



通風空間中室內氣懸街塵移除之動態模擬

Removal Dynamics of Indoor Airborne Road Dust in a Ventilated Airspace

中國科技大學室內設計系
助理教授

黃美玉

Mei-Yu Huang

國立台灣大學生物環境系統
工程學系教授

廖中明

Chung-Min Liao

國立台灣大學生物環境系統
工程學系副教授

張倉榮

Tsang-Jung Chang

摘 要

本研究將通風空間內部視為完全混合，推導通風空間中室內氣懸街塵移除機制之動態方程式，其中考慮紊流膠結(turbulent coagulation)、紊流擴散附著(turbulent diffusive deposition)、重力沉降(gravitational sedimentation)及氣流型態等作用，描述室內氣懸街塵之移除動態行為。以台灣北部都市地區之街塵為對象，運用室內氣懸街塵移除動態方程式模擬六組空間系統，其中四組採位移式系統(displacement system)和二組採短循環式系統(short-circuiting system)，並以兩種通風量(210 及 105 cm^3s^{-1} ，空氣交換率為 1.04 及 0.52 h^{-1})及兩種微粒產生量(0.1 及 0.05 g min^{-1})進行模擬。

模擬結果顯示台灣北部都市地區(古亭測站)，氣懸街塵對數常態分布幾何平均粒徑為 1.01 μm ，及幾何標準偏差為 2.59。當通風量為 210 及 105 cm^3s^{-1} ，微粒產生量為 0.1 及 0.05 g min^{-1} 時，位移式及短循環式通風系統之累積氣懸街塵濃度範圍分別為 64.28~237.38 及 94.72~356.00 $\mu\text{g m}^{-3}$ 。對應比較得知位移式之累積氣懸街塵濃度較短循環式通風系統低，因此位移式較短循環式通風系統能有效移除氣懸街塵。

本研究同時進行模式靈敏度分析，當氣動直徑為 1.01 μm 時，考慮三種通風量分別為 105、210 及 315 cm^3s^{-1} (空氣交換率為 0.52、1.04 及 1.56 h^{-1})，對模式參數進行靈敏度分析，分析結果顯示通風量為影響最鉅之參數。當通風量為 105、210 及 315 cm^3s^{-1} 時，皆顯示紊流膠結對移除影響較大，紊流擴散附著及重力沉降則次之。本研究結果，期能對都會住宅室內空間之環境設計有所貢獻。

關鍵詞：街塵，通風，紊流膠結，紊流擴散附著，重力沉降。

ABSTRACT

The main purpose of this research is to derive a dynamic equation for describing the removal mechanisms of airborne road dust from a ventilated airspace. This proposed dynamic equation simultaneously takes into account the removal effects of three dimensionless parameters, turbulent coagulation (*TC*), turbulent diffusive deposition (*TD*), gravitational sedimentation (*GS*), and airflow pattern within a ventilated airspace. One set of road dust collected from urban area situated in northern Taiwan. Four displacement associated with two short-circuiting ventilation system modes were conducted in the modeling simulation. Two airflow rates (210 and $105 \text{ cm}^3\text{s}^{-1}$, $\text{ACH}=1.04$ and 0.52 h^{-1}) with two road dust generation rates (0.1 and 0.05 g min^{-1}) were employed to perform the modeling simulation of the mass concentration of airborne road dust. Results show that there is no significant variation for particle size distributions of the road dust samples obtained from urban area in northern Taiwan, whereas both followed a lognormal distribution with average geometric mean diameter of $1.01 \mu\text{m}$ and geometric standard deviation of 2.59 . Sensitivity analysis of model parameters reveals that airflow is the dominant parameter in the model. Sensitivity analysis shows that *TC* is the dominant parameter among *TC*, *TD* and *GS* as the airflow rate is 105 , 210 and $315 \text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ ($\text{ACH}=0.52$, 1.04 and 1.56 h^{-1}). The results of modeling simulation also demonstrate that cumulative mass concentrations of airborne road dust in displacement and short-circuiting ventilation systems are $64.28\text{--}237.38$ and $94.72\text{--}356.00 \mu\text{g m}^{-3}$, respectively, under airflow rate of 210 and $105 \text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ with road dust generation rate of 0.1 and 0.05 g min^{-1} , indications cumulative mass concentration in displacement system is lower than that in short-circuiting system. Moreover, the cumulative mass concentrations under airflow rate of $210 \text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ are lower than that under $105 \text{ cm}^3\text{s}^{-1}$, in both displacement and short-circuiting ventilation systems. Results also demonstrate that the removal efficiency of displacement ventilation system is higher than that of short-circuiting one. Results obtained from this research are expected to offer designers a control strategy for removal of indoor concentrations of airborne road dust from a ventilated airspace.

Keywords: Road dust, Ventilation, Turbulent coagulation, Turbulent diffusive deposition, Gravitational sedimentation.

一、前言

依環保署(2002)街道污染物監測資料分析，台灣地區最主要的空氣污染物為 PM10，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 月平均濃度顯示並未超過空氣品質指標值($150 \mu\text{g m}^{-3}$)，至於日平均濃度超過空氣品質

指標值天數不多，可是每天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 $125 \mu\text{g m}^{-3}$ 達 9-10 小時。甚至春季的砂塵暴氣懸微粒 PM10 濃度值可達 $600 \mu\text{g m}^{-3}$ ，高出空氣品質指標數倍之多。

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，其中因大氣總懸浮微粒引起的過敏症，5~12%歸因於揚起的道路粉塵。Tiittanen 等(1999)

研究指出兒童的呼吸健康與再揚起的街塵有密切的關係，尤其小於 $10\mu\text{m}$ 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。

根據 Dockey 等(1981)、Repace(1982)、Lebowitz 等(1984)及 Lanthenmyer 與 Hidy(2000)研究發現一般民衆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，街塵藉由氣流流動帶入室內，將對居住者產生危害。

降低氣懸街塵濃度可採街塵收集器，經由氣旋移至一乾式微粒濾材，考量濾媒、單元的尺寸及消耗的能量等，然此種氣懸街塵移除的方法費用非常昂貴。且街道環境中，有許多影響街塵的逸散因子(emission factor)，包括街塵含水量、風速、擾動力等(Sanders 等，1997、Tsai 等，1998 及 Cheng 等，1998)實難克服。室內環境中，可藉由通風及沉降作用移除外來之氣懸街塵。因此對通風空間中室內氣懸街塵排除的研究，至為重要。

Friedlander(1977)、Okuyama 等(1980)、Rogge 等(1996)、Kleman 與 Cass(1998)、Wang 等(1999)、Laio 與 Singh(1998)及 Laio 等(2000)學者提出有關氣懸微粒移除模式理論。Friedlander (1977)指出動態方程式結合 Navier-Stokes 方程式，可說明微粒及氣流之分布，但求解極為困難。並提出藉由觀察環境氣候箱內氣懸街塵質量濃度的改變及粒徑分布之研究。但這些結果是在特定情況所進行，缺乏在不同通風系統中氣懸微粒動態行為的預估。對多種不同進風口及出風口的通風系統而言，此問題變得更為困難。對台灣都市地區住宅而言，目前並無建構完整的通風空間中氣懸街塵特性之相關研究，尤其北部都會地區鮮少論及，其研究範圍大多偏向化學成分的分析。

因此本研究發展氣懸街塵濃度在通風空間中受到紊流膠結、紊流擴散附著、重力沉降及通風氣流等作用時，移除動態行為之模擬方法。針

對台灣北部都市地區街塵，以數種通風型態進行模式模擬，得知氣懸街塵質量濃度的變化及粒徑分布特性，研究成果期望對都會地區住宅室內空間之環境設計有所貢獻。

二、模式結構

本研究推導氣懸街塵在通風空間中濃度變化動態方程式，考慮因素流膠結、紊流擴散附著、重力沉降及氣流模式等作用獲得或損失之機制，且視通風空間邊界系統，如牆、地板及天花板之外殼組成，求出氣懸街塵在室內空間之逐時質量濃度，依模式假設、數學模式及模式分析分述如下。

2.1 模式假設

推導氣懸街塵在通風空間中逐時濃度變化方程式之假設以簡化物理特性。

1. 質量平衡為區間模式基本假設，即對於每一區間進與出微粒濃度會達平衡。
2. 由室外導入通風空間的街塵，除了邊界層(boundary layer)(在對流擴散運動中，接近平面之小區域內，濃度梯度急遽降低，其速度梯度亦減低。這梯度發生之地區，通常稱為邊界層)外，街塵在通風空間中各區間的濃度是完全混合。
3. 在通風空間中粒子無氣相轉固相的發生。氣相轉固相的發生，必須超過飽和到可凝結的程度，且粒子需成小的粒子群，以此為核心凝結，其與熱力學的相關性不在本研究範圍中。
4. 除重力外，無外力作用於微粒。
5. 微粒以氣動直徑表示，原因一為儀器以氣動直徑表示，二為氣動直徑以密度 1g cm^{-3} 計算，較易求得相對直徑。
6. 微粒假設為電中性，因大部分的粒子都帶有一些電荷，受許多外在因素影響，這些電荷可在粒子間交互傳遞，使粒子獲得或失去電荷，對電荷現象的許多研究(如粉塵爆炸及其粒子運動)，迄今仍不甚明瞭，目前瞭解其對通風空間中移除機制，影響非

常小。

7. 兩個微粒碰撞結合後的新球體質量等於這兩個微粒質量之和。
8. 假設微粒沉降至地面，便附著於地面上，無再飛揚現象。

2.2 數學模式

Greenfield 等(1971)、Friedlander (1977)、Okuyama 及 Kousaka (1977)、Davies(1996)及 Liao 等(2000；2001)學者運用此質量平衡模式描述由於紊流膠結(TC)、紊流擴散附著(TD)、重力沉降(GS)及通風氣流作用之下，逐時變化的氣懸街塵特性(圖 2.2.1)。利用此質量平衡模式，描述在通風空間中的氣懸街塵動態行為方程式如下所示：

$$\frac{dn(r,t)}{dt} = \frac{1}{2} \int_{\rho=0}^{\rho=r/2^{1/3}} K\left(\left(r^3 - \rho^3\right)^{1/3}, \rho\right) n\left(\left(r^3 - \rho^3\right)^{1/3}, t\right) n(\rho, t) \left(\frac{r}{\left(r^3 - \rho^3\right)^{1/3}}\right)^2 d\rho - \int_0^\infty K(r, \rho) n(r, t) n(\rho, t) d\rho - (D(r) + \varepsilon) \frac{S}{\delta V} n(r, t) - \frac{U_s(r)}{H} n(r, t) - \frac{Q}{V} n(r, t) + \frac{G(r, t)}{V} \dots\dots\dots(2.1)$$

方程式(2.1)左式可描述為在通風空間中，於時間 t 時，微粒半徑 r 之氣懸街塵濃度變化。方程式(2.1)右式前兩項分別代表，兩個微粒由於紊流膠結所造成粒徑 r 的增加量及損失量。第三至第六項分別表示：由紊流擴散之沉降量、重力沉降引起的沉降量、通風氣流移除之微粒量及在通風空間中所產生之微粒量。其中 n(r,t)為粒徑半徑 r 的氣懸街塵濃度(particles cm⁻³ μm⁻¹)，r 為微粒半徑(μm)，t 為時間(s)，ρ 為逐時微粒半徑(μm)，K(r, ρ)為碰撞頻率函數(cm³ s⁻¹)，D(r)為分子擴散係數(cm³ s⁻¹)，ε 為紊流所引起的漩渦擴散係數(cm³ s⁻¹)，U_s(r)為微粒終端沉降速度(cm s⁻¹)，δ 為濃度邊界層厚度(cm)，H 為高度(cm)，V 為容積(cm³)，S 為牆表面積(cm²)，Q 為通風量(cm³ s⁻¹)，G(r,t)= Qn_i(r,t)為街塵產生量(particles s⁻¹ μm⁻¹) 及 n_i(r,t)為粒徑半徑 r 的逐時初始氣懸街塵

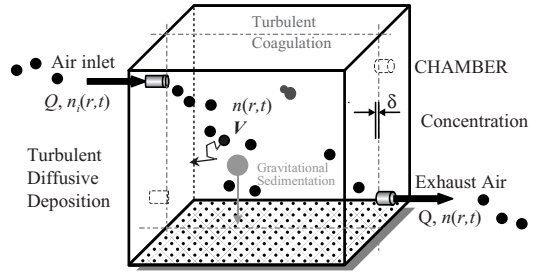


圖 2.2.1 氣懸街塵於通風空間中逐時濃度變化之移除機制示意

濃度(particles cm⁻³ μm⁻¹)。

方程式(2.1)為非線性偏微積分方程式，無法分解求得。Saffman 及 Turner (1956)推導出近似紊流膠結的碰撞頻率函數(K(r,ρ))的方程式如下：

$$K(r, \rho) = 1.30(r + \rho)^3 \left(\frac{\varepsilon_0}{\nu}\right)^{1/2} \dots\dots\dots(2.2)$$

其中 ν 為運動黏滯力(cm² s⁻¹)及 ε₀ 為平均能量消散量(cm² s⁻¹)。

平均能量消散量(ε₀)，為每單位質量氣流的馬力耗損量，係由 Schwartzberg 及 Treybal (1968) 利用標準圓筒攪動水槽實驗所獲得的。Schwartzberg 及 Treybal (1968)建議在馬力數為定值之系統中，平均能量消散量與 N_i³D⁵/T²H 呈比例關係，其中 N_i 為推進器之轉速(rpm)，D 為推進器的直徑(cm)，T 為水槽直徑(cm)及 H 為水槽中注入液體的深度(cm)。對一個長方形之通風空間及容積為 V 時，平均能量消散量可重新界定為：

$$\varepsilon_0 = \frac{N_p N_s^3 D_s^5}{V} \dots\dots\dots(2.3)$$

其中 N_p 為馬力數，N_s 為風扇轉速(rpm)及 D_s 為風扇直徑(cm)。

方程式(2.1)中之微粒沉降速度(U_s(r))，以高雷諾數為基礎下計算(Hinds, 1999)如下：

$$U_s(r) = \frac{2}{9} \frac{\rho_p g r^2}{\eta_a} C_{slip} \left(1 - \frac{\rho_a}{\rho_p}\right) \dots\dots\dots(2.4)$$

其中，ρ_a 為空氣的密度(g cm⁻³)，ρ_p 為微粒的密度(g cm⁻³)，g 為重力加速度常數(m s⁻²)，η_a 為空氣

動態黏滯力(p), C_{slip} 為滑溜修正係數 :

$$C_{slip} = \left\{ 1 + \frac{\lambda}{2r} \left[2.541 + 0.8 \exp \left(-1.1 \frac{r}{\lambda} \right) \right] \right\} \dots (2.5)$$

其中 λ 為空氣平均自由路徑(cm)。

假設氣懸街塵有一平均半徑 r_a , 且有一穩定狀況的氣懸街塵產生量, 方程式(2.1)可被重寫為 :

$$\frac{dn(t)}{dt} = -5.2r_a^3 \left(\frac{\epsilon_0}{v} \right)^{1/2} n^2(t) - \frac{U_s(r_a)}{H} n(t) - (D(r_a) + \epsilon) \frac{S}{\delta V} n(t) + \frac{Q}{V} (n_i - n(t)) \dots (2.6)$$

為求解方程式(2.6)之解, 需下列無因次變數 :

$$n^*(t^*) = \frac{n(t)}{n_i}, t^* = \frac{t}{(V/Q)} = \frac{t}{\bar{t}} \dots (2.7)$$

其中 $n(t)$ 為在 t 時間之街塵濃度(particles cm^{-3}), $n^*(t^*)$ 為無因次街塵濃度, t^* 為無因次時間及 $\bar{t} = V/Q$ 為通風氣流之平均駐留時間(s)。

此三個無因次系統參數, 分別描述紊流膠結(TC)、紊流擴散沉降(TD)及重力沉降(GS)等作用, 我們可定義如下 :

$$TC = 5.2r_a^3 \left(\frac{\epsilon_0}{v} \right)^{1/2} \frac{V}{Q} n_i \dots (2.8)$$

$$TD = (D(r_a) + \epsilon) \frac{S}{\delta Q} \dots (2.9)$$

$$GS = U_s(r_a) \frac{V}{HQ} \dots (2.10)$$

在方程式(2.6)的項目除以 $G(r,t)/V$, 獲得此三種街塵排除量的機制。

以方程式(2.7)-(2.10)帶入方程式(2.6)中, 完全混合的通風空間中氣懸街塵動態, 可以一次常態無因次微分方程式表示如下 :

$$\frac{dn^*(t^*)}{dt^*} = -TCn^{*2}(t^*) - TDn^*(t^*) - GSn^*(t^*) - n^*(t^*) + 1 \dots (2.11)$$

此系統的初始條件被設為 :

$$n^*(t^*) = n^*(t^* = 0) = n^*(0) \dots (2.12)$$

方程式(2.12)帶入方程式(2.11)中, 經解析及數值化可求解。TC、TD 及 GS 為移除氣懸街塵濃度之三種機制, 可由方程式(2.7)獲得如下 :

$$n(t) = n_i (1 - n^*(\infty)) \dots (2.13)$$

其中,

$$n^*(\infty) = -\frac{(TD + GS + 1)}{2TC} + \sqrt{\frac{1}{TC} + \frac{1}{4} \left(\frac{TD + GS + 1}{TC} \right)^2} \dots (2.14)$$

方程式(2.14)之 $n^*(\infty)$ 代表通風移除氣懸街塵之比例量。

2.3 模式分析

為瞭解通風氣流型態對氣懸街塵濃度影響, 以下將對三種簡易模式進行討論 : (1)完全混合系統, (2)位移式系統及(3)短循環式系統。通風空間可被分為兩個相對等的容積(圖 2.3.1)。各區間假設為完全混合, 其兩容積間的混合可藉由循環氣流量或二次氣流量表示。

二次氣流量假設由進氣閘噴射流輸入的空氣所產生。ASHRAE(1993)建議此比(entrapment ratio)(β)可被用來表現二次氣流量的特性。 β 值是藉由進氣及排氣間相對位置、尺寸、噴嘴形狀或噴射流形狀等項目確定。ASHRAE(1993)提供估算輸入率簡易的導入概念, $\beta = (2/k')(X/H_0)^{1/2}$, k' 的比例常數值約為 7 ; X 是與外部表面的距離(cm) ; H_0 是空氣入口的寬度(cm)。

方程式(2.11)是主導完全混合通風系統的方程式, 如圖 2.3.1(A)所示。在位移式通風系統中(圖 2.3.1(B)), 進氣與排氣的位置是相互遠離, 且通風氣流是強制穿越區間。當街塵導入使用的區間, 對區間 1 及 2 中的氣懸街塵濃度, 依質量平衡以下列方程式表示 :

$$\frac{dn_1^*(t^*)}{dt^*} = -TCn_1^{*2}(t^*) - \left(TD \left(\frac{w_1}{k_1} \right) + GS + \frac{(1 + \beta)}{k_1} \right) n_1^*(t^*) + \frac{\beta}{k_1} n_2^*(t^*) \dots (2.15a)$$

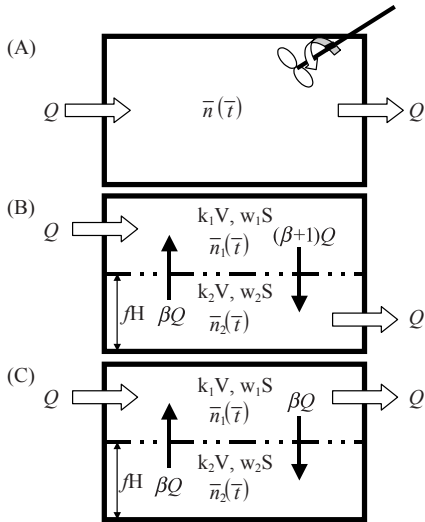


圖 2.3.1 通風氣流型態示意：(A) 完全混合系統，(B) 二區間位移式系統，(C) 二區間短循環式系統。

$$\frac{dn_2^*(t^*)}{dt^*} = -TCn_2^*(t^*) - \left(TD \left(\frac{w_2}{k_2} \right) + \frac{GS}{f} + \frac{(1+\beta)}{k_2} \right) n_2^*(t^*) + \frac{1+\beta}{k_2} n_1^*(t^*) + 1 \dots\dots\dots(2.15b)$$

其中 k_i 為此系統中該區間容積的分量，區間 $i=1,2$ ； w_i 為此系統中該區間牆表面積的分量，區間 $i=1,2$ 及 f 為此系統中所占的高度。

短循環式系統中(圖 2.3.1(C))，介於進氣及排氣位置之間有一短循環情形，通常是因為它們間距近或缺乏混合所造成。短循環式系統依質量平衡可以下列方程式表示：

$$\frac{dn_1^*(t^*)}{dt^*} = -TCn_1^*(t^*) - \left(TD \left(\frac{w_1}{k_1} \right) + GS + \frac{(1+\beta)}{k_1} \right) n_1^*(t^*) + \frac{\beta}{k_1} n_2^*(t^*) \dots\dots\dots(2.16a)$$

$$\frac{dn_2^*(t^*)}{dt^*} = -TCn_2^*(t^*) - \left(TD \left(\frac{w_2}{k_2} \right) + \frac{GS}{f} + \frac{\beta}{k_2} \right) n_2^*(t^*) + \frac{\beta}{k_2} n_1^*(t^*) + 1 \dots\dots\dots(2.16b)$$

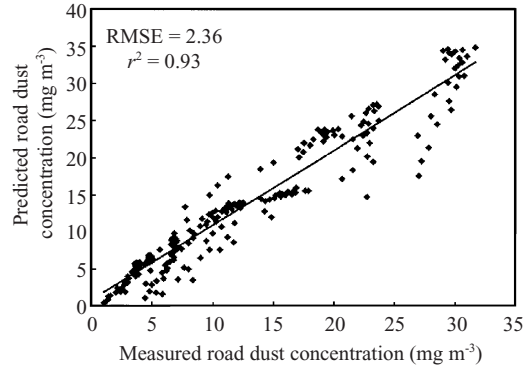


圖 3.1 線性動態方程式模式預測氣懸街塵濃度與實驗量測資料比對(均方根誤差數值為 $2.36 \pm 1.05 \text{ mg m}^{-3}$ ，決定係數 r^2 為 0.93)

位移式及短循環式系統中，描寫完全混合的方程式(2.11)，被修正說明介於兩區間的混合及各區間內未維持完全混合的部份，其容積為 $V(\text{m}^3)$ 及牆表面積為 $S(\text{m}^2)$ 。

三、模式驗證

依 Liao 等(2002)環境氣候箱實驗所獲得結果與本研究數學模式進行模擬，其以兩種通風系統(位移式及短循環式)、兩種通風量(140 ± 13 與 $280 \pm 15 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$)及兩種微粒導入量(0.25 及 0.5 g min^{-1})進行實驗，將其實驗參數代入本數學模式，模擬結果以均方根誤差(Root Mean Squared Error, RMSE)檢視移除動態模式模擬之準確性，結果顯示平均 RMSE 值為 $2.36 \pm 1.05 \text{ mg m}^{-3}$ ($r^2=0.93$)如圖 3.1 所示，顯示模擬結果與實測值極為吻合。因此，本移除動態方程式可以預測通風空間中室內氣懸街塵之移除動態行為。

均方根誤差(root mean squared error, RMSE)評估模式的準確度，以下列方程式計算：

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N [C_{m,i} - C_{p,i}]^2}{N}} \dots\dots\dots(3.1)$$

其中， N 代表量測的數量， $C_{m,i}$ 代表相對資料點 i 之量測濃度，及 $C_{p,i}$ 代表相對資料點 i 之計算預測濃度。

表 4.1.1 模式模擬輸入參數

Symbol	Meaning	Value	Unit
幾何參數 Geometric parameters			
V	Chamber Volume	7.29×10^5	cm^3
S	Chamber surface area	4.05×10^4	cm^2
H	Chamber height	90	cm
w_i	Fractional air volume of system for compartments land 2	0.5	—
k_i	Fractional wall surface of system for compartments land 2	0.5	—
f	Fractional height of system	0.5	—
系統參數 System parameters			
Q	Ventilation airflow rate	210(1.04)	$\text{cm}^3 \text{ s}^{-1}$
		105(0.52)	(h^{-1})
β	Entrainment ratio ^a	5.07	—
T	Temperature	19	$^{\circ}\text{C}$
P	Barometric pressure	1	atm
d_a	Average particle diameter (AED)	1.01	μm
ν	Kinematic viscosity of air at 19.3°C ^b	0.150	$\text{cm}^2 \text{ s}^{-1}$
$U_s(r)$	Particle settling velocity ^c	0.012	cm s^{-1}
$D(r)+\varepsilon$	Effective diffusion coefficient ^d	7.2×10^{-5}	$\text{cm}^2 \text{ s}^{-1}$
ε_0	Average energy dissipation rate ^e	2.5×10^6	$\text{cm}^2 \text{ s}^{-3}$
δ	Thickness of concentration boundary layer ^f	0.085	cm
n_i	Initial road dust concentration	19	μgm^{-3}

^aCalculated based on the entrainment theory (ASHRAE, 1993)

$$\beta = ((2/K')(X/H_0))^{1/2} = ((2/7)(90/1))^{1/2} = 5.07$$

^bAdapted from Hinds (1999).

^cCalculated based on Eq. (2.4).

^dAdapted from Davies (1966).

^eAdapted from Okuyama and Kousaka (1977).

^fAdapted from Van de Vate (1972).

四、結果與討論

依數學模式模擬所獲得結果，進行輸入參數、氣懸街塵粒徑分布、移除動態方程式模擬、通風型態移除差異性及模式靈敏度分析等說明及討論。

4.1 輸入參數

本研究採用一環境氣候箱進行模式模擬，模擬參數列於表 4.1.1。參數分為幾何參數及系統參

數，幾何參數為環境氣候箱硬體部分輸入參數如容積 $V=90 \text{ cm} \times 90 \text{ cm} \times 90 \text{ cm}=7.29 \times 10^5 \text{ cm}^3$ ，表面積 $S=90 \text{ cm} \times 90 \text{ cm} \times 5=4.05 \times 10^4 \text{ cm}^2$ ，高度 $H=90 \text{ cm}$ ，對等兩區間的容積、表面積及高度傳輸係數 w_i 、 k_i 及 f 為 0.5。系統參數為環境氣候箱環境物理特性輸入參數，如維持在常壓(1 大氣壓)及溫度為 19°C (黃等, 2005)下，所採用的環境參數值：氣懸街塵平均氣動直徑 $d_a=1.01 \mu\text{m}$ ，氣流量 $Q=210$ 與 $105 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$ (空氣交換率, Air Change rate per Hour, $\text{ACH}=1.04$ 及 0.52 h^{-1})，動

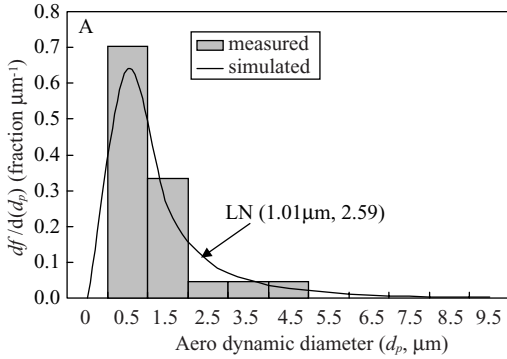


圖 4.2.1 北台灣(A)都市地區(古亭測站)氣懸街塵對數常態分布模式模擬與實驗結果。LN(x, y)其中x為幾何平均粒徑及y為幾何標準偏差

黏滯力 $\nu=0.150\text{cm}^2\text{s}^{-1}$ ，兩區間的傳輸率 $\beta=5.07$ ，街塵終端沉降速度 $U_s(r)=0.012\text{cm s}^{-1}$ ，分子及紊流漩渦擴散係數 $D(r)+\epsilon=7.2\times 10^{-5}\text{cm}^2\text{s}^{-1}$ ，平均能量消散率 $\epsilon_0=2.5\times 10^6\text{cm}^2\text{s}^{-3}$ ，濃度邊界層厚度 $\delta=0.085\text{cm}$ 及街塵初始濃度 $n_1=19\mu\text{g m}^{-3}$ 。

4.2 氣懸街塵粒徑分布

模擬與實驗(黃等, 2005)結果顯示，都市地區(台北市-古亭測站)氣懸街塵對數常態分布幾何平均粒徑(GMD)為 $1.01\pm 0.03\mu\text{m}$ ，標準幾何偏差(GSD)為 2.59 ± 0.04 ，如圖 4.2.1 所示。

4.3 移除動態方程式模擬

環境氣候箱內，以不同的通風型態、通風量及微粒產生量(表 4.3.1)，觀察街塵移除動態行為，如圖 4.3.1~4.3.24 顯示。其中圖 4.3.1~4.3.16，以二區間位移式通風系統實驗狀況下，為 A、B、C 及 D 通風型態氣懸街塵逐時濃度變化，及以方程式(2.15)計算相對應理論曲線變化；其中圖 4.3.17~4.3.24，以二區間短循環式通風系統實驗狀況下，為 E 及 F 通風型態氣懸街塵逐時濃度變化，及以方程式(2.16)計算相對應理論曲線變化。由於方程式(2.15)及(2.16)為濃度無因次化，為與實驗值呼應，將方程式(2.7)~(2.10)帶入方程式(2.15)及(2.16)以求得氣懸街塵逐時濃度變化。

表 4.3.1 環境氣候箱模擬配置

類別	模擬序號	通風配置	進排位置	通風量 Q (cm ³ s ⁻¹)	導入微粒量 G (g min ⁻¹)	濃度變測量測點
A	A-1	二區間位移式	對側	105	0.1	n ₁ , n ₂
	A-2			105	0.05	n ₁ , n ₂
	A-3			210	0.1	n ₁ , n ₂
	A-4			210	0.05	n ₁ , n ₂
B	B-1	二區間位移式	對側	105	0.1	n ₁ , n ₂
	B-2			105	0.05	n ₁ , n ₂
	B-3			210	0.1	n ₁ , n ₂
	B-4			210	0.05	n ₁ , n ₂
C	C-1	二區間位移式	同側	105	0.1	n ₁ , n ₂
	C-2			105	0.05	n ₁ , n ₂
	C-3			210	0.1	n ₁ , n ₂
	C-4			210	0.05	n ₁ , n ₂
D	D-1	二區間位移式	同側	105	0.1	n ₁ , n ₂
	D-2			105	0.05	n ₁ , n ₂
	D-3			210	0.1	n ₁ , n ₂
	D-4			210	0.05	n ₁ , n ₂
E	E-1	二區間短循環	對側	105	0.1	n ₁ , n ₂
	E-2			105	0.05	n ₁ , n ₂
	E-3			210	0.1	n ₁ , n ₂
	E-4			210	0.05	n ₁ , n ₂
F	F-1	二區間短循環	對側	105	0.1	n ₁ , n ₂
	F-2			105	0.05	n ₁ , n ₂
	F-3			210	0.1	n ₁ , n ₂
	F-4			210	0.05	n ₁ , n ₂

4.4 通風型態移除差異性

當通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ 及微粒產生量為 0.1g min^{-1} 時，位移动式及短循環式通風系統之環境氣候箱內累積濃度分別為 237.38 及 $356.00\mu\text{g m}^{-3}$ ，當通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ 及微粒產生量為 0.05g min^{-1} 時，位移动式及短循環式通風系統之環境氣候箱內累積濃度分別為 118.73 及 $178.11\mu\text{g m}^{-3}$ ，當通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ 及微粒產生量為 0.1g min^{-1} 時，位移动式及短循環式通風系統之環境氣候箱內累積濃度分別為 128.52 及 $189.37\mu\text{g m}^{-3}$ ，當通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ 及微粒產生量為 0.05g min^{-1} 時，位移动式及短循環式通風系統之環境氣候箱內累積濃度分別為 64.28 及 $94.72\mu\text{g m}^{-3}$ ，對應比較得知位移动式通風系統之累積濃度較短循環式通風系統低，位移动式或短循環式通風系統通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ 比通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ 之累積濃度低，因此位移动式通風系統之氣懸街塵移除較短循環式通風系統有效率，且在相同的通風系統時，通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ 比通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ 有效率。

當通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ 及微粒產生量為 0.1g min^{-1} 時，位移动式及短循環式通風系統之環境氣候箱內進氣區間累積濃度分別為 90.98 及 $136.22\mu\text{g m}^{-3}$ ，另一區間累積濃度分別為 146.39

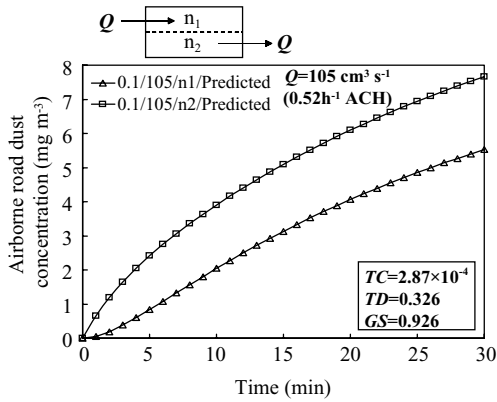


圖 4.3.1 Mode A-1 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

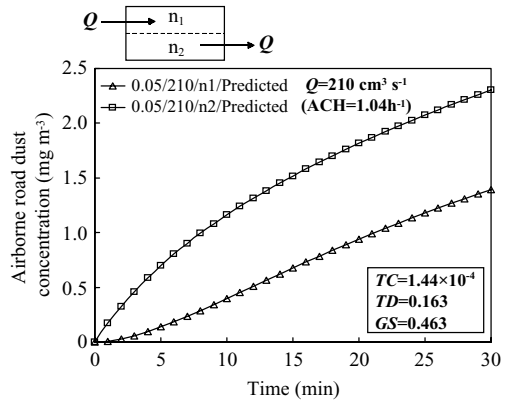


圖 4.3.4 Mode A-4 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

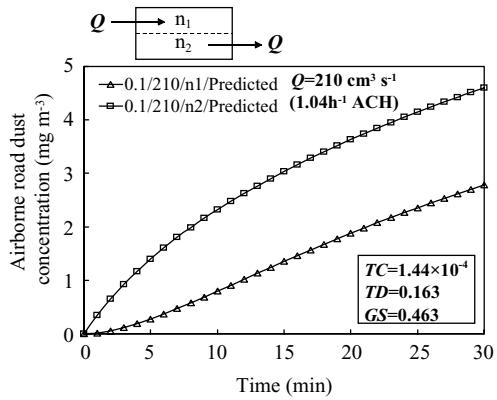


圖 4.3.2 Mode A-2 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

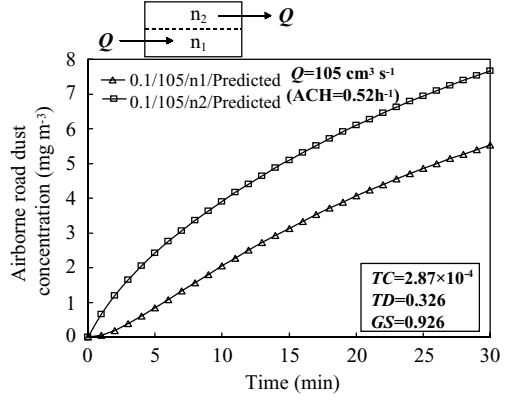


圖 4.3.5 Mode B-1 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

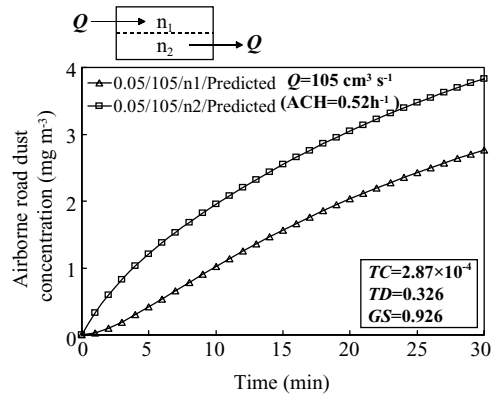


圖 4.3.3 Mode A-3 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

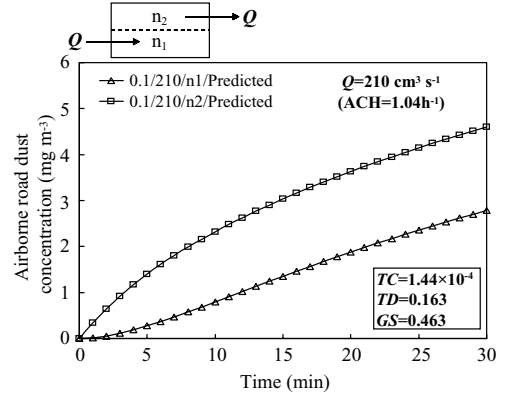


圖 4.3.6 Mode B-2 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

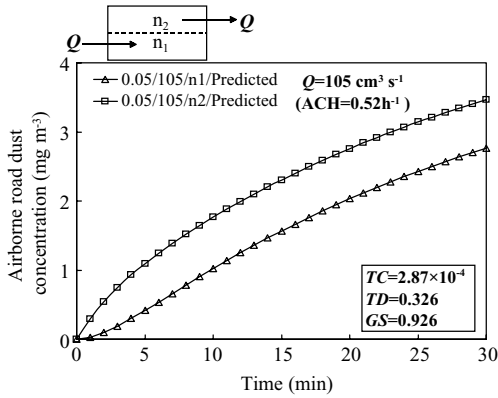


圖 4.3.7 Mode B-3 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

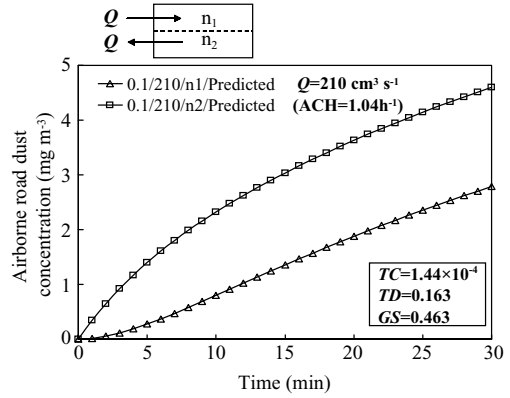


圖 4.3.10 Mode C-2 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

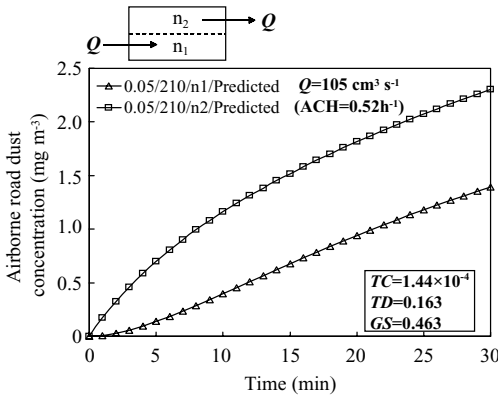


圖 4.3.8 Mode B-4 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

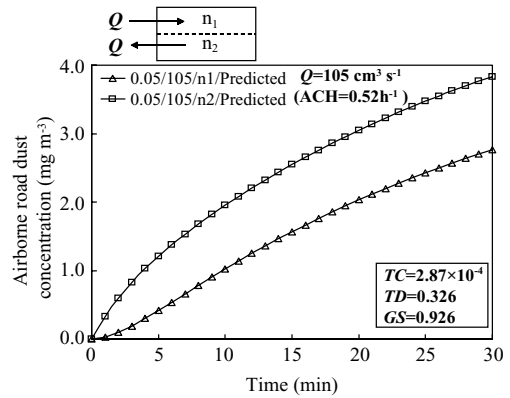


圖 4.3.11 Mode C-3 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

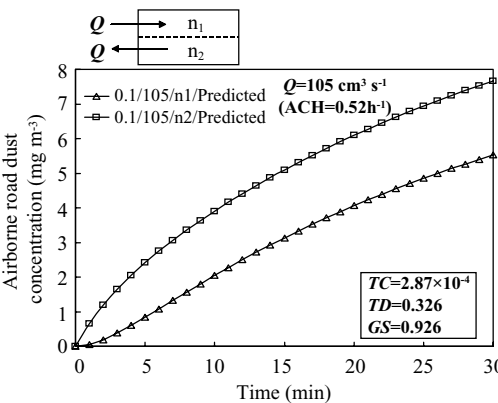


圖 4.3.9 Mode C-1 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

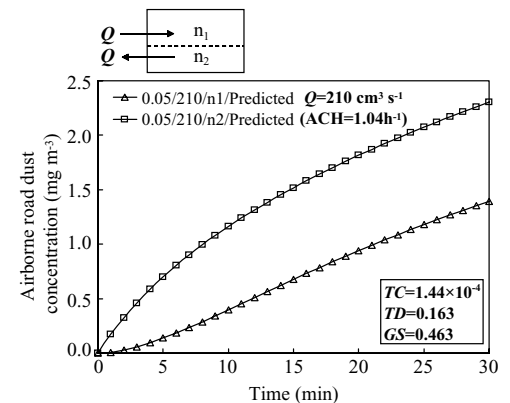


圖 4.3.12 Mode C-4 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

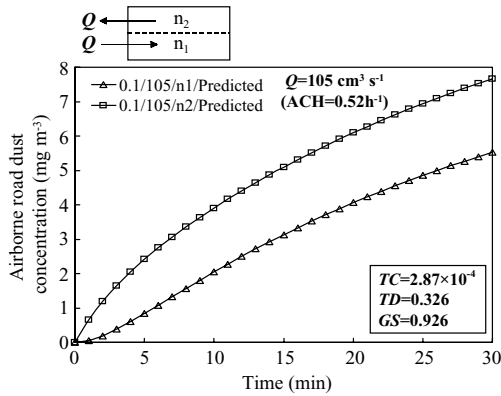


圖 4.3.13 Mode D-1 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

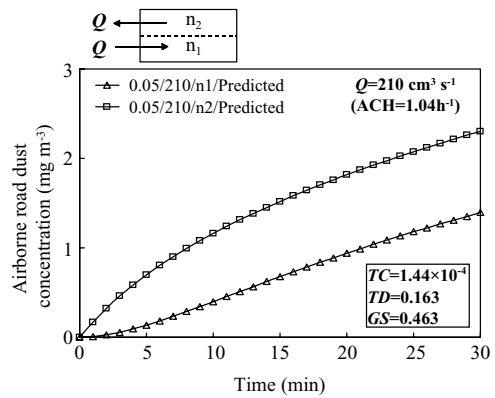


圖 4.3.16 Mode D-4 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

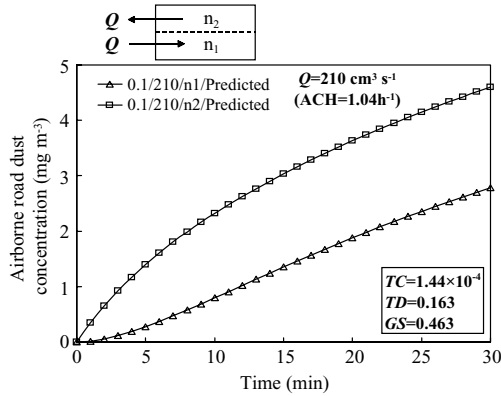


圖 4.3.14 Mode D-2 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

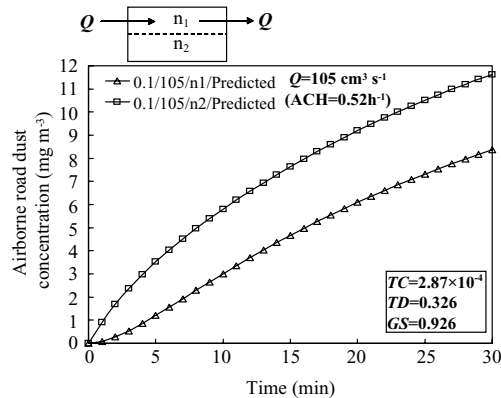


圖 4.3.17 Mode E-1 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

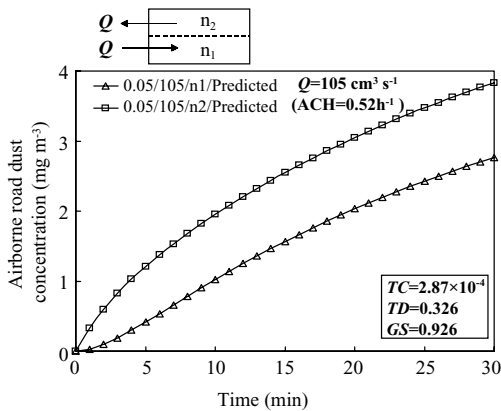


圖 4.3.15 Mode D-3 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $105\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

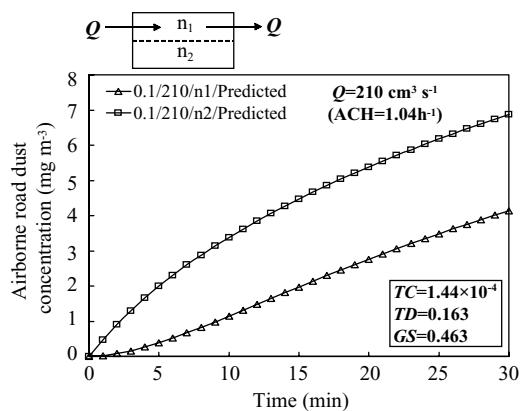


圖 4.3.18 Mode E-2 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $210\text{cm}^3\text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

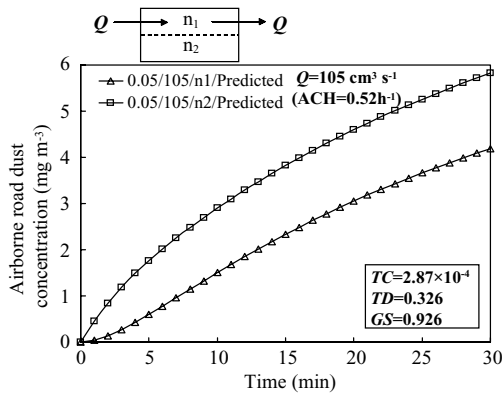


圖 4.3.19 Mode E-3 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $105 \text{cm}^3 \text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

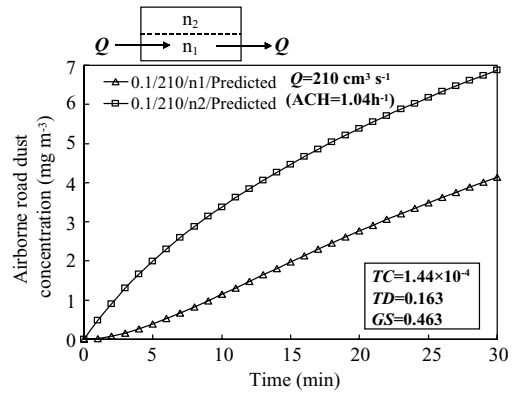


圖 4.3.22 Mode F-2 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $210 \text{cm}^3 \text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

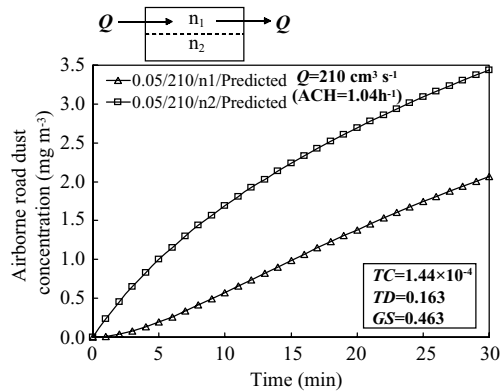


圖 4.3.20 Mode E-4 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $210 \text{cm}^3 \text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

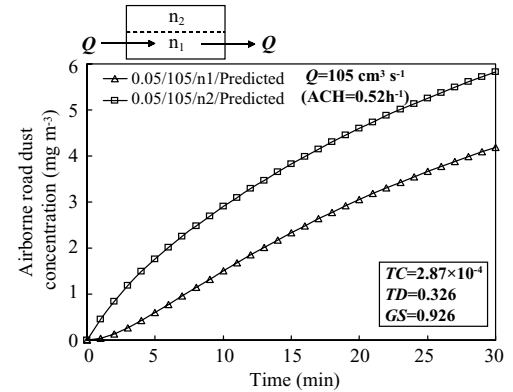


圖 4.3.23 Mode F-3 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $105 \text{cm}^3 \text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

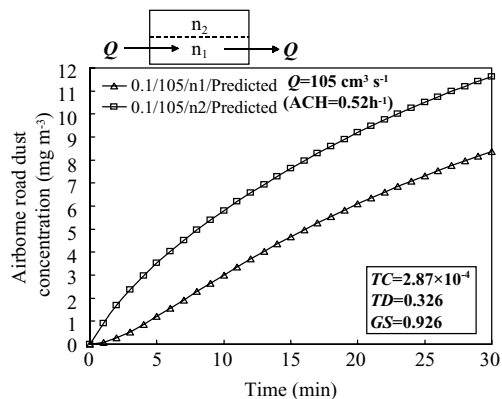


圖 4.3.21 Mode F-1 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.1g min^{-1} 、通風量為 $105 \text{cm}^3 \text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

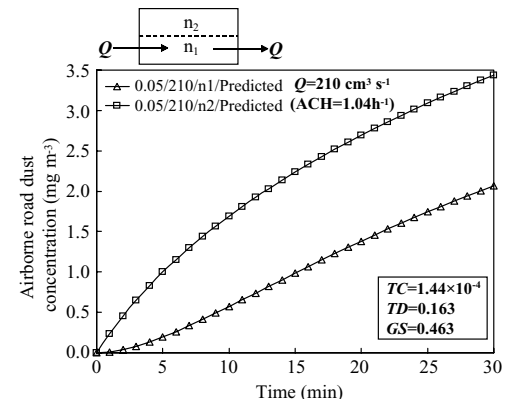


圖 4.3.24 Mode F-4 模式預測之氣懸街塵移除動態行為(微粒產生量為 0.05g min^{-1} 、通風量為 $210 \text{cm}^3 \text{s}^{-1}$ ， n_1 及 n_2 區間)

及 $219.78\mu\text{g m}^{-3}$ ，當通風量為 $105\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 及微粒產生量為 0.05 g min^{-1} 時，位移式及短循環式通風系統之環境氣候箱內進氣區間累積濃度分別為 45.51 及 $68.16\mu\text{g m}^{-3}$ ，另一區間累積濃度分別為 73.22 及 $109.95\mu\text{g m}^{-3}$ ，當通風量為 $210\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 及微粒產生量為 0.1 g min^{-1} 時，位移式及短循環式通風系統之環境氣候箱內進氣區間累積濃度分別為 41.49 及 $60.95\mu\text{g m}^{-3}$ ，另一區間累積濃度分別為 87.03 及 $128.42\mu\text{g m}^{-3}$ ，當通風量為 $210\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 及微粒產生量為 0.05 g min^{-1} 時，位移式及短循環式通風系統之環境氣候箱內進氣區間累積濃度分別為 20.75 及 $30.49\mu\text{g m}^{-3}$ ，另一區間累積濃度分別為 43.53 及 $64.23\mu\text{g m}^{-3}$ ，對應比較得知無論風速高低、微粒導入量大小，空間中進風區間之微粒濃度(n_1)均較另一區間濃度(n_2)低，且無論位移式或短循環式通風系統，當進/排氣口配置不同位置時，進氣區間微粒濃度(n_1)較另一區間濃度(n_2)低，因此得知同一通風系統下，不會因通風口位置不同，進/排氣區間濃度高低而有所改變，且進氣區間比另一區間移除效率佳。

4.5 模式靈敏度分析

為瞭解 TC、TD、GS 及通風量(Q)移除氣懸街塵動態行為之影響進行模式靈敏度分析。模式模擬分別對 TC、TD、GS 及通風量因子進行敏感度分析。當氣動直徑為 $1.01\mu\text{m}$ 時，考慮三種通風量分別為 105 、 210 及 $315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ (空氣交換率為 0.52 、 1.04 及 1.56 h^{-1} 時)，以不同 TC、TD 及 GS 值對模式參數分析。分別就通風量 vs. TC、通風量 vs. TD、通風量 vs. GS 及通風量 vs. TC、TD、GS 進行分析。

4.5.1 通風量 vs. TC

由圖 4.5.1 及表 4.5.1 比較得知，當氣動直徑為 $1.01\mu\text{m}$ 時，通風量為 105 、 210 及 $315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ ，分別計算 $\text{TD}=0.326$ 及 $\text{GS}=0.926$ 、 $\text{TD}=0.163$ 及 $\text{GS}=0.463$ 、 $\text{TD}=0.109$ 及 $\text{GS}=0.309$ ，估算出各種不同 TC 值，對無因次氣懸街塵累積濃度改變之影響。當 TC 值為 50 時，通風量為 105 、 210 及 $315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ ，無因次氣懸街塵累積濃度分別為 0.23 、 0.24 及 0.24 ，相對通風量移除效率比值分

表 4.5.1 各種通風氣流與 TC 數值之無因次氣懸街塵濃度值

Q (cm^3s^{-1})		0	0.05	0.5	5.0	50
105	Dimensionless Concentration	1.14	0.69	0.66	0.49	0.23
	Removal ratio (%)	—	39.32	42.23	57.14	79.71
210	Dimensionless Concentration	1.14	0.86	0.80	0.55	0.24
	Removal ratio (%)	—	24.36	29.56	51.86	78.83
315	Dimensionless Concentration	1.14	0.93	0.86	0.57	0.24
	Removal ratio (%)	—	17.85	24.26	49.90	78.52
% Difference		—	0.55	0.43	0.13	0.0

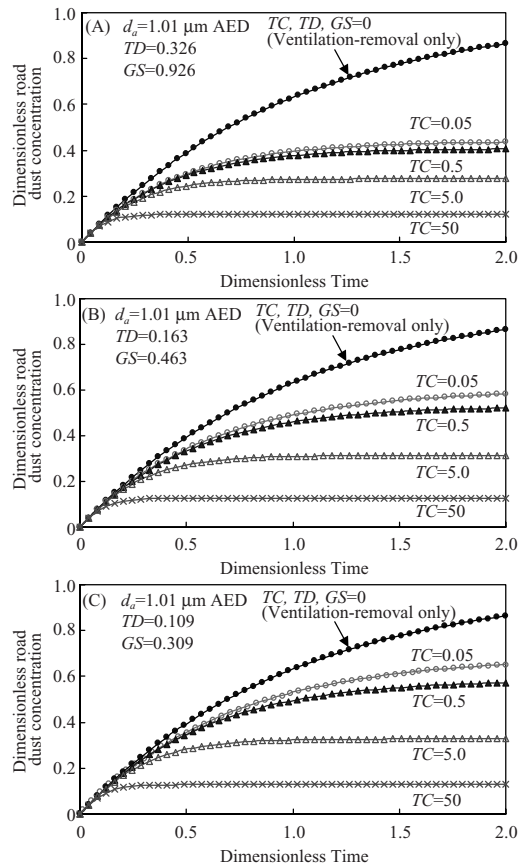


圖 4.5.1 當氣懸街塵平均氣動直徑為 $1.01\mu\text{m}$ 時，在不同 TC 值下，隨時間增加之氣懸街塵濃度值 (A) $Q=105\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 、(B) $Q=210\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 、(C) $Q=315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$

別為 79.71% 、 78.83% 及 78.52% ，其差異極小，當 TC 值為 0.05 時，通風量為 105 、 210 及 $315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ ，無因次氣懸街塵累積濃度分別為 0.69 、

0.86 及 0.93，相對通風量移除效率比值分別為 39.32 %、24.36 % 及 17.85 %，其差異達 21.47 %。相對通風量移除效率之百分比差(% difference)隨 TC 值增大(TC 由 0.05 增加到 50)呈現遞減的情形，由 0.55 % 逐漸降低為 0.43 %、0.13 %、0.01 %，因此得知當 TC 值為 0.05 時，對通風量的改變具有較高靈敏度，且靈敏度隨通風量的增加而遞減。當 TC 值為 50 時，氣流改變對氣懸街塵移除不具靈敏度，本研究主要氣懸街塵平均氣動直徑為 $1.01 \mu\text{m}$ ，當 TC 為 2.87×10^{-4} 及 1.44×10^{-4} 時，通風量為 $105 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$ 靈敏度比通風量為 $210 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$ 高。

4.5.2 通風量 vs. TD

由圖 4.5.2 及表 4.5.2 比較得知，當氣動直徑為 $1.01 \mu\text{m}$ 時，通風量為 105、210 及 $315 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$ ，分別計算 $TC=2.87 \times 10^{-4}$ 及 $GS=0.926$ 、 $TC=1.44 \times 10^{-4}$ 及 $GS=0.463$ 、 $TC=9.59 \times 10^{-7}$ 及 $GS=0.309$ ，估算出各種不同 TD 值，對無因次氣懸街塵累積濃度改變之影響。當 TD 值為 50 時，通風量為 105、210 及 $315 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$ ，無因次氣懸街塵累積濃度分別為 0.04、0.04 及 0.04，相對通風量移除效率比值分別為 96.65%、96.62% 及 96.61%，其差異極小，當 TD 值為 0.05 時，通風量為 105、210 及 $315 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$ ，無因次氣懸街塵累積濃度分別為 0.76、0.91 及 0.96，相對通風量移除效率比值分別為 32.98 %、20.19 % 及 15.10 %，其差異達 17.88 % (較 TC 之 21.47% 略小)。相對通風量移除效率之百分比差 (% difference) 隨 TD 值增大(TD 由 0.05 增加到 50)呈現遞減的情形，由 0.54% 逐漸降低為 0.32%、0.03%、0.0004%，因此得知當 TD 值為 0.05 時，對通風量的改變具有較高的靈敏度，且靈敏度隨通風量的增加而遞減，與 TC 狀況相同。當 TD 值為 50 時，氣流改變對氣懸街塵移除不具靈敏度，本研究主要氣懸街塵平均氣動直徑為 $1.01 \mu\text{m}$ ，當 TD 為 0.326 及 0.163 時，通風量為 $105 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$ 靈敏度比通風量為 $210 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$ 高。由表 6.5.2 得知當 TD 值為 5 及 50 時，相對通風量移除效率之百分比差分別為 0.03 % 及 0.0004 %，顯示通風量對 TD 值為 5 及 50 時靈敏度低，當 TD 值為 0.5 及 0.05 時對通風量靈敏度

表 4.5.2 各種通風氣流與 TD 數值之無因次氣懸街塵濃度值

Q ($\text{cm}^3 \text{ s}^{-1}$)		0	0.05	0.5	5.0	50
105	Dimensionless Concentration	1.14	0.76	0.66	0.27	0.04
	Removal ratio (%)	—	32.98	42.24	76.41	96.65
210	Dimensionless Concentration	1.14	0.91	0.76	0.29	0.04
	Removal ratio (%)	—	20.19	32.67	74.86	96.62
315	Dimensionless Concentration	1.14	0.96	0.81	0.29	0.04
	Removal ratio (%)	—	15.10	28.93	74.31	96.61
% Difference		—	0.54	0.32	0.03	0.0004

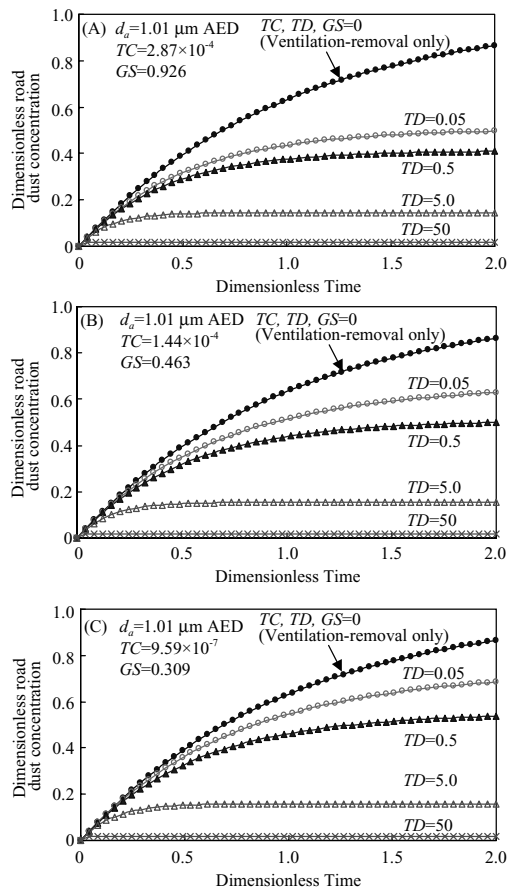


圖 4.5.2 當氣懸街塵平均氣動直徑為 $1.01 \mu\text{m}$ 時，在不同 TD 值下，隨時間增加之氣懸街塵濃度值 (A) $Q=105 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$ 、(B) $Q=210 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$ 、(C) $Q=315 \text{ cm}^3 \text{ s}^{-1}$

較高。

4.5.3 通風量 vs. GS

由圖 4.5.3 及表 4.5.3 比較得知，當氣動直徑

表 4.5.3 各種通風氣流與 GS 之無因次氣懸街塵濃度值

Q (cm^3s^{-1})		0	0.05	0.5	5.0	50
105	Dimensionless Concentration	1.14	0.96	0.80	0.29	0.04
	Removal ratio (%)	—	15.54	29.27	74.36	96.61
210	Dimensionless Concentration	1.14	1.03	0.85	0.30	0.04
	Removal ratio (%)	—	9.35	24.78	73.75	96.60
315	Dimensionless Concentration	1.14	1.05	0.87	0.30	0.04
	Removal ratio (%)	—	7.34	23.31	73.54	96.60
% Difference		—	0.53	0.20	0.01	0.0001

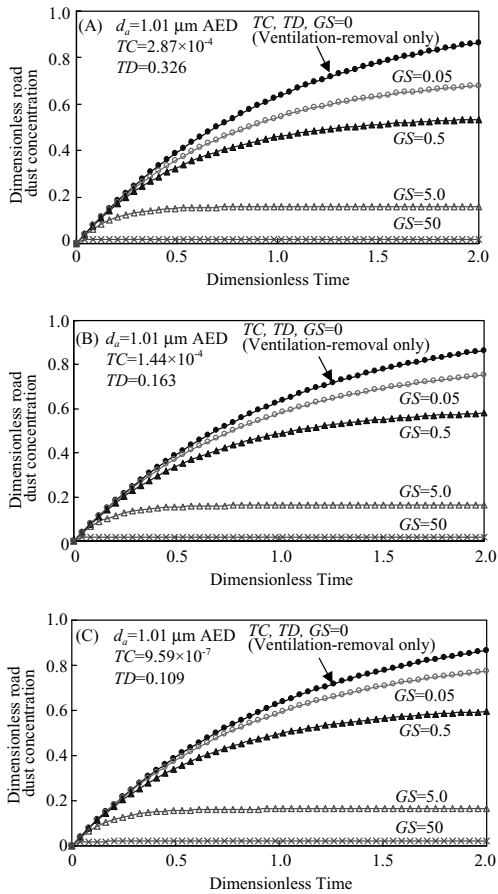


圖 4.5.3 當氣懸街塵平均氣動直徑為 $1.01\mu\text{m}$ 時，在不同 GS 值下，隨時間增加之氣懸街塵濃度值 (A) $Q=105\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 、(B) $Q=210\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 、(C) $Q=315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$

為 $1.01\mu\text{m}$ 時，通風量為 105 、 210 及 $315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ ，分別計算 $TC=2.87\times 10^{-4}$ 及 $TD=0.326$ 、 $TC=1.44\times 10^{-4}$ 及 $TD=0.163$ 、 $TC=9.59\times 10^{-7}$ 及 $TD=0.109$ ，

估算出各種不同 GS 值，對無因次氣懸街塵累積濃度改變之影響。當 GS 值為 50 時，通風量為 105 、 210 及 $315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ ，無因次氣懸街塵累積濃度分別為 0.04 、 0.04 及 0.04 ，相對通風量移除效率比值分別為 96.61% 、 96.60% 及 96.60% ，其差異極小，當 GS 值為 0.05 時，通風量為 105 、 210 及 $315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ ，無因次氣懸街塵累積濃度分別為 0.96 、 1.03 及 1.05 ，相對通風量移除效率比值分別為 15.54% 、 9.35% 及 7.34% ，其差異為 8.2% (較 TC 之 21.47% 及 TD 之 17.88% 小)，相對通風量移除效率之百分比差 (% difference) 隨 GS 值增大 (GS 由 0.05 增加到 50) 呈現遞減的情形，由 0.53% 逐漸降低為 0.20% 、 0.01% 、 0.0001% ，因此得知當 GS 值為 0.05 時，對通風量的改變具有較高的靈敏度，且靈敏度隨通風量的增加而遞減。當 GS 值為 50 時，氣流改變對氣懸街塵移除靈敏度低，本研究主要氣懸街塵平均氣動直徑為 $1.01\mu\text{m}$ ，當 GS 通風量為 $105\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 靈敏度比通風量為 $210\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 高。由表 6.5.3 得知當 GS 數值為 5 及 50 時，相對通風量移除效率之百分比差為 0.01% 及 0.0001% ，顯示通風量為 105 、 210 及 $315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ ，對 GS 數值為 5 及 50 時靈敏度低，當 GS 值為 0.5 及 0.05 對通風量靈敏度較高，與 TD 情況相同。

4.5.4 通風量 vs. TC、TD、GS

由圖 4.5.4 得知，當氣動直徑為 $1.01\mu\text{m}$ 時，通風量為 105 、 210 及 $315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ ，分別計算 $TC=2.87\times 10^{-4}$ 、 $TD=0.326$ 、 $GS=0.926$ 與 $TC=1.44\times 10^{-4}$ 、 $TD=0.163$ 、 $GS=0.463$ 及 $TC=9.59\times 10^{-7}$ 、 $TD=0.109$ 、 $GS=0.309$ ，估算出不同通風量，對無因次氣懸街塵累積濃度改變之影響。當通風量為 105 、 210 及 $315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 時，無因次氣懸街塵累積濃度分別為 0.94 、 0.87 及 0.69 ，因此當通風量 $315\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 時，對氣懸街塵移除較通風量為 $105\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ 時移除效率高，且隨通風量的增加而增加。

當氣動直徑為 $1.01\mu\text{m}$ 時，通風量為 $105\text{ cm}^3\text{s}^{-1}$ ， $TC=2.87\times 10^{-4}$ 、 $TD=0.326$ 及 $GS=0.926$ ，由圖 4.5.1 ~ 圖 4.5.4 及表 4.5.4 比較得知，Q、

表 4.5.4 通風量(Q)、TC、TD 及 GS 作用對無因次氣懸街塵濃度移除效率比較

Q (cm ³ s ⁻¹)	ACR (h ⁻¹) ^a	Q	TC	TD	GS
105	0.52	0.63	6.67×10 ⁻⁵	0.11	0.26
210	1.04	0.75	3.99×10 ⁻⁵	0.07	0.18
315	1.56	0.81	2.88×10 ⁻⁷	0.05	0.14

^aACR = Air Change Rate = Q/V。

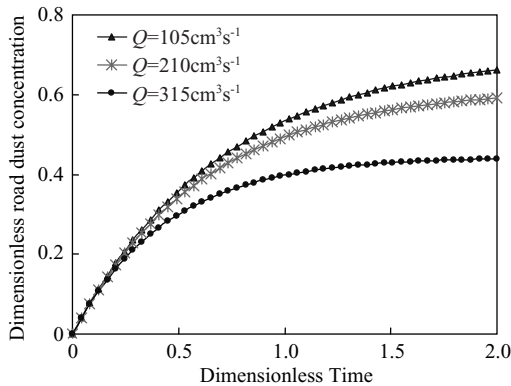


圖 4.5.4 當氣懸街塵平均氣動直徑為 1.01μm 時，不同通風量下，隨時間增加之氣懸街塵濃度值

TC、TD 及 GS 作用對無因次氣懸街塵濃度移除效率比值分別為 0.63、6.67×10⁻⁵、0.11、0.26。當氣動直徑為 1.01μm 時，通風量為 210cm³s⁻¹，TC=1.44×10⁻⁴、TD=0.163 及 GS=0.463，由圖 6.5.1 ~ 圖 6.5.8 及表 6.5.4 比較得知，Q、TC、TD 及 GS 作用對無因次氣懸街塵濃度移除效率比值分別為 0.75、3.99×10⁻⁵、0.07、0.18。當氣動直徑為 1.01 μ m 時，通風量為 315cm³s⁻¹，TC=9.59×10⁻⁷、TD=0.109 及 GS=0.309，由圖 4.5.1 ~ 圖 4.5.4 及表 4.5.4 比較得知，Q、TC、TD 及 GS 作用對無因次氣懸街塵濃度移除效率比值分別為 0.81、2.88×10⁻⁷、0.05、0.14。因此得知通風量為該移除模式影響最鉅之參數，當通風量為 105、210 及 315 cm³s⁻¹，TC 值分別為 2.87×10⁻⁴、1.44×10⁻⁴ 及 9.59×10⁻⁷ 數值極小，對氣懸街塵濃度移除效率最小，本研究氣懸街塵平均氣動直徑為 1.01μm，膠結後粒徑氣動直徑仍很小，相對氣懸街塵濃度移除比值亦小，TD 與 GS 較 TC 對

氣懸街塵濃度移除效率高。尤其通風量為 105 cm³s⁻¹，TD 與 GS 移除效率較通風量為 315 cm³s⁻¹ 高。

綜整以上分析結果，當同時忽略膠結(TC)及沉降(TD 及 GS)作用，氣懸街塵濃度增加到穩定狀態，氣懸街塵僅以通風作用排除，則 TC、TD 及 GS 之數值為 0，各種通風系統之排出濃度將會相同。由模式模擬分析得知，氣懸街塵平均氣動直徑為 1.01μm，當通風量為 105、210 及 315 cm³s⁻¹時，TC 對移除靈敏度較高，TD 及 GS 則次之。模擬分析 Q、TC、TD 及 GS 對氣懸街塵濃度移除的作用結果得知，通風量為該移除模式影響最鉅之參數，當通風量為 315 cm³s⁻¹ 比通風量為 105 cm³s⁻¹ 移除效率高，當通風量為 105 cm³s⁻¹ 之 TD 與 GS 比通風量為 315 cm³s⁻¹ 之 TD 與 GS 移除效率高。當通風量為 105、210 及 315 cm³s⁻¹，TC 對氣懸街塵濃度移除效率最低，TD 與 GS 較 TC 對氣懸街塵濃度移除效率高。模擬結果分析，當空氣交換率為 0.52、1.04 及 1.56 h⁻¹ 時，Q、TC、TD 及 GS 氣懸街塵濃度移除效率比範圍分別為 0.63~0.81、6.67×10⁻⁵~2.88×10⁻⁷、0.11~0.05 及 0.26~0.14，顯示 Q 對氣懸街塵濃度移除效率最高，TD 及 GS 移除效率次之，TC 移除效率最低。

五、結 論

綜合前述有關通風空間中氣懸街塵移除模式預測的結果得以下幾點結論。

1. 根據對通風量、紊流膠結、紊流擴散附著及重力沉降分別進行移除氣懸街塵動態行為為敏感度分析得知，當氣動直徑為 1.01 μm 時，考慮三種通風量分別為 105、210 及 315 cm³s⁻¹(空氣交換率為 0.52、1.04 及 1.56 h⁻¹)，以不同紊流膠結、紊流擴散附著及重力沉降值對模式參數分析，模擬分析結果顯示通風量為該移除模式影響最鉅之參數，當空氣交換率為 0.52、1.04 及 1.56 h⁻¹ 時，紊流膠結對移除靈敏度較高(尤其當空氣交換率為 0.52 h⁻¹)，紊流擴散附著及重力沉降則次之。

- 由模擬分析通風量、紊流膠結、紊流擴散附著及重力沉降對氣懸街塵濃度移除的作用結果得知，當空氣交換率為 0.52、1.04 及 1.56 h⁻¹ 時，紊流膠結對氣懸街塵濃度移除效率最低，紊流擴散附著與重力沉降較紊流膠結對氣懸街塵濃度移除效率高。
- 模擬結果顯示，當空氣交換率為 0.52、1.04 及 1.56 h⁻¹ 時，通風量、紊流膠結、紊流擴散附著及重力沉降移除作用比分別為 0.63~0.81、6.67×10⁻⁵~2.88×10⁻⁷、0.11~0.05 及 0.26~0.14，顯示通風量移除氣懸街塵濃度效率最高，紊流擴散附著及重力沉降則次之，紊流膠結最低。
- 根據模擬結果顯示，位移式及短循環式通風系統之累積濃度分別為 64.28~237.38 及 94.72~356.00 μg m⁻³，因此，位移式通風系統氣懸街塵移除較短循環式通風系統有效率。
- 模擬結果顯示，位移式及短循環式通風系統之進風區間移除效果較佳，當通風量為 210 cm³s⁻¹ (空氣交換率為 1.04 h⁻¹)，移除氣懸街塵的效率較通風量為 105 cm³s⁻¹ (空氣交換率為 0.52 h⁻¹) 佳。

符號說明

$C_{m,i}$	相對資料點 i 之量測濃度
$C_{p,i}$	相對資料點 i 之計算預測濃度
C_{slip}	滑溜修正係數
D	推進器之直徑(cm)
$D(r)$	分子擴散係數(cm ³ s ⁻¹)
D_s	風扇直徑(cm)
f	系統中所占之高度(m)
g	重力加速度常數(m s ⁻²)
$G(r,t)$	街塵產生量(particles s ⁻¹ μm ⁻¹)
H	高度(m)
H_0	空氣入口之寬度(m)
k'	比例常數值
k_i	系統中該區間空氣容積之分量
$K(r,\rho)$	碰撞頻度函數(cm ³ s ⁻¹)
$n(r,t)$	粒徑半徑 r 之氣懸街塵濃度(particles

	cm ⁻³ μm ⁻¹)
$n(t)$	在 t 時間之街塵濃度(particles cm ⁻³)
$n^*(t^*)$	無因次街塵濃度
$n_i(r,t)$	粒徑半徑 r 之逐時初始氣懸街塵濃度 (particles cm ⁻¹ μm ⁻¹)
N	量測之數量
N_i	推進器之轉速(rpm)
N_p	馬力數
N_s	風扇轉速(rpm)
Q	通風量(m ³ s ⁻¹)
r	微粒半徑(μm)
r_a	平均顆粒半徑(μm)
S	牆表面積(m ²)
t	時間(s)
t^*	無因次時間
\bar{t}	通風氣流之平均駐留時間(s)
T	水槽直徑(cm)
$U_s(r)$	微粒終端沉降速度(cm s ⁻¹)
V	容積(m ³)
w_i	系統中該區間牆表面積之分量
X	與外部表面之距離(m)
δ	濃度邊界層厚度(cm)
ϵ	紊流引起之漩渦擴散係數(cm ³ s ⁻¹)
ϵ_0	平均能量消散量(cm ² s ⁻¹)
η_0	空氣動態黏滯力(p)
λ	空氣平均自由路徑(cm)
ρ	逐時微粒半徑(μm)
ρ_a	空氣之密度(g cm ⁻³)
ρ_p	微粒之密度(g cm ⁻³)
ν	運動黏滯力(cm ² s ⁻¹)

參考文獻

- 環保署，2002，空氣污染物濃度測值彙總月報。http://www.epa.gov.tw/
- 黃美玉、廖中明、張倉榮，2005，室內氣懸街塵在通風空間中移除之試驗研究，農業工程學報，第 51 卷，第 2 期，第 26-40 頁。
- ASHRAE. 1993. ASHRAE Handbook of Fundamentals, American Society of Heating, Refrigeration, and Air Conditioning Engineers:

- New York.
4. Cheng, M. T., Y. C. Lin, S. J. Jeang, and S. L. Yen. 1998. Characteristics and emission factor of traffic road dust. The 1998 International Conference on Aerosol Science and Technology, Ping Tong, Taiwan pp. 427-435.
 5. Davies, C. N. 1966. Deposition from moving aerosols. In *Aerosol Science*, Davies, C. N., Ed., Academic Press: New York pp. 393-446.
 6. Dockery, D. W., and J. D. Spengler. 1981. Personal exposure to respirable particulates and sulfates. *J. Air Poll. Control Assoc.* 31: 153-159.
 7. Friedlander, S. K. 1977. *Smoke, dust and haze. Fundamentals of aerosol behavior.* John Wiley & Sons: New York.
 8. Greenfield, M. A., R. L. Koontz, and D. F. Hausknecht. 1971. Comparison of experiment and theory for the coagulation of aerosols. *J. Colloid. Int. Sci.* 35: 102-113.
 9. Hinds, W. C. 1999. *Aerosol technology, properties, behavior, and measurement of airborne particles.* 2nd Ed., John Wiley & Sons: New York. pp. 90-105.
 10. Hirsch, T., V. Neumeister, S. K. Weiland, E. von Mutius, D. Hirsch, H. Grafe, H. Duhme, and W. Leupold. 2000. Traffic exposure and allergic sensitization against latex in children. *J. Allergy Clinic. Immun.* 106: 573-578.
 11. Kleeman, M. J., and G. R. Cass. 1998. Source concentrations to the size and composition distribution of urban particulate air pollution. *Atmos. Environ.* 32: 2803-2816.
 12. Lanchenmyer, C. and G. M. Hidy. 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.
 13. Lebowitz, M. D., G. Corman, O. Rourke and C. J. Holberg. 1984. Indoor-Outdoor air pollution, allergen and metrological monitoring in an Arid Southwest area. *J. Air Pollution Control Association* 34: 1036-1038.
 14. Liao, C. M., and S. Singh. 1998. Characterizing odor adsorption on dust surface based on age and size distributions of airborne dust in a ventilated airspace. *J. Environ. Sci. Health A* 33: 1091-1117.
 15. Liao, C. M., J. S. Chen, and J. W. Chen. 2000. Dynamic model for predicting dust-borne odour concentrations in ventilated animal housing. *Appl. Math. Modeling* 24: 131-145.
 16. Liao, C. M., J. W. Chen, M. Y. Huang, J. S. Chen and T. J. Chang. 2001. An inhalation dose model for assessing dust-borne VOC-odor exposure from feeding in swine buildings. *Trans. ASAE* 44(6) : 1813-1824.
 17. Liao, C. M., M. Y. Huang, J. W. Chen, and T. J. Chang. 2002. Removal dynamics of airborne road dust in a ventilated airspace. *J. Environ. Sci. Health A* 37(6):1009-1027.
 18. Miguel, A. G., G. R. Cass, M. M. Glovsky, and J. Weiss. 1999. Allergens in paved road dust and airborne particles. *Environ. Sci. Tech.* 33: 4159-4168.
 19. Okuyama, K., and Y. Kousaka. 1977. Turbulent coagulation of aerosols in a stirred tank. *J. Chem. Eng. Japan.* 10: 142-147.
 20. Okuyama, K., Y. Kousaka, and M. Adachi. 1980. Coagulation and deposition of aerosol particles in a flow type chamber. *J. Aerosol Sci.* 11: 11-22.
 21. Repace, J. L. 1982. Proceeding of indoor air pollution. *Environ. Int.* 8: 21-36.
 22. Rogge, W. F., L. M. Hildemann, M. A. Mazurek, G. R. Cass, and B. R. T. Simoneit. 1996. Mathematical modeling of atmospheric fine particle-associated primary organic compound concentrations. *J. Geophys. Res.*

- Atmos. 101: 19379-19394.
23. Saffman, P. G., and J. S. Turner. 1956. On the collision of drops in turbulent clouds. *J. Fluid Mech.* 1: 16-30.
24. Sanders, T. G., J. Q. Addo, A. Ariniello, and W. F. Heiden, 1997. Relative effectiveness of road dust suppressants. *J. Transport. Eng. ASCE* 123: 393-397.
25. Schwartzberg, H. G., and R. E. Treybal. 1968. Fluid and particle motion in turbulent stirred tank. *Ind. Eng. Chem. Fundam.* 7: 1-6.
26. Tiittanen, P., K. L. Timonen, J. Ruuskanen, A. Mirme, and J. Pekkanen. 1999. Fine particulate air pollution, resuspended road dust and respiratory health among symptomatic children. *Eur. Respir. J.* 13: 266-273.
27. Tsai, C. J., D. Y. Miaw, S. F. Chiou, T. Y. Lin, J. B. Chong, C. H. Huang, and S. H. Wang. 1998. The investigation of domestic control technologies for fugitive particle pollutants. The 1998 International Conference on Aerosol Science and Technology, Ping Tong, Taiwan, pp. 417-426.
28. Van de Vate, J. F. 1972. The thickness of the stagnant air layer in aerosol contaminants and the aerodynamic diameter of aggregates of small spheres. *J. Collid. Int. Sci.* 41: 104-107.
29. Wang, I. T., T. Chico, Y. H. Huang, and R. J. Farber. 1999. Development, evaluation, and application of a primary aerosol model. *J. Air Waste Manage. Associ.* 49: 57-68.

收稿日期：民國 94 年 7 月 26 日
修正日期：民國 94 年 9 月 30 日
接受日期：民國 94 年 10 月 3 日