

# 第一章 前言

## 1.1 研究緣起

空氣與我們的生活息息相關密不可分，由表 1.1 可知，一般正常人每天需呼吸約 45 公斤的空氣量(約 40400 公升/天)，因此我們所呼吸的空氣，其品質的好壞也直接的影響到人們的生活品質與人體機能是否能正常反應。隨著工業的發達、廢棄物的累積、化學物質對環境的破壞，對我們的威脅日益嚴重。空氣污染的歷史相當久遠，可追溯至十八世紀工業革命之初，當時英國人發明機器以取代手工大量生產。而機器動力的來源主要燃燒煤、石油等石化燃料，因此造成大量的污染物排放至大氣中，導致在當時的英、美、比利時等國都曾經因發生非常嚴重的空氣污染事件，造成數千人的死亡。

近年來由於民眾環保意識的覺醒、學者的投入以及政府政策積極的介入，使得日益嚴重的空氣污染問題開始受到監控與疏導。鑒於欲瞭解空氣污染與人體健康的因果關係，縱斷式的追蹤研究以及特定污染物的危險性評估研究不斷的增加，此外，亦有許多人進行空氣污染指標與生命統計資料數據之相關研究，主要目的是希望能夠由空氣污染的監測數據來預測出對人體健康的危害程度(王瑜珮，1998)。1960 年代，北歐及美國的學者開始積極地在空氣污染對於人體健康影響的研究中努力，並證實了在高污染的條件之下，對當地民眾在短期時間內的死亡率或致病率有顯著之影響(Schwartz et al., 1996)，但近幾年來，更有研究指出長時間暴露於低濃度之污染情況下，也有相似的情況發生(Katsouyanni and Touloumi, 1997)。

一般來說，若長期暴露在污濁的空氣中，將使得呼吸系統自清作用的負荷大增，導致呼吸系統所沉積的污染物質之平衡濃度過高，進而影響呼吸系統之正常功能。嚴重的空氣污染發生時，會導致呼吸性及心臟血管方面之疾病同時增加，嚴重時甚至死亡(陸世忠，1997)。

台灣地區在 1960 至 1970 年代快速的工業化發展結果，經濟成長快速，人口及車輛也不斷快速成長，在有限的土地之下，使得每單位環境資源之使用，均承受比其它國家高出數十倍的負荷，不但造成污染糾紛頻傳，也導致空氣污染日益嚴重(環保署，2000)。且由於地形、污染源分佈與傳輸、氣象條件等背景不同，在不同地區會造成不同特性之空氣品質，污染物累積的程度也會不盡相同，對人體健康之影響也會有不同程度之差異。過去幾十年來，台灣地區利用人口基底研究所發現污染的健康效應提供了政府行政部門制定空氣污染排放標準之依據。相對於西方國家擁有龐大且健全的健康指標資料如死亡、住院等，以及空氣品質大量電腦化的資料，使得以地區性人口為基底的空氣污染與健康資料的研究設計可以順利進行，我國近年來也建構了大量的電腦化健保資料與空氣品質監測數據(黃景祥，2000)，對於此類的研究有著相當程度的幫助。

Table 1.1 Air quantity demand for human action\*

	公升 / 分	公升 / 天	磅 / 天	公斤 / 天
休息	7.4	10,600	26.0	12
輕度工作	28.0	40,400	98.5	45
重度工作	43.0	62,000	152.0	69

\*人類體重 = 68.5 kg = 151 lb

資料來源：林政剛等，空氣污染，1995。

## 1.2 研究目的

本研究最主要目的是運用流行病學上之統計方法來瞭解不同地區之各種污染物濃度對呼吸道疾病發生的影響，並進一步檢定各個空氣污染物濃度是否與呼吸道疾病的發生有相關。

## 第二章 文獻回顧

### 2.1 空氣污染事件回顧

自工業革命後，空氣污染的問題就一直困擾著人們。十九世紀中，歐洲的幾個工業大國都相繼傳出因空氣污染的情況過為嚴重，導致死亡人數及罹患呼吸道疾病之人數明顯上升。以下是歷史上有明的空氣污染事件：

#### (1) 繆斯谷 (Meuse Valley)事件

這是近代發生的第一件空氣污染悲劇。發生於 1930 年 12 月 1 日，位於比利時的 Meuse Valley，由於當地有許多的工廠，如煉鋼場、硫酸工廠、玻璃工廠 (排放含有強烈毒性的氟化物)以及煉鋅場等。當天該地區上空出現逆溫層現象，導致近地面的大氣垂直結構穩定，許多由工廠排放出的廢氣被侷限且不斷累積在山谷底部，死亡事故大多發生於 12 月 4 日、5 日，往後的一個星期內共有 60 多人死亡，大多數以心臟病或呼吸性疾病的老人之死亡率最高。事後估計  $\text{SO}_2$  濃度約 9~38ppm，比一般正常情況高出許多。

#### (2) 多諾拉市 (Donora)事件

多諾拉市位於美國賓州，Monogahela 河岸的一處馬蹄型山谷內。1948 年 10 月 26 日，該市上空受逆溫層的影響，全市籠罩在濃霧中，污染影響持續到 10 月 31 號，期間共有 20 人死亡。事後調查發現，全市 14000 人中有 43%生病，其中 10%受到嚴重感染，包括眼、鼻與喉部受到刺激、咳嗽及嘔吐等症狀，死亡的年齡在 58-82 歲，平均為 65 歲，大多於事故發生後第三天開死出現死亡現象。主要污染物為  $\text{SO}_2$  (0.5~2ppm)與硫酸所行程的微粒物質。事後有學者模擬這件災難發生時主要的污染物質可能產生的影響，發現與其形成的微粒在一起時會有合成效應，所產生的危害確實會較單一污染物來的強烈。

#### (3) 倫敦事件

1952 年 12 月 5 日於倫敦發生的倫敦煙霧是最著名空氣污染事件。1952 年 12 月 4 日，英格蘭南部出現一個由高壓沉降氣團所造成的逆溫層，倫敦市上空形成濃厚的白霧。大量採用煤作為取暖的家庭與發電廠，將燃燒後的廢氣不斷地往大氣中釋放，導致空氣中二氧化硫與懸浮微粒的濃度不斷的上升，終使白霧逐漸變成黑霧。而高壓沉降氣團滯留不走，導致污染物質與濃霧包圍著倫敦市區，能見度幾乎降為零。濃霧累積至第三天，開始有死亡人數的出現，老人與呼吸性病患者最先死去，而因為工作需要而必須暴露在室外的年輕人也受到影響。估計當時的煙塵濃度約  $4.46\text{mg}/\text{m}^3$ ，最大濃度為  $1.34\text{mg}/\text{m}^3$  (約  $4000\text{g}/\text{m}^3$ )。此次事件總共導致了 4000 人的死亡，而類似的情形在 1952 年之後也陸續的發生，特別是 1962 年的 12 月，倫敦市再出現了類似  $\text{SO}_2$  濃度上升的情形。

#### (4) 紐約事件

美國紐約市也發生過幾次空氣污染的悲劇。最著名的就是 1966 年感恩節週末所發生的災難。12 月 23 日，紐約市上空被暖氣團所佔據，500 毫巴處的空氣回暖，限制了垂直方向的擴散作用，導致在 23 日紐約市  $\text{SO}_2$  最大 24 小時平均值為 0.51ppm，24 日為 0.47ppm，25 日為 0.41ppm，且最大小時濃度為 1.02ppm。當時死亡人數達 168 人，以老年人最多。

由以上幾個著名的空氣污染事件可知，當空氣污染累積至某一程度時，對人體造成的傷害是急性的。因此歸納出幾點容易造成空氣污染累積的原因(陸世忠，1997)：

- (1) 山谷地區
- (2) 無風狀態 (大氣水平擴散能力弱)
- (3) 溫層逆轉 (大氣垂直擴散能力弱)
- (4) 發生煙霧

空氣污染事件的發生，除了人為因素造成的之外，由自然界所產生的空氣污染也大大存在，有時候所影響的程度集範圍更較人為來的嚴重。Kita et al(2000)於印尼蘇門達臘的研究中發現，在聖因現象出現期間，由於印尼當地森林大火的影响，臭氧形成的前驅物質大量產生，導致臭氧濃度增高，影響空氣品質。Radojevic and Hassan(1999)也證實於東南亞所發生地區性生物原燃燒(如森林大火)會隨著地球大氣的流動而在大氣中循環，影響數百萬人的建。而印尼於 1997 年發生的森林大火所引發的霾害也造成五萬人呼吸困難住院治療，這場霾害還波及鄰國馬來西亞與新加坡，這些國家的觀光、農業和衛生均受嚴重打擊。

## 2.2 空氣污染對人體之影響

空氣中的空氣污染物主要包含了總懸浮微粒(TSP)、二氧化硫( $\text{SO}_2$ )、一氧化碳(CO)、臭氧( $\text{O}_3$ )、二氧化氮( $\text{NO}_2$ )等。接觸空氣污染物對健康造成潛在影響的性質及程度，視乎下列因素而定：

1. 污染物特性：化學性質-化學結構。  
物理性質-大小、形狀、可溶性及蒸氣壓力。  
毒性-污染物對生物組織造成損害的能力。
2. 接受者：包括基因、性別、個人習慣、日常飲食、年齡、工作環境等。
3. 接受劑量：個人接受的劑量、劑量-反應關係。
4. 環境：溫度、溼度、日照或其它污染物的存在等。

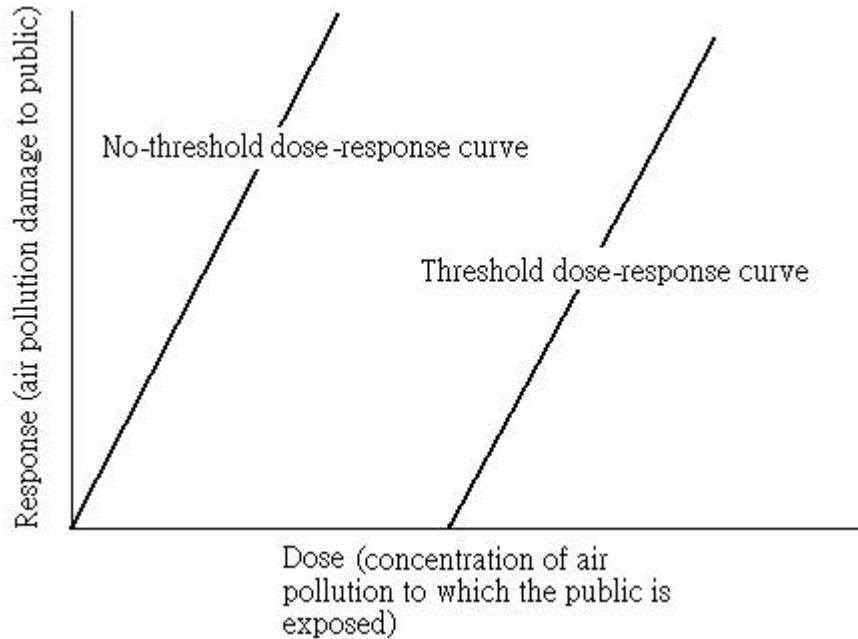


Fig. 2.1 Threshold and no-threshold dose-response curve (Nevers, 1995)

Fig. 2.1 為一劑量-反應曲線之示意圖。由劑量-反應曲線可以得知污染物對於人體造成影響之極限含量為何。然而劑量-反應曲線的繪制必須配合完善的生理實驗，並且在劑量-反應曲線中，我們只能夠瞭解每個污染物個別對於人體的實際影響量，當多種污染物同時存在時，會造成污染物之加成效應，其影響會較每個污染物對人體影響之加總還要大。

Table 2.1 為一般都市中常見的空氣污染物及其主要排放來源。由於各個都市的型態不同，所產生的污染物也會不同。一般來說，人口稠密的商業都市，病無大型工業區存在時，其主要污染來源為移動性污染源；若是具有大型工業區存在者，則主要以固定污染源為主要排放來源。當人體吸入過量或濃度過高的污染物時，將使得呼吸系統自清作用的負荷大增，導致呼吸系統所沉積的污染物質之平衡濃度過高，進而影響呼吸系統之正常功能，嚴重時甚至死亡。若長期暴露在低濃度的污染中，可能使先毛的活動力降低，清除速率減緩，增加毒性物質在體內停留的時間，甚至無法清除。

各種污染物對於人體的影響如下：

1. 總懸浮微粒 (TSP)：大氣中的總懸浮粒子對健康的影響，視乎粒子進入及積聚於呼吸系統內的能力而定。由於可吸入懸浮粒子(即直徑 10 微米或以下的粒子)能夠進入及積聚在肺部深處，最有可能對健康造成不良的影響。據研究觀察發現，可吸入懸浮粒子對人體健康的影響包括引致呼吸系統疾病(如呼吸急速、咳嗽及氣喘)，除使原有的呼吸疾病病情惡化，並且破壞肺部組織。慢性肺病、心臟病、流行性感冒及哮喘病患者，以及老人和兒童對可吸入懸浮粒子的影響最為敏感。
2. 臭氧(O<sub>3</sub>)：臭氧的毒性是持續的，臭氧濃度越高、接觸時間越長及接觸臭氧時的活動量越劇烈，臭氧的影響會越嚴重。臭氧對呼吸系統的影響最大，它會

刺激鼻部、咽喉及氣管的黏膜。接觸臭氧後的徵狀包括咳嗽、胸口疼痛、咽喉及眼睛刺痛。臭氧會使呼吸系統更容易受感染，嚴重者可能損害肺部的正常功能及引致呼吸系統發炎。一個健康的人在臭氧含量超逾每立方米 20 微克的環境下，作短時間(1 至 2 小時)劇烈運動，呼吸系統可能會感到不適；而在臭氧濃度較低的環境下，長時間(即 6-8 小時)進行一般的運動，也會使人感到不適。至於呼吸系統敏感的人士，如哮喘病或呼吸系統疾病患者，更易受臭氧影響。

3. 二氧化氮( $\text{NO}_2$ )：二氧化氮會刺激肺部，減低呼吸系統對病菌(如流行性感冒)的抵抗力。呼吸系統有毛病的人士(如哮喘病患者)更易受二氧化氮影響。二氧化氮可防礙兒童肺部的發育。有研究指出，長期接觸二氧化氮可引致肺部組織結構改變，但至今仍未確定足以造成上述影響的二氧化氮所需濃度及接觸時間。
4. 二氧化硫( $\text{SO}_2$ )：曝露於二氧化硫含量高的環境會破壞呼吸系統的功能，使原有的呼吸系統毛病(特別是支氣管炎)及心臟病的病情惡化。對於敏感的人士，肺部功能的變化會引致一些可察覺的症狀，包括氣喘、呼吸急速及咳嗽。當懸浮粒子與二氧化硫的含量同時偏高時，可使死亡率上升(袁中新，1998)。在各類人中，哮喘病、心臟病或慢性肺病(如支氣管炎或肺氣腫)病患者及兒童和老人對二氧化硫是最敏感的。
5. 一氧化碳( $\text{CO}$ )：除森林火災、甲烷氧化及生物活動等自然現象產生外，主要來自石化等燃料之不完全燃料產生，無色無味，分子量為 28，比空氣輕。由於一氧化氮對血紅素的親和力比氧氣大得多，容易造成人體及動物血液和組織中氧氣過低，而產生中毒現象。

Table 2.1 Main emission sources for air pollution

污染物	主要排放來源
懸浮微粒	火山爆發、森林大火、火力發電廠燃燒煤炭、石油及柴油車排煙，以及產生粉塵的工廠和營建道路工程所產生
氮氧化物	機動車輛、火力電廠及工廠鍋爐於高溫燃燒時，由於燃料中氮化物與空氣中過量的氮和氧反應產生氮氧化物，溫度越高時越易產生
二氧化硫	燃燒含硫燃料，如火力發電廠、工廠燃燒重油、生煤及汽油引擎車所排放
臭氧	石化燃料生產過程中，排放出的氮氧化物和碳氫化合物，在空氣中累積，經日光照射，而發生一系列光化學反應的產物
一氧化碳	機動車排放燃燒不完全之廢氣，及煉焦廠、電石工廠等亦為污染源

資料來源：環境保護署

## 2.3 相關研究文獻

空氣污染對於人體健康的影響早已有許多文獻發表，且均指出空氣污染會導致就診人數(門診、急診)與死亡人數的增加，這些相關的研究來自世界各地不同的地區，包括不同的環境、社會型態、氣候等，但結果顯示空氣污染主要影響範圍大多數仍以呼吸性疾病為主。近年來在流行病學上的研究更指出此現象有上升的趨勢。

Table 2.2 Type of data generated and typical statistical modeling methods used for the different basic study designs (Pope, 1998)

Health Endpoints	Acute Exposure		Chronic Exposure	
	Population-Dased	Cohort-Based	Population-Dased	Cohort- or Sample-Based
Mortality	<b>Data:</b> daily counts <b>Method:</b> daily time-series Poisson regression; for large counts, Gaussian regression is often used		<b>Data:</b> mortality rates treated as continuous <b>Method:</b> cross-sectional Gaussian regression	<b>Data:</b> survival <b>Method:</b> survival analysis including proportional hazards regression
Hospitalizations, healthcare visits	<b>Data:</b> daily counts <b>Method:</b> daily time-series Poisson regression; for large counts, Gaussian regression is often used			
Lung function		<b>Data:</b> continuous <b>Methods:</b> Gaussian regression		<b>Data:</b> continuous <b>Method:</b> cross-sectional Gaussian regression
Symptoms, disease		<b>Data:</b> binary <b>ethods:</b> time-series logistic regression		<b>Data:</b> binary <b>Method:</b> cross-sectional Gaussian regression

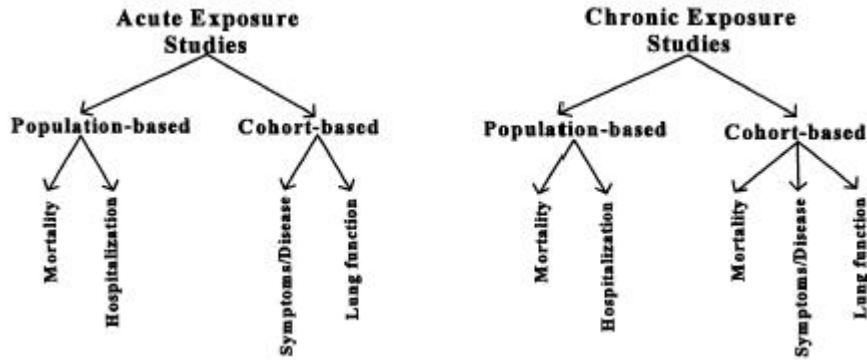


Fig. 2.2 Basic study designs of currently published studies of health effects of air pollution. (Pope, 1998)

一般在流行學上研究空氣污染與人體健康相關的研究當中，主要可以分為兩種最典型之型態(Pope, 1998)(Fig.2)。一種為污染物對人體急性的研究，另一種為慢性。急性的研究主要是注重於各污染物在短期之時空變化，並且可以輕易的瞭解到污染物在短期變化過程(通常為 1-5 天)中對人體健康的影響大小。不同於急性的研究，慢性的研究方面，所使用的空氣污染資料時間較長(通常以年為單位)，在研究設計上主要是比較空氣污染對於社區或城鎮之間的關係，並且當污染物濃度漸增時對人體影響的變化。然而到目前為止，流行病學的研究中對於空氣污染影響人體健康的機制仍無法清楚的交代，相反地，流行病學所關心的是兩者之間是否有關係存在。表三整理出一般探討空氣污染與人體健康之相關研究中，所使用的資料型態與統計模式，一般流行病學最常使用的四種健康資料型態為：連續資料(continuous)、類別資料(binary)、計數資料(count)與存活資料(survival)，而相對應於這些不同的資料型態，則分別使用 Gaussian、logistic、Poisson 及風險比例(proportional hazard)等迴歸模型。在不同的研究結果均顯示，都市中的空氣污染對於每日的死亡率、就診或急診人數有顯著的負面關係，尤其對於呼吸性疾病(包括氣喘)與心血管疾病影響最為嚴重。這些研究來自於世界各地氣候、地形、社會結構及污染情況均不相同之地區，更顯示出空氣污染對於人體之影響。

歐洲 European Commission, DGXII, Environment 1991-1994 Programme 計劃中的 APHEA (Air Pollution on Health: a European Approach)研究團體，其計畫陣容由來自十個會員國的十一個研究小組，以城市空氣污染對居民健康的短期效應為主題。分別在十五個歐洲城市進行研究，比較分析一系列污染程度、及日死亡 / 致病率等統計資料。研究結果顯示所有包括懸浮粒子、二氧化硫、臭氧、二氧化氮等污染源確實對於心臟血管方面及呼吸性疾病死亡率有影響；且對於每個城市個別的研究也得到相同的結果。

Bart Ostro (1995)於加州 San Bernardino 及 Riverside 兩市，研究 1980-1986 年當地 PM<sub>2.5</sub> 對於死亡率之影響，以多變量線性迴歸控制季節、工作日、最大氣溫與露點，發現在夏天期間，總死亡人數及因呼吸性疾病死亡人數與懸浮微粒有微小但顯著之正



相關 (當  $PM_{2.5}=32.5\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $RR=1.03$ ,  $95\%CI=1.00-1.05$ ), 但整年的懸浮微粒平均濃度與死亡率則無顯著相關 ( $RR=1.00$ ,  $95\%CI=0.99-1.02$ )。

Pantazopoulou et al (1994)研究 1988 年希臘雅典懸浮微粒(日均值)、一氧化碳(8 小時移動平均值)及二氧化氮(日高值)與當地急診人數之相關, 利用多變量線性迴歸, 發現各個污染物在全年的分析均與急診人數均呈現正相關, 但並無顯著的相關性, 但在冬季時污染物與急診人數則較有顯著相關。

Leon et al (1996)於英國倫敦, 研究 1987-1988 及 1991-1992 年間, 懸浮微粒(black smoke: BS)(日均值)、二氧化硫(日均值)、臭氧(日高值及八小時最大值)及二氧化氮(日高值與日均值)與就診人數之相關, 各個污染物均延遲 0-3 天。研究結果發現臭氧(延遲 1 天)於夏天(4-9 月)與 0-14 歲族群之外的研究對象均呈現顯著相關。於該季節臭氧(8 小時最大值, 29ppb)對於全年齡、0-14 歲、15-64 歲與 65 歲以上之相對風險分別為 1.0483 ( $95\%CI=1.0246, 1.0726$ )、1.0294 ( $0.9930, 1.0672$ )、1.0751( $1.0354, 1.1163$ )及 1.0616( $1.0243, 1.1003$ )。其它污染物雖然與就診人數呈正相關, 但均無統計上顯著之意義。在控制其它污染物後, 對臭氧的結果不無明顯改變。

Hoek et al (1997)研究 1983-1991 年荷蘭鹿特丹總懸浮微粒(TSP)(日均值)、Black Smoke (BS)(日均值)、臭氧(8 小時最大平均值)、二氧化硫(日均值)、一氧化碳(日均值)與死亡率之相關, 使用 Generalized additive models 調整混亂因子(confounding factors), 如季節趨勢、氣象因子。發現死亡人數與前一天懸浮微粒、二氧化硫與臭氧的濃度在統計上有顯著相關, 其相對風險分別為 1.05 ( $1.01, 1.09$ )、1.06 ( $1.01, 1.11$ )及 1.03 ( $1.00, 1.06$ )。在多污染物模式中, TSP 及臭氧均不受二氧化硫與一氧化碳之影響, 且 TSP 與臭氧對 78 歲以上之老人影響較大。另外, 死亡人數與臭氧濃度大致呈現一線性關係, 但與 TSP 則在  $100\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$  以下呈線性關係。

Burnett et al (1994)於加拿大 Ontario, 研究 1983-1988 年臭氧及二氧化硫與罹患呼吸性疾病者之相關分析, 結果顯示臭氧、二氧化硫與氣喘就診人數在統計上有顯著的正相關, 有 91% 及 100% 的呼吸性疾病患者分別與臭氧(延遲 1 天)及二氧化硫(延遲一天)有顯著相關。而臭氧與二氧化硫在同一模式時, 與氣喘病人有顯著正相關。在五月至八月期間, 5% 的呼吸性疾病人數與臭氧呈正相關, 1% 與二氧化硫呈正相關。

Joel Schwartz (1994)利用概念分析(Meta Analysis)討論各地當環境因子與其空氣污染間的相關具有極大差異時, 空氣污染與每日死亡人數之間的關係。結果顯示在 Meta Analysis 中, Schwartz 利用不同實驗地點空氣中的懸浮微粒濃度作為計算死亡率的風險因子, 並比較在不調整氣候的情況下, 是否會影響空氣污染與死亡率的結果。首先以整年的數據進行分析時, 懸浮微粒對死亡率的相對風險為 1.06 ( $95\%CI=1.05-1.07$ )。但在大多文獻的研究發現, 死亡率在冬季時上升, 然而懸浮微粒

的濃度卻在夏季時最高，由此結果顯示污染物的季節性變動與死亡人數並無相關。Schwartz 又將分析時間限制在夏季，懸浮微粒的對死亡率的相對風險為仍 1.06 (95%CI=1.05-1.07)。由這兩個相同的結果顯示，分析中若不適時地加入氣候進行調整，則結果並不具信賴可言。Schwartz 利用美國費城的資料，以 GAM 模式調整季節趨勢後發現，TSP 與死亡率呈顯著相關。

Goldberg et al (2001)於 1984-1993 年加拿大魁北克省的 Montreal，針對當地非意外死亡人數與 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>、TSP 及煙塵係數(coefficient of haze, COH)進行分析，研究期間共有 140,939 人為非意外死亡，移除季節性變動、氣象因子及氣象污染物的影響後，當 TSP 在當天(lag 0 day)增加 28.57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (interquartile range, IQ)，MPC (mean percentage change)為 1.86% (95%CI=0.00-3.76%)；當 COH (IQ=18.5COH/327.8m)上升，MPC 為 1.44% (95%CI=0.75-2.14%)。另外也發現當細粒中所測得硫化物濃度增加時 (IQ=3.51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )，對死亡人數也有顯著的影響 (MPC=1.86% (95%=0.40-3.35%))。此研究也證實了所有的污染物 (lag0-lag2)對於老年人 (65 歲以上)的死亡率有顯著相關。

黃景祥等 (2001) 利用小區域設計和屬層結構的統計方法，估計台灣 1998 年 50 個鄉鎮市區的空氣污染與下呼吸道疾病門診之關係。主要污染物包括臭氧、懸浮微粒、二氧化硫、二氧化氮與一氧化碳。於結果證實呼吸道疾病每日之門診預與當天的二氧化氮、二氧化硫、懸浮微粒和一氧化碳濃度有顯著相關。其中污染物以二氧化氮影響最大，且年齡層以 65 歲以上的老年人最容易受到影響，而空氣污染的健康效應隨暴露時間延長而減小。在分析過程中，也發現某些地區之特性因子，如人口密度、年平均濃度等會影響地區空氣污染之急性的健康效應。研究中並另外分析花東以外 6 個不同空品區，發現北部空品區之呼吸道疾病門診率與臭氧以外的四個主要污染物濃度關係最大，而以宜蘭空品區最小。

Lee et al (2000) Lee 分析七個南韓主要都市，在個別分析中發現，當控制氣象條件後，二氧化硫每上升 50ppb，死亡率會上升 1-12%，而總懸浮微粒在兩天移動平均濃度為 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  時，總死亡率會上升 0.5-4%。在多污染模式中，發現當加入另外兩污染物(臭氧與總懸浮微粒)時，二氧化硫之估計並不受影響，並且與死亡率呈顯著相關 (RR=1.03, 95% CI=1.01-1.05)。當總懸浮微粒與臭氧同時分析時，對於死亡率有顯著相關，但與二氧化硫並無此現象，顯示總懸浮微粒與二氧化硫在同一模式時，兩者之間有強烈共線性存在，並建議當分析細粒之影響時，二氧化硫有較好的代表性。

王瑜珮(1998) 利用地理資訊系統(Geographic Information System, GIS)探討台灣中部地區各種死因的空間分布差異，並估計在中部地區每個鄉鎮區懸浮微粒及臭氧之濃度及其空間分布，以瞭解各種死因與懸浮微粒及臭氧之相關性。結果顯示，在調整性別、年代及時間序列效應後，於時間序列迴歸模型中，以高斯隨機效應模式分析懸浮

微粒與臭氧或兩者同時存在於模型中時對各種死因之死亡率的影響，得知在 20 種死因當中，懸浮微粒與臭氧對於呼吸道疾病死亡率相關性最強。並以適合度檢定懸浮微粒與臭氧和各死亡率間模型之適合性，也以呼吸道疾病之模型最佳。但考慮了例行聚集隨機效應於模式中，未投入臭氧變項時，懸浮微粒與呼吸道疾病死亡率相關性下降，且無統計上顯著意義；而當同時考慮懸浮微粒與臭氧時，兩者與呼吸道疾病死亡率則有顯著之相關性，顯示懸浮微粒與臭氧對呼吸道疾病死亡率並非呈現獨立的相關性。

## 第三章 資料來源與統計方法

### 3.1 資料來源及處理

#### 3.1.1 空氣污染監測資料

本研究之空氣污染物數據共採用環保署北部空氣品質區(台北市)、中部空氣品質區(台中市)及高屏空氣品質區(高雄市)，共 15 座測站 1997-2000 年之監測數據(N=1461)。所採用之空氣污染物變數包括臭氧(O<sub>3</sub>)、氣動直徑小於 10 μm 之懸浮微粒(PM<sub>10</sub>)、一氧化氮(NO)、二氧化氮(NO<sub>2</sub>)及二氧化硫(SO<sub>2</sub>)；其中 O<sub>3</sub> 為 1 小時日高值(maximum daily 1-hr)、最大四小時日均值(maximum daily 4-hr)與最大八小時日均值(maximum daily 8-hr)，PM<sub>10</sub> 為日均值，NO、NO<sub>2</sub>、SO<sub>2</sub> 為日高值與日均值；且各個污染物取當日、延遲 1 天(當天與前一天之平均)、2 天(當天與前兩天之平均)至 3 天(當天與前三天之平均)。Fig. 3.1 為環保署測站分布圖。Table 3.1 為各測站座標位置與監測項目一覽表。

#### 3.1.2 氣象資料

氣象資料取自 1997-2000 年中央氣象局所架設於本研究區域之氣象站資料。北部空品區包括台北氣象站；中部空品區中以台中氣象站為代表；高屏空品區則取高雄氣象站。其中本研究所使用之相關氣象資料，包括氣溫( )及相對溼度(%)，均採用日均值作為模式估算的依據。

#### 3.1.3 門診資料

每日醫療門診人數採用中央健康保險局委託國家衛生研究院(National Health Research Institutes)所建立之「全民健康保險學術研究資料庫」。使用資料為 1997-2000 年台北市、台中市與高雄市三大都會區之各級醫療單位每日抽樣門診量，其中本研究所採用之醫療單位包括醫學中心、地區醫院、區域醫院及基層醫療單位等四個層級。其抽樣方法是依健保局提供之原始檔以西、中、牙醫檔案分類，按比率計算各檔案資料量比率分別抽取適當資料量。各檔案以母體資料中月份佔年度資料量之比率，計算每月應抽取之樣本數，再以系統抽樣法自每月資料檔中抽出所需樣本數，整合每月資料即為抽樣資料。資料量約佔母體樣本數之 0.2%。

疾病分類依據國際疾病分類碼(International Classification of Disease 9th Revision, ICD-9)，採用呼吸性疾病(Respiratory disease, ICD9 codes 460-519)。此外，不同年齡層可能有不同暴露的健康效應，因此本研究也將整個族群分為未成年人(0-14 歲)、成年人(15-64 歲)及老年人(65 歲以上)分別分析探討。

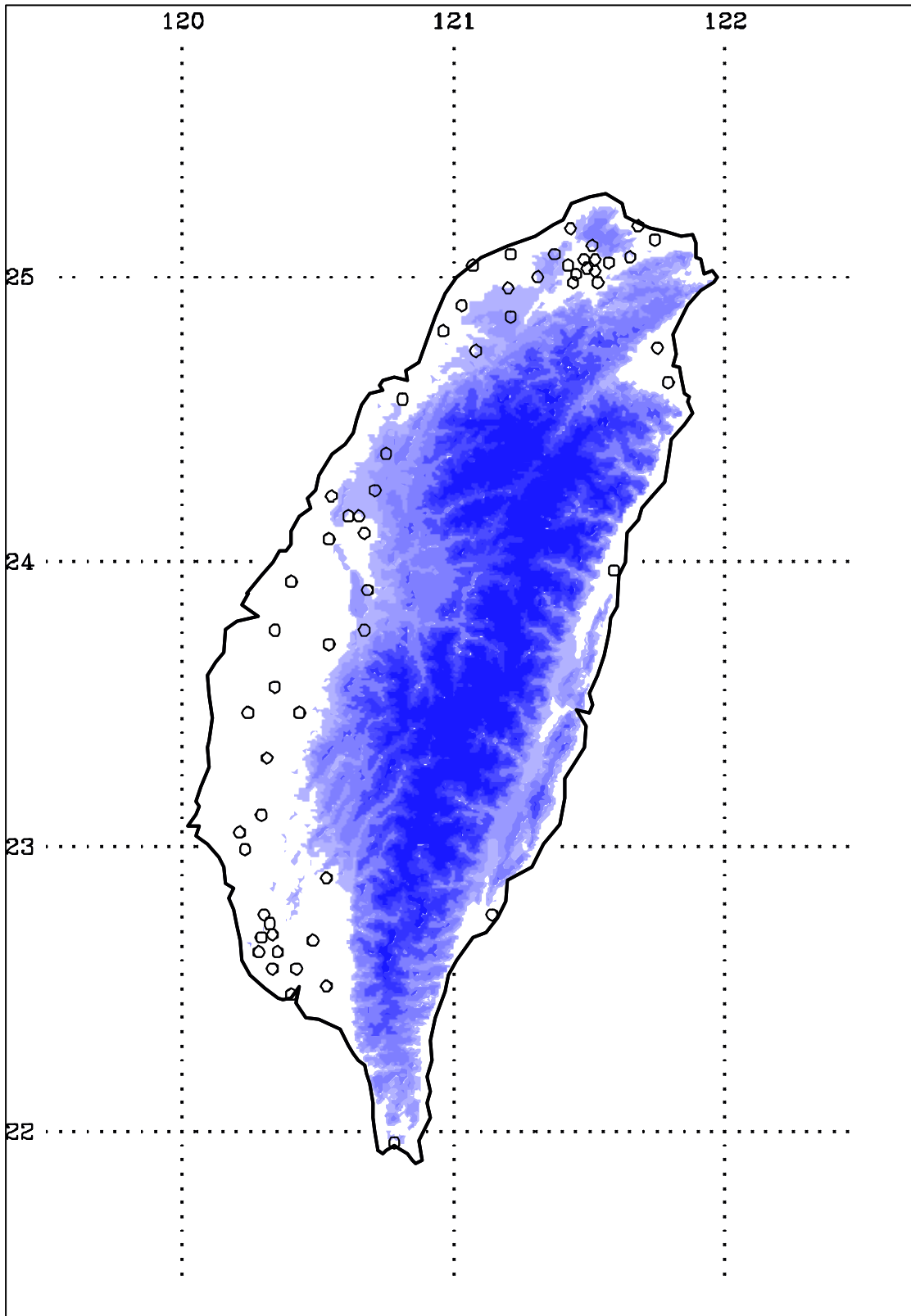


Fig. 3.1 The location of EPA monitoring station of Taiwan.

Table 3.1 The detail item of EPA monitoring station

地區	測站名稱	測站位置	經度	分	秒	緯度	分	秒	種類	SO <sub>2</sub>	NO	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	PM <sub>10</sub>
台北市	士林站	文林國小	121	30	23.3	25	6	24.3	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
	中山站	中山國小	121	31	4.54	25	3	48.88	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
	萬華站	萬華國中	121	29	26.04	25	1	47.99	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
	古亭站	古亭國小	121	31	13.49	25	1	16.72	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
	松山站	松山國小	121	34	12	25	3	7	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
	大同站	台北大橋下	121	30	17.48	25	3	49.79	交通	✓	✓		✓	✓
台中市	忠明站	忠明國小	120	39	2	24	9	34	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
	西屯站	啟聰學校	120	36	33.47	24	9	46.5	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
高雄市	楠梓站	楠梓國中	120	19	8.11	22	44	0	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
	左營站	左營國中	120	17	11.52	22	40	45.23	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
	三民站	三民國中	120	18	4	22	38	53	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
	前金站	七賢國中	120	16	44.9	22	37	58.79	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
	前鎮站	獅甲國中	120	18	1.78	22	36	21.51	工業	✓			✓	✓
	小港站	港興活動中心	120	20	4	22	34	4	大氣	✓	✓	✓	✓	✓
	復興站	復興國小	120	18	12	22	36	37	交通	✓	✓		✓	✓

資料來源：台灣省環境保護署

## 3.2 統計方法

本研究的統計方法是利用歐洲 APHEA (Short term effects of air pollution on health: a European approach)所建立之時間序列在流行病學上的統計方法，經由收集歐洲共 15 大城市，包括經濟、社會、環境、醫療及人口等因子，所建立出的一套方法。其主要目的是希望提供一種標準統計方法，且將空氣污染對於人體之影響經模式後量化估計。主要分為兩個部分，第一部份是利用模式來估計各地區、各年齡層每天不因空氣污染之影響導致罹患呼吸道疾病門診人數。第二部分是根據每日的呼吸道疾病人數與污染物濃度來建立模式，計算各地區各污染物對於人體的影響。說明如下：

### 資料的分配型態

首先我們定義某一地區內某一天的健康事件為在當地罹患呼吸道疾病且於當地之醫療院所就診的病人。同時，定義研究地區內的風險族群 (population risks)為位於當地的居民或工作於該區域的人。在此定義下，我們可以得到每日的門診人次。另外每日的門診人數可視為整個族群中的極小部份，且每日門診人次量為一非負數的整數，其分配為一普瓦松分配 (Poisson distribution)，在普瓦松分配下，我們假設在整個族群下所受的風險是相同的，則每天發生  $y$  個門診人次的機率如下：

$$\text{prob}(y/\lambda) = e^{-\lambda} \frac{\lambda^y}{y!} \quad (1)$$

上式為普瓦松分配公式，即某天產生  $y$  個事件所發生的機率。其中  $e = 2.71828$  為自然對數， $y$  為隨機變數( $Y$ )中任意可能發生的值， $\lambda > 0$  為此分配之母數。

近幾年關於空氣污染對於死亡率或醫院醫療人數相關的研究都以應用卜瓦松迴歸作為主要模式。然而在分析前對原始就診人數或死亡人數資料進行前處理動作時，會破壞原始資料的分配型態。以本研究為例，原本的就診人數資料為一普瓦松分配，但經過移除資料本身的季節性變化等時間性因子後，模式剩餘的殘差則不為普瓦松分配(Schwartz et al, 1996)。因此在分析過程中，本研究使用高斯線性模型，我們可以假設：

$$E(Y) = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_p X_p \quad (2)$$

其中  $Y$  為當天的死亡人數或就診人數， $E(Y)$  為當天  $Y$  的期望值， $X_1, \dots, X_p$  為每日就診人數或死亡人數之預測參數(污染物)， $\beta_0, \dots, \beta_p$  為預測參數之迴歸係數。

### 第一階段模型

此階段之模式為預測每日罹患呼吸道疾病人數。在流行病學上，當我們要建立一模式來解釋兩變數的關係時，最重要的步驟就是必須先控制一些潛在的變因，在此我

們稱為控制模式中的混亂因子 (confounding factors)。在建立時間序列的模式當中，有一些問題是我們必須要注意的。首先是資料與資料之間的趨勢 (trend)，有些時間序列的資料會隨著時間呈現出具有系統性的變動 (systematic variation)，例如，在 1980 年代全球罹患 AIDS 的人數與當時的經濟指標都同時呈現上升的趨勢，然而這並不足以讓我們相信這兩者有著直接的關係，因為任兩個變數單純由數據所呈現出的結果一定有關聯，因此在分析過程上，我們必須將變數中看似相關的趨勢剔除。再者就是資料中季節性的變動。許多變數資料都會隨時間呈現明顯的季節性變動，例如死亡人數、疾病人數以及空氣污染物。在以往的研究當中我們發現，空氣污染的確對人體有著負面的影響，然而在現實生活中，導致人體罹患呼吸道疾病的原因不僅僅只有空氣污染一項，還包括了個人的生活習慣、活動範圍、體質、遺傳、氣候等原因，因此在探討空氣污染是否對人體確實有影響的過程中，其它的因子必須一並移除。最後在模式中我們必須加入具有週期性的時間變數來模擬每週人數的變化，例如工作日與非工作日、國定假日等。這些時間變數加入模式與否並不是必須的，可對原始資料進行檢定，再考慮是否加入做調整。

在空氣污染與人體健康之關係的研究上，模式的建立首先由 APHEA Protocol 提出，其方法稱為 Trigonometric filtering，此法為利用正弦函數與餘弦函數的疊加，來描述整個資料所呈現出的週期性波動；而另一種方法則為利用 Generalized Additive Models (GAM) (Hastie and Tibshirani, 1990) 來建構模式。GAM 為一種無母數的平滑模式。不同於 Trigonometric filtering，GAM 可以直接針對資料之間的特性進行逼近，所計算出的曲線較能表現出資料本身的特性，而 Trigonometric filtering 必須利用正弦與餘弦函數由外在強迫逼近資料，雖然仍可以將資料的型態大致呈現，然而在細部的特性則很難完全表示。Generalized Additive Models 的做法與 Trigonometric filtering 相似，首先會在所給定的資料中建立出一隨時間變動而改變的方程式，接著進一步加入氣象因子或是其他的解釋變數。以上兩種方法都已經被許多學者應用於相關的研究上 (Schwartz et al., 1996; Katsouyanni et al., 1996; Petroschevsky et al., 2001; Lee et al., 2000)，但大多數的學者認為使用 GAM 較為準確。故本研究採用 Generalized Additive Models 進行分析。

以下為使用 Generalized Additive Models 進行分析的主要步驟：

#### 步驟一 計算平滑曲線方程式

Generalized Additive Models 為一種較新的統計方法 (Hastie and Tibshirani, 1990)，它提供了在分析資料上更具強大的功能，以無母數迴歸 (nonparametric regression) 和平滑技術 (smoothing techniques) 作為基礎。無母數迴歸擴大了一般線性迴歸在分析資料上的假設，當我們具有多個自變數需要討論或應變數的分配不屬於常態分配，都可以使用無母數迴歸的方法來建立我們所需要的模式。Generalized Additive Models 讓模式的建構條件更具彈性，更容易解釋模式中自變數與應變數之間的關係。

以本研究為例， $x$  為自變數 (天)， $y$  為  $x$  之應變數 (就診人數)，我們希望能找出一條  $y$  對應  $x$  的平滑曲線  $f(x)$ 。若使用最小平方方法 (least square method) 計算  $\sum (y_i - f(x_i))^2$ ，找出一條簡單曲線，這條用內插法求得的曲線將一點也不平滑，因此若要加強曲線的



平滑，必須使用三次曲線平滑法(cubic spline smoother)，並將方程式改成下述形式。

$$\sum (y_j - f(x_i))^2 + \lambda \int f''(x)^2 dx \quad (3)$$

利用上述公式找出  $f(x)$  在方程式中的最小值，其中  $\int f''(x)^2$  為方程式中  $f(x)$  測量出之振蕩(wiggleness)，假若曲線  $f(x)$  為直線，則  $\int f''(x)^2 = 0$ ，而假若曲線  $f(x)$  並非為直線，則  $\int f''(x)^2$  將比零大。為非負數之平滑參數，必須藉由資料分析所取得，它能在  $\sum (y_i - f(x_i))^2$  與  $\int f''(x)^2$  之間決定出，對於兩者最有利益的曲線，越大的值可使方程式  $f$  越平滑。對於任何  $\lambda$  值而言，都是由方程式(3)三次方累加的結果，因此我們可以經由上述的計算快速地得到一個經去且穩定的逼近曲線。

以本研究為例，Fig. 3.2 為台中地區 1997-2000 年呼吸性疾病就診人數分佈，Fig. 3.2(a)為原始就診人數分佈圖，Fig. 3.2(b)則加入 Generalized Additive Models 對資料平滑過後之曲線。事實上，以  $\lambda$  來表示  $f$  方程式的平化度並不適當，因為  $\lambda$  值需視所有自變數  $X$  的變動而定。換句話說，可以將  $\lambda$  重新定義為在平滑模式中的「具影響力之參各數數」或「自由度」。在 Fig.3.2 (b)中，我們選擇的平滑自由度為 49.43 (Table 3.2)。簡單的說， $f$  這條複雜的曲線就相當於利用自由度為 48 的多項式方程式進行迴歸。然而 cubic spline smoother 會利用更多的方法來計算出曲線公式，而且它的自由度也不同于多項式迴歸一定要為整數，因此所計算出的曲線也會比使用多項式還要平滑。

上述的討論已經告訴我們如何在單一自變數的條件下找出一條簡單的平滑曲線。當多個自變數產生時，我們可在將模式修改為：

$$\hat{y}_i \approx \sum_j f_j(x_{ij}) \quad (4)$$

其中  $x_{ij}$  定義第  $i$  個觀察項之第  $j$  個自變數。

依照公式3.3的原則反覆計算出  $f_j$  值，在  $x_{ik}$  的方程式中，以每個自變數  $x$  依次找出  $y_i - \sum_{j \neq k} \hat{f}_j(x_{ij})$  的三次累加平滑的結果曲線。這個過程一直持續到計算出固定的  $\hat{f}_j$  為止。這個程序稱為「逆合適(backfitting)」，而且結果類似於多項式迴歸的直線模式 (multiple regression for linear models)。

Table 3.2 Smoothing model analysis for fit statistics of smoothing components

Component	Smoothing Parameter	D.F.	GCV
spline(DAY)	0.999959	49.426363	284.813448
spline(T)	1.000000	1.005270	137.673385
spline(RH)	1.000000	1.000095	164.651857

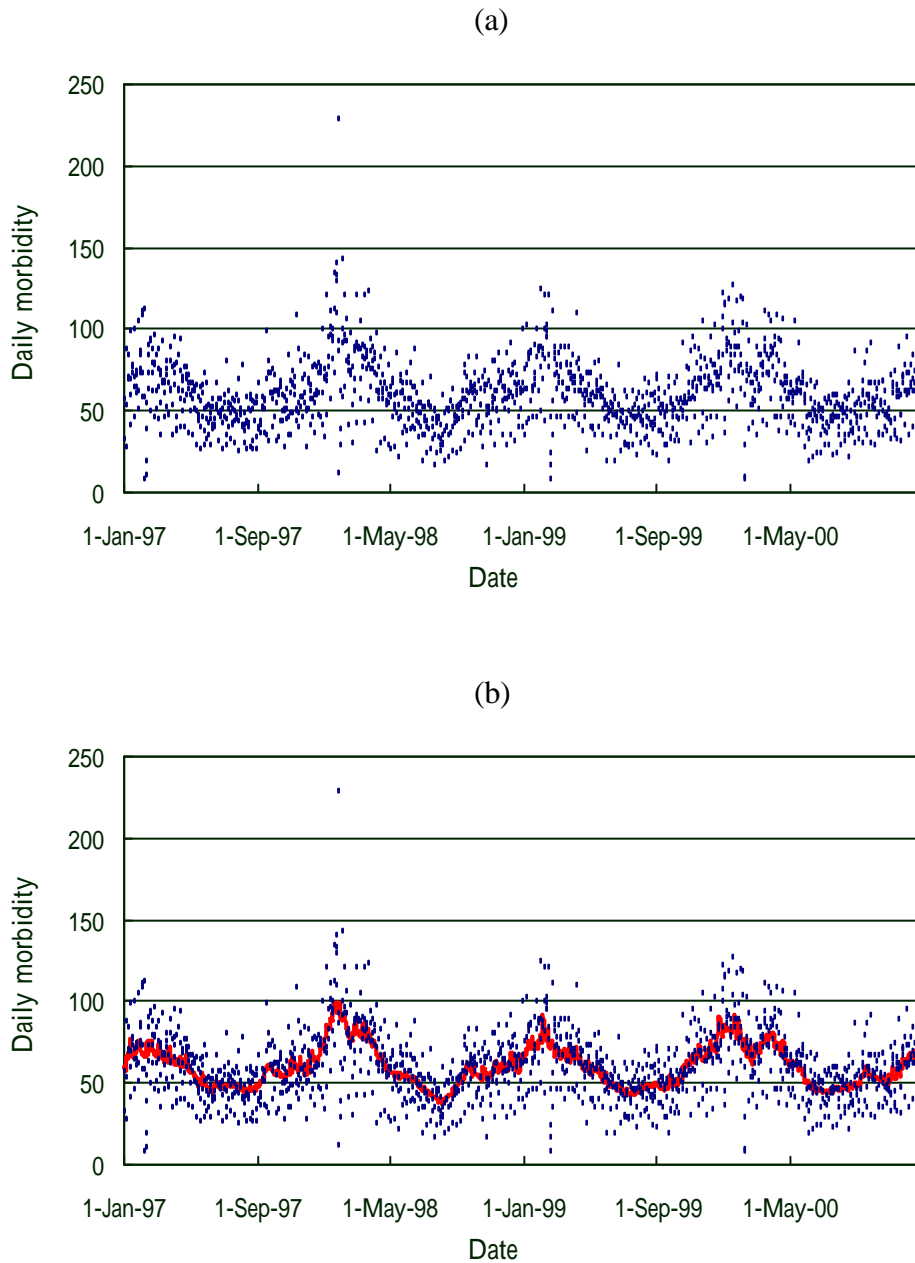


Fig. 3.2 Effect of filtering process on time series for respiratory clinic visits: (a) Time series, daily respiratory clinic visits, all ages, Taichung; (b) Time series, daily respiratory clinic visits, all ages, Taichung. The line represents a nonparametric smoothing of time, indicating seasonal pattern.

## 步驟二 加入時間變數

將步驟一所計算出的模式加入時間變數，包括工作日與非工作日、大型節日（如年假）等。在加入時間變數前，可先對資料進行檢定，若以上所定義的時間變數在資料中呈現顯著影響，則必須加入模式中調整。

### 步驟三 加入氣象因子

在分析就診人數與空氣污染的關係時，首先要注意的是導致病人罹患呼吸道疾病的外因有許多，而最重要且最直接的外在原因就是氣候，而氣候也就是在第一階段的模式中最大的混亂因子，在此加入的氣象因子包括了氣溫與溼度。Schwartz (1996)曾經提到，當移除季節與其它長期波動因素之後，氣象因子對於在短期內就診人數的影響就變得很顯著了。當氣象因子加入模式時，必須注意到氣溫與人數之間的關係未必是呈線性關係(Ballester, 1997)。Schwartz (1996)針對 Cleveland, Ohio 的 Cayahoga County 65 歲以上患有呼吸性疾病之病人進行研究，他發現氣溫與就診人數呈現出很典型的 U 曲線 (或稱 V 曲線)，氣溫較高或較低都會導致就診人數的上升，然而當氣溫持續降低至某一程度時，就診人數反而銳減，推測其原因有可能因為氣溫過低使得人們逗留於戶外的時間減少，降低致病的機會。由此當氣溫加入模式中，Schwartz 利用一個二次多項式來代表氣溫與就診人數之關係。

前三步驟為建立預測吸呼吸道疾病人數模式之方法。

Fig. 3.3 以台中地區就診人數資料為例，Fig. 3.3 (a)為 1997-2000 年台中縣、市所有罹患呼吸性疾病之就診人數分佈圖，可看出就診人數隨時間有明顯的季節性波動，於每年冬季呈現一高峰值，夏季則有明顯的低值，但在每年過年期間，由於醫療診所停止看診，因此在過年期間(除夕至大年初二)之就診人數會明顯降低。經步驟 1-3 處理，調整季節性波動、氣象因子(氣溫、相對溼度)、時間變數(工作日與非工作日、重要節日)後，Fig. 3.3 (b)為模式預測出每日不因空氣污染影響而罹患呼吸性疾病之就診人數，與 Fig. 3.3 (a)比較，主要的季節性波動均可被我們所建立的模式模擬出，並且我們也發現因為週末及重要節日醫療機構休診的原因而造成就診人數減少的因素也被考慮。Fig. 3.3 (c)則為模式的殘差值，在冬季由於人數變動較大，導致殘差出現較大的變異，但整體而言已看不出任何明顯的波動。由此我們可以確立模式的建立已經完成。各研究地區之就診人數也將依照上述步驟之處理，在建立各地區之模式後，便可將污染物加入模式中討論。

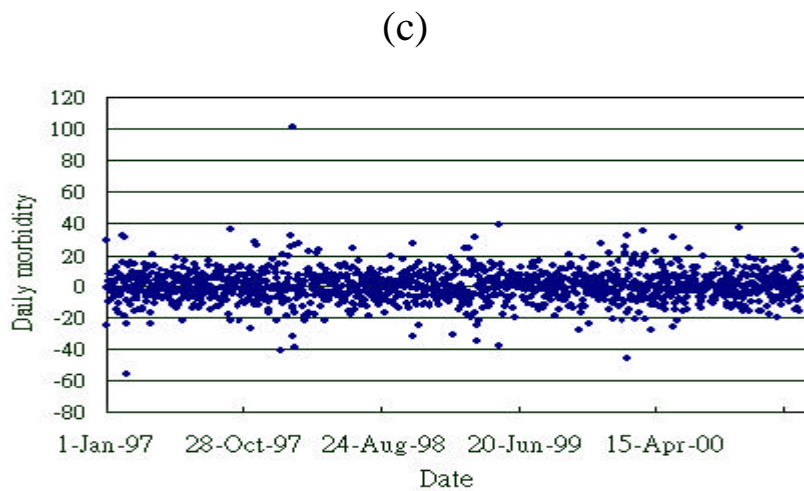
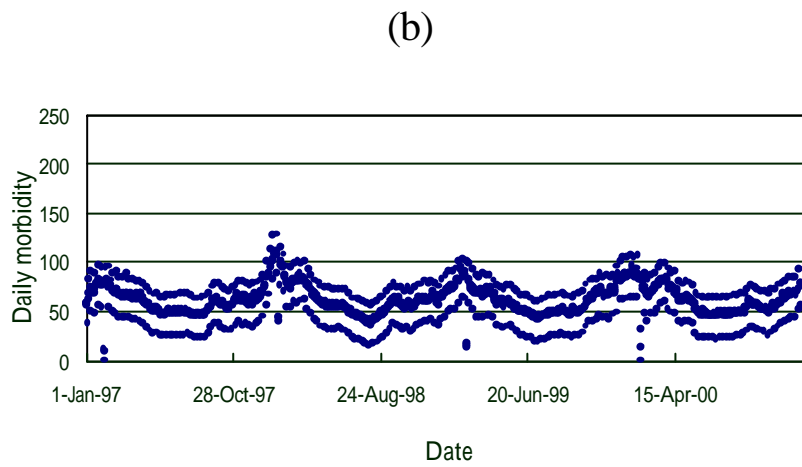
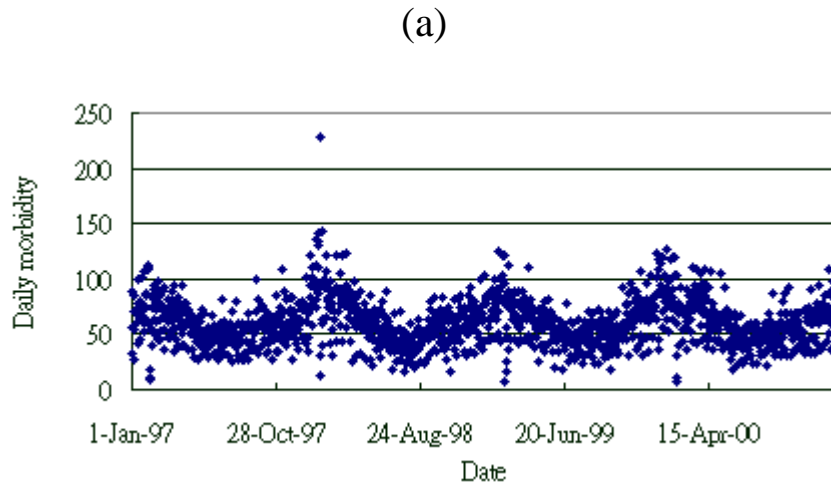


Fig. 3.3 Effect of filtering process on time series for respiratory clinic visits: (a) Time series, daily respiratory clinic visits, all ages, Taichung; (b) A plot of predicted number of daily respiratory clinic visits, all ages, Taichung. (c) The residuals of the final model without air pollution plotted against day of study.

## 第二階段模型

本階段之模式主要為計算各空氣污染物對於各地區感染呼吸道疾病就診人數之影響。

### 步驟四 加入污染物變數進行高斯線性迴歸

將各地區的呼吸道疾病人數依照第一階段之三個步驟處理之後，將所建立的預測模式加入污染物變數直接進行高斯線性迴歸，本研究所使用的統計軟體為 SAS 統計套裝軟體，在 SAS 中的 GENMOD procedure 可提供高斯線性迴歸進行分析。

### 步驟五 多污染物模式

上述的每一個模型都只考慮一個污染物對人體的影響，然而在現實的大氣成分中分佈著各種污染物，且要令大多數的人暴露在單一污染物下也是不容易的，為了避免忽略空氣污染物互相之間的加成效應，我們將在單一污染物模式中與呼吸道疾病呈顯著相關的污染物一同加入於同一模式中，以探討其互相之間對人體的影響。然而在多污染模式中，相關性較強的污染務會互相影響結果，導致共線性的情形會產生，因此我們將污染物逐一加入模式，先由潛勢污染物對就診人數進行計算，再加入第二個污染對前一模式的殘差進行迴歸，以克服模式中共線性的問題。

### 步驟六 季節性討論

污染物濃度會隨著季節的改變而有所消長，最後我們在單一污染物模式中加入代表季節的虛擬變數(dummy variables)，以探討各個污染物在不同季節之影響。

## 第四章 結果

### 4.1 各地區就診人數概況

本研究之研究區域包括台北市、台中市及高雄市共三個行政區。各地區罹患呼吸性疾病之就診人次經由「全民健保學術研究資料庫」中篩選後，將所有就診人數分為未成年人(0-14 歲)、成年人(15-64 歲)及老年人(65 歲以上)三個族群，其人數分配與百分比如 Table 4.1。1997-2000 年台北市罹患呼吸性疾病之門診人數，共抽樣出 93,091 人次，其中 0-14 歲之人數佔 42.5% (39,555 人次)，15-64 歲佔 48.7% (45,321 人次)，65 歲以上佔 8.8% (8,215 人次)；台中市罹患呼吸性疾病之門診人數，共抽樣出 48,701 人次，0-14 歲之人數佔 46.9% (22,857 人次)，15-64 歲佔 46.6% (22,698 人次)，65 歲以上佔 6.5% (3,146 人次)；高雄市共抽樣出罹患呼吸性疾病之門診人數為 68,165 人次，0-14 歲之人數佔 40.1% (27,325 人次)，15-64 歲佔 51.5% (35,119 人次)，65 歲以上佔 8.4% (5,721 人次)。

Table 4.2 為 2000 年底研究地區人口分配，由於各縣市人口結構比例不同，若單純以就診人數進行分析，在人口較多的地區變容易產生高估的現象(如台北、高雄兩地區)，在人口稀少之區域則容易造成低估(如南投、屏東)，故以每地區之總人口數為基底，將就診人數標準化後在進行分析，其結果會較準確。

Table 4.3 至 Table 4.5 分別為台北、台中及高雄市呼吸性疾病就診人數之敘述統計表，在此我們也將一年定義冷(九月至隔年二月)、熱(三月至八月)兩季節區分。表中明顯的可以看出無論在哪一個地區，冷季每日平均罹患呼吸性疾病之人數均較熱季及全年平均來的高。表示對於呼吸性疾病來說，氣溫因素會顯著的影響就診人數的多寡。

Table 4.1 The percentage of sampling counts of daily clinic visits by age group

District	0-14 y	15-64 y	>64	Total
Taipei	39,555	45,321	8,215	93,091
	42.5%	48.7%	8.8%	
Taichung	22,857	22,698	3,146	48,701
	46.9%	46.6%	6.5%	
Kaohsiung	27,325	35,119	5,721	68,165
	40.1%	51.5%	8.4%	

Table 4.2 Year-end population by three age group for study area of Taiwan, 2000

District	0-14y	15-64y	>64y	Total
Taipei	519,673	1,870,882	255,919	2,646,474
Taichung	230,296	672,816	62,678	965,790
Kaohsiung	299,793	1,084,070	106,697	1,490,560

Table 4.3 Mean daily clinic visits for respiratory disease, Taipei, 1997-2000 (n=1461)

<b>Outcome</b>	<b>Cool season<sup>a</sup></b>				<b>Warm season<sup>b</sup></b>				<b>Whole study period</b>			
	<i>Mean</i>	<i>S.D.</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Mean</i>	<i>S.D.</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Mean</i>	<i>S.D.</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>
<b>0-14 y</b>	30.4	10.8	2	65	25.5	8.4	6	56	27.1	9.5	2	65
<b>15-64 y</b>	37.2	15.5	1	85	28.0	11.0	4	66	31.0	13.4	1	85
<b>&gt;65 y</b>	6.3	3.8	0	23	5.3	3.1	0	17	5.6	3.4	0	23
<b>Total</b>	73.9	25.1	4	152	58.7	18.2	16	118	63.7	21.9	4	152

a Cool season: September-February (n=730)

b Warm season: March -August (n=731)

Table 4.4 Mean daily clinic visits for respiratory disease, Taichung, 1997-2000 (n=1461)

<b>Outcome</b>	<b>Cool season<sup>a</sup></b>				<b>Warm season<sup>b</sup></b>				<b>Whole study period</b>			
	<i>Mean</i>	<i>S.D.</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Mean</i>	<i>S.D.</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Mean</i>	<i>S.D.</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>
<b>0-14 y</b>	18.2	6.9	2	56	14.4	5.6	2	37	15.6	6.3	2	56
<b>15-64 y</b>	18.6	7.7	1	58	14.1	5.7	1	35	15.5	6.8	1	58
<b>&gt;64 y</b>	2.4	1.8	0	10	2.0	1.6	0	9	2.2	1.7	0	10
<b>Total</b>	39.2	13.1	4	118	30.4	9.9	8	80	33.3	11.8	4	118

a Cool season: November-February (n=730)

b Warm season: March -October (n=731)

Table 4.5 Mean daily clinic visits for respiratory disease, Kaohsiung, 1997-2000 (n=1461)

<b>Outcome</b>	<b>Cool season<sup>a</sup></b>				<b>Warm season<sup>b</sup></b>				<b>Whole study period</b>			
	<i>Mean</i>	<i>SD</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Mean</i>	<i>SD</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Mean</i>	<i>SD</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>
<b>0-14 y</b>	21.5	7.7	1	67	17.3	5.7	5	44	18.7	6.7	1	67
<b>15-64 y</b>	28.2	10.1	4	77	22.0	7.2	6	46	24.0	8.8	4	77
<b>&gt;64 y</b>	4.5	2.6	0	14	3.6	2.1	0	10	3.9	2.3	0	14
<b>Total</b>	54.2	16.4	7	134	43.0	11.0	14	84	46.7	14.1	7	134

a Cool season: November-February (n=730)

b Warm season: March -October (n=731)

## 4.2 各地空氣品質概況

Table 4.6 至 Table 4.8 為台北市、台中市與高雄市 1997-2000 年空氣污染物與氣象因子之敘述統計表。在此我們定義熱季(3 月至 8 月)與冷季(9 月至隔年 2 月), 由 Table 4.6 中可以明顯的瞭解, 台北市除一氧化氮(日高值與日均值)外, 其餘各污染物之季節平均濃度均於熱季較高。Table 4.7 為台中市空氣污染物與氣象因子之敘述統計表。明顯可以看出台中市與台北市的污染物濃度分不大不相同, 除二氧化硫(日高值)的濃度在熱季較高外, 其餘污染物均在冷季呈現較高濃度的趨勢。Table 4.8 為高雄市空氣污染物與氣象因子之敘述統計表。比較台北與高雄兩市, 發現北高兩市於污染物濃度於季節上的分佈的趨勢均一致, 於熱季的濃度均較冷季高。

Table 4.6 Descriptive statistics for air pollution and meteorological variables, Taipei, 1997-2000.

Variables	Warm season <sup>a</sup>				Cool season <sup>b</sup>				Whole year period			
	Mean	S.D.	Min.	Max.	Mean	S.D.	Min.	Max.	Mean	S.D.	Min.	Max.
<b>O<sub>3</sub>-1h (ppb)</b>	54.0	24.3	7.5	151.0	38.4	17.9	8.7	132.3	46.2	22.8	7.5	151.0
<b>O<sub>3</sub>-4h (ppb)</b>	42.7	19.4	2.5	127.3	30.2	15.9	2.8	113.5	36.5	18.8	2.5	127.3
<b>O<sub>3</sub>-8h (ppb)</b>	36.1	15.2	2.9	106.5	26.4	12.4	3.3	92.4	31.3	14.7	2.9	106.5
<b>PM<sub>10</sub> (̄ g/m<sup>3</sup>)</b>	50.2	20.3	16.7	151.8	46.7	22.2	14.4	144.5	48.5	21.3	14.4	151.8
<b>NO (ppb)</b>	32.4	11.1	4.3	108.0	36.2	13.8	4.2	97.6	34.3	12.6	4.2	108.0
<b>NO-1h (ppb)</b>	71.5	27.3	7.9	206.8	82.8	40.5	12.7	257.1	77.1	34.9	7.9	257.1
<b>NO<sub>2</sub> (ppb)</b>	32.7	8.2	9.6	77.2	31.1	7.3	11.4	65.4	31.9	7.8	9.6	77.2
<b>NO<sub>2</sub>-1h(ppb)</b>	50.9	15.5	13.1	145.3	46.6	15.1	15.1	134.3	48.7	15.4	13.1	145.3
<b>SO<sub>2</sub> (ppb)</b>	5.1	2.0	0.7	13.5	4.1	2.1	0.5	14.7	4.6	2.1	0.5	14.7
<b>SO<sub>2</sub>-1h(ppb)</b>	10.5	5.1	1.5	39.0	8.1	4.8	0.7	34.2	9.3	5.1	0.7	39.0
<b>Temperature( )</b>	25.3	4.2	13.5	32.7	20.9	4.7	6.9	30.0	23.1	5.0	6.9	32.7
<b>Humidity (%)</b>	77.5	8.9	46.8	97.5	76.7	11.1	0.0	99.5	77.1	10.1	0.0	99.5

a. Warm season (March-August)

b. Cool season (September-February)



Table 4.7 Descriptive statistics for air pollution and meteorological variables, Taichung, 1997-2000.

Pollutants	Warm season <sup>a</sup>				Cool season <sup>b</sup>				Whole year period			
	Mean	S.D.	Min.	Max.	Mean	S.D.	Min.	Max.	Mean	S.D.	Min.	Max.
<b>O<sub>3</sub>-1h (ppb)</b>	49.2	22.7	5.0	136.0	53.8	23.5	9.7	132.7	51.5	23.2	5.0	136.0
<b>O<sub>3</sub>-4h (ppb)</b>	40.2	20.8	1.8	118.8	46.0	21.4	2.7	117.4	43.1	21.3	1.8	118.8
<b>O<sub>3</sub>-8h (ppb)</b>	35.1	18.2	2.5	103.4	39.1	18.0	3.8	97.0	37.1	18.2	2.5	103.4
<b>PM<sub>10</sub> (̂ g/m<sup>3</sup>)</b>	59.0	32.7	14.9	201.5	70.3	37.4	14.1	222.3	64.6	35.6	14.1	222.3
<b>NO (ppb)</b>	12.3	8.4	0.8	64.7	15.2	15.4	0.0	96.9	13.7	12.5	0.0	96.9
<b>NO-1h (ppb)</b>	46.4	30.6	1.7	196.7	57.9	54.4	0.0	293.0	52.1	44.4	0.0	293.0
<b>NO<sub>2</sub> (ppb)</b>	24.6	8.6	7.8	63.3	27.8	9.6	6.8	65.4	26.2	9.2	6.8	65.4
<b>NO<sub>2</sub>-1h (ppb)</b>	42.5	15.5	12.1	109.2	47.5	19.8	7.8	125.6	45.0	17.9	7.8	125.6
<b>SO<sub>2</sub> (ppb)</b>	3.6	2.3	0.2	16.2	3.8	2.6	0.2	18.8	3.7	2.5	0.2	18.8
<b>SO<sub>2</sub>-1h (ppb)</b>	10.0	10.0	0.6	76.9	9.7	11.1	0.3	138.2	9.9	10.6	0.3	138.2
<b>Temperature( )</b>	25.5	4.0	14.2	31.2	20.9	4.7	9.8	30.0	23.2	4.9	9.8	31.2
<b>Humidity (%)</b>	76.6	5.9	47.5	96.0	75.4	8.0	44.9	98.5	76.0	7.0	44.9	98.5

a. Warm season (March-August)

b. Cool season (September-February)

Table 4.8 Descriptive statistics for air pollution and meteorological variables, Kaohsiung, 1997-2000.

Variables	Warm season <sup>a</sup>				Cool season <sup>b</sup>				Whole year period			
	Mean	S.D.	Min.	Max.	Mean	S.D.	Min.	Max.	Mean	S.D.	Min.	Max.
<b>O<sub>3</sub>-1h (ppb)</b>	78.8	30.9	1.8	191.7	56.6	31.7	9.6	169.8	67.6	33.2	1.8	191.7
<b>O<sub>3</sub>-4h (ppb)</b>	62.9	28.0	1.1	161.5	42.7	28.1	4.5	139.8	52.7	29.8	1.1	161.5
<b>O<sub>3</sub>-8h (ppb)</b>	54.0	23.6	1.1	143.4	38.2	23.1	5.1	115.5	46.0	24.6	1.1	143.4
<b>PM<sub>10</sub> (̂ g/m<sup>3</sup>)</b>	100.9	34.7	19.5	219.1	62.0	36.1	19.0	233.6	81.3	40.4	19.0	233.6
<b>NO (ppb)</b>	17.2	10.4	1.6	60.4	12.3	7.2	1.0	45.0	14.7	9.3	1.0	60.4
<b>NO-1h (ppb)</b>	56.9	27.1	6.1	150.9	42.4	20.6	5.6	148.5	49.6	25.1	5.6	150.9
<b>NO<sub>2</sub> (ppb)</b>	34.8	9.0	11.7	63.2	23.5	9.4	7.3	52.3	29.1	10.8	7.3	63.2
<b>NO<sub>2</sub>-1h (ppb)</b>	60.7	17.0	18.5	128.9	42.3	15.9	11.2	93.1	51.4	18.8	11.2	128.9
<b>SO<sub>2</sub> (ppb)</b>	10.9	3.8	2.1	23.8	9.0	4.4	1.0	24.7	9.9	4.2	1.0	24.7
<b>SO<sub>2</sub>-1h (ppb)</b>	27.5	10.4	7.1	79.3	25.7	11.1	2.3	84.3	26.6	10.8	2.3	84.3
<b>Temperature( )</b>	26.6	2.8	16.4	31.0	23.0	4.2	9.0	29.6	24.8	4.0	9.0	31.0
<b>Humidity (%)</b>	80.4	6.6	61.5	99.4	77.0	6.2	44.8	95.2	78.7	6.6	44.8	99.4

a. Warm season (March-August)

b. Cool season (September-February)

### 4.3 空氣污染之影響

經由線性迴歸模型估計後，其結果依照台北市、台中市與高雄市分別敘述。

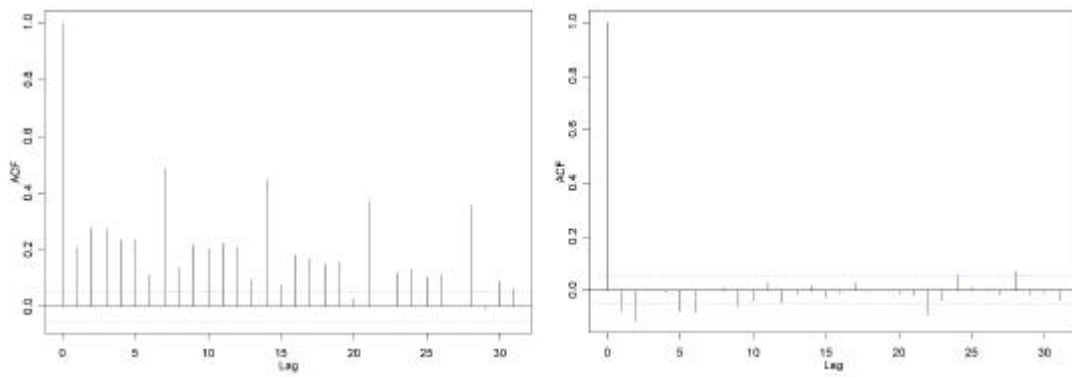
#### 4.3.1 台北市

Table 4.9 為台北市各測站間各污染物參數之相關係數。台北市共 6 座測站，分別為士林站、中山站、萬華站、古亭站、松山站與大同站。由於大同站並無架設監測臭氧之分析儀，故臭氧僅採用五站之數據進行分析。在台北市各污染物參數相關方面，臭氧日高值之測站間的相關係數介於 0.58-0.89，臭氧最大四小時平均值介於 0.57-0.92，臭氧最大八小時平均值介於 0.56-0.92，其中均以松山站與士林站之相關性最低，松山站與古亭站相關性最高。PM<sub>10</sub> 日均值則介於 0.58-0.86，以大同與松山相關性最低，松山與古亭最高。NO 的日高值與日均值介於 0.15-0.82 與 0.34-0.78，均同時於大同站與松山站的相關性最低，但在相關性最高方面，NO 日均值於松山站與古亭站，NO 日高值則於中山站與士林站。NO<sub>2</sub> 日高值與日均值之相關性分別介於 0.48-0.79 與 0.41-0.84，其中 NO<sub>2</sub> 日高值相關性最高發生於松山站與古亭站，於萬華站與士林站有最小相關，而 NO<sub>2</sub> 日均值相關性最高發生於松山站與古亭站，於大同站與士林站有最小相關。在 SO<sub>2</sub> 方面，各站日均值之相關性介於 0.37-0.80，相關性最高與最低之測站分別為古亭站與萬華站及大同站與萬華站，而在日高值方面，相關係數則介於 0.37-0.72，分別發生於大同站與松山站及古亭站與松山站。

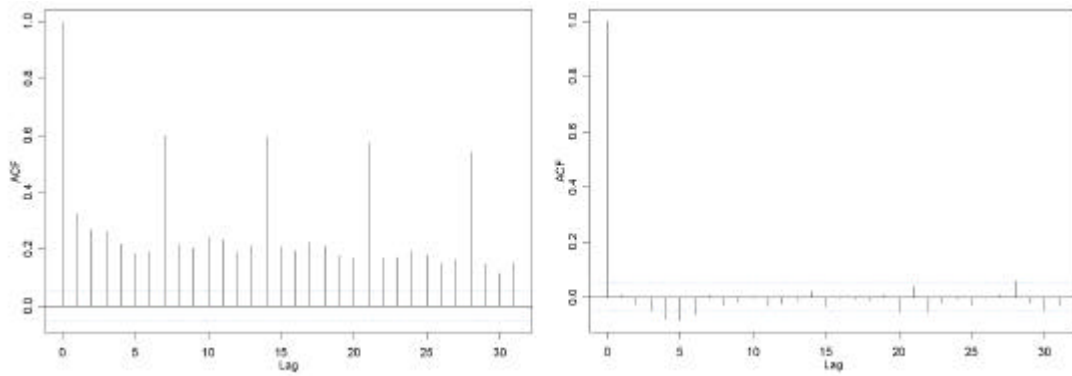
Fig. 4.1 為對台北市各族群呼吸性疾病原始人數(左圖)與移除長期趨勢、季節性變化、溫度與溼度等混亂因子後人數(右圖)之自迴歸(autoregression)分析。可以看出在未經調整前之數據有明顯七天的週期性，再由每週平均人數來看(Fig. 4.2)，週一人數最高，而週六及週日下降，於週日有最低值，老年人反而於週六呈現最低值，其它時間則無明顯變化。

單一污染物方面，Fig. 4.3 至 Fig. 4.4 為台北市各污染物與就診人數之迴歸係數與其 95% 之信賴區間及延遲天數影響。在臭氧與懸浮微粒中，發現不論是臭氧日高值、4 小時最大平均值或是 8 小時最大平均值，對台北市各族群之就診人數均呈現不顯著之影響，且對成年人之影響較大；另一個有趣的現象是在未成年、成年人及全年齡三個族群中，臭氧之影響均呈現隨暴露時間增加而遞減之趨勢，但對於老年人之影響卻有延遲效應之現象發生。在懸浮微粒方面，發現對於老年人之影響最大，其次為全年齡、成人族群及未成年族群，且對各族群之影響均隨暴露時間增加而遞減(Fig. 4.3)。在 NO、NO<sub>2</sub> 與 SO<sub>2</sub> 比較方面(Fig. 4.4)，三種污染物於當天對就診人數有顯著之影響，並隨暴露時間增加而減少，且老年人為影響最大之族群，其中又以 NO<sub>2</sub> 之影響最大，其次為 SO<sub>2</sub>，最後為 NO。

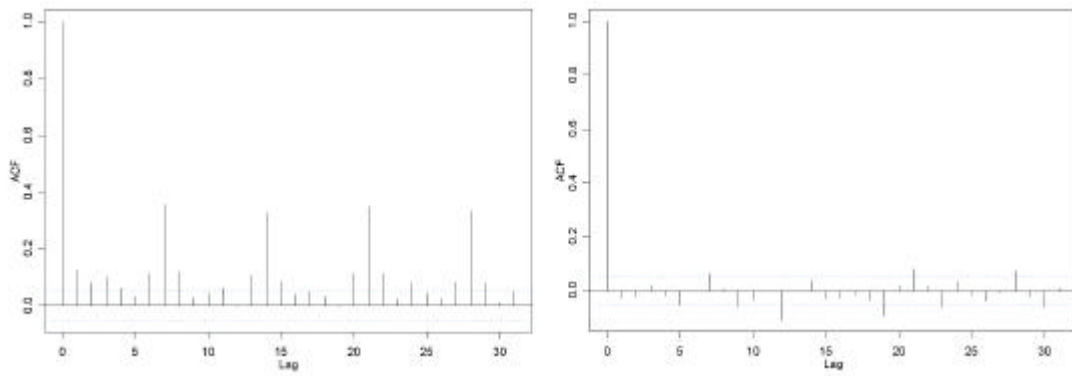
0-14 y



15-64 y



>65 y



All ages

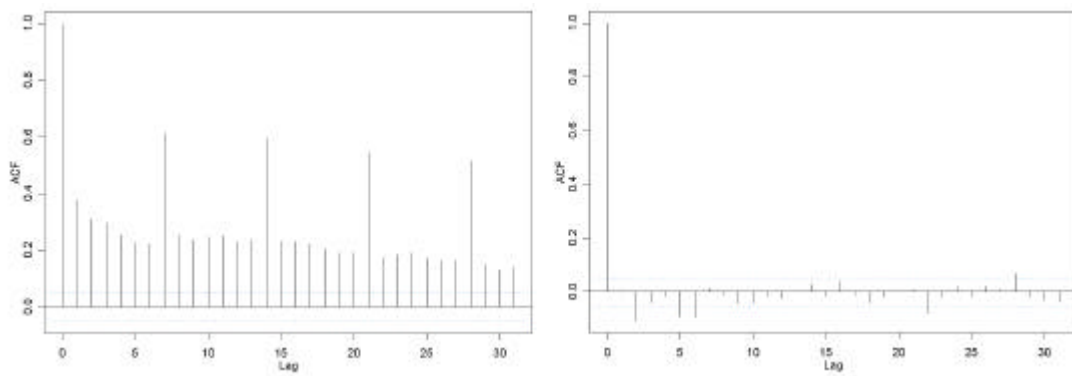


Fig. 4.1 A plot of autoregression for unfiltered respiratory clinic visits (left ), and filtered respiratory clinic visits (right), Taipei.

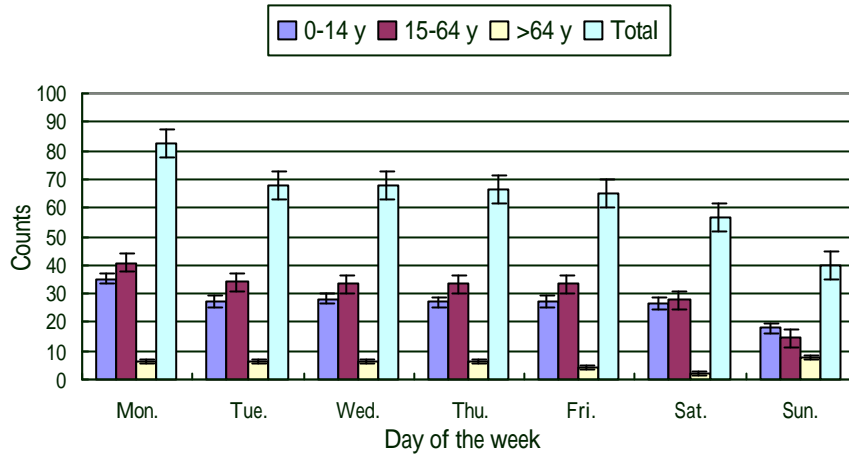


Fig. 4.2 Weekly clinic visits for respiratory disease, Taipei, 1997-2000

Table 4.9 Selected Pearson correlation coefficients for air pollutants in analysis in Taipei, 1997-2000.

台北市 O <sub>3</sub> 日高值						台北市 NO 日均值						
	士林	中山	萬華	古亭	松山		士林	中山	萬華	古亭	松山	大同
士林	1					士林	1					
中山	0.84**	1				中山	0.76**	1				
萬華	0.62**	0.75**	1			萬華	0.51**	0.61**	1			
古亭	0.59**	0.68**	0.74**	1		古亭	0.62**	0.70**	0.73**	1		
松山	0.58**	0.70**	0.71**	0.89**	1	松山	0.61**	0.73**	0.68**	0.82**	1	
						大同	0.12**	0.24**	0.18**	0.15**	0.15**	1

台北市 O <sub>3</sub> 4 小時日均值						台北市 NO <sub>2</sub> 日高值						
	士林	中山	萬華	古亭	松山		士林	中山	萬華	古亭	松山	大同
士林	1					士林	1					
中山	0.87**	1				中山	0.62**	1				
萬華	0.61**	0.75**	1			萬華	0.48**	0.63**	1			
古亭	0.57**	0.68**	0.73**	1		古亭	0.57**	0.65**	0.75**	1		
松山	0.54**	0.68**	0.70**	0.92**	1	松山	0.54**	0.69**	0.67**	0.79**	1	
						大同	0.54**	0.74**	0.52**	0.55**	0.56**	1

台北市 O <sub>3</sub> 8 小時日均值						北市 SO <sub>2</sub> 日高值						
	士林	中山	萬華	古亭	松山		士林	中山	萬華	古亭	松山	大同
士林	1					士林	1					
中山	0.85**	1				中山	0.62**	1				
萬華	0.59**	0.73**	1			萬華	0.45**	0.64**	1			
古亭	0.56**	0.66**	0.72**	1		古亭	0.42**	0.58**	0.70**	1		
松山	0.53**	0.66**	0.70**	0.92**	1	松山	0.40**	0.54**	0.53**	0.72**	1	
						大同	0.40**	0.61**	0.39**	0.40**	0.37**	1

台北市 PM <sub>10</sub> 日均值							台北市 NO <sub>2</sub> 日均值						
	士林	中山	萬華	古亭	松山	大同		士林	中山	萬華	古亭	松山	大同
士林	1						士林	1					
中山	0.85**	1					中山	0.71**	1				
萬華	0.70**	0.62**	1				萬華	0.56**	0.66**	1			
古亭	0.65**	0.57**	0.81**	1			古亭	0.67**	0.67**	0.76**	1		
松山	0.58**	0.53**	0.73**	0.86**	1		松山	0.62**	0.67**	0.70**	0.84**	1	
大同	0.70**	0.78**	0.46**	0.40**	0.41**	1	大同	0.41**	0.66**	0.48**	0.48**	0.50**	1

台北市 NO 日高值							台北市 SO <sub>2</sub> 日均值						
	士林	中山	萬華	古亭	松山	大同		士林	中山	萬華	古亭	松山	大同
士林	1						士林	1					
中山	0.78**	1					中山	0.78**	1				
萬華	0.56**	0.62**	1				萬華	0.58**	0.72**	1			
古亭	0.64**	0.68**	0.69**	1			古亭	0.55**	0.70**	0.80**	1		
松山	0.64**	0.70**	0.63**	0.74**	1		松山	0.52**	0.65**	0.65**	0.77**	1	
大同	0.41**	0.50**	0.34**	0.43**	0.39**	1	大同	0.46**	0.58**	0.37**	0.38**	0.38**	1

\*\* statistically significant, p<0.05

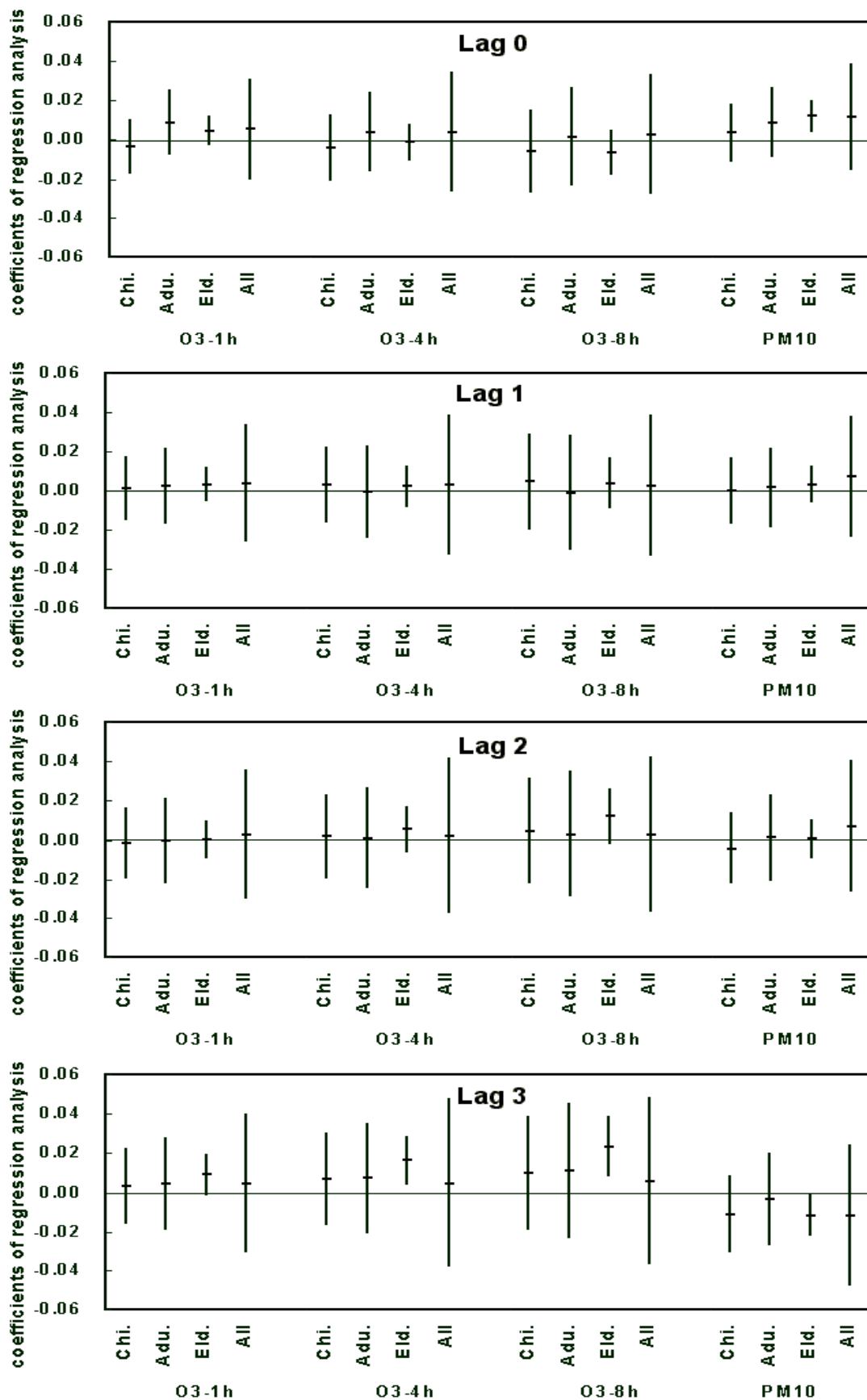


Fig. 4.3 Associated between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taipei.

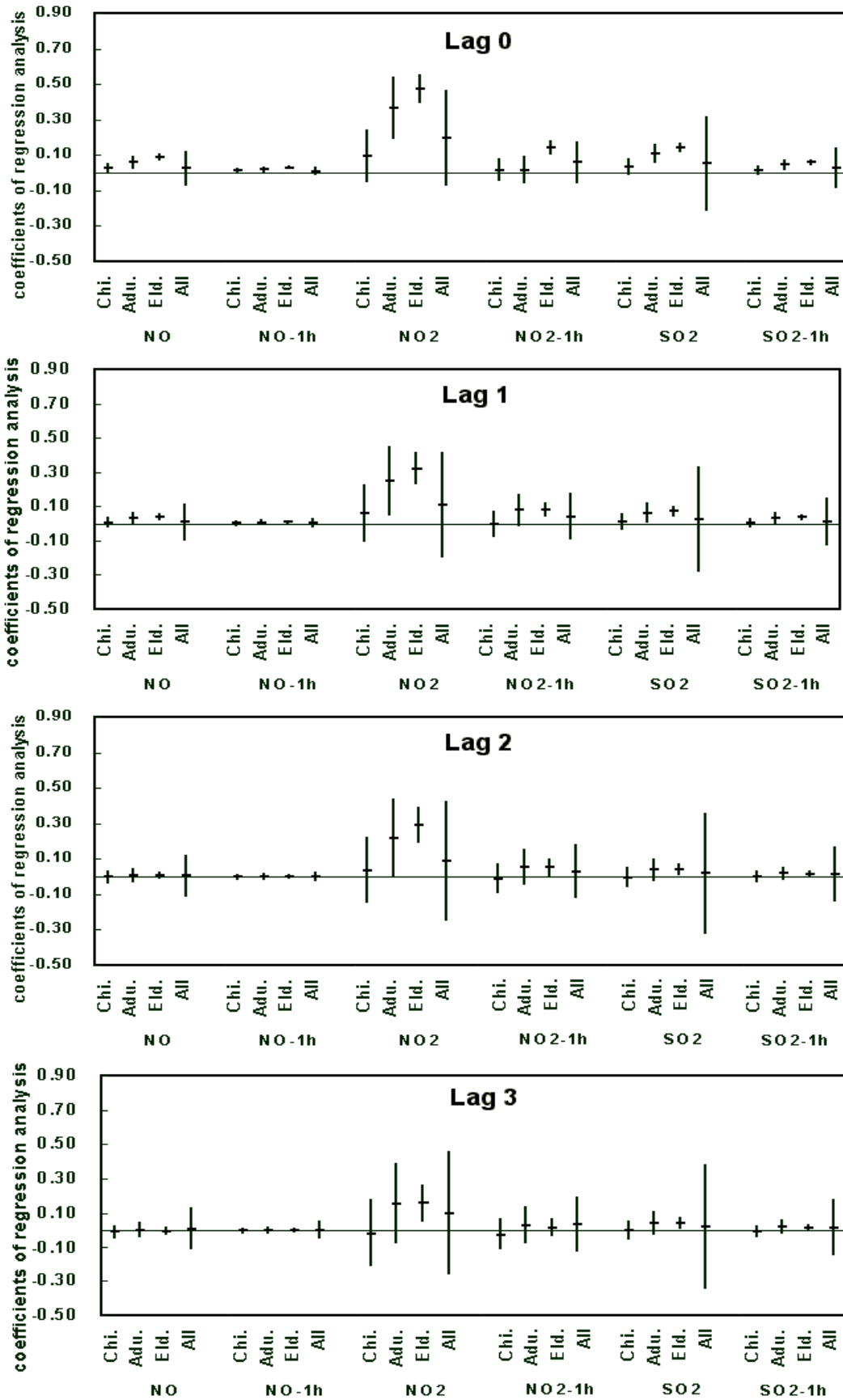


Fig. 4.4 Associated between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taipei.

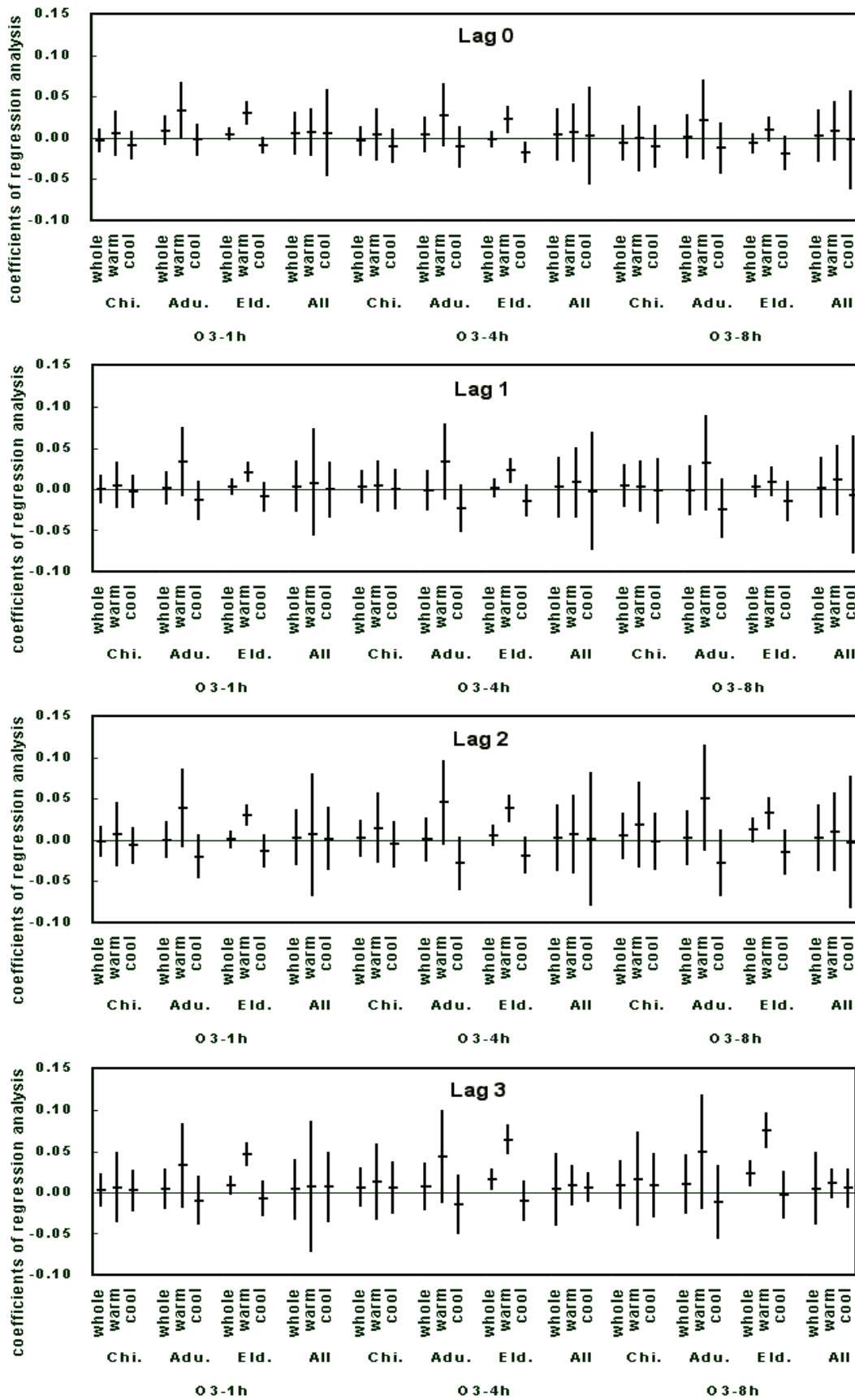


Fig. 4.5 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taipei.



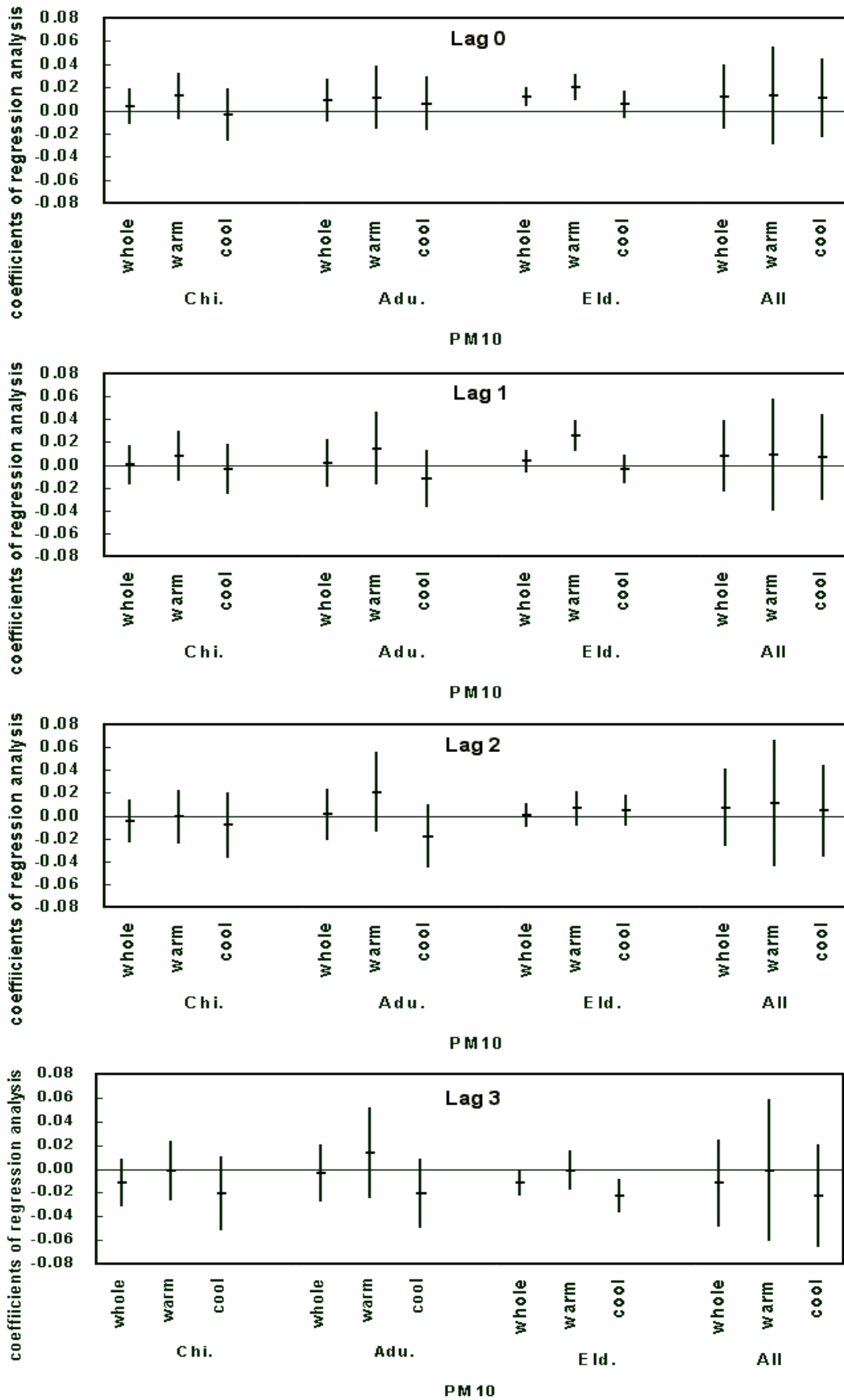


Fig. 4.6 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taipei.

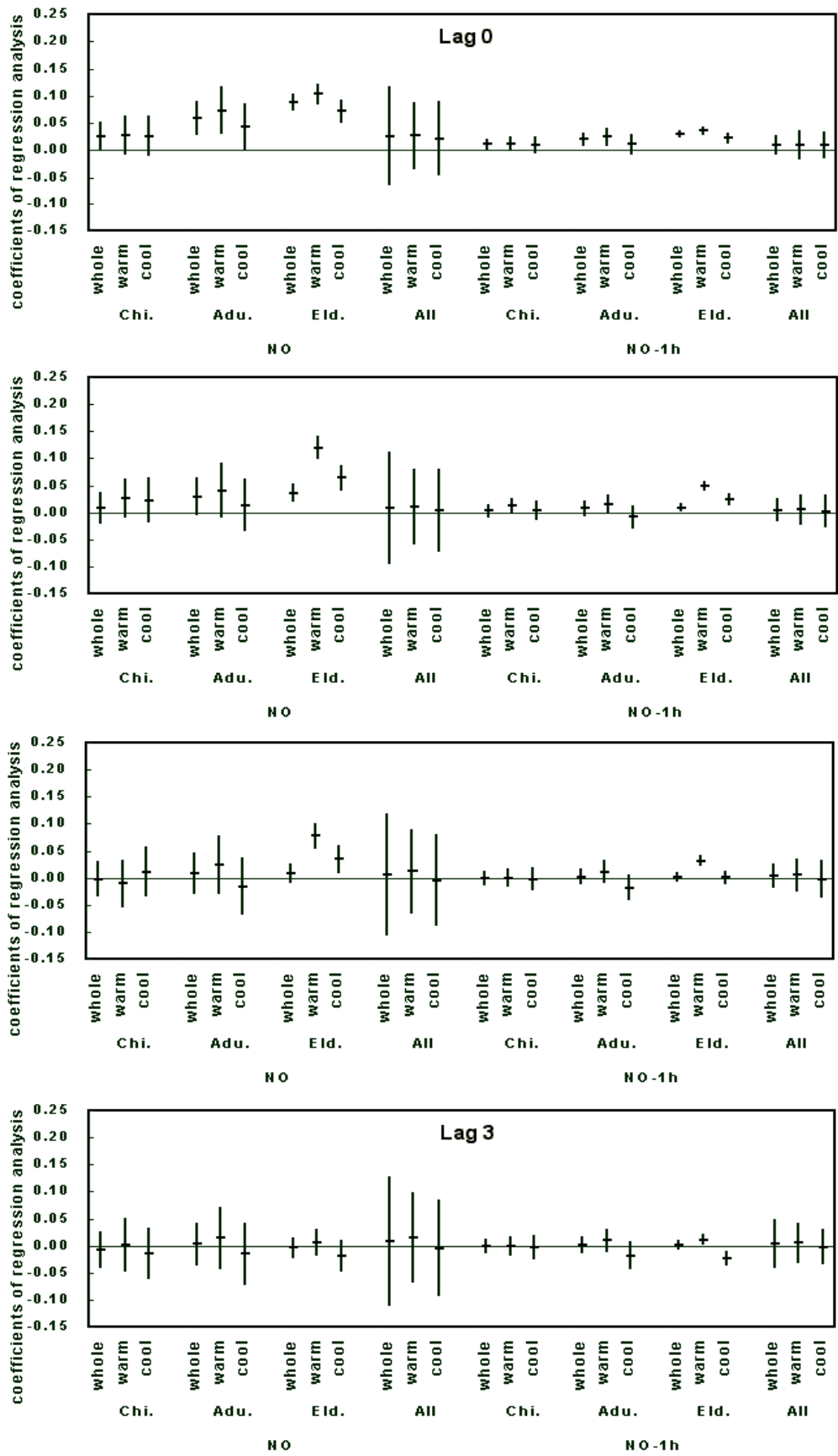


Fig. 4.7 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taipei.

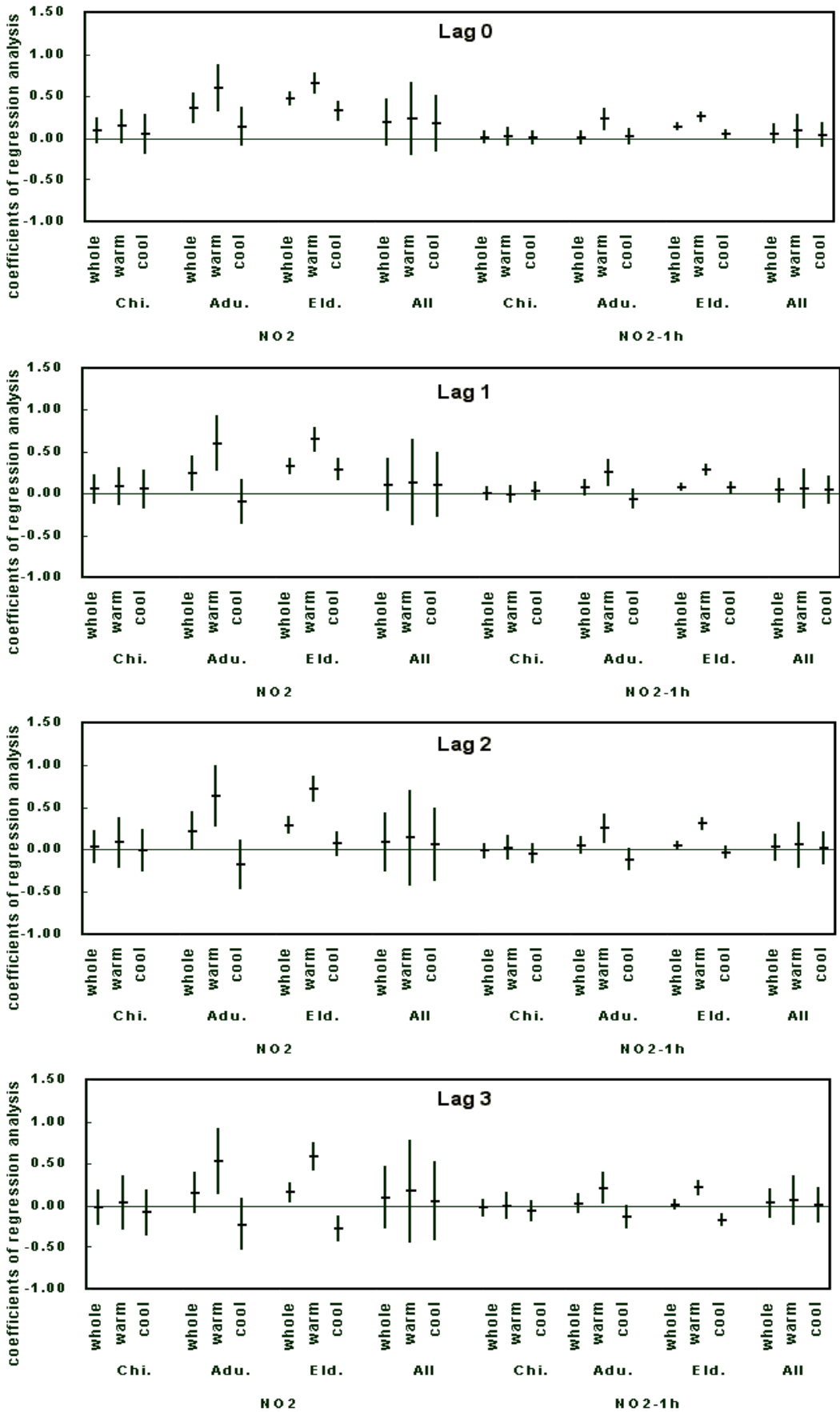


Fig. 4.8 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taipei.

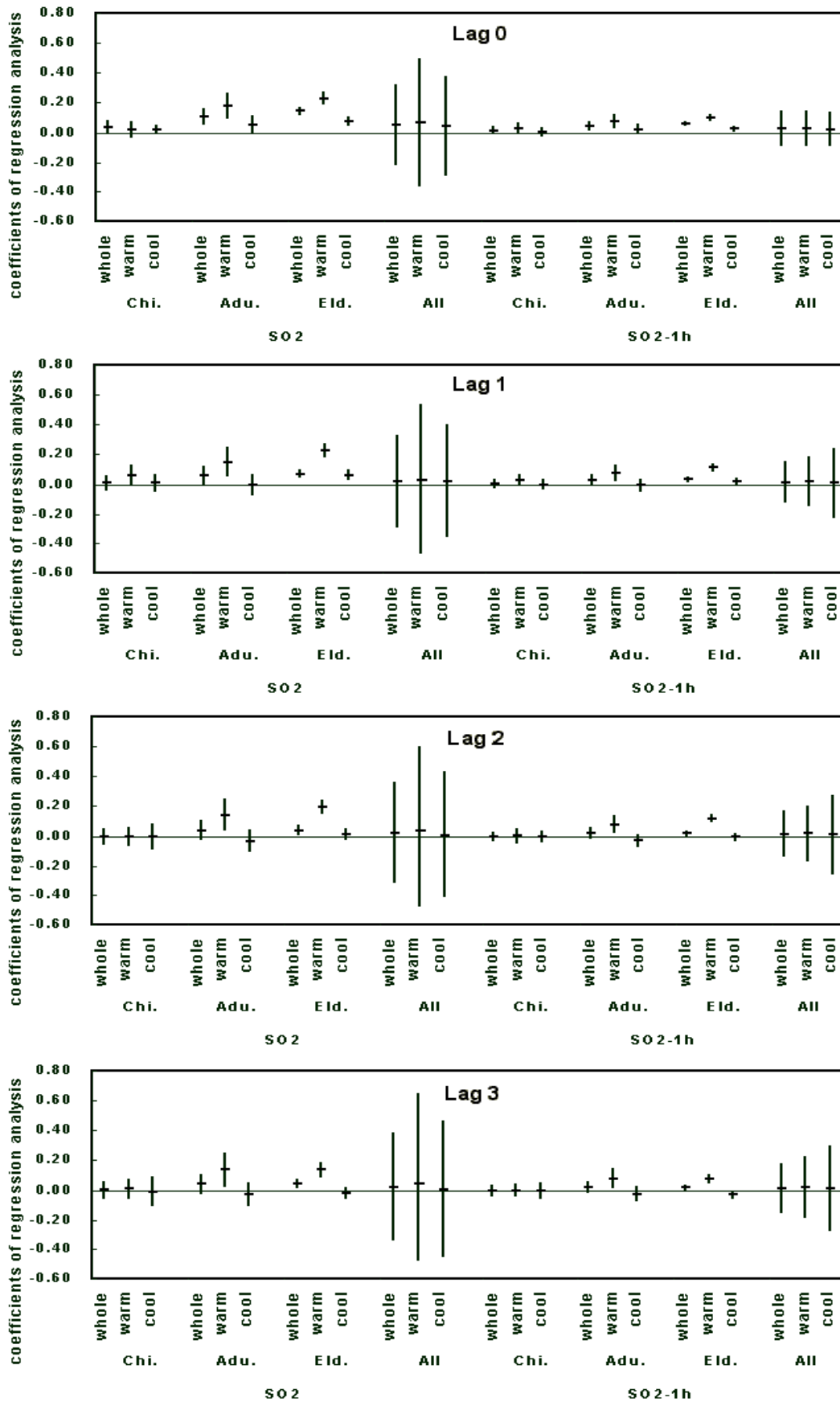


Fig. 4.9 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taipei.

Table 4.10 Coefficients of multi-pollutant regression model and 95% confidence intervals (CI) for respiratory admission per unit increase in pollutant after controlling O<sub>3</sub> and PM<sub>10</sub>, Taipei.

		Adjusted for Weather onlyfor	Adjusted for weather and O <sub>3</sub>	Adjusted for weather and PM <sub>10</sub>	Adjusted for weather, O <sub>3</sub> and PM <sub>10</sub>
		Coefficient (95% CI)	Coefficient (95% CI)	Coefficient (95% CI)	Coefficient (95% CI)
NO (ppb)	0-14 y	<b>0.0261</b> (0.0021, 0.0502)	<b>0.0246</b> (0.0006, 0.0487)	<b>0.0248</b> (0.0008, 0.0488)	<b>0.0208</b> (-0.0032, 0.0449)
	15-64 y	<b>0.0594</b> (0.0305, 0.0883)	<b>0.0597</b> (0.0309, 0.0886)	<b>0.0562</b> (0.0273, 0.0851)	<b>0.0542</b> (0.0253, 0.0831)
	>64 y	<b>0.0882</b> (0.0756, 0.1008)	<b>0.0866</b> (0.0741, 0.0991)	<b>0.0838</b> (0.0712, 0.0964)	<b>0.0771</b> (0.0646, 0.0896)
	All ages	<b>0.0248</b> (-0.0645, 0.1141)	<b>0.0255</b> (-0.0638, 0.1148)	<b>0.0205</b> (-0.0688, 0.1098)	<b>0.0181</b> (-0.0714, 0.1074)
NO <sub>2</sub> (ppb)	0-14 y	<b>0.0935</b> (-0.0479, 0.2349)	<b>0.1105</b> (-0.0309, 0.2518)	<b>0.0724</b> (-0.0690, 0.2139)	<b>0.0840</b> (-0.0573, 0.2254)
	15-64 y	<b>0.3650</b> (0.1952, 0.5349)	<b>0.3608</b> (0.1909, 0.5307)	<b>0.3159</b> (0.1458, 0.4860)	<b>0.322</b> (0.1519, 0.4920)
	>64 y	<b>0.4732</b> (0.3995, 0.5469)	<b>0.4909</b> (0.4172, 0.5646)	<b>0.4055</b> (0.3317, 0.4793)	<b>0.4252</b> (0.3514, 0.4990)
	All ages	<b>0.1947</b> (-0.0681, 0.4575)	<b>0.1862</b> (-0.0764, 0.4488)	<b>0.1279</b> (-0.1351, 0.3909)	<b>0.1349</b> (-0.1280, 0.3978)
SO <sub>2</sub> (ppb)	0-14 y	<b>0.0358</b> (-0.0030, 0.0746)	<b>0.0399</b> (0.0011, 0.0787)	<b>0.0294</b> (-0.0094, 0.0683)	<b>0.0310</b> (-0.0078, 0.0698)
	15-64 y	<b>0.1091</b> (0.0625, 0.1558)	<b>0.1081</b> (0.0615, 0.1547)	<b>0.0942</b> (0.0475, 0.1409)	<b>0.0951</b> (0.0484, 0.1417)
	>64 y	<b>0.1440</b> (0.1238, 0.1642)	<b>0.1483</b> (0.1281, 0.1685)	<b>0.1235</b> (-0.0046, 0.2516)	<b>0.1262</b> (-0.0019, 0.2543)
	All ages	<b>0.0517</b> (-0.2111, 0.3145)	<b>0.0496</b> (-0.2132, 0.3124)	<b>0.0314</b> (-0.2314, 0.2942)	<b>0.0324</b> (-0.2304, 0.2952)

\* marginally significant, p<0.1

\*\* statistically significant, p<0.05

在污染物之季節分析上，本研究依照污染物之消長情況，將一年分為兩季：冷季 (cool season) 與熱季 (warm season)，以探討各種污染物在不同季節對於人體健康之影響。Fig. 4.5 至 Fig. 4.9 為台北市各污染物於不同季節對各族群之迴歸係數及其 95% 信賴區間。Fig. 4.5 為台北市 O<sub>3</sub> 於不同季節對各族群之迴歸係數及其 95% 信賴區間，可明顯看出不論是 O<sub>3</sub> 日高值、最大 4 小時平均值與最大 8 小時平均值均對於成年人 (15-64 歲) 的影響最大；三個時段的臭氧分析比較中，以臭氧最大 8 小時日均值之影響較大。進行延遲三天 (當天、及前三天濃度平均) 迴歸分析後發現，其影響程度隨暴露時間的增加而略有增加的趨勢，且此現象均發生於各族群中。而在季節分析上可明顯發現不論是對哪一個族群而言，臭氧在熱季 (3-8 月) 時的影響均較冷季 (9 月至隔年二月) 高。Fig. 4.6 為台北市 PM<sub>10</sub> 於不同季節對各族群之迴歸係數及其 95% 信賴區間。可發現 PM<sub>10</sub> 於熱季對就診人數有較大之影響，而對於老年人之影響也較其它族群來的大，在污染物對人體之延遲效應分析中，發現隨人體暴露時間之增加而遞減。在 NO 方面，可發現 NO 於熱季對人體之影響較冷季大，並且發現 NO 日高值與日均值同時對於老年人之影響較為顯著，其影響的大小也隨著暴露時間之增加而稍有遞減之趨勢 (Fig. 4.7)。Fig. 4.8 為台北市 NO<sub>2</sub> 於不同季節對各族群之迴歸係數及其 95% 信賴區間。同樣可明顯看出在季節分析上，NO<sub>2</sub> 之日均值與日高值均於熱季影響較大，且對於成年人族群與老年人族群有顯著相關，其中老年人族群仍為較敏感族群，受 NO<sub>2</sub> 之影響也較其他族群大，經延遲迴歸分析後發現，NO<sub>2</sub> 於當天之影響最大，且對人體之影響隨暴露時間之增加而遞減，但仍呈現顯著相關。相同之情況也發生於 SO<sub>2</sub>，不論是日均值或日高值，熱季的影響均大於冷季，而老年人仍是較敏感之族群，對於人體之影響也於當天濃度影響最大，並隨暴露時間增加而遞減 (Fig. 4.9)。

由於懸浮微粒與臭氧為台灣地區主要空氣污染物，且這兩種污染物於一整年中之變動趨勢固定，因此在多污染物模式中，本研究利用懸浮微粒與臭氧為背景污染物，做為其它污染物之調整。Table 4.10 為分別於模式中加入氣象因子、臭氧、懸浮微粒，觀察 NO、NO<sub>2</sub> 與 SO<sub>2</sub> 在不同狀況下對人體之影響。結果顯示當臭氧加入模式調整時，NO、NO<sub>2</sub> 與 SO<sub>2</sub> 之迴歸係數並無明顯變動，當單獨加入懸浮微粒時，發現 NO、NO<sub>2</sub> 與 SO<sub>2</sub> 之迴歸係數有明顯下降之趨勢；而當懸浮微粒與臭氧同時加入模式，NO、NO<sub>2</sub> 與 SO<sub>2</sub> 之迴歸係數與只加入懸浮微粒時相似。由多污染物模式的結果可看出，懸浮微粒與 NO、NO<sub>2</sub> 與 SO<sub>2</sub> 之相關性較高，在模式中容易與其他污染物產生共線性的問題，導致在調整過懸浮微粒之後，NO、NO<sub>2</sub> 與 SO<sub>2</sub> 在模式中的影響力下降 (Lee et al., 2000)；而臭氧與 NO、NO<sub>2</sub> 與 SO<sub>2</sub> 之相關性較低，因此在模式中不易造成污染物之間共線性的問題。

### 4.3.2 台中市

Table 4.11 為台中市測站間各污染物參數之相關係數。環保署於台中市共架設 2 座測站，分別為忠明站與西屯站。在忠明及西屯兩站於本研究中所採用之污染物均有監測之數據，故兩站均使用。在台中市各污染物參數相關性方面，臭氧日高值於兩站間的相關係數介於 0.78，臭氧最大四小時平均值為 0.85，臭氧最大八小時平均值為 0.64。PM<sub>10</sub> 日均值之相關性係數為 0.87。NO 的日高值與日均值之相關係數分別為 0.77 與 0.67。NO<sub>2</sub> 日高值與日均值之相關係數均為 0.77。在 SO<sub>2</sub> 方面，兩站日均值之相關係數為 0.81，而在日高值方面，相關係數則為 0.71。

在每週平均人數圖(Fig. 10)也發現週一人數最高，而於週日有最低值，但 65 歲以上族群於週六人數最少，其它時間則無明顯變化。Fig. 11 為台中市各族群呼吸性疾病原始人數(左圖)與經調整後人數(右圖)之自迴歸分析。在未經調整前之數據有仍有明顯七天的週期性。

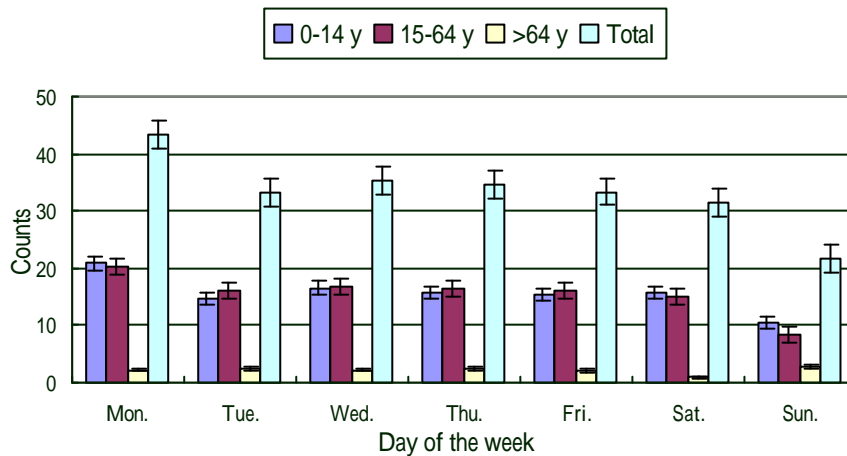
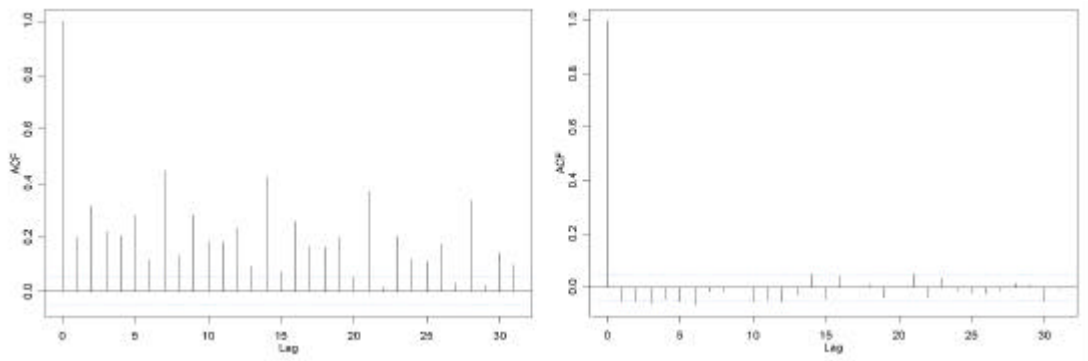


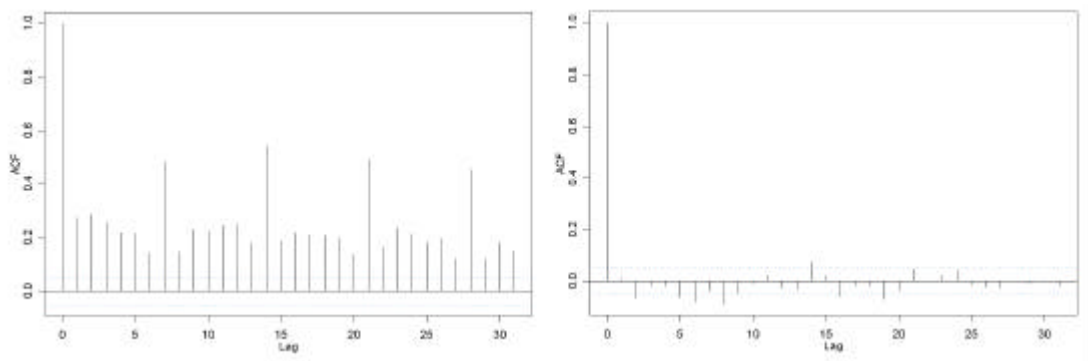
Fig. 4.10 Weekly clinic visits for respiratory disease, Taichung, 1997-2000

Fig. 4.12 至 Fig. 4.13 為台中市各污染物與就診人數之迴歸係數與其 95% 之信賴區間及延遲天數影響。在臭氧與懸浮微粒之影響方面，發現臭氧日高值、4 小時最大平均值及 8 小時最大平均值，對台中市四個族群之就診人數均呈現隨暴露時間增加而增加之趨勢，且對於未成年與老年人族群之影響最為顯著，其中又以老年人之影響最大，而臭氧對成年人與全年齡族群雖亦呈現延遲效應，但均無顯著相關。在懸浮微粒方面，也發現對於未成年族群與老年人族群之影響最大，其次為成人族群與全年齡族群，且懸浮微粒對各族群之影響亦有延遲效應之現象(Fig. 4.12)。在 NO、NO<sub>2</sub> 與 SO<sub>2</sub> 比較方面(Fig. 4.13)，發現三種污染物之日均值當天的濃度對就診人數有顯著之影響，並隨暴露時間增加而減少，其中以未成年與老年人族群最明顯；且老年人為影響最大之族群，其中又以 SO<sub>2</sub> 之影響最大，其次為 NO<sub>2</sub>，最後為 NO。

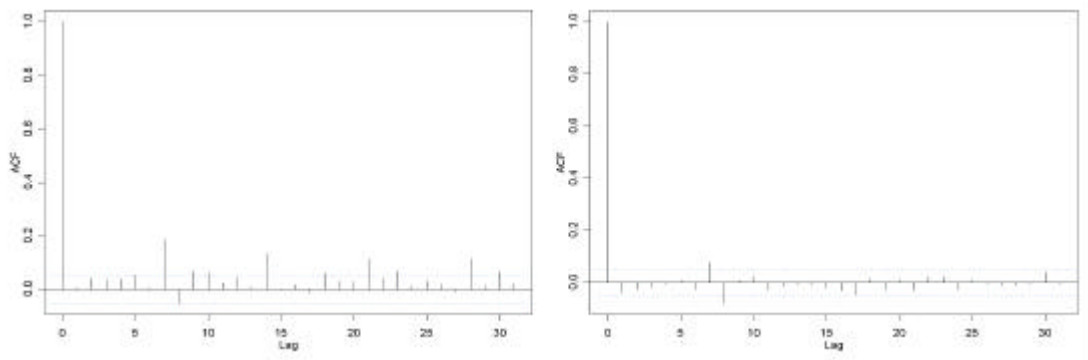
0-14 y



15-64 y



>65 y



All ages

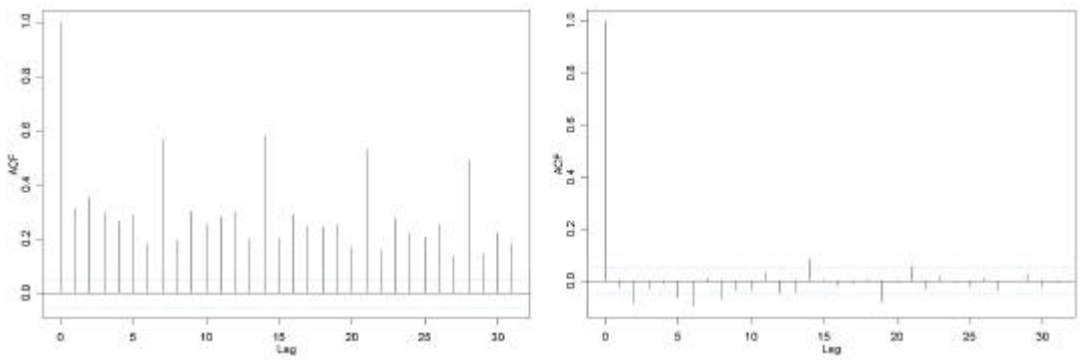


Fig. 4.11 A plot of autoregression for unfiltered respiratory clinic visits (left ), and filtered respiratory clinic visits (right), Taichung.



Table 4.11 Selected Pearson correlation coefficients for air pollutants in analysis in Taichung city, 1997-2000

台中市 O3 日高值			台中市 NO 日高值		
	忠明	西屯		忠明	西屯
忠明	1		忠明	1	
西屯	0.78**	1	西屯	0.77**	1

台中市 O3-4h 日均值			台中市 NO2 日均值		
	忠明	西屯		忠明	西屯
忠明	1		忠明	1	
西屯	0.85**	1	西屯	0.77**	1

台中市 O3-8h 日均值			台中市 NO2 日高值		
	忠明	西屯		忠明	西屯
忠明	1		忠明	1	
西屯	0.64**	1	西屯	0.77**	1

台中市 PM10 日均值			台中市 SO2 日均值		
	忠明	西屯		忠明	西屯
忠明	1		忠明	1	
西屯	0.87**	1	西屯	0.81**	1

台中市 NO 日均值			台中市 SO2 日高值		
	忠明	西屯		忠明	西屯
忠明	1		忠明	1	
西屯	0.67**	1	西屯	0.71**	1

\*\* statistically significant,  $p < 0.05$

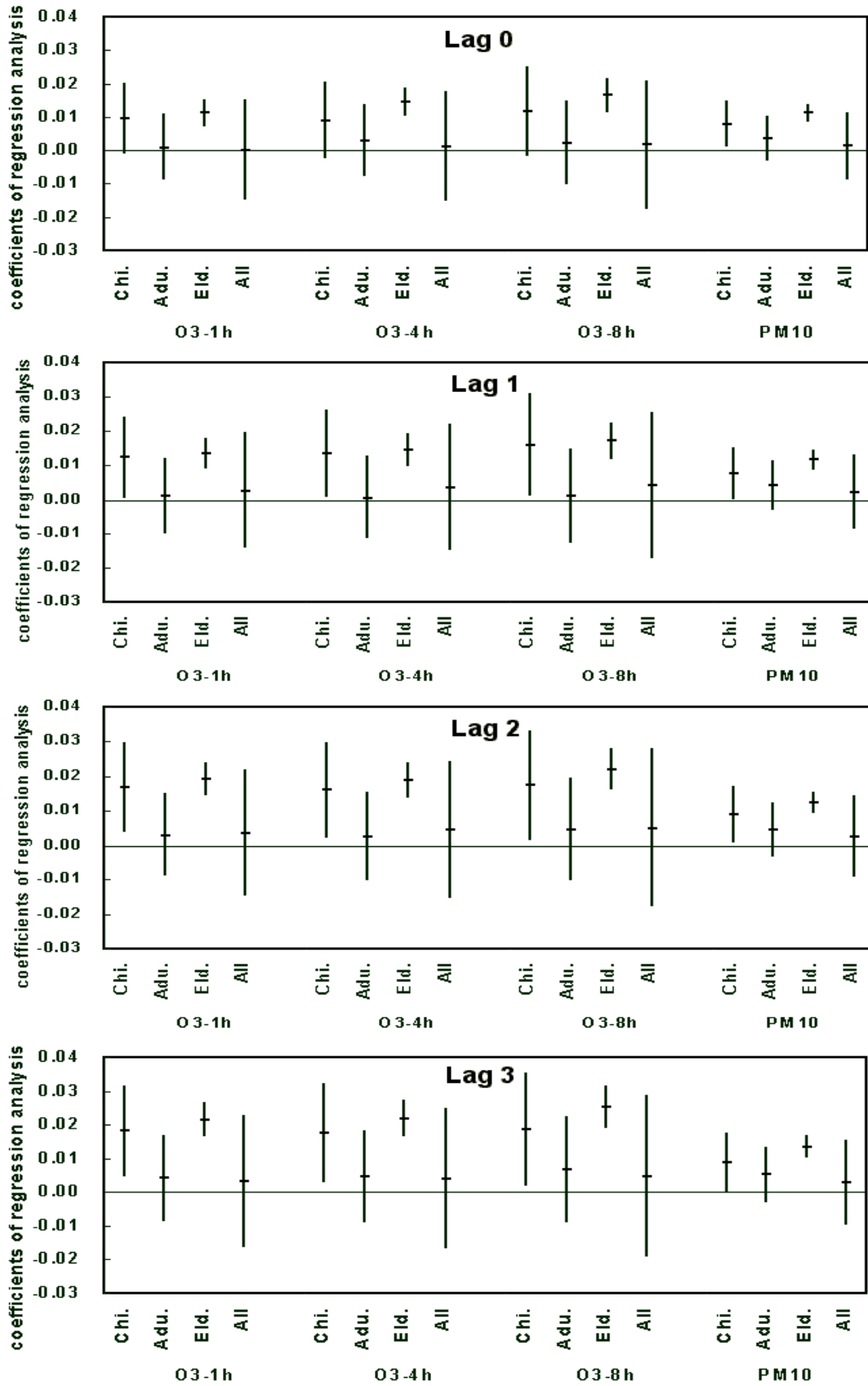


Fig. 4.12 Associated between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taichung.

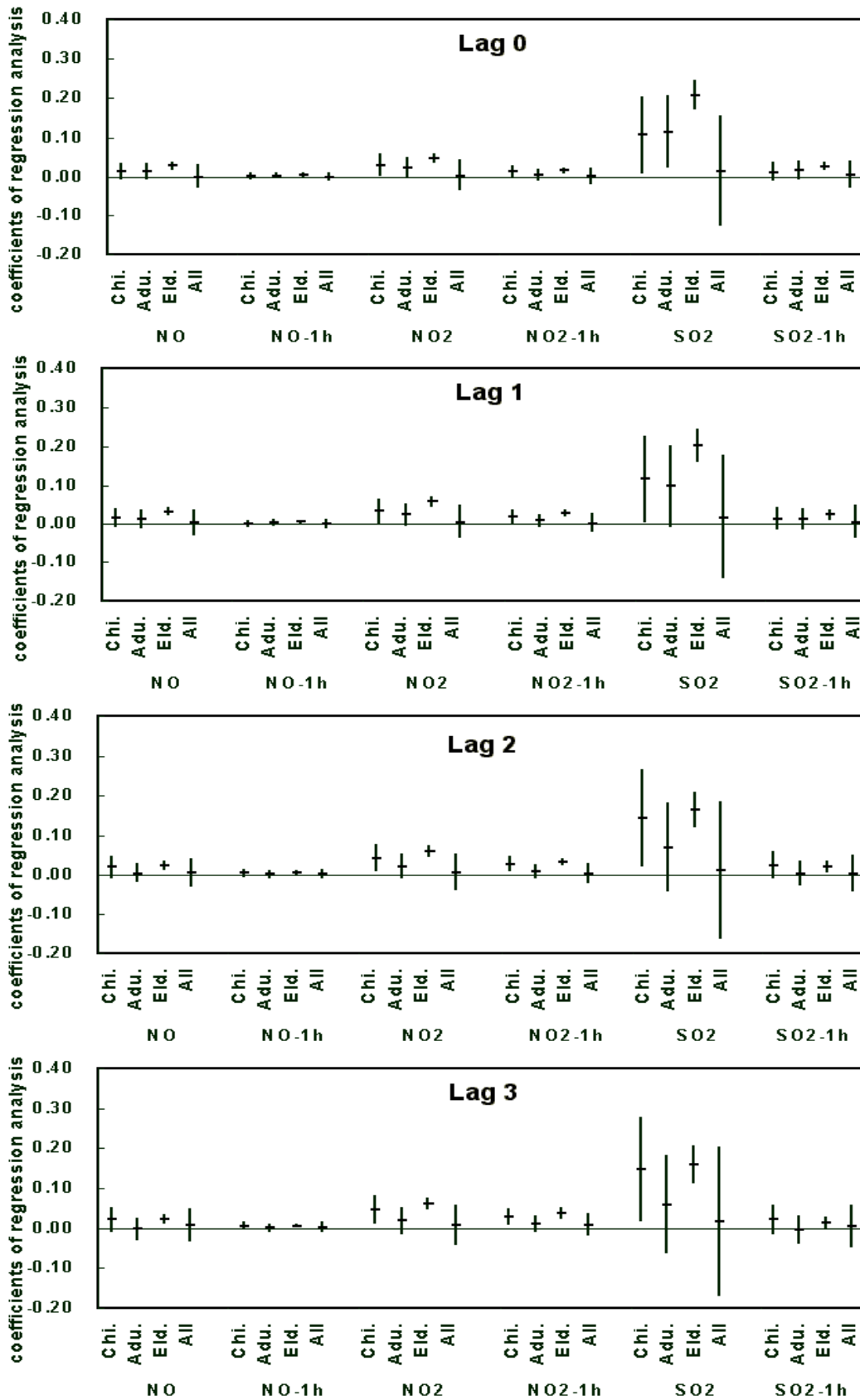


Fig. 4.13 Associated between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taichung.

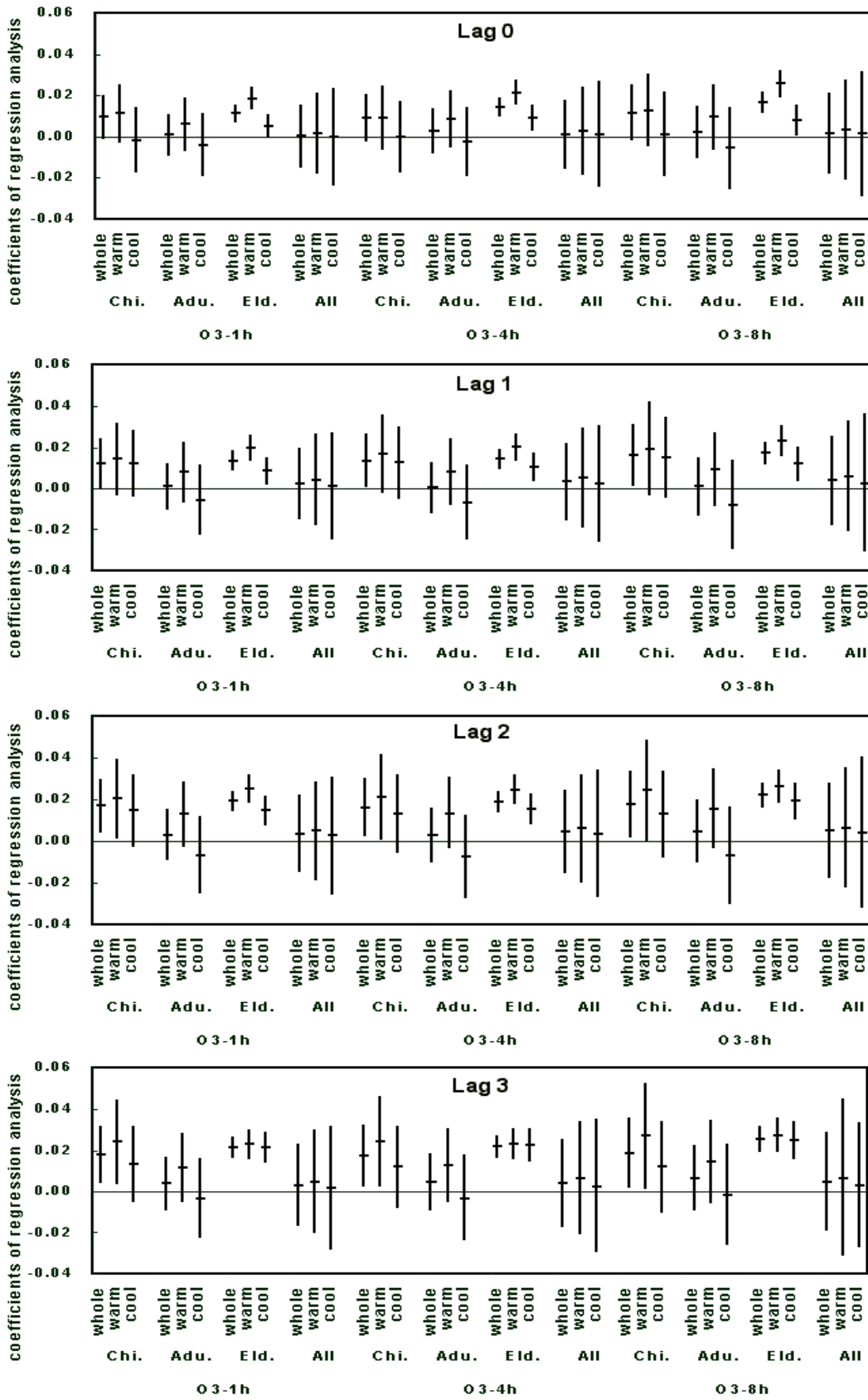


Fig. 4.14 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taichung.

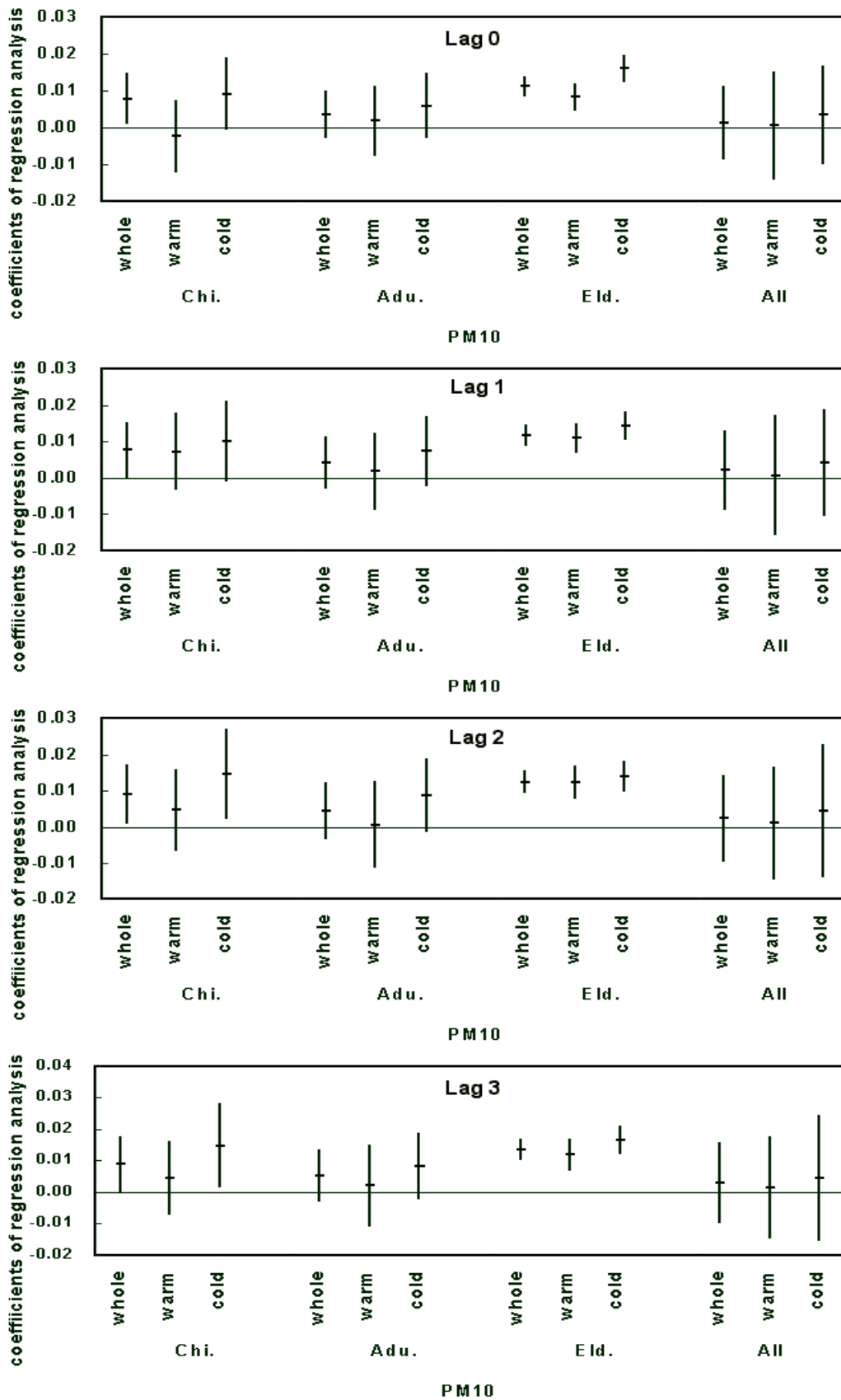


Fig. 4.15 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taichung.

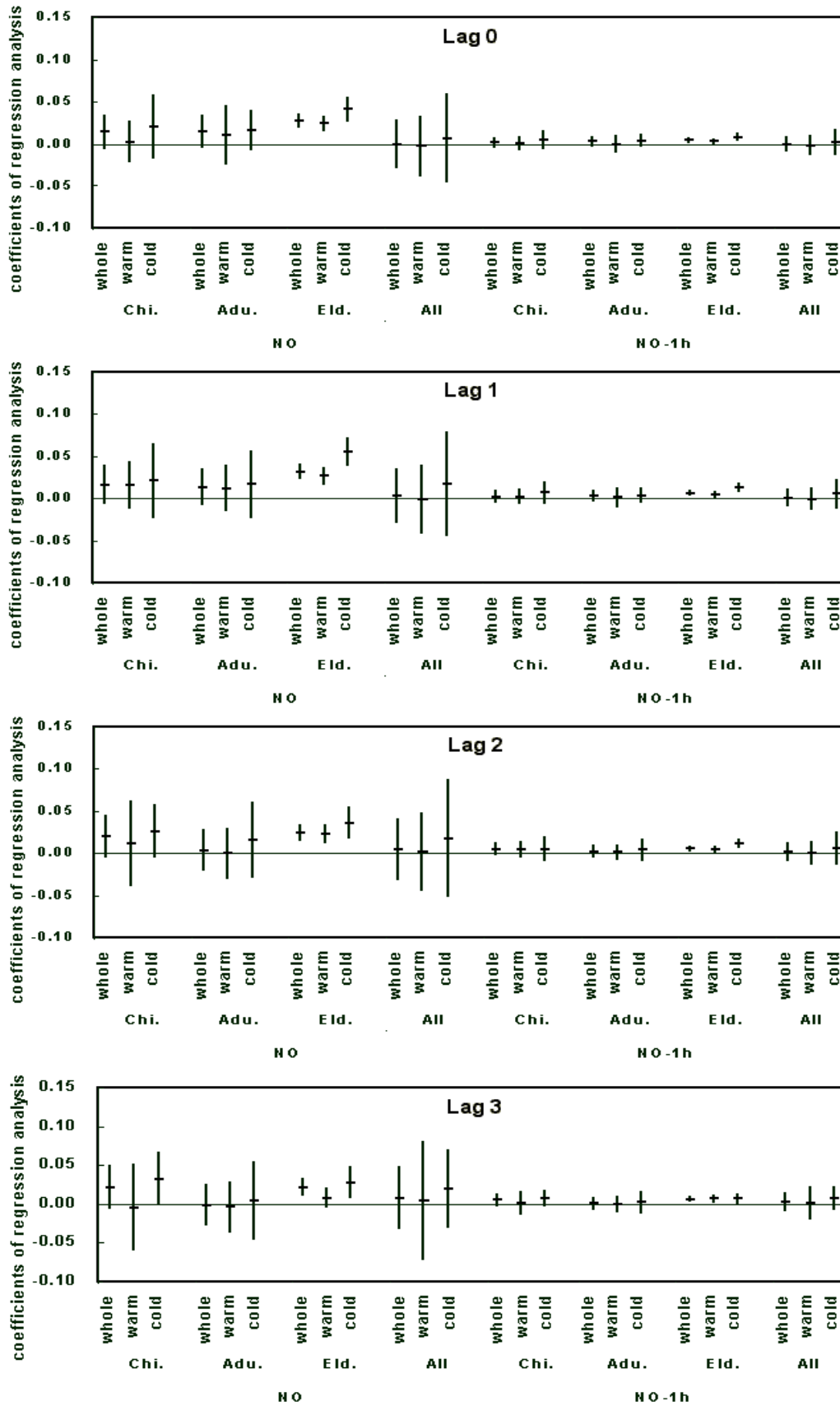


Fig. 4.16 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taichung.

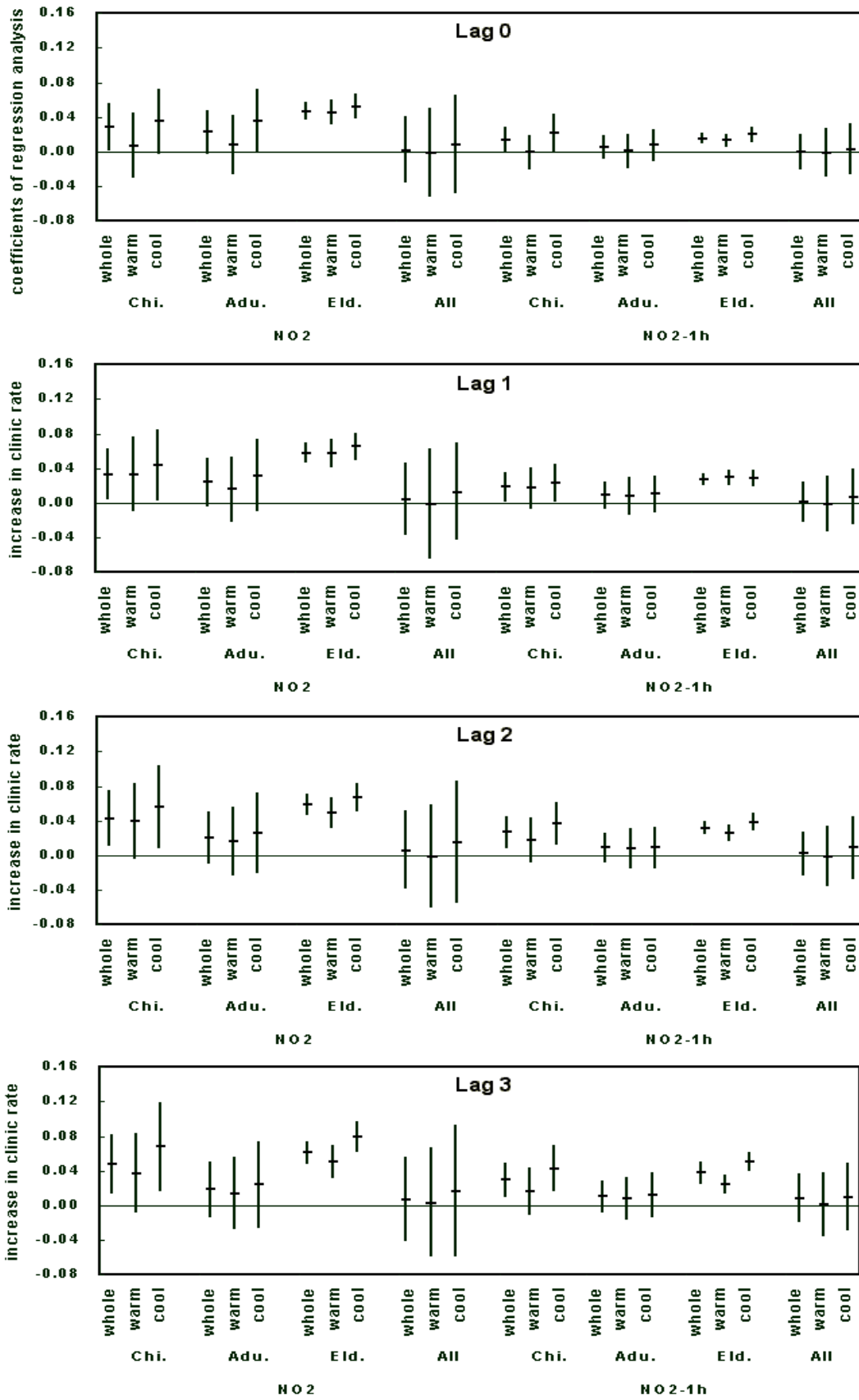


Fig. 4.17 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taichung.

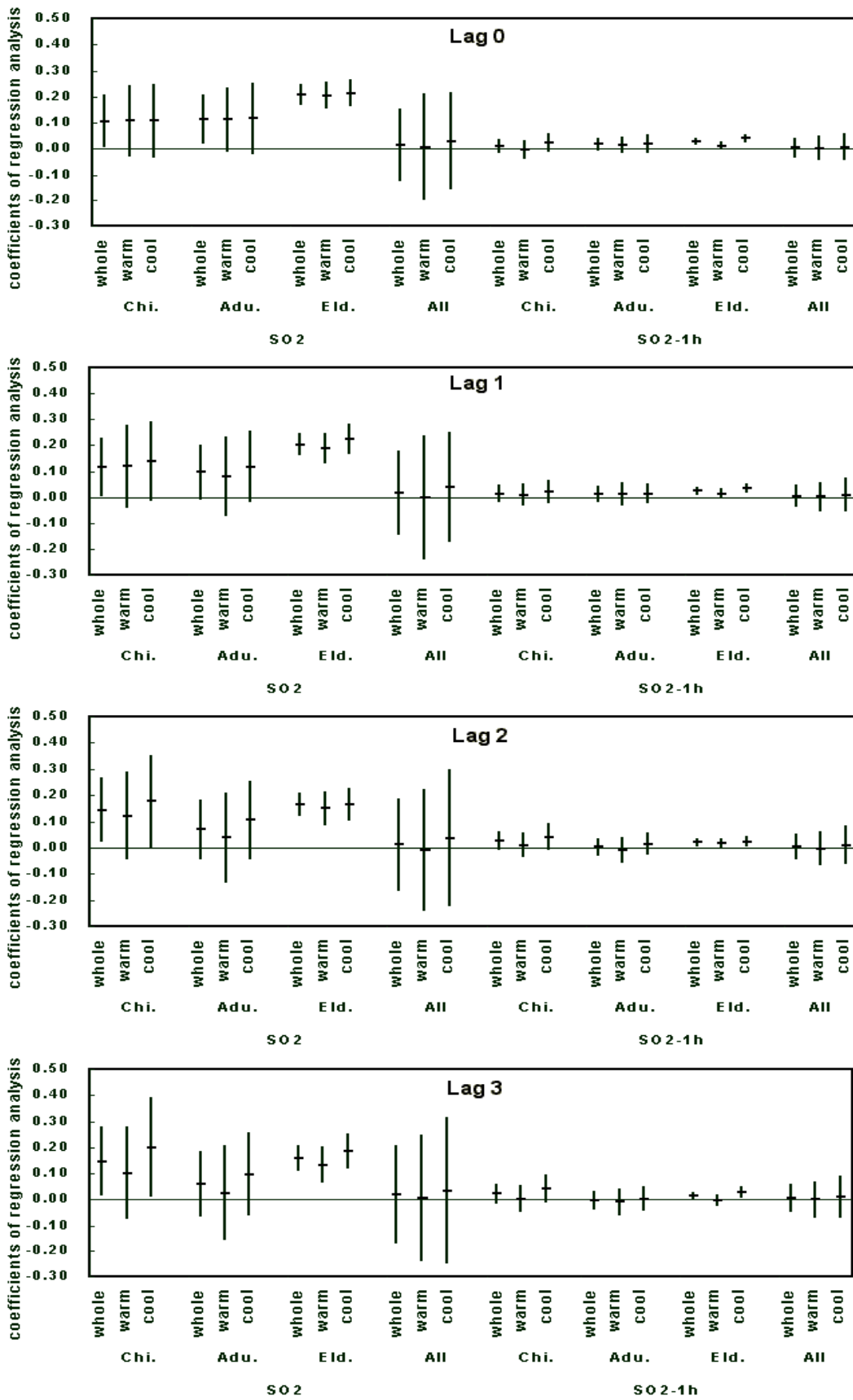


Fig. 4.18 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Taichung.



Table 4.12 Coefficients of multi-pollutant regression model and 95% confidence intervals (CI) for respiratory admission per unit increase in pollutant after controlling O<sub>3</sub> and PM<sub>10</sub>, Taichung.

		Adjusted for Weather onlyfor	Adjusted for weather and O <sub>3</sub>	Adjusted for weather and PM <sub>10</sub>	Adjusted for weather, O <sub>3</sub> and PM <sub>10</sub>
		Coefficient (95% CI)	Coefficient (95% CI)	Coefficient (95% CI)	Coefficient (95% CI)
NO (ppb)	0-14 y	<b>0.0145</b> (-0.0045, 0.0335)	<b>0.0142</b> (-0.0048, 0.0331)	<b>0.0038</b> (-0.0152, 0.0228)	<b>0.0054</b> (-0.0136, 0.0243)
	15-64 y	<b>0.0150</b> (-0.0028, 0.0328)	<b>0.0150</b> (-0.0028, 0.0327)	<b>0.0102</b> (-0.0076, 0.0280)	<b>0.0092</b> (-0.0086, 0.0270)
	>64 y	<b>0.0278</b> (0.0209, 0.0347)	<b>0.0273</b> (0.0204, 0.0342)	<b>0.0126</b> (0.0057, 0.0195)	<b>0.0148</b> (0.0079, 0.0217)
	All ages	<b>0.0004</b> (-0.0272, 0.0280)	<b>-0.0004</b> (-0.0280, 0.0272)	<b>-0.0026</b> (-0.0302, 0.0250)	<b>-0.0023</b> (-0.0299, 0.0253)
NO <sub>2</sub> (ppb)	0-14 y	<b>0.0294</b> (0.0038, 0.0550)	<b>0.0202</b> (-0.0054, 0.0458)	<b>0.0073</b> (-0.0183, 0.0329)	<b>0.0074</b> (-0.0181, 0.0330)
	15-64 y	<b>0.0233</b> (-0.0007, 0.0473)	<b>0.0215</b> (-0.0025, 0.0455)	<b>0.0133</b> (-0.0107, 0.0373)	<b>0.0132</b> (-0.0108, 0.0372)
	>64 y	<b>0.0474</b> (0.0382, 0.0566)	<b>0.0344</b> (0.0252, 0.0436)	<b>0.0161</b> (0.0069, 0.0253)	<b>0.0162</b> (0.0070, 0.0254)
	All ages	<b>0.0025</b> (-0.0347, 0.0397)	<b>0.0008</b> (-0.0364, 0.0380)	<b>-0.0020</b> (-0.0392, 0.0352)	<b>-0.0019</b> (-0.0391, 0.0353)
SO <sub>2</sub> (ppb)	0-14 y	<b>0.1065</b> (0.0116, 0.2015)	<b>0.0678</b> (-0.0272, 0.1628)	<b>0.0345</b> (-0.0605, 0.1294)	<b>0.0316</b> (-0.0633, 0.1266)
	15-64 y	<b>0.1144</b> (0.0255, 0.2034)	<b>0.1070</b> (0.0181, 0.1960)	<b>0.0817</b> (-0.0073, 0.1707)	<b>0.0834</b> (-0.0056, 0.1724)
	>64 y	<b>0.2077</b> (0.1736, 0.2418)	<b>0.1529</b> (0.1188, 0.1870)	<b>0.1053</b> (0.0712, 0.1394)	<b>0.1013</b> (0.0672, 0.1354)
	All ages	<b>0.0136</b> (-0.1241, 0.1513)	<b>0.0070</b> (-0.1307, 0.1447)	<b>-0.0001</b> (-0.1378, 0.1376)	<b>-0.0007</b> (-0.1384, 0.1370)

\* marginally significant, p<0.1

\*\* statistically significant, p<0.05

在季節分析上，可發現台中市污染物對人體影響之情況與台北市有些許不同。Fig. 4.14 為台中市  $O_3$  於不同季節對各族群之迴歸係數及其 95% 信賴區間。在  $O_3$  季節分析上，冷季的影響較熱季顯著，而對各不同年齡族群之影響中，臭氧老年人之影響仍較其它族群大，其次為未成年族群。另外對  $O_3$  進行三天延遲迴歸後也發現， $O_3$  之影響會隨著暴露時間的延長而增加其對人體之危害。在  $PM_{10}$  方面，冷季的影響也較熱季高，老年人的影響仍為所有族群中最顯著，未成年族群次之，成年人影響最小，在延遲迴歸也發現  $PM_{10}$  之影響隨人體暴露時間的增加而稍有增加(Fig. 4.15)。在 NO 方面，可發現冷季之影響也大於熱季，且隨暴露時間的增加，兩者的差距也會越大，此現象在未成年族群越趨明顯，在污染物延遲效應分析中，也發現 NO 於當天農動影響最顯著，並隨暴露時間增加而遞減(Fig. 4.16)。Fig. 4.17 為  $NO_2$  於不同季節對各族群之迴歸係數及其 95% 信賴區間。可發現  $NO_2$  於冷季之影響明顯大於熱季，其影響並隨暴露時間增加而稍有增加，其中以老年人及未成年人之影響較為顯著。Fig. 4.18 為  $SO_2$  於不同季節對各族群之迴歸係數及其 95% 信賴區間。 $SO_2$  對於老年人之影響仍然較其它族群大，並且於冷季的影響也大於熱季，而在延遲迴歸中， $SO_2$  以當天的濃度對就診人數進行分析時，發現各族群之間的季節性差異不明顯，但季節性的差異會隨人體暴露時間的延長而越趨明顯，這個現象在未成年人、成年人及老年人三個族群中可以很明顯的看出。

在台中市的多污染模式中(Table 4.12)，結果顯示當臭氧與懸浮微粒個別加入模式調整時，NO、 $NO_2$  與  $SO_2$  之迴歸係數均有下降之趨勢，但以懸浮微粒調整時下降量較大，當臭氧與懸浮微粒同時加入後，迴歸係數則與只加入懸浮微粒時類似，且稍有上升之現象。由台中市多污染模式的結果可看出，情形與台北市非常相似，懸浮微粒與 NO、 $NO_2$  與  $SO_2$  之相關性較臭氧與 NO、 $NO_2$  與  $SO_2$  高，共線性的問題仍然存在於懸浮微粒與其他污染物之間。

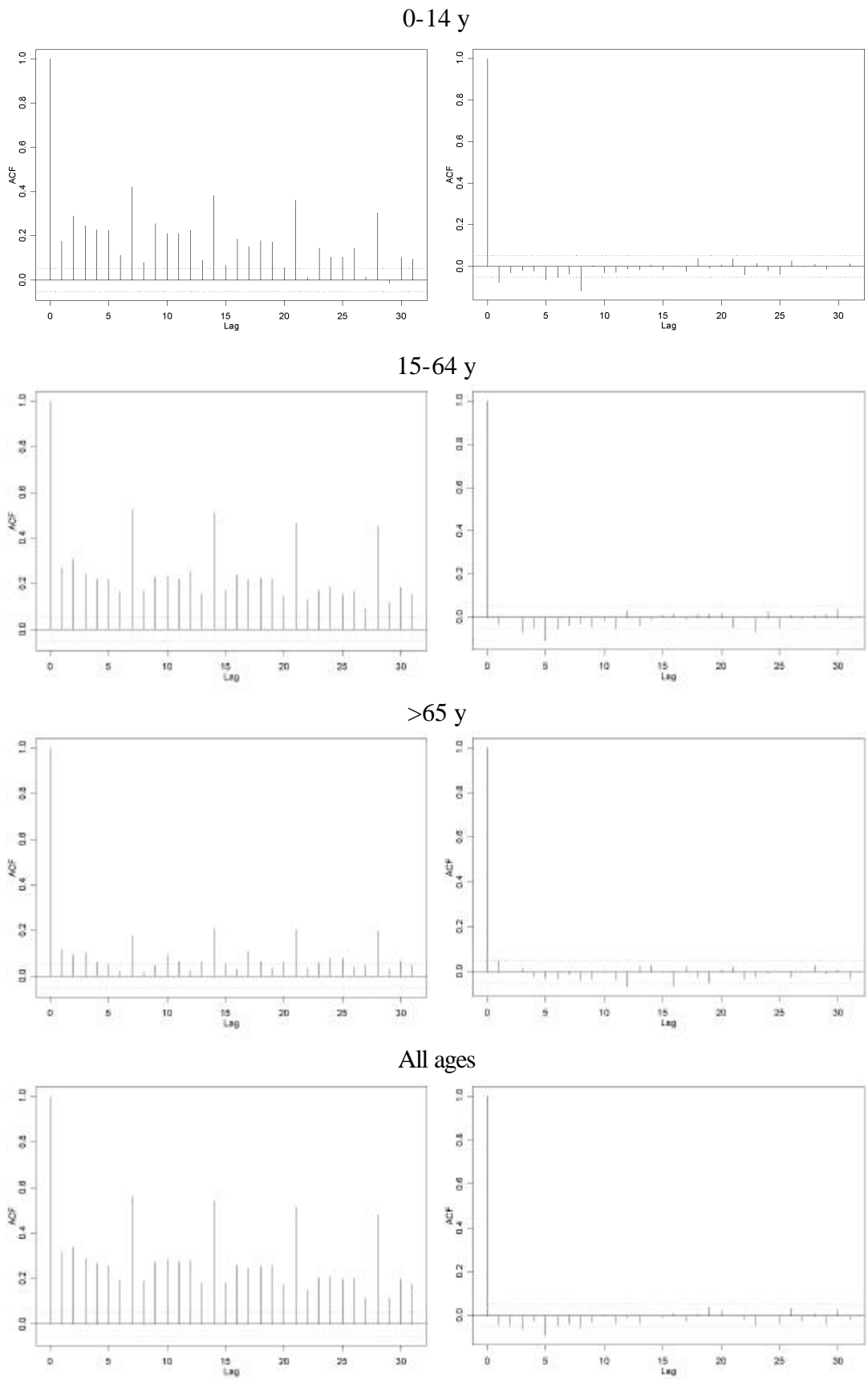


Fig. 4.19 A plot of autoregression for unfiltered respiratory clinic visits (left ), and filtered respiratory clinic visits (right), Kaohsiung.

### 4.3.3 高雄市

Table 4.13 為高雄市各測站間各污染物參數之相關係數。高雄市共架設 7 座測站，包括為楠梓站、左營站、三民站、前金站、前鎮站、小港站與復興站。在臭氧監測分析方面，僅採用楠梓、左營、三民、前金與小港共五站。在高雄市各污染物參數相關方面，臭氧日高值之測站間的相關係數介於 0.75-0.93，以左營站與小港最高，前金站與三民站最低。臭氧最大四小時平均值介於 0.89-0.97，以前金站與三民站最高，小港與楠梓最低。臭氧最大八小時平均值介於 0.89-0.97，其中以前金站與三民站之相關性最高，小港站與左營站相關性最高。PM<sub>10</sub> 日均值則介於 0.79-0.94，以小港與前鎮相關性最低，三民與楠梓相關性最低。NO 的日均值與日高值介於 0.42-0.87 與 0.34-0.77，均同時於小港站與左營站的相關性最低，但在相關性最高方面，NO 日均值於三民站與左營站，NO 日高值則同時發生於前鎮與三民及前金與三民。NO<sub>2</sub> 日均值與日高值之相關性分別介於 0.76-0.95 與 0.61-0.90，其中 NO<sub>2</sub> 日均值相關性最高發生於三民站與左營站，於復興站與楠梓站有最小相關，而 NO<sub>2</sub> 日高值相關性最高發生於前鎮站與三民站及復興站與前鎮站，於小港站與楠梓站有最小相關。在 SO<sub>2</sub> 方面，各站日均值之相關性介於 0.27-0.74，相關性最高與最低之測站分別為三民站與左營站及復興站與楠梓站，而在日高值方面，相關係數則介於 0.11-0.69，於三民與楠梓及復興與楠梓間相關性最低，於復興站與三民站相關性最高。

Fig. 4.19 為高雄市各族群呼吸性疾病原始人數(左圖)與經調整後人數(右圖)之自迴歸分析。其現象與台北、台中兩市趨勢相同，0-14 歲、15-64 歲與全年齡三族群均於週一人數最多，週日最少，而 65 歲以上族群則於週一最多，週六最少(Fig. 4.20)。

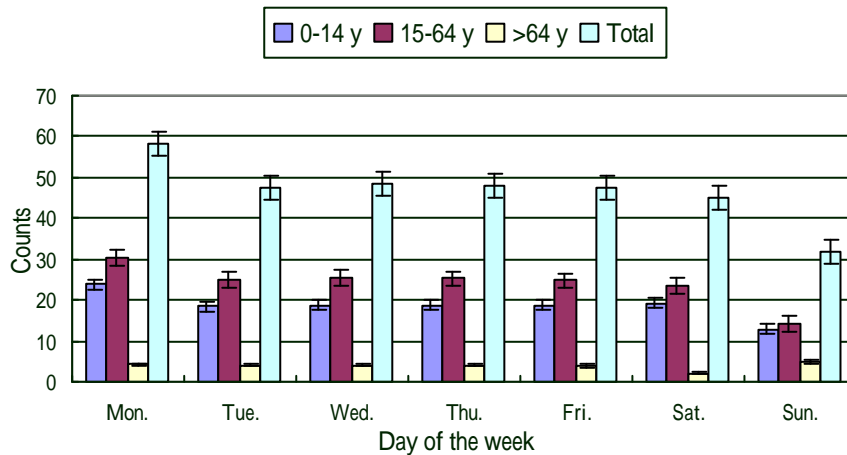


Fig. 4.20 Weekly clinic visits for respiratory disease, Kaohsiung, 1997-2000

高雄市各污染物比較方面(Fig. 4.21 與 Fig. 4.22)，O<sub>3</sub> 與 PM<sub>10</sub> 之影響均不顯著，而 SO<sub>2</sub> 之影響最大。在污染物之延遲迴歸對於各族群而言，污染物之最大影響也在當天濃度，並隨時間增加而減少其影響。

Table 4.13 Selected Pearson correlation coefficients for air pollutants in analysis in Kaohsiung city, 1997-2000

高雄市 O <sub>3</sub> 日高值					
	楠梓	左營	三民	前金	小港
楠梓	1				
左營	0.78**	1			
三民	0.90**	0.77**	1		
前金	0.89**	0.80**	0.93**	1	
小港	0.86**	0.75**	0.91**	0.91**	1

高雄市 NO 日高值							
	楠梓	左營	三民	前金	前鎮	小港	復興
楠梓	1						
左營	0.63**	1					
三民	0.52**	0.76**	1				
前金	0.48**	0.76**	0.77*	1			
前鎮	0.37**	0.52**	0.77**	0.57**	1		
小港	0.34**	0.41**	0.59**	0.47**	0.53**	1	
復興	0.36**	0.52**	0.69**	0.53**	0.61**	0.67**	1

高雄市 O <sub>3</sub> 4 小時日均值					
	楠梓	左營	三民	前金	小港
楠梓	1				
左營	0.94**	1			
三民	0.93**	0.93**	1		
前金	0.93**	0.96**	0.97**	1	
小港	0.89**	0.91**	0.94**	0.95**	1

高雄市 NO <sub>2</sub> 日均值							
	楠梓	左營	三民	前金	前鎮	小港	復興
楠梓	1						
左營	0.89**	1					
三民	0.85**	0.95**	1				
前金	0.85**	0.94**	0.93**	1			
前鎮	0.83**	0.92**	0.96**	0.92**	1		
小港	0.79**	0.84**	0.90**	0.85**	0.91**	1	
復興	0.76**	0.84**	0.92**	0.85**	0.91**	0.88**	1

高雄市 O <sub>3</sub> 8 小時日均值					
	楠梓	左營	三民	前金	小港
楠梓	1				
左營	0.91**	1			
三民	0.94**	0.92**	1		
前金	0.94**	0.93**	0.97**	1	
小港	0.91**	0.89**	0.94**	0.95**	1

高雄市 NO <sub>2</sub> 日高值							
	楠梓	左營	三民	前金	前鎮	小港	復興
楠梓	1						
左營	0.74**	1					
三民	0.70**	0.83**	1				
前金	0.71**	0.85**	0.82**	1			
前鎮	0.67**	0.78**	0.90**	0.79**	1		
小港	0.61**	0.64**	0.75**	0.64**	0.82**	1	
復興	0.62**	0.70**	0.87**	0.74**	0.90**	0.79**	1

高雄市 PM <sub>10</sub> 日均值							
	楠梓	左營	三民	前金	前鎮	小港	復興
楠梓	1						
左營	0.91**	1					
三民	0.79**	0.86**	1				
前金	0.89**	0.93**	0.87**	1			
前鎮	0.89**	0.93**	0.81**	0.91**	1		
小港	0.88**	0.92**	0.82**	0.91**	0.94**	1	
復興	0.88**	0.93**	0.84**	0.92**	0.93**	0.93**	1

高雄市 SO <sub>2</sub> 日高值							
	楠梓	左營	三民	前金	前鎮	小港	復興
楠梓	1						
左營	0.31**	1					
三民	0.11**	0.46**	1				
前金	0.25**	0.51**	0.50**	1			
前鎮	0.29**	0.40**	0.60**	0.50**	1		
小港	0.21**	0.23**	0.30**	0.38**	0.44**	1	
復興	0.11**	0.31**	0.69**	0.43**	0.61**	0.34**	1

高雄市 NO 日均值							
	楠梓	左營	三民	前金	前鎮	小港	復興
楠梓	1						
左營	0.69**	1					
三民	0.62**	0.87**	1				
前金	0.61**	0.83**	0.80**	1			
前鎮	0.46**	0.61**	0.76**	0.61**	1		
小港	0.42**	0.51**	0.74**	0.55**	0.59**	1	
復興	0.45**	0.65**	0.83**	0.61**	0.68**	0.73**	1

高雄市 SO <sub>2</sub> 日均值							
	楠梓	左營	三民	前金	前鎮	小港	復興
楠梓	1						
左營	0.45**	1					
三民	0.31**	0.74**	1				
前金	0.42**	0.71**	0.73**	1			
前鎮	0.54**	0.56**	0.67**	0.68**	1		
小港	0.43**	0.40**	0.49**	0.61**	0.62**	1	
復興	0.27**	0.55**	0.73**	0.64**	0.64**	0.48**	1

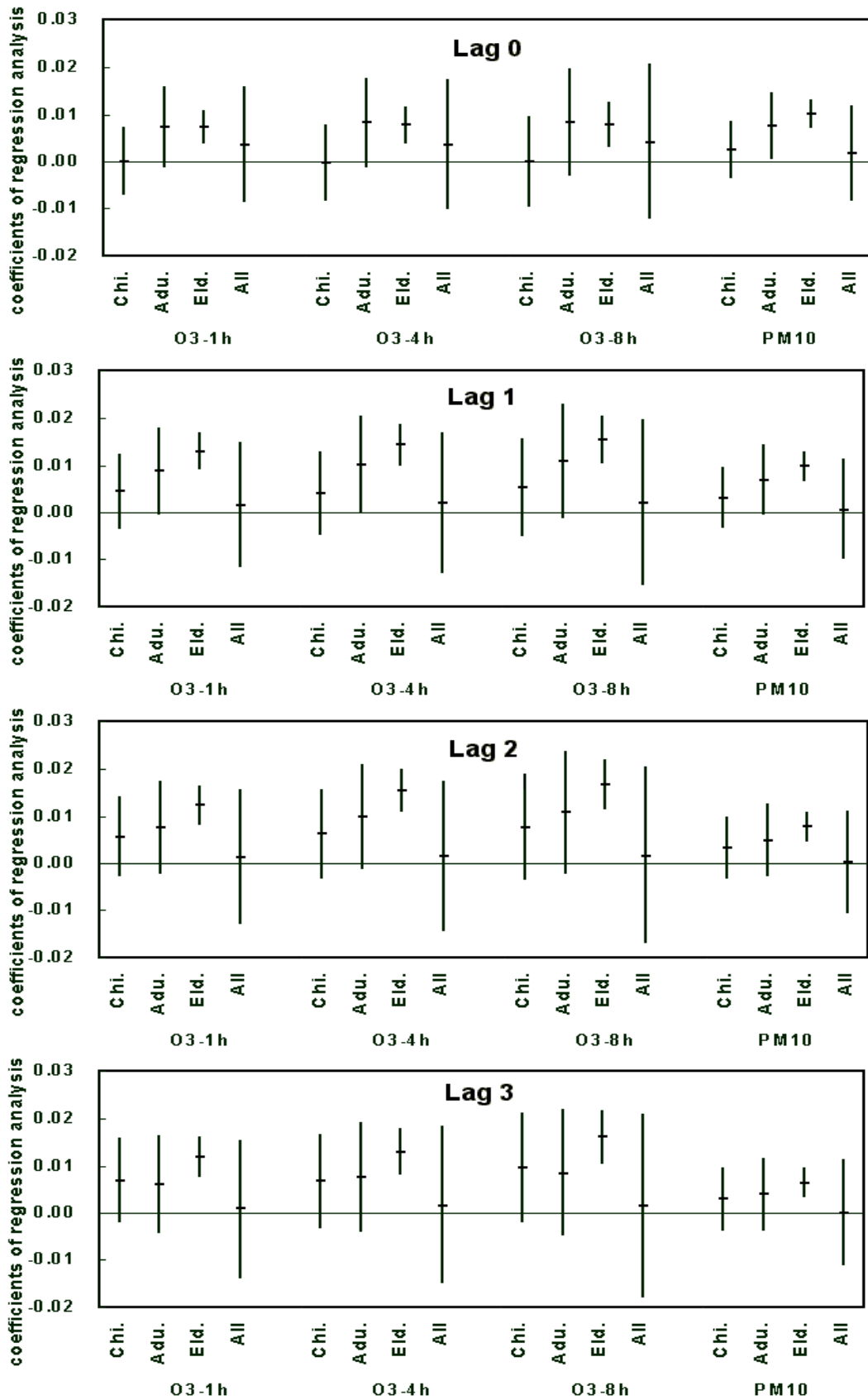


Fig. 4.21 Associated between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Kaohsiung.

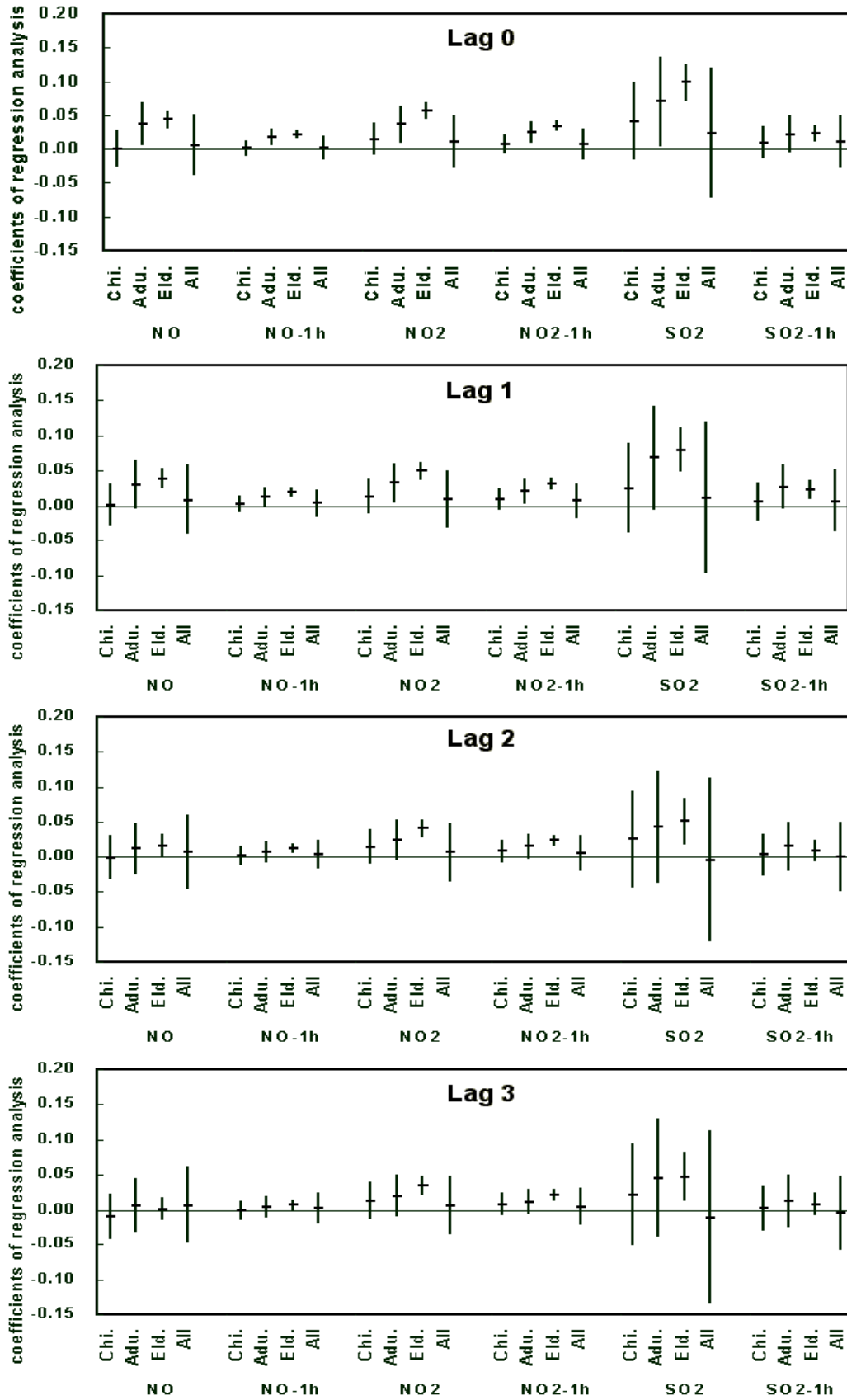


Fig. 4.22 Associated between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Kaohsiung.

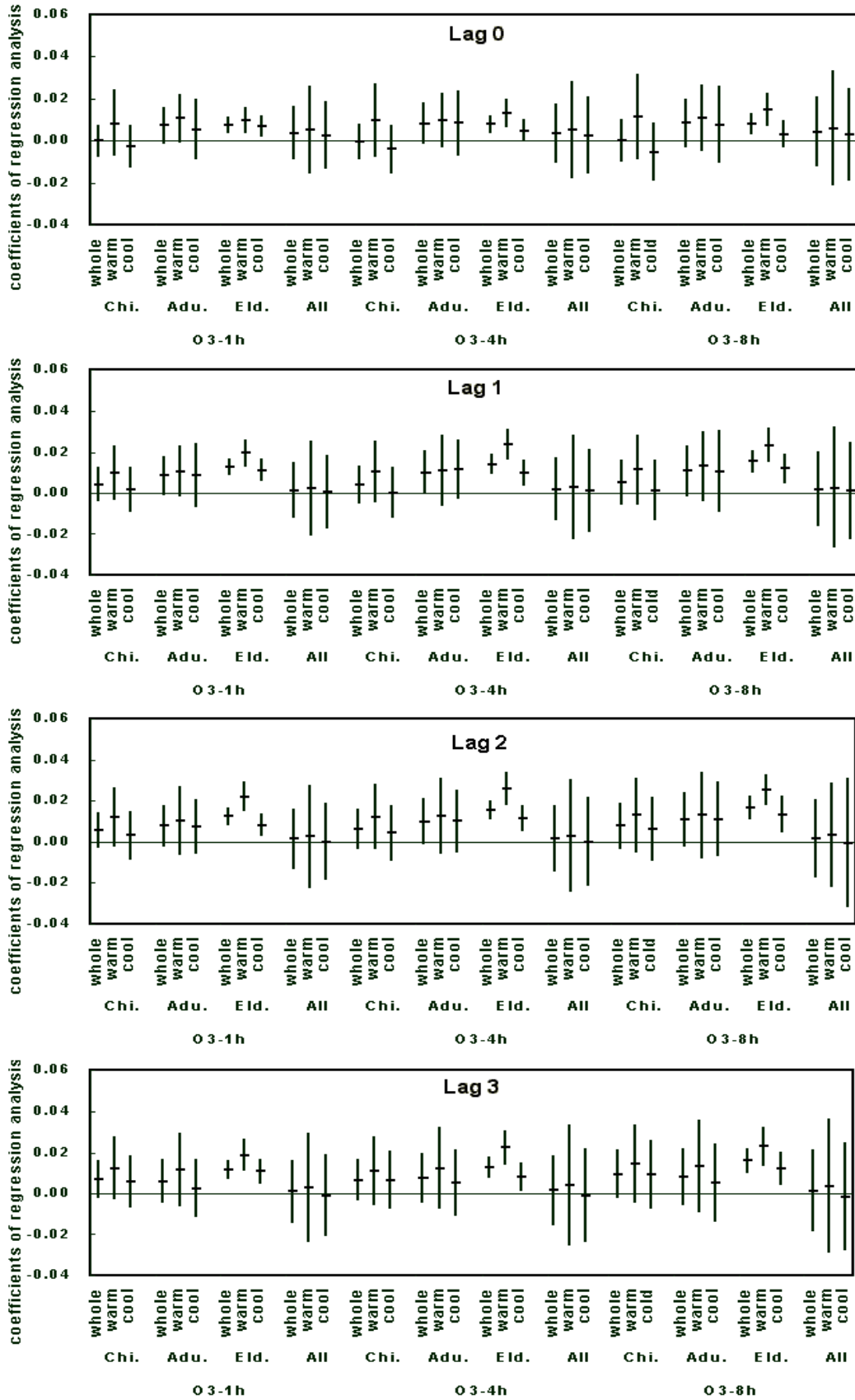


Fig. 4.23 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Kaohsiung.



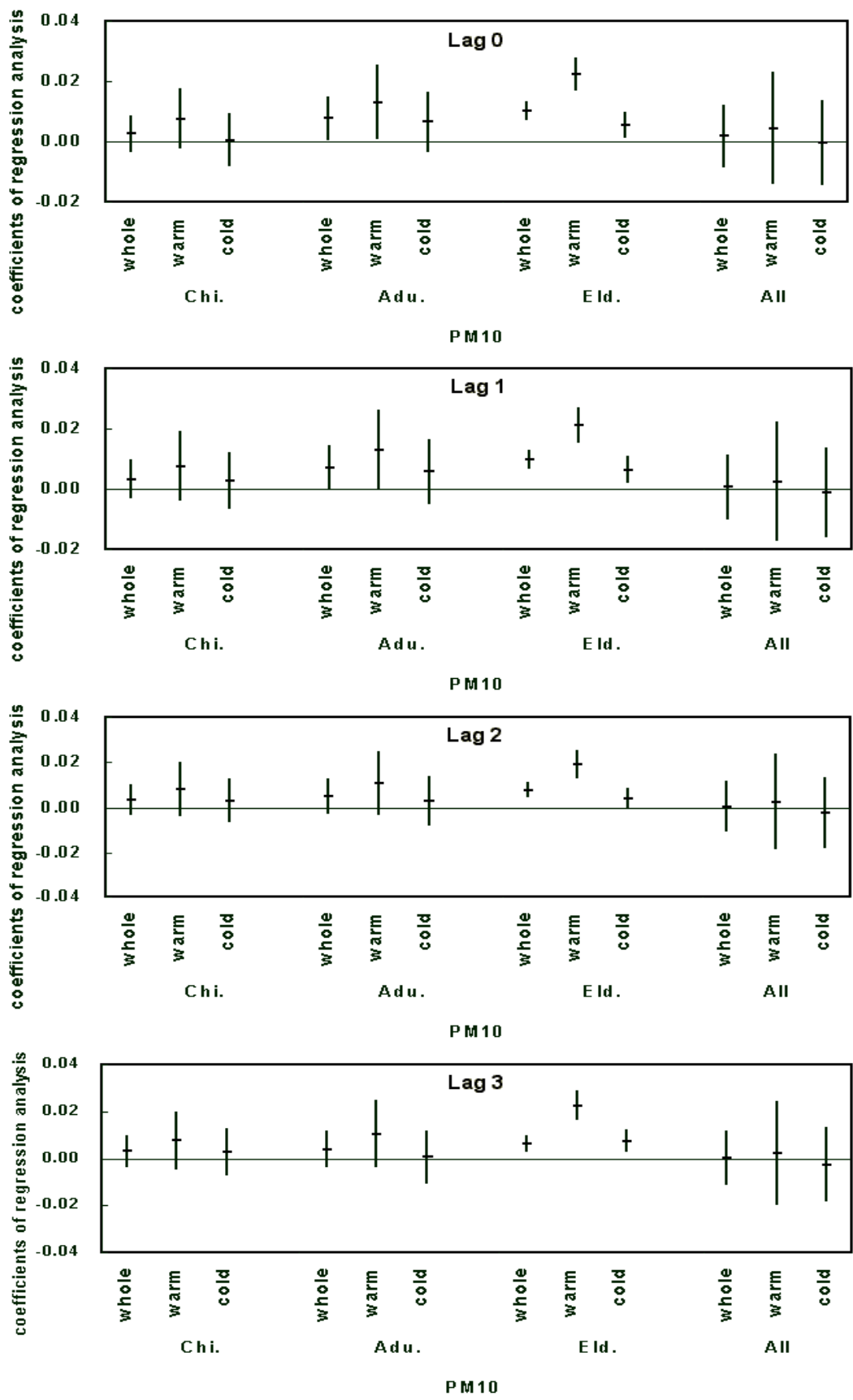


Fig. 4.24 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Kaohsiung.

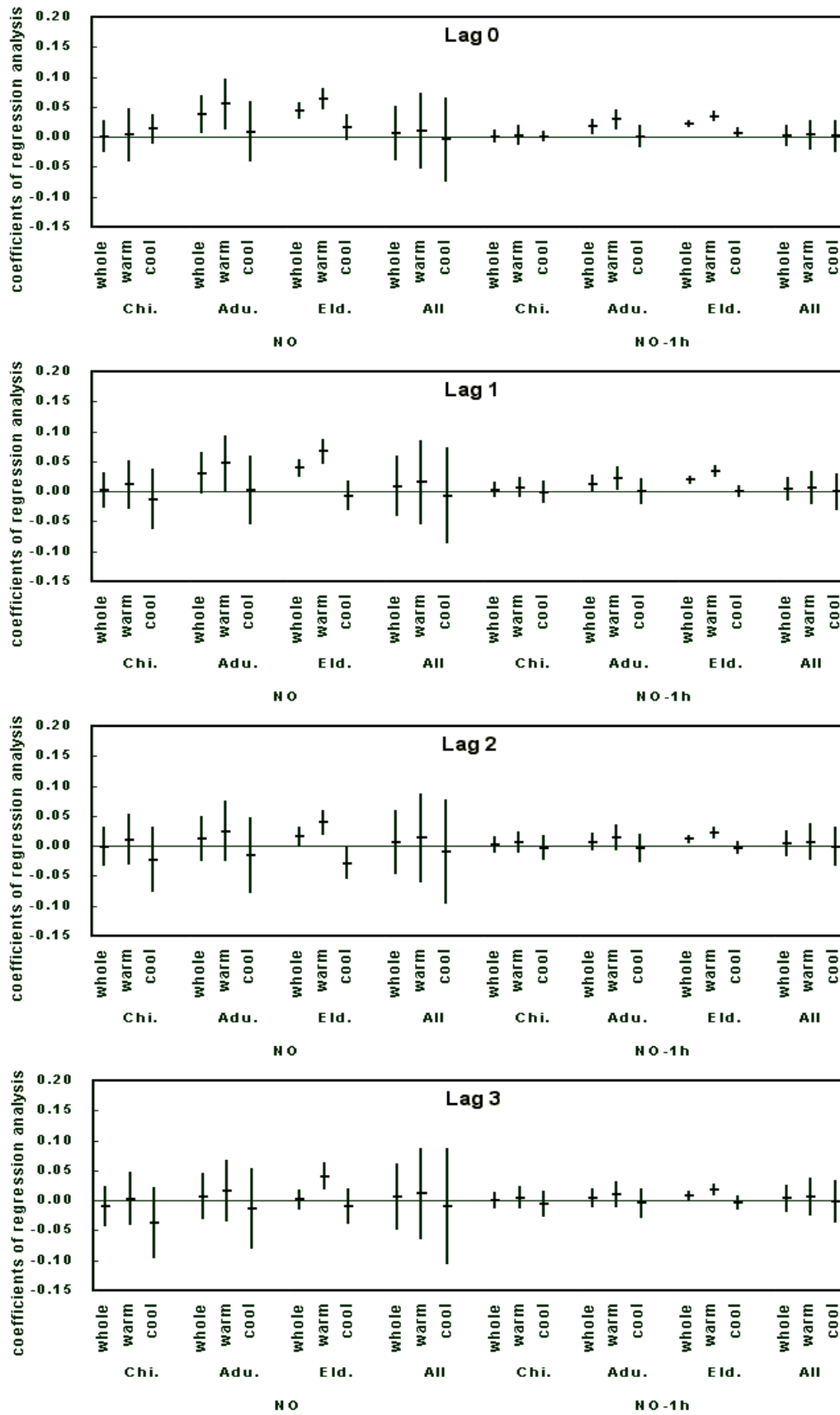


Fig. 4.25 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Kaohsiung.

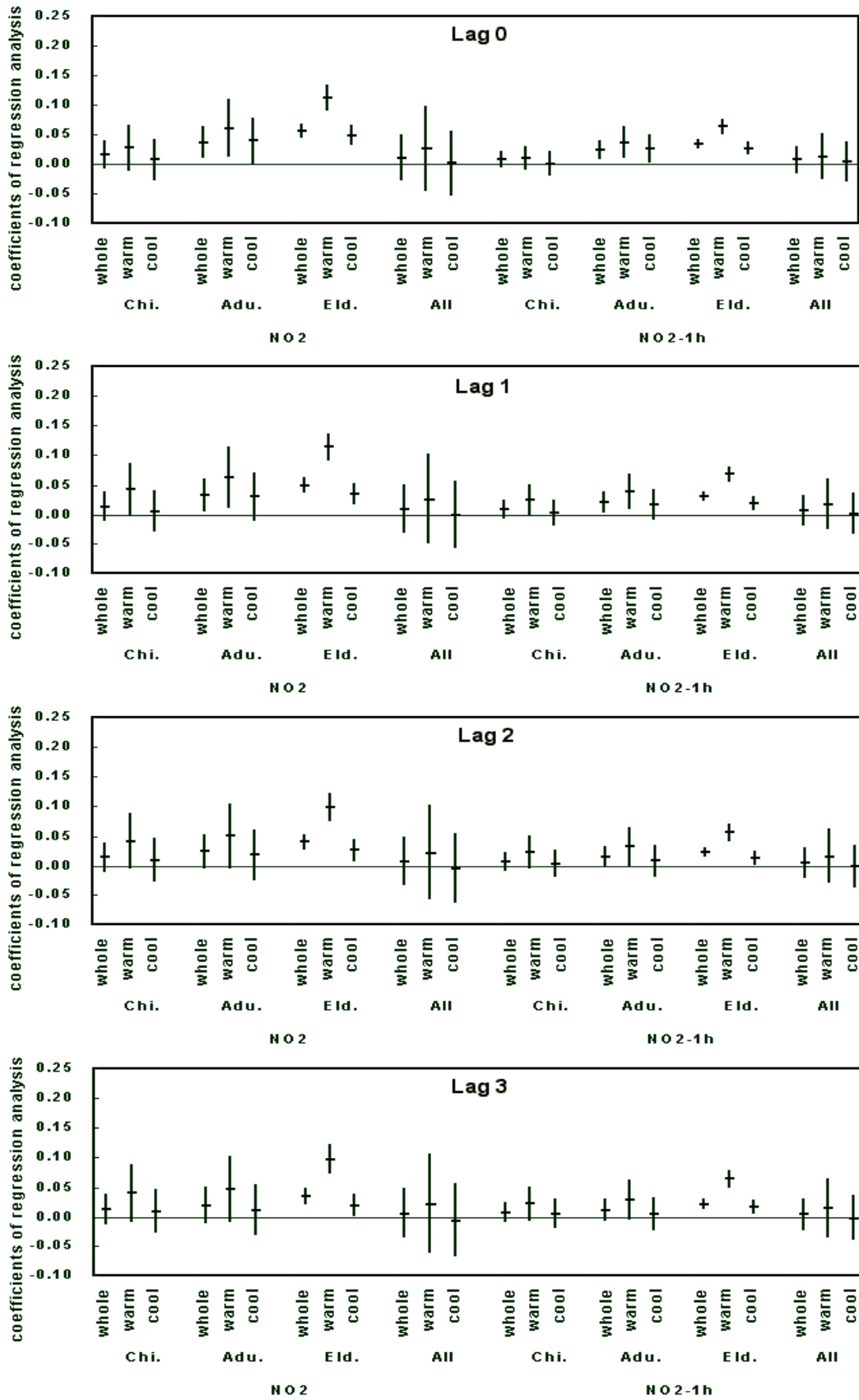


Fig. 4.26 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Kaohsiung.

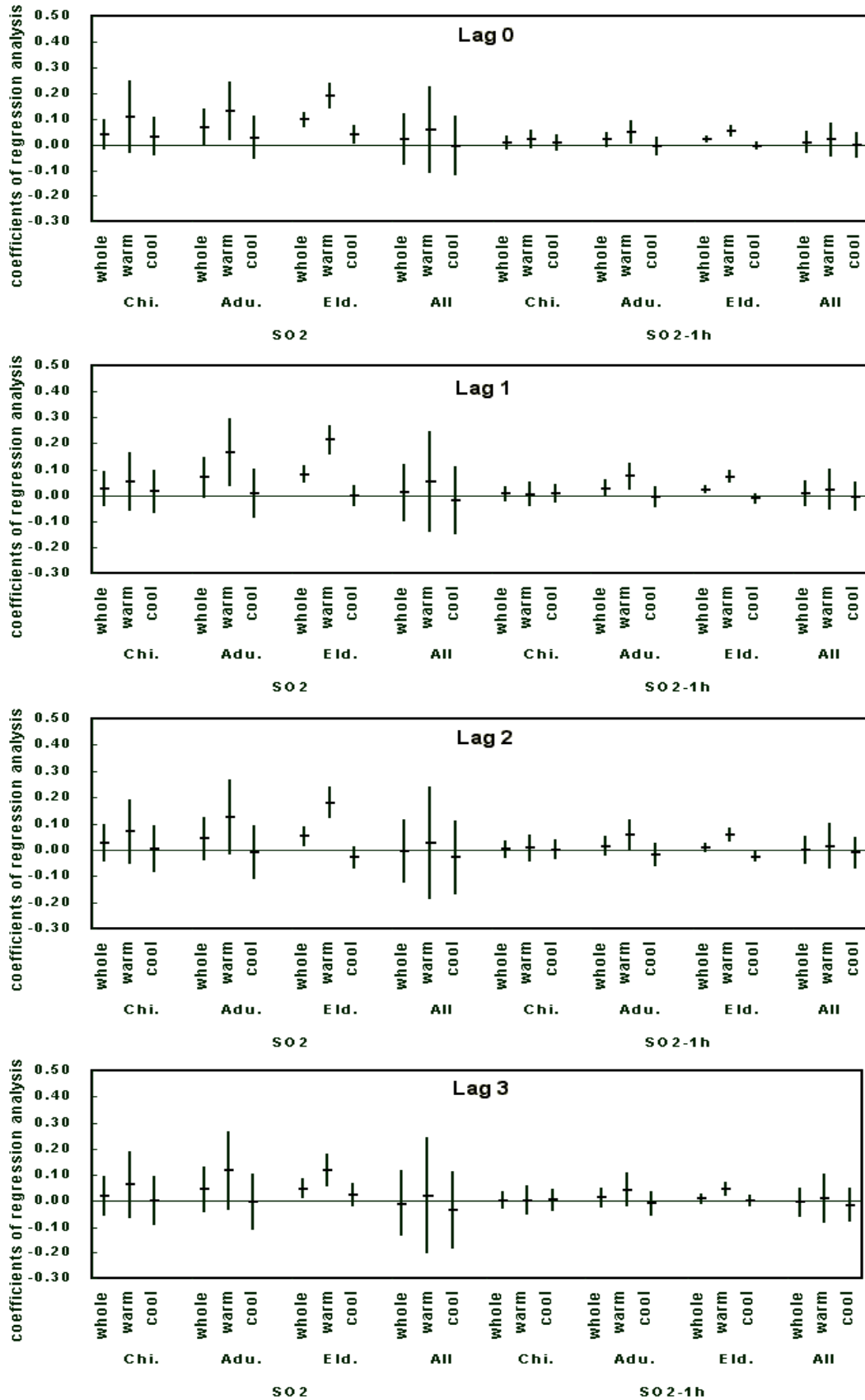


Fig. 4.27 Associations between daily respiratory clinic visits and selected measures of air pollution evaluated at lag0 to lag3 days, by age group, Kaohsiung.

Table 4.14 Coefficients of multi-pollutant regression model and 95% confidence intervals (CI) for respiratory admission per unit increase in pollutant after controlling O<sub>3</sub> and PM<sub>10</sub>, Kaohsiung.

		Adjusted for Weather onlyfor	Adjusted for weather and O <sub>3</sub>	Adjusted for weather and PM <sub>10</sub>	Adjusted for weather, O <sub>3</sub> and PM <sub>10</sub>
		Coefficient (95% CI)	Coefficient (95% CI)	Coefficient (95% CI)	Coefficient (95% CI)
NO (ppb)	0-14 y	<b>0.0009</b> (-0.0244, 0.0262)	<b>0.0009</b> (-0.0244, 0.0263)	<b>-0.0027</b> (-0.0280, 0.0226)	<b>-0.0068</b> (-0.0322, 0.0185)
	15-64 y	<b>0.0375</b> (0.0081, 0.0670)	<b>0.0436</b> (0.0142, 0.0731)	<b>0.0268</b> (-0.0026, 0.0562)	<b>0.0292</b> (-0.0002, 0.0586)
	>64 y	<b>0.0440</b> (0.0321, 0.0559)	<b>0.0497</b> (0.0378, 0.0616)	<b>0.0297</b> (0.0178, 0.0416)	<b>0.0269</b> (0.0150, 0.0388)
	All ages	<b>0.0059</b> (-0.0374, 0.0492)	<b>0.0090</b> (-0.0343, 0.0523)	<b>0.0034</b> (-0.0399, 0.0467)	<b>0.0079</b> (-0.0354, 0.0512)
NO <sub>2</sub> (ppb)	0-14 y	<b>0.0152</b> (-0.0066, 0.0370)	<b>0.0151</b> (-0.0066, 0.0369)	<b>0.0071</b> (-0.0147, 0.0289)	<b>0.0067</b> (-0.0151, 0.0284)
	15-64 y	<b>0.0369</b> (0.0116, 0.0622)	<b>0.0286</b> (0.0033, 0.0540)	<b>0.0127</b> (-0.0126, 0.0380)	<b>0.0129</b> (-0.0124, 0.0383)
	>64 y	<b>0.0564</b> (0.0461, 0.0667)	<b>0.0487</b> (0.0384, 0.0590)	<b>0.0242</b> (0.0139, 0.0345)	<b>0.0239</b> (0.0136, 0.0342)
	All ages	<b>0.0108</b> (-0.0263, 0.0479)	<b>0.0067</b> (-0.0304, 0.0438)	<b>0.0051</b> (-0.0320, 0.0422)	<b>0.0055</b> (-0.0316, 0.0426)
SO <sub>2</sub> (ppb)	0-14 y	<b>0.0413</b> (-0.0141, 0.0967)	<b>0.0413</b> (-0.0141, 0.0967)	<b>0.0310</b> (-0.0245, 0.0864)	<b>0.0284</b> (-0.0271, 0.0838)
	15-64 y	<b>0.0704</b> (0.0059, 0.1350)	<b>0.0650</b> (0.0005, 0.1295)	<b>0.0396</b> (-0.0249, 0.1041)	<b>0.0411</b> (-0.0234, 0.1055)
	>64 y	<b>0.0985</b> (0.0724, 0.1246)	<b>0.0934</b> (0.0673, 0.1195)	<b>0.0574</b> (0.0313, 0.0835)	<b>0.0556</b> (0.0295, 0.0817)
	All ages	<b>0.0237</b> (-0.0710, 0.1184)	<b>0.0210</b> (-0.0737, 0.1157)	<b>0.0164</b> (-0.0783, 0.1111)	<b>0.0193</b> (-0.0754, 0.1140)

\* marginally significant, p<0.1

\*\* statistically significant, p<0.05

Fig. 4.21 至 Fig. 4.22 為高雄市各污染物與就診人數之迴歸係數與其 95% 之信賴區間及延遲天數影響。在臭氧與懸浮微粒之影響方面，發現臭氧日高值、4 小時最大平均值及 8 小時最大平均值，對高雄市未成年與老年人族群之就診人數均有延遲效應，呈現隨暴露時間增加而增加之趨勢，且對於未成年與老年人族群之影響幅度最大，其中又以老年人之影響最大，但對於成年人與全年齡族群則於當天影響最大，並隨暴露時間增加而降低。在懸浮微粒方面，老年人族群之影響於當天最為顯著，其次為成人族群；在延遲迴歸方面，懸浮微粒對各族群之影響並無延遲效應之現象(Fig. 4.21)。在 NO、NO<sub>2</sub> 與 SO<sub>2</sub> 比較方面(Fig. 4.22)，發現三種污染物當天的濃度對就診人數有顯著之影響，其中以成年人與老年人族群最明顯，以老年人為影響最大之族群，且各污染物之影響隨暴露時間增加而減少；其中又以 SO<sub>2</sub> 之影響最大，其次為 NO<sub>2</sub>，最後為 NO。

在高雄市污染物季節分析中，可發現高雄市污染物之影響與台北市教相似。Fig. 4.23 至 Fig. 4.27 為高雄市各污染物於不同季節對各族群之迴歸係數及其 95% 信賴區間。Fig. 4.23 為高雄市 O<sub>3</sub> 於不同季節對各族群之迴歸係數及其 95% 信賴區間。O<sub>3</sub> 日高值、最大 4 小時平均值與最大 8 小時平均值均對於老年人的影響最大，其次為成年人；而三個時段的臭氧分析比較中，發現三個時段的臭氧彼此之間對於各族群之影響並無顯著差異。進行延遲三天(當天、及前三天濃度平均)迴歸分析後發現，其影響程度隨暴露時間的增加而略有增加的趨勢，此現象以未成年與老年人最為顯著。在季節分析上可明顯發現不論是對哪一個族群而言，臭氧在熱季(3-8 月)時的影響均較冷季(9 月至隔年二月)高。Fig. 4.24 為高雄市 PM<sub>10</sub> 於不同季節對各族群之迴歸係數及其 95% 信賴區間。發現 PM<sub>10</sub> 於熱季對就診人數有較大之影響，而對於老年人之影響也較其它族群來的大，在污染物對人體之延遲效應分析中，發現隨人體暴露時間之增加而稍有遞減，但對於老年人之影響仍為顯著。在 NO 方面，可發現 NO 於熱季對人體之影響較冷季大，並且發現 NO 日高值與日均值同時對於老年人之影響較為顯著，其影響的大小也隨著暴露時間之增加而稍有遞減之趨勢，但對於未成年族群，於污染物延遲一天迴歸有最大之影響，而後再隨暴露時間增加而減少 (Fig. 4.25)。Fig. 4.26 為台北市 NO<sub>2</sub> 於不同季節對各族群之迴歸係數及其 95% 信賴區間。在季節分析上，NO<sub>2</sub> 之日均值與日高值均於熱季影響較大，且對於成年人族群與老年人族群有顯著相關，其中老年人族群仍為較敏感族群，受 NO<sub>2</sub> 之影響也較其他族群大，經延遲迴歸分析後發現，NO<sub>2</sub> 於當天之影響最大，且對人體之相對風險隨暴露時間之增加而遞減，但仍呈現顯著相關。相同之情況也發生於 SO<sub>2</sub>，不論是日均值或日高值，熱季的影響均大於冷季，而老年人仍是較敏感之族群，對於人體之相對風險也於當天濃度影響最大，並隨暴露時間增加而遞減(Fig. 4.27)。

在多污染物模式方面，共線性之問題仍然明顯可見。當加入臭氧做為調整因子時，NO、NO<sub>2</sub> 與 SO<sub>2</sub> 之相對風險並無下降之情況發生，於某些族群甚至有略為上升之現象，但以懸浮微粒為控制因子時，其他三種污染物之影響則明顯下降 (Table 4.14)。

## 第五章 討論

關於空氣污染與對於人體健康影響之相關研究方面，早已經有許多國外文獻證實，空氣污染的確會導致人體罹患呼吸性疾病的機率大增，且人體暴露在污染中所引起的急性或慢性反應也會隨各種污染物特性之不同而有所改變。本研究雖然對於單一污染物之影響做了詳盡之描述，然而在現實生活中，我們無法限制污染物只集中於某些地區，而人們也無法選擇只吸進某些污染物，因此在計算污染物的影響時有其程度上之困難。並且由於污染物同時存在於空氣中，對人體所造成之加成反應，其影響有時更甚於單一種污染物對人體之影響。同時我們也瞭解由於各地的社會、人文、氣候、地形、經濟、工業等情況迥異，導致所產生之污染物也不盡相同。為控制這些變因使研究區域之各項條件與人口族群之變異達到最小，我們縮小研究範圍，選擇台灣地區前三大都市，在此設計條件下，可以假設在研究範圍內各項條件之同質性很高，將所有條件盡量達到均一化的程度，如此不但可以保留並加強各地區本身之特性，也進一步縮小在分析上的變異。以本研究為例，由北高兩市之結果可發現兩市在污染物分布上呈現出明顯之差異。台北市為一政治中心，首府所在地，其人口稠密，且無大型工業區存在，移動污染源佔了很大的比例，導致台北市  $\text{NO}_2$  之影響較大；相對於台北市，高雄市為台灣最大的工業都市，工業區林立，其中又以煉油、鋼鐵、石化工業居多，導致  $\text{SO}_2$  為主要排放之污染物，其影響也較其他兩市大。由此可知，本研究屬於區域性研究，在無法取得更多代表當地特性之資料時，縮小研究範圍可以得到不錯的效果。黃景祥等(2001)也利用小區域設計和屬層結構的統計方法，估計台灣 1998 年 50 個鄉鎮市區的空氣污染與下呼吸道疾病門診之關係。

為了更逼近與實際狀況相符，本研究仍以多污染模式探討各種污染物對於呼吸性疾病之關係。然而另一方面，多污染模式中污染物之間所產生的共線性問題卻另一個我們必須注意的地方，最明顯的例子就是  $\text{PM}_{10}$  與  $\text{SO}_2$  (Schwartz and Marcus, 1990; Pope, 1998; Saldiva et al, 1995; Lee et al, 2000)。由研究結果可發現，相對於單一污染物模式中，當  $\text{PM}_{10}$  加入模式中對  $\text{SO}_2$  進行調整時的相對風險，其下降程度較  $\text{O}_3$  加入模式做為調整時來的大，由此現象可以瞭解到  $\text{PM}_{10}$  與  $\text{SO}_2$  兩者之相關性較其它污染物強烈，而導致當  $\text{PM}_{10}$  與  $\text{SO}_2$  於同一模式中時， $\text{PM}_{10}$  會影響計算  $\text{SO}_2$  對人體影響之純量。在其他相關的研究中更指出，在一些  $\text{SO}_2$  濃度較高的地區， $\text{SO}_2$  甚至可做為懸浮微粒的指標污染物 (Schwartz et al., 1994)。在南韓的研究也發現， $\text{SO}_2$  與臭氧、一氧化碳及二氧化氮之相關性非常低，因此在模式中對於  $\text{SO}_2$  之影響並不大 (Lee et al., 2000)。

在季節分析中，我們發現台北與高雄兩市在熱季對人體之影響較冷季來的大，在台中市卻是相反的。對照三大城市在冷熱兩季之空氣污染濃度，也可發現台北、高雄兩市的污染物濃度在熱季較高，而台中市於冷較較高，這兩者的關係剛好證明了空氣污染對人體有著顯著的影響。然而造成台北高雄兩都市與台中市在污染物季節分布不同，其最大的原因主要在於北高兩市在春季(3-5 月)的污染

情況較嚴重，在本研究中所定義的熱季(3-8 月)，正好包括這段時間，使得熱季之污染物濃度大於冷季，也因此導致北高兩市之污染物於熱季影響較大；反觀台中市，由於受綜觀天氣類型與區域環流所影響，限制污染物擴散(黃怡嘉，2001)，導致台中市之污染物於秋季(9-11 月)明顯上升，因此在季節分析上會發現台中市之影響於冷季較為顯著。在其他相關的研究結果中大部分都顯示污染物在冬季的影響較顯著，這些結果與本研究有程度上的差異，然而在阿姆斯特丹、米蘭與倫敦的研究結果卻與本研究相同。有幾個原因也許可以解釋為何在熱季時的影響會高於冷季。以  $PM_{10}$  為例，懸浮微粒中的細粒( $<2.5\mu m$ )在夏季由於強烈日照的關係，氣象污染物會大量轉化成細粒，而導致  $PM_{10}$  在夏季影響增大(Hoek et al., 1997)；另一個原因則是於夏季人們於戶外的時間增多，而導致暴露在污染物下時間延長。在一份於美國六大都市所研究的報告中也指出， $PM_{10}$  對人體影響的大小主要取決於本身細粒的含量多寡(Schwartz et al., 1997)。

在關於研究空氣污染對人體健康影響之相關文獻中，提出了許多不同的時間序列模式，早期常使用門診率經對數轉換後建立高斯線性模式，以探討污染物對健康之影響，然而在高斯線性模型下，每筆就診人數或門診率資料必須夠大，在統計上才具意義。然而資料比數較少時，在機率模型中，就診人數的資料就可視為普瓦松隨機過程(Poisson Process)，且由於普瓦松模型為一相對風險模型，以直接計算空氣污染與就診人數兩者之間之相對關係(Burnett et al, 1994)，故近年來有許多學者改由普瓦松模型取代高斯線性模型，而本研究在原始就診資料數量夠大的情況下，選擇使用高斯線性模型來計算空氣污染對呼吸性病人數之影響。雖然兩者在假設條件中有些許不同，然而不論是高斯線性模型或是普瓦松模型，在相同的對數轉換尺度中，兩模型僅僅在常數項有所不同，雖然如此，所估計出的污染物影響仍不會有太大之差異(Saldiva, 1995; 黃景祥，2002)。

本研究有幾個限制，有可能會導致分析上的不精確。首先是疾病資料上的不確定性，本研究所採用的疾病族群為罹患呼吸性疾病之就診人數，因此在分析上我們並不能清楚的知道空氣污染是否真的能使一般正常人患病，但對於本身以具有呼吸道方面疾病之患者而言，空氣污染的負面影響是可以確定的；再者我們對於人體於空氣中對污染物實際的暴露量無法確定，我們無法經由生理實驗而得知人體對污染物的實際暴露量，只能以都市中測站所量測的數據做為評估之依據，因此在模式計算污染物影響的過程中，可能會低估了污染物對人體之影響。再者就是每個模式中只討論一個污染物的影響，而污染物之間強烈的共線性會阻礙多污染物模式在計算個別污染物實際的影響。黃景祥等(2002)發現，透過污染物長期暴露的調整，可以獲得良好的短期暴露之影響，並且認為估計個別污染物與呼吸性疾病之相關性，有必要考量多種污染物之慢性與急性效應同時存在的交互作用；最後，本研究所使用之全民健保學術研究資料庫屬二手資料，由於目前疾病保險給付標準已逐漸趨向單一疾病預估制度，因此也提高了疾病分類正確與否的難度，不但影響了到醫療給付，對於使用該資料做為研究之對象，其導致分析結果上的誤差也是研究者無法預測的。雖然如此，此資料庫本身仍為台灣地區最



具系統且資料內容最龐大，對於較一般性質的疾病，在疾病分類上，我們可以相信其代表性應該足夠，因此在本研究分析上我們仍完全信任資料庫本身之正確性。

過去在台灣對於探討空氣污染與呼吸性疾病門診率之關係數量不多，本研究結果與其他國內外相關之研究比較，均指出空氣污染對於人體健康確實有顯著之影響，但此結果並不意味著空氣污染對人體有直接的毒應，並且目前仍不能斷言空氣污染一定會導致人體疾病的發生，但對於本身早已患有呼吸性疾病及心血管疾病之高危險群，空氣污染的確會使以患有相類似疾病患者病情惡化，進而造成就診人數的增加。本研究除評估空氣污染對於人體之影響外，也希望能進一步提供相關之行政單位做為空氣污染防治之另一項參考。

## 第六章 結論

本文收集台北市、台中市及高雄市 1997-2000 年之門診資料與環保署空氣品質監測站數據，以高斯線性模型分析空氣污染與門診就診人數之相關性，盼藉此瞭解台灣地區大型都會區空氣污染對人體之影響，此研究結果並希望能提供相關行政單位做為參考。

### 1. 模式的建立

影響污染物與就診人數變化之混亂因子(confounding factors)，包括長期趨勢、季節性變動、假日與非假日及大行節慶等，必須加入模式以考慮其對於就診人數變動之影響。使用高斯線性模型估計空氣污染對於就診人數之影響，可以清楚的瞭解各種空氣污染物對人體影響之程度大小。

### 2. 單一污染物模式

本研究結果顯示，單一污染物模式中，台北市以二氧化氮影響最為顯著，台中市與高雄市則以二氧化硫最為顯著；在污染物對就診人數進行延遲迴歸，結果顯示台北、高雄兩市的污染物濃度對罹患呼吸性疾病門診人數的影響，其影響結果以當天污染物濃度影響最大，並隨暴露時間增加而減少；台中市污染物對久診人數之影響則呈現延遲效應。此外，在就診人數族群分析方面，三市的結果均呈現空氣污染對 65 歲以上的老年人族群影響最大。

### 3. 多污染物模式

在多污染物模式下，以懸浮微粒與臭氧個別進行調整後發現，一氧化氮、二氧化氮與二氧化硫對人體之迴歸係數均有下降趨勢，其中以懸浮微粒加入時，其他三種污染物之迴歸係數下降趨勢較臭氧加入時大，而當懸浮微粒與臭氧同時加入模式時，另外三種污染物之結果與只加入懸浮微粒時的結果相似，顯示懸浮微粒與除臭氧以外之三種污染物呈現非獨立之共線性關係，因而阻礙在模式中探討多污染物個別對人體影響之純量。

### 4. 季節性分析

本研究將一年定義為兩季：熱季(3-8 月)與冷季(9 月至隔年 2 月)。於模式中加入季節因子分析，結果顯示由於北高兩市於春季污染情況最為嚴重，而台中市在秋季最為嚴重，因而導致北高兩市之污染物在熱季(3-8 月)對人體之影響較冷季(9 月至隔年 2 月)大，而台中市則呈相反情況。