

长江三角洲地区大气 O_3 和 PM_{10} 的区域污染特征模拟

李莉¹, 陈长虹^{1*}, 黄成¹, 黄海英¹, 李作攀², Joshua S. Fu², Carey J. Jang³, David G. Streets⁴

(1. 上海市环境科学研究院, 上海 200233; 2. Civil and Environmental Engineering, University of Tennessee, Knoxville, TN 37996, USA; 3. Air Quality Modeling Group, Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, NC 27711, USA; 4. Decision and Information Sciences Division, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois 60439, USA)

摘要:以 TRACE-P 污染源资料及上海市地方排放清单为基础, 采用 Models-3/CMAQ 环境空气质量模型和中尺度气象模式 MM5, 模拟研究了 2001-01 和 2001-07 长三角近地面二次污染物 O_3 及 PM_{10} 的浓度分布及输送状况, 并以上海市国控点 2001 年冬、夏季各 10 d 的小时监测数据对模型进行了验证. 验证结果显示, Models-3/CMAQ 对 O_3 和 PM_{10} 的模拟结果与监测值的相关系数分别为 0.77 和 0.52; 一致性指数分别达到 0.81 和 0.99. 模型对 O_3 小时最高浓度的估算偏低 27%, 标准偏差为 -3.1%; 对 PM_{10} 小时平均浓度的估算偏低 10%, 标准偏差为 46%. 模型已具备再现和模拟长三角大气污染输送过程的能力, 且误差落在可接受的范围之内. 模拟结果显示, 2001-07 长三角区域 16 个主要城市中, 有 14 个城市 O_3 小时最大浓度超过国家二级标准, 高浓度 O_3 可覆盖苏南和浙北广大区域. 2001-01 泰州、扬州、南京、镇江、常州等城市受本地排放源和北部大气污染输送的影响显著, 大气 PM_{10} 日均浓度超过 PM_{10} 国家二级标准. 长三角地区环境空气质量与污染类型受大气污染传输与化学转化的影响十分明显. 夏季太阳辐射较强时, 南部城市排放的污染物常以二次污染物的形式影响下风向城市; 太阳辐射较弱的情况下, 则以一次污染物输送为主的形式影响周边地区. 冬季长三角区域颗粒物污染总体水平较高, 这与我国北方地区排放的颗粒物在西北风作用下向长三角输送造成的影响密切相关. 长三角地区的大气污染已逐渐从局地转为区域问题.

关键词:区域污染; 污染输送; 长江三角洲; 空气质量模拟; Models-3/CMAQ

中图分类号: X51 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)01-0237-09

Regional Air Pollution Characteristics Simulation of O_3 and PM_{10} over Yangtze River Delta Region

LI Li¹, CHEN Chang-hong¹, HUANG Cheng¹, HUANG Hai-ying¹, LI Zuo-pan², Joshua S. Fu², Carey J. Jang³, David G. Streets⁴

(1. Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, China; 2. Civil and Environmental Engineering, University of Tennessee, Knoxville, TN 37996, USA; 3. Air Quality Modeling Group, Office of Air Quality Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, NC 27711, USA; 4. Decision and Information Sciences Division, Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois 60439, USA)

Abstract: Based on the TRACE-P emission data and a Shanghai local emission inventory, the regional air quality model Models-3/CMAQ was applied with the mesoscale model MM5 to simulate the distribution and transport status of O_3 and PM_{10} in the Yangtze River Delta (YRD) in January and July 2001. Ten days' hourly monitoring data at Shanghai monitoring sites were used to verify the model performance. Results show that the correlation coefficients between monitoring and simulation data of O_3 and PM_{10} are 0.77 and 0.52, and the indices of agreement reach 0.81 and 0.99, respectively. The Models-3 simulation shows a 27% underestimation of the maximum O_3 hourly concentration, but performs well in average O_3 hourly concentration simulation with a normalized bias of -3.1%. The model shows a 10% underestimation of the average PM_{10} hourly concentration, with a normalized bias of 46%. Models-3/CMAQ has the ability to simulate the processes of air pollution transport in the YRD, and the model results are acceptable. Among the 16 major cities of the YRD, the maximum O_3 hourly concentrations in 14 cities exceed the class II Chinese National Ambient Air Quality Standard (CNAQS). The high O_3 concentration area covers most of the south Jiangsu and north Zhejiang Province. Influenced by local emissions and northerly air pollution transport, the daily average concentrations in Taizhou, Yangzhou, Nanjing, Zhenjiang and Changzhou cities during January of 2001 exceed the Class II national standard. Air pollution transport and chemical transformation are quite obvious in the YRD. In summer, under strong radiation conditions, the air pollutants emitted from southern cities usually impose a negative impact on the downwind cities, due to secondary pollution formation; while under weak radiation conditions, the pollutants impact the surrounding area with primary pollution. In winter, the particle pollution level in the YRD is relatively high, which is closely related to the transportation of particulates from the north area to the YRD. The air pollution in the YRD has developed as a regional problem, rather than just a local one.

Key words: regional pollution; trans-boundary pollution; Yangtze River Delta; air quality simulation; Models-3/CMAQ

收稿日期: 2007-02-07; 修订日期: 2007-04-04

作者简介: 李莉(1979~), 女, 硕士, 工程师, 主要研究方向为区域大气污染输送、交通环境, E-mail: lili@saes.sh.cn

* 通讯联系人, E-mail: chench@saes.sh.cn

随着经济的快速增长和城市群的迅速增加,京津冀、珠三角和长三角出现的区域性大气污染正成为人们普遍关注的重点.为了解区域大气污染特征、改善区域环境空气质量,Chan 等^[1]测量了北京地区大气中颗粒物含量及其物化特性;粤港合作^[2]在珠三角地区开展了大气污染综合性观测;Cheung 等^[3]在长三角地区观测了 O_3 的污染水平和发生频率.为揭示区域大气污染输送及其影响,刘煜等^[4-7]利用 CMAQ 和二维欧拉统计模式开展了华北地区城市间大气污染的相互影响和输送模拟研究;Streets 等^[8]利用 CMAQ 模拟了各种控制措施下 2008 北京奥运会期间的环境空气质量;王淑兰等^[9]利用 CALPUFF 模型开展了珠三角城市间 SO_2 污染的相互影响研究.在长三角地区,Chameides 等^[10-13]的大气污染观测结果显示,中国东部地区曾出现高浓度 O_3 ;王会祥等^[14]在长三角地区对痕量气态污染物浓度的连续观测中发现,该地区 NO_x 、 SO_2 、CO 浓度远高于环境背景值,且 O_3 浓度较高;胡建林等^[15]分析了长三角地区 O_3 的生成过程后认为,该地区的大气具有较强的氧化性.然而,用有限的观测资料来诠释长三角大气污染的形成过程和区域性特点无疑是十分困难的.为了解长三角大气中 O_3 和 PM_{10} 的形成过程和区域性污染特点,本研究采用美国第 3 代空气质量模型 Models-3/CMAQ,模拟了化学转化条件下长三角大气污染输送,旨在为改善长三角环境空气质量提供决策参考.

1 材料与方法

1.1 第 3 代空气质量模型 (Models-3/CMAQ) 简介^[16]

目前用于大气环境研究有许多不同尺度的空气质量模型.这些模型包括第 1 代拉格朗日轨迹模型,第 2 代欧拉网格模型,及近年来开发的“第 3 代空气质量模型系统”,即“Models-3”^[17].在实际应用中,第 1 代模型仅适用于原生污染物在大气中的扩散研究和在简化化学反应机制下的传输模拟.第 2 代模型虽然可以模拟具有较为复杂的化学反应机制下的大气污染传输问题,但由于其设计分别针对光化学反应气态或固态污染物,因而模拟结果通常只能给出单一介质的污染物浓度.Byun 等^[18]对这类模型的优缺点做了详细地描述.为此,美国 EPA 在开发第 3 代环境空气质量模型 (Models-3) 中采纳了一个大气 (One-Atmosphere) 的概念,该模型可在一次计算中完成对 O_3 、颗粒物及干湿沉降的模拟,从而为了解大气污染

物在长距离输送中的迁移转化行为及二次污染物的形成过程、全面评估空气质量提供了有力的工具.

Models-3 空气质量模型系统包括排放源处理、气象条件模拟及化学传输模拟等模块.此外,还包含数据分析及可视化工具.其中多尺度空气质量模型系统 CMAQ (Community Multi-scale Air Quality Modeling System) 是 Models-3 模拟系统的核心模块,它可以模拟多种污染物的输送和转化过程.

1.2 模拟区域及时间

模拟区域以 ($110^{\circ}E$, $34^{\circ}N$) 为中心,采用 3 层嵌套网格,网格精度分别为 36 km (整个中国), 12 km (东部沿海), 4 km (长三角区域).地图投影采用兰伯特 (Lambert) 投影.其中,长三角区域格点数为 118×136 ,包括了江浙沪共 16 个城市.

考虑到区域排放清单及监测资料的可获得性,本实验选择 2001 年 TRACE-P 的排放数据^[19]开展研究,模拟时间取 2001-01-01 ~ 2001-01-31 和 2001-07-01 ~ 2001-07-31,以代表冬季和夏季,在每个月份之前增加 5 d 模拟时间,以消除初始条件的影响.

1.3 污染源清单

长三角大气污染物排放清单主要包括高架源、工业源、流动源、生活源和生物质排放源.其中,上海部分的污染物排放清单用当地的排放源资料.由于缺乏江浙 2 省完整的地方排放清单,故直接采用 TRACE-P 东亚地区的污染物排放清单.有关此清单的排放估算方法及不确定性分析已在 Streets 等^[19-22]的研究中进行了详细说明,此处不再赘述.

1.4 气象资料

采用 MM5 中尺度气象场模式进行区域气象场模拟,然后由 Models-3 的气象-化学界面处理器 MCIP 模块 (Meteorology-Chemistry Interface processor) 向模型提供模拟时段所需的网格化气象资料.

1.5 参数设置

模型的运行流程及参数设置见图 1. CMAQ 核心模块 CCTM (CMAQ Chemical Transport Model) 采用 CB-IV 化学反应机制 (Carbon Bond-IV chemical mechanism), 该反应机制包括 36 种化学反应物, 93 种化学反应和 11 种光分解率^[16].

2 模型验证

选择上海市普陀、虹口、闵行、南汇及淀山湖 5 个监测站点的监测数据用于模型验证.其中,虹口站点位于内环以内,代表市中心点;普陀位于内外环

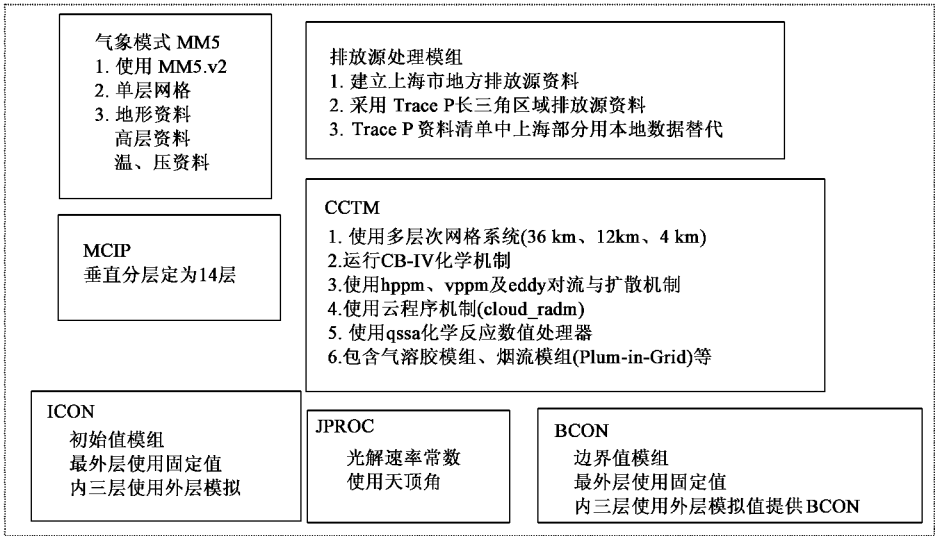


图 1 模拟套件及参数设置

Fig.1 Model configuration and setup

间,代表城郊结合部;闵行位于外环以外,代表近郊;淀山湖位于上海西郊,代表郊区;南汇代表上海东南远郊滨海区.

2.1 O₃ 验证结果

由于夏季 O₃ 污染较冬季明显,故本研究选取 2001-07-04 ~ 2001-07-13 普陀、南汇、淀山湖 3 个站点的小时监测数据进行模型验证.图 2 为 O₃ 模拟结果与监测数据的对照.由图 2 可见,该模型能够很好地反映 O₃ 的日变化规律,上午随着太阳辐射的增强, O₃ 浓度逐渐增加;下午随着太阳辐射的减弱,浓度逐渐下降,入夜后 O₃ 逐渐减少甚至消失.模拟所得的 O₃ 时间变化与监测值的波动基本保持一致.

此外,模型还良好地表达了夏季市区排放的 NO_x 和 HC 经大气污染输送和化学转化,在郊区形成高浓度 O₃ 的实际状况.模拟结果显示,郊区淀山湖测站 O₃ 浓度的模拟值明显高于普陀和虹口等市区测站,这一结果较好地再现了 O₃ 浓度观测值的地域性差别.

从总体上看,模型对于市中心的普陀站点模拟结果好于郊区的淀山湖站.而对淀山湖站的 O₃ 浓度模拟结果略低于监测值.这可能是对郊区排放源估算偏低所造成的.

图 3 为模拟值与监测值的 2 倍误差分析结果.由对比结果可见,模拟值有 61% 的数据位于 2 倍误差范围以内,表明 Models-3/CMAQ 对二次污染物 O₃

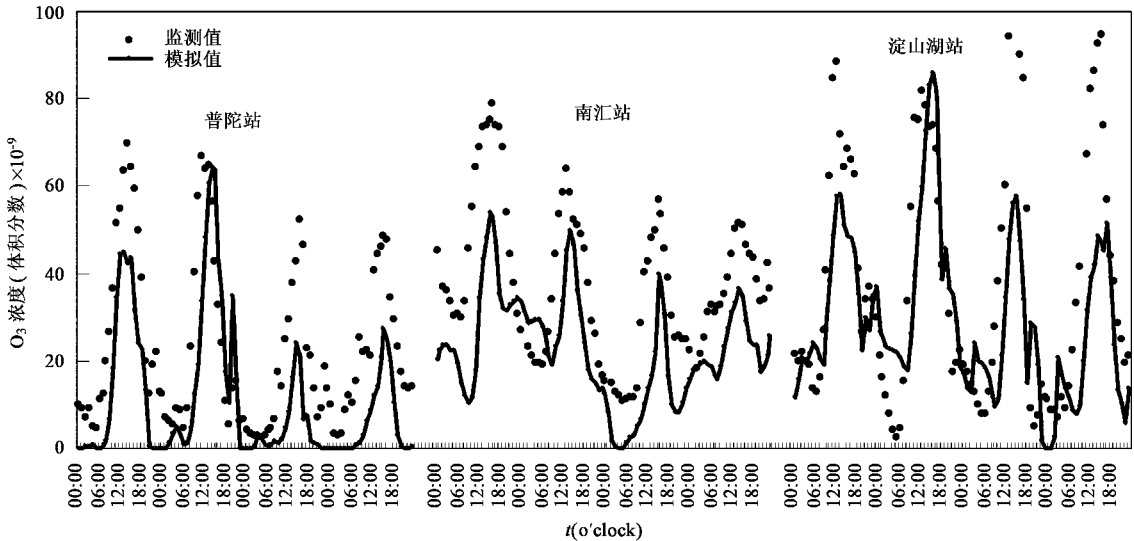


图 2 2001-07-10 ~ 2001-07-13 O₃ 模拟结果与监测值对比分析

Fig.2 Comparisons of the predicted O₃ hourly concentrations against the monitoring data during Jul. 10 ~ 13, 2001

具有较好的模拟能力.

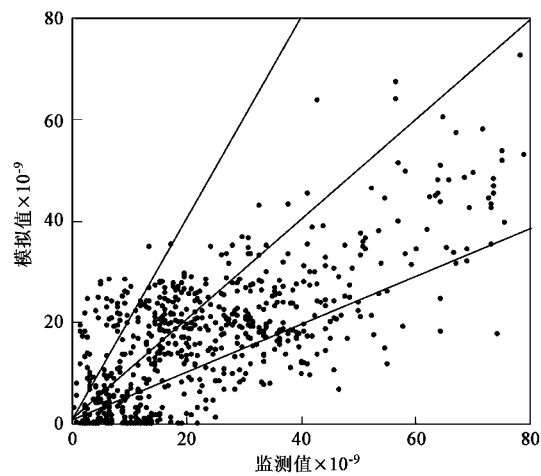


图 3 2001-07-04 ~ 2001-07-13 O₃ 模拟值与监测值 2 倍误差分析

Fig.3 Factor of two analysis between the predicted O₃ hourly concentrations against the monitoring data

2.2 PM₁₀ 验证结果分析

考虑到冬季颗粒物污染较为显著,本研究选取 2001-01-12 ~ 2001-01-22 市区的虹口测站及郊区的闵行、淀山湖、南汇共 4 个测站的监测资料,进行 PM₁₀ 模拟结果与监测值的对比验证,对比结果片断见图 4.

由监测资料可见,由于本地区颗粒物主要污染来自燃料燃烧、工艺排放、机动车尾气排放以及道路、堆场、工地的扬尘和海洋产生的海盐粒子等,且排放强度受人为活动影响较大,因此昼间颗粒物浓度明显高于夜间,且颗粒物浓度在地域上的分布呈现近郊 > 市区 > 远郊.

Models-3/CMAQ 的模拟结果基本反映了 PM₁₀ 浓度的时空变化特征(图 4),且与监测值的变化趋势基本相近;CMAQ 对近郊闵行测站、市区虹口测站、郊区淀山湖测站和远郊南汇测站 PM₁₀ 小时平均浓度的模拟值分别为 75.5 μg/m³(监测值 99.1 μg/m³)、

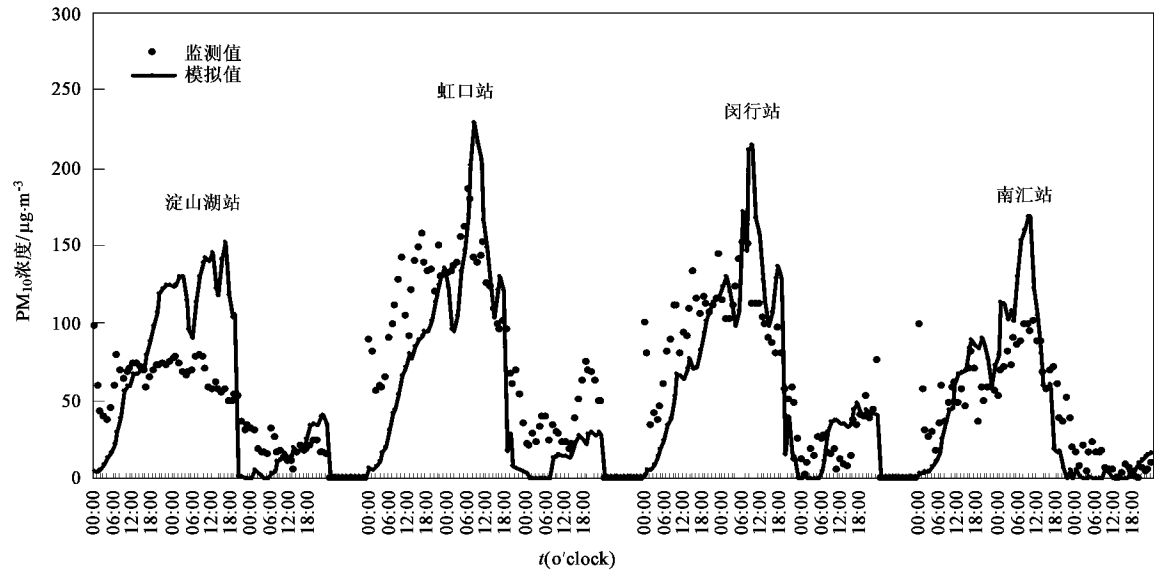


图 4 2001-01-20 ~ 2001-01-22 PM₁₀ 模拟结果与监测值对比分析

Fig.4 Comparisons of predicted PM₁₀ hourly concentrations against the monitoring data during Jan. 20 ~ 22, 2001

87.4 μg/m³(监测值 92.7 μg/m³)、64.5 μg/m³(监测值 69.9 μg/m³)和 56.7 μg/m³(监测值 53.5 μg/m³),小时平均浓度的相对误差为 - 6.0% ~ 23.8% .

图 5 为模拟值与监测值的 2 倍误差分析结果. 由图 5 可见,冬季时段的模拟值有 63% 的数据位于 2 倍误差范围以内.

2.3 验证结果统计分析

为量化模型结果的准确性,本研究应用标准偏差(normalized bias)、一致性指数(Index of agreement)、相关系数(correlation coefficient)及 2 倍误差(Factor of two)等统计方法对模型结果做进一步的量化验证.

其中,标准偏差计算方法见公式(1):

Bias = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{p_i - o_i}{o_i} \tag{1}

按美国 EPA 建议^[23],如果 O₃ 的标准偏差在 ± 15% 以内,则认为该模型的 O₃ 模拟结果可以接受.

一致性指数的计算方法如公式(2)所示:

I = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (p_i - o_i)^2}{\sum_{i=1}^N (|p_i - \bar{o}| + |o_i - \bar{o}|)^2} \tag{2}

式中, p_i 表示模拟浓度, ō 表示平均观测浓度, I = 1

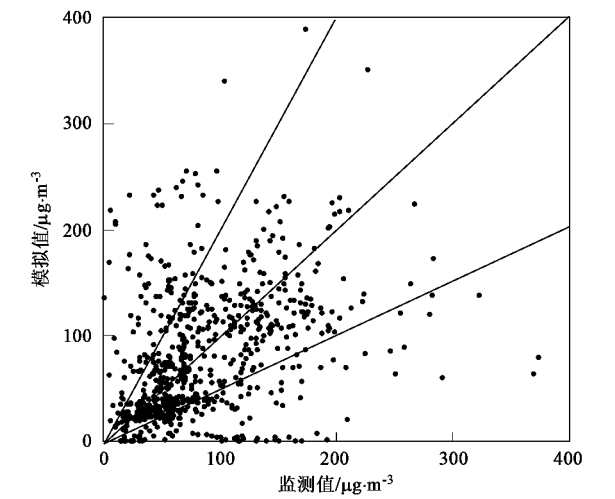


图 5 2001-01-12 ~ 2001-01-22 PM₁₀模拟值与监测值 2 倍误差分析

Fig.5 Factor of two analysis between the predicted PM₁₀ hourly concentrations against the monitoring data

则表示模拟值与观测值之间完全一致.

2 倍误差计算方法见公式(3):

$$F = \frac{P_i}{o_i} \tag{3}$$

统计 $1/2 \leq F \leq 2$ 的数量占样本总数的百分比,越接近 100%,表示模拟效果越好. O₃ 和 PM₁₀ 模拟值与观测值验证的统计分析结果见表 1.

表 1 各种污染物模拟值与观测值对比统计分析结果				
Table 1 Statistical comparison of the CMAQ predicted value with the monitoring data				
项目	O ₃ (体积分数)×10 ⁻⁹		PM ₁₀ /μg·m ⁻³	
	监测值	模拟值	监测值	模拟值
小时均值	25.70	18.24	79	71
最大值	117.13	85.69	338	388
最小值	0.47	0.00	1	0
相关系数	0.77		0.52	
I	0.81		0.99	
Bias/ %	-3.1		46	
2 倍误差/ %	61		64	
样本数	696		1 032	

统计分析结果显示, Models-3/CMAQ 对 O₃ 和 PM₁₀ 的模拟结果与监测值的相关系数分别为 0.77 和 0.52;一致性指数分别为 0.81 和 0.99.与监测值相比,模型对 O₃ 小时平均浓度模拟偏低约 30%,对 O₃ 小时最大浓度的模拟值偏低约 27%,模拟结果的标准偏差(normalized bias)为 -3.1%;对 PM₁₀ 小时平均浓度估算偏低约 10%,标准偏差为 46%.

从总体而言,第 3 代空气质量模型 Models-3/CMAQ 对长三角大气中二次污染物 O₃ 和 PM₁₀ 浓度模

拟的准确度基本达到可接受的范围,并能较好地再现 O₃ 和 PM₁₀ 在长三角的形成过程和时空变化.

3 结果与讨论

3.1 O₃ 的浓度水平与生消演变过程

表 2 为 Models-3/CMAQ 对 2001-07 长三角区域 16 个主要城市 O₃ 小时最大浓度的模拟结果及超过国家二级标准(0.20 mg/m³,约 93×10⁻⁹)的倍数.由表 2 可见,长三角区域 16 个主要城市中,有 14 个城市 O₃ 小时最大浓度均超过国家二级标准,其中,位于北部、西部的南京、泰州、无锡、扬州市的 O₃ 小时最大浓度均达到 163×10⁻⁹,是国家二级标准的 1.75 倍.

表 2 长三角 16 个主要城市 O ₃ 最大小时浓度及超标倍数				
Table 2 Maximum O ₃ hourly concentrations in the 16 major cities and exceeding ratio				
城市	O ₃ 小时最大浓度 (体积分数)×10 ⁻⁹	超标 倍数	城市	O ₃ 小时最大浓度 (体积分数)×10 ⁻⁹
常州	119	0.28	绍兴	100
杭州	114	0.23	苏州	129
湖州	119	0.28	泰州	163
嘉兴	107	0.15	台州	85
南京	163	0.75	无锡	163
南通	129	0.39	扬州	163
宁波	107	0.15	镇江	127
上海	129	0.39	舟山	67

为探讨长三角地区 O₃ 的生消过程,本研究选取该地区 O₃ 日均浓度出现最高值的日期(2001-07-19),并绘制该日不同时刻的 O₃ 小时浓度分布图开展分析.由图 6 给出的 O₃ 小时浓度分布可见,长三角地区地面 O₃ 浓度的空间分布受太阳辐射和风向的影响发生明显变化,其中太阳辐射强度决定了 O₃ 的生消过程,风向与风速决定了 O₃ 的输移方向与高浓度出现的地点.当太阳升起之后,该地区排放的 NO_x 和 HC 在阳光的照射下开始在浙北地区形成 O₃,并随着辐射强度逐步增加而逐渐升高,O₃ 的污染范围逐渐扩大;在东南风的作用下,高浓度 O₃ 逐渐从上海西南部的湖州、杭州一带向北、向西输移.14:00~16:00 时,高浓度 O₃ 覆盖了扬州、南京、镇江、南通等广大地区.14:00 南京市的 O₃ 最高小时浓度达 129×10⁻⁹.15:00 O₃ 最高出现在太仓市附近,此刻整个长三角的 O₃ 浓度水平最高,污染范围最大.16:00 以后,太阳辐射强度开始减弱,区域 O₃ 浓度逐渐降低,午夜后达到最低.从整个区域的 O₃ 生消过程可以看出,在太阳辐射较强的季节,一些 NO_x 和 HC 排放较高的城市,昼间其 O₃ 浓度较低,

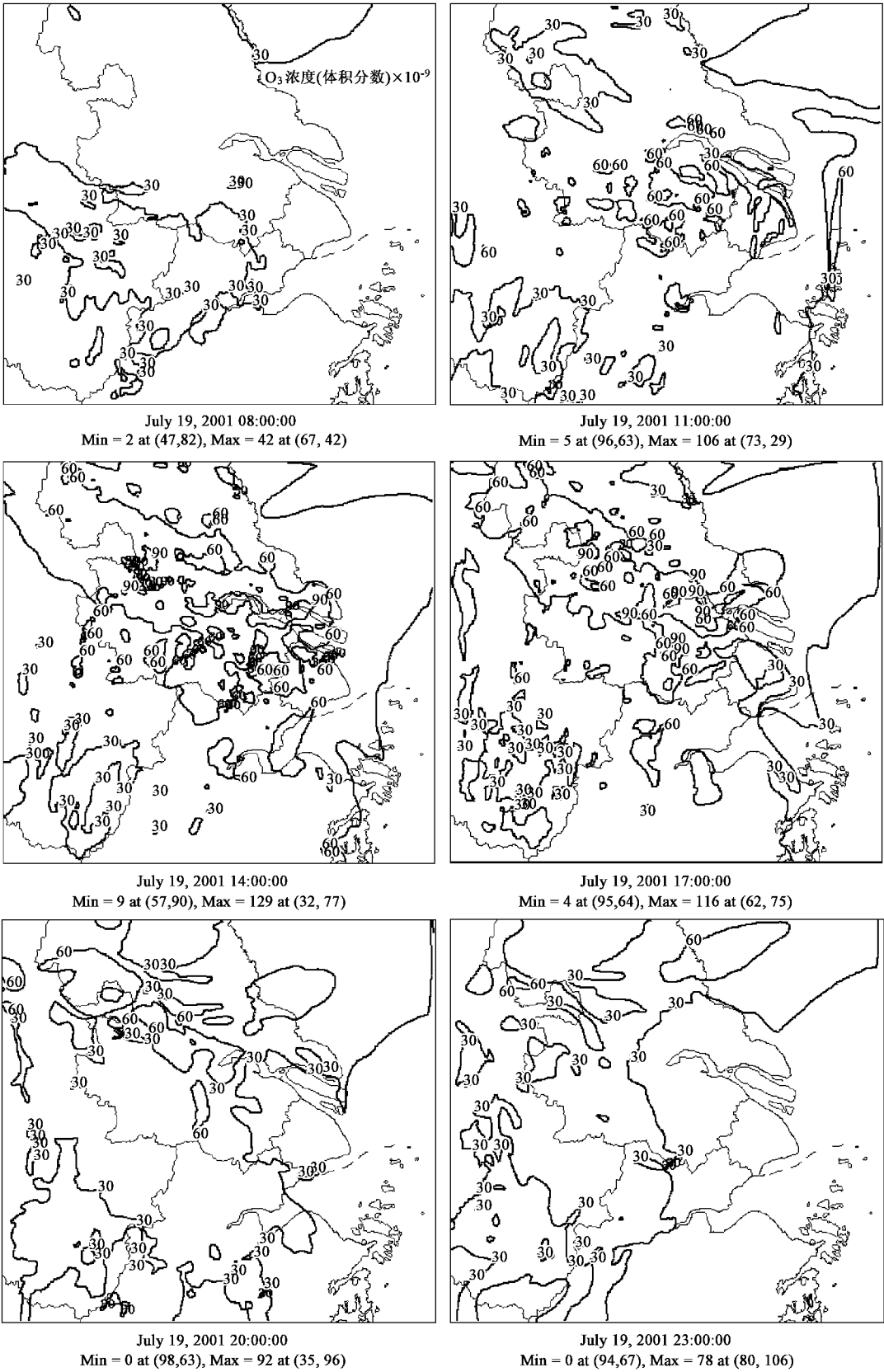


图 6 2001-07-19 不同时刻地面 O_3 小时浓度分布

Fig.6 Spatial distribution of hourly O_3 concentrations on Jul.19, 2001

它们排放的 NO_x 和 HC 主要以二次污染物的形式影响下风向城市;而在太阳辐射较弱的时刻,这些城市通常以一次污染物的形式影响周边地区.

3.2 PM₁₀ 浓度的区域性变化

图 7 为 2001-01 长三角区域 PM₁₀ 日均浓度模拟值.由模拟结果可见,2001-01 整个区域 PM₁₀ 的日均浓度为 55.51 μg/m³,其中长三角 16 个城市日均浓度为 59.81 μg/m³.在长三角 16 个主要城市中,南京市

PM₁₀ 日均浓度最高,达 80.00 μg/m³,其次分别为扬州、泰州、镇江、常州、嘉兴和无锡.而宁波、台州、舟山 PM₁₀ 日均浓度最低,舟山为 32.53 μg/m³,优于国家一级标准(日平均 50 μg/m³).

在模拟月份内,16 个城市 PM₁₀ 日均浓度超过国家二级标准限值(150 μg/m³)的次数共出现 21 次;其中南京市、扬州市、泰州市、镇江市和常州市分别有 3 d 超标,无锡 2 d,嘉兴、绍兴和杭州分别有 1 d 超标.

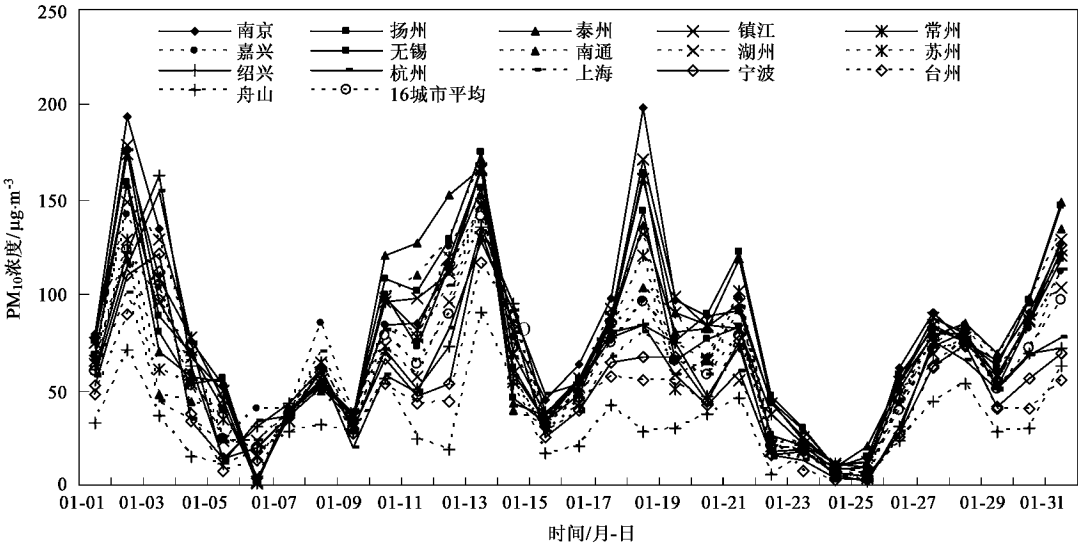


图 7 2001-01 长三角 16 个主要城市 PM₁₀ 日均浓度

Fig.7 PM₁₀ daily average concentrations in the 16 major cities of YRD during Jan.2001

模拟结果显示,2001-01-13 前后,长三角区域低空主导气流为西北风,且系统深厚,导致北方大气污染大量向东南方向输移,2001-01-13 大气中 PM₁₀ 日均浓度高达 133.80 μg/m³,为当月最高日均浓度,超过国家二级标准(150 μg/m³)的区域主要包括泰州、扬州、南京、镇江、常州等城市,见图 8.

为进一步探讨颗粒物的输送状况,图 9 给出了 2001-01-13 不同时刻 PM₁₀ 小时浓度的变化.由图 9 可见,受西北风影响,携带高浓度 PM₁₀ 的气团由江苏北部进入长三角,逐渐向东和向南方向输移,影响范围随着时间的推移逐渐扩大.11:00 左右,江苏淮安市为整个长三角受颗粒物污染影响最大的地区,其大气中 PM₁₀ 的小时最高浓度达 432 μg/m³. 22:00 高浓度颗粒物气团依次影响扬州、南京、镇江、南通、常州、苏州、无锡等城市.

4 结论

(1)Models-3/CMAQ 模型对大气中二次污染物的形成与输送具有较强的模拟能力,能很好地反映二次污染物的日变化及地域差异.模型对 O₃ 和 PM₁₀

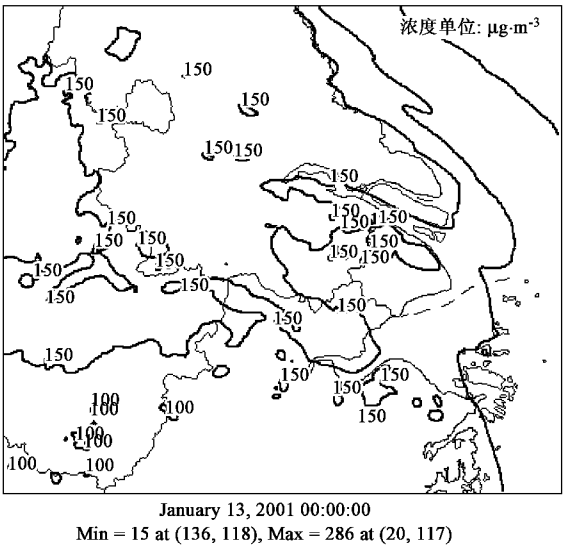


图 8 2001-01-13 长三角区域 PM₁₀ 日均浓度分布

Fig.8 PM₁₀ daily average concentrations over YRD on Jan.13,2001

的模拟结果与监测值的相关系数分别为 0.77 和 0.52;一致性指数分别为 0.81 和 0.99.模型对 O₃ 小时最大浓度的模拟值偏低约 27%,标准偏差为 -3.1%;对 PM₁₀ 小时平均浓度的模拟值偏低约

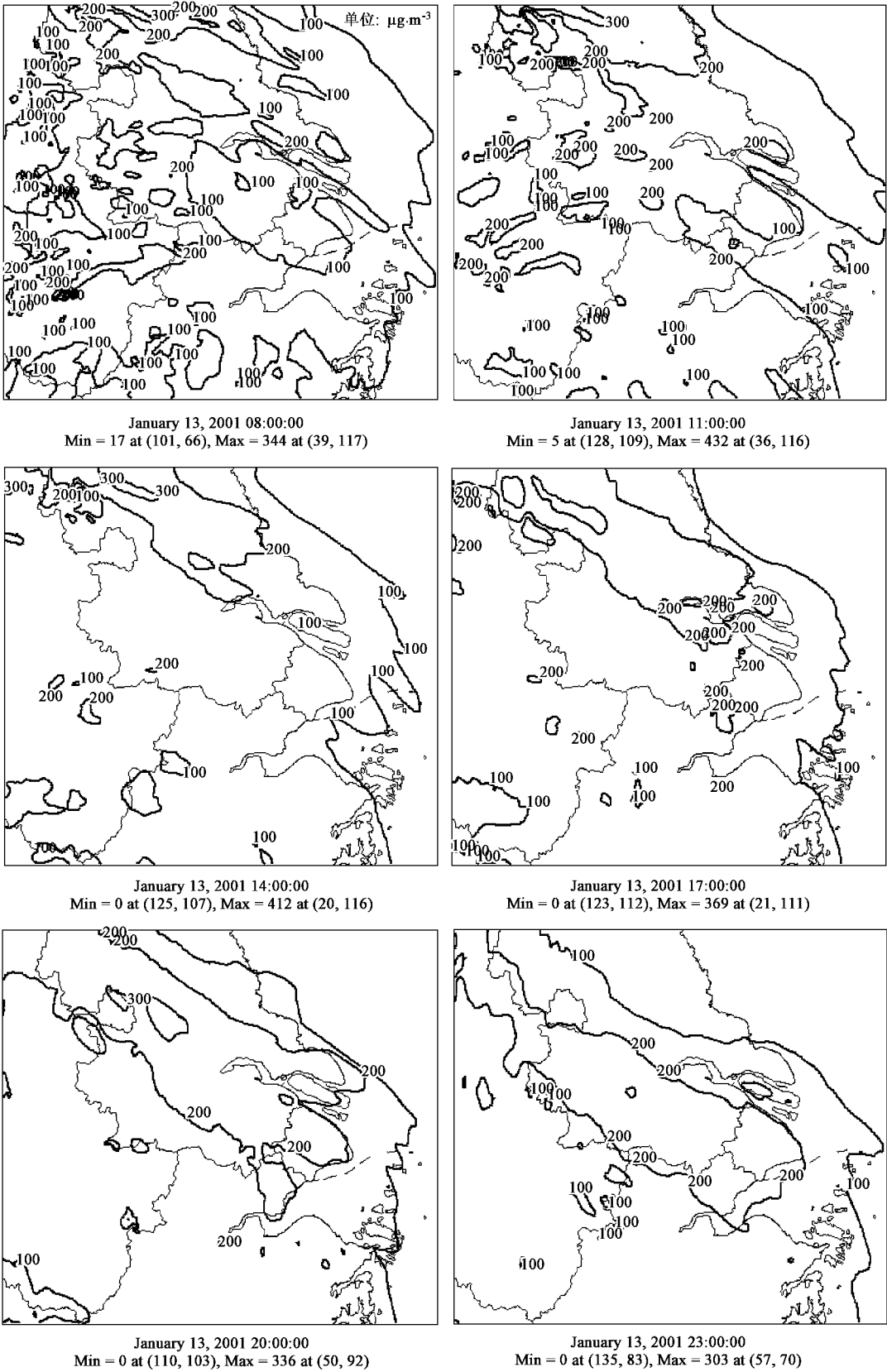


图 9 2001-01-13 不同时段地面 PM_{10} 小时浓度分布

Fig.9 Spatial distribution of hourly PM_{10} concentrations on Jan.13, 2001

10%,标准偏差为 46%。模型对长三角大气中二次污染物 O₃ 和 PM₁₀ 浓度模拟的准确度基本达到可接受的范围。

(2)模拟结果显示,2001-07 长三角 16 个主要城市中,有 14 个城市 O₃ 小时最大浓度超过国家二级标准,其中,南京、泰州、无锡、扬州市 O₃ 小时最大浓度均达到了 163×10^{-9} 。地面 O₃ 浓度的空间分布受气流输送和太阳辐射强度影响明显。在东南风和大气化学的作用下,本地区排放的 NO_x 和 HC 常在江苏南部和浙江北部表现出高 O₃ 浓度特征。

(3)2001-01 期间我国北方排放的颗粒物在北风作用下大量向南输送,影响长三角地区。整个区域 PM₁₀ 的日均浓度为 $55.51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。其中南京市 PM₁₀ 日均浓度最高,达 $80.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$,其次分别为扬州、泰州、镇江、常州、嘉兴和无锡。而宁波、台州、舟山 PM₁₀ 日均浓度最低。超过国家二级标准的有泰州、扬州、南京、镇江、常州等城市。长三角大气中 PM₁₀ 的含量除了与本地排放有关外,还与区外输送直接相关。

(4)大气污染输送与化学转化的作用与影响在长三角地区表现的十分突出。夏季,长三角区域受东南风气流影响,其大气污染特征随气流输送方向和太阳辐射强度而表现出不同的形式。在太阳辐射较强的条件下,南部城市排放的污染物常以二次污染物的形式影响下风向城市;而在太阳辐射较弱时,则以一次污染物输送为主影响周边地区。冬季,长三角区域颗粒物污染的总体水平较高,这与我们北方地区排放的颗粒物在西北风主导气流的影响下向长三角输送所造成的影响密切相关。长三角地区的大气污染已逐渐从局地转为区域问题。

参考文献:

- [1] Chan C Y, Xu X D, Li Y S, *et al.* Characteristics of vertical profiles and sources of PM_{2.5}, PM₁₀ and carbonaceous species in Beijing[J]. *Atmospheric Environment*, 2005, **39**(28): 5113-5124.
- [2] Civic Exchange. Hong Kong and Pearl River Delta Pilot Air Monitoring Project[R]. Hong Kong: Civic Exchange, 2004. 1-25.
- [3] Cheung V T F, Wang T. Observational study of ozone pollution at a rural site in the Yangtze River Delta of China[J]. *Atmospheric Environment*, 2001, **35**(29): 4947-4958.
- [4] 刘煜,李维亮,周秀骥. 夏季华北地区二次气溶胶的模拟研究[J]. *中国科学 D 辑:地球科学*, 2005, **35**(增刊): 156-166.
- [5] 孙雪丽,程水源,陈东升,等. 区域污染对北京市采暖期 SO₂ 污染的影响分析[J]. *安全与环境学报*, 2006, **6**(5): 83-87.
- [6] 许建明,徐祥德,刘煜,等. CMAQ-MOS 区域空气质量统计修正模型预报途径研究[J]. *中国科学(D 辑)*, 2005, **35**(增刊 I): 131-144.
- [7] 张志刚,高庆先,韩雪琴,等. 中国华北区域城市间污染物输送研究[J]. *环境科学研究*, 2004, **17**(1): 14-20.
- [8] Streets D G, Joshua S F, Carey J J, *et al.* Air quality during the 2008 Beijing Olympic Games[J]. *Atmospheric Environment*, 2007, **41**(3): 480-492.
- [9] 王淑兰,张远航,钟流举,等. 珠江三角洲城市间空气污染的相互影响[J]. *中国环境科学*, 2005, **25**(2): 133-137.
- [10] Chameides W L, Li X S, Tang X Y, *et al.* Is ozone pollution affecting crop yields in China[J]. *Geophysical Research Letters*, 1999, **26**(7): 867-870.
- [11] Xu J L, Zhu Y X, Li J L. Case Studies on the Processes of Surface Ozone Pollution in Shanghai[J]. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 1999, **49**(6): 716-724.
- [12] Luo C, John J C, Zhou X J, *et al.* A non-urban ozone air pollution episode over eastern China: observations and model simulations[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2000, **105**(D2): 1889-1908.
- [13] Wang T, Cheung V T F, Anson M, *et al.* Ozone and related gaseous pollutants in the boundary layer of eastern China: overview of the recent measurements at a rural site[J]. *Geophysical Research Letters*, 2001, **28**(12): 2373-2376.
- [14] 王会祥,唐孝炎,王木林,等. 长江三角洲痕量气态污染物的时空分布特征[J]. *中国科学(D 辑)*, 2003, **33**(2): 114-118.
- [15] 胡建林,张远航. 长江三角洲地区臭氧生成过程分析[J]. *环境科学研究*, 2005, **18**(2): 13-18.
- [16] Byun D W, Ching J K S. Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System[R]. Research Triangle Park, NC: U. S. Environmental Protection Agency, 1999. 1-1-2-8.
- [17] Dennis R L, Byun D W, Novak J H, *et al.* The Next Generation of Integrated Air Quality Modeling: EPA's Models-3[J]. *Atmospheric Environment*, 1996, **30**(12): 1925-1938.
- [18] Byun D W, Ching J K S, Novak J, *et al.* Development and Implementation of the EPA's Models-3 Initial Operating Version: Community Multi-scale Air Quality (CMAQ) Model [A]. In: Gryning S E, Chaumerliao N (eds). *Air Pollution Modeling and its Application* Ⅺ, Ed. Plenum Publishing Corp, 1997. 357-368.
- [19] Streets D G, Bond T C, Carmichael G R, *et al.* An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2003, **108**(D21): 8809.
- [20] Street D G, Jiang K J, Hu X L, *et al.* Recent reductions in China's greenhouse gas emissions[J]. *Science*, 2001, **294**(5548): 1835-1837.
- [21] Streets D G, Yarber K F, Woo J H, *et al.* Biomass burning in Asia: Annual and seasonal estimates and atmospheric emissions[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, **17**(4): 1099-1118.
- [22] Carmichael G R, Tang Y, Kurata G, *et al.* Evaluating Regional Emission Estimates Using the TRACE-P Observations[J]. *Journal of Geophysical Research*, 2003, **108**(D21): 8810.
- [23] O'Neill S M, Lamb B K, Chen J, *et al.* Modeling Ozone and Aerosol Formation and Transport in the Pacific Northwest with the Community Multi-Scale Air Quality (CMAQ) Modeling System[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, **40**(4): 1286-1299.