

三种室内颗粒运动分布 模拟方法的比较

北京科技大学 杨彩青*

清华大学 赵彬 杨旭东

北京科技大学 刘双科

摘要 用拉格朗日模型和滑移通量模型及将颗粒当作被动运输标量处理的方法对三维通风小室内颗粒的扩散分布进行了数值模拟，并将模拟结果与相关文献中的实验数据进行了对比。结果表明，用拉格朗日模型模拟的结果除了天花板和入口处附近外与实验数据吻合得都较好；用滑移通量模型模拟的结果在靠近天花板附近与实验数据吻合得较好，其他地方的模拟结果比实验数据稍小；将颗粒当作被动运输标量处理的模拟结果在 0.3 m 以下位置与实验数据吻合得较好，而在靠近天花板附近与实验数据差别较大。

关键词 颗粒 分布 拉格朗日模型 滑移通量模型 被动运输标量

Comparison of three simulation methods of indoor particle dispersion

By Yang Caiqing★, Zhao Bin, Yang Xudong and Liu Shuangke

Abstract Numerically simulates the indoor particle dispersion in a three-dimensional ventilated room by the Lagrangian model, the drift flux model and the passive transport scalar treatment method. Compares the simulation results with the previously published experiment data. The results show that the simulation results by the Lagrangian model agree well with the experiment data except in the area near the ceiling and air inlet, and that those by the drift flux model agree well with the experiment data near the ceiling and are slightly smaller than the experiment data at the other locations, and that those by the passive transport scalar treatment method agree well with the experiment data in the area below 0.3 m and have larger difference with the experimental data near the ceiling.

Keywords particle, dispersion, Lagrangian model, drift flux model, passive transport scalar

★ University of Science and Technology Beijing, Beijing, China

①

0 引言

悬浮在室内的颗粒被认为是室内空气的主要污染物之一，因此对室内颗粒扩散和浓度分布的准确预测对室内空气质量的评价非常重要。用计算流体力学(CFD)模拟颗粒传输和分布的方法主要有两种：欧拉法和拉格朗日法。欧拉法将颗粒相看作连续相来求解颗粒的守恒方程；拉格朗日法是将空气相看作连续相来求解时均 N-S 方程，而将颗粒相看成离散相，通过求解颗粒的动量方程得到单个颗粒的运动轨道。

滑移通量模型是一种只考虑颗粒重力沉降的简化的欧拉模型，Murakami, Shimada, Holmberg, Zhao, Chen 等人都曾用滑移通量模型对室内颗粒的扩散进行过研究^[1-6]。Zhao, Beghein, Zhang,

①☆ 杨彩青，女，1979 年 10 月生，在读硕士研究生

100083 北京科技大学热能工程系 645#

(0) 13126518685

E-mail: caiqingy@163.com

收稿日期：2006-09-05

一次修回：2007-01-15

二次修回：2007-02-21

Chen 等人曾用拉格朗日模型对室内颗粒的扩散进行过研究^[7-9]。

拉格朗日法和欧拉法对室内颗粒的扩散模拟哪个更精确,学术界一直都存在着争议。笔者用滑移通量模型和拉格朗日模型及将颗粒当作被动运输标量处理三种方法进行了对比研究,物理模型选用有详细测量数据的文献[6]中的三维通风小室。

1 数值模拟模型

1.1 对流体相的模拟

由空气流动对颗粒产生的作用力以及颗粒自身重力决定了颗粒的运动方式,因此准确地模拟室内空气流场是模拟颗粒运动和分布的前提和关键。Chen 曾指出 RNG K-ε 湍流模型是比较适合模拟室内空气流动的湍流模型^[10],所以本文采用 RNG K-ε 湍流模型模拟室内的空气流场。另外,也采用 Chen 和 Xu 提出的零方程湍流模型^[11]进行模拟,以加快三维复杂室内流场模拟的收敛速度。本文用的滑移通量模型是在零方程的结果下进行模拟的。

入口边界条件给定速度入口边界条件,速度给定均一人口速度,因为文献[6]中的实验入口为一个开口,不涉及到风口模型,所以给定均一流速也合理。出口边界条件给定出流边界条件。靠近壁面附近的湍流用 RNG K-ε 湍流模型中的壁面函数进行模拟。

1.2 拉格朗日模型

1.2.1 颗粒运动方程和边界条件

拉格朗日模型是通过求解单个颗粒的动量方程得到的,颗粒在流场中受到的力有:流体曳力、热泳力、巴赛特力、虚拟质量力、布朗运动力、压力梯度力、Saffman 提升力等。对于细小的颗粒,由 Zhao 等人的分析可知,颗粒所受的巴赛特力、压力梯度力和虚拟质量力与所受的流体曳力相比非常小,可以忽略不计^[7],而 Saffman 提升力相对比较大,不能忽略不计。因为本文研究的是等温过程,所以热泳力和布朗运动力可以忽略。颗粒所受的曳力由斯托克斯曳力定律求得。因此轨道方程的最后形式为

$$\frac{d\mathbf{u}_p}{d\tau} = \frac{18\mu_a}{\rho_p d_p^3 C_C} (\mathbf{u} - \mathbf{u}_p) + \frac{g(\rho_p - \rho_a)}{\rho_p} + \mathbf{F}_s \quad (1)$$

式中 \mathbf{u}_p 为颗粒的速度, m/s; τ 为时间, s; μ_a 为空气的黏度, Pa·s; ρ_p 为颗粒的密度, kg/m³; d_p 为

颗粒的直径, m; C_C 为克宁汉修正系数; \mathbf{u} 为空气的速度, m/s; g 为自由落体加速度, m/s²; ρ_a 为空气的密度, kg/m³; \mathbf{F}_s 为颗粒受到的 Saffman 提升力, N。

颗粒的湍流扩散用随机轨道模型进行模拟。在随机轨道模型中,颗粒轨道方程中的流体瞬时速度 $\mathbf{u}_a = \bar{\mathbf{u}}_a + \mathbf{u}'_a$, 其中空气的平均速度 $\bar{\mathbf{u}}_a$ 通过 RNG K-ε 湍流模型求解 RANS 方程求得, 波动速度 \mathbf{u}'_a 用随机游走模型(DRW)进行模拟。DRW 模型假设波动速度服从高斯概率密度分布, 波动速度 \mathbf{u}'_a 可以由下式得到:

$$\mathbf{u}'_a = \zeta \sqrt{\overline{\mathbf{u}'_a^2}} = \zeta \sqrt{\frac{2K}{3}} \quad (2)$$

式中 ζ 为服从正态分布的随机变量; $\overline{\mathbf{u}'_a^2}$ 为 \mathbf{u}'_a^2 的平均值; K 为湍流动能。

当颗粒到达空气入口或出口时,将从入口或出口离开,结束颗粒轨道;当到达壁面时,一般情况是粘附到壁面上结束颗粒轨道,因为通常颗粒不能积攒足够的能量来克服壁面的黏附力^[12]。

认为流体(空气)与颗粒之间的作用是单向耦合,因为颗粒的数量较少,所以认为颗粒对流体的作用可以忽略不计。当流场收敛后开始跟踪颗粒轨迹同时记录颗粒在各个时间步长时的位置。

1.2.2 颗粒轨道转换成颗粒浓度的方法

为了得到颗粒的浓度分布,需要将颗粒的轨道进行统计。颗粒浓度的计算用单元格颗粒源法(PSI-C),即

$$C_j = \frac{\dot{M} \sum_{i=1}^m d\tau_{i,j}}{V_j} \quad (3)$$

式中 C_j 为第 j 个单元格内颗粒的平均质量浓度; \dot{M} 为每条轨道所代表的流量,认为每条轨道所代表的流量一样; $d\tau_{i,j}$ 为颗粒在第 j 个单元格第 i 条轨道的停留时间; m 为轨道数; V_j 为第 j 个单元格的体积。

Zhang 等人用拉格朗日 DRW 方法和 PSI-C 法对计算室内颗粒浓度的稳定性进行了分析。当跟踪的轨道数目足够大时可以得到稳定的颗粒浓度场^[9]。本文用自定义的程序完成式(3)从颗粒轨道到颗粒浓度的转换。经过多次计算比较,发现当跟踪的颗粒轨道数不少于 16 000 时,颗粒的浓度

不再随着跟踪轨道数的增大和颗粒的追踪时间间隔的减小而变化。因此本文的轨道模型采用的轨道数为 16 000。

1.3 滑移通量模型

1.3.1 颗粒浓度控制方程

滑移通量模型模拟颗粒扩散的控制方程如下：

$$\nabla \cdot [\rho_p (\mathbf{u}_a + \mathbf{v}_s) C] = \nabla \cdot \left(\frac{\mu_{\text{eff}}}{\sigma} \nabla C \right) + S \quad (4)$$

式中 \mathbf{v}_s 为颗粒的沉降速度, m/s; C 为颗粒的质量浓度, kg/m³; μ_{eff} 为分子黏度和湍动黏度之和, Pa·s; σ 为颗粒的湍流扩散率, 这里取 1.0; S 为颗粒源项。

滑移通量模型通过加入滑移项 $\nabla \cdot (\rho_p \mathbf{v}_s C)$ 将传统的污染物浓度输运方程进行了修正。这里颗粒的滑移项是由颗粒受到空气对它的曳力和自身重力作用引起的相对空气相的滑移。颗粒粒径越大, 滑移项作用越明显。

1.3.2 边界条件

颗粒的壁面沉降边界条件将会影响到颗粒在

$$a = \frac{1}{2} \ln \frac{(10.92 Sc^{-\frac{1}{3}} + 4.3)^3}{Sc^{-1} + 7.669 \times 10^{-4} (r^+)^3} + \sqrt{3} \tan^{-1} \left(\frac{8.6 - 10.92 Sc^{-\frac{1}{3}}}{\sqrt{3} \times 10.92 Sc^{-\frac{1}{3}}} \right) \quad (9)$$

$$b = \frac{1}{2} \ln \frac{(10.92 Sc^{-\frac{1}{3}} + r^+)^3}{Sc^{-1} + 7.669 \times 10^{-4} (r^+)^3} + \sqrt{3} \tan^{-1} \left(\frac{2r^+ - 10.92 Sc^{-\frac{1}{3}}}{\sqrt{3} \times 10.92 Sc^{-\frac{1}{3}}} \right) \quad (10)$$

式(8)~(10)中 Sc 为施密特数, $Sc = \nu/D$, 其中 ν 为空气的运动黏度, D 为颗粒的布朗扩散数; $r^+ = d_p u^* / (2\nu)$ 。

颗粒在壁面处的沉降量由下式进行计算:

$$J_{w,dA} = v_{d,dA} C_{n,dA} \rho_p dA \quad (11)$$

式中 $J_{w,dA}$ 为颗粒在面积为 dA 的壁面处的沉降量, kg/s; $v_{d,dA}$ 为颗粒在面积为 dA 的壁面处的沉积速度, m/s, 由式(5)~(7)求得; $C_{n,dA}$ 为靠近面积为 dA 的壁面处颗粒的质量浓度。

1.4 将颗粒当作被动运输标量处理模型

将颗粒当作被动运输标量处理时将滑移通量模型的滑移项去掉进行求解, 控制方程如下:

$$\nabla \cdot (\rho_p \mathbf{u}_a C) = \nabla \cdot \left(\frac{\mu_{\text{eff}}}{\sigma} \nabla C \right) + S \quad (12)$$

颗粒的沉降边界条件同第 1.3.2 节。

2 物理模型

本文针对文献[6]中 Chen 等人的实验进行研究, 通风小室和相位多普勒测量(PDA)测试系统示意图见图 1。因为流场和颗粒浓度的实验数据

室内的浓度分布, 特别是对沉降速度较大的大颗粒, 因此颗粒在壁面处的沉降不能忽略。颗粒在竖直壁面、地板和天花板上的沉积速度分别由以下公式求得^[13]。

竖直壁面沉积速度 v_{dv} :

$$v_{dv} = \frac{u^*}{I} \quad (5)$$

地板沉积速度 v_{du} :

$$v_{du} = \frac{v_g}{1 - \exp \left(- \frac{v_g I}{u^*} \right)} \quad (6)$$

天花板沉积速度 v_{dd} :

$$v_{dd} = \frac{v_g}{\exp \left(\frac{v_g I}{u^*} \right) - 1} \quad (7)$$

式(5)~(7)中 u^* 为摩擦速度; v_g 为颗粒的重力沉降速度; I 由下式计算^[13]

$$I = [3.64 Sc^{\frac{2}{3}} (a - b) + 39] \quad (8)$$

其中

是用 PDA 系统进行测量的, 所以数据比较精确。颗粒由 PDA 系统排列, 并选取粒径范围在 8~13 μm 之间的颗粒进行分析, 代表 10 μm 颗粒的特性。所用的颗粒是外面镀银的空玻璃球, 颗粒材料的密度为 1 400 kg/m³。

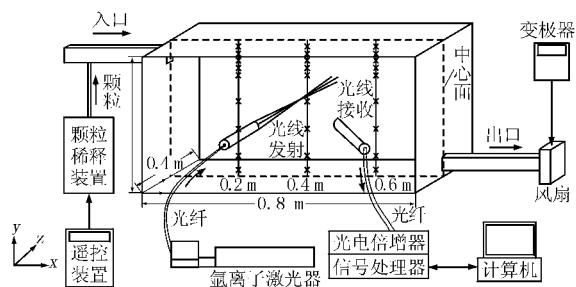


图 1 通风小室和 PDA 测试系统示意图

模拟小室的尺寸为 0.8 m × 0.4 m × 0.4 m(长 × 宽 × 高), 空气入口和出口的尺寸都为 0.04 m × 0.04 m。颗粒的参考浓度为入口处的颗粒质量浓度, 其他位置颗粒质量浓度都除以入口处的颗粒质量浓度得到各处的量纲一质量浓度。分别对入口处

空气速度为 0.225 m/s 和 0.45 m/s (分别对应换气次数为 10 h^{-1} 和 20 h^{-1})的情况进行模拟分析。

3 结果和分析

图 2 显示了用 RNG K- ϵ 湍流模型和零方程模型模拟得到的当入口空气速度为 0.225 m/s 时流场中心面上 $x=0.2, 0.4, 0.6 \text{ m}$ 三个位置的 x 方向的速度与实验数据的对比。从图中可以看出, 两种湍流模型的模拟结果与实验数据吻合得都较好。

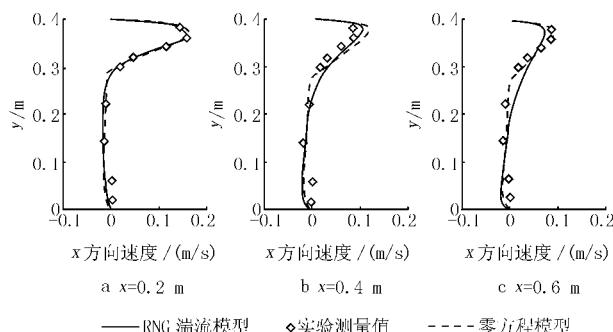


图 2 流场中心面上 $x=0.2, 0.4, 0.6 \text{ m}$ 位置
 x 方向速度的模拟值与实验值的对比

图 3 显示了用拉格朗日模型、滑移通量模型和将颗粒当作被动运输标量处理模拟得到的室内中心面上 $x=0.2, 0.4, 0.6 \text{ m}$ 三个位置的颗粒量纲一质量浓度与实验数据(图中实验测量值为两次测量的平均值)的对比。从图中可以看出, 用拉格朗日模型模拟的结果与实验数据吻合得较好, 只是在

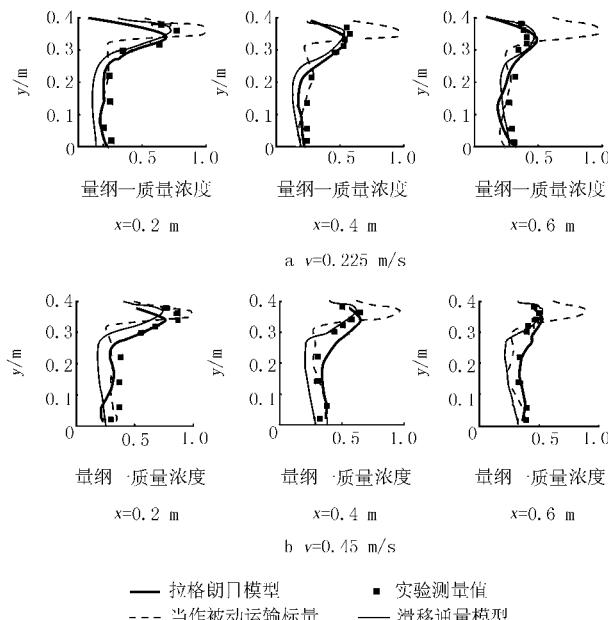


图 3 流场中心面上 $x=0.2, 0.4, 0.6 \text{ m}$ 位置
颗粒量纲一质量浓度的模拟值与实验值的对比

靠近入口和天花板处的模拟结果与实验数据差别较大。这可能是由于拉格朗日模型的边界条件中假定颗粒遇到壁面就沉降到壁面上, 造成在天花板处的模拟结果比实验数据小; 另外, 在入口处颗粒浓度较大, 颗粒碰到壁面的机会多, 造成了在入口附近的壁面上颗粒沉降量过大, 导致误差较大。滑移通量模型在距地面 0.3 m 以上的模拟结果与实验数据吻合得较好, 而对 0.3 m 以下的模拟结果与实验数据相比偏小。将颗粒当作被动运输标量处理时, 对 0.3 m 以下的模拟结果与实验数据吻合得较好, 但是其他位置的模拟结果与实验数据差别较大, 这是由于没有考虑颗粒相对于空气的滑移, 导致颗粒不能沉降到壁面上, 因此 $10 \mu\text{m}$ 的颗粒不能当作被动运输标量进行处理。

图 4 显示了 $v = 0.225 \text{ m/s}$ 时流场中心面上颗粒的浓度分布模拟结果, 图中数值为量纲一质量浓度。从图中可以看出, 拉格朗日模型和滑移通量

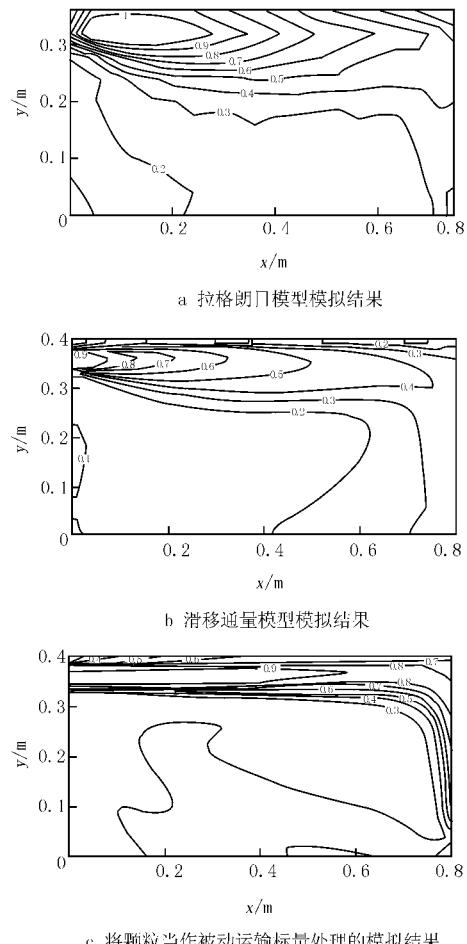


图 4 $v = 0.225 \text{ m/s}$ 时流场中心
面上颗粒量纲一质量浓度分布模拟结果

模型模拟所得浓度在靠近入口(颗粒源)附近的值较大,由于颗粒的沉降作用,颗粒的浓度沿 x 方向递减;由于在地板处的沉降速度比其他壁面的沉降速度大,所以靠近地板附近颗粒浓度比靠近天花板附近颗粒浓度小。这两种模型的模拟结果都比较合理。而将颗粒当作被动运输标量处理模拟得到的颗粒浓度场在靠近天花板位置处的颗粒浓度始终很大,几乎等于入口处颗粒的浓度,这主要是因为没有考虑颗粒相对于空气的滑移。

4 结论

- 4.1 用拉格朗日模型模拟的结果除了天花板和入口处附近外,与实验数据吻合都较好。
- 4.2 用滑移通量模型模拟的结果在靠近天花板附近与实验数据吻合得较好,其他地方的模拟结果比实验数据稍小。
- 4.3 将颗粒当作被动运输标量处理的模拟结果在 0.3 m 以下位置与实验数据吻合得较好,而在靠近天花板附近与实验数据差别较大。

参考文献

- [1] Murakami S, Kato S, Nagano S, et al. Diffusion characteristics of airborne particles with gravitational settling in a convection-dominant indoor flow field [G] //ASHRAE Trans, 1992, 98(1): 82–97
 - [2] Shimada M, Okuyama K, Okazaki S, et al. Numerical simulation and experiment on the transport of fine particles in a ventilated room [J]. Aerosol Science and Technology, 1996, 25(3): 242–255
 - [3] Holmberg S, Li Y. Modelling of the indoor environment—particle dispersion and deposition [J]. Indoor Air, 1998, 8(2): 113–122
 - [4] Holmberg S, Chen Q. Air flow and particle control
-
- (上接第 76 页)
 - with different ventilation systems in a classroom [J]. Indoor Air, 2003, 13(2): 200–204
 - [5] Zhao B, Wu J. Numerical study of particle deposition in two different ventilated rooms [J]. Indoor and Build Environment, 2005, 14(4): 469–479
 - [6] Chen F Z, Yu S C M, Lai A C K. Modeling particle distribution and deposition in indoor environments with a new drift-flux model [J]. Atmospheric Environment, 2006, 40(2): 357–367
 - [7] Zhao B, Zhang Y, Li X, et al. Comparison of indoor aerosol particle concentration and deposition in different ventilated rooms by numerical method [J]. Building and Environment, 2004, 39(1): 1–8
 - [8] Beghein C, Jiang Y, Chen Q. Using large eddy simulation to study particle motions in a room [J]. Indoor Air, 2005, 15(4): 281–290
 - [9] Zhang Z, Chen Q. Experimental measurements and numerical simulation of fine particle transport and distribution in ventilated rooms [J]. Atmospheric Environment, 2006, 40(18): 3396–3408
 - [10] Chen Q. Comparison of different $K-\epsilon$ models for indoor airflow computations [J]. Numerical Heat Transfer, 1995, 28(Part B): 353–369
 - [11] Chen Q, Xu W. A zero-equation turbulence model for indoor air flow simulation [J]. Energy and Buildings, 1998, 28(2): 137–144
 - [12] Hinds W C. Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles [M]. New York: Wiley, 1982
 - [13] Lai A C K, Nazaroff W W. Modeling indoor particle deposition from turbulent flow onto smooth surfaces [J]. Journal of Aerosol Science, 2000, 31(4): 463–476
-

参考文献

- [1] 中国建筑科学研究院空气调节研究所. GB/T 19232—2003 风机盘管机组 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2003
- [2] 刘宗源. 国产风机盘管的合理选用 [J]. 暖通空调, 1996, 26(3): 39–43
- [3] 浙江盾安人工环境设备股份有限公司. 节能型低噪声卡式双吹风机盘管: 中国, 2687563 [P]. 2005-03-23
- [4] 浙江盾安人工环境设备股份有限公司. 卡式双吹风机盘管的“U”形换热器: 中国, 2689112 [P]. 2005-03-30