吴 林,张郁青,赵天良,等.2024 年初春四川盆地 O_3 和 $PM_{2.5}$ 复合污染事件及气象成因分析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(12):6526-6533.
Wu L, Zhang Y Q, Zhao T L, et al. Analysis of combined O_3 and $PM_{2.5}$ pollution event and its meteorological drivers in Sichuan Basin during early spring 2024 [J]. China Environmental Science, 2025,45(12):6526-6533.

2024 年初春四川盆地 O_3 和 $PM_{2.5}$ 复合污染事件及气象成因分析

吴 林[1],张郁青[1],赵天良[1*],罗悦函[1],金宇翔[1],舒卓智[2] (1.南京信息工程大学,气象灾害预报预警与评估协同创新中心,中国气象局气溶胶-云-降水重点实验室,江苏 南京 210044；2.四川省环境科学研究院,四川 成都 610041)

摘要：特殊深盆地地形背景下,四川盆地呈现独特大气复合污染特征.基于大气污染物观测数据和 ERA5 气象再分析资料,探究 2024 年初春四川盆地一次大气复合污染特征及气象成因.结果表明:(1)以宜宾、自贡和泸州为主的川南地区为盆地大气复合污染高发区,并且在 3 月 22~24 日期间,这 3 个城市近地面 $MDA8O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 日均值的平均浓度高达 196.3μg/m^3 和 66.6μg/m^3,且一致同步变化.川南地区发生了一次以 O_3 和 $PM_{2.5}$ “双高”为特征的典型大气复合污染过程.(2)相较于 2021~2023 年同期,2024 年 3 月 22~24 日川南地区 3 个城市平均近地面 O_3 和 $PM_{2.5}$ 浓度水平异常增加 83.4μg/m^3(99.6%)和 26.9μg/m^3 (77.3%),属于初春罕见大气复合污染事件.(3)此次大气 O_3 和 $PM_{2.5}$ 复合污染受到气象条件变化的显著影响.局地高温、强辐射促进 O_3 的光化学生成和二次 $PM_{2.5}$ 增加.此外,四川盆地近地层东北风在盆地南缘的川南地区大气辐合,加剧了 O_3 和 $PM_{2.5}$ 局地累积.此次个例观测研究揭示了四川盆地内独特的大气复合污染特征及气象成因,为区域大气复合污染联防联控提供了科学依据.

关键词：四川盆地；O_3；$PM_{2.5}$；大气复合污染；气象作用
中图分类号：X51 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)12-6526-08

Analysis of combined O_3 and $PM_{2.5}$ pollution event and its meteorological drivers in Sichuan Basin during early spring 2024.

WU Lin[1], ZHANG Yu-qing[1], ZHAO Tian-liang[1*], LUO Yue-han[1], JIN Yu-xiang[1], SHU Zhuo-zhi[2] (1.Collaborative Innovation Center on Forecast and Evaluation of Meteorological Disasters, CMA Key Laboratory of Aerosol-Cloud-Precipitation, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China；2.Sichuan Provincial Academy of Environmental Sciences, Chengdu 610041, China). *China Environmental Science*, 2025,45(12)：6526~6533

Abstract：Under the unique topographic conditions of a deep basin, the Sichuan Basin was characterized by distinct air pollution complex patterns. A typical air pollution complex event and its meteorological drivers in the Sichuan Basin during spring 2024 were investigated, based on air pollutant monitoring data and ERA5 meteorological reanalysis. The results demonstrate that: (1) The southern part of the basin, particularly the region encompassing Yibin, Zigong, and Luzhou, was identified as a high-incidence area for air pollution complex of O_3 and $PM_{2.5}$. From March 22 to 24, 2024, the average near-surface maximum daily 8-h average (MDA8) O_3 and daily average $PM_{2.5}$ concentrations in these three cities were measured at 196.3μg/m^3 and 66.6μg/m^3, respectively, and synchronous variations in near-surface O_3 and $PM_{2.5}$ concentrations were observed. This episode was characterized as a typical air pollution complex event in southern Sichuan, with concurrently high levels of both O_3 and $PM_{2.5}$ (a "dual-high" pattern). (2) Compared to the same period in 2021~2023, the averages of near-surface O_3 and $PM_{2.5}$ concentrations in these three cities during March 22~24, 2024, were found to be abnormally elevated by 83.4μg/m^3 (99.6%) and 26.9μg/m^3 (77.3%), respectively, indicating an unusually anomalous spring air pollution complex event. (3) The typical air pollution complex of O_3 and $PM_{2.5}$ was significantly influenced by meteorological conditions. Local high air temperatures and strong solar radiation were identified as factors that promoted photochemical O_3 generation and secondary $PM_{2.5}$ formation. Additionally, the convergence of northeasterly surface winds from the basin at the southern edge of the Sichuan Basin was observed to exacerbate the local accumulation of air pollutants. Through this case study, the unique characteristics and meteorological mechanisms of air pollution complex of O_3 and $PM_{2.5}$ in the Sichuan Basin were elucidated, providing scientific support for regional joint prevention and control strategies.

Key words：Sichuan Basin；O_3；$PM_{2.5}$；air pollution complex；meteorological effects

我国大气污染的特征从以 $PM_{2.5}$ 为主的单一污染逐渐变为 O_3 与 $PM_{2.5}$ 并存的大气复合污染[1-2].大气复合污染是大气中由多种来源污染物在一定的大气条件下(如温度、湿度、光照等)发生多种界面间的相互作用、彼此耦合构成的复杂大气污染体系,表现为大气氧化性物种和二次 $PM_{2.5}$ 浓度增高[3],其中以 $PM_{2.5}$

收稿日期：2025-05-12
基金项目：国家重点研发计划项目(2022YFC3701204);国家自然科学基金资助项目(42275196,42405195)
* 责任作者，教授, tlzhao@nuist.edu.cn

和 O_3“双高”为主要特征的复合污染最为典型.大气复合污染恶化环境空气质量,威胁人体健康[4-5].

近地面 O_3 是一种二次污染物,主要来源于光化学反应生成;而 $PM_{2.5}$ 则主要来自一次直接排放及气态前体物化学反应生成的二次气溶胶[6].大气复合污染过程中 $PM_{2.5}$ 和 O_3 之间存在大气化学耦合机制.夏季强辐射和高温气象条件下,强烈的光化学反应产生更多 O_3,高浓度 O_3 引起大气氧化性增加会促进二次颗粒物的生成,提高 $PM_{2.5}$ 浓度[7],造成夏季大气复合污染频发.研究表明,夏季西太平洋副热带高压活动导致的高温、低湿、强太阳辐射和静稳天气有利于促进我国东部地区 O_3 光化学产生和二次颗粒物形成,同时还会抑制地面 O_3 和 $PM_{2.5}$ 的扩散[8].我国东部 O_3 和 $PM_{2.5}$ 的复合污染问题尤为突出[9],O_3 和 $PM_{2.5}$ 浓度在空间上呈现出显著的正相关性.长三角地区大气复合污染期间,O_3 生成受到挥发性有机物(VOCs)控制,降低氮氧化物(NO_x)的排放,可以将 O_3 前体物的敏感性转向 NO_x 控制区[10].然而目前针对 O_3 和 $PM_{2.5}$ 复合污染的研究主要集中在中国东部地区,对于我国西南部地区大气复合污染研究较少.

位于中国西南部的四川盆地,地处青藏高原东缘,在独特的深盆地地形和盆地内高密度人为活动影响下,近年来四川盆地的大气复合污染问题日益严峻[11],且存在明显季节性和区域性特征.具体表现为夏季(6~8 月)O_3 浓度较高,同期 $PM_{2.5}$ 中的二次气溶胶生成也因氧化条件增强而加剧,形成大气复合污染.冬季(12~2 月)$PM_{2.5}$ 则成为主导污染物,O_3 浓度因光解速率下降而减少[12-14].值得注意的是,春秋季过渡期常出现 O_3 与 $PM_{2.5}$ 交替主导的大气复合污染[7,15].在空间上,盆地西部的成都平原地区地形平坦且人为活动频繁,不利的扩散条件以及较高的前体物排放使得该地区 O_3 和 $PM_{2.5}$ 易生成并积聚,而川南和川东北地区的大气污染程度则相对较低[16-17].在青藏高原大地形[18]及其周边山脉和高原(如大巴山、巫山和云贵高原)的共同影响下,外部气流被阻挡难以进入盆地内部,再加之青藏高原背风坡“避风港”效应的影响[18],大气污染物易在盆地内累积,形成高浓度的 O_3 和 $PM_{2.5}$ 污染.此外,青藏高原与四川盆地之间巨大的地形热力差异会引起显著的山地–平原热力环流[19-21],其不仅影响污染物的垂直传输和扩散,加剧局部大气污染. 四川盆地特殊深盆地地形背景下,多尺度大气环流和气象条件的作用使得四川盆地形成独特大气复合污染特征及其气象成因亟待深入研究.

本研究选择 2024 年初春四川盆地一次典型的 O_3 和 $PM_{2.5}$ 大气复合污染事件,研究四川盆地大气复合污染特征及其气象成因,旨在深入理解四川盆地大气复合污染特征,完善对于复杂深盆地地形背景下区域大气环境变化的认识,为科学防控大气复合污染提供科技支撑.

1　材料与方法

1.1　数据和资料

本研究使用的地面 O_3 和 $PM_{2.5}$ 浓度数据来自中国环境监测总站(https://air.cnemc.cn:18007),选取了 2021~2024 年每年 3 月四川盆地 17 个城市(成都、绵阳、德阳、南充、泸州、宜宾、自贡、广元、遂宁、内江、乐山、眉山、广安、达州、雅安、巴中和资阳)的逐小时浓度数据,并计算得到日最大 8h 滑动 O_3 浓度平均值($MDA8O_3$)和 $PM_{2.5}$ 的日平均浓度.

气象再分析数据采用欧洲中期天气预报中心(ECMWF, https://www.ecmwf.int/)发布的分辨率为 0.25°×0.25°的 ERA5 数据,该数据集在以往对四川盆地气象分析中表现出较强的适用性和可信性[22].本文主要使用了该数据集中的 2m 温度、10m 纬向风、10m 经向风以及地表向下紫外辐射.数据时段为 2021~2024 年每年的 3 月 22 日~24 日.

1.2　研究方法

1.2.1　根据中国生态环境部 2012 年发布的《国家环境空气质量标准》(http://www.mee.gov.cn/),$MDA8O_3$ 的一级标准为 100μg/m^3,二级标准为 160μg/m^3. $PM_{2.5}$ 浓度日均值的一级标准为 35μg/m^3,二级标准为 75μg/m^3.本文采用 O_3 和 $PM_{2.5}$ 的一级标准定义大气复合污染,即当一天中某城市同时满足 $MDA8O_3 \geqslant 100$μg/m^3 且 $PM_{2.5} \geqslant 35$μg/m^3 时,就认为该城市在该天发生了大气复合污染,该天被定义为大气复合污染日[23-24].

当 $MDA8O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 的浓度水平连续 3d 或更多天数、相邻 3 个或更多城市超过一级标准时,就认为四川盆地发生区域性大气复合污染事件[25].

1.2.2　研究 2024 年大气复合污染期间污染物浓度(公式 1 和 2)和气象因素(公式 3)的变化程度,本文使用 Luo 等[25]对于异常值的计算方法:

$$\left(\mathrm{MDA8\ O_3}\right)_{\mathrm{ano}}=\left(\overline{\mathrm{MDA8\ O_3}}\right)_{\mathrm{obs}}-\left(\overline{\mathrm{MDA8\ O_3}}\right)_{\mathrm{obs,p}} \quad (1)$$

$$\left(\mathrm{PM_{2.5}}\right)_{\mathrm{ano}}=\left(\overline{\mathrm{PM_{2.5}}}\right)_{\mathrm{obs}}-\left(\overline{\mathrm{PM_{2.5}}}\right)_{\mathrm{obs,p}} \quad (2)$$

$$\left(M\right)_{\mathrm{ano}}=\left(\overline{M}\right)_{\mathrm{obs}}-\left(\overline{M}\right)_{\mathrm{obs,p}} \quad (3)$$

式中:下标 ano 表示异常值;obs 表示污染物观测值;p 表示 2021~2024 同期; M 表示各气象要素,包括气温、到达地表紫外辐射、大气边界层高度和风速等.

污染物异常值表明 2024 年污染物平均浓度相对于前 3a 同期污染物平均浓度的异常,体现污染程度的增强和减弱变化.气象因素异常值表明 2024 年气象因素相对于前 3a 同期气象因素的异常,体现气象条件的增强和减弱变化.

2 结果与分析

2.1 2024 年 3 月四川盆地大气复合污染分析

基于 1.2.1 节中大气复合污染日的定义,根据 O_3 和 $PM_{2.5}$ 的一级标准筛选,2024 年 3 月份四川盆地 17 个城市总共发生了 68 次大气复合污染,是整个春季复合污染最严重的月份(占 2024 年整个春季的 43.9%).从图 1 可知,3 月四川盆地内大气复合污染的发生频率从西南向东北依次递减,盆地西南部的宜宾、自贡和泸州大气复合污染发生频率最高,占盆地总复合污染天数的 32.3%.盆地东北部的广元、巴中、达州以及中部的遂宁复合污染发生频率最低.

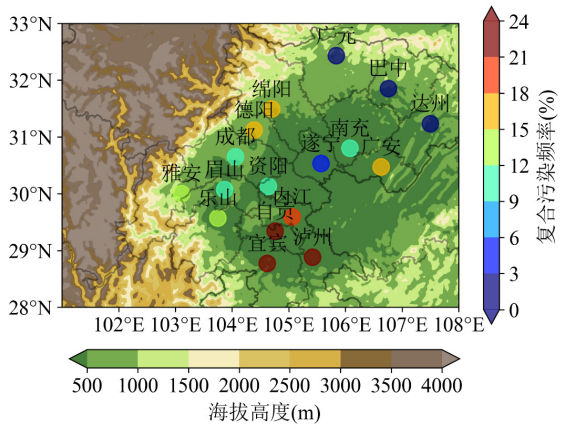


图 1 2024 年 3 月四川盆地城市大气复合污染发生频率空间分布

Fig.1 Spatial distribution of the occurrence frequency (%) of air pollution complex over Sichuan Basin in March 2024

审图号:GS(2024)0650 号

2.2 $MDA8O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 时空分布特征

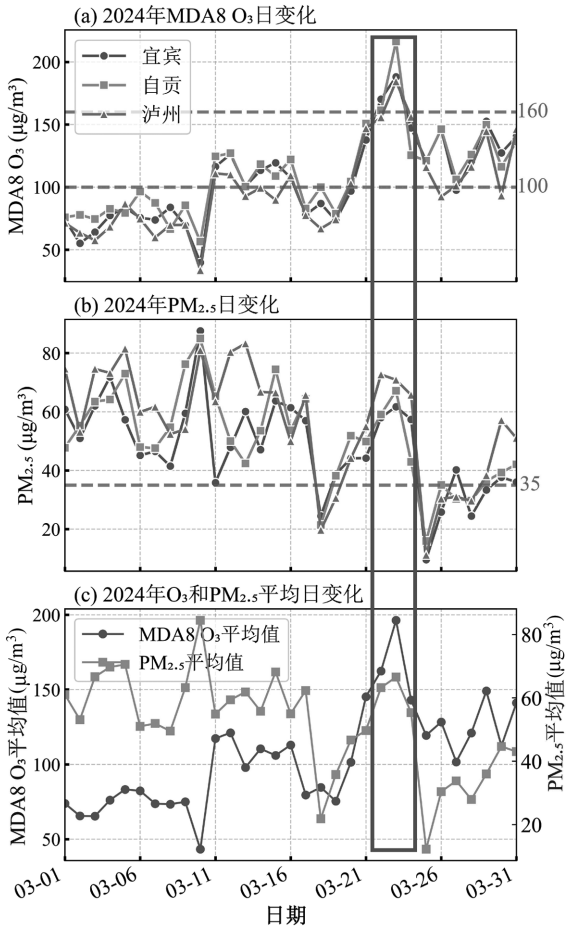


图 2 2024 年 3 月自贡和泸州的 $MDA8O_3$、$PM_{2.5}$ 浓度,以及三市平均浓度日变化

Fig.2 Daily variations of $MDA8O_3$ and $PM_{2.5}$ concentrations in the three cities and their averages in March 2024

在 2.1 节分析的基础上,进一步统计了 2024 年 3 月四川盆地南部的宜宾、自贡和泸州三市的 $MDA8O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 质量浓度的日变化特征(图 2).结果显示, 3 月 22~24 日(图 2 中方框所示范围),川南的宜宾、自贡和泸州的 $MDA8O_3$ 浓度均超过 160μg/m^3,突破国家二级污染标准,是当月 O_3 污染最为严重的 3d.高浓度 O_3 污染多出现在高温、强辐射的暖季[26],而此次出现在初春的高浓度 O_3 污染事件值得关注.同时, 3 月 22~24 日的 $PM_{2.5}$ 浓度也处于超标水平,并且随着 $MDA8O_3$ 浓度的升高而升高,$PM_{2.5}$ 和 $MDA8O_3$ 表现出同步一致增长的特征,这与汪兵等[27-28]关于夏季 O_3 与 $PM_{2.5}$ 协同增长关系的研究结果相一致.O_3 与 $PM_{2.5}$ 的协同增长主要是由于它们的共同前体物(如 NO_x 和 VOCs)的排放[29].VOCs 在光照条件下被氧化生成过氧化物(RO_2),随后再与 NO_x 反应生成 O_3;同时 VOCs 还会被氧化成低挥发性有机物,再通过凝结或吸附作用形成

二次有机气溶胶(SOA)[30]和二次无机气溶胶[14,31],进一步影响 $PM_{2.5}$ 的浓度.

将 2024 年 3 月 22~24 日的污染物浓度与前 3a(2021~2023 年)同期的污染物浓度进行对比分析,根据 1.2.2 节异常值计算方法对二者作差计算得到 $MDA8O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 的异常值(图 3).如图 3(d)和(f)所示,2024 年 3 月 22~24 日宜宾、自贡和泸州的 $MDA8O_3$ 浓度均呈现异常增长的特征,其中自贡在 3 月 22 日的异常值达到 130.2μg/m^3.同时, 3 个城市的 $PM_{2.5}$ 浓度也表现出异常增长,泸州的 $PM_{2.5}$ 浓度增幅最大,最高异常值出现在 3 月 23 日,为 45.6μg/m^3.在复合污染期间,宜宾、自贡和泸州 NO_2、SO_2 和 CO 的浓度如表 1 所示,NO_2、SO_2 和 CO 的浓度均高于前 3a 同期的平均浓度,与 O_3 和 $PM_{2.5}$ 浓度呈现同步增加,表明大气复合污染过程中大气污染物排放源及其区域传输的一致性.O_3 和 $PM_{2.5}$ 等污染物浓度的大幅度异常增长表明 2024 年 3 月 22~24 日发生了一次以高浓度 O_3 和 $PM_{2.5}$ 同步增长为主要特征的典型大气复合污染事件.

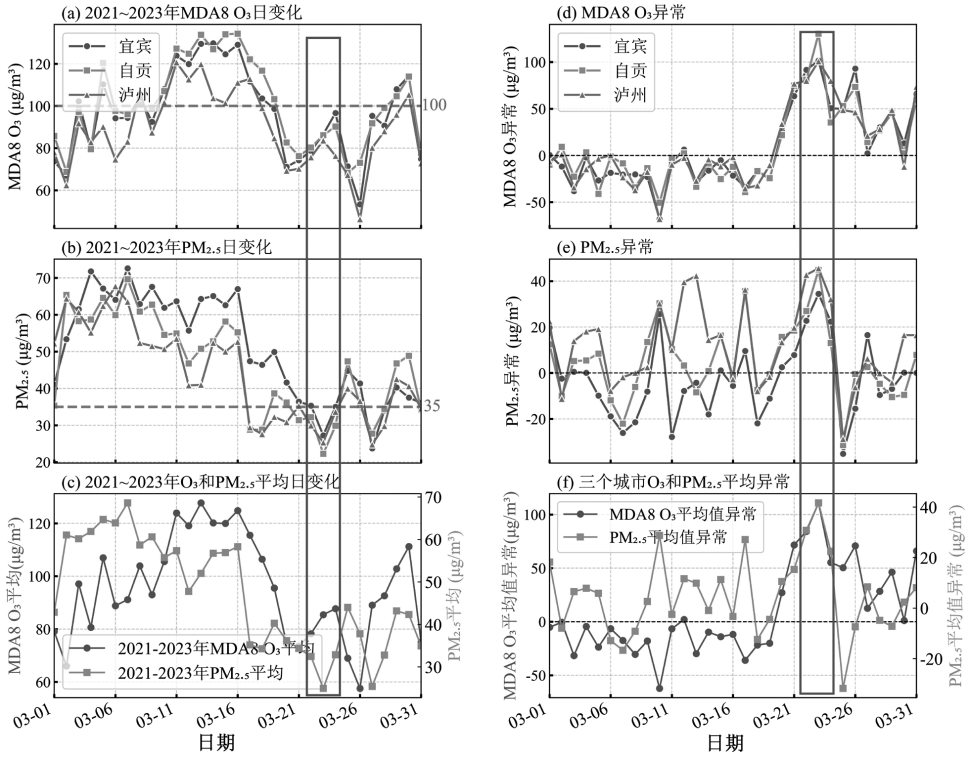


图 3　2021~2023 年 3 月宜宾、自贡和泸州平均 $MDA8O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 浓度(左列),及其 2024 年同期异常值日变化(右列)

Fig.3　Daily variations of (left column) $MDA8O_3$ and $PM_{2.5}$ concentrations in Yibin, Zigong, and Luzhou averaged during March 2021~2023, and (right column) their anomalies in March 2024

表 1　宜宾、泸州、自贡 2024 年 3 月 22~24 日及其 2021~2023 年同期平均 NO_2 、SO_2、CO 浓度(μg/m^3)

Table 1　Average concentrations (μg/m^3) of NO_2, SO_2, and CO in Yibin, Zigong and Luzhou during March 22~24, 2024 and the same period in 2021~2023

污染物	宜宾		自贡		泸州	
	污染过程	3a 同期	污染过程	3a 同期	污染过程	3a 同期
NO_2	35.2	27.5	28.3	17.8	32.1	23.5
SO_2	10.0	8.8	9.5	6.7	11.8	11.1
CO	786.5	655.5	522.3	434.8	812.2	678.2

在空间分布方面,本文进一步统计了 2024 年 3 月 22~24 日四川盆地 17 个城市的 $MDA8O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 浓度及其异常值的分布.如图 4(a)和(b)所示,$MDA8O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 浓度均呈现出由东北向西南递增的空间分布格局,和图 1 中大气复合污染发生频率的分布特征基本一致,尤其是宜宾、自贡和泸州的污染物浓度水平最高.研究表明这种空间分布格局的形成可能与四川盆地地形密切相关.盆地东北部地形平坦且盛行东北风,有利于四川盆地大气污染物向西南方向扩散;而西南部山脉的阻挡作用则易导致空气停滞,大气污染物在此堆积[32].还有研究指出,川南地区植被覆盖率高,相较于盆地其他地区有更多的生物源 VOCs 排放,有利于促进 O_3 的局地光化

学生成和 SOA 的产生[33].地形、植被覆盖率是决定大气污染环境背景的重要因素.

由图 4(c)和(d)可知, 2024 年 3 月 22~24 日四川盆地内各城市 MDA8O_3 浓度均呈现不同程度的上升,$PM_{2.5}$ 浓度除广元外也都呈现增长趋势,其中宜宾、泸州和自贡的污染物浓度正异常值最大.人类活动如工业生产、能源使用和交通排放等会促进各类污染物的排放,不仅可以作为决定区域污染环境背景的重要因素之一,还可以驱动复杂大气污染体系的形成[26].另一方面,地形和气象条件等自然因素也对大气污染物的浓度变化和分布特征产生重要影响[34-35].四川盆地周边山脉的阻挡作用使得污染物容易在盆地内部的平原地区堆积.同时,风速、风向、温度和辐射等气象条件对污染物的物理扩散和化学转化有显著影响.大气环境背景因素与 2024 年 3 月 22~24 日出现的特殊气象条件共同作用导致该时段三地大气复合污染的形成,这将在 2.3 节中讨论.

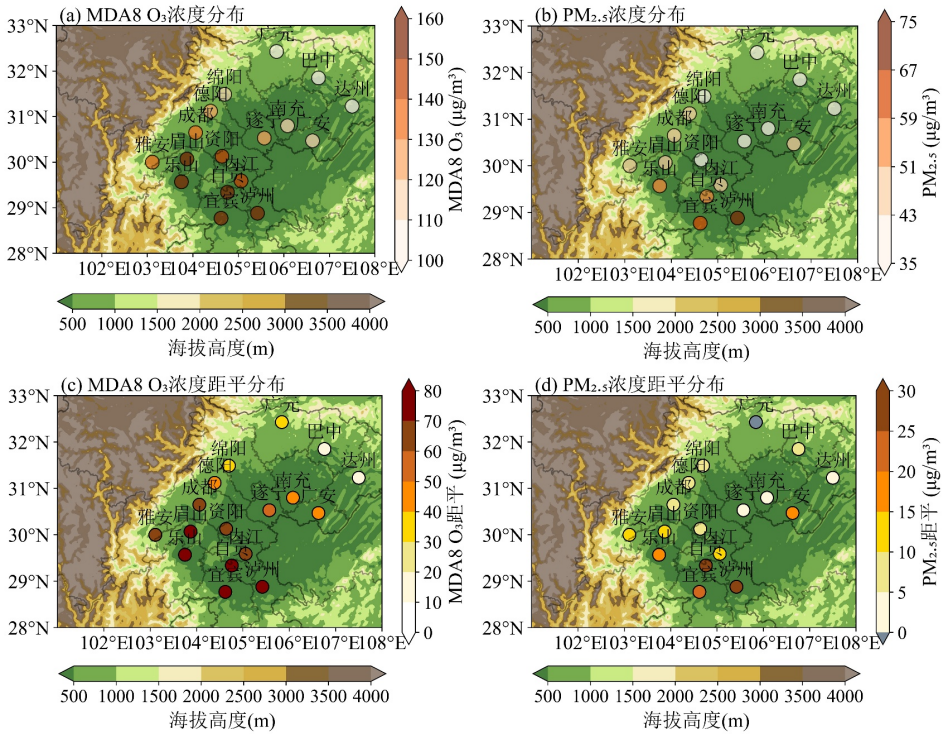


图 4 2024 年 3 月 22~24 日四川盆地 MDA8O_3、$PM_{2.5}$ 浓度及其相对 3a(2021~2023) 同期的异常值空间分布

Fig.4 Spatial distributions of MDA8O_3, daily $PM_{2.5}$ concentrations during March 22~24, 2024 and their anomalies relative to the same period in 2021~2023 over Sichuan Basin

审图号:GS(2024)0650 号

2.3 四川盆地大气复合污染的气象机理

为探究四川盆地本次大气复合污染事件的气象作用机理,本文对 3 月 22~24 日的气象要素进行了统计分析.图 5 展示了 2024 年 3 月 22~24 日四川盆地的空气温度和到达地表紫外辐射的异常特征(异常值计算方法如 1.2.2 节所示).由图 5(a)和(c)可知:盆地内温度异常值从川西北向川东南地区逐渐增大,川南的宜宾、自贡和泸州呈现较大温度异常值,约为 6.8℃.高温有利于促进O_3的局地光化学反应,使O_3浓度增加并增强大气氧化性[36].另外,大气氧化性的增强又会间接促进二次 $PM_{2.5}$ 的生成,导致 $PM_{2.5}$ 浓度增加,有利于形成 O_3 和 $PM_{2.5}$ 的大气复合污染[37].还有研究表明高温促进 O_3 生成的同时,还通过减少降水削弱 $PM_{2.5}$ 的湿清除,从而间接增加环境 $PM_{2.5}$ 浓度[38].图 5(b)和(d)展示了 2024 年 3 月 22~24 日四川盆地内到达地表的太阳紫外辐射异常场特征,在这期间盆地内部到达近地面的太阳辐射均偏强,其中南部地区最为显著.强烈的太阳辐射有利于促进局地 O_3 的光化学反应生成[39-40]和 SOA 的产生[41].依据天气学原理[42],受到大尺度高压天气系统控制,晴朗少云天气过程是导致近地面空气温度和太阳短波辐射入射增强的原因.高温和强辐射的气象条件为O_3和$PM_{2.5}$的协同增长提供了有利的环境,

加剧了 2024 年初春四川盆地此次的大气复合污染.图 5(c)和(f)展示了 2024 年 3 月 22~24 日四川盆地内大气边界层高度异常场特征,在这期间三座城市的大气边界层高度较 2021~2023 年同期均呈现为正异常,高温和强辐射为大气边界层的发展提供了有利的大气热力条件,但受局地风场等动力因素的作用,仍然可能会导致边界层内大气污染物的累积.图 5(f)所示,3 月 22 日三座城市大气边界层高度均具有较小负异常,3 月 23 日大气边界层高度除了泸州均显示正异常,边界层高度在日尺度上的正负异常变化有利于 3 月 23 日污染物的积累,导致污染物浓度达到峰值,这与 2.2 节 3 月 23 日污染最严重的结论一致.

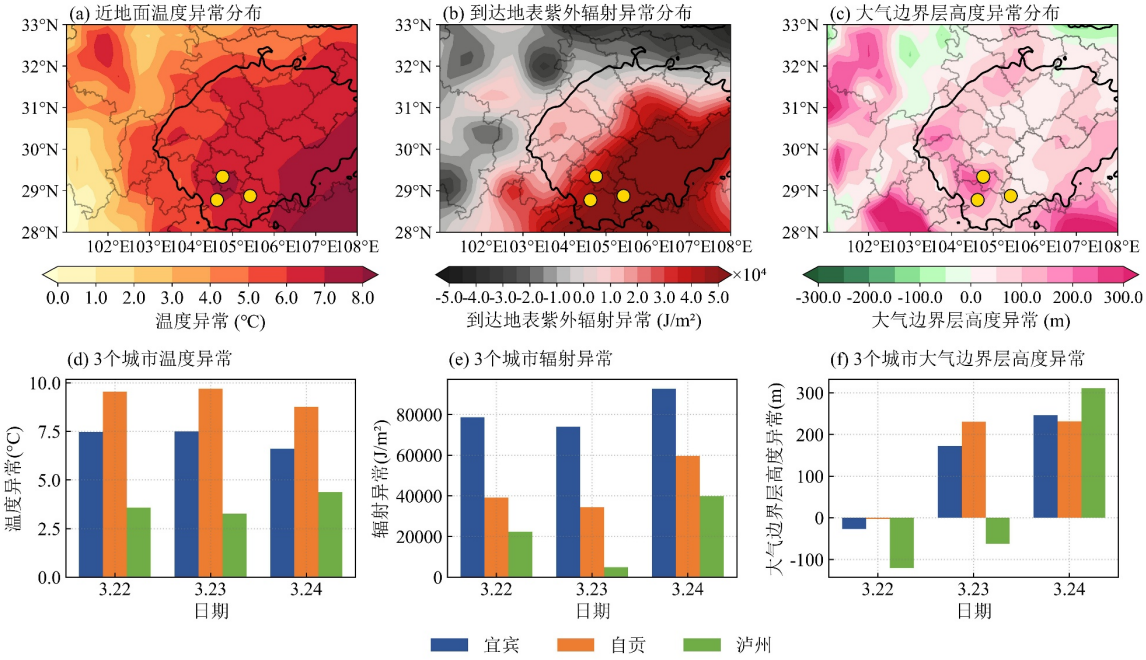


图 5　2024 年 3 月 22~24 日四川盆地近地面平均温度异常,辐射异常和大气边界层高度异常的空间分布以及其在 3 个城市的逐日变化

Fig.5　Spatial distribution of near−surface average temperature anomalies, radiation anomalies, and atmospheric boundary layer height anomalies in the Sichuan Basin from March 22 to 24, 2024, and their daily variations in three cities

(a)~(c)中的黄色圆点表示宜宾、泸州和自贡的地理位置.异常值计算方法如 1.2.2 节所示

审图号:GS(2024)0650 号

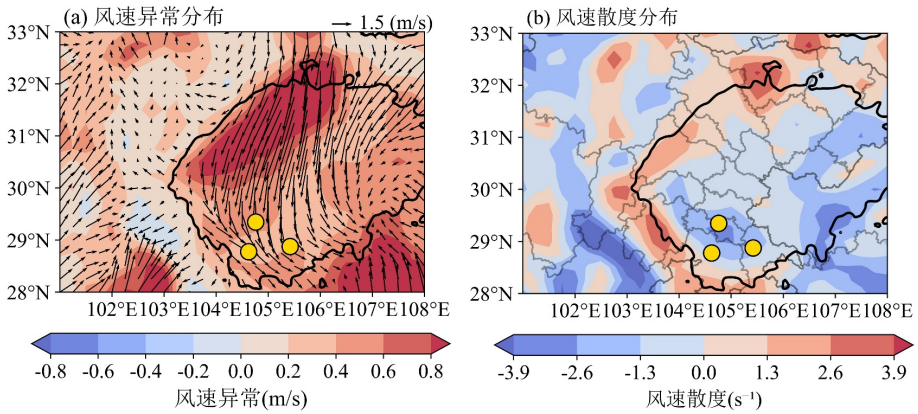


图 6　2024 年 3 月 22~24 日四川盆地及周边地区近地面风速场(箭头)和风速异常场(填色)以及风场散度的空间分布

Fig.6　Near−surface wind field (arrows) and local wind speed anomalies (color shaded) (a) as well as wind divergence field (b) in Sichuan Basin and surrounding areas during March 22~24, 2024

审图号:GS(2024)0650 号

由图 6(a)和(b)可知,2024 年 3 月 22~24 日期间盆地内部盛行偏北风,受地形和周围山脉的影响形成了由东北向西南再向东南的局地大气环流形势.风从盆地东北部向盆地中部吹,并且在盆地北部地势开阔地区风速最大,散度为正,气流在此区域向四周辐散,大气污染物得以扩散,这正是图 1(b)中所示广元、巴中地区大气复合污染频率最低,而其周围城市污染频率更高的主要原因.在盛行北风作用下,盆地北部和中部的大气污染物进一步往盆地西南部输送.尽管边界层高度呈现正异常,然而受青藏高原和云贵高原地形阻挡的影响[43],盆地西部的风速不断减小,风向转向川南的宜宾、自贡、泸州城市群,并且风速散度为负,为−1.6s^{-1}.气流在此区域辐合并向中心汇聚,抑制了大气污染物的传输和扩散,导致宜宾、自贡、泸州的大气污染物累积. 大气边界层高度与局地地表空气温度和太阳辐射以及四川盆地盛行偏北风呈现一致正异常,这些大气热力和动力异常共同决定了污染物浓度分布.

综合上述分析,四川盆地南部地区的宜宾、自贡和泸州在此次大气复合污染事件中表现出高温(+6.8℃)、强太阳辐射(+49.6kJ/m^2) 和风速负散度(−1.6s^{-1})特征.这些气象条件作用,使得该地区 O_3 和 $PM_{2.5}$ 的产生和累积,从而造成此次大气复合污染事件的发生.

3 结论

3.1 2024 年 3 月以宜宾、自贡和泸州为主的川南地区大气复合污染频发,污染频率高达 43.9%.在 3 月 22~24 日期间,宜宾、自贡和泸州连续 3a 发生了高浓度的大气复合污染过程,近地面 $MDA8O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 日均值的平均浓度高达 196.3μg/m^3 和 66.6 μg/m^3,且一致同步变化,表现为一次以高浓度 O_3 和 $PM_{2.5}$ 同步增长为特征的典型大气复合污染事件.

3.2 2024 年 3 月 22~24 日,四川盆地近地面 $MDA8O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 浓度异常偏高,污染程度远高于前 3a(2021~2024)的同期平均,其中宜宾、自贡和泸州的 O_3 和 $PM_{2.5}$ 污染最为严重,呈现出区域大气复合污染特征.与前 3a 同期相比,$MDA8O_3$ 和 $PM_{2.5}$ 平均浓度异常分别高达 83.4μg/m^3 (99.6%) 和 26.9μg/m^3 (77.3%),属于初春罕见大气复合污染事件.

3.3 2024 年 3 月 22~24 日,宜宾、自贡和泸州总体呈现出局地高温(+6.8℃)和强太阳辐射(+49.6kJ/m^2)的气象变化特征.盆地南部太阳辐射强度最高.同时盆地内盛行的偏北风有利于将盆地北部和中部的大气污染物向南输送,并在周围高原地形阻挡效应下气流发生辐合,加剧盆地南部宜宾、自贡和泸州近地面 O_3 和 $PM_{2.5}$ 的累积,从而造成此次大气复合污染事件.

参考文献:

[1] Feng Y Y, Ning M, Lei Y, et al. Defending blue sky in China: effectiveness of the “air pollution prevention and control action plan” on air quality improvements from 2013 to 2017 [J]. Journal of Environmental Management, 2019,252:109603.

[2] Li K, Jacob D, Liao H, et al. Anthropogenic drivers of 2013~2017 trends in summer surface ozone in China [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2018,16(2):422–427.

[3] Zhu T, Tang M J, Gao M, et al. Recent progress in atmospheric chemistry research in China: Establishing a theoretical framework for the “Air Pollution Complex” [J]. Advances in Atmospheric Sciences, 2023,40(8):1339–1361.

[4] Zhang Y, Zhang S B, Xin J Y, et al. Short-term joint effects of ambient $PM_{2.5}$ and O_3 on mortality in Beijing, China [J]. Frontiers in Public Health, 2023,11:1232715.

[5] Yang G, Yang X, Zhang N N, et al. Tracking short-term health impacts attributed to ambient $PM_{2.5}$ and ozone pollution in Chinese cities: an assessment integrates daily population [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2022,29:91176–91189.

[6] Dou X D, Yu S C, Li J L, et al. The WRF-CMAQ simulation of a complex pollution episode with high-level O_3 and $PM_{2.5}$ over the North China plain: pollution characteristics and causes [J]. Atmosphere, 2024,15(2):198.

[7] 汪可可,康 平,周明卫,等.四川盆地臭氧浓度空间分异及驱动因子研究 [J]. 中国环境科学, 2020,40(6):2361–2370.
Wang K K, Kang P, Zhou M W, et al. Spatial differentiation and driving factors of ozone concentration in Sichuan Basin [J]. China Environmental Science, 2020,40(6):2361–2370.

[8] Zong L, Yang Y J, Gao M, et al. Large-scale synoptic drivers of co-occurring summertime ozone and $PM_{2.5}$ pollution in eastern China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2021,21:9105–9124.

[9] Zhang Y, Fan L L, Wang A G, et al. Short-Term interaction effects of $PM_{2.5}$ and O_3 on daily mortality: a time-series study of multiple cities in China [J]. Toxics, 2024,12(8):578.

[10] Zhang H Y, Guo W T, Wang R P, et al. Impacts of meteorology and precursor emission change on $PM_{2.5}$ and O_3 and identification of synergistic emission reduction pathway: A case of combined pollution event in Beijing, China [J]. Environmental Pollution, 2025,368:125704.

[11] 宁贵财.四川盆地西北部城市群冬季大气污染气象成因及其数值模拟研究 [D]. 兰州:兰州大学, 2018.
Ning G C. Meteorological causes of air pollution in the northwest urban agglomeration of Sichuan Basin in winter and their numerical simulation [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2018.

[12] Ma C W, Ding L J. A research on the seasonal difference of air pollution in Chengdu [J]. Earth and Environmental Science, 2020,569: 012071.

[13] Cheng L J, Wang S, Gong Z Y, et al. Regionalization based on spatial

and seasonal variation in ground-level ozone concentrations across China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2017,67:179–190.

[14] Jia M W, Zhao T L, Cheng X H, et al. Inverse relations of $PM_{2.5}$ and O_3 in air compound pollution between cold and hot seasons over an urban area of East China [J]. Atmosphere, 2017,8(3):59.

[15] 杨　童,杨显玉,阮温馨,等.2021 年冬季四川盆地区域 $PM_{2.5}$ 重污染事件成因及来源解析 [J]. 中国环境科学, 2023,43(11):5633–5644.
Yang T, Yang X Y, Ruan W X, et al. Attribution and source apportionment of a severe $PM_{2.5}$ episode in winter 2021 over the Sichuan Basin [J]. China Environmental Science, 2023,43(11):5633–5644.

[16] 舒卓智.四川盆地地形强迫下 $PM_{2.5}$ 和 O_3 三维结构及其演变机制 [D]. 南京:南京信息工程大学, 2023.
Shu Z Z. Terrain-driven three-dimensional evolutions of $PM_{2.5}$ and O_3 with the related mechanisms over the Sichuan Basin [D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science and Technology, 2023.

[17] Ning G C, Wang S G, Ma C J, et al. Characteristics of air pollution in different zones of Sichuan Basin, China [J]. Science of the Total Environment, 2018,612:975–984.

[18] Yao Y H, Zhang B P. A Preliminary study of the heating effect of the Tibetan Plateau [J]. PLOS ONE, 2013,8(7):e68750.

[19] Zhang L, Guo X M, Zhao T L, et al. Effect of large topography on atmospheric environment in Sichuan Basin: A climate analysis based on changes in atmospheric visibility [J]. Frontiers of Earth Science, 2022,10:997586.

[20] Hu J, Zhao T L, Liu J, et al. Exploring the ozone pollution over the western Sichuan Basin, Southwest China: The impact of diurnal change in mountain-plains solenoid [J]. Science of the Total Environment, 2022,839:156264.

[21] Zhang Y Q, Zhao T L, Sun X Y, et al. Ozone pollution aggravated by mountain-valley breeze over the western Sichuan Basin, Southwest China [J]. Chemosphere, 2024,361:142445.

[22] Zhang Y Q, Zhao T L, Ning G C, et al. A unique mechanism of ozone surges jointly triggered by deep stratospheric intrusions and the Tibetan Plateau topographic forcing [J]. Geophysical Research Letters, 2025,52:e2024GL114207.

[23] Kang Y Y, Wang Y H, Chen M T, et al. Peroxyacetyl nitrate can be used as a comprehensive indicator of air pollution complex [J]. Environmental Pollution, 2024,349:123905.

[24] Ou S J, Wei W, Cai B, et al. Exploring the causes for copollution of O_3 and $PM_{2.5}$ in summer over North China [J]. Environ Monit Assess, 2022,194:289.

[25] Luo Y H, Zhao T L, Yang Y J, et al. Seasonal changes in the recent decline of combined high $PM_{2.5}$ and O_3 pollution and associated chemical and meteorological drivers in the Beijing– Tianjin–Hebei region, China [J]. Science of the Total Environment, 2022,838:156312.

[26] 严　宇,王　聪,屈　坤,等.雅安市春季一次典型臭氧污染过程分析 [J]. 环境科学学报, 2024,44(2):320–329.
Yan Y, Wang C, Qu K, et al. Analysis of a typical springtime ozone pollution process in Ya'an [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2024, 44(2):320–329.

[27] 汪　兵,唐钰寒,刘玉芝,等.长三角地区 O_3 与 $PM_{2.5}$ 复合污染机制研究 [J]. 环境保护科学, 2021,47(4):38–46.
Wang B, Tang Y H, Liu Y Z, et al. Mechanism of complex pollution of O_3 and $PM_{2.5}$ in Yangtze River Delta region [J]. Environmental Protection Science, 2021,47(4):38–46.

[28] 罗悦函,赵天良,孟　凯,等.华北平原和山区城市 $PM_{2.5}$ 和 O_3 变化关系比较分析 [J]. 中国环境科学, 2021,41(9):3981–3989.
Luo Y H, Zhao T L, Meng K, et al. Comparative analysis of the relationship between $PM_{2.5}$ and O_3 in plain and mountainous cities in North China [J]. China Environmental Science, 2021,41(9):3981–3989.

[29] Qi G Z, Miao Y, Xie F C, et al. Synergistic evolution of $PM_{2.5}$ and O_3 concentrations: Evidence from environmental kuznets curve tests in the Yellow River Basin [J]. Sustainability, 2024,16(11):4744.

[30] Romero H, Ihl M, Zalazar P, et al. Rapid urban growth, land-use changes and air pollution in Santiago, Chile [J]. Atmospheric Environment, 1999,33(24/25):4039–4047.

[31] Ye Z L, Li J, Pan Y P, et al. Synergistic effect of reductions in multiple gaseous precursors on secondary inorganic aerosols in winter under a meteorology-based redistributed daily NH_3 emission inventory within the Beijing-Tianjin-Hebei region, China [J]. Science of the Total Environment, 2022,821:153383.

[32] Liao T T, Gui K, Jiang W T, et al. Air stagnation and its impact on air quality during winter in Sichuan and Chongqing, southwestern China [J]. Science of the Total Environment, 2018,635:576–85.

[33] Yang X Y, Wu K, Lu Y Q, et al. Origin of regional springtime ozone episodes in the Sichuan Basin, China: role of synoptic forcing and regional transport [J]. Environmental Pollution, 2021,278:116845.

[34] Zhang S B, Lyu Y, Yang X Y, et al. Modeling biogenic volatile organic compounds emissions and subsequent impacts on ozone air quality in the Sichuan Basin, Southwestern China [J]. Frontiers in Ecology and Evolution, 2022,10:924944.

[35] Zhang Z Y, Xu X D, Qiao L, et al. Numerical simulations of the effects of regional topography on haze pollution in Beijing [J]. Scientific Reports, 2018,8:5504.

[36] Brosse F, Leriche M, Mari C, et al. LES study of the impact of moist thermals on the oxidative capacity of the atmosphere in southern West Africa [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018,18(9):6601–6624.

[37] Xing J, Wang J, Mathur R, et al. Impacts of aerosol direct effects on tropospheric ozone through changes in atmospheric dynamics and photolysis rates [J]. Atmospheric Chemistry Physics, 2017,17(16):9869–9883.

[38] 陈慧忠,吴　兑,袁志扬.东莞地区 $PM_{2.5}$ 湿清除的观测研究 [J]. 环境科学学报, 2021,41(5):1741–1752.
Chen H Z, Wu D, Yuan Z Y. Observational study of $PM_{2.5}$ scavenging by rain in Dongguan [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2021,41(5):1741–1752.

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

[40] 赵　辉,郑有飞,吴晓云,等.江苏省大气复合污染特征与相关气象驱动 [J]. 中国环境科学, 2018,38(8):2830–2839.
Zhao H, Zheng Y F, Wu X Y, et al. Atmospheric compound pollution characteristics and the effects of meteorological factors in Jiangsu Province [J]. China Environmental Science, 2018,38(8):2830–2839.

[41] Boy M, Kulmala M. The part of the solar spectrum with the highest influence on the formation of SOA in the continental boundary layer [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2002,2(5):375–386.

[42] 朱乾根,林锦瑞,寿绍文,等.天气学原理和方法(第四版) [M]. 北京:气象出版社, 2000:480–492.
Zhu Q G, Lin J R, Shou S W, et al. Synoptic Principles and Methods [M]. Bejing: China Meteorological Press, 2000:480–492.

[43] Zhao S P, Yu Y, Qin D H, et al. Analyses of regional pollution and transportation of $PM_{2.5}$ and ozone in the city clusters of Sichuan Basin, China [J]. Atmospheric Pollution Research, 2019,10:374–385.

作者简介：吴　林(2001–),女,四川绵阳人,南京信息工程大学硕士研究生,研究方向为大气物理学与大气环境.202412030261@nuist.edu.cn.