

北京冬季疫情期间空气质量及气象影响分析

尹晓梅^{1,2},李梓铭^{2*},乔林²,刘湘雪²,郭恒²,吴进²,朱晓婉²,邱雨露²,王继康³,张小曳⁴ (1.北京城市气象研究院,北京 100089; 2.京津冀环境气象预报预警中心,北京 100089; 3.国家气象中心,北京 100081; 4.中国气象科学研究院灾害天气国家重点实验室&中国气象局大气化学重点开放实验室,中国气象科学研究院,北京 100081)

摘要: 针对北京地区 2020 年冬季疫情防控期(1 月 24 至 2 月 29)的空气质量及两次持续性重污染过程进行分析,探究了该时段的大气污染特征及其气象影响.与过去 5a 同期相比,2020 年疫情防控期间北京冷空气强度偏弱,活动频次偏少 50%,气温偏高 0.73℃,风速和混合层高度偏低 17.8%和 32.5%,相对湿度和露点温度增加 60.9%和 48.1%,偏北风频率减少 7.5%,而偏南风 and 偏东风频率均增大 6.0%;气象条件较历史同期明显转差;虽然降水量偏多,但整体降水强度弱、时次集中,因而颗粒物的整体清除作用有限.两次重污染过程(1 月 24~29 日和 2 月 8~13 日)分别维持 59 和 75h,两个过程累积阶段(1 月 24~25 日和 2 月 9~11 日)均受区域输送影响较大,输送占比为 70%和 58%,分偏东和偏南两个通道.针对污染过程的源解析显示,本地污染贡献占比为 67%和 48%,可见在维持和加重阶段颗粒物的吸湿增长和二次生成占比增加.经分析,“高湿静稳”的不利气象背景下,大气垂直动力和水平辐合的叠加使 PM_{2.5} 和水汽在北京平原累积,将其压制在边界层内快速增长;升高的污染物也与静稳的边界层气象因子双向反馈,导致污染进一步加重.根据 EMI 指数计算,2020 年冬季疫情防控期的气象条件约引起 70.1%的 PM_{2.5} 浓度增加;而与过去 5a 同期相比,疫情防控期间排放的减少抵消了约 53%的不利气象条件影响;两次污染过程与过去 5a 同期的 9 次过程相比,EMI 分别偏大 26.9%和 19.7%,但 PM_{2.5} 浓度基本持平或略有降低.可见,在目前的排放基数上,即使出现特殊情况下的城市封锁,排放量的减少将削减污染浓度峰值,但仍不足以完全抵消不利气象条件的影响.

关键词: 疫情防控; 北京; 重污染; 气象条件; 污染特征; PM_{2.5}

中图分类号: X513 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2021)05-1985-10

Effect analysis of meteorological conditions on air quality during the winter COVID-19 lockdown in Beijing. YIN Xiao-mei^{1,2}, LI Zi-ming^{2*}, QIAO lin², LIU Xiang-xue², GUO Heng², WU Jin², ZHU Xiao-wan², QIU Yu-lu², WANG Ji-kang³, ZHANG Xiao-ye⁴ (1.Institute of Urban Meteorology, China Meteorological Administration, Beijing 100089, China; 2.Environment Meteorology Forecast Center of Beijing-Tianjin-Hebei, China Meteorological Administration, Beijing 100089, China; 3.National Meteorological Center of China Meteorological Administration, Beijing 100081, China; 4.State Key Laboratory of Severe Weather & Key Laboratory of Atmospheric Chemistry of CMA, Chinese Academy of Meteorological Sciences, Beijing 100081, China). *China Environmental Science*, 2021,41(5): 1985~1994

Abstract: The influence of meteorological conditions on the pollution processes was investigated in this study by analyzing the changes of air quality as well as the characteristics of two persistent heavy pollution episodes during the Coronavirus Disease 2019 (COVID-19) prevention (January 24 to February 29) of 2020 winter compared with the same period of 2015~2019. Cold air intensity in 2020 winter was weaker with the cold surges frequency decreased by 50%. Air temperature was 0.73℃ higher, and wind speed and mixed layer height were 17.8% and 32.5% lower, respectively. Relative humidity and dew point temperature increased by 60.9% and 48.1%, respectively. Northerly wind frequency reduced 7.5% while both of southerly and easterly wind increased 6.0%. As shown above, all meteorological conditions in 2020 winter were significantly more favorable for air pollution than the same historical period. Moreover, two heavy pollution episodes (January 24~29 and February 8~14) lasted for 59 and 75 hours were analyzed. At the cumulative stage, regional transport that can be divided into east and south channel greatly affected PM_{2.5}, with the contribution of 70% and 58% for two episodes. By contrast, the contribution of local pollution was 67% and 48%, respectively, indicating the increased proportion of hygroscopic growth and secondary generation in the maintenance and aggravation stages. Under the meteorological background of “high humidity and high atmospheric stability”, the combined effects of atmospheric vertical dynamics and horizontal convergence accumulated PM_{2.5} and water vapor in Beijing plain and prevented them from spreading beyond the boundary layer. Further bidirectional feedback between increased pollutants and meteorological factors in stable boundary layer resulting in aggravation of pollution. According to EMI index, meteorological conditions during the epidemic prevention in 2020 winter caused an increase of 70.1% in PM_{2.5} concentration compared to pre-COVID-19. Emissions reduction caused by emergency measures for COVID-19lockdown offset 53% of the adverse impact induced by meteorological conditions. As

收稿日期: 2020-09-07

基金项目: 2021 年度中国气象局创新发展专项任务(CXFZ2021Z034);北京市气象局科技项目(BMBKJ201901004)

* 责任作者, 工程师, szb850804@163.com

for the two episodes in 2020 winter, EMI was 26.9% and 19.7% larger than the average of other nine episodes in the corresponding period of 2015~2019, and $\text{PM}_{2.5}$ concentration was basically unchanged or slightly reduced. Overall, if the current social emission level is not changed, emission reduction caused by city blockade under special circumstances can only partially reduce the pollution concentration, however, cannot completely offset the adverse impact of meteorological conditions.

Key words: epidemic control; beijing; heavy pollution; meteorological conditions; pollution characteristics; $\text{PM}_{2.5}$

近几年,中国中东部地区因 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度升高而导致的雾霾天气多发^[1-4],引起能见度降低,对社会经济发展和人体健康带来极大影响^[5-7].重污染天气多由不利的气象条件叠加较高的污染源排放共同导致^[8-15].2013 年,国务院印发“大气十条”旨在大力推进重点区域的空气质量改善^[16].截止 2019 年,北京市平均 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度降低至 $42\mu\text{g}/\text{m}^3$ ^[17],实现自 2013 年起连续 6a 降低;空气质量达标(优和良)天数为 240d,空气质量改善显著.

2020 年冬季新型冠状病毒肺炎(COVID-19,简称“新冠肺炎”)疫情突然爆发,引起社会广泛关注.Urrutia-Pereira 等^[18]通过分析世界疫情防控关键地区的环境数据,探讨了 COVID-19 的爆发和传播对环境污染的影响.Higham 等^[19]利用官方空气质量传感器和气象局站点观测对比了“国家封锁”100d 下人类活动减少与空气质量变化之间的关系,研究表明 NO_x 与过去 7a 同期降低 50%,但 O_3 和 SO_2 分别增加了 10%和一倍多,气象条件和 NO_x 降低造成的复杂空气化学不平衡可能是造成上述现象的潜在因素.Yao 等^[20-21]分别对武汉及中国 49 个城市的 COVID-19 致死率与颗粒物浓度之间的时空相关性进行统计,得到两者之间呈显著的正相关关系, PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度每增加 $10\mu\text{g}/\text{m}^3$,COVID-19 致死率将分别增加 0.24% (0.01%~0.48%)和 0.26% (0.00%~0.51%).Berman 等^[22]针对美国大陆 2020 年 1 月 8 日~3 月 12 日疫情前和 3 月 13 日~4 月 21 日疫情期间的 $\text{PM}_{2.5}$ 和 NO_2 浓度分析,并与 2017~2019 年同期历史数据对比,发现疫情期间 NO_2 下降约 25.5%,其绝对浓度减少 4.8×10^{-9} ;此外,近地面 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度也降低,且城市区域的降幅更明显.在中国,受春节假期及新冠疫情防控导致的延迟复工等综合影响,华北平原出现大量工地停工、交通出行严格管制、集市集会活动停止、工业企业排放量降低等现象,人为活动强度降低^[23].2020 年第一季度与 2019 年同期相比,全国碳排放量降低 9.8%,交通部门降幅达到 43.4%^[24].虽然污染排放强度发生变化,污染物的一次排放减

少^[25-26],但中国东部地区尤其是京津冀区域仍出现多次空气重污染过程;北京冬季疫情防控期间(1 月 24 至 2 月 29 日)的主要污染物浓度与过去 5a(2015~2019 年)同期相比,呈现“三降(SO_2 、 NO_2 、 PM_{10})三升($\text{PM}_{2.5}$ 、 CO 、 O_3)”的变化趋势, $\text{PM}_{2.5}$ 浓度增长 17.7%,中度及以上程度污染占比显著增加.尽管新冠肺炎疫情的出现对健康的严重影响是最主要关注事项,但该特殊时期下重空气污染过程的发生及污染特征研究,对理解气象条件及社会减排对污染的影响具有重要的启示意义;此外,通过分析“城市封锁”状态下的空气质量变化,可为对比评估现有的环境政策实施成本提供新的视角.

1 数据和方法

1.1 污染物浓度

采用的 6 种常规污染物站点监测数据来源于中国环境监测总站全国城市空气质量实时发布平台(逐小时),全市平均值来自 12 个国控站点数据的平均.在污染过程分析中, $\text{PM}_{2.5}$ 分析站点选取的是位于北京市中心的天坛站(116.43°E , 39.87°N).

1.2 气象数据

近地面常规气象数据来源于中国气象局常规地面观测(逐小时),站点选取的是国家级气象观测站点南郊观象台(116.47°E , 39.81°N),为此在污染过程分析中, $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度采用的是距离观象台较近的天坛站的观测资料.

1.3 气象条件评估指数(EMI)

使用的 $\text{PM}_{2.5}$ 气象条件评估指数(EMI)的计算方法源自中华人民共和国气象行业标准 QX/T479-2019^[27].EMI 是用于表征 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化中的气象条件贡献的无量纲指标,由地面至 1500m 高度气柱内 $\text{PM}_{2.5}$ 平均浓度与参考浓度的比值表示.其中,EMI 值越大,表征气象条件越不利于近地面大气中 $\text{PM}_{2.5}$ 的稀释与扩散.

1.4 CAMx

CAMx 模式是美国 Environ 公司开发的三维综

合空气质量模式,在国内外空气质量模拟研究中应用广泛.使用中尺度气象模式 WRF3.5.1 为模拟提供气象场背景, 利用 CAMx6.2 对大气化学过程进行模拟,运用 CAMx 的 PAST 技术进行源-受体关系分析计算特定排放源对周围颗粒物浓度贡献量,从而对研究地区颗粒物的区域及行业排放来源进行分析,模式具体设置参照文献[28-30].

1.5 HYSPLIT 后向轨迹模式

HYSPLIT 是美国国家海洋和大气管理局(NOAA)等开发的用于计算大气污染物输送和扩散轨迹的专业模式^[31].HYSPLIT 可进行前向轨迹和后向轨迹模拟.其中,后向轨迹涉及复杂的化学反应,可清晰地显示污染源和受体之间的关系,在空气团、污染物、水汽等来源及确定传输路径分析中应用广泛^[32-33].采用 HYSPLIT v4.9 后向轨迹分析 2020 年冬季疫情防控期间(1 月 24 日~2 月 29 日)两次污染过程(2020-01-24~2020-01-29、2020-02-08~2020-02-13)的水汽输送轨迹.采用 NOAA 的 1°×1°全球再分析资料 GDAS1 驱动模型,设定终点坐标为(39.92°N,116.42°E),后向时间尺度为 72h,时间分辨率为 1h,选取 100m 高度层作为初始高度进行模拟,并进行聚类分析.

2 结果与讨论

2.1 空气质量实况分析

2020 年冬季疫情防控期间,北京常规大气污染物 PM_{2.5}、PM₁₀、SO₂、NO₂、和 O₃(日最大 8h 滑动平均第 90 百分位,下同)平均浓度分别为 72.5,67.1, 5.0,27.9 和 81.0μg/m³,CO 浓度为 0.96mg/m³(图 1),与过去 5a(2015~2019 年)同期相比呈三降(SO₂、NO₂ 和 PM₁₀)三升(PM_{2.5}、CO 和 O₃)的变化趋势.其中,SO₂、NO₂ 和 PM₁₀ 的平均浓度比过去 5a 同期显著降低,变化幅度分别为 25.4%、33.9% 和 17.3%;PM_{2.5}、CO 和 O₃ 浓度较过去 5a 同期分别增加 17.7%、3.7%和 4.6%.与 2019 年同期相比,PM_{2.5} 和 CO 浓度增幅分别为 44.8%和 19.0%.可见,PM_{2.5} 浓度反弹尤为明显.其中,SO₂、NO₂ 和 PM₁₀ 作为一次排放或以一次排放为主的污染物,大气含量很大程度受排放强度的影响;2020 年疫情期间,社会活动水平下降(能源消耗、移动源和工业源排放降低),因此,SO₂、NO₂ 和 PM₁₀ 浓度明显降低;而 PM_{2.5} 既有一

次排放也有二次转化生成的贡献,其浓度受到气象条件等多种因素的综合调控,变化复杂,需深入分析.

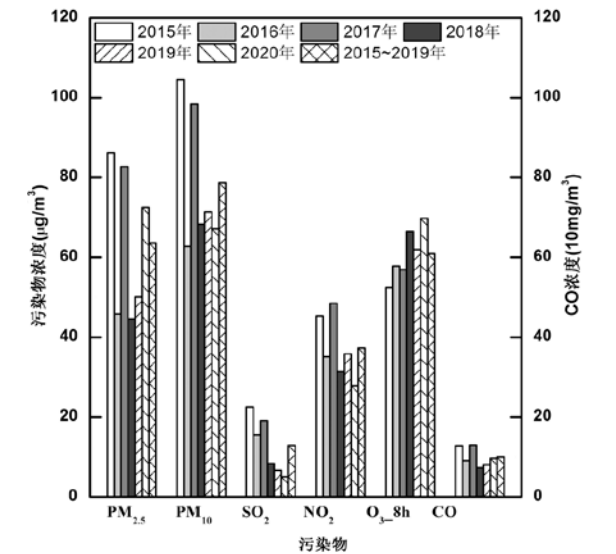


图1 北京地区 2015~2020 年冬季疫情防控同期的常规污染物浓度

Fig.1 Pollutants concentration during same period of COVID-19 lockdown in winter of 2015~2020 in Beijing

根据 2020 年冬季疫情防控期间的日平均 PM_{2.5} 浓度进行污染等级划分,并给出各污染程度的天数占比(表 1).研究时段内,北京 PM_{2.5} 优良等级的天数占比为 68%,与过去 5a 同期平均占比持平,较 2019 年同期相比减少 4%.PM_{2.5} 浓度达到中度及以上污染等级的天数占比为 24%,与过去 5a 同期相比偏多 8.0%,比 2019 年同期增加了 21%.同时,2020 年重度及以上程度污染天数占比为 2015 年以来最大,污染程度较重.2020 年冬季疫情防控期间北京地区中度及以上程度污染占比大幅增加,尤其较 2019 年同期污染程度明显加重.

表 1 2015~2020 年北京冬季疫情防控同期 PM_{2.5} 污染等级统计(%)

Table 1 Pollution level statistics for PM_{2.5} during same period of COVID-19 lockdown in winter 2015~2020 in Beijing(%)

年份	优	良	轻度污染	中度污染	重度污染	严重污染
2015	31	19	14	22	11	3
2016	62	19	8	5	5	0
2017	31	22	28	0	14	5
2018	58	19	11	8	3	0
2019	44	28	25	3	0	0
2020	30	38	8	8	16	0
2015~2019	45	21	17	7	7	2

2.2 气象条件分析

图 2 为 2020 年疫情防控期间空气质量及气象要素时间分布图.研究时段内污染次数较少,但出现了 2 次持续时间长、污染程度重和能见度降低明显的污染过程.与过去 5a 同期相比,2020 年冬季疫情防控期间温度(0.94°C)偏高 0.73°C ;而风速和混合层高度分别偏低 17.8%和 32.5%;偏北风频率(40.2%)比过去 5a 同期(47.7%)减少 7.5%,其中,西北及西北偏北风的频率减少最多;偏南和偏东风的频率均增加

6.0%,偏南风中增加最明显的为东南偏南风 and 南风;表明大气的水平和垂直扩散能力总体偏弱.相对湿度和露点温度较过去 5a 同期分别升高了 60.9%和 48.1%,高湿(65%~90%)时次占比 13.5%,比过去 5a 同期增多 43.5%,大气含水量的增加对污染物的吸湿增长和二次转化有利.2020 年冬季疫情防控期间降水量 13.5mm,为过去 5a 同期平均累积降水量的 2.5 倍,但降水强度仍偏弱、降水时次集中、降水持续时间短,对污染物的湿清除作用有限.

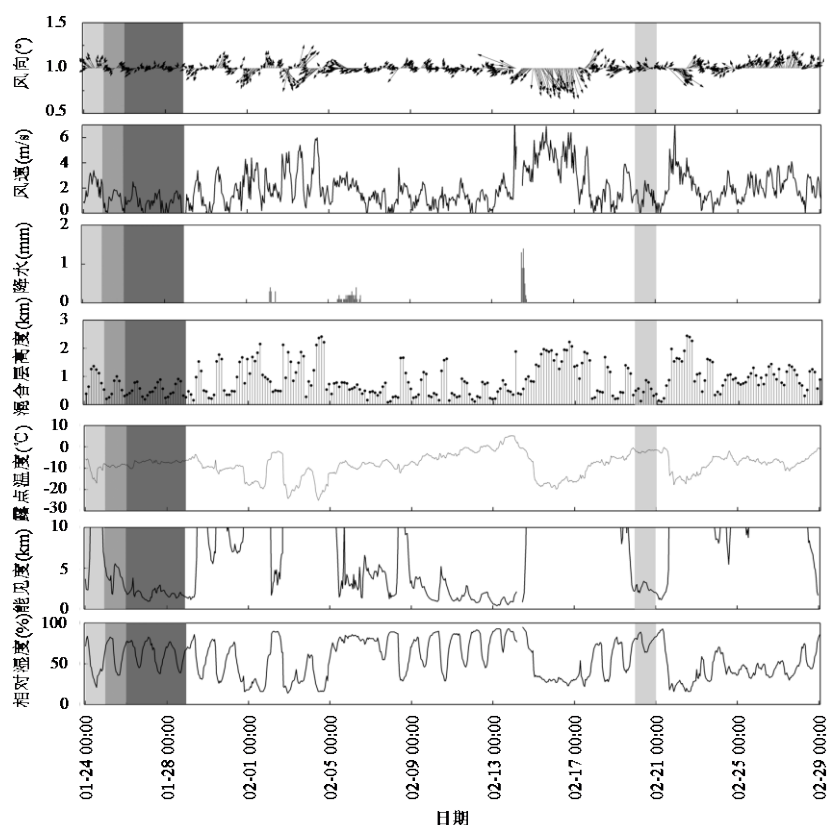


图 2 北京地区 2020 年冬季疫情防控期间的近地面气象要素

Fig.2 Surface meteorological factors during the COVID-19 lockdown in 2020 winter in Beijing

浅灰色、灰色和深灰色分别代表轻度污染,中度污染和重度污染日

北京冬季的大气扩散条件主要取决于冷空气的活动情况,而冷空气又受到东亚冬季风的调制^[34].2020 年疫情防控期间北京地区冷空气活动次数为 4 次,较过去 5a 同期偏少 50.0%,比 2015 和 2019 同期(7 次)偏少 42.9%.据北京市气候中心提供的东亚冬季风指数^[35],2020 年冬季东亚冬季风指数-0.244,冬季风强度偏弱,与 2015 和 2017 年冬季相似.2020 年冬季疫情防控期间东亚冬季风偏弱尤其明显,亚洲中高纬环流系统异常,东亚大槽东移变浅,我国北方盛行西北偏西气

流,不利于冷空气南下;海平面气压场上西伯利亚高压范围偏小,南界北收,引起东北至日本一带的海平面气压正异常,华北常处于高压后部的偏南及东南气流控制,有助于海上的暖湿气流输送至北京.

2015~2020 年研究时段内污染时次的各要素统计显示(表 2),2020 年冬季疫情防控期间污染时次的 $\text{PM}_{2.5}$ 平均浓度为 $150.1\mu\text{g}/\text{m}^3$,与过去 5a 同期持平,且污染时次占比减小 28.4%,但 $\text{PM}_{2.5}$ 比 2018 和 2019 年污染时段的浓度升高了 22.2%和 10.5%.非污染时

段的统计显示,2020 年平均 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度为 $30.7\mu\text{g}/\text{m}^3$,较过去 5a 同期增加了 29.1%,也是过去 6a 以来的最高值.污染时次内,除海平面气压基本持平外,气温为过去 5a 同期的 2 倍,风速偏低 21.8%,混合层高度偏低 29.3%,相对湿度和露点温度分别偏高 35.8%和 56.9%.即污染对应的大气水平和垂直扩散能力均较过去 5a 同期明显减弱,虽 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度差别不大,但高湿条件导致能见度偏低 37.3%.

表 2 北京地区 2015~2020 年冬季疫情防控同期污染时次要素对比

Table 2 Factors comparison for pollution times during same period of COVID-19 lockdown in winter of 2015~2020 in Beijing

年份	温度(°C)	风速(m/s)	海平面气压(hPa)	相对湿度(%)	能见度(km)	混合层高度(km)	露点温度(°C)	$\text{PM}_{2.5}$ 浓度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
2015	0.4	1.5	1023.3	57.9	3.0	0.7	-8.3	166.5
2016	0.6	1.4	1023.1	51.0	3.8	0.8	-9.5	151.2
2017	0.0	1.4	1025.6	50.7	3.3	0.8	-10.1	177.0
2018	0.4	1.7	1021.8	49.8	5.2	0.9	-9.7	122.8
2019	1.2	1.5	1023.6	49.7	4.4	0.8	-11.1	135.8
2020	1.1	1.2	1024.4	70.3	2.5	0.6	-4.2	150.1

2.3 污染过程分析

2.3.1 历史同期污染过程对比 根据图 2 的结果挑选 2015~2020 年同时段持续时间长、程度重的污染过程进行对比,探究 2020 年冬季疫情防控期间的污染特征及其与过去 5a 的差异,分析污染加重、 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度反弹的气象成因.图 3 为 2015~2020 年冬季疫情防控同期及 11 次典型污染过程的 EMI 分布.2020 年冬季疫情防控期间 EMI 较过去 5a 同期大幅增加,为 2015 年以来最高值,平均 EMI 增幅达 70.7%,表明该时期北京地区大气扩散条件十分不利,

为污染过程的发生和维持提供了客观条件,而实际观测的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度比过去 5a 同期增加了 17.7%,表明排放减少抵消了 53%的不利气象条件影响.2020 年冬季疫情防控期间的重污染天气主要由气象条件的次季节变化引起.该时段 EMI 较非疫情防控时期(2019-12-01 日~2020-01-23 日)增加了 70.1%,说明疫情防控期间大气扩散条件急剧转差,导致污染程度加重并出现 2 次持续性污染过程, $\text{PM}_{2.5}$ 浓度也较非疫情防控期间增加 66.9%.类似的情况也出现在 2014 年冬季,但 2015~2019 年的冬季则不明显.

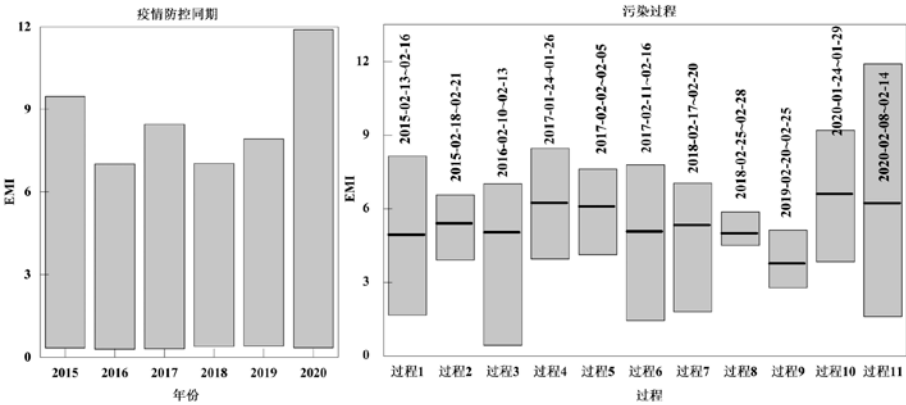


图 3 北京地区 2015~2020 年冬季疫情防控同期污染过程 EMI 对比

Fig.3 EMI comparison between pollution episodes during same period of COVID-19 lockdown in winter of 2015~2020 in Beijing
图中横线代表污染过程的 EMI 均值

将 2020 年冬季疫情防控期间的 2 次污染过程(即过程 10 和 11)与过去 5a 同期的 9 次持续性重污染过程对比发现,2 次过程的 EMI 均值比往年 9 次过程平均 EMI 分别偏大 26.9%和 19.7%.其中,

过程 10 跟过程 4 和 5 类似,平均 EMI 分别为 6.6、6.2 和 6.1,较高 EMI 值(分别为 9.2, 8.5 和 7.6)均出现在过程中期,过程 10 的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度为 $172.5\mu\text{g}/\text{m}^3$,与过程 4($174.8\mu\text{g}/\text{m}^3$)基本持平,为过程 5 的 81.1%;

过程 11 的 EMI 跟过程 1 和 6 类似,EMI 均值分别为 6.2, 4.9 和 5.0,最大 EMI(分别为 11.9, 8.1 和 7.8)出现在过程中后期,PM_{2.5} 浓度为 163.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$,为过程 1 的 69.5%,与过程 6 持平.但 2020 年 2 次过程的气象条件相对更不利,进一步说明 2020 年疫情期间的污染排放量与过去 5a 相比明显下降.2 次污染过程的 PM_{2.5} 浓度较过去 9 次过程的平均值分别偏高 4.6%和偏低 1.1%,结合 EMI 指数的变化,说明 2 次过程中减排的贡献率分别为 22.3%和 20.8%.

2.3.2 污染过程 如图 4 所示,过程 10 全市污染持续时间达到 59h.1 月 24 日白天弱的偏南风作用下

PM_{2.5} 浓度逐渐升高,夜间大气含水量(露点温度)和相对湿度由-16 $^{\circ}\text{C}$ 和 30%升至 25 日凌晨的-8 $^{\circ}\text{C}$ 和 80%左右,混合层高度降至 200m 左右.25 日起静小风频率增加,区域内的风场辐合加强污染物向平原地区的输送,边界层上部弱的垂直下沉和低层弱的辐合上升导致大气垂直扩散能力转差.自此,PM_{2.5} 最低浓度升至 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 并维持发展,并对气象条件逐渐产生反馈^[36],促进夜间至早晨时段的逆温形成,逆温层顶高度逐渐降低,逆温强度加强并出现多层逆温,较高的相对湿度又进一步促进了细颗粒物吸湿增长及二次转化^[37],28 日 12:00 的 PM_{2.5} 达到最高峰值浓度 264 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

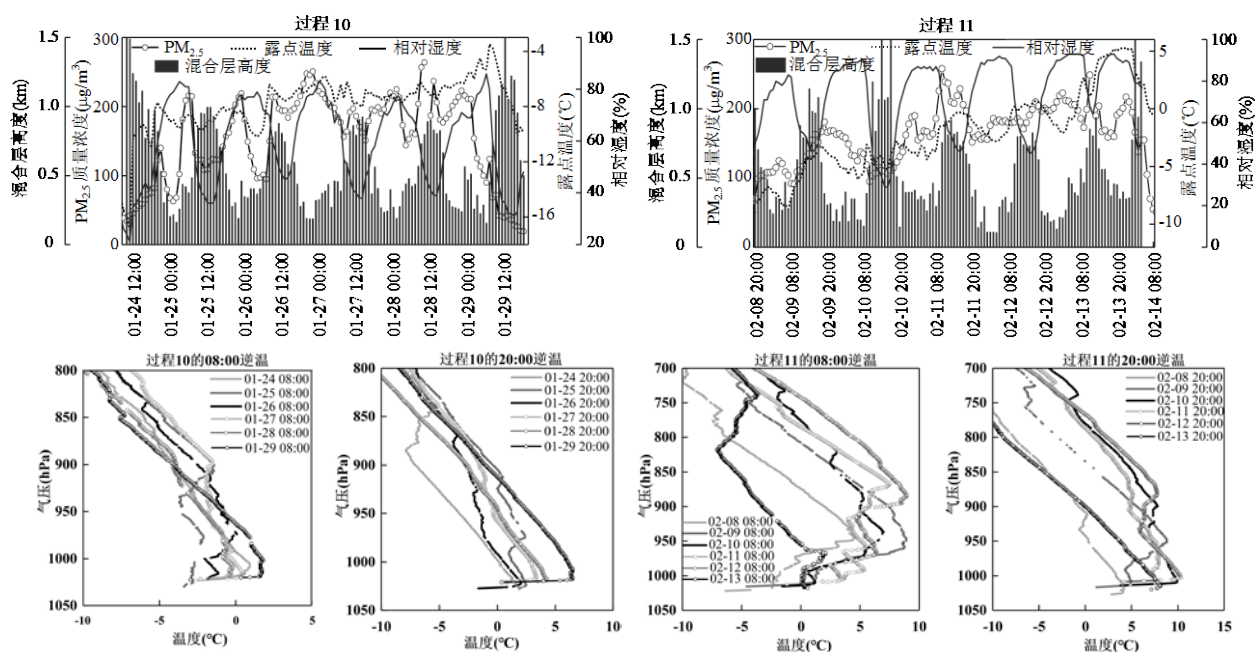


图 4 北京地区 2020 年冬季疫情防控期间污染过程的要素分析

Fig.4 Meteorological factors of two pollution episodes during the COVID-19 lockdown in 2020 winter in Beijing

过程 11 全市污染维持 75h.污染前期,低层偏南气流的作用使海上水汽不断输送到京津冀地区,地面辐合线由河北南部沿山一带不断向东北延伸,直至到达北京南部后稳定维持,导致水汽及污染物不断累积增加.此次过程,PM_{2.5} 和露点呈同位相增长,露点和相对湿度的峰值较过程 10 增加了 8.8 $^{\circ}\text{C}$ 和 9%,各自的均值较比过程 10 分别增大 74.0%和 23.4%.10 日夜间至 11 日 12:00 的 PM_{2.5} 浓度快速增长,850hPa 以下为弱上升运动,850hPa 以上为弱下沉气流,污染物和水汽被压缩在边界层内并混合均匀,导致湿度层增厚和 PM_{2.5} 日变化特征不显著.

综上,过程 10 和 11 均发生在区域气团相对稳定、大气环境高湿的不利气象背景下,大气垂直动力机制和水平辐合将水汽和污染物汇集至北京并压制在边界层内,有利于细颗粒物吸湿增长及二次转化;逐渐升高的污染物也反过来促使本已静稳的边界层气象条件进一步转差,形成污染物和气象条件间的双向反馈^[38-39].2 次污染过程开始时均伴随偏南风或偏东风的输送,随后的污染累积阶段,相对湿度升高、混合层高度下降、大气低层风速减弱、水平辐合加强、垂直运动以弱下沉为主等要素变化代表气象条件进一步转差,从而导致 PM_{2.5} 浓度增加.

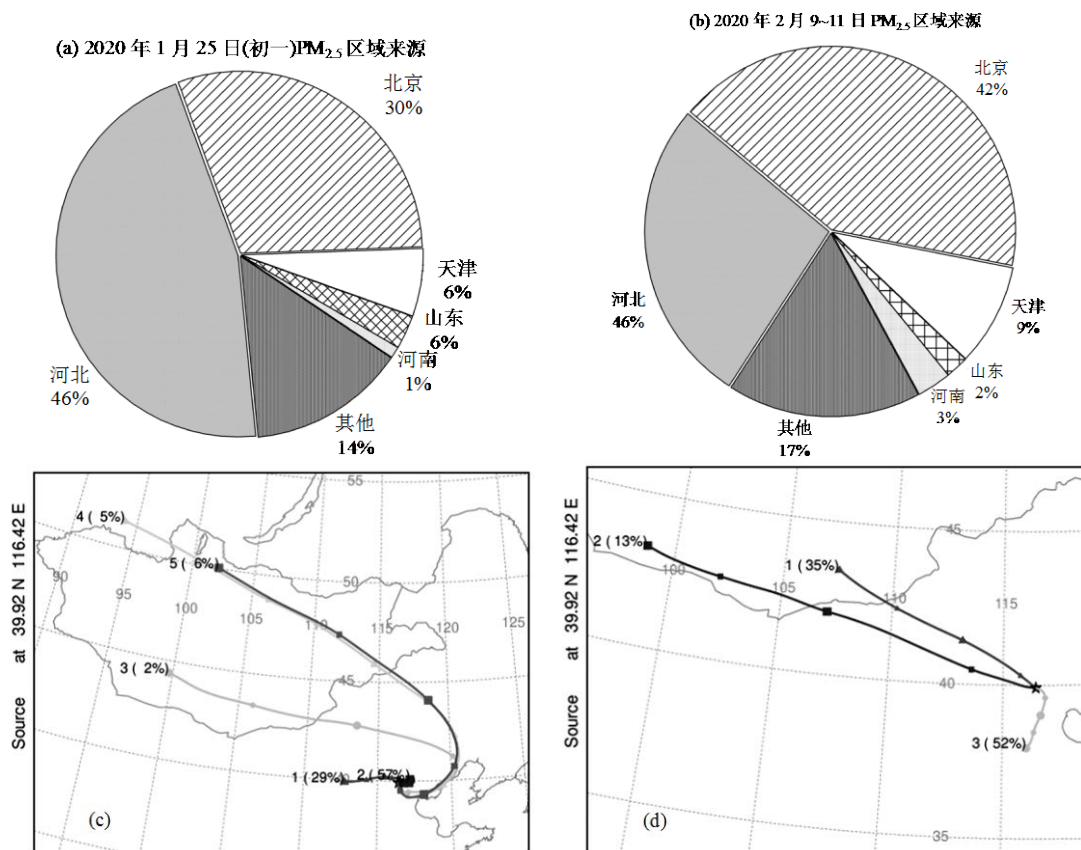


图5 北京地区2020年冬季疫情防控期间污染累积阶段 $PM_{2.5}$ 源解析及HYSPLIT后向轨迹分析

Fig.5 Source apportionment of $PM_{2.5}$ and backward trajectory analysis for two pollution episodes during the COVID-19 lockdown in 2020 winter in Beijing

利用CAMx模型及HYSPLIT后向轨迹方法对 $PM_{2.5}$ 的区域及行业来源进行解析,结果如图5。过程10中,在除夕(1月24日)前后的污染累积阶段,区域烟花爆竹燃放产生的大量污染物输送造成北京空气质量短时间内转差2~3个等级;CAMx模拟显示(图5a),1月25日,区域输送对北京 $PM_{2.5}$ 浓度的贡献率约为70%,周边城市中保定的贡献率最高(占河北总贡献的30%以上),即该阶段是以西南方向的污染传输为主。针对整个污染过程(1月24~29日)的分析显示(图5c),大部分气团来自北京南部和东部省市的近距离输送,贡献总占比为85%;其中,偏东和西南的路径输送分别占57%和29%;1月24~29日北京本地的污染排放贡献率为67%,周边地区的输送占比为33%。过程11的 $PM_{2.5}$ 浓度累积关键时段(2月9~11日),北京本地的排放贡献率为42%,周边区域的污染传输贡献占比为58%。其中,东南路径上的天津、廊坊、唐山等城市的贡献较高,总占比为25%;西南输送路径上的河北南部等城市的贡献占比为15%;可见,过程11的污染累积阶段以东南传输为

主、西南传输为辅。针对整个污染过程(2月8~13日)而言,偏南路径对北京的污染输送总占比达52%,该气团源自河北中南部,之后途径北京东南部的省市到达北京;且2月8~13日北京本地污染排放的贡献率为48%,区域输送占比为52%,两者贡献占比相差不大。综合上述结果表明,在2次污染过程中后期的发展及维持阶段,可能出现了明显的颗粒物吸湿增长和二次转化效应。

图6为两个污染过程水汽输送通道不同城市的相对湿度及 $PM_{2.5}$ 浓度。结果显示,两个过程各城市逐日 $PM_{2.5}$ 浓度与相对湿度相关关系并不明显。相对湿度较高的城市对应 $PM_{2.5}$ 浓度并不一定最高,如1月25日各城市相对湿度差异不大,天津相对最高,但保定 $PM_{2.5}$ 浓度远超其他四个城市约 $140\sim 280\mu g/m^3$ 。过程11中,北京相对湿度与 $PM_{2.5}$ 浓度整体呈负相关,2月11~13日,北京相对湿度与天津持平,但 $PM_{2.5}$ 浓度远高于天津。根据2月13日京津冀地区相对湿度、风场和 $PM_{2.5}$ 浓度分布显示,三者空间上有较好的对应关系,也说明在大气持续静稳和污染物稳

定排放的情况下,水汽输送叠加风场辐合导致北京湿度持续升高,进一步加剧颗粒物累积增长.根据 $PM_{2.5}/CO$ 的浓度比值初步判断污染过程中一次排放和二次生成的 $PM_{2.5}$ 之间的比例关系^[40-41].过程 10 中的 $PM_{2.5}/CO$ 浓度比值均值为 0.01 较过程 11(0.07) 偏高;同时,在过程 10 的污染较重时该浓度比值可达到 0.22,而过程 11 中比值峰值为 0.12;这在一定程

度上说明过程 10 中的 $PM_{2.5}$ 中二次生成的贡献占比相对于过程 11 偏高,与前述过程区域源解析结论一致;此外,过程 10 与过程 11 相比大气含水量和相对湿度略偏低,而过程 11 的污染相对略偏重,进一步说明相对湿度并不是影响污染发展的主导因素, $PM_{2.5}$ 污染成因复杂,需结合污染排放、气象条件、化学过程及双向反馈等综合判断.

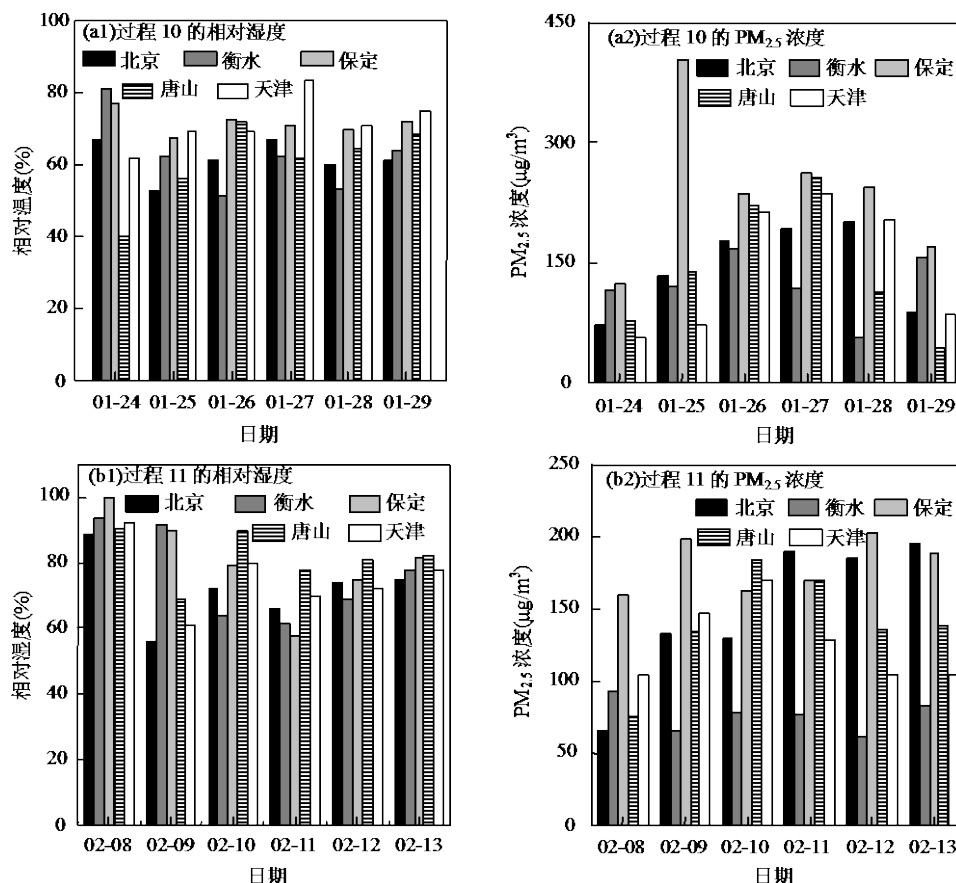


图 6 2020 年冬季疫情防控期间两次污染过程不同城市间的 $PM_{2.5}$ 及相对湿度分析

Fig.6 $PM_{2.5}$ and relative humidity analysis for two pollution episodes of different cities during the COVID-19 lockdown in 2020 winter in Beijing

3 结论

3.1 2020 年冬季疫情防控期间,北京常规大气污染物 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 、 CO 和 O_3 (日最大 8h 滑动平均的第 90 百分位)的地面浓度与过去 5a(2015~2019 年)同期相比,变幅分别为 17.7%、-17.3%、-25.4%、-33.9%、3.7%和 4.6%,主要来自一次直接排放的污染物浓度显著降低,而受多因素综合调控的 $PM_{2.5}$ 浓度反弹明显.

3.2 与过去 5a 同期相比,疫情防控期间气温和大气

中水汽含量偏高,混合层高度和风速偏低,北风频率降低(尤其是西北及西北偏北风),南风 and 东风占比增加(尤其是东南偏南和南风),大气水平和垂直扩散能力均低于往年同期.影响大气整体扩散能力的冷空气与往年相比,活动频次偏少且强度偏弱,即使降水偏多,但强度弱、时次集中,且降水后无冷空气侵入,因此造成污染持续发展,能见度偏低.

3.3 疫情防控期间的 EMI 指数为 2015~2020 年最大值,时段的平均 EMI 增幅达到 70.7%,即排放的减少抵消了 53%的不利气象条件影响.而 2 次污染过

程与往年 9 次过程相比,EMI 分别偏高 26.9%和 19.7%,但实际 $PM_{2.5}$ 浓度仅变化 4.6%和-1.1%,即排放减少带来的积极影响分别为 22.3%和 20.8%。

3.4 2 次污染过程累积阶段(1 月 24~25 日和 2 月 9~11 日),主要受污染物和水汽的区域输送影响,对北京 $PM_{2.5}$ 的贡献占比分别为 70%和 58%,且前者以西南输送为主,后者以东南通道为主。而整个污染过程(1 月 24~29 日和 2 月 8~13 日)源解析显示北京本地污染贡献率分别为 67%和 48%,即在污染的发展和维持阶段,颗粒物的吸湿增长和二次转化效应明显。

参考文献:

- [1] 李令军,王 英,李金香,等.2000~2010 北京大气重污染研究 [J]. 中国环境科学, 2012,32(1):23-30.
Li L J, Wang Y, Li J X, et al. The analysis of heavy air pollution in Beijing during 2000~2010 [J]. China Environmental Science, 2012, 32(1):23-30.
- [2] 孙婷婷,张天舒,项 衍,等.2018 年春节期间京津冀地区污染过程分析 [J]. 中国环境科学, 2020,40(4):1393-1402.
Sun T T, Zhang T S, Xiang Y, et al. Analysis of the pollution process in the Beijing-Tianjin-Hebei region during the Spring Festival of 2018 [J]. China Environmental Science, 2020,40(4):1393-1402.
- [3] 张 蒙,韩力慧,刘保献,等.北京市冬季重污染期间 $PM_{2.5}$ 及其组分演变特征 [J]. 中国环境科学, 2020,40(7):2829-2838.
Zhang M, Han Li H, Liu B X, et al. Evolution of $PM_{2.5}$ and its components during heavy pollution episodes in winter in Beijing [J]. China Environmental Science, 2020,40(7):2829-2838.
- [4] 李 军,王京丽,屈 坤.相对湿度和 $PM_{2.5}$ 浓度对乌鲁木齐市冬季能见度的影响 [J]. 中国环境科学, 2020,40(8):3322-3331.
Li J, Wang J L, Qu K. Impacts of relative humidity and $PM_{2.5}$ concentration on atmospheric visibility during winter in Urumqi Urban Area [J]. China Environmental Science, 2020,40(8):3322-3331.
- [5] Chen X, Zhang L W, Huang J J, et al. Long-term exposure to urban air pollution and lung cancer mortality: A 12-year cohort study in Northern China [J]. Science of the Total Environment, 2016,571: 855-861.
- [6] Huang H, Jiang Y, Xu X, et al. In vitro bioaccessibility and health risk assessment of heavy metals in atmospheric particulate matters from three different functional areas of Shanghai, China [J]. Science of the Total Environment, 2017,610-611:646-554.
- [7] Liao Z H, Gao M, Sun J R, et al. The impact of synoptic circulation on air quality and pollution-related human health in the Yangtze River delta region [J]. Science of the Total Environment, 2017,607: 838-846.
- [8] Zhang J P, Zhu T, Zhang Q H, et al. The impact of circulation patterns on regional transport pathways and air quality over Beijing and its surroundings [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2012,11(12): 33465-33509.
- [9] Liu T, Gong S, He J, et al. Attributions of meteorological and emission factors to the 2015 winter severe haze pollution episodes in China's Jing-Jin-Ji area [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2017,17(4): 2971-2980.
- [10] Song C B, Wu L, Xie Y C, et al. Air pollution in China: status and spatiotemporal variations [J]. Environmental Pollution, 2017,227: 334-347.
- [11] 钟巍盛,周 颖,程水源,等.首都重大活动与空气重污染应急减排措施效果对比分析 [J]. 环境科学, 2020,41(8):3449-3457.
Zhong Y S, Zhou Y, Cheng S Y, et al. Comparison analysis of the effect of emission reduction measures for major events and heavy air pollution in the Capital [J]. Environmental Science, 2020,41(8): 3449-3457.
- [12] Liu X, Li C, Tu H, et al. Analysis of the effect of meteorological factors on $PM_{2.5}$ -associated PAHs during autumn-winter in urban Nanchang [J]. Aerosol and Air Quality Research, 2016,16:3222-3229.
- [13] Gui K, Che H., Wang Y, et al. Satellite-derived $PM_{2.5}$ concentration trends over Eastern China from 1998 to 2016: Relationships to emissions and meteorological parameters [J]. Environment Pollution, 2019,247:1125-1133.
- [14] Shi C, Yuan R, Wu B, et al. Meteorological conditions conducive to $PM_{2.5}$ pollution in winter 2016/2017 in the Western Yangtze River Delta, China [J]. Science of the Total Environment, 2018,642:1221-1232.
- [15] Ma S, Xiao Z, Zhang Y, et al. Assessment of meteorological impact and emergency plan for a heavy haze pollution episode in a core city of the North China Plain [J]. Aerosol and Air Quality Research, 2020,20(1):26-42.
- [16] 国务院.国务院关于印发大气污染防治行动计划的通知 [EB/OL]. http://www.gov.cn/jzhengce/content/2013-09/13/content_4561.htm.
北京市生态环境局, 2019 年北京市生态环境状况公报[EB/OL]. 2020, <http://sthjj.beijing.gov.cn/bjhrb/index/xxgk69/sthjlyzwg/1718880/1718881/1718882/1791057/index.html>.
- [17] 北京市生态环境局.2019 年北京市生态环境状况公报 [EB/OL]. 2020, <http://sthjj.beijing.gov.cn/bjhrb/index/xxgk69/sthjlyzwg/1718880/1718881/1718882/1791057/index.html>.
Beijing Municipal Bureau of Ecology and Environment. Beijing ecology and environment statement 2019 [EB/OL]. 2020, <http://sthjj.beijing.gov.cn/bjhrb/index/xxgk69/sthjlyzwg/1718880/1718881/1718882/1791057/index.html>.
- [18] Urrutia-Pereira M, Mello-Da-Silva C A, Solé D. COVID-19 and air pollution: A dangerous association? [J]. Allergologia et Immunopathologia, 2020,48(5):496-499.
- [19] Higham J E, Ramirez C A, Green M A, et al. UK covid- 19 lockdown:100 days of air pollution reduction? [J]. Air Quality, Atmosphere and Health, 2021,14:325-332.
- [20] Yao Y, Pan J, Wang W, et al. Association of particulate matter pollution and case fatality rate of COVID-19 in 49 Chinese cities [J]. Science of the Total Environment, 2020,741:140396.
- [21] Yao Y, Pan J, Liu Z X, et al. Temporal association between particulate matter pollution and case fatality rate of COVID-19 in Wuhan [J]. Environmental Research, 2020,189:109941.

- [22] Berman J D, Ebisu K. Changes in U.S. air pollution during the COVID-19 pandemic [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,739: 139864.
- [23] Wang C, Horby P W, Hayden F G, et al. A novel coronavirus outbreak 258 of global health concern [J]. *Lancet*, 2020,395(470):496-496.
- [24] 乐 旭,雷亚栋,周 浩,等.新冠肺炎疫情期间中国人为碳排放和大气污染物的变化 [J]. *大气科学学报*, 2020,43(2):265-274.
Le X, Lei Y D, Zhou H, et al. Changes of anthropogenic carbon emissions and air pollutants during the COVID-19 epidemic in China [J]. *Transactions of Atmospheric Sciences*, 2020,43(2):265-274.
- [25] NASA Goddard Space Flight Center. Airborne nitrogen dioxide plummets over China [EB/OL]. 2020, <https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plummets-over-china>.
- [26] 肖致美,徐 虹,蔡子颖,等.2020 年天津市两次重污染天气污染特征分析 [J]. *环境科学*, 2020,41(9):3879-3888.
Xiao Z M, Xu H, Cai Z Y, et al. Characterization of two heavy pollution episodes in Tianjin in 2020 [J]. *Environmental Science*, 2020,41(9):3879-3888.
- [27] QX/T 479-2019 PM_{2.5} 气象条件评估指数(EMI) [S].
QX/T 479-2019 Evaluation on meteorological condition index of PM_{2.5} pollution (EMI) [S].
- [28] 王继康,徐 峻,何友江,等.利用源示踪技术计算日本和韩国低层大气 SO₂ 和 SO₄²⁻ 来源 [J]. *环境科学研究*, 2014,27(6):582-588.
Wang J K, Xu J, He Y J, et al. Source apportionment of sulfur in the lower atmosphere of Japan and Korea using tag method [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2014,27(6):582-588.
- [29] 王继康,花 丛,桂海林,等.2016 年 1 月我国中东部一次大气污染物传输过程分析 [J]. *气象*, 2017,(7):804-812.
Wang J K, Hua C, Gui H L, et al. Transport of PM_{2.5} of the haze pollution episode over mid-eastern China in January 2016 [J]. *Meteorological*, 2017,(7):804-812.
- [30] 关攀博,周 颖,程水源,等.典型重工业城市空气重污染过程特征与来源解析 [J]. *中国环境科学*, 2020,40(1):31-40.
Guang P B, Zhou Y, Cheng S Y, et al. Characteristics of heavy pollution process and source appointment in typical heavy industry cities [J]. *China Environmental Sciences*, 2020,40(1):31-40.
- [31] Stein A F, Draxler R R, Rolph G D, et al. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system [J]. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 2015,96(12):2059-2077.
- [32] 王 茜.利用轨迹模式研究上海大气污染的输送来源 [J]. *环境科学研究*, 2013,26(4):357-363.
Wang Q. Study of air pollution transportation source in Shanghai using trajectory model [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2013,26(4):357-363.
- [33] Chen D, Liu X, Lang J, et al. Estimating the contribution of regional transport to PM_{2.5} air pollution in a rural area on the North China Plain [J]. *Science of the Total Environment*, 2017,583:280-291.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.066>.
- [34] 吴国雄,李占清,符淙斌,等.气溶胶与东亚季风相互影响的研究进展 [J]. *中国科学:地球科学*, 2015,45(11):1609-1627.
Wu G X, Li Z Q, Fu C B, et al. Advances in studying interactions between aerosols and monsoon in China [J]. *Science China: Earth Sciences*, 2015,45(11):1609-1627.
- [35] 朱艳峰.一个适用于描述中国大陆冬季气温变化的东亚冬季风指数 [J]. *气象学报*, 2008,66(5):781-788.
Zhu Y F. An index of East Asian winter monsoon applied to description the Chinese mainland winter temperature changes [J]. *Acta Meteorologica Sinica*, 2008,66(5):781-788.
- [36] Zhong J, Zhang X, Wang Y. Reflections on the threshold for PM_{2.5} explosive growth in the cumulative stage of winter heavy aerosol pollution episodes (HPEs) in Beijing [J]. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, 2019,71(1):1528134.
- [37] Zhang X, Zhong J, Wang J, et al. The interdecadal worsening of weather conditions affecting aerosol pollution in the Beijing area in relation to climate warming [J]. *Atmospheric Chemistry & Physics*, 2018,18:5991-5999.
- [38] 杨元琴,王继志,张小曳,等.2017 年 1 月沈阳和松辽平原地区重污染过程气象条件影响机理分析 [J]. *气象与环境学报*, 2018,34(6): 116-124.
Yang Y Q, Wang Z Z, Zhang X Y, et al. Influence mechanism of meteorological conditions on a heavy pollution event in Shenyang and the Songliao Plain during January 2017 [J]. *Journal of Meteorology and Environment*, 2018,34(6):116-124.
- [39] Zhang X Y, Xu X D, Ding Y H, et al. The impact of meteorological changes from 2013 to 2017 on PM_{2.5} mass reduction in key regions in China [J]. *Science China Earth Sciences*, 2019,62(12):1885-1902.
- [40] Zhang Q, Quan J, Tie X. Effects of meteorology and secondary particle formation on visibility during heavy haze events in Beijing, China [J]. *ence of the Total Environment*, 2015,502:578-584.
- [41] Huang X, Ding A J, Gao J, et al. Enhanced secondary pollution offset reduction of primary emissions during COVID-19 lockdown in China [J]. *National Science Review*, 2020,nwaa137, <https://doi.org/10.1093/nsr/nwaa137>.

作者简介: 尹晓梅(1988-),女,山东烟台人,高级工程师,博士,研究方向为大气污染监测预报及数值模拟.发表论文共 11 篇.