环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2020
Vol.41 No.11
第41卷 第11期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第11期
2020年11月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第11期2020年11月
Vol.41, No.11 Nov., 2020

北京地区偏南风和偏东风条件下污染特征差异

尹晓梅[1,2], 乔林[2*], 朱晓婉[2], 郭恒[2], 刘湘雪[2], 熊亚军[2]
(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)

摘要: 为探究污染的控制风向特征差异及其长期演变趋势,对2014~2019年北京地区逐小时气象要素和$PM_{2.5}$浓度统计分析. 结果表明,研究时段内北京地区67%的污染发生在偏南风和偏东风的控制下,且冬季最易出现污染,其次为春季和秋季,各自对应的冬、春、秋和夏季平均污染概率为45.2%、34.1%、32.1%和26.1%及47.0%、45.8%、39.7%和29.6%. 北京偏南风频率更高,但偏东风下污染概率更大,污染差异在春季最明显11.7%(2.8%~18.6%),冬季最小1.8%(-7.6%~13.9%). 过去6 a,偏南风和偏东风下的污染概率分别以每年4.6%~8.0%和5.5%~7.9%的速度降低,很大程度体现在中度及以上程度污染占比的减少. 偏南风下污染发生时,能见度和混合层高度偏高、风速偏大、小时风速≥3 $m \cdot s^{-1}$的时次偏多、相对湿度和露点温度偏低,春季、夏季和秋季的$PM_{2.5}$平均、峰值和75%百分位浓度显著低于偏东风控制下的污染,而冬季$PM_{2.5}$浓度则偏高. 这表明,污染发生时,偏南风下大气对污染物的承载和扩散能力略好于偏东风,且偏东风下大气含水量的增加有利于污染的维持和加重. 而冬季,原有排放加上城市供暖的影响,偏南风输送的污染气团可能更有助于$PM_{2.5}$浓度的升高. 此外,春季、夏季和秋季的污染逐渐向"偏东风型"发展,但冬季一直保持"偏南风型"污染.

关键词: 北京地区; $PM_{2.5}$污染; 偏东风; 偏南风; 特征差异
中图分类号: X513 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)11-4844-11 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202003195

Differences in Pollution Characteristics Under the Southerly and Easterly Wind in Beijing

YIN Xiao-mei[1,2], QIAO Lin[2*], ZHU Xiao-wan[2], GUO Heng[2], LIU Xiang-xue[2], XIONG Ya-jun[2]
(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)

Abstract: In this study, the hourly meteorological factors and $PM_{2.5}$ concentrations during 2014-2019 in Beijing were analyzed, in order to explore the characteristics of the prevailing wind direction of pollution, and the corresponding long-term tendency. During the study period, 67% of pollution in Beijing occurred under the influence of southerly and easterly wind, and pollution was most likely to occur in winter, followed by spring and autumn. The average pollution probability of winter, spring, autumn and summer was 45.2%, 34.1%, 32.1%, and 26.1% and 47.0%, 45.8%, 39.7%, and 29.6% for southerly and easterly wind, respectively. In Beijing, the southerly wind appeared more frequently, but the pollution occurrence probability was higher under the control of easterly wind, with the maximum difference of 11.7% (2.8%-18.6%) in spring and the minimum difference of 1.8% (-7.6%-13.9%) in winter. During the past six years, the pollution probability decreased at a rate of 4.6%-8.0% and 5.5%-7.9% per year under the southerly and easterly wind influence, respectively. This was clearly reflected in reduced moderate and above levels of pollution. An analysis of both the pollution and meteorological factors under the two wind directions indicates that the visibility, mixing layer height, wind speed, and the frequency of hourly wind speed greater than 3 $m \cdot s^{-1}$ were higher, and the relative humidity and dew point temperature were lower, when pollution occurred under the southerly wind, while the $PM_{2.5}$ concentration of pollution was higher in winter and significantly lower in other seasons compared to that of the easterly wind. These findings show that when pollution occurred under the southerly wind, the carrying capacity and diffusion capacity of pollutants in the atmosphere was slightly better than that of the easterly wind, and the increased atmospheric water content under the easterly wind was more conducive to the maintenance and aggravation of pollution. Moreover, under the background of original emission levels, when adding urban heating in winter, the air mass transported by the southerly wind may be more conducive to increased $PM_{2.5}$ concentration. Furthermore, pollution in Beijing tended to be an "easterly wind type" in spring, summer and autumn, but remained a "southerly wind type" in winter.

Key words: Beijing; $PM_{2.5}$ pollution; easterly wind; southerly wind; characteristic differences

污染天气的形成与气象条件和大气中的气溶胶浓度有关[1~3]. 基于太阳光度计资料分析发现,北京地区雾和霾天气发生时,气溶胶光学厚度较高且主要以细颗粒物($PM_{2.5}$)为主,气溶胶体积尺度谱分布为双峰型结构[4]. 针对北京地区空气污染的气象成因已有较多研究成果和结论:近地面弱风或静风、稳定的大气边界层结构、逆温出现的频率、逆温层厚度及强度等都是污染天气形成和维持的有利条件[5~9]. 此外,具有较强吸湿性的气溶胶粒子在相对潮湿的大气环境条件下,会在一定程度上促进污染排放量大的地区的气溶胶的生成、增长和累

收稿日期: 2020-03-18; **修订日期**: 2020-05-20
基金项目: 北京市气象局科技项目(BMBKJ201901004); 北京市气象局科技项目(BMBKJ201702008)
作者简介: 尹晓梅(1988~),女,博士,高工,主要研究方向为大气污染机理分析及预报预警,数值模拟及卫星数据应用,E-mail: yinxiaomei2010@163.com
* 通信作者,E-mail: qiaolin0016@sina.com

积[10, 11]；另一方面，干气溶胶粒子吸湿增长并部分活化为凝集核参与雾滴的形成，导致雾和霾的转换或雾和霾混合共存的情况[12~15]，从而引起水平能见度的进一步降低和污染的继续发展.

特定的风向条件对污染的发生和发展也具有重要的作用. 安徽省冬季城市区域有 5 条气团路径，而来自东北和西北路径的缓慢移动气团经常导致 $PM_{2.5}$ 污染[16]. 郑州市冬季超过 60% 的气团来自西北方，对应的污染物浓度最低；来自南边和东边的气团只占 13.6%，对应较高的 $PM_{2.5}$ 浓度[17]. 上海地区为西南风向控制时，$PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度较高，而北风和西北风控制下出现高浓度颗粒物的频率最高[18]. 众多学者针对北京进行了长期观测和典型污染过程的综合研究，目前南风对北京空气污染的热力和动力效应是人们普遍认识到的. 尤其在秋冬季的重污染时段，西南和东南路径为典型的污染传输通道，当对流层低层维持西南风或东南风时，气溶胶会以城市烟羽的形式被输送到下游数百公里范围内，与北部山区的偏北风形成风场辐合，有利于污染物在平原地区汇聚，再配合边界层低层顺时针方向风切变，导致 $PM_{2.5}$ 暴发性增长，污染过程明显加重. 此外，也有研究指出，强的西南风作用下气溶胶散射系数分布均匀，弱的偏北风则会造成散射系数从城区到郊区明显降低的空间分布差异[19~23]. 北京特有的地形也易受偏东风影响，且偏东风的变化会对气溶胶理化特征产生影响，改变大气边界层内的气溶胶浓度分布[24, 25]. 如在 $PM_{2.5}$ 污染较重的 2013 年冬季，北京重度污染以上面积占比最大的为南风(87%)，其次即为东风(81%)，且严重的污染常与东风和南风交替有关，而东风、南风、西南风和南风的前期对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响均为正[25~27]. 因此，偏东风也是需要加强研究的一类特殊风系.

目前已有的研究主要着眼于典型过程和污染高发季节(如秋冬季)，而针对北京多年以来偏南风和偏东风控制下大气污染的分布特征、季节差异、时间变化趋势、及边界层内要素差异的系统分析探讨较少，尤其忽略了偏东风下的污染探究. 本研究将以 2014 ~ 2019 年污染发生频率、污染程度与风向的季节变化为切入点，给出污染控制风向的长期演变趋势. 这对全面认识北京污染发生机制和重污染天气预报技术的建立具有重要支撑意义，也将为决策部门提供准确、及时和全面的信息，以便积极应对和科学防控.

1　材料与方法

1.1　资料

本研究中 $PM_{2.5}$ 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). 选择的站点为东城区的天坛站(116.43°E, 39.87°N)，处于北京市平原地区的中心区域，能较好地展示污染过程中偏南风和偏东风的影响. 因无法获取天坛站同时段内较完整、高质量和长时间序列的气象观测资料，本研究选择国家级气象观测站点南郊观象台(116.47°E, 39.81°N)逐小时数据进行分析. 观象台离天坛站较近(位于天坛站东南方 10 公里左右点位处)，其气象数据质量高、代表性强和完整度好.

1.2　混合层高度计算

混合层厚度根据罗氏法计算，该方法是 Nozaki[28] 于 1973 年提出的一种利用地面气象资料估算混合层高度的方法. 考虑到大气混合层是热力和动力湍流共同作用的结果，且边界层上部大气运动常与地面气象要素间存在着相互联系和反馈. 因此，可以利用地面气象参数来估算混合层高度(H). 计算公式如下：

$$H = \frac{121}{6}(6 - P) \times (T - T_d) + \frac{0.169P(u_z + 0.257)}{12f\ln(z/z_0)}$$

式中，H 为混合层高度(m)，T 为地面气温(℃)，T_d 为地面露点温度(℃)，u_z 为 z 高度处的平均风速($m \cdot s^{-1}$)，z_0 为地面粗糙度(m)，f 为柯氏参数(s^{-1})，$f = 2\Omega \sin\Phi$，Ω 为地转角速度，Φ 为地理纬度，P 为帕斯圭尔稳定度级别，分为强不稳定、不稳定、弱不稳定、中性、较稳定和稳定这 6 个级别(分别以 A ~ F 表示，P 值依次设置为 1 ~ 6)[29,30].

2　结果与分析

2014 年春季至 2019 年冬季(即 2014-03 ~ 2020-02)天坛站逐时 $PM_{2.5}$ 质量浓度和观象台逐时气象要素统计分析显示：研究时段内发生污染($PM_{2.5}$ 浓度≥75.0 $\mu g \cdot m^{-3}$)时，近地面风向以偏南风和偏东风为主，两者总频次总占比达 67.8%；其中，偏南风居多，频率占比超过 40%. 因此，本文着重对偏南风和偏东风下的污染特征、差异及影响机制分析研究.

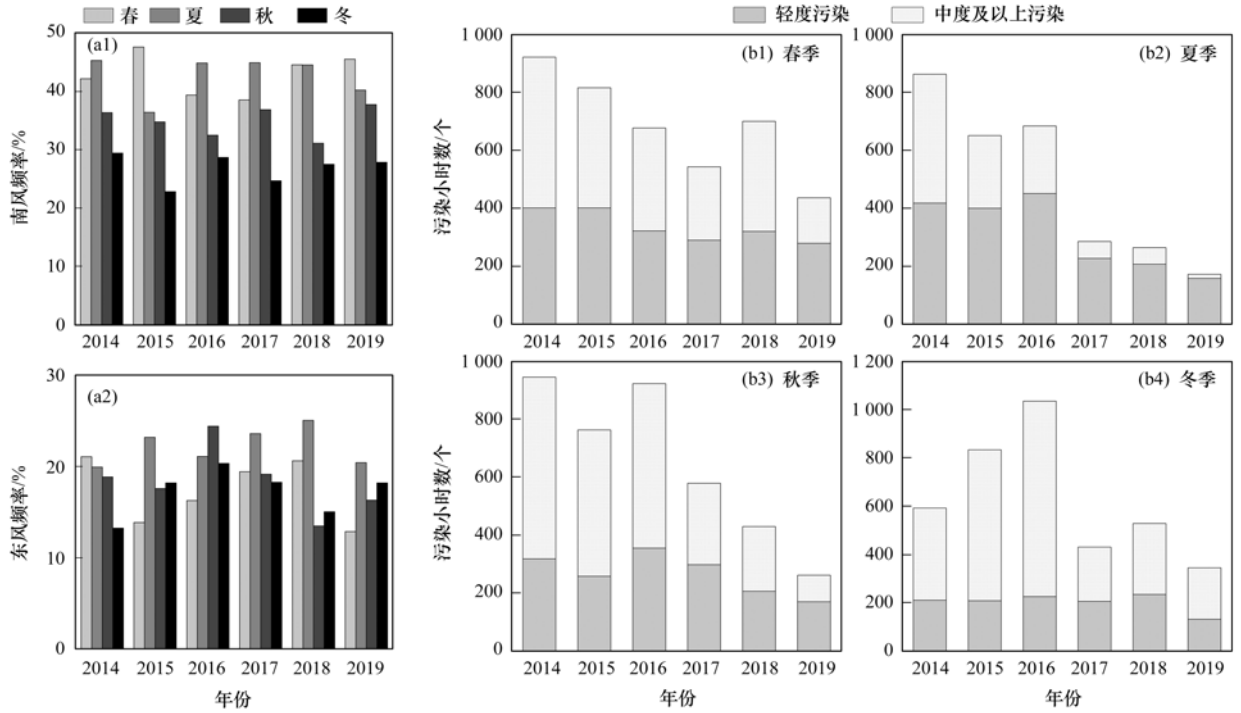
2.1　2014 ~ 2019 年偏南风、偏东风下污染差异

图 1(a)是北京不同季节偏南风和偏东风的频率统计. 过去 6 a，偏南风的频率均高于同期的偏东风. 偏南风在春季和夏季频率最高，占比约为 36.0% ~ 48.0%. 虽然各季节的偏南风没有明显的年际变化趋势，但 2016 年和 2017 年春季、2016 年和 2018 年秋季以及 2015 年和 2017 年冬季，偏南风

频率明显降低. 2015 年和 2019 年的春季、2018 年的秋季以及 2014 年和 2018 年的冬季,偏东风频率明显偏低. 研究时段天坛站各季节出现污染的小时数统计结果如图 1(b1 ~4). 春季、夏季和秋季,污染时次明显减少,更大程度体现在中度及以上程度污染的减少,且中度及以上污染时次逐渐由“秋冬季”向“春秋季”转换. 空气质量整体转好的趋势下,2018 年春季污染出现一定反弹,尤其是中度及以上程度的污染频次超过 2016 年和 2017 年同期,导致 2018 年春季污染较重,且偏东风和偏南风的频次占比为过去 6 a 同期第二高值. 秋季,在污染缓解的大背景下, 2016 年和 2017 年轻度污染较多,且 2016 年中度及以上程度污染也较 2015 年同期增加约 12. 5%,而 2016 年和 2017 年秋季的偏东风为过去 6 a 中最高. 值得注意的是,冬季与其他季节不同: 2014 ~2018 年轻度污染频率持平, 2019 年较过去 5 a 同期减少约 39. 5%. 中度及以上程度的污染先增加后减少,即 2016 年冬季污染时次最多、程度最重,之后出现“断崖式”转好. 根据中国气象局发布的《大气环境气象公报》(2017 ~2019), 京津冀 2017 年冬季扩散条件偏有利, 2018 年冬季扩散条件偏差, 2019 年 12 月扩散条件偏好, 2020 年 1 ~2 月人为排放大量减少,但二次转化增加,而二次转化通常与较高的相对湿度有关[31~35]. 针对京津冀及“2 + 26”城市的研究,气象条件同期变差时,根据预报结果启动应急预案的联防联控措施可以有效减少区域性重污染过程的发生[36]. 在大气对污染物的清除扩散能力相对较好的背景下,纵使不利于污染物清除的气象条件依然多发,污染的极端性将明显下降[37]. 虽然气象条件的逐年差异可以导致冬季 $PM_{2.5}$浓度强烈变化,但 2013-11 ~2018-01 的 $PM_{2.5}$ 浓度下降量中, 76% 是因减排防控引起的[38]. 可见,减排措施成效突显,但当不利的气象条件出现时,应急减排可能不足以抵消不利气象条件带来的污染反弹[39],因此要不断推进长效措施减排.

表 1 给出了过去 6 a 近地面偏东风、偏南风控制下污染分布的年际变化. 当污染发生时,偏南风主导时次最多,春季和夏季占比达 47. 0% 以上,秋季和冬季超过 35. 0%; 而偏东风占比仅为 23. 4% ~ 30. 8%. 不同季节多年对比显示:春季、夏季和秋季,污染发生在偏南风的频率占比有降低趋势(2019 年春季除外),而偏东风下为增加态势. 可见,近 6 a 春季、夏季和秋季的污染逐渐向“偏东风型”靠拢,而冬季一直以“偏南风型”污染为主,且偏南风下的污染频率在整体维持的情况下略有增加,污染在偏东风下的概率逐渐降低.

综上, 2016 年秋冬季北京污染形势严峻,对应的偏东风频率最高,但偏南风与其他年份持平; 2014 年空气质量整体较差,但冬季污染情况与 2017 ~ 2019相当,偏东风也为多年同期最少,南风处于



(a)偏南风和偏东风频率; (b)污染情况

图 1 北京 2014 ~2019 年不同季节的偏南风和偏东风频率和污染情况

Fig. 1 Southerly and easterly wind frequencies and pollution in different seasons during 2014-2019 in Beijing

表 1　春季、夏季、秋季和冬季污染概率随风向的年际变化/%

Table 1　Seasonal variations of pollution probabilities for easterly and southerly wind during 2014-2019/%

年份	春季		夏季		秋季		冬季	
	偏南风	偏东风	偏南风	偏东风	偏南风	偏东风	偏南风	偏东风
2014	45.4	29.4	54.5	25.7	32.2	25.6	41.2	19.1
2015	56.1	20.0	49.3	32.4	42.1	21.0	30.7	31.1
2016	41.8	25.7	53.2	26.0	39.4	26.8	36.1	27.8
2017	49.5	27.1	50.2	28.8	41.6	25.6	34.2	27.0
2018	39.1	30.1	41.7	40.2	34.3	21.9	42.0	18.4
2019	50.2	19.3	36.6	32.0	20.3	25.7	38.1	16.9
多年平均	47.0	25.3	47.6	30.8	35.0	24.4	37.1	23.4

平均水平.是否北京地区偏东风下大气扩散条件更差,从而导致污染加重？在北京大气污染综合防治工作取得明显成效的情况下,气象对空气质量的影响有多大？为进一步探究北京的污染特点及其趋势变化,下面将针对偏南风和偏东风下污染物及气象要素的特征分析总结.

2.2　偏南风和偏东风控制下污染的差异

针对北京 2014 ~ 2019 年近地面偏南风和偏东风控制下污染的出现概率分季节讨论,结果见图 2.多年均值显示,偏南风下污染最易在冬季出现(45.2%),其次为春季和秋季(34.1% 和 32.1%),夏季污染概率最低(26.1%)；偏东风与其类似,冬、春、秋和夏季的多年平均污染概率分别为 47.0%、45.8%、39.7% 和 29.6%.可见,虽然偏东风的频率低于偏南风,但偏东风下更易发生污染；尤其春季,偏东风下污染概率比偏南风高 11.7%.多年变化趋势显示,无论偏南风或偏东风控制,各季节的污染出现概率均呈降低态势；春、夏、秋和冬季两者发生污染的概率分别以每年 4.6%、8.0%、6.3% 和 6.9% 以及 5.7%、7.6%、7.9% 和 5.5% 的速率降低.4 个季节中, 2016 ~ 2017 年偏南风和偏东风控制下污染发生概率大幅减少.以冬季为例,偏南风和偏东风下的污染概率年际差异分别为 33.1% 和 36.5%.但 2018 年春季,偏东风控制下的污染概率反弹至 2016 年水平, 2018 年冬季偏南风下污染概率也明显高于 2017 年和 2019 年.

图 3 是 2014 ~ 2019 年不同季节偏南风和偏东风下污染时次的 $PM_{2.5}$ 小时浓度对比.春季、夏季和

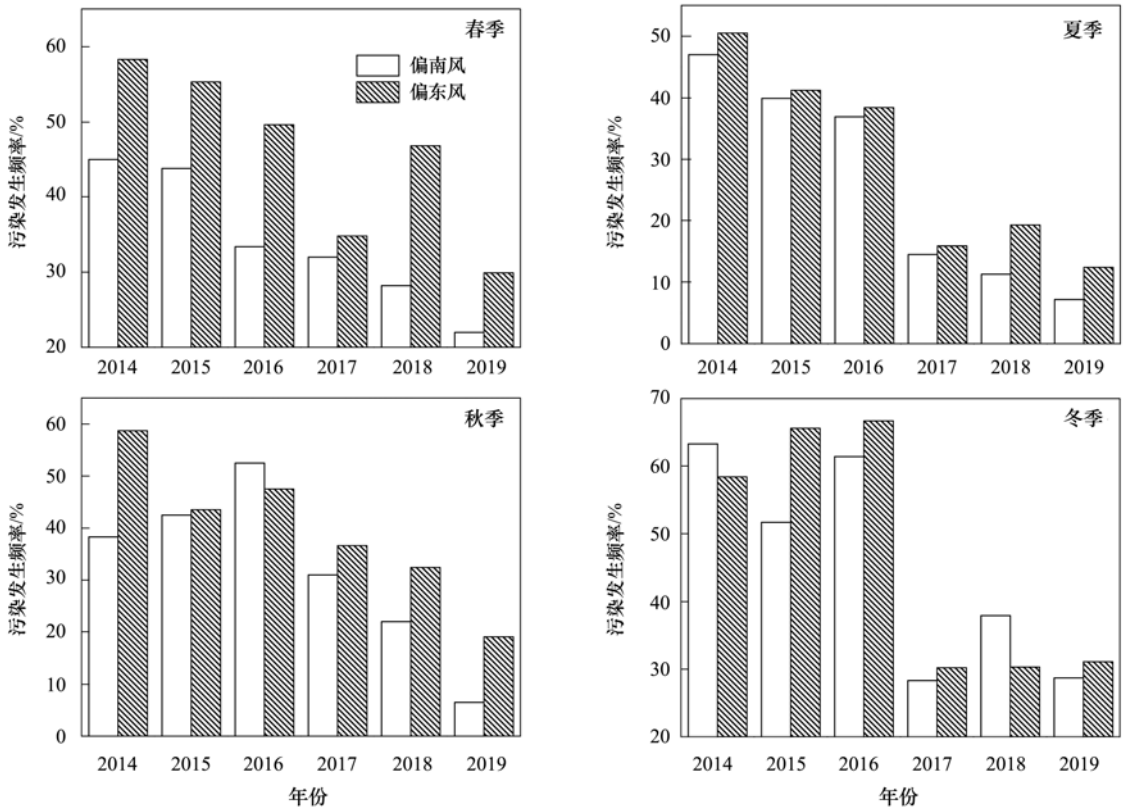


图 2　北京 2014 ~ 2019 年不同季节偏南风和偏东风下的污染发生频率

Fig. 2　Pollution occurrence frequencies in different seasons for southerly and easterly wind during 2014-2019 in Beijing

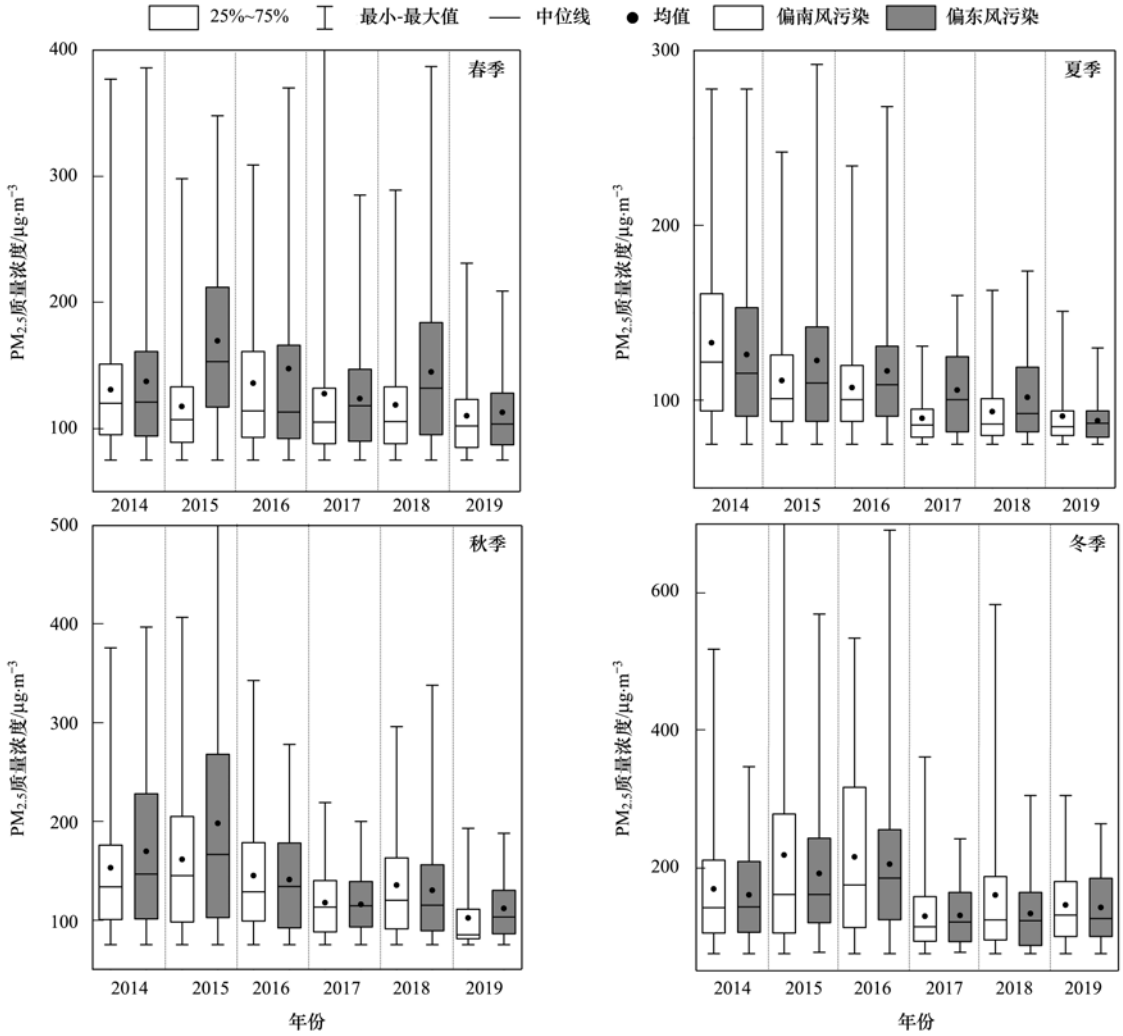


图 3 北京 2014 ~ 2019 年不同季节偏南风和偏东风下污染时次对应的 $PM_{2.5}$ 浓度

Fig. 3 $PM_{2.5}$ concentration of pollution times for southerly and easterly wind in different seasons during 2014-2019 in Beijing

秋季偏南风控制下的污染,$PM_{2.5}$浓度平均值整体上低于偏东风的情况,且峰值和 75% 百分位浓度值也明显偏低,即偏东风下污染程度更重. 冬季,偏南风污染的 $PM_{2.5}$浓度偏高,个别年份与偏东风持平. 年际变化显示,春季、夏季和秋季,偏南风和偏东风下污染对应的 $PM_{2.5}$浓度均呈逐渐降低趋势,峰值浓度削减更明显,这应该与政府制定严格的减排措施和区域联动联防举措有很大关系. 但 2018 年春季和秋季的 $PM_{2.5}$浓度有所反弹、峰值浓度明显增加,但仍低于 2015 年水平. 而冬季,偏南风和偏东风控制下污染对应的 $PM_{2.5}$浓度在 2015 年和 2016 年最高, 2017 年下降后小幅波动,且冬季 $PM_{2.5}$峰值浓度的降幅在 4 个季节中最大. 其中,偏南风污染下 2015 年 $PM_{2.5}$小时峰值浓度为 821 $\mu g \cdot m^{-3}$, 2017 年降低至 361 $\mu g \cdot m^{-3}$; 偏东风污染下, 2016 年 $PM_{2.5}$小时峰值浓度是 691 $\mu g \cdot m^{-3}$, 2017 ~ 2019 年维持在 242 ~ 305 $\mu g \cdot m^{-3}$,峰值浓度降低了 55.9% ~ 65.0%.

2.3 引起污染差异的气象机制分析

图 4 是 2014 ~ 2019 年偏南风和偏东风污染对应的能见度季节分布. 偏南风控制时,污染时次的平均能见度明显高于偏东风,且两者的差异在春季、夏季和秋季大,冬季小. 季节表现上,秋冬季污染的能见度显著低于春夏季; 春夏季偏南风和偏东风污染的最低能见度为 0.7 ~ 1 km,能见度 75% 百分位值可达 6 ~ 7 km,而秋冬季的最低能见度不足 0.1 km,且 75% 百分位的值低于 5 km. 春季,偏南风下污染的能见度年际波动小,降低速率仅为 0.07 $km \cdot a^{-1}$; 偏东风下的年际波动大,以 0.13 $km \cdot a^{-1}$的速度降低. 夏季能见度的变化与春季相似,偏南风下污染时次的能见度年际波动较小,偏东风控制下的能见度表现为先降低后增加的趋势,即 2017 年夏季最小 (2.9 km). 秋季,偏南风和偏东风下污染时次的能见度明显增加,增长幅度分别为 0.23 $km \cdot a^{-1}$和 0.17 $km \cdot a^{-1}$; 可见,偏南风控制下能见度的增速更快; 至 2019 年,偏南风和偏东风下污染的能见度达

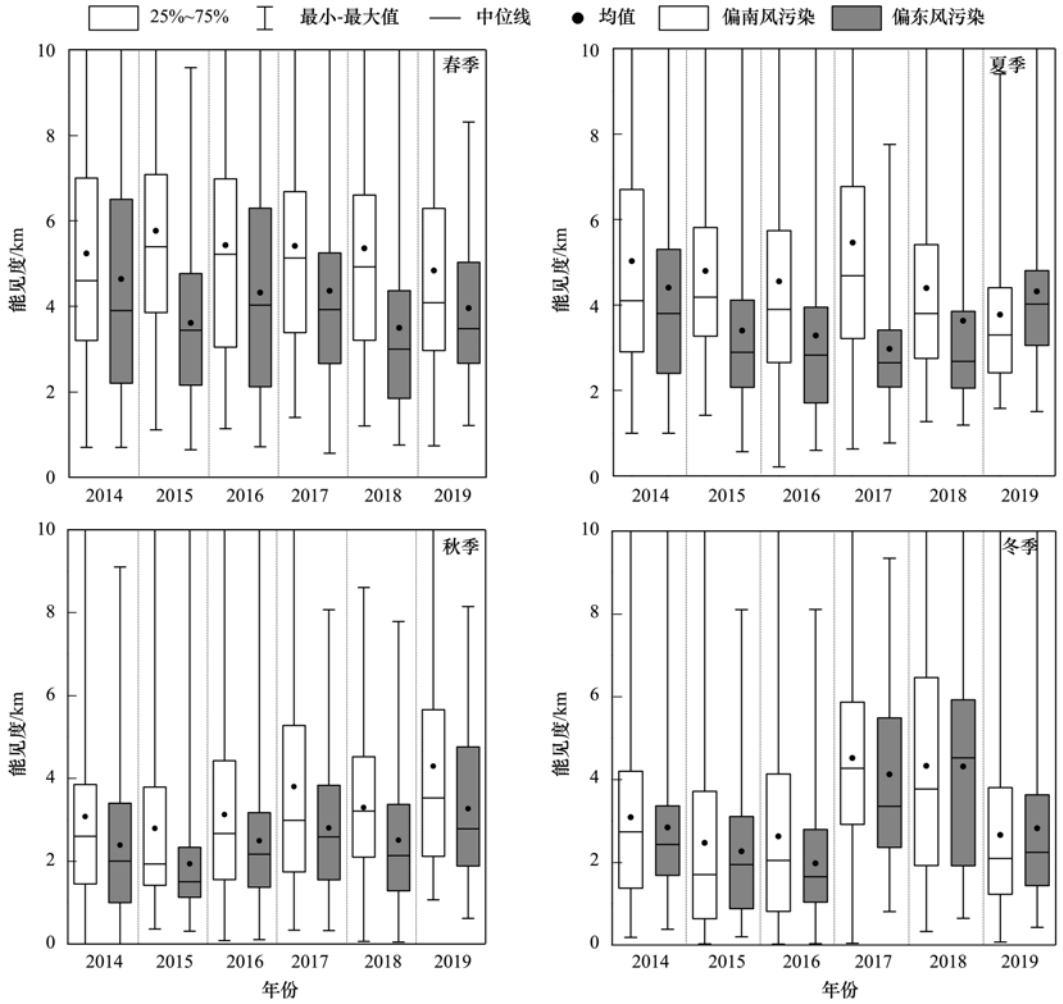


图 4　北京 2014～2019 年不同季节偏南风和偏东风下污染时次对应的能见度

Fig. 4　Visibility of pollution times for southerly and easterly wind in different seasons during 2014-2019 in Beijing

到多年最大值,分别为 4.22 km 和 3.25 km. 冬季能见度的变化趋势与 $PM_{2.5}$ 正好相反,呈先增长后降低的趋势,能见度最大值在 2017～2018 年,最小值出现在 2015 年,但 2019 年有一定程度回落.

图 5 为 2014～2019 年不同季节偏南风和偏东风控制下污染时次的混合层高度. 所有季节中,春季的混合层最高,过去 6 a 偏南风和偏东风污染对应的年均混合层高度分别为1 033～1 200 m和 763～927 m; 其他 3 个季节相对较低,以秋季为例,偏南风和偏东风的混合层高分别为 655～888 m 和 607～713 m. 当污染发生在以偏南风控制的情况下,混合层高度大于偏东风的情况,春、夏、秋和冬季偏南风控制下的 75% 百分位混合层高度较偏东风分别偏大 26.9%、19.8%、23.2% 和 15.8%. 过去 6 a,春季、夏季和秋季偏南风下污染的混合层高度先增加后降低,冬季呈增加趋势,但 2019 年有明显回落. 而偏东风影响下的污染,对应的混合层高度仅在秋季逐年增加,春季和夏季表现为一定程度的降低,冬季则表现为先降低后增加.

图 6 为 2014～2019 年风速统计结果. 春季、秋季和冬季,偏南风下污染时次的平均风速较偏东风的情况偏大,两者的差异夏季最小. 春季,偏南风和偏东风下污染时次的年均风速分别为 2.1～2.6 $m\cdot s^{-1}$ 和 1.8～2.1 $m\cdot s^{-1}$,前者的 75% 百分位风速较后者偏大约 21.3%. 秋季和冬季,偏南风下污染时次的年均风速分别为 1.5～1.7 $m\cdot s^{-1}$ 和 1.4～1.6 $m\cdot s^{-1}$,对应的偏东风为 1.2～1.5 $m\cdot s^{-1}$ 和 1.3～1.5 $m\cdot s^{-1}$,前者的 75% 百分位风速较后者偏大 13.7% 和 7.2%. 已有研究表明,北京地区风速达 2 级时,扩散能力开始增加, 3 级和 4 级的风速对污染物的清除扩散能力明显[26]. 因此,本研究统计了小时风速≥3 $m\cdot s^{-1}$ 的时次:偏南风下的污染,小时风速≥3 $m\cdot s^{-1}$ 的频次明显多于偏东风,尤其春季,前者比后者偏多 14.5%,且偏东风下污染时次中,≥3 $m\cdot s^{-1}$ 风速的占比逐年减小, 2018 年和 2019 年不足 10%,而偏南风下仅 2017 年降至 18.6%,其他年份都较高. 夏季,两个风向下污染的小时风速≥3 $m\cdot s^{-1}$ 的占比逐渐降低,且风向间差异很小. 秋季和

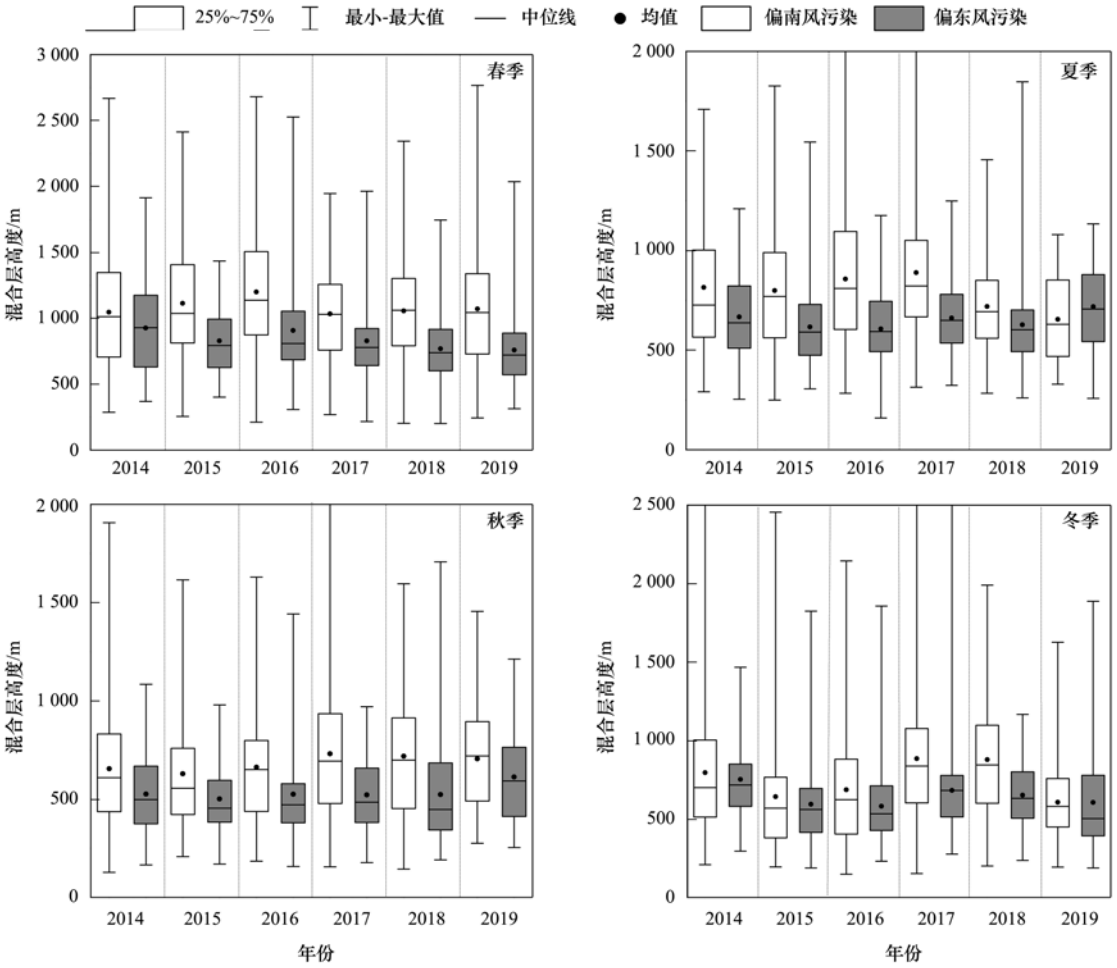


图 5 北京 2014 ~ 2019 年不同季节偏南风和偏东风下污染时次对应的混合层高度

Fig. 5 Mixed layer height of pollution times for southerly and easterly wind in different seasons during 2014-2019 in Beijing

冬季污染发生时,小时风速≥3 $m \cdot s^{-1}$的频次显著少于春季和夏季,偏南风和偏东风各自统计值不超过7%和5%,对水平扩散能力没有太大影响,且过去6 a有逐渐减少的趋势,尤其在2019年秋冬季.

北京地区,偏东风控制下污染的相对湿度要明显大于偏南风的情况(图7),这是因为偏东风可以带来更多海洋上的水汽.春季、夏季、秋季和冬季,偏南风污染的年均湿度分别为39.9%~47.5%、61.2%~72.0%、60.9%~71.2%和45.2%~69.4%,偏东风下分别为52.9%~60.3%、70.45%~76.1%、70.8%~78.4%和54.1%~70.5%,且前者75%百分位湿度较后者的偏低幅度分别为24.5%、9.4%、8.9%和4.7%.两组风向下发生污染时,春季的湿度差异较大,冬季差异最小.春季,偏南风和偏东风污染下相对湿度年际变化表现为先降低后增加,的2016年相对湿度最小、2019年最大.秋季,偏南风和偏东风污染下的湿度分别以1.3%·a^{-1}和1.1%·a^{-1}的速率降低,且峰值也在下降.此外,2018年和2019年的秋季,两个风向控制下污染的相对湿度都是过去6 a以来最低值.冬季的相对湿度年际变幅最大,2017年和2018年污染时次的湿度明显低于其他年份.偏南风和偏东风控制下,上述两个年份的相对湿度平均值为45.6%和58.0%,分别较其他年份的平均值偏小约16.4%和7.6%;而冬季污染发生时湿度最高的为2015年和2019年.

2014~2015年,偏南风下污染的露点温度高于偏东风(图8),但2016年后趋势转变,尤其是2018年和2019年的春季、秋季和冬季,反超更明显.春季,偏南风和偏东风控制下污染的露点温度都表现为先减小后增加的态势,而两者的差异在2015年和2019年最大,偏东风较偏南风的平均露点温度分别偏低2.2℃和偏高约2.1℃.夏季,偏南风和偏东风污染的露点温度逐渐增加,但2019年回落到过去6 a以来的最低值.秋季,2014年和2017年露点温度最高、2018年露点温度最低.冬季,偏南风和偏东风在2015~2018年出现降低趋势,尤其2017年和2018年,偏南风和偏东风污染的露点温度与2015~2016年的均值相比,分别降低了46.0%和36.5%,但2019年露点大幅回升,达到过去6 a的最大值.

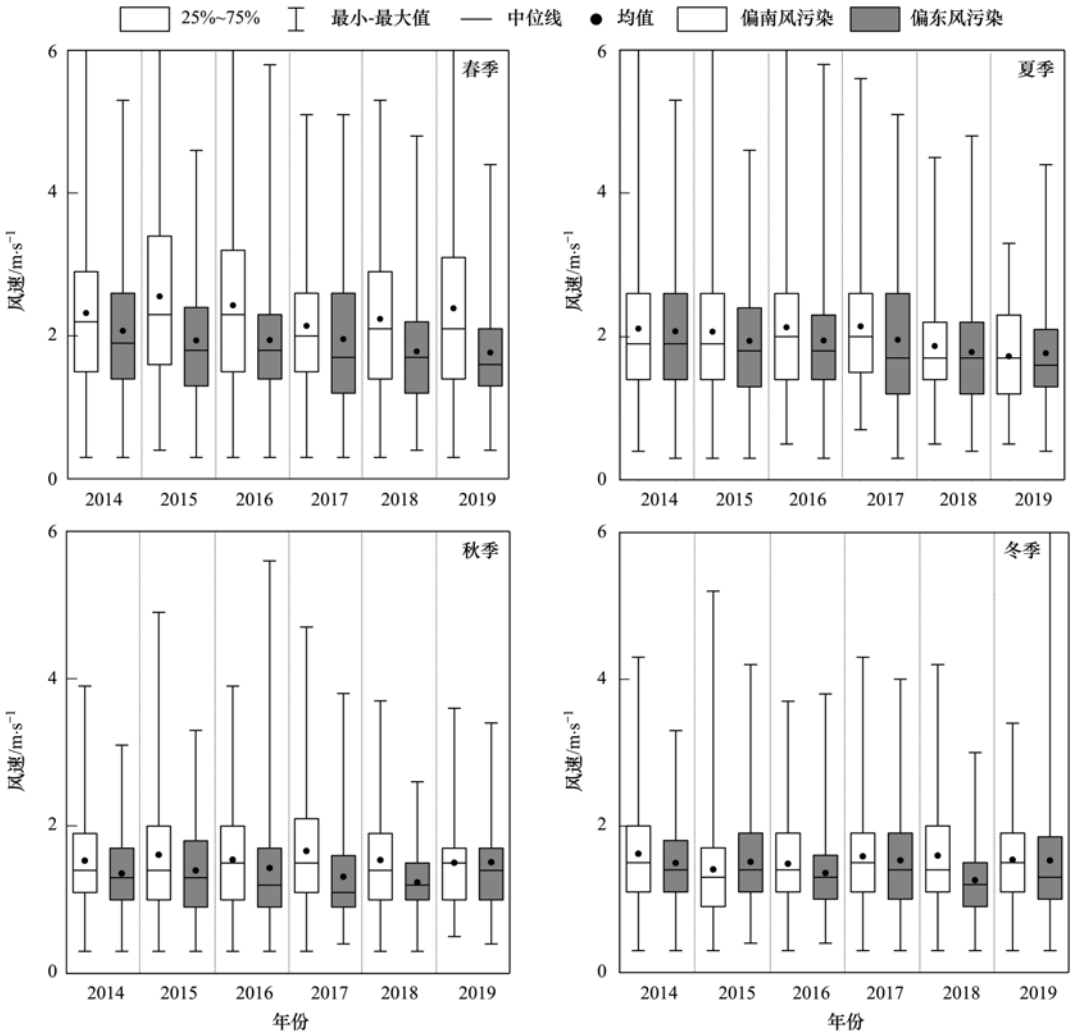


图 6　北京 2014～2019 年不同季节偏南风和偏东风下污染时次对应的风速

Fig. 6　Wind speed of pollution times for southerly and easterly wind in different seasons during 2014-2019 in Beijing

3　讨论

北京地区空气质量整体转好的背景下，2018 年春季，偏东风和偏南风控制下污染概率和 $PM_{2.5}$ 浓度出现反弹. 经统计，2018 年春季的偏东风时次显著增加，较 2016 年和 2019 年偏多 28.5% 和 60.5%，且该时段的污染时次较 2017 年和 2019 年分别增加了 28.9% 和 60.6%，与 2016 年持平. 与其他年份相比，2018 年春季有更多的污染出现在偏东风控制下. 气象要素显示，2018 年春季的混合层高度最低、风速最小、相对湿度和露点温度偏高、这也反映了大气本身对污染物的承载和扩散能力较弱，与前述的研究结果一致. 但需指出的是，2019 年春季偏东风下的污染气象要素与 2018 年类似，但其污染时次、偏东风频率及污染出现在偏东风的时次均大幅减少，故 $PM_{2.5}$ 浓度偏低、能见度偏好. 此外，对比 2018 年和 2019 年同期偏南风污染及其气象要素特征发现，春季，北京的污染和能见度很大程度受偏东风时长和污染出现在偏东风下的频率的影响，这应该与大气湿度、污染物的吸湿增长和二次转化有关，因而对 $PM_{2.5}$ 平均和峰值浓度产生较大影响.

2018 年冬季的偏南风时次仅低于 2016 年同期，污染在偏南风控制下的占比为过去 6 a 最大，而偏东风下的污染比例减少. 偏南风下污染时次的相对湿度和露点低、风速大和小时风速 ≥3 $m \cdot s^{-1}$ 的频次多、混合层高度高、平均能见度和最低能见度也较好. 2019 年同期，偏南风、偏东风和总污染时次均减少，但露点和相对湿度达到过去 6 a 最大，且风速低、露点温度差小、大气饱和程度高、混合层高度低，因此扩散条件相对不利；但因减排和疫情防控等影响，$PM_{2.5}$ 平均、峰值及 75% 百分位的浓度均低于 2018 年同期，但能见度却显著降低. 此外，2014 年和 2017 年的冬季气象因素表现相似，甚至前者的偏南风和偏东风的时次都偏少，但因两年的排放基础水平和减排力度不同，虽然 2014 年比 2015 年和 2016 年同期的 $PM_{2.5}$ 浓度低，但与 2017 年相比仍偏

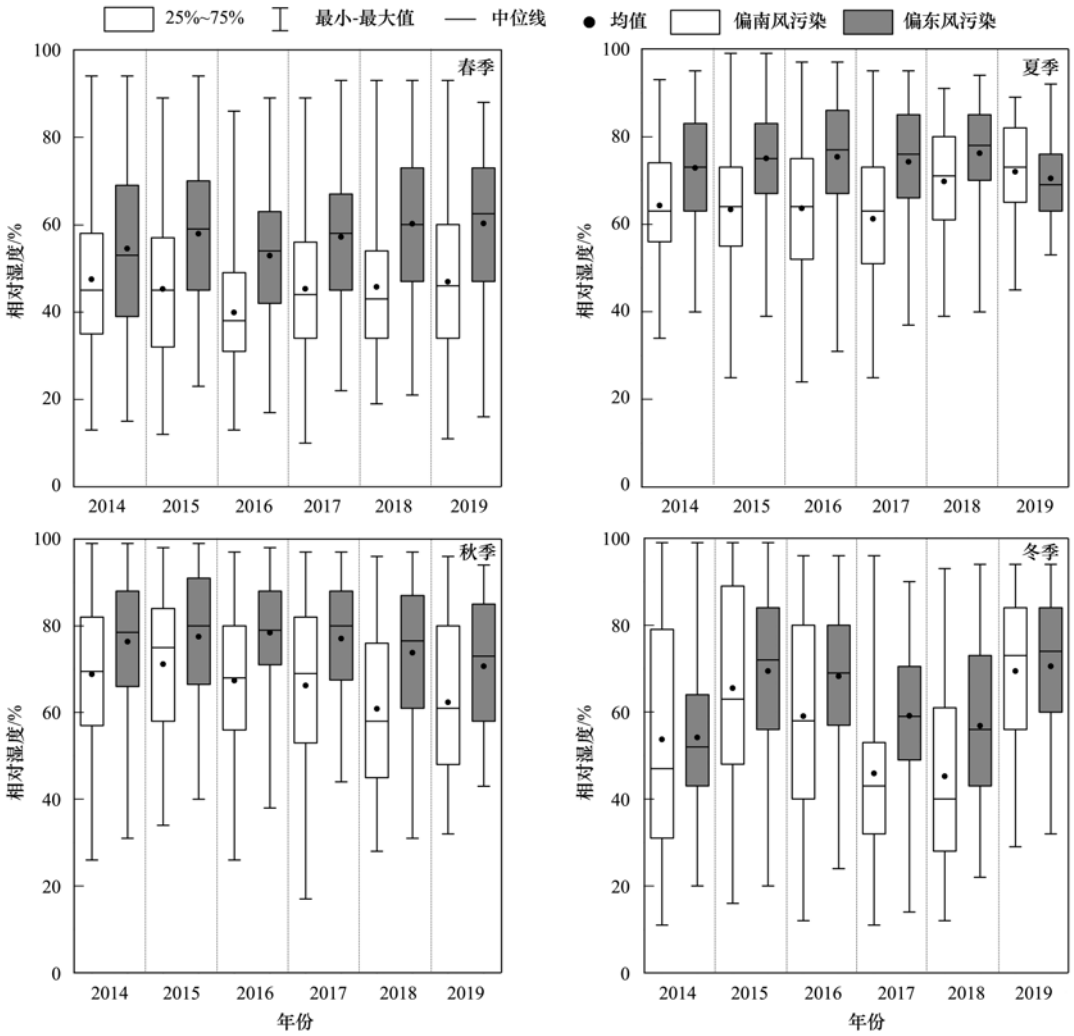


图 7 北京 2014 ~ 2019 年不同季节偏南风和偏东风下污染时次对应的相对湿度

Fig. 7 Relative humidity of pollution times for southerly and easterly wind in different seasons during 2014-2019 in Beijing

高较多. 可见,冬季污染较大程度受 $PM_{2.5}$ 浓度影响,本地排放加上偏南风对污染物的区域输送贡献较大,而能见度在 $PM_{2.5}$ 的基础上大气的水汽含量更敏感.

4 结论

(1)北京地区近地面偏南风和偏东风控制下的污染时次总占比为 67.8%. 2014 ~ 2019 年偏南风和偏东风频次整体上分别表现为波动增长和下降,季节的年际变化不显著. 近 4 a,偏南风频次在春季和秋季有增加态势,偏东风在秋季和冬季明显减少.

(2)2014 ~ 2019 年中度及以上程度污染频次大幅降低,冬季表现最明显,且有"秋冬季"向"春秋季"的转换态势. 春季、夏季和秋季,污染逐渐向"偏东风型"靠拢,冬季保持"偏南风型"且略有发展.

(3)北京受偏南风和偏东风控制时,污染最易在冬季出现,其次为春季和秋季. 排放相当时,偏东风通过增加大气含水量和降低混合层高度,导致污染加重,$PM_{2.5}$ 浓度均值和峰值升高,能见度降低;偏南风则影响污染物的区域输送和本地累积,从而扰动 $PM_{2.5}$ 峰值浓度. 气象条件相当时,排放和减排力度的差异成为关键影响要素,但较少的偏南风和偏东风频次会明显缓解 $PM_{2.5}$ 峰值浓度的增加和最低能见度的下降.

参考文献:

[1] Marcazzan G M, Vaccaro S, Valli G, *et al*. Characterisation of PM_{10} and $PM_{2.5}$ particulate matter in the ambient air of Milan (Italy)[J]. Atmospheric Environment, 2001, **35**(27): 4639-4650.

[2] Li L, Wang W, Feng J L, *et al*. Composition, source, mass closure of $PM_{2.5}$ aerosols for four forests in eastern China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2010, **22**(3): 405-412.

[3] 张小曳, 廖宏, 王芬娟. 对 IPCC 第五次评估报告气溶胶-云对气候变化影响与响应结论的解读[J]. 气候变化研究进展, 2014, **10**(1): 37-39.
Zhang X Y, Liao H, Wang F J. The effects of aerosols and clouds on climate change and their responses[J]. Progressus Inquisitiones de Mutatione Climatis, 2014, **10**(1): 37-39.

[4] 于兴娜, 李新妹, 登增然登, 等. 北京雾霾天气期间气溶胶光学特性[J]. 环境科学, 2012, **33**(4): 1057-1062.

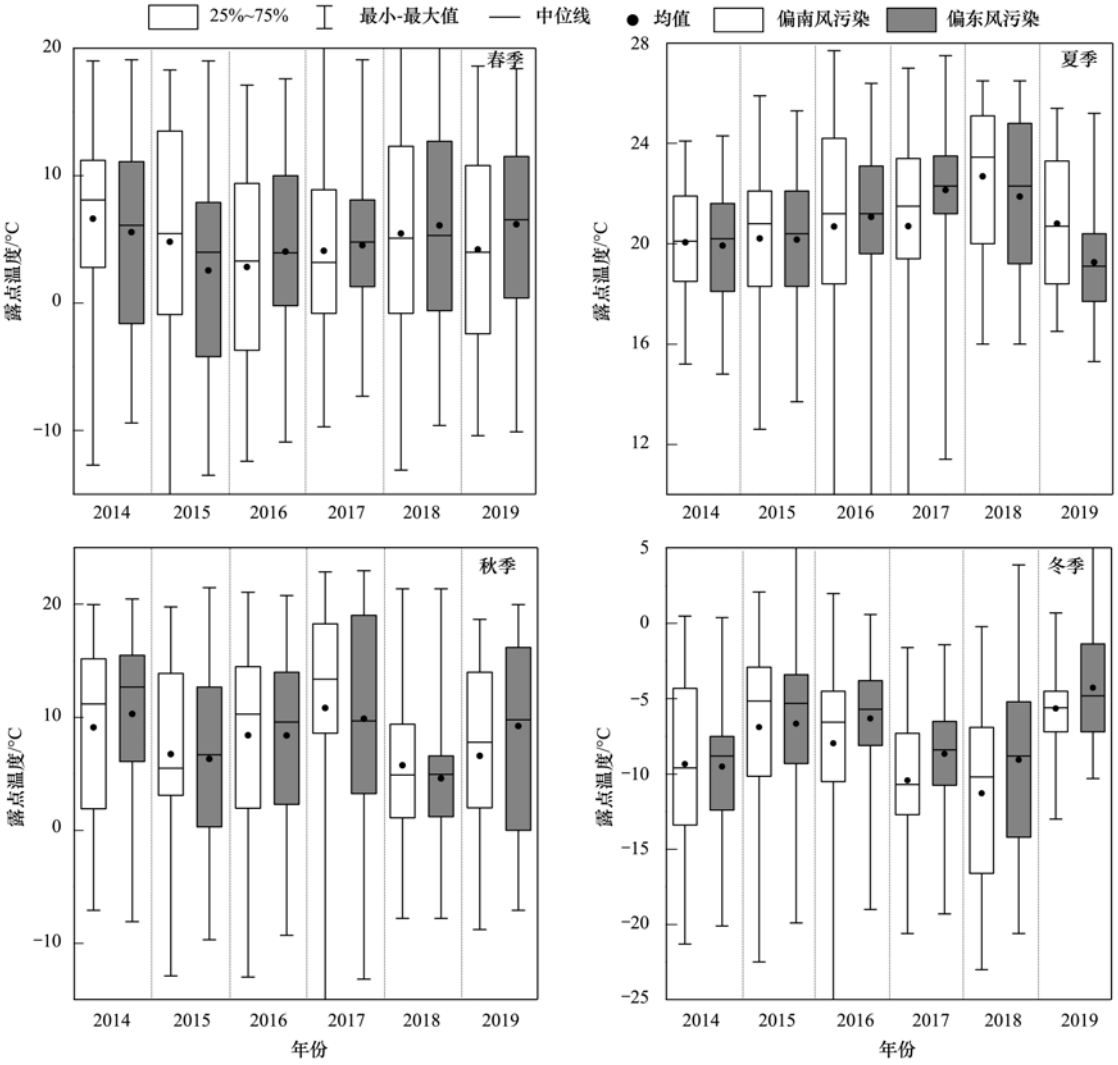


图 8　北京 2014 ~ 2019 年不同季节偏南风和偏东风下污染时次对应的露点温度

Fig. 8　Dew-point temperature of pollution times for southerly and easterly wind in different seasons during 2014-2019 in Beijing

Yu X N, Li X M, Deng Z R G, *et al*. Optical properties of aerosol during haze-fog episodes in Beijing[J]. Environmental Science, 2012, **33**(4): 1057-1062.

[5] Davis R E, Kalkstein L S. Using a spatial synoptic climatological classification to assess changes in atmospheric pollution concentrations[J]. Physical Geography, 1990, **11**(4): 320-342.

[6] 戴永立, 陶俊, 林泽健, 等. 2006 ~ 2009 年我国超大城市霾天气特征及影响因子分析[J]. 环境科学, 2013, **34**(8): 2925-2932.
Dai Y L, Tao J, Lin Z J, *et al*. Characteristics of haze and its impact factors in four megacities in China during 2006-2009[J]. Environmental Science, 2013, **34**(8): 2925-2932.

[7] 李瑞, 李清, 徐健, 等. 秋冬季区域性大气污染过程对长三角北部典型城市的影响[J]. 环境科学, 2020, **41**(4): 1520-1534.
Li R, Li Q, Xu J, *et al*. Regional air pollution process in winter over the Yangtze River Delta and its influence on typical northern cities[J]. Environmental Science, 2020, **41**(4): 1520-1534.

[8] Shi Y, Hu F, Lü R, *et al*. Characteristics of urban boundary layer in heavy haze process based on Beijing 325m tower data [J]. Atmospheric and Oceanic Science Letters, 2019, **12**(1): 41-49.

[9] Sun Y, Song T, Tang G Q, *et al*. The vertical distribution of $PM_{2.5}$ and boundary-layer structure during summer haze in Beijing[J]. Atmospheric Environment, 2013, **74**: 413-421.

[10] 曾唯, 郝庆菊, 赵仲婧, 等. 北碚区气溶胶光学厚度特征及其与颗粒物浓度的相关性[J]. 环境科学, 2020, **41**(3): 1067-1077.
Zeng W, Hao Q J, Zhao Z J, *et al*. Characteristics of aerosol optical depth in the urban area of Beibei and its correlation with particle concentration[J]. Environmental Science, 2020, **41**(3): 1067-1077.

[11] Molnár A, Imre K, Ferenczi Z, *et al*. Aerosol hygroscopicity: hygroscopic growth proxy based on visibility for low-cost PM monitoring[J]. Atmospheric Research, 2020, **236**: 104815.

[12] Chen J, Li Z Q, Lv M, *et al*. Aerosol hygroscopic growth, contributing factors, and impact on haze events in a severely polluted region in northern China[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019, 19(2): 1327-1342.

[13] 廖晓农, 张小玲, 王迎春, 等. 北京地区冬夏季持续性雾-霾发生的环境气象条件对比分析[J]. 环境科学, 2014, **35**(6): 2031-2044.
Liao X N, Zhang X L, Wang Y C, *et al*. Comparative analysis on meteorological condition for persistent haze cases in summer and winter in Beijing[J]. Environmental Science, 2014, **35**(6): 2031-2044.

[14] Zhang Q, Meng J, Quan J, *et al*. Impact of aerosol composition on cloud condensation nuclei activity[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2012, **12**(8): 3783-3790.

[15] Peng Y, Wang H, Hou M L, *et al*. Improved method of visibility parameterization focusing on high humidity and aerosol concentrations during fog-haze events: application in the GRAPES_CAUCE model in Jing-Jin-Ji, China[J]. Atmospheric Environment, 2020, **222**: 117139.

[16] Shi C E, Yuan R M, 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.

[17] 段时光, 姜楠, 杨留明, 等. 郑州市冬季大气 $PM_{2.5}$ 传输路径和潜在源分析[J]. 环境科学, 2019, **40**(1): 86-93.
Duan S G, Jiang N, Yang L M, *et al*. Transport pathways and potential sources of $PM_{2.5}$ during the winter in Zhengzhou[J]. Environmental Science, 2019, **40**(1): 86-93.

[18] 吴健, 齐晓宝, 苏敬华, 等. 2015 年上海崇明岛 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度变化特征及气象因素影响分析[J]. 气象与环境科学, 2019, **42**(3): 1-8.
WU J, QI X B, SU J H, *et al*. Analysis on variation characteristics of $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentration and influence of meteorological factors in Shanghai Chongming island in 2015[J]. Meteorological and Environmental Sciences, 2019, **42**(3): 1-8.

[19] Zhao X J, Zhang X L, Pu W W, *et al*. Scattering properties of the atmospheric aerosol in Beijing, China [J]. Atmospheric Research, 2011, **101**(3): 799-808.

[20] 邱昀, 李令军, 姜磊, 等. 京津冀一次污染过程的星地同步动态监测分析[J]. 环境科学, 2019, **40**(3): 1111-1119.
Qiu Y, Li L J, Jiang L, *et al*. Analysis of a pollution process in the Beijing-Tianjin-Hebei region based on satellite and surface observations[J]. Environmental Science, 2019, **40**(3): 1111-1119.

[21] 徐冉, 张恒德, 杨孝文, 等. 北京地区秋冬季大气污染特征及成因分析[J]. 环境科学, 2019, 40(8): 3405-3414.
Xu R, Zhang H D, Yang X W, *et al*. Concentration characteristics of $PM_{2.5}$ and the causes of heavy air pollution events in Beijing during autumn and winter[J]. Environmental Science, 2019, **40**(8): 3405-3414.

[22] 王跃, 王莉莉, 赵广娜, 等. 北京冬季 $PM_{2.5}$ 重污染时段不同尺度环流形势及边界层结构分析[J]. 气候与环境研究, 2014, **19**(2): 173-184.
Wang Y, Wang L L, Zhao G N, *et al*. Analysis of different-scales circulation patterns and boundary layer structure of $PM_{2.5}$ heavy pollutions in Beijing during winter [J]. Climatic and Environmental Research, 2014, **19**(2): 173-184.

[23] Hanna S R, Ramsdell J V, Cramer H E, *et al*. Urban Gaussian diffusion parameters [A]. In: Modeling the Urban Boundary Layer[C]. Boston: American Meteorological Society, 1987. 337-379.

[24] 孙兆彬, 廖晓农, 王占山, 等. 北京地区空气重污染下雾凇和偏东风对 $PM_{2.5}$ 清除作用[J]. 环境科学, 2016, **37**(10): 3679-3685.
Sun Z B, Liao X N, Wang Z S, *et al*. Scavenging effect of rime and east wind on $PM_{2.5}$ under air heavy pollution in Beijing[J]. Environmental Science, 2016, **37**(10): 3679-3685.

[25] Sun Z B, Zhang X L, Zhao X J, *et al*. Oscillation of surface $PM_{2.5}$ concentration resulting from an alternation of easterly and southerly winds in Beijing: mechanisms and implications[J]. Journal of Meteorological Research, 2018, **32**(2): 288-301.

[26] 程念亮, 张大伟, 李云婷, 等. 风向对北京市重污染日 $PM_{2.5}$ 浓度分布影响研究[J]. 环境科学与技术, 2016, **39**(3): 143-149, 161.
Cheng N L, Zhang D W, Li Y T, *et al*. Effects of wind direction on spatial distribution of $PM_{2.5}$ during heavy pollution days in Beijing[J]. Environmental Science & Technology, 2016, **39**(3): 143-149, 161.

[27] 梅波, 田茂再. 基于时空模型北京市 $PM_{2.5}$ 浓度影响因素研究[J]. 数理统计与管理, 2018, **37**(4): 571-586.
Mei B, Tian M Z. Analysis of Influential Factors on $PM_{2.5}$ in Beijing Based on Spatio-Temporal Model[J]. Journal of Applied Statistics and Management, 2018, **37**(4): 571-586.

[28] Nozaki K Y. Mixing depth model using hourly surface observations[R]. USAF Environmental Technical Applications Center, Report 7053. 1973.

[29] 张恒德, 吕梦瑶, 张碧辉, 等. 2014 年 2 月下旬京津冀持续重污染过程的静稳天气及传输条件分析[J]. 环境科学学报, 2016, **36**(12): 4340-4351.
Zhang H D, Lü M Y, Zhang B H, *et al*. 2016. Analysis of the stagnant meteorological situation and the transmission condition of continuous heavy pollution course from February 20 to 26, 2014 in Beijing-Tianjin-Hebei[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, **36**(12): 4340-4351.

[30] 廖晓农, 孙兆斌, 何娜, 等. 边界层低空急流导致北京 $PM_{2.5}$ 迅速下降及其形成机制的个例分析[J]. 环境科学, 2016, **37**(1): 51-59.
Liao X N, Sun Z B, He N, *et al*. A case study on the rapid cleaned away of $PM_{2.5}$ pollution in Beijing related with BL Jet and its mechanism[J]. Environmental Science, 2016, **37**(1): 51-59.

[31] 中国气象局. 2017 年大气环境气象公报[R]. 2017.

[32] 中国气象局. 2018 年大气环境气象公报[R]. 2018.

[33] 中国气象局. 2019 年大气环境气象公报[R]. 2019.

[34] NASA Goddard Space Flight Center. Airborne nitrogen dioxide plummets over China[EB/OL]. https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plummets-over-china, 2020-03-02.

[35] Guan L, Liang Y L, Tian Y Z, *et al*. Quantitatively analyzing effects of meteorology and $PM_{2.5}$ sources on low visual distance [J]. Science of the Total Environment, 2019, **659**: 764-772.

[36] 朱媛媛, 高愈霄, 汪巍, 等. 2019 年 10～12 月京津冀及周边“2+26”城市重污染减排效果评估[J]. 环境科学, 2020, **41**(10): 4402-4412.
Zhu Y Y, Gao Y X, Wang W, *et al*. Assessment of emergency emission reduction Effect during the heavy air pollution episodes in Beijing, Tianjin, and surrounding: “2 + 26” cities from October to December 2019[J]. Environmental Science, 2020, **41**(10): 4402-4412.

[37] 梅梅, 朱蓉, 孙朝阳. 京津冀及周边“2+26”城市秋冬季大气重污染气象条件及其气候特征研究[J]. 气候变化研究进展, 2019, **15**(3): 270-281.
Mei M, Zhu R, Sun C Y. Study on meteorological conditions for heavy air pollution and its climatic characteristics in “2 + 26” cities around Beijing-Tianjin-Hebei region in autumn and winter [J]. Climate Change Research, 2019, **15** (3): 270-281.

[38] Ding A J, Huang X, Nie W, *et al*. Significant reduction of $PM_{2.5}$ in eastern China due to regional-scale emission control: evidence from SORPES in 2011- 2018 [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2019, **19**(18): 11791-11801.

[39] 陶士康, 张清爽, 安静宇, 等. 基于地基观测及源清单的 2017-2019 年德州市秋冬季大气污染防治效果评估[J]. 环境科学研究, 2019, **32**(10): 1739-1746.
Tao S K, Zhang Q S, An J Y, *et al*. Assessment of air pollution control effect from ground-based observation and emission inventory for the prevention and control of air pollution in autumn and winter of Dezhou city from 2017 to 2019[J]. Research of Environmental Sciences, 2019, **32**(10): 1739-1746.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 11
Environmental Science (monthly) Nov. 15, 2020

CONTENTS