

沿海城市大气臭氧污染过程的化学机制与气象学成因分析

谢庭晨

厦门市环境监测站, 中国·福建 厦门 361000

摘要: 针对 2024 年 10 月 11 日厦门出现的臭氧 (O_3) 污染超标, 基于大气超级站监测数据, 分析了导致此次 O_3 污染的化学机制与气象学成因。从光化学参数看, 污染期间紫外线指数、光解速率和光化学指示物种 PANs 等变化不显著, VOCs 整体浓度水平也呈下降趋势, 因此, 本地光化学生成不是导致 O_3 浓度超标的主要因素。从天气形势和气象条件来看, 中国东南沿海地区受副热带高压控制, 大气下沉运动较强烈, 垂直扩散条件不利。同时受东北方向气团的影响, 其所携带长三角等地区污染气团通过福建沿海传输影响厦门, 使得 11 日凌晨 O_3 本底值水平较高, 叠加了日间光化学生成 O_3 , 导致 O_3 污染超标。从 O_3 雷达图可知, 11 日凌晨 3.0km 以下受 O_3 传输影响明显, 其中 1.5km 高度 O_3 浓度最大, 达到 125~190 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 11 日 9 时残留层 O_3 向下输送与近地面 O_3 混合。后向轨迹模型分析结果也显示, 传输气团主要来自长三角一带经福建沿海传输, 11 日上午下沉气流增强, 影响厦门近地面 O_3 浓度水平。因此, 区域联防联控是有效控制福建沿海城市发生传输型 O_3 污染的关键。

关键词: 臭氧; 化学机制; 气象影响; 沿海城市

Analysis of Chemical Mechanisms and Meteorological Drivers of Ozone Pollution Episode in a Coastal City

Tingchen Xie

Xiamen Environmental Monitoring Station, Xiamen, Fujian, 361000, China

Abstract: To investigate the ozone (O_3) pollution exceedance in Xiamen on October 11, 2024, this study analyzed the chemical mechanisms and meteorological drivers based on monitoring data from an atmospheric supersite. Photochemical parameters, including ultraviolet radiation index, photolysis rate, and photochemical indicator species (PANs), exhibited no significant variations during the pollution episode, while overall volatile organic compound (VOCs) concentrations showed a declining trend. These findings suggest that local photochemical production was not the primary contributor to the O_3 exceedance. Synoptic analysis revealed that the southeastern coastal region of China was dominated by a subtropical high-pressure system, characterized by intense subsidence airflow and unfavorable vertical diffusion conditions. Concurrently, air masses from the northeast transported polluted plumes originating from the Yangtze River Delta region to Xiamen via the Fujian coastal zone. This transport elevated the nocturnal O_3 background levels by early morning on the 11th, which synergized with daytime photochemical production to exacerbate O_3 pollution. Ozone lidar observations indicated pronounced O_3 transport below 3.0 km altitude, with peak concentrations of 125–190 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ at 1.5 km. By 09:00 on the 11th, residual-layer O_3 underwent downward mixing with near-surface O_3 . Backward trajectory modeling further confirmed that the transported air masses originated from the Yangtze River Delta region, with enhanced subsidence airflow intensifying near-surface O_3 concentrations in Xiamen during the morning. These results highlight that regional joint prevention and control strategies are critical for mitigating transport-driven O_3 pollution in coastal cities of Fujian Province.

Keywords: ozone; chemical mechanisms; meteorological impacts; coastal city

0 前言

近年来, 中国实施了一系列严格的清洁空气政策, 空气质量持续改善并取得了阶段性成效, 二氧化硫 (SO_2)、二氧化氮 (NO_2)、颗粒物 (PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$) 等大气污染物浓度明显下降^[1]。然而, 在持续推进大气污染防治工作的背景下, 中国臭氧 (O_3) 污染仍呈现上升趋势, 尤其是人口密

集城市^[1]。根据生态环境部最新发布的《2023 中国生态环境状况公报》, 全国 339 个地级及以上城市臭氧日最大 8 小时平均浓度第 90 百分位数平均值为 144 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 较 2015 年上升了 7.5%^[2]。

臭氧污染严重威胁人类健康, 对气候变化、生态系统碳汇能力、作物生长和大气辐射收支均有负面影响^[3,4]。臭

氧污染问题的复杂性主要体现在其形成机制上。臭氧是二次污染物,近地面臭氧主要由一氧化碳(CO)和挥发性有机物(VOCs)在氮氧化物和太阳辐射作用下发生光化学反应二次生成。这一反应过程不仅为非线性关系,还受到人为活动和自然环境的影响。一方面,人为活动排放的污染物改变了大气环境成分和氧化作用。另一方面,臭氧的生成、积累、分解和扩散受到气象条件、水平传输迁移以及平流层-对流层垂直交换等的影响^[5],气象条件包括气温、相对湿度、太阳辐射、风速和边界层结构等因素^[5-7]。

近年来工业化、交通和城市化的快速发展导致 O₃ 前体排放不断增加。观测到中国南方背景大气中的近地面臭氧浓度增加是由于上风向地区的 NO₂ (或者 VOCs) 排放增加所致^[8]。臭氧前体物在水平和垂直方向的传输也会导致区域臭氧污染^[9]。敏感性研究表明,工业源是造成华东地区严重 O₃ 污染的主要贡献源,交通源对 O₃ 的贡献也发挥着重要作用,而生物源则提供背景源^[10]。由于一氧化氮(NO)滴定效应减弱,氮氧化物的不合理减少可能会导致臭氧浓度的增加^[11]。华北平原 O₃ 增加与 PM_{2.5} 的减少有关,PM_{2.5} 的减少导致过氧羟基自由基(HO₂)的吸收减缓,从而加速了 O₃ 的生成^[12]。以往的观测和建模分析表明,华北平原、长三角和珠三角地区的臭氧污染变得更加频繁,臭氧生成处于 VOCs 控制区或过渡区^[11,13]。气象条件对臭氧污染的影响同样不可忽视。在 2019 年之前,气象条件对臭氧变化的影响较小(约 10%),但在 2019 年之后,气象对臭氧污染的影响会大大增加,并可能与排放的贡献相当^[14]。臭氧污染水平与白天气温密切相关,夏季高温热浪期间臭氧浓度显著增加^[15]。较低风速和较强太阳辐射有利于光化学反应发生^[16]。平流层向下快速传输可使近地面 O₃ 平均增加 20ppbv,占 O₃ 浓度的 30%~45%^[17]。长三角地区观测研究揭示边界层动力过程对 O₃ 和颗粒物复合污染的影响,白天的边界层抬升有利于污染物垂直混合,而夜间边界层降低则可能导致前体物积累^[18]。区域环流模式可以通过影响前体物的排放、化学生产率和区域传输来调节臭氧浓度,中国东部地区夏季臭氧污染明显受到西太平洋副热带高压变化的影响^[19]。

日益严重的臭氧污染对当前的排放控制行动提出了新的挑战,尽管已有大量研究聚焦于大气污染问题,但对不同地区大气污染成因分析仍存在较大不确定性。因此,在探究臭氧浓度变化时需要充分考虑导致臭氧污染的因素,包括人为和自然排放的前体物质的变化、化学机制及气象因素。本研究以厦门市发生的一次臭氧污染事件为研究对象,基于 2024 年 10 月 1~20 日的臭氧、相关气态污染物监测数据与气象数据,对臭氧污染过程化学机制及气象成因进行分析,为区域 O₃ 污染治理提供参考。

1 研究方法

1.1 研究区域与数据

厦门市地处中国东部沿海,位于台湾海峡西岸中部、

闽南金三角的中心。研究点位为厦门市大气环境监测超级站,周边多为居民住宅区,无明显排放源。

研究时间为 2024 年 10 月 1~20 日,数据采用大气超级站在线观测数据,包括气态污染物(O₃、SO₂、CO、PM_{2.5}、PM₁₀、NO_x、VOCs、PANs 等)、气象参数(温度、湿度、风速、风向、气压、紫外辐射强度、能见度)、光解速率等,时间分辨率为 1 小时。数据缺失为校准时段。计算后向轨迹是用由美国国家环境预报中心(NCEP)的全球资料同化系统产品(GDAS1)再分析数据。

1.2 研究方法

潜在源贡献因子分析法是以条件概率函数为基本原理识别可能污染源位置的方法。基于后向轨迹模拟的结果,创建一定分辨率的矩形网格(i,j)覆盖研究区域,并对污染物浓度设定阈值。当某轨迹的污染物浓度高于阈值即标记为污染轨迹。将经过网格(i,j)的污染轨迹端点数 m_{ij} 与落在该网格(i,j)内的所有轨迹端点数相比,即得到 PSCF 的结果。计算公式为:

$$PSCF_{ij} = \frac{m_{ij}}{n_{ij}}$$

2 结果与讨论

2.1 观测期间污染特征分析

图 1 为观测期间(2024 年 10 月 1~20 日)主要污染物和气象参数的时序图。观测期间,盛行风向主要为偏北风,10 月 1 日至 6 日风向以北风为主,7 日至 20 日以东北风为主,平均风速为 1.2±0.7m/s,平均温度为 26.1±2.2℃,相对湿度的平均值为 79.4±9.4%,太阳辐射白天(06:00~18:00)的平均值为 17.0±14.0W/m²,平均光解速率为 1.3±1.8s⁻¹。O₃、NO₂、VOCs、SO₂、CO、PM₁₀ 和 PM_{2.5} 的平均浓度分别为 77.5±33.3μg/m³、15.6±5.8μg/m³、35.9±15.4μg/m³、1.5±1.0μg/m³、0.6±0.1mg/m³、27.9±14.7μg/m³ 和 11.4±7.7μg/m³。

10 月 11 日出现 O₃ 污染,日平均 O₃ 浓度为 150μg/m³,日最大 O₃ 浓度为 199μg/m³,O₃ 日最大 8 小时滑动平均(MDA8)达到了 185μg/m³,超过国家二级标准值(160μg/m³)。同时,PM₁₀ 和 PM_{2.5} 的 24 小时平均浓度分别达到 45.5 和 20.6μg/m³,出现了臭氧和颗粒物“双高现象”。因此,本研究选取此次污染事件进行分析,将 10 月 11 日定义为“污染日”,其余时间段定义为“非污染日”。污染期间相对湿度的最小值出现在污染日,平均为 61.8%,较低的相对湿度有利于 O₃ 生成^[11]。与发生 O₃ 污染前两日(9~10 日)对比,O₃ 的前体物 NO₂ 和 VOCs 浓度均偏高,为 O₃ 生成提供了充分条件。污染当日 O₃ 的前体物 NO₂ 和 VOCs 浓度变化整体呈下降趋势,太阳辐射和光解速率等变化特征不明显。光化学指示物种(PANs)在污染日浓度水平较高,说明存在本地光化学 O₃ 生成,但与前两日相比变化特征不明显。因此,本地光化学生成不是导致 O₃ 浓度超标的主要因素。

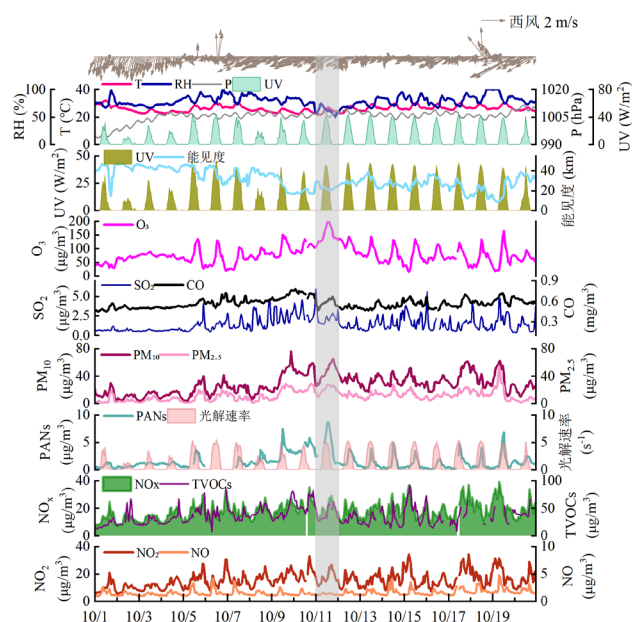


图 1 观测期间（2024 年 10 月 1~20 日）主要污染物和气象参数的时间序列图（阴影为典型臭氧污染过程）

图 2 为污染日和非污染日主要污染物和气象参数日

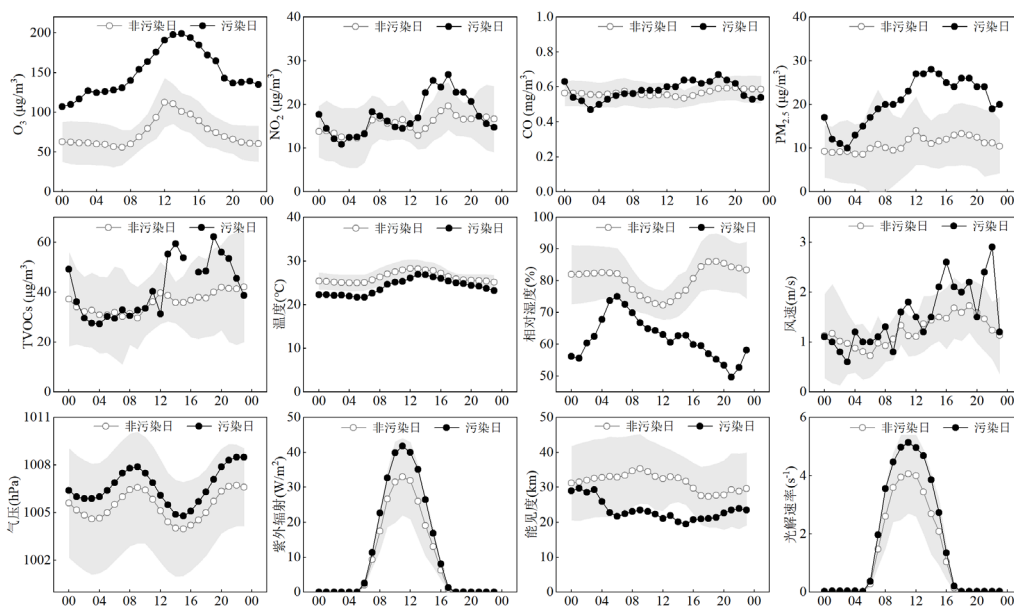


图 2 2024 年 10 月 1~20 日污染天和非污染天日变化图

2.2 化学分析

NO_2 是 O_3 的前体物之一，单位时间内 NO_2 光解生成 NO 和氧原子的速率直接决定臭氧生成的速率，因此 NO_2 光解速率是分析光化学污染的重要指标^[20]。分析日间（6:00-18:00） NO_2 光解速率与太阳辐射强度和 O_3 污染过程的关系，详见图 3。可以看出，太阳辐射和 NO_2 光解速率呈现显著正相关（ $R^2=0.98$ ），与 O_3 浓度呈现正相关（ $R^2=0.13$ ）。强太阳辐射通过提高 NO_2 光解速率，从而促进 O_3 生成。

2.3 气象成因

图 4 为观测期间整体、非污染日和污染日的 O_3 风玫瑰

变化。可以明显看出， O_3 浓度具有明显的单峰日变化特征，污染日 O_3 峰值出现在 14:00，而非污染日峰值出现在 12:00。污染日 O_3 浓度整体高于非污染日，污染日的 O_3 峰值浓度比非污染日平均高 33.9%，污染日日间（6:00-18:00） O_3 浓度平均为 $169.0\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，夜间（19:00-次日 5:00） O_3 浓度平均为 $127.6\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。与非污染日相比，污染日相对湿度和能见度更低，太阳辐射和光解速率更高。值得注意的是， $\text{PM}_{2.5}$ 浓度也显著高于非污染日。污染日的 NO_2 日变化表现为双高峰，两个峰值分别出现在上午 7:00 和 17:00，与早晚高峰的影响有关。污染日的 NO_2 在 12:00-20:00 浓度高于非污染日，TVOCs 在 14:00-22:00 浓度水平高于非污染日。TVOCs 表现为日间持续上升并在 14:00-19:00 维持在较高水平，19:00 达峰后下降至 $30\mu\text{g}/\text{m}^3$ 左右，而非污染日峰值变化不明显。这说明污染发生时日间较高的前体物浓度（TVOCs）和晚高峰时段较高的 NO_2 浓度可能促进了日间 O_3 光化学生成和积累。污染日平均风速（ $1.5\text{m}/\text{s}$ ）高于非污染日（ $1.2\text{m}/\text{s}$ ），污染日的夜间风速为 $1.4\text{m}/\text{s}$ ，与非污染日相当（ $1.2\text{m}/\text{s}$ ），而夜间 O_3 浓度仍显著高于非污染日浓度，说明可能存在传输迁移或者其他污染来源。

图。表 1 为观测期间整体、非污染日和污染日臭氧与气象因素 Pearson 相关系数。可以看出，观测期间， O_3 高值出现时盛行风向以东风为主。污染日和非污染日 O_3 高值出现时风速均较小，其中 10 月 11 日污染日 O_3 高值出现时风速在 $1\sim 3\text{m}/\text{s}$ ，主导风向为东风和东北风。与非污染日相比，污染日 O_3 浓度与温度和风速呈现显著正相关，与相对湿度不相关，与气压呈显著负相关。低压系统常伴高温低湿，减少羟基自由基的汇，提高大气氧化性，从而利于 O_3 的生成^[21]。

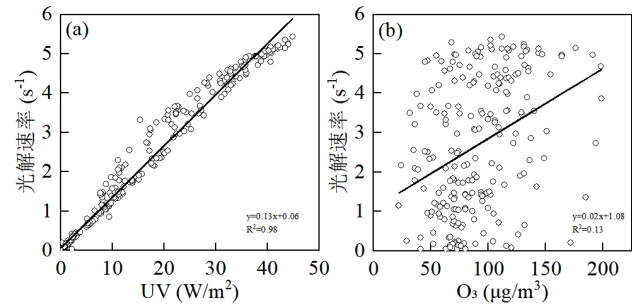


图 3（a）和（b）分别为观测期间 NO₂ 光解速率与太阳辐射强度及 O₃ 浓度变化的关系

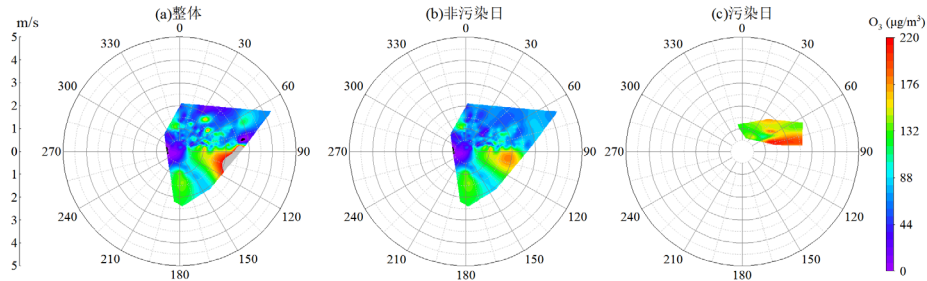


图 4（a）~（c）分别表示整体、非污染日和污染日臭氧风玫瑰图

表 1 观测期间整体、非污染日和污染日臭氧与气象因素
Pearson 相关系数

类别	温度	相对湿度	风速	气压
整体	-0.06	-0.59*	0.31*	0.18*
非污染日	0.93*	-0.69*	0.41*	-0.49*
污染日	0.94*	-0.00	0.42*	-0.43*

注：* 为在 0.05 的水平下显著相关。

除了日间本地光化学生成 O₃，夜间近地面由于 NO 滴定效应 O₃ 浓度会有所降低，而日变化分析得到污染日夜夜间 O₃ 浓度水平也较高，可能存在水平或者垂直输送。进一步分析水平和垂直传输对本次污染日的影响。图 5 为 10 月 1~10 日和 11~20 日 O₃ 雷达图。图 6 为 10 月 1~10 日和 11~20 日颗粒物雷达图。从天气形势来看，2024 年 10 月中

国东南沿海地区受西太平洋副热带高压控制，观察站点在副高控制范围内，大气下沉运动较强烈，垂直扩散条件不利。从 O₃ 雷达图可知，11 日凌晨 3.0km 以下受对流层 O₃ 传输影响明显，垂直方向上 O₃ 浓度均较高。日间大气垂直方向上的下沉运动显著增强，O₃ 向下输送与近地面 O₃ 混合，1.6km 以下臭氧垂直混合较均匀，存在 O₃ 累积残留现象，其中边界层 1.5km 高度 O₃ 浓度最大，达到 125~190μg/m³。总之，11 日凌晨 O₃ 本底值水平较高与垂直传输和残留有关，叠加了日间光化学生成 O₃，导致 O₃ 污染超标。

从颗粒物雷达图可知，10 日日间 1.2km 高度以上气溶胶消光系数开始增加，0~4.2km 垂直方向分布较均匀，11 日出现气溶胶消光系数向下扩展，高空的颗粒物由高空向低空传输的特征明显，11 日日间颗粒物污染也持续增加。

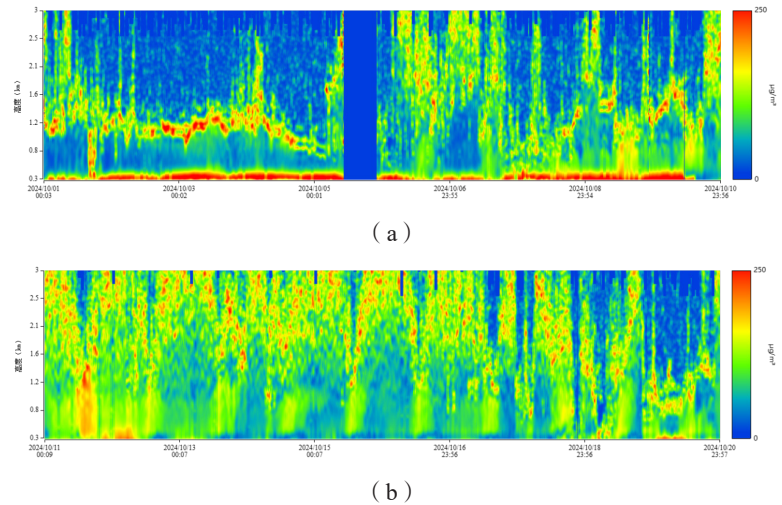


图 5（a）10 月 1~10 日和（b）11~20 日臭氧雷达图

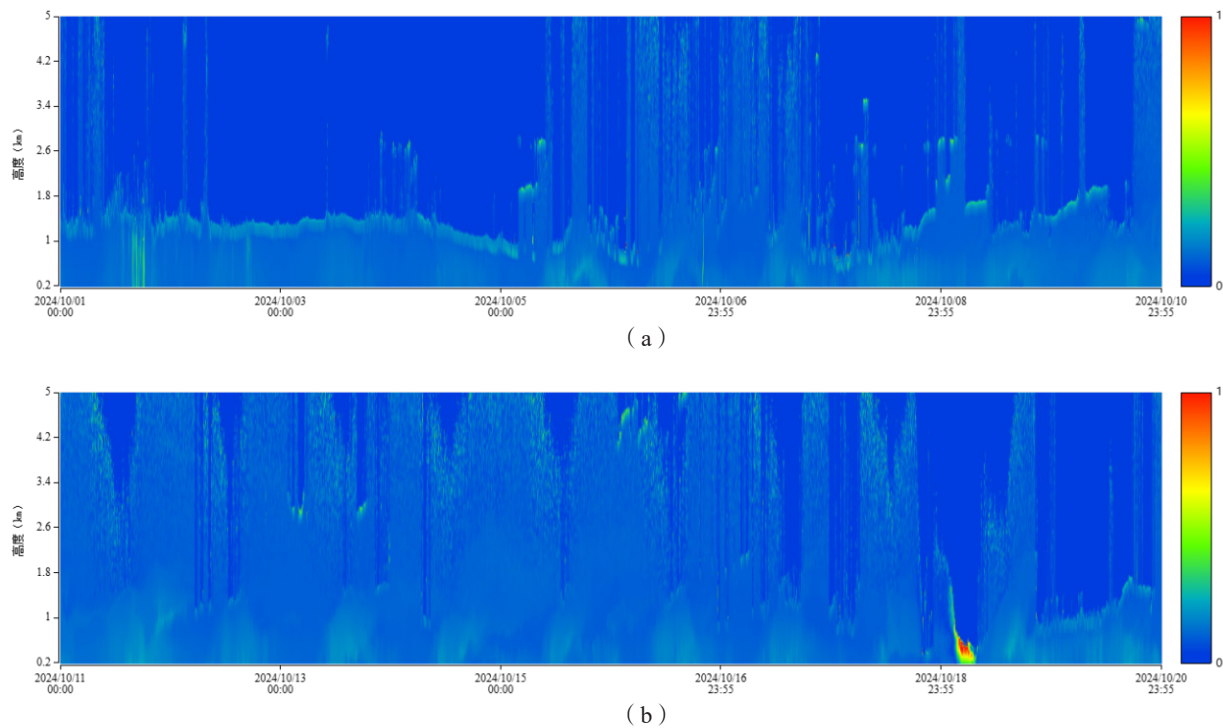


图 6 (a) 10 月 1~10 日和 (b) 11~20 日颗粒物雷达图

2.4 VOCs 走航监测结果分析

根据污染日前后（10 月 9~12 日）的 O₃ 前体物 VOCs 走航监测结果，进行污染溯源分析。图 7 为 VOCs 走航监测浓度变化趋势。走航期间 VOCs 浓度均值为 36.5ppb，其中 10 月 9~12 日最高值依次为 61ppb、128ppb、47ppb 和 48ppb。可以看出，9~10 日最高 VOCs 浓度高于污染期间，O₃ 前体物的积累可能为污染日期间 O₃ 生成提供来源。

2.5 区域传输分析

气团老化程度和传输通常以间 / 对 - 二甲苯与乙苯的浓

度比值 (X/E) 进行推断，城市中 X/E 值以 3 作为基准线，当 X/E 值明显低于 3 时，VOC 污染与远距离传输相关，X/E 值较高且大于 3 时，空气气团新鲜，污染直接来自本地源排放^[22]。污染日 X/E 值范围在 1~3.39 之间，表明可能有传输气团的影响。进一步探究气团传输对臭氧的可能来源通道，计算 2024 年 10 月 1~20 日观测点逐时气团后向 24 小时轨迹。对污染日和非污染日进行 24 小时轨迹分析和聚类分析，结合 O₃ 小时浓度监测数据，计算各类轨迹对应的 O₃ 平均浓度，如图 8。

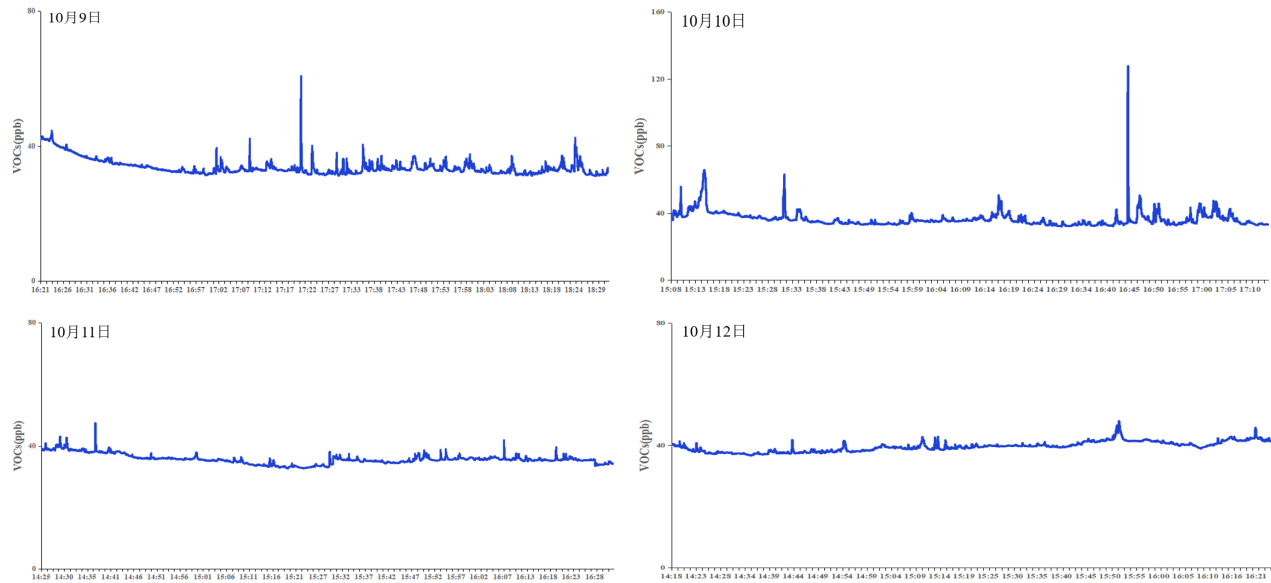


图 7 10 月 9 日 ~12 日 VOCs 走航监测浓度变化

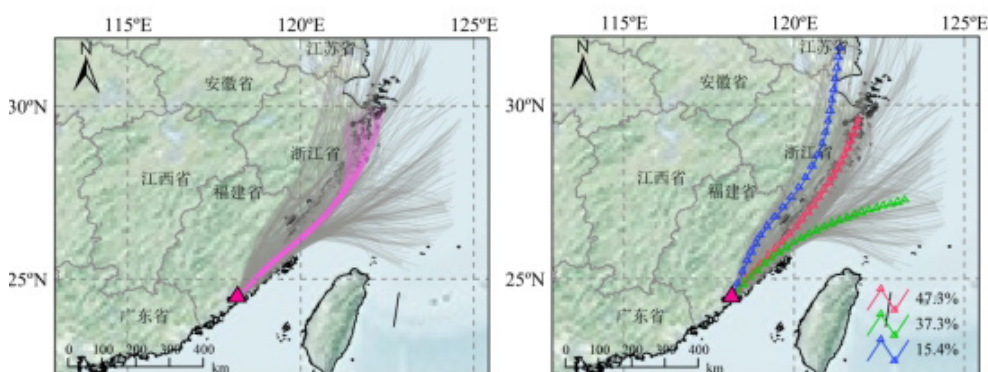


图 8 (a) 500m 气团后向轨迹和 (b) 观测期间后向轨迹聚类

注：图 (a) 中灰色表示非污染日气团，粉色表示污染日气团轨迹。

图 8 (a) 后向轨迹模型分析结果显示，传输气团受东北方向气团的影响，主要来自长三角一带，污染日气团轨迹表明可能携带长三角等地区污染气团经福建沿海传输影响厦门 O_3 浓度水平。从图 8 (b) 中可知，聚类所有轨迹后得到 3 类平均轨迹。三类轨迹均源自观测点东北方向传输，第一类轨迹（蓝色）起源于江苏省上海市，轨迹占比最小为 15.4%，依次经过浙江省嘉兴市、宁波市、绍兴市、金华市和丽水市，后进入福建省，经宁德市、福州市、莆田市和泉州市到达观测点，输送距离最长，其对应的 O_3 均值最高，为 $71.85\mu g/m^3$ 。第二类轨迹（红色）途经沿海一带，轨迹占比最大为 47.3%，源起于浙江省舟山市、宁波市、台州市、温州市，后进入福建省，经宁德市、福州市、莆田市和泉州市到达观测点，其对应的 O_3 均值次于第一类，为 $41.18\mu g/m^3$ 。第三类轨迹（绿色）占比为 37.3%，源起于东海随后经过福建省沿海到达厦门市，其对应的 O_3 均值最小，为 $13.28\mu g/m^3$ 。污染日气团聚类结果为第一类，因此携带长三角等地区高浓度 O_3 的气团经福建沿海传输影响厦门 O_3 浓度水平。

3 结语

①基于厦门市 2024 年 10 月 1~20 日的臭氧、相关气态污染物监测数据与气象数据，以一次臭氧污染事件为研究对象，臭氧污染日的平均 O_3 浓度为 $150\mu g/m^3$ ，小时最大 O_3 浓度为 $199\mu g/m^3$ 。本地光化学生成不是导致当日 O_3 浓度超标的主要因素，日变化表明污染发生时日前体物浓度可能促进了日间 O_3 光化学生成和积累。

②污染日太阳辐射和 NO_2 光解速率呈现显著正相关 ($R^2=0.98$)，与 O_3 浓度呈现正相关 ($R^2=0.13$)，说明强太阳辐射通过提高 NO_2 光解速率，从而促进 O_3 生成。

③污染日凌晨 O_3 本底值水平较高与垂直传输和残留有关，叠加了日间光化学生成 O_3 ，导致 O_3 污染超标。同时后向轨迹分析表明，污染日受长三角等地区高浓度 O_3 气团传输的影响。

参考文献：

[1] LU X, HONG J, ZHANG L, et al. Severe Surface Ozone Pollution

in China: A Global Perspective[J/OL]. Environmental Science & Technology Letters,2018,5(8):487-494.

[2] 生态环境部.2023中国生态环境状况公报[R/OL].[2025-04-20].
https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/202406/P020240604551536165161.pdf

[3] SILVA R A, WEST J J, LAMARQUE J F, et al. Future global mortality from changes in air pollution attributable to climate change[J/OL]. Nature Climate Change,2017,7(9):647-651.

[4] TAI A P K, MARTIN M V, HEALD C L. Threat to future global food security from climate change and ozone air pollution[J/OL]. Nature Climate Change,2014,4(9):817-821.

[5] DOHERTY R M, WILD O, SHINDELL D T, et al. Impacts of climate change on surface ozone and intercontinental ozone pollution: A multi-model study[J/OL]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres,2013,118(9):3744-3763.

[6] QU K, WANG X, CAI X, et al. Rethinking the role of transport and photochemistry in regional ozone pollution: insights from ozone concentration and mass budgets[J/OL]. Atmospheric Chemistry and Physics,2023,23(13):7653-7671.

[7] LIU P, SONG H, WANG T, et al. Effects of meteorological conditions and anthropogenic precursors on ground-level ozone concentrations in Chinese cities[J/OL]. Environmental Pollution,2020(262):114366.

[8] WANG T, WEI X L, DING A J, et al. Increasing surface ozone concentrations in the background atmosphere of Southern China, 1994–2007[J/OL]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009,9(16):6217-6227.

[9] WANG M Y, YIM S H L, WONG D C, et al. Source contributions of surface ozone in China using an adjoint sensitivity analysis[J/OL]. Science of The Total Environment,2019(662):385-392.

[10] LI G, BEI N, CAO J, et al. Widespread and persistent ozone pollution in eastern China during the non-winter season of 2015: observations and source attributions[J/OL]. Atmospheric Chemistry

- and Physics,2017,17(4):2759-2774.
- [11] WANG T, XUE L, BRIMBLECOMBE P, et al. Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects[J/OL]. Science of The Total Environment,2017(575):1582-1596.
- [12] LI K, JACOB D J, LIAO H, et al. Anthropogenic drivers of 2013—2017 trends in summer surface ozone in China[J/OL]. Proceedings of the National Academy of Sciences,2019,116(2):422-427.
- [13] YANG Y, ZHOU Y, WANG H, et al. Meteorological characteristics of extreme ozone pollution events in China and their future predictions[J/OL]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2024,24(2):1177-1191.
- [14] 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/OL]. Environmental Pollution,2024(343):123234.
- [15] PU X, WANG T J, HUANG X, et al. Enhanced surface ozone during the heat wave of 2013 in Yangtze River Delta region, China[J/OL]. Science of The Total Environment,2017 (603-604):807-816.
- [16] 周婕萍,袁斌,彭钰雯,等.珠三角冬季臭氧污染成因分析——以2020年1月一次污染过程为例[J].中国环境科学,2023,43(5): 2198-2209.
- [17] CHEN Z, LIU J, QIE X, et al. Stratospheric influence on surface ozone pollution in China[J/OL]. Nature Communications, 2024,15(1):4064.
- [18] DING A J, FU C B, YANG X Q, et al. Ozone and fine particle in the western Yangtze River Delta: an overview of 1 yr data at the SORPES station[J/OL]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013,13(11):5813-5830.
- [19] JIANG Z, LI J, LU X, et al. Impact of western Pacific subtropical high on ozone pollution over eastern China[J/OL]. Atmospheric Chemistry and Physics,2021,21(4):2601-2613.
- [20] 麦健华,于玲玲,邓雪娇,等.珠三角西部一次冬季臭氧污染过程分析[J].中国环境科学,2023,43(12):6235-6245.
- [21] DING A J, HUANG X, NIE W, et al. Enhanced haze pollution by black carbon in megacities in China[J/OL]. Geophysical Research Letters,2016,43(6):2873-2879.
- [22] 朱玉凡,陈强,刘晓,等.基于气团老化程度对挥发性有机物分类改善PMF源解析效果[J].环境科学,2022,43(2):707-713.
- 作者简介: 谢庭晨(1990-),男,中国福建厦门人,本科,工程师,从事环境工程研究。