

行政院國科會專題研究計畫執行進度報告

綠植栽帶對室內外環境懸浮微粒傳輸及人體呼吸道沉積之影響研究(1/2)

The Effect of Vegetative Canopies on Airborne Particle Transport in a Naturally Ventilated Space and Its Deposition Implication in the Human Respiratory System (1/2)

計畫編號：NSC 92-2313-B-002-107

執行期限：92年8月1日至93年7月31日

主持人：張倉榮 副教授 國立台灣大學生物環境系統工程學系

計畫參與人員：謝怡芳、高宏名 國立台灣大學生物環境系統工程學系

一、摘要

本二年期研究計畫之主要目的在於進行綠植栽帶對室內外環境懸浮微粒傳輸及人體呼吸道沉積之影響研究。本研究第一年度藉由計算流體動力學發展三維環境風場模擬模式及三維微粒軌跡追蹤模式，以計算具綠植栽帶建築物鄰近區域的環境風場、微粒運動軌跡與微粒空間分佈。環境風場模式使用有限體積法(FVM)與大漩渦模擬(LES)紊流模式之亞格點尺度(subgrid scale)來模擬建築物內外的紊流場，而微粒軌跡追蹤模式則主要是以釋放大量微粒來追蹤其傳輸軌跡、沉降路徑及終端沈積點，以期能了解多區間建築物在不同通風策略、孔隙率綠植栽帶、氣象因素(風速、風向)等條件下之環境風場與微粒移除效果，並探討及周遭環境地形與各微粒沈積機制間之相對關係。本研究所發展的三維數值模式也將與前人風洞試驗量測結果進行驗證比對。

第二年度將進行環境氣候箱實驗，考慮不同綠植栽帶、通風配置、通風量及微粒導入量之實驗條件所得逐時濃度變化，以驗證第一年所進行之通風空間中室內外氣懸微粒動態行為之三維度數值模式。此外，第二年度亦將進行綠植栽帶過濾微粒之現地試驗，

試驗地點將選擇主要幹道旁之植栽帶，量測在風速方向綠植栽帶前後微粒濃度，作為綠植栽帶對於降低空氣中污染微粒改善效率之參考。另外，本研究將利用由解剖學所推得的兩種人體肺部幾何型態，並考慮了重力沈降、布朗擴散和慣性衝擊三種微粒沈積機制，發展環境氣懸微粒在人體肺部沈積之多途徑顆粒沈積模式，探討綠植栽帶前後微粒在經由呼吸作用進入人體肺部後的沈積情形。

截至目前為止，本研究第一年已完成計畫書之預期成果。研究中針對台灣較為常見之室內多區間案例，以不同窗戶開口開關方式進行室內外三維度環境風場及懸浮微粒軌跡追蹤模擬，窗戶開口開關方式分為全開通風、兩側通風、貫穿通風、交叉通風及短路通風。同時亦針對室內無隔間案例作模擬，以進行室內無隔間與有隔間之分析比較。

關鍵詞：綠植栽帶，氣懸微粒傳輸，微粒沈積，人體呼吸道，生態工程。

Abstract

The main objective of this two-year project is to study the effect of vegetative canopies on airborne particle transport in a naturally ventilated space and its deposition implication

in the human respiratory system. In the first year, wind-driven airborne particles around vegetative canopies are tracked to investigate the transport trajectories and deposition patterns in vegetative canopies by combining a 3-D Eulerian wind flow model as well as a 3-D Lagrangian particle-tracking model. The former conducts large eddy simulation of the turbulent flows in vegetative canopies, and the latter performs raindrop trajectory calculations by releasing a large number of particles into the computational domain. The wind speed model is verified with available wind tunnel measurement. Numerical scenario simulations are carried out for various ventilation strategy, windbreak porosity, and meteorological factors (wind speed and direction) to study building airflow pattern and particle deposition around vegetative canopies. The relative relationship among three mechanism of particle deposition, i.e., sedimentation, Brownian diffusion and inertial impaction, are investigated.

In the second year, road dusts collected from urban and suburban areas situated in northern Taiwan are used in an environmental chamber test to verify the 3-D numerical model. In addition, a field study of measuring the count and mass concentration of airborne dusts upwind and downwind of vegetative canopies is also carried out in the busy roads of Metropolis Taipei. The entrapment of particles by vegetative canopies is discussed. Results obtained from this research are expected to offer designers a control strategy for removal of

concentrations of airborne road dust from vegetative canopies. The study develops a multiple-path model considering three deposition mechanisms, including sedimentation, Brownian diffusion and inertial impaction, to simulate particle deposition in the human lung. Two kinds of the human lung geometry, the typical-path lung model and the five-lobe symmetric lung model, are considered. The difference of deposition among four different breathing types (at rest, light, moderate, and heavy exercise) is compared. Traffic-induced particles in Metropolis Taipei are taken as an example.

This report demonstrates the results of the first-year project. A common multi-room style in is selected to simulate the flow patterns of different kinds of building ventilation strategy, including complex ventilation, two side ventilation, piston ventilation, cross ventilation, and short-cut ventilation. It is concluded that piston ventilation can provide most effective air exchange and the downward-side windows are the key point of ventilation efficiency.

Keywords: Vegetative canopy, Airborne particle transport, particle deposition, Human respiratory system, Ecological engineering

二、前言

社會經濟不斷發展的同時，人類的生活品質面臨考驗，其中一項便是空氣污染，人不能一刻不呼吸，因為新鮮的空氣是我們賴以生存的元素。根據環保署空氣污染防制法，空氣污染可概分為氣狀污染物、粒狀污

染物、二次污染物、惡臭物質、有機溶劑蒸氣、塑橡膠蒸氣、石棉及含石棉物質等。依環保署(2002)空氣污染物監測資料分析，台灣地區最主要的空氣污染物為粒狀污染物之PM₁₀(粒徑小於10 μm之懸浮微粒)，其中直接排放粒狀物污染源占總氣懸微粒70~90%，營建工程造成的空氣污染占直接排放粒狀物的40%，汽車排放污染源占總氣懸微粒10~30%。而街道氣懸微粒PM₁₀月平均濃度顯示雖未超過空氣品質指標值(150 μg m⁻³)，日平均濃度超過空氣品質指標值天數也不多，但每日在上下班尖峰時刻，室外超過空氣品質指標值達7~8小時，超過日平均濃度標準值125 μg m⁻³也達到9-10小時。另外，近年來春季的砂塵暴氣懸微粒PM₁₀濃度值可達600 μg m⁻³，高出指標數倍之多。

當污染微粒進入大氣，通常會發生物理或化學作用而產生變化。例如，微粒會受到植栽或障礙物的阻礙而被慣性衝擊(inertial impaction)或攔截(interception)下來；大氣中的微粒會因為重力而沈積(sedimentation)，也可能因為風吹再度飛揚至大氣中(resuspension)；布朗運動(Brownian motion)及大氣亂流(atmospheric turbulence)所造成的擴散現象；粒徑較小的微粒經過膠結作用(coagulation)變成大微粒。微粒在大氣邊界層降落到地面的過程中，由於其傳輸軌跡、沉降及再分佈路徑受到因地形擾亂的環境風場(topography-perturbed airflow field)之劇烈影響，使得微粒降落在地面呈現不均勻的空間分佈現象(nonuniform spatial distribution)。近年來，有關微粒狀污染物對健康所造成的危害，漸漸成為大家注目的焦點。Miguel等(1999)研究指出交通車輛往來所導入大氣中

的道路粉塵，為人體暴露性過敏源之一，其中因大氣總氣懸微粒引起的過敏症，5~12%歸因於揚起的路面粉塵。Tiittanen等(1999)研究指出兒童的呼吸健康與再飛揚起的街塵有密切的關係，尤其小於10 μm之氣懸街塵影響最鉅，Hirsch等(2000)指出暴露於街塵會引起種種過敏，且過高之氣懸街塵濃度將形成不健康的工作環境。Hinds(2002)報告指出在南加州正常人在戶外每次呼吸，吸進超過千萬個粗微粒及細微粒，而微粒粒徑及它們的化學組成成分對人體健康息息相關。

人類處於室內的時間隨著都市化發展程度而越來越長，根據Dockey等(1981)、Repace(1982)、Lebowitz等(1984)及Lanchenmyer與Hidy(2000)研究發現一般民眾停留在室內環境的時間長達70~90%以上，其中以停留居家環境占60%，尤其老人、幼童及生病者等停留室內時間經常超過90%以上。因人們停留居室時間長，室外氣懸微粒藉由氣流傳輸進入室內，而室內空氣品質好壞將直接影響人體健康，因此，室內空氣品質的重要性在近十年逐漸受到重視。室內不良的空氣品質、室內的氣懸微粒及通風不良都是可能造成所謂「病態建築症狀」(Sick Building Syndrome, SBS)的原因，其中室內氣懸微粒是造成SBS的重要原因，也嚴重危害居處室內的人體健康。室內氣懸微粒可能會沈積在室內空調的風管表面、或是器物表面，也會隨著室外氣流在建築中被傳輸，因此譬如在醫院及交通壅塞路段建築物，氣懸微粒常會造成隱而不見的問題。根據Nazaroff等(1990)及Xu等(1994)，針對煙草在燃燒後產生的微粒(粒徑約在0.1 μm~1.0 μm)，量測一個單區間內煙草微粒

的沈積與微粒濃度，結果發現在一般氣流通風率情況下，大量煙草微粒會沈積在區間內的表面，而這些沈積下來的微粒，很可能因為氣流擾動而再度飛揚至空氣中，成為二次微粒污染源。Byrne 等(1993)利用中性放射同位素，量測雙區間建築物內氣懸微粒沈積率，結果發現針對粒徑大小相同之微粒，區間內設置家具時其沈積率高於未設置家具。根據 Riffat 及 Cheong (1992)，量測氣體之室內外交換率微粒的交換率。Lu 及 Howarth (1995) 與 Howarth 及 Lu (1995)以計算流體動力學為研究方法，模擬在單區間內氣懸微粒空間分佈，研究結果發現微粒粒徑與通風情形是影響微粒沈積的主要因素，而主要影響室內空氣品質則為懸浮在空氣中的微粒。

前述室內外空氣中的氣懸微粒隨著氣流透過呼吸作用而進入人體，經長時間的累積，對人體健康的影響卻不可忽視。當進入人體的微粒無法經由呼吸系統的自清機制被清除，可能會沈積在傳導呼吸道並阻礙肺部正常的自清機制，或者沈積於肺部深處，在連續長年的暴露下，最終導致慢性堵塞肺部疾病、肺氣腫或肺炎的發生。Honey 及 McQuitty(1997)指出氣動直徑大於 $10\ \mu\text{m}$ 的氣懸街塵會累積於鼻腔道， $5\sim 10\ \mu\text{m}$ 的氣懸街塵會累積於上呼吸道，小於 $5\ \mu\text{m}$ 的氣懸街塵將到達肺組織，對人體產生傷害。Schwartz 等(1993、1994a、1994b)與 Dockery 及 Spengler(1981a, 1981b)指出，大於 $20\ \mu\text{m}$ 的粒子幾乎 100%在鼻腔內或上呼吸道內因撞擊作用速度減低附著在呼吸道上而被除去， $5\ \mu\text{m}$ 粒子有 95%左右因撞擊而停留於較大支氣管上，尤其支氣管分歧的地方， $1\sim 5\ \mu\text{m}$ 粒子通常沉降在細支氣管及細支氣管

間，因細支氣管小粒子速度減慢容易沉降，小於 $0.1\ \mu\text{m}$ 則靠布朗擴散作用到肺泡內，因肺泡內距離短小，容易沉著於肺泡上，然而小於 $10\ \mu\text{m}$ 氣懸街塵可達人體呼吸道，對主支氣管造成黏膜增生，引起支氣管抽筋、抑制深呼吸，低濃度的微粒可導致慢性支氣管炎、細支氣管擴張，小於 $1\ \mu\text{m}$ 以下將沉積於肺泡組織，易肺氣腫並破壞肺泡。

從生態工程、環境永續發展的觀點而言，植物對環境的益處是功不可沒的，從節約能源、冷卻、減少空氣污染物、防止水患、供給氧氣及減少噪音等，不論直接或間接都成為維持地球生態所不可或缺的重要角色。隨著永續綠建築之蓬勃發展，目前已有許多都會區建築物及鄉村地區生物生產設施運用綠植栽帶進行生態工程設計。一般廣泛被使用的綠植栽帶種類可區分為防風植栽 (shelterbelts)、綠籬 (green embankments)、防風柵 (windbreaks) 等，對地表風場的影響有遮蔽、滯滯、導引等效果，其作用則視綠植栽帶的幾何形狀 (geometry)、光學孔隙率 (optical porosity)、風速 (wind speed)、風向 (wind direction)、周遭環境之地形 (surrounding topography) 等因素有關，申請人在過去兩年國科會計畫補助下，曾進行一系列綠植栽帶防風效果之數值與風洞試驗研究。

因此，若能從生態工程的觀點，進一步進行室內外氣懸微粒之移除與控制，以防風功能為主所種植的綠植栽帶可被用於保護下風處的建築物，免於受到隨著氣流挾帶而來的微粒所侵害。依據蔡(1996)評估，一棵 6 公尺高含 10 萬片樹葉之榕樹，在以鐵弗龍濾紙模擬對微粒之吸附量下，每年約可沈積之微粒重約為 4.0~6.6 公斤，若一環保公園種有

200 棵榕樹，一年可吸附之微粒約為 1 公噸。張(1997)進行不同綠化樹種對都市落塵與懸浮微粒滯留之差異研究，其研究結果指出台灣常見綠化樹種以榕樹、構樹、水黃皮、茄冬、杜鵑之滯塵力為最佳。Albroton 等(1987)指出，植物葉子表面可攔截直徑 1~50 μm 的懸浮微粒，而植物攔截氣懸微粒的影響因素主要有：(1)氣懸微粒的大小、形狀、濕度及其表面結構。以尺寸而言，大的氣懸微粒比小的氣懸微粒更容易被去除，而微粒表面越複雜則其沈降速度為慢，因此更不易被去除；(2)植物攔截面之大小、形狀及其表面結構。植物一般直接去除氣懸微粒的部位為葉面，葉面越大、越粗糙或較濃密之數目則有較高的去除效率，而粗糙度視葉脈多寡而定，葉脈越多則表示粗糙度越大；(3)植物周圍之微氣象。若植物周圍微氣象為紊流可增加去除氣懸微粒的效率，而植物表面之粗糙度會影響微氣象的流況，因此若葉面粗糙度越大則周圍之流況就越亂，將可幫助氣懸微粒的去除。換言之，若以環境永續發展的觀念，利用綠植栽帶之遮蔽、滯留、導引等效果，達到空氣污染淨化的目的極具其研究價值。

藉由慣性衝擊、攔截、重力沈降及布朗擴散等四種機制，綠植栽帶可有效地在下風遮蔽區降低從上風氣流挾帶而來的微粒濃度。目前尚有以下五個有趣的問題需待吾人進行定量化(quantitative)的探討。第一，有多少比例的微粒能被綠植栽帶滯留而沈積在植栽帶內(包括葉面與地面)?第二，被綠植栽帶滯留下來的微粒，有多少比例是藉由慣性衝擊、攔截、重力沈降及布朗擴散等不同機制沈積?第三、隨著氣流穿越過綠植栽帶的微

粒，其濃度及粒徑分佈與上風入流處有何不同?第四、綠植栽帶對建築物室內外環境微粒傳輸有何影響?第五、綠植栽帶滯留前後的粗細微粒對建築物室內外居民的呼吸道沉積有何關聯性與差別?上述之問題由於牽涉複雜，必須藉由現地試驗、實驗室環境氣候箱實驗及數值電腦模擬三管齊下的方式才可解決。例如，估計綠植栽帶所滯留下來的微粒比例，可藉由現地觀察試驗與實驗室環境氣候箱實驗而得，但滯留下來的微粒究竟是由上述何種沈積機制所得，則需以三維度 CFD 電腦數值模擬方可瞭解。

環顧目前文獻，僅有少數學者對上述五個問題個別分開進行研究(Wilson, 1985, 1987; ICRP, 1994; Anjilvel 及 Asgharian, 1995; 蔡, 1996; 張, 1997; Wang 及 Takle, 1997; Patton 及 Shaw, 1998; Zhang 及 Chen, 2000; Asgharian 等, 2001; Liao 等, 2002; Chang, 2002; Chang 等, 2003; Chang 及 Wu, 2003)。Wilson(1985, 1987)與 Wang 及 Takle(1997)採用傳統的 k - ϵ 紊流模式模擬綠植栽帶前後之環境風場; Patton 及 Shaw (1998)、Zhang 及 Chen(2000)、Chang(2002)、Chang 等(2003)與 Chang 及 Wu(2003)採目前較先進之 LES 紊流模式研究防風設施與建築物室內外環境風場; Liao 等(2002)與黃(2003)進行環境氣候箱試驗，探討單區間建築物室內氣懸街塵之移除動態行為; ICRP(1994)、Anjilvel 及 Asgharian(1995) 與 Asgharian 等 (2001)發展人體肺部沈積數學模式; 蔡 (1996)與張(1997)進行現地調查試驗，研究不同綠化植物種類對都市落塵與懸浮微粒滯留之特性。然而，現階段針對綠植栽帶對多區間建築物室內外氣懸微粒之移除與控制研究

中，以生態工法為目的，進行現地試驗、實驗室環境氣候箱實驗及三維度 CFD 電腦數值模擬之研究與發展，統合探討綠植栽帶附近室內外環境懸浮微粒傳輸及對人體呼吸道沉積之影響，目前尚無文獻探討。

本研究將以二年為期，進行綠植栽帶對室內外環境懸浮微粒傳輸及人體呼吸道沉積之影響研究。第一年度首先建立一套三維度環境風場模擬與微粒軌跡追蹤之 CFD 數值模式，並以此模式進行數值境況模擬。第二年度將進行環境氣候箱實驗與綠植栽帶滯留微粒之現地試驗，考慮不同綠植栽帶、通風系統、通風量及微粒導入量之實驗條件所得逐時濃度變化，以驗證第一年所進行之通風空間中室內外氣懸微粒動態行為之三維度數值模式。另外，本研究亦將發展環境氣懸微粒在人體肺部沉積之數學模式，探討綠植栽帶鄰近前後區域氣懸微粒在經由呼吸作用進入人體肺部後的沉積情形。

三、研究方法

本研究第一年度將發展微粒軌跡追蹤之三維模式，模擬綠植栽帶附近之建築物周圍環境風場與氣懸微粒在其間之傳輸、沉降及再分佈，其數值方法包括了二大部分，分別為以尤拉觀點(Eulerian)之環境風場模擬模式及拉格蘭觀點(Lagrangian)之微粒軌跡追蹤模式。環境風場模式係以不可壓縮黏性流體為模式之基本架構，使用有限差分法(FDM)與大漩渦模擬(LES)紊流模式來模擬建築物附近的紊流場，它首先解出風場之速度與壓力分佈，而速度分佈的結果則輸入至微粒軌跡追蹤模式中計算各個微粒的速度、運動軌跡及撞擊點，再藉由追蹤模擬區域裡大量微

粒之運動軌跡，瞭解微粒的空間分佈。計算而得的微粒空間分佈，再將之換算為粒數濃度(count concentration)，並探討綠植栽帶攔截效應與微粒沈積。

1. 綠植栽帶三維室外環境風場模擬模式

綠植栽帶附近之建築物周圍環境風場，由於其風速均在音速的三分之一以內，通常以不可壓縮黏性流體為架構，再以不同的紊流模擬模式進行計算。本研究採用目前工程界最流行的大漩渦模擬(LES)紊流模式來模擬建築物附近的紊流場，其原理是在模擬區域中藉由濾波函數將小尺度渦流濾滯出來，而只留下大尺度渦流，再計算其數值，至於被濾滯的小渦流則會影響到亞格點應力(subgrid stress)的變化。令 \bar{u}_i 和 p 為在 x_i 方向中已濾滯的平均速度及平均壓力，其連續方程式和動量方程式可分別以下二式表示：

$$\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_i} = 0 \quad (1)$$

$$\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial t} + \frac{\partial \bar{u}_i \bar{u}_j}{\partial x_j} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j} \left(\nu + \nu_{sgs} \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} \right) + F_i \quad (2)$$

其中 ρ 代表流體密度、 ν 代表運動黏滯係數、 ν_{sgs} 代表亞格點渦流黏滯係數。(2)式中之倒數第二項為亞格點應力(subgrid stress)，代表紊流渦旋強度， ν_{sgs} 受到網格大小比例及流體應變率之影響，可以下式表示之：

$$\nu_{sgs} = (C_s \Delta)^2 \left[\frac{1}{2} \left(\frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right)^2 \right]^{1/2} \quad (3)$$

其中 $\Delta = (\Delta_x \Delta_y \Delta_z)^{1/3}$ 是網格大小，其定義是空

間差分格點的幾何平均大小值， C_s 是 Smagorinsky 常數，通常介於 0.1 0.2 之間，本模式目前是採用 0.15，為過去模式進行參數驗證之經驗值(Chang, 2002；黃, 2001；郭, 2001；游, 2002)。另外，(2)式中之最後一項為綠植栽帶所受到的阻力，可表示如下：

$$F_i = -C_d a V \overline{u_i} \quad (4)$$

其中 C_d 代表阻力係數、 a 代表植物葉部面積密度(即單位體積內的單面葉部面積)、 V 代表氣流總流速，為一純量。在此三維模式中，假設綠植栽帶在垂直及水平方向上為均勻分佈，因此植物葉部面積密度設為定值，阻力係數則依據風洞實驗結果求得。

根據風洞實驗(Judd 等, 1996)，綠植栽帶的風洞密度是以壓力係數(k_r)表示，壓力係數與壓力之關係式如下：

$$\delta p = \frac{k_r \rho V^2}{2} \quad (5)$$

其中 p 表示氣流在綠植栽帶之前後壓力差。模式中假設綠植栽帶所受到的氣動阻力恰與綠植栽帶前後之壓力差達到平衡及綠植栽帶空間上連續分佈，因此依據 Hoerner(1965)與 Wilson(1985)，壓力係數可表式如下：

$$k_r = 2 \int_0^{\infty} C_d a dx \quad (6)$$

C_d 與 a 隨著綠植栽帶特性不同而不同。

上述的控制方程式無法以數學解析求得，而須以數值方法先進行網格離散，再由網格系統中求解各網格點的速度及壓力。在本研究中，採用有限差分法(finite difference method)進行網格離散與數值計算，控制方程式之對流項是以 3 階上風差分法來求解，擴散項則是用 2 階的中央差分法來求解，時間項用 Adams-Bashforth 法離散，壓力項則化

解為 Poisson 方程式，再以迭代法求得壓力值。在邊界條件方面，主要可分為四個部分，入流邊界風速的速度值設定為指數(power law)分佈且不隨著時間改變，地面邊界設定為不滑動邊界(non-slip condition)，而出流邊界與上空邊界則均設定為速度梯度為零(zero velocity gradient)。另外，風場的初始條件則是設定為零。

2.三維微粒軌跡追蹤模式

微粒軌跡在三維環境風場運動過程中，分別受到微粒在風場中之相對空氣阻力、Saffman 昇力(Saffman's lift force)、重力及布朗作用力(Brownian motion)的影響。微粒運動方程式可依以下方程式表示

$$\frac{du_i^p}{dt} = \frac{1}{\tau} (u_i - u_i^p) + \frac{2Kv^{1/2}d_{ij}}{Sd(d_{ik}d_{kl})^{1/4}} (u_j - u_j^p) + g_i + n_i(t) \quad (7)$$

與

$$\frac{dx_i}{dt} = u_i^p \quad (8)$$

其中， u_i 為流體的瞬時速度， u_i^p 為微粒速度， x_i 為微粒座標， t 為時間， d 為微粒粒徑， S 為微粒密度與周圍流場流體密度的比值， g_i 為重力加速度， $n_i(t)$ 為單位質量受到的布朗作用力(Brownian force)， τ 為動力黏滯係數， $K(=2.594)$ 為 Saffman 昇力常數。 τ 為微粒的放鬆時間，表示如下：

$$\tau = \frac{Sd^2C_c}{18\nu} \quad (9)$$

其中 C_c 為 Stokes-Cunningham 滑溜修正係數，表示如下：

$$C_c = 1 + \frac{2\lambda}{d} (1.257 + 0.4e^{-1.1d/2\lambda}) \quad (10)$$

(10)式中 λ 為空氣分子的平均自由行徑， d_{ij} 為流體形變率張量(deformation rate

tensor)，定義如下：

$$d_{ij} = \frac{1}{2}(u_{i,j} + u_{j,i}) \quad (11)$$

(7)式中等號右邊第一項代表微粒與流體間的相對速度造成的拖曳阻力，第二及第三項分別表示 Saffman 昇力與重力，最後一項表示布朗作用力。Saffman 昇力的影響在剪力作用很大與微粒粒徑較大的情況時，有較顯著的影響。針對粒徑小於 $1.0\mu m$ 的微粒，布朗作用力特別重要，本研究在此利用高斯白噪音隨機歷程模擬(Gaussian white noise random process)。

求解(7)式及(8)式必須配合從前一節所述及的風速度場中(1)式及(2)式求解之流體瞬時速度。本研究使用 4 階 Runge-Kutta 法來求解每個微粒在每個時間的速度及其軌跡。軌跡的計算係從一開始釋放時就追蹤，直到微粒碰到地面或是建築物表面方才停止。藉由在相同高度但不同水平位置釋放大量的微粒，每個案例至少釋放追蹤 1000 顆微粒以上，且流況愈複雜，追蹤微粒增加愈多，再追蹤其傳輸軌跡、沉降及再分佈路徑，並將每個計算所得之微粒軌跡路徑加以統計，即可計算建築物附近微粒的空間分佈。

在目前研究中，假設微粒運動過程中一直維持球狀，且其粒徑不變。因此在相同的環境風場之下，由於微粒所承受之相對空氣阻力及重力僅為微粒直徑的函數，使得相同粒徑的微粒，其運動軌跡應為相同。此外，本研究同時假設建築物附近的紊流場不會受到微粒的運動而有任何影響，使得紊流場與微粒運動間之關係為單向的，這也意味著在微粒降落期間，微粒的體積相對於大氣空間是可以忽略的。

四、模式驗證

1. 三維室外環境風場驗證

本研究在尚未進行建築物環境風場流況模擬之前，首先與風洞量測實驗(Castro 及 Robins, 1977)數據進行驗證比較。此實驗中為放置一邊長為 0.2m 之正立方體於風洞中，此邊長 0.2m 之正立方體使流場在邊界產生約 2m 高之邊界層，正方體之迎風面與吹入氣流方向互相垂直，此氣流速度在 0.2m 高之平均速度為 7.5m/s。風洞內之氣流速度剖面以對數風速剖面來描述，其式如下：

$$\frac{U}{U_*} = \frac{1}{K} \ln\left(\frac{z-d}{z_0}\right) \quad (12)$$

其中 U 為風速(m/s)， U_* 為剪力速度(m/s)， K 為 Von-Karman constant(=0.41)， z 為垂直高度(m)， z_0 為粗糙長度(m)， d 為零位移面之高度(m)。Robins and Castro(1977)指出，粗糙長度為 4mm 及零位移面之高度為 2m。此外，在正立方體的高度，氣流方向的紊流強度(I_u) 為 26.5%。

三維室外環境風場驗證的模擬計算域如圖 1 所示，切割之網格數在縱向、橫向及垂直方向分別為 $50 \times 41 \times 21$ 。圖 2 為由本三維數值模式模擬之正立方體後方 0.5 個立方體高度距離之平均風速結果與實驗結果比較。圖中顯示兩者結果十分吻合，故透過風洞實驗的驗證可證明本數值模式在建築物環境風場中境況模擬的準確性。

2. 三維室內環境風場驗證

一般室內風場其雷諾數在 5000 10000 之間，層流與紊流兩種流況會同時存在；室外流場之風速較大，其雷諾數較室內大許多，流況可視為完全發展的紊流場，雷諾數

在 10^6 - 10^7 以上。由於室內與室外風場型態不同，因此在模擬室內外環境風場時，本研究使用利用濾波動力亞格點尺度 (filtered dynamic subgrid-scale, FDS)，以解決亞格點尺度(SS)無法準確模擬室內低風速風場之缺點。在模式驗證方面，採用 Nielsen 等(1978)之實驗結果作比對，其實驗之區間幾何尺度如圖 3。數值模式參數中，雷諾數為 5000，無因次之長度尺度為 1。計算域的網格建立，其無因次化的網格大小為 0.06，總網格數為 99200。無因次化後之 time step 為 0.02。圖 4 為區間內中心點之平均速度隨高度變化之曲線，比較實驗結果、SS 模式及 FDS 模式結果之差異，結果可見 FDS 模式與實驗結果十分吻合。另外，針對 SS 模式模擬室內風場，改變 Smagorinsky 常數(C_s)從 0.16 增加為 0.2，並無法提高模擬結果準確度。可見動能並未因 C_s 變大而增加，這是因為亞格點模式的渦流黏滯性除了與 C_s 有關，同時也與流體應變率及濾波函數有關。當流體應變率較小時，增加 C_s 的值並無法對流場計算結果有明顯的影響。室內之風場由於邊界效應明顯及同時有層流與紊流存在，SS 模式之結果無法合理描述實際風場，因此建議採用 FDS 模式。

3. 綠植栽帶之防風效果驗證

在 CFD 模式與實驗數據驗證成功，此一前提下，使用 CFD 模擬綠植栽帶之防風效果較以風洞試驗的方式為便宜、簡便，模式可依不同防風設施幾何形狀、透風度(水平剖面、垂直剖面)、氣象條件(風速、風向)、周遭環境之地形等進行數值境況模擬。因此，為了確保 CFD 模式的準確可靠，必須進行模式驗證。圖 5c 為以圖 5a 及圖 5b 之綠植栽帶

配置與網格點，並將水平剖面透風度設定為 30%，所計算而得的在 $Z=0.4H$ 高度時，其減風係數對整個水平距離之關係圖。由此圖可知，設施的背風面 5H 距離左右，減風效果最好，其後至 30H 處風速已逐漸恢復。另外，圖中並將(Wilson, 1985)之風洞試驗資料繪入比較，數值模擬結果與風洞試驗十分吻合。

五、模擬結果與討論

本研究針對台灣較為常見之室內多區間隔間方式，模擬其室內三維環境風場。模擬案例之建築物的長、寬、高分別為 10m、10m、4.5m，其中分為五個區間，分別為客廳、廚房、浴室及兩間臥房。本案例設定面向建築物大門為迎風面，因此臥房一的窗戶及客廳在迎風面的窗戶設定為入流邊界，入流風速為 0.2ms^{-1} ，室內換氣率為 5ACH(ACH 代表一小時置換相當室內體積空氣量之次數)。室內區間廚房、浴室及兩間臥房各有一扇門，其尺寸皆為寬 1.0m、高 1.8m，模式中室內門皆設定為全開。

為了比較分析室內無隔間與多區間之環境風場，本研究在模式應用案例中，首先針對室內無隔間之窗戶開口全開案例進行模擬，與室內多區間之窗戶開口全開案例作比較。此建築物室內無隔間，長、寬、高與前述建築物相同，如圖 6 所示，並設定迎風面有兩個入流窗口及四個出流窗口，入流風速為 0.2ms^{-1} ，室內換氣率亦為 5ACH。此外，針對室內多區間案例之不同窗戶開口開關方式進行模擬，窗戶開口開關方式分為全開通風(圖 7)、兩側通風(圖 8)、貫穿通風(圖 9)、交叉通風(圖 10)及短路通風(圖 11)。

室內之環境風場隨著不同窗戶開口之開

關方式差異性很大。為了方便表現流場現象,則選擇具代表性之切平面(1.6m及2.35m)作討論。圖6至圖11分別為室內無隔間案例及室內多區間案例之不同窗戶開口開關方式之的平均開口通風量示意圖、流線圖(1.6m及2.35m)、速度等值圖(1.6m及2.35m)及亂流強度大小(RMS velocity magnitude)等值圖(1.6m及2.35m)。其中,考慮在1.6m切平面位置,主流方向速度分量(y-velocity)明顯,因此1.6m切平面以主流方向速度分量速度等值圖表示,而在2.35m切平面以速度強度(mean velocity magnitude)等值圖表示之。

從圖6b中可知,無隔間案例中央有兩個非常明顯且其旋轉方向相反之漩渦,這是因為入流氣流流至室內背風面牆壁,受到阻礙效應而產生。圖6d為主流方向速度分量之等值圖(1.6m之切平面),可見入流因室內無隔間造成阻礙,形成如射流(jet flow)形式進入室內,此外左側射流較右側結構較完整,這是因為部分右側氣流先從右側窗戶開口流出室內。從圖6f及圖6g中可知,亂流強度在1.6m及2.35m之切平面皆在靠近出流窗戶開口較大。比較圖6及圖7,可知室內多區間風場較無隔間風場的流況複雜許多。

在兩側通風案例中,由於背風面窗戶開口關閉,造成氣流不易進入背風面區間,背風面區間之氣流速度相對較小(見圖8d及圖8e),而其亂流強度亦小(見圖8f及圖8g),所以通風開口通風量小(見圖8a),判斷背風面之室內區間有較差的換氣效果。亂流強度在靠近兩側窗戶開口處較大(見圖8f及圖8g)。

貫穿通風案例在兩側之窗戶開口關閉,因此其風場較全開通風風場之流況單純,從其流路可見其氣流亦可抵達室內各區間,但

浴室較全開通風略差(見圖9b及圖9c)。貫穿通風案例流況較單純,氣流流路亦較明顯,因此背風面區間換氣情況為所有案例中較佳情況。

在交叉通風案例中,只關閉左側浴室之窗戶開口,因此浴室之換氣情形最差。此外,比較貫穿通風案例及交叉通風案例,發現交叉通風案例多開了一個窗戶開口,右側氣流在流至廚房前,部分氣流已由右側客廳窗戶流出室內,因此反而造成背風面之廚房區間內的主流方向速度分量減小(見圖9d及圖10d),速度強度亦減小(見圖9e及圖10e)。在短路通風案例中,出流窗戶開口只開啟右側客廳之窗戶開口一,因此除了迎風面室內區間有較強之氣流流通外,其它區間通風情況差(見圖11e)。

圖12a至圖12c分別是全開通風案例中PM1、PM2.5與PM10在各區間之質量濃度隨時間變化走勢圖。由圖中可以明顯看出PM10在微粒軌跡追蹤時間達到10分鐘左右,其各區間的微粒質量濃度將趨近於零,而更深入分析PM1與PM2.5時,發現小微粒的質量濃度隨著追蹤時間增加時,並沒有像PM10的微粒質量濃度下降的如此急遽,這是因為PM1的小微粒隨著室內環境風場之循環渦流到處亂竄,而大微粒則是隨著主要氣流往出流口流出較為頻繁。但是PM1與PM2.5的微粒質量濃度相較於PM10而言顯得量小。其他案例之氣懸微粒質量濃度變化圖因篇幅之關係,無法在本文述及。

六、結論

1. 本研究以數值模擬結果比較風洞實驗資料,結果發現LES紊流模式具非等向性

渦漩，模擬所得之結果與實驗值差距甚小。

2. 本研究之室內多區間三維環境風場紊流模式可求解平均流場及瞬時流場，因此可以詳盡地分析紊流場的流況。
3. 針對台灣較為常見之室內多區間案例，以不同窗戶開口開關方式進行模擬，窗戶開口開關方式分為全開通風、兩側通風、貫穿通風、交叉通風及短路通風。分析結果發現貫穿通風案例有較佳之通風效果，且背風面窗戶開關直接影響室內通風情況。
4. 氣懸微粒在不同窗戶開口開關方式之比較下，發現全開通風是所有案例中，最能有效排除多區間建築物室內氣懸微粒之通風策略，當微粒軌跡追蹤時間達 10 分鐘時，其各區間的微粒質量濃度介於 $0.31 \sim 4.77 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 相對於室內氣懸微粒排除率最差的是短路通風的 $0.42 \sim 9.69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。所以當室內佈滿氣懸微粒時，選擇窗戶全開的通風方式將能快速排除室內的氣懸微粒污染，而應避免只開通道狹窄的窗戶，如浴室。

七、參考文獻

1. 蔡春進，1996，環保公園對空氣品質的改善效益評估。行政院環保署科技計畫期末報告。
2. 張育森，1997，綠化數種篩選之研究 - 綠化植物對都市落塵與懸浮微粒滯留及抗性之比較研究。行政院環保署科技計畫期末報告。
3. 環保署，2002，空氣污染物濃度測值彙總月報。<http://www.epa.gov.tw/>
4. 黃美玉，2003，通風空間中室內氣懸街塵移除動態行為，國立台灣大學生物環境系統工程學研究所博士論文。
5. Albritton, D., Fehsendeld, F., Hicks, B., Miller, J., and Liu S., 1987. Atmospheric Processes and Deposition. Interim Assessment, Vol. 3, pp 37-59, National Acid Precipitation Assessment Program, Washington DC, USA.
6. Anjilvel, S., and Asgharian, B., 1995. A multiple-path model of particle deposition in the rat lung. *Fundam. Appl. Toxicol.*, 28, 41-50.
7. Asgharian, B., Hofmann, W., and Bergmann, R., 2001. Particle deposition in a multiple-path model of the human lung. *Aerosol Science and Technology*, 34, 332-339.
8. Byrne, M.A., Lange, C., Goddard, A.J.H., and Reed, J., 1993. Indoor aerosol deposition measurements for exposure assessment calculations. *Indoor Air*, 13, 415-419.
9. Chang, T.J., 2002. Numerical evaluation of the effect of traffic pollution on indoor air quality of a naturally ventilated building. *J. of the Air & Waste Management Association*, 52, 1163-1174.
10. Chang, T.J., Huang, M.Y., Wu, Y.T., and Liao, C.M., 2003. Quantitative Prediction of Traffic Pollutant Transmission into Buildings. *J. Environ. Sci. Health*, A38, 6, 999-1014.
11. Chang, T.J., and Wu, Y.T., 2003. Wind-Driven Rain Trajectories around Street Canopies. *Journal of the American Water Resources Association*. (Accepted)
12. Dockery, D.W., and Spengler J.D., 1981a. Indoor-outdoor relationships of respirable sulfates and particles. *Atmos. Environ.*, 15, 335-343.
13. Dockery, D.W., and Spengler J.D., 1981b. Personal exposure to respirable particulates and sulfates. *J. Air Poll. Control Assoc.*, 31, 153-159.
14. Hinds, W.C., 2002. Particulate air pollution. <http://www.ioe.ucla.edu/publications/report01/ParticulateAirPollution.htm>.
15. Hirsch, T., Neumeister, V., Weiland, S.K., von Mutius, E., Hirsch, D., Grafe, H., Duhme, H., and Leupold, W., 2000. Traffic exposure and allergic sensitization against latex in children. *J. Allergy Clinic. Immun.*, 106, 573-578.

16. Honey, L.F., and McQuitty, J.B., 1979. Some physical factors affecting dust concentrations in pig facility. *Can. Agric. Eng.*, 21, 9-14.
17. Howarth, A.T., and Lu, W., 1995. Modeling of aerosol particle distributions in rooms. *Aerosol Technology Conference*, Birkbeck College, London, U.K., Nov. 18.
18. International Commission on Radiological Protection, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. *Annals of the ICRP*, Publication 66, Elsevier Science, Inc., Tarrytown, NY.
19. Jones, J., and Whittle, G.E., 1992. Computational fluid dynamics for building air flow prediction-current status and capabilities. *Building and Environment*, 27(3), 321-338.
20. Lanchenmyer, C. and Hidy G.M., 2000. Urban measurements of outdoor-indoor PM_{2.5} concentrations and personal exposure in the deep south. Part I pilot study of mass concentrations for nonsmoking subjects. *Aerosol Sci. and Technol.*, 32, 34-51.
21. Lebowitz, M.D., Corman, G., Rourke O. and Holberg C. J., 1984. Indoor-Outdoor air pollution, allergen and metrological monitoring in an Arid Southwest area. *J. Air Pollution Control Association*, 34, 1036-1038.
22. Liao, C.M., Huang, M.Y., Chen, J.W., and Chang, T.J., 2002. Removal dynamics of airborne road dust in a ventilated airspace. *J. Environ. Sci. Health*, A37, 6, 1009-1027.
23. Lu, W., and Howarth, A.T., 1995. Indoor aerosol particle deposition and distribution: Numerical analysis for a one-zone ventilation system. *Journal of BSER&T*, 16(3), 141-147.
24. Miguel, A.G., Cass, G.R., Glovsky, M.M. and Weiss. J., 1999. Allergens in paved road dust and airborne particles. *Environ. Sci. Tech.*, 33, 4159-4168.
25. Nazaroff, W.W., Ligock, M.P., Ma, T., and Cass, G.R., 1990. Particle deposition in museum: Comparison of modeling and measurement results. *Aerosol Science and Technology*, 13, 332-348.
26. Patton, E.G., and Shaw, R.H., 1998. Large-Eddy Simulation of Windbreak Flow. *Boundary-Layer Meteorology*, 87, 275-306.
27. Repace, J. L., 1982. Proceeding of indoor air pollution. *Environ. Int.*, 8, 21-36.
28. Riffat, S.B., and Cheong, K.W., 1992. Measurement of ventilation and aerosol particles in buildings. *Applied Energy*, 40(1), 21-29.
29. Schwartz, J., 1994a. Air pollution and daily mortality: a review and meta analysis. *Environ. Res.*, 64, 36-52.
30. Schwartz, J., 1994b. Air pollution and hospital admissions for the elderly in Birmingham, Alabama. *Am. J. Epidemiol.*, 139, 589-598.
31. Schwartz, J., 1993. Particulate air pollution and chronic respiratory disease. *Environ. Res.*, 62, 7-13.
32. Tiittanen, P., Timonen, K.L., Ruuskanen, J., Mirme, A. and Pekkanen, J., 1999. Fine particulate air pollution, resuspended road dust and respiratory health among symptomatic children. *Eur. Respir. J.*, 13, 266-273.
33. Wang, H., and Takle, E.S., 1997. Momentum budget and shelter mechanism of boundary-layer flow near a shelterbelt. *Boundary-Layer Meteorology*, 82, 417-435.
34. Wilson, J.D., 1985. Numerical studies of flow through a windbreak. *J. Wind Eng. Ind. Aerodyn.*, 21, 119-154.
35. Wilson, J.D., 1987. A second-order closure model for flow through vegetation. *Boundary-Layer Meteorology*, 42, 371-392.
36. Xu, M., Nematollahi, R., Sextro, G., Gadgi, A.J., and Nazaroff, W.W., 1994. Deposition of tobacco smoke particles in a low ventilated room. *Aerosol Science and Technology*, 20, 194-206.
37. Zhang, W., and Chen, Q., 2000. Large eddy simulation of indoor airflow with a filtered dynamic subgrid scale model. *Int. J. Heat Mass Transfer*, 43(17), 3219-3231.