

臭氧 (O₃) 污染改善之挑戰 與空氣品質再升級

國立雲林科技大學 環境與安全衛生工程系特聘教授兼副校長 / 張良輝

國立雲林科技大學 環境與安全衛生工程系助理研究員 / 陳杜甫

國立雲林科技大學 環境與安全衛生工程系博士候選人 / 蔡長佑

關鍵字：區域性來源、跨區域傳輸、臭氧前驅物、改善管制方向

摘要

相對於PM_{2.5}年平均濃度的逐年改善，臺灣每日最大8小時臭氧 (DM8O₃) 年平均濃度卻沒有改善，某些地區甚至略有惡化。這些現象顯示臭氧 (O₃) 污染問題的改善已是臺灣面臨的一個挑戰，也是臺灣空氣品質要再升級必須要解決的課題。

整體而言，臺灣人為源排放的減量對臺灣臭氧污染問題的改善而言，工業、交通及逸散等三類污染源都相當重要，對DM8O₃年平均濃度相對影響比例都在25%以上，尤其是逸散源可達32%；然而，由於各類排放源排放地點、高度、及污染物種類等排放條件之差異，隨著DM8O₃污染程度的上升，臺灣

交通源的相對影響比例明顯增加，因此在嚴重DM8O₃污染事件時，交通源管制相對於逸散源及工業源更為重要。

臭氧 (O₃) 污染改善需經由氮氧化物 (NO_x) 與揮發性有機物 (VOCs) 二類前驅物減量著手。整體而言，臺灣O₃污染初期應以VOC減量控制為主，以地區來看，北部空品區O₃污染明顯為VOCs控制，中部及雲嘉南空品區不論是VOCs或NO_x減量均可改善O₃污染，但初期仍以VOCs減量效益較佳，高屏空品區O₃污染初期為VOC控制，但初期後以NO_x減量效益略佳。由於不同VOCs成分對於O₃生成具有不同的光化反應特性，因此推動VOCs排放減量，若能考慮不同污染源排放VOCs成分之O₃生成潛勢，對於大氣中O₃污染



的改善應會有事半功倍的效果。

O₃為完全衍生汙染物，在臺灣島內跨空品區傳輸之情形相當顯著，透過空氣汙染防治法好鄰居條款推動跨縣市合作共同減量會使O₃汙染改善效果更為有效。另外，由於境外長程傳輸對臺灣DM8O₃的影響相當重要，若能透過各種途徑使境外傳輸影響減少，臺灣達成DM8O₃空氣品質標準之排放減量壓力可以相對減輕。綜合而言，改善臺灣DM8O₃汙染是一個兼具地方性及區域性之議題，需要大家一起共同努力。

後，在各級政府與民眾對於PM_{2.5}汙染問題的高度重視與共同努力推動各項汙染管制與排放減量下，PM_{2.5}空氣品質已明顯改善，全臺灣環保署非交通測站（共67站）之PM_{2.5}年平均濃度從2015年的22 μg/m³逐年下降到2020年的15 μg/m³。然而，在大眾目光集中於PM_{2.5}的同時，另一個重要的空氣品質指標汙染物臭氧（O₃）汙染卻相對沒有明顯改善，全臺灣環保署非交通測站之每日最大8小時臭氧（Daily Maximum of 8-hour average Ozone, DM8O₃）年平均濃度從2015年的46 ppb到了2020年仍然高達46 ppb，如圖1所示。

一、前言

自2012年環保署公布PM_{2.5}空氣品質標準

2019年臺灣空氣品質監測年報指出，2019年空氣品質指標（AQI）不良等級以上（AQI > 100）的比例，每日最大8小時臭氧

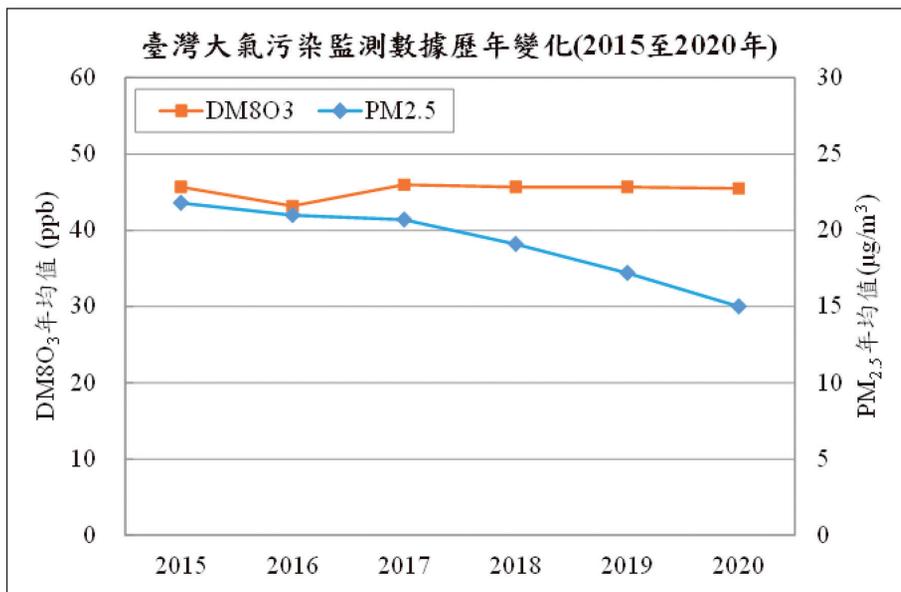


圖 1 全臺灣環保署非交通測站監測數據統計 2015 至 2020 年間每日最大八小時臭氧（DM8O₃）及 PM_{2.5} 年平均濃度之變化趨勢

($DM8O_3$) 由2018年的44%增加到2019年的55%，超越 $PM_{2.5}$ 成為臺灣主要指標污染物（環保署，2019、2020），2020年的比例甚至高達七成。整體而言，過去6年臺灣臭氧（ O_3 ）汙染問題不僅沒有明顯改善，臺灣某些區域的 $DM8O_3$ 年平均濃度甚至明顯惡化。本研究團隊將環保署非交通測站監測數據以克利金（Kriging）空間內插方式得到2015及2020年全臺灣 $DM8O_3$ 年平均濃度之空間分布，如圖2所示。由圖可知相對於2015年，2020年臺灣北部及高屏某些地區的 $DM8O_3$ 甚至略有惡化現象。這些現象顯示臭氧（ O_3 ）汙染問題的改善已是臺灣面臨的一個挑戰，也是臺灣空氣品質要再升級必須要解決的問題。

臭氧（ O_3 ）是由氮氧化物（ NO_x ）與揮發性有機物（VOCs）二類前驅物經由大氣光化學反應所產生。一般而言，若某地控制 NO_x 排放能導致 O_3 濃度有效改善，即稱為 NO_x 控制（ NO_x -limited）地區；反之，則被稱為VOC控制（VOC-limited）地區。然而， O_3 改善與前驅物（ NO_x 及VOCs）控制的敏感性是高度非線性的關係， O_3 改善需要根據該區域的特性進行前驅物排放的削減，不適當的排放削減， O_3 改善效益可能不彰，甚至可能造成 O_3 汙染的惡化。透過監測資料與先進網格空氣品質模式模擬分析臺灣 O_3 汙染事件的成因，能夠找出 O_3 汙染事件，物理、化學機制或是排放來源的影響，為臺灣 O_3 汙染提供改善的方向。而臺灣 O_3 與前驅物（ NO_x 、

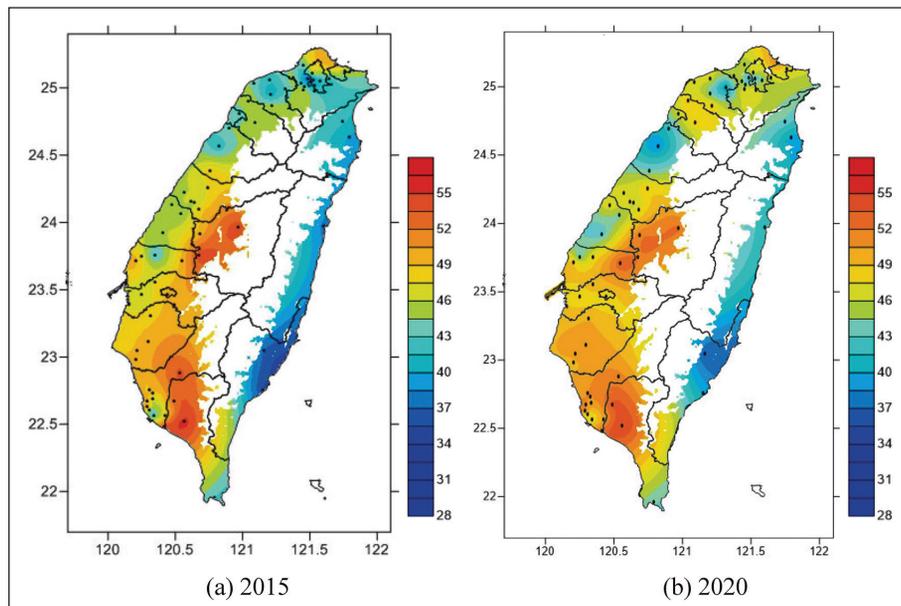


圖2 臺灣環保署非交通測站2015及2020年每日最大八小時臭氧（ $DM8O_3$ ）年平均濃度監測結果之空間分布（單位：ppb）。由於地形高程大於800 m的廣闊山區沒有空氣品質測站不宜進行空間內插，因此以反白呈現。



VOCs) 之敏感性分析，有助於判斷各地區臭氧污染的生成是屬於 NO_x 或VOCs控制，對管制策略的規劃，提供正確的減量方向。另外，臺灣 O_3 污染問題受到各種區域來源影響。張等(2018)研究結果指出，臺灣臭氧影響來源除了臺灣自身排放外，也會受到境外長程傳輸與東亞背景濃度之影響。因此要改善臺灣 O_3 污染問題，有一些問題必須先行釐清，僅以本文說明臺灣 O_3 污染問題的特徵、大氣中 O_3 污染的區域性來源、臺灣各大類排放源對 O_3 濃度之貢獻、以及 O_3 污染改善之前驅物控制方向。

二、臭氧(O_3)空氣品質之模擬

當大氣中的 NO_2 接受太陽光照射的能量，會使 NO_2 進行一連串的光解反應而生成 O_3 ，而 O_3 也會進一步被 NO 所消耗，形成 NO_x 與 O_3 的循環反應，因此大氣中僅有 NO_x 而沒有VOCs存在時，大氣中的 O_3 將無法累積(Seinfeld, 1986; Bowman et al., 1994)。但是當大氣中有VOCs存在，VOCs會與 NO 進行一連串的轉化反應而將 NO 反應而形成 NO_2 ，減少大氣中的 NO 濃度，進而導致 NO_2 濃度增加，而使 O_3 濃度在大氣中累積。因此大氣中的 O_3 是由VOCs與 NO_x 這二種前驅物經複雜的光化學反應而產生。

由於 NO_x 與VOCs生命期之不同，以及排放特性之差異(一般 NO_x 排放集中於市區與工業區，而VOCs排放除市區與工業區外，郊

區逸散源與生物源也排放相當多的VOCs)，控制 O_3 生成之前驅物種類與氣團年齡有關。接近排放源時 O_3 生成多屬VOCs控制(VOC-limited)，氣團移至下風處時則 O_3 生成逐漸轉為 NO_x 控制(NO_x -limited)。Milford et al. (1989)模擬洛杉磯 O_3 控制物種(NO_x 或VOCs)之敏感性時，也發現市中心附近為VOC-limited，下風處則逐漸轉為 NO_x -limited。另外，White et al. (1976)也發現電廠所產生的煙流排出後，在近距離將使 O_3 濃度減少，而遠距離下風處的 O_3 濃度則隨之增加。近距離 O_3 濃度減少的原因是由於 NO 的滴定反應($\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2$)，這種滴定反應會維持多遠與 NO_x 煙流大小、煙流經過地區VOC排放強度、大氣穩定度、及光化反應劇烈程度等因素有關。新鮮煙流對於 O_3 生成呈現VOC-limited特徵，而遠距離下風處則轉為 NO_x -limited特徵。從學理來看，VOCs/ NO_x 的比值愈高則 O_3 生成愈傾向於 NO_x -limited。一般而言， NO_x 生命週期短而VOCs生命週期長，因此VOCs/ NO_x 比值會隨著氣團存在的時間愈久而變大，使得氣團從排放源傳輸至遠距離下風處的過程中， O_3 生成從VOC-limited逐漸轉變為 NO_x -limited。

由於大氣中 O_3 相關光化學反應與傳輸機制相當複雜，為了探討臺灣大氣中 O_3 污染議題，需要一個具有模擬污染物在大氣環境之各種物理程序與化學機制能力，且經過適當驗證後之模擬系統。此系統包括空氣品質模式、氣象場處理模式、排放量處理模式，此

系統也需要臺灣及可能影響臺灣（如中國大陸、日本、韓國等東亞國家）之排放資料。為了使這系統良好運作，更需要經過良好訓練、具有長期模擬經驗之專家。本文所設定四層巢狀網格的模擬範圍如圖3，第一層粗網格涵蓋大東亞地區（81 km × 81 km），第二層（27 km × 27 km）包含中國、臺灣及日韓等東亞國家，第三層（9 km × 9 km）涵蓋臺灣及中國東南地區，最後第四層（3 km × 3 km）範圍為整個臺灣，可進行更細部的模擬。在以社群式空氣品質模式（CMAQ, Community Multi-scale Air Quality modeling system）（Byun and Ching, 1999; Byun and Schere, 2006）進行正式模擬之前，需要準

備空氣品質模式模擬所需要的輸入資料（包含排放量、氣象、初始濃度及邊界條件等資料）。各資料來源的說明如下：(1)氣象場資料：本研究採用WRF（Weather Research and Forecasting Model）所模擬輸出的三維網格氣象資料，並經氣象前處理程序獲得模式所需之氣象參數。(2)臺灣排放量資料：臺灣排放量分為人為源及生物源。人為源排放資料臺灣排放清冊（Taiwan Emission Data System, TEDS），生物源排放量使用臺灣生物源排放量推估模式（Taiwan Emission Inventory Emission System, TBEIS）配合氣象資料進行逐時排放推估（Chang et al., 2009）所獲得。(3)中國以及其它東亞地區排放資料，中國

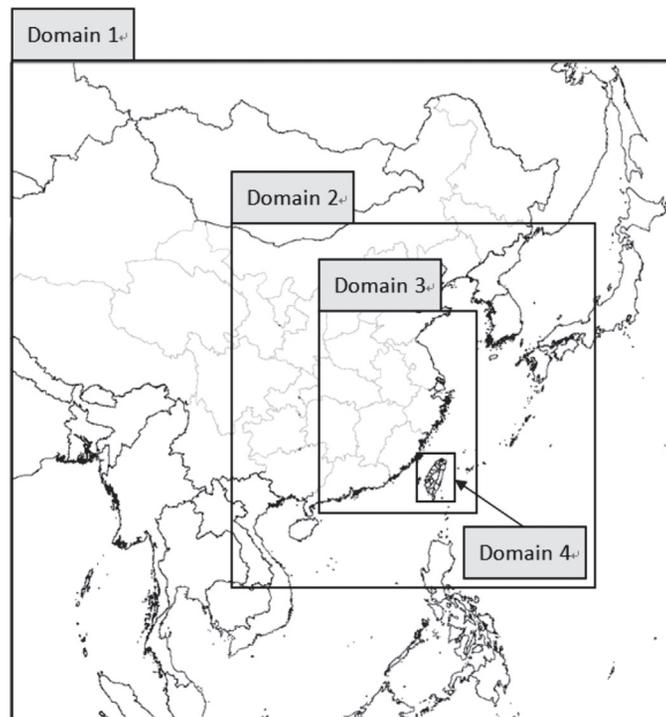


圖3 CMAQ 模式巢狀網格模擬範圍配置示意圖



及其它東亞地區排放資料同樣分成人為及生物源。中國人為源排放量使用MEIC (Multi-resolution Emission Inventory for China) 資料庫 (He, 2012)。其它東亞地區人為源排放量使用MIX資料庫 (Li et al., 2017)。生物源排放量都是使用東亞生物源排放量推估模式 (East Asia Emission Inventory System, EABEIS) (Chen et al., 2020) 配合氣象資料進行逐時排放推估來獲得。(4)初始與邊界條件：第一層的初始與邊界條件來自一組假設或實驗之資料。然而此資料通常與實際不同，因此透過上述巢狀網格技術以及預先模擬 (提前數天模擬) 等方式來降低不正確邊界條件與初始條件之影響。

進行的模擬結果，即為基準案例。基準案例的模擬結果需要與實際觀測結果進行比較，且需符合環保署所公告的空氣品質模式模擬規範，以確認模擬結果具有相當程度的準確性，才可進行後續排放控制案例的模擬。本文使用1、4、7及10月分別代表冬、春、夏及秋季四季進行空氣品質的模擬，並以這四個月的模擬結果代表年平均結果。

基準案例四層巢狀網格模擬範圍DM8O₃年平均濃度模擬結果的空間分布，如圖4所示。第一至第三層的圖顯示出了整個東亞地區的DM8O₃濃度分布趨勢。結果可以看到鄰近於臺灣的中國除了福建、廣東之外，其他地區有較高的DM8O₃濃度 (超過70 ppb)。在臺灣的部分 (第四層)，可以看到臺灣西半部

透過上述的系統，以及所有排放量資料

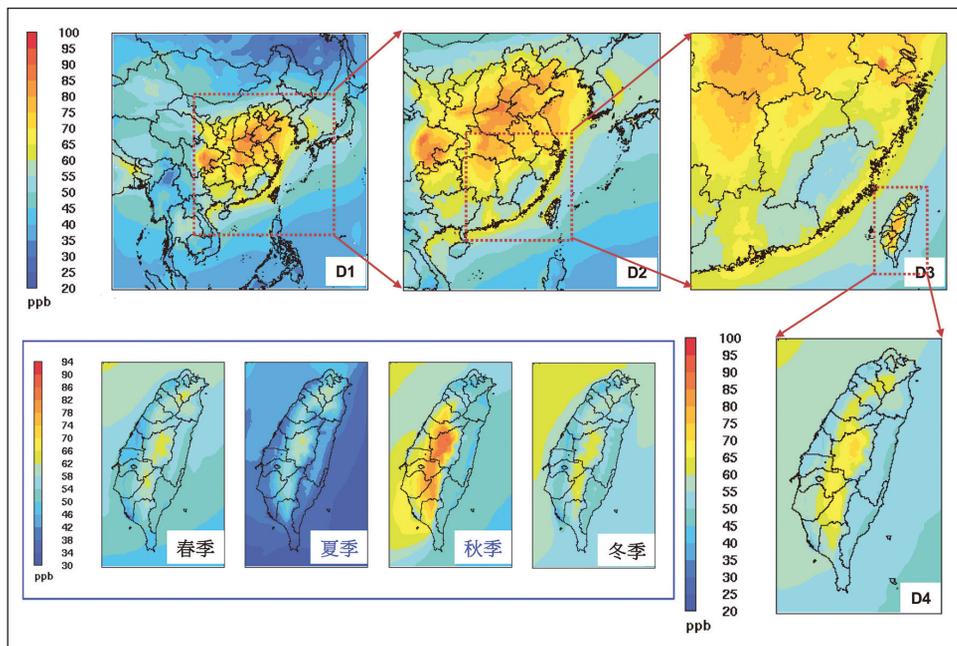


圖 4 基準案例不同模擬範圍每日最大 8 小時臭氧 (DM8O₃) 年平均及各季平均濃度之空間分布

DM8O₃濃度明顯高於東半部，並以中南部地區濃度最高（66-70 ppb），其餘地區濃度介於42-50 ppb。四季部分，臺灣秋季為污染最嚴重而且高濃度的範圍最廣的季節，中南部地區濃度可能超過70 ppb；冬季在南投以南至高雄的山區有較高的濃度（約66 ppb），其餘地區濃度介於50-58 ppb；春季高濃度區域則是位於新北與南投地區（約66 ppb）；夏季臺灣本島整體濃度偏低，僅在北部與西半部山區有較高濃度（50-54 ppb）。整體來說，DM8O₃在臺灣濃度較高的區域位於中部山區、嘉義、臺南、高雄以及屏東的內陸地區為主，並非排放源較多的市中心地區。都會區O₃濃度不高的原因，應為都會區交通車輛排放的NO_x會與O₃產生反應而消耗O₃（臭氧滴定效應）所致。而內陸地區（郊區）O₃濃度相對較高的原因，則是在NO_x傳輸過程會光解成NO與O，而O會再與O₂反應形成O₃，且臺灣山區植物排放相當多生物性VOCs有助於O₃生成，因此會在中部山區出現最高的O₃濃度。

三、區域性來源對臺灣每日最大 8 小時臭氧（DM8O₃）的影響

為了分析臺灣大氣中O₃的區域性來源，除基準案例外，還需要另外模擬三個控制案例。分別為：東亞零排放案例、臺灣零排放案例以及全部零排放案例。透過這三個控制案例與基準案例模擬結果的比較，可以計算推估臺灣境內、境外直接傳輸、境外間接傳輸、及東亞背景臭氧濃度等四類區域性來源

的影響。所謂東亞間接傳輸影響是指：東亞排放的O₃前驅物傳輸至臺灣與臺灣本身排放的O₃前驅物進行光化反應生成O₃，而對臺灣DM8O₃產生之影響。

區域性來源對臺灣DM8O₃年平均濃度影響的空間分布如圖5所示。圖中呈現的年平均濃度是1、4、7及10月四個月的平均，由圖可知：臺灣本身排放源對臺灣DM8O₃影響較高的區域出現在西南部及靠近中央山脈地區，中部山區往南至高屏山區影響可高達24-33 ppb；東亞直接傳輸影響臺灣DM8O₃的分布，由北部及西部平原地區影響濃度之15-18 ppb，逐漸往內陸地區減少；東亞間接傳輸對臺灣DM8O₃影響相對較低；由於平流層O₃入侵對流層的影響，全球各區域都存在相當明顯的O₃背景濃度，東亞地區也不例外，因此東亞背景O₃濃度對臺灣DM8O₃年平均濃度的影響平地區域約達32 ppb，山區略低也達26 ppb。區域性來源對臺灣DM8O₃的影響也有明顯的季節性差異，春、秋與冬季皆是以東亞背景影響最高，而夏季則是臺灣當地影響最大，東亞背景影響其次。區域性來源對臺灣影響也有地區性差異。臺灣排放影響對臺灣的中部、雲嘉南及高屏影響較高。境外傳輸影響對北部與竹苗影響較高。東亞背景影響為各空品區的主要貢獻來源，其中東部地區影響較高。由於東亞背景O₃濃度不是來自人為排放源的影響，因此討論排放管制策略進行O₃汙染改善時，通常會不考慮東亞背景這項來源。

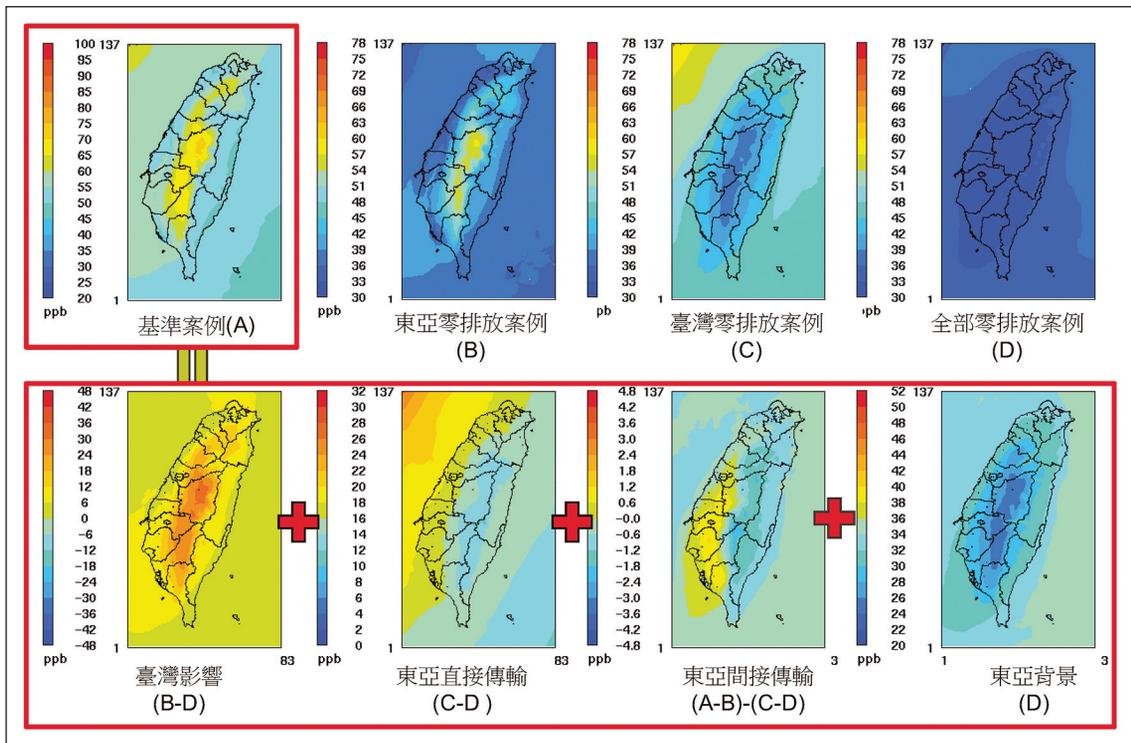


圖 5 區域性來源對臺灣每日最大 8 小時臭氧 (DM8O₃) 年平均濃度影響之空間分布

雖然臺灣自身排放源對臺灣DM8O₃之年平均值的影響並不大，然而分析結果顯示：當DM8O₃濃度為良好的區間內，影響比例變化與年平均類似，但隨著污染程度的上升，臺灣自身排放源對DM8O₃的影響逐漸增加，當空氣品質達到非常不健康的等級時，臺灣自身排放源影響可達62%，高於東亞背景以及境外長程傳輸的影響，成為主要的影響來源。因此從DM8O₃年平均濃度改善來看，雖然臺灣自身排放管制與東亞鄰近排放源減量都很重要；然而在高臭氧污染情形時，則控管臺灣自身的排放將更形重要。

四、區域性來源對不同地理區位臭氧污染影響之差異

受到地形、氣象條件、及排放條件的影響，不同的地理區位受到區域性來源的影響應會有所差異，因此本節以中部空品區為例，選擇三個不同地理區位的測站來分析區域性來源影響的差異情形，線西站代表沿海，忠明站代表都市，而埔里站代表山區，區域性來源對這三個測站DM8O₃逐日影響的時間序列，如圖6所示。由圖可知，線西站DM8O₃除了7月臺灣自身影響較為重要之

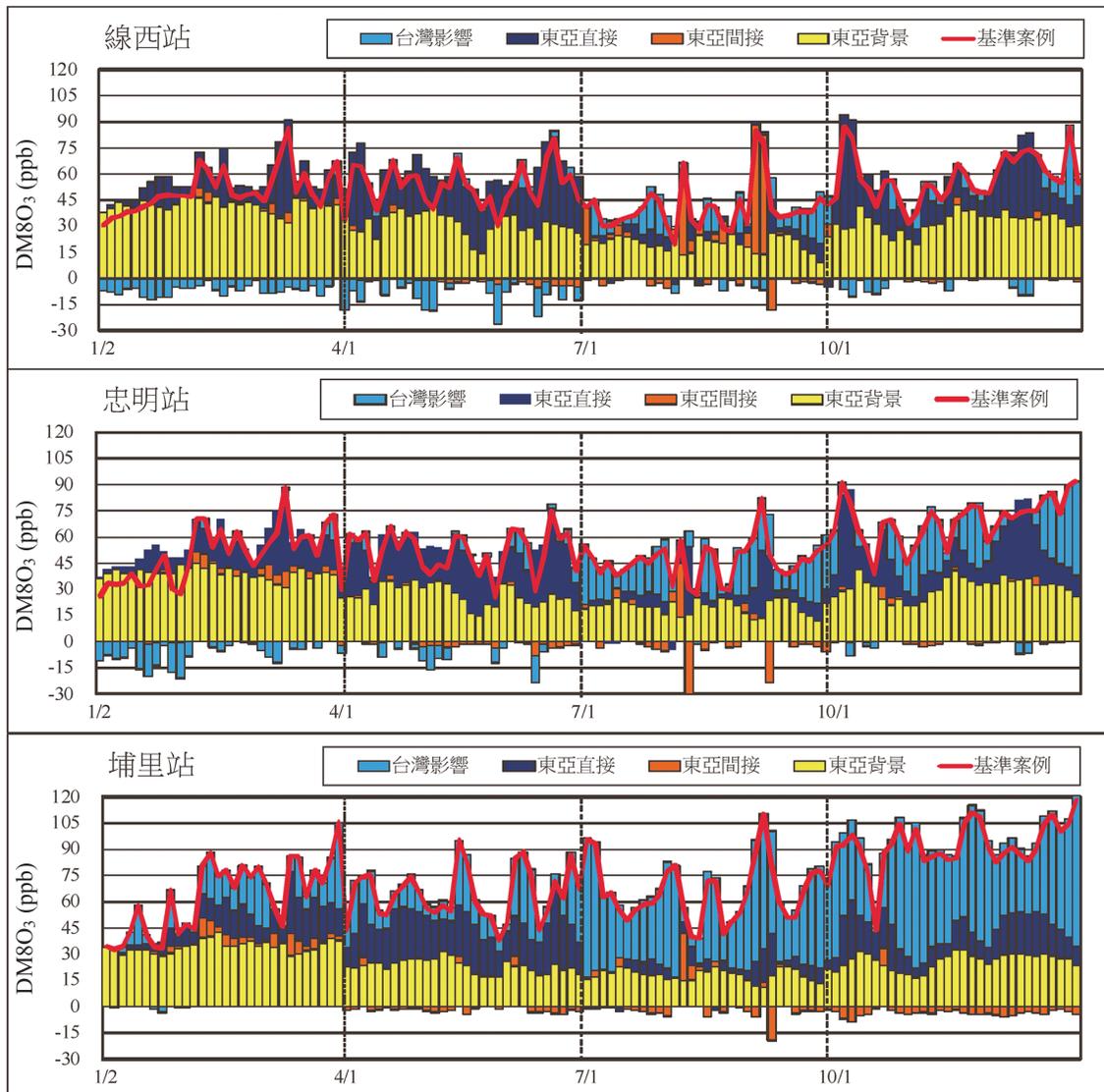


圖 6 不同地理區位最大 8 小時臭氧 (DM8O₃) 濃度影響來源之差異性比較: 以中部地區為例。(上) 沿海的線西站, (中) 都市的忠明站, (下) 山區的埔里站。

外, 其餘時間都是以境外直接傳輸及東亞背景為主要影響來源; 忠明站 DM8O₃ 相對於線西站, 臺灣自身排放影響的程度增加, 尤其是 7 月及 10 月部分; 而埔里站 DM8O₃, 臺灣

自身排放的影響更進一步明顯增加, 不僅在 7 月及 10 月, 甚至對 1 月及 4 月的 DM8O₃ 臺灣自身排放的影響也顯著增加。整體而言, 臺灣自身排放對 DM8O₃ 的影響量由沿海往內陸增



加。東亞直接與背景影響則是逐漸下降。這些現象特徵也說明了臺灣自身排放 O_3 前驅物的減量控制會更有助於都市及山區 $DM8O_3$ 的改善。

五、臺灣各大類排放源對臭氧污染之相對影響

由於區域性來源對臺灣 $DM8O_3$ 的影響，隨著污染程度的增加，臺灣自身排放的影響愈形重要，亦即臺灣自身排放 O_3 前驅物的管制對於較為嚴重 $DM8O_3$ 污染事件之改善有其必要性，尤其是愈往內陸、山區之測站。本節不計東亞背景以及境外長程傳輸的影響，

僅聚焦於臺灣本身排放來源影響的分析，將臺灣人為排放源區分為工業、交通及逸散等三類加上臺灣生物源共四類排放源，模擬分析各類排放源對臺灣各空品區 $DM8O_3$ 影響之相對比例與差異，模擬結果統計如圖7所示。以全臺灣來看，交通源對臺灣 $DM8O_3$ 的影響比例較高達31%，逸散源次之為30%，工業源再次之為20%，而生物源最低為19%。以空品區來看，臺灣 $DM8O_3$ 較為嚴重的西部地區都是以逸散源及交通源的影響量較高，這二類排放源相對影響比例，除了中部空品區交通源與逸散源影響相當外，其餘北部、竹苗、雲嘉南、及高屏空品區都是逸散源影響比例較交通源為高。

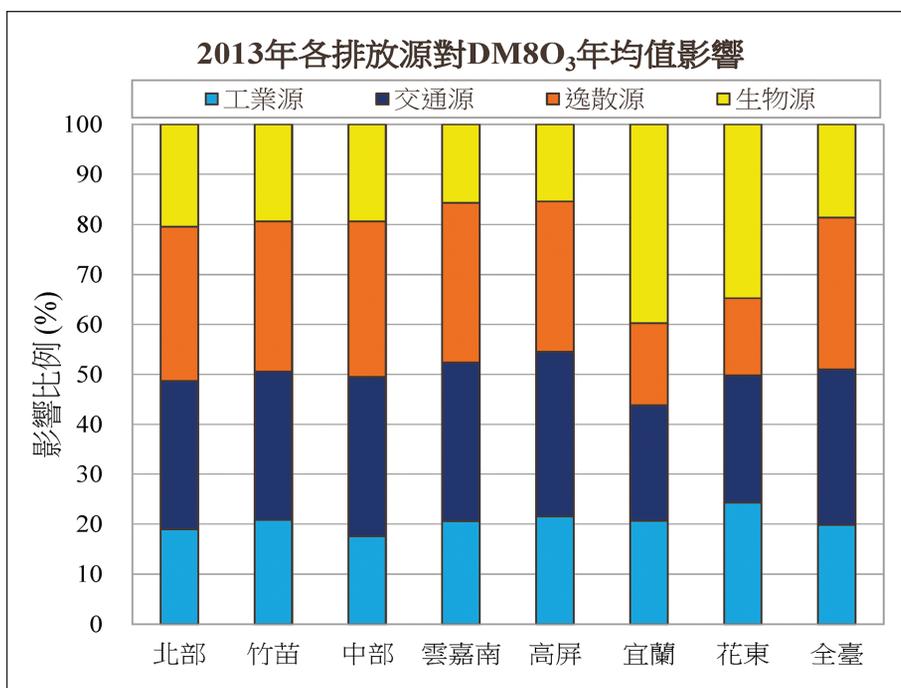


圖 7 臺灣四大類排放源對不同空品區最大 8 小時臭氧 ($DM8O_3$) 年平均濃度之相對影響比例

由於各類排放源排放地點、高度、及污染物種類等排放條件與特徵之差異，不同污染程度下臺灣四大類排放源對臺灣 $DM8O_3$ 之影響可能也會有所不同，因此本文也進行其相對影響比例之差異比較，統計結果如圖8所示。由圖可知不同污染程度下臺灣四大類排放源對臺灣 $DM8O_3$ 的影響，隨著污染程度的提升，交通源的相對影響比例明顯增加，尤其在不健康（紅色等級）與非常不健康（紫色等級）時會超過逸散源；而逸散源及工業源則隨著污染程度的提升，相對影響比例逐漸減少。

綜合而言，要透過臺灣人為源排放減量

來改善臺灣臭氧污染問題，工業、交通及逸散等三類污染源都相當重要， $DM8O_3$ 年平均相對影響比例都在20%以上，尤其是交通源及逸散源都可達到約30%；然而，若要改善污染程度較為嚴重的 $DM8O_3$ 污染事件，交通源的管制相對於逸散源及工業源就更形重要了。

六、臺灣島內跨區域傳輸對各空品區臭氧污染之相對影響

2016年臺灣島內跨區域傳輸對各空品區最大8小時臭氧（ $DM8O_3$ ）濃度影響之空間分布，如圖9所示。由圖中可知各空品區排放

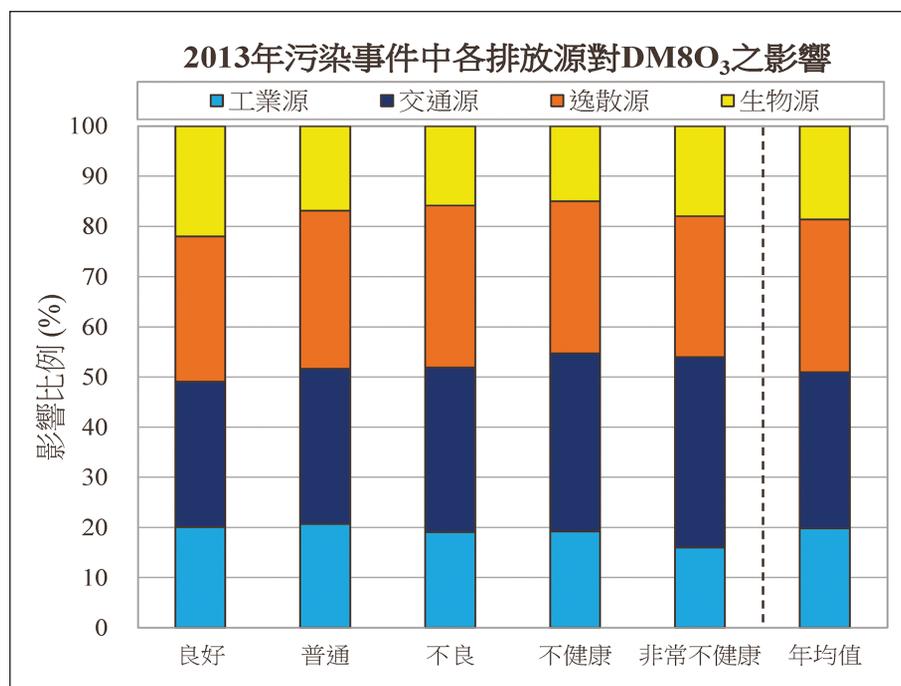


圖 8 不同污染程度下各類排放源對臺灣最大 8 小時臭氧（ $DM8O_3$ ）濃度之相對影響比例



源對當地的有較高影響 (> 6 ppb)，也都會對鄰近的空品區產生影響，中部及雲嘉南空品區對鄰近空品區的影響可達5-8 ppb。

僅考慮臺灣本身排放源影響下，以臺灣環保署非交通測站所在位置進行各空品區相對影響比例之量化統計結果，如表1所示。臺灣西半部各空品區排放對鄰近空品區都有明顯影響，其中以北部空品區排放源影響最高，對全臺灣DM8O₃影響比例平均達25%；雲嘉南空品區次之（22%）。比較各空品區排放對空品區測站DM8O₃影響，除了竹苗空品區外，各空品區排放都對自身空品區測站的影響量最高。竹苗空品區最大影響來源

為北部（28%），中部次之（27%）。對鄰近空品區的影響部分，以雲嘉南空品區排放源對鄰近空品區的影響比例最高，對中部及高屏空品區影響分別為24及25%；北部空品區排放源則是影響範圍最廣，最遠對雲嘉南空品區還有18%的影響；花東空品區排放源也對宜蘭空品區造成約9%的影響。臺灣排放源對全臺灣DM8O₃平均影響約為10.2 ppb（21%）。

七、臭氧前驅物排放減量對臭氧污染之改善效應

上節已經分析臺灣工業、交通及逸散等

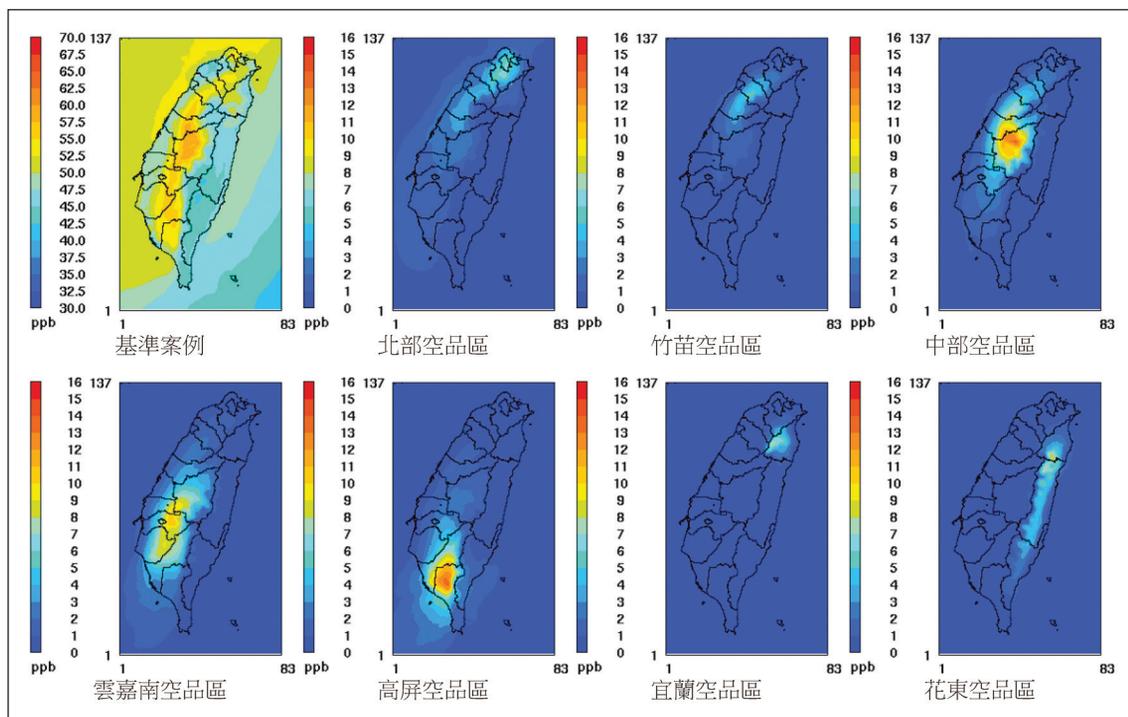


圖 9 臺灣島內跨區域傳輸對各空品區最大 8 小時臭氧 (DM8O₃) 濃度之影響

表 1 臺灣島內跨區域傳輸對各空品區最大 8 小時臭氧 (DM8O₃) 濃度之相對影響比例

| 影響區域 影響來源 | 北部 | 竹苗 | 中部 | 雲嘉南 | 高屏 | 宜蘭 | 花東 | 全臺平均 |
|-----------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 單位 | % | % | % | % | % | % | % | % |
| 北部 | 49.9 | 27.9 | 17.4 | 18.3 | 8.4 | 24.4 | 7.9 | 25.4 |
| 竹苗 | 12.7 | 22.3 | 9.9 | 6.7 | 3.4 | 4.1 | 1.2 | 9.5 |
| 中部 | 15.8 | 26.5 | 37.8 | 15.0 | 8.2 | 6.2 | 3.0 | 19.6 |
| 雲嘉南 | 9.3 | 13.1 | 24.0 | 43.6 | 25.6 | 3.5 | 4.8 | 21.9 |
| 高屏 | 4.6 | 6.4 | 9.5 | 15.0 | 52.6 | 5.5 | 24.2 | 18.4 |
| 宜蘭 | 4.7 | 2.7 | 0.8 | 0.7 | 0.3 | 28.5 | 9.1 | 2.5 |
| 花東 | 3.0 | 1.2 | 0.6 | 0.7 | 1.5 | 27.7 | 50.5 | 2.7 |
| 合計 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 |
| 基準案例 (ppb) | 48.2 | 49.0 | 51.6 | 50.1 | 49.0 | 45.9 | 45.6 | 49.1 |
| 臺灣排放源影響 (%) | 18.6 | 19.4 | 27.9 | 19.6 | 23.5 | 11.2 | 7.3 | 20.7 |
| 非臺灣排放源影響 (%) | 81.4 | 80.6 | 72.1 | 80.4 | 76.5 | 88.8 | 92.7 | 79.3 |

三大類人為排放源對改善臺灣臭氧污染問題之相對重要性，但是因臭氧 (O₃) 有氮氧化物 (NO_x) 與揮發性有機物 (VOCs) 二類前驅物，改善 O₃ 污染須從 NO_x 或 VOCs 排放減量著手，但是 NO_x 及 VOCs 產生臭氧的過程並非線性，必需依據地區特性研擬排放減量策略，不當的排放減量策略 O₃ 改善效益可能不佳，甚至造成 O₃ 污染惡化。因此本研究模擬分析 25 種不同 NO_x 及 NMHC 人為源的排放減量組合，模擬結果分析各種減量組合對臺灣及各空品區 DM8O₃ 的改善效益。若 NO_x 減量效益較 NMHC 高，稱為 NO_x 控制；反之則是 VOC 控制。

本文選擇臺灣各測站位置出現 DM8O₃

濃度大於 85 ppb (紅色等級污染事件) 以上之站日數，進行四個月模擬結果之累計，統計各種減量組合案例相對於基準排放案例之 DM8O₃ 紅色等級污染事件比例，繪製等比例圖來分析各種減量組合對臭氧污染的改善效益，DM8O₃ 紅色等級污染事件站日數等比例變化，如圖 10 所示。由全臺灣等比例圖可知，綜合全臺灣所有環保署非交通測站 DM8O₃ 紅色等級污染事件之改善而言，NMHC 排放減量 30% (NO_x 沒有減量) 時，紅色等級污染站日數可減少約 25%，有明顯改善效益；但 NO_x 排放減量 30% (NMHC 沒有減量) 前，紅色等級污染站日數不僅沒有改善還略有惡化，NO_x 減量大於 30% 才開始有改善效益，因此就全臺灣整體而言，O₃ 污

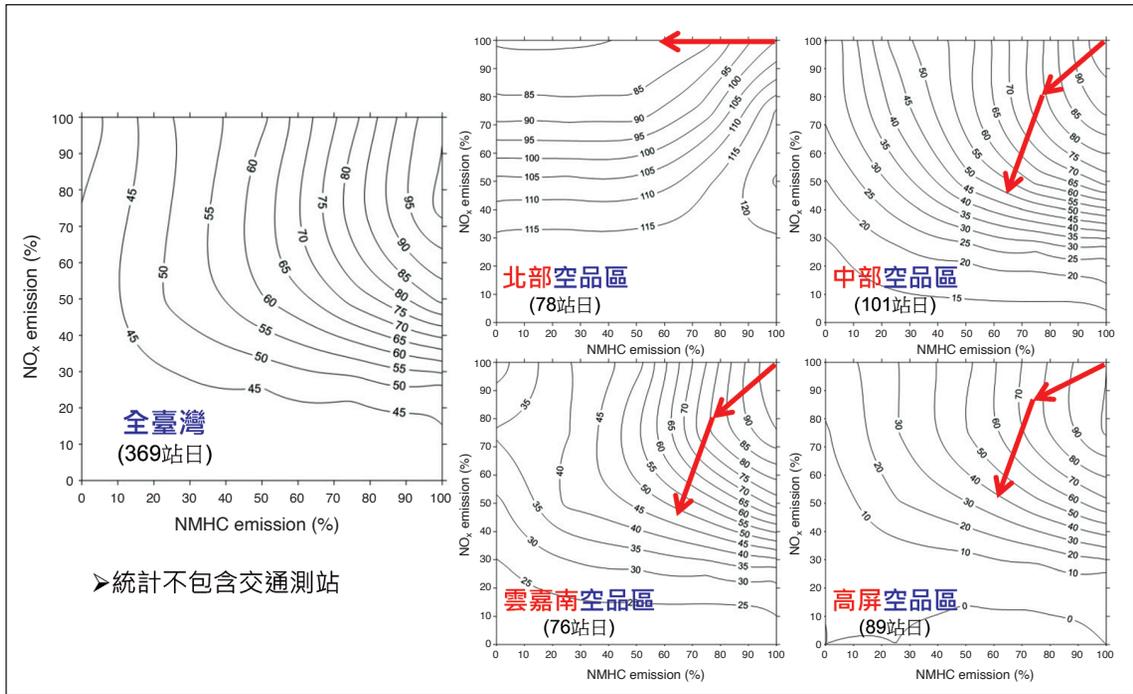


圖 10 NO_x 及 NMHC 各種減量組合下，臺灣各主要空品區最大 8 小時臭氧 (DM8O_3) 紅色等級污染站日數之等比例圖，圖中曲線之單位為 %。

染初期應偏向 VOCs 控制，亦即初期減量應以 VOCs 控制為主。當減量大於 30% 時，不論 NMHC 或 NO_x 減量都對紅色等級污染事件具有改善效益，但是改善效益到了 45% 時，由於境外排放源排放量都沒有減少（境外傳輸影響不變）之假設，會使改善效益出現瓶頸。也就是說，在境外傳輸影響沒有改善前，臺灣紅色等級污染事件改效益及現為 45%。不過隨著海峽對岸逐漸重視臭氧污染問題，所陸續進行的 NMHC 及 NO_x 排放減量措施，這項假設應該會往對臺灣臭氧改善有利的方向進行改變。

除以全臺灣整體分析之外，本文也針對臺灣西部臭氧污染較嚴重的北部、中部、雲嘉南、及高屏等四個主要空品區進行同樣的 DM8O_3 紅色等級污染改善控制方向的分析。整體來說，臺灣西部這四個空品區， O_3 污染初期偏向 VOCs 控制的程度或有不同，但在減量初期都應是以 VOCs 控制為主。比較特別的是，由於受到境外傳輸相對較顯著影響，北部空品區僅能以 VOCs 減量改善 O_3 污染，若減少 NO_x 排放將會導致 DM8O_3 惡化，而中部及雲嘉南空品區不論是 VOCs 或 NO_x 減量都可以改善 DM8O_3 紅色等級污染事件。受到境外傳

輸影響的限制，在境外排放沒有任何減量的前提下，除了高屏空品區外，其他三個空品區DM8O₃紅色等級汙染都會出現改善極限，北部為20%，中部為85%，而雲嘉南空品區為75%。當然要達到這樣的情形需要付出非常大的代價。

綜合而言，臺灣整體O₃污染初期應偏向VOCs控制，亦即初期減量應以VOCs控制為主。北部空品區O₃污染明顯為VOCs控制，中部及雲嘉南空品區不論是VOCs或NO_x減量可改善O₃污染，但初期減量以VOCs效益較佳，高屏空品區O₃污染初期為VOC控制，但初期以後NO_x效益略佳。

八、如何進行VOCs管制以改善O₃汙染？

由於不同VOCs成分具有不同的光化反應機制與反應速率，因此從不同汙染源排放至大氣中的不同VOCs成分對於大氣中O₃生成的影響可能會有很大的差異（Atkinson et al., 1989）。如果不考慮VOCs光化反應性的差異，僅以VOCs排放質量進行減量，對於O₃改善成效可能不如預期。如何利用光化反應性的觀念來訂定VOCs的減量策略？首先必須要將VOCs生成臭氧的反應性進行量化，過去已有相當多的相關研究成果。例如美國加州低排放汽機車和清淨油品法（Low-Emission vehicle and Clean Fuel regulations）曾以反應性調整因子（RAFs），對於汽機車使用替代燃料所排放之非甲烷有機氣體（NMOG）訂

定其排放標準，反應性調整因子為使用替代燃料與傳統燃料之汽機車比較其排氣所致之臭氧生成潛勢（OFP, O₃-forming potential）。運用反應性尺度來進行控制策略可以較為有效減少臭氧之形成，在經濟層面上，也可以較為有效減少VOCs減量時所耗費之成本。

VOCs光化反應性通常以最大增量反應性（MIR, Maximum Increased Reaction），尋求量化各種VOCs成分之臭氧生成潛勢（Carter, 1994; Carter et al., 1995）。最大增量反應性（MIR）是指VOCs成分在大氣中可能生成臭氧的最大值。以高屏空品區為例，以三種不同減量策略對VOCs排放源進行減量控制：(1)不考慮VOCs反應性（不分優先順序），(2)依行業別VOCs反應性考慮減量順序，(3)依成分別VOCs反應性考慮減量順序，分析結果如圖11所示。由圖可知：若欲改善O₃汙染需削減30%人為VOCs排放所致之臭氧生成潛勢量時，不考慮VOCs反應性（不分優先順序）減量，需減少30%VOCs排放質量，以高VOCs光化反應性行業優先減量（依行業別光化學特性削減），則需削減約20%VOCs排放質量，而以高光化反應性VOCs成分優先減量（依成分別光化學特性削減）時，僅需削減約10%之VOCs排放質量。

九、結論與建議

整體而言，由於東亞背景臭氧濃度高達

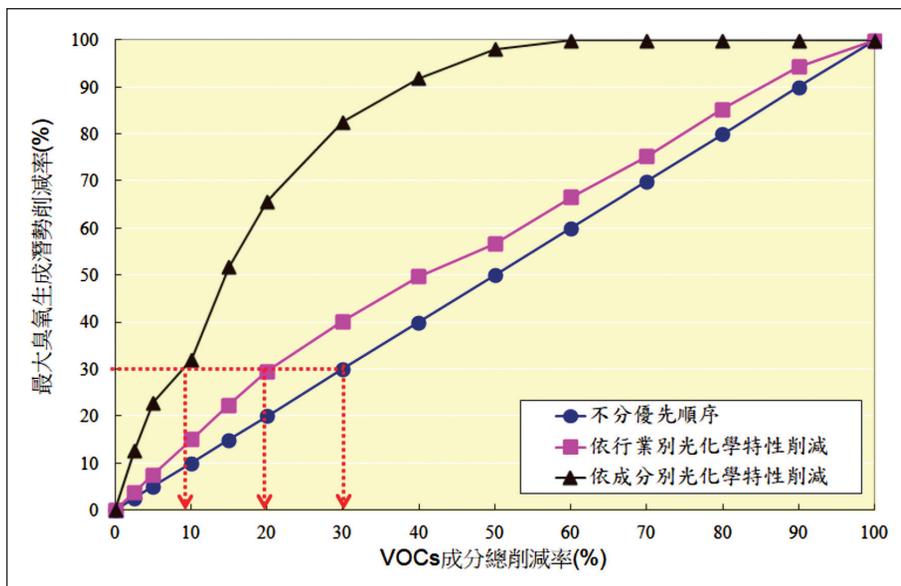


圖 11 依行業別及成分別考慮 VOCs 光化反應性減量策略對 O₃ 生成潛勢削減量之比較：以高屏空品區為例。

30 ppb 以上，臺灣最大 8 小時臭氧 (DM8O₃) 濃度受到背景濃度影響相當明顯，但隨著 DM8O₃ 濃度的增加，主要貢獻來源會由東亞背景轉變成境外傳輸，但在相當高濃度的情形下（非常不健康等級），臺灣自身排放會成為主要的貢獻源，臺灣本身排放的影響可高達 62%，境外傳輸比例最低僅 20%。因此從 DM8O₃ 年平均濃度改善來看，雖然臺灣自身排放管制與東亞鄰近排放源減量都很重要；然而在高臭氧污染情形時，則臺灣自身排放的管制更形重要。

受到地形、氣象條件、及排放條件的影響，不同的地理區位受到區域性來源的影響有所差異，沿海地區 DM8O₃ 影響來源以境外直接傳輸及東亞背景為主，都市地區臺灣自

身排放影響程度夏秋二季明顯增加，而內陸山區受臺灣自身排放的影響全年四季都顯著增加。整體而言，臺灣 DM8O₃ 受自身排放的影響量由沿海地區往內陸山區逐漸增加，而東亞直接影響則是逐漸下降，這些現象顯示臺灣自身排放 O₃ 前驅物的減量控制會更有助於都市及山區 DM8O₃ 的改善。

若要經由臺灣人為源排放的減量來改善臺灣臭氧污染問題，則工業、交通及逸散等三類污染源都相當重要，對 DM8O₃ 年平均濃度之相對影響比例都在 20% 以上，尤其是交通源可達 31%；然而，由於各類排放源排放地點、高度、及污染物種類等排放條件之差異，不同污染程度下臺灣本身各類排放源對臺灣 DM8O₃ 之影響也有所不同，隨著 DM8O₃

汙染程度的上升，臺灣交通源的相對影響比例明顯增加，尤其在不健康（紅色等級）與非常不健康（紫色等級）時會超過逸散源，因此在嚴重的DM8O₃汙染事件，交通源的管制相對於逸散源及工業源更重要。臺灣島內跨區域傳輸對各空品區DM8O₃濃度的影響，以北部空品區排放源對全臺灣的影響最高，全臺灣平均比例達25%，影響範圍也最廣，對雲嘉南空品區還有18%的影響；雲嘉南空品區對全臺灣的影響次之，平均比例為22%，對中部及高屏空品區影響分別為24%及25%。臺灣排放源對全臺灣DM8O₃平均影響約為10.2 ppb（21%）。

本研究模擬25種不同NO_x及NMHC人為源的排放減量組合，據以分析各種減量對臺灣及各空品區DM8O₃濃度大於85 ppb（紅色等級汙染事件）以上事件的改善控制方向。綜合而言，臺灣整體O₃汙染初期應以VOCs控

制為主，在以分區來看，北部空品區O₃汙染明顯為VOCs控制，中部及雲嘉南空品區不論是VOCs或NO_x減量可改善O₃汙染，但初期減量以VOCs效益較佳，高屏空品區O₃汙染初期為VOC控制，但初期以後以NO_x控制效益略佳。由於不同VOCs成分對於O₃生成具有不同的光化反應特性，因此在進行VOC排放減量以改善O₃汙染時，若能考慮不同排放源VOCs排放成分之臭氧生成潛勢，對於大氣中O₃生成的改善可能會有事半功倍的效果。

綜合本研究各項分析結果，臺灣整體及西部各空品區DM8O₃前驅物的控制方向以及臺灣本身三大類人為排放源相對重要性彙整建議如表2。

參考文獻

1. Atkinson R. et al., 1989. Evaluated Kinetic and Photochemical Data for Atmospheric Chemistry Supplement III, J. Phys. Chem. Ref. Data, 18(2), 881-

表 2 2013 年臺灣及西部各空品區最大 8 小時臭氧（DM8O₃）改善控制方向之建議

| 空品區 | DM8O ₃ > 85 ppb 站日數 | 說明 |
|-----|--------------------------------|---|
| 北部 | 78 | <ul style="list-style-type: none"> ● VOC 減量會有成效，但 NO_x 減量會導致惡化 ● 逸散源及交通源 VOC 減量相對重要 |
| 中部 | 101 | <ul style="list-style-type: none"> ● VOC 或 NO_x 減量都有效，但初期 VOC 減量效益較佳 ● 逸散源及交通源 VOC 減量相對重要 |
| 雲嘉南 | 76 | <ul style="list-style-type: none"> ● VOC 或 NO_x 減量都有效，但初期 VOC 減量效益較佳 ● 逸散源及交通源 VOC 減量相對重要 |
| 高屏 | 89 | <ul style="list-style-type: none"> ● 初期 VOC 減量有效，NO_x 減量略有惡化，但初期後 NO_x 減量效益較佳 ● 逸散源及交通源 VOC 減量相對重要 |
| 臺灣 | 369 | <ul style="list-style-type: none"> ● 初期 VOC 減量有效，NO_x 減量會惡化，當改善效益大於 30% 時，不論 VOC 或 NO_x 減量都有效 ● 工業、交通及逸散源相對影響比例都在 25% 以上，逸散源可達 32% ● 嚴重臭氧汙染事件，交通源較逸散及工業源相對重要 |



- 1096.
2. Bowman, F. M., and J. H. Seinfeld, 1994. Ozone Production of Atmospheric Organics, *J. Geoph. Res.*, 99:D3, 5309-5324.
 3. Byun, D.W., Ching, J.K.S. (Eds.), 1999. Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System. EPA-600/R-99/30. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
 4. Byun, D.W., Schere, K.L., 2006. Review of the governing equations, computational algorithms, and other components of the models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system. *Appl. Mech. Rev.* 59, 51-77.
 5. Carter, W.P.L., 1994. Development of Ozone Reactivity Scales for Volatile Organic Compounds, *J. Air Waste Manage.*, 44, 881-899.
 6. Carter, W.P.L. et al., 1995. Environmental Chamber Study of Maximum Incremental Reactivities of Volatile Organic Compounds, *Atmos. Environ.*, 29(18), 2499-2511.
 7. Chang, K.H., 2008. Modeling Approach for Emission Reduction of O₃ Precursors in Southern Taiwan, *Atmospheric Environment*, 42, 6733-6742.
 8. Chang, K.H., Yu, J.Y., Chen, T.F., Lin, Y.P., 2009. Estimating Taiwan biogenic VOC emission: Leaf energy balance consideration. *Atmos. Environ.* 43, 5092-5100.
 9. Chen, T. F., Chang, K. H., & Tsai, C. Y. 2014. Modeling direct and indirect effect of long range transport on atmospheric PM_{2.5} levels. *Atmos. Environ.* 89, 1-9.
 10. Chen, T.F., Chen, C.H., Yu, J.Y., Lin, Y.-B., Chang, K.H., 2020. Estimation of biogenic VOC emissions in East Asia with new emission factors and leaf energy balance considerations, *Journal of Innovative Technology*, 2(2):61-72, doi.org/10.29424/JIT.202009_2(2).0010
 11. He, K., 2012. Multi-resolution Emission Inventory for China (MEIC): model framework and 1990-2010 anthropogenic emissions. International Global Atmospheric Chemistry Conference, 17-21 September, Beijing, China.
 12. Li, M., Zhang, Q., Kurokawa, J. I., Woo, J. H., He, K., Lu, Z., Ohara, T., Song, Y., Streets, D. G., Carmichael, G. R., Cheng, Y., Hong, C., Huo, H., Jiang, X., Kang, S., Liu, F., Su, H., and Zheng, B., 2017. MIX: a mosaic Asian anthropogenic emission inventory under the international collaboration framework of the MICS-Asia and HTAP. *Atmos. Chem. Phys.* 17, 935-963, doi:10.5194/acp-17-935-2017.
 13. Milford, J. B., A.G. Russell, and G.J. McRae. 1989. A new approach to photochemical pollution control: Implications of spatial patterns in pollutant responses to reductions in nitrogen oxides and reactive organic gas emissions. *Environ. Sci. Technol.* 23, 1290-1301.
 14. Seinfeld, J.H., 1986. *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*, John Wiley & Sons, Inc., pp.738.
 15. White, W.H., J.A. Anderson, D.L. Blumenthal, R.B. Husar, N.V. Gillani, J.D. Husar, and W.E. Wilson, Jr. 1976. Formation and transport of secondary air pollutant: ozone and aerosols in the St. Louis urban plume. *Science*, 194, 187-189.
 15. 張良輝等人，2018，強化空氣品質模式制度建立計畫（第三年），行政院環境保護署專案計畫期末報告，EPA-106-FA18-03-D077。
 16. 張良輝等人，108年，建置 AERMOD 本土化模式及空品模式審驗制度專案工作計畫（第一年），行政院環境保護署專案計畫期末報告，EPA024108029。
 17. 環保署，108年，中華民國空氣品質監測報告107年年報，行政院環境保護署。
 18. 環保署，109年，中華民國空氣品質監測報告108年年報，行政院環境保護署。