

北京奥运交通限行前后街道机动车污染的模拟

汪婷, 谢绍东*

(北京大学环境科学与工程学院, 环境模拟与污染控制国家重点实验室, 北京 100871)

摘要: 为评估北京市街道的机动车污染状况及奥运期间的改善程度, 利用 OSPM 模型模拟计算了 2008 年 7 月奥运交通限行前后北京街道大气中 PM_{10} 、 CO 、 NO_2 和 O_3 的浓度, 得到其在限行前的日均浓度值分别为 $146 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $3.83 \text{ mg}/\text{m}^3$ 、 $114.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 4.71×10^{-9} , 限行后为 $112 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $3.16 \text{ mg}/\text{m}^3$ 、 $102.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 5.31×10^{-9} , 削减率分别是 23.4%、20.5%、10.5% 和 -12.5%。对污染物在限行前后的浓度变化和日变化趋势的研究发现, PM_{10} 浓度受交通限行影响削减最大; CO 浓度的日变化趋势与机动车流量的变化最为类似; NO_2 在限行后的削减幅度有限, 表明其浓度还受到除交通排放外的其他因素影响; O_3 浓度在限行期间有所上升, 说明限行措施不能降低街道中大气 O_3 浓度。另外, 比较不同类型街道的计算结果, 发现街道车型构成与几何形状对污染物浓度变化有影响。总之, 北京市在实施交通管制前, 街道中 PM_{10} 、 CO 和 NO_2 的日均浓度均接近或超过国家空气质量二级标准限值, 机动车污染状况较为严重; 交通限行可有效降低一次污染物的浓度, 但二次污染物的浓度有可能升高。

关键词: 机动车污染 街道峡谷 北京奥运 OSPM 模型

中图分类号: X823; X820.6 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301(2010)03-0566-07

Modeling the Vehicle Pollution in the Urban Streets Before and During the Beijing Olympic Games Traffic Control Period

WANG Ting, XIE Shao-dong

(State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, College of Environmental Science and Engineering, Peking University, Beijing 100871, China)

Abstract In order to investigate the vehicle pollution situation in the streets in Beijing and the abatement during the Olympic Games, the OSPM model was applied to calculate the concentrations of PM_{10} , CO , NO_2 and O_3 inside the urban streets of Beijing before and during the Olympic traffic controlling period in July, 2008. The modeled concentrations before the traffic control are $146 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $3.83 \text{ mg}/\text{m}^3$, $114.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and 4.71×10^{-9} , while after the traffic control are $112 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $3.16 \text{ mg}/\text{m}^3$, $102.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ and 5.31×10^{-9} , with the reduction rates of 23.4%, 20.5%, 10.5% and -12.5%, respectively. The research on these concentration changes and the daily variations of the pollutants reveals: the concentration of PM_{10} is most influenced by the traffic control; the concentration of CO presents the most similar daily variation with the traffic flow; the reduction of NO_2 concentration is limited, indicating the influence of other factors other than the traffic emission; the concentration of O_3 increases after the traffic control, which means the traffic management measures can not abate the O_3 pollution in the street. Furthermore, the comparison between the calculation results in different types of street canyons reveals that the fleet composition and street geometry impact the concentration changes. In a word, the vehicle pollution inside the streets of Beijing before the traffic control is relatively serious, as the concentrations of PM_{10} , CO and NO_2 , all approach or exceed the Grade II National Air Quality Standard; the traffic control measures take effect in reducing the primary pollutants, but the secondary pollutants may increase after the traffic control.

Key words: vehicle pollution; street canyon; Beijing Olympic Games; operational street pollution model (OSPM)

北京奥运期间的空气质量曾受到国际社会的广泛关注。如何减少北京市大气污染物浓度, 保障奥运空气质量实现我国对国际社会的承诺是其关注的焦点^[1,2]。机动车排放是北京市大气污染物的重要排放源之一^[3], 也是导致臭氧等二次污染物形成的重要源。为改善空气质量, 北京市采取了多种手段控制交通污染, 如施行更严格的排放标准、发展公共交通、限制重污染车辆行驶等^[4], 并于 2008 年 7 月 20 日~9 月 20 日实行了单双号车辆限行措施。研究显示, 这些措施达到了较好的交通管制效果, 使奥运期

间每日道路车流量平均减少了 195 万辆^[5], 但是, 其对空气质量的改善情况还有待评估。有学者^[6,7]对 2007 年 8 月“好运北京”赛事试限行阶段的大气污染物浓度进行监测, 发现在试限行期间污染物峰值浓度得到有效削减, 道路和施工扬尘也明显降低, 但

收稿日期 2009-04-24 修订日期 2009-06-03

基金项目 中意合作北京市智能交通-交通污染监控示范项目 (ITS-TAP); 美国能源基金会支持项目; 环保公益项目 (200709001)

作者简介 汪婷 (1983~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为大气环境化学及环境过程模拟, E-mail: wttinapku@gmail.com

* 通讯联系人, E-mail: sdxie@pku.edu.cn

尚无研究对限行措施在奥运期间实施的效果进行评价. 本研究首次应用模型模拟的方式计算奥运限行前后北京市几条重要道路的大气污染物浓度,旨在了解北京市街道的机动车污染现状与特征,及奥运期间道路空气质量的改善程度.

1 模型简介

模拟城市街道大气污染常用的模型有 STREET、CPBM、CAR^[8~10]等,本研究通过比较后选择丹麦国家环境研究所开发的 OSPM (operational street pollution model) 模型^[11]. 该模型在欧洲城市^[12~14]通过大量实测数据得到了验证,对中国北京、重庆和澳门的街道汽车污染水平的模拟也取得了较好效果^[15~18].

OSPM 模型是用于计算街区内污染物短期浓度的数学模型. 模型基于对街道内风场和扩散条件的简化描述,认为街道峡谷中受体点的污染物浓度,由 2 个主要的贡献源组成,一个是由街道中交通排放导致的浓度部分,另一个是该区域其它所有源贡献所致的背景浓度部分. 前者又主要由交通排放直接引起的扩散浓度和街区内因气流涡旋引起污染物循环形成的浓度构成,并分别用高斯烟羽模式和箱模式 2 个子模式计算. 于是,街区内受体点污染物的总浓度为:

$$c_{\text{tot}} = c_d + c_r + c_{\text{bk}} \tag{1}$$

式中, c_d 为直接扩散浓度, c_r 为街道峡谷中循环浓度, c_{bk} 为背景浓度.

根据无限线源地面浓度高斯方程,街道排放源强 Q [$\text{g} \cdot (\text{m} \cdot \text{s})^{-1}$] 在距线源 x (m) 处的直接扩散浓度 c_d 为:

$$dc_d = \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{dQ}{u_b \sigma_z(x)} \tag{2}$$

式中, u_b 为街道水平方向风速, $\sigma_z(x)$ 为距线源下风向距离 x 处的垂直扩散参数.

根据箱模式和街道峡谷循环区内质量平衡原理,可得到循环区域的污染物浓度 c_r 为:

$$c_r = \frac{(Q/L)l_r \sin\theta}{\sigma_{\text{wt}}d_2 + u_d d_3} \tag{3}$$

式中, Q 为单位长度街道的机动车排放源强 [$\text{g} \cdot (\text{m} \cdot \text{s})^{-1}$], L 为街道宽度, l_r 为循环区宽度, θ 为风向与街道的夹角, σ_{wt} 为屋顶垂直湍流速度的均方差, u_d 为对流速度, d_2 、 d_3 分别为循环区上边和侧边特征长度.

对于不同高宽比的街道,模型应用不同的扩散

模式和参数,因此对街道的形状没有特殊要求,对于高宽比在 1/3 ~ 2 之间的街道峡谷都能达到较好的模拟效果. 另外,模型还包含 NO、NO₂、O₂ 和 O₃ 之间的基本光化学反应.

2 输入参数的确定

2.1 源强与排放因子

每种污染物的排放源强可用下式计算:

$$Q = \sum_{i=1}^n \frac{N_i E_i}{3\,600} \tag{4}$$

式中, Q 为源强 [$\text{mg} \cdot (\text{m} \cdot \text{s})^{-1}$], N_i 为某类车的车流量 ($\text{辆} \cdot \text{h}^{-1}$), E_i 为某类车的排放因子 [$\text{g} \cdot (\text{km} \cdot \text{辆})^{-1}$], n 为机动车分类数(本研究中机动车分 10 类,故 $n=10$).

OSPM 模式接受源排放总量数据作为输入数据,为了计算总源强,需要各类机动车辆的排放因子和车流量. 根据中国常用的 10 种机动车组成分类,综合现有的模型计算^[19~23]、台架测试^[24]和隧道监测^[25]的机动车排放因子研究成果,选取设定 10 类车型的排放因子如表 1 所示.

表 1 北京市机动车车队组成及排放因子/ $\text{g} \cdot (\text{km} \cdot \text{辆})^{-1}$

Table 1 Vehicle fleet composition types in Beijing and applied emission factors / $\text{g} \cdot (\text{km} \cdot \text{vehicle})^{-1}$			
车辆类型	PM ₁₀	NO _x	CO
小客车	0.015 3	1.3	12.5
小货车	0.053 7	2.8	19
大客车	0.146	1.56	23.4
大客铰接车	2.24	4.66	9
摩托车	1.15	0.1	14.8
大货车	4.67	3.36	4.65
大货拖挂车	8.44	10.1	5.63
公交单机车	2.94	2.54	5
公交通道车	6.03	10.1	5.63
拖拉机	1.9	4	2

此外,街道逐时车流量数据由北京市交通管理部门提供,每条道路上的车队组成比例由现场观测和文献调研得到,为了计算交通湍流,还区分了长短车型并将比例输入模型. 根据文献中对我国城市机动车行驶工况的调查^[26]以及排放因子参数的选取^[21],将车辆的平均行驶速度设定为日间 20.0 km/h (06 00 ~ 22 00) 和夜间 30.0 km/h (22 00 ~ 次日 06 00),冷启动不作考虑.

2.2 街道选取及其特征

选取前门东大街作为重点研究对象,进行模型有效性验证和奥运限行前后的空气质量评估. 该街

道为北京市较典型的宽阔型街道峡谷(高宽比约1/3),并设有环境空气质量自动监测点,便于提供浓度监测数据,因而曾被应用于 OSPM 模型的评估研究^[17].前门东大街位于北京市二环内前门与正义路之间,西起 39°54′06″N/116°23′57″E,东至 39°53′58″N /116°24′00″E. 街道走向为东偏北 6.5°,长 529

m,宽 62.5 m,包含人行道、自行车道、绿化带及东西向各 4 条机动车道. 根据实地观测,街道南侧建筑平均高度为 23.4 m,北侧为 19.3 m. 街道几何形状及监测站点位置如图 1 所示,其中建筑物分布和道路组成均按实际比例反映,方块的高即对应于建筑物的高度(为了方便查看,街道宽度略有加宽).

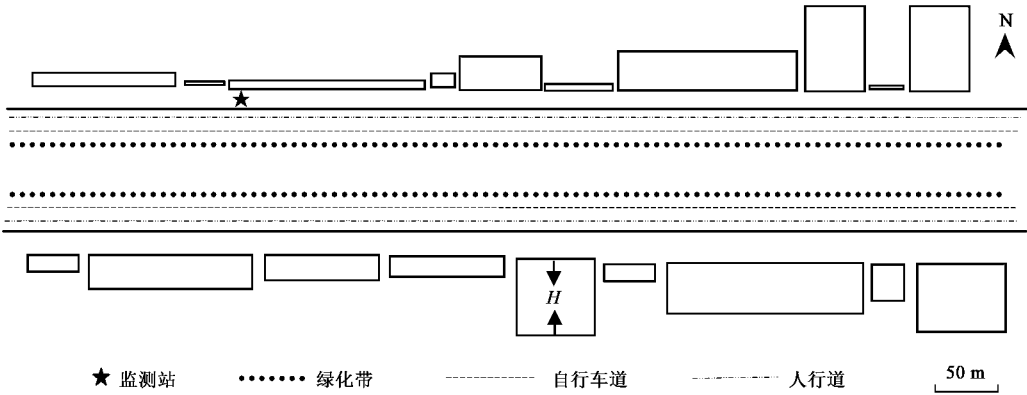


图 1 前门东大街街道及建筑几何形状简图
Fig.1 Street geometry and buildings figure of Qianmen East Avenue

同时,本研究还选取二环路的朝阳门南大街、复兴门北大街和德胜门西大街作为奥运限行期间评估路段,这些道路均为北京市交通要道,路况稳定且车流量数据可得. 街道几何参数均由实地调研获得,见

表 2. 从中可见,这些街道建筑物高度较高,高宽比接近 1:1,为标准型街道峡谷,均可应用 OSPM 模型进行模拟.

2.3 气象和空气质量监测数据

表 2 奥运限行期间评估街道基本信息及几何参数

Table 2 Basic information and geometry parameters of the streets for evaluation during the Olympic traffic control period

街道名称	走向	计算起止点	长度/m	宽度/m	建筑高度(平均)
朝阳门南大街	南—北	朝阳门桥南~金宝街路口	687	56	东侧 55 m,西侧 25 m
复兴门北大街	南—北	复兴门桥北~月坛南桥南	280	61	东侧 50 m,西侧 70 m
德胜门西大街	东—西	积水潭桥西~文慧园路路口	336	47	北侧 40 m,南侧 35 m

模型需要的气象因子主要有风向、风速、温度和辐射,前两者是影响污染物在街道内扩散的重要条件,后两者是计算光化学反应的输入参数. 本研究使用的逐时气象数据来源于北京市气象局.

用以与模拟结果进行比较的污染物监测值和用于模型计算的背景浓度值都来自于北京市环保局监测中心,背景点选取定陵国控点. 臭氧浓度背景值来自于中国科学院大气物理研究所的背景铁塔监测数据.

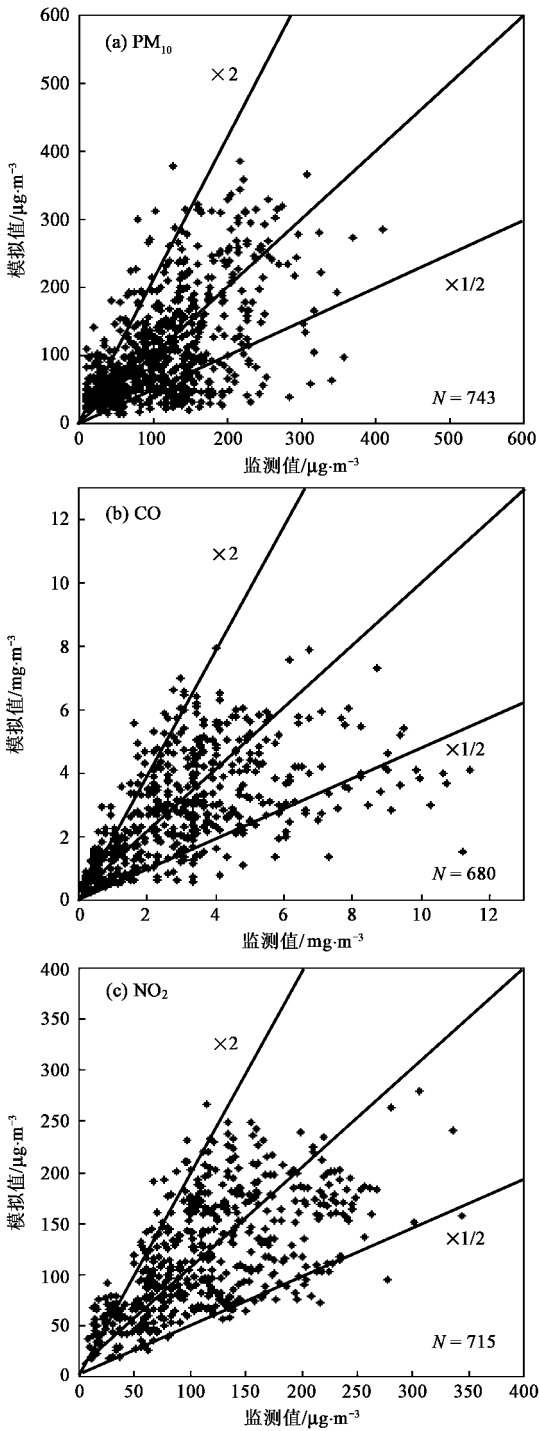
3 结果与讨论

3.1 OSPM 模型的验证

应用 OSPM 模型计算 2004 年 7 月 1~31 日前

门东大街上 PM₁₀、CO 和 NO₂ 的逐时平均浓度,并与监测值进行比较,结果如图 2 所示. 从中可见,OSPM 模式的计算值与实际监测值有较好的相关性,数据点对称分布且基本都落在 $y = x$ 直线周围和 $y = x/2$ 与 $y = 2x$ 范围中间,相关系数分别达到 0.57、0.65 和 0.72,说明该模式可以模拟出街区内污染扩散的基本规律. 特别是 NO₂,仅有少量数据点偏离,表明模型对于二次污染物也能进行较好的模拟. PM₁₀ 浓度值有较大偏差,可能由于选取街道宽阔,颗粒物的实际扩散情况较为复杂,并且也受到较高背景值的影响.

总之,验证结果显示,OSPM 模型能够较好地模拟北京市街道中一次和二次机动车污染物的浓度水



N 为数据点数目, 计算时段为 2004 年 7 月 1 ~ 31 日
图 2 前门东大街 PM_{10} 、 CO 和 NO_2 逐时浓度
模拟计算值与监测值比较

Fig. 2 Comparison of modeled and hourly measured concentrations of PM_{10} , CO and NO_2

平. 本次模拟结果的准确度还高于文献[17]在同一街道上对 NO_x 和 CO 的模拟研究, 可能是由于模型的更新和选择的机动车排放因子更加符合北京的实

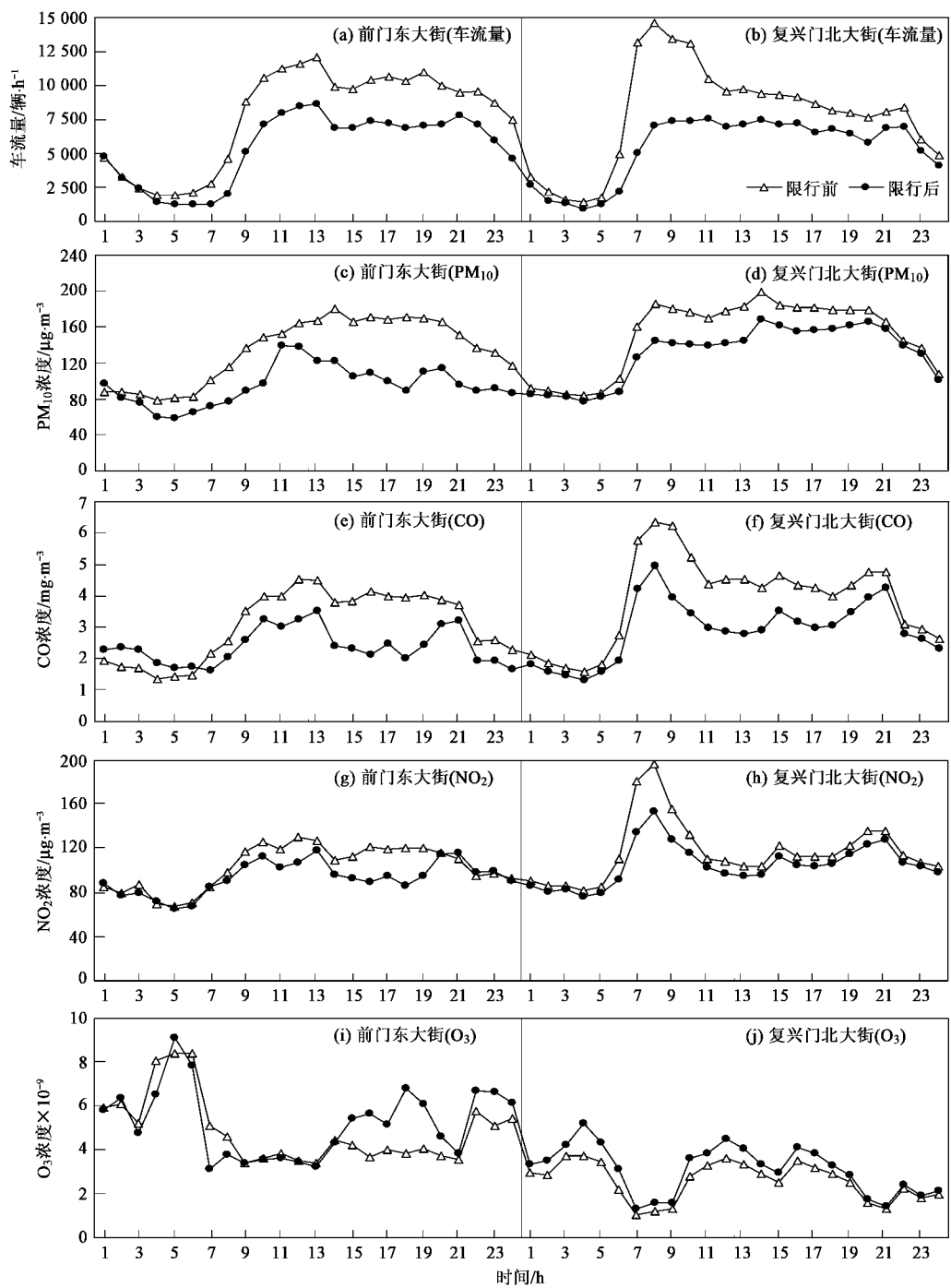
际情况.

3.2 奥运限行前后北京市街道机动车污染的模拟

应用经过验证的 OSPM 模型模拟计算前门东大街以及所选的另外 3 条街道上奥运交通限行(2008 年 7 月 20 日起)前后各 10d 内的 PM_{10} 、 CO 、 NO_2 和 O_3 逐时浓度, 得到平均浓度值和污染物浓度在限行后的削减率(%)见表 3. 从中可见, 7 月 20 日起开始的交通严管制期间, 前门东大街的车流量明显下降, 平均每日减行约 55 000 辆车, 其他街道的车流量也都有不同程度的减少, 平均削减率达到 28.8%; 机动车排放污染物 PM_{10} 、 CO 和 NO_2 的平均浓度由 $146\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $3.83\text{ mg}/\text{m}^3$ 和 $114.4\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 降至 $112\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $3.16\text{ mg}/\text{m}^3$ 和 $102.4\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, 分别削减了 23.4%、20.5% 和 10.5%, 并且不同街道上污染物的削减幅度基本与其车流量的削减幅度成正比, 说明对机动车行驶的控制可以减少街道大气中这 3 种污染物的浓度. 相反, 二次污染物臭氧的浓度在限行之后呈现上升趋势, 最大增幅达到 20.0%, 表明机动车限行措施未能改善北京市街道中臭氧的污染状况.

图 3 为前门东大街和复兴门北大街这 2 类街道峡谷(宽阔型和标准型)中车流量和 4 类污染物浓度的 24 h 日变化. 由图 3(a)和 3(b)可见, 奥运交通管制期间全天各时段机动车流量均有所下降, 但在不同路段和不同时间削减情况差异较大. 前门东大街的交通量在全天的削减量较为平均, 限行期间也基本保持中午和傍晚的双高峰型日变化趋势; 而复兴门街道的车流量在高峰时段下降得尤为显著, 以至于早高峰基本消失, 车流量在限行期间日波动较小. 不同的削减效果可能与该路段的车型组成有关, 如复兴门北大街小客车、私家车在高峰时段所占比例大, 在奥运限行期间这类车辆受到较大制约, 因而削减效果更加明显. 两条路段的共同点是, 在午夜及凌晨, 由于管制规定较松, 车流量的削减量很小.

限行之前 PM_{10} 污染较严重, 多日浓度超过国家空气质量二级标准 $150\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, 而在限行期间其平均浓度从 $146\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 降至 $112\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, 达到了 23.4% 的削减, 限行之后几条街道的二级达标率为 100%, 污染改善状况是几种污染物中最好的; 其日变化情况较为复杂, 图 3(c)显示出前门东大街 PM_{10} 浓度在限行后下降幅度显著, 而且集中在下午的非高峰时段, 导致 PM_{10} 原本持平的日间浓度, 在限行期间呈现出和车流量基本一致的双高峰型; 复兴门大街上预期的早间 PM_{10} 浓度高峰又没有明显出现. 由于



限行前后计算时段分别为 7 月 10 ~ 19 日和 7 月 20 ~ 29 日

图 3 前门东大街及复兴门北大街在奥运交通限行前后街道车流量和污染物 PM₁₀、CO、NO₂ 和 O₃ 浓度的日变化规律

Fig. 3 Daily variations of the traffic flow and predicted concentrations of PM₁₀, CO, NO₂ and O₃ before and during the Olympic traffic control period, in the Qianmen East Avenue and Fuxingmen North Avenue

PM₁₀ 来源多样,变化过程复杂,这些现象尚难以得到明确的解释,PM₁₀ 浓度的日变化趋势和限行措施对其产生的影响也需要进一步研究评估。

一次污染物 CO 的浓度在限行前为 3.83 mg/m³,接近国家环境空气质量二级标准^[27] 限值 4

mg/m³,而在限行之后降至 3.16 mg/m³,高峰时段也降至 5 mg/m³ 以下,得到了较大改善. 其在限行期间的日变化与车流量的变化最为相似,在前门大街呈现中午-傍晚的双高峰,而在复兴门大街则有明显早高峰[见图 3(e) 和 3(f)],并且前门大街的 CO 浓度

表3 奥运限行前后各街道小时平均车流量和污染物 PM₁₀、CO、NO₂ 和 O₃ 日均浓度模拟值及其削减率

Table 3 Hourly average traffic flows and predicted daily concentrations of PM₁₀, CO, NO₂ and O₃ before and during the Olympic traffic control period and the reduction rates, in the 4 streets

地点	车流量/辆·h ⁻¹			PM ₁₀ /μg·m ⁻³			CO/mg·m ⁻³			NO ₂ /μg·m ⁻³			O ₃ ×10 ⁻⁹		
	限行前	限行后	削减率/%	限行前	限行后	削减率/%	限行前	限行后	削减率/%	限行前	限行后	削减率/%	限行前	限行后	削减率/%
前门东大街	7 704	5 410	29.8	150.8	109.2	27.6	3.07	2.74	22.5	103.3	93.5	9.45	4.90	5.26	-7.38
朝阳门南大街	7 130	6 244	12.4	144.2	112.7	21.9	4.76	4.18	12.2	124.5	117.2	5.80	4.08	4.20	-2.89
复兴门北大街	7 776	5 372	30.9	150.3	130.5	13.2	3.86	2.91	24.6	117.1	105.2	10.2	2.59	3.10	-19.6
德胜门西大街	5 893	3 405	42.2	137.6	94.9	31.0	3.62	2.80	22.5	112.5	93.8	16.7	7.27	8.70	-20.0
平均	7 126	5 108	28.8	145.7	111.8	23.4	3.83	3.16	20.5	114.4	102.4	10.5	4.71	5.32	-12.5

值和削减率都较复兴门大街小,与车流量的相对大小和削减情况一致,表明了交通源排放与一次机动车污染物浓度的密切联系.图3中有2个现象值得注意,前门东大街夜间CO浓度在限行期间有所上升,可能是由于夜间重污染车辆所占比例较大,特别在交通管制期间,很多高排量的车辆只能夜间通行;复兴门大街CO在限行期间仍出现浓度早高峰,可能由于在其典型的街道峡谷中,早间车流排放的CO得到积累,因而导致浓度上升,与车流量变化趋势出现一定差异.

NO₂的浓度日变化和削减情况与CO基本相同[见图3(g)和3(h)],表明街道NO₂的浓度也在很大程度上受到交通排放的影响;但是其削减幅度较小,只有约10%,在限行期间仍然维持100 μg/m³以上的高浓度,远超过国家环境空气质量二级标准限定的80 μg/m³,污染改善效果有限.这是由于NO₂是二次污染物,由机动车排放的NO等物质通过光化学反应生成,因此其浓度还受到其他因素影响,如日辐射强度,温度及背景臭氧浓度等,不完全与交通流量的变化相一致.

最值得注意的是O₃,这种二次污染物在限行之前平均浓度为4.71×10⁻⁹,且在车流量较小的街道上其浓度较高.限行之后O₃的浓度不但没有减少,反而增加了12.5%,并且其日变化与其他污染物呈现恰好相反的趋势[见图3(i)和3(j)].这可由光化学反应原理来解释:在OSPM模型内置的包含NO、NO₂、O₂和O₃的基本光化学反应体系内,O₃主要与NO进行化学反应生成NO₂,当机动车排放的NO浓度降低后,O₃就得到积累.所以在车流量的高峰时段如前门的午间高峰和复兴门的早高峰,O₃浓度最低,而在交通限行期间,O₃的浓度反而升高了.

另外也应注意到不同类型街道峡谷的差别,复兴门大街为高宽比接近1:1的典型街道峡谷,建筑物屏障作用较强,可在峡谷内部形成涡旋,导致污染

物的积累和浓度峰值的出现;而前门东大街为宽阔型峡谷,与外部大气的扩散传输活跃,污染物循环浓度较低,因此受直接排放的影响更大,表现的趋势也与车流量变化更加相似.这可能是导致限行措施在不同街道达到不同削减效果的重要原因.

4 结论

(1)OSPM模型模拟计算得到的北京前门大街PM₁₀和CO浓度值与实测值的吻合程度比较好,而NO₂的模拟效果最好,表明该模型可以用于北京市街道机动车一次污染物和二次污染物的模拟.

(2)北京街道大气中PM₁₀、CO和NO₂在交通限行前的日均浓度值分别为146 μg/m³、3.83 mg/m³和114.4 μg/m³,均接近或超过国家空气质量二级标准限值,表明街道中机动车污染状况较为严重.

(3)2008年北京奥运交通限行后街道大气中PM₁₀、CO和NO₂的平均浓度均不同程度的降低,其中PM₁₀浓度值降至112 μg/m³,削减率最大,达到23.4%,但不同路段上其削减效果及日变化规律差别较大;CO浓度的日变化趋势与机动车流量的变化最为接近,限行期间削减率也超过20%;二次污染物NO₂浓度变化趋势与CO类似,但只削减了11%,限行期间平均浓度仍超过100 μg/m³;O₃浓度在限行期间上升了12.5%,表明交通限行措施不能使街道中大气O₃浓度下降.

(4)街道车型构成与几何形状对限行期间污染物浓度变化有影响.

参考文献:

[1] Chan C K, Yao X H. Air pollution in mega cities in China [J]. Atmospheric Environment, 2008, 42: 41-42.

[2] Fang M, Chan C K, Yao X H. Managing air quality in a rapidly developing nation: China [J]. Atmospheric Environment, 2009, 43: 79-86.

[3] Cai H, Xie S D. Estimation of vehicular emission inventories in

- China from 1980 to 2005 [J]. *Atmospheric Environment*, 2007, **41** : 8963-8979.
- [4] Wu J S, Zhang Y J. Olympic Games promote the reduction in emissions of greenhouse gases in Beijing [J]. *Energy Policy*, 2008, **36** : 3422-3426.
- [5] Mao B H. Analysis on Transport Policies of Post-Olympic Times of Beijing [J]. *Journal of Transportation Systems Engineering and Information Technology*, 2008, **8** (6) : 138-145.
- [6] Westerdahl D, Wang X, Pan X C, *et al.* Characterization of on-road vehicle emission factors and microenvironmental air quality in Beijing, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2008, **43** : 697-705.
- [7] 田刚,李刚,秦建平,等. 车辆限行对道路和施工扬尘排放的影响[J]. *环境科学*, 2009, **30** (5) : 1528-1532.
- [8] Vardoulakis S, Valiantis M, Milner J, *et al.* Operational air pollution modelling in the UK-Street canyon applications and challenges [J]. *Atmospheric Environment*, 2007, **41** : 4622-4637.
- [9] Stern R, Yamartino R J. Development and first evaluation of micro-calgrid : a 3-D, urban-canopy-scale photochemical model [J]. *Atmospheric Environment*, 2001, **35** : S149-S165.
- [10] Levitin J, Härkönen J, Kukkonen J, *et al.* Evaluation of the CALINE4 and CAR-FMI models against measurements near a major road [J]. *Atmospheric Environment*, 2005, **39** : 4439-4452.
- [11] Berkowicz R. OSPM-A Parameterised Street Pollution Model [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2000, **65** : 323-331.
- [12] Ghenu A, Rosant J M, Sini J F. Dispersion of pollutants and estimation of emissions in a street canyon in Rouen, France [J]. *Environmental Modelling & Software*, 2008, **23** : 314-321.
- [13] Ziv A, Berkowicz R, Genikhovich E, *et al.* Analysis of the St. Petersburg Traffic Data using the OSPM Model [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2002, **Focus 2** : 297-310.
- [14] Kukkonen J, Partanen L, Karppinen A, *et al.* Evaluation of the OSPM model combined with an urban background model against the data measured in 1997 in Runeberg Street, Helsinki [J]. *Atmospheric Environment*, 2003, **37** : 1101-1112.
- [15] 何东全,郝吉明,傅立新,等. 应用 OSPM 模式进行澳门街区峡谷污染评价[J]. *环境科学学报*, 1999, **19** (3) : 256-261.
- [16] 杨国彬. 街道峡谷机动车尾气污染扩散模拟研究[D]. 重庆 :重庆工商大学, 2007.
- [17] 傅立新,郝吉明,何东全,等. 街道峡谷汽车污染模拟研究[J]. *清华大学学报(自然科学版)*, 1999, **39** (6) : 99-101.
- [18] 傅立新,郝吉明,何东全,等. 城市街道汽车污染扩散规律模拟研究[J]. *环境科学*, 1999, **20** (6) : 22-25.
- [19] 朱松丽,姜克隽. 北京市城市交通能源需求和环境排放 : 1998-2020 [R]. 北京 :国家发展和改革委员会能源研究所, 2001. 5-6.
- [20] 傅立新,郝吉明,何东全,等. 北京市机动车污染物排放特征[J]. *环境科学*, 2000, **21** (3) : 68-70.
- [21] 谢绍东,宋翔宇,申新华. 应用 COPERT III 模型计算中国机动车排放因子[J]. *环境科学*, 2006, **27** (3) : 415-419.
- [22] 宋翔宇,谢绍东. 中国机动车排放清单的建立[J]. *环境科学*, 2006, **27** (6) : 1041-1045.
- [23] 李伟,傅立新,郝吉明,等. 中国道路机动车 10 种污染物的排放量[J]. *城市环境与城市生态*, 2003, **16** (2) : 36-38.
- [24] 丁焰. 中国城市机动车排放因子研究[D]. 北京 :北京大学, 2002.
- [25] 王伯光,张远航,吴政奇,等. 广州市机动车排放因子隧道测试研究[J]. *环境科学研究*, 2001, **14** (4) : 13-16.
- [26] 刘希玲,丁焰. 我国城市汽车行驶工况调查研究[J]. *环境科学研究*, 2000, **13** (1) : 23-27.
- [27] GB 3095-1996,环境空气质量标准[S].