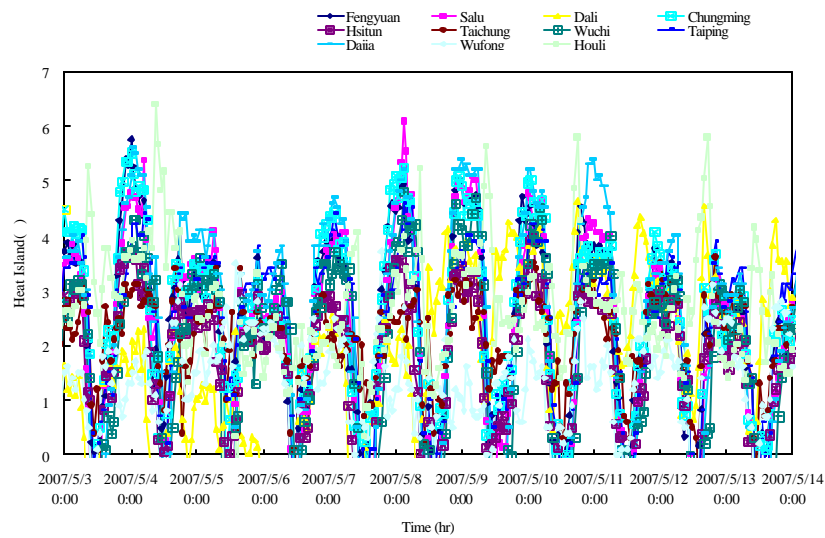


圖 5-1.1.2 台中都會區熱島強度圖

5-1.2 臭氧前驅物

探討汽機車及工業區排放之污染，從時序圖（圖 5-1.2-1）結果顯示 NO_x 平均濃度為 28.3ppb，事件一與事件二之臭氧高值前幾個小時 NO_x 濃度皆遞減並且比 NO_x 濃度平均值低，初步判斷應該是因為光化作用之原因被消耗掉；（圖 5-1.2-2）以 NMHC、 CH_4 而言，研究結果顯示 NMHC 平均濃度為 0.4ppm、 CH_4 平均 1.7ppm，事件一發生時，NMHC、 CH_4 濃度分別為 0.2 ppm、1.7 ppm；事件二發生時，NMHC、 CH_4 濃度分別為 0.3 ppm、1.7 ppm，並且其他臭氧高值前也有相同情況，顯示臭氧高值發生前幾個小時 NMHC、 CH_4 濃度皆有遞減的現象並且比平均濃度低，這和文獻所提及臭氧高值發生前其前驅物污染會遞減之現象是相符。

因為有相反列子，表示這次長時間高污染事件日（2007年5月3日至5月13日）並非只是一般因為人為所造成之情形，所以探討高污染事件日應該不只針對氣象條件討論，更應該探討大尺度之氣象現象。

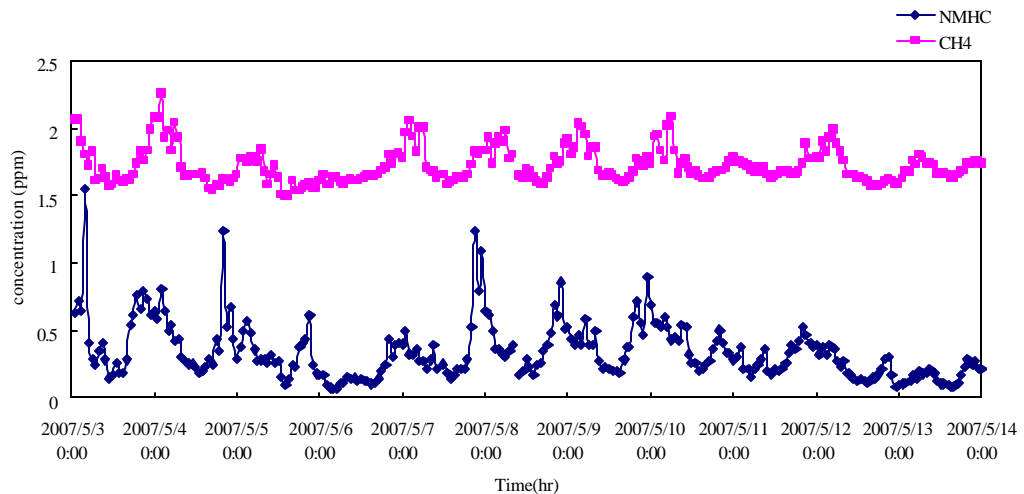


圖 5-1.2-1 大里 NMHC、 CH_4 時時序圖

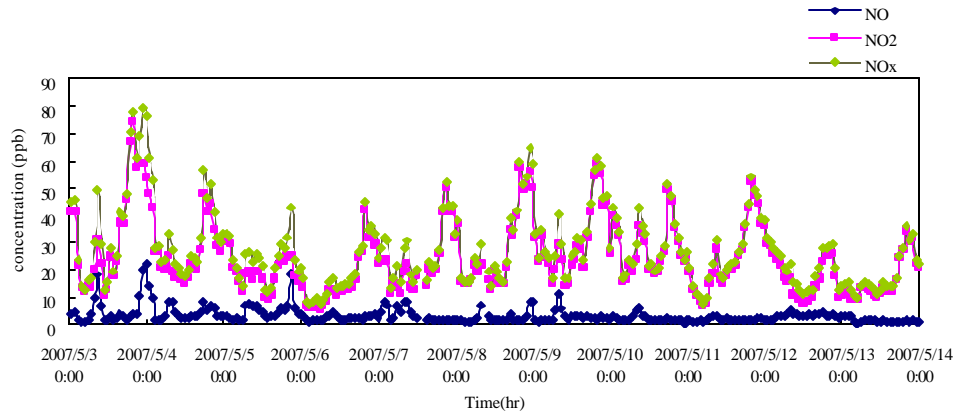


圖 5-1.2-3 大里 NO、NO₂、NO_x時序圖

5-1.3 都市與郊區之氣溫與臭氧相關性

由於都市人口眾多，過多的建築物會排放廢熱，再加上汽機車工廠所排放之廢氣，都市溫度比郊區來的高。都市以大里，郊區則以烏日做為代表，來探討其氣溫和臭氧之相關性，顯示於臭氧高值期間當時平均溫度為 25.4 ，大里地區於事件一溫度為 29.5 ，而事件二溫度為 32.1 ；烏日地區事件一溫度為 29.1 ，而事件二溫度為 28.9 ；就臭氧濃度而言，探討事件一臭氧濃度為 151.9 ppb、事件二臭氧濃度為 160.9 ppb：而在烏日事件一臭氧高達 124.8 ppb，5 月 11 日 115.9 ppb，證實的確在都市和郊區臭氧和溫度有一定相關性。

5-1.4 外海船舶排放

空氣污染具有跨境特性，遊輪或漁船等船隻其排放將隨海風傳送向陸地，並且經研究指出，港區之排放量佔區域排放之大宗，其與船舶所使用高硫份燃料所排放的硫氧化物，足造成區域性酸雨的來源，另港區所排放之氮氧化物與揮發性有機物，亦為區域性臭氧的前驅來源。因此在美國方面，也將港區的污染防制列在州執行計畫(SIP)之下，而由相關管制法規所管轄

非公路運輸之污染主要為船舶及航空器造成，船舶排放的空氣污染物如SO_x及NO_x等，船舶排放硫氧化物SO_x 866公噸/年(41.9%)為最，主因其所使用之燃料油含硫量較高之故，而非甲烷碳氫化合物與氮氧化物經日光照射有產生二次污染之虞，因此根據基隆、高雄、花蓮、臺中、蘇澳、安平及臺北港務(分)局所提供之臺灣地區各國際商港進出港口船舶量表(圖5-1.4)，在2007年5月船隻量達7,024艘，乃為2007年月份船隻量最高。

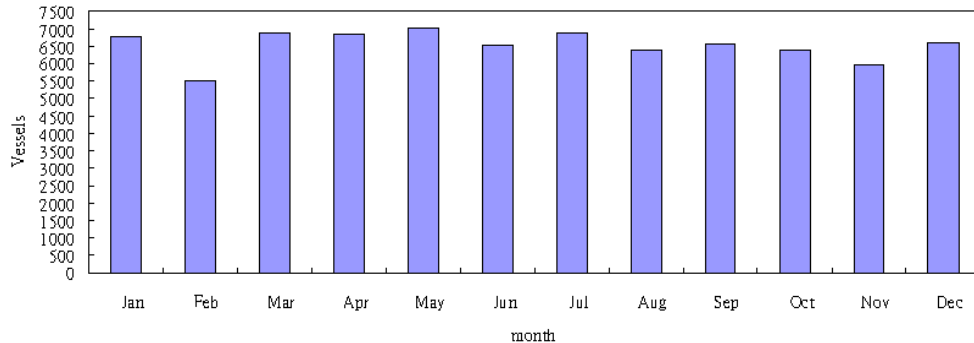


圖 5-1.4 2007 年台中港每月進出港口總船隻數

5-2 自然因素

就自然因子討論，包含（綜觀尺度天氣型態、氣象條件、洋流因素、東西半部差異、大尺度海氣濤動），鑑於氣象因子主要受控於天氣系統變化，從天氣型態角度探討O₃濃度值更能掌握高值成因及變化，因此本文天氣類型分類是依據程、白（1998）分14型，探討2000年、2007年3~5月案例期間天氣型態，天氣型態分別為高壓迴流和高壓出海型，所謂高壓出海型指的是移動性冷高壓在華東沿海向海上移出；而當出海的高壓中心過125°E，屬於高壓迴流天氣型態，由於高壓出海後迴流經暖海變性，氣溫有回暖現象。

代碼	本文天氣類型	傳統天氣類型	特 徵
P1	東北季風型	強烈東北季風	極地大陸冷高壓影響台灣，台灣以東北季風為主
		標準東北季風	
		微弱東北季風	
P2	高壓出海型	高壓出海Ⅰ型	大陸冷高壓由陸上移至海上，高壓中心未過125°E
		高壓出海Ⅱ型	
		高壓出海Ⅲ型	
P3	高壓迴流型	高壓迴流型	大陸高壓中心出海過125°E
P4	鋒面過境型	鋒面過境型	鋒面一日內通過台灣本島
P5	鋒面滯留型	鋒面滯留型	鋒面於台灣地區停滯達24小時以上
P6	鋒前暖區型	鋒前暖區型	華南沿海至台灣北部海面有鋒面形成，台灣處鋒面前緣，為鋒前暖區
P7	熱帶低壓系統型	熱帶低壓系統 外圍環流型	台灣南風海面有颱風或T.D形成，其環流對台灣南部造成影響
P8	颱風型	颱風型	颱風侵襲台灣中與颱風由台灣西側台灣海峽移行
P9	偏南氣流型	偏南氣流型	華南或華中地區有低壓產生，太平洋高壓微弱，台灣南面海面上有低壓系統
P10	西南氣流型	西南氣流型	颱風北上至韓國或日本一帶
P11	華南雨區東移型	華南雨區東移型	華南至東海一帶有滯留鋒面並東移徘徊
P12	東海低壓或 台灣低壓型	東海低壓或 台灣低壓型	東海或台灣東部海面的低壓系統
P13	太平洋高壓西伸型	太平洋高壓西伸型	太平洋高壓西伸至台灣
P14	太平洋高壓型	太平洋高壓型	台灣受太平洋分裂高壓影響

（參考來源資料：程 and 白，1998）

5-2.1 綜觀尺度天氣型態

本研究採中央氣象局之地面天氣圖為天氣型態分析依據，以主導台灣中部為歸納準則，分析 2000 年及 2007 年 3 5 月天氣型態。2000 年 3 5 月分析結果顯示：天氣型態以 P14 太平洋高壓型比率 17% 為最高，P11 華南雨區東移型和 P13 太平洋高壓西伸型同時發生時，比率佔 6% 次高，P13 太平洋高壓西伸佔 5%。2007 年 3 5 月分析結果顯示：天氣型態以 P1+P3 東北季風型和高壓迴流同時發生時比率 33 % 為最高，P13 太平洋高壓西伸型發生時比率佔 19 % 為次高，P2+P11 高壓出海和華南雨區東移型同時發生時比率佔 13% ；

綜合比較分為以下幾點探討：

1. 2007 年主要以 P1 + P 3、 P13、 P2 和 P3 天氣類型佔最多，發生率最高。
2. P1 + P 3 天氣類型於 2007 年發生率為 33 %，2000 年未發生此天氣類型。
3. P13 天氣類型於 2007 年發生率為 19 % 比 2000 年發生率為 5 %，高出約 4 倍。
4. 2007 年 P2 天氣類型發生率為 10% 比 2000 年發生率為 2%，高出約 5 倍。
5. 2007 年 P3 天氣類型發生率為 10% 比 2000 年發生率為 2%，高出約 5 倍。

因此初步推估在 2007 年臭氧高值期間以 P2 和 P3 天氣類型佔最多，並且 2007 年海水溫度較低，證明海水溫度較低時 P2 和 P3 天氣類型較容易發生，使臭氧值大於 80 ppb 容易造成事件日發生。

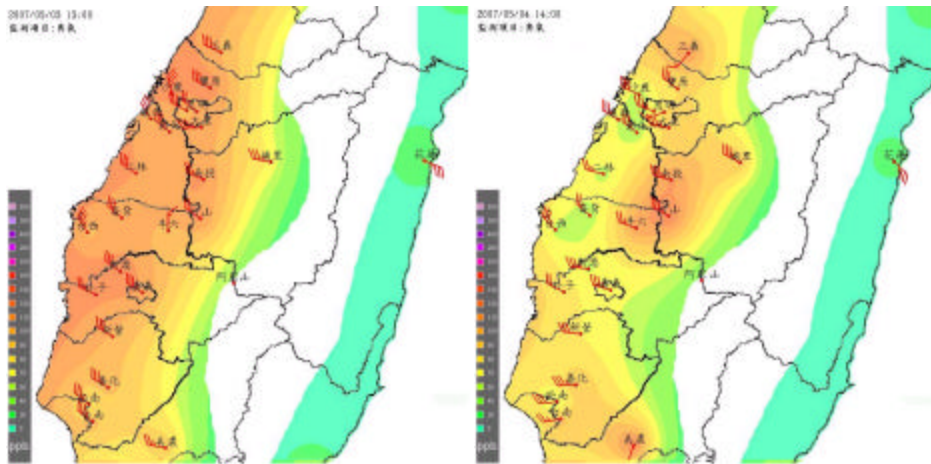
表 5-2.1.1 2000 年、2007 年天氣類型及臭氧事件日相關性

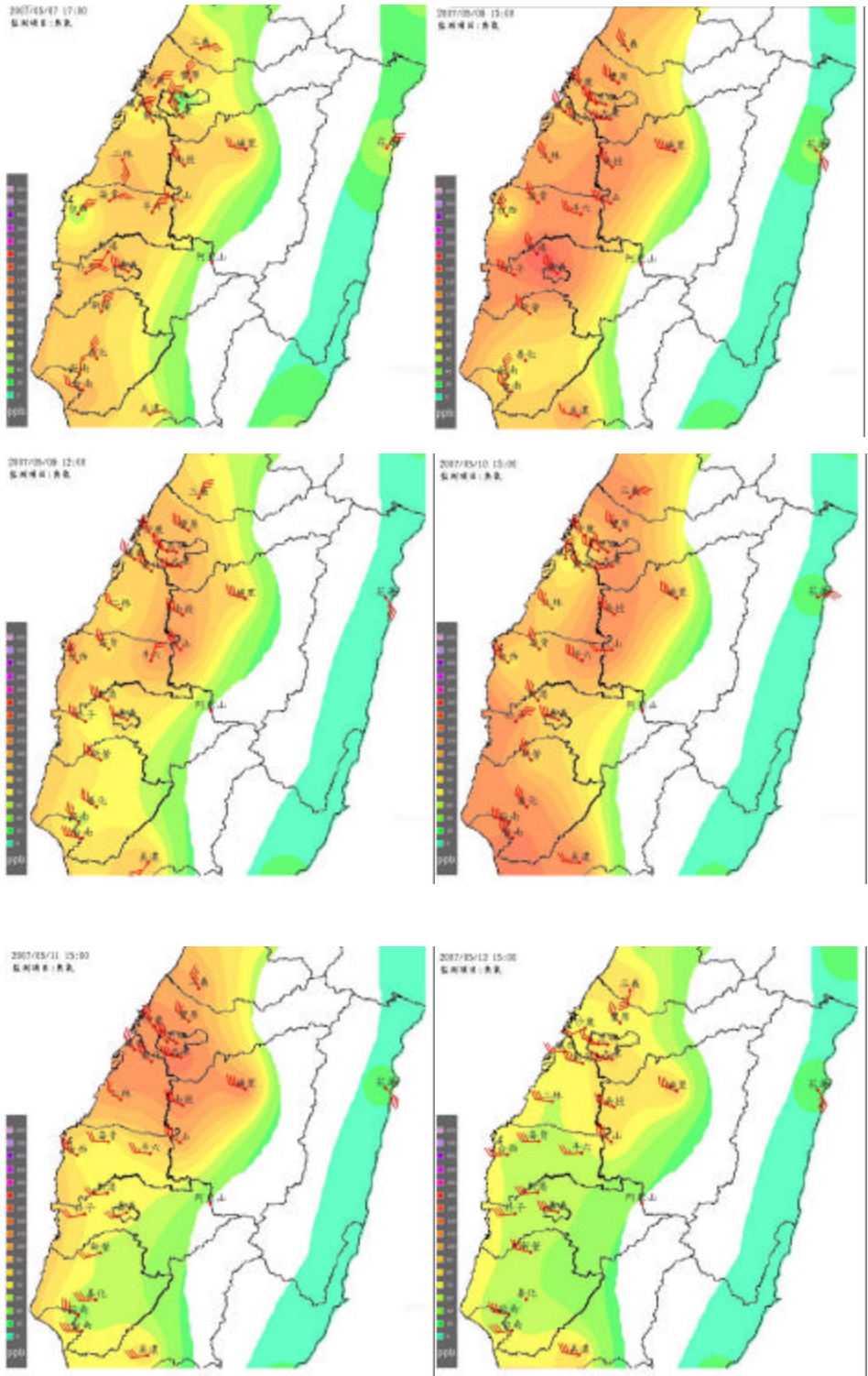
	2000		2007	
	臭氧大於 80ppb(hour)	比率 (%)	臭氧大於 80ppb(hour)	比率 (%)
P14	3	17	2	7
P11+P13	1	6	-	-
P13	2	5	22	19
P9+P11	1	4	-	-
P7	2	3	-	-
P2	10	2	42	10
P13+P14	1	2	-	-
P11	6	2	3	1
P3	5	2	36	10
P1	1	0	12	4
P9	-	-	4	4
P4	-	-	4	3
P6	-	-	5	10
P2+P11	-	-	9	13
P1+P3	-	-	4	33

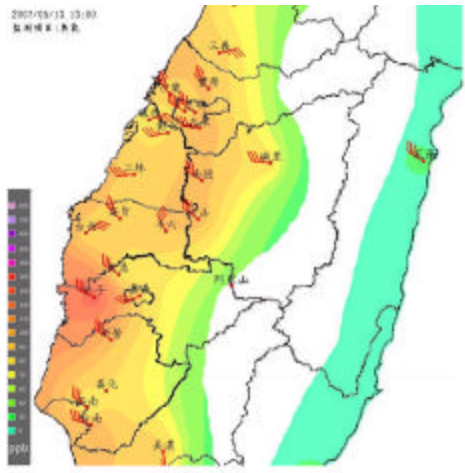
5-2.2 氣象條件

討論降雨，據環保署資料大里測站事件一和事件二降雨為零，平均飽和水氣壓分別為 43.9hPa 和 42.7hPa;討論風場 (圖 5-2.2.1), 根據文獻於天氣型為高壓迴流時，若台灣東部風場具較大之東南風向量時，將會與台灣中部地區污染事件日之發生有高度相關，因東部吹東南風系時即表示中部地區綜觀盛行風較微弱，當東南風系遇到中央山脈，風場會被分割為兩支南北繞流及直接過中央山脈之氣流沈降，造成污染物的累積。

因為是中午吹海風，風向分別為西南風和西北風，由(圖 5-2.21)表示 2007 年 5 月 3 日~13 日中部地區臭氧濃度與風場圖，其中 5 月 5 日~5 月 6 日並非事件日不予以討論。全台灣事件日於 5 月 3 日事件日開始，資料顯示當天臭氧濃度小時最高值為 1300 LST 並且沿海較內陸空氣品質監測站高，5 月 4 日 1400 LST 內陸地區之南投、竹山臭氧濃度較高，5 月 7 日因前日之降雨使之前累積臭氧被帶走因此濃度較低，於 5 月 9 日大里空氣品質監測站臭氧濃度逐漸升高，並在 5 月 11 日 1500 LST 達到最高。







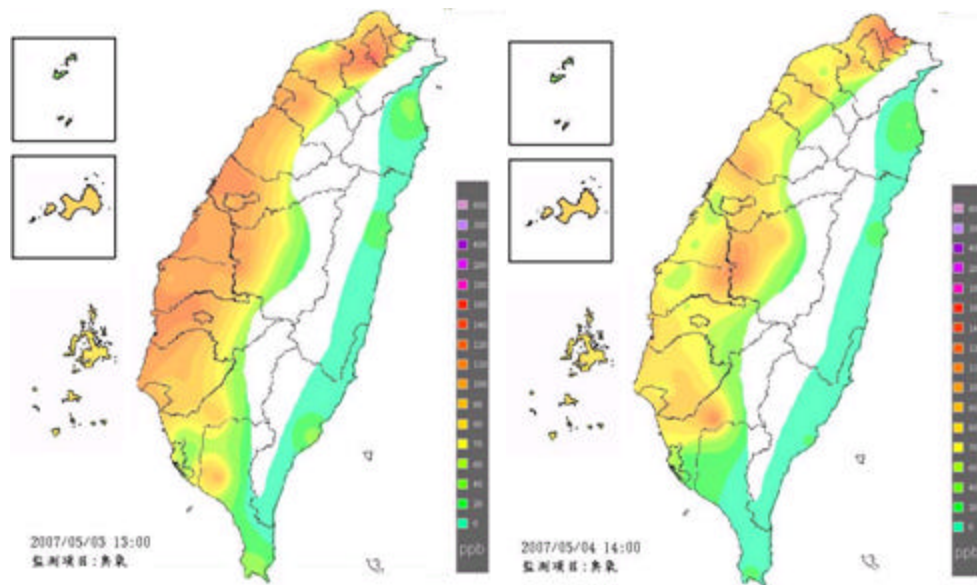
風標(wind_bar)長線表每秒1公尺,短線表每秒0.5公尺.

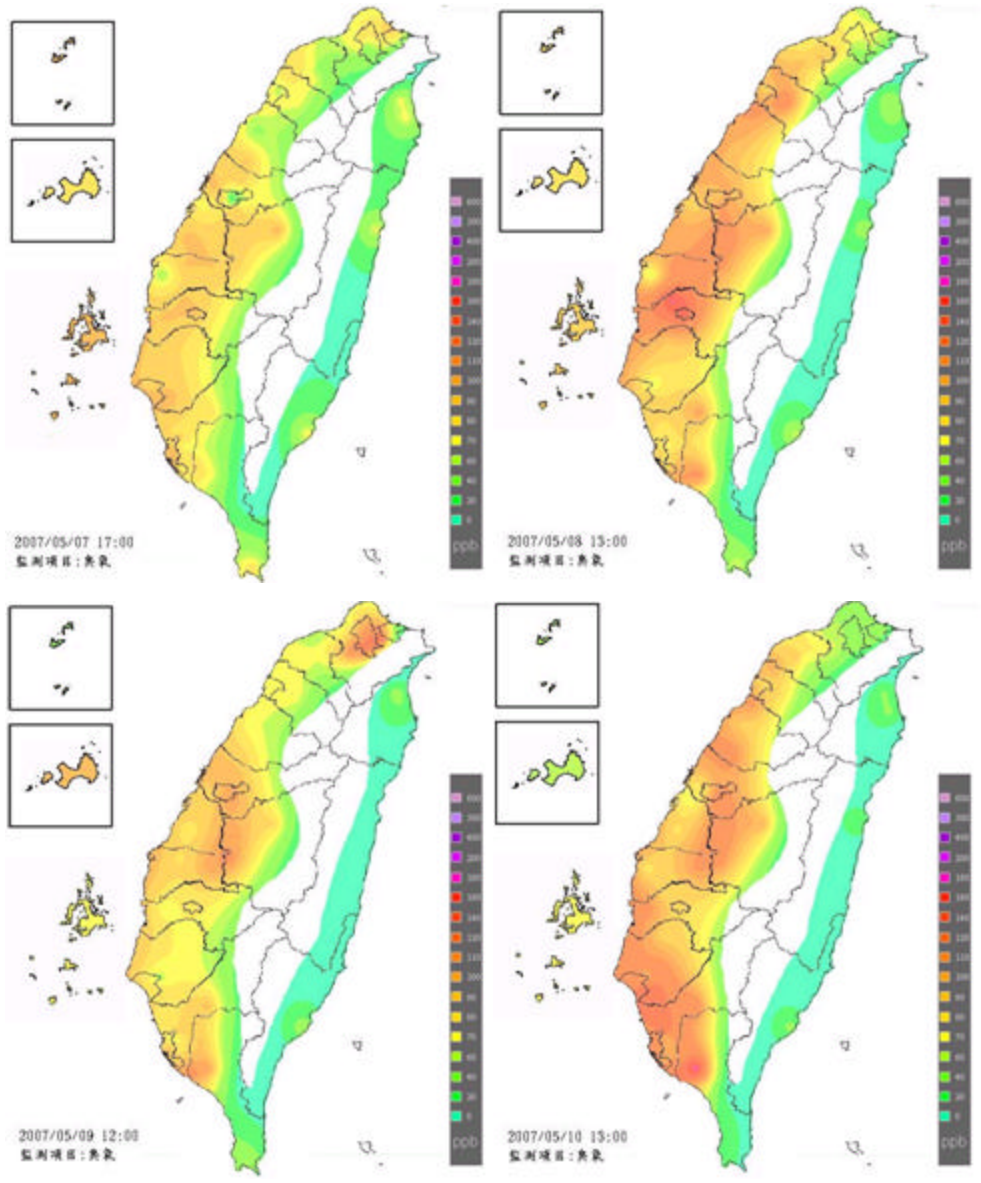
5-2.21 2007年5月中部地區臭氧濃度與風場圖

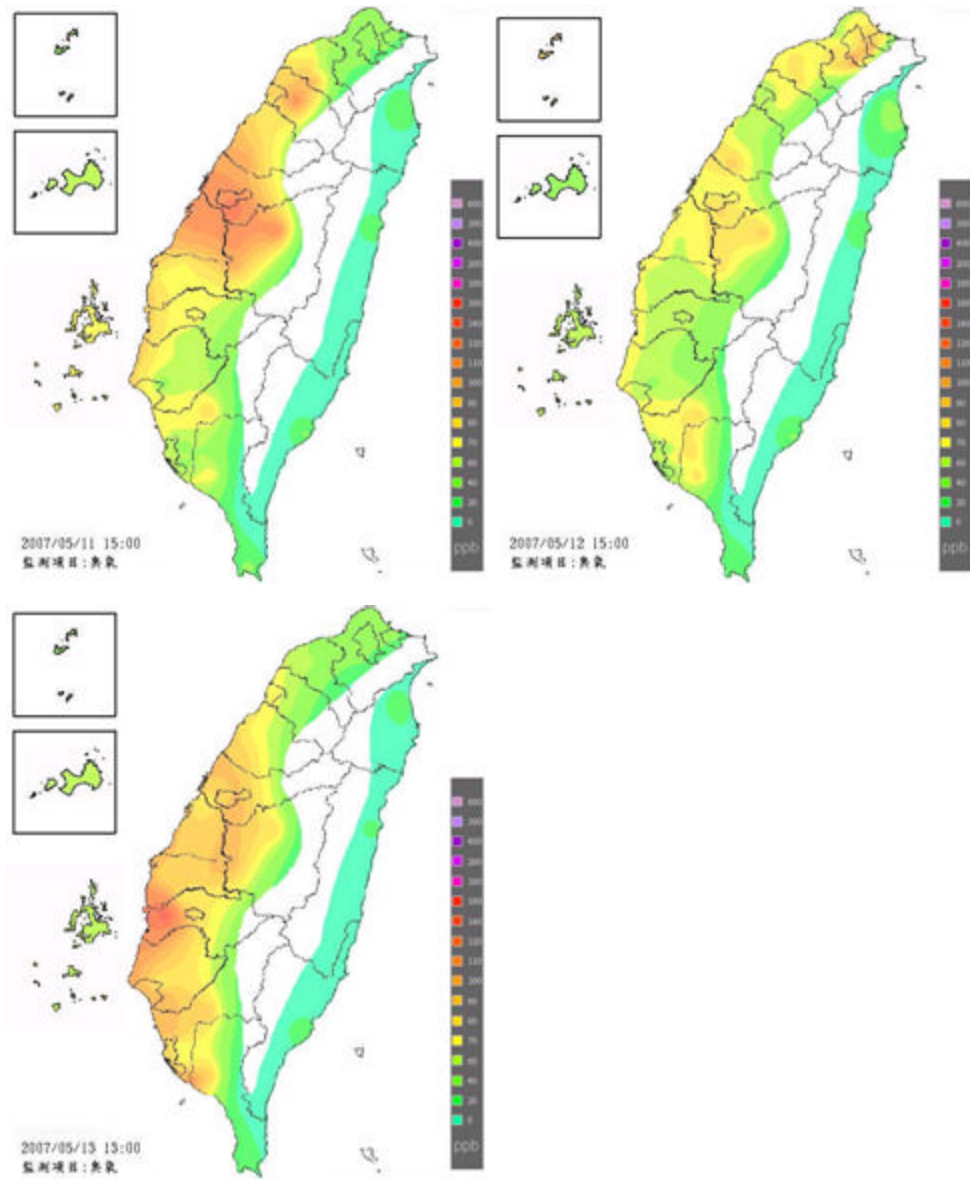
5-2.3 東西半部及地形因素影響

以台灣中央山脈為界線將之分為東半部及西半部來探討，研究結果顯示 2007 年 5 月事件日中除了 5 月 5 日至 6 日降雨以外，污染物監測高值期間（5 月 3 日至 13 日），整個台灣西半部都呈現高值，不像往例高值只集中在山區之南投或竹山，而是全台包含台北、竹山、彰化、台南、南投及高高屏(除了東半部外)，全台空氣品質監測站臭氧值每日小時值幾乎皆超過 80 ppb(圖 5-2.4.1)，造成臭氧事件日，且國外-韓國、日本也是呈現高值。

討論地形，環保署訂當臭氧警戒值為 120ppb，統計整個西半部日於 5 月 2 日至 13 日，(除了降雨之 5 月 5 日和 5 月 6 日降雨之外)，但是濃度分佈卻不同，除位於口袋地形之南投易造成污染物累積，高屏平原和靠海的台南皆有高值，雖地形也是造成污染物高值的原因，但是於這高污染事件日探討絕非主因，因而必須進行更大氣象尺度的探討。







(參考行政院環保署)

圖5-2.3.1 2007年5月每日小時最高值

5-2.4 洋流因素

洋流會影響氣候，而洋流流向發展是海溫變化的關鍵，深入分析海溫有其必要性，並利用海水溫度來探討洋流和高臭氧事件日相關性。

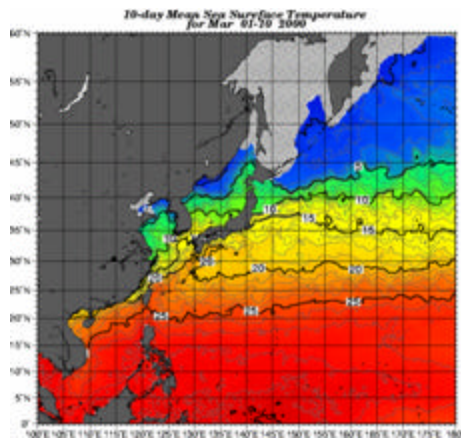
因台灣近海西岸之海水溫度資料包括以下測站，新竹、金門（2000年7月成立）、七股（2006年5月成立）、大鵬灣（2002年成立）、小琉球（2002年成立）、鵝鑾鼻測站（2000年1月成立），因為案例主要為探討台中都會區，因此選取新竹及澎湖測站海溫資料探討最具代表性，案例時間為2000年3-5月和2007年3-5月，但是台灣海溫資料的不完整於，2007年新竹海溫流標飄走，2000年澎湖測站尚未設立），因此無法直接用海溫資料數值比對，只好根據日本氣象廳所公布2007年3-5月之上、中、下旬和2000年3-5月之上、中、下旬海溫圖做比較、探討。

親潮是冷海水，洋流流向由北往南移動，海水溫度較低的會往北移動；而黑潮也就是暖潮，洋流流向由南往北移動，也就是海水溫度較高的會往北移動，探討海溫圖，由25°C等溫線作為判斷依據，若黑潮（暖海水）往高緯度移動，當黑潮暖海水一直往上，親潮的冷海水無法往下太多，整月海水溫度變化相較之下溫度較高。

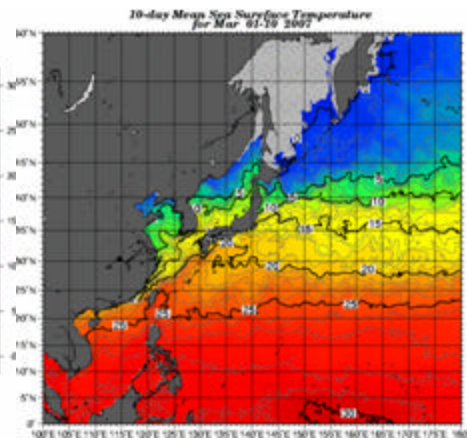
因此研究結果2007年5月海溫發現以下幾點

1. 五月上旬海溫較低時臭氧為高值，五月下旬海溫較高時臭氧無高值時，證實臭氧高值時海水溫度較低，臭氧低值時海水溫度較高，
2. 台灣之東岸、西岸，臭氧高值這幾天相較非臭氧高值時海水溫度相差約4.5°C；

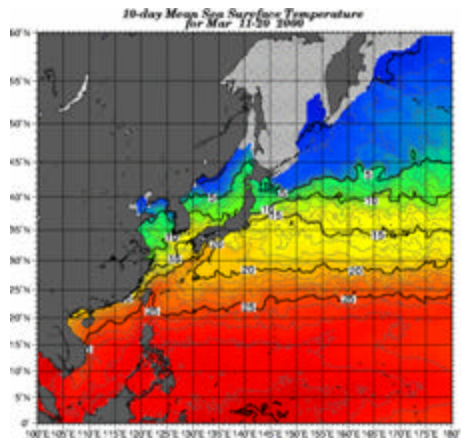
比較2007年及2000年5月上、中、下旬，以等溫線25°C作一基準區分，顯示於2000年5月海水平均溫度大於25°C，於2007年5月海水平均溫度小於25°C，所以整體上2007年5月海水溫度較往年低，並且當時臭氧高值為十年來最高，且在2000年5月情形則是完全相反，證實海水溫度低時臭氧濃度較高（圖5-2.4.1）



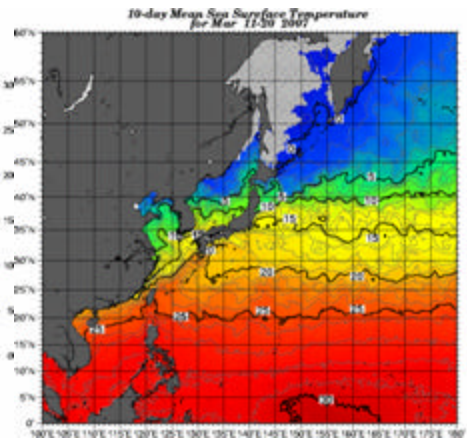
(a)



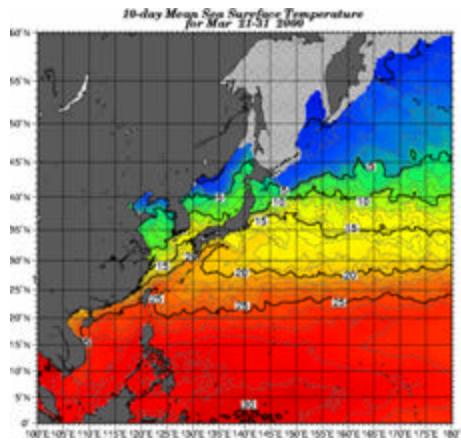
(a)



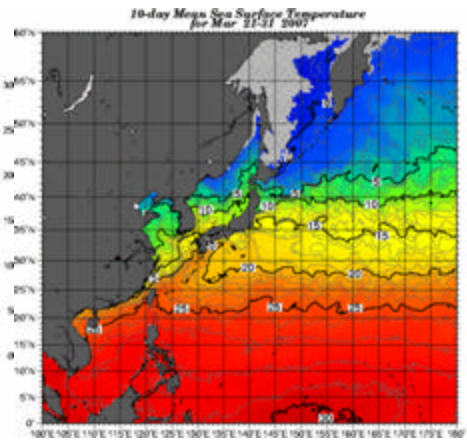
(b)



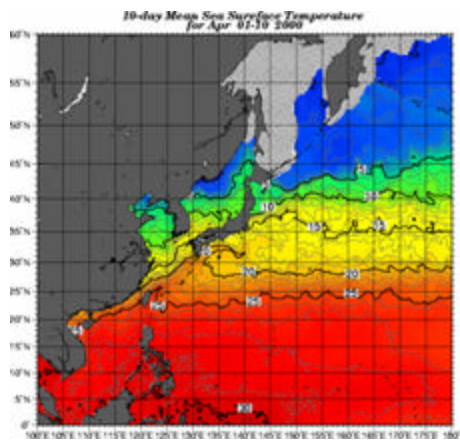
(b)



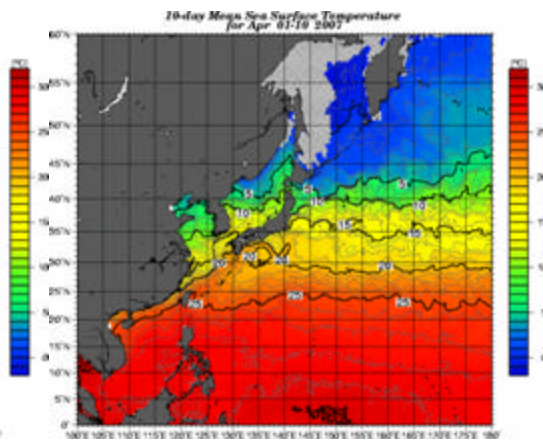
(c)



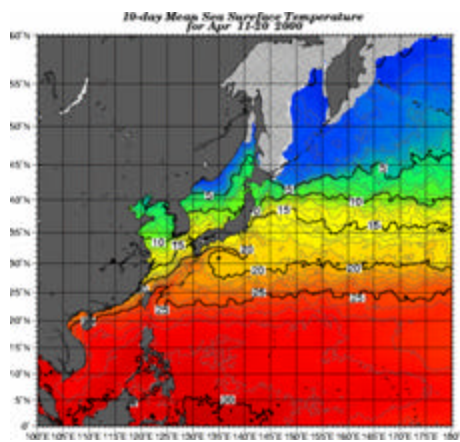
(c)



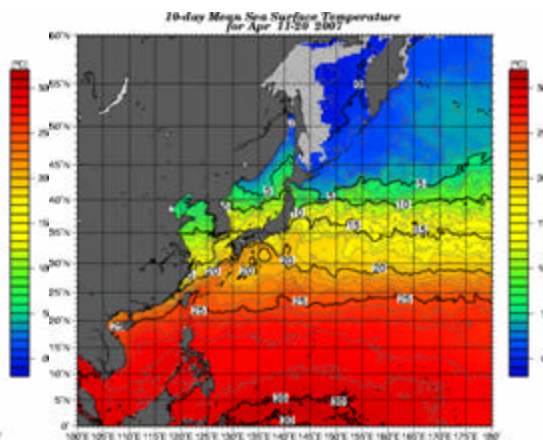
(d)



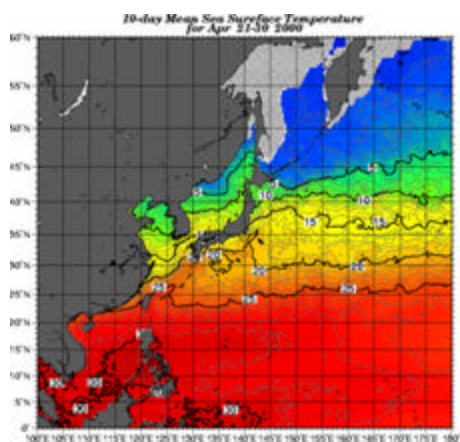
(d)



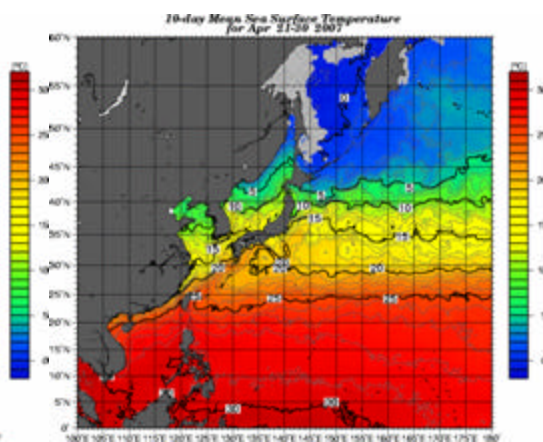
(e)



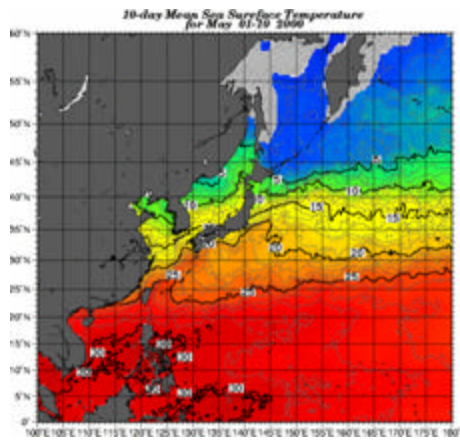
(e)



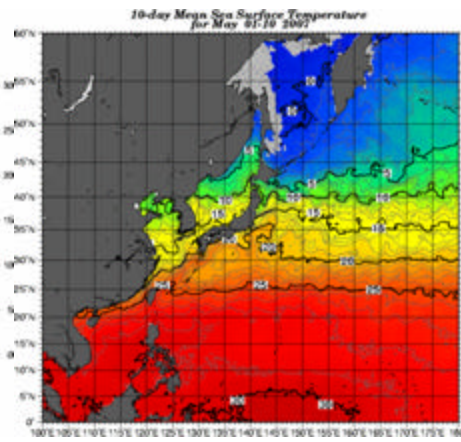
(f)



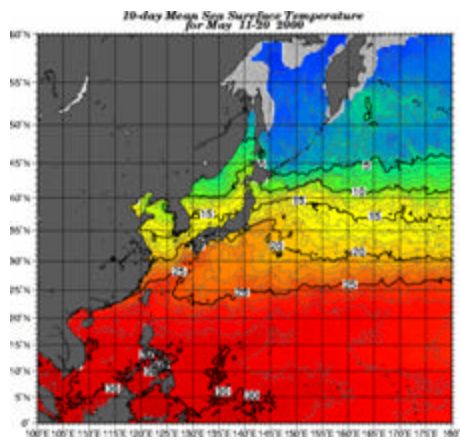
(f)



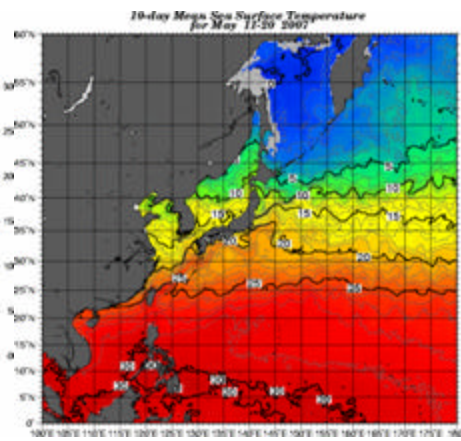
(g)



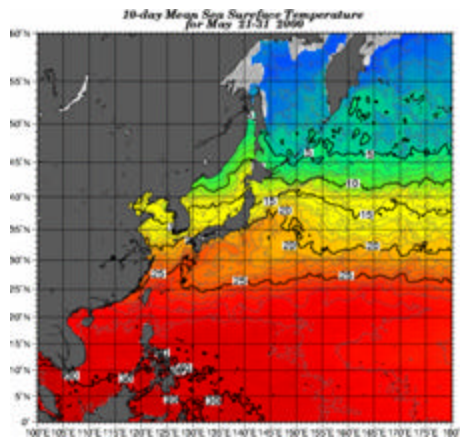
(g)



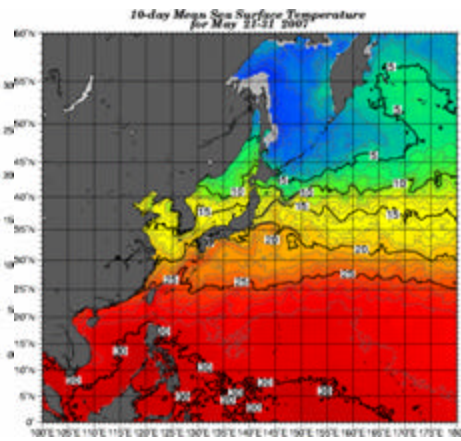
(h)



(h)



(i)



(i)

圖 5-2.4.1 2000年及2007年3-5月海溫變化(a)3月上旬(b)3月中旬(c)3月下旬
(d)4月上旬(e)4月中旬(f)4月下旬(g)5月上旬(h)5月中旬(i)5月下旬

5-2.5 大尺度海氣濤動

聖嬰及反聖嬰於近年來現象已是世界各國矚目的焦點，因其不僅對於全球氣候有顯著的影響，連帶對於海洋、陸地之生態、空氣環境、人體健康都有影響等都有直接或是間接影響。聖嬰現象就是東太平洋海溫異常升高，而反聖嬰現象則出現東太平洋海表溫則異常降低之情形稱之。聖嬰現象與南方震盪合稱 ENSO 現象。南方震盪為太平洋地區東、西兩側氣壓呈蹺蹺板是震盪之現象，一般將大西地與澳洲達爾文海平面之氣壓差，稱為南方震盪標，藉此作為判斷聖嬰及反聖嬰指標。

(圖 5-2.4.2) 2000 年 2007 年南方震盪和臭氧月平均圖和 (圖 5-2.4.1) 赤道東太平洋各區海面溫度指數及南方振盪指數(SOI)時間序列圖顯示於 2000 年 SOI 為 + 3.6，此為聖嬰現象，東太平洋海溫會上升，西太平洋海溫會下降；2007 年 SOI 為 -2.7，此為反聖嬰現象，東太平洋海溫會下降，西太平洋海溫會上升。經由 SAS 統計結果顯示 2000 年和 2007 年之 3~5 月臭氧 80 ppb 小時值有著很明顯的差異性，2007 年之臭氧 80 ppb 小時值平均值為 1.53ppb，其標準偏差為 1.53；2000 年之臭氧 80 ppb 小時值平均值為 0.35ppb，其標準偏差為 0.35，相較之下 2007 年之臭氧 80 ppb 小時值較高。綜合比較 (圖 5-2.4.2) 和 (表 5-2.4.1)，當 2000 年 5 月海溫較高時臭氧濃度較低；當 2007 年 5 月海溫較低時臭氧濃度明顯升高，和文獻說明之當海溫低時空氣污染物之臭氧值較高互相符合。

(表 5-2.4.2) 經 SAS 統計分析後，探討如以下幾點：1. 顯示除雲量之外，地面氣壓、重力位高度 850 hPa、重力位高度 500 hPa、 O_3 、 NO 、 NO_2 、 NO_x 、 CO 、 SO_2 和 2007 年臭氧高值有高度相關性，初步歸估雲量之所以無高度相關，因和雲量為人為判斷有關係。 2. 比較地面氣壓平均值，2007 年 (1003.72 hPa) 較 2000 年 (1002.03 hPa) 高。 3. 比較重力位高度 850 hPa 平均值，2007 年 (1511.52hPa) 較 2000 年 (1499.46 hPa) 高。 4. 比較重力位高度 500 hPa 平均值，2007 年 (5823.37 hPa) 較 2000 年 (5815.57 hPa) 高。 5. 比較空氣污染物之 O_3 平均值，2007 年 (17.38 ppb) 較 2000 年 (10.75 ppb) 高。 6. 比較臭氧前驅物物之 NO 平均值，2000 年 (15.85

ppb)較2007年(10.93 ppb)高。 7. 比較臭氧前驅物物之NO₂平均值, 2000年(38.10 ppb)較2007年(27.20 ppb)高。 8. 比較臭氧前驅物物之NO_x平均值, 2000年(53.95 ppb)較2007年(38.13 ppb)高。 9. 比較追蹤氣體CO平均值, 2000年(3.20 ppm)較2007年(0.90 ppm)高。 10. 比較追蹤氣體SO₂平均值, 2007年(4.39 ppm)較2007年(2.26 ppm)高。

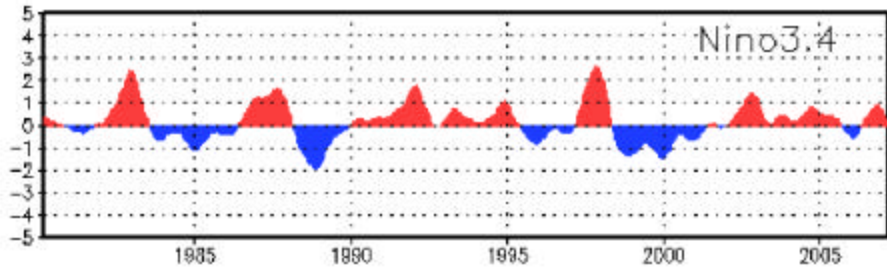


圖 5-2.5.1 赤道東太平洋各區海面溫度指數及南方振盪指數(SOI)時間序列圖

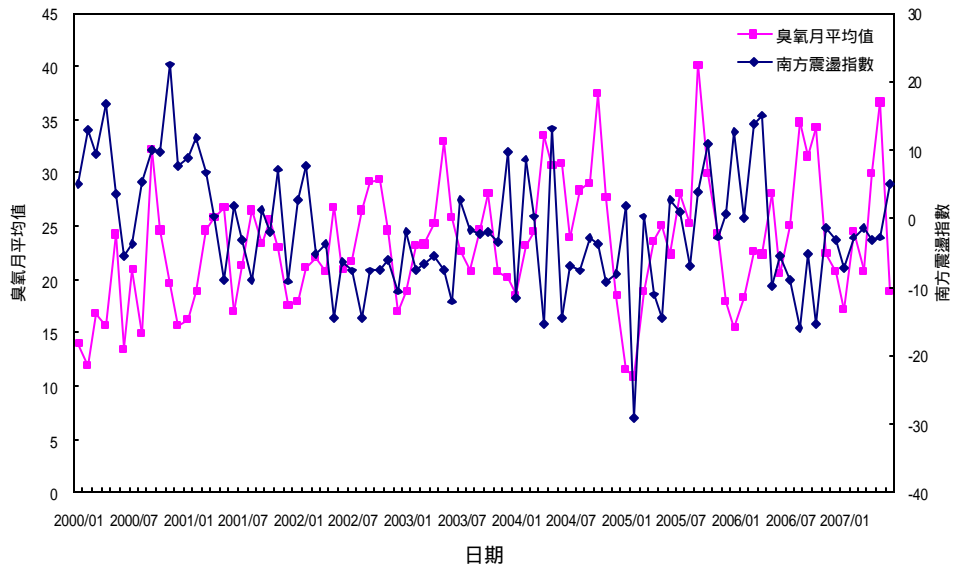


圖5-2.5.2 2000年 2007年南方震盪和臭氧月平均圖

表5-2.5.1 比較2000年及2007年3~5月臭氧值 80 ppb之相關性

O3 80ppb 小時	2000/3/1 5/31	2007/3/1 5/31
平均	0.35 (0.95)	1.53* (2.55)

*平均值有差異

() 標準偏差

表5-2.5.2 比較氣象條件和空氣污染物於2000年和2007年3 5月差異性

測項 \ 平均值	2000	2007
雲量(十分量)	6.31(4)	6.81(3.59)
地表面氣壓 ()	1002.03(3.32)	1003.72*(3.45)
850 (hPa)	1499.46(19.05)	1511.52*(20.55)
500 (hPa)	5815.57(26.54)	5823.37*(40.64)
O ₃ (ppb)	10.75(11.21)	17.38*(13.36)
NO (ppb)	15.85* (17.77)	10.93 (14.19)
NO ₂ (ppb)	38.10* (13.43)	27.20(13.15)
NO _x (ppb)	53.95* (25.45)	38.13 (19.81)
CO (ppm)	0.90 (0.35)	3.20* (2.45)
SO ₂ (ppb)	2.26(2.47)	4.39*(2.39)

*平均值有差異

() 標準偏差

第六章 結論

研究所得之結論說明如下：

6-1 結論

2007年春季臭氧異常高值原因從大尺度到小尺度探討。首先探討聖嬰和反聖嬰的現象，以2000年及2007年春季探討，2000年春季為反聖嬰現象，而2007年春季為聖嬰現象，比較海水溫度變化結果顯示2000年海水溫度偏高，2007年海水溫度偏低，經由SAS統計分析2000年及2007年春季臭氧濃度大於80 ppb日平均小時數比較結果顯示於2007年春季臭氧濃度大於80 ppb日平均小時數有顯著差異，印證聖嬰現象發生之時臭氧濃度較高，並且經由SAS統計分析2007年春季當時重力位高度(850 hPa和500 hPa)及地表面氣壓均比2000年春季高，判斷當2007年春季聖嬰現象發生時，重力位高度高，導致下沉氣流旺盛，因此此次臭氧異常和高層臭氧輸送有很大的關係。

從縱觀環境條件探討大尺度天氣系統並利用2000年及2007年春季天氣類型及臭氧事件日進行比較分析，統計結果顯示臭氧高值期間，高壓出海和高壓迴流之天氣類型2007年是2000年之五倍，而太平洋高壓天氣類型則2007年是2000年之四倍，顯示於2007年天氣系統較為異常。

就小尺度探討局部氣象條件對高污染案例之影響，分別以熱島及海陸風作探討。熱島強度是以烏日為背景站計算強度，一般而言，當前夜熱島現象發生，會造成隔日臭氧高值，但這兩事件日並非絕對臭氧高值因素，並利用模式模擬高值期間海陸風之發生也是造成原因，和當月台中港船隻量較多呼應。

參考文獻

- Alvalá, P. C., Boian, C., Kirchhoff, V. W. J. H., 2004. Measurements of CH₄ and CO during ship cruises in the South Atlantic. *Atmospheric Environment*, 38, 4583-4588.
- Arya, S. P., 1999, Air pollution meteorology and dispersion. Oxford University Press, Inc. 310 p.p.
- Boian, C., Kirchhoff, V. W. J. H., 2005. Surface ozone enhancements in the south of Brazil owing to large-scale air mass transport. *Atmospheric Environment*, 39, 6140-6146.
- Berman, S., Ku, J. Y., Zhang, J, Trivikrama Rao, S., 1997. Uncertainties in estimating the mixing height – comparing three mixing depth models with profiler measurements. *Atmospheric Environment*, 31(18), 3023-3039.
- Brücher, W., C. Kessler, M. J. Kerschgens and A. Ebel, 2000: Simulation of 53 traffic-induced air pollution on regional to local scales. *Atmos. Environ.*, 34, 4675-4681
- Cheng, W-L., 2000. A vertical profile of ozone concentration in the atmospheric boundary layer over central Taiwan. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 75, 251-258.
- Cheng, W-L., 2001a. Spatio-temporal variations of sulphur dioxide patterns with wind conditions in central Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, 66, 77-98.
- Chen, C. L., Tsuang, B. J., Tu, C. Y., Cheng, W. L, Lin, M. D., 2002. Wintertime vertical profiles of air pollutants over a suburban area in central Taiwan. *Atmospheric Environment*, 36, 2049-2059.
- Delcloo, A. W., Backer, H. D., 2005. Modelling planetary boundary layer ozone, using meteorological parameters at Uccle and Payerne. *Atmospheric Environment*, 39, 5067-5077.
- Elbir, T., 2004. A GIS based decision support system for estimation, visualization and analysis of air pollution for large Turkish cities. *Atmospheric Environment*, 38, 4509-4517.
- Fishman, J.C.E. Watson, J.C. Larsen, and J.A. Logan. (1990): Distribution of tropospheric ozone determined from satellite data. *J. Geophys. Res.*, 95, 3599-3617.

- Gerd, H., Platt, U., 2002. Observations of BrO and its vertical distribution during surface ozone depletion at Alert. *Atmospheric Environment*, 36, 2481-2489.
- Gras, J. L., Keywood, M. D., Ayers, G. P., 2001. Factors controlling winter-time aerosol light scattering in Launceston, Tasmania. *Atmospheric Environment*, 35, 1881-1889.
- Helmiga, D. D., Boultera, J., Davida, D., Birksa, J. W., Cullena, N. J., Steffena, K., Johnson, B. J., Oltmansb, S. J., 2002. Ozone and meteorological boundary-layer conditions at Summit, Greenland, during 3-21 June 2000. *Atmospheric Environment*, 36, 2595-2608.
- Hurley, P., 2005. The Air Pollution Model (TAPM) User Manual, CSIRO. Atmospheric Research.
- Hurley, P. J., Physick, W. L., Luhar, A. K., 2005. TAPM: a practical to prognostic meteorological and air pollution modeling. *Environmental Modelling & Software*, 20, 737-752.
- Hurley, P., Manins, P., Lee, S., Boyle, R., Ng, Y. L., Dewundege, P., 2003. Year-long, high-resolution, urban airshed modeling: verification of TAPM predictions of smog and particles in Melbourne, Australia. *Atmospheric Environment*, 37, 1899-1910.
- Hurley, P., Manins, P., Lee, S., Boyle, R., Ng, Y. L., Dewundege, P., 2002. Year-long urban airshed modelling in Melbourne: verification of TAPM for photochemical smog and particles. Proceedings of the 16th International Clean Air & Environment Conference of CASANZ, Christchurch, New Zealand, 19-22 August.
- Hurley, P. J., Blockley, A., Rayner, K., 2001. Verification of a prognostic meteorological and air pollution model for year-long predictions in the Kwinana industrial region of Western Australia. *Atmospheric Environment*, 35, 1871-1880
- Jacobson, MZ, R. Lu, RP Turco, and OB Toon, 1996: Development and application of a new air pollution modeling system. Part I: Gas-phase simulations. *Atmos. Environ.*, 30B, 1939-1963.
- Katsoulis, B. D., 1996. The relationship between synoptic, mesoscale and microscale meteorological parameters during poor air quality events in Athens, Greece. *The Science of Total Environment*, 181, 13-24.
- Lena, F., Desiato, F., 1999. Intercomparison of nocturnal mixing height estimate methods for urban air pollution modeling. *Atmospheric Environment*, 33,

2385-2393.

- Lin, C. H., Wu, Y. L., Lai, C. H., Lin, P. H., Lai, H. C., Lin, P. L., 2004. Experimental investigation of ozone accumulation overnight during a wintertime ozone episode in south Taiwan. *Atmospheric Environment*, 38, 4267-4278.
- Lin, C. H. and Wu, Y. L., 2003. Semi-statistical model for evaluating the effects of source emissions and meteorological effects on daily average NO_x concentrations in South Taiwan. *Atmospheric Environment*, 37, 2051-2059
- Luhar, A. K., Hurley, P. J., 2003. Evaluation of TAPM, a prognostic meteorological and air pollution model, using urban and rural point-source data. *Atmospheric Environment*, 37, 2795-2810.
- Luhar, A. K., Hurley, P. J., 2002. Comparison of meteorological and dispersion predictions obtained using TAPM with the Kincaid (rural), Indianapolis (urban) and Kwinana (coastal) field data sets. 8th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Sofia, Bulgaria.
- Pielke, R. A., 1984. *Mesoscale Meteorological Modeling*. Academic Press, Orlando, 612 pp.
- Pison, I., Laurent, M., 2004. Quantification of the impact of aircraft traffic emissions on tropospheric ozone over Paris area. *Atmospheric Environment*, 38, 971-983
- Seinfeld, J. H., Pandis, S. N., 1998. *Atmospheric chemistry and physics from Air Pollution to climate change*. John Wiley & Sons, Inc., 1326 p.p.
- Seibert, P., Beyrich, F., Gryning, S. E., J, S., R, A. and T, P. (2000) Review and intercomparison of operational methods for the determination of the mixing height. *Atmospheric Environment* 34,1001-1027
- Tsuang, B. J., Lee, C. T., Cheng, M. T., Lin, N. H., Lin, Y. C., Chen, C. L., Peng, C. M., Kuo, P. H., 2003. Quantification on the source/receptor relationship of primary pollutants and secondary aerosols by a Gaussian plume trajectory model: Part III - Asian dust-storm periods. *Atmospheric Environment*, 37, 4007-4017.
- Wang Z., W. Sha and H. Ueda, 2000: Numerical modeling of pollutant transport and chemistry during a high-ozone event in Northern Taiwan. *Tellus*, 52B, 1189-1205.
- Wilson, J. G., Peyman, Z. R., 2006. Intraurban-scale dispersion modeling of particulate matter concentrations: Applications for exposure estimates in cohort studies.

Atmospheric Environment, 40, 1053-1063.

白珏玲, 1998, 中部地區臭氧濃度特徵與天氣型態相關探討, 碩士論文, 東海大學環境科學系。

黃怡嘉、程萬里, 2001, 中部空品區高臭氧日氣象條件之解析, 中華民國環境保護學會會誌, 24, 26-50。

林能暉, 2000, “北中南空品區 O₃ 與 PM₁₀ 污染之氣象條件研究”, 國科會/環保署科技合作研究計劃報告。

中央氣象局全球資訊網, <http://www.cwb.gov.tw/V5/index.htm>。

中華民國行政院環境保護署全球資訊網, <http://www.epa.gov.tw/main/index.asp>。

澳洲 CSIRO 全球資訊網, <http://www.cmar.csiro.au/>。

附 錄

一、探空監測儀器說明

- (一) 探空氣球：直徑約 4 m 之廣告氣球，其淨重約 5 Kg，當氣球內充滿氫氣時，其體積為 33.51 m³。在地表、靜風狀態下浮力約為 29.6 Kg。
- (二) 繫留探空儀 (Tethersonde)：美國 AIR 公司製造之氣象感應接受器 Air Model TS-5A-SP，包括氣象資料量測 (氣溫、風速、風向、相對濕度) 及資訊傳送器。感應器置於一類似飛機的模型上，模型附有平衡桿及尾翼，可隨風向轉動，並繫於氣球下方約 1 m 絞線上待氣球上升 (下降) 過程中進行探測高度及各項氣象資料，將數值傳回至地面負責接收訊號的電腦中。
- (三) 資料接收器 ADAS (Atmosphere Data Acquisition System)：IS-5A-RCR 400-406 MHz，接收繫留探空儀所發出的微波訊號，並轉換成可讀取其格式之氣象資料。
- (四) 絞盤及絞線：其功能為輔助氣球上升及下降時提供一動力，並使氣球得以繫留置空中穩定。

二、空氣採樣設備說明

- (一) 空氣採樣器：考量到探空氣球浮力有限，所以使用之採樣器為『定時採樣器』，其設計乃參考利園環境顧問公司的自製採樣器。採樣器上設有定時開關裝置，所使用之電源為 2 個 1.5 V 的 1 號乾電池及 1 個 9 V 的乾電池，含電池總重約為 480 kg 重，採樣抽器流量約為 0.056 l/s，體積為 14 × 7 × 3.5 cm。本研究所設定之空氣採樣器開始採樣時間均設為一致，於 10 min 後所有空氣採樣器將會同停止抽氣。
- (二) 採樣袋：U.S. SKC 公司生產的 10 L Teflon Sample Bag 232-08，其材質為透明的 Teflon 採樣袋，採樣接頭為 PE 的材質。

三、空氣品質分析儀器

本研究所使用之空氣品質分析方法如表 1 所示，空氣品質分析設備之廠牌與型號如表 2 所示。

表 1. 檢驗方法及方法編號表

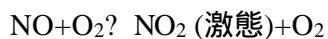
方法編號	檢驗項目	檢驗方法
NIEA A421.11C	一氧化碳自動檢測方法	紅外線法
NIEA A416.11C	二氧化硫自動檢驗方法	紫外光螢光法
NIEA A420.11C	臭氧自動檢驗方法	紫外光吸收法
NIEA A417.11C	氮氧化物自動檢驗方法	化學發光法

表 2. 空氣品質分析設備之廠牌與型號

監測儀器名稱	廠牌	型號	線性
臭氧	API	400	0.995
二氧化硫	API	100A	0.995
氮氧化物	API	200A	0.995
一氧化碳	API	300E	0.995
碳氫化合物	Dasibi	730P	0.995

(一) 氮氧化物分析儀 (API Model 200A)

1. 測定方法：採用化學發光法 (Chemiluminescence Method)。
2. 測定原理：將抽進儀器的氣體與 O₃ 反應，則試料氣體中之 NO 與 O₃ 反應形成激態的 NO₂，再放出一特定波長之螢光而形成基態的 NO₂，反應式如下：



螢光之強度與 NO 的濃度成正比，利用光電倍增管 (Photomultiplier Detector) 測定其螢光度可得知試料氣體中 NO 之濃度。NO_x 濃度之測定則必需在進入反應室之前先利用還原介質使之還原成 NO，再利用上法測定，即可測得試料氣體中 NO_x 測定的濃度，NO_x 濃度與 NO 濃度之差即為 NO₂ 濃度(API Model 200A NO_x Analyzer Operator manual, 1994)。

(二) 臭氧分析儀 (API Model 400)

2. 測定方法：O₃ 之測定方法採用紫外線光度計法(Ultraviolet Photometric Method)。
3. 測定原理：由於 O₃ 在不同光譜內對紫外線光吸收能力不同，故可利用 O₃ 在特定光譜內對紫外線光吸收能力之差異，由其差異值與濃度成正比之關係而作定量分析。差異值越大，表示 O₃ 濃度越大；O₃ 對於波長為 254 nm 之紫外線吸收能力最強，將試料氣體以波長為 254 nm 紫外線照射，由其吸收量變化即可分出試料氣體中 O₃ 之濃度(API Model 400 O₃ Analyzer Operator Manual, 1994)。

(三) 一氧化碳分析儀 (API Model 300E)

1. 測定方法：一氧化碳之測定係採用紅外線偵測法 (Infrared Measurement)。
2. 測定原理：於反應室中，當紅外線穿過高濃度 N₂/CO 輪轉時，信號分別通過 CO 及 N₂，利用紅外線穿過高濃度 CO 時，紅外線放射源完全被高濃度 CO 所吸收，此時所偵測之信號為 ZERO，當紅外線通過 N₂ 時，紅外線不被吸收而進入反應室中，由反應室中的 CO SAMPLE 氣體所吸收，此兩種信號相減即為正確之測值。(API Model 300E Carbon Monoxide Analyzer Operator Manual, 2002)。

(四) 二氧化硫分析儀(API-MODEL-100)

- 1.測定方法：二氧化硫之測定係採用脈衝式螢光分析法(Pulsed Fluorescent Method)。
- 2.測定原理：利用脈衝的螢光聚集在一狹長的波帶過濾器後進入反應室中，在此處將 SO₂ 分子激發，使 SO₂ 分子放出特定波長之螢光進入一光電倍增管中，電子訊號處理器再將打在光電倍增管上之光能以電壓的形

式輸出，此電壓值之大小即與 SO₂ 濃度成正比，故可由此分析出樣品氣體中 SO₂ 之濃度(API Model 100 SO₂ Analyzer Operator Manual, 1994)。