

# 2014年7月西伯利亚东部野火烟雾影响中国东北地表臭氧的数值模拟及机制分析

蒋肖睿, 施春华\*, 虞越越, 饶建

南京信息工程大学临近空间环境特性及效应全国重点实验室/气象灾害教育部重点实验室/大气科学学院,  
南京 210044

**摘要** 利用地面臭氧 ( $O_3$ ) 观测资料、欧洲中期天气预报中心 ERA5 再分析资料和中尺度大气化学模式 WRF-Chem 研究了 2014 年 7 月西伯利亚东部野火对中国东北地区地面  $O_3$  异常的影响及其机制。结果表明: (1) 西伯利亚东部野火烟雾能到达中国东北地区并在此聚集, 是中高纬西风带东移的温带气旋和其西侧的高压脊, 以及登陆北上台风“麦德姆”三个关键天气系统相互作用的结果。温带气旋西侧北风将自由大气中的野火烟雾向南输送, 高压脊前的下沉气流使得烟雾进入东北地区近地表, 北上台风“麦德姆”北沿气流抑制烟雾向东输送, 烟雾在中国东北停留和堆积。(2) 受上游野火烟雾输送, 中国东北各地在 25~29 日先后经历了地面  $O_3$  污染事件, 27 日白天  $O_3$  浓度正异常达到最大。WRF-Chem 有、无野火的对比试验证实, 在其他条件不变情况下, 野火烟雾使东北地区局地  $O_3$  浓度增加可达 40%。(3) 对比试验的大气成分和反应速率显示, 25 和 26 日白天  $O_3$  浓度的异常上升主要与野火输送的高浓度一氧化碳 (CO) 导致的过氧自由基 ( $HO_2$ ) 浓度增大有关; 而 27 日白天  $O_3$  浓度达到峰值, 除了与 CO 浓度增幅达到最大有关, 还与野火烟雾的挥发性有机化合物 (VOCs) 中二次生成的甲醛 (HCHO) 及相关  $HO_2$  浓度异常增大有关。

**关键词:** 野火; 臭氧污染; 中国东北地区; 数值模拟; WRF-Chem

**文章编号:** 2024132B

**Doi:** 10.3878/j.issn.1006-9895.2200.20000

---

**收稿日期** 2025-07-16 **网络预出版日期**

**作者简介** 蒋肖睿, 男, 硕士研究生, 主要从事空气质量数值模拟研究。E-mail: 202212010169@nuist.edu.cn

**\*通讯作者** 施春华, 男, 教授, 主要从事中层大气与大气环境领域的研究。E-mail: shi@nuist.edu.cn

**资助项目** 国家自然科学基金项目 (42475072, U2442210)

**Funded by** National Natural Science Foundation of China (42475072, U2442210)

# Numerical simulation and mechanism analysis of the impact of wildfire smoke in eastern Siberia on surface ozone in Northeast China in July 2014

Xiaorui Jiang, Chunhua Shi\*, Yueyue Yu, Jian Rao

State Key Laboratory of Environment Characteristics and Effects for Near-space/ Key Laboratory of Meteorological Disaster, Ministry of Education/ School of Atmospheric Sciences, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044

**Abstract** Using ground-based ozone ( $O_3$ ) measurements, the ERA5 reanalysis data from the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts and the WRF-Chem numerical model, this study investigated the impact and mechanisms of wildfires in eastern Siberia on surface  $O_3$  anomalies in Northeast China in July 2014. The results indicate that: (1) Wildfire smoke from eastern Siberia can reach and accumulate in Northeast China. This is the result of the interaction among three key weather systems: the extratropical cyclone moving eastward in the westerlies at mid-high latitudes, the high-pressure ridge on its west side, and the northward-moving Typhoon Matmo. The northerly wind on the western flank of the extratropical cyclone transports wildfire smoke through the free atmosphere southward. The downward flow ahead of the high-pressure ridge brings the smoke into the near-surface layer over Northeast China. The airflow along the northern edge of the northward-moving Typhoon Matmo inhibits the eastward transport of smoke, leading to its retention and accumulation in Northeast China. (2) Affected by the transport of upstream wildfire smoke, various locations in Northeast China successively experienced surface  $O_3$  pollution events from 25 to 29 July. The positive anomaly of  $O_3$  concentration reached the maximum during the daytime on 27 July. The comparison experiments of WRF-Chem with and without wildfires confirmed that, with other conditions unchanged, wildfire smoke can increase the local  $O_3$  concentration in Northeast China by up to 40%. (3) The atmospheric composition and reaction rates in the comparison experiments show that the abnormal increase in  $O_3$  concentration during the daytime on 25 and 26 July is primarily attributed to the increase in the concentration of peroxy radicals ( $HO_2$ ) induced by the high concentration of carbon monoxide (CO) transported by wildfires. When the  $O_3$  concentration reaches its peak during the daytime on 27 July, it is not only associated with the maximum increase in CO concentration but also related to the abnormal increase in the concentrations of formaldehyde (HCHO) that are secondarily generated in the wildfire smoke and related  $HO_2$ .

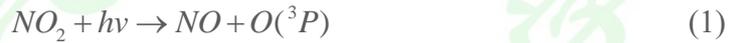
**key words:** Wildfire, Ozone pollution, Northeast China, Numerical simulation, WRF-Chem

# 1 引言

臭氧 ( $O_3$ ) 是大气中一种重要的痕量气体, 主要集中在 10-30km 的平流层。平流层  $O_3$  吸收太阳短波辐射, 从而保护地球生命系统免受紫外线辐射的威胁 (Zhang et al., 2020)。对流层  $O_3$  大约占据整个大气柱含量的 10%, 由于  $O_3$  具有强氧化性 (Stachelin et al., 2001), 高浓度的对流层  $O_3$  会影响人体健康 (Donzelli and Suarez-Varela, 2024) 和植物产量等 (Nowroz et al., 2024)。因此, 对流层  $O_3$  异常事件及其归因分析, 是当前环境问题研究的重点和热点。

对流层  $O_3$  主要有两个来源, 一个是富含  $O_3$  空气从平流层向对流层输送 (STT) (Yin et al., 2023)。这在以往得到了较为深入的研究 (赵恺辉等, 2019; 王振华等, 2024)。另一个是边界层中的光化学反应, 由大气中的氮氧化物 ( $NO_x=NO+NO_2$ )、挥发性有机化合物 (VOCs) 和一氧化碳 (CO) 在光照条件下触发 (唐孝炎等, 2006; 廖宏和李楠, 2023; 易明建等, 2024)。

首先, 二氧化氮 ( $NO_2$ ) 在光照的条件下 (波长小于 424nm) 发生光解, 生成一氧化氮 (NO) 和基态氧原子 ( $O(^3P)$ ):



随后  $O(^3P)$  在空气中与氧气 ( $O_2$ ) 迅速反应生成  $O_3$ :

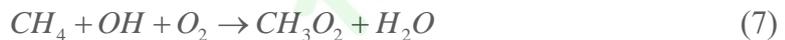
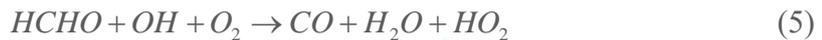


其中 M 为空气中的介质, 主要充当催化剂的作用。反应 (2) 这一过程导致  $O_3$  的净生成。

$O_3$  在大气中会与 NO 反应重新生成  $NO_2$ :



但是, 实际大气中的  $O_3$  光化学反应是及其复杂的, 还有 VOCs 以及 CO 与羟基自由基 (OH) 参与一系列反应, 生成氧化性自由基, 包括过氧自由基 (peroxyl radicals,  $HO_2$ ) 和过氧烷基自由基 (peroxyalkyl radical,  $RO_x$ , 如  $CH_3O_2$ ):



其中  $CH_4$  为甲烷,  $CH_3OH$  为甲醇,  $HCHO$  为甲醛。这些 VOCs 和 CO 生成的氧化性自由基, 会通过以下反应消耗 NO, 继而减弱反应 (3), 因此 VOCs 和 CO 的增加会导致  $O_3$  积累。



以往研究表明，野火会向大气排放大量的物质，包括细颗粒物（PM）以及 CO、VOCs 和 NO<sub>x</sub> 等 O<sub>3</sub> 前体物（Akagi et al., 2011），野火可以通过远程大气输送对下游区域的 O<sub>3</sub> 产生影响（McClure and Jaffe, 2018）。有研究表明，随着全球气候变暖，野火发生会愈来愈频繁（Huang et al., 2023）。因此，野火对空气质量的影响很可能会越来越重要。国内外先后开展了野火对对流层以及地面 O<sub>3</sub> 影响的研究。Sharma et al.（2022）利用 WRF-Chem 模拟有野火（基本试验）和没有野火（敏感性试验）的情景研究美国西部的野火对空气质量（PM<sub>2.5</sub> 和 O<sub>3</sub>）的影响，发现在靠近野火的地区日平均 PM<sub>2.5</sub> 浓度超出 200 μg m<sup>-3</sup>，同时 24 小时平均地表 O<sub>3</sub> 混合比增加高达 15 ppbv。Yang et al.（2022）利用 WRF-Chem 模式以及各种观测资料发现 2015 年 6 月 6 日至 12 日加拿大野火事件通过远程输送导致美国中大西洋地区白天 O<sub>3</sub> 浓度大于 100 ppbv。以往有研究表明，三分之二的北半球森林位于俄罗斯，其每年约 1% 的森林被野火破坏（Popovicheva et al., 2014）。在俄罗斯，每年都会发现 10000 至 35000 起森林火灾（Isaev et al., 2002），这使得西伯利亚成为全球主要的森林火灾地区。Jeong et al.（2008）利用地表 O<sub>3</sub> 观测结合全球三维化学传输模式 GEOS-Chem 分析了 2003 年 5 月西伯利亚野火对东亚区域 O<sub>3</sub> 和颗粒物浓度增强的影响幅度。Zhang et al.（2021）通过分析 O<sub>3</sub> 探空观测数据以及 ERA5 再分析数据发现西伯利亚野火通过远距离输送导致青藏高原北部对流层 O<sub>3</sub> 增强。

2014 年 7 月，俄罗斯远东的西伯利亚区域遭遇了前所未有的森林大火，火灾强度是往年的三倍，并且一直持续了一个月（Jung et al., 2016）。以往研究表明，此次野火对西北太平洋地区的空气质量有显著影响（Li et al., 2017），而东北地区尽管远离西伯利亚主体，但毗邻东西伯利亚，在特定的温带气旋等环流背景下，也会受到此次东西伯利亚野火烟羽的影响。目前，西伯利亚野火对中国东北地区地面 O<sub>3</sub> 的影响研究很少见。在已有的一些西伯利亚野火对中国东北地区 O<sub>3</sub> 影响的研究，多从环流输送角度讨论，缺乏对 O<sub>3</sub> 光化学的关键前体物浓度变化的分析。因此，通过综合研究环流输送和多种关键前体物浓度变化，对深入理解西伯利亚野火对东北地区 O<sub>3</sub> 污染的影响机制具有重要意义。本文将利用多源资料以及 WRF-Chem 数值模式，分析此次西伯利亚野火对中国东北地区地面 O<sub>3</sub> 的影响，量化本次野火影响东北地区 O<sub>3</sub> 浓度的关键化学物种和反应过程。这将为大气 O<sub>3</sub> 污染防治和空气质量预报预测提供参考。

## 2 资料与方法

### 2.1 资料

#### 地面 O<sub>3</sub> 观测资料

地面观测资料来自中国国家环境监测中心 (<https://quotsoft.net/air/> [2025-03-15]), 包括全国 400 多个城市的 1500 多个观测站点。测量的空气污染物包括空气动力学直径不超过 2.5 微米 (PM<sub>2.5</sub>) 和 10 微米 (PM<sub>10</sub>) 的地表细颗粒物、O<sub>3</sub>、CO 和 NO<sub>2</sub> 等浓度 (Lu et al., 2018)。时间分辨率为逐小时。本文使用的是逐小时 O<sub>3</sub> 观测数据。

#### ERA5 再分析资料

欧洲中期天气预报中心的 ERA5 再分析资料, 空间分辨率为  $0.25^{\circ} \times 0.25^{\circ}$ , 时间间隔为逐小时 (Hersbach et al., 2020), 三维变量包括位势高度、温度、相对湿度和绝对湿度、水平和垂直风速, 地表变量包括位势、气压、10m 风速、2m 温度和露点温度、平均海平面气压、海表和地表温度、积雪深度、土壤温度、海冰覆盖、土壤类型等。

#### MODIS 火点资料

MODIS (中分辨率成像光谱仪, Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer) 是 Terra 和 Aqua 卫星上搭载的主要传感器之一, 是第一个专门为地球上的活火灾探测而设计的 (<https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/> [2025-03-15])。中分辨率成像光谱仪 (MODIS) 可以提供几乎全球范围内的每日观测数据, 已被广泛用于气溶胶光学厚度、云、总可降水量等方面的研究, 其在监测野火等大规模火灾方面表现优异 (Roy and Kumar, 2017)。本文所采用的火点数据 (MCD14ML) 空间分辨率为 1 公里, 时间分辨率为每天。

#### FINN 火灾排放资料

由美国国家航空航天局 (NASA) 开发的高分辨率全球火灾排放数据集 FINN (Fire Inventory from NCAR), 提供全球每日高分辨率 (1 公里) 火灾排放估计 (Wiedinmyer et al., 2011)。该数据是基于 MODIS 和 VIIRS 全球火点数据集, 可识别小范围的火点, 尤其对焚烧秸秆火点的捕捉更为精确。此外, 本文利用美国国家大气研究中心 (NCAR) 自带的 fire\_emis fortran 模块对排放数据进行时间分配, 将日数据转换成小时数据, 对野火排放物的空间分布进行分析, 同时作为生物质燃烧排放输入 WRF-Chem 模式。FINN 资料的排放主要包括 NO<sub>x</sub>、CO、NMVOC (非甲烷 VOCs)、NH<sub>3</sub>、PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>、BC 和 OC 等 (<https://www.acom.ucar.edu/Data/fire/> [2025-03-15])。

### 2.2 方法

## HYSPLIT 轨迹及聚类分析

Hysplit (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory, NOAA ARL, 2011) 轨迹模式是一种欧拉-拉格朗日混合单粒子轨迹积分模式, 由美国 NOAA 的空气资源实验室和澳大利亚气象局联合研发, 用于计算大气粒子的轨迹, 因此可以用于分析大气污染物的来源、扩散以及输送的路径, 在空气污染传输和扩散方面具有广泛的应用前景 (黄悦等, 2021)。本研究使用 HYSPLIT v5.1.0。此外, 为了更加直观的看出轨迹的来源分布, 本文利用 MeteoInfo (Java 版) 绘图软件 (<http://www.meteothink.org/> [2025-03-15]) 进行轨迹聚类分析。

## HO<sub>2</sub> 及 RO<sub>x</sub> 生成速率

从 O<sub>3</sub> 光化学相关反应看, 影响 O<sub>3</sub> 浓度的关键, 是 NO<sub>x</sub>, VOCs 和 CO 等大气成分浓度, 以及温度和气压等气象条件变化。这些化学物种与 OH 自由基反应生成 HO<sub>2</sub> 及 RO<sub>x</sub> 的反应速率公式如下 (唐孝炎等, 2006; 廖宏和李楠, 2023):

$$R = k \times [\text{VOCs}] \times [\text{OH}] \quad (10)$$

其中[VOCs]为 VOCs 化学物种的浓度, [OH]为 OH 自由基的浓度,  $k$  为化学反应速率常数。速率常数  $k$  主要来自文献 Emmons et al. (2010)。反应(4-7)在大气化学中属于三级反应, 正常反应速率还要乘以 O<sub>2</sub> 的浓度, 但是由于在对流层大气中 O<sub>2</sub> 的浓度比 OH 自由基以及 VOCs 物种大得多, 因此 O<sub>2</sub> 的浓度可以看成是不变的常数, 可以与反应速率常数  $k$  合并, 此时反应速率变成假二级 (pseudo-second-order), 因此可以使用公式(10)计算反应速率。

## WRF-Chem 模式及模拟设置

WRF-Chem (Weather Research Forecasting model with Chemistry) 模式是新一代区域空气质量模式。其最大的优势在于 WRF 气象场和化学场在时间和空间上能够完全耦合, 相比全球模式, 区域模式 WRF 能够提供时空分辨率更为精细化的模拟结果, 在大气化学过程研究、空气质量预测和气候变化研究等领域具有广泛的应用前景 (钟方潜等, 2017; 刘迪等, 2024)。

本研究使用 WRF-Chem 3.9.1 版本。表 1 列出了 WRF-Chem 模式所使用的参数化方案。模式设置 475×573 的网格, 不进行嵌套, 水平分辨率为 9km, 垂直方向从地面到 50hPa, 共有 50 层。气象场的边界条件和初始条件使用欧洲中期天气预报中心的 ERA5 资料, 空间分辨率为 0.25°×0.25°, 时间间隔为 3 小时。模拟时间从 2014 年 7 月 20 日 08 时至 30 日 08 时 (北京时间 BJT, 下同), 时间步长为 30s。前 24 小时作为模式 spin-up 不做分析。模拟区域如图 1 所示。中国区域的人为排放源来自清华大学开发的中国多分辨率排放清单(MEIC),

水平分辨率为  $0.25^{\circ} \times 0.25$ ，时间分辨率为逐月 (Li et al., 2017)。中国区域外的人为排放来自全球排放清单 EDGAR v5.0 (Crippa et al., 2020)。生物质排放来自 MEGAN 模块在线计算 (Guenther et al., 2006)。生物质燃烧排放来自 NCAR (FINN) 1.5 版的高分辨率火灾排放数据 (Wiedinmyer et al., 2011)。此外，为了减小模拟的误差，模拟时采用了格点 Nudging 技术，该技术是一种动力降尺度方法，通过在预报方程中增加模拟与观测之差的强迫项，使得模拟结果更加逼近观测资料或者再分析资料，从而提高模式模拟效果 (Glisan et al., 2013; 李明妍等, 2017)。Nudging 变量包括水平风场、位温、水汽混合比，Nudging 系数为 0.0006。

为了量化野火对地面  $O_3$  的贡献，本文主要设计了两组试验。一组控制试验，包括人为、生物质、生物质燃烧三个排放作为 fire 试验；另外一组通过修改生物质燃烧排放数据文件去掉图 1 中黑框内的生物质燃烧排放（主要有  $PM_{2.5}$ 、 $NO_x$ 、CO、VOCs 等  $O_3$  光化学反应的主要前体物）作为 nofire 试验。对数值试验结果验证，东北地区主要城市观测的臭氧浓度逐日演变，与 fire 试验的模拟结果基本一致（图略）。

表 1 WRF-Chem 模式中使用的主要参数化方案

Table 1 The main parameterization schemes used in the WRF-Chem model.

物理过程及化学机理	参数化方案
微物理	Morrison double-moment
短波辐射	RRTMG
长波辐射	RRTMG
近地面方案	Monin-Obukhov
陆面过程方案	Unified Noah
边界层方案	YSU
积云对流方案	Grell-Freitas
城市方案	UCM
气相化学机理	MOZART
气溶胶化学	GOCART
光解方案	Fast-J

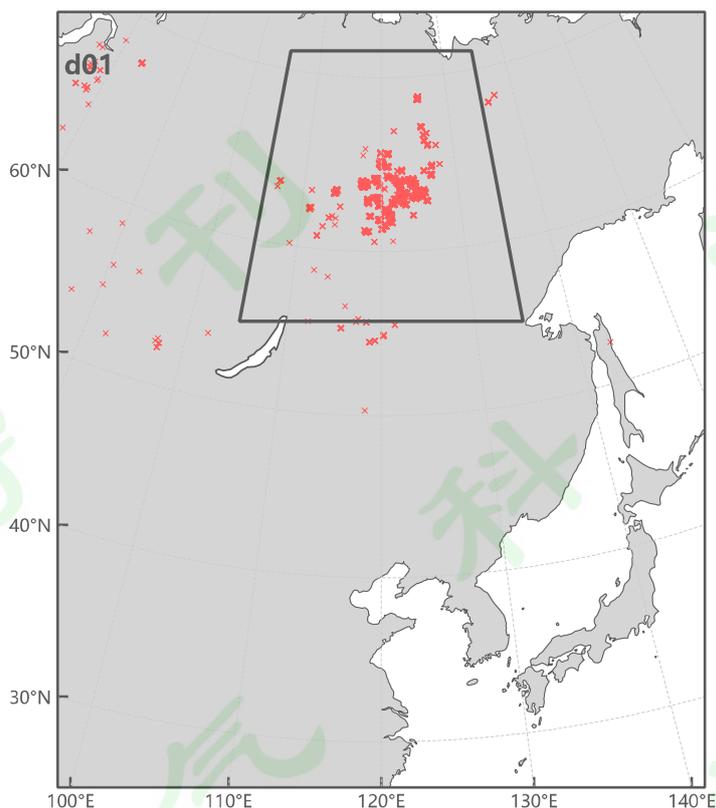


图1 WRF-Chem 数值模拟区域，红色叉号为 2014 年 7 月 22 日 MODIS 火点位置，黑框内为有、无生物质燃烧排放的对比试验控制区。

Fig. 1 The WRF-Chem modeling domain. The red crosses indicate the locations of MODIS active fire on 22 July 2014. The black trapezoid is the target region for sensitivity experiments comparing scenarios with and without biomass burning emissions.

### 3 结果

#### 3.1 2014 年 7 月下旬东北地区一次 O<sub>3</sub> 污染过程及当时的西伯利亚野火及其排放物概况

2014 年 7 月 25 日-30 日当地时 14 时的地面 O<sub>3</sub> 异常演变表明，7 月 25 日（图 2a）东北地区大部分站点相对于气候态为负，只有黑龙江和吉林一带六个站点为正异常，这种正异常一直向南传播。26 日（图 2b）东北地区出现大面积的 O<sub>3</sub> 正异常，27 日在沈阳一带 O<sub>3</sub> 正异常明显增强（图 2c），到 28 日东北所有站点都是正异常，这种正异常一直持续到 29 日（图 2d、e），到 30 日东北地区地面趋向正常（图 2f）。其中，最大 O<sub>3</sub> 异常出现在 27 日，达到 60ppbv。

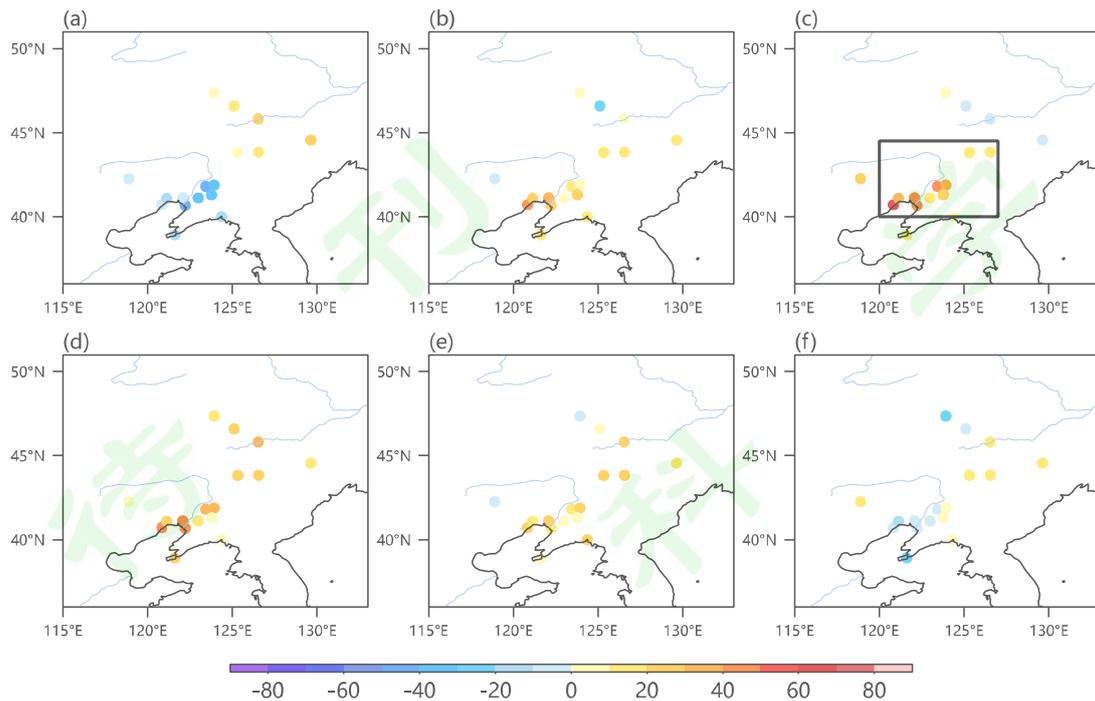


图2 白天 14:00 的地面  $O_3$  异常 (阴影, 单位: ppbv) 逐日演变; (a) 7月 25 日; (b) 7月 26 日; (c) 7月 27 日; (d) 7月 28 日; (e) 7月 29 日; (f) 7月 30 日; 异常是相对于 2014-2021 年 7 月该时刻平均的差值, 图中黑色矩形框表示轨迹模拟的初始位置, 蓝色实线表示主要的河流。

Fig. 2 The daily evolution of surface  $O_3$  anomalies (shading, units: ppbv) at 14:00; (a) on 25 July; (b) on 26 July; (c) on 27 July; (d) on 28 July; (e) on 29 July; (f) on 30 July. The anomalies are calculated as deviations from the climatological mean at this moment in July during 2014-2021. The black rectangle indicates the initial position of the trajectory simulation, and the blue solid lines indicate the major rivers.

沈阳和鞍山站点的  $O_3$  浓度异常逐小时演变 (图 3a、b) 表明, 两地在 26 日白天开始出现  $O_3$  正异常, 到了夜晚又回到负异常。27 日白天开始  $O_3$  正异常加剧, 尤其是 27 日白天  $O_3$  异常最大, 沈阳的  $O_3$  异常最大达到 60ppbv, 此后的 27 日-29 日两地经历持续的  $O_3$  浓度正异常, 且白天正异常加强, 夜间减小。

与此  $O_3$  污染事件相对应的环境背景, 是 2014 年 7 月至 8 月初东西伯利亚地区发生大规模的野火, 有文献报道该事件对韩国以及西北太平洋沿岸地区的空气质量造成较大影响 (Jung et al., 2016; Li et al., 2017)。由此对比, 中国东部地区的此次  $O_3$  污染事件, 是否也与东西伯利亚地区野火污染物的排放和输送有关?

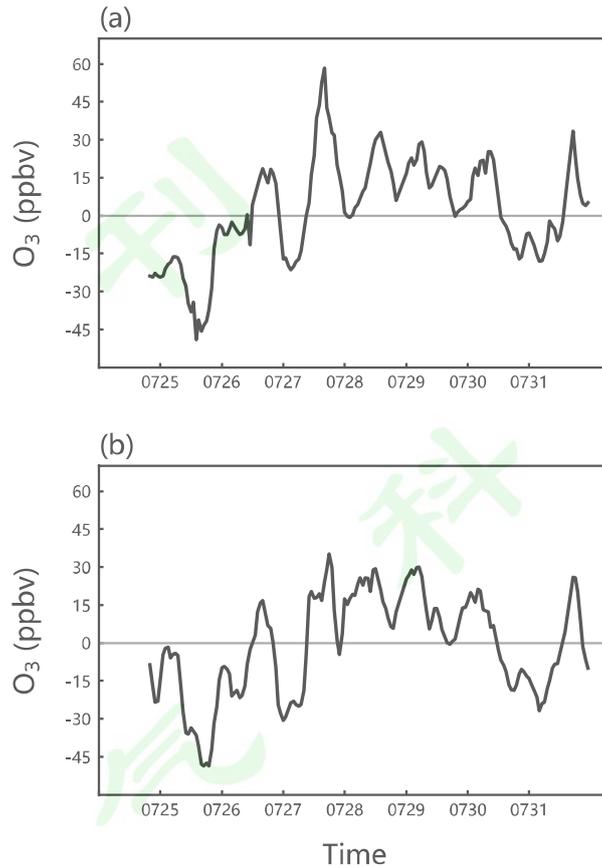


图 3 2014 年 7 月 25 日至 31 日 (a) 沈阳、(b) 鞍山站点地面  $O_3$  浓度异常逐小时演变；异常是相对于 2014~2021 年 7 月对应时刻平均的差值。

Fig. 3 The hourly evolution of surface  $O_3$  concentration anomalies at (a)Shenyang and (b)Anshan stations from 25 to 31 July 2014; The anomalies are calculated as deviations from the climatological mean for the corresponding hour in July during 2014-2021.

野火烟雾中有各种化学成分，包括黑炭和有机碳气溶胶，还有各种  $O_3$  前体物 ( $NO_x$ 、VOCs、CO)。通过对比非野火期间 (7 月 1 日-7 月 15 日) 和野火期间 (7 月 16 日-7 月 30 日) 的  $NO_x$  以及 VOCs 的平均排放量 (图 4) 可以发现，在西伯利亚东部区域 (图 4 黑色方框内， $60^{\circ}$ - $70^{\circ}$ N,  $115^{\circ}$ - $125^{\circ}$ E) 野火期间  $NO_x$  和 VOCs 的排放量明显增大 (图 4b、d)，而非野火期间排放量几乎为零 (图 4a、c)，表明野火向大气中排放了大量的  $O_3$  前体物，有利于向下游地区输送从而影响  $O_3$  的光化学反应。

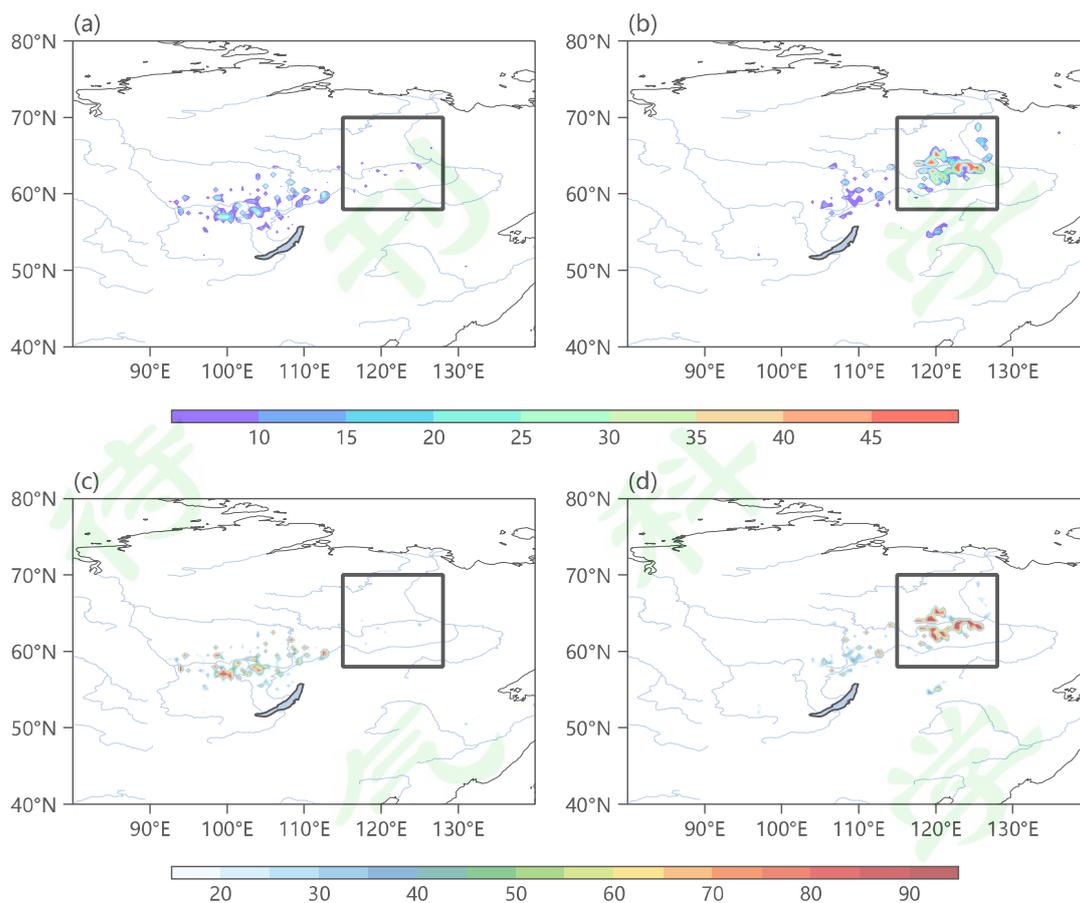


图4 (a) 2014年7月非野火期间(7月1日~7月15日)  $\text{NO}_x$  逐小时平均排放量(阴影, 单位:  $\text{mol km}^{-2} \text{hr}^{-1}$ ); (b) 同(a), 但为野火期间(7月16日~7月30日); (c) 2014年7月非野火期间(7月1日~7月15日) VOCs 逐小时平均排放量(阴影, 单位:  $\text{mol km}^{-2} \text{hr}^{-1}$ ); (d) 同(c), 但为野火期间(7月16日~7月30日); 蓝色实线为主要的河流, 黑色方框为野火区。

Fig. 4 (a) Hourly average emissions of  $\text{NO}_x$  during the non-wildfire period (1 July-15 July) in July 2014 (shading, units:  $\text{mol km}^{-2} \text{hr}^{-1}$ ); (b) The same as (a), but for the wildfire period (16 July-30 July); (c) Hourly average emissions of VOCs during the non-wildfire period (1 July-15 July) in July 2014 (shading, units:  $\text{mol km}^{-2} \text{hr}^{-1}$ ); (d) The same as (c), but for the wildfire period (16 July-30 July); The blue solid lines indicate the major rivers, and the black rectangles indicate the wildfire area.

### 3.2 西伯利亚野火烟雾在东北地区异常堆积的有利天气系统

为了追踪地面  $\text{O}_3$  异常气团的来源, 了解野火烟雾的输送过程, 我们对图 2c 黑色方框内的  $\text{O}_3$  异常气团进行了后向轨迹分析。轨迹模式起始区域 ( $40^\circ\text{N}-44.5^\circ\text{N}$ ,  $120^\circ\text{E}-127^\circ\text{E}$ ), 示踪气团的水平分辨率为  $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ , 垂直方向上选取 400m, 500m, 600m 总共 3 个接近地面

的高度作为模拟的起始高度，这些气块不具有质量、体积，只是空间中的模拟轨迹点且不参加化学反应，只起到示踪的作用。整个模拟空间的轨迹初始点为 9798 个，模拟起始时间为 27 日 08 时后向模拟 6 天的三维运动轨迹。为了直观简便地看清 9798 条粒子轨迹的主要路径，对轨迹进行聚类分析，根据总空间方差（total spatial variance, TSV）变化曲线（图 5），可见在聚类结果小于 3 条后总空间方差迅速增长，且如果确定为 4 条时，也仅是将最主要的一条路径拆分为临近的两条，因此确定最终的聚类结果为 3 条。

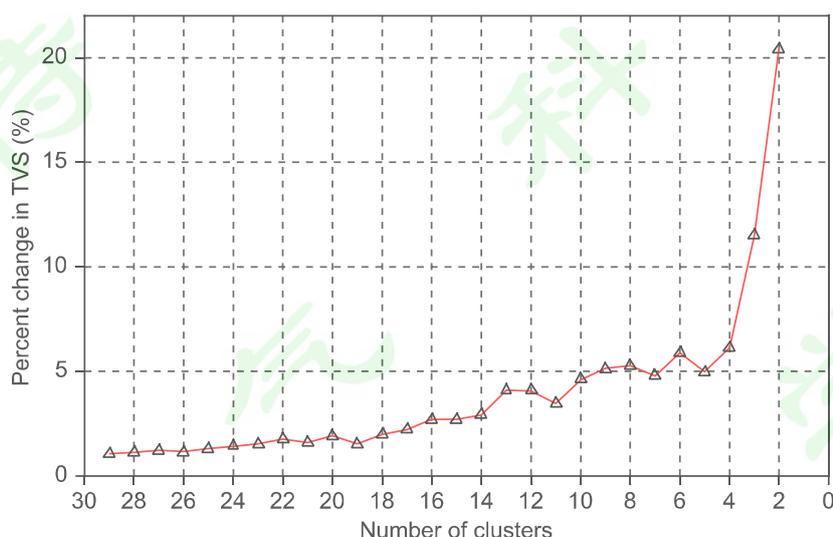


图 5 总空间方差（TSV）随聚类条数变化曲线。

Fig. 5 The curve of the total spatial variance (TSV) varying with the number of clustering strips.

在分析轨迹聚类结果时（图 6），z 坐标从海平面高度向下扩展了 1km，仅为了使轨迹在平面投影中更加清楚。异常 O<sub>3</sub> 气团主要来自三个方向，第一类粒子（61.22%）来自 6 天前偏东北方向的稍高于 3km 高度，第二类粒子（32.31%）来自 6 天前偏北方向的稍低于 3km 的高度，第三类粒子（6.47%）来自当地附近 6 天前位于高空约 3.5km。其中，第一类和第二类的轨迹尽管比较靠近，但是粒子的移动速度明显不同，第二类路径偏西且移速更快，因此被归类为两个不同的聚类。

27日08时 26日08时 25日08时 24日08时 23日08时 22日08时 21日08时

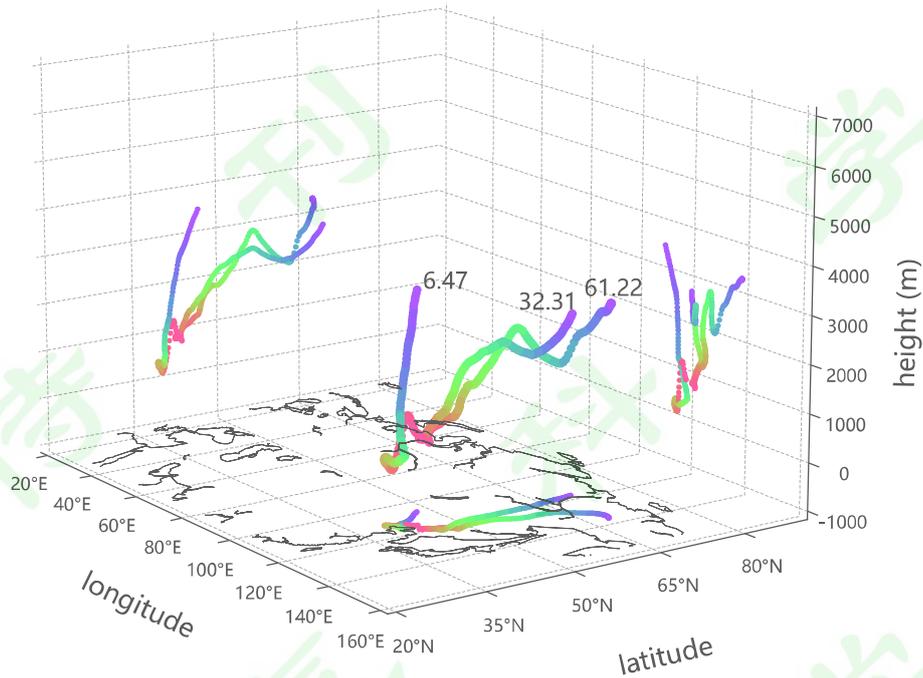


图 6 后向轨迹聚类结果；数值表示该条路径所占总示踪粒子轨迹条数的百分比（单位：%）。

Fig. 6 Results of backward trajectory clustering; the numeric labels indicate the percentage contribution of each cluster to the total air mass trajectories (units: %).

为了理解两类主要的野火烟雾气团的输送路径，我们给出了某时刻的第一类和第二类轨迹的粒子水平位置和该时刻 850hPa 位势高度和水平风速的逐日演变（图 7）。22 日-27 日，西伯利亚地区-远东地区经历了一次温带气旋的东移和减弱过程，而野火区主要位于温带气旋西侧的北风气流中，风速达  $10\text{m s}^{-1}$ （图 7a、b）。地表排放的野火烟雾上升进入自由大气后，随该北风向南输送，随着温带气旋的东移，24 日（图 7c）野火烟雾粒子位于温带气旋的西南侧，东北地区盛行西北风，25 日西伯利亚南部有一个弱高压脊向东移动（图 7d），中心位于  $120^{\circ}\text{E}$ 、 $45^{\circ}\text{N}$ 。野火烟雾在温带气旋和高压脊之间的气流作用下进入中国东北地区，并伴随高压前部的下沉运动，野火烟雾在东北地区堆积。26 日，伴随着台风“麦德姆”登陆北上进入渤海地区，野火烟雾受台风北侧气旋性环流输送并在此抬升（图 7e）。27 日，台风“麦德姆”迅速减弱并变性为温带低压后快速东移（图 7f），野火烟雾受脊前气流控制再次在东北地区下沉聚集。由此可见，该西伯利亚东部的野火烟雾，能在同经度的东北地区大量聚集，是在前期的温带气旋，后期的高压脊，以及登陆北上台风“麦德姆”，三个环流系统共同作用下的结果，这三个天气系统缺一不可。

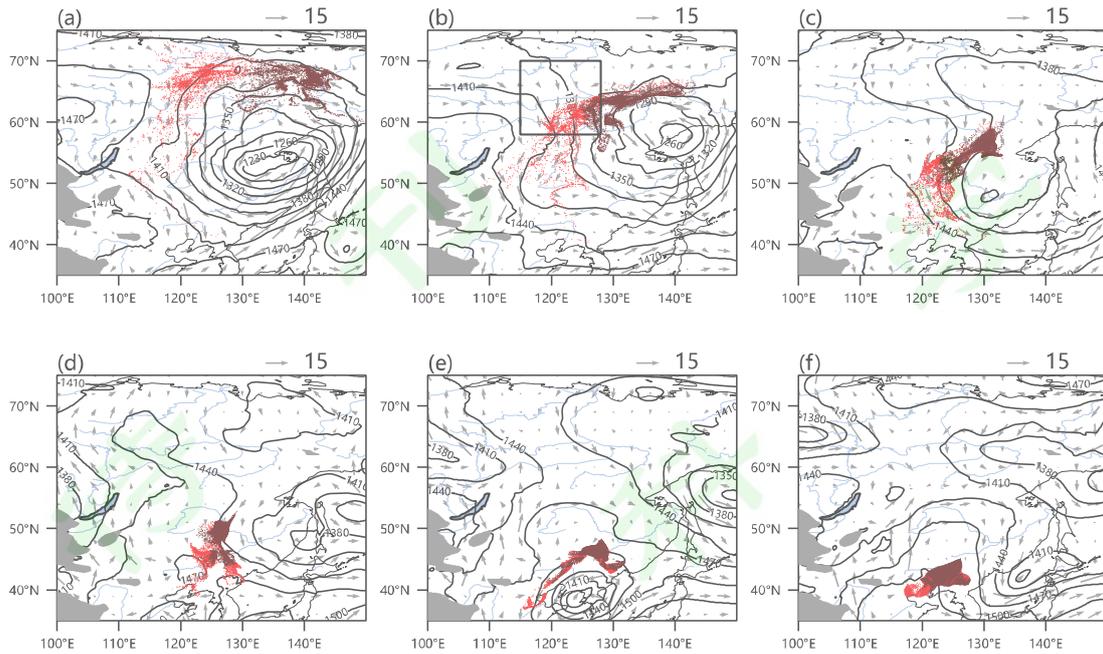


图 7 白天 08 时的 850hPa 位势高度（等值线，单位：gpm）和水平风（矢量，单位： $\text{m s}^{-1}$ ）的逐日演变；

(a) 7 月 22 日；(b) 7 月 23 日；(c) 7 月 24 日；(d) 7 月 25 日；(e) 7 月 26 日；(f) 7 月 27 日；棕色散点表示对应时刻第一类轨迹粒子，红色散点表示对应时刻第二类的轨迹粒子，阴影为地形，方框表示野火区；数据来自 ERA5 资料。

Fig. 7 The daily evolution of 850 hPa geopotential height (contours, units: gpm) and wind (vectors, units:  $\text{m s}^{-1}$ ) at 08:00 from ERA5 data; (a) on 22 July; (b) on 23 July; (c) on 24 July; (d) on 25 July; (e) on 26 July; (f) on 27 July; The brown scatter points indicate the trajectory particles of the first category at the corresponding moments, and the red scatter points indicate the trajectory particles of the second category at the corresponding moments. The shading indicates the terrain, and the black rectangle indicates the wildfire area.

### 3.3 野火烟雾影响东北地区 $\text{O}_3$ 污染的关键光化学过程

由于缺乏足够分辨率的大气成分的观测资料，因此常借助于数值模拟来量化野火对地面  $\text{O}_3$  的影响。在 fire 试验与 nofire 试验中， $\text{PM}_{2.5}$ 、CO 以及 HCHO、 $\text{NO}_x$  有显著差异。地表  $\text{PM}_{2.5}$  和 CO 异常的空间分布较相似，两者在野火源地附近差值始终较大，且高浓度气团随北风往南延伸（图 8a-c、e-g），至 27 日，高浓度条状气团覆盖黑龙江、吉林和辽宁东部。野火烟雾对 7 月 27 日东北局部地区的地表  $\text{PM}_{2.5}$  和 CO 质量浓度的贡献分别大于  $10\mu\text{g m}^{-3}$  以及 40ppbv（图 8d、h）。

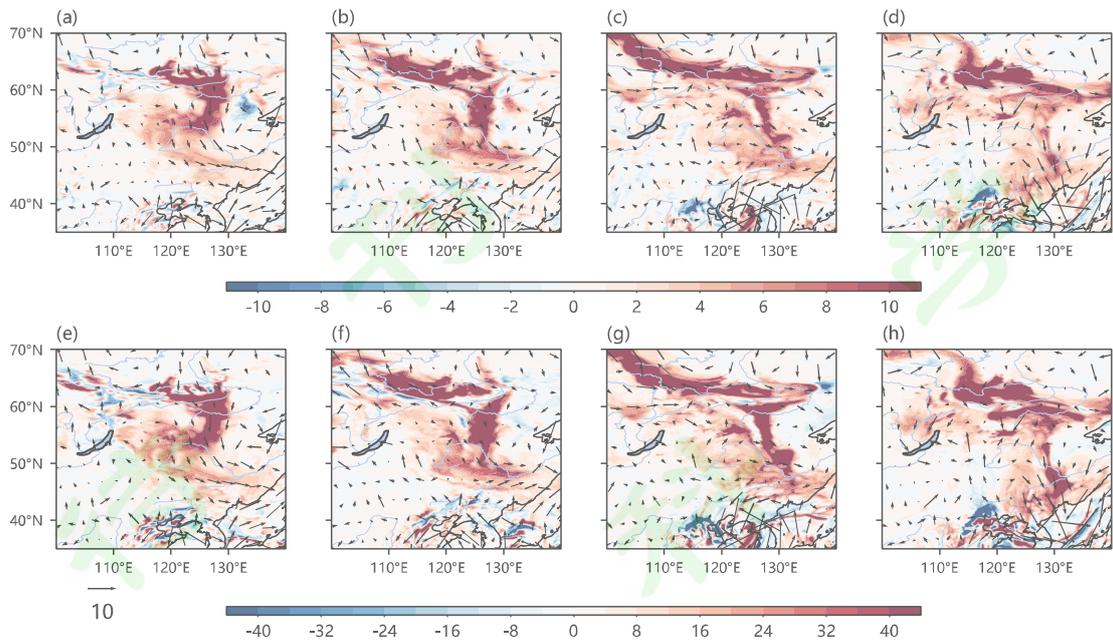


图 8 (a-d) 白天 14:00 fire 试验与 nofire 试验的地表 PM2.5 差值 (填色, 单位:  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) 和 fire 试验 10m 风速 (矢量, 单位:  $\text{m s}^{-1}$ ) 的 24 日-27 日逐日演变; (e-h) 同 (a-d), 但填色为 CO (单位: ppbv)。

Fig. 8 (a-d) The daily evolution from 24 to 27 July of the deviations in surface PM2.5 (shading, units:  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) between the fire experiment and the nofire experiment at 14:00, and the 10-m wind speed (vectors, units:  $\text{m s}^{-1}$ ) in the fire experiment; (e-h) The same as (a-d), but the shading indicates CO (units: ppbv).

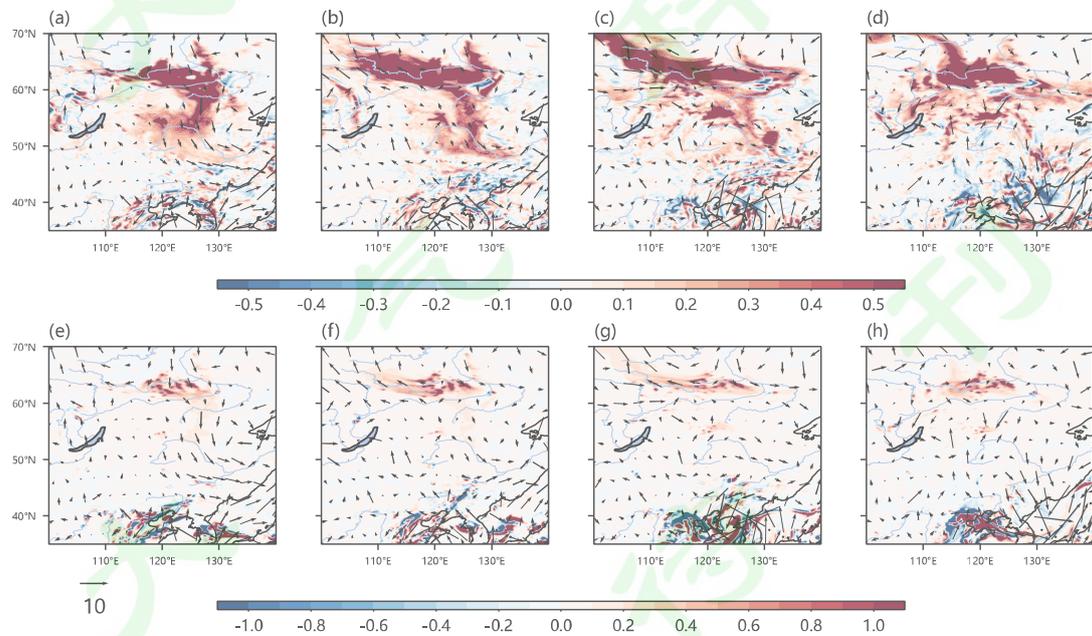


图 9 同图 8, 但填色为 HCHO (a-d) 以及 NO<sub>x</sub> (e-h) (单位: ppbv)。

Fig. 9 The same as Fig. 8, but the shading indicates HCHO (a-d) and NO<sub>x</sub> (e-h) (units: ppbv).

HCHO 作为  $O_3$  的重要前体物，其浓度可以作为 VOCs 反应活性的一个指标，可以反应大气中 VOCs 的分布情况。野火排放的 HCHO 在火点附近浓度很大，但向南的输送效果小于 CO，即使 27 日 HCHO 在东北地区的分布也是零碎且正负相间的（图 9a-d），这与 HCHO 的稳定性有关，HCHO 的活性较强，在大气中生命周期约为几个小时。 $NO_x$  的输送更不明显（图 9e-h），这是因为  $NO_x$ （NO 和  $NO_2$ ）在大气中的寿命通常为几小时至数天，一般短于许多 VOCs 的寿命。其消耗主要通过氧化生成硝酸（ $HNO_3$ ）和光解反应，最终通过干湿沉降去除。

通过对比 fire 试验与 nofire 试验的  $O_3$  绝对差值及相对差值，发现野火直接影响区域覆盖贝加尔湖东北部的广大地区，白天的  $O_3$  浓度较无野火情景显著升高，其绝对增幅可达 20ppbv 以上（图 10a），达 nofire 试验的 40%（图 10b）。随着野火烟雾在温带气旋西侧北风的引导下向南输送， $O_3$  异常增大区也向南扩展，中国东北部分地区  $O_3$  正异常达 15ppbv 以上，异常大值主要位于东北地区的东部。

我们选择图 10 中黑色方框为关键区域研究野火对东北地区地面  $O_3$  的影响机制。选择该区域主要有三个原因：第一，该区域  $O_3$  异常受野火的影响大， $O_3$  偏多 40% 以上；第二，此次过程由于北上台风“麦德姆”的影响，邻近渤海湾附近有较大范围的降水区，该区域受降水影响小；第三，该区域的大城市和工业带少，人为排放的影响小。

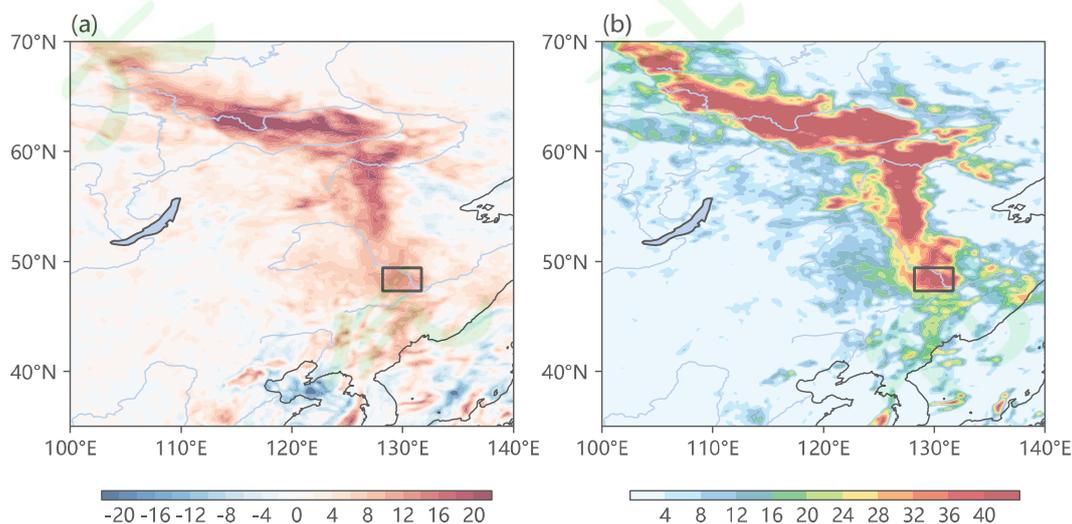


图 10 2014 年 7 月 25 日至 27 日白天 14:00 平均的 fire 试验与 nofire 试验的地面  $O_3$  偏差：(a) 绝对差值（单位：ppbv）；(b) 相对偏差（单位：%）；黑色方框为野火影响东北的关键区。

Fig. 10 Surface  $O_3$  deviations between the fire experiment and the nofire experiment averaged at 14:00 from 25 to 27 July 2014: (a) Absolute deviation (units: ppbv); (b) Relative deviation (units: %); The black rectangles indicate the key region affected by wildfires.

关键区两组对比试验的各要素随时间变化显示(图 11), 25-27 日地面  $O_3$  浓度之差明显增大, 野火烟雾使得  $O_3$  正异常在 25 日和 26 日达到 nofire 试验的 30%, 而 27 日白天的  $O_3$  正异常超过了 nofire 试验的 60% (图 11a)。 $O_3$  的变化受多种光化学前体物的影响, 其中, fire 试验中的  $PM_{2.5}$  浓度明显高于 nofire 试验, 野火烟雾对东北地区的主要影响时段为 25 日-27 日, 与  $O_3$  异常的时间段吻合。野火带来了  $PM_{2.5}$  浓度正异常, 相对 nofire 试验偏大了 100%以上 (图 11b)。前文的轨迹分析表明, 多天气系统共同作用下的野火烟雾输送, 是导致该区域  $PM_{2.5}$  浓度异常升高的主要原因。此外,  $PM_{2.5}$  作为野火烟雾粒子的示踪物, 其浓度的变化可以反映野火烟雾的输送情况, 并且 CO 也是生物质燃烧的示踪剂, 在对流层中的寿命较长 (Li et al., 2017)。野火带来了 CO 浓度正异常时间段与  $PM_{2.5}$  类似, 在 25 日-27 日相对 nofire 试验偏大了 50%左右 (图 11c)。另外, 野火输送仍然对 HCHO 浓度产生了一定影响。在 25 日和 26 日浓度仅有微小的增加, 而在 27 日白天浓度异常增加, 相对 nofire 试验偏大了 30%以上 (图 11d), 这主要与 HCHO 的二次生成有关 (反应 (6))。注意到,  $CH_3OH$  仅在 27 日白天相对 nofire 试验异常增大约 15% (图 11e), OH 氧化性自由基浓度相对 nofire 试验在 25 日和 27 日白天分别增加 30%以上 (图 11j)。所以 27 日 HCHO 浓度异常增大, 可能与野火烟雾 VOCs 物质及  $CH_3OH$  和 OH 等成分的二次化学过程有关。甲烷的背景浓度稳定, 不受野火烟雾的影响 (图 11f)。VOCs 的另外两个物种总烷烃 (BIGENE) 和总烯烃 (BIGALK) 的浓度, 在两个试验中差别很小 (图 11g、h)。

$NO_x$  的浓度受野火烟雾输送表现为波动性, 较大的变化主要出现在夜晚, 25 日夜间减少而 26 日夜间增加, 白天  $NO_x$  浓度变化极小 (图 11i)。白天  $NO_x$  参与  $O_3$  的光化学反应 (如反应 (1)) 从而消耗  $NO_x$ , 但夜间光照条件不足, 此时主要通过非光化学途径 (如反应 (3)) 显著消耗夜间  $O_3$ 。地表两米温度的变化一方面反映了大气环境的热稳定性情况, 另一方面也能影响光化学反应速率。在 fire 试验和 nofire 试验中温度均存在一致的昼夜波动, 但两者之间的差异并不显著 (图 11k), 地表气压也是如此 (图 11l)。这表明野火输送对当地的温度和地表气压的影响相对较小。

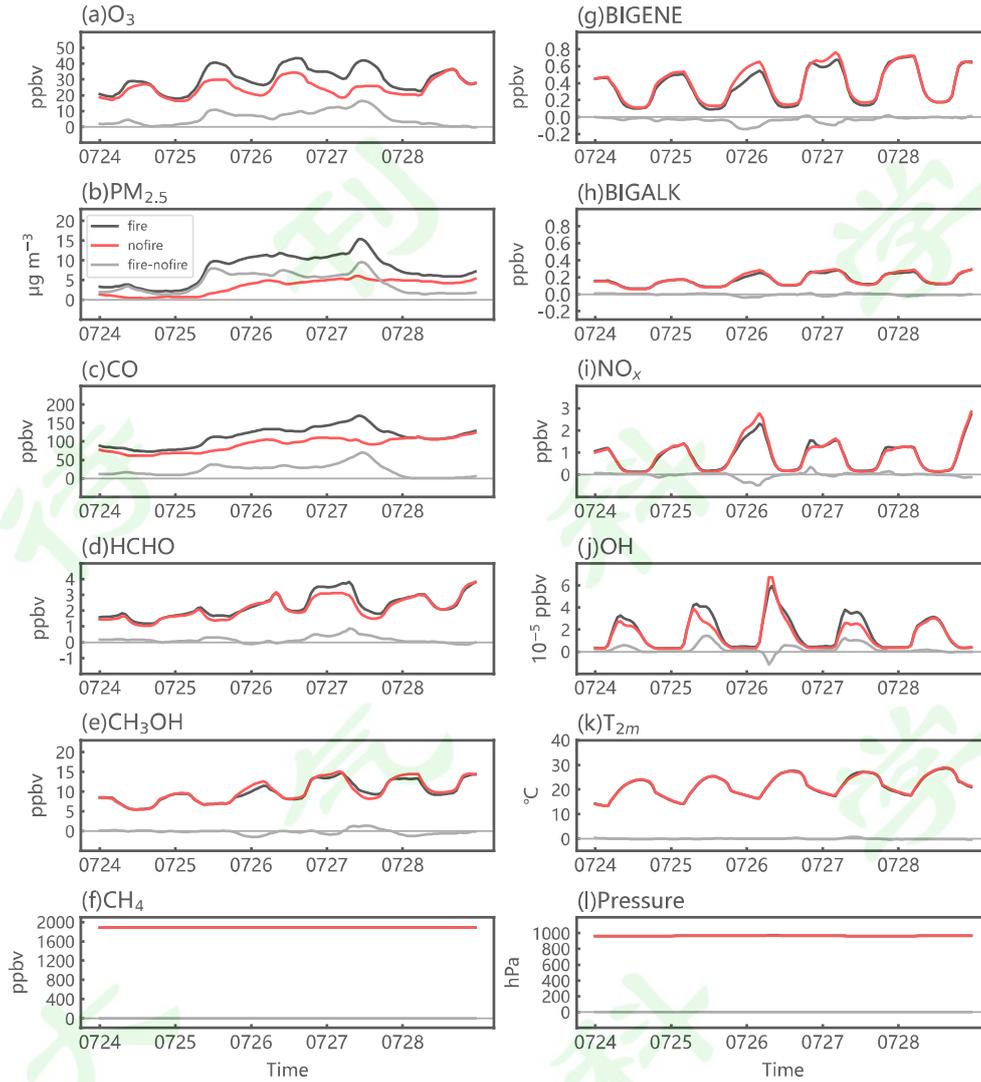


图 11 WRF-Chem 模拟的图 10 黑色方框关键区域平均各化学物质和各气象要素的逐小时演变: (a)  $O_3$ ; (b)  $PM_{2.5}$ ; (c)  $CO$ ; (d)  $HCHO$ ; (e)  $CH_3OH$ ; (f)  $CH_4$ ; (g) BIGENE; (h) BIGALK; (i)  $NO_x$ ; (j) OH 自由基; (k) 地表两米温度和 (l) 地表气压; 黑色实线为 fire 试验, 红色实线为 nofire 试验, 灰色实线为两者的差值。

Fig. 11 The hourly evolution of the average concentrations of various chemical substances and meteorological elements in the key region within the black rectangles in Figure 10 simulated by WRF-Chem: (a)  $O_3$ , (b)  $PM_{2.5}$ , (c)  $CO$ , (d)  $HCHO$ , (e)  $CH_3OH$ , (f)  $CH_4$ , (g) BIGENE, (h) BIGALK, (i)  $NO_x$ , (j) OH radical, (k) 2m air temperature, and (l) surface pressure; the black solid line indicates the fire experiment, the red solid line indicates the nofire experiment, and the gray solid line indicates the deviation between the two.

在  $CO$  和  $VOCs$  影响  $O_3$  的光化学反应中,  $HO_2$  及  $RO_x$  的生成速率是关键因素。不同物种的过氧基生成速率受图 12 中多种因子控制。其中, 过氧基生成速率变化最大的是  $CO$  和

OH 自由基反应，受两者浓度共同增加影响，有野火过程 and 没有野火过程相比，在 25 日至 27 日白天反应速率显著增加，25 日增加了  $0.15 \times 10^6 \text{ mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$  (约 80%)，27 日更是增加了  $0.40 \times 10^6 \text{ mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$  (约 110%) 以上 (图 12a)。HCHO 与 OH 自由基的反应速率受两者浓度增加影响，在 25 日和 27 日白天也显著增加，尤其在 27 日野火影响使过氧基生成速率增加了  $0.40 \times 10^6 \text{ mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$  (约 100%) 以上 (图 12b)。除此之外， $\text{CH}_3\text{OH}$ 、 $\text{CH}_4$  和 BIGENE 和 BIGALK 这四种物质 25 日和 27 日白天的过氧基生成速率在野火发生时也有相应的增加，但最大增幅都不超过  $0.15 \times 10^6 \text{ mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$ ，远小于 CO 和 HCHO 的过氧基生成速率增幅 (图 12c-f)。

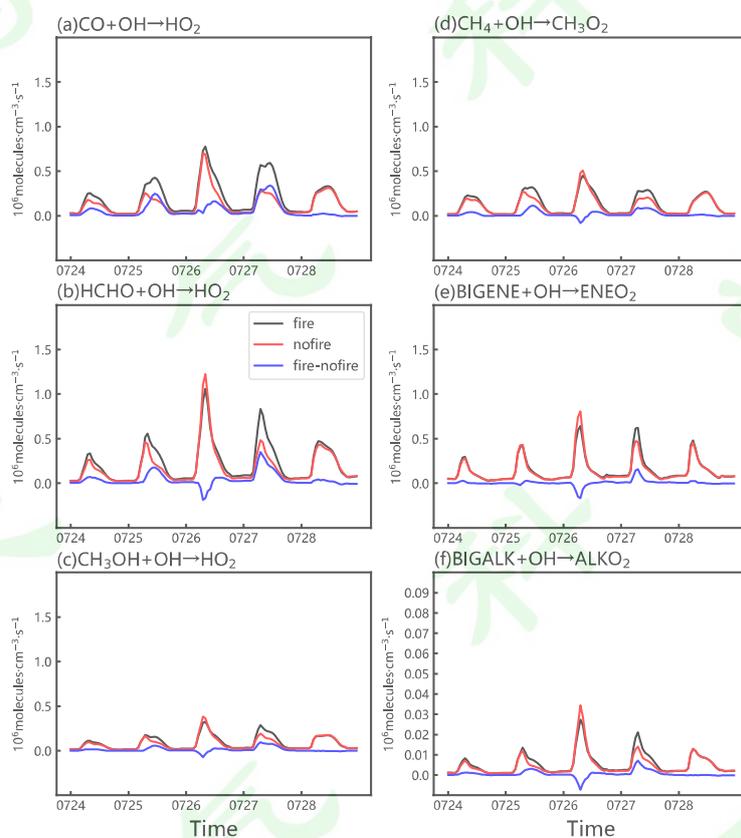


图 12 图 10 黑色方框关键区几种主要物种与 OH 自由基反应生成  $\text{HO}_2$  及  $\text{RO}_x$  的速率 (单位:  $\text{mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$ ) 在两组试验中的逐小时演变: (a) CO; (b) HCHO; (c)  $\text{CH}_3\text{OH}$ ; (d)  $\text{CH}_4$ ; (e) BIGENE; (f) BIGALK; 黑色实线为 fire 试验, 红色实线为 nofire 试验, 蓝色实线为两者的差值。

Fig. 12 The hourly evolution of the reaction rates (units:  $\text{mol cm}^{-3} \text{ s}^{-1}$ ) of several major chemical substances with OH radicals to produce  $\text{HO}_2$  and  $\text{RO}_x$  in the two groups of experiments in the key region within the black rectangles in Figure 10: (a)CO, (b)HCHO, (c) $\text{CH}_3\text{OH}$ , (d) $\text{CH}_4$ , (e)BIGENE, (f)BIGALK; the black solid line indicates the fire experiment, the red solid line indicates the nofire experiment, and the blue solid line indicates the deviation between the two.

这表明，本次西伯利亚东部野火在东北地区造成了 CO 和 HCHO 的过氧基生成速率显著增加是最主要的，它们对东北地区地面 O<sub>3</sub> 异常增加贡献最大，是导致此次 O<sub>3</sub> 异常事件对流层光化学部分的主要原因。其中，25 和 26 日白天 O<sub>3</sub> 浓度的异常上升主要是野火烟雾输送的 CO 浓度增加导致的，CO 与 OH 自由基反应生成更多的 HO<sub>2</sub>，它们消耗了更多的 NO 使其转化为 NO<sub>2</sub>（反应（8）），不利于 O<sub>3</sub> 分解（反应（3）），促进 O<sub>3</sub> 进一步积累（反应（1）、（2））。而 27 日白天 O<sub>3</sub> 污染达到峰值，除了与 CO 浓度增幅达到最大有关，还与野火烟雾 VOCs 中二次生成的 HCHO 在 27 日异常增大有关（图 11），也会促进 HO<sub>2</sub> 的增加。另外，光化学中重要的 OH 自由基，其浓度在 25 日和 27 日白天的增加，它们进一步加剧了上述反应，还会与 CH<sub>4</sub> 和 CH<sub>3</sub>OH 作用生成更多的 RO<sub>x</sub> 和 HO<sub>2</sub>，从而加剧了这两日的 O<sub>3</sub> 污染。

## 4 结论与讨论

通过地面 O<sub>3</sub> 监测数据、ERA5 再分析资料、FINN 火灾排放资料和 WRF-Chem 数值模拟等多源数据的综合分析，详细研究了 2014 年 7 月西伯利亚东部野火烟雾的输送路径，烟雾在下游中国东北地区聚集的天气背景，中国东北地区烟雾相关的大气成分变化，及其通过光化学过程影响地面 O<sub>3</sub> 的主要过程。得到的主要结论如下：

（1）西伯利亚东部野火烟雾能到达中国东北地区并在此聚集，是三个关键天气系统相互作用的结果。中高纬西风带东移的温带气旋和其西侧的高压脊，以及登陆北上台风“麦德姆”，这三个关键系统缺一不可。温带气旋西侧北风将自由大气中的野火烟雾向南输送，高压脊前的下沉气流使得烟雾进入东北地区近地表，北上台风“麦德姆”北沿气流抑制烟雾向东输送，烟雾在中国东北地区停留和堆积。

（2）受上游野火烟雾输送，中国东北各地在 25-29 日先后经历了地面 O<sub>3</sub> 污染事件，27 日白天 O<sub>3</sub> 浓度正异常达到最大。WRF-Chem 有、无野火的对比试验证实，在其他条件不变情况下，野火烟雾使东北地区局地 O<sub>3</sub> 浓度增加可达 40%。

（3）对比试验的大气成分和反应速率显示，野火相关的 CO 和 HCHO 增加是造成 O<sub>3</sub> 增加的主要光化学物种，它们促进 HO<sub>2</sub> 的增加，减弱 O<sub>3</sub> 消耗，增加 O<sub>3</sub> 积累。其中，25 和 26 日白天 O<sub>3</sub> 浓度的异常上升主要与野火输送的高浓度 CO 导致的过氧基浓度增大有关；而 27 日白天 O<sub>3</sub> 浓度达到峰值，除了与 CO 浓度增幅达到最大有关，还与野火烟雾 VOCs 中二次生成的 HCHO 及相关有机过氧基浓度异常增大有关。

本文未讨论 O<sub>3</sub> 生成与 VOCs 和 NO<sub>x</sub> 前体物的敏感性，这是由于研究地区的 NO<sub>x</sub> 浓度非

常低且变化很小,达不到EKMA曲线(经验动力学模型, Empirical Kinetic Modeling Approach)的 $\text{NO}_x$ 浓度变化范围(唐孝炎等, 2006; 廖宏和李楠, 2023),且野火烟雾对研究区域 $\text{NO}_x$ 浓度变化的影响也很小,因此我们主要讨论野火排放的CO和VOCs等污染物对东北地区的影响。随着全球气候变暖,野火发生的频率和强度可能会继续增加。未来需要利用卫星遥感和地面监测等多种技术手段,加强对野火的早期预警和实时监测,更好地实现对下游地区空气质量的预警和评估。

**致谢** ECMWF、NASA、NCAR 提供了本文所用数据及工具。南京信息工程大学高性能计算中心提供了计算支持和帮助。谨致谢忱!

## 参考文献

- Akagi S K, Yokelson R J, Wiedinmyer C, et al. 2011. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(9): 4039-4072. doi: 10.5194/acp-11-4039-2011
- Crippa M, Solazzo E, Huang G, et al. 2020. High resolution temporal profiles in the Emissions Database for Global Atmospheric Research [J]. *Scientific data*, 7(1): 121. doi: 10.1038/s41597-020-0462-2
- Donzelli G, Suarez-Varela M M. 2024. Tropospheric Ozone: A Critical Review of the Literature on Emissions, Exposure, and Health Effects [J]. *Atmosphere*, 15(7): 779. doi: 10.3390/atmos15070779
- Emmons L K, Walters S, Hess P G, et al. 2010. Description and evaluation of the Model for Ozone and Related chemical Tracers, version 4 (MOZART-4) [J]. *Geoscientific Model Development*, 3(1): 43-67. doi: 10.5194/gmd-3-43-2010
- Glisan J M, Gutowski W J, Cassano J J, et al. 2013. Effects of spectral nudging in WRF on Arctic temperature and precipitation simulations [J]. *Journal of Climate*, 26(12): 3985-3999. doi: 10.1175/JCLI-D-12-00318.1
- Guenther A, Karl T, Harley P, et al. 2006. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(11): 3181-3210. doi: 10.5194/acp-6-3181-2006

- Hersbach H, Bell B, Berrisford P, et al. 2020. The ERA5 global reanalysis [J]. Quarterly journal of the royal meteorological society, 146(730): 1999-2049. doi: 10.1002/qj.3803
- Huang X, Ding K, Liu J, et al. 2023. Smoke-weather interaction affects extreme wildfires in diverse coastal regions [J]. Science, 379(6631): 457-461. doi: 10.1126/science.add9843
- 黄悦, 陈斌, 董莉, 等. 2021. 利用星载和地基激光雷达分析 2019 年 5 月东亚沙尘天气过程 [J]. 大气科学, 45(3): 524-538. Huang Yue, Chen Bin, Dong Li, et al. 2021. Analysis of a Dust Weather Process over East Asia in May 2019 Based on Satellite and Ground-Based Lidar [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese), 45(3): 524-538. doi: 10.3878/j.issn.1006-9895.2008.19249
- Isaev A S, Korovin G N, Bartalev S A, et al. 2002. Using remote sensing to assess Russian forest fire carbon emissions [J]. Climatic Change, 55: 235-249. doi: 10.1023/A:1020221123884
- Jeong J I, Park R J, Youn D. 2008. Effects of Siberian forest fires on air quality in East Asia during May 2003 and its climate implication [J]. Atmospheric Environment, 42(39): 8910-8922. doi: 10.1016/j.atmosenv.2008.08.037
- Jung J, Lyu Y, Lee M, et al. 2016. Impact of Siberian forest fires on the atmosphere over the Korean Peninsula during summer 2014 [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 16(11): 6757-6770. doi: 10.5194/acp-16-6757-2016
- Li M, Zhang Q, Kurokawa J, et al. 2017. MIX: a mosaic Asian anthropogenic emission inventory under the international collaboration framework of the MICS-Asia and HTAP [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 17(2): 935-963. doi: 10.5194/acp-17-935-2017
- 李明妍, 崔志强, 王澄海. 2017. Nudging 方法对中国西北强降水过程的模拟试验研究 [J]. 气候与环境研究, 22(05): 563-573. Li Mingyan, Cui Zhiqiang, Wang Chenghai. 2017. A numerical simulation study on heavy rain processes in Northwest China using the nudging method [J]. Climatic and Environmental Research (in Chinese), 22(05): 563-573. doi: 10.3878/j.issn.1006-9585.2017.16177
- Li X, Xia X, Song J, et al. 2017. A case study of long-range transport of smoke aerosols from Eastern Siberia to Northeast China in July 2014 [J]. Aerosol and Air Quality Research, 17(4): 965-974. doi: 10.4209/aaqr.2016.04.0166
- 廖宏, 李楠. 2023. 新编大气化学教程 [M]. 北京: 科学出版社, 212pp. Liao Hong, Li Nan. 2023. Atmospheric Chemistry (in Chinese) [M]. Beijing: Science Press, 212pp.

- 刘迪, 田文寿, 雒佳丽, 等. 2024. 青藏高原地区一次深对流活动对平流层—对流层物质交换影响的模拟研究 [J]. 大气科学, 48(4): 1329–1344. Liu Di, Tian Wenshou, Luo Jiali, et al. 2024. Simulation Study on the Impact of Deep Convection on Stratosphere–Troposphere Exchange over the Qinghai–Xizang Plateau [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese), 48(4): 1329–1344. doi: 10.3878/j.issn.1006-9895.2105.21040
- Lu X, Hong J, Zhang L, et al. 2018. Severe surface ozone pollution in China: a global perspective [J]. Environmental Science & Technology Letters, 5(8): 487-494. doi: 10.1021/acs.estlett.8b00366
- McClure C D, Jaffe D A. 2018. Investigation of high ozone events due to wildfire smoke in an urban area [J]. Atmospheric Environment, 194: 146-157. doi: 10.1016/j.atmosenv.2018.09.021
- NOAA ARL. 2011. HYSPLIT (Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory) [EB/OL]. National Oceanic and Atmospheric Administration, Air Resources Laboratory, <https://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php> [2025-03-15].
- Nowroz F, Hasanuzzaman M, Siddika A, et al. 2024. Elevated tropospheric ozone and crop production: Potential negative effects and plant defense mechanisms [J]. Frontiers in Plant Science, 14: 1244515. doi:10.3389/fpls.2023.1244515
- Popovicheva O, Kistler M, Kireeva E, et al. 2014. Physicochemical characterization of smoke aerosol during large-scale wildfires: Extreme event of August 2010 in Moscow [J]. Atmospheric environment, 96: 405-414. doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.03.026
- Roy D P, Kumar S S. 2017. Multi-year MODIS active fire type classification over the Brazilian Tropical Moist Forest Biome [J]. International Journal of Digital Earth, 10(1): 54-84. doi: 10.1080/17538947.2016.1208686
- Sharma A, Valdes A C F, Lee Y. 2022. Impact of wildfires on meteorology and air quality (PM<sub>2.5</sub> and O<sub>3</sub>) over western United States during September 2017 [J]. Atmosphere, 13(2): 262. doi: 10.3390/atmos13020262
- Staehelin J, Harris N R P, Appenzeller C, et al. 2001. Ozone trends: A review [J]. Reviews of Geophysics, 39(2): 231-290. doi:10.1029/1999RG000059
- 唐孝炎, 张远航, 邵敏. 2006. 大气环境化学 [M]. 高等教育出版社, 739pp. Tang Xiaoyan, Zhang Yuanhang, Shao Min. 2006. Atmospheric Environmental Chemistry (in Chinese) [M]. Higher Education Press, 739pp.

- 王振华, 雒佳丽, 张健恺, 等. 2024. 夏季青藏高原对流层臭氧年际变化及影响因子[J]. 应用气象学报, 35(6):725-736. Wang Zhenhua, Luo Jiali, Zhang Jiankai, et al. 2024. Interannual Variation of Tropospheric Ozone over the Tibetan Plateau in Summer and Its Influencing Factors[J]. Journal of Applied Meteorological Science (in Chinese), 35(6):725-736. doi: 10.11898/1001-7313.20240608
- Wiedinmyer C, Akagi S K, Yokelson R J, et al. 2011. The Fire INventory from NCAR (FINN): A high resolution global model to estimate the emissions from open burning [J]. Geoscientific Model Development, 4(3): 625-641. doi: 10.5194/gmd-4-625-2011
- Yang Z, Demoz B, Delgado R, et al. 2022. Influence of the transported Canadian wildfire smoke on the ozone and particle pollution over the Mid-Atlantic United States [J]. Atmospheric Environment, 273: 118940. doi: 10.1016/j.atmosenv.2022.118940
- 易明建, 黄雪梅, 姜永清, 等. 2024. 对合肥夏季臭氧的数值模拟: 太阳辐射及其关联机制的作用 [J]. 光学学报, 44(06): 143-152. Yi Mingjian, Huang Xuemei, Jiang Yongqing, et al. 2024. Numerical Simulation of Summer Ozone in Hefei: Role of Solar Radiation and Its Associated Mechanisms [J]. Acta Optica Sinica (in Chinese), 44(06): 143-152. doi: 10.3788/AOS231014
- Yin X, Rupakheti D, Zhang G, et al. 2023. Surface ozone over the Tibetan Plateau controlled by stratospheric intrusion [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 23(17): 10137-10143. doi: 10.5194/acp-23-10137-2023
- Zhang J, Li D, Bian J, et al. 2021. Deep stratospheric intrusion and Russian wildfire induce enhanced tropospheric ozone pollution over the northern Tibetan Plateau [J]. Atmospheric Research, 259: 105662. doi: 10.1016/j.atmosres.2021.105662
- Zhang J, Tian W, Xie F, et al. 2020. The influence of zonally asymmetric stratospheric ozone changes on the Arctic polar vortex shift [J]. Journal of Climate, 33(11): 4641-4658. doi:10.1175/JCLI-D-19-0647.1
- 赵恺辉, 包云轩, 黄建平, 等. 2019: 华南地区春季平流层入侵对对流层低层臭氧影响的模拟研究 [J]. 大气科学, 43(1): 75-86. Zhao Kaihui, Bao Yunxuan, Huang Jianping, et al. 2019. A Modeling Study of the Impact of Stratospheric Intrusion on Ozone Enhancement in the Lower Troposphere in South China [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese), 43(1): 75-86. doi: 10.3878/j.issn.1006-9895.1801.17224

钟方潜, 苏琪骅, 周任君, 等. 2017. 秸秆焚烧对区域城市空气质量影响的模拟分析 [J]. 气候与环境研究, 22(2): 149-161. Zhong Fangqian, Su Qihua, Zhou Renjun, et al. 2017. Impact of Crop Straw Burning on Urban Air Quality Based on WRF-Chem Simulations [J]. Climatic and Environmental Research (in Chinese), 22(2): 149-161. doi: 10.3878/j.issn.1006-9585.2016.16024