

嘉南藥理大學 105 年度教師研究補助計畫成果報告

重點研究總計畫名稱：無人飛行載具應用於污染探空之研發

計畫編號：CN10513-15

子計畫一：空間粒狀污染物粒徑濃度的非均勻分布與影響參數

計畫編號：CN10513

執行期限：民國 105 年 01 月 01 日至 105 年 12 月 31 日

子計畫主持人：蔡瀛逸教授

執行單位：環境工程與科學系

參與人員：李夏萍、林韋澄、林伯勳、顏佑軒、李和穆

摘要

本研究為探討粒狀物空間垂直濃度分布及其氣象因子的影響條件，研發以無人飛行載具(Unmanned aerial vehicles, UAVs)系統載酬可攜式氣粒狀物監測儀成功進行空間濃度監測並輔以氣象因子同步觀測，在三次的成功探空整合監測與觀測發現氣粒狀物的空間濃度不一，但氣粒狀物垂直濃度剖面非呈現越往高空污染物濃度越低的濃度遞減狀態，在一次空間高度20 m至100 m存在溫度遞增的逆溫狀態，不利於污染物垂直擴散，地面風場呈現僅 1.47 ± 0.76 m/sec的低風速，不利水平擴散，粒狀污染物累積導致空氣品質相對降低，粒狀物累積在近20 m的空間高度附近，空間污染物形成一污染帶，雖然逆溫發展到100 m的高空，但污染帶垂直擴伸到150 m高，呈現在20 m及150 m的空間高度各粒徑粒狀物濃度累積。而氣狀污染物受空間溫度傾率的影響較直接，CO₂的空間濃度顯現受空間逆溫且受地表人為排放的影響較大，CO₂空間垂直剖面濃度最高出現在地表20 m高。另外，由主成分因子分析發現PM濃度非僅空間溫度傾率轉折即造成垂直擴散條件變化而改變粒狀物的空間濃度，1.5 m的平均PM_{2.5} 56.9 ± 0.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，高於環保署24小時 $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的空氣品質標準值，而200 m高空平均PM_{2.5}濃度亦高達 $53.3 \pm 0.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，不同粒徑的粒狀物呈現非均勻的沉降特性，且以PM_{2.5}/TSP ratio比較，200 m高空PM_{2.5}細微粒濃度佔TSP濃度比例為0.601，較平均各空間PM_{2.5}/TSP ratio， 0.575 ± 0.013 為高，顯現較小微粒沉降速率為慢，較易滯留在空間中，而以PM₁₀/TSP ratio比較，200 m高空PM₁₀粗微粒濃度佔TSP濃度比例為0.968，較平均各空間PM_{2.5}/TSP ratio， 0.978 ± 0.007 為低，顯現較大微粒沉降速率為快，較少滯留在高空中，但也顯現空間粒狀物濃度變化的影響成因複雜。

一、前言

行政院環保署隨歐美先進國家自 2012 年五月訂定細懸浮微粒(Fine particulate matter, PM_{2.5})的空氣品質標準，一為年平均標準為 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，另為 24 小時值的 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，將 PM_{2.5} 納入我國空氣品質的最新指標污染物，期望在 2020 年(民國 109 年)達成 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的年平均標準，顯見環保署在 PM_{2.5} 微粒污染管制的重視與對空氣品質管理方面更周詳地保護國人健康，然而世界衛生組織的空氣品質準則(World Health Organization Air Quality Guideline, WHO AQG)的最終目標是期望 PM_{2.5} 年平均值降至 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 以下，亦顯示我國在 PM_{2.5} 的管制與減量尚有很大的改善空間。此外，環保署自 2014 年 10 月 1 日起參考英國每日空氣品質指標(Daily Air Quality Index, DAQI)，將 PM_{2.5} 濃度分為 10 級並以顏色示警，而在 2016 年 12 月 1 日起，將監測的空氣污染物即時濃度對應得出 O₃、PM_{2.5}、PM₁₀、CO、SO₂、NO₂ 等 6 個測項之即時副指標值，取出其中最大值做為即時空氣品質指標(Air Quality Index, AQI)值，民眾可由即時資訊軟體或網路平台得到最新空氣品質現況，以做為健康防護的參考。

然而，影響空氣品質的因素複雜，不僅地表人為活動，空間的氣流帶動或滯留均會影響空氣品質的良窳，其中 PM_{2.5} 的尺寸之下尚包括 PM₁、乃至超細微粒(ultrafine particle)或奈米微粒(nanoparticle)，其來源複雜，包括都市交通排放、工業排放、在地生質燃燒及季節性的境外大規模生質燃燒與偶發的沙塵長程傳輸、二次光化產物等貢獻來源，且影響廣泛。長時間暴露於 PM 環境中，即使 PM_{2.5} 濃度不高，亦會造成急性或慢性的呼吸道疾病，長期吸入易累積在肺裡，造成呼吸急促增加心臟的負荷，甚至有些微粒本身就有毒性，吸入後傷害到其他器官，造成身體機能的受損(Pope et al., 2002; Gauderman et al., 2004; Silva et al., 2010; Yen et al., 2012; Hsieh and Liao, 2013)。以 2013 年估算，如 Fig. 1 所示，全球有 87% 的人口處在 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的 AQG 標準之上，全球人口加權 PM_{2.5} 濃度(Global population weighted PM_{2.5})自 1990 年至 2013 年增加 20.4%，導因於南亞、東南亞及中國日益增高的 PM_{2.5} 濃度，而在高所得國家人口加權平均 PM_{2.5} 濃度卻明顯下降(Brauer et al., 2015)。然而，臺灣地處這巨大 PM_{2.5} 負荷的東南亞及東亞區域，境外長程傳輸及境內污染的污染成因與貢獻均需深入探討。

大氣污染的排放、形成、傳輸、累積與滯留主要受大氣動量、熱量與大氣氣象尺度及各種物質在光化環境錯綜複雜的交互作用制約與影響。其中懸浮微粒成

因不同，PM 組成亦十分複雜，PM 空氣污染乃屬空間傳遞，過去 PM 的監測主要採地面定點觀測，對於 PM 污染或排放流布的掌握不足，無從探知 PM 空間傳輸的實際狀況，或僅能透過模式模擬，地面觀測修正，實則不足以瞭解其空間立體(3 Dimensions)濃度變化，無從探知空氣污染空間傳輸的實際狀況。近年來隨著科技的發展，電子儀器迷你化趨勢與通訊科技的進步，使得輕巧及高機動性的無人飛行載具的應用層面越來越廣泛例如：日、夜間偵蒐、戰場監控、目標搜尋及定位等的軍事用途；農、漁、牧觀測及資源研究，地形、地貌偵照及監控、交通監視與管控、氣象觀測集資料收集的民生用途。透過無人飛行載具(Unmanned Aerial Vehicles, UAVs)搭載 PM 監測儀及氣象觀測儀器的運用，PM 空間流布與相關氣象資訊的實際狀況將能獲得進一步探知。然而載籌及電力與天候的掌握及空間的臨場飛行控制均是污染探空資料與否成功取得的重要關鍵。

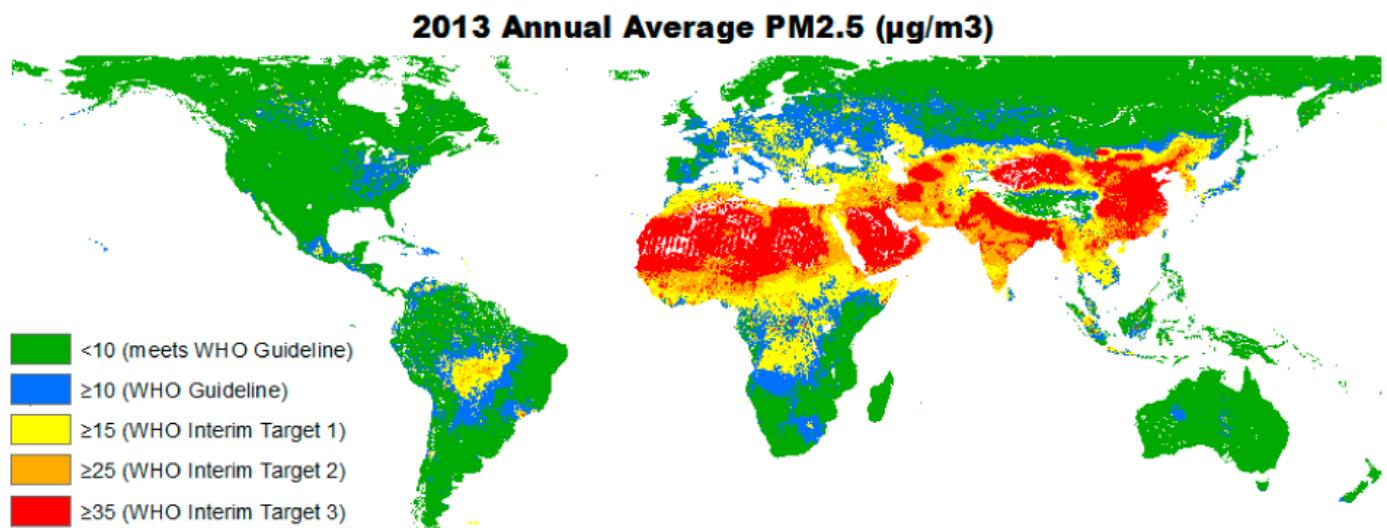


Fig. 1. 2013 年全球各地之年平均 PM_{2.5} 濃度(Brauer et al., 2015)

為此，本研究將研發無人飛行載具對空氣污染或溫室氣體排放的空間資訊應用，評估 UAVs 結合目前現有之空氣污染偵測儀器(微粒濃度計數器、二氧化碳偵測儀)的可行性，再由 UAVs 與現測儀器結合後探討空間尺度的氣粒狀物的垂直剖面濃度與其他應用的可行性。因此，本研究目標乃掌握 UAVs 所提供的空間移動的飛行優勢，避除臨場飛行控制的不確定性及負載的不穩定性，針對空間尺度之 PM 濃度，於不同的空間高度探討空間粒狀污染物粒徑濃度的非均勻分布與影響參數，以期瞭解微粒濃度的垂直空間分布及污染蓄留或擴散的成因。

二、文獻回顧

臺灣秋冬及初春的露天農廢燃燒及處在高壓迴流或弱綜觀天氣系統影響下，常造成南部地區嚴重的空氣污染事件，每年初春東南亞的生質燃燒經長程傳輸亦影響臺灣高山測站的空氣品質(許，2009)。這些氣膠微粒可散射及吸收入射光，進而影響地球的反射率(earth's albedo)並降低能見度(Charlson et al., 1987)。有機氣膠扮演活化雲凝結核(active cloud condensation nuclei, CCN)及冰形成核(ice formation nuclei, IN)的關鍵角色，進而影響地球輻射平衡及氣候變遷(Facchini et al., 1999)。無機氣膠及有機氣膠在大氣中之轉換表現如 Fig. 2 所示(Sun and Ariya, 2006)，自然界中的湖泊，海洋及雪地會排放易揮發性混合物經過轉換形成氣膠，氣膠在大氣中將會與無機物或有機物結合成化學混合物，其中氣膠水溶性鹽類中，非海鹽硫酸根(non-sea-salt sulfate, NSS)具有活化雲凝結核的性質，而另外石化業燃燒、生質燃燒等排放生成的有機氣膠會再轉變為有機雲凝結核，Kerminen (2001)更指出有機化合物(organics)在粒徑小於 40-50 nm 顆粒的最初成長中，所扮演的角色較 NSS 更為重要，主要乃為有機化合物可降低表面張力。有機雲凝結核之來源有二：一為一次有機氣膠(primary organic aerosols, POA)，另為二次有機氣膠(secondary organic aerosols, SOA)。兩者都是大氣雲凝結核主要之

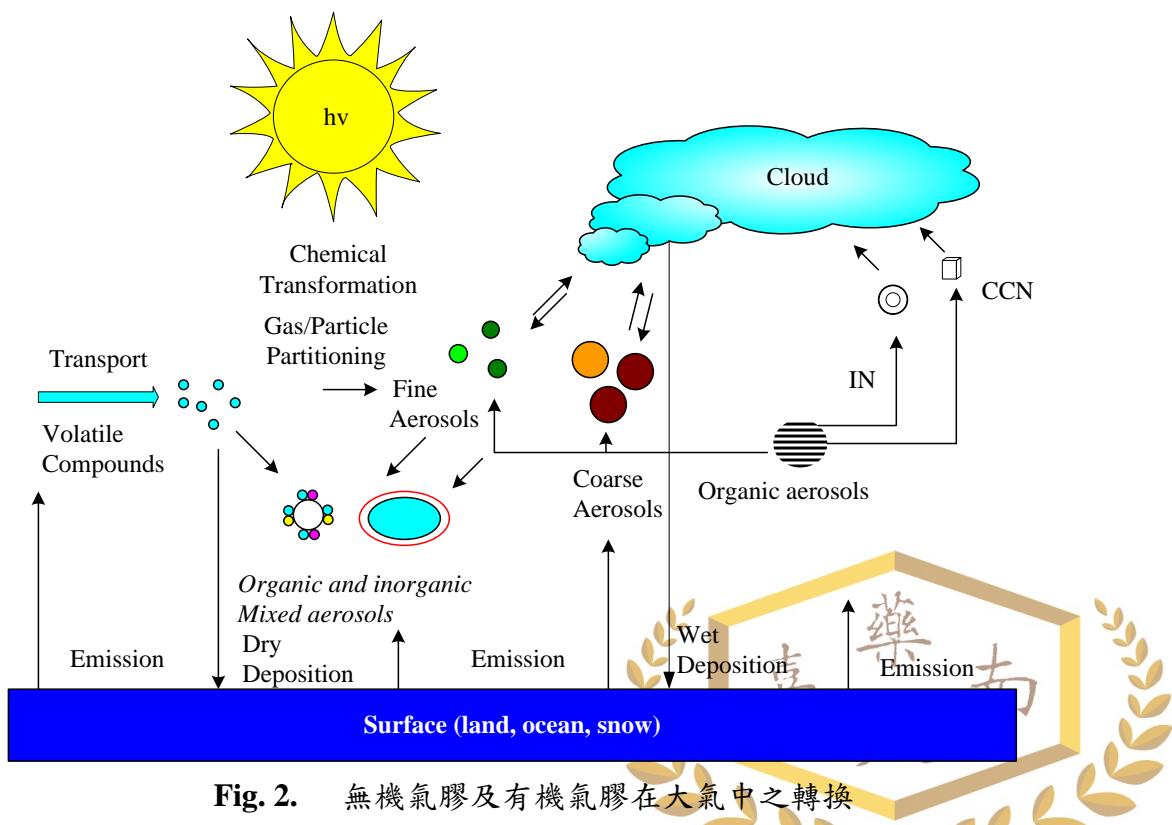


Fig. 2. 無機氣膠及有機氣膠在大氣中之轉換

貢獻者，而大氣氣膠有機層之氧化作用更增進雲凝結核之能力。其中人為污染如石化燃料燃燒，工廠廢氣之排放，及交通排放出之廢氣，經由太陽照射光化分解產生二次有機氣膠(Chebbi and Carlier, 1996)。Bond et al. (2004)估計有機碳排放在石化業燃燒、生物燃料燃燒、露天生質燃燒，分別為 2.4、5.8 及 25 Tg yr^{-1} 。此外，生物源亦是有機氣膠主要來源，主要包括生物體、細菌、花粉及植物體，而生物源之有機前驅物為在森林中樹木所排放之單帖類、異戊二烯及甲基丁烯醇等經由光化反應間接形成，亦是有機氣膠的來源之一(Kawamura and Ikushima, 1993; Sun and Ariya, 2006)。

南臺灣恆春沿海(2015 年春季)、臺南市郊平日(2015 年秋季)及高污染事件日(2015 年 12 月 16-17 日， $\text{PM}_{2.5} > 71 \mu\text{g/m}^3$)、鹿林山區(2014 年春季)所獲得的氣膠數目濃度分布如 Fig. 3 所示，可發現臺南郊區的 PN peak (mode，眾數)出現在 54.1 nm，且在 DAQI 達到 10 等級的紫色警戒，臺南郊區的 PN peak 仍然在 54.1 nm，但 PN peak 却是平日的 1.75 倍，顯示無論一般空氣品質狀態或 PM 高污染事件日，在臺南郊區氣膠相對處在新鮮狀態轉化成長為 Aitken mode 與老化氣膠並存，且在高污染事件日的天氣條件下大量累積，與恆春沿海氣膠較老化氣膠(PN peak at 75.8 nm)有所差別，而氣團傳輸至海拔 2,826 公尺的鹿林山偏遠山區，氣膠已相對更為老化，PN peak 接近 accumulation mode 在 92.7 nm，以鹿林山的 PN peak 為一背景濃度，恆春沿海的 PN peak 為鹿林山的 1.14 倍，臺南郊區平日的 PN peak 為鹿林山的 7.42 倍，高污染事件日更是鹿林山背景濃度的 12.95 倍，顯示地區、季節與事件時期的巨大差異，特別在微粒奈米數目濃度與粒徑分布的差異。

然而，如 Fig. 4 所展現南臺灣受 biomass burning 長程傳輸的影響，在東亞區域大型火場發生地點(fire locations)統計及到達南臺灣沿海空域的典型氣流路徑如 Fig. 4 所示，可發現 2013 年 2 月至 4 月東南亞地區及菲律賓群島有密集生質燃燒的火場區域，而中國南方有部份區域亦有較零星的生質燃燒點。Fig. 4(a)為 2013 年 3 月 13 日及 3 月 26 日到達南臺灣的氣流來自東南亞及菲律賓群島北部的嚴重生質燃燒區域及西太平洋乾淨海域，南臺灣地區的地面 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度相對較高，三波類似經過來自密集生質燃燒的火場區域的氣流所帶來的 $\text{PM}_{2.5}$ 濃度遠高於研究期間的平均濃度，但也因通過密集火場區域，其攜帶生質燃燒微粒的氣流經過長程傳輸至南臺灣空域時，地表 $\text{PM}_{2.5}$ 存在生質燃燒產物，而 Fig. 4(c)中 2013 年 4 月 13 日到達南臺灣的氣流主要來自臺灣東北部包括黃海及東海等海洋乾淨

大氣，或由西太平洋經過臺灣東南部帶來較乾淨氣流，PM_{2.5}濃度較低(Tsai et al., 2015)。

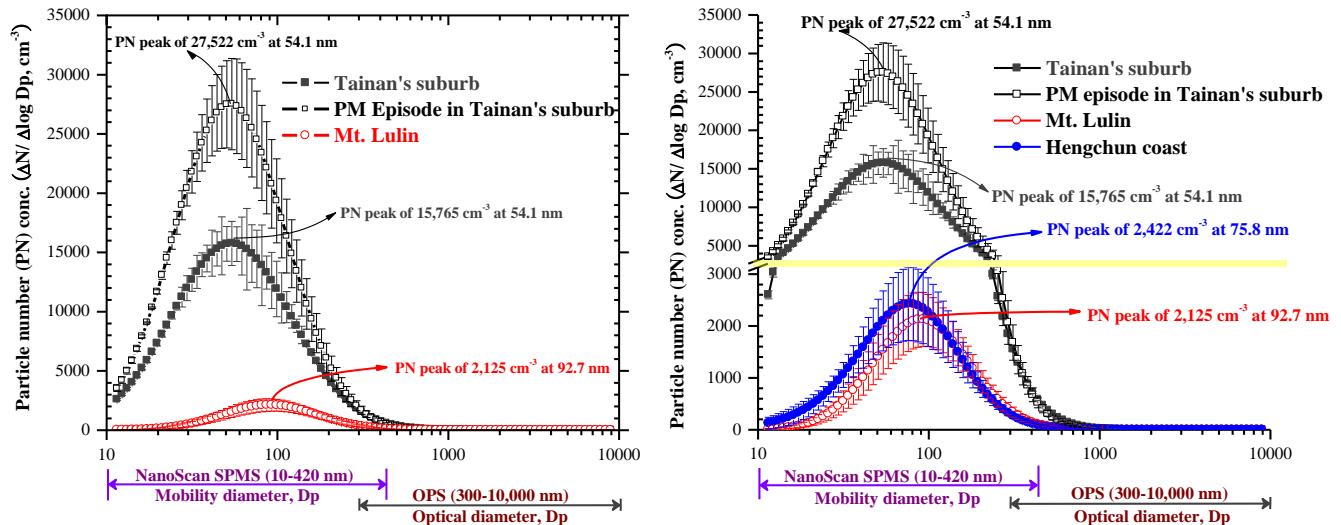
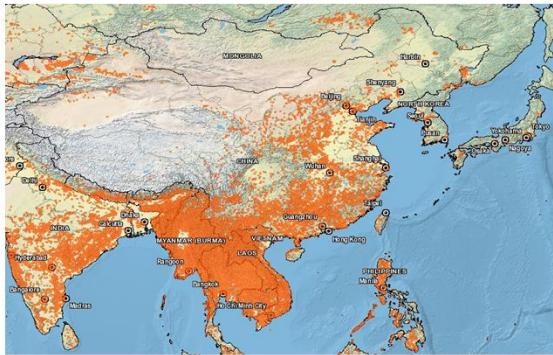


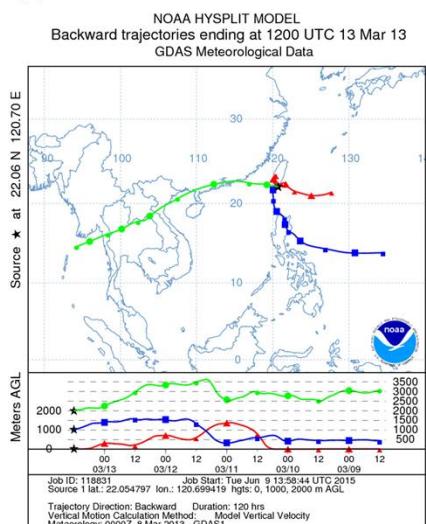
Fig. 3. 臺南市郊平日(2015年秋季)及高污染事件日(2015年12月16-17日全臺PM_{2.5}紫爆事件)、鹿林山區(2014年春季)、恆春沿海(2015年春季)氣膠數目濃度

然而這些地表PM高濃度事件的研究缺乏污染氣流傳輸的空間尺度變化，而空間尺度是否展現地表是事件傳輸的高濃度累積或相對低濃度分布，卻未能獲知。UAVs的運用將可攜式PM監測儀酬載進行空間即時觀測，已有實際例子，Peng et al. (2015)在中國杭州即成功地以UAVs將都市垂直空間的PM_{2.5}濃度進行觀測，雖每次觀測濃度均有不同，但PM_{2.5}濃度主要集中在地表100公尺，當隨高度上升，PM_{2.5}濃度呈現不等的濃度遞減，顯示地表污染排放及氣流活動影響了PM_{2.5}濃度的變化趨勢。

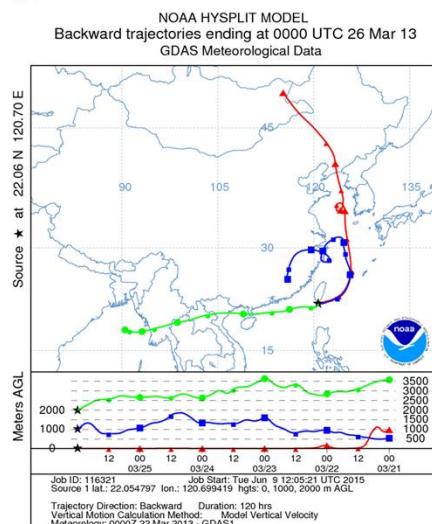




(a)



(b)



(c)

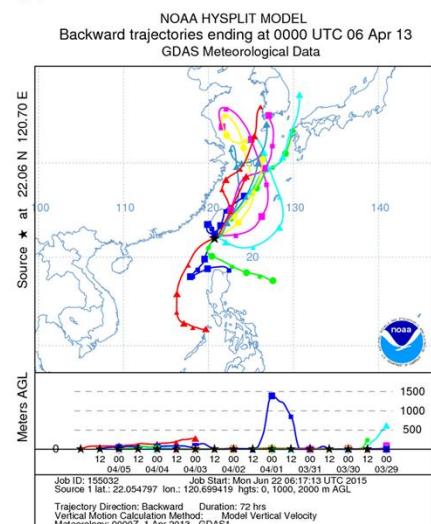


Fig. 4. 2013 年 2~4 月南臺灣受生質燃燒的長程傳輸影響，在東亞區域大型火場發生地點統計及到達南臺灣沿海空域的典型氣流路徑(a)氣流通過東南亞火場逆軌跡；(b) 氣流通過菲律賓群島、中國南方與東南亞火場逆軌跡；(c) 氣流通過黃海及東海等海洋乾淨大氣逆軌跡。



三、研究方法與步驟

3.1 高空微粒濃度監測與採樣方法

本研究於臺南市安平區及安南區之非禁航區域進行高空飛行及採樣作業，以 UAVs 搭載 real-time 監測儀器進行 0 m、1.5 m、10 m、20 m、50 m、100 m、150 m、200 m 之即時監測，以探討不同高度之微粒濃度變化差異。另亦協合子計畫二之生物氣膠採樣，進行高空生物氣膠濃度之另項相關探討。

3.2 採樣地點及時機

採用不同高度空間監測微粒濃度，考量配合本校應用空間資訊系無人飛行載具 UAVs 於不同飛行高度之操控，空氣微粒採樣地點設於臺南市安南區四草大橋橋下($23^{\circ}00'03.94''N$, $120^{\circ}08'11.58''E$)及臺南市安平區州安三街($22^{\circ}59'38.7''N$, $120^{\circ}08'39.0''E$)，如 Fig. 5 所示，此兩點位為非禁航區域且較為空曠不受周圍建築物或遮蔽物影響 UAVs 飛行及空氣中粒狀物與氣狀物採樣。由於大氣微粒濃度的變化不定，本計畫進行共三次採樣，第一次段飛行於州安三街進行，採樣於 2017 年 2 月 15 日中午時段進行 0~200 m 之定高空間採樣，同天順時序於四草大橋橋下第二次則以 0 m、10 m、20 m 定點懸停採樣，第三次於 2017 年 3 月 15 日上午至中午時段，進行更細部之不同高度(0 m、1.5 m、10 m、20 m、50 m、100 m、150 m、200 m)空間定點懸停採樣。不同高度之定點採樣，以每個高度懸停 3 分鐘以上，1 分鐘一筆數據，採集 3 筆數據。

3.3 採樣方法

本研究使用的 Met One Aerocet 531s 手持式微粒計數器，外觀如 Fig. 6 所示，小巧可攜，重量 0.91 kg，工作溫度為 0~50°C，採用充電鋰電池具有二合一功能，可測量質量數與顆粒數，本研究主要以微粒質量濃度為研究重點，其偵測方法以雷射光散射法進行空氣中細懸浮微粒監測主要監測項目為 PM₁、PM_{2.5}、PM₄、PM₇、PM₁₀、TSP，每分鐘可獲得一筆監測數據，監測靈敏度為 $0.5 \mu m$ ，其原理使用單一波長的雷射光照射在分散的待測粒子表面，量測固定在某一個角度量測散射光強度的衰變情形，再配合理論分析模式，便可以得到粒子的平均大小及分布，有關 Met One Aerocet 531s 監測儀器之相關參數如 Table 1。此外，同步監測 CO₂，所使用的可攜式二氧化碳監測儀(Q-TRAK, Model 7565-X, TSI)如 Fig. 7，

使用的偵測原理為非分散式紅外線監測(Nondispersive infrared sensor, NDIR sensor)二氧化碳濃度，該儀器同步搭配量測大氣壓力、氣溫、相對濕度及一氧化碳濃度，工作溫度為 5~45°C，該儀器可使用之記錄器紀錄時間間距可由每秒紀錄 1 次至每小時紀錄 1 次，含電池重約 0.36 kg。本研究紀錄使用的監測項目主要為氣溫、二氧化碳與相對濕度，有關該監測儀器於本研究所使用之三個監測項目的參數如 Table 2。

無人飛行載具(Unmanned Aerial Vehicles, UAVs)或稱無人飛機系統，俗稱無人機或無人飛機(Fig. 8)，為不需駕駛員在機內駕駛的飛機，為近年來航太產業的熱門項目之一。UAVs 乃指藉由遙控或自動駕駛技術，來進行科學觀測、戰場偵查…等任務的飛行載具，具有比傳統有人飛機操作成本低、運用彈性大、支援裝備少等特性。本研究將手持式微粒計數器及二氧化碳監測儀裝載於 UAVs 雲台上(Fig. 9)，於 UAVs 飛行任務前先進行航線規劃，航線規劃可從 Google Earth 載入欲飛行範圍，在此範圍內設定航點，此航點為粉塵質量濃度計數器採樣點之坐標與高度，之後將航線資料上傳到 UAVs 飛控電腦，UAVs 即可準備起飛，在起飛點以手動或自動升空後，即可進入自動導航模式，UAVs 將循先前規劃之航線(不同高度)進行飛行任務，飛抵定點高度後，即進行預先設定好的採樣模式進行空氣微粒採樣，如此流程重複進行，直到飛行任務結束後，UAVs 將自動返航到航線規劃中的返航點並自動降落。後續將所監測到的資料攜帶回實驗室進行數據下載並彙整。本研究使用無人飛行載具為大疆 dji S1000+八軸旋翼機，載具基本規格如 Table 3 所列。



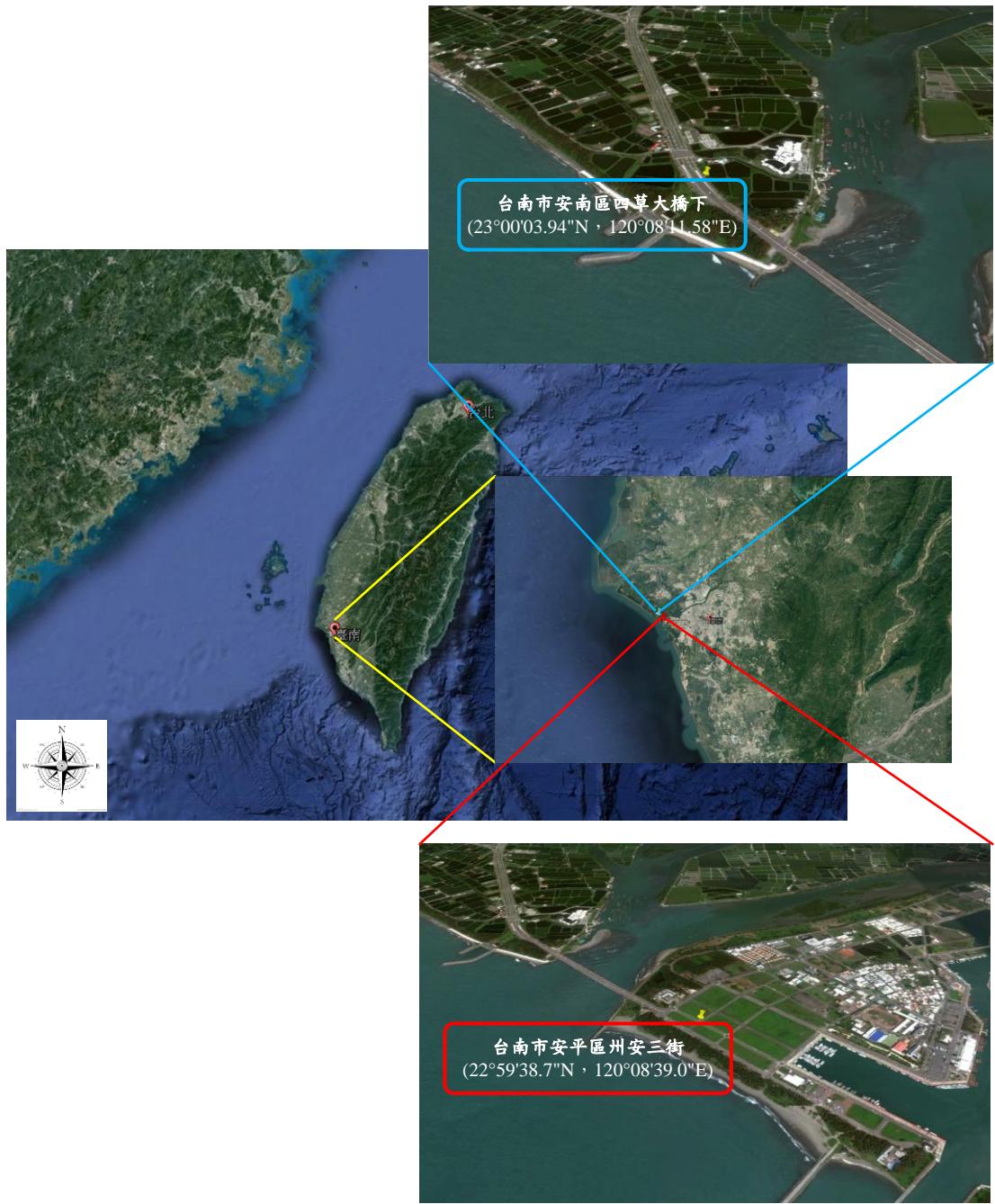


Fig. 5. 空間高度氣粒狀物採樣之飛行採樣點位



Table 1. Met One Aerocet 531s 手持式微粒計數器規格

項目	參數
顆粒計數大小	0.5 μm , 1.0 μm , 5.0 μm , 10 μm
質量範圍	PM ₁ , PM _{2.5} , PM ₄ , PM ₇ , PM ₁₀ , TSP
量測濃度範圍	0~3,000,000/ ft^3 (105,900 particles/L)。
最大可測量質量濃度	1,000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
精確度	$\pm 10\%$ (需定期校正)。
靈敏度	0.5 μm
取樣時間	60 秒
採樣流量	0.1 ft^3/min 。
量測原理	光散射法。
光源	雷射二極體 90mW, 780 nm。
記憶體容量	具 6,257 組數據儲存功能
電池	7.4 V 鋰電池，連續使用約 10 小時
尺寸	15.9 *10.2 *5.4 cm (H*W*D)
重量	0.91 kg。
AC 插座/充電器:	AC100~240 V、50/60 Hz、0.2 A

Table 2. 手持式二氧化碳監測儀規格

項目	參數
二氧化碳	監測範圍：0~5,000 ppm 準確度： $\pm 3\%$ ； $\pm 50 \text{ ppm}$, 以數據較大者為準 解析度：1 ppm 監測器類型：非分散式紅外線監測儀(NDIR)
溫度	監測範圍：0~60°C 準確度： $\pm 0.6^\circ\text{C}$ 解析度：0.1°C 反應時間：30 秒 (當空氣流速為 2 m/s, 90% 的最終值) 監測器類型：熱敏電阻
相對濕度	監測範圍：5~95 %RH 準確度： $\pm 3\%$ RH (包含 $\pm 1\%$ 的遲滯) 解析度：0.1% RH 反應時間：20 秒(63% 的最終值) 監測器類型：薄膜電容器



Table 3. UAVs 無人飛行載具機組規格

項目	機組參數
機架	對稱電機軸距：1045 mm 單臂長度：386 mm 單臂重量(含電機、電調、螺旋槳)：325 g 中心架直徑：337 mm 中心架重量(含起落架安裝基座和舵機)：1520g 起落架尺寸：460 mm(長)×511 mm(下底寬)×305 mm(高)
電機	定子尺寸：41×14 mm KV 值：400 rpm/V 最大功率：500 W 重量(含散熱風扇)：158 g
電調	工作電流：40 A 工作電壓：6S LiPo 相容訊號頻率：30 Hz ~ 450Hz 驅動 PWM 頻率：8 KHz 重量(含散熱器)：35 g
可摺疊螺旋槳 (1552/1552R)	材質高強度工程塑料 尺寸：15×5.2 inch 重量：13 g
飛行參數	起飛重量：6.0 Kg ~ 11.0 Kg 整機重量：4.4 Kg 動力電池：LiPo(6S、10000 mAh~20000 mAh、最小 15 C) 最大功耗：4000 W 懸停功耗：1500W(@ 起飛重量 9.5 Kg) 懸停時間：15min(@15000 mAh & 起飛重量 9.5 Kg) 工作環境溫度：-10 °C ~ +40 °C





Fig. 6. Met One Aerocet 531s 手持式微粒計數器



Fig. 7. 可攜式二氧化碳監測儀



Fig. 8. 無人飛行載具(Unmanned Aerial Vehicles, UAVs)

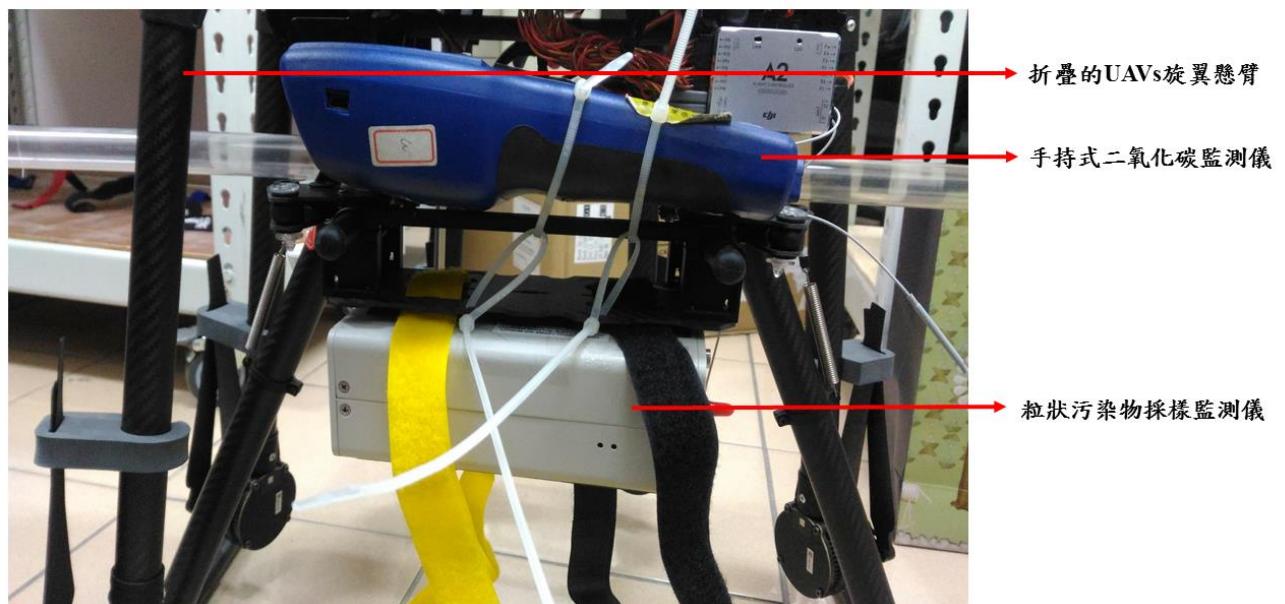


Fig. 9. UAVs 搭載粉塵質量濃度計數器及二氧化碳監測儀



四、結果討論

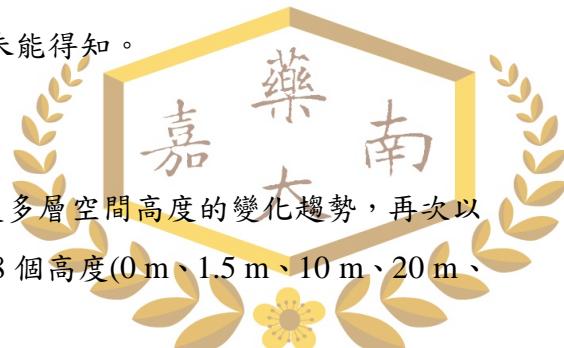
4.1 空間高度之粒狀物濃度差異

利用八軸旋翼機 UAVs 搭載 Met One Aerocet 531s 粉塵質量濃度計數器及手持式二氧化碳監測儀 TSI Model 7565-X，在安平區採地面高度連續升空，至預定高度 200 m 空間採樣，結果如 Table 4 所示，呈現 200 m 空間高度的懸停，細懸浮微粒 PM₁ 及 PM_{2.5} 濃度呈現較大差異，但平均濃度高於地面濃度，而較大微粒 PM₄、PM₇、PM₁₀、TSP 的高空濃度均低於地面濃度，而溫度亦呈現高空較低地表較高的溫度遞減狀況，顯示在 200 m 的高空，粒徑較大的 PM₄、PM₇、PM₁₀、TSP 粒狀污染物較少受到地面的人為活動及地表粒狀物揚起影響，也顯示較大粒徑即使受地表風場擾動揚起，但沉降速率較快，較少直接向上飄揚至 200 m 高空，也因此高空存在的 PM₄、PM₇、PM₁₀、TSP 較大微粒的高空濃度低於地表濃度，而較小粒徑的 PM₁ 及 PM_{2.5} 則因沉降速率較小，飄揚至高空停留時間較長，200 m 的高空 PM₁ 及 PM_{2.5} 濃度略高於地表濃度，但未具有統計上的顯著性差異 (p value>0.05)。

在安南區採近地面高度連續升空再懸停 10 m 及 20 m 定高空間採樣，結果如 Table 5 所示，空間溫度呈現高空較低地表較高的溫度遞減狀況，PM₁、PM_{2.5}、PM₄、PM₇、PM₁₀、TSP 各種粒徑均呈現 10 m 高度的空間微粒濃度最低，PM₁、PM_{2.5}、PM₄ 的 20 m 空間濃度甚至高於地面濃度，顯示較小粒徑的 PM₁、PM_{2.5} 及 PM₄ 則因粒徑較小易受氣流影響，且沉降速率較小而懸浮於空中，一但飄揚至高空停留時間較長，呈現 20 m 高空有較高微粒濃度。相較於粗微粒(PM₇、PM₁₀、TSP)，其粒徑與單一質量較大，易因沉降作用影響而掉落及較多存在於地面高度，PM₇、PM₁₀、TSP 等大微粒在 10 m 高度的濃度明顯低於地面濃度，20 m 高空的微粒濃度較地面濃度為低，但高於 10 m 高度的空間濃度，雖因 10 m、20 m 呈現高空溫度遞減狀況，應是相對有利空氣污染物擴散，但是否存在未監測的更高空存在不利擴散的溫度遞增狀態則未能得知。

4.2 空間高度之氣粒狀物濃度變化

為更進一步探討粒狀物與氣狀物濃度在更多層空間高度的變化趨勢，再次以安平區為採樣點位，並將高度 0~200 m 區分 8 個高度(0 m、1.5 m、10 m、20 m、



50 m、100 m、150 m、200m)，以空間高度定點式懸停 3 分鐘採樣，其粒狀物各粒徑及 CO₂ 空間高度濃度趨勢如 Fig. 10、Fig. 11 所示。以人們平均呼吸高度 1.5 m 處為基準，各粒徑濃度分別為 PM₁ $35.2 \pm 0.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、PM_{2.5} $56.9 \pm 0.26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、PM₄ $72.0 \pm 1.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、PM₇ $95.4 \pm 3.56 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、PM₁₀ $97.7 \pm 4.19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、TSP $98.5 \pm 4.81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，除了 PM₄ 在 150 m 高空呈現最高濃度，為 $72.2 \pm 3.43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，略高於地面 1.5 m 的 $72.0 \pm 1.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，但未具有統計上的顯著性差異(*p* value>0.05)外，其他粒徑的懸浮微粒多是在近地面 1.5 m 處的濃度相對更上空的空間濃度為高，顯示近地面人為活動及地表粒狀物揚起影響各粒徑粒狀物空間濃度。整合不同高度之氣象條件及微粒濃度趨勢如 Fig. 12 所示，此時期在 20 m 至 100 m 的空間高度呈現溫度遞增的逆溫狀態，但 PM₁、PM_{2.5}、PM₄、PM₇、PM₁₀、TSP 各種粒徑均呈現 10 m 高度的空間微粒濃度最低或次最低，卻未在發生逆溫起始高度 20 m 處存在最低濃度，反到自地面升空過了 10 m 高後，在 20 m 高空各種粒徑微粒均呈現較高濃度，在高度升至 50 m 處降至相對較低濃度，再者隨高度上升，各種粒徑微粒均呈現較高濃度，至 150 m 高空處各種粒徑微粒達到空間垂直剖面最高濃度，而到 200 m 高空各種粒徑微粒濃度再次下降。結果顯示雖 20 m 之上的高空才發生逆溫，但自地表往上越接近 20 m 高度，越不利於污染物垂直擴散，粒狀物累積在近 20 m 的空間高度附近，而因 20 m 至 100 m 的空間逆溫，空間污染物形成一污染帶，雖然逆溫發展到 100 m 的高空，但污染帶垂直上方擴伸到 150 m 處，再因 100 m 之上的高空打破逆溫，回復成溫度遞減狀況而有利污染物垂直向上擴散，200 m 處的各種粒徑微粒高空空間濃度較 150 m 處的各種粒徑微粒高空空間濃度為低。

CO₂ 空間高度濃度在 20 m 高度達到最高，再者隨高度垂直剖面逐漸下降，與粒狀物在 50 m 至 150 m 形成廣大污染帶的狀況不同，顯示雖然逆溫也造成 20 m 高度的 CO₂ 濃度累積，但更高空的 CO₂ 可能受到水平風速擴散影響，不若粒狀物一般，氣狀物的垂直擴散較不受逆溫影響。而相對濕度與空間溫度呈現反比關係，大氣壓力隨高度而持續下降。

整體趨勢為當空間高度愈高至 200 m，大氣壓力越降越低，未因存在逆溫而改變氣壓漸降趨勢，再者，相對濕度與大氣溫度呈反比，高空溫度愈低，相對濕度增加，200 m 高的高空溫度最低，而相對濕度最高，另外，在 200 m 處無論粒狀物或氣狀物的空間濃度較 150 m 處為低，各粒徑 PM 濃度均逐漸降低。

Table 4. 安平區連續性採樣之懸浮微粒濃度及溫度趨勢

Altitude m	PM ₁ μg/m ³	PM _{2.5} μg/m ³	PM ₄ μg/m ³	PM ₇ μg/m ³	PM ₁₀ μg/m ³	TSP μg/m ³	Temp. °C	RH %	Atm. mmHg
Ground	16.83±0.13	24.00±0.11	34.08±0.49	51.26±1.68	56.78±2.91	61.79 ±5.09	30.00 ±0.61	41.53±1.01	763.01±0.04
200	18.06±2.32	24.87±2.99	33.95±4.34	46.37±4.11	48.24±5.06	54.62±6.99	23.83±0.52	53.40±1.82	745.79±0.09

Table 5. 安南區連續性採樣之懸浮微粒濃度及溫度趨勢

Altitude m	PM ₁ μg/m ³	PM _{2.5} μg/m ³	PM ₄ μg/m ³	PM ₇ μg/m ³	PM ₁₀ μg/m ³	TSP μg/m ³	Temp. °C	RH %	Atm. mmHg
Ground	9.76±0.40	14.33±0.43	20.97±0.37	26.16±0.21	28.64±0.62	32.21±2.08	27.50±0.48	46.76±1.07	763.01±0.04
10	9.50±0.61	13.78±0.82	20.03±1.17	22.98±1.79	23.90±2.13	24.42±2.72	25.52±0.29	49.83±1.07	762.03±0.07
20	10.92±0.29	15.46±0.40	21.76±0.69	24.68±1.27	26.00±1.22	26.65±1.78	25.30±0.25	51.40±1.22	761.19±0.08



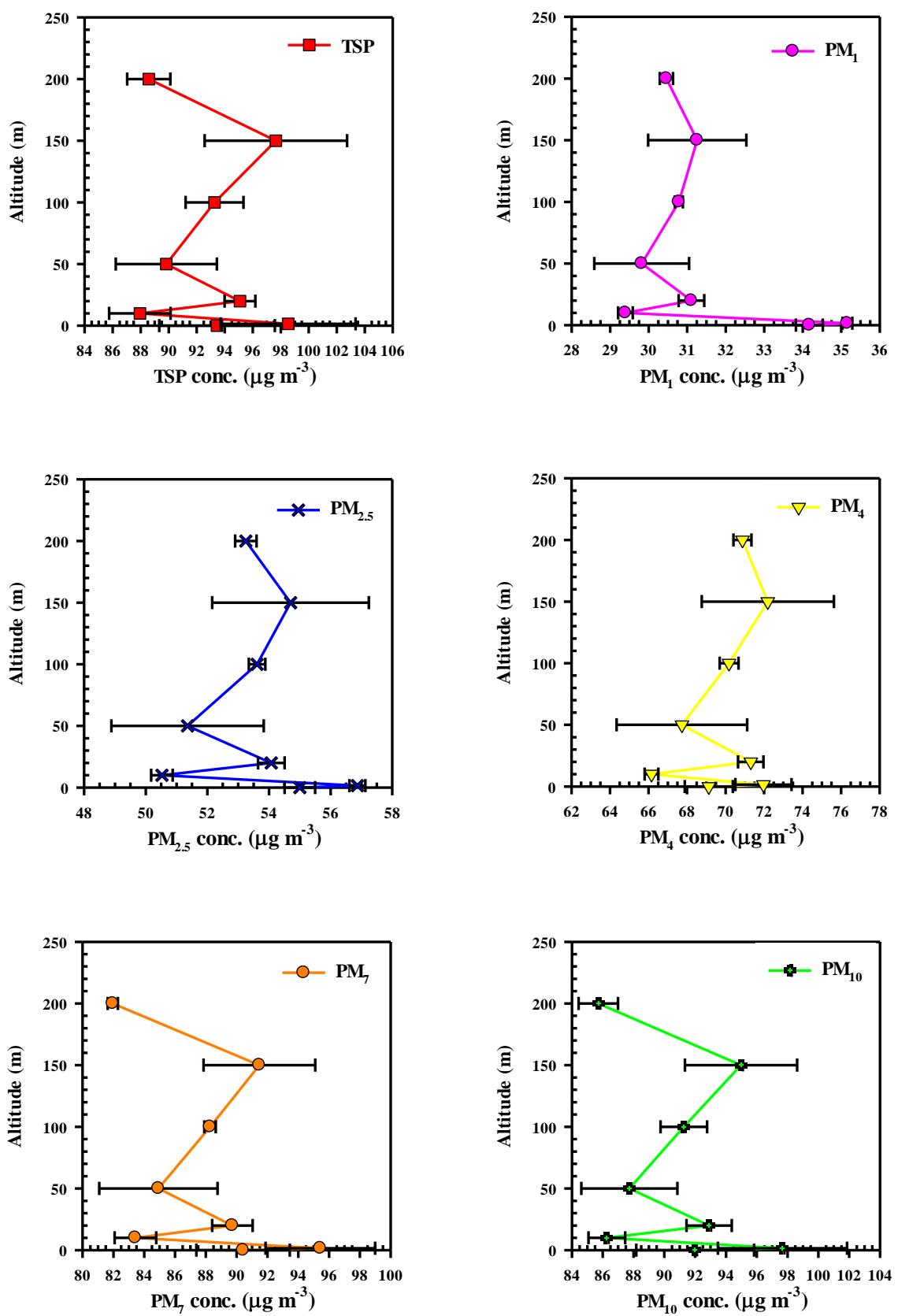


Fig. 10. 臺南市安平區州安三街不同高度之粒狀污染物濃度趨勢

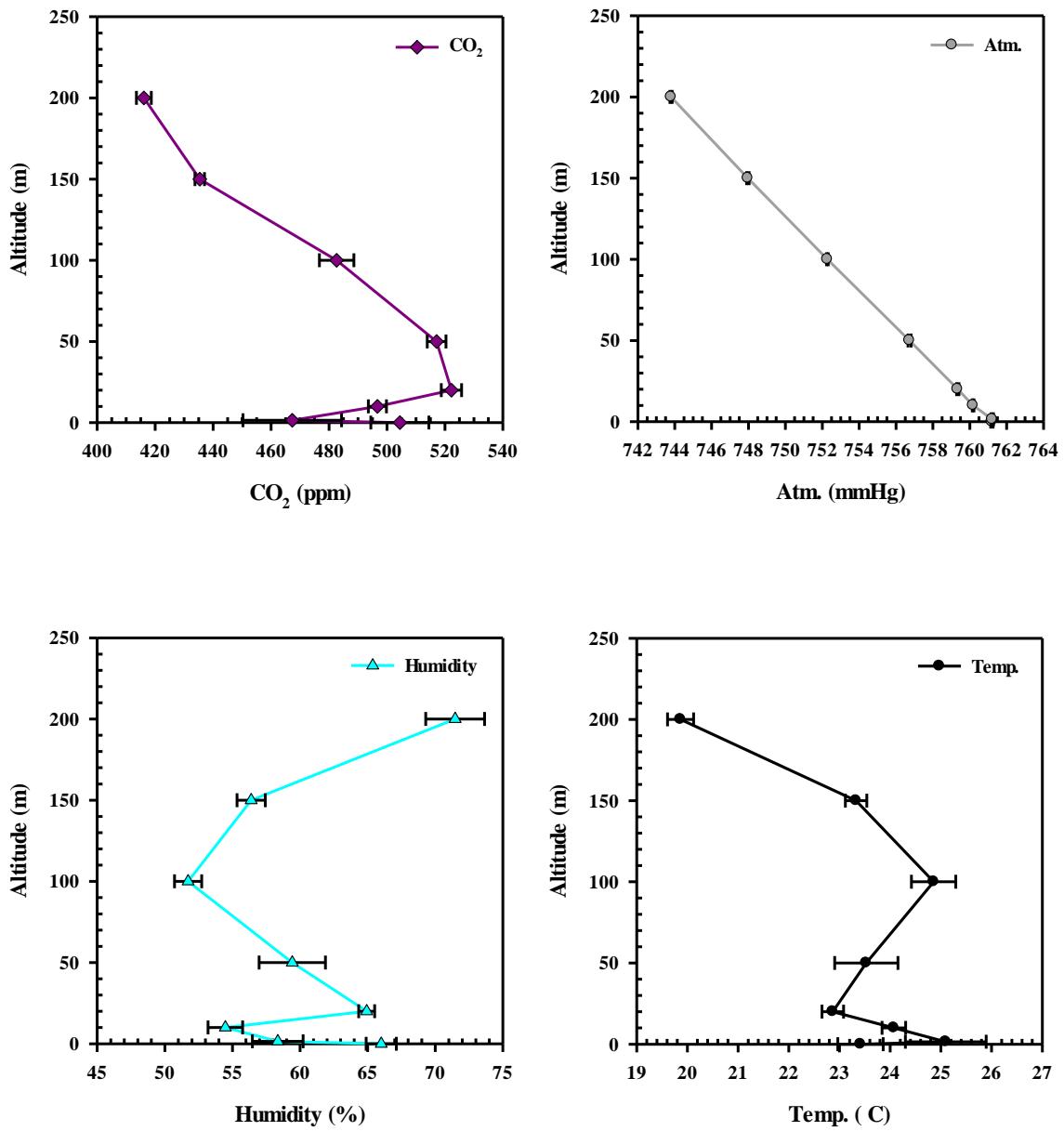


Fig. 11. 臺南市安平區州安三街不同高度之氣狀污染物及氣象條件



4.3 空間高度之不同粒徑粒狀物濃度比值變化

以各空間高度的 TSP 濃度為基準比較各粒徑 PM 濃度佔該高度之 TSP 濃度貢獻比例如 Table 6 所示，各空間高度的平均 PM_1/TSP ratio 為 0.335 ± 0.012 ，平均 $PM_{2.5}/TSP$ ratio 為 0.575 ± 0.013 ，平均 PM_4/TSP ratio 為 0.754 ± 0.022 ，平均 PM_7/TSP ratio 為 0.945 ± 0.013 ，平均 PM_{10}/TSP ratio 為 0.978 ± 0.007 ， $PM_{2.5}$ 佔 TSP 約為 60%， PM_{10} 佔 TSP 已有 97.8%，由 Fig. 6、Fig. 7 對應所知，此時的空間粒狀物因 20 m 至 100 m 的空間逆溫與粒狀物污染帶垂直上方擴伸到 150 m 處，各層垂直空間 $PM_{2.5}$ 及 PM_1 對 TSP 的貢獻巨大，而 TSP 中絕大多數屬於 PM_{10} 以下的微粒。再者，在 200 m 的高空 PM_1 、 $PM_{2.5}$ 及 PM_4 濃度佔該高度之 TSP 濃度比例均較 1.5~200 m 平均 PM_1/TSP ratio、 $PM_{2.5}/TSP$ ratio、 PM_4/TSP ratio 為高，但 200 m 的高空的 PM_7 及 PM_{10} 濃度佔該高度之 TSP 濃度比例均較 1.5~200 m 平均 PM_7/TSP ratio、 PM_{10}/TSP ratio 為低， $PM_{2.5-10}/TSP$ ratio 比較，200 m 高空 $PM_{2.5-10}$ 粗微粒濃度佔 TSP 濃度比例為 0.367，較平均各空間 $PM_{2.5}/TSP$ ratio， 0.403 ± 0.016 為低，顯示較大微粒沉降速率較快且 200 m 高空較少受地表擾動上揚而粗微粒存在較少的比例，而較小微粒沉降速率為慢，200 m 高空存在細微粒的比例較多，不同粒徑的粒狀物呈現非均勻的沉降特性。

Table 6. 安南區連續性採樣之懸浮微粒濃度及溫度趨勢

Altitude (m)	TSP ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM_1/TSP	$PM_{2.5}/TSP$	PM_4/TSP	PM_7/TSP	PM_{10}/TSP	$PM_{2.5-10}/TSP$
Ground	93.45 ± 4.13	0.366	0.589	0.740	0.968	0.984	0.396
1.5	98.53 ± 4.81	0.357	0.577	0.730	0.969	0.991	0.414
10	87.94 ± 2.19	0.334	0.575	0.752	0.949	0.981	0.406
20	95.08 ± 1.10	0.327	0.569	0.750	0.944	0.977	0.408
50	89.83 ± 3.61	0.332	0.572	0.754	0.945	0.977	0.405
100	93.27 ± 2.07	0.330	0.575	0.752	0.946	0.978	0.404
150	97.65 ± 5.09	0.320	0.560	0.739	0.937	0.973	0.412
200	88.58 ± 1.54	0.344	0.601	0.800	0.925	0.968	0.367
1.5~200	92.98 ± 4.32	0.335 ± 0.012	0.575 ± 0.013	0.754 ± 0.022	0.945 ± 0.013	0.978 ± 0.007	0.402 ± 0.016

Anping District

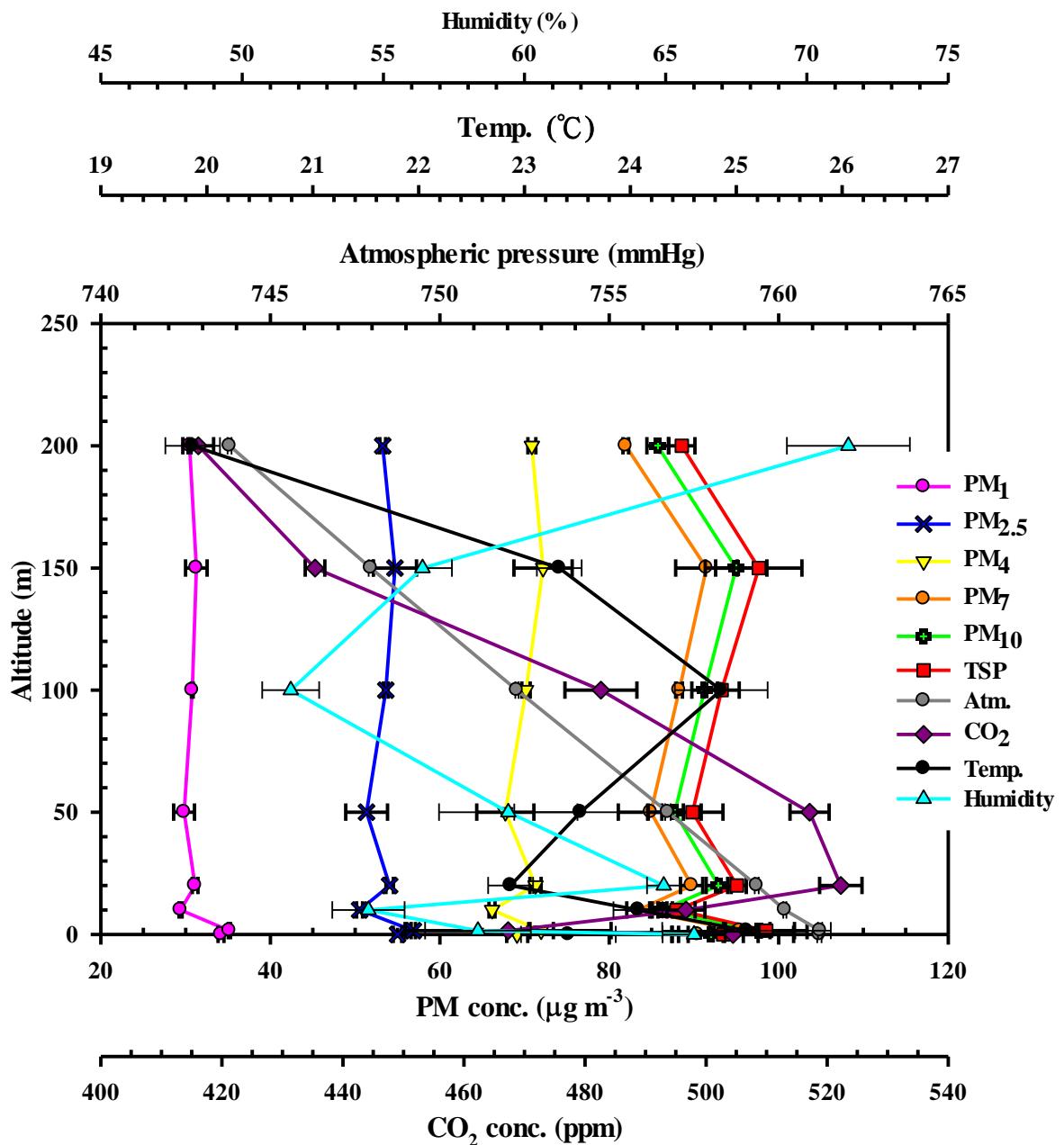


Fig. 12. 臺南市安平區不同高度之氣象條件及微粒濃度趨勢



4.4 空間高度之氣粒狀物濃度與氣象因子

考量避免地面(0 m)的環境監測干擾影響，以離地 1.5m 之上的空間垂直高度之氣粒狀物濃度與氣象因子的最大轉軸(Varimax)主成分因子分析如 Table 7 所示，有 2 項主成分(principal components, PCs)其 eigenvalues>1 被解析，兩項主成分可解析 85.7% 的變異量，其中 PC1 的解釋變異量可達 50.9%，高主成負荷(high loadings >0.7)主要為不同粒徑的 PM 濃度，但與氣象因子並無明顯關連。而 PC2 的解釋變異量亦有 34.8%，高主成負荷(loadings)主要為 CO₂ 及氣象因子，CO₂ 與空間高度成反比，高度與氣壓及溫度成反比，顯示一般越往高空，氣壓越低的自然現象，且空間溫度越低，氣狀 CO₂ 濃度亦越低，此外，越往高空，一般而言，大氣溫度的遞減有利氣狀污染物垂直擴散，亦代表當逆溫發生的空間高度有較高的 CO₂ 濃度。綜合兩項主成分顯示氣狀污染物受空間溫度傾率的影響較直接，而粒狀物雖受大氣空間溫度傾率的影響，但其影響非僅空間溫度傾率轉折即造成粒狀物的有利或不利垂直擴散條件而改變空間濃度，因此在 PC1 的主成分負荷中 PM 濃度與空間氣象條件無顯著的關連。

Table 7. 空間高度氣粒狀物濃度與氣象因子最大轉軸(Varimax)主成分因子分析

Variable	PC1	PC2
Altitude	-0.069	-0.931
PM ₁	0.897^a	0.121
PM _{2.5}	0.975	-0.146
PM ₄	0.858	-0.453
PM ₇	0.944	0.315
PM ₁₀	0.960	0.239
TSP	0.963	0.135
CO ₂	-0.269	0.823
Temp	0.344	0.852
RH	-0.093	-0.668
Pressure	0.077	0.925
Eigenvalues	5.598	3.831
Cumulative eigenvalues	5.598	9.428
% Explained variance	50.889	34.824
Cumulative variance	50.889	85.713

^a. Bold marked component loadings were $|0.70|$, indicating a significant component loading.

研究時期，地面污染源如煙囪或汽機車持續排出的空氣污染物，再加上在 20 m 至 100 m 的空間高度呈現溫度遞增的逆溫狀態，大氣處在穩定狀態，無法順利藉由大氣垂直運動而向高空擴散，而大量累積於近地表處，尤其是粒狀污染物以環保署空氣品質濃度標準為參考，在 1.5 m 近地表人們呼吸平均高度的 $PM_{2.5}$ $56.9 \pm 0.26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 已高於 24 小時 $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的標準值，同時期臨近本研究地點的環保署臺南測站 $PM_{2.5}$ 平均濃度 $49.7 \pm 5.51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，濃度亦高於 $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的標準值，究其原因由本研究垂直溫度剖面探空觀測發現乃區域性近地表的高空有一逆溫，不利垂直擴散所致，而小時風速介於 0.6~1.8 m/sec，平均風速僅有 $1.47 \pm 0.76 \text{ m/sec}$ ，亦不利水平擴散，粒狀污染物累積導致空氣品質相對降低。

五、結論

本研究以 UAVs 經歷三次空間垂直高度搭載可攜式氣粒狀物監測儀進行空間濃度監測並輔以氣象因子同步觀測，雖然三次所展現的氣粒狀物的空間濃度不一，但氣粒狀物垂直濃度剖面非呈現越往高空污染物濃度越低的濃度遞減狀態，在第三次最為詳盡的觀測發現 20 m 至 100 m 的空間高度存在溫度遞增的逆溫狀態，大氣處在穩定狀態，自地表往上越接近 20 m 高度，越不利於污染物垂直擴散，粒狀物累積在近 20 m 的空間高度附近，而因 20 m 至 100 m 的空間逆溫，空間污染物形成一污染帶，雖然逆溫發展到 100 m 的高空，但污染帶垂直上方擴伸到 150 m 處，再因 100 m 之上的高空打破逆溫，200 m 處的各種粒徑微粒高空空間濃度較 150 m 處的各種粒徑微粒高空空間濃度為低，因此呈現在 20 m 及 150 m 的空間高度各粒徑粒狀物濃度累積。而氣狀污染物受空間溫度傾率的影響較直接， CO_2 空間垂直剖面濃度最高出現在 20 m，顯示 CO_2 的空間濃度受空間逆溫且受地表人為排放影響較大，由主成分因子分析發現 PM 濃度與空間氣象條件無顯著的關連，顯示粒狀物的空間濃度變化複雜，非僅空間溫度傾率轉折即造成垂直擴散條件變化而改變粒狀物的空間濃度。此外，較小微粒沉降速率為慢，200 m 高空存在細微粒的比例較多，顯現不同粒徑的粒狀物呈現非均勻的沉降特性。

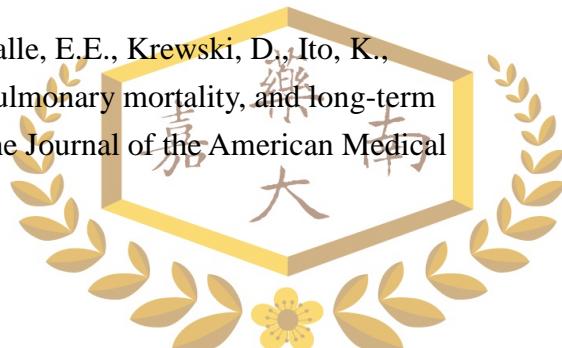
致謝

本計畫承蒙嘉南藥理大學計畫編號 CN10513 的經費支持得以順利完成，藉表謝忱。



參考文獻

1. Bond, T.C., Streets, D.G., Yarber, K.F., Nelson, S.M., Woo, J.-H., Klimont, Z., 2004. A technology based global inventory of black and organic carbon emissions from combustion. *Journal of Geophysical Research* 109 (D14203). doi:10.1029/2003JD003697.
2. Charlson, R.J., Lovelock., J.E., Andreae, M.O., Warren, S.G., 1987. Oceanic phytoplankton, atmospheric sulphur, cloud albedo and climate. *Nature* 326, 655-661.
3. Chebbi, A., Carlier, P., 1996. Carboxylic acids in the troposphere, occurrence, sources, and sinks: a review. *Atmospheric Environment* 30, 4233-4249.
4. Facchini, M.C., Mircea, M., Fuzzi, S., Charlson, R.J., 1999. Cloud albedo enhancement by surface-active organic solutes in growing droplets. *Nature* 410, 257-259.
5. Gauderman, W.J., Avol, E., Gilliland, F., Vora, H., Thomas, D., Berhane, K., McConnell, R., Kuenzli, N., Lurmann, F., Rappaport, E., Margolis, H., Bates, D., Peters, J., 2004. The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *The New England Journal of Medicine* 351, 1057-1067.
6. Hsieh, N.H., Liao, C.M., 2013. Assessing exposure risk for dust storm events-associated lung function decrement in asthmatics and implications for control. *Atmospheric Environment*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.064>.
7. Kawamura, K., Ikushima, K., 1993. Seasonal changes in the distribution of dicarboxylic acids in the urban atmosphere. *Environmental Science and Technology* 27, 2227-2235.
8. Kerminen, V.-M., 2001. Relative roles of secondary sulfate and organics in atmospheric cloud condensation nuclei production. *Journal of Geophysical Research* 106, 17321-17333.
9. Peng, Z.-R., Wang, D., Wang, Z., Gao, Y., Lu, S., 2015. A study of vertical distribution patterns of PM_{2.5} concentrations based on ambient monitoring with unmanned aerial vehicles: A case in Hangzhou, China. *Atmospheric Environment* 123, 357-369.
10. Pope III, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *The Journal of the American Medical Association* 287, 1132-1141.



11. Silva, F.S., Cristale, J., André, P.A., Saldiva, P.H.N., Marchi, M.R.R., 2010. PM_{2.5} and PM₁₀: The influence of sugarcane burning on potential cancer risk. *Atmospheric Environment* 44, 5133-5138.
12. Sun, J., Ariya, P.A., 2006. Atmospheric organic and bio-aerosols as cloud condensation nuclei (CCN): a review. *Atmospheric Environment* 40, 795-820.
13. Tsai, Y.I., Sopajaree, K., Kuo, S.-C., Hsin, T.-Y., 2015. Chemical composition and size-fractionated origins of aerosols over a remote coastal site in southern Taiwan. *Aerosol and Air Quality Research* 15, 2549–2570.
doi:10.4209/aaqr.2015.09.0566.
14. Yen, M.C., Peng, C.M., Chen, T.C., Chen, C.S., Lin, N.H., Tzeng, R.Y., Lee, Y.A., Lin, C.C., 2012. Climate and weather characteristics in association with the active fires in northern Southeast Asia and spring air pollution in Taiwan during 2010 7-SEAS/Dongsha Experiment. *Atmospheric Environment*.
doi:10.1016/j.atmosenv.2012.11.015.
15. 許桂榮，林能暉，李崇德，「空氣中有害物質長程傳輸監測先期評估」，行政院環境保護署九十八年專案研究計畫期末報告，臺北(2009)。



嘉南藥理大學 105 年度教師研究補助計畫成果報告

重點研究總計畫名稱：無人飛行載具應用於污染探空之研發

計畫編號：CN10513-15

子計畫二：大氣傳輸變異之空間生物氣膠垂直剖面流布研究

計畫編號：CN10514

執行期限：民國 105 年 01 月 01 日至 105 年 12 月 31 日

子計畫主持人：黃小林 副教授

執行單位：職業安全衛生系

參與人員：施承遠、許佳慧

摘要

大氣微粒(particulate matter, PM)已是大氣環境中組成最複雜及健康危害最大的污染物。由於生物氣膠係屬大氣總氣膠的一部份，可單獨存在或附著在微粒上，其可能帶有過敏原或病源體，對於孩童、老年人及免疫力較差的民眾而言，可能會導致呼吸系統疾病、傳染病和癌症等疾病。在 PM2.5 空污事件發生頻繁的情形下，愈來愈多的流行病學研究皆已指出細懸浮微粒確實會誘發不良健康效應，但這些相關的研究多數在探討微粒之物理或化學特性，對於生物性微粒的影響卻少有著墨。國內也僅有少數針對生物性污染物長程傳輸進行探討，但對於不同成因之細懸浮微粒污染事件之空間不同高度之生物氣膠濃度分佈的基本資料付之闕如。因此本子計畫將針對不同高度的生物氣膠特性做探討。本研究特利用無人飛行載具 UAVs 裝載輕便之鈕釦型生物氣膠採樣器，進行不同高空之細菌及真菌生物氣膠採樣與分析。結果顯示空氣中真菌生物氣膠於不同高度之分佈並無一定規律，但細菌生物氣膠卻顯示隨著高度增加，濃度則呈現遞減趨勢。由於採樣次數有限，空氣中 PM2.5 及 PM10 對生物氣膠濃度之影響難以評估，未來可於不同空氣污染事件日，增加採樣次數，以進一步評估可能影響大氣生物氣膠濃度分佈之因素。此初步研究結果可提供做為評估大氣生物性暴露、健康危害風險與預防之基本資料參考。



一、前言

一直以來，我國空氣污染不良事件日主要為臭氧及懸浮微粒(particulate matter, PM)濃度偏高所致。尤其近年空氣污染事件中(PSI>100)，又以細懸浮微粒(小於或等於 $2.5\text{ }\mu\text{m}$ 的粒子，稱為 PM_{2.5})問題最為嚴重，PM_{2.5} 濃度超過 PM_{2.5} 空氣品質指標之紫爆的頻率增加而更受到民眾與政府的關心。由於細懸浮微粒的直徑不到人的頭髮絲粗細的 1/28，懸浮於空氣中的生命週期可達數周，且傳送距離更可超過 1000 公里，其已嚴重影響生活品質，對人體健康產生危害，例如誘發呼吸道疾病、心血管疾病甚至增加罹癌率及死亡率等[1]。此外，細懸浮微粒亦會導致能見度降低，影響交通安全，還會造成酸沉降及生態破壞甚至影響氣候變遷，因此，PM_{2.5} 之管制越來越受到國際重視[2]。PM_{2.5} 主要受當地、跨區及境外傳輸污染所影響，依據國內研究，全臺 PM_{2.5} 國內原生性、衍生性及境外傳輸貢獻分別各約占 1/3，各地又因地理位置與區域特性不同而略有差異。透過環保署空氣污染物排放清冊掌握國內污染源排放狀況，原生性 PM_{2.5} 中以營建及道路揚塵占最大宗，其次為工業與機動車輛；衍生性 PM_{2.5} 前驅物中硫氧化物以工業排放為主，氮氧化物則是機動車輛最高，工業排放居次[3]。在境外傳輸方面，我國鄰近世界工廠中國大陸，近年經濟發展迅速，工業污染排放大幅上升，加上中國大陸居民燃煤取暖及機動車輛排放產生各種空氣污染物，導致中國大陸霾害事件漸趨嚴重。而中國大陸霾害於冬季(每年 11 月至隔年 3 月)往往隨著東北季風或冷氣團南下影響臺灣，是影響我國秋冬季 PM_{2.5} 濃度較高的原因之一，有時甚至會與我國本地污染反應或加成作用，造成 PM_{2.5} 在短時間內迅速惡化；而日本、韓國的工業污染與東南亞國家生質燃燒污染也會隨大氣環流或季風傳送至我國[1]。

面對頻繁發生的霾害或沙塵暴造成的空氣污染，導致 PM_{2.5} 濃度上升嚴重影響人體健康與生活環境品質。由於細懸浮微粒來源眾多，其成分組成也大不相同，其無固定成分，由懸浮在空氣中的固態與液物質混合組成，可能含有元素碳、有機碳、硝酸鹽、硫氯成分相異且毒性會依據成分而定[4]。目前針對霾害之懸浮微粒研究仍多數是針對 PM_{2.5} 之化學及物理特性做探討。實際上，這些懸浮微粒組成亦含有生物性微粒，其可能單獨以微粒形式存在(例如真菌孢子)，亦有可能會附著在微粒上(例如細菌、真菌、病毒、細菌內毒素、代謝物、黴菌毒素和微生物片段等)。免疫力較差的民眾暴露在這些高濃度的生物氣膠下，可能會導致呼吸系統疾病、傳染病和癌症等疾病。這些生物氣膠除了來自當地活動產生外，亦會經由懸浮微粒之跨區域及長程傳輸而增加，但至目前為止國內對高濃度 PM_{2.5} 事件日中的生物性微粒特性卻顯少探討，僅有趙[5,6]、方[7]、陳[8]及蔣[9]針對台

灣北部沙塵暴與非沙塵暴日空氣中的真菌、流感與禽流感病毒及細菌做探討，其結果皆指出長程傳輸卻實有可能會增加及影響北台灣空氣中的生物氣膠菌種或濃度。

由於高濃度細懸浮微粒成因不同，PM_{2.5} 組成亦十分複雜，有鑑於國內僅有少數研究於沙塵暴引起之事件日進行生物氣膠的探討，且其皆於地面定點之環保署空氣品質監測站位置進行採樣分析，對於空間不同高度之生物氣膠濃度分佈情形及各種造成 PM_{2.5} 濃度增加之事件日的生物氣膠分佈狀況皆並未做探討與瞭解。因此，本研究目的即是將利用無人飛行載具(Unmanned Aerial Vehicles, UAVs)，針對空間中的空氣微生物特性及其與空氣參數之相關性做探討，以期提供做為霾害發生時，評估微生物氣膠引起環境效應與健康風險之基礎資料。

二、文獻回顧與探討

2.1 國內外 PM_{2.5} 之健康危害研究

目前台灣及國際上已有許多研究指出暴露於大氣中的細懸浮微粒會增加人體的健康風險。

Pope et al. [10]進行 120 萬人前瞻性死亡率研究指出，每增加 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 細懸浮微粒之空氣污染，約分別增加總、心肺及肺癌死亡率 4%、6% 及 8%。Pope et al. [11]追蹤美國都市區五百萬人 16 年，結果發現 PM_{2.5} 每 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的增加與心臟衰竭、心搏停止、缺血性中風及節律障礙相關死亡率 8% 至 18% 的增加有關。Qiu et al. [12]收集香港 2000 至 2005 年之 PM_{2.5} 濃度資料，發現四天內之 PM_{2.5} 移動平均濃度每上升 10.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，因呼吸系統疾病而緊急住院之發生率顯著上升 1.94%。Dockery & Brunekreef [13]於美國聖路易斯得到每增加 PM_{2.5} 濃度 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，致死率會增加 17-23%。Schwartz [14]分析收集美國哈佛六城市之數據，得到 M_{2.5} 與致死率都有顯著相關，每增加 PM_{2.5} 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，總死亡率增加 1.5%。

國內臺大公衛學院林先和副教授研究團隊[15]發現進行追蹤新北市參加健檢的民眾長達 6.7 年，利用住家地址推估居民的空氣汙染暴露量，評估空污與結核病發病的風險。結果顯示，每增加 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的 PM_{2.5} 暴露量，結核病發生率的風險會增加 39%，PM_{2.5} 是同時造成慢性傳染病與非傳染病疾病負擔的重要危險因子。此外，由中研院與陽明、成功大學合作[16]，在台灣本島、澎湖 5 縣市收案 2 萬多名 30 歲以上成人，平均追蹤 16.9 年後，有 464 人罹肝癌，再比對居住地與環保署 PM_{2.5} 監測資料，發現本島與澎湖 PM_{2.5} 濃度，每各增 13.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 0.73 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 時，罹肝癌風險約提高 2 成 2。這是台灣領先全球發表的最新研究發現，長期暴露於 PM_{2.5} 會使肝臟發炎，且證實無慢

性病毒性肝炎、不菸不酒者，吸髒空氣也會增加罹肝癌風險。

2.2 沙塵長程傳輸及霧霾之生物氣膠

到目前為止，細懸浮微粒之研究多數還是針對微粒之物理及化學特性做探討，對於生物氣膠的研究較少。在生物氣膠長程傳輸之研究方面，Brown & Hovmöller[17]指出病原菌會透過空氣及風，經由長距離的傳輸擴散，因而造成其他地區植物或作物生病而產生嚴重疫情。Prospero et al.[18]研究發現非洲的土壤粉塵會透過長程傳輸將活性細菌及真菌傳送到較遠的加勒比，且微生物之長程傳輸可能與氣候變異有關。Rosselli et al.[19]證實存在於空氣中粉塵微粒上的細菌，會從非洲經過地中海而傳送至歐洲，此長程傳輸確實會豐富下風處受影響地區之腸道菌群及增加當地之生物多樣性。

在霧霾天氣空氣中微生物之研究方面，Cao et al.[20]研究中國北京市嚴重霧霾天氣下，PM_{2.5}和PM₁₀之可吸入性微生物中，細菌所佔比例皆比真菌、古細菌及病毒高。微粒中會導致人體過敏或致病性微生物(例如肺炎鏈球菌、煙曲黴菌等)濃度，隨著懸浮微粒濃度增加而增加。Gao et al.[21]進一步針對中國北京市進行四季灰霾日與非灰霾日空氣中可培養之細菌及真菌採樣及分析，結果顯示生物氣膠濃度隨著霾害的嚴重性增加而減少，且在嚴重之灰霾日，生物氣膠粒徑分佈則轉移至較大氣動直徑。Gao et al.[22]指出中國北京市出灰霾日與非灰霾日之生物氣膠粒徑分佈雖有些許差異，但細菌及真菌主要分佈在大粒徑，且真菌粒徑分佈呈現高斯分配。空氣中總細真菌及可呼吸性細真菌濃度皆與PM_{2.5}或PM₁₀空氣品質指標成負相關。Li et al.[23]指出中國西安秋季灰霾日空氣中的細菌及真菌濃度明顯高於非灰霾日，且在灰霾日之微粒中皆驗出非灰霾日未鑑定出的致病菌種，灰霾日下有更高的生物氣膠暴露風險。

在國內過去幾年，僅有少數針對台灣北部沙塵暴與非沙塵暴日空氣中的生物氣膠做探討。趙[5,6]進行大台北地區生物性微粒監測調查，並評估長程傳輸對生物性微粒成分及濃度的影響。結果顯示沙塵暴事件確實會影響北台灣的真菌種類的濃度。陳[8]於平日及東亞沙塵暴影響前後期間採集生物氣膠，其結果指出六次疑似沙塵事件日中，偵測到三次疑似沙塵事件日期間，空氣中A型流感病毒濃度升高，同時，石門與新莊兩測站，也均觀察到疑似沙塵事件日之A型流感病毒濃度顯著高於定期監測期間之A型流感病毒濃度。蔣[9]分析台灣北部都市和近郊空氣中細菌、腸病毒及流感病毒於背景日及長程傳輸事件時之濃度，結果顯示富貴角測站的細菌及A型流感病毒濃度增加情形受長程傳輸之影響大於台大測站。



三、研究方法與步驟

3.1 研究設計

本研究於臺南市安南區選擇一合適地點，配合 UAVs 進行地面及不同高度空間之細菌及真菌生物氣膠採樣，以探討不同高度生物氣膠分佈特性之差異，進而瞭解 PM_{2.5} 因子對生物性微粒濃度的影響。另，也將配合大氣監測之空氣參數，進行生物氣膠濃度與空氣污染物等因子之相關性探討，以評估生物性微粒與物理性及化學性空氣參數之相關性。

3.2 生物性微粒之監測與採樣方法

3.2.1 採樣地點及時機

本研究擬採不同高度(0~100 公尺)空間的生物性微粒，考量配合本校應用空間資訊系無人飛行載具 UAVs 於不同飛行高度之操作運行，以及方便於生物氣膠採樣後立即進行後續培養，因此生物氣膠採樣地點將於安南區觀夕平台，坐標位置為(22.994076, 120.144156)，此為較為空曠不受到周圍建築物影響 UAVs 飛行及氣膠採樣的區域。由於大氣 PM_{2.5} 濃度的變化不定，本計畫隨機共進行兩次採樣，分別於 2017.02.15 及 2017.03.15 上午至中午時段，進行不同高度(0~100m)生物氣膠採樣。

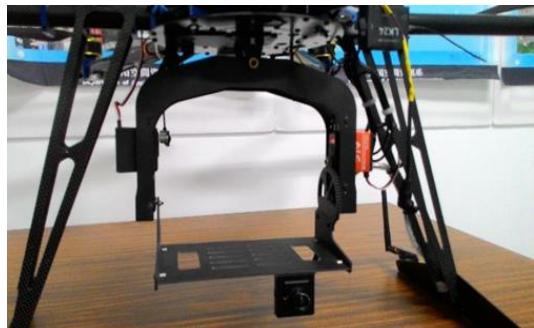
3.2.2 採樣方法

無人飛行載具(Unmanned Aerial Vehicles, UAVs) 或稱無人飛機系統，俗稱無人機或無人飛機(圖一)，為不需駕駛員在機內駕駛的飛機，為近年來航太產業的熱門項目之一。UAVs 乃指藉由遙控或自動駕駛技術，來進行科學觀測、戰場偵查…等任務的飛行載具，具有比傳統有人飛機操作成本低、運用彈性大、支援裝備少…等特性。本研究先將生物氣膠採樣器裝載於 UAVs 雲台上(圖二)，於 UAVs 飛行任務前先進行航線規劃，航線規劃可從 Google Earth 載入欲飛行範圍，在此範圍內設定航點，此航點為高空生物氣膠採樣點之坐標與高度，之後將航線資料上傳到 UAVs 飛控電腦，UAVs 即可準備起飛，在起飛點以手動或自動升空後，即可進入自動導航模式，UAVs 將循先前規劃之航線(不同高度)進行飛行任務，飛抵定點高度後，即進行預先設定好的採樣模式進行生物氣膠採樣，如此流程重複進行，直到飛行任務結束後，UAVs 將自動返航到航線規劃中的返航點並自動降落。後續取出生物氣膠採樣器，將濾膜送至實驗室進行後續培養分析。所使用無人飛行載具為大疆 dji S1000+八軸旋翼機，載具基本規格如下：機架對角軸距為 1045mm，發動機功率為 500W，最大功率消耗 4000W，空機重量為 4.4Kg，搭載 6S 22000mAH LiPo 電池，電池重量 2.5Kg，起飛重量為 6~11Kg，在 9Kg 起飛重量下，懸停(滯空)時間約 20 分鐘，雲台經由改裝可攜載空氣品質檢驗與微生物檢驗相關設備。





圖一、八軸無人飛行載具



圖二、UAVs 下方裝載儀器之雲台

考量其他子計畫一起進行空氣採樣，受限於 UAVs 所能承載之重量，因此本研究採用重量較輕的 Button aerosol sampler 搭配直徑 25mm 的 Gelatin filter 來採集細菌及真菌生物性微粒。採樣器的流量為 4 L/min，採樣前後採樣器皆需進行流量校正，以平均流量做為該次採樣流量。採樣前 Button aerosol sampler 先以 121°C、15 分鐘高溫高壓滅菌。採樣高度預計為 0 m、25m、50 m、75m、100 m，採樣時間為 3 分鐘。

3.2.3 生物氣膠培養分析

採樣後的 Gelatin 濾紙以無菌鑷子移至 5 ml 流洗液(0.01% Tween 80)中使其完全溶解後，製備 10 倍及 100 倍稀釋液進行後續分析。在可培養性細菌及真菌部份，分別將各樣本 0.1 ml 原液、10 倍稀釋液及 100 倍稀釋液分別塗抹至細菌培養基 TSA(Tryptone Soya Agar)及真菌培養基 MEA(Malt Extract Agar)上，並分別於 30±1°C 培養 48±2 小時及 25±1°C 培養 4-5 天後，計數生長於培養基上之菌落數，並換算為每立方公尺空氣中的細、真菌濃度。可培養性細菌及真菌濃度的計算公式如下：

$$C_{culturable} = CFU \times D \times (V_1/V_2) / \text{採樣空氣體積}$$

其中：

$C_{culturable}$ (CFU/m³)：空氣中可培養性細菌或真菌濃度

CFU：培養基上之菌落數

D：抹盤使用樣本之稀釋倍數

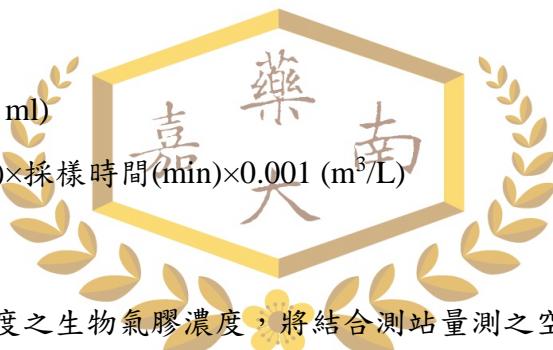
V_1 ：萃取使用的流洗液體積(5 ml)

V_2 ：抹盤使用的原液或稀釋液體積(0.1 ml)

採樣空氣體積(m³)：採樣器流量(L/min)×採樣時間(min)×0.001 (m³/L)

3.3 生物氣膠與空氣參數之相關性分析

本子計畫測得之不同 PM_{2.5} 濃度之事件日下各高度之生物氣膠濃度，將結合測站量測之空氣參數(如溫度、相對濕度、CO₂、微粒質量及粒數濃度等)進行統計模式分析。利用描述性資料分析，



彙整所測量生物性濃度之分佈，並評估其不同高度、不同細懸浮微粒事件日效應。生物氣膠濃度與空氣參數間的相關性。

四、結果與討論

4.1 細菌及真菌生物氣膠濃度分佈

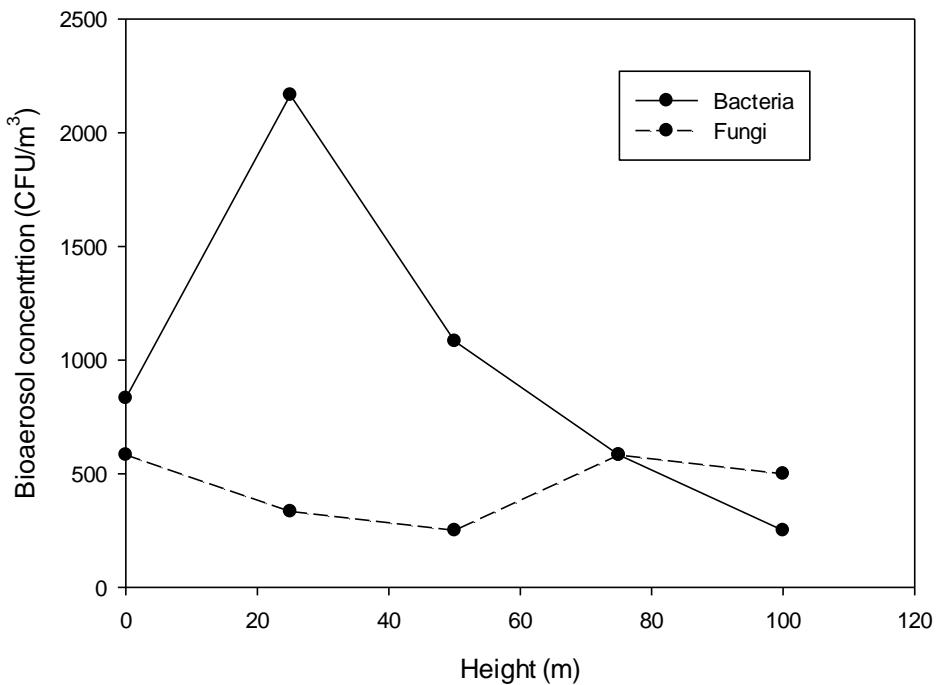
表一及表二為兩次採樣之不同高度下之生物氣膠濃度分佈，第一次於 106.02.15 採樣，由於僅距離地面 5 公尺及 10 公尺兩個高度採樣，細菌生物氣膠濃度顯示 10 公尺測得濃度高於 5 公尺，但真菌生物氣膠則是 5 公尺高於 10 公尺。由於僅有兩個採樣點，因此難以判斷高度對於生物氣膠分佈之影響。有鑑於此，接著於 106.03.16 進行五個高度採樣，分別距離地面 0 m、25 m、50 m、75 m 及 100 m 處採集細菌及真菌生物氣膠。表二顯示除了地面濃度外，從 25 m 往上，細菌生物氣膠濃度分佈隨高度上升濃度漸減；但真菌生物氣膠濃度分佈則隨高度呈現不規則變化，並無觀察到隨高度增加而下降。兩種生物氣膠分佈結果明顯不同(如圖三所示)，整體來說，高度愈高，細菌生物氣膠濃度愈低；但真菌生物氣膠則是位於高空(75 m 及 100 m)之濃度高於較低之高度(25 m 及 50 m)。在地面量測到之細菌及真菌生物氣膠濃度，由於位於地面，可能受到地面人為活動及車輛等影響，因此其濃度分佈與不同高度測得之結果不同。

表一、第一次生物氣膠採樣結果

採樣日期	5 m	10 m
2017.02.15		
細菌	583.3	750
真菌	1500	1333.3

表二、第二次生物氣膠採樣結果

採樣日期	0 m	25 m	50 m	75 m	100 m
2017.03.16					
細菌	833.3	2166.7	1083.3	583.3	250
真菌	583.3	333.3	250	583.3	500



圖三、不同高度之生物氣膠濃度分佈

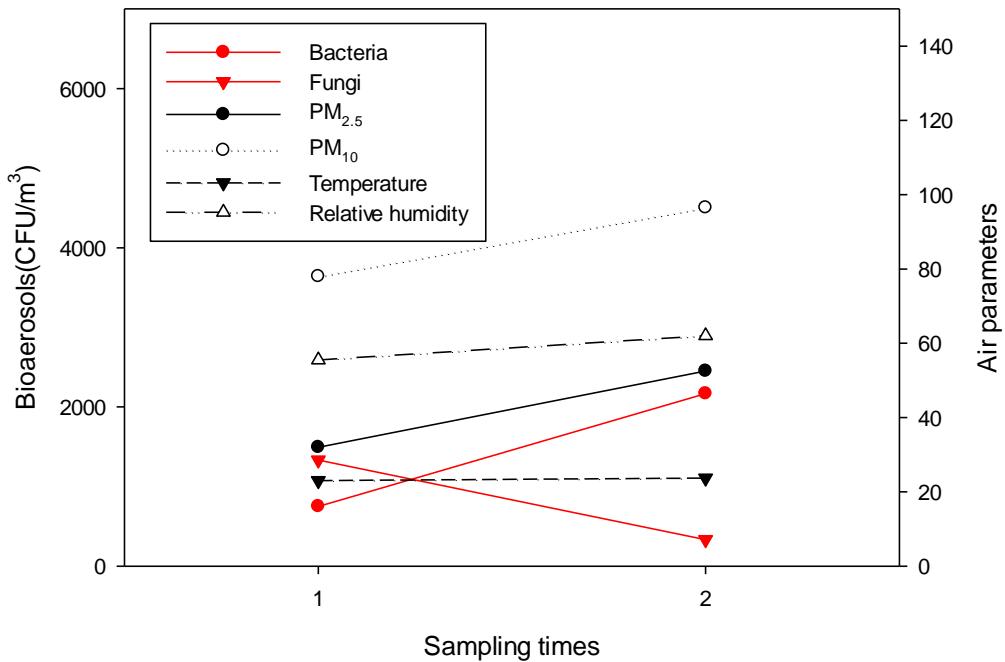
4.2 生物氣膠濃度與空氣品質測站其他空氣參數之相關性

表三為兩次生物氣膠採樣日之平均 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 、溫度及相對濕度。由於安南空氣品質監測站之採樣口高度為 15.4 公尺，因此以第一次生物氣膠採樣高度 10 公尺及第二次採樣高度 25 公尺得到之生物氣膠濃度與測站資料作比較及分析。圖四為生物氣膠濃度與各項空氣參數之分佈圖，結果顯示細菌生物氣膠濃度變化皆與 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 、溫度及相對濕度等四項空氣參數變化相同，細菌濃度皆與四項參成正比；但卻與真菌生物氣膠濃度成反比變化。由於本計畫僅進行兩次採樣，因此得到之結果尚不足以證明生物氣膠濃度與各項參數之相關性。

表三、安南空氣品質監測站測得之空氣參數與生物氣膠濃度

空氣參數	細菌 (CFU/m³)	真菌 (CFU/m³)	$PM_{2.5}$ ($\mu g/m^3$)	PM_{10} ($\mu g/m^3$)	溫度 (°C)	相對濕度 (%)
第一次採樣	750	1333.3	32.0	78.0	23.0	55.5
第二次採樣	2166.7	333.3	52.5	96.5	23.7	62.0





五、結論

本研究計畫首度採用 UAVs 無人飛機進行不同高度之細菌及真菌生物氣膠採樣，細菌濃度隨距離高度增加，濃度漸減；而真菌生物氣膠濃度則是高空測得之濃度高於低空之濃度。若與靠近採樣地點之環保署空氣品質安南監測站測得之資料作比較分析，得到細菌生物氣膠濃度與四項空氣參數成正比，但真菌生物氣膠則成反比。由於本研究受限於諸多因素，最後僅能進行兩次採樣，在資料有限的情形下，生物氣膠之高度分佈及與各項空氣參數之相關性，仍有待未來進行更多採樣實驗並獲得足夠數據後，進一步做更嚴謹的統計分析後才可得知。本研究是首次利用 UAVs 從事生物氣膠採樣，雖然數據有限，但仍可得知不同高度環境之生物氣膠分佈特性確實有所差異。建議未來可依照環保署發佈空氣品質預警訊息，於高濃度細懸浮微粒事件日與非事件日進行地面至高空的微生物採樣及分析，以探討各種不同成因(長程傳輸與國內污染)之高濃度 PM_{2.5} 污染事件間，生物氣膠分佈特性之差異，進而瞭解造成高濃度 PM_{2.5} 因子對生物性微粒濃度的影響。另，也可進行比較細懸浮微粒污染事件日與非事件日之生物氣膠特性差異，以瞭解高濃度 PM_{2.5} 對生物氣膠濃度的影響。最後再配合測站監測之空氣參數，進行生物氣膠濃度與空氣污染物等因子之相關性探討，以評估生物性微粒與物理性及化學性空氣參數之相關性。



致謝

本計畫承蒙嘉南藥理大學計畫編號 CN10514 的經費支持得以順利完成，藉表謝忱。

參考文獻

1. 行政院環境保護署，認識細懸浮微粒，民國 104 年 10 月。
2. 行政院環境保護署，清淨空氣行動計畫(104 年至 109 年)，民國 104 年 8 月。
3. 行政院環境保護署，臺灣空氣污染物排放清冊 TEDS8.1，民國 105 年 1 月取自空氣污染排放量查詢系統 http://teds.epa.gov.tw/new_main2-0-1.htm。
4. 行政院衛生福利部國民健康署，細懸浮微粒(PM2.5)參考資訊，民國 105 年 1 月取自 [http://www.hpa.gov.tw/BHPNet/Portal/File/ThemeDocFile/201502161108224442/細懸浮微粒\(PM2.5%205\)參考資訊 0427.pdf](http://www.hpa.gov.tw/BHPNet/Portal/File/ThemeDocFile/201502161108224442/細懸浮微粒(PM2.5%205)參考資訊 0427.pdf)。
5. 趙馨(2004)，台灣地區空氣長程傳輸中微粒微生物調查與健康效應評估計畫，行政院環保署 EPA-93-L105-02-207 成果報告。
6. 趙馨(2005)，超級測站生物性微粒特性資料之彙整分析，行政院國科會 NSC-94-EPA-Z-038-001 成果報告。
7. 方盈禎(2016)，台北地區大氣中真菌孢子與真菌過敏原之粒徑分佈與特性探討，台北醫學大學碩士論文。
8. 陳培詩(2006)，空氣長程傳輸中微粒之流感與禽流感病毒偵測與健康效應評估，行政院環保署 EPA-95-FA11-03-A010 成果報告。
9. 蔣岳崇(2015)，沙塵暴對台灣北部地區空氣中病毒及細菌濃度之影響，國立成功大學碩士論文。
10. Pope III, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., & Thurston, G. D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*, 287(9), 1132-1141.
11. Pope, C. A., Burnett, R. T., Thurston, G. D., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., & Godleski, J. J. (2004). Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation*, 109(1), 71-77.



12. Qiu, H., Yu, I. T. S., Tian, L., Wang, X., Tse, L. A., Tam, W., & Wong, T. W. (2012). Effects of coarse particulate matter on emergency hospital admissions for respiratory diseases: a time-series analysis in Hong Kong. *Environmental health perspectives*, 120(4), 5.
13. Dockery, D. W., & Brunekreef, B. (1996). Longitudinal Studies of Air Pollution Effects on Lung Function. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 154, S250-S256.
14. Schwartz, J., Dockery, D. W., & Neas, L. M. (1996). Is daily mortality associated specifically with fine particles?. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 46(10), 927-939.
15. Lai, T. C., Chiang, C. Y., Wu, C. F., Yang, S. L., Liu, D. P., Chan, C. C., & Lin, H. H. (2016). Ambient air pollution and risk of tuberculosis: a cohort study. *Occupational and environmental medicine*, 73, 56-61.
16. Pan, W. C., Wu, C. D., Chen, M. J., Huang, Y. T., Chen, C. J., Su, H. J., & Yang, H. I. (2016). Fine particle pollution, alanine transaminase, and liver cancer: A Taiwanese prospective cohort study (REVEAL-HBV). *Journal of the National Cancer Institute*, 108(3), djv341.
17. Brown, J. K., & Hovmöller, M. S. (2002). Aerial dispersal of pathogens on the global and continental scales and its impact on plant disease. *Science*, 297(5581), 537-541.
18. Prospero, J. M., Blades, E., Mathison, G., & Naidu, R. (2005). Interhemispheric transport of viable fungi and bacteria from Africa to the Caribbean with soil dust. *Aerobiologia*, 21(1), 1-19.
19. Rosselli, R., Fiamma, M., Deligios, M., Pintus, G., Pellizzaro, G., Canu, A., ... & Cappuccinelli, P. (2015). Microbial immigration across the Mediterranean via airborne dust. *Scientific reports*, 5.
20. Cao, C., Jiang, W., Wang, B., Fang, J., Lang, J., Tian, G., ... & Zhu, T. F. (2014). Inhalable microorganisms in Beijing's PM_{2.5} and PM₁₀ pollutants during a severe smog event. *Environmental science & technology*, 48(3), 1499-1507.
21. Gao, M., Jia, R., Qiu, T., Han, M., Song, Y., & Wang, X. (2015). Seasonal size distribution of airborne culturable bacteria and fungi and preliminary estimation of their deposition in human lungs during non-haze and haze days. *Atmospheric Environment*, 118, 203-210.
22. Gao, M., Qiu, T., Jia, R., Han, M., Song, Y., & Wang, X. (2015). Concentration and size distribution of viable bioaerosols during non-haze and haze days in Beijing. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(6), 4359-4368.

23. Li, Y., Fu, H., Wang, W., Liu, J., Meng, Q., & Wang, W. (2015). Characteristics of bacterial and fungal aerosols during the autumn haze days in Xi'an, China. *Atmospheric Environment*, 122, 439-447.



嘉南藥理大學 105 年度教師研究補助計畫成果報告

重點研究總計畫名稱：無人飛行載具應用於污染探空之研發

計畫編號：CN10513-15

子計畫三：利用無人飛行載具評估人工濕地二氧化碳通量之研究

計畫編號：CN10515

執行期限：民國 105 年 01 月 01 日至 105 年 12 月 31 日

子計畫主持人：蔡金豐助理教授/林瑩峯教授

執行單位：應用空間資訊系/環境工程與科學系

參與人員：施凱鐘、許丞毅、陳柏志、陳楷杰、蕭伊楷、張宇中

摘要

本研究為前瞻性試驗型研究，期望可以透過結合 UAVs 領域、空氣污染領域、濕地二氧化碳監測領域，先期將評估 UAVs 結合目前現有之空氣污染(如二氧化碳偵測儀等)現測儀器的可行性，爾後再由 UAVs 與現測儀器結合後評估偵測結果與未來實際應用的可行性。本子計畫配合總計畫，利用八軸旋翼之 UAVs 結合手持式二氧化碳監測儀，評估利用手持式二氧化碳監測儀結合 UAVs 的可行性，經兩次升空試驗結果，UVAs 可酬載監測儀器並完成二氧化碳監測試驗。第一次試驗升空結果，二氧化碳濃度變化值約為 360~380 ppm，溫度變化值約為 24~29°C，相對濕度為 44~54%。第一次試驗採連續升空且連續紀錄的方式進行二氧化碳、溫度與相對濕度的監測，在監測與紀錄頻率均為每秒 1 次的狀態下，雖然可以記錄溫濕度於不同高度下的變化趨勢，但受限於二氧化碳感測器反應時間為 30 秒，所紀錄之二氧化碳濃度可能非即時高度之真實二氧化碳濃度。第二次試驗以固定不同高度且使 UAVs 於該高度至少停留大於 30 秒以上，在二氧化碳偵測器可即時反映該定點高度的二氧化碳濃度狀態下，分別紀錄二氧化碳濃度、溫度與相對濕度，二氧化碳濃度範圍為 467~514 ppm，溫度變化值約為 20~25°C，相對濕度變化範圍為 54~70%。第二次試驗於不同高度與溫度之變化中，發現逆溫現象，且二氧化碳濃度隨著逆溫現象而產生濃度變化。綜合兩次 UAVs 升高試驗的結果，可以發現二氧化碳濃度變化可能較不受高度變化影響，反而受溫溼度等氣候條件的影響較大。



1. 研究動機與研究問題

自工業革命後大氣中溫室氣體(greenhouse gases, GHGs)濃度顯著增加，使得大氣溫度上升，對全球氣候、地形特徵和生物生存條件及空間皆造成了顯著影響。而陸域生態系統(例如：濕地、森林)在全球暖化與氣候變遷中扮演何種角色，及全球暖化與氣候變遷對生態系統會造成何種影響，是近年來生態學家、氣象學家、及環境科學家們眾所關切的課題。濕地能將大氣中二氧化碳封鎖或捕集於濕地中的程序，即稱為碳匯(carbon sequestration)。過去文獻即有報導天然濕地單位面積的每年碳匯量。Malmer⁽¹⁾指出位於西歐的濕地其泥碳土壤的累積速率為50~100 cm/1,000 year，相當於土壤的累積速率為25~50 g DM/m²/year、碳的累積速率為12~25 g C/m²/year。Hemond⁽²⁾估算美國麻州一處沼澤的泥碳土壤的累積速率高達430 cm/1,000 year，相當於土壤的累積速率為180 DM g/m²/year、碳的累積速率為90 g C/m²/year。Anderson and Mitsch⁽³⁾則調查俄亥俄州的兩處人造濕地，發現其總碳匯量為180~190 g C/m²/year。Euliss et al.⁽⁴⁾調查幾個已被復育超過10年的濕地，並發現其碳匯量高達305 g C/m²/year。綜觀濕地的碳匯能力及CH₄(與N₂O)釋放對溫室效應造成正反兩面的影響，濕地的碳匯能力能否超越甲烷(與N₂O)釋放的全球暖化潛勢(global warming potential, GWP)，而扮演碳中和(carbon neutral)角色，是眾所關切的議題。

人工濕地(constructed wetlands)應用於廢水處理的技術發展已超過30年，為一種省能源、低成本、無二次污染、操作維護簡單、不破壞生態的綠色環保技術，亦可如天然濕地般提供綠化、美觀、休憩、野生動物保育等額外功能⁽⁵⁾。

人工濕地中的碳物質循環及轉換途徑，類似於天然濕地，不同的是人工濕地終年接收進流廢水的高有機物負荷，經常保持固定水深的淹水狀況，並密植著高生長速率的水生草本植物，這些條件可能改變碳循環途徑及速率，使人工濕地的初級生產量、CO₂及CH₄釋放量顯著地不同於天然濕地。

近幾年來，已有一些文獻陸續報導不同類型的人工濕地其CO₂及CH₄的釋放通量，差異及範圍相當廣泛，分別為-128.33~14,208.3 mg CO₂/m²/h及-15.63~2,111.11 mg CH₄/m²/h^(6~15)。計劃主持人研究團隊過去三年也曾針對國內人

工濕地土壤及底泥(無含括水生植物)調查 CO_2 及 CH_4 的釋放通量，其中 FWS 人工溼地分別為 $12.8\text{~}402.9 \text{ mg CO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ 及 $-4.17\text{~}28.86 \text{ mg CH}_4/\text{m}^2/\text{h}$ ，SSF 濕地釋放通量分別為 $24.02\text{~}777.18 \text{ mg CO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ 及 $-1.09\text{~}55.36 \text{ mg CH}_4/\text{m}^2/\text{h}$ ，數值範圍相對較小^(22~25)。上述人工溼地的 CH_4 釋放通量均明顯高於多數的天然溼地的 CH_4 釋放通量 $0.072\text{~}34.24 \text{ mg CH}_4/\text{m}^2/\text{h}$ ⁽¹⁶⁾。

林瑩峯等人曾於 100~102 年期間執行科技部專題研究計畫，利用氣罩法估算嘉南藥大學人工濕地的 SSF 濕地、FWS 濕地及整個 SSF-FWS 濕地的整年平均 CO_2 釋放通量分別為 157.77 ± 152.08 、 147.55 ± 103.07 及 $153.39 \pm 132.98 \text{ mg CO}_2/\text{m}^2/\text{hr}$ ，相當於 SSF 濕地、FWS 濕地及整個 SSF-FWS 濕地的整年平均 CO_2 釋放通量分別為 376.9 、 352.5 及 $366.5 \text{ g C/m}^2/\text{year}$ ⁽¹⁷⁾。然而利用氣罩法然有諸多的限制與分析上的困難點，例如評估之 CO_2 通量須以局部之估算結果換算整個濕地面積，甚至人工濕地的水生植物因管理維護而收割之後，導致估算之 CO_2 通量無法顧及整體人工濕地的管理與維護所造成之差異。

因此，經由整體性、大面積的評估人工濕地的二氧化碳通量，可以降低濕地非均質化、管理維護造成之差異性，影響最終的二氧化碳估算結果。

2. 文獻回顧與探討

綜覽了許多有關濕地生態系統的碳匯量調查的相關文獻^(18~28)，報導的調查方法經整理後可歸納為三大主流途徑：

- 同年代的碳平衡（或碳交換）估算方法(Contemporary carbon balance measurement or contemporary carbon exchange measurement)
- 濕地底泥或土壤長期碳累積量的估算(Estimates of the past carbon accumulation rate)
- 衛星遙測技術

同年代的碳平衡（或碳交換）估算方法(Contemporary carbon balance measurement)，此方法乃根據生態系統的碳平衡理論作為基礎，衍生出有不同類



型的調查方法，多半是因為 CO_2 交換通量的測量有不同的方法可進行，並端賴於是否有考慮碳的流入及流出，及是否測量甲烷的交換通量而定。此方法的特徵是只需要短時期(short-term)的調查及觀察（幾個季節、1 或 2 年之內），即可估算出碳匯量(Roulet et al., 2007)。

目前氣體交換通量的不外乎透過：(1)採氣罩技術(chamber techniques)配合經驗公式差補法(empirical interpolation)及空間外推法(spatial extrapolation)進行估算；(2)利用微氣象方法(micrometeorological methods)，或稱為渦流共分散系統(Eddy Covariance System)，連續監測氣體交換通量；(3)分別測量濕地植生的淨初級生產量(NPP, net primary production)與異營性呼吸(HR, heterotrophic respiration)，求出兩者差值即為淨生態系統生產量(NEP, net ecosystem production)。另外，也經常結合微氣象及採氣罩的方法來互補彼此的不足。

至目前為止，量測濕地的微量氣體交換通量(trace gas fluxes)最常使用的方法為採氣罩技術。其一般原理為，在欲測量氣體通量的濕地位置上放置採氣罩，並在氣罩內的水面上方空間(head space)中監測氣體濃度的時間變化率，再除以氣罩的覆蓋面積，即可估算濕地單位面積的氣體交換速率（即通量）。此方法具有操作原理簡單、測量直接、靈敏度高、具備彈性、設備可攜帶到任何位置測量、成本相較低廉等多項優點^(20, 22)。不過每一氣罩的覆蓋面積不超過 1 m^2 量測範圍狹小，因此針對大尺度的濕地系統考慮到通量的空間變化，須設置多個採樣點及氣罩，才能求得代表性的結果，因此實際調查上相當耗費人力。此外，密閉式氣罩造成罩內濃度及壓力增加可能抑制氣體釋放而影響通量。此法較適合於小尺度濕地系統，或者與微氣象方法結合應用在大尺度濕地的調查上補微氣象方法的不足。

另一種微氣象法為渦流共分散技術(eddy covariance techniques)，主要被用來測量濕地的淨生態系統 CO_2 交換通量(NEE)。大氣通常含有向上及向下（垂直方向）的空氣對流移動，並帶動著微量氣體(CO_2 、 CH_4 、 N_2O 、 H_2O)。渦流共分散技術乃利用 3D 超音波風速計、二氧化碳分析儀、及光合作用輻射計等設備架設在離地面高度約 4.6 公尺（高於濕地植物的葉冠層）的塔架上，連續監測 CO_2 濃度及垂直風速的變化，透過大氣質量傳送模式及雷諾統計法則，進一步估算通

過葉冠層一大氣層交界面的 CO_2 質量通量，由此估算濕地 NEE ^(19,29, 30) 不過根據 Roulet et al.⁽²²⁾的報導利用渦流共分散技術調查泥炭濕地 NEE 的每半小時監測結果，全年的數據資料中約有 42% 無法採用，主要原因包括：儀器故障、夜晚或冬季平靜無風（垂直風速 $<0.1 \text{ m/s}$ ）、品質控管、夜間產生碳吸收結果等。這些數據缺口(gaps)，可透過既有的監測數據及模式填補。因此相較於採氣罩技術，以渦流共分散技術監測 CO_2 交換通量的時間變化相對方便及有效率許多，但是也相對昂貴許多。根據廠商報價，以現有文獻常用的廠牌及規格(LI-7500A Open Path $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ Analyzer + 三維度超音波風速風向計 CSAT3 + 高速型資料處理記錄器 CR3000 Datalogger + 儀器塔 + 其他附屬設備)，建構一套渦流共分散的氣象站大約需台幣 200 萬元，況且它只能固定在一個場址的位置進行監測，無法移動攜帶到其他場址調查，相當缺乏彈性。再者，它較適合大尺度、地形地貌相當均質性的濕地場址，反觀台灣的重要濕地大多是由異質性的次單元所構成，而均質性濕地的尺度並不大，因此需進一步評估適合渦流共分散技術應用的場址。

無人飛行載具(UAVs, unmanned aerial vehicles)於地球科學的應用正蓬勃發展，特別是傳統載具或監測工具不容易到達的地點，無人飛行載具有部屬簡易與高機動性等優點，可於一般酬載平台不可或不易到達的人口稠密區、火山區，或氣候惡劣區，進行各種任務，另外，相較於衛星遙測方法無法具有垂直與水平空間的分辨能力，而氣象氣球也僅能針對局部空間進行監測，無法針對空間的源或匯進行監測，現代的無人飛行載具具有更多的優勢與能力，然而無人飛行載具也有附載重量少與電源供應等相關問題。

文獻報導^(31, 32)，無人飛行載具已被廣泛應用於大氣的監測，例如火山口二氧化碳通量的監測、溫室氣體的監測等，如果可將無人飛行載具結合溫室氣體監測儀器，在人工濕地或其他湖泊、水庫或天然濕地的上空行二氧化碳通量的監測，將有助於生態系統的碳匯量評估，並節省許多成本。

然而無人飛行載具的種類繁多，如何整合飛行載具與監測儀器為應用無人飛行載具監測空氣污染物或量測濕地二氧化碳通量前，需要關注的議題，例如無人飛行載具與監測儀器的配重與負載的位置、監測結果的合理性，以及未來應用的可行性，均為應用無人飛行載具進行溼地二氧化碳通量值得關注的議題。

3. 研究目的

本研究為前瞻性試驗型研究，期望可以透過結合 UAVs 領域、空氣污染領域、濕地二氧化碳監測領域，先期將評估 UAVs 結合目前現有之空氣污染(如二氧化碳偵測儀等)現測儀器的可行性，爾後再由 UAVs 與現測儀器結合後評估偵測結果與未來實際應用的可行性。

4. 研究方法與步驟

4.1 無人飛行載具(UAVs)

本子計畫配合總計畫研究，使用之 UAVs 為大疆 dji S1000+八軸旋翼機，載具基本規格如下：機架對角軸距為 1045 mm，發動機功率為 500W，最大功率消耗 4000W，空機重量為 4.4Kg，搭載 6S 22000 mAH LiPo 電池，電池重量 2.5Kg，起飛重量為 6~11Kg，在 9Kg 起飛重量下，可懸停(滯空)時間約 20 分鐘，本研究之 UAVs 照片如照片 1 所示，有關 UAVs 之相關參數如表 1 所示。

4.2 二氧化碳監測儀

本研究使用之二氧化碳監測儀為手持式二氧化碳監測儀(Q-TRAK, TSI, Model 7565-X)，該儀器可以量測大氣壓、氣溫、二氧化碳濃度、相對濕度，以及一氧化碳濃度，工作溫度為 5~45°C，該儀器可使用之記錄器紀錄時間間距可由每秒紀錄 1 次至每小時紀錄 1 次，含電池重約 0.36 kg。本研究紀錄使用的監測項目主要為氣溫、二氧化碳與相對濕度，有關該監測儀器於本研究所使用之三個監測項目的參數如表 2 所示。

4.3 試驗地點

本研究試驗場所位於臺南安平區觀夕平台附近之空地，坐標位置為 (22.994076, 120.144156)，試驗相關位置圖如圖 1 所示。

5. 結果與討論

5.1 UAVs 與二氧化碳監測儀器的結合



本研究閱覽有關 UAVs 與空氣污染監測儀的文獻中，許多研究因受制於 UAVs 的載重限制，導致 UAVs 可以酬載的監測儀器需要額外改造小型化的監測儀器^(31~36)，造成必須將酬載之監測儀器微型化，也降低監測數值的準確度，如 UAVs 可酬載一般經常使用手持式的監測儀器，無論於校正、準確度與精密度均較有可信度，而且數據可與平常手持式儀器的監測成果直接比較。本研所使用之 UAVs 扣除電池之後(2.5 kg)，可以額外酬載儀器的重量約為 2~4 kg，本研所使用之二氧化碳偵測儀約為 0.34 kg，再結合其他手持式監測儀器，重量應該仍於本研究所使用之 UAVs 酬載重量範圍內。

另外，UAVs 空氣的流動是否影響監測儀器的準確性？尤其旋翼型 UAVs 螺旋槳轉動時，把空氣由機體上方向下吸收後往機體下方擠壓，使之產生推力而推動 UAVs 升空，本研究所使用之 UAVs 為八軸旋翼機，更容易於機體周圍產生空氣擾動，但是擾動的範圍是否足以影響酬載儀器的監測呢？Juan Jesús Roldán 等人的試驗中，曾嘗試建構小型四軸 UAVs 空氣流動與流速的模型⁽³⁶⁾，結果發現機體上方較不受空氣流速流動的影響，機體下方則出現有明顯的空氣流動現象，然而無論在 UAVs 機體上方或下方，都會出現空氣流動的空洞區域，此空洞區域在 UAVs 機體上方較為開闊，機體下方較為狹窄，但只要旋翼軸臂長度夠長，理論上仍可於 UAVs 機體下方製造出足夠的空氣流動空洞區域，使監測二氧化碳之儀器與監測器，不受 UAVs 自身產生之空氣流動的影響。本研究二氧化碳監測儀器於 UAVs 酉載方式如照片 2~3 所示。

5.2 UAVs 酉載與二氧化碳監測初步測試

本研究使用之手持式二氧化碳監測儀器初步校正結果如表 3 所示，其中二氧化碳於低濃度範圍時，受儀器準確度的影響，實際二氧化碳濃度與偵測之濃度有較大的差異性，但於大氣二氧化碳濃度範圍內，實際二氧化碳濃度與偵測結果之差異性尚屬可允許範圍內。

本研究第一次於安平觀夕平台周圍之空地將酬載二氧化碳監測儀之 UAVs 升空，當日之氣候條件如表 4 所示(安平與台南側站)，預定監測項目有二氧化碳濃度、溫度與相對濕度，採用連續監測與儀器自動記錄方式進行，每次紀錄間格



時間為 1 秒，監測結果如圖 2~圖 5 所示。二氧化碳監測結果顯示，地面之二氧化碳濃度為 360 ppm 左右，當 UAVs 上升至離地面 25 m 時，二氧化碳濃度已升高至 370 ppm，上升至 50 m 左右時，二氧化碳濃度仍於 370 ppm 左右，當 UAVs 進一步上升至 100 m，二氧化碳濃度上升至 377 ppm 左右，當 UAVs 高度上升至 150 m 時，二氧化碳濃度上升至 380 ppm 左右，UAVs 高度進一步提升至 200 m 時，二氧化碳濃度大約為 380 ppm 左右，整體二氧化碳濃度變化趨勢隨著垂直高度而逐漸升高，二氧化碳濃度於地面與 200 m 高度間的濃度差為。溫度變化監測結果顯示，於地面時的溫度為 29°C，UAVs 上升至 25 m 時，溫度降低為 28.5°C 左右，當高度持續上升至 50 m 時，溫度降低為 27°C，當高度持續上升至 100 m 時，溫度降低至 26°C，上升至 150 m 時，降為 25°C 左右，至 200 m，氣溫降為 24°C，整體趨勢為隨著高度上升，氣溫逐漸下降，地面氣溫與 200 m 高度的氣溫差為 5°C。相對溼度監測結果顯示，UAVs 於地面時，相對濕度為 44%，略為離開地面後相對濕度降低為 38%，上升至 25 m 時，相對濕度升高為 42%，上升至 50 m 時，相對濕度升高為 43%，上升至 100 m 時，相對濕度升高為 46%，上升至 150 m 時，相對濕度為 47%，上升至 200 m 時，相對濕度為 50%，除了於地面時監測之相對濕度略高(可能為地面水蒸汽)，其他整體趨勢大致為隨著高度上升，相對濕度逐漸升高。

圖 5 所顯示為第一次升空試驗中，二氧化碳與氣溫對應不同高度之關係圖，圖中顯示，二氧化碳濃度著高度逐漸升高而增加，反觀氣溫隨著高度升高而逐漸降低，初步推論應為當地的地表的熱輻射使空氣產生向上的流動，將二氧化碳帶往高空，因此在高空的二氧化碳濃度略為偏高。

另外，若以本研究所使用之手持式二氧化碳監測儀之 50 ppm 二氧化碳準確度衡量 UAVs 垂直高度與二氧化碳濃度變化的相關性，則本次試驗之二氧化碳濃度與 UAVs 之不同高度其實並無明顯的相關性。由於本次試驗採 UAVs 連續上升，並由二氧化碳監測儀之記錄器以每秒紀錄 1 次的頻率紀錄數據，雖然可記錄到連續式的二氧化碳濃度變化，然而該儀器的二氧化碳感應器反應時間為 30

秒，依此推算，本次試驗的二氣化碳濃度並未能真正記錄到即時高度的二氣化碳濃度，也就是當二氣化碳偵測器尚於反應時間時，UAVs 已經上升至其他高度，造成該筆二氣化碳記錄數值並無法真正即時反映該高度的二氣化碳濃度，因此正確的監測方式宜採固定高度、定點監測時間至少超過二氣化碳的感測器反應時間 30 秒之後，再進行下一個高度的監測，才能正確的反應不同高度的真正二氣化碳濃度。

5.3 UAVs 酋載與二氣化碳監測第二次測試

為避免二氣化碳監測儀的感應器感應監測時間與 UAVs 上升時造成的時間差，第二次試驗採 UAVs 上升至一固定高度後，停留定點高度至少大於 30 秒(約 2~5 分鐘)，同樣為每秒計 1 次數據，待二氣化碳監測儀監測並紀錄完數據後，再升高至下一個高度，本次試驗預定進 8 個垂直高度的二氣化碳監測試驗，分別為 0 m(地面)、1.5 m、10 m、20 m、50 m、100 m、150 m、200 m，同樣監測項目為以二氣化碳、溫度與相對濕度為主，監測結果以該高度停留時間所記錄之數據的總平均呈現，監測結果如圖 6~圖 8 所示，當日監測時的氣候條件如表 4 所示。

圖 6 為第二次 UAVs 升空試驗監測之二氣化碳濃度變化圖，其中在地面 0 m 與 1.5 m 的二氣化碳濃度略有差異，從 1.5 m 至高度 20 m，隨著高度升高，二氣化碳濃度逐漸上升，在高度 20 m 的時候，二氣化碳濃度為 522.26 ± 3.50 ppm，從高度 20 m 至升高至 150 m 之間，隨著高度升高，二氣化碳濃度反而逐漸降低，至 150 m 處，二氣化碳濃度平均為 435.38 ± 1.63 ppm，至 150 m 升高至 200 m 處，二氣化碳平均濃度反而又上升至 514.41 ± 136.81 ppm，所有的監測中，除了 200 m 可能受到水平風速影響導致監測之二氣化碳濃度變化較大之外，以及在地面受地面輻射熱對流擾動影響之外，其他於固定高度固定時間間格監測之二氣化碳濃度標準偏差均於 1~5 ppm 之間，顯示本研究利用 UAVs 酋載儀器於不同固定高度監測二氣化碳濃度，並探討二氣化碳濃度的垂直變化應為可行的方法，另外，本研究所使用之手持式二氣化碳監測儀的二氣化碳濃度準確度大約為 ± 50 ppm，依此準確度評估本次試驗所監測之二氣化碳濃度與高度之關係，可以發現再地面 20 公尺以下的二氣化碳濃度變化差異大，從 20 m 至高度 150 m 的二氣化碳濃度變化已大於 50 ppm(87 ppm)，可以為在此垂直高度差下，二氣化碳濃度已有明顯的差

異，自 150 m 至 200 m，二氧化碳濃度差值為 79 ppm，也可視為二氧化碳濃度具差異性。圖 7 顯示為本研究 UAVs 第二次升高所監測之氣溫與高度變化圖，從地面至高度 20 m 處，溫度大致隨著高度而降低，但在高度 20 m 與高度 100 m 之間，反而隨著高度升高而溫度逐漸升高，至 100 m 之後，隨著高度升高而溫度逐漸降低，其中在 20 m 至 100 m 處，溫差大約為 2°C ，100 m 至 200 m 處溫差大約為 -4.9°C ，一般而言在對流層中的氣溫應隨著高度而逐漸遞減，但本研究於高度 20 m 至 100 m 却測得略為明顯的逆溫現象，對照圖 8 所監測之相對濕度，也有類似的現象發生，於 20 m 處測得之相對濕度為 65%，於 100 m 處卻降低為 51%，至 100 m 以後又隨著高度增加而相對濕度逐漸增加。第二次試驗時間約於早上 9 點至 10 點間，日照開始增加，地表開始增溫，因冬季夜間地面輻射冷卻所形成的輻射逆溫現象，正好受到地表增溫而逐漸消失，本次試驗恰好記錄到地表增溫導致逆溫逐漸由下而上消失的現象，相對於逆溫現象的變化，剛好也記錄到二氧化氮濃度隨著逆溫現象而產生濃度變化，但目前所獲得的數據中，仍難以判別二氧化氮濃度與氣溫變化之相關性為受到何種因素影響。另外，第二次試驗中的二氧化氮濃度高於第一次試驗，除了可能受到當日氣候條件的影響(第二次陣風小、日照量少)，受逆溫影響導致大氣擴散不易也可能導致所二氧化氮濃度累積而被偵測到高濃度現象。

綜合兩次 UAVs 升高試驗的結果，可以發現二氧化氮濃度變化可能較不受高度變化影響，反而受溫溼度等氣候條件的影響較大，另外本研究僅進行點的垂直高度二氧化氮濃度變化的偵測，尚未擴及不同地表條件(工業區、森林、濕地、都市)的面二氧化氮監測，甚至為未來應用於量測濕地二氧化氮濃度，均為可持續關注的議題。

5. 結論與建議

5.1 結論

1. 本研究利用八軸旋翼之 UAVs，結合手持式二氧化氮監測儀，於考慮配重與氣流擾動的狀態下，評估利用手持式二氧化氮監測儀結合 UAVs 的可行性，經兩次升空試驗結果，UVAs 可酬載監測儀器並完成二氧化氮監測試驗。



2. 第一次試驗升空結果，二氣化碳濃度變化值約為 360~380 ppm，溫度變化值約為 24~29°C，相對濕度為 44~54%。
3. 第一次試驗採連續升空且連續紀錄的方式進行二氣化碳、溫度與相對濕度的監測，在監測與紀錄頻率均為每秒 1 次的狀態下，雖然可以記錄溫濕度於不同高度下的變化趨勢，但受限於二氣化碳感測器反應時間為 30 秒，所紀錄之二氣化碳濃度可能非即時高度之真實二氣化碳濃度。
4. 第二次試驗以固定不同高度且使 UAVs 於該高度至少停留大於 30 秒以上，在二氣化碳偵測器可即時反映該定點高度的二氣化碳濃度狀態下，分別紀錄二氣化碳濃度、溫度與相對濕度，二氣化碳濃度範圍為 467~514 ppm，溫度變化值約為 20~25°C，相對濕度變化範圍為 54~70%。
5. 第二次試驗於不同高度與溫度之變化中，發現逆溫現象，且二氣化碳濃度隨著逆溫現象而產生濃度變化。
6. 綜合兩次 UAVs 升高試驗的結果，可以發現二氣化碳濃度變化可能較不受高度變化影響，反而受溫溼度等氣候條件的影響較大。

5.2 建議

1. 本研究進行兩次之試驗僅監測“點”之不同高度的二氣化碳濃度，未來宜擴及不同地表條件，如森林、工業區、濕地等“面”的，最終為將成果應用於大型濕地的二氣化碳濃度監測。
2. 本研究執行期間，面臨許多系統整合的問題，例如監測儀器的酬載位置、配重，以及 UAVs 電力的問題，甚至 UAVs 啟動時周圍的風場等，均可成為未來研究的議題。





照片 1 本研究所使用 UAVs 外觀

表 1 本研究所使用 UAVs 機組參數

項目	機組參數
機架	對稱電機軸距：1045 mm 單臂長度：386 mm 單臂重量(含電機、電調、螺旋槳)：325 g 中心架直徑：337 mm 中心架重量(含起落架安裝基座和舵機)：1520g 起落架尺寸：460 mm(長)×511 mm(下底寬)×305 mm(高)
電機	定子尺寸：41×14 mm KV 值：400 rpm/V 最大功率：500 W 重量(含散熱風扇)：158 g
電調	工作電流：40 A 工作電壓：6S LiPo 相容訊號頻率：30 Hz ~ 450Hz 驅動 PWM 頻率：8 KHz 重量(含散熱器)：35 g
可摺疊螺旋	材質高強度工程塑料



項目	機組參數
槳 (1552/1552R)	尺寸：15×5.2 inch 重量：13 g
飛行參數	起飛重量：6.0 Kg ~ 11.0 Kg 整機重量：4.4 Kg 動力電池：LiPo(6S、10000 mAh~20000 mAh、最小 15 C) 最大功耗：4000 W 懸停功耗：1500W(@ 起飛重量 9.5 Kg) 懸停時間：15min(@15000 mAh & 起飛重量 9.5 Kg) 工作環境溫度：-10 °C ~ +40 °C

表 2 本研究使用手持式二氧化碳監測儀相關參數

項目	參數
二氧化碳	監測範圍：0~5,000 ppm 準確度： $\pm 3\%$, ± 50 ppm, 以數據較大者為準 解析度：1 ppm 監測器類型：非分散式紅外線監測儀(NDIR)
溫度	監測範圍：0~60°C 準確度： ± 0.6 °C 解析度：0.1°C 反應時間：30 秒(當空氣流速為 2 m/s, 90% 的最終值) 監測器類型：熱敏電阻
相對濕度	監測範圍：5~95 %RH 準確度： ± 3 % RH(包含 ± 1 %的遲滯) 解析度：0.1% RH 反應時間：20 秒(63% 的最終值) 監測器類型：薄膜電容器



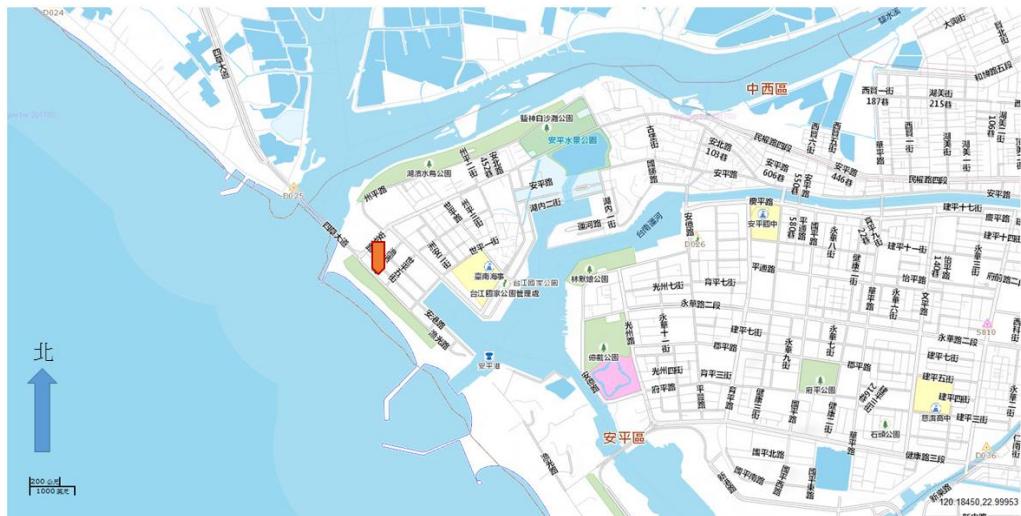
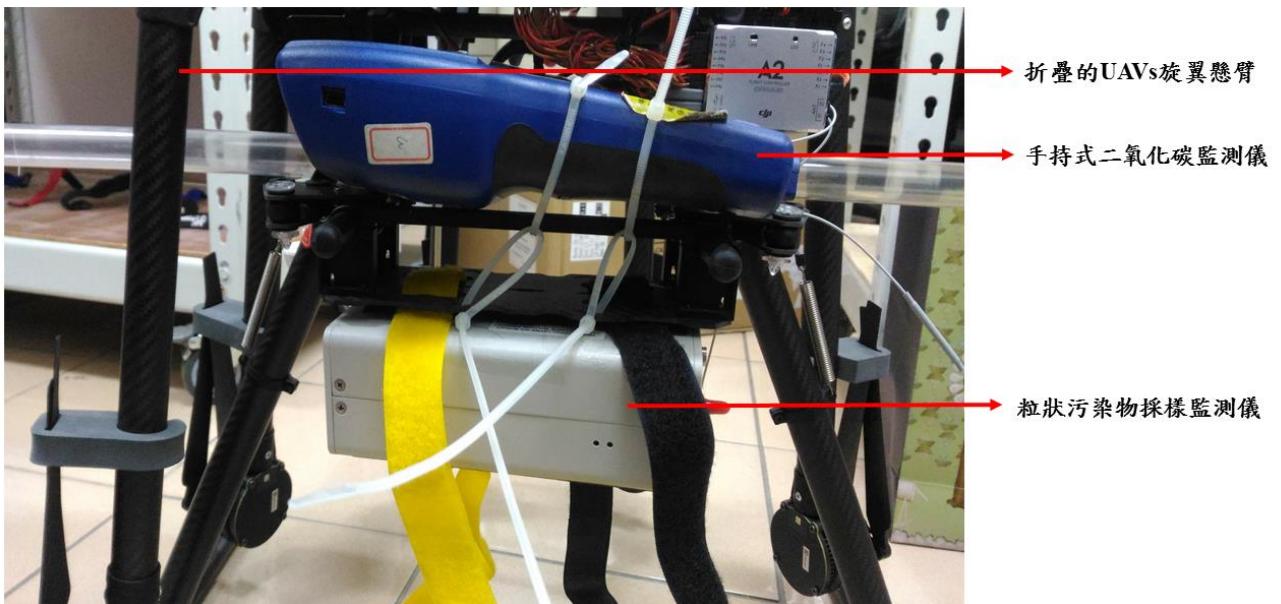
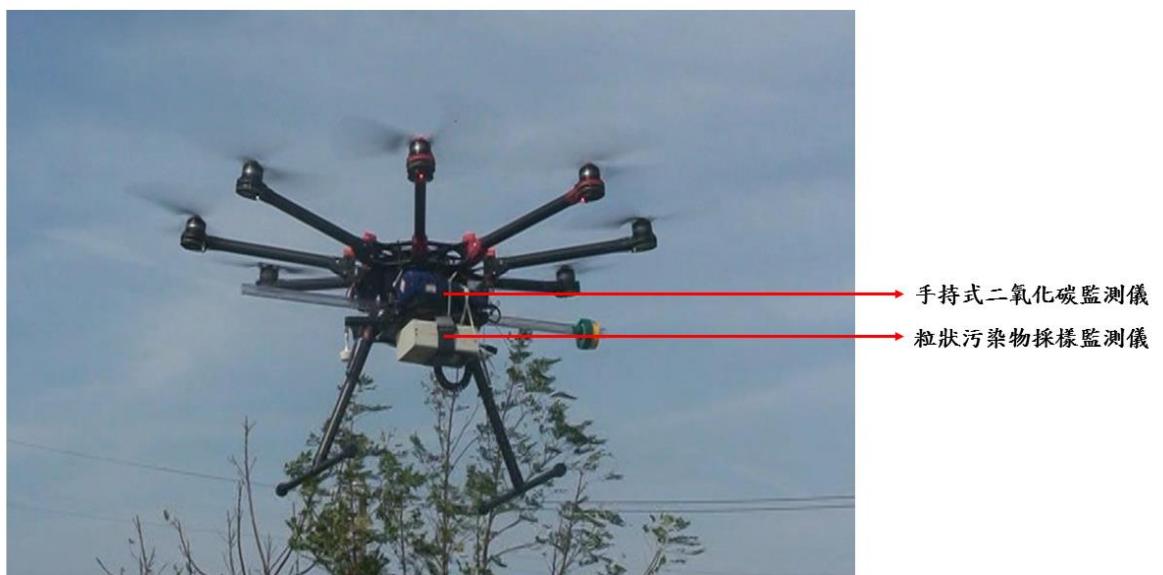


圖 1 本研究試驗地點示意圖

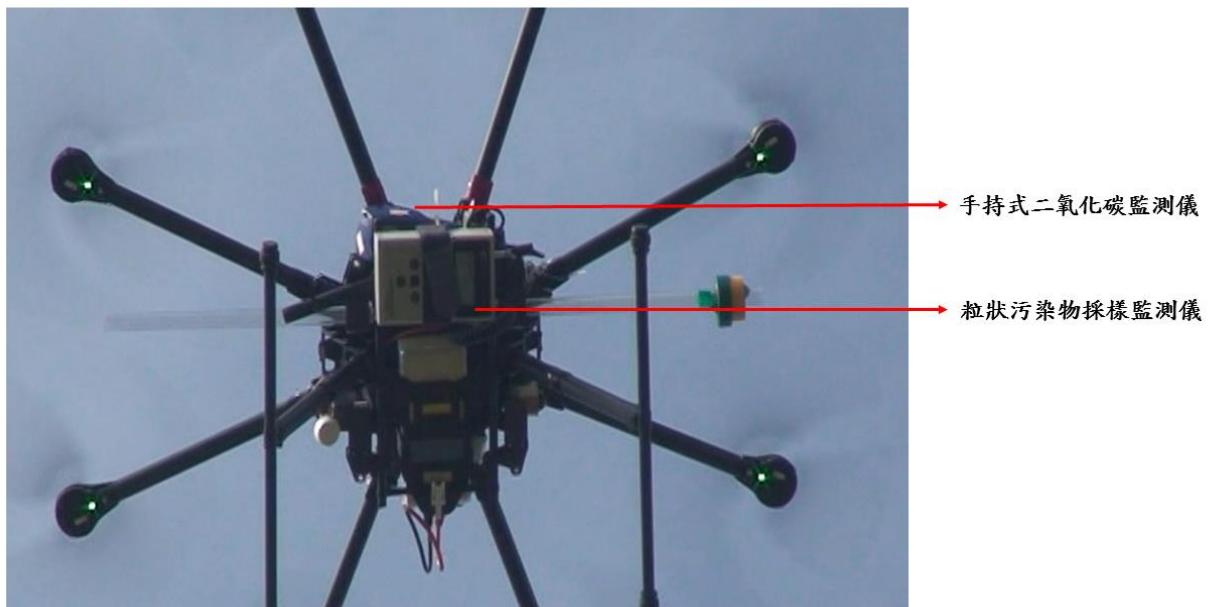


照片 2 本研究 UAVs 酬載監測儀器側視圖





照片 3 本研究 UAVs 酬載監測儀器升空後示意圖



照片 4 本研究 UAVs 酉載監測儀器升空後底視圖



表 3 本研究第一次 UAVs 升空試驗時，安平與台南氣候站紀錄之氣候條件

	觀測時間	測站 氣壓	海平面 氣壓	氣溫	露點 溫度	相對 溼度	風速	風向	最大 陣風	最大陣 風風向	降水量	降水 時數	日照 時數	全天空 日射量	能見度
測站	(LST)	(hPa)	(hPa)	(°C)	(°C)	(%)	(m/s)	(360degree)	(m/s)	(360degree)	(mm)	(hr)	(hr)	(MJ/m ²)	(km)
安平	13 點	1018.0		26.7		45	3.2	333			0.0				
	14 點	1017.3		26.8		44	1.9	326			0.0				
台南	13 點	1017.0	1020.1	26.7	13.2	43	4.2	360	8.1	10	0.0	0.0	1.0	2.86	
	14 點	1016.4	1019.5	27.0	13.9	45	3.6	330	7.3	330	0.0	0.0	1.0	2.33	15.0

資料來源：中央氣象局網站

表 4 本研究第二次 UAVs 升空試驗時，安平與台南氣候站紀錄之氣候條件

	觀測時間	測站 氣壓	海平面 氣壓	氣溫	露點 溫度	相對 溼度	風速	風向	最大 陣風	最大陣 風風向	降水量	降水 時數	日照 時數	全天空 日射量	能見度
測站	(LST)	(hPa)	(hPa)	(°C)	(°C)	(%)	(m/s)	(360degree)	(m/s)	(360degree)	(mm)	(hr)	(hr)	(MJ/m ²)	(km)
安平	9 點	1016.8		21.2		78	1.9	4			0.0				
	10 點	1016.5		23.1		70	2.0	350			0.0				
台南	9 點	1015.7	1018.9	21.7	16.9	74	2.0	360	3.9	360	0.0	0.0	1.0	1.31	5
	10 點	1015.4	1018.5	23.4	17.5	69	2.4	20	4.2	30	0.0	0.0	1.0	2.02	

資料來源：中央氣象局網站



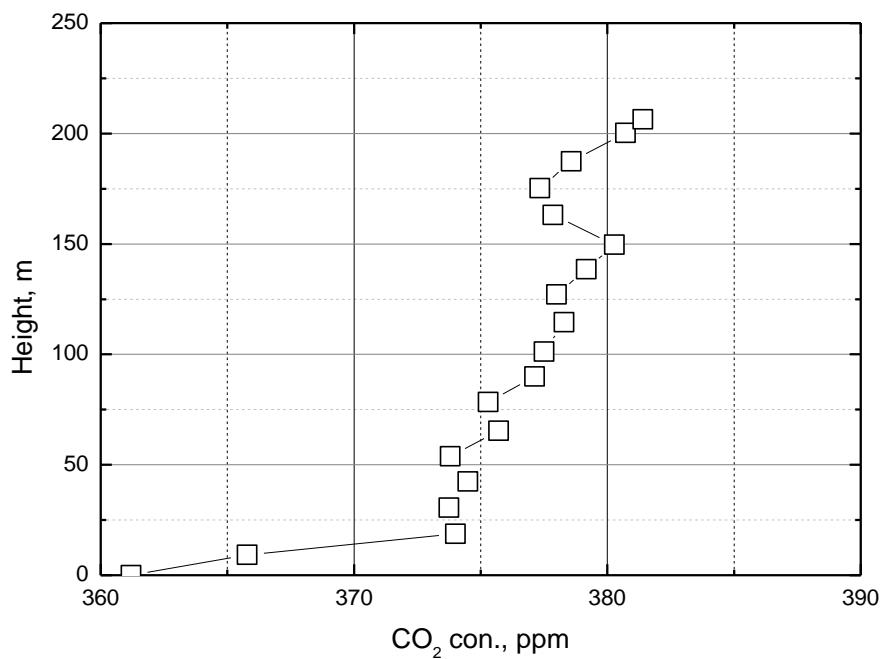


圖 2 本研究 UAVs 第一次升空試驗監測之二氣化碳濃度與高度關係圖

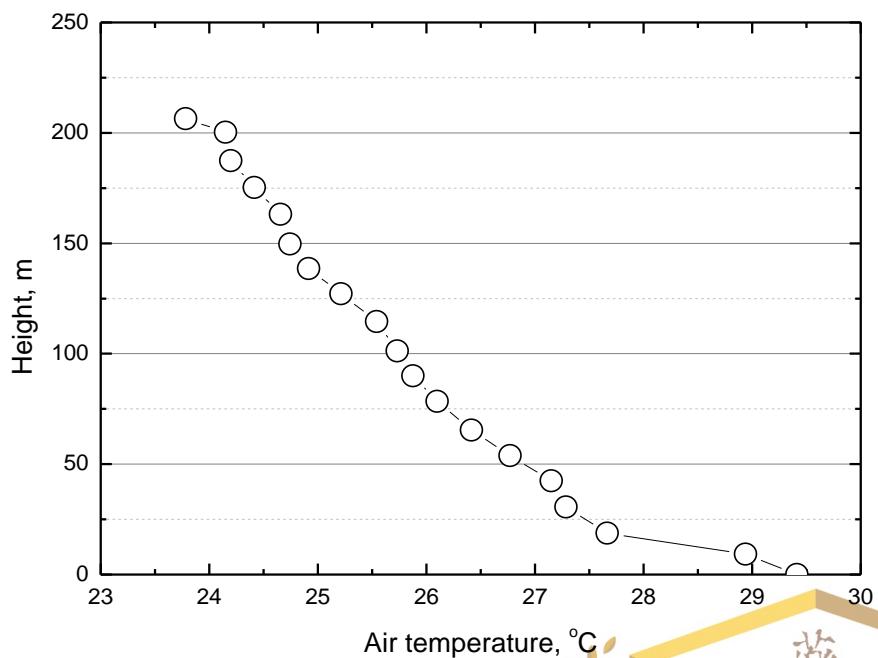


圖 3 本研究 UAVs 第一次升空試驗監測之溫度與高度關係圖



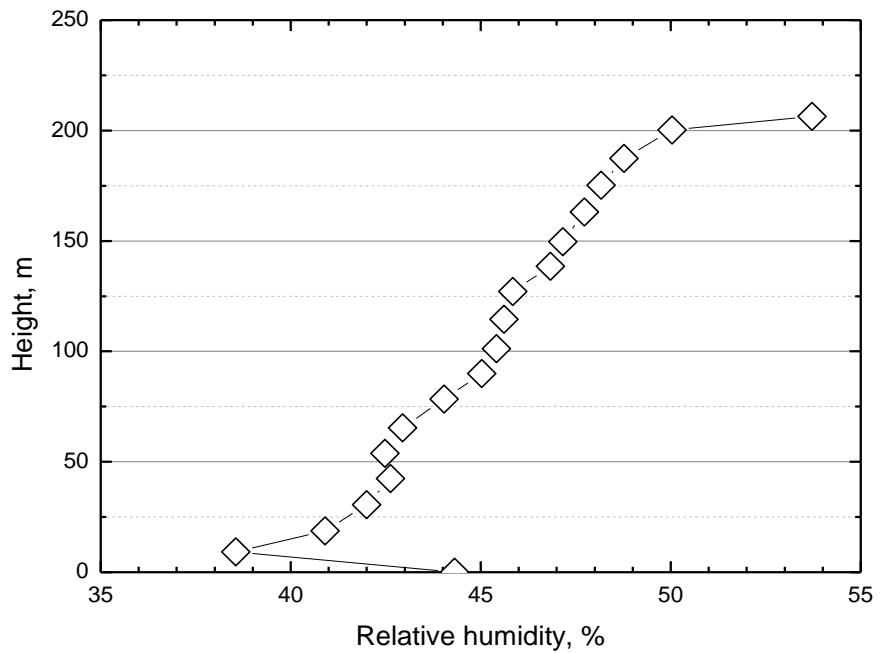


圖 4 本研究 UAVs 第一次升空試驗監測之相對濕度與高度關係圖

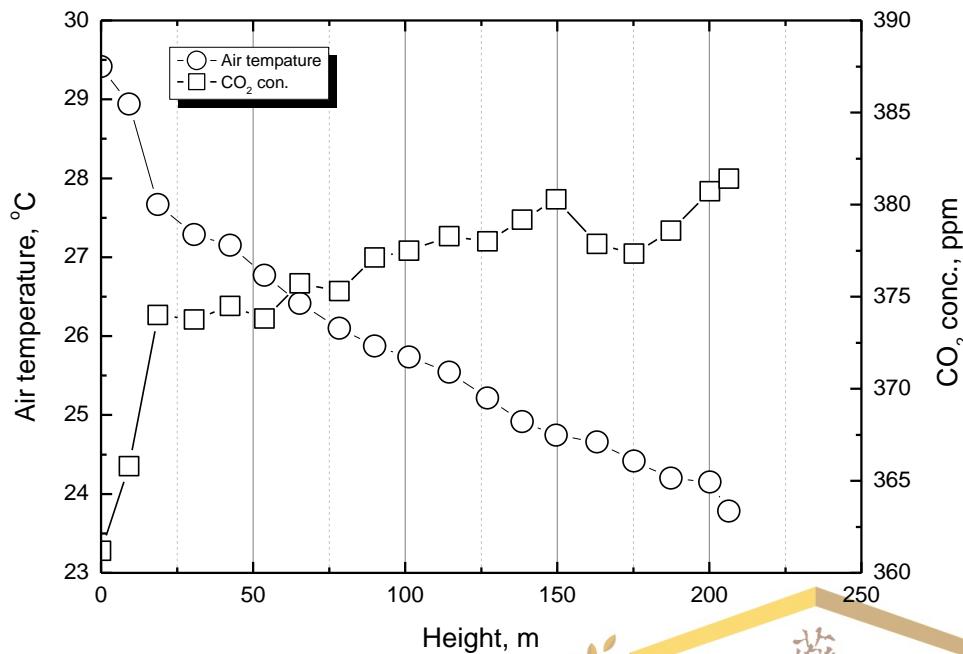


圖 5 本研究監測之二氣化碳與溫度於不同高度之關係圖



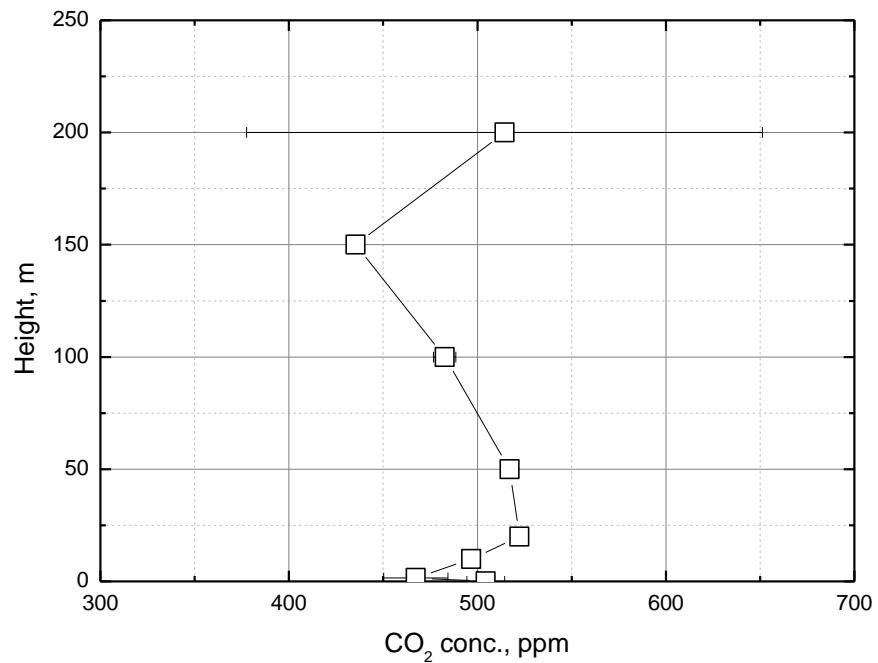


圖 6 本研究 UAVs 第二次升空試驗監測之二氣化碳濃度與高度關係圖

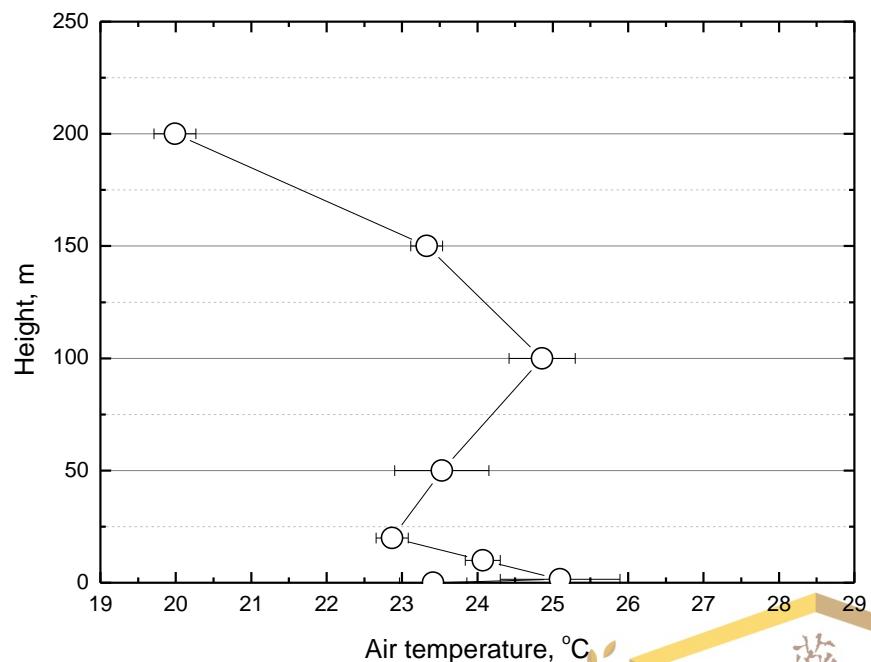


圖 7 本研究 UAVs 第二次升空試驗監測之溫度與高度關係圖



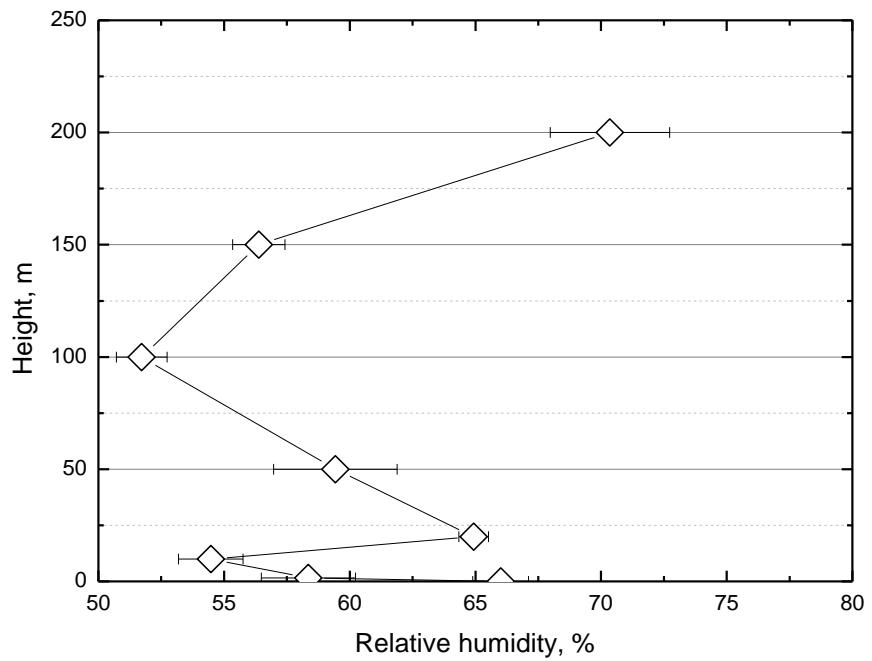


圖 8 本研究 UAVs 第二次升空試驗監測之相對濕度與高度關係圖

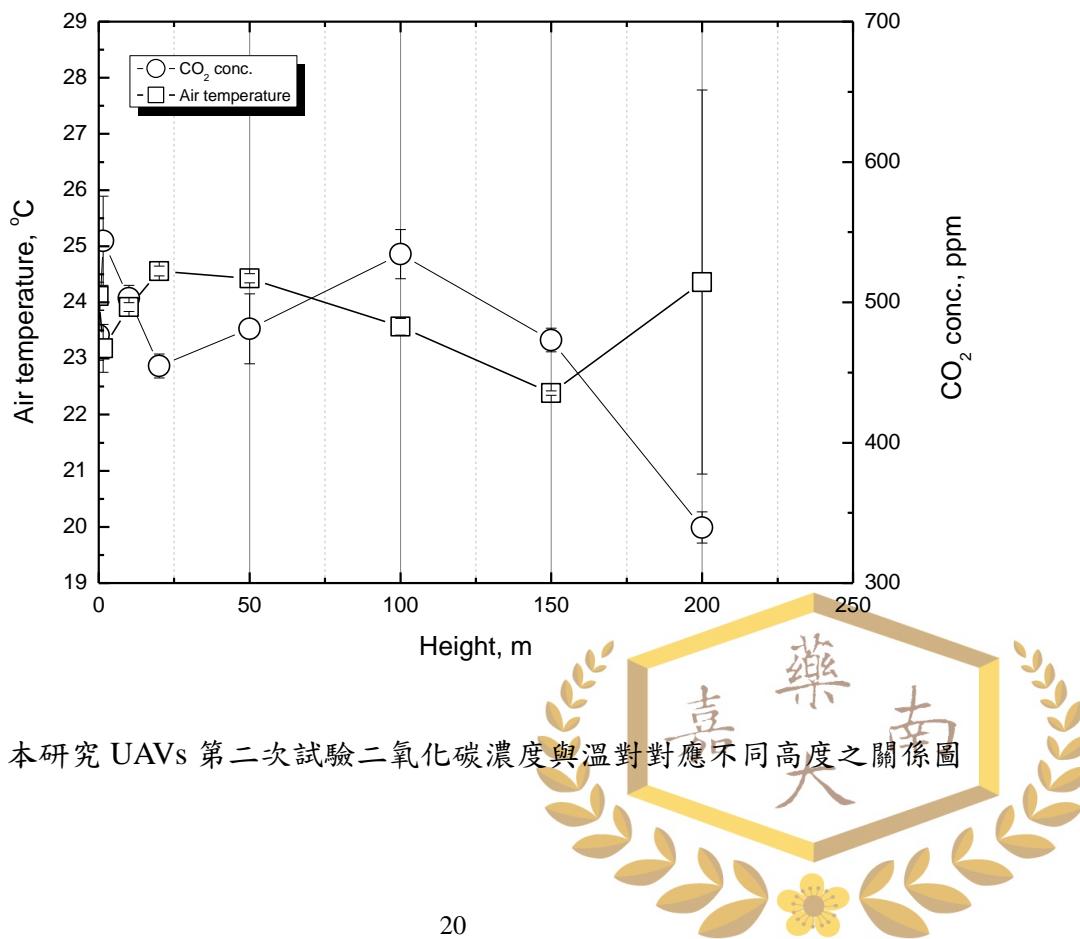


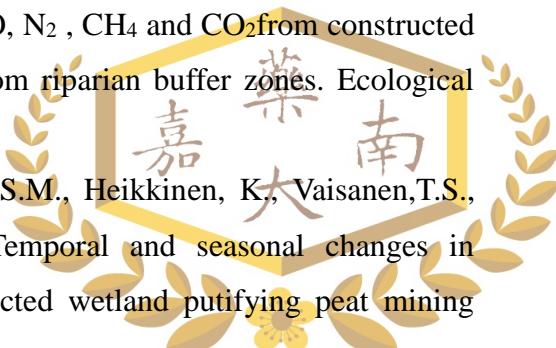
圖 9 本研究 UAVs 第二次試驗二氧化碳濃度與溫度對應不同高度之關係圖

致謝

本計畫承蒙嘉南藥理大學計畫編號 CN10515 的經費支持得以順利完成，藉表謝忱。

參考文獻

1. Malmer, N., 1975. Development of bog mires. In A.D. Hasler, ed. Coupling of Land and Water System. Ecology Studies 10. Springer-Verlag, New York, pp. 85-92.
2. Hemond, H.F. (1980) Biochemistry of Thoreau's Bog, Concord, Mass. Ecological Monographs 50, 507-526.
3. Anderson, C.J., Mitsch, W.J., 2006. Sediment, carbon, and nutrient accumulation at two 10-year-old created riverine marshes. Wetlands 26, 779-792.
4. Euliss, N.H. Jr., Gleason, R.A., Olness, A., McDougal, R.L., Murkin, H.R., Robarts, R.D., Bourbonniere, R.A., Warner, B.G., 2006. North American prairie wetlands are important nonforested land-based carbon storage sites. Science of the Total Environment 361:179–188.
5. International Water Association (IWA), 2000. Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation. IWA Publishing, London.
6. Tanner, C. C., Adams, D. D., Downes, M. T., 1997. Methane Emissions from Constructed Wetlands Treating Agricultural Wastewaters. Journal of Environmental Quality 26, 1056-1062.
7. Johansson, A.E., Gustavsson, A.M., Oquist, M.G., Svensson, B.H., 2004. Methane emissions from a constructed wetland treating wastewater-seasonal and spatial distribution and dependence on edaphic factors. Water Research 38, 3960-3970.
8. Teiter S, Mander Ü., 2005. Emission of N_2O , N_2 , CH_4 and CO_2 from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. Ecological Engineering 25(5):528–41.
9. Liikanen, A., Huttunen, J.T., Karjalainen, S.M., Heikkilä, K., Vaisanen, T.S., Nykanen, H., Martikainen, P.J., 2006. Temporal and seasonal changes in greenhouse gas emissions from a constructed wetland purifying peat mining



- runoff waters. *Ecological Engineering* 26, 241-251.
10. Søvik, A.K., Augustin, J., Heikkinen, K., Huttunen, J.T., Necki, J.M., Karjalainen, S.M., Kløve, B., Liikanen, A., Mander, Ü., Puustinen, M., Teiter, S., Wachniew, P., 2006. Emission of the greenhouse gases nitrous oxide and methane from constructed wetlands in Europe. *Journal of Environmental Quality* 35, 2360–2373
11. Inamori, R., Gui, P., Dass, P., Matsumura, M., Xu, K.Q., Kondo, T., Ebie, Y., Inamori, Y., 2007. Investigating CH₄ and N₂O emissions from eco-engineering wastewater treatment processes using constructed wetland microcosms. *Process Biochemistry* 42, 363–373.
12. Søvik, A. K., Kløve, B., 2007. Emission of N₂O and CH₄ from a constructed wetland in southeastern Norway, *Science of the Total Environ.* 380, 28-37.
13. Piceka, T., Cizkova, H., Duseka, J., 2007. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland—Plants as important sources of carbon. *Ecological Engineering* 31, 98-106.
14. Mander, U., Lõhmusa, K., Teiter, S., Mauring, T., Nurka, K., Augustin, J., 2008. Gaseous fluxes in the nitrogen and carbon budgets of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 404, 343-353.
15. Wang, Y., Inamori, R., Kong, H., Xu, K., Inamori, Y., Kondo, T., Zhang, J., 2008. Influence of plant species and wastewater strength on constructed wetland methane emissions and associated microbial populations. *Ecological Engineering* 32, 22-29.
16. Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A., Hedmark, A., 2010. Carbon Storage and Fluxes within Freshwater Wetlands: a Critical Review. *Wetland* 30, 111-124.
17. 1111
18. Bubier, J., Frolking, S., Crill, P., Linder, E., 1999. Net ecosystem productivity and its uncertainty in a diverse boreal peatland. *Journal of Geophysical Research*, 104, 27683–27692.
19. Bonneville, M.C., Strachan, I.B., Humphreys, E.R., Roulet, N.T., 2008. Net ecosystem CO₂ exchange in a temperate cattail marsh in relation to biophysical properties. *Agriculture and Forest Meteorology* 148, 69-81.
20. Denmead, O.T., 2008. Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant Soil*, 309, 5–24.
21. Mander, U., Lõhmusa, K., Teiter, S., Nurka, K., Mauring, T., Augustin, J., 2008.

- Gaseous fluxes from subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 40, 1215-1226.
22. Pumpanen J, Kolari P, Ilvesniemi H et al., 2004. Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO₂ efflux. *Agricultural and Forest Meteorology*, 123, 159–176.
23. Roulet, N.T., Lafleur, P.M., Richard, P.J.H., Moore, T.R., Humphreys, E.R., Bubier, J.L., 2007., Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland. *Global Change Biology* 13, 397-411.
24. Trumbore, S.E., Bubier, J.L., Harden, J.W., Grill, P.M., 1999. Carbon cycling in boreal wetlands: A comparison of three approaches. *Journal of Geophysical Research* 104 (D22), 27,673-27,682.
25. Waddington J.M., Roulet, N.T., 2000. Carbon balance of a boreal patterned peatland. *Global Change Biology* 6, 87-97.
26. Worrall, F., Reed, M., Warburton, J., Burt, T., 2003. Carbon budget for British upland peat catchment. *The Science of the Total Environment* 312, 133-146.
27. Zhang, F.W., Liu, A.H., Li, Y.N., Zhao, L., Wang, Q.X., Du, M.Y., 2008. CO₂ flux in alpine wetland ecosystem on the Qinghai Tibetan Plateau, China. *Acta Ecologica Sinica* 28 (2), 453-462.
28. Zou, J.W., Huang, Y., Zheng, X.H., Wang, Y., Chen, Y.Q., 2004. Static opaque chamber-based technique for determination of net exchange of CO₂ between terrestrial ecosystem and atmosphere. *Chinese Science Bulletin* 49, 381-388.
29. Baldocchi, D., 2003. Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems: past, present and future. *Global Change Biology* 9, 479-492.
30. Zhang, F.W., Liu, A.H., Li, Y.N., Zhao, L., Wang, Q.X., Du, M.Y., 2008. CO₂ flux in alpine wetland ecosystem on the Qinghai Tibetan Plateau, China. *Acta Ecologica Sinica* 28 (2), 453-462.
31. Amir Khan , David Schaefer, Lei Tao, David J. Miller, Kang Sun, Mark A. Zondlo, William A. Harrison, Bryan Roscoe and David J. Lary, 2012, Low Power Greenhouse Gas Sensors for Unmanned Aerial Vehicles, *Remote Sens.*, 4, 1355-1368.
32. Florian Poppa and Uwe Zimmer, 2012, Greenhouse gas analyzer for measurements of carbon dioxide, methane, and water vapor aboard an unmanned aerial vehicle, *Sensors and Actuators B: Chemical*, Volume 169, 5

July, 128–135.

33. 洪宗仁，無人飛機酬載發展應用於大氣與溫室氣體之量測，2013，國立虎尾科技大學，航空電子研究所碩士論文。
34. Florian Poppe, Uwe Zimmer, Andrew Feitz, Henry Berko, Development of a Carbon Dioxide Monitoring Rotorcraft Unmanned Aerial Vehicle, Robotics: Science and Systems (RSS) Workshop on Robotics for Environmental Monitoring (WREM), 24-28 June, Berlin, Germany.
35. Tommaso Francesco Villa, Felipe Gonzalez, Branka Miljievic, Zoran D. Ristovski and Lidia Morawska, An Overview of Small Unmanned Aerial Vehicles for Air Quality Measurements: Present Applications and Future Prospectives, 2016, Sensors 2016, 16, 1072.
36. Juan Jesús Roldán, Guillaume Joosse, David Sanz, Jaime del Cerro and Antonio Barrientos, 2015, Mini-UAV Based Sensory System for Measuring Environmental Variables in Greenhouses, Sensors 2015, 15, 3334-3350.

