

台北市大氣中臭氧時序分佈之特性分析

黎博文 林嘉明*

PO-WEN LI, JIA-MING LIN*

國立台灣大學公共衛生學院環境衛生研究所，台北市仁愛路一段一號
Graduate Institute of Environmental Health, College of Public Health, National Taiwan University.
No. 1, Jen-Ai Road, 1st Section, Taipei, Taiwan, R. O. C.

*通訊作者Correspondence author. E-mail: jmlin@ha.mc.ntu.edu.tw

目標：本研究旨在觀察及描述整個台北市臭氧濃度的時序變化趨勢，探討其與原發性污染物濃度變化之關係，以及氣溫對臭氧濃度之影響。**方法：**資料來自台北市環保局所屬六個空氣品質監測站及二個車輛排氣監測站，選取1996年的濃度資料，並配合中央氣象局台北站當年之逐日與逐時氣溫資料，挑出各測站當月臭氧濃度最高的一天，加以統計分析最壞情況下臭氧的24小時時序分佈、季節變化傾向，以及其與NO_x和氣溫之線性關係。並且以臭氧的最高濃度除以現行空氣品質標準中小時平均值120ppb，求風險商。**結果：**依據每日臭氧濃度逐時的變化以及主要波峰出現的時間作分類，台北市每日臭氧濃度變化的型式分為三型：白天型、夜晚型和其他型。白天型的明顯波峰高點出現時間多為午後，波峰持續時間較短但濃度高，最常出現在氣溫較高的6~8月。夜晚型的明顯波峰出現在入夜後，持續時間較長但濃度較低，常發生於6~8月以外的其他月份。其他則不論白天或夜晚，若非均無波峰之出現，就是其波峰並不顯著。當臭氧出現高峰時，NO_x的濃度與之有一消一漲的變化趨勢，但只在夜晚型波峰出現時，臭氧和NO_x兩者個別的反應速率常數之間呈現較好的線性相關($R^2=0.5035$)。另外風險商大於1者，約佔白天型的10%左右；而夜晚型的風險商則均小於1。**結論：**台北市24小時的臭氧濃度變化有兩種較明顯的型態，其中之一波峰出現在早上7時，這種型態比較常在於6月-8月間發現；其他月份常見另外一種型態之變化，其波峰在接近中午時出現。這些型態可能受地理及氣象影響。(台灣衛誌 2001; 20(2): 131-142)

關鍵詞：臭氧濃度、臭氧時序分佈、空氣品質監測站。

The diurnal variation of ozone in Taipei city

Objectives: This study was aimed at characterizing the diurnal variation patterns of ambient ozone pollution in Taipei Municipal, and its relationship with other primary pollutants as well as to ambient temperature. **Methods:** We analyzed the 1996 air quality data measured at eight monitoring stations including two situated in areas with heavy traffic, obtained from the Bureau of Environmental Protection, Taipei Municipal Government. The local ambient temperature data was obtained from the Central Weather Bureau. Data analysis, based on the data set at the worse day in each month, characterized the hourly ozone level over a period of 24 hours and also the seasonal trends. The linear relationships between ozone concentration, NO_x and temperature were also investigated. The risk quotient of the hourly maximum ozone concentration over the referred air quality standard, an hourly average of 120 ppb, was examined. **Results:** The results indicated that the 24-hour trends of ozone level were in three patterns: diurnal type, nocturnal type and miscellaneous type. The diurnal type, often occurred during the period from June to August, had an obvious peak with the highest concentration occurring at noon. The nocturnal type, often occurred in the rest of the months, had an apparent peak starting to increase at midnight and gradually reaching the summit by seven o'clock in the morning. The peak of nocturnal-type lasted longer, with relatively lower concentration. The miscellaneous type had patterns with no apparent peak. When the ozone peak appeared, the concentration of NO_x did not parallel to that of ozone, although there was a significant correlation between ozone and NO_x when ozone trend of nocturnal type occurred ($R^2 = 0.5035$). Approximately 10% of the diurnal type ozone levels had the risk quotient greater than one, but none of the nocturnal type. **Conclusion:** There are two types of 24-hour ozone patterns: one type with the peak level that appears at 7 o'clock in the morning, which occurs more frequently in June through August; the other type with the peak level that appears at noon for the rest of the months. These patterns may have to do with geographic and meteorological influences. (Taiwan J Public Health. 2001;20(2);131-142)

Key words: ozone concentration, diurnal variation of ozone, air quality monitoring station.

前言

對流層的空氣污染有漫長的歷史。十三世紀到二十世紀中期，二氧化硫和煤煙微粒造成的空氣污染受到重視。1940年代中期，隨著美國洛杉磯地區光化學空氣污染的發現，高濃度的臭氧、光化學氧化物以及其對人類健康甚至整個生態環境所造成的衝擊，已經成為空氣污染另一個受關注的新焦點。

正常的成年人運動時暴露於臭氧會改變肺功能、呼吸型態、和運動表現[1-3]，即使臭氧的濃度低到0.12ppm，在劇烈運動之後仍會發生[4]。兒童暴露於臭氧下的反應，除了有較少的呼吸症狀外，其他很類似健康的成年人[5]。對氣喘病患而言，臭氧的暴露會增加氣喘的發作[6]。慢性阻礙性肺病(chronic obstructive lung disease, COPD)病患的肺功能並沒有明顯的變化，但是肺的免疫功能及呼吸道的炎症反應卻出現轉變[7]。相對於健康的年輕人，吸菸者和健康的老年人較不容易對臭氧的刺激產生反應[8]。

先進國家針對大氣中的臭氧訂有空氣品質標準。我國規定小時平均值為0.12 ppm，八小時平均為0.06ppm。美國環保署先前的空氣品質標準(National Ambient Air Quality, NAAQS)規定，每日最大的小時平均值，3年之內有3次以上大於0.12ppm，那麼該地區的臭氧濃度即不符合標準，而1996年新公布的標準，規定在3年內，每日8小時平均值的第三高值，不可以超過0.08ppm[9]。

對流層的臭氧及其他高氧化性化合物主要源自光化學反應，太陽輻射驅動此一化學反應。在地球表面，波長約290nm的輻射，可引起一連串複雜的光化反應[10]。這反應，包括揮發性有機化合物(volatile organic compounds)和 NO_x (NO 及 NO_2)的參與，導致臭氧及其他氧化物種的形成。若不考慮非甲烷碳氫化合物(nonmethane hydrocarbons)的參與作用，則大氣中 NO_2 - NO - O_3 的光解連鎖反應非常迅速，其全反應將維持光穩定狀態(photostationary state)，臭氧濃度將和 $[\text{NO}_2]/$

$[\text{NO}]$ 成正比[11]。其中，雖然 NO_2 可由燃燒過程中直接產生而排放，但是大氣中大部分的 NO_2 ，是由燃燒的主要氮源副產物 NO 氧化所形成。要將 NO 氧化成 NO_2 ，其啟動有賴高反應性物種，譬如非甲烷碳氫化合物參與光化學反應所產生的 RO_2 和 OH 這兩種自由基。簡言之， O_3 是否會藉由 VOC-NO_x 反應而在空氣中形成，端視 NO 的濃度大小而定。

由光化學反應形成光化學霧，造成臭氧的空氣污染，是美國洛杉磯等數個都會區普遍存在的問題[12]。在都會區，氮氧化物主要來自汽車排放，氮氧化物的排放具有複雜的效應，首先降低臭氧，後來卻催化其生成。雖然在都會區交通繁忙之處，由車輛的汽油燃燒所產生的氮氧化物，快速地被臭氧氧化成為二氧化氮，故臭氧的濃度也有偏低的傾向[13]，但是由於大量氮氧化物的存在，配合充分的光照、乾燥的空氣、不利於擴散的氣象條件及地形等等要件的存在[14]，故臭氧的濃度每日變化較大，典型的是在午後很快上升到一個最高值，然後在夜晚降到接近於零；在鄉村地區，由於氮氧化物較少，故臭氧的濃度也較少變異，午後最高值較都會區小，但在早晨和夜晚有一個較都市為大的最低值[9]。高度進行的光化學反應，可能延續數日之久，而且常在夏季發生，具有高光化學活性的地區，在整個夏天常會出現連續性的高濃度臭氧[15]。

台北市及其近郊面積27180公頃，人口261萬人，地處台灣本島北部，自然方位之四極，東西為東經 $121^{\circ}39'30''$ 至 $121^{\circ}27'10''$ ，南北為北緯 $24^{\circ}57'42''$ 至 $25^{\circ}12'46''$ 。為一北、東、南三面倚山的盆地，東北多高山，其中大屯山、七星山均逾一千公尺。西臨淡水河，南接新店溪，中間有基隆河及南端有景美溪所貫穿。東西多丘陵，西北較平坦。地理位置、地形、氣候及擁擠的都會交通，使台北市具有構成洛杉磯型空氣污染的要件，早在民國七十四就曾發生學童約百餘名發生眼睛刺痛、流淚、呼吸困難等懷疑與光化學霧有關的事件[14]。柳氏與劉氏(1988)[16]分析台北市空氣品質監測站的資料，指出景美

投稿日期：89年12月2日

接受日期：90年5月23日

站在75年與76年分別有127次與60次1小時臭氧值大於120ppb。近年來，台北市的機動車輛數目大幅增加，其所排放的污染物如一氧化碳、氮氧化物及碳氫化合物等，與1980年代相較，有過之而無不及[17]，因此產生臭氧等衍生性污染物的機會，也較前大大地提高。若欲對如台北市等大型都會區的臭氧問題加以管制，以維環境衛生，先得對臭氧污染之特性進行瞭解，故本研究探討以下三點：

1. 觀察台北市臭氧濃度的空間分佈特性，以及時間變異特性。
2. 分析臭氧與原發性污染物濃度變化之相關性，並探討台北市臭氧及氮氧化物之污染之概況。
3. 分析氣溫與臭氧濃度變化之相關性。

材料與方法

一、資料之收集與選擇

(一) 空氣品質資料

本研究係根據台北市政府環境保護局技術室所提供的空氣品質監測資料，來進行分析。這些資料包括1996年各月臭氧及其他原發性污染物的每日二十四小時平均濃度，以及1996年1月到9月臭氧及其他原發性污染物的每日逐時濃度。

台北市政府環保局根據行政區域之劃分，目前在市區內設有六個一般空氣品質監測站，包括：松山、大直、古亭、南港、內湖和木柵；以及二個車輛排氣監測站：承德和中北。

空氣品質監測站，針對臭氧和氮氧化物這兩個項目所進行之自動檢驗方法，概述如下：臭氧利用紫外光吸收法，其分光光度計在流率至少1L/min之情況下，經調整校正後線性誤差需不超過3%；氮氧化物(NO_x ， NO ， NO_2)之自動檢驗係採用化學螢光法(chemiluminescence)，檢驗設備有三個頻道，分別適用於 NO 、 NO_x 及 NO_2 ，需要在定流率之下，以標準氣體校正，零點漂移需維持在 $\pm 0.02\text{ppm}$ [18]。各氣體自動分析儀每日凌晨零時至五時會自動進行一次「單點校正」，而

環保局人員每月亦會定期校正。其監測儀器有效測定比率各月平均值均達85%。本篇所用之資料不含無效測定之資料。

(二) 氣象資料

由交通部中央氣象局提供，使用台北站所測得之1996年全年之逐日與逐時完整氣溫資料，配合空氣品質資料共同加以分析。

二、資料分析

將上述空氣品質監測資料及氣象資料，輸入電腦利用Microsoft Excel 97處理，進行下列各項分析：

(一) 臭氧及其他原發性污染物平均濃度之月變化分析

使用每個月的日平均資料計算每月的算術平均及幾何平均，繪出各測站1996年各月有關臭氧及其他原發性污染物之月平均濃度，並觀察月平均濃度的時序變化趨勢。

(二) 每日各測站臭氧濃度一小時平均值之最高值分析

選取1996年1月至9月每日各站臭氧濃度一小時值之最高值，進行描述性統計。十月至十二月每日逐時濃度之資料不完整，故沒有列入分析。

(三) 臭氧逐時濃度之日變化分析

依據各測站1996年1月至9月之資料，選出各月中其日平均值最高之日，進一步利用當日每小時之時平均值觀察當日臭氧、氮氧化物及二氧化氮之逐時濃度變化趨勢，依當日臭氧濃度逐時變化出現之不同型態予以分類成三型，歸納記錄其出現波峰的起始時間、起始濃度、最高峰時的濃度、對應的時間。並將臭氧與氮氧化物的濃度之時間變化，在假設為光化學擬一階反應之情況下，分別求出其反應速率常數 k 值，並觀察臭氧與氮氧化物二者 k 值之相關性。另外將臭氧與氮氧化物的時平均濃度，分別與當時氣溫進行線性迴歸分析。

結 果

一、全年臭氧濃度的月變化及區域性差異

就全台北市而言，可能參與光化學反應之 NO_x 、 NO_2 及NMHC等之月平均濃度，在1996年當中除7、8、9、10、11月有下降趨勢外，其餘各月並無明顯差異。(圖一-B、一-C、一-D)各項污染物中，臭氧的月平均濃度(包括算數平均和幾何平均)，大約分佈在15-20ppb之間。尤其在6、7、8、9這四個月，其月平均濃度更是偏低，甚至低到15ppb以下。(圖一-A)

臭氧在每個測站全年的月平均值，不但皆合於現行空氣品質標準中0.12ppm之小時平均值，同時也合乎0.06ppm之八小時平均值這項標準。而且臭氧濃度大致上與 NO_x 及 NO_2 的濃度呈現互為消長的情況，較特殊的，是出現於承德站和中北站之臭氧濃度經常比其他各站低，而 NO_x 、 NO_2 及非甲烷碳氫化合物之濃度則為各測站之翹楚。(圖二)承德與中北這兩個測站為車輛排氣監測站，設置於交通繁忙的路口，距離道路分別僅有2.5公尺和1公尺之遠，採樣口高度則分別為2.73公尺和3.4公尺，而一般空氣品質監測站則距離道路7-27公尺，採樣口高度為9.5-15公尺。由於車輛排氣中含有大量的 NO_x ，以及燃燒不完全的碳氫化合物，故其所偵測 NO_x 與非甲烷碳氫化合物的濃度較一般測站為高。

二、1996年1-9月臭氧濃度一小時平均值之最高值分析

取每日各測站臭氧一小時平均值之最高值為一日之代表，重新計算在最壞情況下每月之算術平均濃度。如圖三顯示，臭氧高峰值的平均在5、6、7、8月顯然較其他月份為高，尤其以6月的濃度最高。但是若取每月每日平均值做觀察，所呈現之現象則6、7、8、9月份臭氧濃度的月平均反而比其他月份低(圖一-A)。

圖四顯示，各測站在最壞的情況下(每日一小時最高濃度的九個月平均)，以大直站的濃度最高，內湖、古亭、松山次之，再其次是木柵站，而南港、承德、中北三站是最低的，此結果與圖二-A所示全年月平均濃度觀察結果相同。

三、臭氧每日逐時濃度之變化型態

從1月至9月之資料，選出各月中每日平均值最高之日，分析當日24小時臭氧、氮氧化物及二氧化氮之逐時濃度變化，並且將臭氧24小時濃度變化的型式，歸納命名為三型：白天型、夜晚型和其他型，如下述：

(一) 白天型臭氧濃度時態變化

其特徵乃是在白天會出現一個較高的尖峰，其他時間則無明顯尖峰之出現。如圖五整合38組每日的逐時濃度，取其平均，所得之變化趨勢。臭氧濃度在上午7、8點即開始慢慢上升，一直到中午12點至下午2點左右維持在最高峰；之後又慢慢下降，大約在晚上9、10點左右，會回到基準點。一小時高峰值的算術平均濃度最高可達65ppb；但一般情況下，不在波峰期的其餘時間，其基準濃度僅有約10-15ppb左右而已。

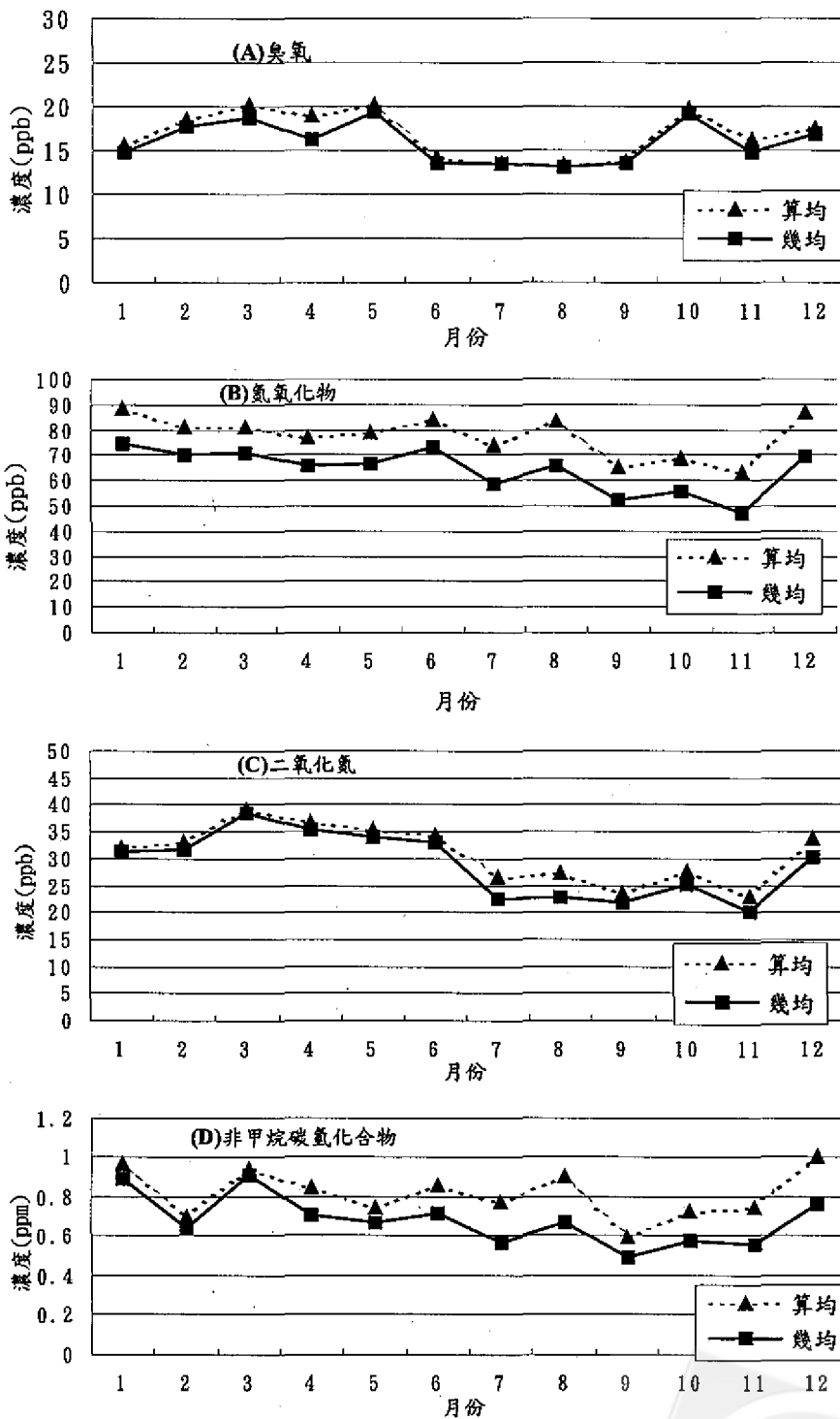
(二) 夜晚型臭氧濃度時態變化

乃是在夜晚至凌晨會出現一個較陡峭的尖峰，然後在接近中午時又形成一比較平緩的波峰，其他時間則無明顯尖峰之出現。如圖六-A、六-B乃分別將所有出現夜晚型臭氧的當日(共33天)及其前一日之24小時逐時濃度，取其平均(算術平均和幾何平均)後，所繪得之變化趨勢。其結果顯示：臭氧濃度在前日晚上8點左右，便開始緩慢上升；一直到第二天(觀察臭氧波峰出現之當日)清晨6點左右，達到最高濃度(43ppb)。隨後濃度開始下降，至早上8、9點左右降到最低。其後又緩緩上升，到中午之高峰值(40ppb)維持至下午3、4點左右才慢慢下降，一直到晚上9、10點降到最低，再重新開始上揚。

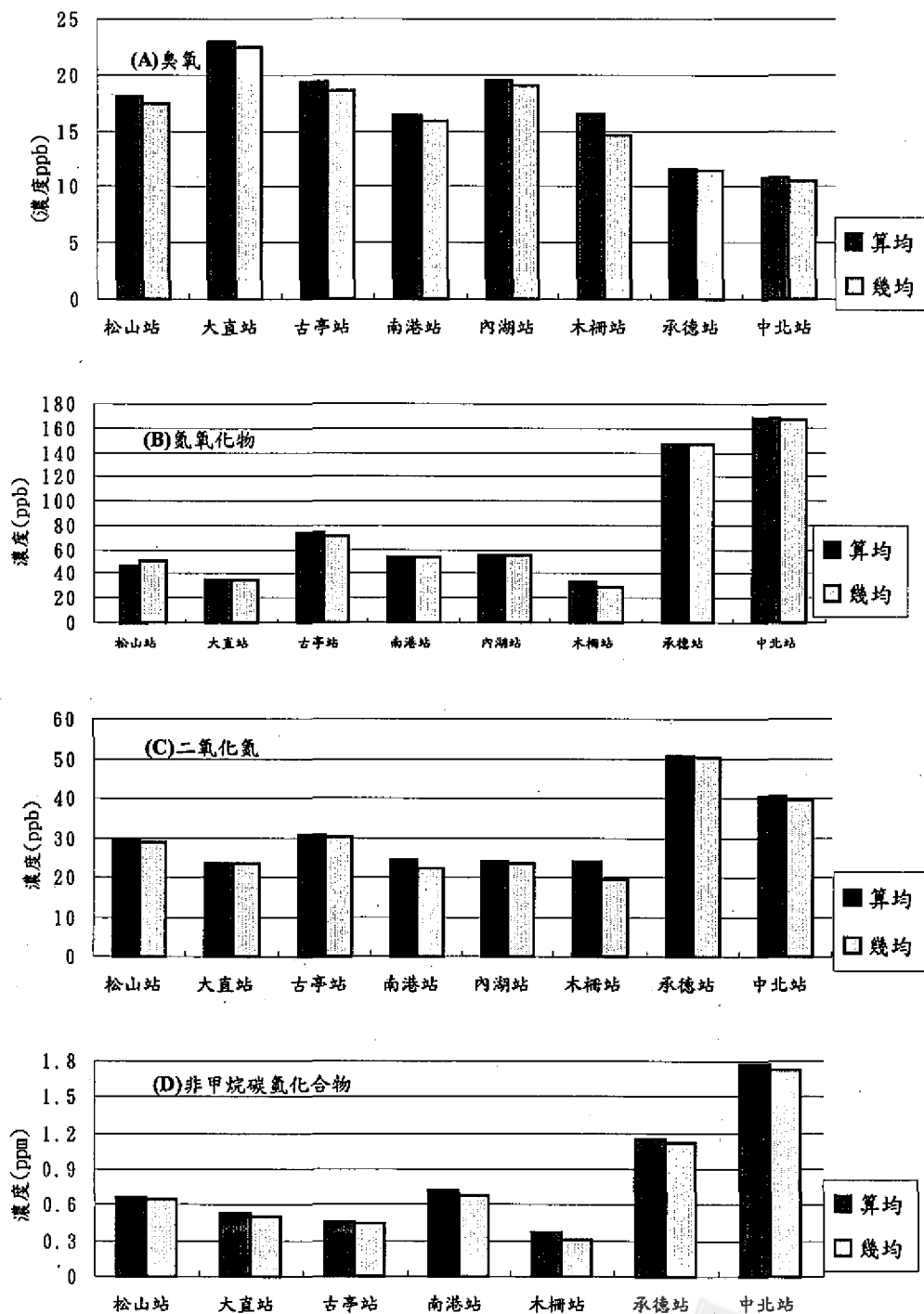
(三) 其他型的臭氧濃度時態變化

不論白天或夜晚，若非均無波峰之出現，就是即使出現但其波峰並不顯著。

6、7、8這三個月，出現白天型臭氧的次數，顯然較其他月份為高。至於夜晚型臭氧，除了6、7、8月出現的百分比偏低外，其他月份均有出現，尤其以2、5、9月出現的頻率最高。(表一)



圖一 1996年台北市空氣中各污染物之月平均濃度



圖二 1996年台北市空氣中各污染物在各測站之全年月平均濃度

表一 白天型及夜晚型臭氧之次數分配統計表

月份	型態、發生次數及佔該月之百分比		
	白天型	夜晚型	其他
1月	3 (50%)	2 (33%)	1 (17%)
2月	2 (15%)	10 (77%)	1 (8%)
3月	2 (25%)	4 (50%)	2 (25%)
4月	4 (50%)	4 (50%)	0 (0%)
5月	1 (12.5%)	6 (75%)	1 (12.5%)
6月	9 (100%)	0 (0%)	0 (0%)
7月	6 (75%)	1 (12.5%)	1 (12.5%)
8月	10 (100%)	0 (0%)	0 (0%)
9月	1 (14%)	6 (86%)	0 (0%)
總計	38 (49%)	33 (43%)	6 (8%)

四、臭氧濃度之時態變化與對應NO_x濃度之時態變化之關係

圖七-A、圖七-B乃相對於圖六-A、圖六-B之臭氧而繪出之NO_x濃度時態變化。結果顯示：夜晚型臭氧濃度變化和NO_x濃度變化互為消長，兩者之間的相對關係密切。

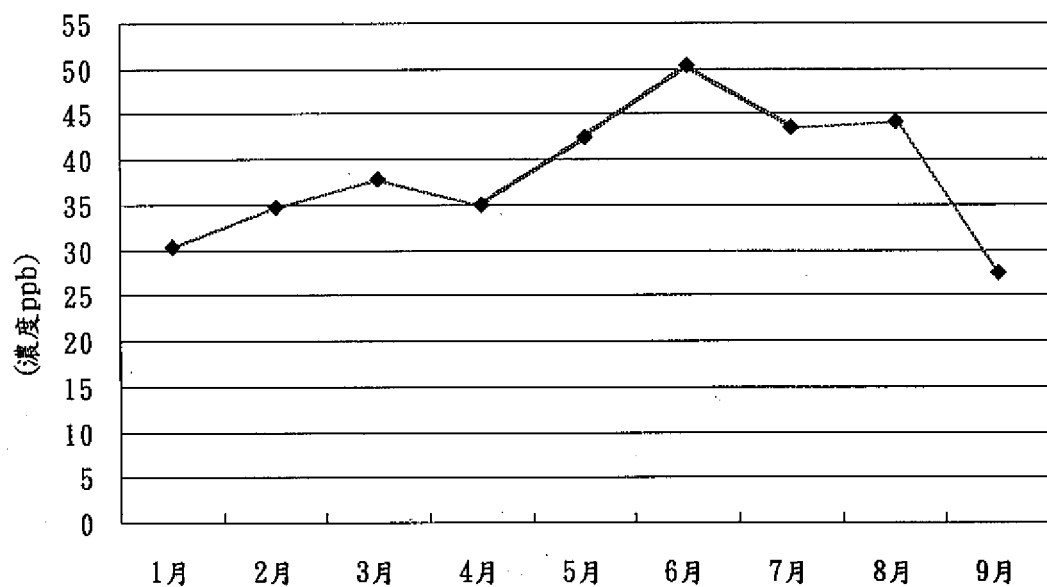
以擬一階反應的速率常數k值做觀察，分別將白天型和夜晚型臭氧的k值與對應NO_x的k值，進行直線迴歸分析。結果顯示(如圖八-A、八-B)：白天型臭氧的k值和對應NO_x的k值迴歸，其解釋率 $R^2=0.0196$ ，但夜晚型臭氧的k值和對應NO_x的k值，其 $R^2=0.5035$ ，關係較密切。氣溫可能影響反應速率，但在氣溫範圍介於15-35°C時，氣溫之影響似乎不明顯，如圖九-A及圖九-B。

五、白天型和夜晚型臭氧最高濃度之風險商

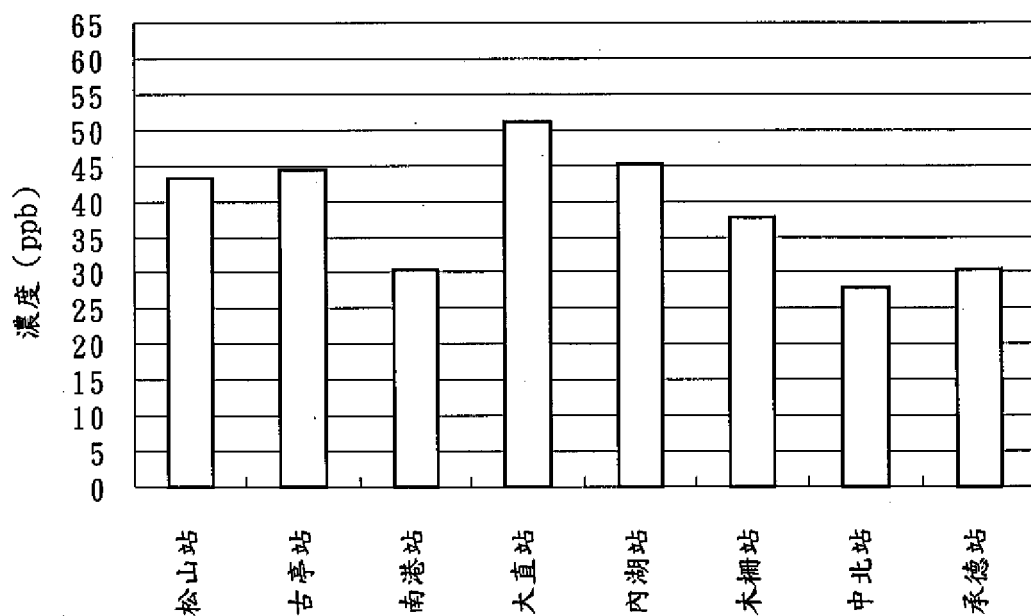
將白天型和夜晚型臭氧出現波峰時的最高濃度，分別除以現行空氣品質標準中的小時平均值120 ppb，以求其風險商。結果顯示：在38次的白天型臭氧中，其商大於1者，僅有4次，約佔10%左右。至於夜晚型臭氧，其風險商則均小於1。

討 論

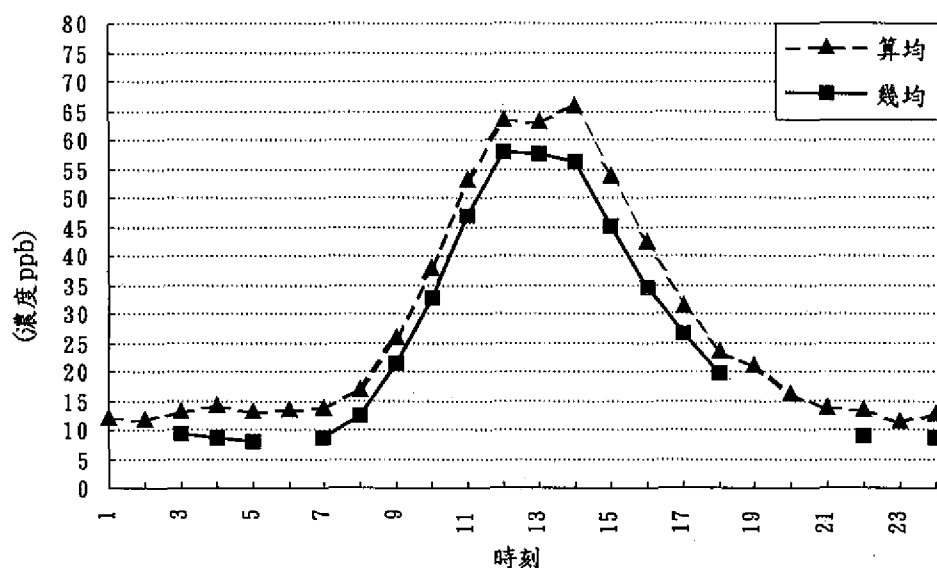
研究結果呈現臭氧、NO_x與NO₂濃度具有相互消長之趨勢，要觀察這種趨勢的消長變化，就方法之檢討而言，應該使用每日的逐時平均濃度較恰當，因為月平均濃度經過時日平均處理後，其濃度變化的趨勢容易在計算過程中被均化，致變得比較模糊。這種



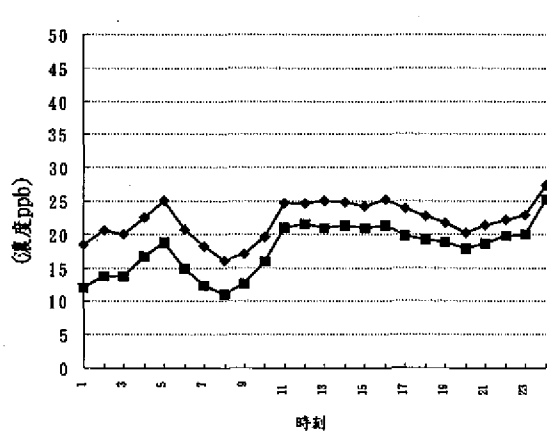
圖三 1996年台北市空氣中臭氧每日小時最高值的月平均



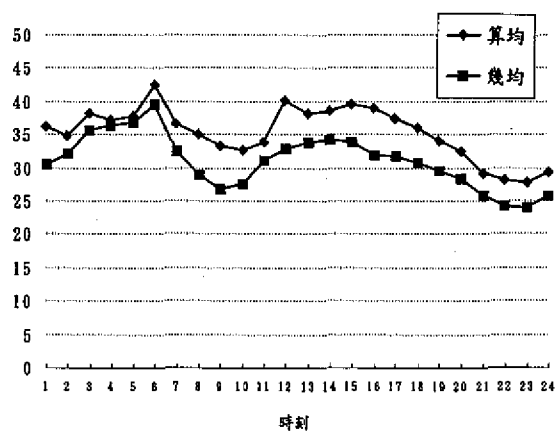
圖四 1996年1-9月台北市各測站空氣中臭氧每日小時最高值之算術平均



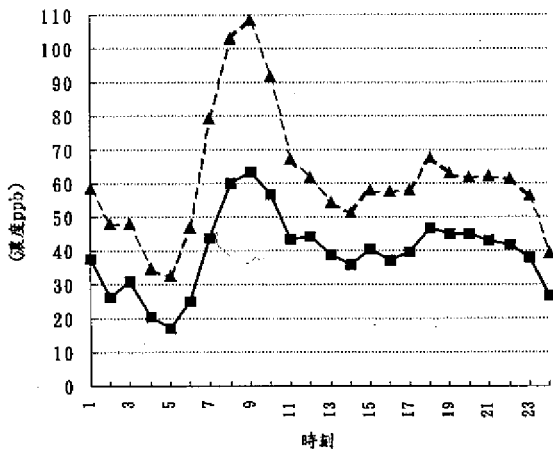
圖五 1996年台北市白天型臭氧濃度日變化趨勢分析圖
(綜合38組日逐時變化結果)



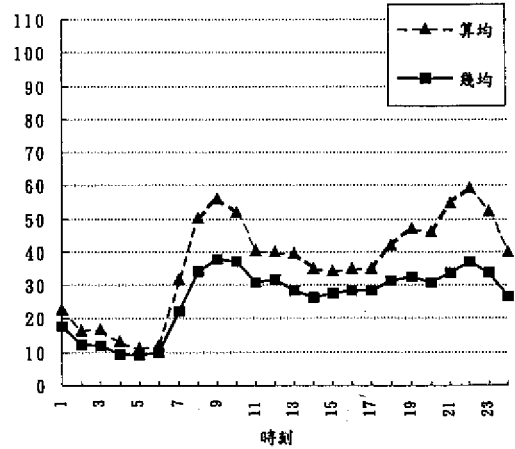
圖六-A 1996年台北市夜晚型臭氧濃度日變化
(前日)趨勢圖(綜合33組變化)



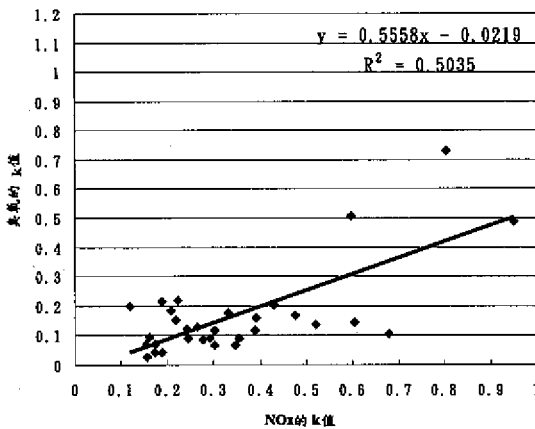
圖六-B 1996年台北市夜晚型臭氧濃度日變化
(當日)趨勢圖(綜合33組變化)



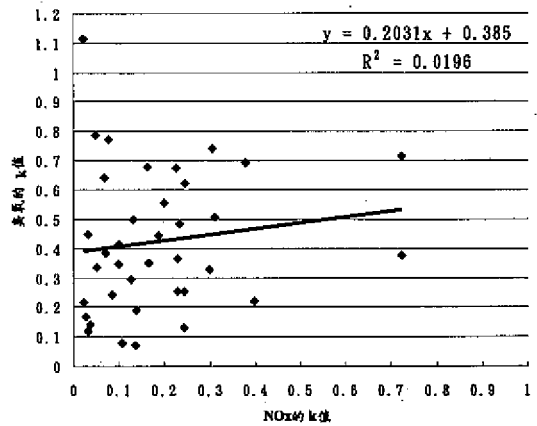
圖七-A 1996年台北市夜晚型臭氣出現時 NO_x (前日)趨勢圖



圖七-B 1996年台北市夜晚型臭氣出現時 NO_x (當日)趨勢圖



圖八-A 夜晚型臭氣與 NO_x 兩者k值之關係

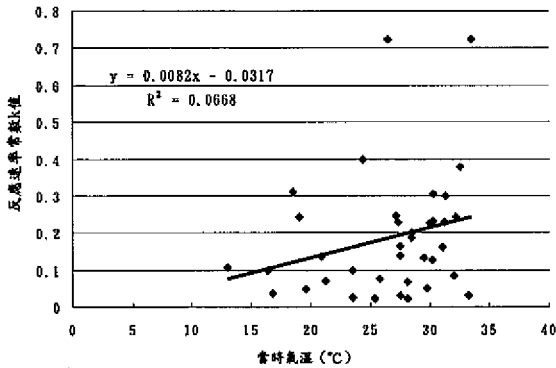


圖八-B 白天型臭氣與 NO_x 兩者k值之關係

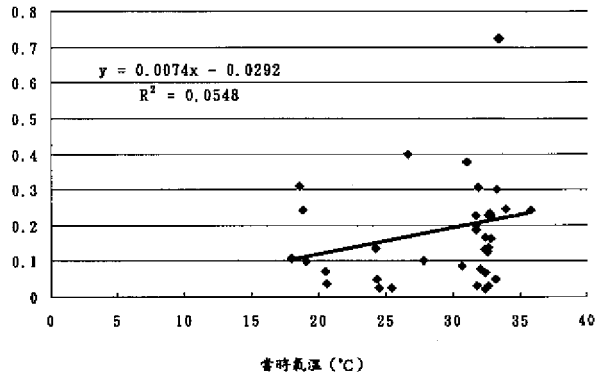
影響當有光化學反應發生的日子更明顯，尤其當發生白天型臭氣濃度變化時，其濃度的時序變化斜率最大，由起始濃度到峰值的出現成級數的增加。另外，在本分析中，污染物濃度皆以算術平均和幾何平均兩者表達，雖然所得結果兩者差異不一，但是算術平均皆大於幾何平均。算術平均深受極值之影響，一群數據中，若有極值之存在，那麼將使算術平均與幾何平均的差距拉大。再者，

不論是臭氣或 NO_x ，當實測的月平均值來和一小時平均值或八小時平均值相較時，都有低估風險的可能。

在1996全年中，6、7、8、9月的每月的臭氣濃度平均，顯然較其他月份為低。但經過逐時濃度之日變化分析後，發現偏夏日季節的這四個月，較常出現白天型臭氣之高峰，其臭氣濃度多呈大起大落之勢，在正午前後會有波峰出現，波峰橫跨約12小時，其



圖九-A 白天型 NO_x 之 k 值與起始濃度當時氣溫之關係



圖九-B 白天型 NO_x 之 k 值與最低濃度當時氣溫之關係

中包括約3小時的高峰值，但其他時間臭氧濃度都很低，故月平均的結果可能因此顯得較低。如圖三顯示，若取每日各測站臭氧一小時平均值之最高值為一日之代表，計算每月之算術平均濃度，5、6、7、8月的臭氧最高濃度的月平均顯然較其他月份為高，尤其以6月的濃度最高。

台北市臭氧濃度每日之時態變化，亦可能出現本研究稱呼之夜晚型臭氧濃度變化型態。這種型態之變化可能常發生於暖冬回春，太陽不十分強烈的2、3、4、5月。這種型態的濃度變化，白天上午約10時開始爬升，至中午發生高峰值，其峰值略低於隔天接近凌晨6時發生之峰值，而後者此一峰值的出現係源自於前一天夜晚之8時。這種臭氧濃度高低起伏循環變化，有逐日濃度蓄積爬升的趨勢，可能受台北市自然地理及季節因素之影響，尚待進一步分析。(見圖六A、六-B)

台北市中北和承德這兩個交通空氣品質監測站，其臭氧濃度明顯較其他一般空氣品質監測站為低，而 NO_x 及 NO_2 則顯得比其他測站高；推其原因，可能是機動車輛持續排放 NO_x ，而僅有的微量背景濃度的臭氧弱於氧化與NO作用而消失，無法產生累積效應。此結果顯示：在交通繁忙之處，臭氧濃度的確有偏低之傾向。

雖然在觀察臭氧和 NO_x 逐時濃度變化圖

時，不論是白天型或夜晚型，二者均有明顯的消長趨勢，然而將其反應速率常數 k 值進行直線迴歸分析，卻發現只有夜晚型臭氧和 NO_x 之反應速率常數 k 值呈現較佳的相關性，白天型卻無。推其原因，除白天型臭氧濃度與 NO_x 濃度兩者互為消長的變化趨勢，以反應速率常數 k 僅能解釋其中極少部分外，可能另有未辨明的更重要因素。

當夜晚型臭氧常發生的月份，其臭氧月平均濃度皆高於6、7、8月常出現白天型臭氧變化的月份。雖然白天型臭氧變化之波峰出現時，有約3小時的高峰值常為夜晚型臭氧的倍數值，而且其波峰橫跨的時間在白天約有10小時超過20ppb，其餘的14小時則經常在10-20ppb之間(見圖五)，但是出現夜晚型臭氧變化的日子，則有可能長達24小時或更長的時間暴露於20ppb以上的臭氧。兩種型態之日時量變化，造成二種不同的臭氧暴露型態，就長期觀點而言，也許就不是目前1小時平均120ppb或8小時平均60ppb的標準值，即可充分反映臭氧暴露之健康影響。更何況臭氧濃度與 NO_x 及 NO_2 濃度有互相消長之關係，當臭氧高時， NO_x 及 NO_2 低；當臭氧低時， NO_x 及 NO_2 高。而且一般而言，臭氧與 NO_2 同為呼吸道之刺激物，會誘發氣喘病人之發作，影響肺功能，並降低免疫功能及對感染性疾病的抵抗力等。因此，考慮臭氧濃度變化對健康之影響時，是否需要合併考慮 NO_2 濃度之影

響，這個問題值得進一步觀察討論。可是就目前1小時平均120ppb的標準值做判斷依據，以台北市1996年1月至9月臭氧小時平均濃度最惡劣的71次做觀察，小時平均濃度超過標準的比率僅接近6%。

誌 謝

感謝台大環境衛生研究所所長宋鴻樟教授慷慨應允使用交通部中央氣象局局長謝信良先生提供的氣象資料，以及台北市政府環保局技術室技士林燕玲小姐提供的台北市空氣污染物濃度資料及全力的支持，本研究方得以順利完成。

參考文獻

1. Wayne WS, Wehrle PF, Carroll RE. Oxidant air pollution and athletic performance. *J Am Med Assoc* 1967;199:151-4.
2. Bates DV, Bell G, Burnham C et al. Short term effects of ozone on the lung. *J Appl Physiol* 1972;32:176-81.
3. Silverman F, Folinsbee LJ, Barnard J, Shephard RJ. Pulmonary function changes in ozone-interaction of concentration and ventilation. *J Appl Physiol* 1976;41:859-64.
4. Folinsbee LJ, Silverman F, Shephard RJ. Decrease of maximum work performance following ozone exposure. *J Appl Physiol* 1977;42:531-6.
5. Spektor DM, Lippmann M, Liou PJ et al. Effects of ambient ozone on respiratory function in active, normal children. *Am Rev Respir Dis* 1988;137:313-20.
6. Avol EL, Linn WS, Shamoo DA et al. Short-term respiratory effects of photochemical oxidant in exercising children. *JAPCA* 1987;37:158-62.
7. Kehrl HR, Hazucha MJ, Solic JJ, Bromberg PA. Responses of subjects with chronic obstructive pulmonary disease after exposure to 0.3 ppm ozone. *Am Rev Respir Dis* 1985;131:719-24.
8. Horvath SM, Gliner JA, Folinsbee LJ. Adaptation to ozone: duration of effect. *Am Rev Respir Dis* 1985;123:496-9.
9. Chameides WL, Saylor RD, Cowling EB. Ozone pollution in the rural United States and the new NAAQS. *Science* 1997;276:916.
10. Finlayson-Pitts BJ, Pitts Jr JN. Tropospheric air pollution: ozone, airborne, toxics, polycyclic aromatic hydrocarbons, and particles. *Science* 1997;276:1045-52.
11. Colbeck I, Mackenzie AR. Tropospheric chemistry far from anthropogenic sources. In: ed. *Air Pollution by Photochemical Oxidants*. New York: Elsevier, 1994;120-46.
12. Neher JO, Koenig JQ. Health effects of outdoor air pollution. *Am Fam Physician* 1994;49:1397-404,1407-8.
13. Seaton A. Particles in the air: the enigma of urban air pollution. *J Royal Society Med* 1996;89:604-7.
14. 陳拱北預防醫學基金會：公共衛生學。台北：巨流，1997；p.587-620。
15. Bree LV, Marra M, Scheindelen V et al. Dose-effect models for ozone exposure: tool for quantitative risk estimation. *Toxicology Letter* 1995;82-83:317-21.
16. 柳中明、劉紹臣：台北市臭氧污染研究。台北：環境保護與生態保育研討會，1988；22-33。
17. 台北市政府環境保護局：台北：台北市政府環境保護局年報，1995。
18. 行政院環保署環境檢驗所：空氣品質檢驗方法。台北：環保署，1995。