邓雯静,席欣煜,王俊杰,等.长三角臭氧污染天气分型及生成机制的过程分析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5390-5398.
Deng W J, Xi X Y, Wang J J, et al. Process analysis of ozone pollution weather fractionation and generation mechanisms in Yangtze River Delta [J]. China Environmental Science, 2025,45(10):5390-5398.

长三角臭氧污染天气分型及生成机制的过程分析

邓雯静[1,2],席欣煜[1],王俊杰[1],黄渝瑄[1],朱玉琦[1],沈 傲[1],朱溢啸[1],刘一鸣[1],卢 骁[1],樊 琦[1,2*] (1.中山大学大气科学学院,广东省气候变化与自然灾害重点实验室,广东 广州 510275；2.南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海),广东 珠海 519082)

摘要：基于 2017~2023 年长三角地区臭氧污染观测数据,结合自组织映射(SOM)分型方法和 WRF-CMAQ 模式,系统探究影响该区域臭氧污染的典型天气型及气象因子异常特征.通过 SOM 分型,识别出 6 类典型天气型:槽前滞留型(32.65%)为夏季主要污染型,梅雨前期型(21.12%)集中于春夏交替时期,副高边缘型(18.95%)多发生在秋季,此外还包括弱低压型(12.56%)、高压前部型(9.13%)和反气旋型(5.6%).臭氧污染期间主要的气象因子呈现显著异常特征,具体表现为温度正异常、风速和湿度负异常以及辐射增强等,这些条件共同促进了臭氧的生成和累积.基于 WRF-CMAQ 模式结合过程分析方法对 2017~2023 年典型污染过程进行研究发现,在 10 月~次年 4 月的冷期,臭氧生成主要由温度和辐射异常驱动的光化学反应主导,其对臭氧生成的贡献率达到 53%;而在 5~9 月暖期,臭氧污染还受到边界层内风速降低等动力过程影响,导致气相化学过程的贡献降至 38%,水平传输的贡献则显著增加到 26%.本研究阐明了不同天气型下气象因子与臭氧污染之间的物理化学关联机制,为长三角地区臭氧污染的精细化防控提供了科学依据.

关键词：长三角地区；臭氧污染；客观分型方法 SOM；WRF-CMAQ 模式；过程分析(PA)
中图分类号：X511 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)10-5390-09

Process analysis of ozone pollution weather fractionation and generation mechanisms in Yangtze River Delta.

DENG Wen-jing[1,2], XI Xin-yu[1], WANG Jun-jie[1], HUANG Yu-xuan[1], ZHU Yu-qi[1], SHEN Ao[1], ZHU Yi-xiao[1], LIU Yi-ming[1], LU Xiao[1], FAN Qi[1,2*] (1.Key Laboratory of Climate Change and Natural Disasters of Guangdong Province, School of Atmospheric Sciences, Sun Yat-sen University, Guangdong 510275, China；2.Southern Marine Science and Engineering Guangdong Laboratory, Zhuhai 519082, China). *China Environmental Science*, 2025,45(10)：5390~5398

Abstract：Based on the observation data of ozone pollution in the Yangtze River Delta (YRD) region from 2017 to 2023, the self-organized mapping (SOM) typing method and the WRF-CMAQ model were combined to systematically investigate theanomaliesof typical weather patterns and meteorological factor that affected ozone pollution in the region. Six typical weather patterns were identified through SOM modeling: trough front retention (32.65%) was found to be the main pollution pattern in summer, pre-Meiyu rain (21.12%) was concentrated in the alternating period of spring and summer, subtropical high peripheral (18.95%) occurred mostly in fall, and there were also weak low-pressure (12.56%), high-pressure profrontal (9.13%), and anticyclone (5.6%) patterns. The main meteorological factors during the ozone pollution period were characterized by significant anomalies, specifically positive temperature anomalies, negative wind speed and humidity anomalies, and radiation enhancement, all of which contributed to the production and accumulation of ozone. Based on the WRF-CMAQ model simulations with process analysis method, the analysis of the typical pollution processes from 2017 to 2023 revealed that during the cold period from October to April, ozone formation was primarily driven by temperature and radiation anomalies, with photochemical reactions dominating. The contribution of photochemical processes to ozone formation was found to reach 53%. In contrast, during the warm period from May to September, ozone pollution was more influenced by dynamic processes, such as the reduction of wind speed in the boundary layer, leading to a decrease in the contribution of photochemical processes to 38%. Meanwhile, the contribution of horizontal transport significantly increased to 26%. This study clarified the physical and chemical mechanisms between meteorological factors and ozone pollution under different weather patterns, providing scientific support for the refined control of ozone pollution in the YRD region.

Key words：Yangtze River Delta region；ozone pollution；objective typing method SOM；WRF-CMAQ model；process analysis (PA)

收稿日期：2025-03-14
基金项目：南方海洋科学与工程广东省实验室(珠海)创新团队建设项目(311024001);国家自然科学基金资助项目(42375182)
* 责任作者，教授, eesfq@mail.sysu.edu.cn

臭氧(O_3)作为一种二次污染物广泛存在于对流层中,是主要的空气污染物之一,同时在大气中具有温室效应[1].它通过氮氧化物(NO_x)和挥发性有机化合物(VOCs)在紫外线辐射下发生光化学反应生成,对环境和气候造成重大影响[2−4].臭氧浓度的上升会加剧温室效应,加速气候变化,并抑制植物光合作用,减少农作物产量,对粮食作物影响尤为显著[5−7].此外,长期暴露于高浓度臭氧环境中会增加呼吸道和心血管疾病的风险,特别对老年人、儿童和患有基础疾病的人群危害较大[8].自 2013 年《大气污染防治行动计划》实施以来,$PM_{2.5}$ 污染得到有效控制,然而随着 $PM_{2.5}$ 浓度的下降,臭氧污染问题逐渐突显.通过分析 2013~2019 年臭氧变化趋势发现[9],2017 年后臭氧污染呈加速上升态势,特别是在 $PM_{2.5}$ 浓度下降约 15%的背景下,臭氧污染未见明显缓解,反而因 VOCs 减排不足及大气氧化性的增强而进一步恶化,这一趋势主要受工业排放、汽车尾气以及气象条件的共同影响,尤其在高温和强光照的夏季,臭氧生成尤为显著[10].因此臭氧污染已成为空气质量改善中的主要挑战.

研究表明,气象条件对臭氧的生成和输送效率有着重要的影响,甚至在某些情况下,气象因素的作用比排放源还要显著[11−13].多个研究表明,副热带高压、热带气旋、梅雨锋等天气系统对中国臭氧污染的变化起到了关键作用,并且不同地区和天气类型的影响也有所差异.例如,胶东经济圈的臭氧污染主要与东北低槽型天气相关[14],而在重庆地区,槽后型和弱气压场型天气导致了约 51.9%的臭氧污染[15].副热带高压在影响臭氧污染方面尤为突出,特别是在广州这一地区的臭氧污染问题上[16].在定量分析方面,研究利用各种数值模型对气象条件在臭氧生成中的贡献进行评估.比如,Lu 等[17]利用 GEOS−Chem 模型发现高温是推动臭氧浓度上升的主要因素,特别是在 7 月~8 月,中国中部地区的臭氧浓度可增加超过 15×10^{-9}.此外,Gong 等[18]通过回归分析得出,在 2013 至 2020 年间,北京、上海、广州等七个城市的气象要素对臭氧的贡献率高达 57%~80%,其中温度和辐射的影响尤为显著.针对珠三角地区,许亦非[19]利用 WRF−CMAQ 模式发现,气象要素在周尺度上对臭氧污染的贡献可达 85.8%.此外,Mousavinezhad 等[20]的研究也表明,太阳辐射、气温升高和海平面气压降低是长三角地区臭氧增加的主要驱动因素.

作为我国经济增长的重要引擎,长三角地区因产业聚集和交通发达,空气污染物排放量大,臭氧浓度迅速上升并频繁超标,给环境质量和居民健康带来双重压力[21].因此,研究该地区的臭氧污染特征及成因对于制定有效的治理对策具有重要意义.从大尺度环流形势来看,副热带高压、弱气压场及地面高压是长三角地区臭氧污染的主要控制系统,其中在上海地区,副高控制型和地面高压型最易导致污染[22];在 5~6 月,受弱气压场控制的北部沿海型污染占比最高(44%)[23],而缓慢移动的热高压系统也常伴随高浓度臭氧过程[24].局地气象条件同样在臭氧生成中发挥关键作用,偏北风、高温和低风速普遍促进臭氧积累,束蕾[25]的研究表明偏北风对长三角地区夏季的臭氧污染影响尤为显著;此外,高温和强辐射被认为是主要驱动因子,紫外辐射及东西风的区域输送进一步加剧了污染[23,26].然而,现有研究多集中于特定季节、短期过程或典型个例,对于长时间尺度下所有臭氧污染日的系统性分析仍相对不足.尽管已有研究探讨了高压系统、弱风场、跨区域输送及局地气象条件对臭氧污染的影响,但大多关注某些时间段或特定污染类型,目前仍缺乏对所有臭氧污染日的整体分类及长期演变特征的归纳,需要进一步探究.

本文基于 2017~2023 年长三角地区地表臭氧观测数据,采用自组织映射(SOM)客观分型方法,对易导致长三角臭氧污染的大气环流形势进行系统分析.通过此方法,识别出不同天气类型的关键气象因子,并进一步利用 WRF−CMAQ 模式对不同天气类型下的臭氧生成过程中物理过程与化学过程的相对重要性进行分析,以揭示这两种过程在臭氧污染形成中的主导作用.本研究有助于深化对臭氧污染机制的理解,为长三角地区臭氧污染的预测与治理提供科学依据.

1　数据和方法

1.1　数据介绍

2017 年 1 月 1 日~2023 年 12 月 31 日长三角臭氧监测数据来源于中国环境监测总站的全国城市空气质量实时发布平台 (http://106.37.208.233:

20035).该数据覆盖了长三角地区 41 个城市,共包含 327 个监测站点,时间分辨率为 1h,能很好地反映该区域范围内臭氧污染的时空变化规律.

气象观测数据来源于欧洲中期天气预报中心(ECMWF)提供的 ERA5 再分析数据集.ERA5 数据集是全球气象研究领域的高精度再分析数据产品,提供水平分辨率为 0.25°×0.25°的逐小时气象数据.ERA5 数据综合了卫星、地面、海洋和航空等多源观测数据,通过先进的四维变分同化系统进行分析,能够提供高质量的气象参数.本研究选取了对区域臭氧污染形成和分布有显著影响的关键气象变量,包括:海平面气压、2m 气温、10m 风速和风向、相对湿度、向下紫外辐射、总云量以及 500hPa 位势高度.

此外,WRF-CMAQ 模型的气象输入数据来源于美国国家环境预报中心(NCEP)提供的 FNL(Final Analysis)数据(https://rda.ucar.edu/datasets/ds083.2/). FNL 数据是基于全球数据同化系统(GDAS)生成的分析产品,水平分辨率为 1°×1°,时间分辨率为 6h.本研究利用 FNL 数据初始化和驱动 WRF 模式,以生成长三角地区的高分辨率气象场供 CMAQ 模型使用.

1.2 自组织映射(SOM)客观分型方法

采用自组织映射算法(SOM)对天气形势进行分类.SOM 是由 Kohonen 在 80 年代提出的一种基于无监督学习的人工神经网络模型,广泛应用于数据聚类与可视化分析[27].该算法通过对输入数据的自适应学习,将高维数据投影到二维输出空间,以直观的方式揭示数据的内在结构和分布模式.

SOM 的核心机制在于模拟生物神经网络的学习过程.其学习流程包括不断调整网络中胜出神经元及其邻域神经元的权重向量,使其逐渐接近输入数据的特征,从而优化网络的拓扑结构[28].通过引入邻域函数,SOM 能够在训练过程中保持输入数据的拓扑关系,这一特性使其在处理复杂气象数据时尤为适用.此外,SOM 算法利用竞争性学习机制和邻域约束,能够有效保留输入空间的全局结构,同时突出数据的局部特征,从而实现高效的聚类分析.

在气象领域,SOM 算法常用于对大气环流模式、天气形势分类以及气候特征提取等问题的研究[16,25].本研究基于 SOM 算法,长三角地区的海平面气压与 10m 风场(U、V 分量)为输入变量,构建日尺度样本集,并在分类前进行标准化处理以消除量纲影响.SOM 网络结构设置为二维输出层(3×2,共 6 个神经元单元),训练过程中采用欧几里得距离作为相似性度量准则,迭代次数设为 10000 次,以确保网络收敛性与分类稳定性.通过分类结果,本研究不仅能够清晰展示区域天气型的分布特征,还为进一步探讨臭氧污染的生成机制提供数据支持.

1.3 WRF-CMAQ 模型设置和过程分析方法

WRF-CMAQ 区域空气质量模型中 WRF(Weather Research and Forecasting)模式用于模拟区域气象条件,CMAQ 模式进一步计算污染物的生成、输送、转化及清除等过程.本研究主要利用 WRF-CMAQ 模型中过程分析模块 PA(Process Analysis),以分离并量化不同物理和化学过程对污染物浓度变化的贡献.其中,重点运用综合过程速率分析(IPR)定量评估各个过程对污染物浓度变化的影响.IPR 方法通过分解污染物质量守恒方程,实时计算各物理和化学过程对污染物浓度变化的贡献,进而定量归因各个过程对污染生成或清除的影响,如式(1)所示.

$$IPR\ O_3 = HADV + ZADV + HDIF + VDIF + EMIS + DDEP + CLDS + CHEM + AERO \quad (1)$$

式中:HADV 和 ZADV 分别为水平和垂直输送;HDIF 和 VDIF 为水平和垂直扩散;EMIS 是排放过程; DDEP 是干沉降过程; CLDS 是云雾过程; CHEM 表示气相化学反应; AERO 是气溶胶过程.通过过程分析可以探讨不同过程对臭氧浓度的贡献值,更好揭示臭氧污染的形成机理[19].

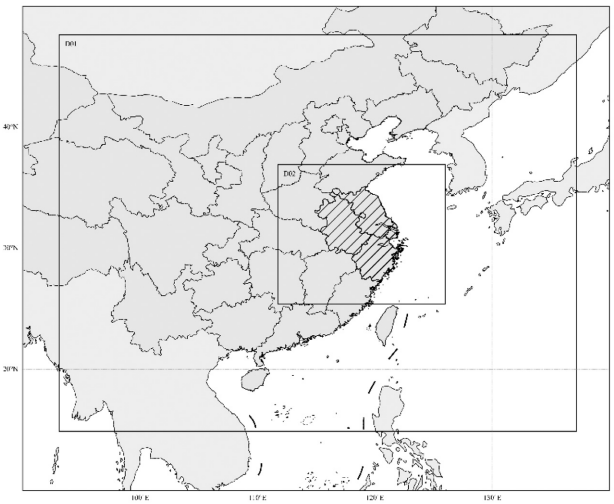


图 1 WRF-CMAQ 双重嵌套范围

Fig.1 Double-nested domains for the WRF-CMAQ model

斜线填充部分为长三角地区

审图号:GS(2024)0650 号

本研究采用 WRFv3.9.1 版本和 CMAQv5.4 版本.WRF 利用 FNL 数据作为气象初始和边界条件,采用的物理参数化方案包括:Lin 微物理方案,Goddard 短波辐射方案,RRTM 长波辐射方案,Monin-Obukhov 近地面层方案,NOAH 陆面过程方案,YSU 边界层方案,Kain-Fritsch 积云参数化方案.CMAQ 模式采用的化学参数化方案包括:SAPRC07TIC 气相化学机制,AERO7I 气溶胶机制和 AQKMT2 液相化学机制.WRF 和 CMAQ 模型采用双重嵌套网格,如图 1 所示,水平分辨率分别为 27km、9km.模拟时间为 2023 年 4 月和 8 月.

2　结果与讨论

2.1　长三角臭氧污染分布特征

本研究利用环境空气质量监测站点数据判定长三角地区的臭氧污染过程.已有研究表明,在区域污染过程的分析中,通常关注污染的持续性和大范围传播,而污染过程的识别依赖于监测站点的数量及空间分布的均匀性[30].站点的分布密度和均匀性在一定程度上决定了污染过程识别的精准性,因此本研究在设定区域臭氧污染判定标准时,充分考虑了监测站点的空间覆盖情况.本研究将区域性臭氧污染日定义为:当某省内 20%以上的监测站点最大 8h 平均臭氧浓度(MDA8O3)超过 160μg/m^3 时,该省被判定为发生区域性臭氧污染.这一阈值参考了《环境空气质量标准》(GB 3095-2012)二级标准的臭氧浓度限值,并结合了区域污染研究中对污染范围和持续性的关注.鉴于上海市面积较小,且与江苏省地理位置毗邻,两地在污染传输方面存在密切联系,为确保区域划分的连贯性,本研究将上海市与江苏省合并研究,最终研究区域确定为江苏(包括上海)、安徽和浙江三省.依照此标准判定方法,筛选出 2017~2023 年臭氧污染日,共 876d.图 2 为长三角污染日的月度分布以及季节分布,结果显示,臭氧污染主要集中在 4~10 月,其中 5 和 6 月污染天数最多,部分年份 5~6 月几乎全为污染日,达到全年峰值.7 和 8 月污染天数略有回落但仍维持较高水平,进入秋季(9 和 10 月),污染天数逐渐减少,而冬季(12~次年 2 月)几乎没有臭氧污染天.从季节分布来看,夏季臭氧污染最为严重,污染天数普遍超过 60d,春季次之,约 40~50d,秋季污染天数有所减少,冬季污染最少,几乎不存在污染.不同年份间的臭氧污染天数存在明显差异,2019 年后整体有所回落,但 2022 年污染水平显著上升,表明天气系统的年际差异对臭氧污染的影响至关重要.臭氧的积累受大气环流形势演变的影响,风场、温度、湿度等关键气象要素的变化决定了污染的持续性和覆盖范围.

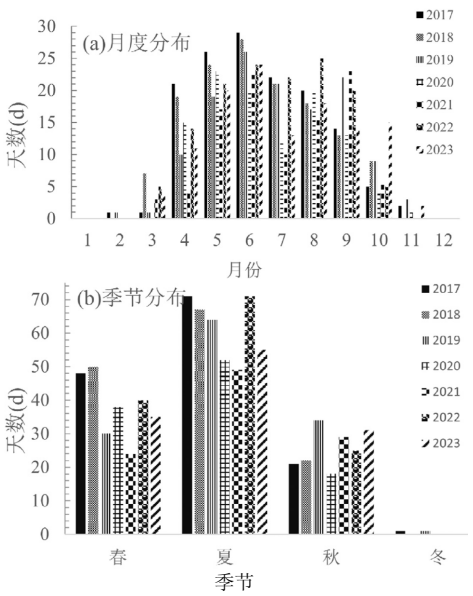


图 2　长三角 2017 年-2023 年臭氧污染日的分布

Fig.2　Distribution of ozone pollution days in the Yangtze River Delta from 2017 to 2023

2.2　长三角臭氧污染日主导天气型特征

采用 SOM 算法基于海平面气压和 10m 风场,将长三角污染日的天气形势划分为 6 类(如图 3 所示),按占比从高到低依次为 T1 槽前滞留型(32.65%)、T2 梅雨前期型(21.12%)、T3 副高边缘型(18.95%)、T4 弱低压型(12.56%)、T5 高压前部型(9.13%)和 T6 反气旋型(5.6%).图 4 进一步解释了这些天气系统在不同月份的分布特征. T1 槽前滞留型通常出现在夏季,此时长三角地区处于高空槽前区域,受南风暖湿气流输送控制,地面气温显著升高.尽管传统意义上的槽前区域可能存在对流发展潜势,但在本类形势中,槽势偏弱,垂直抬升不明显,近地层大气结构呈现一定的静稳特征.风场合成结果显示低层风速较小,导致污染物难以扩散与输送.此外,已有研究也表明,类似的高空槽前系统在特定气象背景下可能诱发臭氧污染,如张琪等[31]在江苏省南通市的研究中指出,高空槽前型属于典型臭氧污染天气类型之一,尤其是在高温、强日照的条件下,光化

学反应加剧,臭氧生成的速度显著增加,在此天气型下臭氧浓度可达 180μg/m^3;T2 梅雨前期型对应春夏交替时节,从海平面气压场来看,长三角位于南方暖湿气流输送区,整体风场以东南风为主,暖湿气流由南部海洋输送至陆地,不仅带来充足的水汽,还会夹带沿海工业区和船舶排放的臭氧前体物[32],为光化学反应提供反应物,湿热环境有利于 VOCs 的挥发,进一步加剧了前体物的累积,同时,随着温度逐渐上升和日照增强,光化学反应速率加快,臭氧生成量显著提高[8]; T3 副高边缘型多见于秋季,此时正值副热带高压系统逐渐南退的过渡阶段,长三角地区位于副高外围北缘控制区,此时区域受下沉气流与偏东风共同作用,风速中等偏弱,边界层高度较低,污染物垂直混合受限.高压系统带来晴朗少云、干燥少雨的气象背景,太阳辐射强度增强,促进近地层前体物的快速转化.在这种“低扩散+高反应”的复合条件下,臭氧浓度易快速上升,形成污染积聚;T4 弱低压型主要出现在春季,低层气压梯度小、风速弱,风场结构松散,污染物扩散受限.500hPa 高空形势整体呈现平缓过渡状态,缺乏槽脊系统,垂直运动不明显.尽管与 T2 在高空结构上相似,但 T4 缺乏有组织的输送路径,东南风局限于局地,方向零散.

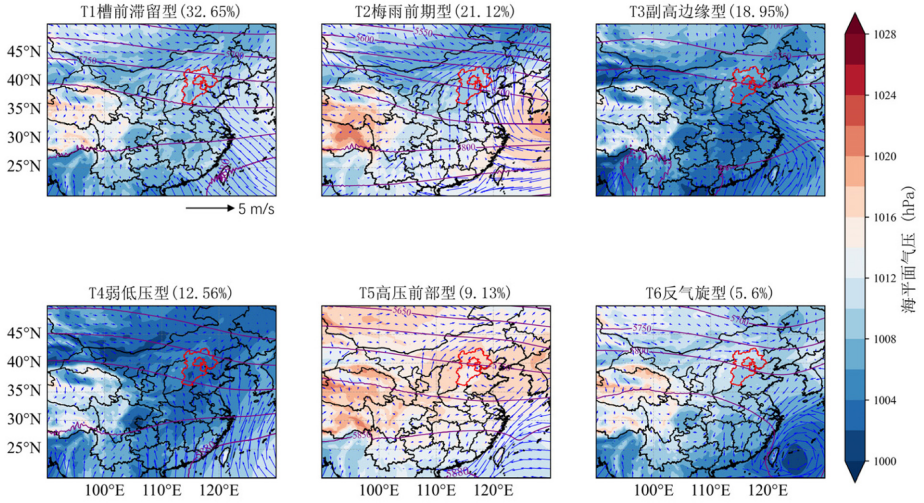


图 3 长三角地区典型臭氧污染天气型

Fig.3 Typical ozone pollution weather patterns in the Yangtze River Delta Region

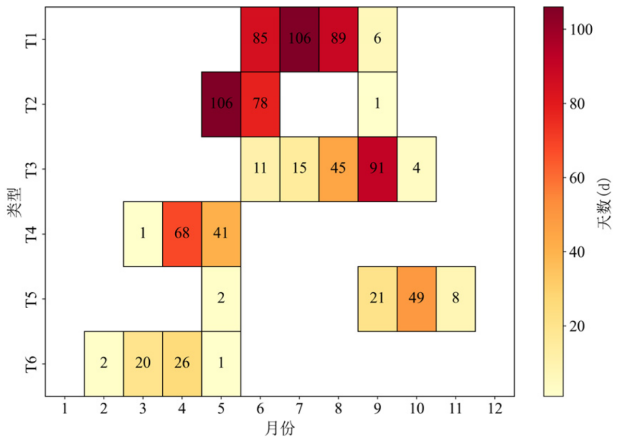


图 4 各个天气型的月度分布

Fig.4 Monthly distribution of each weather pattern

T1:槽前滞留型,T2:梅雨前期型,T3:副高边缘型,T4:弱低压型,T5:高压前部型,T6:反气旋型

此外,春季气温稳步回升,为光化学反应提供了充足的能量和热力条件,臭氧大量生成;T5 高压前部型主要受高压系统外围的影响.长三角地区位于高压系统前部,低层风场以东北风为主,气压梯度相对平缓,风速较低,区域扩散条件有限,高压背景下,天气晴朗少云、太阳辐射增强,同时下沉气流抑制对流运动.在此复合气象条件下,光化学反应加剧,易促进臭氧在近地层的生成与积聚.T6 反气旋出现时长三角处于反气旋系统外围,受到偏东风和东南风的影响.反气旋带来的气流由高压中心向外扩散,伴随下沉气流,这通常意味着天气晴朗、干燥,云层较少,大气层中的水汽不容易形成云和降水,进一步增强了臭氧的累积.

2.3 不同天气型下各气象要素的异常特征

为了进一步探究臭氧污染频发时期的气象要素异常特征,本研究基于臭氧污染日的统计,定义为:若某月出现某种天气类型的天数超过该天气类型总天数的 20%,则该月被称为该天气类型的高发月,

该定义能够有效识别某种天气类型在时间分布上的异常集中期,为分析臭氧污染频发时期的典型气象条件提供明确的定量依据,同时减少主观判断带来的偏差,从而精准识别各个天气类型的高发月份.即 T1 槽前滞留型主要出现在 6~8 月,T2 梅雨前期型集中在 5~6 月,T3 副高边缘型高发于 8~9 月,均对应温度较高的夏秋季,是暖期(5~9 月)臭氧污染的主要影响系统. T4 弱低压型、T5 高压前部型和 T6 反气旋型分别发生在 4~5 月、10 月和 3~4 月,主要发生在冷期(10 月~次年 4 月).

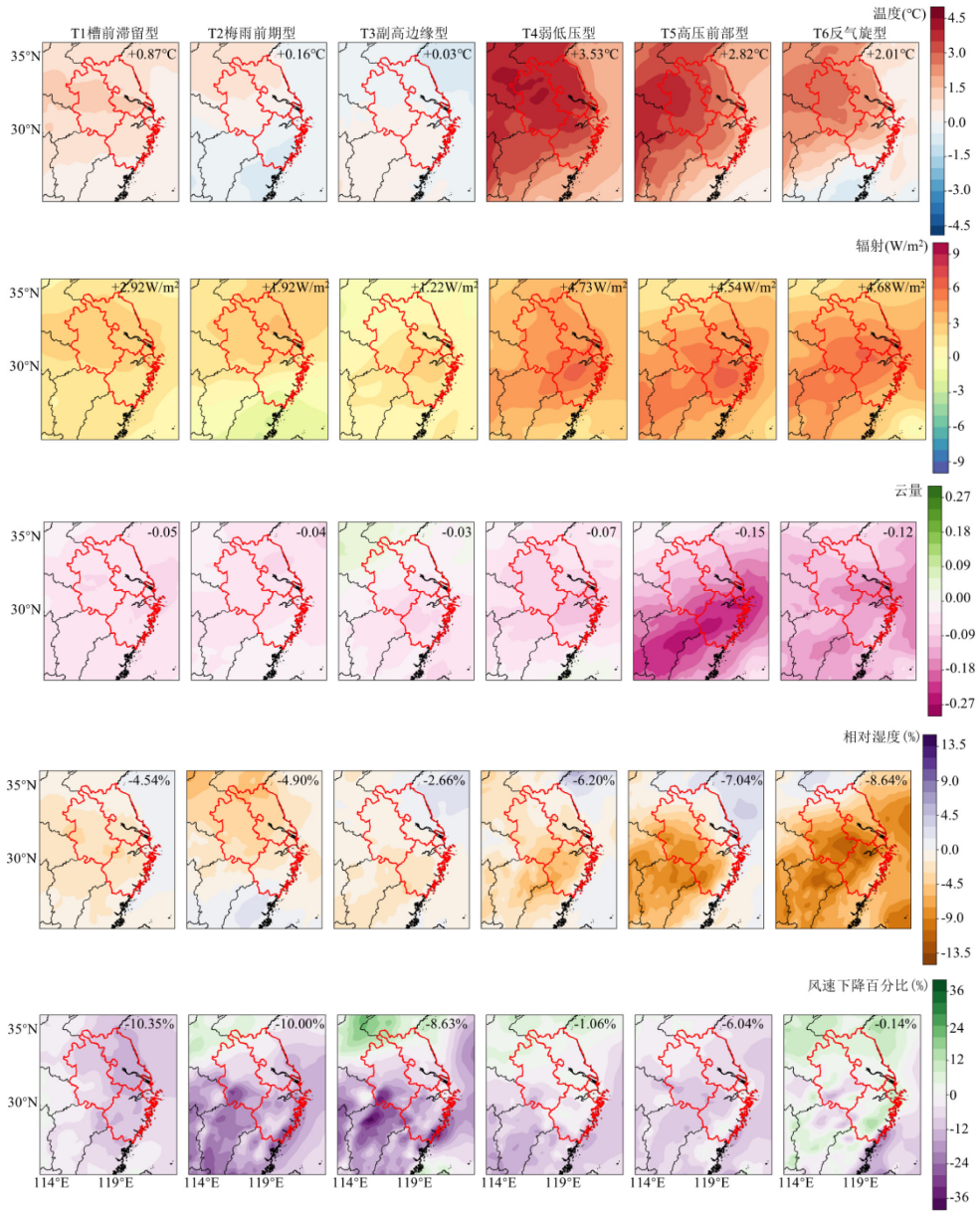


图 5　不同天气类型下臭氧污染日的气象要素异常特征

Fig.5　Anomalies of each meteorological element under different ozone pollution weather patterns

即温度、辐射、云量、相对湿度和风速相对于高发月的月均值偏差

图 5 展示了不同天气类型下温度、辐射、云量、湿度和风速的异常特征,其中异常值的计算方式为:臭氧污染日期间的气象要素日均值减去该类型在研究时段中对应高发月份的整月均值.统计结果表明,各类天气类型在其对应高发月份中分布较为均匀,普遍覆盖上旬、中旬和下旬,因此采用研究时段高发月的月均值作为基准具有较强的代表性.由图 5 可见,导致臭氧污染的气象要素包括:温度和辐射均为正异常,云量、相对湿度以及风速均表现为负异常.强烈的太阳辐射增强 NO_x 生成并加速光化学反应,高温促进

NO_x 和 VOCs 排放,同时催化羟基自由基生成,加快臭氧积累.云量减少可增强紫外辐射到达地表,促进光化学反应并加快臭氧生成.相反,云层通过遮挡辐射和冷却效应抑制对流发展,降低臭氧生成效率,影响其在边界层内的浓度分布[33].此外,低相对湿度同样促进臭氧积累.一方面,水汽减少削弱了 OH 自由基的生成,降低了臭氧的清除速率;另一方面,低湿条件延长了臭氧前体物(NO_x 和 VOCs)在大气中的滞留时间,使光化学反应持续进行,从而进一步促进臭氧生成.风速的减少则是导致水平传输的减弱,使得臭氧的积累.低边界层高度通常伴随着静稳天气,风速较弱,空气流动性差,进一步不利于污染物的水平输送与稀释.在这种情况下,光化学反应产生的臭氧更容易在近地面区域聚集,形成高浓度臭氧污染.

进一步分析影响臭氧污染的关键气象要素场(温度、辐射、云量、相对湿度以及风速)在不同天气型上的差异.

相比于高发于 5~9 月暖期的天气型,T4 静稳高压型、T5 弱低压型、T6 反气旋型这三类高发于 10 月~次年 4 月冷期的天气型表现出显著的温度和辐射异常,其中温度偏高超过 2℃,辐射增强超过 4W/m^2.而相比之下,T1 槽前滞留型、T2 梅雨前期型、T3 副高控制型的温度异常较弱,升温不足 1℃,甚至接近于高发月的平均状态.这种差异表明,在冷期臭氧污染日的温度和辐射异常更为突出,这是由于暖期温度较高,光化学反应活跃,因此臭氧污染发生时温度变化不如冷期显著.而冷期整体温度较低,臭氧生成能力受限,当出现异常升温和辐射增强时, NO_x 和 VOCs 在更强的光化学作用下加速转化,使臭氧浓度迅速升高.即使在传统上被认为臭氧生成较弱的冷期,也可能出现臭氧污染高值事件.因此,当冷期出现类似的温度升高和辐射增强现象时,需特别关注臭氧污染过程,强化监测与防控措施,以应对可能超出预期的污染水平和环境治理挑战.

与 10 月~次年 4 月不同,5~9 月大气的暖期大气温度较高,臭氧污染的光化学反应条件基本都可以满足,此时风速的变化对臭氧的积累尤为关键.本研究结果表明,发生在暖期的 T1 槽前滞留型、T2 梅雨前期型和 T3 副高控制型的风速分别下降 10.35%、10.00%和 8.63%,而冷期的 T4 静稳高压型、T5 弱低压型和 T6 反气旋型风速变化幅度较小,分别下降 1.06%、6.04%和 0.14%.这种差异表明,在暖期风速下降更加显著,使得污染物的输送能力进一步削弱,增强了臭氧的积累效应.暖期太阳辐射较强,温度较高,光化学反应效率高,因此当风速降低时,NO_x 和 VOCs 在局地滞留的时间延长,导致臭氧浓度迅速升高.因此,夏秋季臭氧污染对风速的变化更为敏感,在判断影响臭氧污染的气象要素时需特别关注.

综上,冷期臭氧污染的形成主要受与化学生成相关的气象要素影响,如温度升高、辐射增强等,这些因素均为光化学反应提供了条件,显著增强了臭氧的生成潜力.而在暖期,风速等物理过程的作用尤为关键,由于暖期温度较高,光化学反应条件已基本满足,风速降低进一步抑制了污染物的水平扩散,导致臭氧及其前体物在局地滞留和累积.由此,冷期和暖期在影响臭氧污染的关键气象要素异常方面表现出显著差异,前者以化学过程为主导,后者则以物理扩散条件为主导.

2.4 基于数值模式的臭氧过程分析

通过 SOM 天气分型的结果以及气象要素的异常特征表明:在冷期和暖期影响臭氧污染过程的关键气象场有所不同:T4 弱低压型主要出现在春季冷期,以 4 月为主,气温异常最为显著,此时期的增温对臭氧生成有促进作用;T1 槽前滞留型则主要发生在 8 月前后,属于典型暖期天气型,风速异常最为显著,输送以及垂直混合等过程会导致臭氧积聚从而影响臭氧浓度.因此,本文分别选取了 2023 年 4 月 17~20 日(T4 类型污染个例)与 2023 年 8 月 10~14 日(T1 类型污染个例)两个典型过程,通过数值模式方法来进一步定量对比分析冷暖时期不同天气型下影响臭氧污染增加的主要气象场原因.图 6 为两种典型天气型下臭氧生成的过程诊断分析,红色框为地面至 300m 高度范围,是臭氧最易生成和积累的范围.可以看到无论冷期还是暖期,地表臭氧的积累主要来自垂直扩散.这是因为臭氧集中在边界层,垂直扩散是边界层内的正常现象,地面臭氧浓度受沉降作用影响,垂直扩散有助于补充地面浓度,增加其贡献.但在 T4 弱低压型发生的冷期,温度较气候平均状态明显升温,较高的温度为光化学反应提供了有利条件,显著加速 NO_x 和 VOCs 的反应速率,增强了光化学反应活性,使臭氧生成速率明显加快.此时气相化学过程的正贡献占比达 53%,而水平传输的过

程仅占 7%.这一现象表明,温度异常升高主导了臭氧生成过程,促进了光化学反应,进而使臭氧的生成变得更加显著.相比之下在 T1 槽前滞留型发生的 8 月,气温较高,光化学反应依然是臭氧生成的主要机制,其贡献达到 38%,但与冷季相比,这一比例有所下降,表明其他生成途径的重要性上升.与此同时,本地风速明显减弱,削弱了污染物的扩散能力,不仅加剧了本地污染物的滞留,也使得外来输送以及气相化学生成的 O_3 在本地不断积累,从而进一步强化了臭氧污染过程.在这一背景下,水平方向的外来传输贡献显著增加,达到 26%,说明在弱风条件下,区域间污染物更易在长三角地区聚集,加重了臭氧污染强度.总体而言,T1 槽前滞留型天气下的臭氧污染事件不仅受到光化学反应的影响,还受到大气动力过程的调控.因此,不同天气型下的臭氧生成机制的主导因素存在一定差异.冷期更依赖于温度驱动的光化学反应,而暖期则受到风速变化的影响,水平传输过程在污染积累中起到了重要作用.

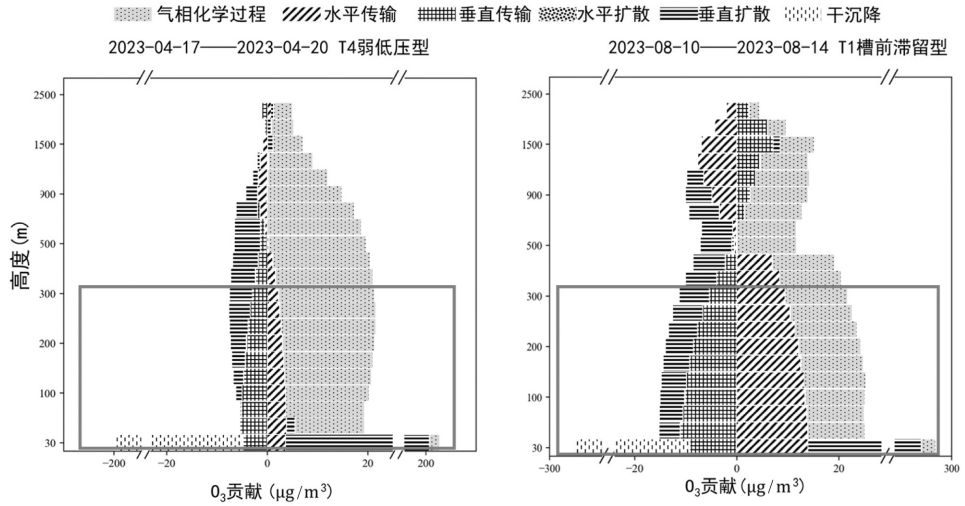


图 6　不同天气型臭氧的过程分析(12:00~14:00).

Fig.6　Process analysis of ozone for different weather patterns (12:00~14:00)

红色框为地面至 300m 高度范围

3　结论

3.1　2017~2023 年,长三角地区臭氧污染日共计 876d,约占总日数的 34%.臭氧污染主要集中在 4~10 月,其中 5~6 月污染日数最多,几乎整月都处于污染时期.从季节来看,夏季污染最为严重,其次是春季和秋季.

3.2　根据 SOM 分型结果,影响长三角地区臭氧污染的天气类型主要可分为 6 类,包括 T1 槽前滞留型、T2 梅雨前期型、T3 副高边缘型、T4 弱低压型、T5 高压前部型和 T6 反气旋型,各天气类型的占比依次为 32.65%、21.12%、18.95%、12.56%、9.13%和 5.6%.T1 槽前滞留型、T2 梅雨前期型和 T3 副高边缘型多发生于 5~9 月的暖期,T4 弱低压型、T5 高压前部型和 T6 反气旋型多出现在 10 月~次年 4 月的冷期.

3.3　臭氧污染期间,不同天气型的气象因子均表现出温度正异常、辐射增强以及湿度、云量和风速的负异常.这些异常气象条件通过多种机制促进臭氧生成:高温和强辐射加速了光化学反应和臭氧前体物的释放;低湿和低风速限制了污染物的水平和垂直扩散,减少稀释作用,进而共同导致臭氧浓度的显著升高.

3.4　基于数值模式过程分析的结果,冷期气相化学过程是臭氧污染的首要贡献因素,占比达到 53%,表明异常增温条件下的光化学反应对臭氧积累起到了关键作用.而在暖期,臭氧污染还受到动力过程限制,风速降低导致污染物的输送受阻,模型模拟结果显示暖期臭氧污染时,气相化学过程贡献占比降至 38%,而水平传输过程显著增加至 26%.这一结果表明,不同季节及不同天气系统下,臭氧污染的主导机制存在显著差异,冷期臭氧污染主要受光化学反应控制,而暖期则需要同时考虑化学和动力过程.这一认识为不同气象条件下的臭氧污染防控提供了科学依据,有助于制定更具针对性的污染治理策略.

参考文献：

[1] Wang B, Sun M, Si L, et al. Spatio-temporal variation of O_3 concentration and exposure risk assessment in key regions of China, 2015~2021 [J]. Atmospheric Pollution Research, 2024,15(1):101941.

[2] Lu X, Hong J, Zhang L, et al. Severe Surface ozone pollution in China: A global perspective [J]. Environmental Science & Technology Letters, 2018,5(8):487-494.

[3] 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.

[4] Yao Z, Huo H, Zhang Q, et al. Gaseous and particulate emissions from rural vehicles in China [J]. Atmospheric Environment, 2011,45(18): 3055-3061.

[5] Zhang L, Wang L, Tang G, et al. Comprehensively exploring the characteristics and meteorological causes of ozone pollution events in Beijing during 2013~2020 [J]. Atmospheric Research, 2023,294:106978.

[6] YAO Y. Transmission paths and source areas of near-surface ozone pollution in the Yangtze River delta region, China from 2015 to 2021 [J]. Journal of Environmental Management, 2023,330:117105.

[7] Kalsoom U, Wang T, Ma C, et al. Quadrennial variability and trends of surface ozone across China during 2015~2018: A regional approach [J]. Atmospheric Environment, 2021,245:117989.

[8] Liu N, Lin W, Ma J, et al. Seasonal variation in surface ozone and its regional characteristics at global atmosphere watch stations in China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2019,77:291-302.

[9] Li K, Jacob D J, Shen L, et al. Increases in surface ozone pollution in China from 2013 to 2019: Anthropogenic and meteorological influences [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020,20(19):11423-11433.

[10] Wang M. Regional source contributions to summertime ozone in the Yangtze River Delta [J]. Atmospheric Environment, 2024,338:120822.

[11] Liu Y, Wang T. Worsening urban ozone pollution in China from 2013 to 2017 – Part 1: The complex and varying roles of meteorology [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020,20(11):6305-6321.

[12] Yan D, Jin Z, Zhou Y, et al. Anthropogenically and meteorologically modulated summertime ozone trends and their health implications since China's clean air actions [J]. Environmental Pollution, 2024, 343:123234.

[13] Xu X. Recent advances in studies of ozone pollution and impacts in China: A short review [J]. Current Opinion in Environmental Science & Health, 2021,19:100225.

[14] 于慧珍,马 艳,郭丽娜,等.不同天气型下影响胶东经济圈臭氧污染的关键天气因子及来源分析 [J]. 中国环境科学, 2024,44(1):48-57.
Yu H Z, Ma Y, Guo L N, et al. Analysis of key factors and sources of ozone pollution in Jiaodong Economic Circle under different weather patterns [J]. China Environmental Science, 2024,44(1):48-57.

[15] 陈 思,熊桂洪,谢丽萍,等.重庆市臭氧污染天气大气环流客观分型研究 [C]//第三届环境监测与管理技术大会论文集,重庆: 2020.
Chen S, Xiong G X, Xie L P, et al. Study on objective synoptic patterns on O_3 pollution in Chongqing [C]//Proceedings of the Third Conference on Environmental Monitoring and Management Technologies, Chong Qing: 2022.

[16] Liu N, He G, Wang H, et al. Rising frequency of ozone-favorable synoptic weather patterns contributes to 2015~2022 ozone increase in Guangzhou [J]. Journal of Environmental Sciences, 2025,148:502-514.

[17] Lu X, Zhang L, Chen Y, et al. Exploring 2016~2017 surface ozone pollution over China: source contributions and meteorological influences [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019,19(12): 8339-8361.

[18] Gong S, Zhang L, Liu C, et al. Multi-scale analysis of the impacts of meteorology and emissions on $PM_{2.5}$ and O_3 trends at various regions in China from 2013 to 2020 2. Key weather elements and emissions [J]. Science of The Total Environment, 2022,824:153847.

[19] 许亦非.珠三角地区气象场对臭氧贡献的定量评估 [D]. 广州:中山大学, 2024.
Xu Y F. Quantitative assessment of the contribution of meteorological conditions to ozone in the Pearl River Delta Region [D]. Guangzhou: Sun Yat-Sen University, 2024.

[20] Mousavinezhad S, Choi Y, Pouyaei A, et al. A comprehensive investigation of surface ozone pollution in China, 2015~2019: Separating the contributions from meteorology and precursor emissions [J]. Atmospheric Research, 2021,257:105599.

[21] Hu F, Xie P, Xu J, et al. Long-term trends of ozone in the Yangtze River Delta, China: Spatiotemporal impacts of meteorological factors, local, and non-local emissions [J]. Journal of Environmental Sciences, 2024:S1001074224003826.

[22] 余钟奇,马井会,毛卓成,等.2017 年上海臭氧污染气象条件分析及臭氧污染天气分型研究 [J]. 气象与环境学报, 2019,35(6):46-54.
Yu Z Q, Ma J H, Mao Z C, et al. Study on the meteorological conditions and synoptic classifications of O_3 pollution in Shanghai in 2017 [J]. Journal of Meteorology and Environment, 2019,35(6):46-54.

[23] Cao Y, Qu Y, a J. Classification of ozone pollution and analysis of meteorological factors in the Yangtze River Delta [J]. Big Earth Data, 2023,7(2):318-337.

[24] Zhao Z. Impact of meteorological conditions at multiple scales on ozone concentration in the Yangtze River Delta [J]. Environ. Sci. Pollut. Res., 2021.28:62991-63007.

[25] 束 蕾.长三角地区细颗粒物与臭氧的来源解析及协同控制研究 [D]. 南京:南京大学, 2020.
Shu L. Source apportionment and synergetic control of fine particulate matter and ozone in the Yangtze River Delta Region [D]. Nanjing: Nan Jing University, 2020.

[26] Zhan C, Xie M, Liu J, et al. Surface ozone in the Yangtze River Delta, China: A synthesis of basic features, meteorological driving factors, and health impacts [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2021,126(6):e2020JD033600.

[27] Kohonen T. The self-organizing map [J]. Proceedings of the IEEE, 1990,78(9):1464-1480.

[28] Hewitson B, Crane R. Self-organizing maps: applications to synoptic climatology [J]. Climate Research, 2002,22:13-26.

[29] Kalteh A M, Berndtsson R. Interpolating monthly precipitation by self-organizing map (SOM) and multilayer perceptron (MLP) [J]. Hydrological Sciences Journal, 2007,52(2):305-317.

[30] 王国复,叶殿秀,张颖娴,等.2017 年我国区域性高温过程特征及异常大气环流成因分析 [J]. 气候变化研究进展, 2018,14(4):341-349.
Wang G F, Ye D X, Zhang Y X, et al. Characteristics and abnormal atmospheric circulation of regional high temperature process in 2017 over China [J]. Climate Change Research, 2018,14(4):341-349.

[31] 张 琪,彭小燕,顾沛澍,等.南通市臭氧污染与气象条件分析和预报 [J]. 土壤, 2022,54(2):415-423.
Zhang Q, Peng X Y, Gu P S, Analysis and prediction of ozone pollution and meteorological conditions in Nantong [J]. Soils, 2022, 54(2):415-423.

[32] 孙 璐,田文寿,张文煜,等.上海周边地区海陆风特征及其对 $PM_{2.5}$ 和 O_3 浓度的影响研究 [J]. 环境科学学报, 2022,42(9):339-350.
Sun L, Tian W S, Zhang W Y, et al. Characteristics of sea-land breezes and their impact on $PM_{2.5}$ and O_3 in Shanghai and adjacent areas [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 42(9):339-350.

[33] Seinfeld J H, Pandis S N, Noone K J. Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change [J]. Physics Today, 1998, 51:88–90.

作者简介：邓雯静(2001-),女,重庆人,中山大学硕士研究生,主要从事大气环境数值模拟研究.发表论文 2 篇.dengwj56@mail2.sysu.edu.cn.