

# 长三角 PM<sub>2.5</sub> 和 O<sub>3</sub> 变化特征及与气象要素的关系

陈优良 李亚倩<sup>1</sup>

(江西理工大学 建筑与测绘工程学院, 江西 赣州 341000)

**【摘要】:** 依据 2017 年长三角地区的空气质量小时数据, 结合同期 ECMWF 气象资料, 采用 GIS 空间分析、相关性分析和数理统计研究了区域 O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub> 的时空变化特征及其与气象因素的关系。结果表明: (1) 长三角城市群 O<sub>3</sub> 浓度在 5 和 9 月值最高, O<sub>3</sub>h 日变化特征呈拉伸型 S 曲线, 在 19:00、20:00 达到浓度峰值, 峰值浓度最大的地区是滁州, 为 111 μg/m<sup>3</sup>; O<sub>3</sub> 空间分布由北到南逐渐降低, 并且春季 (136.57 μg/m<sup>3</sup>) > 夏季 (117.35 μg/m<sup>3</sup>) > 秋季 (83.23 μg/m<sup>3</sup>) > 冬季 (77.06 μg/m<sup>3</sup>); O<sub>3</sub> 与其前体物 CO、NO<sub>2</sub> 相关性较强; 当 15 < T ≤ 20°C, 100 < PRS ≤ 100.5kpa 时, O<sub>3</sub> 浓度超标最严重。(2) PM<sub>2.5</sub> 浓度月均值呈不规则 U 型分布, 低谷期在 7、8 月; 上海浙江区域日均浓度第一个峰值在 9:00~10:00, 安徽江苏区域是 11:00~12:00, 第二个峰值均在 21:00; PM<sub>2.5</sub> 空间分布内陆城市高于沿海城市, 冬季 (62.21 μg/m<sup>3</sup>) > 春季 (44.70 μg/m<sup>3</sup>) ≈ 秋季 (44.14 μg/m<sup>3</sup>) > 夏季 (31.33 μg/m<sup>3</sup>); 与 NO<sub>2</sub>、SO<sub>2</sub> 相比, PM<sub>2.5</sub> 和 CO 相关性更强; O<sub>3</sub> 与温度、相对湿度是正相关, 与风速、风向、气压、边界层高度、降水量则是负相关, PM<sub>2.5</sub> 与风向、气压是正相关, 与其他因素是负相关; 当温度低于 5°C, 100 < PRS ≤ 100.5kpa 时, 长三角城市群 PM<sub>2.5</sub> 超标率最高。

**【关键词】:** PM<sub>2.5</sub> 分布特征 气象因素

**【中图分类号】:** X511 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2021)02-0382-15

随着经济发展步伐的加快和城镇化的推进, 煤炭等能源消耗激增, 大气污染问题日益加剧, 直接影响着人类生活的健康<sup>[1~3]</sup>, 因此空气质量问题成为各界人士越来越关心的话题。许多科研工作者对各国各区域的空气污染状况进行了深入的研究<sup>[4~6]</sup>。大气颗粒物是影响大多数城市空气质量的首要污染物, PM<sub>2.5</sub> 的污染特征、主要来源及对环境、健康的影响是民生的热点问题, 也是科研的焦点问题。例如, Huang 等<sup>[7]</sup>基于中国 367 个城市的 1445 个空气质量监测站, 探究了 PM<sub>2.5</sub> 的时空变化特征, 并分析了 PM<sub>2.5</sub> 的可能影响因素。Liu 等<sup>[8]</sup>分析了中原城市群两个典型城市(郑州、新乡)PM<sub>2.5</sub> 的季节变化、形成机制和潜在来源。Wei 等<sup>[9]</sup>利用改进混合效应模型估算了京津冀 2015 年 7 月至 2017 年 3 月的 PM<sub>2.5</sub> 浓度。赵阳等<sup>[10]</sup>描述了南昌市 PM<sub>2.5</sub> 浓度分布状况, 并利用轨迹聚类、PSCF(潜在源贡献因子)等方法对南昌市的污染物来源进行解析。近年来, 随着各种大气治理措施的施行, 我国细颗粒物污染得到了有效控制<sup>[11~13]</sup>, 但是由于臭氧与其前体物复杂的非线性关系及政府对挥发性有机物排放管理较为薄弱, O<sub>3</sub> 浓度不降反升, 与 PM<sub>2.5</sub> 形成的复合型污染成为中国空气污染新形势<sup>[14, 15]</sup>, 尤其在长三角、京津冀、珠三角以及四川盆地等人口密集区<sup>[16~21]</sup>。O<sub>3</sub> 作为空气中一种重要的微量气体, 过量不但损伤人的身体器官而且对植被、农作物及生态环境造成严重影响。Wang 等<sup>[22]</sup>研究中国 PM<sub>2.5</sub> 和 O<sub>3</sub> 浓度对气象变化的响应发现较高的起始浓度加上不利的气候条件是复合污染出现的主要原因。赖安琪等<sup>[23]</sup>研究了珠江三角洲 2013~2015 年 O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub> 浓度时空分异及复合污染特征, 叠加污染的天数肇庆最多。Zhao 等<sup>[24]</sup>分析了四川盆地城市群中 PM<sub>2.5</sub> 和臭氧的区域污染与运输。目前对复合型污染这一特殊污染类型的研究主要集中在数值模拟和个案分析, 对其形成机制中的气象条件分析还比较少。

长三角作为中国经济发展前列地区之一, 城镇集聚程度高、人口密度大、经济活力强、开放程度高, 是“一带一路”与长江经济带交汇的重要区域, 在我国现代化建设和全方位开放格局中处于举足轻重的地位。由于资源能耗大, 长三角大气污染呈

**作者简介:** 陈优良(1978~), 男, 副教授, 主要研究方向为区域环境、GIS 技术与应用。E-mail:gis\_public@163.com

**基金项目:** 江西省教育厅科技项目(GJJ170522); 赣州市重点研发计划项目(赣市科发[2018]50号)

现区域性、复合型、压缩型等特征<sup>[25,26]</sup>。因此本研究将长三角大地理区域作为研究对象,结合数理统计、插值分析、相关性分析等方法探讨颗粒物和臭氧复合污染特征及气象因素的影响,以期长三角地区环境治理提供科学依据。

## 1 材料与方方法

### 1.1 研究区概况

长三角城市群位于 32° 34' N~29° 20' N, 115° 46' E~123° 25' E, 以上海为中心, 包括江苏省南京、无锡等 9 个城市、浙江杭州、宁波等 8 个城市、安徽合肥、芜湖等 8 个城市。地处我国江河交汇地带, 是长江入海前形成的冲积平原, 以 21.17 万 km<sup>2</sup> 的面积养育了中国 1.5 亿的人口, 地区生产总值位居中国前列。根据中国环境监测网(地级以上城市)点位布设数据, 全国空气质量监测站有 1436 个, 其中长三角城市群 26 个城市有 137 个监测站, 具体分布位置如图 1 所示。

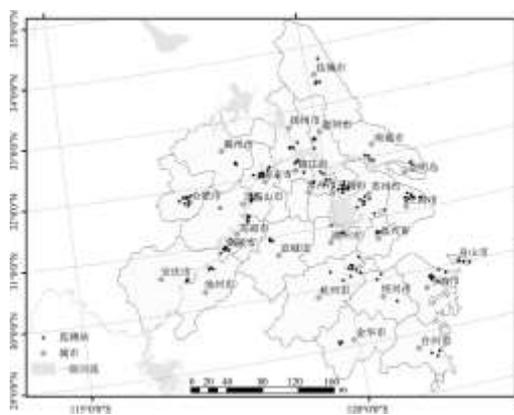


图 1 研究区域

### 1.2 数据收集与处理

空气质量因子浓度数据来源于中华人民共和国环境保护部公布的 PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub>\_8h、PM<sub>10</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>、CO 六项污染物的小时浓度站点数据, 根据《环境质量标准》(GB3095-2012)中数据有效性规定, 剔除因仪器故障校准及其他不可控因素导致的缺测数据, 对数据求取日均值、月均值等预处理, 根据《环境空气质量评价技术规范(试行)》, 统计城市尺度浓度时, 至少有 75%城市站点参与统计(总量低于四个时候, 不得低于 50%)。

长三角地区处于亚热带季风气候区, 高温多雨, 冬季温和少雨, 研究所用的气象数据来自欧洲中期天气预报中心再分析数据 (<http://www.ecmwf.int/>), 分辨率为 3km×3km, 下载地面 10 metre U wind component(经向风速)、10 metre V wind component(纬向风速)、2 metre dewpoint temperature(露点温度)、Boundary layer height(边界层高度)、2 metre temperature(气温)、Total precipitation(降水量)、Surface pressure(气压)气象数据。利用研究区域 137 个站点的经纬度信息, 通过时空一致性处理得到站点气象数据, 城市尺度数据是站点数据的平均值。各个气象及空气质量因子的具体信息如表 1 所示, 其中相对湿度由地表温度和露点温度计算得到, 风速、风向由经向风速和纬向风速计算得到。

## 2 结果与分析

### 2.1 O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub> 时间变化特征

## 2.1. $10_3$ 、 $PM_{2.5}$ 月变化特征

气候学上鉴于经纬度不同，冷暖季节也不同，故采用候温法来划分四季，其标准为： $10^{\circ}\text{C}\sim 22^{\circ}\text{C}$ 为春季；大于  $22^{\circ}\text{C}$ 为夏季； $22^{\circ}\text{C}\sim 10^{\circ}\text{C}$ 为秋季；小于  $10^{\circ}\text{C}$ 为冬季。由于长三角地区受亚热带季风气候的影响，本研究将 4~5 月划分为春季，6~9 月为夏季，10~11 月为秋季，12~3 月为冬季<sup>[27~29]</sup>。长三角地区  $O_3$ 月均浓度序列如图 2 所示，总体上各城市  $O_3$ 质量浓度呈现相似的变化规律，与已有研究中北方城市  $O_3$ 月均浓度大都呈单峰型变化，南方城市呈双峰型结论一致<sup>[30,31]</sup>。1~4 月  $O_3$ 浓度波动增加，在 5 月份达到峰值，6、7、8 月依然保持高值，9 月之后浓度逐渐下降，12 月份值最低。上海和长三角  $O_3$ 浓度月际变化均呈倒 U 型分布，但是在峰值上稍微有些差异。在 26 个城市中南通  $O_3$ 年均值最高，达  $132.23\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，常州最低，为  $91.63\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

表 1 数据说明表

因子	单位	符号
$PM_{2.5}$ 浓度	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$PM_{2.5}$
$O_3$ 浓度	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$O_3$
2m 温度	K	T
边界层高度	m	BLH
降雨量	mm	PRE
相对湿度	%	RH
风速	m/s	WS
风向	$^{\circ}$	WD
气压	Pa	PRS

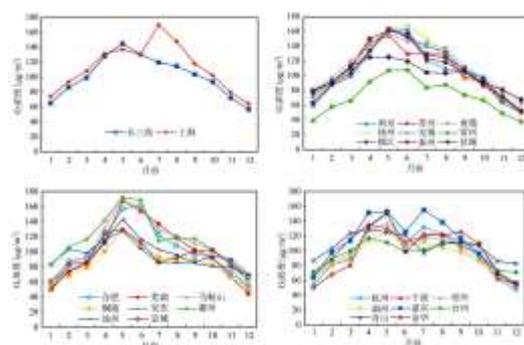


图 2 2017 年长三角城市群  $O_3$ 月迹变化

图 3 显示了长三角城市群  $PM_{2.5}$ 月均质量浓度变化，总体与  $O_3$ 变化趋势相反，呈不规则 U 型分布。大多城市在 2 月达到  $PM_{2.5}$ 浓度最大值，之后逐渐下降，7、8 月到达低谷期，之后又逐渐上升，到 12、1 月又出现  $PM_{2.5}$ 浓度高值，湖州各月均值高于浙江其他市。季节变化规律是冬季 ( $62.21\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 最高，春季 ( $44.70\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 次之，夏季 ( $31.33\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 最低。这是由于夏季边界层高度

较高加之受来自太平洋的东南风和印度洋的西南季风的影响，大气运动活跃，降水频繁，雨水冲刷带走空气中的颗粒物，并且夏季植被茂盛，叶面湿润有利于颗粒物的吸收和滞留，PM<sub>2.5</sub>浓度较低。冬季边界层高度较低，逆温现象频繁，空气对流弱不利于污染物的扩散，春节燃放烟花爆竹，颗粒物排放增加造成短时间内颗粒物的集聚，PM<sub>2.5</sub>浓度增加。

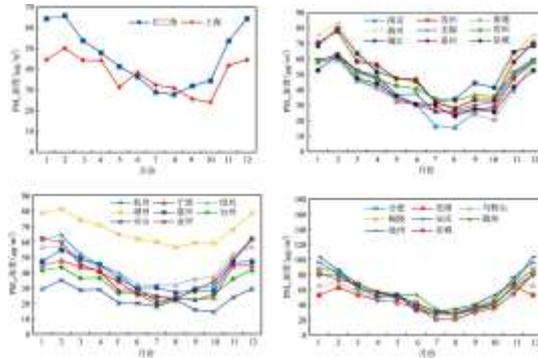
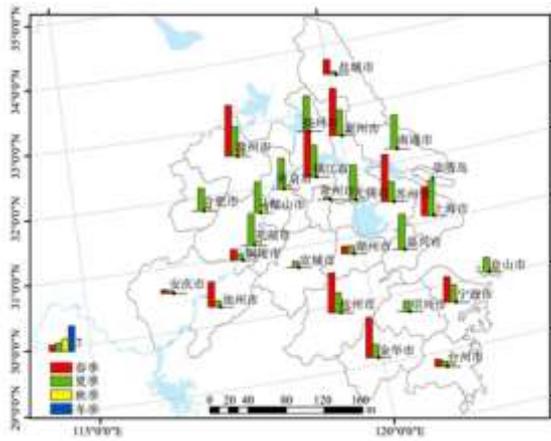


图 3 2017 年长三角城市群 PM<sub>2.5</sub>月迹变化

图 4 是长三角城市群 2017 年各城市四季 O<sub>3</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 的超标天数及空间分布图。判断浓度是否超标的标准是《环境空气质量标准》中规定的 O<sub>3</sub> 8h 和 PM<sub>2.5</sub> 的 24h 平均二级浓度限值，即为 160 μg/m<sup>3</sup>、75 μg/m<sup>3</sup>。由图可知，O<sub>3</sub> 超标主要出现在春夏季，尤其夏季所有城市都出现了 O<sub>3</sub> 超标的情况，秋冬季几乎没有出现超标现象。西北部超标天数大于东南部。PM<sub>2.5</sub> 浓度超标情况与月迹浓度变化规律一致，夏季较少，其他季节均有分布，冬季最多，且呈由西北到东南递减的趋势。不同城市 O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub> 浓度超标情况有所不同，舟山几乎没有出现过 PM<sub>2.5</sub> 浓度超标的情况，臭氧超标也只在夏季出现且天数较少。舟山四面环海，受海洋季风影响较大，海洋清洁气团有利于污染物的扩散。

2. 1. 20<sub>3</sub>\_8h、PM<sub>2.5</sub>小时浓度分布

图 5、图 6 分别为 2017 年长三角城市群 26 个城市 O<sub>3</sub>\_8h、PM<sub>2.5</sub> 浓度日变化曲线。由图 5 得出，各城市整体波动趋势大致相同，呈拉伸 S 型曲线，并且具有白天浓度升高，晚上下降的特点，1：00 到 2：00 下降速度最快，低值出现在 10：00、11：00。由于夜间光化作用减弱，O<sub>3</sub> 生成速率下降，O<sub>3</sub>\_8h 浓度呈现缓慢下降趋势。白天日出之后，太阳辐射逐渐增强，光学化学作用强烈，O<sub>3</sub> 浓度急剧升高。各个城市到达峰值的时间基本一样，在 19：00、20：00，但是浓度最大值存在些许差异，峰值最大值出现在滁州，为 111 μg/m<sup>3</sup>，峰值最小值出现在常州，为 69.68 μg/m<sup>3</sup>。



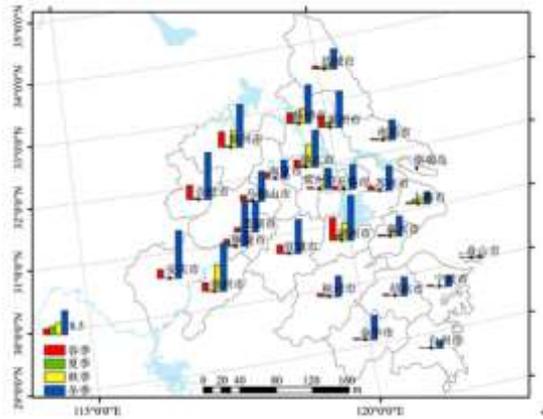


图 4 2017 年各城市 O<sub>3</sub>\_8h、PM<sub>2.5</sub> 超标天数空间分布

由图 6 可以看出，PM<sub>2.5</sub> 浓度日变化呈现双峰趋势，符合 PM<sub>2.5</sub> 日变化一般特征。各城市变化与该区域基本吻合，舟山除外，该城市 PM<sub>2.5</sub> 浓度值 24h 均较低。不同区域第一个峰值出现的时间略有差异，上海浙江区域出现在 9:00、10:00，安徽浙江区域出现在 11:00、12:00。第二个峰值主要出现在夜晚 21:00。PM<sub>2.5</sub> 受人类活动和大气物理变化的影响呈现出显著的周期性，长三角城市群 PM<sub>2.5</sub> 浓度日变化出现的两个峰值与人类出行高峰相对应，早高峰大量机动车排放出 NO<sub>2</sub>、SO<sub>2</sub>、颗粒物等污染物，使得空气中 PM<sub>2.5</sub> 短时间内积聚，形成峰值。随着空气对流加强，污染物扩散，PM<sub>2.5</sub> 浓度逐渐下降，在 16:00、17:00 下降至低谷。太阳落山之后气温降低，空气对流减弱，在加上晚高峰车流量增加，使得 PM<sub>2.5</sub> 浓度再次升高。

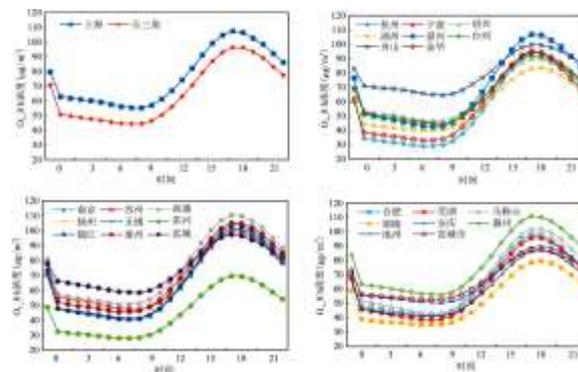


图 5 2017 年长三角城市群 26 城市 O<sub>3</sub>\_8h 日变化

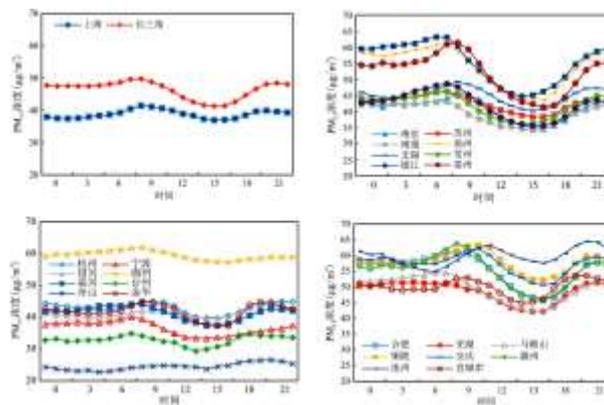


图 6 2017 年长三角城市群 26 城市 PM<sub>2.5</sub> 日变化

## 2.2 O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub> 空间变化特征

在空间分布上，基于长三角城市群 26 个城市空气质量监测指标，采用 GIS 空间分析和数理统计方法，模拟 O<sub>3</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 的空间分布情况。反距离权重插值法是以插值点与样本点之间的距离为权重的插值方法，对于插值点越近的样本点赋予的权重越大，因其算法简便、普适性强被广泛应用于空气质量、气象、土壤等领域的研究<sup>[32]</sup>。本研究采用反距离权重插值方法得到 O<sub>3</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 浓度空间分布四季图。PM<sub>2.5</sub> 四季空间分布如图 7 所示，总体来看，长三角城市群 PM<sub>2.5</sub> 浓度空间分异特征较为明显，呈现东部内陆地区高，西部沿海地区低的特点，湖州四季都比同时期其他区域的 PM<sub>2.5</sub> 值高，四季浓度均在 60 μg/m<sup>3</sup> 以上。内陆夏季 PM<sub>2.5</sub> 浓度整体处于较低水平，秋季与春季相似。东部沿海城市受海陆风的影响，空气流动性强，有利于污染物的扩散，再加上气候湿润，颗粒物易于沉降；合肥、安庆、镇江、南京、扬州等内陆城市易受其他区域污染物传输的影响，扩散条件不如沿海区域，再加上这些城市又是工业城市，人口、车辆密度大，污染物排放量大，致使沿海内陆 PM<sub>2.5</sub> 分布差异。冬季 PM<sub>2.5</sub> 浓度呈现出由西北到东南递减的趋势，舟山浓度最低，季均值小于 30 μg/m<sup>3</sup>。就四季而言，冬季 (62.21 μg/m<sup>3</sup>) > 春季 (44.70 μg/m<sup>3</sup>) ≈ 秋季 (44.14 μg/m<sup>3</sup>) > 夏季 (31.33 μg/m<sup>3</sup>)。

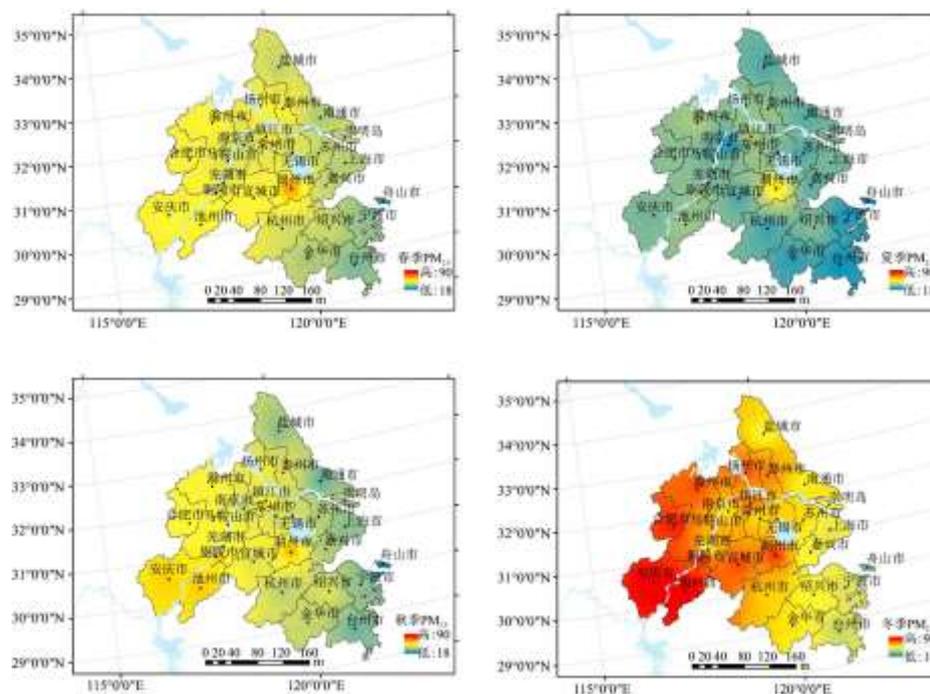


图 7 2017 年长三角城市群 PM<sub>2.5</sub> 空间分布

图 8 为 26 个城市 O<sub>3</sub> 浓度空间分布图，从图可以看出，沿海、内陆城市分布差异小于 PM<sub>2.5</sub> 浓度。春季，长三角城市群出现大面积的 O<sub>3</sub> 高值，污染最为严重，这个季节盛行西北风，将内陆及北方工业城市的 O<sub>3</sub> 向东南区域输送，另外长三角地区 NO<sub>2</sub>、可挥发性有机物排放量大，导致 O<sub>3</sub> 浓度急剧上升。夏季 O<sub>3</sub> 浓度显示出北高南低的分布特征，滁州、扬州、上海、嘉兴一带污染较为严重，夏季温度高、太阳辐射强，光化学反应强烈，前体物转化为 O<sub>3</sub> 速率加快，再加上太平洋东南风和印度洋西南风将 O<sub>3</sub> 输送至下风向，该地区 O<sub>3</sub> 浓度升高。秋季和冬季 O<sub>3</sub> 浓度均较低，且呈现中部高，四周低的变化趋势。就季节浓度变化来看，春季 (136.57 μg/m<sup>3</sup>) > 夏季 (117.35 μg/m<sup>3</sup>) > 秋季 (83.23 μg/m<sup>3</sup>) > 冬季 (77.06 μg/m<sup>3</sup>)。

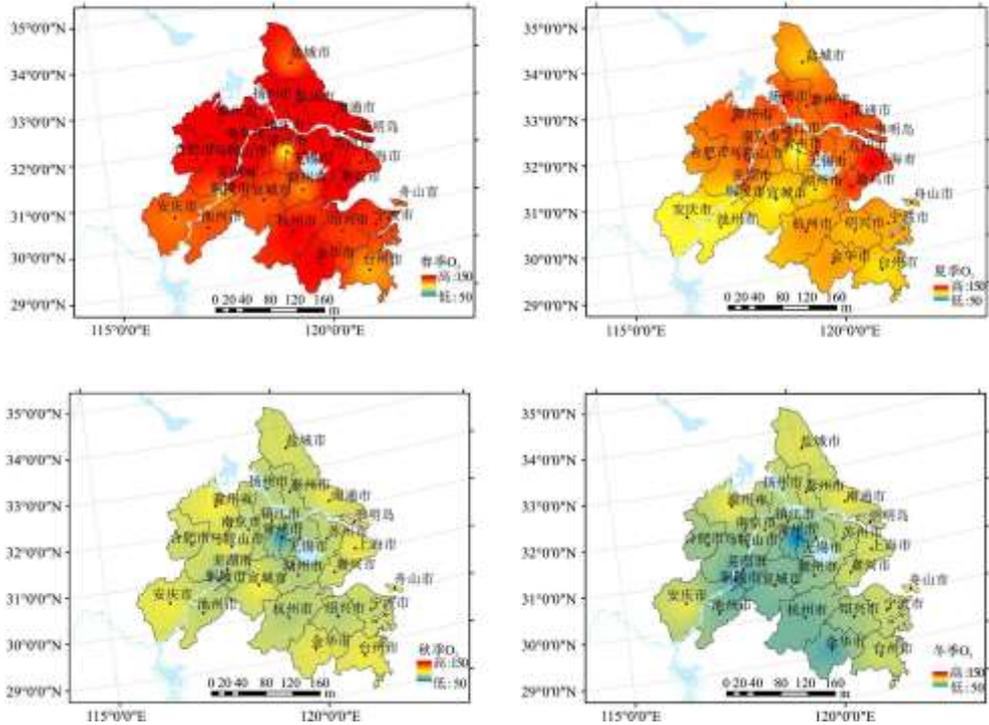


图 8 2017 年长三角城市群  $O_3$  8h 空间分布

### 2.3 $O_3$ 、 $PM_{2.5}$ 与其他空气质量因子相互间关系

为了进一步探讨  $O_3$  和  $PM_{2.5}$  浓度变化的原因，表 2 和图 9 分别列出了小时  $O_3$  和  $PM_{2.5}$  浓度与其他污染物的相关性和拟合关系。图 9 中拟合方程的斜率代表相应污染物对  $O_3$  或  $PM_{2.5}$  的贡献值， $R^2$  表示解释程度。由图 9 和表 2 可知， $O_3$  与其他污染物因子是负相关，且与其前体物  $CO$ 、 $NO_2$  相关性更强，即高浓度的臭氧往往伴随较低浓度的  $NO_2$ 、 $SO_2$ 、 $CO$ 、 $PM_{2.5}$ ，当臭氧浓度超过  $160 \mu g/m^3$  时，其  $NO_2$  的浓度主要集中在  $15 \sim 63 \mu g/m^3$ ， $SO_2$  在  $10 \sim 22 \mu g/m^3$ ， $CO$  在  $0.5 \sim 1 mg/m^3$ 。高平<sup>[33]</sup>等的研究也表明  $O_3$  和  $NO_x$  是负相关；Li 等<sup>[34]</sup>的研究也表明  $PM_{2.5}$  与  $O_3$  浓度呈负相关；Mo 等<sup>[35]</sup>的研究也表明  $O_3$  和  $NO_2$ 、 $CO$  是负相关。 $PM_{2.5}$  浓度降低，对太阳辐射的削弱作用减弱， $O_3$  光化生成速率加快，并且颗粒物浓度降低，对  $O_3$  的前体物， $HO_2$ 、 $NO_2$ 、 $NO_3$ 、 $N_2O_5$  的非均相吸收减弱， $O_3$  浓度升高<sup>[36~38]</sup>。 $PM_{2.5}$  与  $CO$ 、 $NO_2$  和  $SO_2$  均呈正相关关系，即随着  $CO$ 、 $NO_2$ 、 $SO_2$  浓度的增加  $PM_{2.5}$  浓度也逐渐升高。这是因为  $PM_{2.5}$  和  $CO$ 、 $NO_2$ 、 $SO_2$  的来源具有相似性，秸秆、煤炭等能源的燃烧以及汽车尾气的排放除了含有大量  $NO_2$ 、 $SO_2$  等气体还会有大量颗粒物。除此之外， $SO_2$ 、 $NO_2$ 、 $CO$  经过光化学反应生成硝酸盐、碳酸盐等，导致  $PM_{2.5}$  污染加剧。

表 2 不同污染物间的相关性

污染物因子	$NO_2$	$SO_2$	$CO$	$O_3$	$PM_{2.5}$
$O_3$	-0.322	-0.245	-0.362	\	-0.260
$PM_{2.5}$	0.662	0.625	0.881	-0.260	\

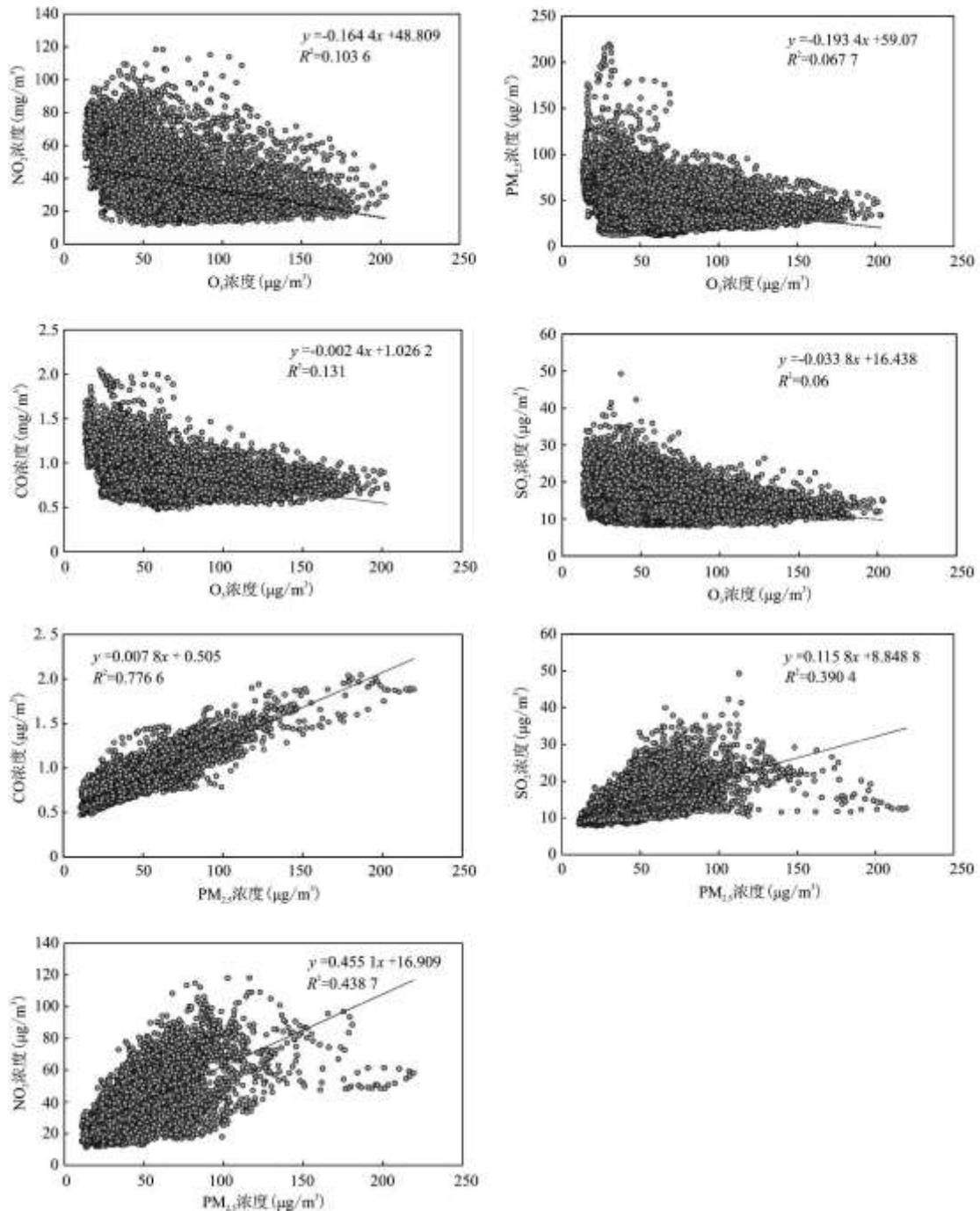


图9 2017年长三角城市群 $\text{O}_3$ 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 $\text{NO}_2$ 、 $\text{CO}$ 、 $\text{SO}_2$ 小时浓度均值的散点图及拟合方程

#### 2.4 $\text{O}_3$ 、 $\text{PM}_{2.5}$ 与气象要素的相关性分析

气象因素是制约 $\text{PM}_{2.5}$ 、 $\text{O}_3$ 等大气污染物扩散、转化、稀释、迁移的重要因素。因此本研究采用逐小时 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{O}_3$ 数据，结合同期的气象数据(表1)利用相关统计法分析它们之间的关系。表3列出了长三角城市群11个主要城市 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{O}_3$ 浓度与气象因素的相关系数(篇幅有限,26个城市不逐一列出),图10为正负相关及不相关所占的百分比,可以看出,气象因子与各城市 $\text{PM}_{2.5}$ 和 $\text{O}_3$ 浓度都密切相关,并且相关程度存在一定的差异。

表 3 2017 年长三角城市群 PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub> 与气象要素的关系

		T	WS	WD	BLH	PRS	PRE	RH
上海	O <sub>3</sub>	0.304**	0.050**	-0.239**	-0.180**	-0.341**	-0.018	0.246**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.236**	-0.138**	0.086**	-0.126**	0.178**	-0.102**	-0.123**
合肥	O <sub>3</sub>	0.290**	-0.179	-0.237**	-0.281**	-0.425**	0.037**	0.191**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.385**	-0.120**	0.145**	-0.022	0.399**	-0.108**	-0.147**
芜湖	O <sub>3</sub>	0.244**	-0.113**	-0.231**	-0.281**	-0.383**	0.015	0.193**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.329**	-0.105**	0.090**	-0.016	0.360**	-0.133**	-0.169**
安庆	O <sub>3</sub>	-0.031**	-0.081**	-0.089**	-0.284**	-0.067**	-0.074**	0.167**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.455**	-0.096**	0.099**	-0.069**	0.463**	-0.115**	-0.199**
杭州	O <sub>3</sub>	0.183**	-0.015**	-0.094**	-0.288**	-0.289**	-0.027**	0.251**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.403**	-0.089**	0.061**	-0.082**	0.382**	-0.072**	-0.149**
宁波	O <sub>3</sub>	0.213**	0.005	-0.220	-0.199**	-0.289**	-0.033**	0.207**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.392**	-0.066**	0.195**	-0.015	0.329**	-0.081**	-0.182**
湖州	O <sub>3</sub>	0.220**	0.113**	-0.175**	-0.165**	-0.259**	-0.014	0.155**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.371**	-0.140**	0.049**	-0.145**	0.328**	-0.123**	-0.102**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.314**	-0.018	0.129**	0.027	0.205**	-0.053**	-0.117**
南京	O <sub>3</sub>	0.148**	-0.218**	-0.061**	-0.341**	-0.303**	0.02	0.227**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.366**	-0.053	0.175**	-0.014	0.371**	-0.067**	-0.125**
苏州	O <sub>3</sub>	0.214**	-0.027	-0.230**	-0.242**	-0.353**	-0.026	0.196**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.376**	-0.054**	0.142**	-0.017	0.364**	-0.117**	-0.172**
常州	O <sub>3</sub>	0.202**	-0.133**	-0.196**	-0.320**	-0.350**	0.009	0.212**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.341**	-0.111**	0.079**	-0.009	0.349**	-0.086**	-0.147**
无锡	O <sub>3</sub>	0.246**	-0.106**	-0.234**	-0.292**	-0.395**	-0.01	0.215**
	PM <sub>2.5</sub>	-0.367**	-0.070**	0.135**	-0.050**	0.351**	-0.068**	-0.097**

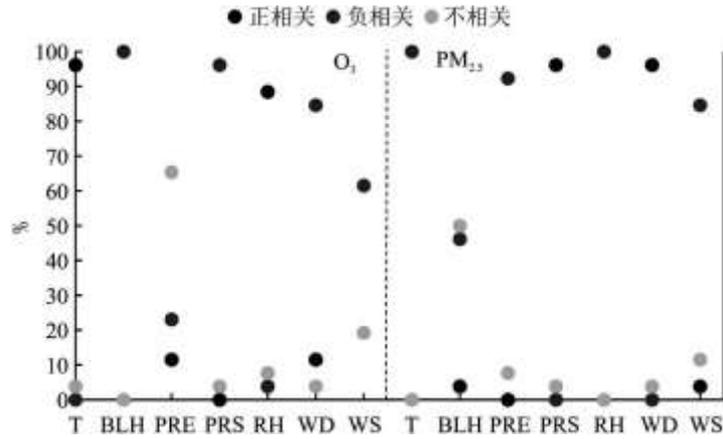


图 10 O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub>与气象因子相关性统计图

注：T 表示温度；BLH 表示边界层高度；PRE 表示降水量；PRS 表示气压；RH 表示相对湿度；WD 表示风向；WS 表示风速。

由表 3 和图 10 可知，O<sub>3</sub>与 T、RH 主要是正相关且与 T 相关系数最大，最高为 0.304。与 WS、WD、BLH、PRS、PRE 主要是负相关，与 PRS 相关性最为显著，26 个城市均在 99%水平上显著相关。PM<sub>2.5</sub>与 WD、PRS 主以正相关为主，与其他气象因素则是负相关。其中与 T 相关性最强，PRS 次之。

O<sub>3</sub>浓度变化不仅与其前体物氮氧化物、挥发性有机物等密切相关，与 PRS、T、RH 等气象因素也存在很强的关联性<sup>[39,40]</sup>。T 和 RH 影响 O<sub>3</sub>的扩散、稀释和传输。温度高、预测反照率强，有利于光化学反应的进行提高 O<sub>3</sub>转化率。同时，若边界层高度较低，大气结构比较稳定，水平风速较小，在这些气象因素的综合作用下，O<sub>3</sub>短时间急剧，污染严重。T、PRS、RH 是影响 PM<sub>2.5</sub>浓度的重要因素，尤其在冬季，气压较高、气温较低、相对湿度保持一定的低值，大气结构相对稳定，不利于颗粒物的扩散和传输，导致 PM<sub>2.5</sub>浓度升高。

为了进一步研究气象因素对 O<sub>3</sub>和 PM<sub>2.5</sub>浓度的影响，本研究选取长三角城市群与污染物浓度相关性均强的 2 个因子：PRS、T，将影响因素分为不同的范围，以探讨 O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub>浓度超标阈值。

总体来看，PM<sub>2.5</sub>浓度超标情况较 O<sub>3</sub>严重。气温季节变化与 PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub>季节分布相适应，夏季气温最高 O<sub>3</sub>浓度较大，冬季气温最低 O<sub>3</sub>浓度也最低，PM<sub>2.5</sub>浓度与之相反。图 11 (a)显示，当 T<20℃时，长三角城市群 O<sub>3</sub> 8h 超标率和均值随着 T 的增加而出现迅速上升的情况；T 在 15~20℃范围之内，超标率达到峰值 (3.62%)，在 20℃~25℃之间，O<sub>3</sub>浓度出现最大值 (81.72 μg/m<sup>3</sup>)。图 12 (a)显示随着温度的升高，PM<sub>2.5</sub>超标率逐渐下降，且在 15℃~20℃范围之内降速最快，这种现象与 O<sub>3</sub>浓度变化正好相反。

从图 11 (b)可以看出，只有当气压低于 100.5kpa，O<sub>3</sub>浓度才会有不同程度的超标，并且臭氧均值达到最大值 79.76 μg/m<sup>3</sup>；PRS 介于 100~100.5kpa 之间时，O<sub>3</sub>超标率最高，为 3.62%。图 12 (b)表明，随着气压的增加，长三角城市群 PM<sub>2.5</sub>均值及超标率呈现先增加后减小的变化趋势。当 PRS<102kpa 时，O<sub>3</sub>均值和超标率逐渐增加；PRS 在 100~100.5kpa 范围内均值和超标率出现峰值，分别为 65.47 μg/m<sup>3</sup>、30.70%。

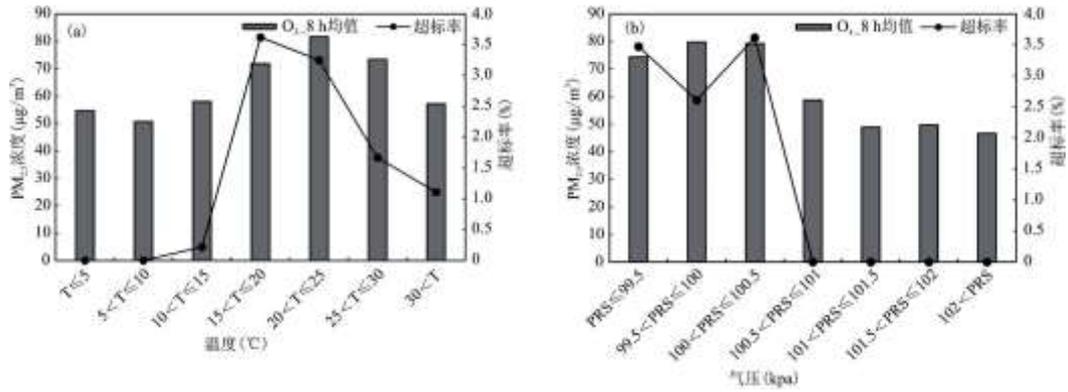


图 11 2017 年长三角城市群不同 T、PRS 范围内 O<sub>3</sub> 8h 均值和超标率

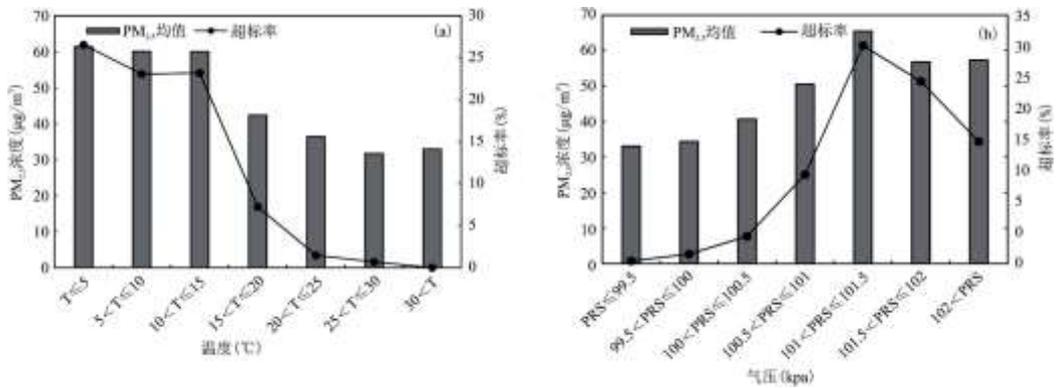


图 12 2017 年长三角城市群不同温度、气压范围内 PM<sub>2.5</sub> 均值和超标率

### 3 结论与讨论

#### 3.1 结论

基于空气质量监测数据分析了 2017 年长三角城市群 PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub> 时空分布特征，并结合同期气象资料探讨了 26 个城市 PM<sub>2.5</sub>、O<sub>3</sub> 气象要素的相互关系，得到以下结论：

(1) 长三角城市群 O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub> 质量浓度具有明显的月迹变化特征，O<sub>3</sub> 8h 呈双峰型变化，峰值一般出现在 5 和 9 月；PM<sub>2.5</sub> 浓度呈不规则 U 型分布，在 7、8 月到达低谷期。O<sub>3</sub> 浓度超标主要出现在夏季，PM<sub>2.5</sub> 浓度超标天数最多的是冬季，且北部超标天数大于南部。

(2) 长三角城市群 O<sub>3</sub> 8h、PM<sub>2.5</sub> 质量浓度具有明显的日变化特征，呈典型的拉伸型 S 曲线，O<sub>3</sub> 8h 在 19：00、20：00 达到浓度峰值，峰值最大值是在滁州，为 111 μg/m<sup>3</sup>，低谷在 10：00、11：00。PM<sub>2.5</sub> 浓度日变化呈现双峰趋势，上海浙江区域第一个峰值出现在 9：00、10：00，安徽江苏区域出现在 11：00、12：00，第二个峰值是在 21：00。

(3) 长三角城市群 O<sub>3</sub>、PM<sub>2.5</sub> 质量浓度具有明显的空间分布特征，PM<sub>2.5</sub> 浓度呈现东部内陆地区高，西部沿海地区低的特点，并且冬季 (62.21 μg/m<sup>3</sup>) > 春季 (44.70 μg/m<sup>3</sup>) ≈ 秋季 (44.14 μg/m<sup>3</sup>) > 夏季 (31.33 μg/m<sup>3</sup>)。O<sub>3</sub> 浓度分布由北到南逐渐降低，春季

(136.57  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) > 夏季(117.35  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) > 秋季(83.23  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) > 冬季(77.06  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )。

(4) 长三角城市群空气质量因子之间具有显著相关性,  $\text{O}_3$  与其前体物  $\text{CO}$ 、 $\text{NO}_2$  相关性更强。 $\text{PM}_{2.5}$  与  $\text{CO}$ 、 $\text{SO}_2$ 、 $\text{NO}_2$  显著正相关, 与  $\text{NO}_2$ 、 $\text{SO}_2$  相比,  $\text{CO}$  和  $\text{PM}_{2.5}$  相关性更强, 解释程度  $R^2$  高达 0.78。

(5) 气象因素是制约空气质量的重要因素之一,  $\text{O}_3$  与温度、相对湿度呈正相关, 与风速、风向、边界层高度、气压、降水量主要是负相关。 $\text{PM}_{2.5}$  与风速、气压显著正相关, 与其他气象因素则是负相关。

(6) 一般来说, 当  $15^\circ\text{C} < T \leq 20^\circ\text{C}$ ,  $100\text{kpa} < \text{PRS} \leq 100.5\text{kpa}$  时,  $\text{O}_3$  浓度超标最严重; 温度低于  $5^\circ\text{C}$ ,  $100\text{kpa} < \text{PRS} \leq 100.5\text{kpa}$  时, 长三角城市群  $\text{PM}_{2.5}$  超标率最高。

### 3.2 讨论

(1) 长三角地区人口密度大、城市化进程快、经济活力强, 是我国大气污染防治的重点区域之一<sup>[41]</sup>。诸多学者在长三角单一型污染分布特征<sup>[42, 43]</sup>、影响因素<sup>[44, 45]</sup>等方面开展了卓有成效的研究, 对复合污染时空特征、形成机制中的气象条件等分析还比较少。所以本文对空气质量的自然影响因素进行全面甄别和量化, 进而明确易出现  $\text{PM}_{2.5}$ 、 $\text{O}_3$  浓度超标阈值, 可以作为政府环保部门复合污染控制治理工作的有益补充, 为地方政府决策提供参考。

(2) 本文结果显示小时降水量对  $\text{O}_3$  浓度、小时边界层高度对  $\text{PM}_{2.5}$  浓度没有显著的影响, 这与部分学者的研究结论有所不同。降水在日尺度对  $\text{O}_3$  有一定的影响<sup>[46]</sup>, 边界层高度在日尺度对  $\text{PM}_{2.5}$  浓度有显著影响<sup>[47]</sup>。而在本文时间尺度为小时时,  $\text{O}_3$  与降水量、边界层高度与  $\text{PM}_{2.5}$  不相关。在不同时间尺度(小时、日、月、年)和不同空间尺度(城市、区域)下, 降水量、相对湿度、边界层高度、气温等气象因素对大气污染的影响会有所差异, 在分析空气质量影响因素及制定防控策略时要充分考虑到时空尺度效应。

(3) 赵辉等<sup>[48]</sup>探讨了江苏省大气符合污染特征及气象因素的驱动作用, 得到江苏省  $\text{PM}_{2.5}$  的月均浓度呈现冬春高、夏秋低的变化特征, 即 11、12 和 1 月较高, 8 月最低,  $\text{O}_3$  浓度在 5 月达到峰值, 该研究与本文关于  $\text{PM}_{2.5}$  及  $\text{O}_3$  浓度月均变化规律一致。孙丹丹等<sup>[30]</sup>绘制了长三角 7 个主要城市  $\text{O}_3$  和  $\text{PM}_{2.5}$  浓度日变化发现  $\text{O}_3$  浓度日变化呈典型的单峰型  $\text{PM}_{2.5}$  呈双峰型, 这一结论与本文得出的小时浓度变化规律相似。整体来看, 本文得出的时空变化规律可以在更广的空间范围和时间序列方面弥补和佐证之前的研究结论。但鉴于复合污染成因复杂, 且短时间序列的数据存在不确定性, 因此在本研究的基础上, 未来进一步研究气象条件对复合污染长期演变趋势的影响。

### 参考文献:

[1] LU X, LIN C, LI W, et al. Analysis of the adverse health effects of  $\text{PM}_{2.5}$  from 2001 to 2017 in China and the role of urbanization in aggravating the health burden[J]. Science of the Total Environment, 2019, 652:683-695.

[2] EVA M. MELGAR P, MA ESTHER RUIZ S, HUGO W VALERA D, et al. Health risk from exposure to industrial air pollution for a point source[J]. Geofísica Internacional, 2003, 42(2):261-273.

[3] HU X, ZHANG Y, DING Z, et al. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and  $\text{PM}_{2.5}$  in Nanjing, China[J]. Atmospheric Environment, 2012, 57:146-152.

[4] NORTH C, RICE M, FERKOL T, et al. Air pollution in the Asia-Pacific Region: A joint asian pacific society of respirology/American thoracic society perspective[J]. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine,

---

2019, 199(6):693-700.

[5]LIU M,HUANG Y,MA Z,et al.Spatial and temporal trends in the mortality burden of air pollution in China: 2004-2012[J].Environment International,2017,98:75-81.

[6]ANDERSEN Z J,PEDERSEN M,WEINMAYR G,et al.Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of brain tumor:the European study of cohorts for air pollution effects (ESCAPE) [J].Neuro Oncol,2018,20(3):420-432.

[7]HUANG Y,YAN Q,ZHANG C.Spatial-temporal distribution characteristics of PM2.5 in China in 2016[J].Journal of Geovisualization and Spatial Analysis 2,2018,12.

[8]LIU H,TIAN H,ZHANG K,et al.Seasonal variation,formation mechanisms and potential sources of PM2.5 in two typical cities in the Central Plains Urban Agglomeration,China[J].Science of The Total Environment,2019,657:657-670.

[9]WEI W,FEI M,LIN D,et al.Deriving hourly PM2.5 concentrations from Himawari-8 AODs over Beijing-Tianjin-Hebei in China[J].Remote Sensing,2017,9(8):858.

[10]赵阳,胡恭任,于瑞莲,等.2013年南昌市区PM2.5的浓度水平及时空分布特征与来源[J].环境科学研究,2017,30(6):854-863.

[11]LIU G,YANG Z,CHEN B,et al.Prevention and control policy analysis for energy-related regional pollution management in China[J].Applied Energy,2016,166:292-300.

[12]LI M,ZHANG J,ZHANG Y,et al.Spatio-temporal pattern changes of ambient air PM10 pollution in China from 2002 to 2012[J].Acta Geographica Sinica,2013,68(11):1504-1512.

[13]QIAN G,LONG Y,WEN H,et al.Oxidative capacity of the PM10 and PM2.5 in Beijing during 2014 APEC[J].Environmental Science,2016,37(10):3708-3713.

[14]贾梦唯.长三角城市大气复合污染变化及其统计预报模式建立[D].南京:南京信息工程大学,2017.

[15]舒卓智,赵天良,郑小波,等.清洁大气背景下贵阳空气质量变化及气象作用 [J].中国环境科学,2017,37(12):4460-4468.

[16]沈利娟,李莉,吕升,等.2013年夏季嘉兴市一次光化学事件的观测分析[J].环境科学,2014,35(5):1662-1670.

[17]易睿,王亚林,张殷俊,等.长江三角洲地区城市臭氧污染特征与影响因素分析[J].环境科学学报,2015,35(8):2370-2377.

[18]邵平,辛金元,安俊琳,等.长三角工业区夏季近地层臭氧和颗粒物污染相互关系研究[J].大气科学,2017,41(3):618-628.

[19]JIA M,ZHAO T,CHENG X,et al.Inverse relations of PM2.5 and O3 in air compound pollution between cold and

---

hot seasons over an Urban Area of East China[J]. *Atmosphere*, 2017, 8(12):59.

[20]GIANG T, HIKARI S, KATSUSHIGE U, et al. Numerical assessment of PM<sub>2.5</sub> and O<sub>3</sub> air quality in Continental Southeast Asia: Impacts of potential future climate change[J]. *Atmospheric Environment*, 2019, 215:116901.

[21]刘晓环. 我国典型地区大气污染特征的数值模拟[D]. 山东大学, 2010.

[22]WANG P, GUO H, HU J, et al. Responses of PM<sub>2.5</sub> and O<sub>3</sub> concentrations to changes of meteorology and emissions in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 662:297-306.

[23]赖安琪, 陈晓阳, 刘一鸣, 等. 珠江三角洲 PM<sub>2.5</sub> 和 O<sub>3</sub> 复合污染过程的数值模拟[J]. *中国环境科学*, 2017, 37(11):4022-4031.

[24]ZHAO S, YU Y, QIN D, et al. Analyses of regional pollution and transportation of PM<sub>2.5</sub> and ozone in the city clusters of Sichuan Basin, China[J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2019, 10(2):374-385.

[25]李婷婷, 尉鹏, 程水源, 等. 2005-2014年中三角城市群大气污染特征及变化趋势[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(5):2977-2984.

[26]李莉. 典型城市群大气复合污染特征的数值模拟研究[D]. 上海大学, 2013.

[27]陈优良, 陶天慧, 丁鹏. 长江三角洲城市群空气质量时空分布特征[J]. *长江流域资源与环境*, 2017, 26(5):687-697.

[28]王昂扬, 潘岳, 童岩冰. 长三角主要城市空气污染时空分布特征研究[J]. *环境保护科学*, 2015, 41(5):131-136.

[29]张静, 吕军, 项瑛, 等. 江苏省四季变化的分析[J]. *气象科学*, 2008(5):5568-5572.

[30]孙丹丹, 杨书运, 王体健, 等. 长三角地区城市 O<sub>3</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 污染特征及影响因素分析[J]. *气象科学*, 2019, 39(2):164-177.

[31]王占山, 李云婷, 陈添, 等. 北京城区臭氧日变化特征及与前体物的相关性分析[J]. *中国环境科学*, 2014, 34(12):3001-3008.

[32]李海涛, 邵泽东. 空间插值分析算法综述[J]. *计算机系统应用*, 2019, 28(7):1-8.

[33]高平, 庄立跃, 王龙, 等. 广州地区秋季不同站点类型地面臭氧变化特征与影响因子[J]. *环境科学*, 2020.

[34]LI K, JACOB D J, LIAO H. Anthropogenic drivers of 2013-2017 trends in summer surface ozone in China [J]. *PNAS*, 2019, 116(2):422-427.

[35]MO Y Q, Li Q, KARIMIAN H, et al. A novel framework for daily forecasting of ozone mass concentrations based on cycle reservoir with regular jumps neural networks[J]. *Atmospheric Environment*, 2020.

[36]李浩, 李莉, 黄成, 等. 2013年夏季典型光化学污染过程中长三角典型城市 O<sub>3</sub> 来源识别[J]. *环境科学*, 2015, 36(1):1-10.

- 
- [37]王红丽.上海市大气挥发性有机物化学消耗与臭氧生成的关系[J].环境科学, 2015, 36(09):3159-3167.
- [38]曹庭伟, 吴锴, 康平, 等.成渝城市群臭氧污染特征及影响因素分析[J].环境科学学报, 2018, 38(4):1275-1284.
- [39]RICCARDO O, GIUSEPPE C, LUISELLA C, et al. Association between PM10, PM2.5, NO2, O3 and self-reported diabetes in Italy:A cross-sectional, ecological study[J].Plos One, 2018, 13(1):e0191112.
- [40]张文方, 郑艳红, 孙德智, 等.北京夏季道路环境中 NO<sub>x</sub>, NMHCs 及气象因子对 ρ(O<sub>3</sub>)的影响[J].环境科学研究, 2010, 23(5):601-605.
- [41]刘冬惠, 张海燕, 毕军.区域大气污染协作治理的驱动机制研究——以长三角地区为例[J].中国环境管理, 2017, 9(2):73-79.
- [42]肖建能, 杜国明, 施益强, 等.厦门市环境空气污染时空特征及其与气象因素相关分析[J].环境科学学报, 36(9):3363-3371.
- [43]刘芷君, 谢小训, 谢旻, 等.长江三角洲地区臭氧污染时空分布特征[J].生态与农村环境学报, 2016, 32(3):445-450.
- [44]黄俊, 廖碧婷, 吴兑, 等.广州近地面臭氧浓度特征及气象影响分析[J].环境科学学报, 2018, 38(1):23-31.
- [45]杨冕, 王银.长江经济带 PM2.5 时空特征及影响因素研究[J].中国人口·资源与环境, 2017, 27(1):91-100.
- [46]程念亮, 李云婷, 张大伟, 等.2014 年北京市城区臭氧超标日浓度特征及与气象条件的关系[J].环境科学, 2016(6):2041-2051.
- [47]周一敏, 赵昕奕.北京地区 PM2.5 浓度与气象要素的相关分析 [J].北京大学学报: 自然科学版, 2017(53):124.
- [48]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):32-41.