新冠疫情防控期间昆山市空气质量变化

吴珂[1] 陈慧敏[2*] 汪婷[1] 庄炳亮[2] 王体健[2] 夏蕴玉[1] 吴俊梅[1]

1 昆山市气象局，江苏 昆山 215337

2 南京大学 大气科学学院 大气环境研究中心，江苏 南京 210023

摘　要 为了应对新冠疫情，昆山市严格遵守国家防疫规定，自 2020 年 1 月 24 日开始采取了严格的封锁管控措施。以机动车活动为首的人为排放量因而减少，空气质量也因此发生变化。利用昆山市环境监测网络，并结合气象观测系统，综合运用数理统计和空间分析方法，针对疫情防控前期（2020 年 1 月 1 日-1 月 20 日）和疫情管控期间（2020 年 1 月 27 日-2 月 15 日）两个阶段，调查人类活动模式变化对昆山市空气质量的影响。结果表明，昆山市污染治理工作取得良好进展，与过去 3 年同期（1 月 1 日至 2 月 15 日）相比，颗粒物（$PM_{2.5}$ 和 PM_{10}）超标天数减少了 4 天，但日最大 8 小时臭氧浓度（MDA8 O_3）升高了 14%，表明严重的 O_3 污染已不局限于夏季，而即将成为全年多发性问题。由于疫情期间以交通部门为首的排放量减少，O_3 的重要前体物二氧化氮（NO_2）以及颗粒物浓度均显著下降，疫情管控期间内 MDA8 O_3 的升高（62%）。选取污染个例研究发现，即使在减排的情况下也可能发生严重的污染事件，因而气象条件对空气质量的影响是不可忽视的。本研究进一步了解了昆山市主要污染物在冬季的浓度特征，并探究了人为源及气象要素对污染物的影响，也将为长三角城市尺度的气溶胶的模拟和预测结果提供科学参考。

关键词 新冠疫情、封锁管理、空气污染、气象条件、观测分析

文章编号 **中图分类号** **文献标识码 A**

doi:10.3878/j.issn.1006-9895.2201.21171

收稿日期：2021.09.09 **网络预出版日期：**

作者简介 吴珂，女，1983 年出生，高级工程师，主要从事短期预报及大气污染研究。E-mail:ketchup11@163.com

通讯作者 陈慧敏，E-mail: mg1728037@smail.nju.edu.cn

资助项目 国家重点研究发展计划(2019YFA0606803)；国家自然科学基金(42075099, 41675143, 42077192, 41621005)；中央高校基本科研基金(0207-14380169)

Found by National Key Research and Development Program(2019YFA0606803); National Natural Science Foundation of China(42075099, 41675143, 42077192, 41621005); Basic Scientific Research Fund of Central Universities(0207-14380169)

Impact of the COVID-19 Lockdown on Air Quality in Kunshan, Eastern China

Ke Wu[1], Huimin Chen[2*], Ting Wang[1], Bingliang Zhuang[2], Tijian Wang[2], Yunyu Xia[1], Junmei Wu[1]

1 Kunshan Meteorological Bureau, Kunshan 215337, Jiangsu

2 School of Atmospheric Sciences, CMA-NJU Joint Laboratory for Climate Prediction Studies, Jiangsu Collaborative Innovation Center for Climate Change, Nanjing University, Nanjing 210023, China

Abstract In order to deal with the COVID-19 outbreak, Kunshan has strictly followed the national epidemic prevention regulations and has taken strict lockdown measures since January 24, 2020. Anthropogenic emissions, led by motor vehicle activity, have been reduced and air quality has changed as a result. Based on the environmental monitoring network, combined with the meteorological observation system, the integrated use of mathematical statistics and spatial analysis methods have been applied to investigate the impact of variations in human activity patterns on the air quality of Kunshan city before (from January 1, 2020 - January 20) and during the lockdown (from January 27, 2020 - February 15). The results show that great progress has been made in pollution control comparing with the same period (from January 1 to February 15) in the past three years, in that the days of exceeding the standard of particulate matter ($PM_{2.5}$ and PM_{10}) have decreased by 4 days. The daily maximum 8-hour ozone concentration (MDA8 O_3), however, has increased by 14%, indicating that severe O_3 pollution is about to be a problem throughout whole year rather than limited in summertime. Due to the reduction of emissions mainly from transportation sector during the lockdown, the concentration of nitrogen dioxide (NO_2), an important precursor of O_3, and particulate matter decreased significantly while MDA8 O_3 increased during this period (62%). It is found that severe pollution events may occur even in the case of emission reduction, so the influence of meteorological conditions on air quality cannot be ignored. It is found that serious pollution events may occur even in the case of emission reduction, so the influence of meteorological conditions on air quality cannot be ignored. This study further improves

the insights into the characteristics of main pollutants in Kunshan in winter, and explores the impact of anthropogenic emissions and meteorological factors on pollutants, which will provide a scientific reference for the simulation and prediction of aerosol at the urban scale in the Yangtze River Delta, China.

Keywords: COVID-19; lockdown; air quality; meteorological conditions; observational analysis

1 引言

2019 年新冠肺炎（COVID-19）的爆发给中国带来了前所未有的社会影响（Bibek et al., 2020）。在中国国务院发布《全国突发公共事件应急预案》指导下，依法采取强制措施，制止一切大型群众性活动（如集市、集会），严格控制交通，限制居民外出务工、上课。因此，交通运输、工业生产、建筑施工，甚至餐饮运营活动显著减少，人类和生产活动仅减少到基本或最低限度。在此基础上，疫情传播得到明显控制，截至 2020 年 2 月 19 日，避免了全国范围内数十万例病例的发生（Tian et al.，2020）。

交通运输和工业生产作为重要的污染物排放源，该类活动的减少明显改善了我国的空气质量，空气质量指数（AQI）、细颗粒物（$PM_{2.5}$）、粗颗粒物（PM_{10}）、二氧化硫（SO_2）、二氧化氮（NO_2）、一氧化碳（CO）浓度均有不同程度的降低。Li et al（2020）研究发现，封城期间上海主要污染物，包括 $PM_{2.5}$、NO_2 和 SO_2 浓度分别下降 32%、45%和 20%。Bao et al（2020）发现，封城期间，华北地区的 AQI 平均下降 7.80%，$PM_{2.5}$、PM_{10}、SO_2、NO_2 和 CO 分别下降 6%、14%、7%、25%和 5%。其中 $PM_{2.5}$ 浓度的下降主要归因于硝酸盐和一次气溶胶浓度的降低（Chen et al.，2020）。Zhang et al.（2020）的研究进一步证明，封城期间中国东部的氮氧化物排放量有显著降低。然而，减排并没能完全阻止严重的霾污染事件发生在中国。Wang et al（2020）提出，运输行业的大规模减排和工业产值的小幅度下降不足以完全避免冬季的雾霾事件的发生。Huang et al（2020）也发现，交通运输过程中氮氧化物（NO_x）排放的大幅减少增加了臭氧（O_3）和夜间硝酸自由基（NO_3-）的形成，而因此增加的大气氧化能力又促进了二次颗粒物的形成，致使京津冀地区雾霾事件的发生。

长江三角洲地区位于长江平原东部，毗邻我国污染最严重的华北平原地区，同时覆盖了上海、江苏南部和浙江北部的特大城市和大城市群落。这一地区仅占中国国土面积的 2%，生产总值占中国国内生产总值的 20%以上。昆山市（120°48′21″- 121°09′04″E，31°06′ 34 ″- 31°32′36″N），地处长三角东南部、位于上海市与苏州市之间。面积约 931 平方公里，人口约 106 万，全年生产总值 4276.76 亿元（http://www.ks.gov.cn/）。作为长三角地区重要的商业中心，昆山市具有极高的城市化和工业化水平。此外，长三角城市地区的大气污染的输送和形成很大程度上受到复杂的季风和天气过程的影响（Huang et al., 2013；易睿等，2017; Shi et al., 2018; Chen et al., 2019；谢放尖等, 2021）。因此，昆山市空气质量同时受到来自当地排放和污染物远距离输送的多重影响，当地的空气污染事件

往往表现出较为复杂且多元的成因。综上所述，当地的空气污染问题值得关注。

为了更好地抗击疫情，长三角地区的封城政策可划分为以下几个阶段：封城政策前（2020 年 1 月 1 日至 1 月 23 日）；一级响应（大约 2020 年 1 月 24 日至 2 月 25 日）；二级响应（大约 2020 年 2 月 26 日至 3 月 31 日）和三级响应（2020 年 3 月 31 日以后）。中国春节（农历新年）属于一级响应期。根据国务院发布的《国家突发公共卫生事件应急预案》，预警级别根据突发公共事件可能造成的危害程度、紧急程度和发展程度确定。一般分为四级：一级（特别严重）、二级（严重）、三级（较重）、四级（一般）。2020 年 1 月 24 日，长三角地区进入一级响应，各城市积极开展疫情防控措施，包括依法采取强制措施，制止一级响应期间的集市、集会等大型群体性事件，公共场所、工业企业、建筑工地、餐饮企业等大规模停工、关闭的人员和车辆明显减少。经过两个月的艰苦努力，全国每天新确诊病例的数量急剧下降，越来越多的人被治愈出院。随着疫情的好转，2020 年 2 月 25 日，江苏省应急响应级别由一级响应下调为二级响应。第二反应期，在做好防护措施的前提下，城市陆续允许部分工业企业复工复产，可以建设工地；全村封锁全面取消，市民可以依靠卫生法规和戴口罩出行，道路交通流量逐渐增加。自 3 月 31 日起进入三级阶段，除学校等场所外，大部分活动逐步进入运行阶段，采取了严格的保护措施。

为充分探究昆山市疫情期间空气质量变化情况，针对前两阶段，对不同阶段的 $PM_{2.5}$、PM_{10}、SO_2、NO_2、CO、O_3 等空气污染物浓度进行综合分析并比较，同时分别选取了不同阶段的污染个例进行探究，以确定封锁管控前后排放和气象要素的变化对昆山市空气质量的影响。我们的目标是基于城市地面观测数据，深入了解主要污染物的特征和综合气象变量的影响，并进一步研究可能的潜在原因和机制。首先，对颗粒物质量浓度进行深入分析，详细量化封锁管控前后不同的污染水平。其次，该研究中也包括针对 O_3 污染在封锁管控前后变化的分析，以便对 O_3 污染情况有一个总体和定量的了解。最后，以典型污染事件为例，突显了气象要素对城市空气污染的综合影响。本研究依托昆山市空气质量在线监测数据和气象要素数据，总结昆山市疫情期间空气污染状况，探究污染事件成因，并在此基础上分析排放与气象条件在冬季霾污染事件中的贡献。研究结果可为长三角地区重点城市的空气环境治理提供科学依据。

2 数据和方法

昆山市环境监测站先后在昆山市设立了 13 个环境空气监测控制站，对空气污染物浓度进行监测。空气质量监测方法按照《环境空气质量标准》（GB 3095-2012）进行，监测仪器按照《环境空气质量自动监测技术规范》（HJ/T193-2005）定期校准，确保监测数据的准确性。考虑到监测站点建立时间的不一致以及监测站点在不同年份存在迁移和合并的情况，本研究选取了 8 个分布较均匀的站点，对于昆山全市污染情况具有良好的代表性（图 1）。采集的空气质量数据包括环境 AQI、$PM_{2.5}$、PM_{10}、SO_2、NO_2、CO 和 O_3。此外，本研究选取相同时期的气象观测数据以确定气象变化对大气污染物浓度的影响，包括温度（T）、风速（WS）、相对湿度（RH）、降雨量（PR）和能见度（Vis）。气象观测资料来源于昆山国家基本气象站。如前所述，由于 COVID-19 的封锁管控政策导致交通活动急剧下降，我们将 2020 年 1 月至 2 月分为两个截然不同的时间段，综合比较新冠肺炎前和新冠肺炎锁定期间多种空气污染物浓度。选取 1 月 1 日至 2 月 15 日作为研究时段，其中 1 月 1 日至 1 月 20 日为封锁管控之前，1 月 27 日至 2 月 15 日一级响应阶段（封锁管控期间）。

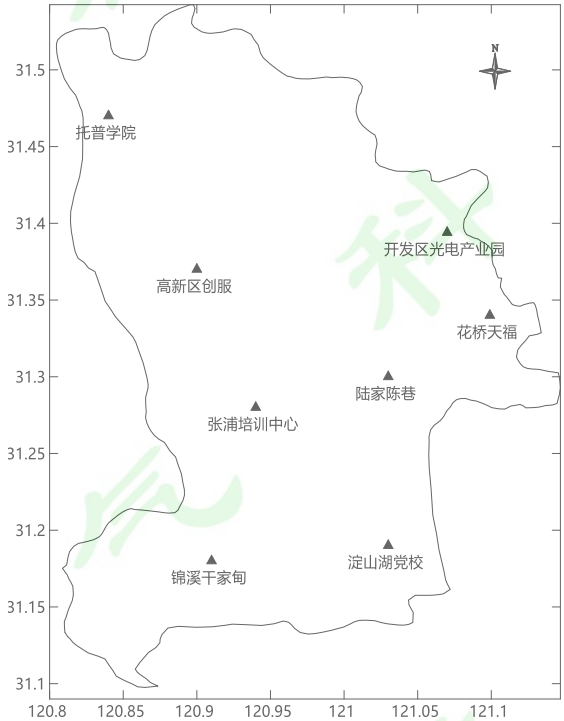

图 1 昆山市环境监测站点分布

Figure 1 Geographical location of the distribution of air quality stations in Kunshan City.

3 结果与讨论

3.1 疫情期间昆山市污染物特征分析

图 2 给出了昆山市污染物在疫情期间日均质量浓度的时间序列。观测结果表明，$PM_{2.5}$、PM_{10}、NO_2、SO_2 和 CO 的峰值和低谷一般同时出现，这可能是因为这几类污染物主要来自同一来源，即化石燃料燃烧和交通活动（Wang et al., 2008; Chow et al., 2011; Schleicher et al., 2013; Zhuang et al., 2014b; Gong et al., 2015）。同时发现，作为 O_3 污染指标的最大 8 小时滑动平均质量浓度（MDA8 O_3）相较于其余污染物浓度，表现出不同的变化规律（Xie et al., 2016；Wang et al., 2017；Chen et al., 2019）。尤其是与可以充当前体物挥发性有机物（VOCs）指示物的 CO（Novelli et al., 1998; Atkinson et al., 2000; Gao et al., 2005）和参与光化学反应的 NO_2（Wang et al., 2017）相比，可以说呈现出基本相反的变化特征。比如 1 月 7 日至 1 月 20 日 MD8 O_3 质量浓度呈现出稳步上升的变化，但其余污染物在 1 月 10 日和 16 日附近均出现了极小值。在研究期间，包括 $PM_{2.5}$（9-143 μg m^{-3}）、PM_{10}（14-170 μg m^{-3}）、SO_2（7-12 μg m^{-3}）、NO_2（11-59 μg m^{-3}）、CO（0.543-1.542 mg m^{-3}）和 MDA8 O_3（16-115 μg m^{-3}）在内的污染物质量浓度变化均比较大（表 2）。

根据中国国务院 2012 年发布并于 2016 年在全国实施的《中国环境空气质量标准》（NAAQS-CN），在研究期间（2020 年 1 月 1 日至 2 月 15 日），$PM_{2.5}$ 超标日数共 8 天（日均值大于 75 μg m^{-3}），约占 17%，PM_{10} 超标日数共 3 天（日均值大于 150 μg m^{-3}），且颗粒物超标日均大多发生在封锁管控实行之前。已有研究表明，在 2013 年颁布并施行的《大气污染防治行动计划》的指导下，将 $PM_{2.5}$ 作为对公众健康最紧迫的威胁，集中控制一次颗粒物和燃煤产生的 SO_2 的排放，虽然长三角地区的颗粒物污染依然存在（Ding et al., 2013; Wang et al., 2014; Shi et al., 2018；Gui et al., 2019），但中国大部分地区的空气质量已经得到了很好的改善（Zhang et al., 2019）。在此基础上，与 2017-2019 年 1 月 1 日至 2 月 15 日相比，昆山市污染状况表现出进一步的好转，$PM_{2.5}$、PM_{10}、SO_2、NO_2 和 CO 质量浓度分别减少了 18%，31%，47%，10%，17%，$PM_{2.5}$ 超标日数减少了 6 天，PM_{10} 超标日数减少了 1 天。然而，MDA8 O_3 质量浓度却表现出 14.01%的升高。已有研究表明，夏季中国东部的 O_3 污染情况日益严重（Li et al., 2018）。而对昆山市近几年冬季 O_3 的统计分析则表明，长三角地区严重的 O_3 污染并不局限于高温条件下的夏季，而是一个可能发生于全年的空气质量问题，但是这一点往往被大多数研究者忽

略（Xue et al., 2014；Wang et al., 2017），O_3 污染防治刻不容缓。

表 1 研究时段内昆山市天气情况

Table 1 Statistics of meteorological variables in Kunshan City.

气象要素	平均值±标准差	最大值	最小值
气温（℃）	7.9±4.0	24.0	-0.5
相对湿度（%）	81.1±20.6	100	22
风速（m s^{-1}）	1.9±1.2	7.6	0
降水（mm day^{-1}）	17.3±9.3	112.8	0
能见度（km）	9.6±7.8	30.0	0.2

表 2 污染物质量浓度及超标天数统计

Table 2 Statistics of air pollutants concentrations and exceedance.

气溶胶	平均值±标准差	最大值	最小值	超标日
$PM_{2.5}$ (μg m^{-3})	48±33	143	9	8
PM_{10} (μg m^{-3})	60±38	170	14	3
SO_2 (μg m^{-3})	9±1	12	7	0
NO_2 (μg m^{-3})	29±13	59	11	0
CO (mg m^{-3})	0.986±0.252	1.542	0.543	0
MDA8 O_3 (μg m^{-3})	75±25	115	16	0

3.2 不同时段污染物浓度差异

疫情管控政策实行期间，长三角地区机动车排放减少超过 75% （Li et al., 2020），因此，封锁管控前后的空气质量有显著差异。在疫情管控政策实行期间，自 1 月 25 日起，空气质量较为良好，$PM_{2.5}$、PM_{10}、SO_2、NO_2、CO 的日均质量浓度总体稳定在一个较低的水平，同时，标志着污染事件发生的极大值出现频次也明显减少。且与 2017-2019 年同期（1 月 27 日至 2 月 15 日）相比，疫情管控政策实行期间的 $PM_{2.5}$、PM_{10}、SO_2、NO_2、CO 的日均质量浓度也有所下降。然而在颗粒物和前体物均表现出下降的背景下，MAD8 O_3 质量浓度却显著上升，除去 2 月 11 日至 2 月 15 日浓度略微下降以外，基本

维持在 100 μg m^{-3}，相比于 2017-2019 年同期（1 月 27 日至 2 月 15 日）上升了约 20 μg m^{-3}（图 2）。总体而言，由于排放减少，2020 年疫情管控政策实行期间与疫情管控政策实行前的空气质量相比有所好转，AQI 下降了 25%。

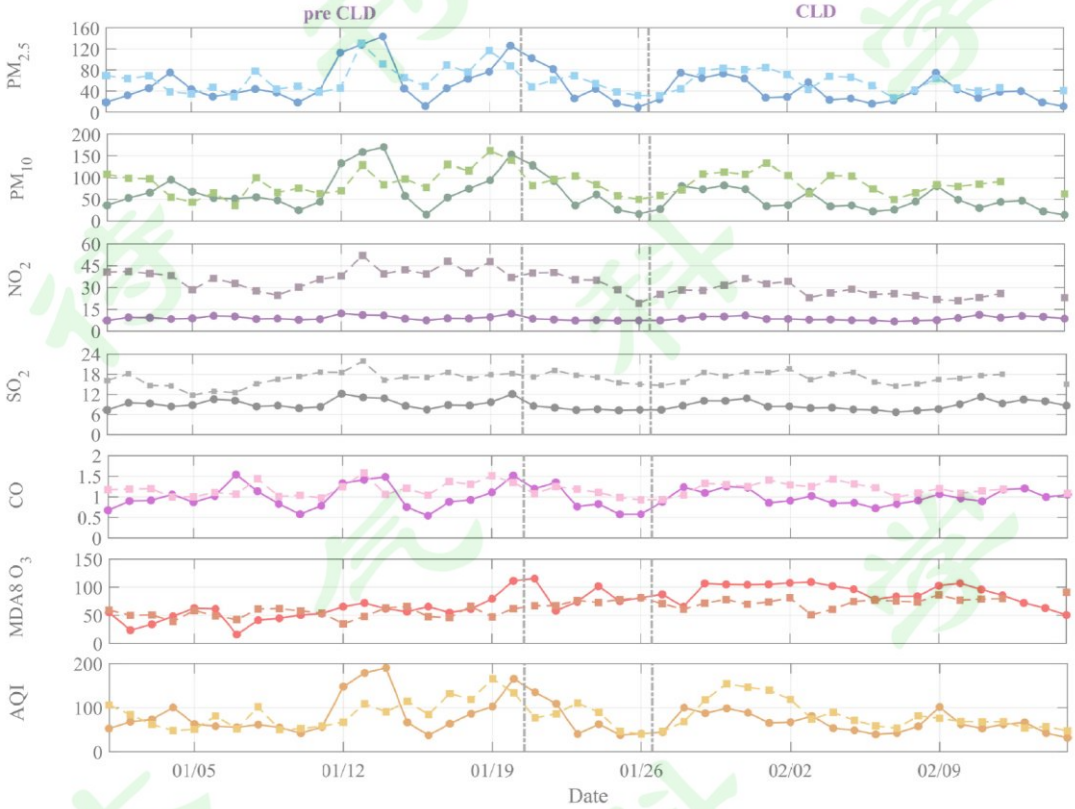

图 2 昆山市污染物质量浓度时间序列。实线部分为 2020 年污染物质量浓度，虚线部分为 2017-2019 年污染物平均质量浓度。

Figure 2 Time series of air pollutants in Kunshan City. The solid lines represent the time series of air pollutants in 2020, and the dotted lines represent the time series of mean air pollutants in 2017-2019.

值得注意的是，此次封锁管控适逢中国新年假期（2020 年 1 月 24 日至 2 月 2 日），许多行业和商业活动会在春节前两三天放缓，劳动密集型行业的假期会更早，这种现象将持续至春节后一周。因此，考虑到春节假期可能对排放和空气质量产生影响，所以将疫情管控政策实行前后（2020 年 1 月 1 日至 1 月 20 日与 1 月 27 日至 2 月 15 日）的污染物质量浓度的差异与 2017-2019 年相同时段内的质量浓度差异进行了对比（图 3）。可以看出，$PM_{2.5}$、PM_{10}、NO_2 在 2017-2019 年 1 月 27 日至 2 月 15 日时段内与 1 月 1 日至 1 月 20 日时段相比，浓度存在微弱的下降，下降幅度分别为 16%，5%和 28%。这很大

程度上是由于后期时段内适逢春节假期，昆山市内外来人口减少，人类活动因此减弱。同时发现，MDA8 O_3 浓度随着时间的推移及太阳高度角的变化而逐渐上升，两时段相比浓度上升了 41%。结果进一步表明，较之往年春节期间的影响，疫情管控政策对除了 CO 和 SO_2 以外的污染物的质量浓度产生了较为明显的影响（差异超过 10%），而 CO 和 SO_2 质量浓度表现出轻微的下降。类似的发现在已有研究中也有体现（Bao et al., 2020；Su et al., 2021）。推测原因是 CO 和 SO_2 在减排措施的影响下，尤其是 SO_2，污染物基础浓度处于低水平（Zhang et al., 2019），同时 CO 作为大气中长寿命的污染物，在大气中混合比较均匀，在短期内的变化可能不如 NO_2 等污染物明显。在此基础上，表 3 分别对疫情管控实行前后的污染物质量浓度进行了统计分析。结果表明，疫情管控实行期间 $PM_{2.5}$、PM_{10}、NO_2 的平均质量浓度较疫情管控实行前均表现出显著降低，下降幅度分别为 18 μg m^{-3}、28 μg m^{-3} 和 15 μg m^{-3}。其中，受机动车排放影响最大的 NO_2 降幅最为明显。除此以外还发现，疫情管控实行期间，颗粒物日均质量浓度的最大值鲜少超过 NAAQS-CN 标准，污染天数显著减少。同时，SO_2 和 CO 的平均质量浓度较疫情管控实行前也有所减少。然而，MDA8 O_3 的平均浓度在封锁管控政策实行期间大幅上升，从封锁管控政策实行前的 56 μg m^{-3} 急剧上升至封锁管控政策实行期间的 91 μg m^{-3}，增幅（62%）甚至超过封锁管控政策前的一半。针对上述四类质量浓度存在显著变化的空气污染物，我们统计了在不同时期的质量浓度分布频次（图 4）。结果表明，颗粒物及氮氧化物在封锁管控管理的影响下，浓度高值出现频次大大降低。$PM_{2.5}$ 频次最高的质量浓度区间由疫情管控实行前的 30-45 μg m^{-3} 变为封锁管控管理下的 15-30 μg m^{-3}；PM_{10} 频次最高的质量浓度区间由 40-60 μg m^{-3} 变为 20-40 μg m^{-3}；NO_2 频次最高的质量浓度区间由 40-50 μg m^{-3} 变为 0-20 μg m^{-3}，变化最为明显。与之相反，MDA8 O_3 频次最高的质量浓度区间由 35-50 μg m^{-3} 变为 65-80 μg m^{-3}，且频次上升到 60%，表征超过一半的时间内 O_3 的质量浓度都维持在这样一个高水平。这些发现与已有的研究大致相符。例如张宸赫等研究发现，疫情防控导致沈阳市 $PM_{2.5}$、PM_{10} 和 NO_2 质量浓度下降，但 O_3 质量浓度小幅增加；$PM_{2.5}$ 和 NO_2 对人为减排的响应更敏感。旷雅琼等结合卫星反演的长三角地区 NO_2 垂直柱浓度分析显示:除 O_3 外,其余大气污染物的平均浓度在时间上的整体变化趋势均表现为封城前>封城中>封城后。气溶胶二次生成对封城期间仍出现的颗粒物污染可能有重要贡献。O_x 浓度在封城期间也有显著上升，表明大气氧化性可能在 NO_2 减少的背景下得到强化，从而促进二次气溶胶的生成。

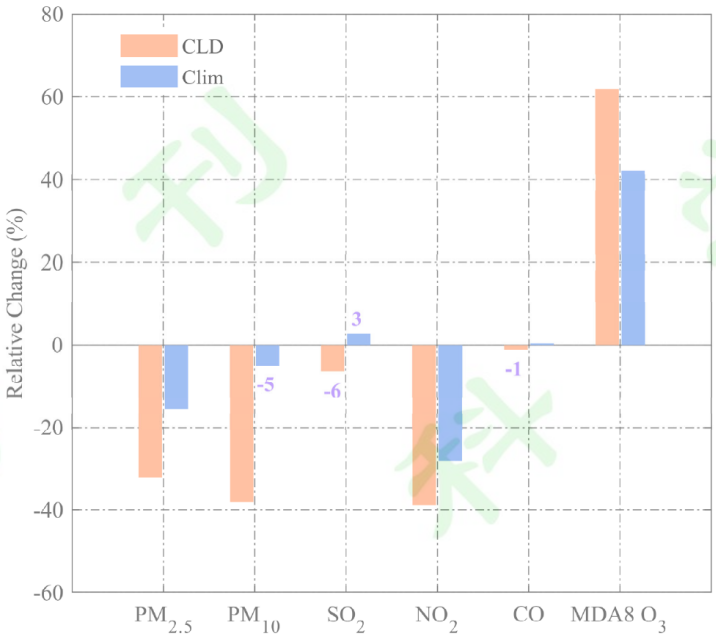

图 3 2020 年疫情管控政策（1 月 27 日至 2 月 15 日）影响下空气污染物质量浓度相对变化与过去 3 年同时段内空气污染物质量浓度相对变化（CLD：2020 年；Clim：2017-2019 年平均）

Figure 3 The difference in air pollutants during the lockdown and the pre-lockdown period and the same period during the past 3 years (CLD: 2020 year; CLIM: 2017–2019 year, the same as that in 2020).

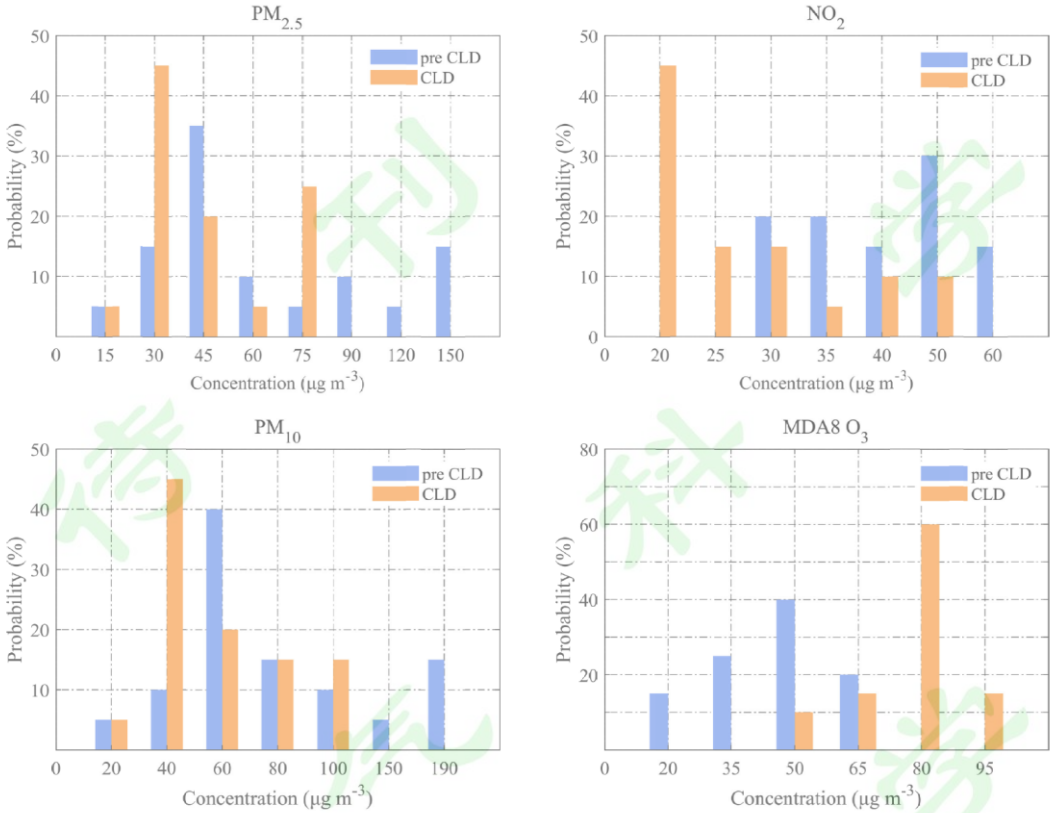

图 4 2020 年疫情管控政策影响下的重要空气污染物频率分布比较（pre CLD: 1 月 1 日至 1 月 20 日封锁管控实施前；CLD：1 月 27 日至 2 月 15 日的封锁管理期）

Figure 4 The frequency distribution of main air pollutants during the pre-lockdown and lockdown period (pre CLD:3 weeks before CLD from 1 January to 22 January 2020; CLD: COVID-19 lockdown period from 27 January to 15 February 2020).

考虑到在受人类活动影响的大气环境中，硫酸盐和硝酸盐的来源途径是由 SO_2 和 NO_x 各种化学途径被氧化从而分别生成，且占据了颗粒中的次生无机化合物的主要部分（Wang et al., 2016；Gen et al., 2019）。Sun et al.（2019）强调，作为二次气溶胶，硫酸盐和硝酸盐的形成是 $PM_{2.5}$ 出现爆炸性增长的主要原因。Huang et al.（2020）提出，在污染严重的地区，比如长三角和京津冀地区，作为 $PM_{2.5}$ 重要组分硝酸盐和硫酸盐的重要来源 NO_2 和 SO_2 减少后，$PM_{2.5}$ 并没有表现出与此相匹配的减少量级，京津冀地区甚至出现了霾污染加重的现象。在本研究中，$PM_{2.5}$ 的减幅略低于 NO_2，且 PM_{10} 的减幅也略高于 $PM_{2.5}$，猜测原因是在 O_3 质量浓度上升显著提高了大气的氧化性后，大大促进了二次气溶胶的生成，这会在一定程度上抵消减少排放造成的 $PM_{2.5}$ 减少。然而作为二次污染物与一次污染物排放的指标，$PM_{2.5}$ 与 CO 的比值（$PM_{2.5}$/CO）在封锁管控管理期间

变化较小（下降了不足 4%），因此未来可利用组分分析等手段对该问题做进一步探究。

由于 CO 质量浓度在疫情前后未出现较为明显的变化，且从对 O_3 的光化学过程的影响的角度，CO 可以作为 VOCs 的表征（Novelli et al., 1998; Atkinson et al., 2000; Gao et al., 2005; Ding et al., 2013; Chen et al., 2019），同时也有文献表明疫情管控期间，VOCs 的质量浓度下降幅度不如氮氧化物变化大（Li et al., 2020），因此初步推测 VOCs 在疫情前后 O_3 变化中并不占主导地位。综上所述，原因可以总结为以下两个方面：（1）NO_x 的减少导致 O_3 的增加。在中国大部分城市地区，由于缺乏 HO_x 自由基，O_3 的生成往往发生于 NO_x（$NO_x = NO + NO_2$）饱和的背景下（Seinfeld and Pandis, 1998）。同时，新鲜 NO 排放的减少也减缓了 O_3 的“滴定”效应（Le et al., 2020）；（2）$PM_{2.5}$ 的减少造成 O_3 的增加。气溶胶的辐射效应对 O_3 的光化学存在一定的抑制作用（Lou et al., 2014；Li et al., 2017；Wu et al., 2020；李红丽等, 2020）。同时由于 $PM_{2.5}$ 能够清除生成 O_3 的 HO_2 自由基，所以 $PM_{2.5}$ 的减少将进一步促进由 HO_2 和 NO 反应生成的 O_3 的增加（Li et al., 2018）。

从 AQI 的角度对疫情防控不同阶段进行分析，表 4 给出了昆山市不同阶段首要污染物频次统计结果。$PM_{2.5}$ 和 NO_2 无论是在疫情管控政策实行前还是疫情管控政策实行后均存在作为昆山市首要污染物的情况，与每日的空气质量关系密切，尤其是 $PM_{2.5}$，作为首要污染物占据了一半左右的时间。同时还发现，作为在封锁管控管理期间，O_3 作为首要污染物的频次大大增加，甚至高于 NO_2 的频次，这在冬天是较为罕见的，再次突显了 $PM_{2.5}$-O_3 协同控制政策制定的重要性。

选择质量浓度变化最大的 NO_2 和 O_3，研究其空间分布特征。由图 5 可见，封锁前、封锁期和过去 3 年对应时段中 NO_2 和 O_3 在各个站点的分布特征相对一致。NO_2 的平均浓度在三个阶段的高值均集中在以光电产业园、花桥、陆家陈巷和张浦为代表的（靠近）市区站点，最高值出现在开发区光电产业园站，达 51.3 μg m^{-3}，位于旅游景区的锦溪站点的 NO_2 平均浓度则较低。由于 NO_2 浓度的变化主要受机动车排放量的影响，市区机动车活动水平较高，氮氧化物的高排放导致 NO_2 浓度较高，而郊区的情况正好相反。正如在封锁期间观察到的，整个研究区域的二氧化氮平均浓度很低。这说明封锁政策降低了整个空间内机动车的活动水平，从而使整个区域的 NO_2 平均浓度显著下降，下降幅度达 19%~61%。O_3 的站点分布情况则与 NO_2 不同。在这三个阶段中，O_3 浓度在郊区站点较高，如托普学院、淀山湖党校、锦溪站点。O_3 在封锁后产生了明显的上升，所有站点的上升幅度均超过 30%。封锁降低了机动车的活动水平，从而导致了大气中 NO 浓度的降低，“滴定”效应减弱，有利于 O_3 的累积。受人为排放因素（如机动车）的影响，城市

NO 浓度较高。高浓度的 NO 阻碍了 O_3 的生成和表面 O_3 的“滴定”。郊区植被覆盖度高，自然来源的 VOCs 为 O_3 的生成提供了充足的前体物（Lu et al., 2012; Wang et al., 2013）。

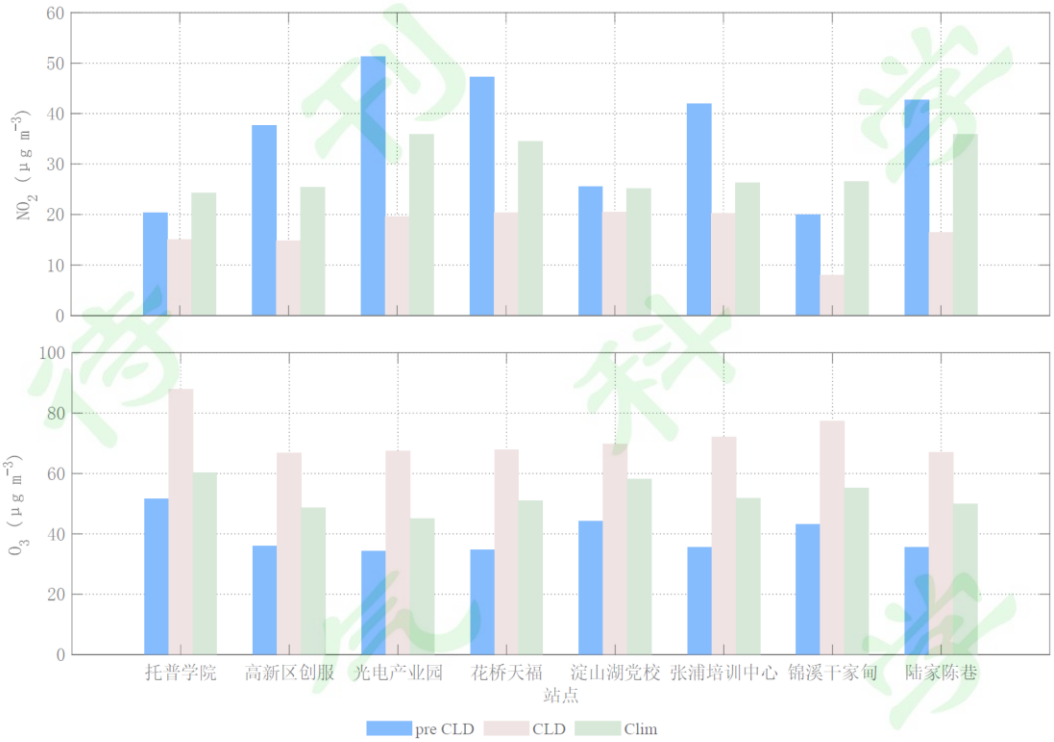

图 5 不同时期 NO_2 和 O_3 质量浓度变化（pre CLD: 2020 年 1 月 1 日至 1 月 20 日封锁管控实施前；CLD：2020 年 1 月 27 日至 2 月 15 日的封锁管理期；Clim：2017-2019 年 1 月 1 日至 2 月 15 日）

Figure 5 Concentrations of NO_2 and O_3 at each site during different periods (pre CLD:3 weeks before CLD from 1 January to 22 January 2020; CLD: COVID-19 lockdown period from 27 January to 15 February 2020; Clim: whole period from 1 January to 15 February 2017-2019).

表 3 疫情管控政策影响下的空气污染物质量浓度及相对变化率统计（*表示通过 90% 信度的 t 检验）

Table 3 Statistics of air pollutants concentration and relative variation in Kunshan City during the pre-lockdown and lockdown period.

	pre CLD			CLD			
气溶胶	平均值±标准差	最大值	最小值	平均值±标准差	最大值	最小值	变化率
$PM_{2.5}$ (μg m^{-3})	58±39	143	11	40±21	76	11	-31%*
PM_{10} (μg m^{-3})	75±44	170	15	47±22	82	14	-36%*
SO_2 (μg m^{-3})	9±3	12	7	9±1	11	7	-6%
NO_2 (μg m^{-3})	39±18	59	25	24±11	45	12	-40%*
CO (mg m^{-3})	1.014±0.299	1.542	0.543	1.000±0.158	1.252	0.724	-1%
MDA8 O_3 (μg m^{-3})	56±2	111	16	91±17	109	51	62%*

表 4 疫情管控政策影响下的空气污染物质量浓度首要污染物频次统计

Table 4 Statistics of the frequency of each air pollutant as the daily dominant pollutant during the pre-lockdown and lockdown period.

	pre CLD	CLD
$PM_{2.5}$	54%	45%
PM_{10}	4%	0
SO_2	0	0
NO_2	27%	6%
CO	0	0
O_3	0	11%

3.3 不同时段污染事件分析

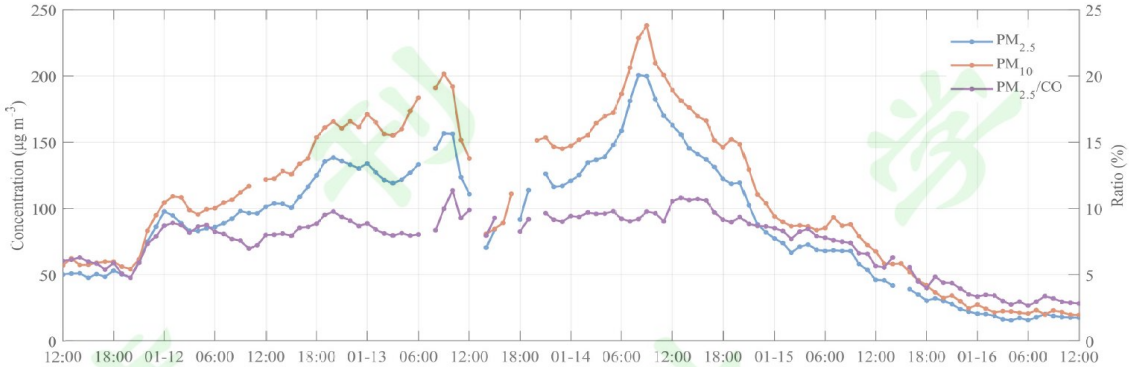

图 6 1 月 11 日 12 时至 1 月 17 日 12 时污染物质量浓度（或质量浓度比值）逐小时变化

Figure 6 Variations of PM_{10}, $PM_{2.5}$ concentration, and the ratio of $PM_{2.5}$ to CO from 12:00 on 11 January 2020 to 12:00 on 17 January 2020.

2020 年 1 月 12 日，昆山市 AQI 达到 100，且连续三天 AQI 维持在 100 以上。由于 PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 作为冬季影响昆山市空气质量的主要污染物，因此我们选取 2020 年 1 月 11 日 12:00 - 1 月 16 日 12:00 作为研究时段，对 $PM_{2.5}$、PM_{10}、CO 以及 $PM_{2.5}$/CO 的小时数据以及该时段内的气象参数采用时间序列分析方法对污染事件进行了详细研究。从图 6 可以看出，$PM_{2.5}$（PM_{10}）从 1 月 12 日 12:00 开始持续上升，1 月 13 日 12:00 已经突破 75（100）μg m^{-3}，继续攀升至当日 20:00 超过了 100（150）μg m^{-3}，并维持在较高水平直至 14 日夜间。随后在 1 月 15 日白天又迎来了一次污染高峰，从 12:00 开始至 18:00 一直维持在极高的浓度水平，甚至超过 150（200）μg m^{-3}，这次强烈的污染过程直到夜间才逐渐缓和。由于前文提及 CO 和颗粒物的时间序列分布较为类似，所以这段时间内 CO 的浓度变化便不再赘述。同时观察到，$PM_{2.5}$ 与 CO 的比值在所选研究时段内虽然存在一定的升高，但幅度并不是十分明显（约为 5%），且比值大体偏低，反应出此次污染大概率是由输送引起。气象要素变化显示（图 7），从 1 月 12 日 12:00 到 2 月 1 日 16:00，风速不断波动下降，至 1 月 14 日上午，基本维持在到 2m/s 以下。虽然温度变化，但是相对湿度一直维持在较高水平，但是没有下雨。风速的降低和湿度的增加将导致空气中颗粒物的积累。$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 在 1 月 14 日 09:00 分别达到峰值 200 和 240 μg m^{-3}。1 月 14 日午间，风速逐渐增大，达到 3.0 m/s，且湿度逐渐降低。风速的增加使颗粒物在一定程度上扩散，湿度的降低促使至 1 月 14 日夜间，PM10 率先降低至 NAAQS-CN 标准（150 μg m^{-3}）以下，$PM_{2.5}$ 随后在 1 月 15 日凌晨也降低至 NAAQS-CN 标准（75

μg m^{-3}）以下。1 月 15 日日间，昆山市迎来了一轮降水，随着降雨的持续，颗粒物“湿沉降”增加，风速增大，从而促进颗粒物扩散。1 月 15 日夜间，颗粒物质量浓度均下降到 50 μg m^{-3} 以下并伴随着能见度的回升，至 1 月 16 日白天，能见度完全稳定在 10km 以上，表明污染事件结束。分析此次污染过程的天气形势（图略）发现，11 日 500 hPa 有低槽东移过境，底层处于大湿区北缘，产生弱降水天气。12 日之后高中低都转为弱偏西到西北气流控制，地面处于高压底前部，湿度大，风力小，一度出现静风。昆山市气象台于 1 月 12 日下午发布霾黄色预警信号，14 日中午升级为霾橙色预警信号。15 日后期，受低空切变影响出现降水天气，污染物扩散清除。综上所述，从 1 月 12 日 12:00 到 1 月 15 日 18:00，颗粒物质量浓度逐渐增加，日最高温度先上升后下降，相对湿度虽然波动但依然保持较高水平。由此可见，温度和相对湿度对颗粒物浓度的影响较为复杂，两者与颗粒物浓度的关系呈非线性。随着 1 月 15 日降雨的持续出现，颗粒物浓度迅速下降，表明降雨对污染物具有“湿沉降”去除效果。

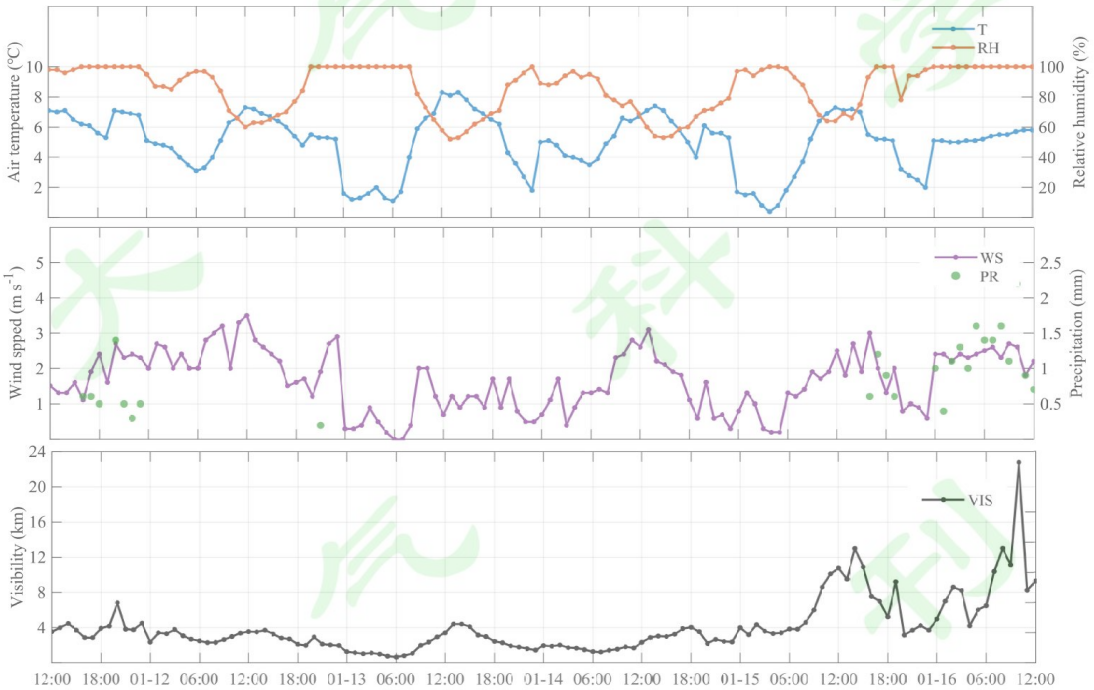

图 7 1 月 11 日 12 时至 1 月 17 日 12 时气象要素逐小时变化

Figure 7 Variations of meteorological variables from 12:00 on 11 January 2020 to 12:00 on 17 January 2020.

封锁管控管理后，颗粒物浓度如上述存在明显的下降，极少出现超过 NAAQS-CN 标准的情况，但是日间 O_3 浓度从 1 月 29 日到 1 月 31 日出现了明显上升。因此我们选取 1 月 27 日 12:00 至 2 月 1 日 00:00 作为研究时段，同样利用时间序列分析方法对该时段的 $PM_{2.5}$、PM_{10}、O_3 以及 $PM_{2.5}$/CO 的小时数据以及气象参数进行探究。图 8 显示，O_3 从 1 月 29 日 08:00 开始持续上升，当日午间已经突破 100 μg m^{-3}，并且在接下来的几天内，日最大值均达到 110 μg m^{-3}。另一方面，颗粒物的质量浓度如前文所示，整体浓度较低，只在 1 月 28 日 06:00 和 1 月 31 日 06:00 出现了短暂的升高，其中 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的最高值为 100 μg m^{-3} 和 110 μg m^{-3}。同时我们发现，颗粒物的峰值（谷值）与 O_3 的谷值（峰值）一般同时出现，二者间存在相反的时间分布。这也侧面反应出高浓度的 O_3 会为二次颗粒物的生成提供有利的氧化条件的现象（Huang et al., 2020；Chen et al., 2019）在该时段内并不明显。不同于疫情管控前的情况，在此污染个例中将重点关注 O_3 污染。从气象条件的角度来看（图 9），1 月 28 日开始，每日的日最高气温均有所上升，在 1 月 29 日和 1 月 31 日午间可达 10℃。由于颗粒物对太阳辐射存在一定的散射效果，会引起近地面降温，即“阳伞效应”，因此这部分增温可能是由气溶胶的辐射效应减弱引起的（Wang et al., 2015）。同时由于温度维持在较高水平且风速在 1 月 31 日之前均未出现明显减弱，大多维持在 2.0-6.0 m/s，因此该时段内相对湿度较低。高温低湿条件很大程度上促进了日间 O_3 的光化学生成。日出前相对湿度一般维持在较高水平，例如 1 月 28 日与 1 月 31 日晨间的湿度比起日出后有很明显的上升，与该时段内的颗粒物极大值都有很好的对应，推测可能原因是较高的湿度会引发颗粒物“吸湿增长”。降水量集中在 1 月 28 日之前，对后期污染物的清除作用并不显著。分析此次污染过程的天气形势（图略）。27 日前期 500 hPa 有低槽东移过境，底层有水汽配合，产生小雨天气，地面处于入海气旋后部，风力比较大，因此颗粒物和臭氧浓度较低。27 日后期高中低都转为偏西到西北气流控制，28-31 日高空形势基本相似，三层都处于弱偏西气流控制，地面处于高压底前部，在 31 日风力明显减小，从而出现了颗粒物短暂升高的情况。

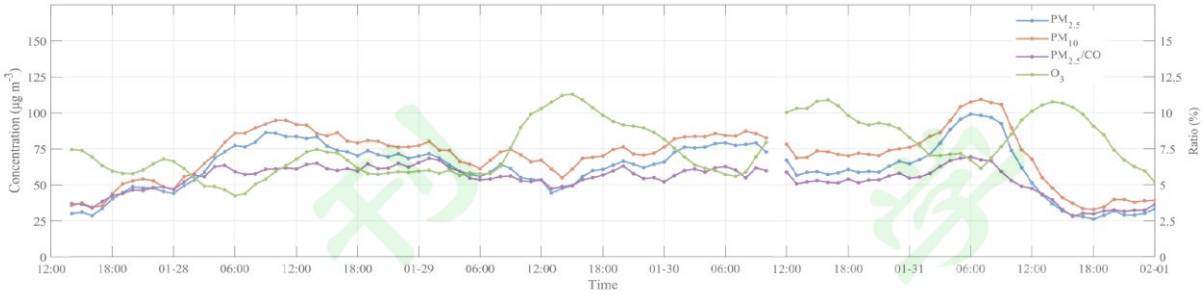

图 8 1 月 27 日 12 时至 2 月 1 日 0 时污染物质量浓度（或质量浓度比值）逐小时变化

Figure 8 Variations of PM_{10}, $PM_{2.5}$, O_3 concentration, and the ratio of $PM_{2.5}$ to CO from 12:00 on 27 January 2020 to 0:00 on 1 February 2020.

4 结论

在本研究中，基于昆山市环境监测站对污染物质量浓度的连续监测，探究了 2020 年 COVID-19 期间主要空气污染物的特征。本文从污染物时空变化和污染个例分析等方面全面讨论了疫情期间不同阶段的污染物特征以及潜在原因。PM_{10} 的平均浓度为 0.060 mg m^{-3}， 其中 $PM_{2.5}$ 占比约为 80%。$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 超标天数分别为 8 天和 3 天，比前三年平均分别减少了 3 天和 1 天。SO_2、NO_2、CO 的平均质量浓度分别为 9 μg m^{-3}、29 μg m^{-3} 和 0.986 mg m^{-3}。结果表明，自 2013 年以来，在减排政策的指导下，长三角地区颗粒物水平有所下降。然而，MDA8 O_3 的平均浓度为 75 μg m^{-3}，比往年升高 14%，表明 O_3 污染已经成为全年多发性问题。与封锁管控管理前相比，昆山市疫情管控政策实行期间的 AQI 下降了 25%。疫情管控政策实行期间 $PM_{2.5}$、PM_{10}、SO_2、NO_2 和 CO 平均质量浓度较疫情管控政策实行前分别下降 31%、36%、6%和 40%和 1%，其中 $PM_{2.5}$、PM_{10} 和 NO_2 降幅显著。相反，MDA8 O_3 的平均浓度在疫情管控政策实行期间表现出显著上升，增幅为 62%。疫情期间 NO_2 浓度的急剧下降与封锁管控管理导致的机动车活动急剧减少密切相关，同时 NO_2 和 SO_2 的减少也导致了颗粒物中硝酸盐和硫酸盐的减少。以不同阶段的污染事件为例，说明了气象条件对空气质量有显著影响，且不同气象要素对不同污染物影响程度存在差异。研究结果揭示了长江三角洲地区一次和二次大气污染物的分区域输运机制，其中相对湿度、风速和降水影响了颗粒物的堆积，而温度则影响 O_3 的光化学生成。总体而言，本研究重点探究了昆山市主要污染物在疫情期间的变化以及该过程中人类活动和气象条件对城市环境的重要影响。结合本研究的结果和前人的工作，提出了改善城市空气质量需要的协同控制措施，包括但不限于对不同排放物种减排力度

的平衡管理。但是由于缺乏实际采样和实验，无法分析封锁前后 $PM_{2.5}$ 化学成分的变化，同时也未结合模式，无法分析封锁前后 O_3 生消过程的变化，因此对气粒转换产生的二次气溶胶以及这一过程背后的机制缺乏深入了解。

参考文献：

Atkinson, R. 2000: Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x[J], Atmos. Environ., 34, 2063–2101, https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00460-4.

Bao, R., and Zhang, A. 2020. Does lockdown reduce air pollution Evidence from 44 cities in northern China[J]. Sci. Total Environ. 2020, 731, 139052.

Bibek, R.; Naveen, P.; Bikal, S., et al. Air Medical Evacuation of Nepalese Citizen during Epidemic of COVID-19 from Wuhanto Nepal. J. Nepal Med. Assoc. 2020,58, 125–133

Chen, H., Huo, J., Fu, Q., et al. 2020. Impact of quarantine measures on chemical compositions of PM2.5 during the COVID-19 epidemic in Shanghai, China[J]. Sci. Total Environ. 2020, 743, 140758.

Chen, H., Zhuang, B., Liu, J., Wang, T., et al. 2019. Characteristics of ozone and particles in the near-surface atmosphere in the urban area of the Yangtze River Delta, China[J]. Atmospheric Chemistry and Physics. 19. 4153-4175. 10.5194/acp 19-4153-2019.

Chow, J., Watson, J., Lowenthal, D., et al. 2011. $PM_{2.5}$ source profiles for black and organic carbon emission inventories[J], Atmos. Environ., 45, 5407–5414, 2011.

Ding, A., Fu, C., Yang, X., et al. 2013. Ozone and fine particle in the western Yangtze River Delta: an overview of 1 yr data at the SORPES station[J], Atmos. Chem. Phys., 13, 5813–5830, https://doi.org/10.5194/acp-13-5813-2013.

Gao, J., Wang, T., Ding, A., et al. 2005: Observational study of ozone and carbon monoxide at the summit of mount Tai (1534ma.s.l.) in central-eastern China[J], Atmos. Environ., 39, 4779–4791.

Gen, M., Zhang, R., Huang, D., et al. 2019. Heterogeneous SO_2 Oxidation in Sulfate Formation by Photolysis of Particulate Nitrate[J]. Environ. Sci. Technol. Lett. 2019, 6, 86–91.

Gong, W., Zhang, T., Zhu, Z., et al. 2015. Characteristics of PM1.0, PM2.5 and PM10 and their relation to black carbon in Wuhan, central China[J], Atmosphere, 6, 1377–1387.

Gui, K., Che, H., Wang, Y., et al. 2019. Satellite-derived PM2.5 concentration trends over Eastern China from 1998 to 2016: Relationships to emissions and meteorological parameters[J]. Environ. Pollut. 2019, 247, 1125–1133.

Huang, X., Ding, A., Gao, J., et al. 2020. Enhanced secondary pollution offset reduction of primary emissions during COVID-19 lockdown in China[J]. 10.31223/OSF.IO/HVUZY.

Huang, X., Wang, T., Jiang, F., et al. 2013. Studies on a severe dust storm in East Asia and its impact on the air quality of Nanjing, China[J], Aerosol Air Qual. Res., 13, 179-193, https://doi.org/10.4209/aaqr.2012.05.0108.

旷雅琼，邹忠，张秀英，等. 2021.长三角地区大气污染物对新冠肺炎封城的时空响应特征[J]. 环境科学学报, 41(4), 8. 10.13671/j.hjkxxb.2020.0435. Kuang Yaqiong, Zhou Zhong, Zhang Xiuying, et al.2021. Spatio-temporal response of air pollutants to COVID-19 lockdown in the Yangtze River Delta region[J]. Journal of Environmental Science(in Chinese), 41(4), 8.10.137671/j.hjkxxb.2020. 0435

Li, G., Bei, N., Cao J, Wu, J., Long, X., Feng, T., Dai, W., Liu, S., Zhang, Q., Tie, X. (2017). Widespread and persistent ozone pollution in eastern China during the non-winter season of 2015: Observations and source attributions[J]. Atmospheric Chemistry and Physics. 17. 2759-2774. 10.5194/acp-17-2759-2017.

李红丽，王杨君，黄凌，等.2020.中国典型城市臭氧与二次气溶胶的协同增长作用分析[J].环境科学学报. 2020,40(12): 4368-437. Li Hongli, Wang Yangjun, Huang Ling, et al. 2020. Analysis of the synergistic growth effects of ozone and secondary aerosols in typical cities in China[J]. Journal of Environmental Science (in Chinese), 2020, 40(12): 4368-437.

Li, K., Jacob, D., Liao, H., et al. 2019. Anthropogenic drivers of 2013–2017 trends in summer surface ozone in china[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 116(2), 422-427.

Li, L. 2020. Air quality changes during the COVID-19 lockdown over the Yangtze River Delta Region: An insight into the impact of human activity pattern changes on air pollution variation[J], Science of The Total Environment, Volume 732, 2020, 139282, ISSN 0048-9697, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139282.

Lu, K., Rohrer, F., Holland, F., et al. 2012. Observation and modelling of OH and HO_2 concentrations in the Pearl River Delta 2006: A missing OH source in a VOC rich atmosphere[J]. Atmos.Chem. Phys. 2012,12, 1541–1569.

Novelli, P., Masarilea, K., and Lang, P. 1998. Distributions and recent changes of carbon monoxide in the lower troposphere[J], J. Geophys. Res.-Atmos., 103, 19015–19033, https://doi.org/10.1029/98JD01366.

Schleicher, N., Cen, K., and Norra, S. 2013. Daily variations of black carbon and element concentrations of atmospheric particles in the Beijing megacity – Part 1: General temporal course and source identification[J], Chem. Erde-Geochem., 73, 51–60, 2013.

Seinfeld, J., and Pandis, S. 1998. From air pollution to climate change[J]. Atmos. Chem. Phys. 429-443.

Shi, C., Yuan, R.,Wu, B., et al. 2018. Meteorological conditions conducive to PM2.5 pollution in winter 2016/2017 in the Western Yangtze River Delta, China[J]. Sci. Total Environ. 2018, 642, 1221–1232.

Sun, W., Wang, D., Yao, L.,,et al. 2019. Chemistry-triggered events of PM2.5 explosive growth during late autumn and winter in Shanghai, China[J]. Environ. Pollut. 2019, 254, 112864.

Tian, H., Liu, Y., Li, Y., et al. 2020. An investigation of transmission control measures during the first 50 days of the COVID-19 epidemic in China[J]. Science. 368. eabb6105. 10.1126/science.abb6105.

Wang, G., Zhang, R., Gomez, M., et al. 2016. Persistent sulfate formation from London Fog to Chinese haze[J]. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 2016, 113, 13630–13635.

Wang, P. and Zhao, W. (2008). Assessment of ambient volatile organic compounds (VOCs) near major roads in urban Nanjing, China[J], Atmos. Res., 89, 289–297, https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2008.03.013.

Wang, P., Chen, K., Zhu, S., et al. 2020b. Severe air pollution events not avoided by reduced anthropogenic activities during COVID-19 outbreak[J]. Resour. Conserv. Recycl. 158, 104814.https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104814.

Wang T, Xue, L., Brimblecombe, P., et al. 2017. Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects[J]. Science of The Total Environment. 575. 10.1016/j.scitotenv.2016.10.081.

Wang, T. J., Zhuang, B. L., Li, S., et al. 2015. The interactions between anthropogenic aerosols and the East Asian summer monsoon using RegCCMS, J. Geophys. Res.-Atmos., 120, 5602–5621, https://doi.org/10.1002/2014JD022877.

Wang, Y., Yao, L., Wang, L., et al. 2013. Mechanism for the formation of the January2013 heavy haze pollution episode over central and eastern China[J]. Sci. China Earth Sci. 2013,57, 14–25.

Wang, Y., Ying, Q., Hu, J., et al. 2014. Spatial and temporal variations of six criteria air pollutants in 31 provincial capital cities in China during 2013–2014[J], Environ. Int., 73, 413–422.

Wu, J., Bei, N., Hu, B., et al. 2020. Aerosol–photolysis interaction reduces particulate matter during wintertime haze events[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences. 117. 201916775. 10.1073/pnas.1916775117.

谢放尖，陆晓波，杨峰，等. 2021. 2017 年春夏期间南京地区臭氧污染输送影响及潜在源区[J].环境科学. 2021,42(01),88-96. Xie Fangjian, Lu Xiaobo, Yang Feng, et al. 2021. During the spring and summer of 2017, the impact of ozone pollution transmission in Nanjing and its potential source areas[J]. Environmental Science (in Chinese). 2021,42(01),88-96.

Xie, M., Zhu, K., Wang, T., et al. (2016). Temporal characterization and regional contribution to O3 and NOx at an urban and a suburban site in Nanjing, China[J], Sci. Total Environ., 551–552, 533–545.

Xue, L., Wang, T., Louie, P., et al. 2014. Increasing external effects negate local efforts to control ozone air pollution: a case study of Hong Kong and implications for other Chinese cities[J], Environ. Sci. Technol., 48, 10769–10775, 2014.

易睿，王亚林，张殷俊，等. 2015.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, 35(8), 8. Yi Rui, Wang Yalin, Zhang Yinjun, et al. 2015. Analysis on characteristics and influencing factors of urban ozone pollution in Yangtze River Delta[J]. Journal of Environmental Science (in Chinese), 35(8), 8.

张宸赫，赵天良，陆忠艳，等. 2021. 基于 WRF-Chem 和 EMI 指数的新冠肺炎疫情期间沈阳市大气污染物浓度变化原因分析[J]. 环境科学与技术(S02):8., 10.13671/j.hjkxxb.2021.0173. Zhang Chenhe, Zhao Tianliang, Lu Zhongyan, et al. 2021. Analysis of causes of variation of atmospheric pollutant concentration in Shenyang during COVID-19 based on WRF-Chem and EMI indices[J]. Environmental Science and Technology (in Chinese) (S02):8., 10.13671/j.hjkxxb.2021.0173.

Zhang, Q., Zheng, Y., Tong, D., et al. 2019. Drivers of improved PM 2.5 air quality in China from 2013 to 2017[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences. 116.

201907956. 10.1073/pnas.1907956116.

Zhang, R., Zhang, Y., Lin, H., Feng, X., et al. 2020. Wang, Y. NOx Emission Reduction and Recovery during COVID-19 in East China[J]. Atmosphere. 2020, 11, 433.

Zhuang, B., Wang, T., Liu, J., et al. 2014b. Continuous measurement of black carbon aerosol in urban Nanjing of Yangtze River Delta, China[J], Atmos. Environ., 89, 415–424.