

行政院國家科學委員會專題研究計畫 成果報告

軌跡模式在污染來源追蹤及污染源影響評估應用能力之探討研究

計畫類別：個別型計畫

計畫編號：NSC92-2211-E-002-032-

執行期間：92年08月01日至93年07月31日

執行單位：國立臺灣大學環境工程學研究所

計畫主持人：張能復

報告類型：精簡報告

處理方式：本計畫可公開查詢

中 華 民 國 93 年 12 月 31 日

摘要

軌跡模式因其方法簡單、易於瞭解，且其設計本身即易於追蹤污染物的來源與去向，故在污染來源分析及污染影響的評估上均有廣泛運用。我國 91 年 11 月公佈的「空氣品質模式模擬規範」中，並已將軌跡模式納入作為評估中等規模污染源影響的法定工具。氣柱式軌跡模式是目前已知的軌跡模式中，較適於評估反應性污染物的模式，國內外均有相當多的研究將此類型模式應用於酸沈降、二次氣膠及臭氧的污染評估中。而此次法規中納入軌跡模式亦是以評估中等污染源二次污染物之生成潛勢與影響為考量重點。然而軌跡模式亦因其過於簡化的假設，且相當依賴於風場的解析度與準確性，而有較大的誤差。氣柱式軌跡模式更因其忽略垂直風切效應，以單一軌跡線代表污染氣團行進路線，而使其準確性備受質疑。

本研究分別從測值正確性、客觀分析方法、軌跡計算方法及時間步階、及氣柱的底面積等進行研究探討，以瞭解各種物理性參數對軌跡計算的敏感性及其可能造成的誤差，並以光化學軌跡模擬結果與空品觀測值進行比對，以瞭解模擬結果的可靠性。

法規之執行雖有其政策性考量，然仍應以科學性研究結果為基礎，才能說服民眾及業者。期望本研究能有助於瞭解氣柱式軌跡模式在應用上可能出現的誤差及其準確度，以作為評估污染來源及污染影響的工具時的參考。

Abstract

The trajectory models are widely used for identifying pollution sources and accessing impact of pollution sources not only because its methodology is simple and easy to understand, but the design itself also focuses on tracking the sources and transportations of pollutants. The Guidelines for Air Quality Simulations issued in November 2001, has included the trajectory models as a regulatory tool for evaluating the impact caused by middle-scale pollution sources. Among the many trajectory models, the column type trajectory model is more suitable for reactive pollutants. Many researches use it for pollution assessment of acid deposition, secondary aerosol and ozone. The Guidelines for Air Quality Simulations include the trajectory models for its capability of assessing the potential productivity and impact of secondary pollutants. However, the trajectory models have more errors due to too simplified assumptions and its dependency on the resolution and accuracy of the wind field. The accuracy of the column type trajectory model is questioned because it neglects wind shear effect and uses single trajectory to represent the path ways of pollution parcels.

This research discussed some physical inferences like, accuracy of observations, objective analysis method, trajectory calculation and time step used, and base area of trajectory respectively on the accuracy and sensitivity of trajectory route. A comparison was taken upon observed concentrations with simulated from photochemical trajectory model with every case of trajectory routes.

Apart from policy considerations, the execution of mandatory regulations and guideline should still be based on scientific research so as to convince citizens and enterprises. Hopefully, this research can specify the possible errors and its accuracy of the application of the column type trajectory model and can improve its performance when it is used as a evaluating tool for identifying pollution sources to receptors or impact from some pollution sources.

Keywords: Trajectory model, photochemical reaction, ozone formation and assessment.

1. 前言

自從 Petterssen 於 1940 年以繪圖方式計算氣流軌跡線(Petterssen, 1940)以來，關於軌跡線的許多計算方法、基本假設等已被陸續開發出來，軌跡的準確性亦被逐被的改善，其應用層面也愈來愈寬廣(Stohl, 1998)，其中在環境工程領域的應用也相當的多，從受體點或區域的污染來源分析到污染源的影響評估都有相當多的研究(Draxler, 2000, Gao et al., 1993, Cheng et al., 1996, Stohl and Wotawa, 1995, Hertel et al., 1995)。同時許多結果的統計分析方法也愈來愈多樣化，使得模擬結果提供的資訊更加的豐富。

在國內研究方面，莊等, 2001 及 Tsaung, et al, 2002 以二次氣膠為研究對象發展高斯軌跡模式(GTx)已有多年，並有相當成果；曠等(2001)，林等(2001)，楊等(2001)，謝等(2001)亦均有利用軌跡模式進行污染來源分析之研究；此外，計畫主持人多年來從事光化反應軌跡模式之研發與應用相關研究工作，及反軌跡之各種統計分析研究亦已有多年之成果(詳參考文獻)。軌跡模式在國內的使用與發展可說已接近成熟階段。

行政院環保署為使國內環境空氣品質能達到空氣品質標準，必須針對未達標地區進行污染防制與改善的工作。為達到此目的，環保署曾多次針對污染較嚴重的地區，如高屏地區及中部空品區進行污染來源分析與污染減量效益分析的工作(環保署，1998, 1999, 2000)，此二項分析工作均有使用軌跡模式作為分析的工具之一，並已獲得初步之成果。

為了瞭解這些評估的可靠性與敏感性，對於軌跡模式使用的條件與可能的誤差便需審慎加以評估與分析。

回顧國內外對軌跡模式的誤差來源與影響所進行的研究(Lupu and Maenhaut, 2002, Fast and Berkowitz, 1997)，誤差的來源可大致歸類為風場時空解析所造成的影響(Kahl and Samson, 1986, Rolph and Draxler, 1990, Draxler, 1987)，及軌跡線本身計算之時間步階與方法等的影響(Seibert, P., 1993)。從文獻中可獲得的一致結論為最主要的誤差來源主要是來自於風場準確性所造成的影響(Stohl, 1998)。

國內由於有相當密集的地面氣象觀測站，因此可以提供相當豐富的地面資訊以補探空資料的不足。Stohl et al., (1997)亦認為利用地面氣象可以降低軌跡模式所可能引起的誤差。然而觀測值本身的品質對客觀分析的結果有相當大的影響(曾忠一，1997)，測站誤差的來源包括有自然誤差及重大誤差，其中自然誤差可以在分析時被妥善處理，只有重大誤差需要被檢驗出來加以訂正或捨棄。一般而言，氣象局的觀測站在釋出其觀測值時，大都已妥善處理重大誤差問題，然而大量的空品站由於其品保重點在空氣品質，其所附設的氣象觀測則不見得有良好的檢驗，故適當的檢驗機制處理仍有其必要。

客觀分析觀測值以獲得網格風場是一個古老的課題，目前較常使用的方法以逐步修正法(Successive Correction Method)(Cressman, 1959, Barnes, 1964)及統計內插法(Statistic Optimum Method)(Gadin, 1965)為主。統計內插法是目前認為可提供最佳分析結果的方法，不過因為其需要大量的計算資源，且需要有長期的預報及氣候資料才能建立隨尺度而不同的相關模式，所以目前多應用在氣象預報的初始場分析中(曾忠一，1997)。逐步修正法以其簡單、快速且可濾除不希望的波長的值而深受喜愛，各種分析方法所可能引起的誤差與空間代表性也都有很多人進行相關研究(Barnes, 1994a,b,c; Mace and Ackerman, 1996; Parsons and Dudhia, 1997)或方法改進(Zhang et al., 2001; Ooyama, 1987)。而其中以 Barnes 分析法可在較少的疊代次數下得到較佳的結果(Achtemeier, 1987)，故在本研究中以探討 Barnes 分析法在台灣地區的應用為主。歸納前人的研究結果讓我們得知，測站的不足或不均勻分佈是造成尺度失真(scale aliasing)的主要原因之一。台灣地區的測站多集中於人口密集的平原地區，郊區及人煙稀少的

山區測站數即大為減少，而環繞四周的海面則只有少數幾個離島有測站。因此在進行客觀分析時需特別注意此情形以降低失真的程度。

因此本研究將針對氣象場分析時，採用的測站的良否，及客觀分析時所使用的參數進行探討與分析，並藉由光化反應模式的模擬結果來比較不同分析方法對模式模擬準確度的影響。另外，本研究也同時對軌跡的計算方法與時間步階的設定及氣柱底面積對模擬結果的影響進行探討。

2. 方法

2.1 測站觀測品質的檢定

依曾忠一，1997 書中對測值品質的維護與檢定，可採用類似客觀分析的方法，比較由其他各站對此站位置的分析值與此站本身的觀測值間的差異，來決定測值是否可信賴，或是必須剔除。不過若直接由其他測站值來檢定時，必須注意當附近測站值不良時也可能造成本站位置的分析值與觀測值相差過大，故必須分兩次檢定，第一次先檢定並標記所有有問題的測站，第二次則只用沒有標記的測站來檢定有問題的測站，這一次還是有問題的話，就把它剔除或修訂，沒有問題的話就接受其測值。至於檢定的準則書中則沒有建議。

由於我們已有客觀分析的結果，所以我直接採用從客觀分析的結果來與觀測值進行比對。同時採用以下的準則來判定測值是否為有問題：

風速：比值小於 0.3 或 大於 3.0 且 風速差 大於 2.0

風向：差值大於 90.0

比值指觀測值比上分析值，風速差指差值的絕對值，風向差值指兩風向的最小夾角。比較是以逐小時進行的，若不符合上述準則的小時數大於 5(不含)時，則該站全日資料剔除，否則，只將不符合的小時值改為缺失值，其他小時值照常輸出。(此相當於每日有效小時數必須 $> 75\% = 24 * 3/4 = 18$ 小時)

2.2 客觀分析程序的修訂

2.2.1 目前的方法

目前所採用的客觀分析方法是採用 Barnes(Barnes, 1973)的方法為基礎，再加上地形高程的修正做為客觀分析的權重函數：

Barnes, 1973 的權重函數為

$$W_k = \exp(-r_k^2 / R^2) \quad (1)$$

其中 r_k 代表第 k 個測站與分析格點的水平間距，
修改後的權重函數為：

$$W_k = \exp(-(r_k + \alpha v_k)^2 / R^2) \quad (2)$$

其中 v_k 代表第 k 個測站與分析格點的垂直高程間距(注意單位需由公尺轉換為公里)，為垂直與水平距離的比例係數，由於水平運動速度與垂直運動速度的比值約在 10~100 之間，我們可試取值在此二者之間，目前取 40。

先前的客觀分析濾波參數是以以下觀點設定的：

首猜掃描： 濾波參數 64 km <-- 分析稀疏測站區(山區)的值

第一次掃描：濾波參數 32 km <-- 分析一般地區的值

第二次掃描：濾波參數 16 km <-- 分析都會地區的值

第三次掃描：濾波參數 8 km <-- 顯現都會區的短波值

所分析的測站包括：氣象局地面測站、民航局機場測站、環保署空品站附設氣象觀測等。同時並在分析的範圍四周設置幾個虛擬站，以免因外插造成不合理值。所有的測站一起同時進上述的客觀分析，以求得網格上的風場值。

2.2.2 修正的方法

從先前的模擬結果及對風場分析的結果的判斷，我們希望修正後的分析結果海上的地區主要只受海上測站的測值影響，只有在靠近陸地的區域才會受陸地上的測站所影響。所以我們考慮將客觀分析的程序分為兩個階段，第一個階段先只以海上測站來分析海上的風場，並以此結果做為第二階段分析的首猜值，第二階段才納入陸上的測站，以分析陸上測站對整個研究範圍的影響值。

在這樣的設計下，海上測站共計有 5 站，依測站分離距離公式($D = \sqrt{A/n}$)計算，測站分離距離約為 160 km。若加上預計設置的 6 個虛擬站，共有 11 站，測站分離距離約為 100 km。

則依曾忠一,1997 書中所列之 Barnes, 1973 修正格式，綜合反應函數 $H^* = H_0(1 + H_0^{(r-1)} - H_0^r)$ ，其中 H_0 為以測站值為首猜的反應函數值， r 為收斂參數，值約為 0.2-0.4 之間。而

$H_0 = \exp(-\pi^2 R^2 / L^2)$ ，若測站波長(L) = 兩倍測站間距(D) = 320 km，則經由試誤法計算可推得：

取其綜合反應函數值(H^*)為 0.9，濾波參數 $R = 90$ ，收斂參數 $r = 0.25$

取其綜合反應函數值(H^*)為 0.8，濾波參數 $R = 116$ ，收斂參數 $r = 0.25$

取其綜合反應函數值(H^*)為 0.7，濾波參數 $R = 136$ ，收斂參數 $r = 0.25$

取其綜合反應函數值(H^*)為 0.6，濾波參數 $R = 156$ ，收斂參數 $r = 0.25$

取其綜合反應函數值(H^*)為 0.5，濾波參數 $R = 176$ ，收斂參數 $r = 0.25$

若測站波長(L) = 兩倍測站間距(D) = 200 km，則經由試誤法計算可推得：

取其綜合反應函數值為 0.9，濾波參數 $R = 56$ ，收斂參數 $r = 0.25$

取其綜合反應函數值為 0.8，濾波參數 $R = 72$ ，收斂參數 $r = 0.25$

取其綜合反應函數值為 0.7，濾波參數 $R = 84$ ，收斂參數 $r = 0.25$

取其綜合反應函數值為 0.6，濾波參數 $R = 97$ ，收斂參數 $r = 0.25$

取其綜合反應函數值為 0.5，濾波參數 $R = 110$ ，收斂參數 $r = 0.25$

由於虛擬測站只是為免邊界值不合理，其值不見得正確，綜合此兩者的情況，取濾波參數在 100km 左右，應可獲得實際測站約 0.87 的反應值，及加入虛擬站後約 0.58 的反應值。亦即實際量測的最小波長的振幅約反應 0.87，而加入虛擬站的短波僅反應約 0.58，以免過度扭曲真實狀況。

陸上測站的分析參數方面，由於氣象局測站當有 20 站，民航局有 3 站，環保署空品站中約

60 個站有氣象測值，則依測站分離距離公式($D = \sqrt{A/n}$)計算，測站距離約為 30 km，則若測站波長(L) = 兩倍測站間距(D) = 60 km，此處 H_0 採用前述分析結果對 60km 波長的反應值(0.0011)。則經由試誤法計算可推得：

取其綜合反應函數值為 0.9，則濾波參數 $R = 16, 8$ (用二次掃描)，收斂參數 $r = 0.25$

然而陸上測站的間距並不是均勻分佈的，有的地區尤其是山區其實是非常稀疏的(如圖 2.2.1)，若直接採用上述的分析格式，將會發生山區分析值因為無法被附近的測站影響到，而直接呈現首猜值，亦即海上的分析值的不合理情形。所以我們必須再進一步看一下這些特殊地區的情形。幾個稀疏地區陸上測站的距離

花蓮(311.1 2653.2) - 成功(287.9 2555.7) 約 100 km

花蓮(311.1 2653.2) - 玉山(244.9 2597.7) 約 86 km

花蓮(311.1 2653.2) - 日月潭(239.8 2642.0) 約 72 km

花蓮(311.1 2653.2) - 竹東(258.1 2737.3) 約 99 km

也就是說，這些測站中間位置的網格點若希望能有被陸上測站影響到，則其影響半徑至少必須大於上述距離的一半以上。然而這些測站的中間網格點正好在山區，其高度將近有 3 km(平滑後)，依照目前垂直與水平距離的比例(40)，若上述測站在平原，則其距離將自動增加約 120 km，也就是說，在中間的格點其客觀分析的影響半徑至少需要約 $120 + 100/2 = 170$ km 左右才能使其值被陸上測站影響到。目前影響徑設在濾波參數的 2.5 倍，濾波參數陸上測站(二階段)分析的最大值為 16，則影響半徑為 40 km，遠小於所需半徑。要達到所需影響半徑，一個是維持濾波參數，但放大濾波參數的影響半徑比值，即 $170 / 16 = 10.6$ 。此時的高斯權重值為 $\exp(-10.62) = 1.59467E-49$ 已超出 fortran 程式單精準度實數的下限值，必須要雙精準度函數才有辦法計算。

另一個方法是維持濾波參數的影響半徑比值，但放大濾波參數值，則最大濾波參數為 $170 / 2.5 = 68$

$170 / 3.0 = 57$

至此我們可預期結果為：濾波參數愈大，對結果的平滑性愈高，所以放大濾波參數應該會造成西部海上在虛擬測站與陸上測站間有較平滑的漸近改變，若放大影響半徑而不改變濾波參數，則容易在中間位置產生非常明顯的網格分析值驟變的現象，此現象並不合理，綜合這些想法，可得到以下結論：

第二階段的濾波參數最大值必須至少大於 57 - 68，若取影響半徑的倍數為 3.0 則濾波參數取 64 km 應該可行。同時，影響半徑內應維持至少有三個測站才進行分析較合理，也才不會出現測站附近網格全是測站值的情形。但最小的濾波參數應該要能符合先前分析中所要求的短波振幅恢復度，故最小濾波參數應該仍設為 8 km。所以二階段的客觀分析設計為：

掃描次數：4 次

濾波參數：64, 32, 16, 8

綜合這些分析，我們可修正客觀分析的濾波參數設計為：

第一階段：海上測站僅做首猜，濾波參數為 128 km。

第二階段：所有測站進行 4 次掃描(以第一階段值為首猜值)，濾波參數分別為 64、32、16、8 km。

2.3 軌跡計算方法探討

依 Stohl(1998)的說明，軌跡點位置在時間 t 時的位置假定為 X ，則在 $t_1 = t_0 + \Delta t$ 時的位置若以泰勒展開示對 t_0 展開並取前二項可得：

$$X_{t_1} = X_{t_0} + \Delta t \times \left(\frac{dX}{dt} \right)_{t_0} \quad (3)$$

其中 dX/dt 即軌跡移動的速度，此處假定其值與風速相同。此計算方法稱軌跡方程式的 zero acceleration solution，亦是原本 TPAQM 軌跡計算未修改前所採用的方法。然而若我們同時並 t_1 時以泰勒展開示展開，再加總從 t_0 展開的方程式可得(捨去二階以上項次)：

$$X_{t_1} = X_{t_0} + 0.5 \times \Delta t \times \left[\left(\frac{dX}{dt} \right)_{t_0} + \left(\frac{dX}{dt} \right)_{t_1} \right] \quad (4)$$

其中 dX/dt 同樣是軌跡移動的速度，此處假定其值與當時所在位置的風速相同。此計算方法稱為軌跡方程式的 constant acceleration solution，亦即目前要比較的方法。

雖然文獻中均已提及 constant acceleration solution 可以提供較佳的準確度，不過由於一方面它必須以疊代方式來求得，需要較多的計算時間與資源，另一方面我們亦想瞭解此二方式在實際應時其間的差異有多大，以瞭解以往的計算方式所分析的結果的可信度。

此外，文獻中的軌跡計算其時間步階在 Seibert, 1993 中建議在 30 分鐘以下為宜，然而依我們以往的測試時間步階則以低於 5min 以下較佳，故此次方法的比較同時亦計算及比較不同時間步階所可能造成的影響，以瞭解軌跡計算方法對時間步階的敏感度，以便設定較佳的時間步階參數。

2.4 氣柱底面積對模擬結果的影響

氣柱的底面積大小決定了有多少污染源的污染物可以進到氣柱中，也決定了有那些污染被我們所追蹤與分析。較小的底面積可以突顯在污染氣團行進路線中，靠近中心線附近的污染源的重要性，因為它們通常也是較主要的貢獻者，但也因此可能錯失了一些在氣柱外圍的可能污染源；較大的底面積可以補足所有可能的污染來源，但因為無法細辨中心與周圍的貢獻比例，因此也可能模糊了污染源的相對重要性。從物理機制的特性上，我們可以假設在某一時間內可以均勻混合的空間尺度做為底面積大小的設定準則，然而此準則並不是那麼明確而容易掌握，且隨著軌跡距離的加長，此準則的應用更加的困難。因此在本研究中擬直接以不同底面積大小來進行光化學軌跡模式的模擬，並觀察模擬結果與觀測值間的相關性，藉此以瞭解氣柱底面積對模擬結果的影響程度與特性。

3. 數據及模式說明

本研究所採用的事件日期為 2000/09/18-22，這是環保署公佈的台灣南部地區的臭氧事件日。風場分析的觀測資料來源包括有中央氣象局的標準地面測站及探空站，民航局的機場地面測站，空軍氣象聯隊的探空觀測資料，及環保署空氣品質測站的附設氣象觀測資料。污染源排放量資料是採用環保署委託中鼎公司完成的 TEDS 資料庫的資料，其點源及面源的 NMHC 物種分類是採用美國環保署所公佈的 Speciate 資料，空氣品質觀測資料是採用環保署空氣品質測站的觀測資料。

採用的模式為台大環工所張能復教授所領導開發的光化學反應軌跡模式(TPAQM)，此模式的

氣象模組係採用診斷方法，由觀測值經客觀分析分配到網格點，再由變分分析以強迫流場達成質量守恆的方式來計算風場，軌跡計算方法如第二節中所討論，主程式中的化學反應機制是採用 CBM-IV 的機制。垂直擴散係數則是以 Chang et al.(1980)所建立的 Modified OB'rien Scheme 的方法，即假設地表層為莫寧荷夫相似定理並假設混合層以上為某一微小定值，中間的部分則以三次曲線方程式擬合而得。

4. 結果討論

4.1 風場修正的影響

4.1.1 觀測校正對風場分析結果的影響

觀測值校正前與校正後的風場分析結果比較，以 2000/09/18 10:00 的風場分析為例，其分析結果如圖 4.1.1 所示，在觀測值校正前，由於左營測站(在高雄市北端)的風速值明顯的較附近的測站高出許多倍，加上它的風向(接近正北)與附近其它的測站(東北東)差了約 60 度，所以左營外海附近的風場受到此影響均為偏向正北風的風向，而再往南一些的地區則因為與其它測站間互相抵消其值，所以風速變為極弱的北風。然而在以往的觀測值中，左營測站並無此特殊現象，因此判定應該是觀測誤差所造成。在經過自動校正程序後，左營站因與附近測站的差異太大而被摒棄，所以校正後的風場分析結果在整個高屏地區變成一個比較均勻的陸風現象，此現象與以往的分析結果亦較為吻合。其他亦有許多測站在不同的時間會出現與附近測站相差極大的情形，同時也造成風場分析結果與預期有相當的落差，經過此一校正程序後，此種現象已減少很多。

為了瞭解此校正程序對後續軌跡計算的影響，我們以 2000/09/18 14:00 大寮站的反軌跡計算結果為例來說明，其軌跡路線圖如圖 4.1.2 所示。從圖中可明顯看出，當軌跡線經過左營外海附近時，未經校正的風場計算的軌跡線會因為弱風而延長在海上的停留時間，而到左營地區附近後，又因為左營站的測值呈強北風而變成由北往南的軌跡，使得原本可能是主要污染來源的幾個主要排放源或工業區因此而在模擬過程中被忽略了。

4.1.2 客觀分析修正對軌跡線及模擬結果的影響

風場客觀分析參數修正的目的在弱化陸上測站對海上地區的影響，其修正後的分析結果如圖 4.1.3 所示(以 2000/09/19 09:00 的風場分析結果為例)，可以明顯的看到海上風場在沿海地區受陸上觀測值影響的範圍已大幅減少，顯示如此的修正方向確實可以弱化陸上測值對海上地區的影響。

為了瞭解這樣的影響對軌跡的計算及光化學反應軌跡模擬結果的影響，我們針對美濃(深陸地區)，潮州(內陸地區)，小港(沿海地區)三個測站在 2000/09/18-22 這段期間的 12:00-19:00 時段進行反軌跡計算及光化學反應軌跡模擬。圖 4.1.4 為小港站 2000/09/19 13:00 的反軌跡計算結果，從圖中可以看出，風場分析未修正前，其反軌跡幾乎全在海上，所以模擬結果自然因為沒有污染源而低估；而在改採修正的風場分析結果計算反軌跡後，其軌跡線即明顯的顯現出受到海陸風所造成的影響，白天在海上，下午受海風吹拂進入陸地，清晨再由陸風吹到海上，等到中午時再受海風影響由海上吹到小港地區。小港站 2000/09/19 13:00 的 O₃ 觀測值為 124.9 ppb，未修正前的模擬結果為 90.6 ppb，修正後的模擬結果為 124.3 ppb，明顯對模擬結果有相當正面的影響。其他時段或測站的影響雖不見得如此明顯或良好，但整體而言此修正對模擬結果是有相當的改善。圖 4.1.5 所示為全部的模擬結果所畫的散佈圖，從圖中可看出在高觀測值部分，低估的情形明顯減少了，而模擬結果與觀測值的相關性也明顯提高了。表 4.1.1

則顯示了這次的模擬中含其他污染物的模擬結果統計分析的情形，從表中可看出不只是 O₃ 的模擬結果改善了，事實上 NO_x 及 SO₂ 的模擬結果與觀測值間的相關性也都有相當的改善。

4.2 軌跡計算法修正的影響

以不同時間步階及不同的計算方法(0 階或 1 階)所求得的反軌跡線，其彼此間的相對偏移量如表 4.2.1 所示。其中我們以 1 階且時間步階為 1 分鐘的計算法所求得的軌跡線為準，分別計算不同方法及時間步階的絕對水平偏移量(AHTD)及相對水平偏移量(RHTD)。從表中可以看出，當時間為 1 分鐘時，不論採用 0 階或 1 階計算方法，其偏移量是相當有限的，反推 36 小時後的偏移量不超過 1 公里，相對於每公里行進距離的偏移量(RHTD)幾乎不超過 2 公尺，可見在相當小的時間步階時，不論採用那種計算方法其差距其實是相當有限的。不過當時間步階逐漸放大時，0 階的計算法其偏移量明顯的較 1 階的計算法來得大一些，且隨著時間步階的放大，其偏移情形也愈來愈嚴重，到了 60 分鐘的時間步階時，其偏移距離已較 1 階計算法多了約 15%~40% 不等。不過不論採用那種方法，在反推 12 小時後，其偏移量均已超過 5km，若軌跡氣柱以左右 10 公里為直徑(圓形)或邊長(正方形)，則約有一半的污染源可能不是預期想要的。到了 24 小時以後，則可能所有的污染源均已不是原本預期的污染源了。從表中可以看出，若希望 36 小時後的軌跡氣柱其所涵蓋的污染源偏差不超過 10%，則時間步階應該設在 5 分鐘以下，若採用的氣柱底面積更小，則其時間步階必須相對縮得更小才行。圖 4.2.1 則是逐小時的 AHTD 及 RHTD 的平均偏移量值。從圖中可以看到絕對偏移量是隨著反推時間的增加而逐漸增加的，但相對偏移量則是在第一個小時的偏移量為最高，其後即逐漸降低，其原因應該是因為偏移量增加的速度不及軌跡距離增加的速度，故相對偏移量隨著距離的增長而減少。

4.3 氣柱底面積改變對模擬結果的影響

我們將氣柱底面積的大小由 1 km² 逐步加大到 225 km²，相當於一個 15 km x 15 km 的正方形範圍。同樣以美濃(深陸地區)，潮州(內陸地區)，小港(沿海地區)三個測站在 2000/09/18-22 這段期間的 12:00-19:00 時段進行反軌跡計算及光化學反應軌跡模擬。圖 4.3.1 及圖 4.3.2 所示為 O₃ 及 SO₂ 的模擬結果統計分析圖。從圖中可以看出不論是臭氧或是二氧化硫它們的模擬結果與觀測值的相關性均隨底面積的增大而增加，不過從 64 km² 後，相關係數的增加就非常有限了。從臭氧的常化偏差(OB)與絕對常化偏差(GE)來看，臭氧模擬值的常化偏差隨著底面積的增加一路由低估逐漸變成高估的狀態，但絕對常化偏差則幾乎完全沒有變動。顯然整個模擬結果逐漸的偏向高估，但因為模擬結果與觀測值較為符合，故絕對常化偏差沒有變動。在二氧化硫的模擬結果部分，二氧化硫的常化偏差由嚴重低估(-40%)逐漸變為略為低估(-10%)的情形，絕對常化偏差則由約 80% 逐漸降低為 60%。且此變動也是在大約 64 km² 後就變化不大了。

從這些結果看來，底面積的大小確實會影響到光化學反應軌跡模式的準確性，且當底面積大到某一程度後，此變數的影響就變小了。此轉折的範圍大約在 64 km² 左右。因此建議底面積最好大於此值，在本研究中後續的研究大致以採用 100 km² 為原則。

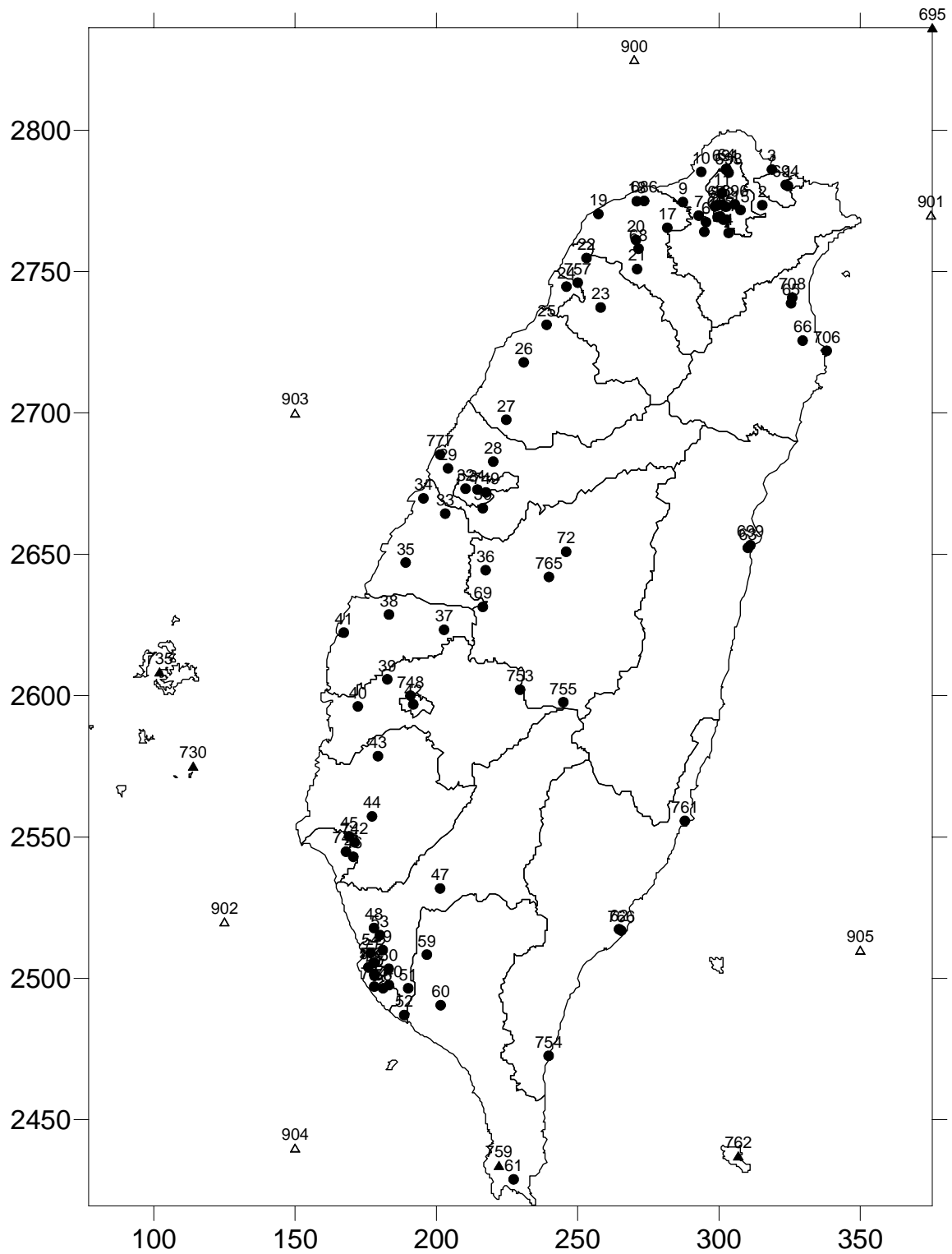
5. 結論與建議

在本研究中我們測試了風場分析的準確性對軌跡計算與模擬的影響，及二個影響軌跡計算與

模擬的物理性參數。其中風場分析的準確性對軌跡的模擬結果有相當重要且具有決定性的影響，若風場分析結果有偏差，則軌跡所行進的路線將可能與預期的可能路線完全不同，不僅可能找錯污染來源甚至可能找不到污染來源。其中除了分析方法可能對結果造成影響外，觀測值本身的準確性也佔有相當重要的角色，因此如何在進入風場分析前將可疑或不準確的觀測值找出來並加以排除亦是風場分析的一個重要課題。

在軌跡計算方法中，我們測試了時間步階及計算方法對反軌跡計算所可能造成的偏差，從結果中我們可以得知此部分的誤差不若風場分析來得嚴重，但若採用的時間步階過大時，仍可能造成軌跡路線尾端的位置完全不同的情形；但若能採用較小的時間步階，則所使用的計算方法是 0 階或 1 階的結果差異並不大。

最後在氣柱的底面積測試部分，從結果中看來，底面積應該至少要大於 64 km² 才比較能得到良好的結果，但太大的底面積並不會對結果有更好的改善，只是徒然增加計算資源的負荷，因此建議採用 100km² 做為氣柱的底面積。



Position of observation stations
 circle dot: land stations; solid triangle: sea stations; empty triangle: virtual stations.

圖 2.2.1 測站座標位置分佈圖

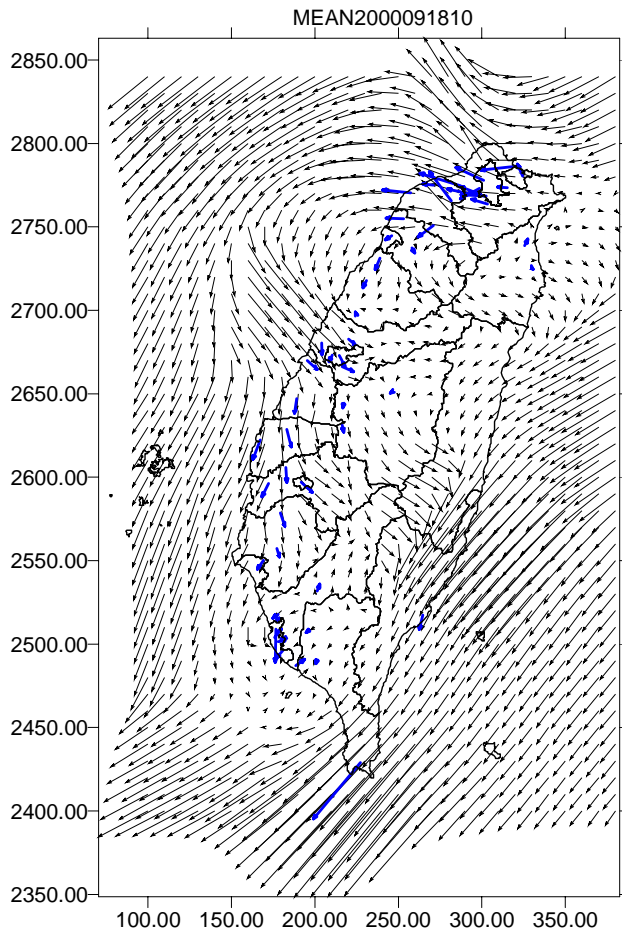
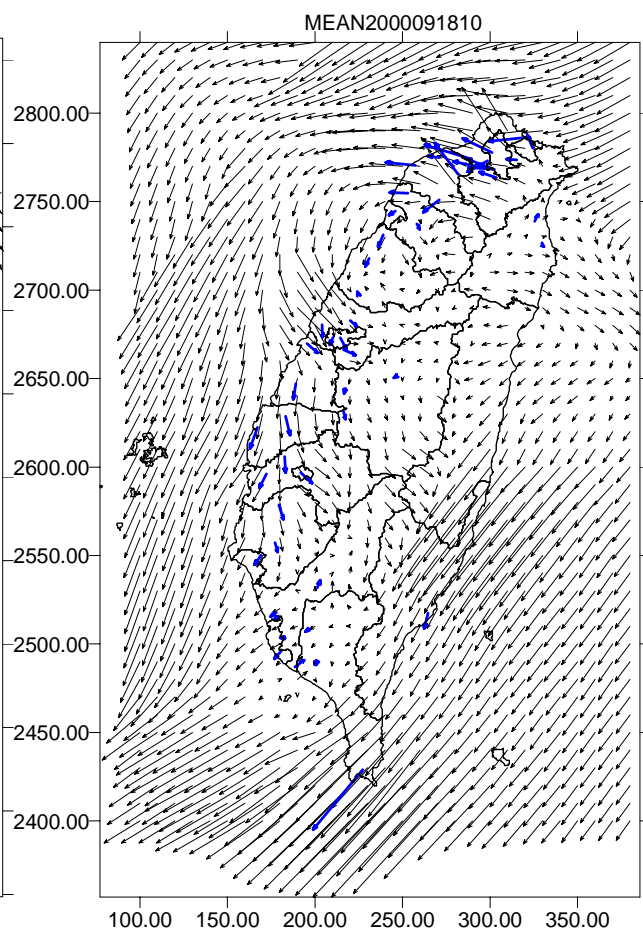


圖 4.1.1 測站值未校正之風場分析結果



測站值已校正之風場分析結果

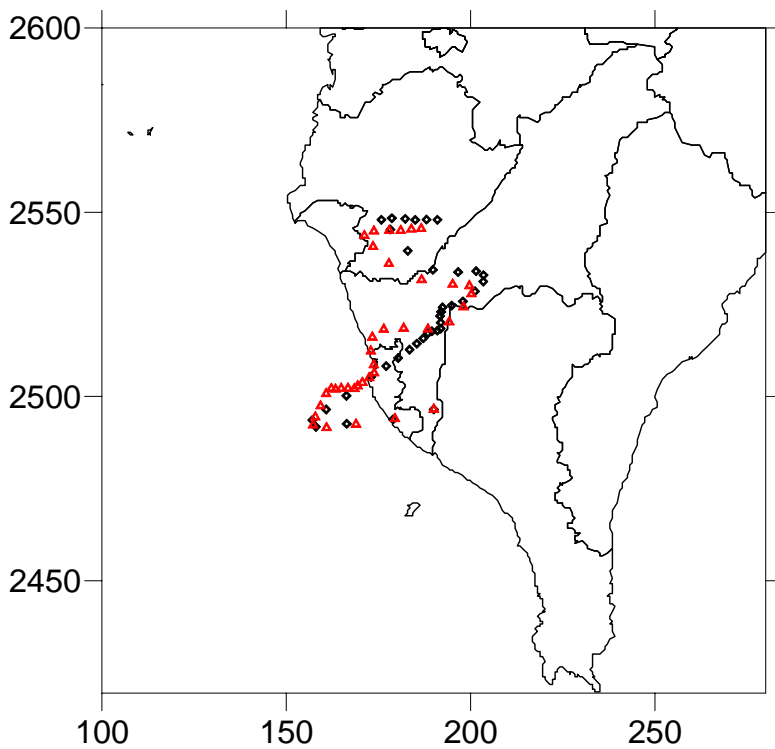


圖 4.1.2 2000-09-18 14:00 大寮站反軌跡計算結果，紅色三角形：採用未校正風場，黑色菱形：採用已校正風場

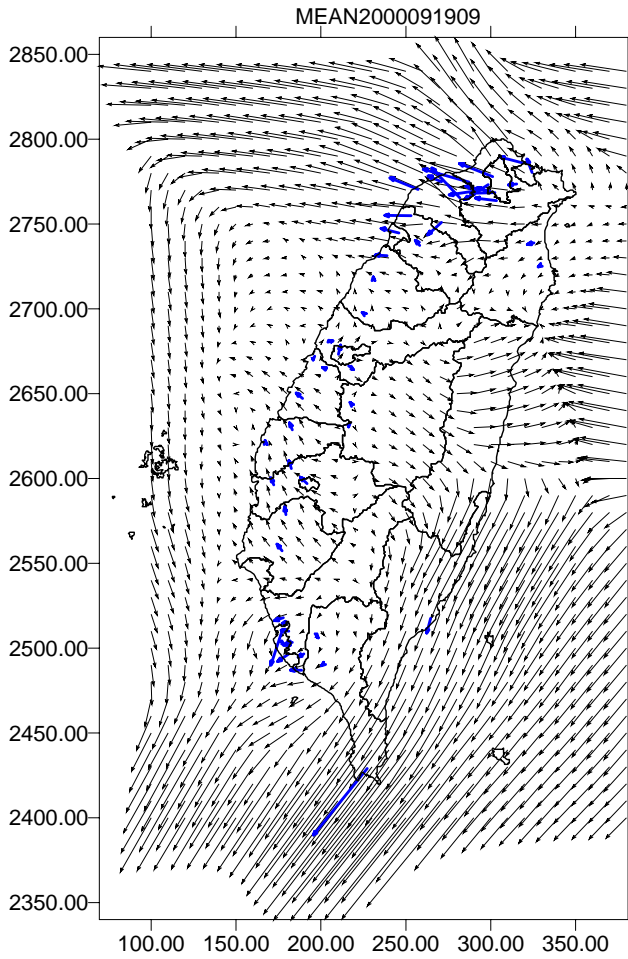
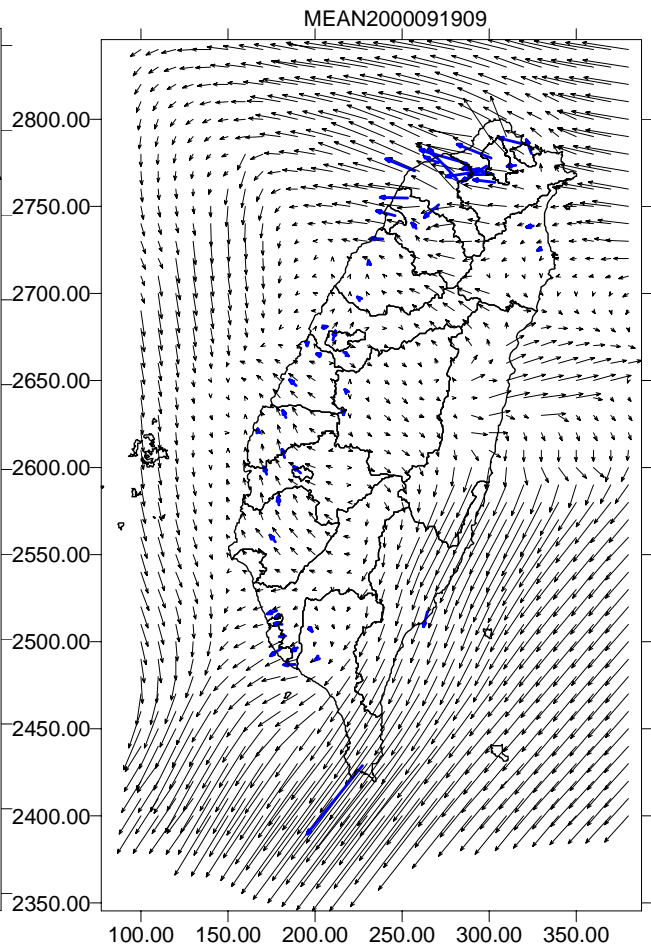


圖 4.1.3 測站值未校正之風場分析結果



測站值已校正之風場分析結果

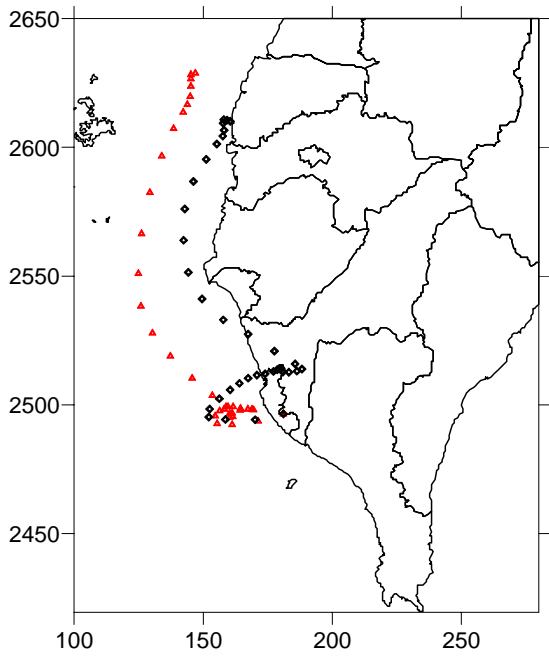


圖 4.1.4 2000-09-19 13:00 小港站反軌跡計算結果，紅色三角形：採用未校正風場，黑色菱形：採用已校正風場

O3散佈圖
47,58,60測站, 12-19時

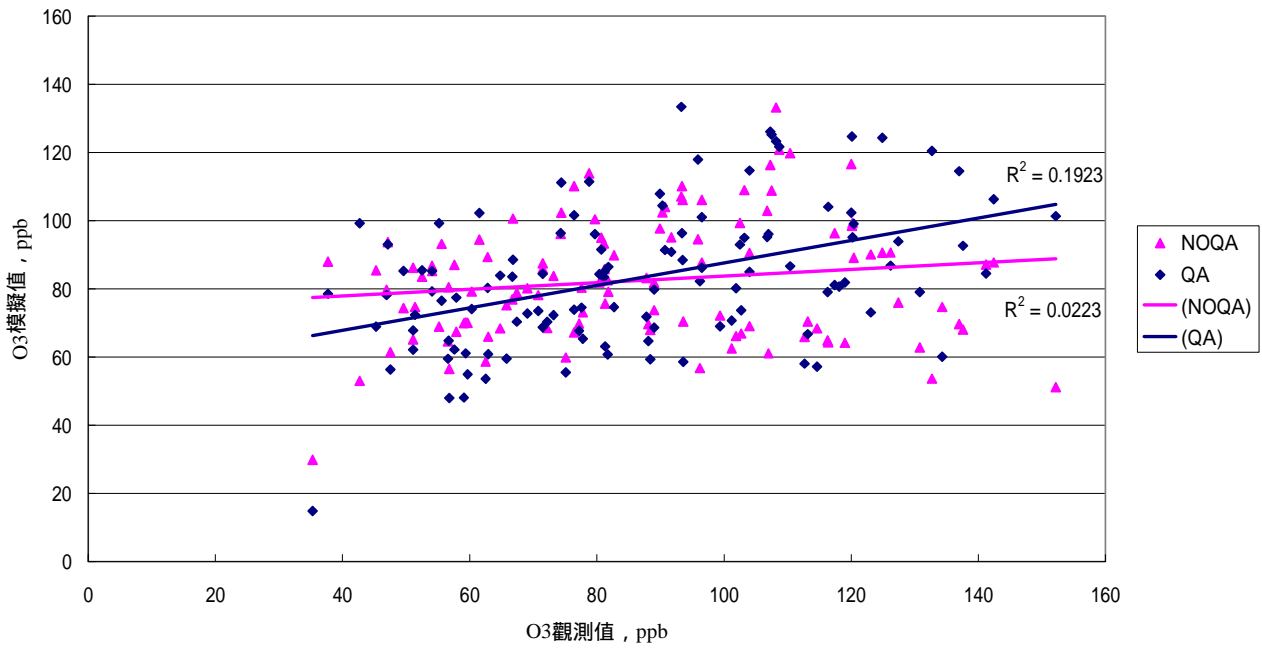


圖 4.1.5 臭氧模擬值與觀測值之散佈圖，三角形為未經測值校正且採用原分析格式下所得到的結果；菱形為經過測值校正且採用修正後的分析格式的結果。

表 4.1.1 臭氧、氮氧化物、二氧化硫之模擬結果統計分析值。

	O3		NO _x		SO ₂	
	NOQA	QA	NOQA	QA	NOQA	QA
R ²	0.0223	0.1923	0.2968	0.4321	0.1852	0.2267
R	0.1492	0.4385	0.5448	0.6573	0.4303	0.4761
OB	4.1%	2.8%	-60.1%	-70.7%	3.9%	-8.4%
GE	27.6%	25.6%	71.9%	72.8%	68.5%	60.4%

此處 NOQA 代表原始觀測值直接以原始客觀分析程序分析後的風場模擬的結果，QA 代表測站校正及修正後的客觀分析程序之綜合模擬結果。R² 為 R-Square 值，R 為相關係數，OB 為常化偏差，GE 為絕對常化偏差

表 4.2.1 反軌跡絕對水平偏移及相對水平偏移統計表

AHTD	zero-acceleration					const-acceleration				
	1	5	10	30	60	1	5	10	30	60
12	0.08	0.48	1.02	3.13	6.17	-	0.42	0.91	2.75	5.37
24	0.16	0.91	1.87	5.63	11.12	-	0.69	1.43	4.19	7.88
36	0.34	1.50	3.30	10.25	18.10	-	1.15	2.74	8.05	14.29

RHTD	zero-acceleration					const-acceleration				
	1	5	10	30	60	1	5	10	30	60
12	0.0014	0.0082	0.0171	0.0528	0.1039	-	0.0071	0.0154	0.0464	0.0904
24	0.0016	0.0093	0.0190	0.0574	0.1132	-	0.0070	0.0146	0.0427	0.0802
36	0.0023	0.0100	0.0219	0.0681	0.1203	-	0.0077	0.0182	0.0535	0.0950

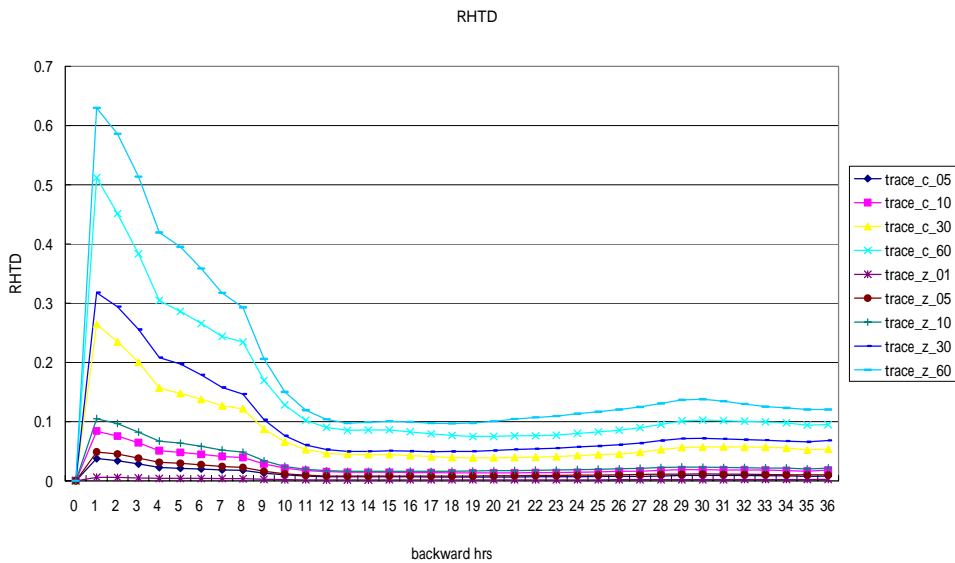
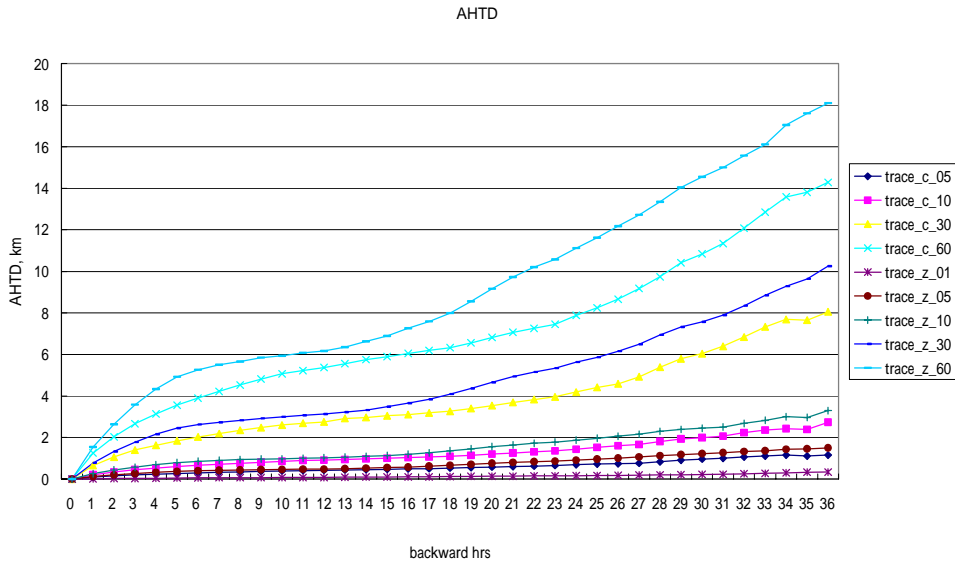


圖 4.2.1 反軌跡絕對水平偏移及相對水平偏移統計圖

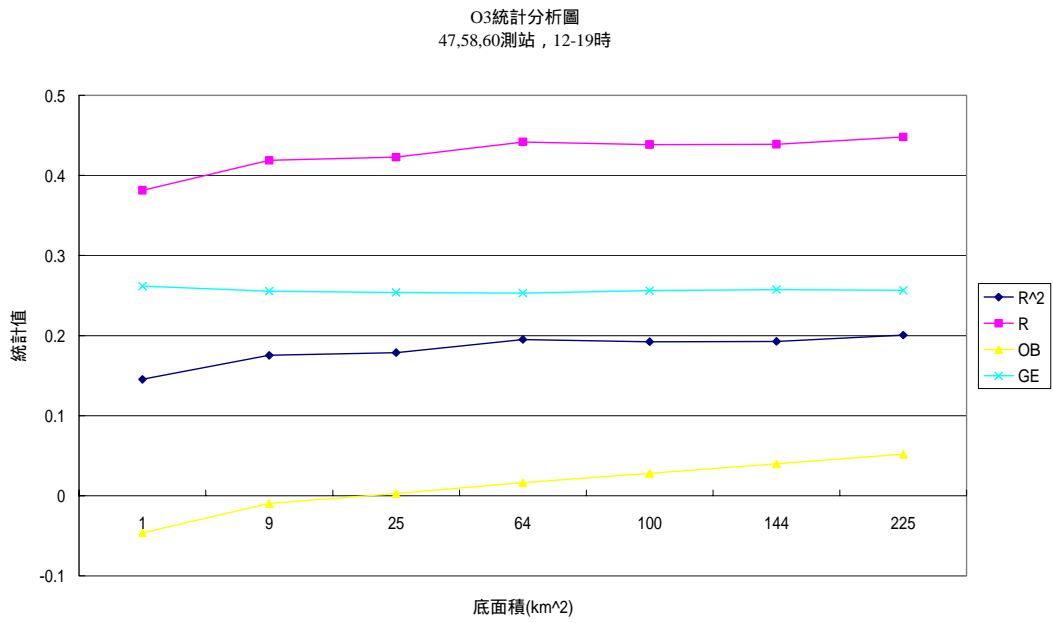


圖 4.3.1 不同氣柱底面積臭氧模擬結果統計分析值

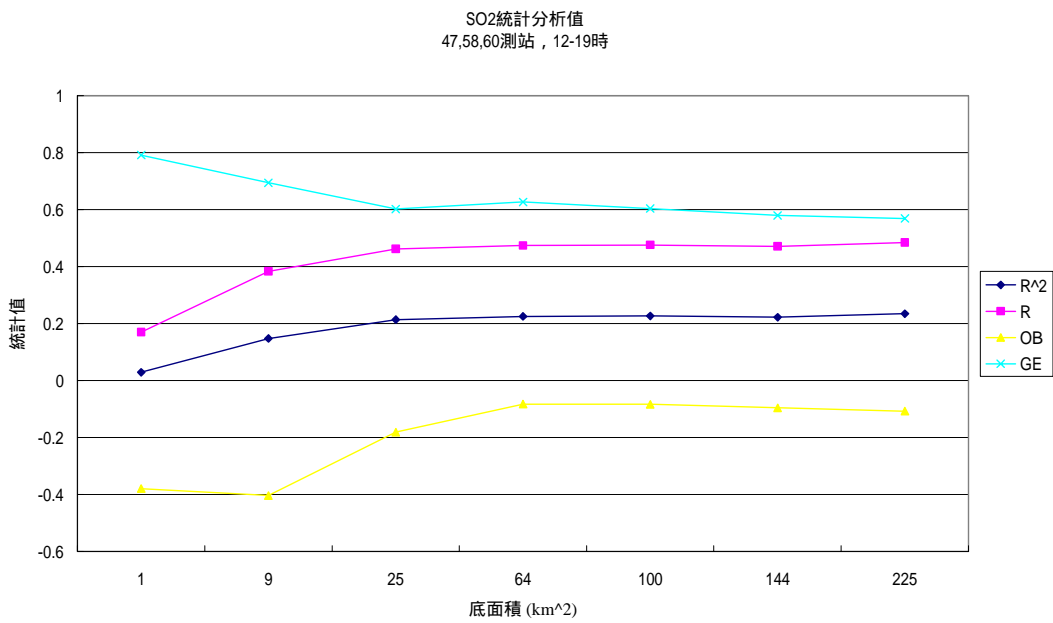


圖 4.3.2 不同氣柱底面積二氧化硫模擬結果統計分析值

參考文獻

- 林清和、黃昭舜、古李昌、蘇智憲，2001，空氣污染來源與其相對貢獻量分析模式 RSCF 1.0，第十八屆空氣污染控制技術研討會。
- 張能復，曹志宏，1998，”以光化學反應性軌跡模式探討 MIR 指標應用於台灣臭氧前驅物排放減量的效果”，第十五屆空氣污染控制技術研討會論文集，1-9。
- 張能復，莊正義，1999，”反應性軌跡模式於南高屏地區臭氧污染事件之應用與解析”，第十六屆空氣污染控制技術研討會論文集，649-654。
- 張能復、陳洵毅，2000，”風場診斷模式的數值解法研究”，第十七屆空氣污染控制技術研討會論文集，688-693。
- 張能復、鄭焜益，2000，”反應性軌跡模式之應用與改進-以民國八十五年南高屏臭氧污染事件劇本為例”，第十七屆空氣污染控制技術研討會論文集，694-698。
- 逢士豪、張能復，2001，光化學軌跡模式應用於南高屏地區空氣污染物排放減量效果之研究，第十八屆空氣污染控制技術研討會，國立高雄第一科技大學，2001年12月14-15日，6頁。
- 張能復、陳寶升，2002，”光化軌跡模式中沉降機制的研究與改進”，第十九屆空氣污染控制技術研討會論文集。
- 張能復，1998，”南高屏地區空氣污染總量管制研究（子計畫 E1）反應性軌跡模式之發展及其在南高屏地區之應用”，EPA-87-FA42-03-F5，行政院環境保護署。
- 張能復，1999，”南高屏地區空氣污染總量管制研究（子計畫 E1）反應性軌跡模式空氣污染事件之應用與解析”，EPA-88-FA21-03-0012，行政院環境保護署。
- 張能復，2000，”南高屏地區空氣污染總量管制規劃 空氣品質模式組（B1 子計畫）反應性軌跡模式對臭氧管制對策方案之模擬分析與綜合評估”，EPA-89-FA11-03-101，行政院環境保護署。
- 莊秉潔、陳建隆、林忠賢、郭珮萱，2001，高斯軌跡模式之發展與應用，第十八屆空氣污染控制技術研討會。
- 曾忠一，1997，氣象資料同化，渤海堂，台灣台北市。
- 楊政育、彭柏鈞、蔡俊鴻，2001，區域性高臭氧濃度與光化反應及大氣傳輸作用之關聯性，第十八屆空氣污染控制技術研討會。
- 謝輔宸、吳義林、林清和，2001，屏東潮州地區臭氧濃度與氣象參數及氣團吸納量之相關性分析，第十八屆空氣污染控制技術研討會。
- 曠永銓、郭子豪、莊銘棟，2001，全省性風場建置與全年反軌跡分析，第十八屆空氣污染控制技術研討會。
- Achtemeier, G. L., 1986, The impact of data boundaries upon a successive corrections objective analysis of limited-area datasets. *Monthly Weather Review.*, v144, p. 40-49.
- Barnes, S. L., 1964, A technique for maximizing details in numerical weather map analysis. *Journal of Applied Meteorology.*, v3, 369-409.
- Barnes, S. L., 1973, Mesoscale objective map analysis using weighted timeseries observations. NOAA Tech. Memo. ERL NSSL-69, National Severe Storm Laboratory, Norman, OK, 60 pp. [NTIS COM-73-10781.]

- Barnes, S. L., 1994, Applications of the Barnes objective analysis scheme. Part I: Effects of undersampling, wave position, and station randomness. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, v11, p. 1433-1448
- Barnes, S. L., 1994, Applications of the Barnes objective analysis scheme. Part II: Improving derivative estimates. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, v11, p. 1449-1458.
- Barnes, S. L., 1994, Applications of the Barnes objective analysis scheme. Part III: Tuning for minimum error, *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, v11, p. 1459-1479
- Chang, L-F. W. et al., 1980, A comparative study of the closure scheme of the planetary boundary layer model, *Bulletin of Geophysics*, 20.
- Cheng, M.D., Gao, N., and Hopke, P.K., 1996, Source apportionment study of nitrogen species measured in southern California in 1987. *Journal of environmental engineering*, V122, 3, p 183-190.
- Cressman, G. P., 1959, An operational objective analysis system. *Monthly Weather Review.*, v87, 367-374.
- Draxler, R.R., 1987, Sensitivity of a trajectory model to the spatial and temporal resolution of the meteorological data during CAPTEX. *Journal of climate and applied meteorology*, v26, p 1577-1588
- Draxler, R. R., 2000, Meteorological factors of ozone predictability at Houston, Texas, *Journal of the Air and Waste Management Association*, 50, 2, p 259-271.
- Fast, J.D., and Berkowitz, C.M., 1997, Evaluation of back trajectories associated with ozone transport during the 1993 north Atlantic regional experiment. *Atmospheric Environment*, V31, 6 p 825-837.
- Gandin, L. S., 1965, Objective Analysis of meteorological Fields. Translated from Russian, Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, 242pp.
- Gao, N., Cheng, M.D., and Hopke, P.K., 1993, Potential source contribution function and source apportionment of sulfur species measured at Rubidoux, CA during the Southern California air quality study, 1987. *Analytica Chimica Acta*, 277, p369-380.
- Hertel, O., Christensen, J., Runge, E.H., Asman, W.A.H., Berkowicz, R., Hovmand, M.F., and Hov, O., 1995, Development and testing of a new variable scale air pollution model - ACDEP. *Atmospheric Environment*, V29, 11, p 1267-1290.
- Kahl, J.D., and Samson, P.J., 1986, Uncertainty in trajectory calculations due to low resolution meteorological data. *American meteorological society*, v25, p 1816-1831.
- Lupu, A., and Maenhaut, W., 2002, Application and comparison of two statistical trajectory techniques for identification of source regions of atmospheric aerosol species. *Atmospheric Environment*, V36, p 5607-5618.
- Mace, G. G. and Ackerman, T. P., 1996, Assessment of error in synoptic-scale diagnostics derived from wind profiler and radiosonde network data, *Monthly Weather Review*, v124, p. 1521-1534.
- Ooyama, K. V., 1987, Scale-controlled objective analysis, *Monthly Weather Review*, v115, p. 2479-2506.
- Parsons, D. B. and Dudhia, J., 1997, Observing system simulation experiments and objective

- analysis tests in support of the goals of the atmospheric radiation measurement program, *Monthly Weather Review*, v125, p. 2353-2381.
- Petterssen, S., 1940, *Weather analysis and forecasting*, pp.221-223. McGraw-Hill, New York.
- Rolph, G.D., and Draxler, R.R., 1990, Sensitivity of three-dimensional trajectories to the spatial and temporal densities of the wind field, *Journal of applied meteorology*, v29, p 1043-1054
- Seibert, P., 1993, Convergence and accuracy of numerical methods for trajectory calculations. *Journal of applied meteorology*, v32, p 558-566.
- Stohl, A., 1998, Computation, accuracy and applications of trajectories - a review and bibliography, *Atmospheric Environment*, V32, 6, p 947-966.
- Stohl, A., Baumann, K., Wotawa, G., Langer, M., Neininger, B., Piringer, M., and Formayer, H., 1997, Diagnostic downscaling of large-scale wind fields to compute local-scale trajectories, *Journal of Applied Meteorology*, V36, 7, p 931-942.
- Stohl, A., and Wotawa, G., 1995, A method for computing single trajectories representing boundary layer transport. *Atmospheric Environment*, V29, 22, p 3235-3238.
- Tsuang, B.J., Chen, C.L., Pan, R.C. and Liu, J.H., 2002, Quantification on source/receptor relationship of primary pollutants and secondary aerosols from ground sources - Part I. Theory, *Atmospheric Environment* 36, p 411-419.
- Zhang, M. H., Lin, J. L., Cederwall, R. T., Yio, J. J. and Xie, S. C., 2001, Objective analysis of ARM IOP data: Method and sensitivity, *Monthly Weather Review*, v129, p.295-311.