


第一章 前言

1.1 研究緣起

台灣地區空氣品質惡化的主要污染物之一為懸浮微粒(PM, Particulate Matter)，其來源包括汽機車排放、工廠及營建工程排放、街道揚塵、稻田或廢棄物燃燒等。其中汽機車輛所排放的尾氣、柴油引擎及木材燃燒等燃燒過程所產生的懸浮微粒中，含有不完全燃燒之含碳微粒、硫酸根離子及硝酸根離子；水泥礦區、裸露地表、營建施工及海水飛沫等，所產生之懸浮微粒的成分多為鈉、氯、鈣、鎂、鉀及硫酸根離子。當空氣中懸浮微粒濃度增加，造成的空氣污染將引發對人體健康及動植物生長的危害、建築物的污損及大氣能見度的降低等。



根據流行病學的研究結果，懸浮微粒的暴露與人體呼吸系統的罹病率及死亡率息息相關。不同粒徑大小的懸浮微粒在鼻咽部、氣管、肺泡等部位的沈積效率不盡相同，對健康的危害也有所不同。懸浮微粒含有許多有害物質，除了重金屬外，尚有硫酸鹽、硝酸鹽及含碳成分，其中含碳成份又區分為總碳化合物(total carbon, TC)、有機碳化合物(organic carbon, OC)及元素碳(elemental carbon, EC)。

有鑒於 PM₁₀ 及 PM_{2.5} 懸浮微粒所造成的危害，美國環保署訂定的懸浮微粒國家空氣品質標準為 (NAAQS, National Ambient Air Quality Standard)：(1) PM₁₀ 年平均濃度為 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，取三年的平均值。(2) PM₁₀ 24 小時平均濃度在 99 % 累積值為 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，取三年的平均值。(3) PM_{2.5} 的年平均濃度為 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，取三年的平均值。(4) PM_{2.5} 的 24 小時平均濃度在 98 % 累積值為 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，取三年的平均值(U.S. EPA, 1998a)。另一方面，我國環保署訂定的懸浮微粒國家空氣品質標準為(1)PM₁₀ 年平均濃度為 65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。(2)PM₁₀ 24 小時平均濃度為 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

(3)TSP 年平均濃度 $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。(4)TSP 24 小時平均濃度 $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (環保署, 2004)。根據環保署 93 年度空氣品質監測結果可知(1)懸浮微粒的年平均濃度為 $62.75 \pm 16.07 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 較 89~92 年增加。(2)一般空氣測站中, 懸浮微粒符合國家法規所規定之標準年平均值的比率僅有 56.14%, 其中又以中部、雲嘉南及高屏地區的符合率較為偏低。(3)全國空氣品質不良(PSI>100)日數中, 以臭氧及懸浮微粒為主要指標污染物, 其中 37.14% 是由於懸浮微粒指標濃度過高所導致。(環保署, 2004)

由此可知, 大氣中懸浮微粒的污染為國內空氣不良的主要原因之一, 但過去國內的研究偏重於台北及高屏地區, 在桃園地區甚少有大氣懸浮微粒的相關研究。因此本研究分別在桃園縣大溪及楊梅兩處學校進行懸浮微粒採樣工作, 藉以了解當地懸浮微粒的濃度及組成。



此外, 國內學者近年來進行了許多有關大氣懸浮微粒的研究, 然而目前國內所用的懸浮微粒採樣器多是進口的產品, 所費不貲。這些採樣器大多使用流孔板或浮子流量計控制流量, 易受到環境溫度及壓力的影響, 且大多未有連續的流量及環境狀況紀錄, 往往容易造成採樣過程的誤差, 如國內學者常用的 Manual Dichotomous PM_{10} Sampler (SA241, Thermo Andersen, Smyrna, GA, USA)即有這個問題。另一方面, 在懸浮微粒的採樣工作完成後, 為了了解污染物的成份及來源, 需要針對所採集到的樣本作進一步地化學分析, 包括稱重、金屬元素、有機及元素碳(OC/EC)及離子等分析。若一個採樣器只能採集到一個 PM_{10} 及一個 $\text{PM}_{2.5}$ 的樣本, 當同時作上述這些分析時, 往往同時需要數台採樣器放在同一地點進行採樣, 或是需將所採集到的濾紙樣本加以分割。如此一來, 不但會造成實驗所需費用的增加及操作不便, 也容易導致實驗結果的誤差。

有鑒於此, 本研究設計一個多頻道(multi-channel)的 PM 採樣器, 可以同時

採集 4 個 PM_{10} 及 4 個 $PM_{2.5}$ 的濾紙或固氣分離器(denuder)的樣本，以供微粒稱重、元素分析、離子分析及碳分析之用。此一新採樣器不但可以避免因樣品的不足、需要切割濾紙而導致樣本的濃度不均的問題；亦可以不需要同時使用多個微粒採樣器，造成花費成本過高的問題。此外，本採樣器的採樣氣體體積流率藉由主動式的控制方式，可以依大氣的溫度、壓力及濾紙的壓差而維持一個固定值，以便能取得正確的 PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 的濾紙樣本。再者，本採樣器亦可同時顯示及紀錄逐時的採樣體積流率、大氣溫度及壓力，並自動計算及紀錄氣體的標準體積流率，用於計算正確的大氣微粒濃度。本採樣器不但能在不同地區進行懸浮微粒的採樣工作，更可藉著進一步的樣本分析，了解懸浮微粒的組成及污染來源，對於本國空氣污染防治工作有很大的助益。本研究之工作為設計並於實驗室進行此 PM 採樣器的校正測試。



1.2 研究目的

本研究的目的有以下幾點：

- (1) 了解桃園地區大溪及楊梅兩地懸浮微粒的濃度及組成。
- (2) 設計並製造一組多頻道 PM 微粒採樣器，可同時採集四個 PM₁₀ 及四個 PM_{2.5} 濾紙樣本。
- (3) 設計採樣器之氣體體積流率的主動式控制及記錄系統並完成測試。
- (4) 完成採樣器之 PM₁₀ 及 PM_{2.5} 收集效率曲線的實驗室校正測試。



第二章 文獻回顧

2.1 PM 的文獻回顧

2.1.1 PM 的來源

懸浮微粒(PM, Particulate Matter)是指大氣環境中除了水分子以外的固態或液態微粒，一般是指粒徑介於 0.005~100 μm 之粒狀物。Whitby and Sverdrup (1980) 的研究中指出大氣中懸浮微粒之組成及來源，如圖 2.1 所示，呈現三峰分佈之特性，即核凝型(nucleation)波峰($0.01 \mu\text{m} < d_p < 0.1 \mu\text{m}$)、聚積型(accumulation)波峰($0.1 \mu\text{m} < d_p < 2.5 \mu\text{m}$)及粗顆粒型(coarse)波峰($d_p > 2.5 \mu\text{m}$)。由於不同的來源與形成機制將導致懸浮微粒不同的粒徑分佈特性，故若能瞭解大氣中粒徑分佈特性，將有助於各微粒之化學組成份的形成機制探討。大氣中懸浮微粒可依氣動直徑大小區分為直徑小於 2.5 μm 的細微粒(fine particle)，或直徑大於 2.5 μm 的粗微粒(coarse particle)。

若依來源區分，則氣膠微粒可分成原生性氣膠(primary aerosol)及衍生性氣膠(secondary aerosol)。原生性氣膠的來源可分為自然產生及人為排放兩種，其中自然產生源包括地表塵埃、海洋飛沫、森林大火、火山爆發等；人為排放源則包括交通運輸、焚化爐、工廠排放及火力發電廠等。衍生性氣膠的來源則多因原生性氣膠經由氣體-微粒化學反應所生成，或是與其他污染物反應所形成，來源包括 SO_2 經反應生成硫酸鹽、 NO_x 經光化反應生成硝酸鹽及低揮發性 VOC 形成有機氣膠(OC)等。另一方面，大部分原生性氣膠的微粒粒徑較衍生性氣膠的微粒粒徑分佈較為廣泛，且大多分布在 $\text{PM}_{2.5-10}$ (粗微粒)中；反之，衍生性氣膠為二次污染物，主要由大氣中氣態污染物經化學反應所形成，因此粒徑範圍大多分布在

PM_{2.5}(細微粒)中。

Chen et al. (2001) 採集在高雄市三個地區的道路隧道口、施工道路及焚化爐燃燒所產生的懸浮微粒，如圖2.2所示。可知在左營區PM_{2.5}的主要排放源依序為交通排放源(45%)、二次污染源排放(硫酸鹽：14%，硝酸鹽：16%)及農耕廢棄物燃燒(13%)；在前鎮區PM_{2.5}的主要排放源依序為二次污染源排放(硫酸鹽：22%，硝酸鹽：19%)、交通排放源(18%)、道路揚塵(17%)、及農耕廢棄物燃燒(17%)；在小港區PM_{2.5}的主要排放源依序為交通排放源(54%)、二次污染源排放(硫酸鹽：15%，硝酸鹽：12%)及農耕廢棄物燃燒(17%)。整體而言，高雄地區PM_{2.5}的主要來源為交通排放源(18-54%)，其次為二次污染源排放(30-41%)及農耕廢棄物燃燒(13-17%)。Zhu et al. (2002) 及Charron et al. (2003) 分別研究洛杉磯及倫敦兩地懸浮微粒的來源。結果發現，都市中懸浮微粒的產生源多為汽機車排放；其中粒徑範圍在20-60 nm的超細微粒多由汽油引擎類的輕型交通工具所排放；而粒徑範圍在60-130 nm的超細微粒則多由柴油引擎類的重型交通工具所排放。吳和張(2005)針對台南市機動車輛所排放之懸浮微粒的粒徑分佈進行研究，結果顯示汽車所排放之超細微粒的粒徑範圍在10~21 nm，機車則為14~30 nm，類似的結果Chan et al. (2005) 在針對北京懸浮微粒的來源分析時亦被提出。

由此可知，懸浮微粒的主要來源為交通排放源，其中汽機車排放源為細微粒(PM_{2.5})及超細微粒的主要來源，這些懸浮微粒隨著粒徑的不同而有相異的組成，此部分將在下面進行討論。

2.1.2 國內外 PM 的濃度及組成研究

表2.1整理國內外多篇有關PM₁₀組成的研究。我國目前雖無PM_{2.5}的空氣品質標準，但歷年來針對PM_{2.5}相關的研究仍很多。蔡和吳(1998)研究高屏地區大寮測

站PM₁₀及PM_{2.5}的組成，結果顯示PM₁₀及PM_{2.5}濃度分別為35.7~98.3及24.4~55.4 μg/m³，且皆以SO₄²⁻所佔比例為最高、NH₄⁺與NO₃⁻次之，其中SO₄²⁻及NH₄⁺在PM_{2.5}的比例明顯高於PM₁₀中。黃等人(1999)在高雄地區楠梓及小港兩測站，發現PM_{2.5}佔PM₁₀約60%，可推測高雄市的懸浮微粒應受人為污染源之影響較大，因人為活動所排放的微粒以PM_{2.5}為主；其中PM_{2.5}以水溶性離子所佔比例為最高(30~52%)，碳成分次之(17~28%)，金屬成分則只佔3~5%。鄭等(1999)進行台中都會及其沿海地區的大氣粗細懸浮微粒之採樣分析工作，顯示台中都會地區PM₁₀之四季平均濃度約為98.2 μg/m³，PM_{2.5}佔PM₁₀濃度的65%以上，而沿海地區因風速較大，受海鹽飛沫及風吹揚塵的影響，PM₁₀之四季平均濃度則只有64.2 μg/m³，但PM_{2.5}仍佔PM₁₀濃度的57%以上。Chen et al. (1999) 指出在台北、台中和高雄所測得PM₁₀的質量濃度分別為42.19、60.99及77.10 μg/m³；而PM_{2.5}的質量濃度則為23.09、39.97及48.47 μg/m³。可知台灣三大都市中的PM_{2.5}所佔PM₁₀的比例皆高達50%以上，其中台中和高雄地區更可高達60%以上。

Lin et al. (2001) 指出高雄地區的PM₁₀及PM_{2.5}濃度分別為111 μg/m³及68 μg/m³，PM_{2.5}佔PM₁₀約62%，其中總碳元素分別佔PM₁₀及PM_{2.5}約18~21%。Chen et al. (2001) 在高雄的前鎮、左營及小港等地進行PM_{2.5}的研究，發現這三個地點所採集的微粒中，其主要成分皆為OC、SO₄²⁻、NO₃⁻、NH₄⁺和EC等衍生性氣膠，質量濃度所佔的比例分別為12.8~14.2%、12.8~15.1%、8.1~10.4%、6.7~7.6%及5.3~8.5%；其中無機衍生性氣膠所佔比例最高，約佔PM_{2.5}的30%。李等人(2004)針對南台灣都會區與非都會區大氣氣膠之特徵進行比較，結果發現澎湖地區懸浮微粒之PM_{2.5}平均濃度為25.19 μg/m³，PM₁₀背景濃度為55.97 μg/m³，而在高雄都會區之PM_{2.5}平均濃度為63.65 μg/m³，約為澎湖地區的2.5倍；PM₁₀濃度平均為113.83 μg/m³，其中高雄都會區之細微粒在PM₁₀中所佔比重多於粗微粒，而澎湖地區之細微粒在PM₁₀中所佔比重則少於粗微粒。此外，無論在澎湖或高雄地區，PM_{2.5}與PM₁₀組成中之水溶性離子成份均以SO₄²⁻、NO₃⁻及NH₄⁺為主，其

中澎湖地區之粗微粒是以海鹽氣膠為主，且高雄都會區PM_{2.5}與PM₁₀之總碳質量濃度之平均值皆約為澎湖地區的兩倍。陳(2005)分析屏東測站PM_{2.5}及PM₁₀的濃度分別為32.2~81.0及23.9~70.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，在潮州測站PM_{2.5}及PM₁₀的濃度分別為35.8~89.4及20.5~70.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，這兩個測站所採集PM_{2.5}及PM₁₀的成分皆以水溶性離子和碳元素為主。以PM_{2.5}為例，微粒成分均以水溶性離子最高(屏東測站：28%，潮州測站：26%)，其次為有機碳(屏東測站：21.4%，潮州測站：22.3%)，金屬成分最少(屏東測站：12.5%，潮州測站：12.5%)。陳等人(2004)探討屏東郊區大氣懸浮微粒的特性，結果顯示PM_{2.5}濃度的範圍為9.6~120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，平均值約為53.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，PM_{2.5-10}濃度的範圍為3.83~30.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，平均值約為15.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。另外，研究發現PM_{2.5}或PM₁₀的質量濃度均以冬季最高、夏季最低，PM_{2.5}/PM₁₀值之範圍為0.6~0.92，平均值為0.78，其中水溶性離子為PM_{2.5}微粒上的主要成分，平均佔的比例為0.53，而水溶性離子中又以無機衍生性氣膠的量最多，平均所佔之比例為0.83。水溶性離子亦為PM_{2.5-10}微粒上的主要成分，平均所佔的比例為0.48，而在水溶性離子中的無機衍生性氣膠僅佔50%，比例明顯較PM_{2.5}低，顯示在粗微粒中除了無機衍生性氣膠外，還有一半成分是由其他物種所貢獻(例如：Na⁺及Cl⁻等)。

吳(2005)由南部地區懸浮微粒之初步監測成果可知，PM_{2.5}及PM₁₀在四個測站的平均濃度相差均在10%以內，尤其是PM_{2.5}的差異更小，顯示空間之一致性相當高。另外PM_{2.5}所佔PM₁₀的平均比例為65~75%，其中PM_{2.5}中的主要成分為硫酸鹽，月平均所佔比例為30~50%。許等人(2005)針對花蓮地區的空气品質進行研究，結果顯示在2003年所測得PM_{2.5}及PM₁₀的濃度分別為20.5及37.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，在2004年所測得PM_{2.5}及PM₁₀的濃度分別為15.4及29.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，其中PM_{2.5}及PM₁₀的主要優勢物種皆為SO₄²⁻，二次光化鹽類(NO₃⁻、SO₄²⁻及NH₄⁺)在PM₁₀中所佔的比例約為30~33%，於PM_{2.5}中所佔比例更高達38~49%。另一方面，隨著東北季風長程傳輸所帶來的空氣污染物，導致微粒中的SO₄²⁻在濃度上有54~60%的增幅，其

所佔總值量濃度的百分比也增加約20~23 %。周(2005)分析台灣地區大氣氣膠的質量濃度及化學組成，結果顯示澎湖及花蓮地區的PM_{2.5}約佔PM₁₀的50 %，且原生性氣膠如海鹽或塵土等懸浮微粒在污染較少的區域佔有較大的比例；而台北、台中及台南三個都會區的PM_{2.5}約佔PM₁₀的60~70 %，並且呈現由南向北遞增的趨勢。此研究顯示在都市地區有較多的細微粒，特別是車輛引擎排出的粒狀污染物多屬於細粒徑的範圍，因此較高的PM_{2.5}/PM₁₀值可以正確的反映出都市的污染特徵。至於屏東的PM_{2.5}/PM₁₀值高達70~80 %，可能是因為當地強烈的日照而導致旺盛的光化學作用所致。此外，研究指出NH₄⁺、SO₄²⁻、NO₃⁻、OC及EC等五種物質在各地區均是構成PM_{2.5}的主要成分，在PM_{2.5}質量濃度中所佔的比率約為60~80 %。

在國外，Chow et al. (1996) 將在美國南加州所採集的懸浮微粒加以分析，可知PM_{2.5}和PM₁₀的濃度分別為20.2 and 33.7 μg/m³，且PM_{2.5}佔PM₁₀約50~66 %，其中PM_{2.5}和PM₁₀的主要成份皆為二次光化鹽類 (NO₃⁻、SO₄²⁻及NH₄⁺)、OC及EC，分別佔PM_{2.5}和PM₁₀的70 %及48 %。Gehrig and Bushmann (2003) 分別在瑞士首都伯恩及近郊蘇黎士進行懸浮微粒採樣，發現於交通量高的伯恩所採集到的PM_{2.5}佔PM₁₀約75 %；而在交通量較低的蘇黎世所採集到的PM_{2.5}佔PM₁₀高達58 %，可知排放源對於懸浮微粒的組成有所影響。Shaka and Saliba (2004) 指出黎巴嫩首都貝魯特在春季時PM₁₀及PM_{2.5}的濃度分別為116及40 μg/m³，其中在PM_{2.5}中SO₄²⁻、NO₃⁻、SiO₄²⁻、CO₃²⁻和NH₄⁺等成分，皆較PM₁₀所含有的成分高許多。Harrison et al. (2004) 在英國進行懸浮微粒的特性研究，發現在倫敦道路旁所測得PM₁₀及PM_{2.5}的平均濃度分別34.67及22.32 μg/m³，其中PM₁₀及PM_{2.5}的主要成分皆為含碳物質，總碳(TC, OC+EC)分別佔PM₁₀及PM_{2.5}的49 %及63.1 %，而背景地區所測得PM₁₀及PM_{2.5}的平均濃度分別23.15及14.35 μg/m³，兩處的PM_{2.5}約佔PM₁₀的63 %。

Chan et al. (2005) 於2003年八月在北京所測得之PM_{2.5}和PM₁₀的最高日質量濃度分別為178.7 and 368.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，兩者皆超過中國的國家空氣品質標準 (150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)，其中OC及EC在PM_{2.5}中所佔的比例分別為12.4及5.1%，在PM₁₀中所佔的比例則分別為8.1及3.5%。Sharma and Maloo (2005) 於2002年至2003年研究印度當地PM₁₀及PM_{2.5}的組成，結果顯示在Indian Institute of Technology (IIT)所得的PM₁₀及PM_{2.5}濃度分別為80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 及61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，其中所含有Pb及Zn的濃度分別為150 ng/m^3 及320 ng/m^3 ，在Vikas Nagar (VN)得的PM₁₀及PM_{2.5}濃度分別為272 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 及146 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ；而在Juhi Colony (JC)所測得的PM₁₀及PM_{2.5}濃度分別為281 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 及95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，其中Vikas Nagar及Juhi Colony所測得的PM₁₀濃度皆超過印度國家空氣品質標準(100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)。另一方面，雖然Vikas Nagar及Juhi Colony測得的PM₁₀濃度相近，但在Vikas Nagar所測得的PM_{2.5}濃度卻明顯高於在Juhi Colony所測得的PM_{2.5}濃度，可知PM₁₀的濃度高低並無法完全表示會對人體健康有害之PM_{2.5}的含量。




由以上的國內外研究可知，PM_{2.5}約佔PM₁₀質量濃度的55-70%，其中PM_{2.5}的主要成分為無機二次氣膠微粒及含碳物質，這些細粒徑微粒對於健康及環境所造成的不良影響，將在下面提到。

2.1.3 PM 對能見度的影響

由於空氣污染日趨嚴重，空氣中懸浮微粒的含量也隨之增加，所造成的影響直接反映在環境的危害上，其中又以能見度降低為最嚴重的環境問題。本節彙整相關文獻，以了解懸浮微粒對能見度所造成的影響。

Pryor et al. (2000) 在加拿大西岸東南方的菲沙河谷 (Fraser Valley)，研究PM_{2.5}對河谷的能見度所造成的影響，結果顯示河谷中PM_{2.5}的質量濃度約為8~9

mg/m³，能見度只剩不到 20 公里，研究發現造成河谷能見度降低的 PM_{2.5} 主要由汽機車所排放，其中 PM_{2.5} 含有的氮和硝酸鹽更是造成河谷能見度降低之主要物種。圖 2.3 為台中市區、沿海地區及阿里山等地的小時能見度變化情形，Cheng et al. (2000) 指出民國六十年台中地區的年平均能見度範圍尚有 25 公里，然而近幾年在台中沿海區域所測得的年平均能見度卻剩下不到 12 公里，可知近年來台中地區遭到嚴重的空氣污染。為了了解微粒對於能見度的影響，此研究針對 PM_{2.5} 及 PM_{2.5-10} 所含的硫酸鹽、碳物種以及當地氣象因素加以分析，發現台中市區及其沿海地區在白天的能見度較高，而在晚上的能見度卻降低，反觀阿里山的能見度在中午達到最低。研究發現都市地區的硫酸鹽、碳物種及當地風速等因子是影響能見度的三大主因，而在沿海地區的硫酸鹽和濕度為影響能見度的主因，阿里山則以濕度為影響能見度的最主要因素。由此可知 PM_{2.5} 及 PM_{2.5-10} 所含之硫酸鹽和碳物種對於能見度降低會有顯著的影響。



李等人(2004)針對南台灣都會區及非都會區之大氣氣膠光學特性進行研究，如表 2.2 所示。結果發現高雄都會區之散光係數值範圍介於 122~504 M/m 之間，其平均值(206 M/m)約為澎湖地區(87 M/m)之 2.4 倍。而在吸光係數值方面，高雄都會區之量測值介於 21~104 M/m 之間，澎湖地區則只有 2~27 M/m 之範圍，高雄都會區之平均值(42 M/m)約為澎湖地區(11 M/m)之 3.8 倍。此結果也進一步指出高雄都會區之氣膠削減了許多的太陽光線，導致此地之能見度普遍不佳。Tsai (2005)觀察台南地區之懸浮微粒與能見度的關係，由圖 2.4 可知 1960 年的台南地區，天氣晴朗時的能見度尚有 20 公里以上，而在 1961 至 2003 年卻只剩下 12.4 ± 4.2 公里。研究發現近年來台南地區的空气污染情形較 1960 年代嚴重，隨著空氣中懸浮微粒及氮氧化物濃度的增加，導致台南地區能見度的降低。

由以上資料可知，空氣中懸浮微粒濃度的增加是造成能見度降低的主要原因，其中 PM₁₀ 及 PM_{2.5} 所含有的硫酸鹽、硝酸鹽及碳物種等，皆為導致能見度

降低的主要成分。

2.1.4 PM 對健康的影響

近年來許多流行病學的研究指出，懸浮微粒之暴露與罹病率和死亡率的急速增加有很大的關聯，隨著微粒粒徑大小的不同，沉積在人體器官的位置也就有所差異。舉例來說，粒徑大於 10 μm 之懸浮微粒大部份沈積在鼻咽部，只有少部分可進入肺泡；粒徑在 2~5 μm 之懸浮微粒約 10 % 以下沈積在支氣管中，約 20~30 % 沈積在肺泡；粒徑小於 2 μm 至 10nm 左右之懸浮微粒則主要沈積在肺泡中。可知不同粒徑的懸浮微粒，附著在大氣管、小氣管與肺泡的方式亦不同。如圖 2.5 所示，Oberdörster (2004) 指出被吸入人體的懸浮微粒除了會影響心跳速率、心律不整、肺部發炎及動脈硬化外，甚至會造成血液凝結、血栓或心肌梗塞等疾病，最嚴重還會造成死亡。



李(1982)針對台北市空氣中懸浮微粒物化成份分析及學童肺功能之研究指出，懸浮微粒對人體呼吸系統之影響為(1)對主支氣管產生作用，造成纖維麻痺、支氣管黏膜過度分泌、黏膜腺增生，引起可逆性支氣管痙攣，抑制深呼吸，並蔓延至小支氣管。(2)粒徑較小之微粒對末稍細支氣管有強烈影響，且低濃度的微粒即可造成明顯的反應，並可能形成慢性支氣管炎、細支氣管擴張及肺水腫或支氣管纖維化等症狀。(3)粒徑 1 μm 以下之微粒特別容易達到細微肺泡組織，促使肺部的巨噬細胞明顯增加，形成肺氣腫病破壞肺泡。Schwartz et al. (1993) 及 Dockery et al. (1993) 指出隨著空氣污染日趨嚴重，在高 PM_{10} 質量濃度的地區，亦會產生很高的 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度，當人類暴露在這些地區時，不但會提高肺癌與氣喘病的發生率，也會增加患有心肺功能疾病之病人的致死率。Schwartz et al. (1996) 提到 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 和 SO_4^{2-} 等質量濃度的變化情形與日死亡率有高度關聯性，每當 $\text{PM}_{2.5}$ 質量濃度增加 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，則日死亡率就會提高 1.5 %，主要是因

為 PM_{2.5} 較容易進入肺部，進而引起某些肺部及呼吸器官的疾病。Pitts and James (1983) and Zhu et al. (2002) 指出 PM_{2.5} 中若含有 PAHs 有機碳化合物或過渡金屬等污染物質，當人或動物暴露在高 PM_{2.5} 濃度時，致癌危險性亦相對提高。Chang et al. (2005) 研究台北地區 PM₁₀、NO₂、CO 及 O₃ 等空氣污染物與罹患心血管疾病的關係，結果發現引發心血管疾病的比率與 PM₁₀、NO₂、CO 及 O₃ 濃度有關，其中又以 PM₁₀ 對於罹患心血管疾病與否具有很高之相關性。

近年來毒理學研究開始著重於空氣中質量濃度較低、但粒數濃度甚高的奈米微粒對人類或動物的危害。Oberdörster et al. (2004) 及 Zhu et al. (2002) 指出，奈米微粒與較大的懸浮微粒相比，因為具有較不易被肺部的巨噬細胞破壞和表面積較大的特性，當奈米微粒進入體內後更容易與肺部區上皮細胞相互作用。此外隨著懸浮微粒的形狀、尺寸及數目等特性，被吸入的奈米微粒會在人體不同器官沉積，進而引起呼吸道、心臟與血管系統、中樞神經和免疫系統的損害。圖2.6為被吸入的微粒在人體內的沉積情形，可知奈米微粒較容易到達肺泡區，而且當微粒粒徑增加至20 nm時，微粒在肺泡區的沉積量也會提高。

Oberdörster et al. (2004) 將超細微粒 TiO₂ (20 nm) 及細微粒 TiO₂ (250 nm) 注入老鼠呼吸系統內，觀測老鼠肺部洗滌液中的嗜中性白血球 (neutrophils) 含量。結果如圖 2.7 所示。當注入相同的質量劑量時，超細 TiO₂ 微粒(20 nm)比細微 TiO₂ 微粒(250 nm)所產生的嗜中性白血球含量較多，可知超細 TiO₂ 微粒在老鼠肺部會產生較大的發炎反應。此外，研究發現老鼠所吸入的奈米微粒不但會累積在其鼻腔、肺臟及大腦，亦會改變沉積的位置，進而移動到全身的循環系統，造成肺部發炎、肝臟病、心臟病、大腦的損害或是中樞神經系統組織損害等疾病。

Oberdoerster et al. (2004) 將 20nm 及 250nm 的 TiO₂ 和 Al₂O₃ 微粒注入老鼠肺部，結果如圖 2.8 所示。20 nm 的 TiO₂ 及 Al₂O₃ 超細微粒所引起肺部的發炎情形

較 250nm 的細微粒更為明顯。此外這兩種超細微粒隨著暴露時間的增加，皆使得老鼠肺部的嗜中性白血球含量大為降低，對肺部的危害也較趨緩。另一方面，當暴露時間達 59 天之後，20nm 的 Al_2O_3 超細微粒對肺部所產生的發炎情形較 TiO_2 超細微粒更明顯，可知不同種類的超細微粒，對於健康的影響也有所不同。

2.2 PM 採樣器的相關文獻

2.2.1 國內外常用 PM 採樣器的原理與介紹

在國外有些採樣器能同時採集多個 PM_{10} 及 $\text{PM}_{2.5}$ 的樣本，以進行化學分析之用，如 IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments) 監測網所用的 IMPROVE 採樣器，可以同時採集 3 個 PM_{10} 、3 個 $\text{PM}_{2.5}$ 的樣本，以作為秤重、元素、離子及碳的分析 (Eldred et al., 1988)。這些常用的採樣器多由臨界流孔板或浮子流量計控制流量，易受到環境溫度及壓力的影響，且大多無連續的主動式流量控制系統及無法同時採樣多個濾紙樣本，往往會造成採樣過程的誤差。以下為目前國內常使用的採樣器類型，各有其優缺點及適用範圍，分述如下 (李等人，2001 及 2002；周等人，2005)：

(1) 分道採樣器 (Dichotomous Sampler, series 241, Thermo Andersen, Smyrna, GA, USA)

分道採樣器如圖 2.9 所示，為二階虛擬衝擊器 (virtual impactor)，可同時採集粗粒徑 PM_{10} 及細粒徑 $\text{PM}_{2.5}$ 兩種懸浮微粒，有利於比較 PM_{10} 及 $\text{PM}_{2.5}$ 之質量與成分的不同，其中 PM_{10} 及 $\text{PM}_{2.5}$ 的採樣流量分別為 1.67 L/min 及 15.03 L/min，總流量控制在 16.7 L/min。本採樣器所使用的濾紙為直徑 37 mm 之濾紙，材質則由欲分析之懸浮微粒成分來決定。一般鐵氟龍濾紙適用於稱重及水溶性離子分

析，石英濾紙則適用於碳元素分析，然而本採樣器僅能採到一個 PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 樣本為其缺點。

(2) 通用空氣採樣器 (Universal Air Sample, Model 310, MSP Corporation, Minneapolis, MN, USA)

通用空氣採樣器如圖2.10所示，是利用虛擬衝擊的原理採集 PM_1 及 PM_{1-10} ，其中 PM_1 的採氣流量為 270 L/min，而 PM_{1-10} 的採氣流量則為15 L/min，總流量為 285 L/min。本採樣器的入口處設有一個10 μm 的採樣分選頭，可先行去除粒徑大於10 μm 之微粒，進入採樣器之氣流再予以分流。粒徑在1 μm 至10 μm 間的微粒受到慣性作用，在 PM_{1-10} 之氣流道上被濾紙收集；而粒徑小於 PM_1 之微粒則隨著氣流運動，在細顆粒氣流道上被濾紙收集。本採樣器所使用的濾紙為2.5”× 6.5”及8”× 10”的石英濾紙，以分別採集粒徑在1 μm 以下及1~10 μm 間之懸浮微粒。另一方面，由於本採樣器的流量較大，故可採集較多的懸浮微粒，進而分析空氣中較低的化學物質，但所需的濾紙亦較大，因此價格過於昂貴。

(3) 氣膠成份分析採樣器 (Partisol Model 2300 Speciation Sampler, RP2300, Rupprecht & Patashnick Co., Inc., Albany, Ny, USA)

氣膠成份分析採樣器的組織構造如圖2.11所示，以自動連續方式操作，由感應器(Sensor)、微處理器(Microprocessor)及氣流系統等三個部份所構成。本採樣器最多有4個流量通道同時進行採樣，其中每一個通道的流量皆可達到16.7 L/min，使得每一個47 mm的濾紙可收集到更多的懸浮微粒。另一方面，本採樣器不但能與 $PM_{2.5}$ FRM (Federal Reference Method)採樣器比較，每個採樣通道亦可與蜂巢式套管化學採樣器結合，以吸附酸氣等會干擾濾紙分析的物質，進而得到正確之無機氣膠、酸性氣膠和懸浮微粒等物質的分析結果。再者，本採樣

器具有可變動的採樣條件，除了基本上定義採樣開始時間與採樣時數之外，更可由一些額外的輸入條件控制採樣狀態，例如可控制風速的大小或風向等條件去要求本採樣器是否進行採樣，或者是由其他外在來源的類比訊號輸入控制本採樣器是否進行採樣。

(4) Andersen RAAS 2.5-400

Andersen RAAS 2.5-400採樣器如圖2.12所示，主要是利用一個不受風速影響的進流口，先將48 L/min的空氣抽入採樣器內，接著將空氣均勻分配於兩個氣體流量皆為24 L/min的通道中，最後再將氣流引進旋風器，以去除粒徑大於2.5 μm 的微粒。此外，被分離的氣流進入分流器後，可再被引進三個氣流通道內，以利進行微粒採樣，其中每一個分流器中的氣流總和皆為24 L/min。



(5) R&P 2000 FRM Sampler

R&P 2000 FRM 採樣器是依照美國環保署的聯邦建議方法所建置的標準人工PM₁₀採樣器，如圖2.13所示。主要的構造包括標準的PM₁₀採樣頭(16.7 L/min)、濾紙組、質量流量控制器、真空抽氣幫浦、溫度偵測器、散熱風散組以及附有LED 控制面板的微處理器單元。另外，R&P 2000 FRM 採樣器會監測採樣時期的溫度及大氣壓力的變化，以提供採樣者進一步的資訊，而且在PM₁₀進口端設置可收集水氣的玻璃瓶，以去除多餘的水氣。

(6) δ -IAS 採樣器

Delta 國際氣膠採樣器 (The δ Group international aerosol sampler, δ -IAS) 是以加州空氣與工業安全實驗室(The California Air and Industrial Hygiene

Laboratory) 所研發的23 L/min 旋風採樣器為基礎的氣膠採樣器。由於此旋風採樣器的截取直徑行為，不會使截取直徑大於2.5 μm 的氣膠微粒收集於濾紙上，因此這套採樣器已經變成重要的標準2.5 μm 截斷粒徑的旋風採樣器。如圖2.14所示， δ -IAS 為標準4個採樣孔的IMPROVE 採樣器，且與IMPROVE 採樣器的截取直徑皆為2.5 μm 。本採樣器中每一個孔洞的流量，皆利用臨界流孔板(critical orifices) 將流量降低到7.7 L/min。不但可由真空壓力錶來確認抽氣馬達的功率，亦可藉由量測旋風採樣器的壓降來確認總氣體流量。本採樣器的優點為單元尺寸的大小僅有18×30×44 cm，易於攜帶，且本採樣器在氣膠質量濃度較高的情況下，仍可正常操作而不致使得濾紙阻塞。

本研究所設計的採樣器除了可同時採集4個PM₁₀及4個PM_{2.5}濾紙樣本，以避免因分割濾紙而造成微粒濃度分佈不均，亦可藉由主動式流量控制系統使採樣流量維持一固定值，以減少採樣過程的誤差。



2.2.2 PM 採樣器的相關理論

一個 PM 採樣器必須要有 PM₁₀ 的進口，且需經由美國 PM₁₀ 聯邦參考方式 (FRM, Federal Reference Method) 中所規定的測試程序進行測試，並符合表 2.3 所示之 PM₁₀ 高流量採樣器的性能規範，才能被視為美國 EPA 指定的參考方法或相等方法。一個 PM₁₀ 採樣器的進口必需以氣動直徑為 3-25 μm 的單徑微粒在風洞中進行測試，在各風速下，此收集效率曲線的 50 % 截取點必須在 $10 \pm 5 \mu\text{m}$ 之內才算合格。

影響慣性衝擊器微粒收集效率的主要因子是無因次參數—史脫克斯數 (St, Stokes number) 和噴嘴雷諾數 (Re, Reynold number)。史脫克斯數的定義為微粒的鬆弛時間 (τ) 和噴嘴的平均流體流速 (V) 的乘積與噴嘴半徑 ($W/2$) 之比值，史脫克斯數和噴嘴雷諾數的定義如公式(2.1)及公式(2.2)所示：

$$St = \frac{\rho_p d_p^2 V C_c}{9\mu W} \quad (2.1)$$

$$Re = \frac{\rho V W}{\mu} \quad (2.2)$$

其中 ρ_p 為微粒密度， d_p 為微粒直徑， V 為噴嘴的流體流速， C_c 為微粒的滑動校正因子， μ 為氣體黏滯係數， W 為噴嘴直徑， ρ 為氣流密度。對慣性衝擊器而言，史脫克斯數的平方根 (\sqrt{St}) 為無因次的氣動直徑，為影響衝擊器收集效率的重要參數值。 $\sqrt{St_{50}}$ 代表微粒收集效率為 50 % 時的史脫克斯數平方根值，利用公式(2.1)可推得該慣性衝擊器的截取氣動直徑 (cut-off aerodynamic diameter)。比截取氣動直徑大的微粒在通過噴嘴後，較易脫離流線而衝擊在收集板上，比截取氣動直徑小的微粒則會順著流線繞過收集板而未被收集。

Kavouras and Koutrakis (2001) 藉著改變雷諾數及聚氨酯泡棉(PUF)的密度、收集板直徑、和噴嘴至收集板距離等參數，以了解利用 PUF 取代傳統 PM_{2.5} Harvard 型慣性衝擊器的衝擊板時，是否會得到的較佳的微粒收集效率曲線。結果顯示，利用泡棉取代傳統收集板，所得的 50 % 截取直徑會由 2.48 μm 降為 1.12 μm ，對應的 $\sqrt{St_{50}}$ 為 0.24。傳統所使用的平板型收集板，微粒彈起情形嚴重，故對於所得到的微粒粒徑分佈曲線會有失真的情形，若將油料塗敷在傳統收集板上，同樣也會有微粒彈起的情形發生，若改用 PUF 泡棉作為衝擊器的收集板，則對於彈起情形會有所改善，亦即可以獲得較傳統收集板更好的收集效率，此差異性可能是因為泡棉對於微粒有減少能量的效果，而使得彈起現象降低。

噴嘴雷諾數也是影響收集效率曲線值 $\sqrt{St_{50}}$ 的重要參數，未考慮重力效應時，在雷諾數介於 500~3,000 時，圓形噴嘴的 $\sqrt{St_{50}}$ 為 0.47，矩形噴嘴的 $\sqrt{St_{50}}$ 為 0.73 (Marple and Liu, 1974; Hinds, 1999)。考慮重力效應時， $\sqrt{St_{50}}$ 的值會隨噴嘴雷諾數的降低而降低，在噴嘴雷諾數小於 100 時， $\sqrt{St_{50}}$ 的值會隨噴嘴雷諾數的降低而急遽下降 (Huang and Tsai, 2001)。過去許多實驗指出改變收集板本身的

性質及形狀，可以解決部份微粒反彈及再揚起的現象，有效地提高微粒的收集效率 (Tsai and Cheng, 1995)。Sioutas et al. (1999) 嘗試設計凹槽式的衝擊器來抑止固體微粒的反彈，結果顯示以不塗敷任何黏著劑的單純鋁材凹槽為收集板時，微粒反彈的現象並沒有明顯的被抑止，特別是對於截取氣動直徑以上的微粒，收集效率會有明顯的下降。



第三章 研究方法

3.1 PM 的採樣分析

3.1.1 採樣時間、地點及儀器的介紹

為了了解桃園地區大氣懸浮微粒之物理化學特性，本研究於 2005 年 11 月至 2006 年 5 月間，分別於 2005 年 11 月、2006 年 2 月及 2006 年 4 月，各進行一次 24 小時之連續採樣，每次在同一個地點各採兩個 PM₁₀ 及兩個 PM_{2.5} 的濾紙樣本。本研究先在桃園縣內調查幾處學校校舍是否符合採樣條件，如附錄 A 表 1 所示，最後採樣地點選擇大溪鎮大溪國中及楊梅鎮大同國小兩處校舍樓頂進行採樣，大溪及楊梅兩地的地理位置圖分別如圖 3.1 所示。另一方面，本採樣點距離周圍障礙物皆有 20 公尺以上，因此不會對採樣氣流造成影響，採樣現場之採樣口設置調查如附錄 A 表 2 所示。大溪國中及大同國小之採樣儀器的現場設置情形，則如圖 3.2 及圖 3.3 所示。

本研究在每個採樣點均使用兩台分道採樣器(SA241, Thermo Andersen, Smyrna, GA, USA)進行採樣，其中一台的 PM₁₀ 及 PM_{2.5} 濾紙使用 37 mm 的鐵氟龍濾紙(P5PJ037, Pall Gelman corp., NY, USA)，而另一台則使用 37 mm 的石英濾紙(2500QAT, Pall Gelman corp., NY, USA)，採得的濾紙樣本再用於分析有機碳 (organic carbon, OC)、元素碳 (elemental carbon, EC)、總碳 (total carbon, TC) 及 F⁻、Cl⁻、NO₃⁻、SO₄²⁻、NH₄⁺、Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺等成分之離子分析 (Ion Chromatography, IC)的用途。

3.1.2 懸浮微粒之質量濃度

針對不同分析用途所使用的濾紙種類亦不同，一般常用的濾紙及其適用範圍如表 3.1 所示。本研究依不同的分析用途亦需使用不同材質之濾紙採樣，碳成分分析者以石英濾紙進行採樣，而分析水溶性離子則以鐵氟龍濾紙進行採樣。使用石英濾紙之前，先將濾紙置入高溫爐內用 900 °C 之溫度烘兩小時，以降低濾紙上碳成份之背景值及可能影響分析的雜質與有機物，完成後再將濾紙置於恆溫箱中進行調理。由於石英濾紙及鐵氟龍濾紙均用於秤重並決定 PM 的濃度，因此濾紙在秤重前後之溫濕度，均會影響樣品的秤重品質及量測的準確性，因此本研究採樣前後，均需將濾紙保存在恆溫恆濕乾燥箱中 24 小時後再進行重複秤重，並控制濕度在 $40 \pm 5\%$ ，溫度在 $23 \pm 0.3\text{ }^{\circ}\text{C}$ 。本研究的濾紙經六位數微量天平秤重後，即置於乾淨之小型塑膠培養皿中，並加以編號後放回恆溫恆濕乾燥箱中備用，其中秤重過程中，需同時對於每一個樣品皆進行二重複秤重，以確保所得之數據的準確性。採樣後將濾紙放回小型塑膠培養皿中，立即帶回實驗室，置於恆溫恆濕乾燥箱中 24 小時以上再進行秤重，以求得所採集之懸浮微粒質量。當濾紙秤重完成，我們再進行各化學成份的分析。



3.1.3 水溶性陰陽離子成分分析

本研究所採集之大氣微粒在進行水溶性陰陽離子的成分分析前，須先將微粒上之水溶性離子萃取至超純水中，再進行後續分析。本實驗所採用的萃取方式為超音波震盪萃取法，其萃取步驟分述如下：

- (1) 取整張鐵氟龍濾紙，放入用超純水清洗過的聚乙烯(PE)瓶中。
- (2) 加入 15 ml 超純水，於上述裝有待分析濾紙之 PE 瓶中。
- (3) 將 PE 瓶放入超音波震盪機中，加入適當水量於震盪機後，開機震盪萃取 60 分鐘。
- (4) 震盪完畢後，將此萃取溶液以離子層析儀進行離子成分分析。

本研究所採集之懸浮微粒上的水溶性陰陽離子成分，是利用離子層析法進行分析，所使用的分析儀器為離子層析儀(IC, Ion Chromatography, Model 120, Dionex corp., California, USA)，其中陰離子層析管柱為 IonPacAS12A，陽離子管柱為 IonPac CS12，分析的物種包括 F^- 、 Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 、 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等離子。

3.1.4 碳元素成分分析

碳成份之分析所使用的儀器，為總有機碳分析儀附加固體樣品進料器 (TOC-SSM, Total Organic Carbon Analyzer-Solid Sample Module, 5000A, Shimadzu Corp., Kyoto, Japan)，如圖 3.4 所示，可用來分析懸浮微粒中之 EC 及 TC 含量，而 OC 含量則是將 TC 扣除 EC 而得。TOC-SSM 的原理主要是利用水平式燃燒管，將樣品放入 Sample Boat 容器內，然後利用手動方式將 Sample Boat 推入 900°C 的燃燒管中，再充入過量的氧氣使 Sample 能夠完全燃燒，形成 CO_2 及 H_2O 。接著利用排水裝置將 H_2O 分離掉後，再使用 NDIR 測定 CO_2 的含量，最後再經資料處理運算，即可得到 Sample 中碳的含量。其中 TC、EC 及 OC 的分析步驟分別如下所示：

- (1) TC 測定：採樣後之濾紙不經高溫爐進行前處理，而直接由 TOC-SSM 作分析，此時所得之測值即為 TC；同樣地，將空白濾紙經上述相同步驟進行分析，所得之測值即為碳空白量。其中兩者之差值，即為該樣品中懸浮微粒所含之 TC。
- (2) EC 測定：採樣後之濾紙置於 350°C 的高溫爐中，加熱 1.5 小時以去除 OC；接著再利用 TOC-SSM 作分析，此時所得之測值即為 EC，將空白濾紙經上述相同步驟進行分析，所得之測值即為碳空白量，其中兩者之差值，即為該樣

品中懸浮微粒所含的 EC 含量。

(3) OC 含量：將樣品中之 TC 減去 EC 之含量，即為該樣品上微粒所含之 OC。

3.1.5 採樣方法之品保與品管

(1) 濾紙之選擇與調理

在濾紙的選擇方面，除質量濃度之計算外，更重要的是要進行各種成份的分析，不同濾紙之背景值及適合分析的項目亦有所差異。本研究使用石英濾紙，主要是考慮石英濾紙具有耐壓損、低背景值及耐高溫的性質，且適合作為碳成份分析。另外，石英濾紙在秤重使用前，應注意濾紙表面有無破損、皺摺等情形。如前所述，由於採樣濾紙在秤重前後之溫度及溼度，會影響樣品的秤重品質及量測的準確性，因此採樣前後需將濾紙保存在乾淨的乾燥箱內，並控制環境中之溼度在 $40 \pm 5\%$ 及溫度在 $23 \pm 0.3\text{ }^{\circ}\text{C}$ ，使得濾紙秤重前後的環境條件一致，以減少秤重誤差，其中本研究濾紙秤重紀錄表如附錄A表3所示。

(2) 儀器操作程序

(a) 天平使用前的準備工作

由於欲秤重之採集濾紙的前後重量差值很小，因此秤重所需的天平必須要非常靈敏，以求得良好之懸浮微粒的重量濃度準確性。本研究所使用的天平為六位數天平，靈敏度為 0.00001g ，可精確秤得所採集之懸浮微粒的重量。此外需定期對天平進行內部及外部校正，以保持天平秤重之靈敏性及準確性。在每次使用天平秤重之前，需先將天平室內的冷氣開啟，使秤重環境維持一定的溫度，且在秤重的同時，環境溫度變化不可相差超過 1°C ，否則將影響天平的穩定。

(b) 分道採樣器的流量校正

一般而言，採樣設備均需作定期之流量校正，以求採樣流量之精確性。本採

樣工作所使用之分道採樣器，其採樣流量的正確與否，不僅影響採樣氣體之體積大小及微粒截取直徑之正確性，更對於採樣結果之懸浮微粒的濃度，及各種欲分析成分所佔濃度及比例有相當大的影響。本研究所使用之分道採樣器的流量校正步驟，應先置入一乾淨濾紙於濾紙匣內，同時取下採樣器入口，並用膠帶將原本與採樣器入口連接的管子封住，此時把採樣器的浮子流量計的閥開至最大，並觀察壓力計的讀值。當壓力上升至23 in-Hg後立即關閉採樣器電源，若壓力在60秒內仍沒有降至零，則可知本採樣器並沒有漏氣情形。

(3) 採樣程序

採樣過程當中唯有正確的操作步驟，才能有效得到有效之樣本的代表性及真實性。在本研究採樣過程中，皆需以不銹鋼攝子夾取濾紙樣本，且在採樣及分析過程中，實驗人員均要穿戴橡膠手套，以避免採樣濾紙受到污染而影響分析結果。



(4) 樣品攜帶與保存

為避免濾紙受到人為及環境污染，採樣前後的濾紙均需放置於濾紙器皿中。另一方面，由於溫溼度的變化可能會對濾紙產生影響，使得分析結果無法有效代表原始懸浮微粒之組成。因此採樣後之濾紙應儘速帶回實驗室，並放入恆溫恆濕之乾燥箱中保存，以減少溫濕度變化對濾紙所造成之誤差。

3.1.6 分析方法之品保與品管

為確保分析數據之正確性及合理性，整個採樣及分析過程中，必須儘量減少可能產生的誤差。其中人為誤差可藉由分析操作之熟練度的提昇，將誤差減至最低，而儀器誤差則須依賴品保與品管作業規範之實施，期能將分析誤差降至最低。在本研究分析過程中之品保及品管的步驟如下所示：

(1) 空白實驗分析(Blank Test)

所有樣品在進行分析的同時，均需取出未使用過之空白濾紙進行秤重與分析，前處理等步驟均與樣本相同，如此所得到之樣品濃度扣除空白濾紙濃度即為懸浮微粒之真正濃度。本研究所使用之鐵氟龍及石英濾紙的現場空白分析結果如表3.2及表3.3所示，濾紙上的離子濃度皆低於偵測極限，故可將採樣現場對於濾紙所造成的干擾視之為零。

(2) 檢量線 (Calibration Curve)

在進行各種成份分析之前，先要配製不同濃度之標準品以製作檢量線，再由積分面積換算成濃度，檢量線可作為同批次樣品之定量依據。本研究所使用的標準品濃度如表3.4所示，首先以標準溶液配製成不同濃度之標準液，在線性之範圍內，由積分所得的面積，相對於校正標準品之濃度，可獲得一檢量線。此檢量線的判定係數(Coefficient of Determination) R^2 應大於0.995 以上才符合標準，由此檢量線所計算出的濃度值也才具有意義。本研究所繪製之檢量線的相關係數整理如表3.5所示，可知 R^2 值皆大於0.995以上。另一方面，配製接近檢量線中間濃度之標準溶液做為檢量線確認，結果如表3.6所示。各種待分析的離子配製值與分析值相對偏差皆小於9%；可知本研究所繪製的檢量線品質良好，可供後續採樣工作進行離子濃度分析使用。

(3) 重複分析

水溶性離子的重複分析結果如表3.7所示，可知各種待分析離子配製值與分析值相對偏差皆小於10%，故此檢量線可用來作為待分析離子濃度之確認。

(4) 準確度與精密度分析

大溪國中及楊梅國小三次採樣工作中，所採得之欲進行碳成分分析的濾紙樣

品，每次隨機選擇兩個樣品進行準確度與精密度分析。本研究採樣濾紙的碳成分的準確度與精密度分析結果如表3.8及表3.9所示。由表3.8可知，三次採樣工作中所隨機選取之濾紙樣品，準確度範圍為93.89~108.2 %，平均值為97.89 %；由表3.9可知三次採樣工作中所隨機選取之濾紙樣品，相對偏差值(%)的範圍為7.98~11.85 %，平均值為10.35 %。另一方面，各種水溶性離子的準確度及精密度測試結果如表3.10所示，可知各種分析離子的精密度皆在以內5 %以內，準確度介於88.41~111.21 %之間。由此可知，濾紙樣品的精密度仍在合理範圍內，故濾紙樣品之分析數值可供使用。

Feely and Liljestrand (1983)認為陰陽離子比(ion ratio)必須要落在0.75-1.25之間，水溶性離子的分析結果才具有可信度及代表性。陰陽離子平衡比的定義為陰離子當量濃度總和除以陽離子當量濃度總和，其目的為確認(1)檢驗樣本中主要離子是否已被確實分析(2)剔除不確定性較高的數據，以增加分析結果之可信度。本研究的水溶性陰陽離子平衡結果如表3.11所示，可知除了於大溪國中的第一次採樣時，所採集到PM_{2.5}濾紙的水溶性陰陽離子平衡比為0.71之外，其餘皆在此範圍內，可知本研究水溶性離子的分析結果仍具有高度可信度及代表性。

3.2 多頻道 PM 採樣器的設計

3.2.1 採樣器組成

本研究所設計的多頻道 PM 採樣器的示意圖如圖 3.5 所示，包括 PM₁₀ 進口(流率為 33.4 L/min，截取氣動直徑 d_{pa50} 為 10 μm 、PM_{2.5} 慣性衝擊器(流率為 16.7 L/min，截取氣動直徑 d_{pa50} 為 2.5 μm)、大氣溫度及壓力感應器及體積流率控制系統，其中 PM₁₀ 進口是由一個昆蟲防止網以及 PM₁₀ 慣性衝擊器所構成。

空氣動力直徑大於 10 μm 的微粒經過 PM₁₀ 進口後，會隨著一半的空氣(16.7 L/min)進入左側的分歧管，由其下方的 4 個 47 mm 的濾紙匣收集，其樣本即為 PM₁₀ 樣本。PM₁₀ 進口之後的空氣有一半進入右側的分歧管，再進入一個 PM_{2.5} 慣性衝擊器，去除 d_{pa} 大於 2.5 μm 的微粒後，進入其下方的 4 個 47 mm 的濾紙

匣，其上所收集到的微粒即為 PM_{2.5} 樣本。

3.2.2 採樣器入口之設計

本採樣器的 PM₁₀ 入口是依照 Witschger et al. (1997)所提出的公式來設計，採樣器之圓環形入口的示意圖如圖 3.6 所示，其吸入效率的下式如下：

$$E_E = \frac{1}{1 + 2S_t k_w^{k_1} \cdot R^{k_2}} \left[1 + S_t k_w^{k_3} \cdot \left(\frac{R \cdot (D_s / h)}{k_5} \right)^{k_4} \right] \quad (3.1)$$

其中 $S_t k_w$ 為史托克數(Stoke's number)， R 為 $\frac{U_w}{U_s}$ ， U_w 為採樣器入口外的風速(m/s)， U_s 為採樣器入口的吸入速度(m/s)， h 為採樣器入口圓形頂蓋至採樣器本體的距離(m)， D_s 為採樣器入口圓形頂蓋的直徑(m)， k_1 、 k_2 、 k_3 、 k_4 、 k_5 為校正係數，其值分別為 0.361、-0.100、0.186、1.505 及 150。



3.2.3 PM₁₀-PM_{2.5} 慣性衝擊器

本採樣器的 PM₁₀ 及 PM_{2.5} 慣性衝擊器由噴嘴及收集板所構成。為了防止微粒之反彈及再揚起，若是使用平板型收集板，需要在平板上塗上一層薄薄的矽油 (silicone oil)，並定期清潔及塗油，若是使用 PUF 作為收集板，則不需要塗矽油。本採樣器 PM₁₀ 及 PM_{2.5} 之噴嘴直徑的設計採用的是公式(2.1)，利用 St_{50} (截取史脫克斯數)值加以計算而得。由 McFarland and Ortiz(1982)之文獻可知，PM₁₀ 進口的 St_{50} 約為 0.13；由 Peters et al.(2001) 之文獻可知，PM_{2.5} 的 St_{50} 約為 0.16。以上文獻所提及之採樣器均使用平板型收集板，但若使用 100 ppi 的 PUF 當收集板，根據 Huang et al.(2003)指出 St_{50} 則為 0.152 或 $\sqrt{St_{50}}$ 為 0.39。以上的設計基礎均是根據理論的 St_{50} 值計算而得，但每個採樣器均需再經過校正後才能確認截

取直徑是否正確，且微粒是否會損失於採樣器內部。

本研究所設計之多頻道 PM 採樣器的組合圖及各部份的分解圖如圖 3.7 所示，主要包括(1)圓環形入口(2) PM₁₀ inlet (3) PM_{2.5} impactor，本研究之多頻道 PM 採樣器的設計參數則如表 3.12 所示。

3.2.4 採樣器的體積流率控制系統

慣性衝擊器的收集效率與 St 有關，而 St 又與氣體流速(由體積流率計算而得)成正比，因此欲得到正確的 d_{pa50} ，必須正確的控制氣體的真實體積流率 Q_a 為一個固定值 K。另一方面，本採樣器之 PM₁₀ 及 PM_{2.5} 的氣體體積流率，皆為標準狀況(標準溫度 $T_s = 25^\circ\text{C}$ ，標準壓力 $P_s = 1 \text{ atm}$)時之體積流率 Q_s ，此值也是一般質量流量控制器控制之流量值。當真實體積流率 Q_a 固定為 K 時，它與 Q_s 之間的關係如下式所示：


$$Q_s = K \frac{T_s + 273}{P_s} \frac{P_a}{T_a + 273} \quad (3.2)$$

其中 K 為 16.7 L/min， T_a 、 P_a 分別為大氣的真實溫度($^\circ\text{C}$)及壓力(atm)，是由本採樣器之大氣溫度計及壓力感測器測得。因此本採樣器之體積流率控制系統中的質量流量計之流量 Q_s ，會隨著大氣溫度及壓力而調整。另一方面，採樣進行時隨著濾紙上的微粒逐漸累積，濾紙之壓差會變大，造成採樣器後端之質量流量控制器的流量控制系統受到影響，此時 Q_s 值需加以修正。亦即質量流量控制器之體積流率控制系統不但要考慮濾紙之壓差，亦需同時知道濾紙前之壓力值。首先假設濾紙前端之氣壓為 P_{a1} ，而濾紙壓差為 ΔP ，則質量流量控制器之前端氣壓為 $P_{a1} - \Delta P$ 。因此公式(3.2)可修正如下式所示：

$$Q_s = K \frac{T_s + 273}{P_s} \frac{P_{a1} - \Delta P}{T_a + 273} \quad (3.3)$$

本系統是使用國家儀器公司(National Instruments) 的 Labview 軟體，配合其資料擷取卡，擷取顯示並逐時記錄大氣溫度、壓力、濾紙壓差及質量流量計之流量，並依照公式(3.7)控制 PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 衝擊器之流量為固定值 K ，為一主動式的先進控制系統。

3.3 多頻道 PM 採樣器的實驗室測試

本研究為了測試本採樣器之固體及液體微粒的收集效率，故分別使用單徑固體螢光 PSL 微粒及螢光黃鈉油酸溶液，以作為 PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 採樣器的收集效率測試，實驗系統圖如圖 3.8 及圖 3.9 所示。我們利用 TSI 的粉塵分徑器(Small Scale Powder Dispenser, Model 3433, TSI Inc., St Paul, MN, USA)，將單徑固體 PSL 螢光微粒(Duke Scientific, Palo Alto, CA)先經靜電中和，再導入 PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 分徑器中以測試固體微粒的收集效率及內部損失。在液體微粒方面，我們利用振動流孔板單徑氣膠產生器(VOMAG, Vibrating Orifice Monodispense Aerosol Generator, TSI Model 3450, TSI INC. St. Paul, Minn.)產生含有螢光黃鈉油酸微粒，接著利用 APS(Aerodynamic Partical Sizer, TSI Model 3321A, TSI INC. St. Paul, Minn.)確認其單徑度後，再導入採樣器中進行測試。除了微粒的收集效率測試外，微粒亦可能會損失於採樣器入口、採樣器內壁及管線中，因此本研究也要對微粒的損失率進行測試；若有微粒損失於採樣器中，則需修改採樣器的設計，直至採樣器損失減至最低。

本採樣器之微粒收集效率及損失率的測試，是在採樣完成後將採樣器下游端的濾紙置入萃取溶液中進行萃取，並將分徑器周圍及採樣器的內壁，利用棉花棒沾取萃取溶液進行擦拭後，同樣再置入萃取溶液中進行萃取（萃取液的體積視採樣時間及採樣時的微粒濃度而定），其中測試固體及液體微粒收集效率及損失率所使用的萃取液為二甲苯及氫氧化鈉。所謂的萃取過程主要是將裝有萃取溶液的各個樣品瓶，先置入超音波震盪器中震盪 10~15 分鐘後（若震盪後發現尚未均勻溶解，則需持續震盪至完全溶解），接著用螢光儀(Fluorometer, Turner 10-AU, Cincinnati, UCA)分析各樣品瓶的螢光濃度，最後再將各螢光濃度轉換成微粒的質量，即可計算出本研究 PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 採樣器的收集效率及微粒損失量。本研

究所使用的螢光儀校正曲線如附錄 B 所示。本採樣器之微粒收集效率及內壁損失率的計算方式如公式(3.4)~公式(3.7)所示：

PM₁₀ 採樣器的微粒收集效率 (%)：

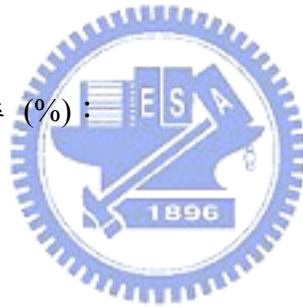
$$\eta(\%) = \frac{M2}{\sum_{a=1}^7 Ma} \times 100\% \quad (3.4)$$

PM₁₀ 採樣器的內部微粒損失率 (%)：

$$Loss(\%) = \frac{\sum_{a=1}^7 Ma - (M2 + M7)}{\sum_{a=1}^7 Ma} \times 100\% \quad (3.5)$$

PM_{2.5} 採樣器的微粒收集效率 (%)：

$$\eta(\%) = \frac{M9}{\sum_{a=8}^{14} Ma} \times 100\% \quad (3.6)$$



PM_{2.5} 採樣器的內部微粒損失率 (%)：

$$Loss(\%) = \frac{\sum_{a=8}^{14} Ma - (M9 + M14)}{\sum_{a=8}^{14} Ma} \times 100\% \quad (3.7)$$

其中：

M1：PM₁₀ 採樣器入口處微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

M2：PM₁₀ 衝擊器上微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

M3：PM₁₀ 衝擊器背面上微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

M4：PM₁₀ 採樣器分管器前端微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

- M5 : PM₁₀ 採樣器分管器內微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- M6 : PM₁₀ 採樣器分管器後端管壁上微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- M7 : PM₁₀ 採樣器下游端濾紙上微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- M8 : PM_{2.5} 採樣器分接管上微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- M9 : PM_{2.5} 衝擊器上微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- M10 : PM_{2.5} 衝擊器背面上微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- M11 : PM_{2.5} 採樣器分管器前端微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- M12 : PM_{2.5} 採樣器分管器內微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- M13 : PM_{2.5} 採樣器分管器後端管壁上微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- M14 : PM_{2.5} 採樣器下游端濾紙上微粒的質量濃度 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



第四章 結果與討論

4.1 PM 的採樣結果

4.1.1 PM 質量濃度

(1)大溪國中

圖 4.1 為大溪國中 $PM_{2.5}$ 、 $PM_{2.5-10}$ 及 PM_{10} 之三次懸浮微粒採樣的質量濃度，可知 $PM_{2.5}$ 的三次平均質量濃度範圍為 $49.96\sim 59.49\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，平均為 $55.2\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，其中 $PM_{2.5}$ 濃度在各季節之大小依序為春季(3~5 月) > 秋季(9~11 月) > 冬季(12~2 月)。一般而言，由於秋冬季節期間之風速較小，不利於污染物擴散，使懸浮微粒易滯留累積，且秋冬季節降雨量較少，所以細微粒濃度在秋冬季節有明顯升高之趨勢。但在本研究第三次採樣(春季)之 $PM_{2.5}$ 的質量濃度較另外兩次採樣(秋、冬季)為高，主要是因為採樣當天(4/20)適逢沙塵暴影響最大日，以至於在春季所採集之 $PM_{2.5}$ 濃度較秋冬兩季來得高。

再者， $PM_{2.5-10}$ 的三次平均質量濃度範圍為 $28.29\sim 29.4\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，平均為 $28.84\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ， PM_{10} 的三次 24 小時平均質量濃度範圍為 $78.25\sim 88.32\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，三次平均為 $84.04\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。第三次採樣(春季)之 PM_{10} 的質量濃度因受到沙塵暴影響，較另外兩次採樣(秋、冬季)之 PM_{10} 的質量濃度來的高，且大溪國中在第二次採樣當晚有降雨，導致第二次採樣之 PM_{10} 濃度有降低的情形。另一方面，由表 4.1 可知這三次採樣期間中，在大溪國中所採集的 $PM_{2.5}$ 佔 PM_{10} 的比例很高，達 $63.85\sim 67.36\%$ 之間，平均為 65.61% ； $PM_{2.5-10}$ 佔 PM_{10} 的比例較低，只有 $32.64\sim 36.15\%$ 之間，平均為 34.39% 。由此結果可知，在大溪國中的大氣懸浮微

粒是以細微粒($PM_{2.5}$)為主。

(2)大同國小

圖 4.2 分別為 $PM_{2.5}$ 及 PM_{10} 之三次採樣的質量濃度，可知 $PM_{2.5}$ 的三次 24 小時平均質量濃度範圍為 $52.12\sim 72.19\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，三次平均為 $61.24\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。其中 $PM_{2.5}$ 濃度在各季節之大小依序為冬季(12~2 月) $>$ 秋季(9~11 月) $>$ 春季(3~5 月)。由於秋冬季節期間之風速較春夏季節小，不利於污染物擴散，使 PM_{10} 易滯留累積，且秋冬季節降雨量較少，所以細微粒濃度在秋冬季節有明顯升高之趨勢。另一方面， $PM_{2.5-10}$ 的三次 24 小時平均質量濃度範圍為 $26.36\sim 39.75\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，三次平均為 $32.95\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ， PM_{10} 的三次 24 小時平均質量濃度範圍為 $78.48\sim 111.94\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，三次的平均為 $94.20\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ；其中秋冬季節的 PM_{10} 質量濃度明顯增加。

由表 4.2 可知這三次採樣期間中，在大同國小所採集的 $PM_{2.5}$ 佔 PM_{10} 的比例亦很高，達 $64.47\sim 66.41\%$ ，平均為 65.12% 之間； $PM_{2.5-10}$ 佔 PM_{10} 之比例範圍為 $32.59\sim 35.53\%$ ，平均為 34.88% 。由此結果可知，大同國小的大氣懸浮微粒主要是以細微粒($PM_{2.5}$)為主。

大溪國中及大同國小的微粒質量濃度採樣結果，與許多文獻所提及 $PM_{2.5}$ 佔 PM_{10} 質量濃度的 $50\sim 70\%$ 類似，可知本研究的秤重結果尚屬合理。另一方面，第三次採樣中大溪國中之 PM_{10} 濃度 ($88.32\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) 是三次採樣工作中唯一高於大同國小之 PM_{10} 濃度 ($78.48\ \mu\text{g}/\text{m}^3$)，此結果在前兩次採樣中並無發現，研判是因為第三次採樣時，沙塵暴僅在 4 月 20 日(大溪國中採樣)對台灣地區空氣品質有明顯影響，在 4 月 21 日時(大同國小採樣)影響以趨減緩，導致第三次採樣中在大同國小所採集之懸浮微粒濃度較大溪國中低。本研究分別在大溪國中及大同國小兩地進行採樣工作時，針對現場的溫濕度紀錄如附錄 A 表 4 所示。分析造成


大同國小的 PM_{10} 質量濃度較大溪國中的 PM_{10} 質量濃度來得高的原因，有以下兩點：

- (1) 地理及人口因素：楊梅鎮面積為 89 平方公里，人口數約為 13 萬 5 千人；反觀大溪地區，面積為 105 平方公里，人口數較楊梅地區來得少，僅有約 8 萬 7 千人，故人為活動對大溪地區之空氣品質所造成的影響較楊梅地區來得低。
- (2) 工業發展：楊梅地區設有幼獅、大興、高山頂段及下陰影等工業區，這四個工業區除了促進當地的經濟發展外，同時也造成楊梅地區的空气污染情形日趨嚴重。由於大溪地區為石門水庫的所在地，因此並無設有太多工廠，但仍保有相當多的自然保護區，使得楊梅地區的空气污染情形較大溪地區嚴重。
- (3) 氣候因素：如圖 3.1 所示，桃園縣內設有許多大型工業區，且本研究在桃園地區三個採樣日的風向為東北風或東北東風，這些工業區不但對於當地的空氣品質會有不良的影響，甚至會因風向因素而增加下風地區的空气污染情形，以楊梅地區為例，由於位處觀音、中壢及大園等地的下風處，因此當地的空氣污染情形應較為嚴重。由表 4.3 可知除了龍潭空品測站外，其於四個測站皆在楊梅地區的上方處，這四個測站所測得的 PM_{10} 懸浮微粒濃度皆很高，當地所產生的懸浮微粒若隨著大氣傳播至楊梅地區，勢必更加惡化楊梅地區的空气品質。另一方面，由於楊梅地區的空气懸浮微粒濃度受到上風處的影響較大，因此在楊梅地區所採集到的 PM_{10} 懸浮微粒濃度與桃園地區其他測站的測值相比，應較大溪地區接近。

另一方面，將本研究 PM_{10} 採樣結果與桃園縣內空氣品質測站所測得之 PM_{10} 濃度比較，以確認本研究 PM_{10} 採樣的正確性，結果如表 4.3 所示。桃園縣境內的空氣品質測站分別位於桃園、中壢、平鎮、大園、及龍潭五地，但並不包括上述兩地點。因此我們將桃園縣五個空氣品質測站，於三次採樣期間所測得之 PM_{10} 濃度進行平均，再與本採樣工作所得之 PM_{10} 濃度進行比較。結果可知本研究於

大溪國中所採得之 PM₁₀ 濃度，與空品測站之監測值的誤差範圍為 17.61~37.5 %，平均為 25.4 %。另一方面，本研究於大同國小所採得之 PM₁₀ 濃度，與空品測站之監測值的誤差範圍為 10.8~14.5 %，平均為 12.6 %。更進一步由圖 4.3 可知，本採樣工作於大溪國中及大同國小所採集之三次懸浮微粒濃度，與空品測站之測值相比較，兩者之懸浮微粒濃度的變化趨勢呈現相關性，證明本採樣工作所採得之懸浮微粒濃度尚屬合理。值得一提的是，第二次採樣工作之大溪地區懸浮微粒濃度明顯較低，可能因為採樣當晚大溪地區有下雨，以致懸浮微粒濃度有低估的情形。

由上述結果可知，本採樣工作所得之 PM₁₀ 濃度皆較空品測站之監測值為低，推測有以下幾點原因：

- 
- (1) 空品測站資料中並沒有大溪及楊梅兩地之監測值，因此僅能將桃園縣內五個空品測站監測值取平均，此平均值無法有效表示大溪及楊梅兩地實際的 PM₁₀ 濃度，僅能與本採樣工作所得之測值進行大致的比較。
 - (2) 本研究皆在高污染日進行採樣工作，其中由於大溪地區之採樣地點較靠近山邊，因此與五個空品測站的監測值相比，所受到空氣污染的影響勢必大為降低。如第二次採樣工作於大溪國中的測值與空品測站的監測值，兩者誤差高達 37.5 % 的情形。

4.1.2 PM 水溶性物種濃度

(1) 大溪國中

圖 4.4~圖 4.6 分別為本研究採樣期間中，在大溪國中所採集的 PM_{2.5}、PM_{2.5-10} 及 PM₁₀ 微粒上各水溶性離子之濃度。可知細微粒以 SO₄²⁻、NO₃⁻ 及 NH₄⁺ 為主要

成分，所佔之比例範圍為 35.33~45.59 %，平均則為 41.81 %，如圖 4.10~圖 4.12 所示。三次採樣期間均以 SO_4^{2-} ($\text{PM}_{2.5}$: 13.96~16.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, $\text{PM}_{2.5-10}$: 5.42~6.14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM_{10} : 20.1~22.58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 之濃度最高，其次依序為 NO_3^- ($\text{PM}_{2.5}$: 2.09~2.75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, $\text{PM}_{2.5-10}$: 1.63~1.99 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM_{10} : 3.95~4.74 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 及 NH_4^+ ($\text{PM}_{2.5}$: 4.97~5.57 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, $\text{PM}_{2.5-10}$: 1.54~1.71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM_{10} : 6.6~7.28 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)。另一方面，三次採樣期間粗微粒上之水溶性離子亦以 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及 NH_4^+ 為主，如圖 4.4~圖 4.6 所示；而 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及 NH_4^+ 於粗微粒中所佔比例範圍為 30.37~33.4 %，平均為 32.15 %，如圖 4.10~圖 4.12 所示。

表 4.4 表示本研究採樣期間中，在大溪國中所採集的 $\text{PM}_{2.5}$ 、 $\text{PM}_{2.5-10}$ 及 PM_{10} 微粒上 TC、EC 及 OC 之濃度。可知不論細微粒或粗微粒上之碳成分，主要皆是由有機碳所貢獻，有機碳在 $\text{PM}_{2.5}$ 、 $\text{PM}_{2.5-10}$ 及 PM_{10} 中所佔總碳比例的平均分別為 70.66 %、67 % 及 69.38 %。表 4.5 表示於大溪國中，在各季節所採集到之 $\text{PM}_{2.5}$ 及 $\text{PM}_{2.5-10}$ 上水溶性離子所佔之比例。可知水溶性離子為 $\text{PM}_{2.5}$ 微粒上之主要成分，其所佔之比例範圍為 40.73~51.42 %，平均為 47.73 %；而水溶性離子又以 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及 NH_4^+ 的量最高，其所佔之比例範圍為 86.74~88.66 %，平均為 87.54 %，其中又以冬季時所採集到之微粒上的 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及 NH_4^+ 所佔比例最高(88.66 %)。另一方面，可知水溶性離子亦為 $\text{PM}_{2.5-10}$ 微粒上之主要成分，其所佔之比例範圍為 41.22~46.82 %，平均為 44.93 %；而水溶性離子亦以 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及 NH_4^+ 的量為最高，其所佔之比例範圍為 69.79~73.69 %，平均為 71.64 %。可知 $\text{PM}_{2.5-10}$ 微粒上之 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及 NH_4^+ 所佔比例較細微粒來得低，顯示在粗微粒中除了 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及 NH_4^+ 等物種外，還有一些成份是由其他物種所提供(如 Na^+ 及 Cl^-)。對粗微粒而言，各季節之 SO_4^{2-} 、 NO_3^- 及 NH_4^+ 於水溶性離子上所佔比例與細微粒有明顯不同，各季節中以冬季之比例為最高(73.69 %)，其次依序為春季及秋季。

由圖 4.13~圖 4.15 可知三次採樣過程中， $\text{PM}_{2.5}$ 內佔有二次光化鹽類及總碳

的比例範圍分別為 35.33~45.59 %及 22.46~34.2 %，平均分別為 41.81 %及 28.37 %；PM₁₀ 內佔有二次光化鹽類及總碳的比例範圍分別為 34.70~40.44 %及 20.65~29.4 %，平均分別為 38.41 %及 25.17 %。由表 4.7 可知三次採樣過程中，其他物種成分在 PM_{2.5} 中以 Na⁺所佔比例為最高(平均為 2.11 %)，在 PM_{2.5-10} 及 PM₁₀ 中則以 Cl⁻所佔比例為最高(平均分別為 4.02 %及 2.61 %)，且在 PM_{2.5-10} 中所佔之 Ca²⁺及 Mg²⁺較 PM_{2.5} 在中明顯高出許多，可知粗微粒中的成分由其他物種所貢獻的比例較細微粒來得高。

(2)大同國小

圖 4.7~圖 4.9 分別為本研究採樣期間中，在大同國小所採集的 PM_{2.5}、PM_{2.5-10} 及 PM₁₀ 微粒上各水溶性離子之濃度。可知細微粒亦以 SO₄²⁻、NO₃⁻及 NH₄⁺為主要成分，所佔之比例範圍為 41.48~45.22 %，平均為 43.45 %，如圖 4.10~圖 4.12 所示。三次採樣期間均以 SO₄²⁻(PM_{2.5}: 14.37~21.71 μg/m³，PM_{2.5-10}: 6.85~7.94 μg/m³，PM₁₀: 21.22~29.65 μg/m³)之濃度最高，其次依序為 NO₃⁻(PM_{2.5}: 2.13~3.66 μg/m³，PM_{2.5-10}: 1.53~2.87 μg/m³，PM₁₀: 3.66~6.53 μg/m³)及 NH₄⁺(PM_{2.5}: 5.12~7.28 μg/m³，PM_{2.5-10}: 1.66~2.45 μg/m³，PM₁₀: 6.49~9.73 μg/m³)。另一方面，三次採樣期間粗微粒上之水溶性離子亦以 SO₄²⁻、NO₃⁻及 NH₄⁺為主，如圖 4.7~圖 4.9 所示，而 SO₄²⁻、NO₃⁻及 NH₄⁺於粗微粒中所佔之比例範圍為 33.37~36.98 %，平均則為 34.63 %，如圖 4.10~圖 4.12 所示。由此可知，三次採樣期間在大溪國中及大同國小，所採集到懸浮微粒之水溶性離子的分布情形均相當類似，均以 SO₄²⁻、NO₃⁻及 NH₄⁺為主要成份。

表 4.4 表示本研究採樣期間中，在大同國小所採集的 PM_{2.5}、PM_{2.5-10} 及 PM₁₀ 微粒上 TC、EC 及 OC 之濃度。可知不論細微粒或粗微粒上之碳成分，主要皆是由有機碳所貢獻，有機碳在 PM_{2.5}、PM_{2.5-10} 及 PM₁₀ 中所佔總碳比例的平均分別

為 74.36 %、69.88 %及 73.18 %。由此可知，這三次採樣期間在大溪國中及大同國小，所採集到懸浮微粒的碳元素分布情形相當類似，均以有機碳為主要成分，約佔總碳之七成左右。表 4.6 表示於大同國小，在各季節所採集到之 PM_{2.5} 及 PM_{2.5-10} 上水溶性離子所佔之比例。可知水溶性離子為 PM_{2.5} 微粒上之主要成分，其所佔之比例範圍為 47.38~51.90 %，平均為 49.74 %，而水溶性離子又以 SO₄²⁻、NO₃⁻及 NH₄⁺的量最高，其所佔之比例範圍為 87.13~87.55 %，平均為 87.36 %，其中以春季所採集到之微粒上的 SO₄²⁻、NO₃⁻及 NH₄⁺所佔比例最高(87.55 %)。

另一方面，可知水溶性離子亦為 PM_{2.5-10} 微粒上之主要成分，其所佔之比例範圍為 45.38~49.12 %，平均為 46.81 %，而水溶性離子亦以 SO₄²⁻、NO₃⁻及 NH₄⁺的量為最高，其所佔之比例範圍為 72.66~75.28 %，平均為 73.94 %。可知 PM_{2.5-10} 微粒上之 SO₄²⁻、NO₃⁻及 NH₄⁺所佔比例較細微粒來得低，顯示在粗微粒中除了 SO₄²⁻、NO₃⁻及 NH₄⁺等物種外，還有一些成份是由其他物種所提供(如 Na⁺及 Cl⁻)。對粗微粒而言，各季節之 SO₄²⁻、NO₃⁻及 NH₄⁺於水溶性離子上所佔的比例與細微粒有明顯不同，各季節中以春季之比例為最高(75.28 %)，其次依序冬季及秋季。

由圖 4.13~圖 4.15 可知三次採樣過程中，PM_{2.5} 內佔有二次光化鹽類及總碳的比例範圍分別為 41.48~45.22 %及 22.91~32.28 %，平均分別為 43.45 %及 28.6 %；PM₁₀ 內佔有二次光化鹽類及總碳的比例範圍分別為 39.97~41.01 %及 20.69~27.89 %，平均分別為 40.35 %及 25.19 %。由表 4.7 可知三次採樣過程中，其他物種成分在 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 中以 Na⁺所佔比例為最高(平均分別為 2.15 %及 2.47 %)；在 PM_{2.5-10} 中則以 Na⁺及 Cl⁻所佔比例為最高(平均為 3.07 %)；且在 PM_{2.5-10} 中所佔之 Ca²⁺及 Mg²⁺較 PM_{2.5} 在中明顯高出許多，可知粗微粒中的成分由其他物種所貢獻的比例較細微粒來得高。

大溪國中及大同國小的微粒水溶性離子濃度分析結果，皆以二次光化鹽類及

含碳物質為 $PM_{2.5}$ 及 PM_{10} 中的主要物種，其中 SO_4^{2-} 所佔比例為最高，其次為 NO_3^- 、 NH_4^+ 及 OC，此結果與文獻(表 2.1)類似，可知本研究分析結果尚屬合理。

4.2 多頻道 PM 採樣器的實驗室測試結果

4.2.1 體積流率控制系統的測試結果

4.2.1.1 體積流率控制系統的準確性測試

為了確認本 PM 採樣器之體積流率控制系統能否準確控制採樣氣體體積維持 16.7 lpm，特別針對本控制系統的流量及壓力進行測試。表 4.8 為 $PM_{2.5}$ 及 PM_{10} 採樣器之質量流量控制器(MFC, Mass Flow Controller, Model 5850E, Brooks, USA)流量準確性的測試結果，控制系統所輸入欲控制流量，與 $PM_{2.5}$ 及 PM_{10} 採樣器的質量流量控制器接收到控制系統欲設定的流量相比較，兩者誤差分別低於 2.53 % 及 2.00 %。另一方面，控制系統所輸入欲控制流量，與泡沫流量計測得實際通過 $PM_{2.5}$ 及 PM_{10} 採樣器的質量流量控制器流量相比較，兩者誤差分別低於 5.50 % 及 1.75 %。以本研究而言，體積流率控制系統所設定 $PM_{2.5}$ 及 PM_{10} 採樣器之質量流量控制器的流量皆為 16.7 lpm，與泡沫流量計實際測得通過 $PM_{2.5}$ 及 PM_{10} 採樣器的質量流量控制器的流量相比，由表可知兩者誤差分別僅有 1.38 % 及 0.78 %，故本研究的體積流率控制系統對於質量流量控制器的流量控制效果相當好。

表 4.9 為 PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 多頻道採樣器各點的壓差測試結果，各測試點位置則如圖 4.16 所示。結果發現，體積流率控制系統測得 $PM_{2.5}$ 及 PM_{10} 採樣器上各測試點的壓差皆很穩定，採樣器各點之壓差測試結果並不會隨著採樣時間增加而受到影響。另一方面，為了了解各測試點間壓差測試結果的準確性，故將採樣器各

測試點進行單段及多段壓差測試，結果如表 4.10 所示。可知不論是 PM₁₀ 或 PM_{2.5} 採樣器，多段測試點的壓差總和與個別單段測試點間的壓差誤差皆很低。以 PM_{2.5} 採樣器測試點 1 至點 4 為例，單段測試點(點一~點四)的壓差為 0.0171 atm，多段測試點(點一~點二 + 點二~點三 + 點三~點四)的壓差總合則為 0.017 atm，兩者誤差僅有 0.22 %。由此可知本體積流率控制系統的壓差測試具有良好的準確性。

為了了解本 PM 採樣器在高山上是否仍可正常運作，因此藉由改變採樣時的大氣壓力，以觀察本體積流率控制系統在低氣壓環境下是否仍可穩定操作，測試結果如表 4.11 所示。結果可知不論是 PM₁₀ 或 PM_{2.5} 採樣器，由公式(3.7)所得之系統欲控制質量流量控制器的流量，與體積流率控制系統之實際控制質量流量控制器的流量相比較，兩者誤差皆不高。以 PM_{2.5} 採樣器為例，當大氣壓力及大氣溫度分別為 0.407 atm 及 25.93 °C 時，控制系統理論上應設定質量流量控制器的流量為 6.78 lpm，而實際上質量流量控制器所接收到欲控制的流量則為 6.58 lpm，兩者誤差僅為 2.84 %，此結果在其他不同壓力下仍可發現。由此可知，本體積流率控制系統在低氣壓環境下，仍可準確控制質量流量控制器的流量。

4.2.1.2 不同濾紙匣的流量均勻度測試

本體積流率控制系統可使 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 採樣器的採樣流量，固定維持 16.7 lpm。然而，由於 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 採樣器下游端各有四個濾紙匣，如果通過四個濾紙匣的氣體流量無法平均分配，將使得濾紙上的微粒濃度不均，造成濾紙分析有所誤差。為了確認本 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 採樣器下游端通過各濾紙匣的氣體流量是否相等，特針對不同濾紙匣進行流量的均勻度測試，實驗裝置如圖 4.17 所示。本實驗是將採樣器下游端的四個濾紙匣分兩組接至泡沫流量計，以測量個別通過編號 1 至 4 號濾紙匣的氣體流量，結果如表 4.12 所示。可知在 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 採樣器下游端，通過單個濾紙匣與其他三個濾紙匣之氣體流量的比例皆接近 1:3。以

PM_{2.5} 採樣器上編號 1 的濾紙匣與編號 2、3 及 4 的濾紙匣為例，利用泡沫流量計測得通過兩組濾紙匣的採樣氣體流量分別為 4.133 lpm 及 12.547 lpm，兩者比例為 24.78 % 及 75.22 %，其他不同組合濾紙匣之氣體流量亦有類似的比例。由此可知本 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 採樣器下游端，通過不同濾紙匣的氣體流量均勻度良好，因此可確保採樣後濾紙上的微粒濃度分配平均，並不會造成分析上的誤差。

4.2.2 採樣器的微粒收集效率及內部損失

4.2.2.1 PM₁₀ 衝擊器的微粒收集效率及內部損失

本研究 PM₁₀ 衝擊器的微粒收集效率測試結果，如圖 4.18 所示。可知 PM₁₀ 衝擊器的截取氣動直徑約為 11 μm ，比較理想 PM₁₀ 衝擊器的截取氣動直徑 10 μm ，兩者誤差約為 10 %，由此可知 PM₁₀ 衝擊器尚有改進的空間。另一方面，微粒粒徑大於 10 μm 時的收集效率有明顯升高的情形，例如當微粒粒徑為 14 μm ，微粒的收集效率就達到約 70 %。本研究 PM₁₀ 衝擊器的內部損失測試結果，如圖 4.19 所示。可知 PM₁₀ 採樣器的內部損失率約為 20~25 %，且 PM₁₀ 衝擊器的微粒損失率並不會隨著微粒粒徑的增加而有明顯升高的趨勢，其中微粒損失主要是發生在採樣器環型入口處的防蟲網及 PM₁₀ 衝擊器後端的分接管內，兩部份的微粒損失率皆約 8~10 %，實驗數據如附錄 A 表 5 所示，採樣器各測量點則如附錄 A 圖 1 所示。以 10 μm 為例，PM₁₀ 衝擊器微粒收集效率及內部損失率分別為 37 % 及 22 %。由此可知，改良 PM₁₀ 衝擊器之截取氣動直徑低估的方法，除了噴嘴直徑(原為 14.9 mm)的修正之外，亦可減少 PM₁₀ 採樣器入口處及內部的損失率。

一般而言，為了減少 PM₁₀ 採樣器的微粒損失情形，除了可以減少防蟲網上的鐵網網目外，亦可改變 PM₁₀ 衝擊器後端分接管的接管方式，主要是因為在 PM₁₀ 衝擊器後端的分接管，會有部份微粒因慣性衝擊而沉澱於彎管處，造成採樣器管

壁的微粒損失率增加。如圖 4.20 所示，若本研究將採樣器的微粒損失情形降至最低，則 PM_{10} 衝擊器的截取氣動直徑約為 $9.5 \mu m$ ，比較理想 PM_{10} 衝擊器的截取氣動直徑 $10 \mu m$ ，兩者誤差僅有 5%，因此若能解決採樣器的微粒損失問題，且再針對 PM_{10} 衝擊器噴嘴直徑加以修改，應該可以得到一個符合規範的微粒收集效率曲線。

4.2.2.2 $PM_{2.5}$ 衝擊器的微粒收集效率及內部損失

本研究 $PM_{2.5}$ 衝擊器的微粒收集效率測試結果，如圖 4.21 所示。可知 $PM_{2.5}$ 衝擊器的截取氣動直徑約為 $3.4 \mu m$ ，比較理想 $PM_{2.5}$ 衝擊器的截取氣動直徑 $2.5 \mu m$ ，兩者誤差約為 36%，由此可知 $PM_{2.5}$ 衝擊器尚有蠻大的改進空間。實驗數據如附錄 A 表 5 所示，當微粒粒徑大於 $5 \mu m$ 時的收集效率有明顯升高的情形，例如當微粒粒徑為 $6 \sim 16 \mu m$ ，微粒的收集效率皆介於 88~93%，可知 $PM_{2.5}$ 衝擊器對大粒徑微粒皆有很好的收集效果。本研究 $PM_{2.5}$ 衝擊器的內部損失測試結果，如圖 4.22 所示。可知 $PM_{2.5}$ 採樣器的內部損失率約為 7~11%，且 $PM_{2.5}$ 衝擊器的微粒損失率並不會隨著微粒粒徑的增加而有明顯升高的趨勢；其中微粒損失主要是發生在介於 PM_{10} 衝擊器後端及 $PM_{2.5}$ 衝擊器前端的分接管內，此部份的微粒損失率約 4~8%；以 $2.5 \mu m$ 為例， $PM_{2.5}$ 衝擊器微粒收集效率及內部損失率分別為 41% 及 10%。由此可知，改良 $PM_{2.5}$ 衝擊器之截取氣動直徑高估的方法，除了噴嘴直徑(原為 $4.5 mm$)的修正之外，亦可減少 $PM_{2.5}$ 採樣器本身的內部損失率。

一般而言，為了減少 $PM_{2.5}$ 採樣器的微粒損失情形，可改變介於 PM_{10} 衝擊器後端及 $PM_{2.5}$ 衝擊器前端分接管的接管方式。如圖 4.23 所示，若本研究將採樣器的微粒損失情形降至最低，則 $PM_{2.5}$ 衝擊器的截取氣動直徑約為 $2.9 \mu m$ ，比較理想 PM_{10} 衝擊器的截取氣動直徑 $2.5 \mu m$ ，兩者誤差為 13.79%，因此和 PM_{10} 慣性衝擊器一樣，若能解決採樣器的微粒損失問題，且再針對 $PM_{2.5}$ 衝擊器的噴嘴

直徑加以修改，應該可以得到一個符合規範的微粒收集效率曲線，本研究針對上述的問題，預計改變的部分如附錄 A 圖 2 及圖 3 所示。



第五章 結論與建議

5.1 PM 採樣分析結果

- (1) 在本研究採樣期間，大溪國中及大同國小 $PM_{2.5}$ 濃度範圍分別為 49.96~59.49 及 52.12~72.19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，平均濃度分別為 55.2 及 61.24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ； PM_{10} 濃度範圍分別為 78.25~88.32 及 78.48~111.94 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，平均濃度分別為 84.04 及 94.2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。大溪國中與大同國小中 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 平均分別為 65.61 % 及 65.12 %，顯示均以細粒徑微粒($PM_{2.5}$)為主。
- (2) 本研究在大溪國中或大同國小所採集到的 $PM_{2.5}$ 上 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 、 NO_3^- 、OC 及 EC，所佔比例範圍分別為 57.79 %~79.79 % 及 64.39 %~77.5 %，所佔平均比例分別為 70.18 % 及 72.05 %，顯示在大溪國中與大同國小所採集到的 $PM_{2.5}$ 均以 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 、 NO_3^- 、OC 及 EC 為主要成分。
- (3) 本研究在大溪國中或大同國小所採集到 $PM_{2.5}$ 上的水溶性離子，三次採樣所佔平均比例分別為 47.73 % 及 49.74 %；而水溶性離子中又以 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 及 NO_3^- 為主要成分，三次採樣所佔平均比例分別為 87.54 % 及 87.36 %。另一方面， $PM_{2.5-10}$ 上的水溶性離子，三次採樣所佔平均比例分別為 44.93 % 及 46.81 %，而水溶性離子中又以 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 及 NO_3^- 為主要成分，三次採樣所佔平均比例分別僅有 71.64 % 及 73.94 %。可知在大溪國中或大同國小，所採集到的 $PM_{2.5-10}$ 除了 SO_4^{2-} 、 NH_4^+ 及 NO_3^- 之外，還有部份成分是由水份及其他物種所貢獻，此結果與文獻相似。
- (4) 未來如欲更進一步了解桃園縣大溪及楊梅地區的懸浮微粒組成情形，除了須增加多次採樣次數外，亦可選擇不同採樣地點，以獲得當地更詳細的懸浮微粒採樣結果。

5.2 多頻道 PM 採樣器校正結果

- (1) 本研究的體積流率控制系統所設定 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 採樣器之質量流量控制器的流量皆為 16.7 lpm，與泡沫流量計實際測得通過 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 採樣器的質量流量控制器的流量相比，兩者誤差分別僅有 1.38 % 及 0.78 %，故本研究的體積流率控制系統對於質量流量控制器的流量控制效果相當好。
- (2) 體積流率控制系統測得 PM_{2.5} 及 PM₁₀ 採樣器上，各測試點的壓差皆很穩定。另一方面，不論是 PM₁₀ 或 PM_{2.5} 採樣器，多段測試點的壓差總和與個別單段測試點間的壓差誤差皆很低，可知本體積流率控制系統的壓差測試具有良好的準確性。
- (3) 本體積流率控制系統在低氣壓環境下，仍可準確控制質量流量控制器的流量，可知本採樣器在高山上仍可正常運作。另一方面，通過本採樣器下游端不同濾紙匣的氣體流量均勻度良好，因此可確保採樣後濾紙上的微粒濃度分配平均，並不會造成分析上的誤差。
- (4) PM₁₀ 衝擊器的截取氣動直徑約為 11 μm，與理想 PM₁₀ 衝擊器的截取氣動直徑相比，兩者誤差約為 10 %，PM₁₀ 衝擊器的內部損失約為 20~25 %，其中微粒損失主要是發生在採樣器環型入口處的防蟲網，及 PM₁₀ 衝擊器後端的分接管內，未來若可將微粒損失降至最低，則 PM₁₀ 衝擊器的截取氣動直徑可降至 9.5 μm。
- (5) PM_{2.5} 衝擊器的截取氣動直徑約為 3.4 μm，與理想 PM_{2.5} 衝擊器的截取氣動直徑相比，兩者誤差約為 36 %，PM₁₀ 衝擊器的內部損失約為 7~11 %，其中微粒損失主要是發生在介於 PM₁₀ 衝擊器後端及 PM_{2.5} 衝擊器前端的分接管內，未來若可將微粒損失降至最低，則 PM₁₀ 衝擊器的截取氣動直徑可降至 2.9 μm。

第六章 參考文獻

- Chan, C.Y., Xu, X.D., Li, Y.S., Wong, K.H. Ding, G.A. Chan, L.Y. and Cheng, X.H., 2005, "Characteristics of vertical profiles and sources of PM_{2.5}, PM₁₀ and carbonaceous species in Beijing", *Atmos. Environ.* 39: pp. 5113-5124.
- Chang, C.C., Tsai, S.S. Ho, S.C., and Yang C.Y., 2005, "Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Taipei, Taiwan", *Environ. Research* 98, pp. 114-119.
- Charron, A. and Harrison, R.M., 2003, "Primary particle formation from vehicle emissions during exhaust dilution in the roadside atmosphere", *Atmos. Environ.* 37: pp. 4109-4119.
- Chen, K.S., Lin, C. F. and Chou, Y.M., 2001, "Determination of source contributions to ambient PM_{2.5} in Kaohsiung, Taiwan, Using a Receptor Model", *J. Air & Waste Manage. Assoc.* 51: pp. 489-498.
- Chen, M.L., Mao, I.F. and Lin, K.I., 1999, "The PM_{2.5} and PM₁₀ particles in urban areas of Taiwan", *The Sci. & the Total Environ.* 226: pp. 227-235.
- Cheng, M.T. and Tsai, Y.I., 2000, "Characterization of visibility and atmospheric aerosols in urban, suburban, and remote areas", *The Sci. of the Total Environ.* 263: pp. 101-114.
- Chow, J.C., Watson, J.G., LU, Z., Lowenthal, D.H., Frazier, C.A., Solomon, P.A., Thuillier, R.H. and Magliano, K., 1996, "Descriptive analysis of PM_{2.5} and PM₁₀ at regionally representative locations during SJVAQS/AUSPEX", *Atmos. Environ.* 30: pp. 2079-2112.
- Dockery, D.W., Pope, C.A., Xu, X.P., Spengler, J.D., Ware, J.H., Fay, M.E., Ferris, B.G. and Speizer, F.E., 1993, "An association between air-pollution and mortality in 6 United-States cities", *N. Engl. J. Med.* 329 (24): pp. 1753-1759.

- Feeley, J.A. and H. M. Liljestrand, 1983, "Sources contributions to acidprecipitation in Texas", *Atmos. Environ.* 17: pp. 807-814.
- Gehrig, R. and Bushmann, B., 2003, "Characterising seasonal variations and spatial distribution of ambient PM₁₀ and PM_{2.5} concentrations based on long-term Swiss monitoring data", *Atmos. Environ.* 37: pp. 2571-2580.
- Harrison, R.M., Jones, A.M. and Lawrence R.G., 2004, "Major component composition of PM₁₀ and PM_{2.5} from roadside and urban background sites", *Atmos. Environ.* 38: pp. 4531-4538.
- Hinds, W. C., 1999, *Aerosol Technology*, 2nd Edition, Wiley & Sons, New York.
- Huang, C. H. and Tsai, C. J., 2001, "Effect of gravity on particle collection efficiency of inertial impactors", *J. Aerosol Sci.* 32: pp. 375-387.
- Huang, C. H., Tsai, C. J. and Shih, T. S., 2001, "Particle collection efficiency of an inertial impactor with porous metal substrates", *J. Aerosol Sci.* 32: pp. 1035-1044.
- Huang, C. H. and Tsai, C. J., 2003, "Mechanism of particles impaction and filtration by the dry porous metal substrates of an inertial impactor", *Aerosol Sci. Technol.* 37: pp. 486-493.
- Kavouras, I.G. and Koutrakis, P., 2001, "Use of polyurethane foam as the impaction substrate/collection medium in conventional inertial impactors", *Aerosol Sci. Technol.* 34: pp. 46~56.
- Kreyling, W.G., Semmler, M. and Moller, W., 2004, "Health Implications of Nanoparticles", *International Symposium on Environmental Nanotechnology*, pp. 93-110.
- Lara, S.H., Glen, R.C., Gone, J., Ames, M. and Olmez, I., 1998, "Physical and Chemical Characterization of Atmospheric Ultrafine Particles in the Los Angeles

Area” Environ. Sci. & Tech. 32: pp. 1153-1161.

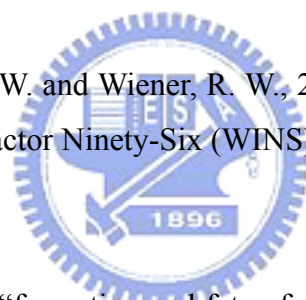
Lin, J.J. and Tai, H.S., 2001, “Concentrations and distributions of carbonaceous species in ambient particles in Kaohsiung City, Taiwan”, Atmos. Environ. 35: pp. 2627-2636.

Marple, V. A. 1970., “A fundamental study of inertial impactors”, Ph. D. Thesis, University of Minnesota.

McFarland, A. R. and Oritiz, C. A., 1982, “A 10 μm cutpoint ambient aerosol sampling inlet”, Atmos. Environ. 16: pp. 2959-2965.

Oberdörster, G., 2004, “Nanotoxicology : An Emerging Discipline”, International Symposium on Environmental Nanotechnology, pp. 71-91.

Peters, T. M., Vanderpool, R. W. and Wiener, R. W., 2001, “Design and calibration of the EPA PM_{2.5} Well Impactor Ninety-Six (WINS)”, Aerosol Sci. Technol. 34: pp. 389-397.



Pitts, Jr. and James, N., 1983, “formation and fate of gaseous and particulate mutagens and carcinogens in real and simulated atmosphere”, Environ. Health Perspectives vol. 47, pp. 115-140.

Pryor, S.C. and Barthelmie, R.J., 2000, “REVEAL II~ Seasonality and spatial variability of particle and visibility conditions in the Fraser Valley”, The Sci. of the Total. Environ. 257: pp. 95-110.

Schwartz, J., Dockery and DW., Neas, LM., 1996, "Is daily mortality associated specifically with fine particles?", J. Air & Waste Manage. Assoc. 46 (10): pp. 927-939.

Schwartz, J., Slater, D., Larson, T.V., Pierson, W.E. and Koenig, J.Q., 1993, “Particulate air-pollution and hospital emergency room visits for asthma in

Seattle”, American review of respiratory disease 147 (4): pp. 826-831.

Shaka, H. and Saliba, N.A., 2004, “Concentration measurements and chemical composition of PM_{10-2.5} and PM_{2.5} at a coastal site in Beirut, Lebanon”, Atmos. Environ. 38: pp. 523-531.

Sharma, M. and Maloo, S., 2005, “Assessment of ambient air PM₁₀ and PM_{2.5} and characterization of PM₁₀ in the city of Kanpur, India”, Atmos. Environ. 39: pp. 6015-6026.

Siioutas, C., Chang, M.C., Kim, S., Koutrakis, P. and Ferguson, S.T., 1999, “Design and experimental characterization of a PM_{1.0} and PM_{2.5} personal sampler”, J. Aerosol Sci. Vol. 30, No.6: pp. 693~707.

Tsai, C. J., and Cheng, Y. H., 1995, “Solid Particle Collection Characteristics on Impaction Surfaces of Different Designs”, Aerosol Sci. Technol. 23: pp. 96–106.

Tsai, Y.I., 2005, “Atmospheric visibility trends in an urban area in Taiwan 1961–2003”, Atmos. Environ. 39: pp. 5555-5567.

U. S. EPA. 1998a. “National ambient air quality standard for particulate matter: Final rule”. Federal Register 63: pp. 6032-6037.

Whitby, K.T. and Sverdrup, G.M., 1980, “California Aerosols: Their Physical and Chemical Characteristics”, Adv. Environ. Sci. Technol., 10, pp. 447.

Witschger, O., Fabries, J.F. and Gorner, P., 1997, “Particle entry efficiency of an annular slot aerosol sampler”, J. Aerosol Sci. Vol. 28, Suppl. 1: pp. S679~S680.

Zhu, Y., Hinds, W.C., Kim, S., Shen, S. and Sioutas, C., 2002, “Study of ultrafine particles near a major highway with heavy-duty diesel traffic”, Atmos. Environ. 36: pp. 4323-4335.

- 李崇德, 王證權, 2001, “亞洲氣膠特性實驗-台灣北海岸春季氣膠化學特性”, 中央大學環境工程研究所碩士論文.
- 李崇德, 林姵吟, 2002, “台北都會區黃沙時期氣膠特性”, 中央大學環境工程研究所碩士論文.
- 李崇德, 詹長權, 周崇光, 王群之, 陳邦璋, 2005, “北部地區超級測站監測成果與展望”, 2005 環境資料庫暨空氣品質監測系統建置成果發表會, pp. B23-B43.
- 李崇堦, 吳岳倫, 袁中新, 2004, “南台灣都會區與非都會區大氣氣膠之特徵比較”, 第十一屆氣膠科技研討會論文集, pp. 124-129.
- 李俊彰, 1982, “台北市空氣中懸浮微粒物理化學分析及學童肺功能之研究”, 國立台灣大學環境工程研究所碩士論文.
- 林文印, 2005, “空氣細懸浮微粒監測成果分析”, 2005 環境資料庫暨空氣品質監測系統建置成果發表會, pp. B87-B97.
- 吳義林, 2005, “南部懸浮微粒超級測站監測成果”, 2005 環境資料庫暨空氣品質監測系統建置成果發表會, pp. B119-B131.
- 吳義林, 張致瑋, 2005, “交通隧道中機動車輛排放懸浮微粒粒徑分佈研究”, 中華民國國際氣膠科技研討會, pp. 397-407.
- 陳康興, 2005, “高屏地區大氣細微粒($PM_{2.5}$)化學組成特性時空變化調查分析、來源模擬及成因探討研究”, 國科會計畫報告:93WFA0805015.
- 陳瑞仁, 黃元勳, 謝連德, 劉紹臣, 林志科, 林志忠, 陳蔚迪, 杭大元, 2004, “屏東郊區大氣懸浮微粒之探討”, 第十一屆氣膠科技研討會論文集, pp. 140-144.
- 許文昌, 林弈成, 羅美玉, 陳彥豪, 2005, “長程污染物傳輸物對於花蓮地區空氣