

上海中心城区 2013~2020 年期间环境 空气质量特征影响因素研究

张沪春¹

(上海静安区环境监测站, 上海 200042)

【摘要】: 为了解发达中心城区空气质量的影响因素及探索进一步改善这类区域空气质量的可能途径, 采用 Excel 对上海某中心城区 2013~2020 年常规大气污染物的变化情况进行了统计处理, 研究分析了与该中心区空气质量相关的影响因素及与上海全市区域的常规污染物浓度间的关系。结果表明, 2013 年~2020 年期间, 与上海全市区域空气质量变化情况相同, 该中心城区的 PM₁₀、PM_{2.5} 和 SO₂ 呈现显著下降趋势, O₃ 整体呈上升趋势, NO₂ 和 CO 的变化平缓; 其中, PM_{2.5} 的月均值变化呈现“冬高夏低”的规律, O₃ 的月均值变化呈现“夏高冬低”的趋势, 中心城区与上海全市的环境空气质量高度相关, 其大气污染控制的可行措施集中在交通源, 非道路移动源和厨房油烟等生活源。

【关键词】: 发达地区中心城区 空气质量 时间变化 特征分析

【中图分类号】: X823 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1001-3644(2022)03-0124-08

前言

自国家环境空气质量标准 2012 年修订版实施以来, 我国各级管理部门以大气 10 条为导向开展了持续深入的大气污染控制攻坚行动, 并取得了明显成效。根据中华人民共和国生态环境部发布的 2013 年环境统计年报^[1]和 2019 年中国生态环境统计年报^[2], 2013 年全国二氧化硫、氮氧化物排放量分别为 2043.9、2227.4 万 t, 2019 年全国废气中二氧化硫排放量为 457.3 万 t, 比 2013 年减少了 77.6%; 2019 年全国废气中氮氧化物排放量为 1233.9 万 t, 比 2013 年减少了 44.6%。我国的大气污染治理工作已经取得了显著的成效, 但在 PM_{2.5} 污染得到抑制的同时, O₃ 污染逐渐显现, 不同大气污染源的贡献率也发生了明显变化^[3,4,5,6], 我国的大气污染控制进入到 PM_{2.5} 和 O₃ 协同控制阶段^[7,8]。对于发达地区的中心城区, 传统的工业类型的大气污染源已基本消失, 如何进一步有效地提升环境空气质量成为相关管理部门面临的新问题。

分析环境空气质量变化特征及其影响因素有利于更好地制定改善环境空气质量的对策。目前已有诸多学者对我国许多地区的空气质量特征进行了时空尺度上的分析, 包括京津冀、长三角、东北地区、陕甘宁地区、华北地区、云南省等等^[9,10,11,12,13,14,15,16], 各地区的大气污染物变化特征和来源各不相同, 不同区域的经济发展水平与其空气质量的相关性也有每个区域特殊的规律^[17]。但目前针对发达的中心城区的环境空气质量及其影响因素的研究报道不多, 本文以经济发达的上海某中心城区为研究对象, 分析该中心城区与上海全市在 2013~2020 年间 6 种常规大气污染物在时间尺度上的变化特征和相互关系, 探讨影响发达地区中心城区的环境空气质量的因素及进一步改善的可能途径。

作者简介: 张沪春(1965-), 男, 江苏宿迁人, 1986 年毕业于上海工业大学环境监测专业, 工程师, 主要从事环境监测方面的工作。

1 研究材料与方法

1.1 研究区域概况

上海市地处长江入海口，是国际经济、金融、贸易、航运、科技创新中心。2020 年，上海全市生产总值规模跻身全球城市第六位，全市生产总值 38700.58 亿元，其中第三产业增加值占全市生产总值的比重为 73.1%^[18]。某中心城区地处上海市中心，2020 年实现地区生产总值 2323.08 亿元，产业结构以第三产业为主。该区以现代服务业为主体的第三产业包括商贸服务业，法律、投资、检测等等国内外的专业服务业，金融服务业，文化创意服务业，信息技术服务业。2020 年该区第三产业共实现税收 658.66 亿元，占税收总额的比重 96.0%^[19]。

1.2 数据来源

本研究选取 2013~2020 年上海市空气质量实时监测数据为分析基础，数据来源于上海市环境监测中心，上海全市的污染物数据为国控点平均值，中心城区污染物数据为位于该区国控点的监测数据，包括 SO_2 、 NO_2 、 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 O_3 、CO 等 6 项常规污染物，本研究涉及的大气污染物浓度均统一成参比状态下的浓度，即大气温度为 298.15K，大气压力为 1013.25hPa 时的状态。气象数据来源于中国气象年鉴，包括上海全市的平均气温、降水量、相对湿度。风速数据来源于美国国家海洋和大气管理局 (NOAA) 国家环境信息中心网站 (NCEI) (NOAA-National Centers for Environmental Information)，站点为“SHANGHAI HONGQIAO, CH”。

环境空气质量监测站点分布位置如图 1 所示。

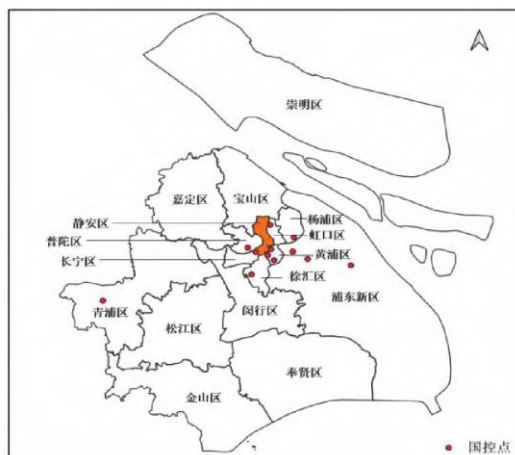


图 1 监测站点分布图

1.3 评价方法

利用 Excel 完成 6 项污染物 (SO_2 、 NO_2 、 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 O_3 、CO) 的年均浓度、月均浓度的计算，通过绘制污染物浓度随时间变化的折线图，分析自国家环境空气质量标准 2012 年修订版实施以来中心城区及上海市的空气质量变化特征。

结合同时期内上海市的温度、降水量、相对湿度、风速等气象数据，分析污染物变化特征与气象条件变化的关联性。

2 结果与讨论

2.1 中心城区与上海全市 6 项污染物浓度的年度变化趋势

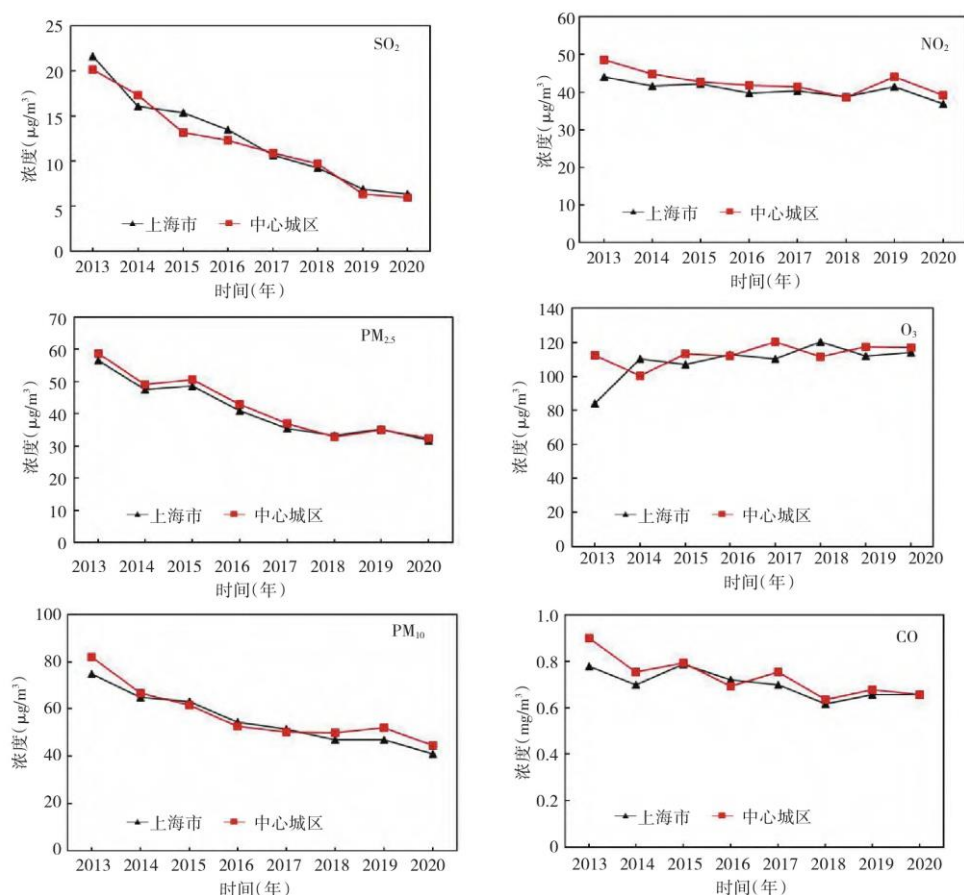


图 2 2013~2020 年上海市和中心城区大气污染物年均值对比

如图 2 所示, 2013~2020 年期间, 中心城区和上海全市的 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 和 SO_2 均呈显著下降趋势, O_3 浓度则总体呈上升趋势, NO_2 和 CO 浓度呈缓慢下降的态势。

2013~2020 年中心城区的 $\text{PM}_{2.5}$ 的年均值范围为 $32.3 \sim 58.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2020 年 $\text{PM}_{2.5}$ 年均值浓度最低, 为 $32.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 较 2013 年下降 45.1%; 中心城区 PM_{10} 的年均值范围为 $44.6 \sim 81.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 且呈现明显的逐年下降趋势, 2020 年 PM_{10} 年均值浓度最低, 为 $44.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 比 2013 年下降 45.6%; 具有相同变化趋势的还有 SO_2 , 2013 年中心城区 SO_2 年均值最高, 为 $20.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2020 年浓度最低为 $5.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 呈逐年下降趋势, 下降了 70.5%。2013~2020 年中心城区的 NO_2 年均值的变化趋势平缓, 8 年间 NO_2 年均值为 $42.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 其中 2013 年 NO_2 年均值最高为 $48.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 比平均值高了 13.8%, 2018 年最低为 $38.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 比平均值低 9.6%, 2020 年比 2013 年下降了 19.4%。 O_3 不同于其他 5 种污染物, 上海全市和中心城区的 O_3 年际变化趋势有明显差异, 相邻年份间出现交叉。中心城区 8 年的 O_3 平均浓度为 $113.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2017 年是 O_3 浓度最高的年份达 $120.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2013 年的 O_3 浓度与平均值接近达 $112.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2020 年比 8 年平均相比还高了 $4.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, O_3 污染问题日益突出。上海市 O_3 浓度在 8 年间总体呈缓慢上升态势, 8 年平均值为 $108.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2013 年 O_3 的年均值是近 8 年来最低的, 自 2014 年起浓度有明显升高, 2016~2020 年期间的 O_3 年均值均高于平均值, 在 2018 年达到最高。

2013~2020 年上海市和中心城区大气污染物年均值比较情况表明, 除 O_3 外, 对于 SO_2 、 NO_2 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 CO , 上海全市和中

中心城区的年际变化趋势无明显差异，整体上呈现逐渐逐年下降的趋势，其中 SO_2 、 $\text{PM}_{2.5}$ 、 PM_{10} 下降趋势明显，表明上海市的大气污染防治工作成效明显。

2.2 $\text{PM}_{2.5}$ 月份变化情况及管控需求分析

为了解 $\text{PM}_{2.5}$ 在一年中的变化趋势情况，将 2013~2020 年中心城区和上海市的 $\text{PM}_{2.5}$ 按月份取平均值，月度变化情况如图 3 所示，1 月和 12 月的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度最高，2~8 月 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度逐月下降，9、10 月开始缓慢上升，在 11 月和 12 月 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度急剧升高。观察 $\text{PM}_{2.5}$ 变化特征和季节的关联性， $\text{PM}_{2.5}$ 的月均值变化规律呈现“冬高夏低”的趋势，秋冬季浓度较高，而冬季的月均值最高，且秋冬季时，中心城区和上海市的 $\text{PM}_{2.5}$ 月均值基本一致。

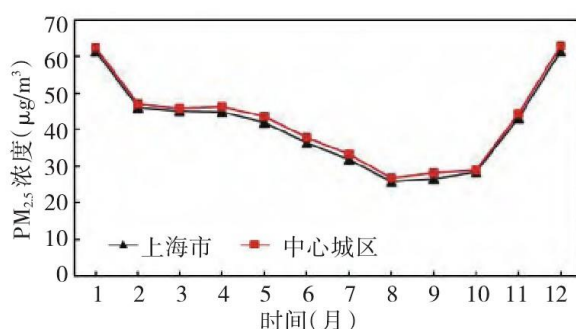


图 3 2013~2020 年上海市和中心城区 $\text{PM}_{2.5}$ 月度变化情况

$\text{PM}_{2.5}$ 污染问题受到本地排放源、气象条件以及周边地区污染物跨区域输送的影响。庄旻^[20]等人通过分析上海城区的大气 $\text{PM}_{2.5}$ 样品发现，冬季 $\text{PM}_{2.5}$ 样品中有机物分子数量最多，夏季样品中含有的有机分子数最少，不排除北方供暖季污染物排放量增大、污染气团对上海市 $\text{PM}_{2.5}$ 的影响。同时，余钟奇^[21]等人研究了 2018 年秋冬季长江三角洲各省市 $\text{PM}_{2.5}$ 不同来源的贡献率情况，其中区域输送和本地排放的贡献率分别达到 46.8% 和 53.2%，而区域输送中以长三角区域内部输送为主。而梅梅^[22]等人研究发现，人为减排是长三角区域 $\text{PM}_{2.5}$ 逐年改善的主要因素，气象因素的贡献较小甚至为负。

综合上述分析，结合中心城区 $\text{PM}_{2.5}$ 的月度变化情况，对于中心城区而言，在基本无工业污染源的情况下，欲进一步控制 $\text{PM}_{2.5}$ ，一方面需要依托上海加大全市范围的大气污染物减排力度和长三角区域间的大气污染联防联控，同时需因地制宜强化本地餐饮油烟等生活源和建筑工地扬尘源、非道路移动源等的控制，优化区域内的交通管理减少移动源排放强度。

2.3 O_3 月份变化情况，影响因素及管控需求分析

将 2013~2020 年上海市和中心城区的 O_3 质量浓度按月份取平均值，月度变化情况如图 4 所示， O_3 的月均值变化情况不同于 $\text{PM}_{2.5}$ ，浓度高值集中在 5~8 月，而秋冬季开始 O_3 浓度降低，在 12 月和 1 月达到最低。

为了进一步分析上海市中心城区 O_3 变化规律的影响因素，选取三个典型年份的 O_3 月度变化情况(图 5)，结合同时期 NO_2 月度变化情况(图 6)，以及温度、降水量、平均风速、相对湿度等气象条件(图 7、图 8)， PM_{10} 、 SO_2 、 CO 的月度变化情况(图 9)，分析 O_3 和其他常规大气污染物、气象参数之间的关联性。

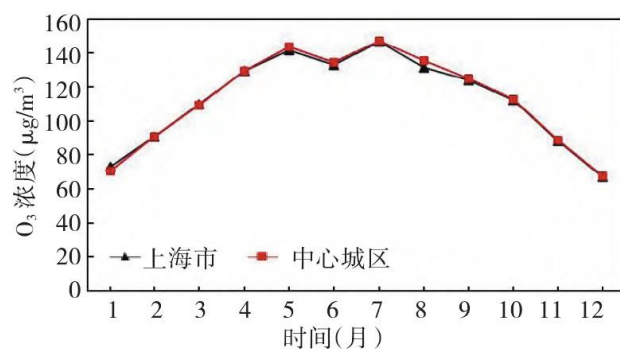


图 4 2013~2020 年上海市和中心城区 O₃ 月度变化情况

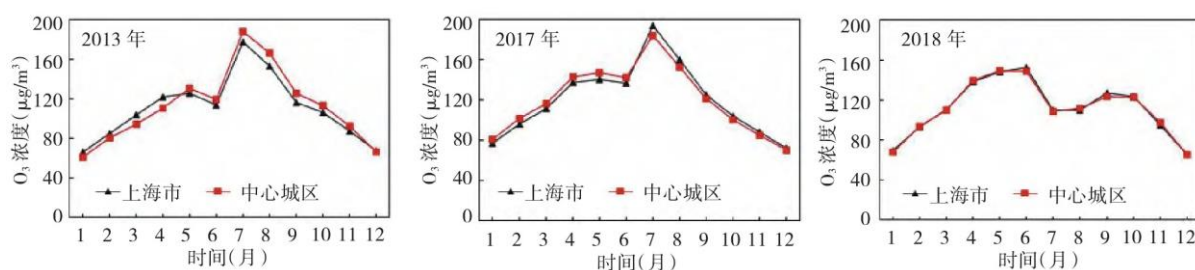


图 5 典型年份上海市和中心城区 O₃ 浓度的月均值变化情况

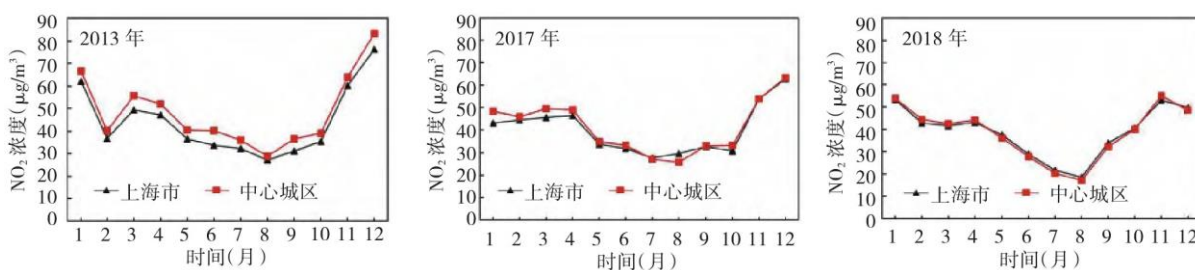


图 6 典型年份上海市和中心城区 NO₂ 浓度的月均值变化情况

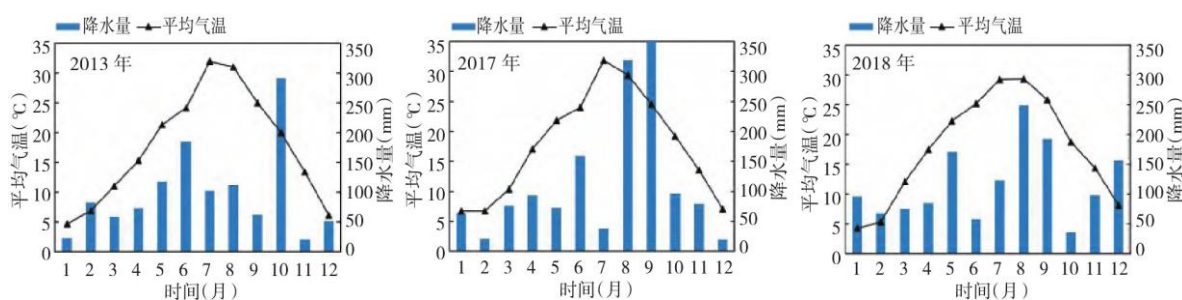


图 7 典型年份上海市各月平均气温、降水量的变化情况

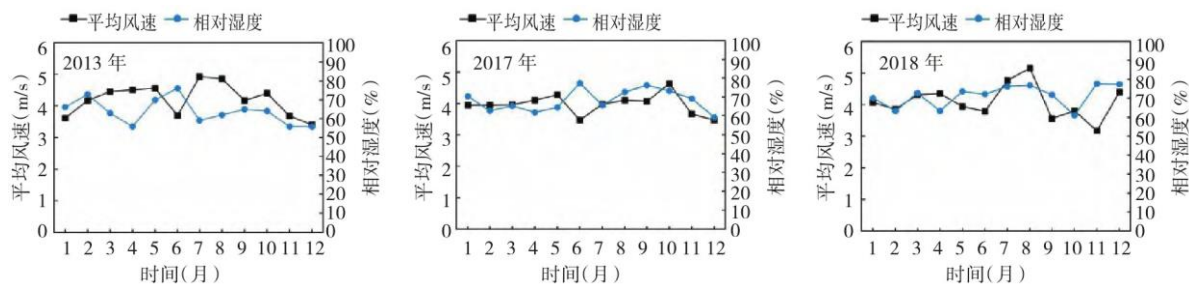


图 8 典型年份上海市各月平均风速、相对湿度的变化情况

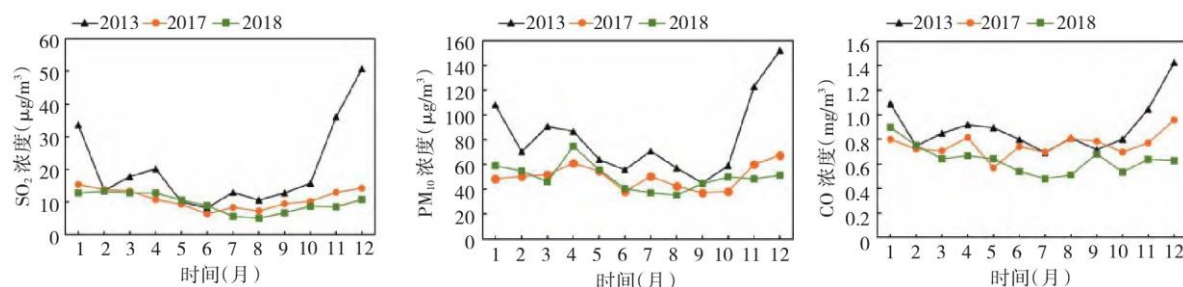


图 9 典型年份上海市 SO_2 、 PM_{10} 、CO 的月度变化情况

选取 2013 年、2017 年、2018 年作为典型年份分析上海市 O_3 的月度变化规律，如图 5 所示，2013 年和 2017 年的 O_3 呈现“夏高冬低”的情况，峰值出现在 7 月。而 2018 年的 7、8 月 O_3 却出现下降的情况，呈现“凹”字形的变化趋势，中心城区和上海全市 O_3 的 7 月均值比 6 月降低了 27.2%、28.2%，但冬季仍然是 O_3 浓度最低的时候。

O_3 污染的影响因素包括工业生产和机动车等移动源排放的氮氧化物，工业源、生活源排放的挥发性有机物，以及温度、湿度、风速等气象条件^[23, 24, 25]。 NO_2 是一次污染物，通过光化学反应可以促进 O_3 的生成，可以代表城市交通对空气污染的影响，社会经济水平较高的区域因交通密集，往往 NO_2 会处于更高的水平^[26, 27]。而气象条件中降水使大气中的水汽含量增多，影响太阳紫外辐射在光化学反应中的作用，会减弱大气的光化学反应，而高温则有利于光化学反应的增强^[4, 24]。

为探究 2018 年 O_3 变化规律不同于 2013、2017 年的原因，分析了同年份的 NO_2 月均浓度变化情况。对比图 5 和图 6，发现三个年份中 7、8 月份的 NO_2 均值总体都处于较低的水平，并没有出现与 O_3 类似的“凸变凹”或者“凹变凸”的突变情况。但 2018 年 7、8 月的 NO_2 平均浓度比 2013、2017 年下降了 21.8%~43.7%，同时，2018 年 7、8 月的 O_3 平均浓度也比 2013、2017 年低了 26.7%~43.4%，推测该时段 O_3 浓度降低可能是由于空气中较低的 NO_2 。其他污染物、气象参数与 O_3 的关系在月度变化图中没有明显的表现。

为进一步分析 O_3 在 2018 年夏季出现“反常”情况，选取 2013 年、2017 年、2018 年 7 月 16 日~8 月 15 日的风速、 O_3 、 NO_2 的日均值数据。 VOCs 作为 O_3 的前体物之一，由于现有的 VOCs 监测条件有限，未能获得上海市区内的 VOCs 浓度数据，因而不进行讨论。如图 10 所示， O_3 和 NO_2 的变化趋势相似度很高，而风速和 O_3 浓度的变化趋势则呈现出明显的“互补”现象，反映三者之间有很高的关联度。

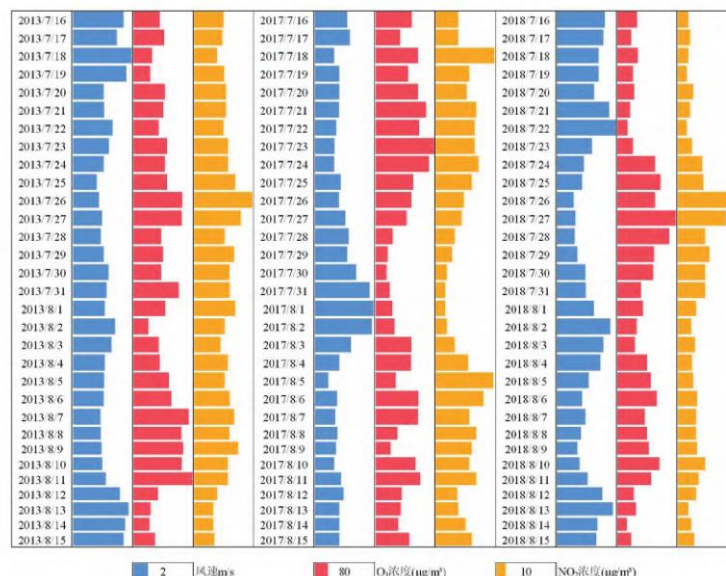


图 10 典型年份连续 31 天的风速、O₃ 浓度和 NO₂ 浓度的变化图

分别对 2013 年、2017 年、2018 年 7、8 月的风速、O₃ 浓度、NO₂ 浓度的日均值数据采用 Spearman 秩相关系数法做相关性分析，结果如上表所示。O₃ 和 NO₂、风速的相关性都十分显著 ($P < 0.05$)，其中风速对 O₃ 的影响是负相关，NO₂ 对 O₃ 的影响是正相关，风速增大对 O₃ 浓度变小，NO₂ 与 O₃ 呈同步变化的趋势。

基于上述的分析结果，2018 年 7~8 月，在 NO₂ 浓度较低且平均风速较大的情况下，臭氧浓度也出现了较低的水平。而 2013 年 7~8 月的平均风速和 2018 年接近，但 2013 年的 O₃ 却远高于 2018 年，则可能是 2013 年平均气温高、降水量小、相对湿度低及 NO₂ 的浓度水平较高带来的影响。

3 结语

3.1 2013~2020 年期间，中心城区 PM₁₀、PM_{2.5} 和 SO₂ 年均值呈现快速下降趋势，O₃ 年均值变化不大 NO₂ 和 CO 年均值呈缓慢下降的趋势。其中，中心城区 PM₁₀、PM_{2.5}、SO₂、NO₂、CO 的年际变化和上海市基本一致，而二者的 O₃ 在部分年份的变化趋势呈相反情况。

3.2 2013~2020 年，中心城区 PM_{2.5} 的月度变化呈现“冬高夏低”的规律，且上海市的 PM_{2.5} 月均值和中心城区月均值基本持平。

3.3 2013~2020 年，中心城区 O₃ 的月度变化呈现“夏高冬低”的趋势，与全市 O₃ 的趋势一致。而 2018 年夏季 O₃ 浓度降低，与 NO₂ 浓度低、平均风速大等有关。风速增大对 O₃ 浓度有削弱作用，NO₂ 对 O₃ 的生成有促进作用。同时建议加强 VOCs 监测体系的建立，以更好地指导 O₃ 的控制。3.4 对于已近基本去工业化的中心城区的空气质量改善，一方面需要依托上海市范围的大气污染物减排力度和长三角区域间的大气污染联防联控，同时需因地制宜强化餐饮油烟等生活源和建筑工地扬尘源、非道路移动源等的控制，优化区域内的交通管理减少移动源排放强度。

参考文献:

-
- [1]2013 年环境统计年报[EB/OL].<https://www.mee.gov.cn/>. 2014.11.24.
- [2]2019 年中国生态环境统计年报[EB/OL].<https://www.mee.gov.cn/>. 2021.08.27.
- [3]张倩倩, 张兴赢. 基于卫星和地面观测的 2013 年以来我国臭氧时空分布及变化特征[J]. 环境科学, 2019, 40(3):1132-1142.
- [4]孟晓艳, 李婧妍, 解淑艳, 等. 2017—2019 年中国 337 个城市及重点区域臭氧污染状况分析[J]. 中国环境监测, 2021, 37(3):9-17.
- [5]Li R,Cui L,Li J,et al.Spatial and temporal variation of particulate matter and gaseous pollutants in China during 2014 - 2016[J].Atmospheric Environment,2017,161:235-246.
- [6]张蕾. 移动源污染成为大中城市空气污染重要来源[N]. 光明日报, 2021-09-12.
- [7]张新民, 范西彩, 赵文娟, 等. 关于 O₃ 和 PM_{2.5} 协同控制的一些思考[J]. 环境影响评价, 2021, 43(2):25-29.
- [8]李红, 彭良, 毕方, 等. 我国 PM_{2.5} 与臭氧污染协同控制策略研究[J]. 环境科学研究, 2019, 32(10):1763-1778.
- [9]杨晓燕, 贾秋淼, 孙大利, 等. 京津冀主要大城市经济发展中城市化与大气环境质量的关系[J]. 岩矿测试, 2021, 40(2):273-284.
- [10]张馨用. 基于模糊综合评价的长三角地区大气污染现状研究[J]. 国土与自然资源研究, 2021, (6):26-29.
- [11]陈卫卫, 刘阳, 吴雪伟, 等. 东北区域空气质量时空分布特征及重度污染成因分析[J]. 环境科学, 2019, 40(11):4810-4823.
- [12]刘昕, 辛存林. 陕甘宁地区城市空气质量特征及影响因素分析[J]. 环境科学研究, 2019, 32(12):2065-2074.
- [13]许文轩, 田永中, 肖悦, 等. 华北地区空气质量空间分布特征及成因研究[J]. 环境科学学报, 2017, 37(8):3085-3096.
- [14]邓鑫, 于站良, 赵桂英, 等. 2015~2019 年云南省城市空气质量特征及影响因素研究[J]. 四川环境, 2021, 40(4):89-95.
- [15]朱佳霖, 丁问微. 北京市大气污染治理成效及“十四五”防治措施[J]. 中华环境, 2021, (4):51-53.
- [16]沈楠驰, 周丙锋, 李珊珊, 等. 2015—2019 年天津市大气污染物时空变化特征及成因分析[J]. 生态环境学报, 2020, 29(9):1862-1873.
- [17]Padilla C M,Kihal-Talantikite W,Vieira V M,et al.Air quality and social deprivation in four French metropolitan areas—a localized spatio-temporal environmental inequality analysis[J].Environ Res,2014,134:315-324.

-
- [18]上海市统计局. 2020 年上海市国民经济运行情况[EB/OL]. <http://tjj.sh.gov.cn/>. 2021.01.24.
- [19]上海市静安区人民政府. 经济发展[EB/OL]. <https://www.jingan.gov.cn/>. 2021.04.29.
- [20]庄旻, 马英歌, 程玉璜, 等. 上海城区 PM_{2.5} 中有机组分及硝基芳香化合物分布特征[J]. 环境科学, 2022, 43(4):1725-1737.
- [21]余钟奇, 瞿元昊, 周广强, 等. 2018 年秋冬季长江三角洲区域 PM_{2.5} 污染来源数值研究[J]. 中国环境科学, 2020, 40(10):4237-4246.
- [22]梅梅, 徐大海, 朱蓉, 等. 减排措施与气象因子对 2013—2019 年中国大陆地区 PM_{2.5} 浓度变化的贡献[J]. 环境科学学报, 2021, 41(7):2519-2529.
- [23]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.
- [24]王亚林, 易睿, 陈相辉. 长江三角洲典型城市臭氧污染特征与影响因素分析——以扬州市为例[J]. 四川环境, 2017, 36(2):76-80.
- [25]白羽, 唐毅, 殷晓梅, 等. 攀枝花市区及盐边县城区城市臭氧污染状况研究[J]. 四川环境, 2021, 40(2):42-51.
- [26]Branis M, Linhartova M. Association between unemployment, income, education level, population size and air pollution in Czech cities: evidence for environmental inequality? A pilot national scale analysis[J]. Health & Place, 2012, 18(5):1110-1114.
- [27]Jerrett. Do socioeconomic characteristics modify the short term association between air pollution and mortality? Evidence from a zonal time series in Hamilton, Canada[J]. J Epidemiol Community Health, 2004, 58(1):31-40.