孙晓芸,石春娥,张 浩,等.大气边界层理化过程对安徽省臭氧污染的影响 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6513-6525.
Sun X Y, Shi C E, Zhang H, et al. Impact of physical and chemical processes in the atmospheric boundary layer on ozone pollution in Anhui Province [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6513-6525.

大气边界层理化过程对安徽省臭氧污染的影响

孙晓芸[1,2*],石春娥[1,2],张 浩[1,2],王 状[1,2],吴昭烨[3],高方涛[4],肖 莎[4] (1.安徽省气象科学研究所,大气科学与卫星遥感安徽省重点实验室,安徽 合肥 230031；2.寿县国家气候观象台,中国气象局淮河流域典型农田生态气象野外科学试验基地,安徽 寿县 232200；3.安徽省气象台,安徽 合肥 230031；4.安徽气象信息有限公司,安徽 合肥 230031)

摘要：基于多源环境气象观测结合 WRF-Chem 数值模拟,全面认识安徽省典型臭氧(O_3)污染的三维演变特征,量化化学生成、平流传输和湍流混合等大气物理化学过程对 O_3 浓度变化的相对贡献,揭示主要理化过程与大气边界层垂直结构昼夜变化对近地面 O_3 污染的共同作用机制.结果表明:2022 年 6 月 1~3 日 O_3 污染过程期间,安徽省 O_3 浓度呈“北高南低”的分布特征,超标城市比例达 3/4,局地气象条件起关键作用.安徽受“华北-长三角”双污染源叠加影响:污染前期西北气流将华北地区的 O_3 输送至安徽北部,局地风向辐合及高温低湿的不利气象条件触发此次重污染过程;后期东南风主导,长三角地区高浓度 O_3 向北传输,导致重污染持续.模式过程分析结果表明 O_3 浓度净收支日变化呈双峰分布,湍流混合和水平传输过程分别主导了 09:00 时和 17:00 时 O_3 净收支的峰值,并使 O_3 浓度日变化峰值推迟至 18:00 时.O_3 跨区域传输的影响具有时间滞后性:白天,在边界层内 500m 左右的传输直接影响邻近地区的近地面 O_3 浓度;夜间则是由 1km 左右的残留层传输,与边界层昼夜变化过程相互作用,进而加剧下游远距离地区的 O_3 污染.

关键词：臭氧污染；大气边界层；区域传输；WRF-Chem；过程分析
中图分类号：X515 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)12-6513-13

Impact of physical and chemical processes in the atmospheric boundary layer on ozone pollution in Anhui Province. SUN Xiao-yun[1,2*], SHI Chun-e[1,2], ZHANG Hao[1,2], WANG Zhuang[1,2], WU Zhao-ye[3], GAO Fang-tao[4], XIAO Sha[4] (1.Anhui Province Key Laboratory of Atmospheric Science and Satellite Remote Sensing, Anhui Institute of Meteorological Sciences, Hefei 230031, China；2.Shouxian National Climatology Observatory, Huaihe River Basin Typical Farm Eco-meteorological Experiment Field of CMA, Shouxian 232200, China；3.Anhui Meteorological Observatory, Hefei 230031, China；4.Anhui Meteorological Information Co., Ltd, Hefei 230031, China). *China Environmental Science*, 2025,45(12)：6513~6525

Abstract：Based on multi-source environmental and meteorological observations combined with WRF-Chem numerical simulations, the three-dimensional evolution of a typical ozone (O_3) pollution episode in Anhui Province was comprehensively investigated. The relative contributions of atmospheric physical and chemical processes, including chemical reactions, advective transport, and turbulent mixing, to O_3 concentration changes were quantified. The synergistic influence mechanism of these physical and chemical processes, coupled with diurnal variations in atmospheric boundary layer (ABL) structures on surface O_3 pollution was also revealed. During the pollution episode on June 1~3, 2022, three-quarters of the cities exceeded the national O_3 pollution standard, with O_3 concentrations higher in the north and lower in the south, a pattern controlled by local meteorological conditions. This O_3 pollution episode was influenced by the combined impact of two major source regions: North China Plain and Yangtze River Delta. In the early stage, northwesterly airflow transported O_3 from North China Plain to northern Anhui, where local wind convergence, together with unfavourable meteorological conditions of high temperature and low humidity, triggered severe O_3 pollution. In the later stage, southeasterly winds prevailed, driving the northward transport of O_3 from Yangtze River Delta to Anhui and prolonging the pollution period. The model results indicated that the diurnal variation of O_3 budget showed a bimodal distribution, with turbulent mixing and horizontal transport processes dominating the peaks at 09:00 and 17:00, respectively, and consequently delaying the O_3 concentration peak to 18:00. The influence of regional O_3 transport exhibited a temporal lag effect: during the daytime, transport within the ABL at approximately 500m directly affected surface O_3 concentrations in adjacent areas; whereas at night, transport within the residual layer at approximately 1km dominated, interacting with diurnal ABL variations, thus exacerbating O_3 pollution in distant downstream areas.

Key words：ozone pollution；atmospheric boundary layer；regional transport；WRF-Chem；process analysis

收稿日期：2025-05-21
基金项目：安徽省气象局创新发展专项博士专项(CXB202407);安徽省自然科学基金(2408085QD124,2408085MD085)
* 责任作者, 工程师, sunxy6362@126.com

近年来,我国大气污染防治已取得阶段性成效,细颗粒物浓度出现明显下降,而臭氧(O_3)浓度则在减排进程中表现为波动上升的态势,成为中国中东部严重的空气污染问题[1-3].对流层O_3是在近地面光照条件下,由氮氧化物(NO_x)和挥发性有机物(VOCs)通过光化学反应生成的二次污染物.作为一种氧化性极强的大气污染物,O_3 污染对生态环境、人体健康及农作物生长等过程均有较大不利影响,甚至改变陆地碳汇,间接影响气候变化[4-6].

对流层 O_3 浓度是前体物排放和气象条件共同作用的结果.前体物高强度排放及其二次化学转化构成 O_3 污染形成的内因,而气象条件与气候因子则作为关键外因通过调控大气理化过程发挥作用[7-8].O_3 生成对前体物的响应呈现显著的非线性特征[9],其生成敏感性在人为排放源强驱动下表现出明显的空间和季节差异[10-11].太阳辐射、气温、湿度和降水等气象要素通过影响 O_3 的光化学反应速率及污染物的累积沉降,对 O_3 污染演变及时空变化产生重要影响[7,12-13].

大气污染物主要分布在边界层内,边界层垂直结构演变与物理因子作用(平流输送和湍流混合)和化学转化共同作用于近地面 O_3 浓度变化[14-15].O_3 的生成反应可能同时发生在近地面和高空,夏季较强的光化学反应会在边界层中部形成 O_3 高值区[11,16].大气边界层和自由对流层间的垂直交换是大气污染物区域传输及其影响区域空气质量的重要机制[17].残留层位于夜间地表辐射冷却形成的稳定逆温层之上,由于夜间高空 O_3 消耗较小,仍能维持较高 O_3 浓度[18],通过垂直混合对次日近地面 O_3 浓度产生较大贡献[19-20].此外,大气边界层低空急流的发展有助于污染物向下游地区传输,边界层内水平风垂直切变的增强,能够促进残留层与稳定边界层的物质交换,从而使得下风向地区近地面 O_3 浓度升高[19].以上研究指出大气边界层物理和化学过程共同作用于近地面 O_3 污染,但各理化过程定量化贡献及协同作用机制的昼夜差异仍缺乏系统研究.

安徽省位于长三角最西侧,毗邻华北平原,这两大地区也是我国空气污染最严重的区域.近年来,安徽省 O_3 污染日益严重,成为我国大气污染治理的重点区域之一[21-23].受大尺度环流影响,华北地区和长三角地区作为主要污染源区,其污染物向周边地区的输送特征显著[24-25].安徽省位于二者大气污染物区域传输的主要通道上,其污染态势受区域传输与经济快速发展的双重影响[21,26-27].淮河和长江自西向东贯穿整个安徽省,区域内水网交织、湖泊众多,受其南部大别山山脉和黄山山脉大地形的影响,下垫面性质存在显著区域性差异.不均一下垫面影响着大气边界层热力、动力垂直结构,进而影响 O_3 化学生成和时空再分布[28].在复杂下垫面和区域传输共同影响下,安徽省 O_3 污染的形成机制更具其独特性和复杂性,大气边界层理化过程对区域 O_3 污染作用缺乏深入探索.

因此,本研究针对 2022 年夏季安徽省一次典型 O_3 重污染个例,探究极端高温条件下 O_3 污染的演变特征,量化大气边界层理化过程对 O_3 浓度变化的影响程度,重点阐明大气边界层垂直结构与理化过程对 O_3 污染协同作用机制的昼夜差异,为大气污染防控措施的精准制定提供科学依据.

1 资料与方法

1.1 资料来源

地面空气质量数据采用生态环境部(http://www.mee.gov.cn/)发布的全国环境监测站(下称为国控站)数据,包括小时 O_3、二氧化氮(NO_2)和一氧化碳(CO)浓度.各城市污染物浓度取该城市所有国控站均值,并计算日最大 8h 滑动平均 O_3 浓度($MDA8O_3$).依据环境空气质量标准[29],将 $MDA8O_3$ 超过 160μg/m^3 的日期定义为 O_3 污染日.

地面气象数据来源于中国气象局(http://data.cma.cn/)提供的逐小时观测资料,包括气温、气压、相对湿度、降水量、风速和风向.地表逐小时太阳辐射通量总量及 925hPa 风场资料来源于欧洲中期天气预报中心的第五代气象再分析资料(ERA5),水平分辨率是 0.25°×0.25°.气象探空资料采用阜阳站(115.82°E,32.92°N,海拔 320m)和安庆站(117.05°E,30.53°N,海拔 200m)的 L 波段雷达探空观测数据,每日 08:00 时和 20:00 时(北京时)进行观测,时间分辨率为 1s,涵盖温度、相对湿度、风速和风向等要素,用于验证模式模拟的气象要素垂直分布.

1.2 模式设置

本模拟实验采用 WRF-Chem 3.9 版本,设置两层双向嵌套网格(图 1a),水平分辨率分别为 30 和

10km,分别覆盖中国中东部和安徽省及其周边地区.在垂直方向上采用“下密上疏”的分层方式,从地面到 50hPa 共设置了 48 层,其中边界层(2km 以下)有 21 层,以精确刻画边界层垂直结构及 O_3 输送特征[30].模式模拟采用 ERA5 全球再分析资料提供气象初始场及边界条件,时间分辨率为 1h,空间分辨率为 0.25º×0.25º,从地面到高空(1000~10hPa)共 37 垂直层.人为源来自于清华大学提供的 2020 年 MEIC 排放源清单 (http://meicmodel.org/). 生物源来自于 MEGAN v2.1 模型估算的生物质燃烧排放[31].实验选用的关键物理参数化方案和化学机制详见表 1,模拟时段为世界时 2022 年 5 月 29 日 00:00 时~6 月 4 日 23:00 时,其中前 40 个时刻作为 spin-up 时间以消除初始场扰动的影响.

表 1　WRF-Chem 模式的物理-化学参数化方案设置

Table 1　Physical parameterization and chemical mechanisms selected for WRF-Chem simulation

模式方案类型	模式方案选择
微物理方案	Lin et al.[32]
长波辐射方案	RRTMG[33]
短波辐射方案	Goddard[34]
近地层方案	Revised MM5Monin-Obukhov[35]
陆面过程方案	Noah-MP[36]
城市冠层方案	Single-layer UCM[37]
边界层方案	YSU[35]
积云对流方案	Grell 3D ensemble[38]
气相化学方案	RADM2[39]
气溶胶方案	MADE/SORGAM aerosol[40-41]

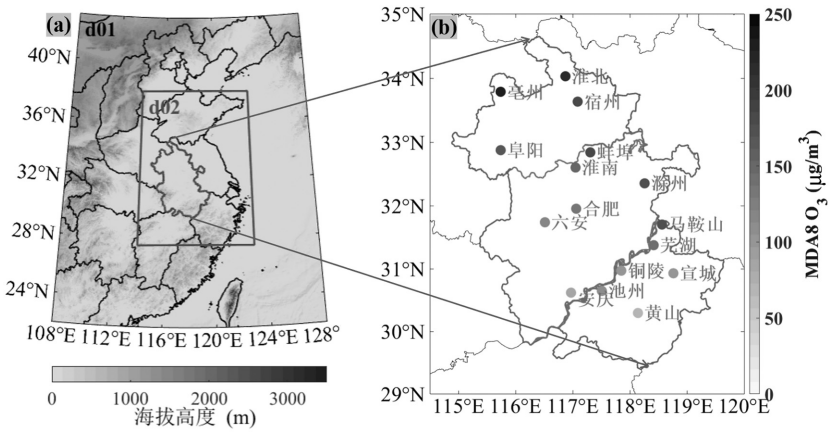


图 1　WRF-Chem 模拟区域和 2022 年 6 月 1~3 日安徽省 MDA8O_3 均值的空间分布

Fig.1　(a) Two nesting domains (d01and d02) of WRF-Chem simulation and (b) spatial distribution of averaged MDA8O_3 in Anhui Province during June 1~3, 2022

审图号:GS(2024)0650 号

1.3　过程分析

WRF-Chem 模式通过在线耦合气象模块与化学传输模块,实现了对大气动力过程(平流、对流、湍流扩散)、干/湿沉降及气相/非均相化学反应的同步模拟,模式中大气污染物浓度的变化综合考虑了平流输送、湍流扩散、化学转化、干湿沉降以及污染物排放等多种物理化学过程的共同作用[42].WRF-Chem 模式可结合大气物理化学过程分析的方法,定量解析不同理化过程对 O_3 浓度变化的贡献率,在模式运行过程中计算每个时间步长内不同物理和化学过程对 O_3 浓度变化的贡献,通过增加相应诊断量的输出,得到主要大气理化过程引起的 O_3 浓度随时间的变化量,包括:化学过程、平流输送、垂直混合以及对流过程,其中模式第一层的干沉降包含在垂直混合中[43-44].本研究着重分析化学过程、水平平流、垂直平流和垂直混合四个过程对 O_3 浓度变化的影响,分别表征白天光化学生成与夜间滴定消耗、水平平流输送、垂直平流输送以及大气边界层湍流混合引起的 O_3 浓度的变化.

1.4　模式验证

为验证 WRF-Chem 模式对此次 O_3 污染期间安徽地区 O_3 浓度和气象条件的模拟性能,本研究由北往南选取 6 个代表性城市站点(亳州、阜阳、淮南、合肥、马鞍山和安庆),系统评估了近地面气象要素(2m 气温、相对湿度和 10m 风速)及 O_3 浓度的模拟结果.各城市污染物浓度取该城市所有国控站均值,

模式结果以城市气象站点临近网格点为中心,结合其上下左右 4 个网格点(共计 5 个网格点)取其均值.

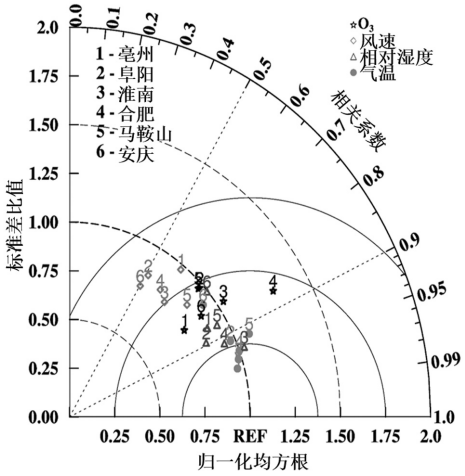


图 2 污染期间安徽省 6 个代表站观测和模拟的近地面 O_3 浓度、风速、相对湿度和气温的泰勒统计图

Fig.2 Taylor plot of observed and WRF−Chem simulated O_3 concentrations and meteorological fields in 6cities of Anhui Province during pollution period

图 2 为各站点气象要素和 O_3 浓度观测和模拟值的泰勒统计图[45],结果表明除风速外各变量的模拟值与观测值的相关系数均>0.7(通过 95%置信度检验),模式能较好地捕捉各要素的时空变化特征;所有变量的标准化偏差均<1.5,表明模拟结果均在合理范围内[46].

图 3 对比了 O_3 污染期间(2022 年 5 月 31 日~6 月 4 日)各城市站点 O_3 浓度的模拟值与观测值的时间序列(左列),二者日变化趋势高度一致,关键误差指标分析表明平均偏差(MFB)<40%,均方根误差(RMSE)指标表现良好.观测与模拟风矢量的对比展现了 WRF−Chem 模式对主导风向及变化趋势的合理模拟(图 3 右列),可再现主导风对 O_3 跨区域传输的驱动作用.其中,对北部地区风的模拟效果优于南部城市,主要归因于模式对南部山区复杂下垫面影响的表现不足.

除地面要素外,本研究还对大气边界层气象要素垂直分布进行了验证.为确保模拟与观测值的可比性,采用 50m 垂直分辨率对探空观测数据进行滑动平均处理,以消除高频波动带来的评估偏差.图 4 为重污染期间安徽北部(皖北)代表站阜阳和安徽南部代表站安庆的平均温度、相对湿度、和风速廓线的验证结果,模式模拟的各要素廓线均与观测结果高度吻合,准确地再现了此次污染期间大气边界层热力场(温度和相对湿度)和动力场(风)的垂直结构.

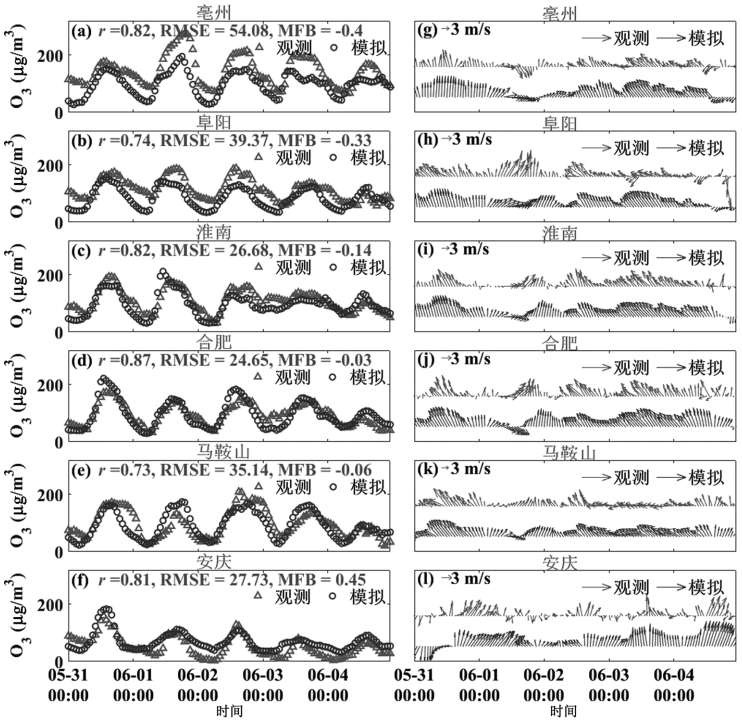


图 3 污染期间安徽省 6 个代表站观测和模拟的地面 O_3 浓度和风矢量的小时变化对比

Fig.3 Comparisons between observed and simulated (a–f) surface O_3 concentrations and (g–l) wind vectors in 6 cities of Anhui Province during pollution period

O_3 浓度对比图中灰色数字为相关系数(r)、均方根误差(RMSE)和平均偏差(MFB)

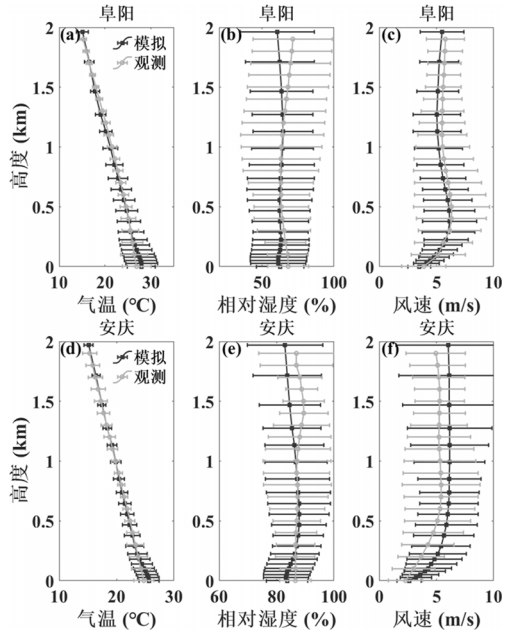


图 4　2022 年 5 月 31 日~6 月 4 日阜阳和安庆站平均观测和模拟的气温、相对湿度和风速廓线

Fig.4　Comparisons between observed and simulated vertical profiles of averaged air temperature, relative humidity, and wind speed in (a–c) Fuyang and (d–f) Anqing during May 31~June 4, 2022

基于近地面要素和垂直廓线的系统验证表明,本模拟实验中垂直加密的 WRF−Chem 模式模拟能准确刻画安徽地区 O_3 污染期间近地面气象要素的时空演变和大气边界层热力和动力结构,成功再现 O_3 污染的三维演变特征.总体来说,模式模拟性能良好,模拟结果可靠,可用于后续污染形成及演变机制的分析.

2　结果与讨论

2.1　O_3 污染过程概况

2022 年 5 月 31 日~6 月 4 日中国中东部出现一次区域性 O_3 污染过程,其中 6 月 1~3 日以华北地区为中心向南延伸至长三角地区出现持续 3d 的 O_3 重污染.安徽位于两个高浓度 O_3 污染区(华北和长三角地区)跨区域传输的主要通道上,污染期间淮河以北和沿江东部 O_3 浓度高于其他地区(图 1b),符合安徽省典型 O_3 高发区的空间分布特征[47],O_3 污染受区域传输影响显著.6 月 1 日,华北地区近地面受气旋性环流控制,皖北地区位于气旋性环流南部,受持续西南风控制,一方面有利于华北地区的高浓度 O_3 向南传输,另一方面局地风向辐合抑制了污染物进一步向南输送,有利于污染物在皖北地区的局地累积,进一步促进 O_3 光化学生成引发重污染(图 5b).6 月 2~3 日,天气系统演变导致安徽地区主导风向转为东南风,有利于长三角地区污染物经由安徽东部向皖北地区持续输送,形成“华北−长三角”双污染源叠加效应,皖北地区 O_3 污染持续(图 5c~d).

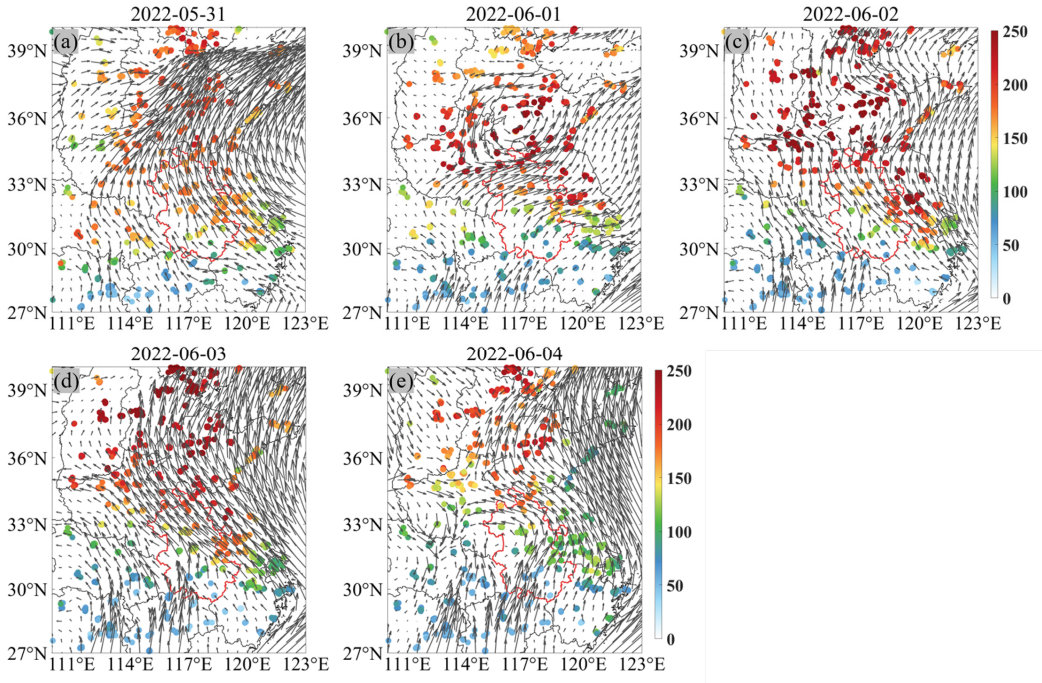


图 5　O_3 污染期间中国中东部 $MDA8O_3$ 和日均 925hPa 风场的空间分布

Fig. 5　Spatial distributions of daily $MDA8O_3$ concentrations and winds at 925hPa during O_3 pollution period

审图号:GS(2024)0650 号

图 6 展示了此次 O_3 污染过程期间安徽省各城市(由北往南排列)O_3 浓度的逐小时变化,此次污染期间安徽省 16 个城市 O_3 浓度超标城市数达 12 个.淮河以北及东部城市平均 MDA8O_3 浓度超 160μg/m^3,其中北部亳州、淮北和宿州站 O_3 超标小时数超 40h,O_3 浓度整体呈显著“北高南低”的空间分布特征,具体表现为:6 月 1 日,皖北地区多城市 O_3 浓度超过 200μg/m^3,达到重污染水平[30],O_3 浓度在空间上呈现出显著南北差异;6 月 2 日皖北地区 O_3 污染持续,浓度较 1 日有所下降,同时沿江东部接近长三角地区的马鞍山、滁州站出现 O_3 浓度超标事件,且日间高浓度 O_3 持续至入夜,夜间至次日凌晨 O_3 浓度仍维持在 100μg/m³以上,O_3 浓度昼夜差异的缩小反映了 O_3 跨区域传输在时间上的持续影响;6 月 3 日,受持续偏南风输送,皖北地区 O_3 浓度仍维持在污染水平,但沿江东部的 O_3 高浓度区明显减弱;6 月 4 日,此次 O_3 污染由南往北消散.

由近地面 O_3 浓度的时空演变及风场特征分析可知,此次 O_3 污染事件受华北和长三角双污染源共同影响,具有显著的传输特征.

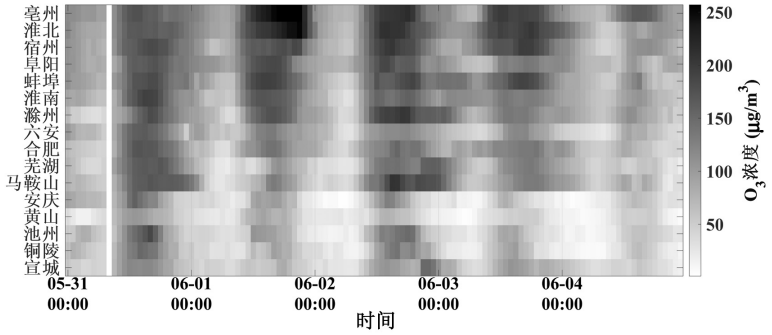


图 6 O_3 污染期间安徽省 16 个城市站点地面 O_3 浓度的小时序列

Fig.6 Hourly variations of surface O_3 concentrations in 16 cities of Anhui Province during O_3 pollution period

城市按照位置自北向南排列

2.2 近地面气象条件影响

基于此次重污染过程后期的东南风输送特征,本研究选取主要传输路径上马鞍山和亳州作为传输上下游典型站点,对近地面 O_3 及其前体物浓度、人为源排放和气象条件的区域差异进行对比分析.此次污染过程期间,白天(07:00~18:00)亳州平均 O_3 浓度相较马鞍山高 56.84μg/m^3,但 NO_2 浓度低于马鞍山(图 7 和表 2).NO_x 和 VOCs 是 O_3 光化学生成的主要前体物.基于 2020 年 6 月 MIEC 人为源排放清单,结合污染物浓度年际变化趋势进行线性约束,估算出 2022 年 6 月安徽省及其周边地区 NO_x 和 VOCs 人为源排放的空间分布(图 8).马鞍山毗邻长三角这个重要的人为源排放源区,其 NO_x 和 VOCs 排放强度显著高于亳州地区,这为当地 O_3 光化学反应提供了充足的前体物基础.然而,在此次污染过程中亳州站的 O_3 浓度反而高于马鞍山站,揭示了局地气象条件在 O_3 污染形成过程中的关键作用.

从此次过程的近地面气象条件来看(图 7 和表 2),皖北地区亳州站表现出更有利于 O_3 生成和累积的环境特征:连续三日日最高气温>35℃(为极端高温事件),日平均气温较马鞍山高 3.54℃,相对湿度低 19.4%,地表太阳辐射高 2.71×10^{5}J/m^2,而平均风速则低 0.52m/s.这种高温、低湿、强辐射、弱风的气象条件显著促进了皖北地区的 O_3 光化学生成,同时不利于 O_3 传输和扩散(图 7 和表 2).在时间演变方面,亳州站 O_3 浓度在 6 月 1 日达到峰值(276.7μg/m^3),这与当日出现的高温(35.5℃)和强太阳辐射(3.4× 10^{6}J/m^2)密切相关;6 月 2 日气温持续升高(白天均值较前日+1.43℃),风速降低(–1.07m/s),白天 O_3 浓度随太阳辐射减弱略有降低(–22.05μg/m^3);6 月 3 日,虽然太阳辐射有所减弱,风速高达 5.9m/s,但 O_3 浓度仍维持在较高水平,日出后 CO 浓度与 O_3 同时出现爆发性增长,结合同期偏南风增强的特征,表明长三角地区的污染物跨区域传输在该阶段产生重要影响.此外,6 月 1~3 日亳州站 O_3 浓度峰值出现在 18:00 时,相较于气温和太阳辐射 15:00 时左右的峰值时间上有所滞后,体现了区域传输对 O_3 浓度日变化的调节作用.

马鞍山站的 O_3 浓度则表现出与亳州站不同的时间变化特征,O_3 浓度日变化幅度总体较小:6 月 1 日,近地面风速偏弱、气温较低、太阳辐射偏弱,O_3

浓度未超标;6 月 2 日,高浓度 O_3 的出现与气温的回升和太阳辐射的增强密切相关,同时日出后风速迅速增加至 5.4m/s,反映了 O_3 局地光化学生成与 O_3 跨区域传输对该日 O_3 浓度超标的共同驱动作用;6 月 3~4 日,受天气形势演变引起的降温、大风和降水,此次区域性 O_3 污染过程逐渐消散(图 5 和图 7).

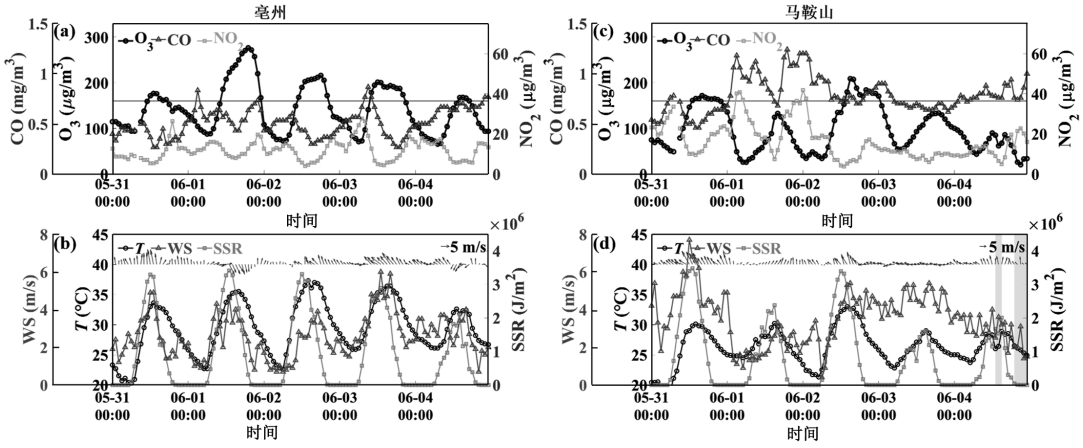


图 7　O_3 污染期间亳州和马鞍山观测的地面 O_3、CO 和 NO_2 浓度、气温、地表太阳辐射通量总量(SSR)、10m 风速和风矢量的小时变化

Fig.7　Hourly variations of observed (a, c) surface O_3, CO, and NO_2 concentrations, (b, d) air temperature, total surface solar radiation flux (SSR), and 10−m wind during O_3 pollution period in Bozhou and Ma'anshan

灰色直线表示 O_3 污染 160μg/m^3 浓度阈值,灰色阴影表示降水时段

表 2　污染期间马鞍山和亳州站白天(07:00~18:00)地面 O_3、CO 和 NO_2 浓度,以及逐日气温、相对湿度、地表太阳辐射通量总量(SSR)和 10m 风速平均值和相对于整个污染过程的距平值

Table 2　Averaged daytime (07:00~18:00) surface O_3, CO, and NO_2 concentrations, air temperature, relative humidity, total surface solar radiation flux (SSR), and 10−m wind speed during pollution period, and daily anomalies relative to case averages

城市	项目	平均值	5 月 31 日	6 月 1 日	6 月 2 日	6 月 3 日	6 月 4 日
马鞍山	O_3 (μg/m^3)	96.61	29.06	–24.16	32.10	–7.90	–29.10
	NO_2 (μg/m^3)	13.07	3.83	5.67	–3.61	–4.04	–1.85
	CO (mg/m^3)	0.75	–0.17	0.15	0.04	–0.08	0.06
	T (℃)	27.60	–0.88	0.08	2.37	–1.12	–0.46
	RH (%)	65.83	–28.50	7.92	–6.75	10.75	16.58
	SSR (×10^{5}J/m^2)	15.06	6.79	–2.01	6.00	–5.30	–5.49
	WS (m/s)	3.70	1.74	–1.73	–0.30	0.99	–0.69
亳州	O_3 (μg/m^3)	153.45	–6.69	25.85	3.80	6.83	–29.78
	NO_2 (μg/m^3)	10.19	–2.29	1.78	–1.37	2.19	–0.31
	CO (mg/m^3)	0.52	–0.13	0.03	–0.07	0.04	0.13
	T (℃)	31.14	–2.02	0.12	1.55	1.60	–1.25
	RH (%)	46.38	–5.21	–3.55	–6.72	–1.96	17.45
	SSR (×10^{5}J/m^2)	17.77	0.11	3.04	2.84	1.06	–7.04
	WS (m/s)	3.18	–0.08	0.04	–1.03	1.15	–0.08

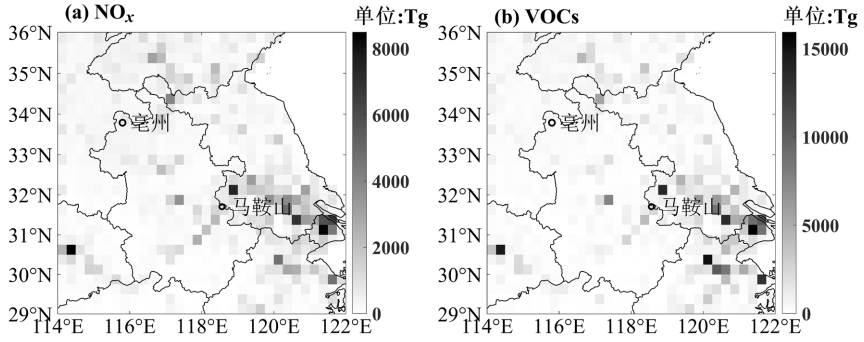


图 8　2022 年 6 月安徽及其周边地区 NO_x 和 VOCs 人为排放源的空间分布

Fig.8　Spatial distributions of MEIC emissions of (a) NO_x and (b) VOCs in Anhui and surrounding regions on June, 2022

审图号:GS(2024)0650 号

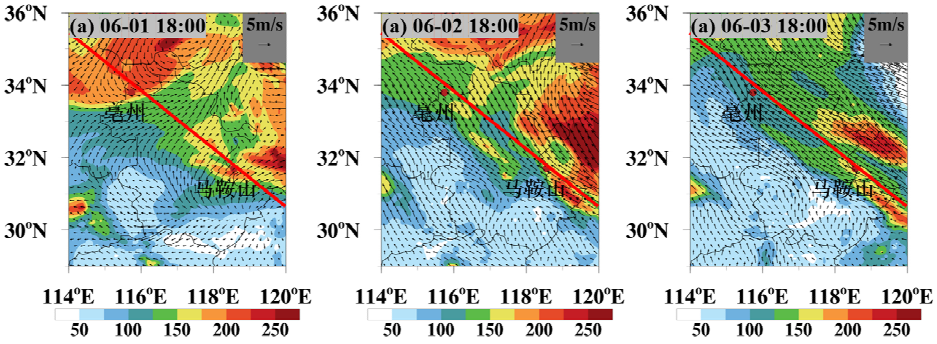


图 9 2022 年 6 月 1~3 日 18 时 WRF-Chem 模拟的近地面 O_3 浓度(μg/m^3)和风场空间分布

Fig.9 Spatial distributions of simulated O_3 concentrations (color shading) and wind vectors over Anhui province and surrounding regions at 18:00 on June 1~3, 2022

红色直线表示“马鞍山-亳州”传输路径,审图号:GS(2024)0650 号

2.3 O_3 区域传输与垂直分布特征

由模式模拟的 6 月 1~3 日 18:00 时(此次污染过程 O_3 浓度日变化峰值出现的时刻)近地面 O_3 浓度和风场空间分布(图 9)可见,其与图 5 的 $MDA8O_3$ 及日均风场的空间分布相似:6 月 1 日,气旋性环流后部的西北气流将华北地区的 O_3 向南输送,风向辐合抑制污染物向南输送并在皖北地区累积;6 月 2~3 日,持续的东南风将长三角地区污染物向北输送,形成明显的传输通道.污染期间“华北-长三角”双污染源对皖北地区产生叠加影响.

为深入剖析传输过程与边界层昼夜变化对近地面 O_3 污染演变的共同作用,沿图 9 中标注的马鞍山-亳州传输路径,绘制了夜间残留层形成时刻(00:00 时)、早晨对流边界层发展时刻(09:00 时)和 O_3 峰值出现时刻(18 时)垂直环流(w 和 v 风)与 O_3 浓度的剖面图(图 10).结果表明,6 月 1 日夜间, O_3 残留层形成于皖北地区上空,受下沉气流影响抬升高度较低,由于夜间皖北地区边界层高度略高于南部,残留层 O_3 对亳州站近地面 O_3 浓度影响高于南部马鞍山站(图 10a-b);至 18:00 时,垂直环流场表现出明显的空间差异,马鞍山上空存在逆时针的次级环流,亳州上空气流为弱辐合上升,该环流配置结合较弱的近地面风速限制了 O_3 的水平输送,从而导致局地 O_3 污染的加剧(图 10c).6 月 2 日,由于夜间辐射冷却近地面形成稳定边界层,在 1km 左右高度形成高浓度 O_3 残留层,受逆时针次级环流底部的偏南风驱动持续北移,日出后到达皖北地区并受下沉气流驱动接近边界层顶,从而影响近地面(图 10d-e);白天,整个安徽地区对流层低层受持续偏南风主导,南部长三角地区为 O_3 高值中心, O_3 在对流层低层表现为一致的水平向北传输(图 10f).6 月 3 日,长三角地区的高浓度 O_3 持续向北移动并抬升,夜间残留层高浓度 O_3 的出现高度相较于前一日明显降低,造成日出后亳州近地面 O_3 的急剧上升,但对马鞍山站影响较小(图 10g-h);白天受强风和上升气流持续共同影响,对皖北地区的影响较前一日更弱(图 10g-i).

2.4 O_3 过程分析

基于 WRF-Chem 模式过程分析模块的定量分析,本研究将 O_3 浓度变化分解为化学过程、水平平流、垂直平流和湍流混合等主要贡献项,其中模式第一层的干沉降过程已纳入垂直混合项考虑.平流输送项的符号表征了 O_3 的净输送方向:正值表示净流入,负值则表示净流出.

由图 11 各理化过程引起的近地面(模式底层,高度约 50m)逐小时 O_3 浓度收支可知,化学和湍流混合过程对近地面 O_3 浓度影响均具有显著的日变化特征:白天光化学反应对 O_3 浓度为正贡献(峰值出现在 10:00~11:00),而夜间则转为负贡献(主要源于 NO_x 滴定效应);湍流混合过程在日出后对流边界层发展期间(07:00~09:00)为强正贡献,这是残留层 O_3 向下混合的结果,其余时段则主要表现为促进 O_3 向上扩散的负贡献,与江淮地区其他研究结果一致[18].水平平流和垂直平流项的贡献通常相反.此次污染期间各理化过程引起的 O_3 净收支日变化总体呈双峰分布,有异于化学生成贡献的单峰分布,主次峰值出现在 09:00 时和 17:00 时左右,分别由湍流混合和水平传输过程主导.此外,下午水平传输主导的 O_3 净收支次峰值也进一步证实了区域传输对亳州 O_3 浓度日变

化峰值滞后的驱动作用(图 7).

通过对比传输上游马鞍山站和传输下游亳州站各理化过程对 O_3 浓度变化的贡献量发现,上下游地区化学过程贡献的日变化特征相似,因上游的马鞍山邻近前体物人为排放源高值区(长三角地区),其 O_3 化学生成贡献值高于下游的亳州.湍流过程正贡献出现在日出后 3~5h 内,主要体现夜间残留层 O_3 随日出后对流边界层发展、经垂直混合对近地面 O_3 浓度的影响,且下游亳州受夜间残留层的影响强于上游马鞍山.水平平流输送过程在 6 月 1 日的贡献尤为显著,对亳州的影响持续至次日凌晨,但近地面风场表现出与 2~3 日不同的输送特征,西北气流主导的华北地区 O_3 向南传输为其主要来源(图 9).6 月 2~3 日,安徽地区受东南气流主导,长三角地区向北的传输为主要 O_3 外来源,考虑到传输距离的差异,相较于上游马鞍山,下游亳州水平平流项正贡献的出现时刻存在数小时的滞后.夜间,传输源区的 O_3 停止光化学生成,水平平流项在传输上游表现为净流出,但其在下游地区仍表现为净流入,可进一步放大残留层对次日近地面 O_3 的影响.

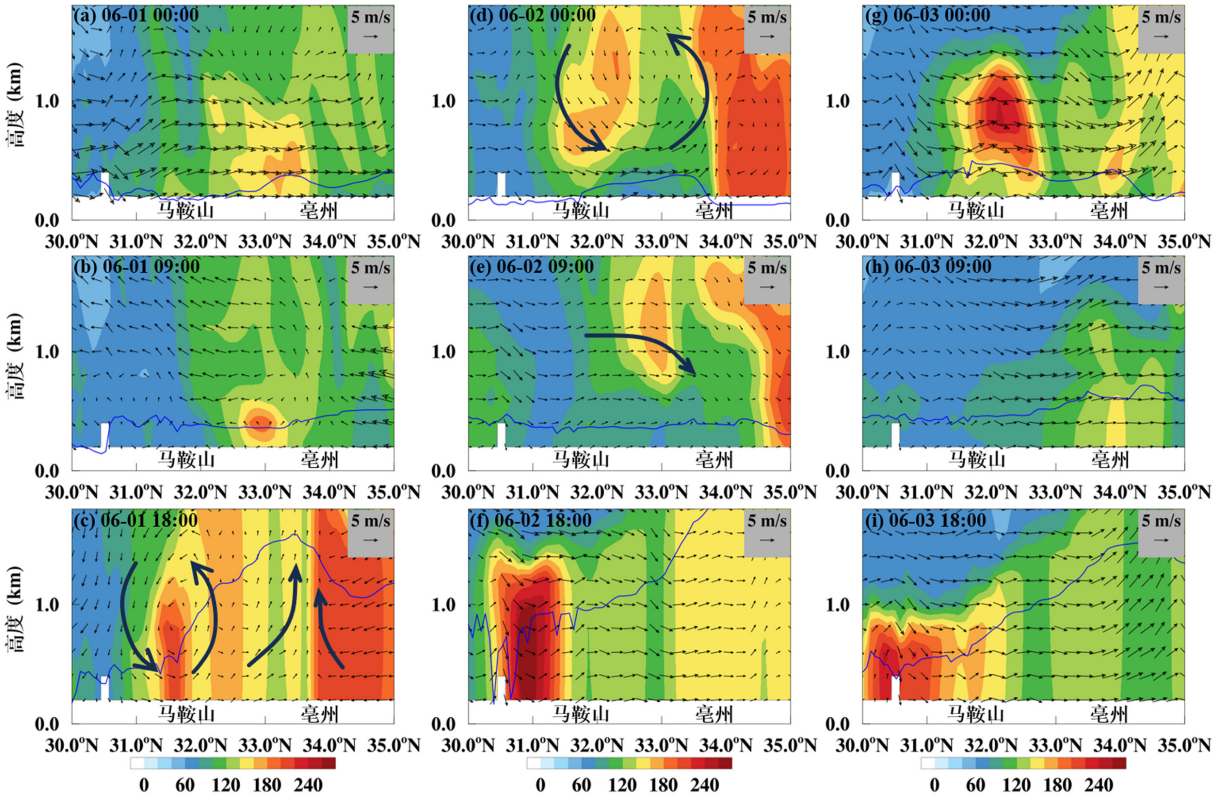


图 10　2022 年 6 月 1~3 日 00 时、09 时和 18 时 WRF-Chem 模拟的 O_3 浓度(μg/m^3)和垂直环流(v 和 w,垂直速度扩大 30 倍)沿图 9 传输路径的剖面图

Fig.10　Vertical-latitude cross sections of simulated O_3 concentrations (color shading) overlaid with zonal-vertical circulations (vectors; zonal wind and 30 × vertical velocity) along the red lines in Fig. 9 at 00:00, 09:00, and 18:00 on June 1~3, 2022

蓝色曲线表示大气边界层高度

从各过程相对贡献的昼夜差异来看(表 3),光化学生成主导着白天 O_3 浓度的增加,O_3 表现出以本地生成影响为主的特征,其贡献超 200μg/m^3.尽管马鞍山的气象条件较亳州更不利于 O_3 生成,但由于其前体物排放更为丰富(图 8),光化学生成贡献量仍高于亳州(日间平均高 50μg/m^3).6 月 2~3 日,水平输送贡献在上游和下游城市表现出相反的昼夜特征:在上游马鞍山为持续正贡献(6 月 1 日白天达 140.70μg/m^3),白天水平输送强度大于夜间;而在下游亳州,水平输送的贡献则表现为夜间更强(6 月 2 日夜间达 204.59μg/m^3),反映了区域传输对传输上下游影响的时间滞后性.垂直输送和湍流混合两项在马鞍山和亳州白天和夜间整体均表现为一致的负贡献(除 6 月 2 日亳州站白天垂直平流净流入

24.40μg/m^3),大气边界层内垂直传输和扩散对近地面 O_3 污染整体呈缓解作用.

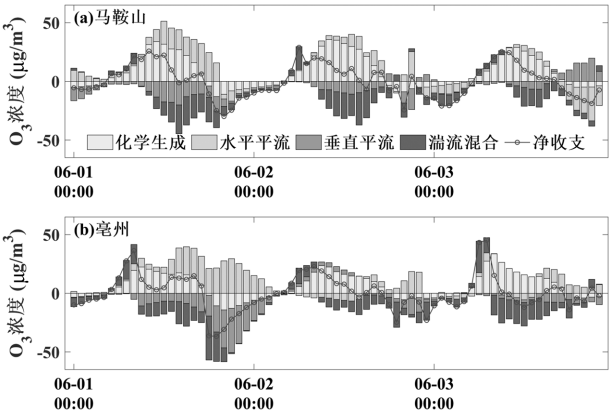


图 11 2022 年 6 月 1~3 日马鞍山和亳州近地面 O_3 净收支的小时变化及化学生成、水平平流、垂直平流、湍流混合过程贡献值

Fig.11 Hourly variations of O_3 budget and the contribution of chemical processes, horizontal advection, vertical advection, and turbulence mixing in (a) Ma'anshan and (b) Bozhou during June 1~3, 2022.

为进一步探究各理化过程影响的垂直变化,图 12 对比了 6 月 2~3 日偏南风输送期间马鞍山和亳州白天与前一日夜间化学过程、平流输送和湍流混合贡献量的垂直分布.结果表明,理化过程对不同高度 O_3 收支的影响呈现明显垂直梯度特征.在对流层低层,白天光化学生成是 O_3 主要来源,湍流混合的负贡献次之,水平和垂直平流过程的总贡献最弱;夜间平流过程的贡献率相较白天有所增加,湍流混合贡献次之,化学过程的贡献最弱.O_3 的白天光化学生成和夜间滴定消耗发生边界层高度范围内,影响高度分别为地面至 1.5km 和 500m 左右;由于白天对流边界层发展,湍流混合影响高度略高于夜间,1km 以上平流输送的影响占主导作用.

对比上下游城市发现,传输上游马鞍山站的 O_3 光化学生成量和消耗量均高于下游亳州,日间平均贡献量可超 200μg/(m^3·h),且其化学过程的影响高度亦高于亳州.由此可见,在前体物丰富的地区,不仅 O_3 的化学反应强度更强,影响高度也更高.水平平流和垂直平流的影响总是相反,且二者在对流层低层的影响随传输高度的变化存在正负转折点.在传输上游马鞍山,水平平流项的净流入多出现在白天,集中在 500m 高度以内,其贡献强度随高度递减;夜间水平平流主要为净流出,传输峰值出现在 500m 左右.在传输下游亳州,夜间水平平流的净流入占主导作用,传输峰值出现在 400m 左右,而白天水平平流的影响相对较弱.因此,白天 O_3 的跨区域传输主要表现为边界层内向邻近地区的传输,而夜间则是经由残留层向距离更远的下游地区输送.湍流混合过程主要起促进 O_3 垂直扩散的作用,通常白天的负贡献强于夜间.6 月 3 日,随着水平传输的增强,白天亳州近地面的垂直混合负贡献亦显著增加,引起的 O_3 净流出超 150μg/(m^3·h),峰值出现在 400m 左右,这可能是由于强风驱动下风切变作用引起的垂直混合的增强[48],表明边界层动力过程对污染物垂直分布具有重要调控作用.由于局地气象场和输送条件的差异,传输路径不同区域各理化过程复杂的相互作用显著影响 O_3 的三维分布特征.

表 3 2022 年 6 月 1~3 日白天(07:00 时~18:00 时)和夜间(19:00 时~次日 06:00 时)马鞍山和亳州近地面累积 O_3 净收支变化(μg/m^3)、及化学生成、水平平流输送、垂直平流输送和湍流混合对地表 O_3 浓度贡献值

Table 3 Averaged daytime (07:00~18:00) and nighttime (19:00~06:00 the following day) O_3 budget and the contribution of chemical processes, horizontal advection, vertical advection, and turbulence mixing in Ma'anshan and Bozhou

城市	项目	6 月 1 日		6 月 2 日		6 月 3 日
		白天	夜间	白天	夜间	白天
马鞍山	净收支	152.84	–136.97	144.21	–130.60	126.91
	化学生成	246.92	–55.07	278.54	–43.57	198.67
	水平平流	140.70	42.41	71.27	–3.52	18.59
	垂直平流	–125.74	–50.34	–78.26	–18.33	–26.36
	湍流混合	–108.55	–68.29	–126.72	–64.74	–63.61
亳州	净收支	164.31	–156.88	126.52	–109.19	88.31
	化学生成	184.31	–64.41	173.51	–24.62	216.35
	水平平流	138.65	204.59	–28.13	47.83	24.32
	垂直平流	–91.94	–214.29	24.40	–45.56	–44.12
	湍流混合	–67.21	–85.20	–43.25	–85.79	–108.86

综上所述,此次区域性 O_3 重污染形成的物理-化学作用机制为:白天强烈的光化学生成奠定了 O_3 累积的基础;区域传输提供了额外的污染来源,对邻近地区由白天边界层内传输产生直接影响;大气边界层通过昼夜交替的"存储-释放"机制,经由残留层传输,进一步加剧下游远距离地区的近地面 O_3 污染.这一传输机制的揭示为区域 O_3 污染联防联控提供了重要的理论依据.

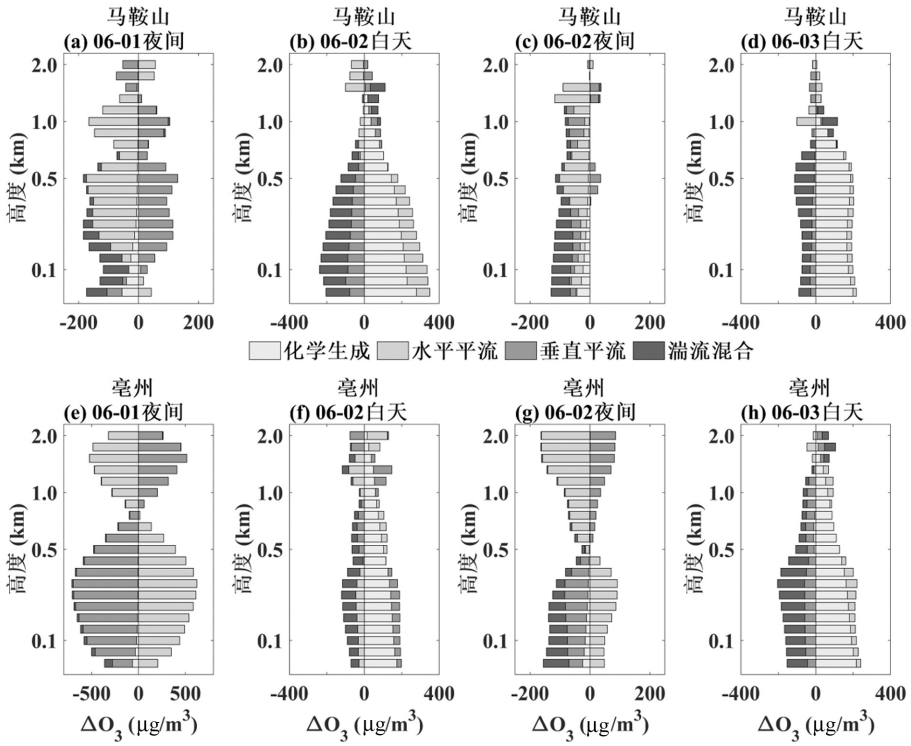


图 12　2022 年 6 月 2~3 日马鞍山和亳州夜间(前一日 18:00 时~06:00 时)和白天(06:00 时~18:00 时)平均化学生成、水平平流输送、垂直平流输送和湍流混合对 O_3 浓度贡献的垂直分布

Fig.12　Vertical distributions of averaged daytime and nighttime contributions of chemical processes, horizontal advection, vertical advection, and turbulence mixing to O_3 budget in Ma'anshan and Bozhou during June 1–3, 2022.

3　结论

3.1　2022 年 6 月 1~3 日安徽省出现一次区域性 O_3 污染过程,受"华北-长三角"双污染源叠加影响,区域传输影响显著.空间分布上,O_3 浓度呈显著"北高南低"的空间分布特征,局地气象条件在 O_3 污染的形成和演变过程中起关键作用.

3.2　通过对比传输上下游站点近地面风场及垂直环流与 O_3 浓度的三维演变特征,发现残留层 O_3 的传输对下游地区 O_3 浓度的影响程度高于上游地区.

3.3　WRF-Chem 模式过程分析诊断结果表明,光化学生成决定白天 O_3 浓度的日变化特征,湍流混合和水平传输过程分别主导 09 时和 17 时左右 O_3 净收支的峰值.平流输送过程对传输上下游地区近地面 O_3 浓度的影响存在时间滞后性.白天 O_3 的跨区域传输主要表现为边界层内向邻近地区传输,而夜间则是经由残留层向距离更远的下游地区输送.

参考文献：

[1] Liu Y, Geng G, Cheng J, et al. Drivers of increasing ozone during the two phases of clean air actions in China 2013~2020 [J]. Environmental Science & Technology, 2023,57(24):8954-8964.

[2] 张远航.中国大气臭氧污染防治蓝皮书(2023 年) [M]. 北京:科学出版社, 2024.
Zhang Y H. China blue book of atmospheric ozone pollution prevention and control (2023) [M]. Beijing: Science Press, 2024.

[3] 刘楚薇,连鑫博,黄建平.我国臭氧污染时空分布及其成因研究进展 [J]. 干旱气象, 2020,38(3):355-361.
Liu C W, Lian X B, Huang J P. Research review on the spatio-temporal distribution of ozone pollution and its causes in China [J]. Journal of Arid Meteorology, 2020,38(3):355-361.

[4] Ainsworth E, Yendrek C, Sitch S, et al. The effects of tropospheric ozone on net primary productivity and implications for climate change [J]. Annual Review of Plant Biology, 2012,63(1):637-661.

[5] Chan C, Yao X. Air pollution in mega cities in China [J]. Atmospheric Environment, 2008,42(1):1-42.

[6] 曾贤刚,阮芳芳,姜艺婧.中国臭氧污染的空间分布和健康效应 [J]. 中国环境科学, 2019,39(9):4025-4032.
Zeng X G, Ruan F F, Jiang Y J. Spatial distribution and health effects of ozone pollution in China [J]. China Environment Science, 2019, 39(9):4025-4032.

[7] Camalier L, Cox W, Dolwick P. The effects of meteorology on ozone in urban areas and their use in assessing ozone trends [J]. Atmospheric Environment, 2007,41(33):7127-7137.

[8] Dufour G, Hauglustaine D, Zhang Y, et al. Recent ozone trends in the Chinese free troposphere: role of the local emission reductions and

meteorology [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2021,21(20): 16001−16025.

[9] Sillman S. The relation between ozone, NO*x* and hydrocarbons in urban and polluted rural environments [J]. Atmospheric Environment, 1999,33(12):1821−1845.

[10] Pavel M R S, Zaman S U, Jeba F, et al. Long−term (2011~2019) trends of O_3, NO_2, and HCHO and sensitivity analysis of O_3 chemistry over the GBM (Ganges–Brahmaputra–Meghna) Delta: spatial and temporal variabilities [J]. ACS Earth and Space Chemistry, 2021,5(6):1468−1485.

[11] Tang G, Zhu X, Xin J, et al. Modelling study of boundary−layer ozone over northern China − Part II: Responses to emission reductions during the Beijing Olympics [J]. Atmospheric Research, 2017,193:83−93.

[12] Wang T, Xue L, Brimblecombe P, et al. Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects [J]. Science of the Total Environment, 2017,575: 1582−1596.

[13] 丁嘉豪,谢晓栋,龚康佳,等.2014~2020 年夏季高温热浪期间臭氧变化特征—以长三角地区典型城市为例 [J]. 中国环境科学, 2024,44 (12):6549−6558.
Ding J H, Xie X D, Gong K J, et al. Characteristics of ozone variations during summer heat waves in typical cities in the Yangtze River Delta Region from 2014 to 2020 [J]. China Environment Science, 2024, 44(12):6549−6558.

[14] Guinot B, Roger J C, Cachier H, et al. Impact of vertical atmospheric structure on Beijing aerosol distribution [J]. Atmospheric Environment, 2006,40(27):5167−5180.

[15] Qu K, Yan Y, Wang X, et al. The effect of cross−regional transport on ozone and particulate matter pollution in China: A review of methodology and current knowledge [J]. Science of the Total Environment, 2024,947:174196.

[16] 林莉文,卞建春,李 丹,等.北京城区大气混合层内臭氧垂直结构特征的初步分析—基于臭氧探空 [J]. 地球物理学报, 2018,61(7): 2667−2678.
Lin L, Bian J C, Li D, et al. Preliminary analysis on vertical distribution of ozone in the mixing layer over urban Beijing based on ozonesonde data [J]. Chinese Journal of Geophysics, 2018,61(7): 2667−2678.

[17] Zhao T L, Gong S L, Huang P, et al. Hemispheric transport and influence of meteorology on global aerosol climatology [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2012,12(16):7609−7624.

[18] Stull R B. An Introduction to Boundary Layer Meteorology [M]. Dordrecht: Atmospheric Sciences Library, 1988:115−149.

[19] Hu J, Li Y, Zhao T, et al. An important mechanism of regional O_3 transport for summer smog over the Yangtze River Delta in eastern China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18(22):16239−16251.

[20] 孟 赫,王 威,张 淼,等.残留层臭氧向下混合对地面臭氧的影响—以胶东半岛沿海地区秋季典型臭氧污染过程为例 [J]. 中国环境科学, 2024,44(11):5950−5960.
Meng H, Wang W, Zhang M, et al. Influence of downward−mixing ozone in the residual layer on surface ozone—cases study of typical autumn ozone pollution processes in the coastal areas of Jiaodong Peninsula [J]. China Environmental Science, 2024,44(11):5950−5960.

[21] Hu F, Xie P, Tian X, et al. Integrated analysis of the transport process and source attribution of an extreme ozone pollution event in Hefei at different vertical heights: A case of study [J]. Science of the Total Environment, 2024,906:167237.

[22] Sulaymon I D, Zhang Y, Hopke P K, et al. Influence of transboundary air pollution and meteorology on air quality in three major cities of Anhui Province, China [J]. Journal of Cleaner Production, 2021,329: 129641.

[23] 赵旭辉,史天哲,马 啸,等.江淮地区城市 O_3 污染过程的非典型特征及其前体物来源分析 [J]. 环境化学, 2022,41(3):834−849.
Zhao X H, Shi T Z, Ma X, et al. Atypical characteristics of urban O_3 pollution process and the source analysis of precursor pollutants in Yangtze−huaihe Region [J]. Environmental Chemistry, 2022,41(3): 834−849.

[24] 刘宁微,李晓岚,任万辉,等.东亚夏季风对中国东部臭氧输送过程的影响 [J]. 大气科学学报, 2021,44(2):261−269.
Liu N W, Li X L, Ren W H, et al. Influence of East Asian summer monsoon on ozone transport in eastern China [J]. Transactions of Atmospheric Science, 2021,44(2):261−269.

[25] 龚康佳,李 琳,史之浩,等.长江三角洲地区污染物输送对南京臭氧影响的定量分析 [J]. 大气科学学报, 2023,46(5):703−712.
Gong K J, Li L, Shi Z H, et al. Quantitative analysis of the impact of pollutant transport on ozone levels in Nanjing within the Yangtze River Delta Region [J]. Transactions of Atmospheric Science, 2023, 46(5):703−712.

[26] Yan F, Su H, Cheng Y, et al. Frequent haze events associated with transport and stagnation over the corridor between the North China Plain and Yangtze River Delta [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2024,24(4):2365−2376.

[27] Wang X, Zhang H, Hong X, et al. Vertical profiles and regional transport of ozone in typical area of Yangtze−Huaihe River Basin during the autumn base on multiple lidars [J]. Atmospheric Pollution Research, 2024,15(2):101983.

[28] 张 涵,高 健,李 红,等.我国大气 O_3 污染成因及影响因素综述 [J]. 环境科学研究, 2022,35(12):2657−2665.
Zhang H, Gao J, Li H, et al. Review on causes and influencing factors of O_3 pollution in China [J]. Research of Environmental Sciences, 2022,35(12):2657−2665.

[29] GB 3095—2012 环境空气质量标准 [S].
GB 3095—2012 Ambient air quality standards [S].

[30] Jia W, Zhang X, Wang Y. Assessing the pollutant evolution mechanisms of heavy pollution episodes in the Yangtze−Huaihe valley: A multiscale perspective [J]. Atmospheric Environment, 2021,244: 117986.

[31] Guenther A, Karl T, Harley P, et al. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2006, 6(11):3181−3210.

[32] Lin Y L, Farley R D, Orville H D. Bulk parameterization of the snow field in a cloud model [J]. Journal of Applied Meteorology and Climatology, 1983,22(6):1065−1092.

[33] Mlawer E J, Taubman S J, Brown P D, et al. Radiative transfer for

inhomogeneous atmospheres: RRTM, a validated correlated-k model for the longwave [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1997,102(D14):16663-16682.

[34] Chou M D, Suarez M J, Ho C H, et al. Parameterizations for cloud overlapping and shortwave single-scattering properties for use in general circulation and cloud ensemble models [J]. Journal of Climate, 1998,11(2):202-214.

[35] Hong S Y, Noh Y, Dudhia J. A new vertical diffusion package with an explicit treatment of entrainment processes [J]. Monthly Weather Review, 2006,134(9):2318-2341.

[36] Tewari M, Chen F, Wang W, et al. Implementation and verification of the united NOAH land surface model in the WRF model [C]. 20th Conference on Weather Analysis and Forecasting/16th Conference on Numerical Weather Prediction. 2016.

[37] Kusaka H, Kondo H, Kikegawa Y, et al. A simple single-layer urban canopy model for atmospheric models: Comparison with multi-layer and slab models [J]. Boundary-Layer Meteorology, 2001,101(3):329-358.

[38] Grell G A, Peckham S E, Schmitz R, et al. Fully coupled "online" chemistry within the WRF model [J]. Atmospheric Environment, 2005, 39(37):6957-6975.

[39] Stockwell W R, Middleton P, Chang J S, et al. The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modeling [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 1990,95(D10):16343-16367.

[40] Schell B, Ackermann I J, Hass H, et al. Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality model system [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2001, 106(D22):28275-28293.

[41] Ackermann I J, Hass H, Memmesheimer M, et al. Modal aerosol dynamics model for Europe: development and first applications [J]. Atmospheric Environment, 1998,32(17):2981-2999.

[42] Jeffries H E, Tonnesen S. A comparison of two photochemical reaction mechanisms using mass balance and process analysis [J]. Atmospheric Environment, 1994,28(18):2991-3003.

[43] Gao J, Zhu B, Xiao H, et al. Effects of black carbon and boundary layer interaction on surface ozone in Nanjing, China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18(10):7081-7094.

[44] Jiang F, Zhou P, Liu Q, et al. Modeling tropospheric ozone formation over East China in springtime [J]. Journal of Atmospheric Chemistry, 2012,69(4):303-319.

[45] Taylor K E. Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2001,106(D7):7183-7192.

[46] Zhang L, Guo X, Zhao, T, et al. A modelling study of the terrain effects on haze pollution in the Sichuan Basin [J]. Atmospheric Environment, 2019,196:77-85.

[47] 石春娥,杨关盈,张　浩,等.安徽省臭氧污染特征及其气象成因 [J]. 三峡生态环境监测, 2020,5(3):71-84.
Shi C E, Yang G Y, Zhang H, et al. Characteristics and meteorological causes of ozone pollution in Anhui province [J]. Ecology and Environmental Monitoring of Three Gorges, 2020,5(3):71-84.

[48] Sekuła P, Bokwa A, Bartyzel J, et al. Measurement report: Effect of wind shear on PM_{10}concentration vertical structure in the urban boundary layer in a complex terrain [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2021,21(15):12113-12139.

作者简介：孙晓芸(1995-),女,江苏扬州人,工程师,博士,主要从事大气环境研究.发表论文 20 余篇.sunxy6362@126.com.