

李勋¹ 秦墨梅¹ 李琳¹ 李婧祎¹ 胡建林¹

基于空气质量模拟的江苏省大气污染物 排放清单比较研究

摘要

大气污染物排放清单是空气质量模拟和空气污染治理的重要依据。本研究比较分析了两套覆盖江苏省的2017年大气污染物排放清单,即分别由上海市环境科学研究院、江苏省环境科学研究院编制的“长三角清单”和“江苏省清单”,并结合区域空气质量模型CMAQ评估不同清单对长三角地区2017年1、4、7、10月的空气质量模拟的影响。清单比较结果表明,除二氧化硫(SO₂)以外,江苏省清单估算的各污染物排放量较长三角清单低。通过与观测数据比较,发现两套清单对SO₂、氮氧化物(NO_x)、臭氧(O₃)和细颗粒物(PM_{2.5})的模型模拟性能均较好。江苏省清单与长三角清单两者的模拟结果空间分布接近,其中江苏省清单模拟的PM_{2.5}和O₃在长三角多数地区略低于长三角清单的模拟结果(1月O₃除外)。江苏省清单与长三角清单均能够用于空气质量模式模拟,可为江苏地区的细颗粒物和光化学烟雾污染的控制策略制定提供参考。

关键词

排放清单; CMAQ模型; 江苏省; 空气污染物

中图分类号 X511; X513

文献标志码 A

收稿日期 2020-10-10

资助项目 江苏省自然科学基金青年项目(SBK2020044129)

作者简介

李勋,男,硕士生,研究方向为大气化学数值模拟.li_xun_cn@foxmail.com

秦墨梅(通信作者),女,博士,讲师,研究方向为区域空气质量模拟.momei.qin@nuist.edu.cn

0 引言

近年来,我国以光化学烟雾(O₃)和细颗粒物(PM_{2.5})污染为主的大气污染问题突出^[1],它危害人体健康、降低能见度,也对环境质量及气候产生不利影响^[2-4]。高强度的人为源排放是造成我国空气污染的重要原因之一^[5],因此,控制人为源排放是减轻空气污染的重要举措。例如,Zhang等研究表明,2103—2017年间,我国“大气十条”的实施使得我国PM_{2.5}质量浓度下降20 μg/m³^[6]。

大气污染物排放清单可量化各人为源大气污染物的排放强度,并描述污染物排放随时间和空间的变化特征,是开展空气质量模拟、制定科学有效的排放控制策略的重要依据^[7]。近20年来,全球尺度和区域尺度的大气污染物排放清单一直在更新和发展中,清单结果表明,全球人为源排放量仍呈现出增长的趋势^[8-9]。在我国积极治理空气污染的背景下,京津冀、长三角和珠三角等地区的大气污染物排放呈现明显下降趋势^[10-11]。这些地区也对应着高人为源排放,如长三角地区每单位面积二氧化硫(SO₂)、氮氧化物(NO_x)、非甲烷挥发性有机物(NMVOCS)、细颗粒物(PM_{2.5})和氨气(NH₃)的排放强度分别是全国平均的2.3、4.5、5.2、3.4和3.0倍^[12]。将不同大气污染物排放清单应用于空气质量模型时,排放量估算的差异将影响模型模拟的污染物浓度和模拟性能。例如,Zhou等对比了江苏省清单、长三角清单和中国多尺度排放清单(Multi-resolution Emission Inventory for China, MEIC),发现江苏省清单模拟得到的PM_{2.5}、SO₂、O₃质量浓度和观测值更接近^[13]。

江苏省位于中国东部,是我国经济发展相对发达的地区,其大气污染物排放总量也是我国排放最高的地区之一^[14]。高排放造成江苏省大气污染严重,多站点的PM_{2.5}、O₃观测质量浓度均超过国家空气质量标准^[15-16]。Huang等^[14]建立了2007年江苏省核心城市的主要人为空气污染物和挥发性有机物物种的排放清单,排放物空间上主要集中在沿长江的城市和工业区。Fu等^[17]更新了江苏省2010年的排放清单,发现所有污染物的排放量都发生了显著变化,从2005年到2010年,SO₂的排放量下降了49%,PM₁₀和PM_{2.5}的排放量也在持续下降,NO_x排放仅增加了1.1%,VOCs的排放增加110%。此后,Zhou等^[13]

1 南京信息工程大学 环境科学与工程学院, 南京,210044

也对江苏省排放清单做出更新,发现大多数物种的点源排放占比显著提高,与中国排放清单(MEIC)相比, NO_x 排放的空间分布与观测更加一致。

本研究将对对比分析江苏省环境科学研究院编制的《2017年江苏省大气污染物排放清单》和上海市环境科学研究院编制的《2017年长三角地区大气污染物排放清单》这两套数据中对江苏省大气污染物排放的估算,并利用空气质量模型CMAQ分别对排放清单进行模拟验证,以评估不同清单对空气质量模拟的影响。

1 研究方法和数据

1.1 源排放清单

本研究比较分析了两套覆盖江苏省的大气污染源排放清单:1)江苏省环境科学研究院编制的《2017年江苏省大气污染物排放清单》(以下简称“江苏省清单”);2)上海市环境科学研究院编制的《2017年长三角地区大气污染物排放清单》^[17](以下简称“长三角清单”).两套清单均采用“自下而上”的估算方法,覆盖农业、交通、居民、工业和扬尘五大类别,江苏省清单分辨率为 $3\text{ km}\times 3\text{ km}$,长三角清单分辨率为 $4\text{ km}\times 4\text{ km}$,包含对 SO_2 、 NO_x 、 CO 、 NMVOCs 、 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 和 NH_3 等主要污染物的估算。

1.2 模型设置

本研究采用源导向的CMAQ(Community Multi-scale Air Quality)空气质量模型v5.2版本^[18]以及SAPRC-07^[19]的光化学机理评估不同源排放清单对空气质量模拟的影响.其中,本研究使用的CMAQ模型增加了硫酸盐、硝酸盐和二次有机气溶胶的非均相生成途径,模型更新的细节见此前研究^[20-22].模拟区域如图1所示,包括长三角地区(江苏省、上海市、浙江省、安徽省),长三角以外的山东省、河南省、湖北省、江西省、福建省部分地区以及部分海域.模拟的空间分辨率为 $4\text{ km}\times 4\text{ km}$,网格数为 238×268 ,模拟时间为2017年1、4、7、10四个月.气象场由WRF模型(Weather Research and Forecasting Model)v4.0^[23]提供,初始条件和边界条件采用国家环境预测中心(NCEP)FNL全球再分析资料^[24].

本研究模拟了两个方案(表1),模拟区域中的江苏省分别采用江苏省清单和长三角清单估算的人为源大气污染物排放.两方案中,长三角除江苏省以外地区(上海市、浙江省和安徽省)均采用长三角清单^[14],长三角以外的地区则采用了清华大学ME-



图1 模拟区域

Fig. 1 The simulation domain

ICv1.2网格化清单(2014年),分辨率为 $0.25^\circ\times 0.25^\circ$ (<http://www.meicmodel.org>).本研究根据MEIC清单中农业、工业、能源、交通和居民生活排放源等各类源VOC物种的质量占比(即VOC化学物种分配廓线)将长三角清单和江苏省清单的VOC总量分配至各VOC物种^[25].生物排放源由MEGAN模型v2.1^[26]提供.美国国家大气研究中心(NCAR)的火源清单(FINN)提供了露天燃烧源的排放^[27].

表1 本研究采用的人为源排放清单

模拟方案	江苏省	江苏以外的长三角地区	长三角以外地区
方案1	江苏省清单	长三角清单	MEIC
方案2	长三角清单	长三角清单	MEIC

1.3 模型评估

本研究将CMAQ模拟的各污染物浓度与地面观测数据比较以评估模型的模拟性能.污染物的观测值从中国国家环境监测中心的发布网站(<http://www.mee.gov.cn/hjzl/dqhj/>)获取,包括 SO_2 、 NO_2 、 O_3 和 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度.用于评估的统计参数包括归一化平均偏差(NMB,其量值记为 η_{NMB})、归一化平均误差(NME,其量值记为 η_{NME})、相关系数(r)等,其计算公式分别如下:

$$\eta_{\text{NMB}} = \frac{\sum (P_j - O_j)}{\sum O_j}, \quad (1)$$

$$\eta_{\text{NME}} = \frac{\sum |P_j - O_j|}{\sum O_j}, \quad (2)$$

$$r = - \frac{\sum [(P_j - \bar{P}) \times (O_j - \bar{O})]}{\sqrt{\sum (P_j - \bar{P})^2 \times \sum (O_j - \bar{O})^2}}, \quad (3)$$

式中, O_j 代表某小时的观测值, P_j 代表某小时的模拟值, \bar{O} 是观测值的平均, \bar{P} 是模拟值的平均. Emery 等^[28] 对统计参数 NMB、NME 用于 O_3 和 $PM_{2.5}$ 的推荐标准分别为 $[-15\% \ 15\%]$ 、 $[-25\% \ 25\%]$ 和 $[-30\% \ 30\%]$ 、 $[-50\% \ 50\%]$.

2 研究结果

2.1 不同排放清单的比较

图 2 比较了江苏省清单和长三角清单中估算的 2017 年江苏省各行业排放的大气污染物排放量. 江苏省清单的 CO 、 SO_2 、 NO_x 、 $VOCs$ 、 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 和 NH_3 的年排放总量分别为 5 895、667、918、1 218、1 175、507 和 413 kt, 除 SO_2 , 其他污染物的年排放量均低于长三角清单. 在这之中, NO_x 的年排放总量基本与长三角清单的估算结果相当; PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 的年排放总量相对于长三角清单分别低 9% 和 4%; $VOCs$ 的年排放总量相对于长三角清单低 15%. 两套清单估算的 CO 、 NH_3 和 SO_2 年排放总量呈现较大差异, 江苏省清单的 NH_3 和 CO 排放相对于长三角清单分别低 34% 和 51%, 而 SO_2 的年排放总量较长三角清单高 72%.

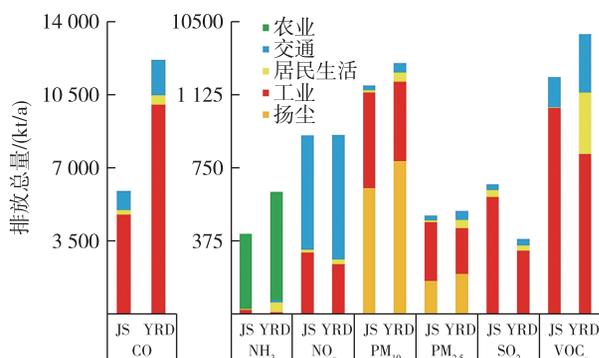


图 2 江苏省清单(JS)与长三角清单(YRD)中江苏省大气污染物排放量的比较

Fig. 2 Comparison of air pollutant emissions estimated by JS emission inventory and YRD emission inventory

如图 2 所示, 长三角清单和江苏省清单中, 江苏省各大气污染物排放的行业分布较为相似, 但也存在一定的差异性. 其中, CO 、 SO_2 和 $VOCs$ 均主要来自工业源排放, 占比分别为 82% (长三角清单) 和 81% (江苏省清单)、84% (长三角清单) 和 91% (江苏省清单)、57% (长三角清单) 和 87% (江苏省清单);

NO_x 则主要来自于交通源排放, 分别占比 69% (长三角清单) 和 64% (江苏省清单), 与江苏省城市化程度较高、汽车保有量大的特征相符, 其次来自工业源, 约占 28%~35%; NH_3 则主要来自农业源排放, 分别占比 88% (长三角清单) 和 93% (江苏省清单); 一次颗粒物 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 主要由扬尘源和工业源贡献. 因此, 两清单中各污染物的主要排放源相同, 而存在的差异性主要表现为:

1) 长三角清单和江苏省清单中工业源贡献的 CO 和 SO_2 年排放量差别较大. 例如, 长三角清单中工业源 CO 排放约为江苏省清单的 2 倍, 而工业源 SO_2 排放则为江苏省清单估算结果的 54%.

2) 长三角清单估算结果表明江苏省居民源贡献的 $VOCs$ 排放较高, 约为江苏省 $VOCs$ 总排放的 22%, 而在江苏省清单中, 居民源 $VOCs$ 排放几乎可忽略.

3) 江苏省清单中, 农业源 NH_3 的年排放总量相比长三角清单低 30% (约 172 kt), 是造成两者 NH_3 排放总量差异的主要原因. 江苏省清单缺少对交通源 NH_3 排放的估算. 有研究表明, 机动车排放可能是城市地区 NH_3 的重要来源^[29]. 根据长三角清单, 交通源 NH_3 排放约占全省 NH_3 总排放的 2%. 此外, 长三角清单中居民源 NH_3 排放约为江苏省清单对应 NH_3 排放的 10 倍.

江苏省清单和长三角清单排放的空间分布差异如图 3 所示. 江苏省清单中 CO 、 NH_3 排在绝大部分地区低于长三角清单; 而江苏省清单中 CO 排在徐州市和长江沿岸部分地区比长三角清单高 1 000 t/a, 江苏省清单 NH_3 排在南京市和苏州市比长三角清单高 10~20 t/a. SO_2 的排放与之相反, 江苏省清单在大部分地区比长三角清单高 50 t/a, 长江沿岸部分地区除外. 江苏省清单 $VOCs$ 、 NO_x 、 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 的排在部分地区高于长三角清单. 例如, 江苏省清单中, 苏中和苏南地区的 $VOCs$ 排放比长三角清单高 50~100 t/a; 江苏省清单 NO_x 排在道路主干网及其附近地区明显高于长三角清单. PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 的排放呈现出相同的趋势, 即江苏清单中苏南地区排放较长三角清单高 50~100 t/a.

2.2 不同清单对模型性能的影响

本研究分别利用江苏省清单和长三角清单估算的江苏省大气污染物排放, 模拟 2017 年 1、4、7、10 四个月长三角地区的空气质量 (表 1 中的方案 1 和方案 2), 并通过与各地区 (环太湖、苏中、苏北、皖

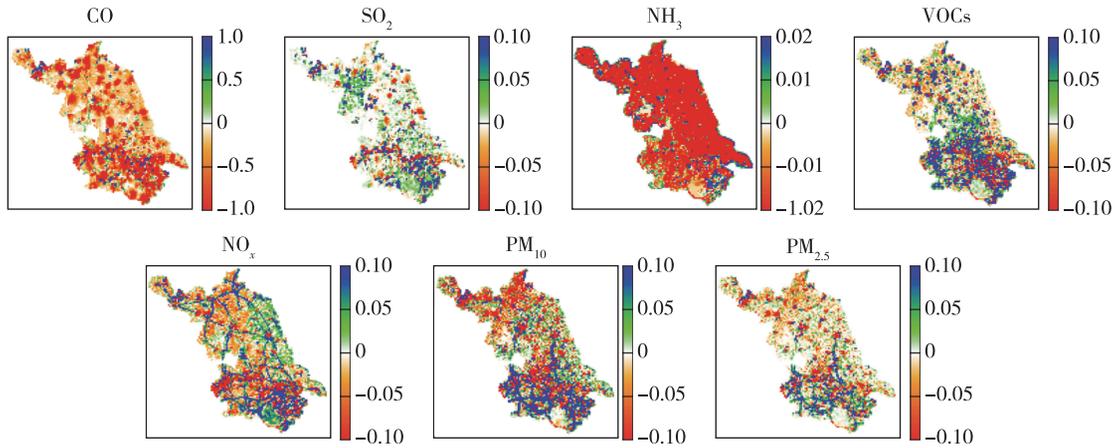


图3 江苏省清单和长三角清单的空间分布差异,单位为 kt/a

Fig. 3 Spatial distribution of emission differences between JS emission inventory and YRD emission inventory, unit in kt/a

北、皖中南、浙中南)国控站点的观测值比较,评估不同排放清单对该地区空气质量模型模拟的影响.图4比较了江苏省清单与长三角清单模拟分别得到的 O_3 、 $PM_{2.5}$ 、 SO_2 和 NO_2 质量浓度与各地区观测值计算得到的NMB值.

从图4a可以看出,江苏省清单与长三角清单两者对 O_3 的模拟效果较为一致,1、7月均高估 O_3 质量浓度,而4、10月低估,其中7、10月NMB值基本在 $[-15\% 15\%]$ 标准范围内.1月两套清单模拟的 O_3 对应的NMB差别较大,江苏省清单对 O_3 高估更严

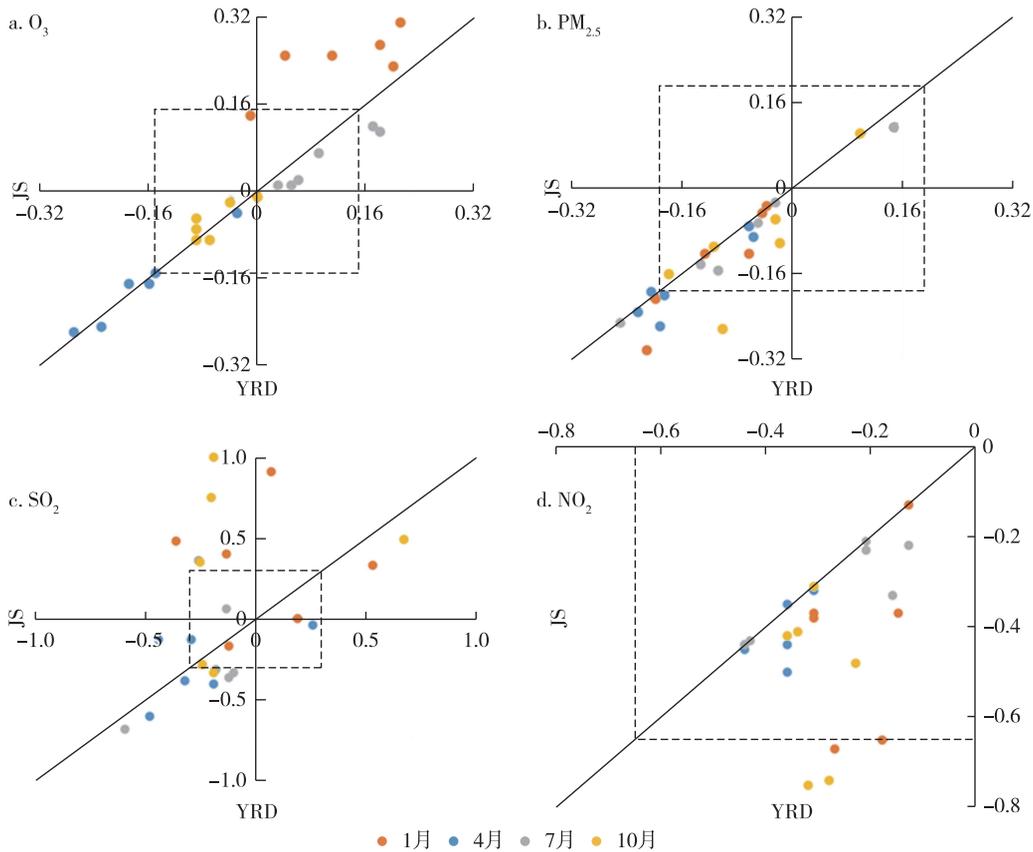


图4 江苏省清单与长三角清单模拟得到的 O_3 (a)、 $PM_{2.5}$ (b)、 SO_2 (c)和 NO_2 (d)的NMB值的散点图

Fig. 4 Scatter plots of the NMB values for O_3 (a), $PM_{2.5}$ (b), SO_2 (c) and NO_2 (d) using JS emission inventory and YRD emission inventory

重.对于 $PM_{2.5}$,利用江苏省清单与长三角清单模拟计算的 NMB 值多为负值(图 4b),说明两者均低估 $PM_{2.5}$,其中江苏省清单对应 NMB 更低,表明江苏省清单对 $PM_{2.5}$ 低估更严重.两套清单模拟 $PM_{2.5}$ 的 NMB 值大多在 $[-30\% 30\%]$ 标准范围内,均表现出较好的 $PM_{2.5}$ 模拟效果.江苏省清单与长三角清单两者模拟出的 SO_2 质量浓度在 1、10 这两月表现出较大的不同(图 4c),江苏省清单中较高的 SO_2 排放总量造成采用长三角清单 SO_2 模拟质量浓度低估的地区呈现高估,而 4、7 月两者模拟效果较为一致.两套清单均低估 NO_2 质量浓度,其中江苏省清单低估更严重,1、10 月份两套清单模拟效果的差别更为明显.总体而言,与观测值比较计算的 NMB 值表明,采用江苏省清单和长三角清单, $PM_{2.5}$ 和 O_3 模拟效果均较好,长三角清单的模拟效果略优于江苏省清单.

图 5 以南京市为例,分别比较了 1、4、7、10 这四个月各排放清单模拟的 $PM_{2.5}$ 和观测值的逐日变化.江苏省清单模拟得到的 1、10 月 $PM_{2.5}$ 质量浓度与长三角清单模拟得到的 $PM_{2.5}$ 质量浓度较为接近,除个别 $PM_{2.5}$ 高值存在低估以外,与观测值基本一致, NMB 值在 $[-30\% 30\%]$ 标准范围内, NME 值在 $[-50\% 50\%]$ 标准范围内,模型模拟效果较好.在 4、7 月,江苏省清单模拟的南京市 $PM_{2.5}$ 质量浓度高于长三角清单的模拟结果;与观测值相比,7 月两套清单模拟的南京市 $PM_{2.5}$ 质量浓度则普遍存在高估,其中江苏省清单高估更严重.

图 6 是南京市 1、4、7、10 四个月的 O_3 观测值与分别采用长三角清单和江苏省清单模拟的 O_3 质量浓度比较.在 1 月,江苏省清单模拟得到的 O_3 质量浓度高于长三角清单模拟得到的 O_3 质量浓度,但长三角清单模拟的 O_3 质量浓度与观测值更为符合(NME 更低, r 值更高).两套清单对 4、7 两月的 O_3 模拟值影响不大,各评估指标较为接近.在 10 月,江苏省清单模拟得到的 O_3 质量浓度在中旬高于长三角清单模拟得到的 O_3 质量浓度;与观测值的对比可以看出,长三角清单低估 O_3 质量浓度更为严重.

2.3 不同清单对空间分布的影响

图 7 比较了江苏省清单与长三角清单 1、4、7、10 四个月模拟得到的 $PM_{2.5}$ 以及两者差值的空间分布.江苏省清单与长三角清单模拟得到的 $PM_{2.5}$ 四个月的空间分布类似,即长三角地区的 $PM_{2.5}$ 高值主要集中在江苏省南部、浙江省北部和安徽省大部分地区.两套清单模拟的季节变化相同,1 月 $PM_{2.5}$ 质量浓度

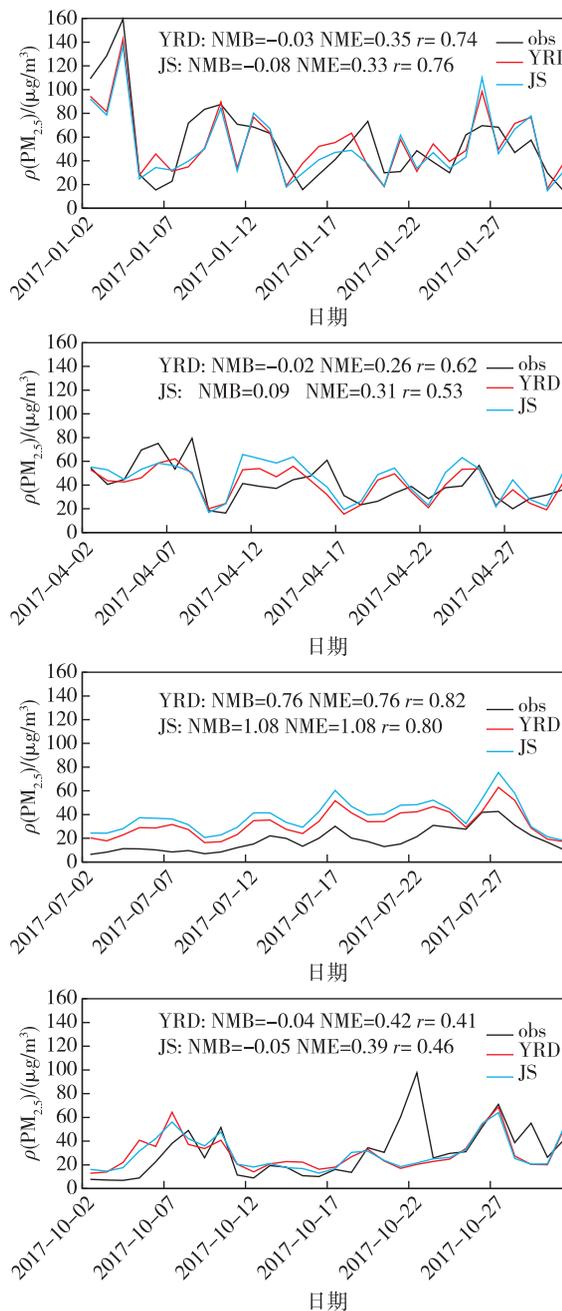


图 5 南京市 $PM_{2.5}$ 观测值(obs)和长三角清单(YRD)与江苏省清单(JS)模拟得到的 $PM_{2.5}$ 质量浓度的时间序列图

Fig. 5 Time series of observed $PM_{2.5}$ (obs) and simulated $PM_{2.5}$ mass concentrations with JS emission inventory and YRD emission inventory in Nanjing

最高,7 月 $PM_{2.5}$ 质量浓度最低.1 月,江苏省清单模拟的 $PM_{2.5}$ 在绝大部分地区低于长三角清单模拟结果 $5 \sim 15 \mu g/m^3$,但在南京市、常州市和衢州金华一带的 $PM_{2.5}$ 高于长三角清单 $10 \mu g/m^3$.其他月份 $PM_{2.5}$ 差值的空间分布与 1 月类似,其中 7 月江苏省

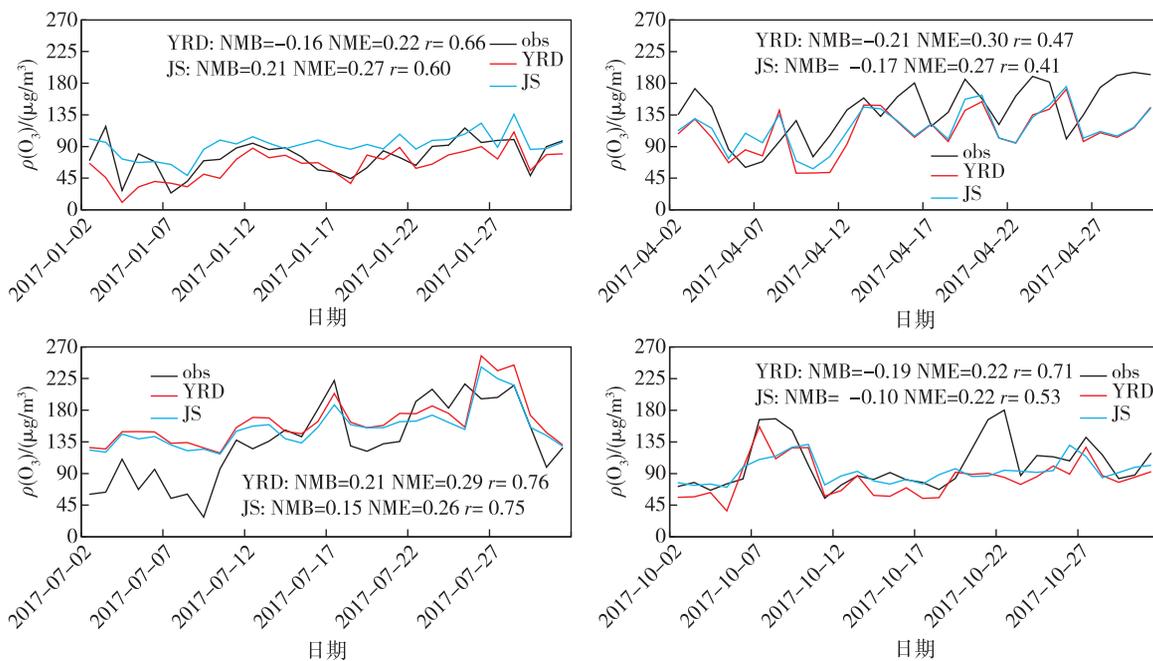


图6 南京市 O_3 观测值(obs)和长三角清单(YRD)与江苏省清单(JS)模拟得到的 O_3 质量浓度的时间序列图

Fig. 6 Time series of observed O_3 (obs) and simulated O_3 mass concentrations with JS emission inventory and YRD emission inventory in Nanjing

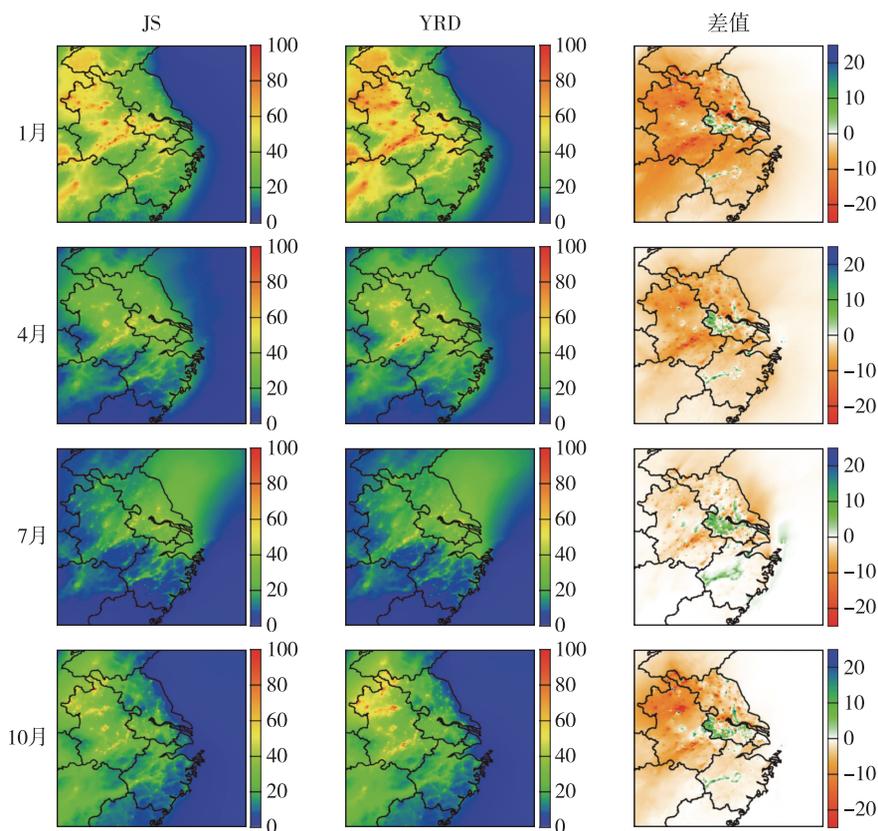


图7 江苏省清单与长三角清单模拟得到的 $PM_{2.5}$ 以及两者差值的空间分布,单位为 $\mu g/m^3$

Fig. 7 Spatial distribution of simulated $PM_{2.5}$ using JS emission inventory (left column) and YRD emission inventory (middle column) and the difference between the two (right column), unit in $\mu g/m^3$

清单和长三角清单 $PM_{2.5}$ 模拟差值较小。

图8是江苏省清单与长三角清单模拟得到的1、4、7、10四个月的 O_3 以及两者差值的空间分布。两套清单均模拟出7月 O_3 质量浓度相对较高,而1月质量浓度相对较低的季节变化,原因是夏季的光化学反应更为活跃。受温度影响,1月 O_3 质量浓度南高北低,而7月则在模拟区域的北部地区出现 O_3 高值,与夏季主导风向有关。1月江苏省清单模拟得到的 O_3 质量浓度值在江苏、安徽大部分地区高于长三角清单模拟得到的 O_3 质量浓度值,两者相差 $10\sim 20\mu g/m^3$ 。4、7、10月的 O_3 差值空间分布相似,江苏省清单模拟得到的 O_3 质量浓度在大部分地区比长三角清单模拟得到的低 $20\mu g/m^3$,可能与长三角清单中VOCs排放较高有关。

3 讨论与结论

本研究比较了江苏省清单和长三角清单估算的江苏省大气污染物排放,并分别利用两套清单模拟2017年1、4、7、10四个月长三角地区的空气质量,以

评估不同排放清单对该地区空气质量模型模拟的影响。江苏省清单中污染物的排放(除 SO_2)都低于长三角清单。江苏省清单 CO 、 NO_x 、VOCs、 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 、 NH_3 排放与长三角清单相比分别低51%、0.4%、15%、9%、4%、34%,而 SO_2 排放高72%。两套清单各污染物行业分布类似。江苏省清单和长三角清单模拟得到的污染物浓度与观测值的比较结果表明,模型模拟性能较好。江苏省清单与长三角清单的模拟空间分布和季节变化相似,江苏省清单模拟的 $PM_{2.5}$ 在多数地区都低于长三角清单的模拟结果(苏南、衢州金华一带除外),江苏省清单模拟的 O_3 除1月外也普遍低于长三角清单的模拟结果。综上所述,江苏省清单与长三角清单能够用于空气质量模式模拟,为江苏地区的灰霾和光化学烟雾事件的控制策略提供科学依据。

目前,江苏省的大气污染物排放清单研究仍然存在局限性。由于缺少详细信息,无法完全了解每个城市排放的时间变化规律,并且排放的垂直分布也无法准确确定。模型中通常采用一些经验参数^[25],这

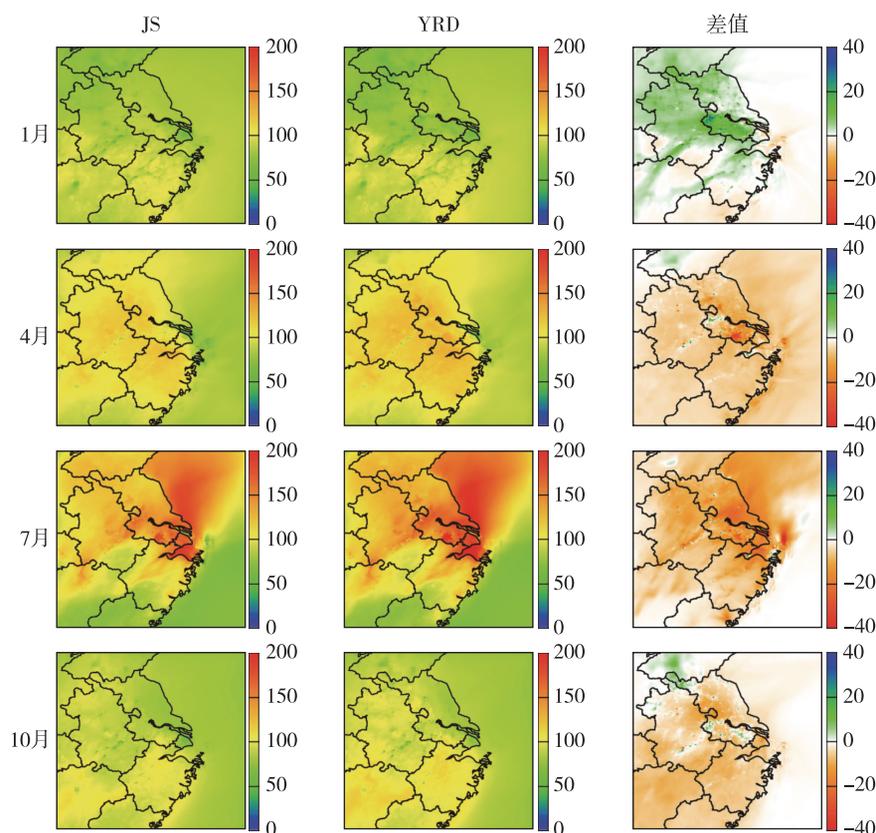


图8 江苏省清单与长三角清单模拟得到的 O_3 以及两者差值的空间分布,单位为 $\mu g/m^3$

Fig. 8 Spatial distribution of simulated O_3 using JS emission inventory (left column) and YRD emission inventory (middle column), and the difference between the two (right column), unit in $\mu g/m^3$

可能与实际情况不符.源谱对空气质量模式的影响尚未得到充分评估,如 $PM_{2.5}$ 和 VOCs 的组分组成,由于其对于 O_3 和二次颗粒物的形成非常重要,因此未来需要更多的研究.

参考文献

References

- [1] Ding A J, Fu C B, Yang X Q, et al. Ozone and fine particle in the western Yangtze River Delta: an overview of 1-yr data at the SORPES station [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013, 13(11): 5813-5830
- [2] Jiang X Y, Wiedinmyer C, Carlton A G. Aerosols from fires: an examination of the effects on ozone photochemistry in the western United States [J]. Environmental Science and Technology, 2012, 46 (21): 11878-11886
- [3] Tao M H, Chen L F, Xiong X Z, et al. Formation process of the widespread extreme haze pollution over northern China in January 2013: implications for regional air quality and climate [J]. Atmospheric Environment, 2014, 98: 417-425
- [4] Li X, Huang L, Li J Y, et al. Source contributions to poor atmospheric visibility in China [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2019, 143: 167-177
- [5] Sharma S, Zhang M Y, Anshika, et al. Effect of restricted emissions during COVID-19 on air quality in India [J]. Science of the Total Environment, 2020, 728: 138878
- [6] Zhang Q, Zheng Y X, Tong D, et al. Drivers of improved $PM_{2.5}$ air quality in China from 2013 to 2017 [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2019, 116(49): 24463-24469
- [7] Monks P S, Granier C, Fuzzi S, et al. Atmospheric composition change: global and regional air quality [J]. Atmospheric Environment, 2009, 43(33): 5268-5350
- [8] Crippa M, Guizzardi D, Muntean M, et al. Gridded emissions of air pollutants for the period 1970–2012 within EDGAR v4. 3. 2 [J]. Earth System Science Data, 2018, 10: 1987-2013
- [9] Hoesly R M, Smith S J, Feng L Y, et al. Historical (1750–2014) anthropogenic emissions of reactive gases and aerosols from the Community Emissions Data System (CEDS) [J]. Geoscientific Model Development, 2018, 11: 369-408
- [10] Cai S Y, Ma Q, Wang S X, et al. Impact of air pollution control policies on future $PM_{2.5}$ concentrations and their source contributions in China [J]. Journal of Environmental Management, 2018, 227: 124-133
- [11] Zheng B, Tong D, Li M, et al. Trends in China's anthropogenic emissions since 2010 as the consequence of clean air actions [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018, 18(19): 14095-14111
- [12] Zhang Q, Streets D G, Carmichael G R, et al. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009, 9 (14): 5131-5153
- [13] Zhou Y D, Zhao Y, Mao P, et al. Development of a high-resolution emission inventory and its evaluation and application through air quality modeling for Jiangsu province, China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2017, 17(1): 211-233
- [14] Huang C, Chen C H, Li L, et al. The study of emission inventory of anthropogenic air pollutants and VOC species in the Yangtze River Delta region, China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2011, 11(3): 951-983
- [15] Li M M, Wang T J, Xie M, et al. Improved meteorology and ozone air quality simulations using MODIS land surface parameters in the Yangtze River Delta urban cluster, China [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2017, 122(5): 3116-3140
- [16] She Q N, Peng X, Xu Q, et al. Air quality and its response to satellite-derived urban form in the Yangtze River Delta, China [J]. Ecological Indicators, 2017, 75: 297-306
- [17] Fu X, Wang S X, Zhao B, et al. Emission inventory of primary pollutants and chemical speciation in 2010 for the Yangtze River Delta region, China [J]. Atmospheric Environment, 2013, 70: 39-50
- [18] Wyat A K, Napelenok S, Hogrefe C, et al. Overview and evaluation of the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system version 5. 2 [M]. Air Pollution Modeling and its Application XXV. 2018: 69-73
- [19] Carter W P L. Development of the SAPRC-07 chemical mechanism [J]. Atmospheric Environment, 2010, 44 (40): 5324-5335
- [20] Shi Z H, Li J Y, Huang L, et al. Source apportionment of fine particulate matter in China in 2013 using a source-oriented chemical transport model [J]. Science of the Total Environment, 2017, 601: 1476-1487
- [21] Hu J L, Chen J J, Ying Q, et al. One-year simulation of ozone and particulate matter in China using WRF/CMAQ modeling system [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016, 16(16): 10333-10350
- [22] Hu J L, Wang P, Ying Q, et al. Modeling biogenic and anthropogenic secondary organic aerosol in China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2017, 17(1): 77-92
- [23] Chen F, Dudhia J. Coupling an advanced land surface-hydrology model with the Penn State-NCAR MM5 modeling system. Part I: model implementation and sensitivity [J]. Monthly Weather Review, 2001, 129: 569-585
- [24] Shen X J, Sun J Y, Zhang X Y, et al. Characterization of submicron aerosols and effect on visibility during a severe haze-fog episode in Yangtze River Delta, China [J]. Atmospheric Environment, 2015, 120: 307-316
- [25] Li M, Zhang Q, Streets D G, et al. Mapping Asian anthropogenic emissions of non-methane volatile organic compounds to multiple chemical mechanisms [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2014, 14 (11): 5617-5638
- [26] Zhang H L, Li J Y, Ying Q, et al. Source apportionment of $PM_{2.5}$ nitrate and sulfate in China using a source-oriented chemical transport model [J]. Atmospheric Environment, 2012, 62: 228-242
- [27] Wiedinmyer C, Akagi S K, Yokelson R J, et al. The Fire Inventory from NCAR (FINN): a high resolution global

- model to estimate the emissions from open burning[J]. Geoscientific Model Development Discussions, 2010, 3: 2439-2476
- [28] Emery C, Liu Z, Russell A G, et al. Recommendations on statistics and benchmarks to assess photochemical model performance [J]. Journal of the Air and Waste Management Association, 2017, 67: 582-598
- [29] Bhattarai N, Wang S X, Xu Q C, et al. Sources of gaseous NH_3 in urban Beijing from parallel sampling of NH_3 and NH_4^+ , their nitrogen isotope measurement and modeling [J]. Science of the Total Environment, 2020, 747: 141361

Comparison of air pollutants emission inventories for Jiangsu province based on air quality simulation

LI Xun¹ QIN Momei¹ LI Lin¹ LI Jingyi¹ HU Jianlin¹

¹ School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044

Abstract Emission inventories of air pollutants are important inputs for air quality models. This study compared two emission inventories for Jiangsu province, referred to as YRD emission inventory and JS emission inventory, compiled by Shanghai Academy of Environmental Sciences and Jiangsu Academy of Environmental Sciences, respectively. The impacts of emission inputs on simulated $\text{PM}_{2.5}$ and O_3 in the Yangtze River Delta (YRD) in January, April, July, and October of 2017 were assessed with the community multiscale air quality (CMAQ) model. The emission estimates of various pollutants (except SO_2) by JS emission inventory are lower than those by YRD emission inventory. Both the emission inventories can reproduce observations of SO_2 , NO_x , O_3 , and $\text{PM}_{2.5}$ with CMAQ. While the simulated $\text{PM}_{2.5}$ and O_3 with the two emission inputs are similar in spatial distributions and seasonal variations, $\text{PM}_{2.5}$ and O_3 with JS emission inventory are lower than those with YRD emission inventory mostly in the YRD region (except O_3 in January). This work shows that both of the emission inventories are good enough for air quality modeling, and to inform policy decision on control of fine particulate matter and photochemical smog pollution in Jiangsu province.

Key words emission inventory; community multiscale air quality (CMAQ) model; Jiangsu province; air pollutants