

科技部補助
大專學生研究計畫研究成果報告

計 畫 名 稱	: 近地表大氣邊界層變動對於空氣污染物傳輸分佈之影響
------------	----------------------------

執行計畫學生：洪吳睿

學生計畫編號：MOST 108-2813-C-040-006-M

研究期間：108年07月01日至109年02月28日止，計8個月

指導教授：張士昱

處理方式：本計畫可公開查詢

執行單位：中山醫學大學公共衛生學系（所）

中華民國 109年05月29日

致謝

在日以繼夜的努力下，成果報告的撰寫終於完成，不枉費在這段過程中的汗水與艱辛，而整個計畫的完成真的要感謝許多人在我實驗生活上的幫忙、陪伴與支持。

在這段研究期間，每次都是沐浴在晨光中匆匆上山，為的就是抓緊採樣時機，完成規劃中的實驗進度，謝謝建皓學長、若澍、沛儒，還有學弟妹們，因為有你們在採樣現場幫忙組裝設備，記錄採樣狀況，協助準備與調整採樣的各項事務，實驗才能順利地進行，也要感謝中央研究院環境變遷研究中心的陳韡鼎博士，提供測風光達，才讓本實驗能夠獲得最重要的邊界層觀測數據。而我最要感謝的，是我的指導教授張士昱老師，不論是做實驗、數據整理還是結報撰寫，都不厭其煩的教導，盡心盡力地幫助我在期限內完成結報，關於許多問題也都會給予建議，並與我討論，甚至是在採樣期間開車載我到大肚山進行採樣工作，也再次感謝老師，因為有您這個計畫才能圓滿完成。大家辛苦了，謝謝大家。

摘要

空氣污染物在大氣中的擴散、傳輸、累積、物理化學反應等受到風場與地形環境影響，導致在不同高度的污染物特性並不相同。本研究針對盆地地形，在盆地外緣的大肚山與盆地內部的中山醫學大學，使用可攜式氣膠採樣設備(Portable-Air Composition Measuring Equipment, Portable-ACME)與現址式空氣成份測量設備(Air Composition Measuring Equipment In-situ -2100, ACME In-situ-2100)量測PM_{2.5} 水溶性無機離子，並探討不同高度兩地間化學組成差異與近地表大氣邊界層下的污染物傳輸。藉由氣膠中硫酸鹽、硝酸鹽等優勢物種濃度的時空變化，得知在強傳輸型天氣系統與弱傳輸型天氣系統下，污染物易擴散，濃度變化差異也較為明顯，2月5日硫酸鹽濃度由3.29下降至2.66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，硝酸鹽濃度由2.11下降至1.43 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，1月22日硫酸鹽濃度由5.15下降至4.58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，硝酸鹽濃度由7.32下降至5.99 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ；滯留型天氣系統下，污染物不易擴散，風向轉換的差異會導致污染物濃度變化有所不同，受到風速影響與向下垂直風向較弱，盆地內部的污染物濃度變化相對趨緩。整體污染濃度以盆地內部較高，表示空氣污染物確實會受到海拔高度影響因此有所差異，而通過邊界層觀測數據也進一步證實，空氣污染物會隨近地表大氣邊界層變動，產生分層現象，進而影響垂直分佈。

關鍵字：衍生性氣膠、大氣邊界層、污染物傳輸、垂直分佈

目錄

致謝.....	1
摘要.....	2
目錄.....	3
圖目錄.....	5
表目錄.....	5
第一章 前言	6
1.1 研究動機	6
1.2 研究目的	6
第二章 文獻回顧	7
2.1 空氣污染	7
2.1.1 空氣污染對環境、人體造成的影響	7
2.1.2 區域性空氣污染	7
2.2 臺中地區的空氣品質概況	7
2.3 氣膠	8
2.3.1 衍生性氣膠的生成	8
2.3.2 氣膠化學的交互作用	9
2.4 大氣氣膠流佈	9
2.4.1 氣膠擴散與傳輸	9
2.4.2 氣膠垂直分佈	10
2.5 大氣邊界層	10
第三章 研究方法	11
3.1 研究架構	11
3.1.1 實驗設計	11
3.1.2 天氣型態判定	12
3.2 採樣時間與地點	13
3.3 採樣儀器	15
3.3.1 可攜式氣膠採樣設備(Portable-ACME)	15
3.3.2 現址式空氣成份測量設備(ACME In-situ-2100)	18
3.3.3 測風光達(Wind Lidar)	21
3.4 分析儀器	21
第四章 結果與討論	22
4.1 採樣設備性能比對測試	22
4.2 實地採樣量測結果	25
4.2.1 氣象條件概述	25
4.2.2 氣態污染物的逐日變化趨勢	26

4.2.3 採樣期間天氣型態區分	27
4.2.4 大肚山、中山醫學大學的水溶性離子濃度分佈	31
4.3 不同天氣型態下的氣膠化學組成差異	32
4.3.1 強傳輸型天氣系統	32
4.3.2 弱傳輸型天氣系統	36
4.3.3 滯留型天氣系統	38
第五章 結論與建議	41
5.1 結論	41
5.2 建議	41
參考文獻	42

圖目錄

圖 3.1-1 實驗設計.....	11
圖 3.1-2 天氣型態判定.....	12
圖 3.2-1 中山醫學大學地理位置圖.....	13
圖 3.2-2 中山醫學大學與大肚山、八卦山相對位置圖.....	14
圖 3.2-3 大肚山地理位置圖.....	14
圖 3.3-1 Portable-ACME 構造圖.....	15
圖 3.3-2 Portable-ACME 採樣流程.....	16
圖 3.3-3 Dry Denuder 構造圖.....	17
圖 3.3-4 精準型旋風式微粒分徑器(內部構造).....	17
圖 3.3-5 ACME 2100 構造圖.....	18
圖 3.3-6 ACME In-situ -2100 構造圖.....	19
圖 3.3-7 ACME In-situ -2100 採樣流程.....	19
圖 3.3-8 Wet Denuder 構造圖.....	20
圖 3.3-9 Wind Lidar 構造圖.....	21
圖 4.1-1 Portable-ACME 與 ACME In-situ-2100 化學質量濃度.....	23
圖 4.2-1 採樣期間氣象條件逐時變化趨勢.....	25
圖 4.2-2 氣態污染物逐日濃度變化.....	27
圖 4.2-3 強傳輸型天氣系統的氣象因子.....	28
圖 4.2-4 弱傳輸型天氣系統的氣象因子.....	29
圖 4.2-5 滯留型天氣系統的氣象因子.....	30
圖 4.2-6 大肚山 Portable-ACME 水溶性離子時間變化趨勢.....	31
圖 4.2-7 中山醫學大學 ACME In-situ-2100 水溶性離子時間變化趨勢.....	31
圖 4.3-1 強傳輸型天氣系統下，氣膠化學組成量測結果.....	34
圖 4.3-2 2月5日與2月11日的測風光達結果.....	35
圖 4.3-3 弱傳輸型天氣系統下，氣膠化學組成量測結果.....	37
圖 4.3-4 滯留型天氣系統下，氣膠化學組成量測結果.....	39
圖 4.3-5 2月6日與2月12日的測風光達結果.....	40

表目錄

表 4.1-1 Portable-ACME 與 ACME In-situ-2100 平均離子濃度、t-test 結果與偏差百分比.....	24
---	----

第一章 前言

1.1 研究動機

近年來，臺灣的空氣污染日趨嚴重，已成為不可忽視的問題，而不同地區隨著污染源位址、地形條件與氣象條件等，則容易產生所謂的「區域性空氣污染」。

臺中地區在空氣品質的狀況上受到大眾高度關注，因此對於其空氣污染特性的瞭解是十分重要的議題。臺中臨海工業區包含如發電廠、焚化爐、石化、造紙和鋼鐵廠等多個已知固定污染排放源，而這些廠區的空氣污染排放往往藉由煙囪以增加廢氣排放擴散效果，以臺中發電廠為例，煙囪高度約為 250 公尺。臺中臨海工業區與臺中都會區僅以大肚山脈(海拔高度約 300 公尺)做為分界，污染物可能由工業區排放，經過熱力抬升越過大肚山，傳輸至都會區。在先前的研究中，利用無人機測量技術探討臺中微尺度都市環境下，空氣污染物化學組成的垂直分佈，發現白天在離地 350 公尺處，硫酸鹽有較高的濃度，而夜間則下降至 150 公尺具有較高濃度，推測極可能來自於臺中都會盆地外的排放傳輸，且受到近地表大氣邊界層變動所影響(Chen et al., 2018)。

目前已知的空氣品質監測站大多架設於平地，而像是大肚山，位於臺中盆地地勢較高處則並無相關站點的架設，因此平地所量測到的污染物濃度是否能呈現整體臺中盆地的空氣污染仍具不確定性，必需取得不同海拔高度的污染物數據才能加以說明。

1.2 研究目的

本研究探討空氣污染物在臺中盆地的時間變異、空間分布特性與其影響因子，並進一步瞭解近地表大氣邊界層變動與空氣污染物傳輸分佈間的關聯性。

第二章 文獻回顧

2.1 空氣污染

2.1.1 空氣污染對環境、人體造成的影響

空氣污染會造成大氣組成結構改變，進而使氣候因素隨之變化，如風速、溫度、濕度、雷暴雨等(D'Amato et al., 2016)，各種環境事件也接連形成，光化學煙霧、酸雨、臭氧層破洞、霧霾以及全球暖化，這些對於環境將造成嚴重破壞的事件在頻繁發生的狀況下不僅危害生態環境與公共衛生，同時也反映了高耗能、高排放和高污染所導致的非永續性(Tilt, 2019; Tong et al., 2016)，在都市生態系統中，由於不同的化學性質和排放源，各種空氣污染物也具有不同的環境危害，除了來自不同工業種類排放的直接污染物以外，也有誘發二次轉化的可能(Lam et al., 2019)。

空氣污染會加重心臟及肺部疾病的風險，同時也對敏感性族群產生更大的健康危害，造成哮喘、慢性阻塞性肺病(COPD)甚至肺癌(Kampa & Castanas, 2008; Kurt et al., 2016)。與居住在鄉村地區的人相比，居住在都市更可能因交通、工業廢氣而導致呼吸道敏感族群的過敏發生率增加(D'Amato et al., 2016)，而空氣中的懸浮微粒也已被證實為關鍵的內分泌干擾物，促使肥胖和糖尿病等代謝性疾病的產生(Hamanaka & Mutlu, 2018)，除此之外，皮膚長時間或反覆暴露於空氣污染會導致早衰、色素沉澱，並增加牛皮癬、痤瘡和皮膚癌等皮膚性相關疾病的發生率，也會影響雄性激素分泌，導致脫髮問題(Kim et al., 2016)。

2.1.2 區域性空氣污染

已有研究證實空氣污染傳輸、污染排放源以及大氣交互作用具有顯著的區域性差異，從而導致混合污染物的空間異質性大(Jeong & Park, 2013; Lee et al., 2012; Ying & Kleeman, 2006)，如密蘇里州聖路易斯依據其交通量多寡、焚化爐位址、人口分佈等不同，污染程度也不盡相同(Kim et al., 2005)。2002年7月，加拿大魁北克省的森林大火燒毀約106公頃的森林，透過測站分析當地大氣組成，其中含有氣膠水溶性離子如鉀離子、亞硝酸根等，與一氧化碳的混合比例極高，且空氣污染程度與海拔高度、緯度有顯著相關性(Debell et al., 2004)。

盆地地形易使氣溫上升，造成道路交通所產生的空氣污染物滯留，如中國四川盆地，其中部地區的空氣污染程度即高於周邊地區，且冬季時高濃度PM_{2.5}事件以盆地內部發生的最為頻繁(Ning et al., 2018)；雅典盆地的地貌起伏及風向則容易將粒狀污染物以空氣傳播的形式由污染源擴散至周圍環境中，而夏季時沿海城市地區更會受到海風吹拂的影響，增加空氣污染的情形(Sawidis et al., 2012; Kambezidis et al., 1998)。

2.2 臺中地區的空氣品質概況

臺中盆地位於臺灣中西部，有許多低地勢山脈環繞(主要是大肚山和八卦山，

海拔約 300 公尺)，東邊則為中央山脈(海拔 2000-3000 公尺)。近年來，該地區的工業和交通排放造成嚴重的空氣污染和大氣能見度下降(Tsai & Cheng, 1999)，尤其在都會區交通排放更是主要的污染來源，而由於近幾年住商混合的發展型態，更使民眾暴露在嚴重的污染環境之中，儘管排放污染物的工廠位於盆地之外，據估計，每年也會有約 94,000 噸的氮氧化物(NO_x)從工業和交通排放釋放到空氣中。(EPA Taiwan, 2000)

吳兆鴻等(2019)以氣膠光學厚度與空間迴歸模型得出交通對 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度的影響呈現正相關，具有增強的效果；林源海(2013)則透過主成份分析指出，臺中地區的 $\text{PM}_{2.5}$ 受到光化學反應、交通排放與地表揚塵的影響，而交通廢氣排放也更容易造成 PM_{10} 與 $\text{PM}_{2.5}$ 再度產生地表揚塵(Pérez et al., 2010)，由此可論證一般期間交通量對於空氣污染的影響。

臺中都會區的污染源，在臺中沿海地區也發現了類似的來源，在污染期間，車輛排放是主要的污染來源，污染事件則發生在春季，季風和沙塵暴是促使地區污染物濃度高的原因(Fang et al., 2002; Fang et al., 2006)；林灼榮等(2019)收集臺中市空氣品質監測站的日資料，使用傳統迴歸分析，評估衍生性氣膠及氣象因子對 $\text{PM}_{2.5}$ 的衝擊效應，並進行減量模擬，在沙鹿、西屯、忠明、豐原、大里等五個監測站，發現 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度與季節事件(如霧霾、沙塵暴)呈正相關，東北風及秋冬季節，是霧霾及沙塵暴侵台的主要時間，此季節事件確實會顯著提高 $\text{PM}_{2.5}$ 約 $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，對形成 $\text{PM}_{2.5}$ 的危害度約佔 4%，表示如何防範境外污染變得相當重要。Cheng (2001)則重點介紹了臺中市區天氣模式與臭氧事件的關係，並強調了微氣象因素與大氣污染物之間的相互作用。

2.3 氣膠

氣膠(aerosol)也稱為懸浮微粒(particulates)，定義為懸浮在空氣中的固態、液態或是固液混合的物質，可將其區分為自然來源(nature sources)與人為來源(authropogenic sources)，依照來源的不同，氣膠的物理特性(如粒徑、密度等)與化學特性(如成份)也會不一樣(Calvo et al., 2013)，氣膠按粒徑的大小可分為粗顆粒(Course particle, $10 \mu\text{m} > D_p > 2.5 \mu\text{m}$, $\text{PM}_{10-2.5}$)以及細顆粒(Fine particle, $D_p < 2.5 \mu\text{m}$, $\text{PM}_{2.5}$)，粗顆粒包含植物的花粉碎屑(Plant pollens and debris)、懸浮灰塵(dust resuspension)與海洋飛沫(Sea spray)等；細顆粒的形成主因則為燃燒(combustion)、冷凝(condensation)與氣體-微粒間的轉換(gas-to-particle conversion)等。

2.3.1 衍生性氣膠的生成

根據氣膠的生成機制，可區分為原生性氣膠(primary aerosol)與衍生性氣膠(secondary aerosol)，原生性氣膠主要源自於污染源的直接排放，例如風蝕作用所產生的微粒、海鹽、揚塵、火山爆發所釋出的火山灰或燃煤電廠等大型燃燒所排出的煙塵等，粒徑分布甚廣，大多分佈在大於 $2.5 \mu\text{m}$ 的範圍內(粗顆粒)；衍生性氣膠則主要由氣態污染物在大氣中經由物理及化學反應所衍生，而這些氣態污染

物被稱作「前驅物」(precursor)，例如二氧化硫(SO₂)、氮氧化物(NO_x)、氨氣(NH₃)與鹽酸(HCl)等，衍生性氣膠的粒徑分佈主要在小於 2.5 μm 的範圍內(細顆粒)，除了受污染源中前驅物的排放所影響外，也十分容易受氣象條件變化導致其加速形成，例如夏季時可能因潮濕與強太陽輻射而快速氧化(Stein & Lamb, 2003; Wang et al., 2005; Galindo et al., 2008)。

2.3.2 氣膠化學的交互作用

前驅物所形成的無機物質會造成大氣氣膠酸化，形成酸雨，也會直接影響大氣輻射收支平衡，而影響無機物質形成的因子包括前驅物的濃度、大氣氧化程度、氣膠特徵以及環境的溫度與相對濕度(Ianniello et al., 2011; Squizzato et al., 2013)。

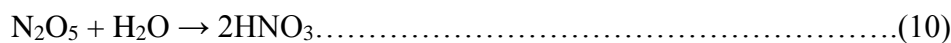
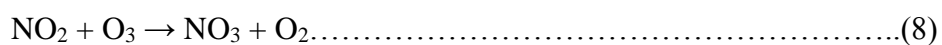
在均相反應時，SO₂ 會和氫氧自由基(OH·)產生反應生成三氧化硫(SO₃)，SO₃ 在有水氣的環境下，會快速轉化成硫酸(H₂SO₄)，再與大氣中的 NH₃ 反應生成硫酸銨((NH₄)₂SO₄)或硫酸氫銨(NH₄HSO₄)。其反應機制(1)-(4)如下(Pathak et al., 2004; Pathak et al., 2009; Pathak et al., 2011)：



NO₃⁻為都市 PM_{2.5} 中主要的無機鹽類，主要由大氣環境中的 NO_x 反應所生成，其途徑是由硝酸氣(HNO₃)與 NH₃ 經過中和反應生成硝酸銨(NH₄NO₃)，其反應機制(5)-(7)如下：



Pathak et al. (2011)指出當夜間 NH₃ 不足的情況下，PM_{2.5} 中 NO₃⁻濃度的上升情形與夜間高相對濕度有關，此時以 N₂O₅ 經異相水解生成 NO₃⁻為主，其反應機制(8)-(10)如下：



都會區的二次衍生性氣膠含有大量的 SO₄²⁻、NO₃⁻與 NH₄⁺，在高溫高濕、低風速與無降雨的大氣環境下，其生成最主要與工業及汽機車排放的氣相前驅物(SO₂、NO_x與 NH₃)有關聯(Chang et al., 2006; Li et al., 2010)，這些離子具有吸濕性，為大氣化學反應中的重要因子。

2.4 大氣氣膠流佈

2.4.1 氣膠擴散與傳輸

天氣條件影響污染物在大氣環境中的擴散，因為它提供了區域性空氣污染變

化的主要驅動力，比如不利於半開盆地地貌擴散的風向條件，或是區域大氣環流的變化能夠顯著影響空氣質量在區域間的差異，而在因平靜風場所造成的大氣滯留現象，則可能導致空氣污染物的累積(Tao et al., 2014; Wei et al., 2011; Zhang et al., 2015; Zhu et al., 2011)。

2.4.2 氣膠垂直分佈

氣膠的垂直分佈特徵可以影響輻射熱的變化，改變大氣的穩定性，也可以反映一個地區的空氣污染程度(Lee., 2012; Li et al., 2018; Zhang et al., 2015)，在緊鄰臺中都會區下風處執行不同高度下，氣膠水溶性離子、氣膠背向散射比(Backscattering Ratio, BR)、氣象因子(風速、風向、溫度與相對濕度)以及 O₃ 的垂直剖面觀測，數據顯示污染物在大氣中的累積、擴散、傳輸、物理化學反應 受到風場與逆溫環境等影響，導致不同高度的污染物特性並不相同。在多數時間下，海鹽與 SO₄²⁻在上空的濃度較地面高，可能原因與地形及排放源高度有關。在大氣逆溫下，污染物擴散受到限制，造成上下層污染物在組成與濃度上的差別，當高空的相對濕度較高，即便易潮解水溶性離子(SO₄²⁻、Na⁺、Cl⁻與 NO₃⁻)濃度無明顯增加，但潮解性離子吸濕成長後，造成 BR 訊號值快速增加，並在不同高度間有明顯分層，可能為大氣能見度快速惡化的主要原因之一。在張士昱等(2018)的研究中，於海陸風系統下測量，發現總離子濃度晚上時段在離地高度 0-250 m 時濃度差異不大，範圍 17.34~27.18 μg/m³，在 350 m 處的濃度大幅增加至 92.21 μg/m³，為地面的 4.4 倍。此外，空中 O₃ 濃度明顯較地面高，空中與地面 NH₄⁺、SO₄²⁻、NO₃⁻濃度亦有類似的趨勢，針對風系統進行分類，在海陸風系統中，NO₂和 SO₄²⁻在夜間較高的垂直高度上都具有峰值濃度，對照氣象因子的同步量測，顯示在臭氧及相對濕度高的時期有利於氧化作用的發生，促使高空二次氣膠的形成與轉化 (Chen et al., 2018; 張士昱等，2018)。

2.5 大氣邊界層

邊界層(PBL)對都市中的空氣污染物垂直分佈具有重要影響，且可從邊界層高度內地表 O₃ 的晝夜循環瞭解 NO_x 的濃度差異，例如與其他季節相比，由於冬季天氣條件穩定，氣膠更容易聚積在 1 公里以下，邊界層高度較低，PM_{2.5} 濃度較高，易造成霧霾事件日增加。Han et al. (2009)的研究結果顯示，PBL 強烈影響 O₃ 濃度，在夜間和清晨，PBL 內部的濃度較低，近地表至少為 10 ppbv，濃度隨海拔高度增加，在 220 m 達到最大值 50-60 ppbv，表明 O₃ 在夜間與 NO 反應，導致 O₃ 呈現較低濃度(Fan et al., 2019; Han et al., 2009)。

PBL 的風場觀測和模擬，可利用測風光達儀器(Lidar)來觀測。空氣中的懸浮微粒隨風移動，Lidar 即可發射雷射光來探測距離、風速或空氣中成份等，當發射的雷射光被移動中的懸浮粒子散射，由於都卜勒效應，Lidar 可接收到與發射光不同頻率(徑向都卜勒頻移)的散射光，此徑向都卜勒頻移代表風在雷射光路徑方向分量(徑向風)的訊號，即可以高解析度模擬技術進行大氣邊界層風場模擬和預報，且可蒐集現有的觀測資訊並提升模式預報邊界層風場的能力，以期得到風場隨時間的變化(鄧詠霖等，2018)。

第三章 研究方法

3.1 研究架構

3.1.1 實驗設計

圖 3.1-1 為本研究的實驗設計，研究期間為 2020 年 1 月至 2020 年 2 月，利用可攜式氣膠採樣設備(Portable-Air Composition Measuring Equipment, Portable-ACME)與現址式空氣成份測量設備(Air Composition Measuring Equipment In-situ-2100, ACME In-situ-2100)(陳與張，2016)分別於盆地外緣之大肚山與盆地內部之中山醫學大學進行氣膠化學量測，並搭配環保署空氣品質監測站的氣象資料、氣態污染物及氣膠質量濃度加以探討。首先區分三種不同的天氣形態(強傳輸/弱傳輸/滯留)，瞭解(1)污染物的傳輸情形、(2)不同高度的兩處地點，其氣膠的化學組成差異。此外進一步利用測風光達的觀測結果輔助探討(3)氣膠化學組成在不同邊界層高度下的差異。採樣獲得的數據則利用 Excel 軟體進行圖表繪製及分析。

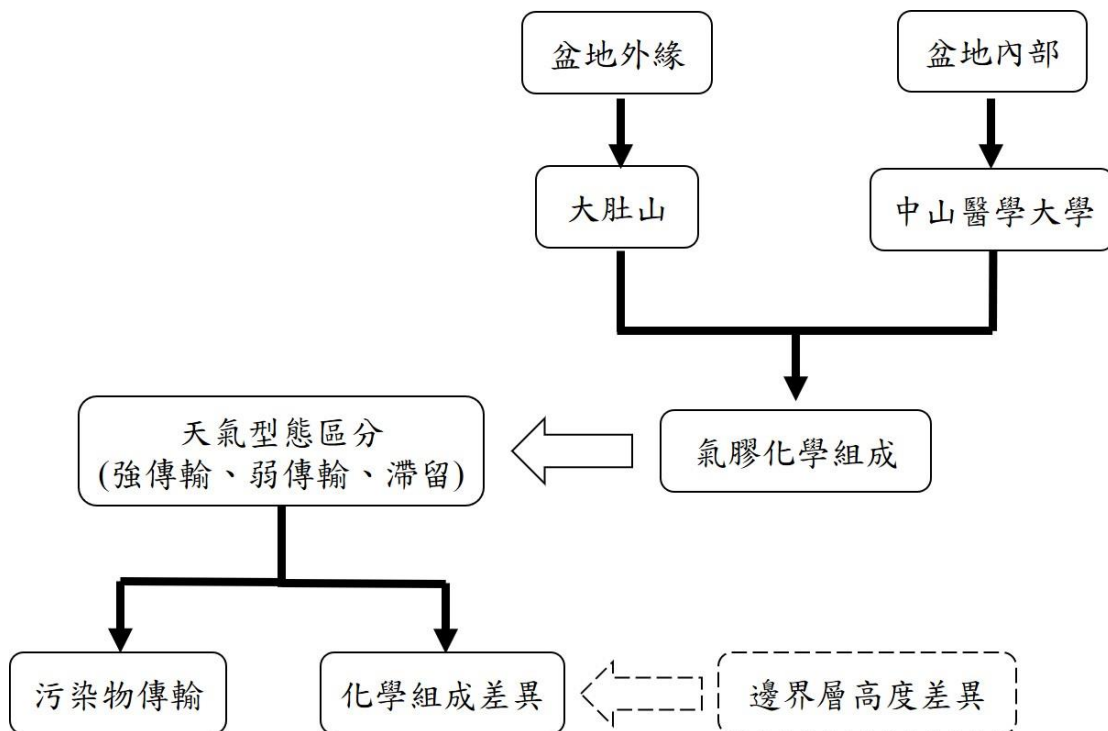


圖 3.1-1 實驗設計

3.1.2 天氣型態判定

本研究透過鄰近採樣地點的西屯空氣品質監測站，以其氣象資料(如溫度、濕度、風速與風向)區分不同天氣型態，分類架構如圖 3.1-2。依據不同的天氣型態區分成傳輸型天氣系統與滯留型天氣系統，分別如下所述：

(1) 傳輸型天氣系統

傳輸型天氣系統與盛行李風有關，冬季時，臺灣受西伯利亞的大陸冷高壓影響盛行東北季風，而臺中地區的風場於研究期間偏向北風，污染物易自臺中盆地外的來源傳輸進入，因此將此天氣條件定義為傳輸型天氣系統，並且根據風向明顯與否，進一步歸類為「強傳輸型天氣系統」與「弱傳輸型天氣系統」。

(2) 滯留型天氣系統

臺灣四周環海，因為陸地與海洋的比熱不同，導致日夜差異而出現局部環流的現象。白天，陸地比熱小，增溫較快，使陸地上空的氣壓低於海面，因此風由海洋向陸地吹送，稱為「海風」；夜晚，陸地比熱小，降溫較快，使陸地上空的氣壓高於海面，因此風由陸地向海洋吹送，稱為「陸風」。

臺中位處中央山脈的背風側，加上海陸風(sea-land breeze)交替所產生的局部環流，不利於污染物擴散，因此將海陸風系統定義為「滯留型天氣系統」。

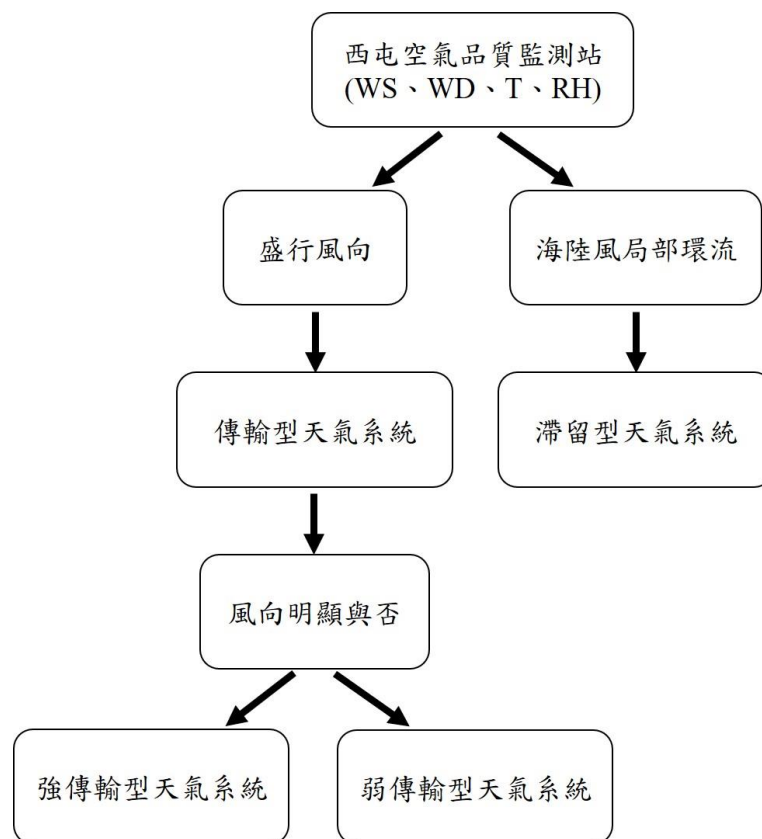


圖 3.1-2 天氣型態判定

3.2 採樣時間與地點

本研究分為兩部份，第一部份為 Portable-ACME 與 ACME In-situ-2100 的同步比對性能測試，探討兩者在同一時間地點的採樣結果是否相近，地點位於中山醫學大學的校園內(120°51'E;24°123'N);第二部份將設備應用於實地採樣測量，ACME In-situ-2100 設置於中山醫學大學進行逐時氣膠量測，Portable-ACME 攜帶至大肚山蒐集大氣環境樣本，探討在一時間段內，不同空間的空氣污染物特徵及比對分析結果。

Portable-ACME 與 ACME In-situ-2100 的性能比對，採樣日期設定於 2020 年 2 月 29 日，採樣時間為下午 2 點至 5 點，共 3 個小時；實地採樣於 2020 年 1 月 22 日至 23 日、2 月 5 日至 6 日、2 月 11 日至 13 日分批執行，每次採樣時間在早上 7 點至 10 點間完成，共 3 個小時。

(1) 中山醫學大學周邊環境

中山醫學大學坐落於臺中市南區，鄰近兩條主要道路(文心南路、建國北路)與鐵路(圖 3.2-1)，在地理環境上則位處臺中都會盆地內，西方有海拔約 300 公尺的大肚山脈，南方八卦山脈在此一區段的海拔高度約 250 公尺，東方為中央山脈。受海陸環流影響時，盛行海風為西北至西南風，冬季季風影響期間的盛行風向為西北至東北風(圖 3.2-2)，將此處視為平地的採樣規劃，進行逐時氣膠量測以得知污染物濃度，並與其他地勢較高之採樣地點做比較。



圖 3.2-1 中山醫學大學地理位置圖

資料來源：Google Map (<http://maps.google.com.tw/>)



圖 3.2-2 中山醫學大學與大肚山、八卦山相對位置圖
資料來源：Google Map (<http://maps.google.com.tw/>)

(2) 大肚山周邊環境

大肚山在地理學上被歸類為「台地」，故又稱大肚台地，是位於臺中市的台地地形，而台地最高處並無山峰，其位於臺中都會公園北側，海拔高度約 310 公尺。在大肚山之西北側有工業區之設置，沿海工業區與其煙囪排放為排放來源，污染排放可能經過大肚山傳輸至臺中都會區，所以在研究中主要以大肚山山脊作為較高海拔大氣環境採樣之地點規劃，以供後續分析得知污染物濃度，瞭解污染物於高度不同的採樣地點是否具有差異。(圖 3.2-3)



圖 3.2-3 大肚山地理位置圖

資料來源：Google Map (<http://maps.google.com.tw/>)

3.3 採樣儀器

3.3.1 可攜式氣膠採樣設備(Portable-ACME)

Portable-ACME 包含一個乾式氣體吸附裝置(Dry Denuder)、微粒粒徑篩選器(Very Sharp Cyclone Cutsizer, VSCC)以及微粒收集裝置(ACME 2100)，如圖 3.3-1，其餘配件包括直流抽氣泵、蠕動幫浦、純水供給袋與樣品收集管等。

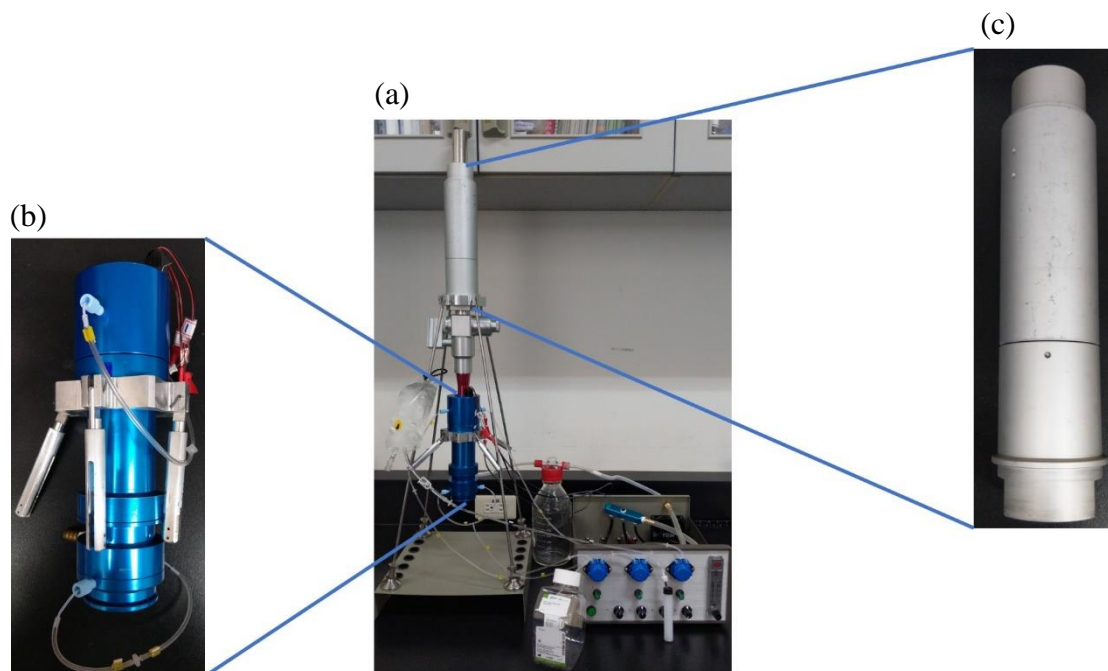


圖 3.3-1 Portable-ACME 構造圖

(a). Portable-ACME 外觀 (b). ACME 2100 實體圖 (c). Dry Denuder 實體圖

採樣時間間隔約每 15 分鐘一筆樣品，採樣流程如圖 3.3-2。採樣開始前，先將去離子水儲滿水槽，待啟動採樣後，抽氣泵開始運作，氣體入流流量設定為 $16.7 \pm 5\%$ L/min，當氣流通過 Dry Denuder 去除干擾性的酸鹼氣體與 VSCC 的粒徑篩選，粒徑小於 $2.5 \mu\text{m}$ 的氣膠，會進入微粒收集裝置的混合區中，因水霧形成的高濕環境而吸濕成長或吸附於水霧形成較大粒子，再透過慣性衝擊機制，微粒與水珠被收集於衝擊板上，利用蠕動幫浦將樣品溶液抽送至收集管，最後將樣品送回實驗室保存，以等待後續分析程序。

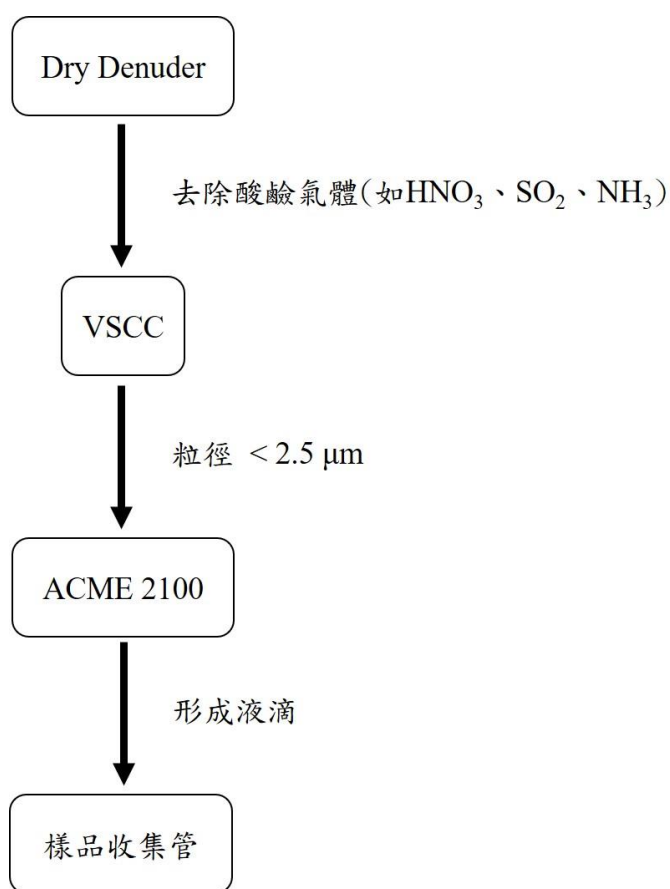


圖 3.3-2 Portable-ACME 採樣流程

Portable-ACME 各項單元件說明如下：

(1) 乾式氣體吸附裝置(Dry Denuder) (張士昱等，2013。專利公告號：M467055)

氣體吸附裝置為一氣固相分離器，構造如圖 3.3-3，主要包括一管件體及設於管件體兩端供氣體進出的連結件，內部具有流動空間，端口形成於流動空間上、下兩端，且在流動空間的管壁設有八個導槽，內部分為兩層，每層可置入八片玻璃隔板，吸附性化學物質塗層於玻璃隔板上，其原理是依據氣體與微粒在氣流中的運動方式不同，當氣體分子因擴散作用碰觸到介質表面的化學物質，會被吸附並從氣流中移除，懸浮微粒則依慣性運動而維持其原本的行進方向，隨著氣流通過通道。本實驗將玻璃隔板分別塗覆 1%碳酸鈉與 1%甘油去除酸性干擾氣體(如硝酸氣 HNO_3 與二氧化硫氣體 SO_2 等)、2%檸檬酸與 1%甘油去除鹼性干擾氣體(如氨氣 NH_3)。

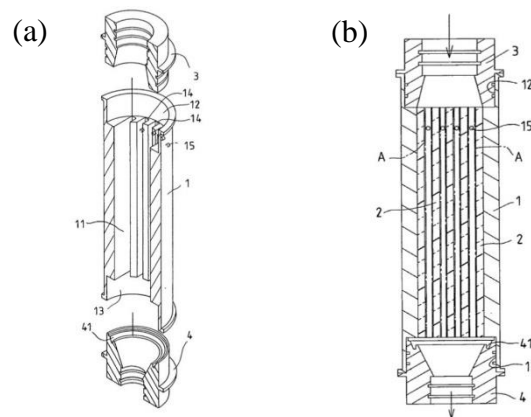


圖 3.3-3 Dry Denuder 構造圖

(a). Dry Denuder 立體分解示意圖 (b). Dry Denuder 剖面圖

(2) 微粒粒徑篩選器

精準型旋風式微粒分徑器(Very Sharp Cyclone Cutsizer, VSCC)，其原理為利用物質的離心力，使粗微粒在跟隨氣流旋轉時，因離心力較大而脫離氣流軌跡並撞擊器壁，沉積在 Grit pot(圖 3.3-4)，細微粒則可隨著氣流旋轉前進並進入後端的微粒收集裝置。本研究將 VSCC 設置於 Dry Denuder 後端，可攔截玻璃隔板上脫落的化學物質，避免微粒濃度高估的誤差。

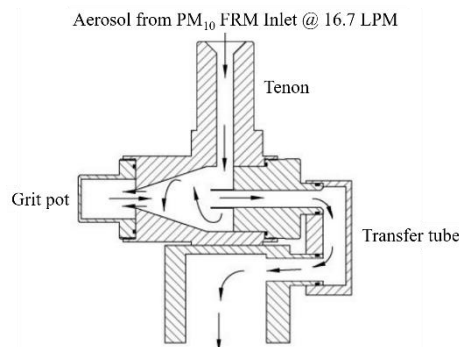


圖 3.3-4 精準型旋風式微粒分徑器(內部構造)

(3) 微粒收集裝置(ACME 2100)(張士昱等，2015。專利公告號：M515102)

其內部為一中空通道，上端有一氣流進入口及霧化裝置的水霧噴孔，下端則有衝擊板、抽氣口及樣品收集口。當氣流將微粒導入中空通道時，將去離子水(18.2 MΩ)以 0.9 至 1.5 mL/min 儲入霧化裝置的水槽，而裝置會以超音波震盪的方式，將去離子水以 $\leq 2 \mu\text{m}$ 的水霧型態噴出，以營造出高濕的環境，有助於微粒受水霧包覆而吸濕成長，吸濕成長後的微粒會互相撞擊，並結合成粒徑較大的氣膠液滴，最後會以慣性衝擊的方式撞擊於衝擊板上，再經由樣品收集口流出。(圖 3.3-5)

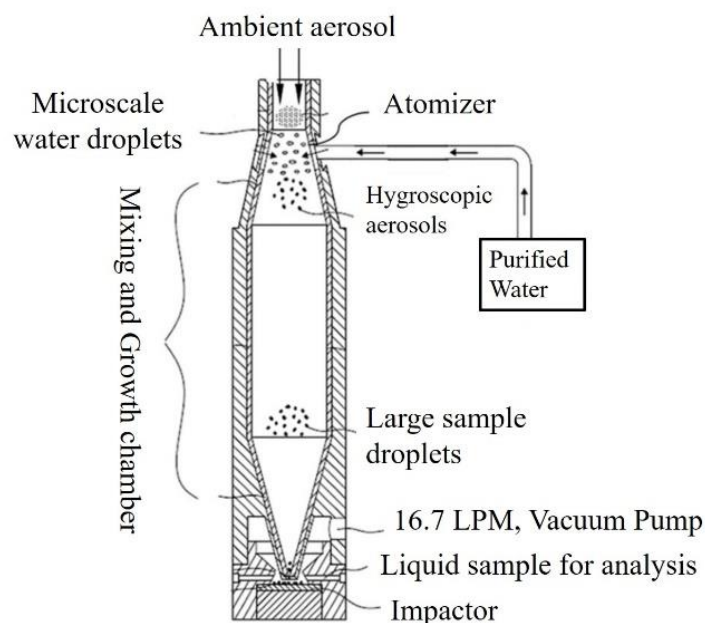


圖 3.3-5 ACME 2100 構造圖

3.3.2 現址式空氣成份測量設備(ACME In-situ-2100)

ACME In-situ-2100 為將氣體、微粒分離的採樣系統，包含一個 PM_{10} 粒徑篩選器(Louvered PM_{10} Inlet)、微粒粒徑篩選器(Very Sharp Cyclone Cutsizer, VSCC)、濕式氣體吸附裝置(Wet Denuder)以及微粒收集裝置(ACME 2100)，如圖 3.3-6，並搭配離子層析儀(Ion Chromatography, IC)進行連續性的氣膠水溶性離子量測，氣體入流流量設定為 $16.7 \pm 5\% \text{ L/min}$ ，分析時間間隔為每 15 分鐘一筆數據，其採樣流程如圖 3.3-7。首先，大氣中的氣體及微粒經由採樣入流口的粒徑篩選器選擇欲收集的粒徑， PM_{10} 使用 BGI 製造的 Louvered PM_{10} Inlet，而 $\text{PM}_{2.5}$ 則使用精準型旋風式微粒分徑器(Very Sharp Cyclone Cutsizer, VSCC)篩選，然後氣體及微粒通過 Wet Denuder 以去除干擾性的酸鹼氣體後，因微粒收集裝置所營造的高濕環境使微粒吸濕成長，並以液滴的型態撞擊至衝擊板上，再經過樣品收集孔將溶液移出並即時送入 IC 執行水溶性離子的化學組成份分析。



圖 3.3-6 ACME In-situ -2100 構造圖

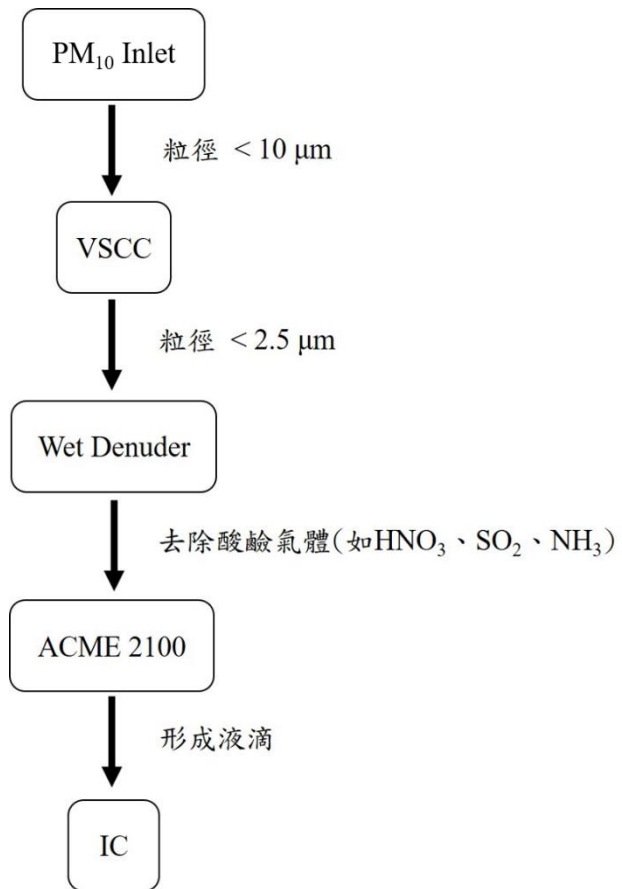


圖 3.3-7 ACME In-situ -2100 採樣流程

濕式氣體吸附裝置(Wet Denuder)(張士昱等，2013。專利公告號：M467055)說明如下：

Wet Denuder 包括一管件體及設於管件體兩端供氣體進出的連結件，內部的氣流流動空間設有八個導槽，導槽可置入八片平行相對的玻璃隔板，每片玻璃隔板的厚度為 3 mm，其總面積為 705.6 cm²。相鄰玻璃隔板上方共設有 8 個入水孔，可經由入水孔導入去離子水，注入的去離子水便可在玻璃隔板表面形成水膜，當氣流導入時，水膜可吸附干擾性的酸鹼氣體，以達到移除的效果，每個入水孔的流速為 0.5 mL/min。最終，從玻璃隔板流出的液體可由下連結件內環所設置的集水槽收集，再從水導孔排出，而微粒則隨氣流由管件下端移出並流動至後端的微粒收集裝置。(圖 3.3-8)

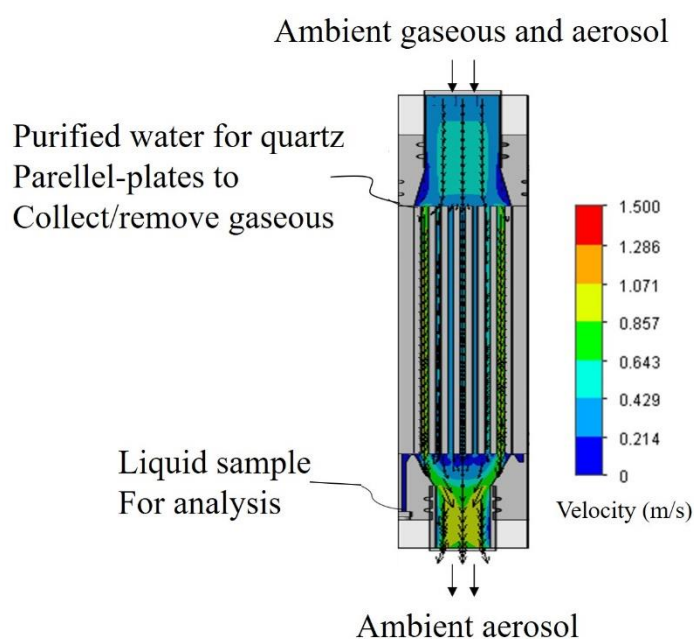


圖 3.3-8 Wet Denuder 構造圖

第四章 結果與討論

4.1 採樣設備性能比對測試

Portable-ACME 與 ACME In-situ-2100 的採樣系統性能比對測試於中山醫學大學的校園內進行，採樣日期為 2020 年 2 月 29 日，排除儀器未達穩定運作狀態的樣本，共計 7 組有效 PM_{2.5} 樣本。

本研究使用兩套採樣設備採集不同水溶性離子濃度的一致性，採樣結果中 Mg²⁺與 Ca²⁺濃度極低，因此未將兩者納入討論。將每 15 分鐘採集一組的 Na⁺、NH₄⁺、K⁺、Cl⁻、NO₂⁻、NO₃⁻與 SO₄²⁻濃度，其濃度時序圖如圖 4.1-1，從圖中可觀察到兩套採樣設備 Na⁺、NH₄⁺、K⁺、Cl⁻、NO₂⁻、NO₃⁻與 SO₄²⁻的質量濃度大多有一致的變化趨勢，t-test 分析的結果如表 4.1-1，兩套採樣設備間 NO₂⁻與 SO₄²⁻平均濃度有顯著差異，而 Na⁺、NH₄⁺、K⁺、Cl⁻、NO₃⁻沒有統計上的顯著差異(p>0.05)，NO₂⁻與 SO₄²⁻分別在 16:15 與 15:30 濃度差異最大，若將此兩筆樣本排除並進行 t-test，p 值分別為 0.01 與 0.04，以下針對造成 NO₂⁻與 SO₄²⁻平均濃度有顯著差異的可能原因進行討論。

如表 4.1-1，本研究將 Portable-ACME 水溶性離子濃度與 ACME In-situ-2100 水溶性離子濃度的差值除以 ACME In-situ-2100 水溶性離子濃度並換算成百分比，可得出不同水溶性離子濃度的正偏差或負偏差，最大值為氯鹽，偏差百分比為 36.36%；最小值為銨鹽，偏差百分比為 1.73%，而亞硝酸鹽與硫酸鹽離子濃度偏差百分比分別為 13.33 與 14.16%，介於最大值與最小值的範圍內，推論造成 NO₂⁻與 SO₄²⁻平均濃度有顯著差異的原因可能是(1)樣本數少與(2)兩套採樣設備設計上的些微差異所導致。

將兩套採樣設備 Na⁺、NH₄⁺、K⁺、Cl⁻、NO₂⁻、NO₃⁻與 SO₄²⁻的質量濃度做相關性分析，相關係數分別為 0.06、0.69、0.001、0.06、0.73、0.5 與 0.77，表示兩套採樣系統所採集的物质有中度~高度相關，指出 Portable-ACME 與 ACME In-situ-2100 對於量測 PM_{2.5} 並無太大差異，然而 Na⁺、K⁺、Cl⁻的相關係數呈現低度相關，且從圖 4.1-1(a)、(c)、(d)可看出兩套採樣系統間 Na⁺、K⁺、Cl⁻濃度差異不明顯，僅在 16:15 存在較大差異，因此數值差異的可能為(1)樣本數少、(2)三者濃度偏低，或是(3)Portable-ACME 所使用的樣品收集管遭受污染所導致。

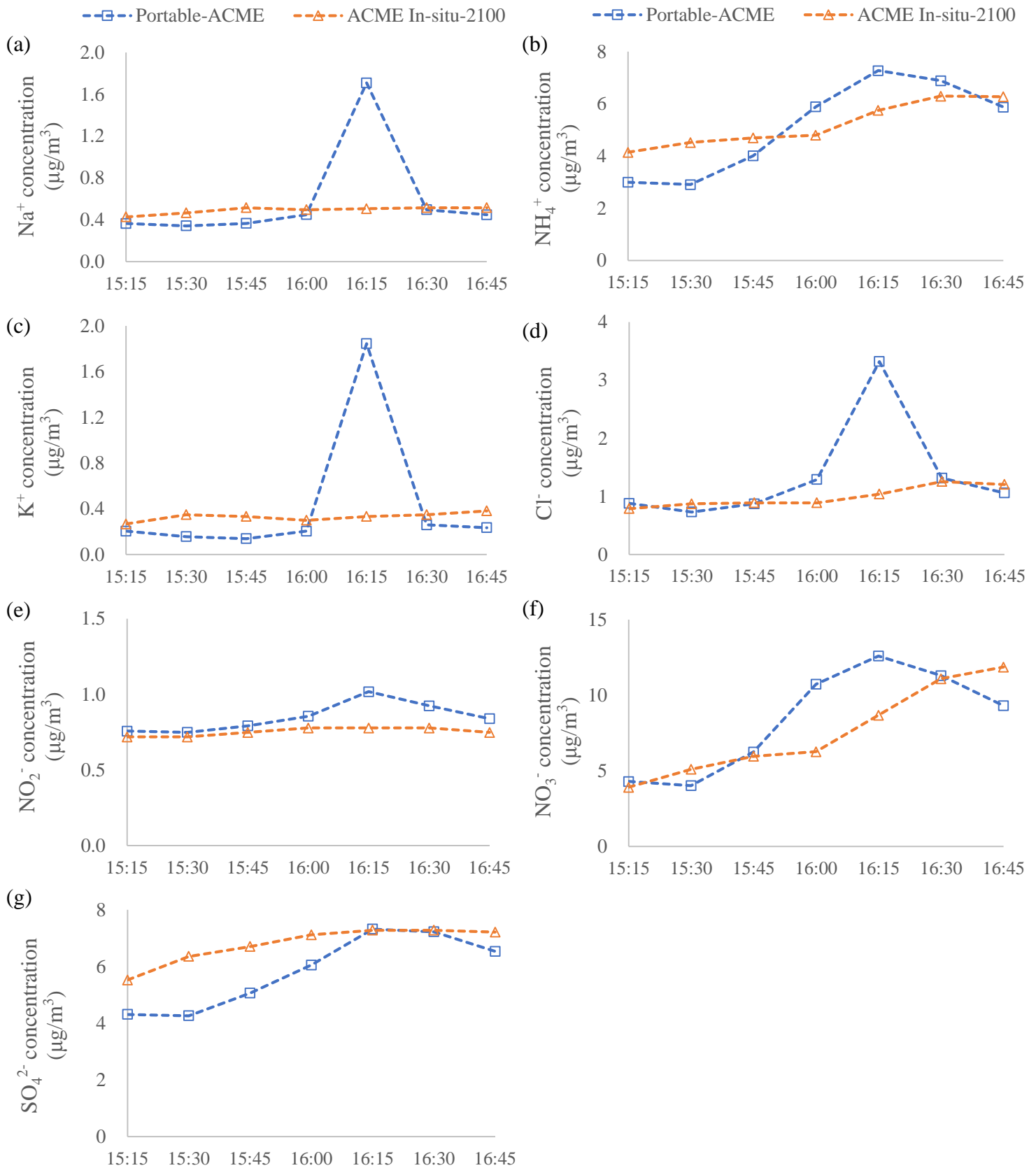


圖 4.1-1 Portable-ACME 與 ACME In-situ-2100 化學質量濃度
 (a) Na^+ (b) NH_4^+ (c) K^+ (d) Cl^- (e) NO_2^- (f) NO_3^- (g) SO_4^{2-}

表 4.1-1 Portable-ACME 與 ACME In-situ-2100 平均離子濃度、t-test 結果與偏差百分比

	Na ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
<u>Portable-ACME</u>							
Avg. (µg/m ³)	0.6	5.12	0.44	1.35	0.85	8.36	5.82
S.D.	0.49	1.8	0.62	0.9	0.1	3.49	1.3
<u>ACME In-situ-2100</u>							
Avg. (µg/m ³)	0.49	5.21	0.33	0.99	0.75	7.55	6.78
S.D.	0.03	0.88	0.04	0.18	0.03	3.05	0.65
p-value	0.59	0.84	0.67	0.31	0.02	0.43	0.02
^a Artifact (%)	22.45	-1.73	33.33	36.36	13.33	10.73	-14.16

a : Artifacts(%)=(X-Y)/Y ,

X= Portable-ACME 平均離子濃度、Y=ACME In-situ-2100 平均離子濃度。

4.2 實地採樣量測結果

4.2.1 氣象條件概述

本研究於大肚山與中山醫學大學分別以 Portable-ACME 與 ACME In-situ-2100 進行同步採樣比對，研究期間為 2020 年 1 月 20 日至 2 月 15 日，排除儀器未達穩定運作狀態的樣本，樣本數共計 25 組。研究期間的風速、風向、溫度與相對濕度的變化趨勢如圖 4.2-1，1 月 20 日至 23 日溫、濕度日夜變化大，但受到鋒面轉換影響，風向為北風系統但相對不明顯，風速由 20 日的 5.4 m/s 漸弱至 0.4 m/s，22、23 日風速較為穩定，約為 0.4~2.9 m/s，24 日起受鋒面影響，氣溫由 20-25 °C 開始下降至 31 日約 10 °C，濕度由 85-90% 開始下降至 31 日約 25%，之後鋒面轉換，氣溫、濕度略有回升，2 月 3 日中午後為另一鋒面所影響，持續至 11 日，天氣較為濕冷，風向為明顯的北風系統，風速最高可達 6.7 m/s，但期間 6 日受到海陸風環流影響，溫、濕度有日夜變化，風向明顯轉變，風速由 0.4 m/s 漸強至 4.3 m/s。12 日起至 15 日為較穩定的氣象條件，溫度與相對濕度呈現日夜變化，風速在 0.4~3.8 m/s 之間，風向由圖中可見轉換頻率較高。

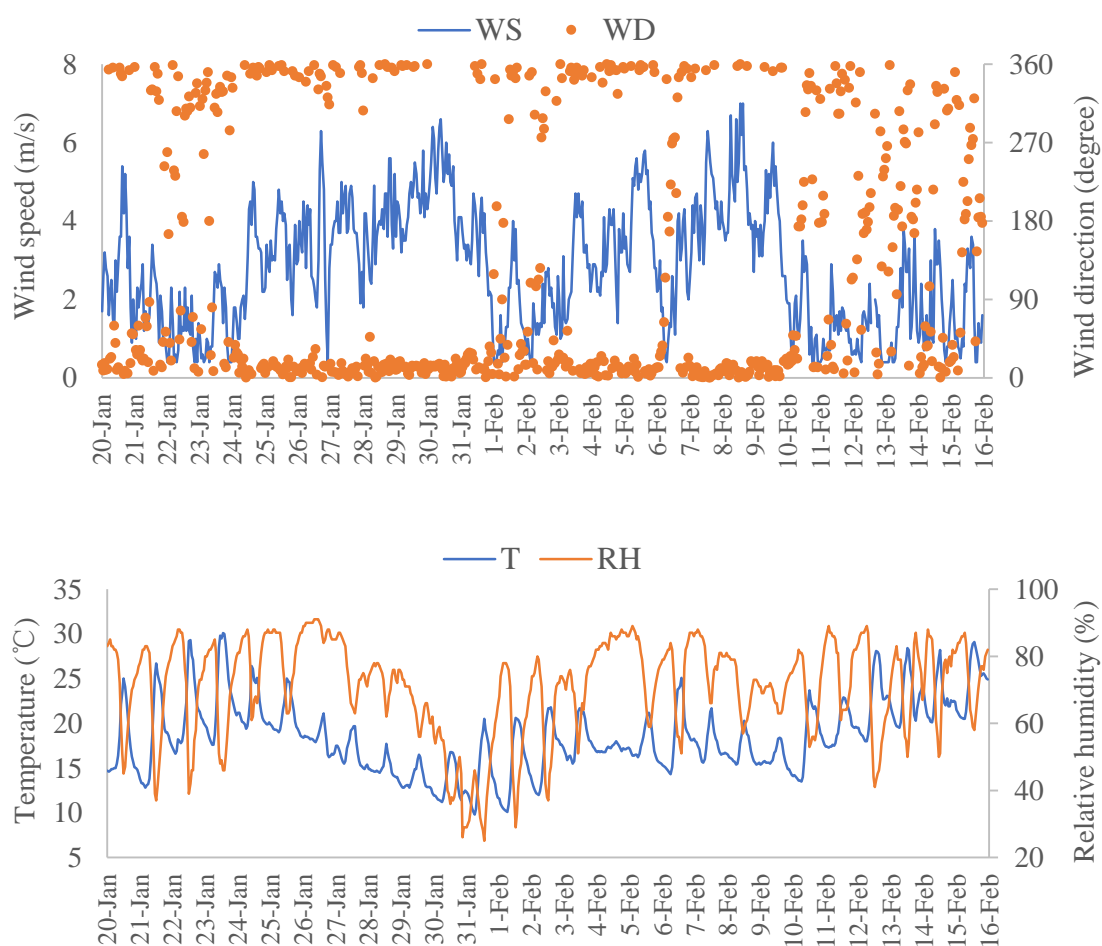


圖 4.2-1 採樣期間氣象條件逐時變化趨勢

4.2.2 氣態污染物的逐日變化趨勢

研究期間氣態污染物數據來源為西屯空氣品質監測站，濃度逐日變化如圖 4.2-2，SO₂ 濃度變化在 1 月 20、21 日較為穩定，1 月 22 日明顯上升，最高升至 6.7 ppb，然後在 23、24 日逐漸下降趨穩，直到 1 月 30 日又有明顯上升與下降，在 2 月 4 至 5 日、7 至 10 日為穩定，濃度範圍落在 0.5~2.4 ppb，其餘時間變動幅度較大，2 月 3 日、6 日、10 日、12 日有較高的濃度，最高可到 6.6 ppb；NO_x、CO 濃度與 SO₂ 的變化趨勢相近，1 月 20 至 24 日、1 月 31 至 2 月 3 日、2 月 6 日以及 2 月 10 日至 15 日有較高的濃度，NO_x 最高可到 140 ppb，CO 最高可到 1310 ppb；O₃ 與上述三種氣態污染物的濃度趨勢相近，然而有最為強烈的日夜變化，唯有在鋒面期間的 1 月 24 至 31 日、2 月 3 至 11 日，日夜變化最小，濃度範圍分別為 17~64 ppb、19~48 ppb。

4.2.3 採樣期間天氣型態區分

本文依據逐時氣象條件圖將採樣期間的天氣型態分成三種，分別為：

(1) 強傳輸型天氣系統

冬季受東北季風的影響，風向極為一致，因受到臺中盆地的地形影響，形成北風，溫、濕度日夜差異較小，按實際採樣日的氣象因子將 2 月 5 日與 2 月 11 日歸類為此天氣系統，如圖 4.2-3，2 月 5 日的風速在 2~6 m/s，2 月 11 日則在 0~3 m/s，氣溫範圍 15~25℃，濕度範圍 60~90%。

(2) 弱傳輸型天氣系統

與強傳輸型天氣系統相似，風向一致為北風但較不明顯，形成東北風或西北風，風速較低，溫、濕度日夜差異較大，按實際採樣日的氣象因子將 1 月 22 日與 1 月 23 日歸類為此天氣系統，如圖 4.2-4，風速範圍 0~3 m/s，氣溫範圍 15~30℃，濕度範圍 40~90%。

(3) 滯留型天氣系統

海陸風的天氣型態，陸地風場以海陸風主導，所以風向場呈晝夜交替的現象，白天吹東北 - 西南風，夜晚吹西北風，風速較低且相當不穩定，溫、濕度日夜差異較大，按實際採樣日的氣象因子將 2 月 6 日、2 月 12 日與 2 月 13 日歸類為此天氣系統，如圖 4.2-5，風速範圍 0~4 m/s，氣溫範圍 15~30℃，濕度範圍 40~90%。

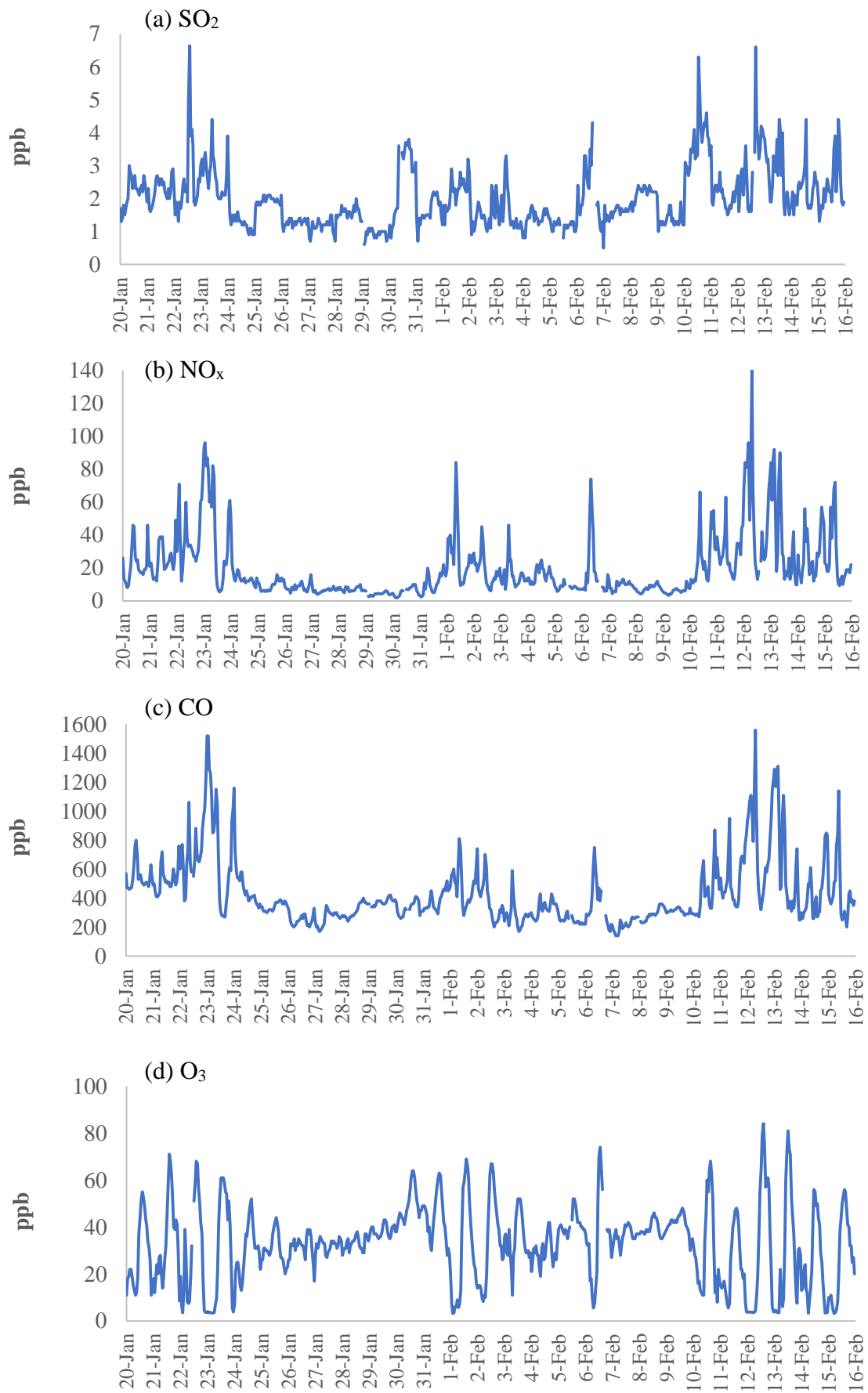


圖 4.2-2 氣態污染物逐日濃度變化，(a)SO₂ (b) NO_x (c) CO (d) O₃

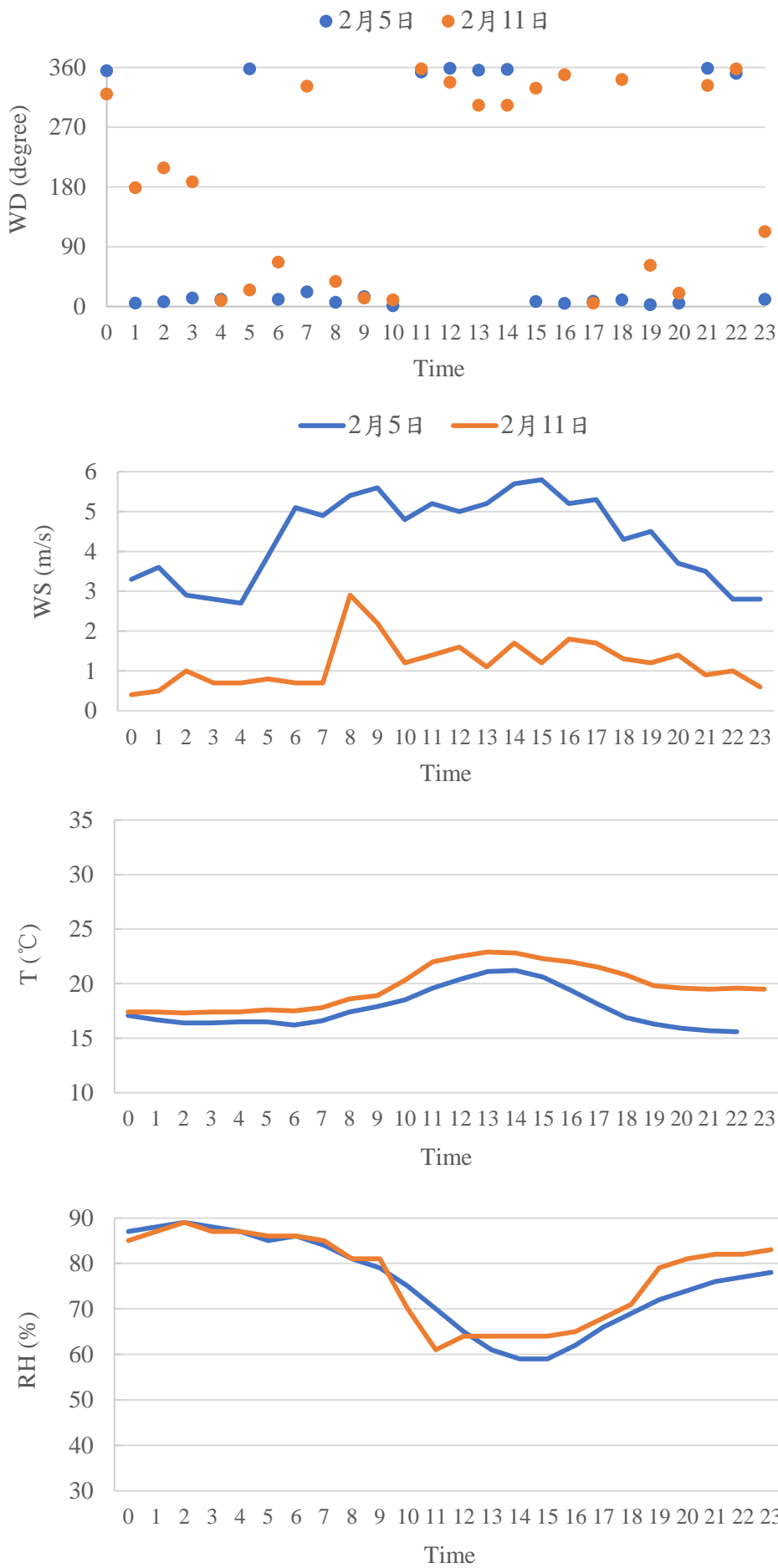


圖 4.2-3 強傳輸型天氣系統的氣象因子

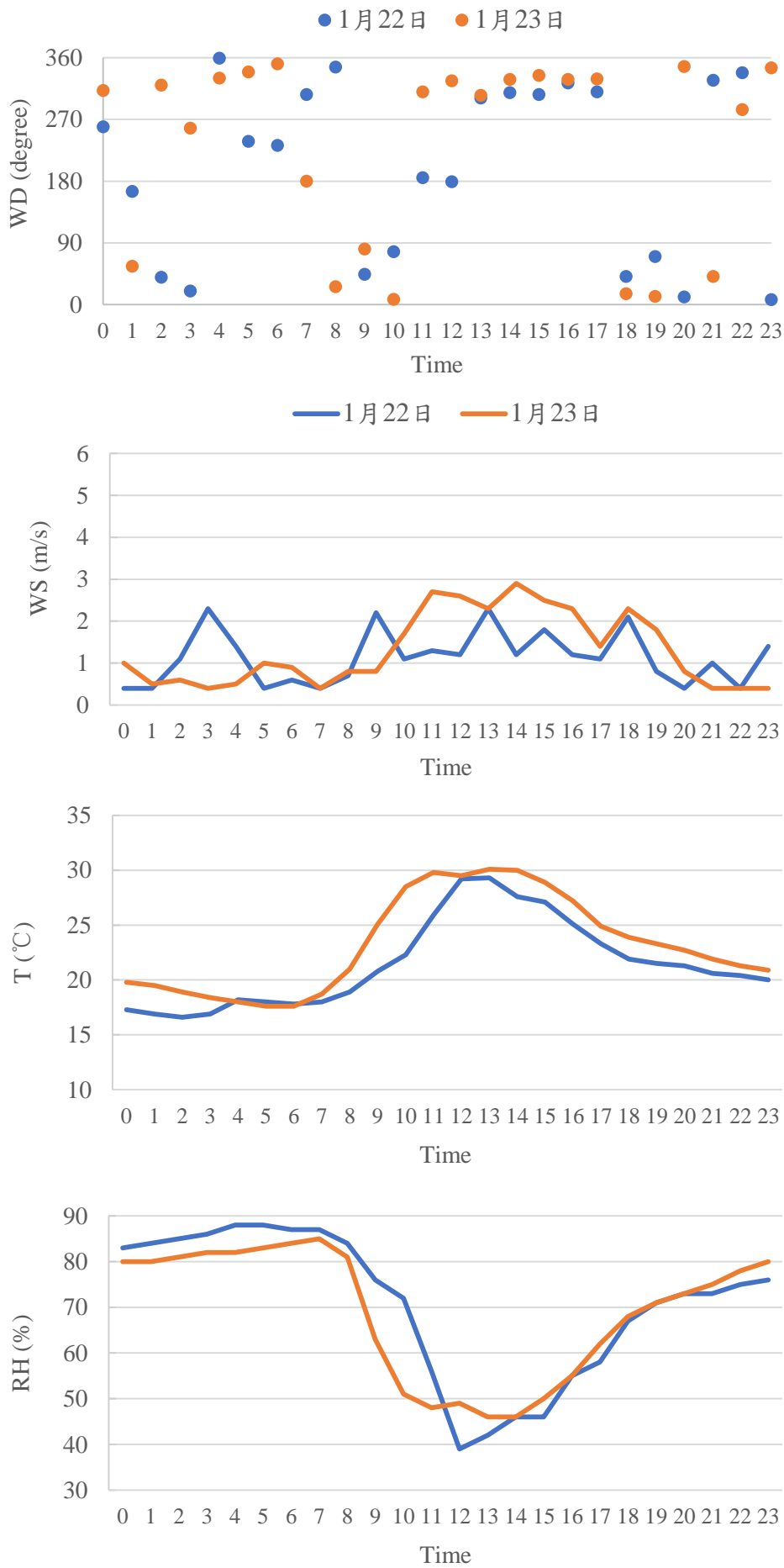


圖 4.2-4 弱傳輸型天氣系統的氣象因子

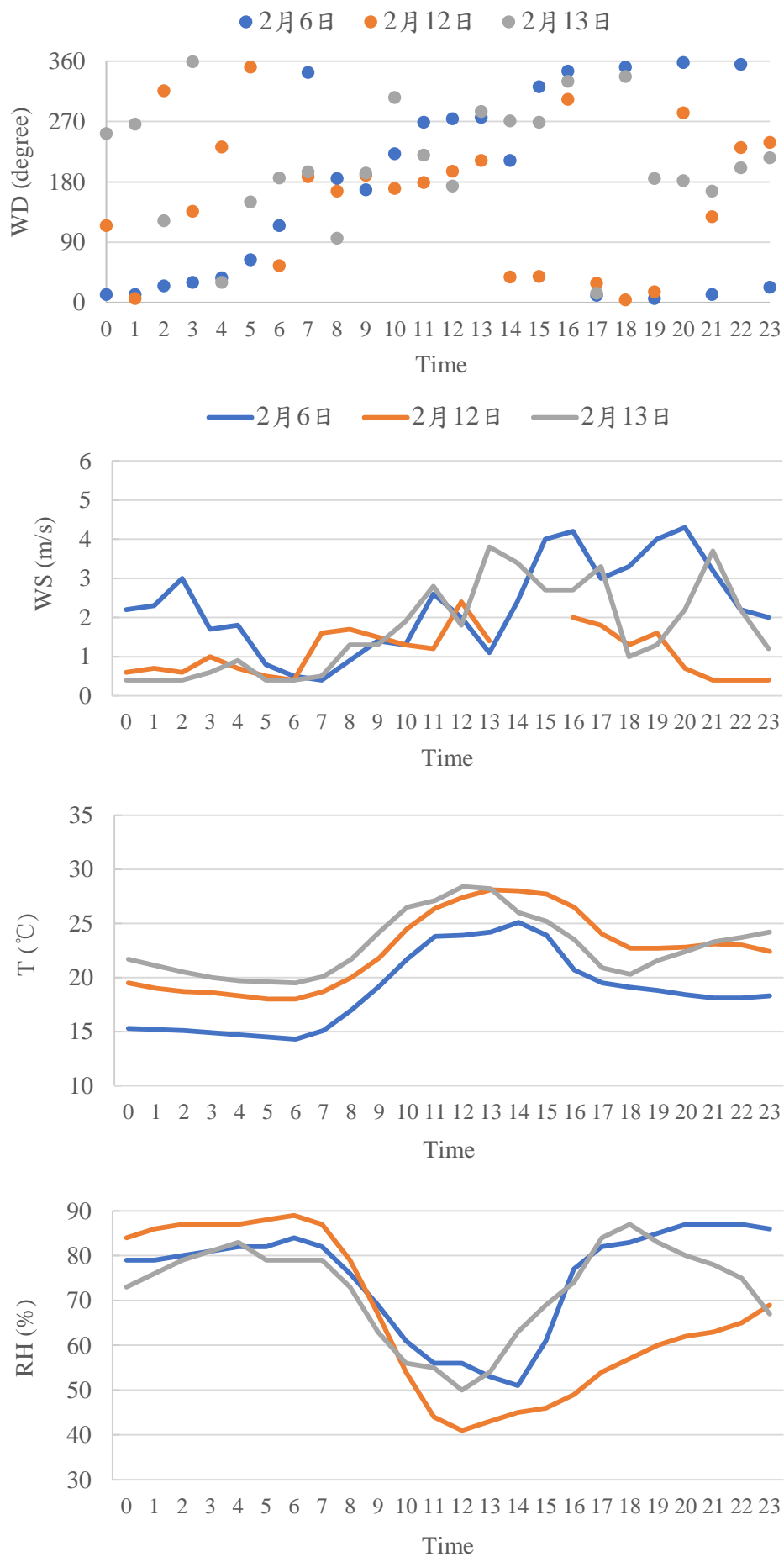


圖 4.2-5 滯留型天氣系統的氣象因子

4.2.4 大肚山、中山醫學大學的水溶性離子濃度分佈

採樣期間大肚山與中山醫學大學的水溶性離子濃度分析結果分別呈現於圖 4.2-6 與圖 4.2-7，由於 2 月 11 日 ACME In-situ-2100 儀器發生問題，因此未獲得當日數據。由圖 4.2-6 的結果中可見大肚山的總水溶性離子濃度最高值出現在 2 月 11 日 9:30 為 $38.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，最小值發生在 2 月 5 日 8:45 為 $6.71 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。平均水溶性離子濃度為 $20.51 \pm 10.27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，而水溶性離子組成佔總離子濃度平均百分比依序為硝酸鹽、硫酸鹽與銨鹽，比重分別為 34%、24%、23%，其餘離子濃度(Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、 NO_2^-)皆低於 8%。中山醫學大學的採樣結果與大肚山的變化趨勢不相似(圖 4.2-7)，最大值與最小值分別為 $45.47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 與 $9.28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，平均值為 $25.46 \pm 12.29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，水溶性離子組成以銨鹽 40% 為最高，其次為硝酸鹽 27%、硫酸鹽 17%，其餘水溶性離子濃度皆低於 10%。

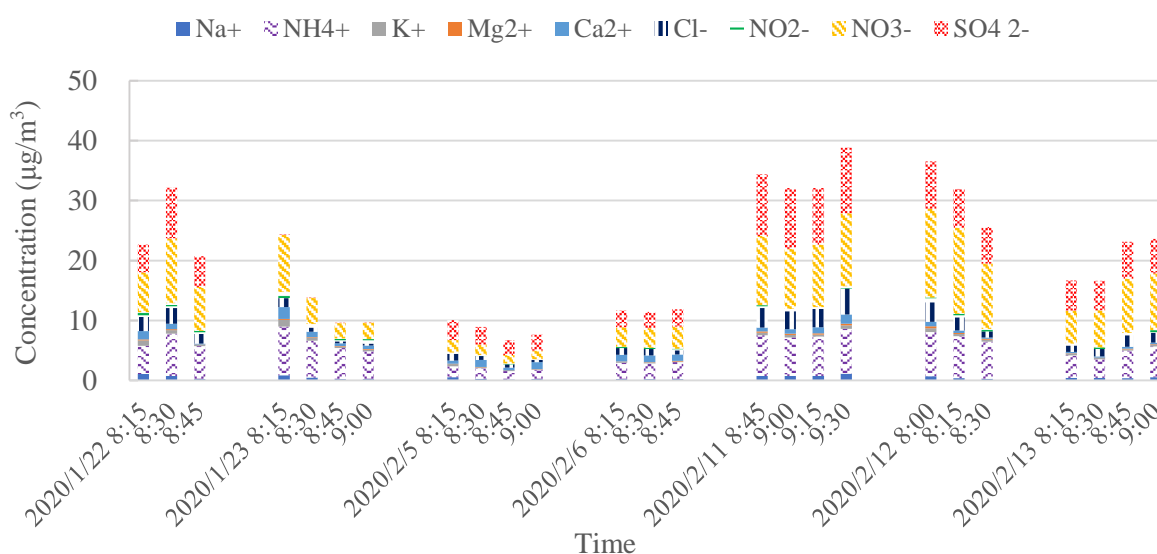


圖 4.2-6 大肚山 Portable-ACME 水溶性離子時間變化趨勢

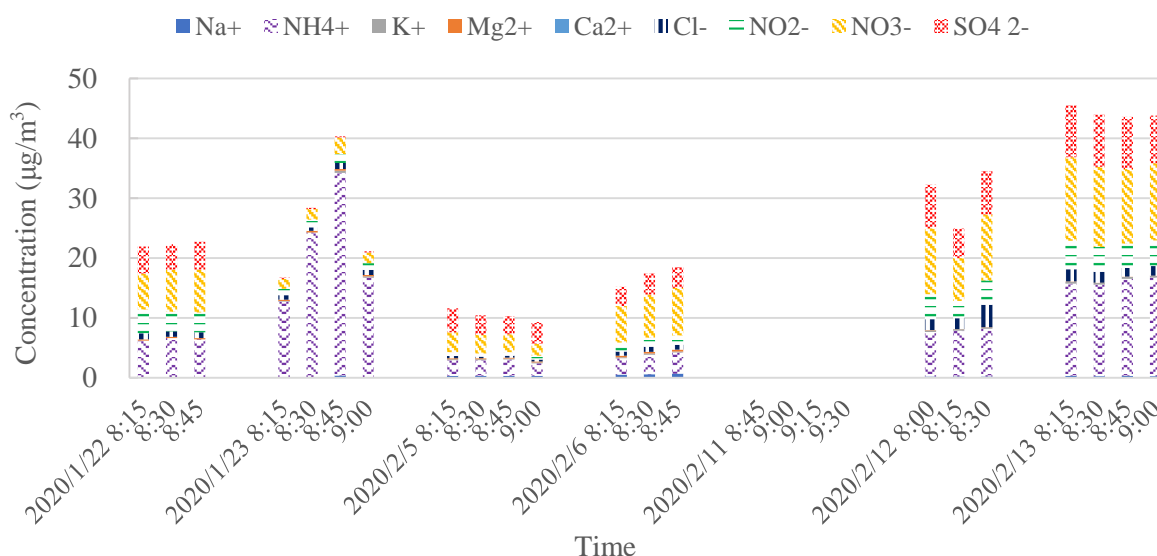


圖 4.2-7 中山醫學大學 ACME In-situ-2100 水溶性離子時間變化趨勢

4.3 不同天氣型態下的氣膠化學組成差異

氣膠的化學組成差異會因其來源及氣象條件的不同而有所變異，故本研究利用不同的氣象條件，比較大肚山與中山醫學大學在同一時間的化學組成差異。首先探討兩個地點的濃度變化趨勢，其次再以測風光達所獲得的數據探討兩個地點於不同邊界層高度下的濃度變化差異。

4.3.1 強傳輸型天氣系統

在此天氣型態下，本研究於 2020 年 2 月 5 日與 2 月 11 日執行氣膠化學組成採樣，然而在 11 日採樣時，由於 ACME In-situ-2100 發生問題，未獲得當日數據，因此 2 月 11 日僅呈現大肚山的採樣數據並討論其趨勢變化。

首先，從圖 4.3-1 的氣膠化學組成量測結果可以發現，大肚山與中山醫學大學的化學濃度有明顯差異，2 月 5 日，大肚山在 8:15 所量測到的 Na^+ 、 NH_4^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 濃度分別為 0.52、1.86、0.34、0.08、0.52、1.12、0.21、2.11、3.29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，隨著時間變化，在 9:00 所量測到的濃度分別為 0.24、1.51、0.08、0.05、1.17、0.38、0.13、1.43、2.66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，有明顯下降的趨勢；中山醫學大學在 8:15 所量測到的濃度分別為 0.30、2.65、0.15、0.16、ND、0.37、0.63、3.33、4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，隨著時間變化，9:00 所量測到的濃度分別為 0.31、2.11、0.15、0.16、ND、0.32、0.63、2、3.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，有上升趨勢但相對不明顯。整體濃度差異而言，中山醫學大學測得的濃度大多比大肚山來得高，說明盆地內部的空氣污染比起盆地外緣較為嚴重，受到強北風傳輸影響，盆地外緣的空氣污染物得到較好的擴散傳輸，因此大肚山的濃度下降趨勢明顯，中山醫學大學位於盆地內部的近地表位置，接收盆地外緣的污染物傳輸，但濃度上升較不明顯，原因可能為(1)傳輸時間差的影響、(2)地形高度落差所導致。2 月 11 日，大肚山的濃度變化同樣有下降趨勢，但與 2 月 5 日相比較不明顯，且採樣過程中由於受到周遭環境燒草味道較濃的影響，因此造成濃度下降後有明顯上升的結果。

從 $\text{PM}_{2.5}$ 的化學組成中得知，2 月 5 日大肚山的離子濃度 $\text{SO}_4^{2-} > \text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{NO}_2^- > \text{Mg}^{2+}$ ，中山醫學大學的離子濃度 $\text{SO}_4^{2-} > \text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^- > \text{NO}_2^- > \text{Cl}^- > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$ ，而 2 月 11 日大肚山的離子濃度 $\text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+ > \text{Cl}^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{NO}_2^- > \text{Mg}^{2+}$ 。從上述內容得知，兩地離子組成差異中，以衍生性氣膠為主要成份，且兩地在不同採樣日期皆以 SO_4^{2-} 居多，顯示衍生性氣膠主要以硫酸鹽的形式流佈在大氣中。

觀察邊界層高度的變化，如圖 4.3-2，從測風光達的量測結果可以發現，2 月 5 日，從早上 6 點開始，在離地 0.3 km 有明顯的分層現象，且此近地表大氣邊界層隨著時間變化，中午 12 點上升至離地 0.6 km，根據高訊號值於此時間段的產生，極有可能為雲團或是高污染物濃度所導致，與圖 4.3-1 比對，隨著邊界層上升，大肚山的污染濃度逐漸降低且中山醫學大學的濃度逐漸升高，表示當邊界層高度上升時，污染氣團的垂直混合增強，有助於污染氣團擴散，且從邊界層內向下的垂直風向，更進一步證實氣團由較高地勢傳輸至較低地勢的位址，此天氣系統內的風速較強，垂直擴散又更加快速，使污染物較不易累積在盆地外緣，而從

傳輸方向可得知污染物由盆地外緣傳輸至盆地內部並累積。2 月 11 日，在離地約 0.25 km 有明顯的分層現象且從 0 點開始持續至中午，但此邊界層高度上升較不明顯，造成在此高度上的大肚山無法得到有效的垂直擴散效果，盆地外緣的離子濃度下降趨勢相對 2 月 5 日受到抑制。

---□--- 大肚山 ---△--- 中山醫學大學

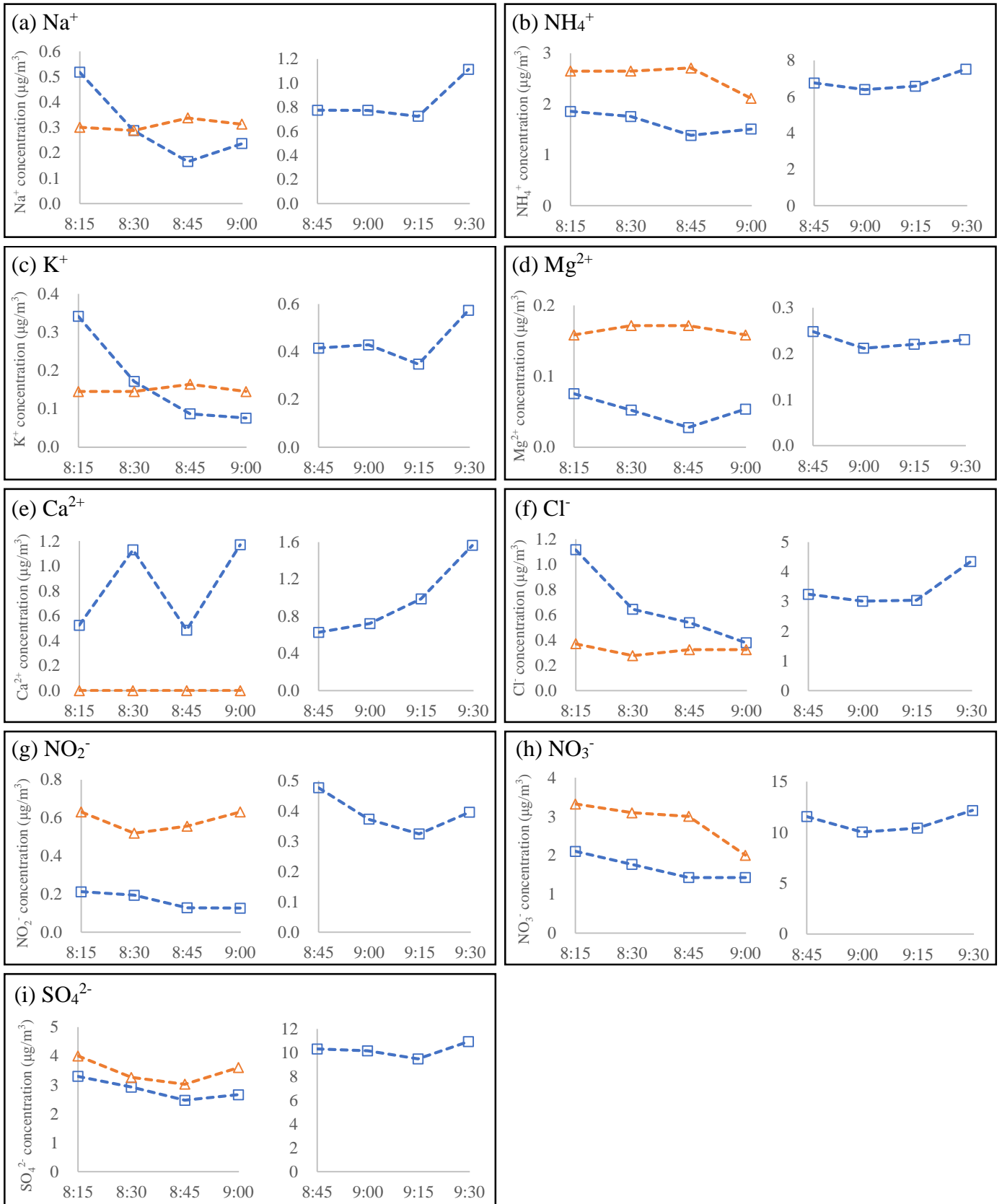
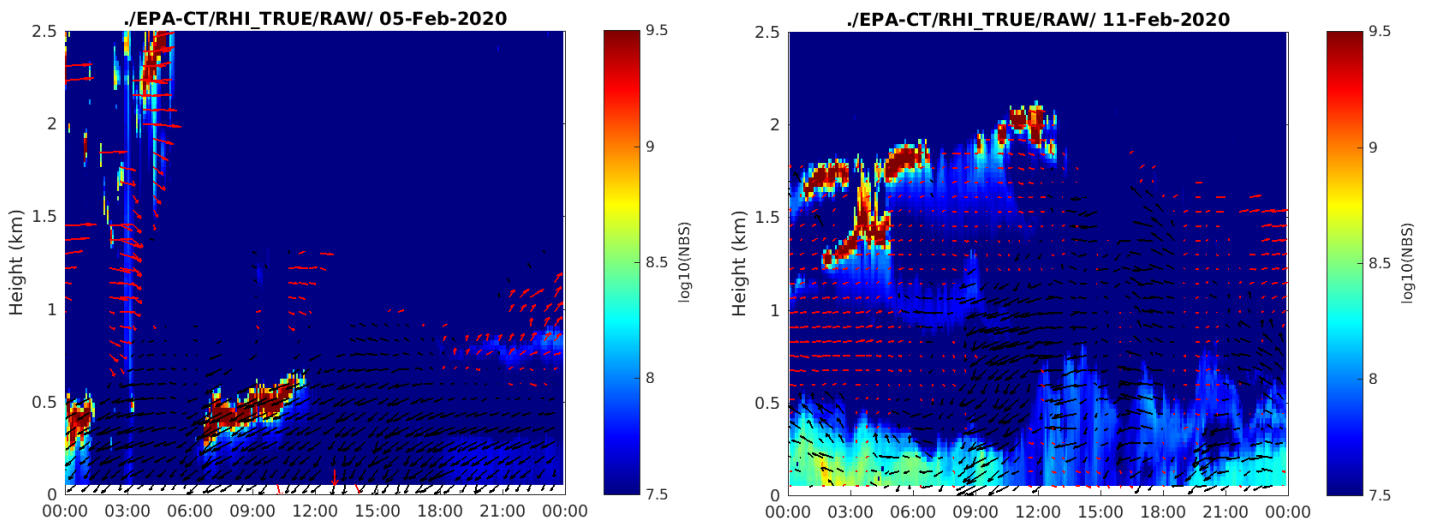


圖 4.3-1 強傳輸型天氣系統下，氣膠化學組成量測結果
(由左至右為 2 月 5 日、2 月 11 日)

(a)



(b)

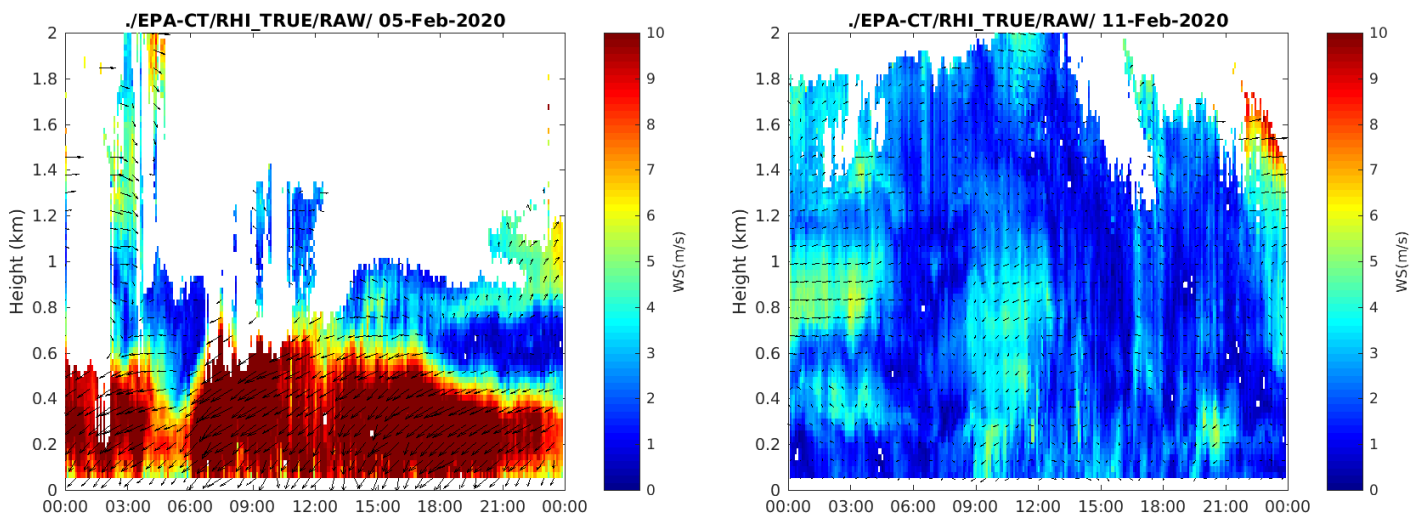


圖 4.3-2 2 月 5 日與 2 月 11 日的測風光達結果

(a)訊號值 (b)風速

4.3.2 弱傳輸型天氣系統

在此天氣型態下，本研究於 2020 年 1 月 22 日與 1 月 23 日執行氣膠化學組成採樣，由於未設置測風光達，因此無相關數據呈現。

首先，從圖 4.3-3 的氣膠化學組成量測結果可以發現，大肚山與中山醫學大學的化學濃度有高度差異，但與強傳輸型天氣系統相比較不明顯，1 月 22 日，大肚山在 8:15 所量測到的 Na^+ 、 NH_4^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 濃度分別為 1.06、4.69、0.93、0.18、1.35、2.36、0.78、6.64、4.63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，隨著時間變化，在 8:45 所量測到的濃分別為 0.24、5.47、0.2、0.09、0.14、1.64、0.5、7.32、5.15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，有明顯下降的趨勢；中山醫學大學在 8:15 所量測到的濃度分別為 ND、6.19、ND、0.23、ND、1.01、3.94、5.99、4.58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，隨著時間變化，8:45 所量測到的濃度分別為 ND、6.42、ND、0.21、ND、0.96、3.34、7.15、4.65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，有上升趨勢但相對不明顯。整體濃度差異而言，中山醫學大學測得的濃度大多比大肚山來得高，說明盆地內部的空氣污染比起盆地外緣較為嚴重，但因為風向與強傳輸型天氣系統相比較不穩定，因此兩個地點的污染物濃度較為相近。1 月 23 日也可看出類似的趨勢。

從 $\text{PM}_{2.5}$ 的化學組成中得知，兩地離子組成差異中，在不同採樣日期皆以 NO_3^- 居多，顯示衍生性氣膠主要以硝酸鹽的形式流佈在大氣中。

---□--- 大肚山 ---△--- 中山醫學大學

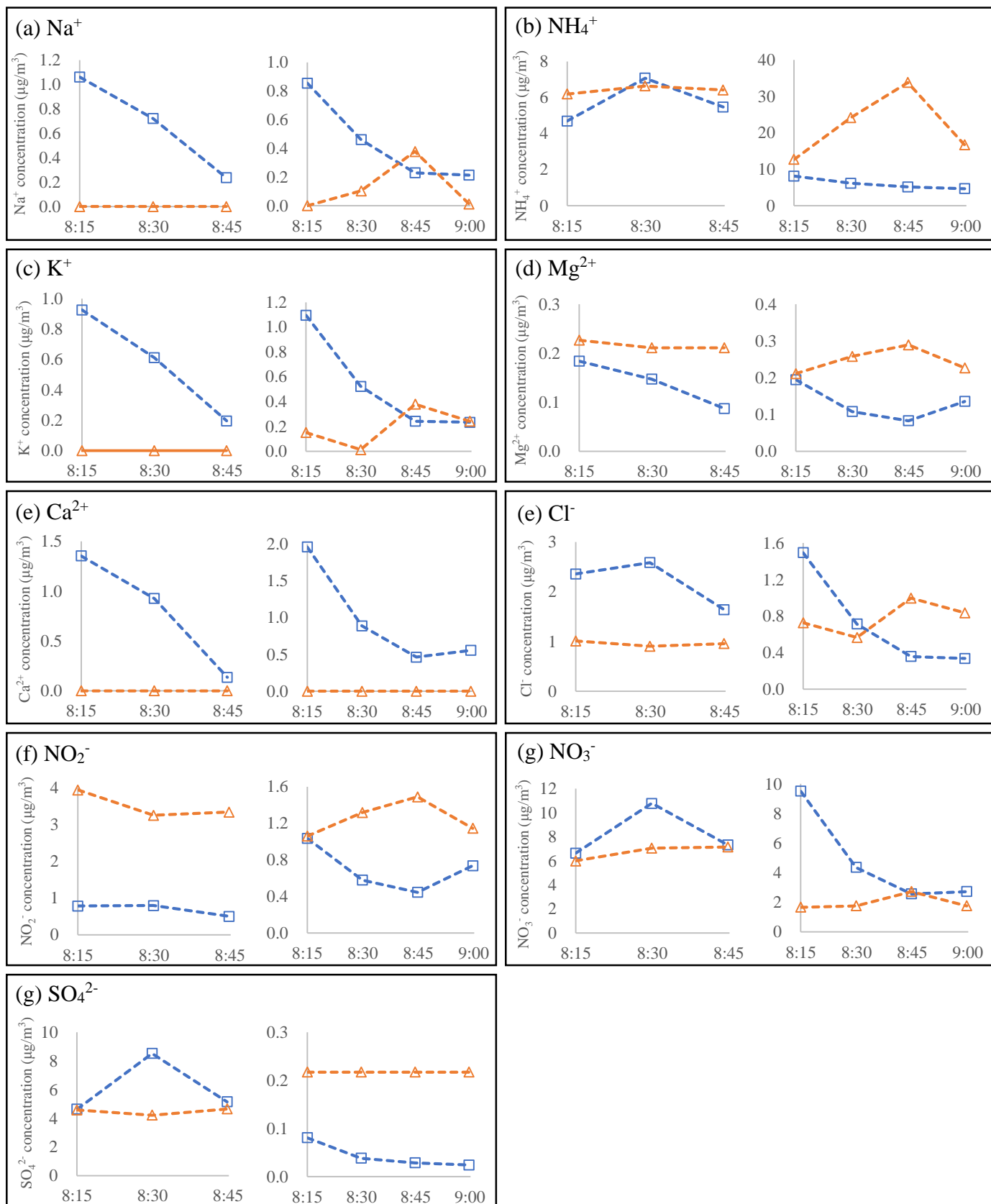


圖 4.3-3 弱傳輸型天氣系統下，氣膠化學組成量測結果
(由左至右為 1 月 22 日、1 月 23 日)

4.3.3 滯留型天氣系統

在此天氣型態下，本研究於 2020 年 2 月 6 日、2 月 12 日與 2 月 13 日執行氣膠化學組成採樣，由於 2 月 13 日未設置測風光達，因此無相關數據呈現。

首先，從圖 4.3-4 的氣膠化學組成量測結果可以發現，大肚山與中山醫學大學的化學濃度有明顯差異，2 月 6 日，大肚山在 8:15 所量測到的 Na^+ 、 NH_4^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 、 NO_2^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} 濃度分別為 0.22、2.74、0.13、0.08、1.08、1.13、0.23、3.24、2.78 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，隨著時間變化，在 8:45 所量測到的濃度分別為 0.20、2.82、0.13、0.10、1.06、0.74、0.24、3.68、2.91 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，下降趨勢較不明顯；中山醫學大學在 8:15 所量測到的濃度分別為 0.52、2.72、0.17、0.25、ND、0.7、1.53、6.09、3.18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，隨著時間變化，8:45 所量測到的濃度分別為 0.67、3.52、0.21、0.28、ND、0.84、1.53、7.97、3.49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，上升趨勢較不明顯。整體濃度而言，大肚山與中山醫學大學差異不大，受到海陸風環流影響，污染物不易擴散，不論在臺中盆地外緣或是盆地內部都有累積的情形。2 月 12 日與 2 月 13 日，由於海陸風環流風向轉換頻繁，隨著風向不同加上風速差異，可能發生盆地外緣濃度較高，或是盆地內部濃度下降而盆地外緣濃度上升的結果。從 $\text{PM}_{2.5}$ 的化學組成得知，兩地離子組成差異中，在不同採樣日期皆以 NO_3^- 居多，顯示衍生性氣膠主要以硝酸鹽的形式流佈在大氣中。

觀察邊界層高度的變化，如圖 4.3-5，從測風光達的量測結果可以發現，2 月 6 日無明顯分層現象，與圖 4.3-4 比對，盆地外緣與盆地內部的濃度變化趨勢都不顯著，表示在無明顯大氣邊界層變化的情況下，空氣污染物的傳輸效果較差，極可能在兩地都造成局部累積的現象。2 月 12 日，邊界層變化與 2 月 11 日相近，可看出在離地約 0.25 km 有明顯的分層現象且從 0 點開始，9 點後分層現象才逐漸減弱，因此盆地外緣濃度下降趨勢明顯，有垂直擴散效果，但由於受到風速影響與向下垂直風向較弱，盆地內部的污染物濃度變化相對趨緩。

---□--- 大肚山 ---△--- 中山醫學大學

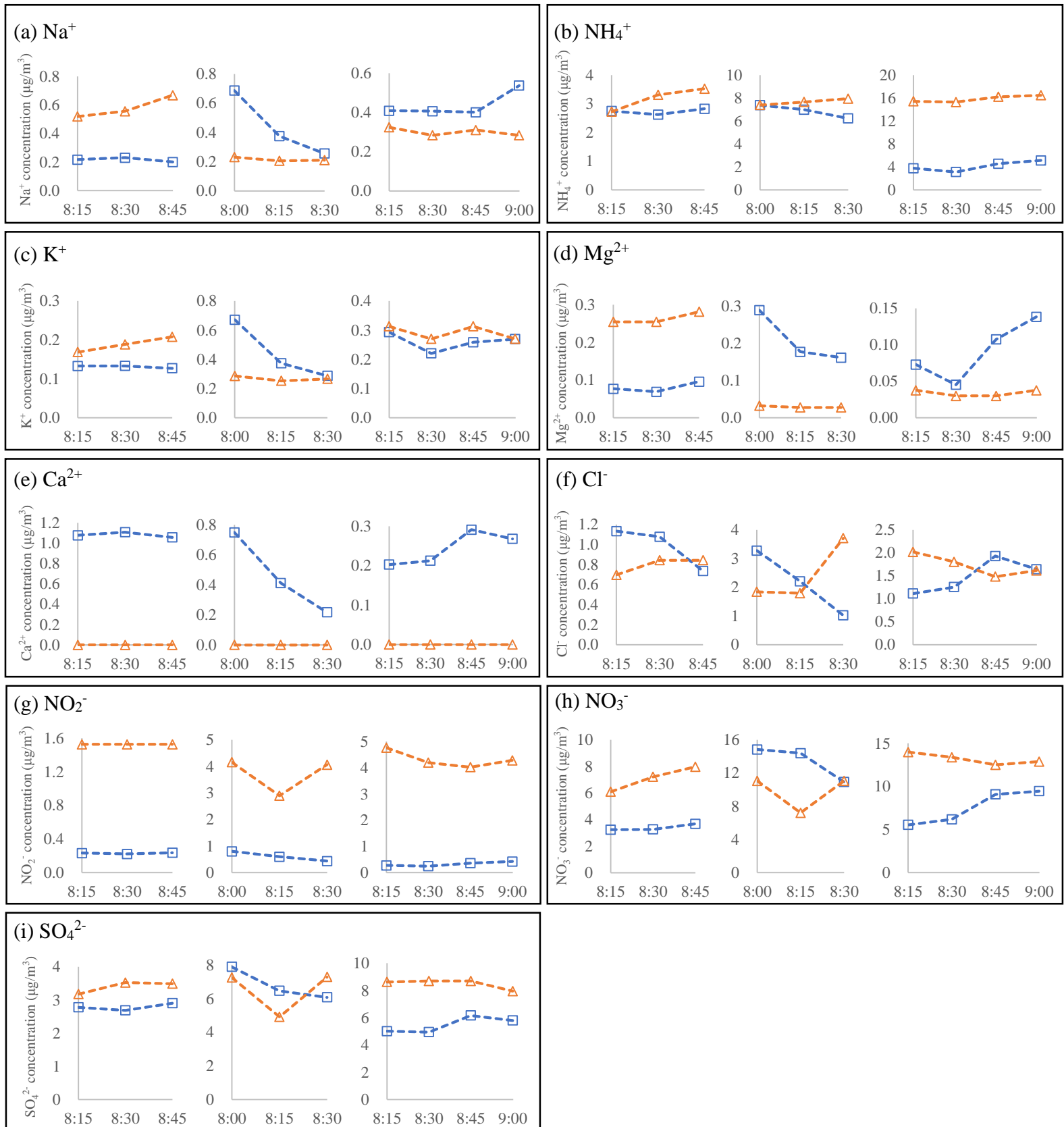
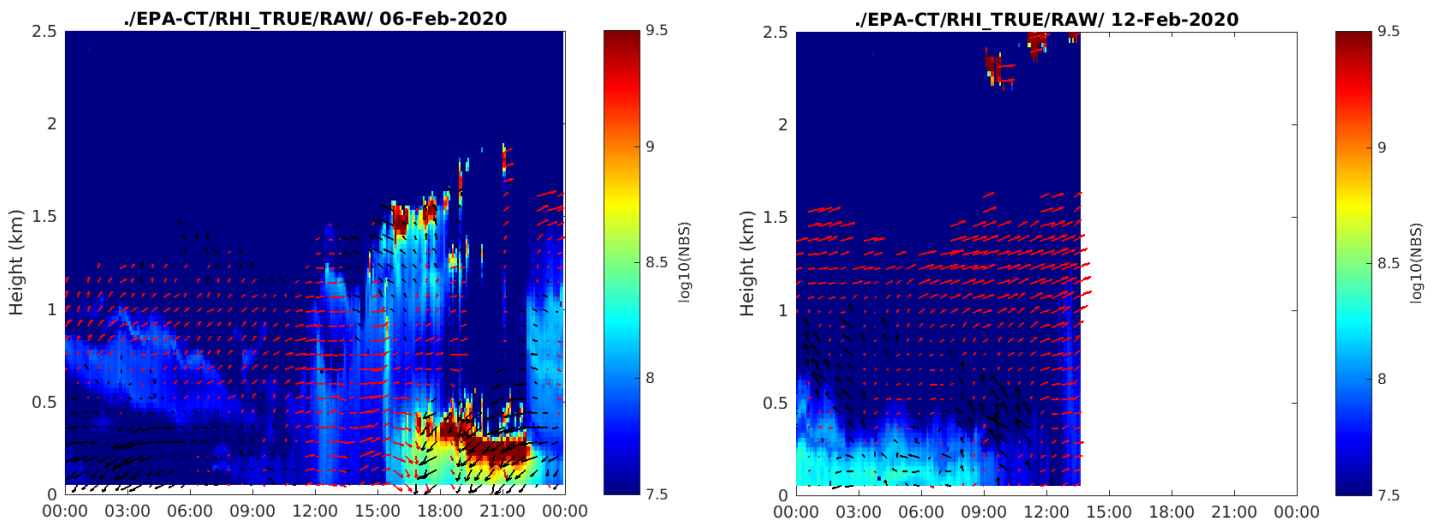


圖 4.3-4 滯留型天氣系統下，氣膠化學組成量測結果
(由左至右為 2 月 6 日、2 月 12 日與 2 月 13 日)

(a)



(b)

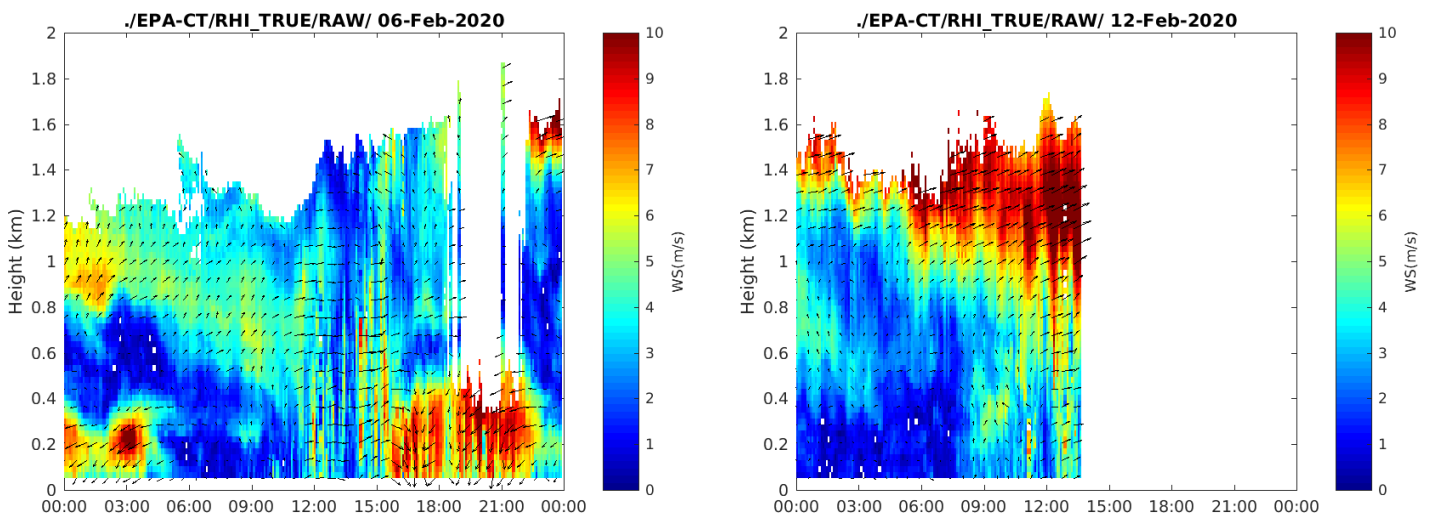


圖 4.3-5 2 月 6 日與 2 月 12 日的測風光達結果

(a)訊號值 (b)風速

第五章 結論與建議

5.1 結論

1. 強傳輸型天氣系統下，因近地表大氣邊界層產生的分層現象，污染物易擴散，污染物濃度有明顯的高度差異，盆地外緣濃度隨時間下降，盆地內部濃度隨時間上升，變動趨勢以盆地外緣較明顯，隨著邊界層升高，促使空氣污染物可以有效的傳輸擴散。
2. 弱傳輸型天氣系統下，污染物易擴散，明顯高度差異，盆地外緣濃度隨時間下降，盆地內部濃度隨時間上升，濃度變動趨勢以盆地外緣較明顯。
3. 滯留型天氣系統下，污染物不易擴散，隨風向轉換的差異，會導致兩個地點的污染物濃度變動有所不同，而 2 月 12 日，近地表大氣邊界層產生的分層現象影響下，盆地外緣濃度下降趨勢明顯，促使污染物得以垂直擴散，但由於受到風速影響與向下垂直風向較弱，盆地內部的污染物濃度變化相對趨緩。從結果來看，可得知空氣污染物的傳輸分佈確實有海拔高度的差異，通過邊界層觀測數據也進一步證實，空氣污染物會隨近地表大氣邊界層變動，分層現象也會影響空氣污染物的垂直分佈差異。

5.2 建議

1. 本研究的限制包含樣本數過少且數據完整性不足，但即使有數據上的缺漏，仍然可以從研究中得知近地表大氣邊界層變動對於空氣污染物傳輸分佈具有確實的影響，未來則應補足此一限制。
2. 本研究只以大肚山與中山醫學大學兩處做空氣污染物的採樣分析，未來可納入其他盆地外緣，與盆地內部具有高度落差的地點，如八卦山，蒐集更為詳盡的研究數據。
3. 本研究的採樣時間皆落在日間，晚間的濃度變化未加入探討，未來可建立逐時量測的站點以獲得空氣污染物傳輸分佈的連續時間變化，並且可以在不同季節、季風系統進行量測，以對臺中地區的空氣污染有更全面的瞭解。
4. 未來可加入來源解析模式，配合大氣邊界層的數據與化學樣品的分析結果，針對排放源進行更深入的探討，做一整合性的空氣污染研究。

參考文獻

- Calvo, A. I., Alves, C., Castro, A., Pont, V., Vicente, A. M., & Fraile, R. (2013). Research on aerosol sources and chemical composition: Past, current and emerging issues. *Atmospheric Research*, 120-121, 1-28.
- Chang, S.-Y., Fang, G.-C., Chou, C. C. K., & Chen, W.-N. (2006). Source identifications of PM₁₀ aerosols depending on hourly measurements of soluble components characterization among different events in Taipei Basin during spring season of 2004. *Chemosphere*, 65(5), 792-801.
- Chen, Y. C., Chang, C. C., Chen, W. N., Tsai, Y. J., & Chang, S. Y. (2018). Determination of the vertical profile of aerosol chemical species in the microscale urban environment. *Environmental Pollution*, 243(Pt B), 1360-1367.
- Cheng, W.-L. (2001). Synoptic weather patterns and their relationship to high ozone concentrations in the Taichung Basin. *Atmospheric Environment*, 35(29), 4971-4994.
- D'Amato, G., Pawankar, R., Vitale, C., Lanza, M., Molino, A., Stanziola, A., . . . D'Amato, M. (2016). Climate Change and Air Pollution: Effects on Respiratory Allergy. *Allergy, Asthma & Immunology Research*, 8(5), 391-395.
- DeBell, L. J., Talbot, R. W., Dibb, J. E., Munger, J. W., Fischer, E. V., & Frolking, S. E. (2004). A major regional air pollution event in the northeastern United States caused by extensive forest fires in Quebec, Canada. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 109(D19).
- EPA Taiwan ROC. (2000). Air Quality Monitoring in Taiwan. *EPA Taiwan ROC*, 240.
- Fan, W., Qin, K., Xu, J., Yuan, L., Li, D., Jin, Z., & Zhang, K. (2019). Aerosol vertical distribution and sources estimation at a site of the Yangtze River Delta region of China. *Atmospheric Research*, 217, 128-136.
- Fang, G.-C., Chang, C.-N., Wu, Y.-S., Lu, S.-C., Pi-Cheng Fu, P., Chang, S.-C., . . . Yuen, W.-H. (2002). Concentration of atmospheric particulates during a dust storm period in central Taiwan, Taichung. *Science of The Total Environment*, 287(1), 141-145.
- Fang, G.-C., Wu, Y.-S., Chang, S.-Y., Huang, S.-H., & Rau, J.-Y. (2006). Size distributions of ambient air particles and enrichment factor analyses of metallic elements at Taichung Harbor near the Taiwan Strait. *Atmospheric Research*, 81(4), 320-333.
- Galindo, N., Nicolás, J. F., Yubero, E., Caballero, S., Pastor, C., & Crespo, J. (2008). Factors affecting levels of aerosol sulfate and nitrate on the Western Mediterranean coast. *Atmospheric Research*, 88(3), 305-313.

- Hamanaka, R. B., & Mutlu, G. M. (2018). Particulate Matter Air Pollution: Effects on the Cardiovascular System. *Frontiers in endocrinology*, *9*, 680-680.
- Han, S., Bian, H., Tie, X., Xie, Y., Sun, M., & Liu, A. (2009). Impact of nocturnal planetary boundary layer on urban air pollutants: Measurements from a 250-m tower over Tianjin, China. *Journal of Hazardous Materials*, *162*(1), 264-269.
- Ianniello, A., Spataro, F., Esposito, G., Allegrini, I., Hu, M., & Zhu, T. (2011). Chemical characteristics of inorganic ammonium salts in PM_{2.5} in the atmosphere of Beijing (China). *Atmospheric Chemistry and Physics*, *11*(21), 10803-10822.
- Jeong, J. I., & Park, R. J. (2013). Effects of the meteorological variability on regional air quality in East Asia. *Atmospheric Environment*, *69*, 46-55.
- Kambezidis, H. D., Weidauer, D., Melas, D., & Ulbricht, M. (1998). Air quality in the Athens basin during sea breeze and non-sea breeze days using laser-remote-sensing technique. *Atmospheric Environment*, *32*(12), 2173-2182.
- Kampa, M., & Castanas, E. (2008). Human health effects of air pollution. *Environmental Pollution*, *151*(2), 362-367.
- Kim, E., Hopke, P. K., Pinto, J. P., & Wilson, W. E. (2005). Spatial Variability of Fine Particle Mass, Components, and Source Contributions during the Regional Air Pollution Study in St. Louis. *Environmental Science & Technology*, *39*(11), 4172-4179.
- Kim, K. E., Cho, D., & Park, H. J. (2016). Air pollution and skin diseases: Adverse effects of airborne particulate matter on various skin diseases. *Life Sciences*, *152*, 126-134.
- Kurt, O. K., Zhang, J., & Pinkerton, K. E. (2016). Pulmonary health effects of air pollution. *Current opinion in pulmonary medicine*, *22*(2), 138-143.
- Lam, K. L., Kenway, S. J., Lane, J. L., Islam, K. M. N., & Bes de Berc, R. (2019). Energy intensity and embodied energy flow in Australia: An input-output analysis. *Journal of Cleaner Production*, *226*, 357-368.
- Lee, H. J., Coull, B. A., Bell, M. L., & Koutrakis, P. (2012). Use of satellite-based aerosol optical depth and spatial clustering to predict ambient PM_{2.5} concentrations. *Environmental Research*, *118*, 8-15.
- Li, J., Jian, B., Huang, J., Hu, Y., Zhao, C., Kawamoto, K., . . . Wu, M. (2018). Long-term variation of cloud droplet number concentrations from space-based Lidar. *Remote Sensing of Environment*, *213*, 144-161.
- Li, L., Wang, W., Feng, J., Zhang, D., Li, H., Gu, Z., . . . Fu, J. (2010). Composition, source, mass closure of PM_{2.5} aerosols for four forests in eastern China. *Journal of Environmental Sciences*, *22*(3), 405-412.
- Ning, G., Wang, S., Ma, M., Ni, C., Shang, Z., Wang, J., & Li, J. (2018).

- Characteristics of air pollution in different zones of Sichuan Basin, China. *Science of The Total Environment*, 612, 975-984.
- Pérez, N., Pey, J., Cusack, M., Reche, C., Querol, X., Alastuey, A., & Viana, M. (2010). Variability of Particle Number, Black Carbon, and PM₁₀, PM_{2.5}, and PM₁ Levels and Speciation: Influence of Road Traffic Emissions on Urban Air Quality. *Aerosol Science and Technology*, 44(7), 487-499.
- Pathak, R. K., Wang, T., & Wu, W. S. (2011). Nighttime enhancement of PM_{2.5} nitrate in ammonia-poor atmospheric conditions in Beijing and Shanghai: Plausible contributions of heterogeneous hydrolysis of N₂O₅ and HNO₃ partitioning. *Atmospheric Environment*, 45(5), 1183-1191.
- Pathak, R. K., Wu, W. S., & Wang, T. (2009). Summertime PM_{2.5} ionic species in four major cities of China: nitrate formation in an ammonia-deficient atmosphere. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(5), 1711-1722.
- Pathak, R. K., Yao, X., & Chan, C. K. (2004). Sampling Artifacts of Acidity and Ionic Species in PM_{2.5}. *Environmental Science & Technology*, 38(1), 254-259.
- Sawidis, T., Krystallidis, P., Veros, D., & Chettri, M. (2012). A Study of Air Pollution with Heavy Metals in Athens City and Attica Basin Using Evergreen Trees as Biological Indicators. *Biological Trace Element Research*, 148(3), 396-408.
- Squizzato, S., Masiol, M., Brunelli, A., Pistollato, S., Tarabotti, E., Rampazzo, G., & Pavoni, B. (2013). Factors determining the formation of secondary inorganic aerosol: a case study in the Po Valley (Italy). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(4), 1927-1939.
- Stein, A. F., & Lamb, D. (2003). Empirical evidence for the low- and high-NO_x photochemical regimes of sulfate and nitrate formation. *Atmospheric Environment*, 37(26), 3615-3625.
- Tao, M., Chen, L., Xiong, X., Zhang, M., Ma, P., Tao, J., & Wang, Z. (2014). Formation process of the widespread extreme haze pollution over northern China in January 2013: Implications for regional air quality and climate. *Atmospheric Environment*, 98, 417-425.
- Tilt, B. (2019). China's air pollution crisis: Science and policy perspectives. *Environmental Science & Policy*, 92, 275-280.
- Tong, Z., Chen, Y., Malkawi, A., Liu, Z., & Freeman, R. B. (2016). Energy saving potential of natural ventilation in China: The impact of ambient air pollution. *Applied Energy*, 179, 660-668.
- Tsai, Y. I., & Cheng, M. T. (1999). Visibility and aerosol chemical compositions near the coastal area in Central Taiwan. *Science of The Total Environment*, 231(1), 37-51.
- Wang, Y., Zhuang, G., Tang, A., Yuan, H., Sun, Y., Chen, S., & Zheng, A. (2005). The

- ion chemistry and the source of PM_{2.5} aerosol in Beijing. *Atmospheric Environment*, 39(21), 3771-3784.
- Wei, P., Cheng, S., Li, J., & Su, F. (2011). Impact of boundary-layer anticyclonic weather system on regional air quality. *Atmospheric Environment*, 45(14), 2453-2463.
- Ying, Q., & Kleeman, M. J. (2006). Source contributions to the regional distribution of secondary particulate matter in California. *Atmospheric Environment*, 40(4), 736-752.
- Zhang, L., Wang, T., Lv, M., & Zhang, Q. (2015). On the severe haze in Beijing during January 2013: Unraveling the effects of meteorological anomalies with WRF-Chem. *Atmospheric Environment*, 104, 11-21.
- Zhu, L., Huang, X., Shi, H., Cai, X., & Song, Y. (2011). Transport pathways and potential sources of PM₁₀ in Beijing. *Atmospheric Environment*, 45(3), 594-604.
- 吳兆鴻, 徐逸祥, & 張晏菁. (2019). 利用 Landsat 8 OLI 影像反演氣溶膠光學厚度之成果論證臺中市交通流量對 PM_{2.5} 之影響. [Using the Aerosol Optical Depth Data Retrieved from Landsat 8 OLI Imagery to Demonstrate the Influence of Traffic Flow on PM_{2.5} in Taichung]. *航測及遙測學刊*, 24(1), 59-77.
- 林灼榮, 陳鶴文, 林師模, & 莊旻潔. (2019). PM_{2.5} 監測模型之建構與減量模擬：以台中市監測站為例. [A Monitoring Model with Reduction Simulation for PM_{2.5}: The Case of Monitoring Stations in Taichung City]. *生物產業科技管理叢刊*, 7, 1-25.
- 林源海. (2013). 台中都會區大氣懸浮微粒化學組成與盛行能見度變化特性之探討. *國立中興大學環境工程學系碩士學位論文*.
- 鄧詠霖, 張少凡, 廖宇慶, & 林沛練. (2018). 測風光達觀測與高解析邊界層風場模擬的比對. *氣象科技研究*.
- 張士昱, 張志忠, & 陳韡鼎. (2018). 開發可安裝在無人機的輕量化氣膠採樣器以測量 PM_{2.5} 化學物種的垂直分佈特徵-II. 106 年度「科技部/環保署空污防制科技學術合作計畫」期末報告.
- 張士昱. (2013). 乾、濕兩用之氣體吸附裝置. 中華民國新型專利. 證書號：TW M467055
- 張士昱. (2015). 氣溶膠收集裝置. 中華民國新型專利. 證書號：TW M515102