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

2019

Vol.40 No.3

第40卷 第3期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第3期
2019年3月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第40卷 第3期 2019年3月
Vol. 40, No. 3 Mar., 2019

2014～2017北京市气象条件和人为排放变化对空气质量改善的贡献评估

尹晓梅[1,2], 李梓铭[2], 熊亚军[2*], 乔林[2], 邱雨露[2,3], 孙兆彬[1], 寇星霞[1]
(1. 中国气象局北京城市气象研究所, 北京 100089; 2. 京津冀环境气象预报预警中心, 北京 100089; 3. 中国气象局大气化学重点开放实验室, 北京 100081)

摘要: 2014～2017年北京地区霾日数和污染日数逐年减少, $PM_{2.5}$、PM_{10}、SO_2和NO_2年平均质量浓度下降, 污染程度缓解, 采暖期中的11～12月尤为明显. 针对空气质量的显著改善, 从气象条件的改善和减排措施两方面进行探讨分析, 并结合数值模式和大数据挖掘技术实现气象和排放对大气污染贡献率的定量化研究. 结果表明, 2017年与过去3 a相比, 平均风速增加7.9%, ≥3.4 $m \cdot s^{-1}$的风速频次最高(10.6%), ≥70%湿度日占比最小(25.1%); 其中, 采暖期与过去3 a同期相比, 小风日数减少8.6%、大气环境容量指数和通风指数平均增加约11%, 边界层高度以3.2% $\cdot a^{-1}$的速率升高, 尤其11～12月各要素改善更显著, 且该时段内2014年各因子变化与2017年相似. 非采暖期(4～10月)累积降水量558.3 mm, 仅次于2016年, 有利于污染物的清除和湿沉降. 利用WRF-CHEM对霾和污染频发的12月进行模拟发现, 气象要素的改变导致2017年12月北京$PM_{2.5}$质量浓度较2014～2016年同期分别降低5%、38%和25%. 因缺少政府实际施行的减排方案, 无法利用WRF-CHEM量化气象和减排的具体贡献率, 因此借助大数据挖掘算法, 基于K近邻算法(KNN)和支持向量机(SVM)模型对气象和减排对空气质量改善的贡献进行评估, 结果显示2017年减少的霾日和重污染日, 65.0%归因于减排的贡献, 35.0%归因为气象条件的改善. 可见, 气象与生态环境部门应继续加强数据开放共享, 科学开展气象条件预报与减排评估.

关键词: 空气污染; 气象条件; 排放; K近邻算法(KNN); 支持向量机(SVM); 贡献率
中图分类号: X51 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)03-1011-13 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201807067

Contribution Assessment of Meteorology Conditions and Emission Change for Air Quality Improvement in Beijing During 2014-2017

YIN Xiao-mei[1,2], LI Zi-ming[2], XIONG Ya-jun[2*], QIAO Lin[2], QIU Yu-lu[2,3], SUN Zhao-bin[1], KOU Xing-xia[1]
(1. Institute of Urban Meteorology, Chinese Meteorological Administration, Beijing 100089, China; 2. Environmental Meteorology Forecast Center of Beijing-Tianjin-Hebei, Beijing 100089, China; 3. Key Laboratory of Atmospheric Chemistry, China Meteorological Administration, Beijing 100081, China)

Abstract: During 2014-2017, the number of haze days and air pollution days declined year by year obviously in Beijing. The average mass concentrations of $PM_{2.5}$, PM_{10}, SO_2, and NO_2 also decreased with the alleviated pollution level. These decreases were more obvious during the heating period, especially in November and December. In order to analyze the reasons for the improvement of air quality, changes of the meteorological factors and emission-reduction have been discussed and quantified in this study. This work was based on the numerical simulation model WRF-CHEM and the large data mining technologies of k-nearest neighbor (KNN) and support vector machines (SVM). Meteorological observations indicated that the mean wind speed of 2017 increased by 7.9% compared with the last three years. The frequency of hourly wind speed higher than 3.4 $m \cdot s^{-1}$ was the highest (10.6%), and frequency of daily relative humidity higher than 70% was lowest (25.1%), in 2017. Meanwhile, the number of low wind days (daily wind speed lower than 2 $m \cdot s^{-1}$), environmental capacity, ventilation index, and height of the boundary layer showed that the diffusion conditions were better in the heating period of 2017 than those of 2014～2016, especially in November and December. The accumulated precipitation during the non-heating period was 558.3 mm in 2017, which is conducive to pollutant removal and wet deposition. Inter-annual changes of meteorological conditions are important to the air quality. A simulation for December 1～19 by WRF-CHEM during 2014-2017 was performed, and the results demonstrated that changes of meteorological conditions led to a reduction of the $PM_{2.5}$ concentration of 2017 by 5%, 38%, and 25% compared with that of 2014-2016, respectively. However, it was not possible to quantify the specific contributions of meteorology conditions because of the lack of real emission reduction options. The KNN and SVM models are applied in this study based on the observed meteorology factors, haze days, and pollution days, and it was found that for the reduced haze days and heavy pollution days in 2017, 65.0% could be attributed to emission reduction and 35.0% was caused by improvement of the meteorological conditions.

Key words: air pollution; meteorological conditions; emission; K-nearest neighbor (KNN); support vector machines (SVM); contribution

收稿日期: 2018-07-09; **修订日期**: 2018-09-04
基金项目: 北京市气象局科技项目(BMBKJ201702008); 中国气象局预报员专项(CMAYBY2018-003); 中国气象局大气化学重点开放实验室开放课题项目(2017b04); 国家重点研发计划项目(2016YFC0202100)
作者简介: 尹晓梅(1988～), 女, 博士, 工程师, 主要方向为大气物理学与大气环境, E-mail: yinxiaomei@lasg.iap.ac.cn
* 通信作者, E-mail: xyajun78@163.com

近30年来，社会经济和工业迅速发展、城市化进程加快、人口增加等共同导致了大气污染物排放量的增长，同时极端雾-霾天气和空气重污染过程频发，对空气质量、能见度、人体健康、天气和气候变化等产生较大影响[1~4]. 吴兑等[5]对北京60余年的霾日变化特征进行统计分析表明，2000年至北京奥运会前后，霾日略有下降，2012年后又存在一定程度的反弹，年平均霾日为150 d. 2013年1月中国中东部经历大范围雾-霾天气过程，京津冀地区$PM_{2.5}$小时峰值浓度达到1 000 μg·m^{-3}[6]，引起了公众和政府的广泛关注. 京津冀地区污染成因复杂，但总结而言，污染物源排放是造成空气污染的主要诱因，气象条件是污染发生的触发因子，地形和光化学反应等对污染物的输送和累积也具有重要影响[5,7~10]. 有研究指出[11]，自然沙尘源、燃煤源、生物质燃烧源、垃圾焚烧源、工业源和二次无机气溶胶源对北京城区$PM_{2.5}$贡献比分别为15%、18%、12%、25%和26%. 国内学者对重大污染过程的气象原因也进行了深入地探讨，高空500 hPa纬向特征明显、地面为弱气压场或低压辐合区的高低空配置是大气污染发生的主要系统型，但不同季节污染发生机制不尽相同[12~14]. 大气边界层内，较低的风速、近地层充足的水汽、风场幅合线及局地环流等是影响污染物区域输送、局地累积、气溶胶液相反应和气粒转化等的重要因素[15~19]；逆温层的存在抑制低层对流，不利于污染物的垂直扩散[20~23]，发展层次低于700 m的偏南风和700 m以上的弱下沉气流可能共同导致颗粒物暴发性增长[24].

2013年9月，中国国务院颁布《大气污染防治行动计划》和《大气污染防治十条措施》，呼吁实施区域联动降低大气$PM_{2.5}$质量浓度. 理解污染源排放和气象要素的区域差异及其对污染过程的贡献是客观合理地实施减排的重要前提. 翟世贤等[25]利用Model-3/CMAQ设置不同时刻减排方案并根据气象条件预报，指出提前1、2和3 d减排，城六区$PM_{2.5}$峰值浓度分别下降30%、39%和38%. 张人禾等[8]针对2013年1月的污染事件分析时发现，气象要素对污染的作用超过2/3，二次气溶胶的形成与变化受气象条件影响更大. 何建军等[26]采用多种统计方法量化局地气象条件对廊坊市颗粒物质量浓度变化的贡献，结果显示气象条件可以解释$PM_{2.5}$和PM_{10}日均值变化的56%和49%. 张周祥[27]通过引入颗粒物污染气象条件PLAM指数分析2015年秋冬季一次重污染过程，发现气象条件对PM浓度上涨的平均贡献率达80%，是污染发生的主导原因. 熊亚军等[28]利用KNN（K-nearest neighbor，K近邻算法）和WRF-CHEM数值模拟算法，指出2018年3月11~14日减排使过程平均$PM_{2.5}$浓度下降25.3%.

根据北京市环境保护局《环境状况公报》（http://www.bjepb.gov.cn/），2014~2017年北京$PM_{2.5}$年平均质量浓度由85.9 μg·m^{-3}降至58.0 μg·m^{-3}，大气污染得到显著改善. 在此期间，较多研究成果集中在污染过程的发生、发展机制及化学过程分析，对气象和人为减排的定量化研究成果相对不足. 本研究采用气象和环保常规观测数据，结合数值模式和大数据挖掘技术，量化气象条件和减排措施对空气质量改善的贡献，对明确北京大气污染成因、科学指导下一步大气污染防治工作具有重要的现实意义.

1 材料与方法

本研究中使用的数据主要包括大气污染物质量浓度观测数据和模拟结果、近地面气象要素观测数据以及计算得到的综合表征指数.

1.1 霾日及重污染日

北京2014~2017年污染物浓度及AQI数据取自中华人民共和国生态环境部（http://www.zhb.gov.cn/）及北京市环境保护局《空气质量月报》（http://www.bjepb.gov.cn/）. 霾天气最基本的特征为能见度下降[14]，本研究依照中国气象局国家气象中心霾日算法：剔除降水、沙尘等视程障碍现象，以每日08:00、14:00、20:00这3个时次的能见度和相对湿度平均值作为判别阈值，当能见度低于7.5 km且相对湿度低于80%记作1个霾日. 根据《环境空气质量指数（AQI）技术规定》（HJ 633-2012），污染日以AQI和$PM_{2.5}$质量浓度进行规范，指日平均AQI > 100即$PM_{2.5}$日均浓度 > 75.0 μg·m^{-3}；重污染日（重度污染和严重污染日）为日平均AQI > 200即$PM_{2.5}$日均浓度 > 150.0 μg·m^{-3}[29,30]. 本文用到的霾日站点信息与生态环境部污染日监测站信息见表1.

1.2 气象要素与综合指数

地面气象要素数据（小风日数、2 min风速、风向、相对湿度、降水量等）来自北京市气象局站点观测数据，站点信息见表1.

（1）小风日数是指日均风速小于等于2.0 m·s^{-1}的日数.

（2）边界层高度利用罗氏算法和观象台观测的相关气象要素计算得到[31]，计算方法为：

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

式中，H 为边界层高度(m)，$(T - T_d)$ 为温度露点差(℃)，P 为帕斯奎尔稳定度值，U_z 为10m 高度处平均风速观测值($m \cdot s^{-1}$)，z_0 为地面粗糙度，f 为地转参数(s^{-1}).

(3)大气环境容量指数表征大气自身对污染物的容纳能力，指示大气污染变化趋势，与近地面层空气流动性、垂直方向上大气的稳定性、稳定层的厚度、降水等要素有关. 值越小，表示大气对污染物的容纳能力越低[23]，计算方法为：

$$A = \pi VH/2$$

式中，A 是大气环境容量指数，H 为混合层厚度(m)，V 为平均风速($m \cdot s^{-1}$).

(4)大气通风系数反映大气边界层内通风情况的物理量，能较好地表征大气的扩散能力. 计算方法为大气边界层(混合层)高度乘以边界层(混合层)内平均风速，是混合层高度内风速的积分，单位为$m^2 \cdot s^{-1}$，值越小越不利于大气污染物扩散.

表 1　气象数据观测站点与生态环境部站点信息

Table 1　Information on meteorological sites and atmospheric sites

气象观测站点信息				生态环境部测点信息			
站号	站名	纬度(N)/(°)	经度(E)/(°)	测点编码	测点名称	纬度(N)/(°)	经度(E)/(°)
54398	顺义	40.13	116.62	1001A	万寿西宫	39.87	116.37
54399	海淀	39.98	116.28	1002A	定陵	40.29	116.17
54406	延庆	40.45	115.97	1003A	东四	39.95	116.43
54410	佛爷顶	40.60	116.13	1004A	天坛	39.87	116.43
54412	汤河口	40.73	116.63	1005A	农展馆	39.97	116.47
54416	密云	40.38	116.87	1006A	官园	39.94	116.36
54419	怀柔	40.37	116.63	1007A	海淀区万柳	39.99	116.32
54421	上甸子	40.65	117.12	1008A	顺义新城	40.14	116.72
54424	平谷	40.02	117.12	1009A	怀柔镇	40.39	116.64
54431	通州	39.92	116.63	1010A	昌平镇	40.20	116.23
54433	朝阳	39.95	116.05	1011A	奥体中心	40.00	116.41
54499	昌平	40.22	116.22	1012A	古城	39.93	116.23
54501	斋堂	39.97	115.68				
54505	门头沟	39.92	116.12				
54511	北京	39.80	116.47				
54513	石景山	39.95	116.20				
54514	丰台	39.87	116.25				
54594	大兴	39.72	116.35				
54596	房山	39.68	116.13				
54597	霞云岭	39.73	115.73				

1.3　区域化学传输模式 WRF-Chem

本研究使用新一代天气/气候与大气化学在线耦合模式 WRF-Chem(3.6.1)对华北地区进行模拟，水平分辨率 9km. 物理方案包括 YSU 边界层、WSM 6-class 云微物理、Goddard 短波方案和 RRTM 长波方案，化学方案设置为 CBM-Z 气相化学和 MOSAIC-4bins 气溶胶方案[4,32~34]. 人为排放清单采用清华大学研发的 MEIC_2012，该系列清单已被广泛应用于中国地区大气化学模式研究中，模拟效果较好[35,36]. 本研究针对 2014 ~ 2017 年 $PM_{2.5}$ 污染频发的 12 月(1 ~ 19 日)，气象场和化学场的初始条件和边界条件分别采用 FNL 1° × 1°再分析资料和 MOZAR-4T 全球化学模式结果[37]. 模式采用相同的排放清单，可以得到因气象场差异引起的 2014 ~ 2017 年 12 月污染物浓度变化情况.

1.4　KNN 与 SVM 评估模型

KNN 与 SVM(support vector machines，支持向量机)是经典的分类与回归分析的监督式算法，属于大数据挖掘技术，在空气污染和霾等级分类预报中的准确率达到 80% ~ 90%[28,38,39].

假定霾日和重污染日由气象条件和污染源排放共同引发，则霾日和重污染日的发生必然包含气象条件和排放强度信息. 在已知实际的气象条件、霾日数和重污染日数的条件下，基于 KNN 与 SVM 模型对霾日和重污染日发生频次进行模拟，并利用观测数据验证，得到气象条件对霾日和重污染日的影响，其反作用即为排放强度的影响. 本研究旨在结合 KNN 和 SVM 模型，研究气象条

件改变和排放变化对北京空气质量改善中的影响并将其定量化，属于大数据挖掘算法在空气污染领域的较新尝试.

KNN 采用测量不同特征值之间的距离方法进行分类，对异常值不敏感，无数据输入假定. 其基本算法为：

$$S = \begin{bmatrix} X_{11} & X_{12} & \cdots & X_{1m}, & L_1 \\ X_{21} & X_{22} & \cdots & X_{2m}, & L_2 \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ X_{i1} & X_{i2} & \cdots & X_{im}, & L_i \end{bmatrix}$$

训练样本集 S 是由 i 个天气样本组成的历史天气个例集合，每个样本由 m 个属性变量及 L 个标志量构成. 属性变量 X_{im} 分别代表均海平面气压、日均相对湿度、日均风速、日均温度、日均变温、日均变压及南风频次；L_i 称为标志量(label). 假设霾日数各要素的集合为预测样本 $Y_i = \{y_1, y_2, \cdots, y_m\}$；进行预测时，首先在 S 中找到与预测样本 Y_i 最相似的 K 个近邻(K 通常为奇数，本研究中 $K=5$)及对应的 K 个标志量集合 $L = \{L_1, L_2, \cdots, L_K\}$，按照投票多数原则，选取最多的标志量 L_i 作为 Y_i 预测结果. K 近邻选取采用欧氏距离法进行判定，故 KNN 本质上是一种相似算法[28,38,39].

SVM 可以对训练集之外的数据点做出合理的分类决策，具有较好的鲁棒性，泛化错误率较低，结果易解释，在气象预报领域已广泛应用[40]. 其基本算法如下：

$$\min_{w,b} \Phi(a,b) = \frac{1}{2}(w \cdot w)$$

约束条件为：

$$y_i(w \cdot x_i) + b \geqslant 1, \quad i = 1,2,\cdots,n$$

引入拉格朗日乘子 α_i，上式求解方程为：

$$\min_{w,b,\alpha} L(w,b,\alpha) = \frac{1}{2}(w \cdot w) - \sum_{i=1}^{k} \alpha_i \{y_i[(w \cdot x_i) + b] - 1\}$$

约束条件为：

$$y_i(w \cdot x_i) + b \geqslant 1, \quad i = 1,2,\cdots,n$$

得到最优解 $w = \sum_{i=1}^{k} a_i^* y_i x_i$，取任一 $\alpha_i \neq 0$，即可求出 b. 结果中大部分 α_i 为 0，而 α_i 不为 0 的样本称为支持向量.

对于高维空间，若要将原特征空间变换到高维特征空间，则需将最优分类面中的点积替换成内积 $K(x,x')$，此时优化函数为：

$$\max w(\alpha) = \sum \alpha_i \alpha_j y_i y j K(x_i, x_j)$$

约束条件为：

$$\sum_{i=0}^{k} y_i \alpha_i = 0, \quad \alpha_i \geqslant 0, \quad i = 1,2,\cdots,n$$

式中，α_i 为拉格朗日乘子，与每一个样本对应. 这是一个二次函数最优化问题，约束条件为不等式，其解存在且唯一，通常仅有小部分 α_i 不为 0，所对应样本点即为支持向量.

最终应用的最优分类函数为：

$$f(x) = \mathrm{sgn}[(w \cdot x) + b] = \mathrm{sgn}\left[\sum_{i=1}^{n} \alpha_i^* y_i K(x_i \cdot x) + b^*\right]$$

基于上述支持向量机的基本原理，本研究选用高斯核函数.

2 结果与讨论

2.1 2014～2017 年北京地区大气污染变化

图 1(a)是北京地区 2014～2017 年霾日和空气污染日的空间分布及变化：过去 4 a 霾日呈减少的趋势. 2014 年～2015 年霾日数较多，南部地区每年霾日数约 130～140 d，霾日出现频率达 35%. 2016 南部地区霾日数继续维持，但北部地区霾日呈减少态势，霾日约 60～90 d. 2017 年北京霾日数较过去 3 a 显著减少，霾多发的南部和东南部等地霾日少于 100 d，北部和城区不足 50 d. 将所有站点进行平均，2017 年霾日较 2014、2015 和 2016 年分别减少 41.2%、39.8% 和 36.4%，霾日数减少最显著的地区为石景山和丰台. 图 1(b)是生态环境部公布的每年污染日数站点分布：2014～2017 年城区及平原西南部污染日数偏多，其次为东南部，污染日数大值区自西南向城区伸展，类似于“舌状”. 逐年对比表明各站点污染日数呈逐年减少态势. 以古城为例，2014、2015 和 2016 年污染日数分别为 197、170 和 164 d，污染日占比约 45%～54%；2017 年污染日数仅 113 d，污染占比降至 31.0%. 对站点进行平均发现，2017 年北京污染日数 139 d，较过去 3 a 分别减小 28.0%、22.4% 和 17.3%.

图 2 给出了空气污染日出现频次的统计结果. 2014～2017 年北京空气污染日比例逐年下降，2017 年空气质量优良率为 61.9%，较过去 3a 分别提高 14.8%、11.0% 和 7.8%；其中，重污染日数(重度污染和严重污染)23 d，占总污染日数的 16.6%，比 2014、2015 和 2016 年重污染日分别减少 24、23 和 16 d，占比下降 24.4%、25.7% 和 23.2%. 这表明随着污染日数的逐年减少，北京地区的污染程度也在逐年减轻.

2014～2017 年北京 $PM_{2.5}$、PM_{10}、SO_2 和 NO_2 年平均质量浓度逐年下降(图 3). 2017 年 4 种污染

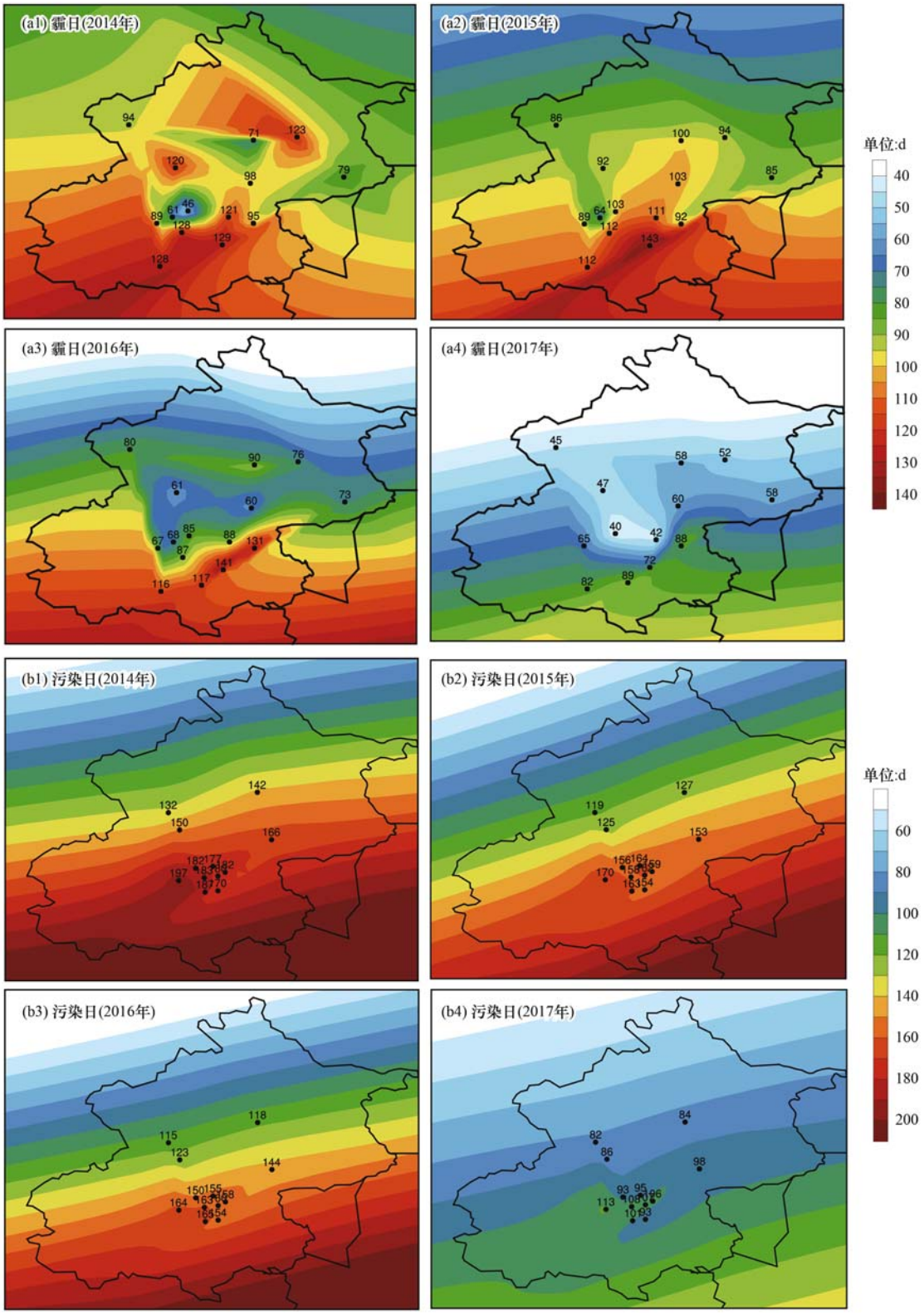


图 1　2014 ~ 2017 年北京地区霾日和污染日空间分布

Fig. 1　Spatial distribution of haze days and pollution days in Beijing during 2014-2017

物年平均浓度分别为 58、87、8 和 46 μg·m^{-3}，较过去 3 a 平均值分别下降 19.1%、49.1% 和 10.9%. 采暖期(1 ~ 3 月、11 ~ 12 月)污染物浓度在 2017 年最低，$PM_{2.5}$ 较过去 3a 同期平均值降低 30.85%. 对 $PM_{2.5}$ 月均浓度进行分析，1 月最低值出现在 2016 年，污染日数为 4 a 同期最少；5 月和 9 月 $PM_{2.5}$ 质量浓度年际差异较小；其它月 $PM_{2.5}$ 质量浓度最低值都出现在 2017 年，最高值在 2014 年. 值得注意的是，2017 年和 2014 年秋冬季(尤其 11 ~ 12 月)的 $PM_{2.5}$ 质量浓度和污染天数低于 2015 ~ 2016 年.

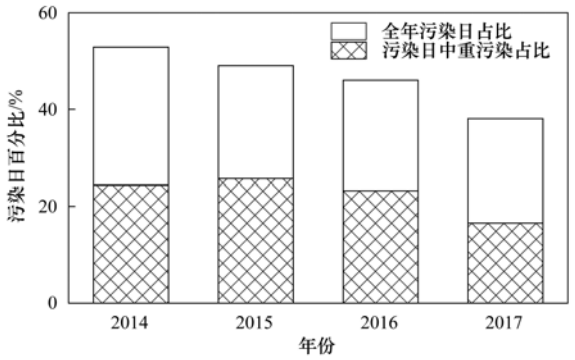


图 2 2014 ~ 2017 年北京地区污染日数及其中重污染日占比

Fig. 2 Percentages of pollution days in Beijing during 2014-2017

2.2 气象条件分析

2.2.1 基本气象要素

风主要体现了区域大气水平方向的扩散能力，也是局地性较强的气象因子. 表 2 是观象台 2014 ~ 2017 年逐月小风日数统计值. 2017 年小风日数 210 d，比 2014 年偏少 14 d，较 2015 和 2016 年分别偏多 7 d 和 11 d. 曾有研究指出，京津冀地区采暖期大气扩散能力下降趋势比全年明显，更易造成近地面污染物堆积[41]，冬季也是重霾的多发季节[10]. 针对采暖期进行分析发现，小风日数最少年份为 2017 年；其中，1 ~ 3 月共 45 d，较 2014 年同期偏少 13.5%，比 2016 年同期偏多 15.4%；11 ~ 12 月出现 36 d，较 2015 ~ 2016 年同期分别减少 25.0%、20.0%，可见 2017 年前冬(11 ~ 12 月)大气水平扩散条件较有利. 此外，2017 年 11 ~ 12 月小风日数与 2014 年大体持平，但污染比 2014 年明显缓解，这可能与 2017 年减排措施相关，需结合其它要素综合判断.

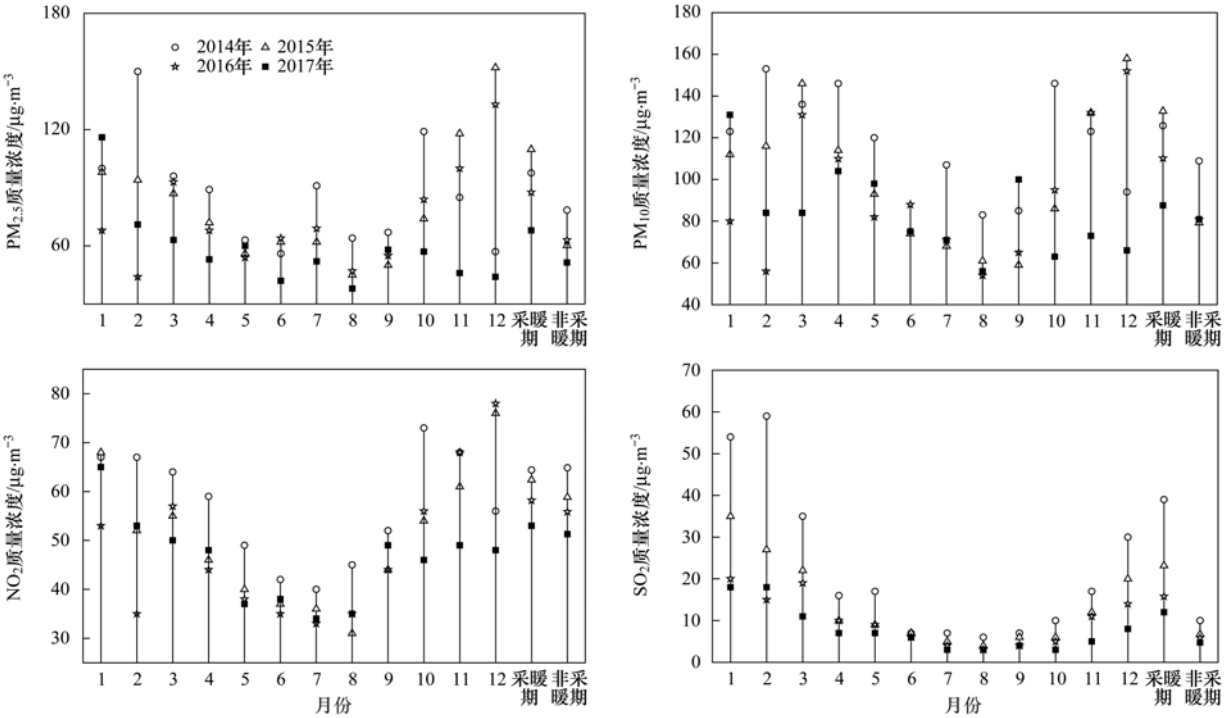


图 3 2014 ~ 2017 年北京 $PM_{2.5}$、PM_{10}、NO_2 和 SO_2 质量浓度逐月统计值

Fig. 3 Monthly concentrations of $PM_{2.5}$, PM_{10}, NO_2, and SO_2 in Beijing during 2014-2017

表 2 2014 ~ 2017 年观象台小风日数统计值1)/d

Table 2 Number of low wind days during 2014-2017/d

年份	1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	11 月	12 月	采暖期	非采暖期
2014	20	22	10	14	5	20	20	23	27	26	23	14	89	135
2015	20	13	12	6	7	12	18	22	26	19	24	24	93	110
2016	17	10	12	7	4	14	22	23	24	21	22	23	84	115
2017	20	16	9	8	10	17	23	21	23	27	17	19	81	129

1)北京采暖期为每年的 1 ~ 3 月和 11 ~ 12 月；日均风速≤2 $m \cdot s^{-1}$

北京 20 站平均风速分析结果显示，2014 ~ 2017 年风速整体上呈缓慢增加态势. 其中，城区站(海淀、朝阳、石景山、丰台、大兴、观象台)2017 年风速均值为 1.94 $m \cdot s^{-1}$，较过去 3a 分别增加 20.2%、1.0% 和 2.4%. 近地面风速达 3 级及以上(≥3.4 $m \cdot s^{-1}$)时，$PM_{2.5}$ 扩散能力将明显增强，污染物浓度降低[29]. 为此，统计了城区站≥3.4 $m \cdot s^{-1}$ 风

速出现的频次比例(表 3)，2017 年的频率最高(10.6%)，2014 ~ 2015 年不足 8%；采暖期内≥3.4 m·s^{-1}风速频次仍在 2017 年最大(14.3%)，比 2015 年同期偏高 3.3%. 其中，1 ~ 3 月最大频率出现在 2016 年，其次为 2017 年，两者较 2014 年同期分别偏高 8.7% 和 4.3%；11 ~ 12 月≥3.4 m·s^{-1}风速频率在 2017 和 2014 年分别为 15.8% 和 14.1%，2015 ~ 2016 年不足 7%. 综合来看，2017 年近地面风速条件有所改善，尤其是 11 ~ 12 月较大风速的频次明显增加，对污染物的扩散有利.

表 3　北京城区站 2014 ~ 2017 年小时风速≥3.4 m·s^{-1}频次统计结果/%

Table 3　Percentage of hourly wind speed ≥3.4 m·s^{-1} in Beijing during 2014-2017/%

年份	全年	采暖期	非采暖期	1 ~ 3 月	11 ~ 12 月
2014	7.7	11.1	5.3	9.0	14.1
2015	7.9	9.4	6.9	11.4	6.2
2016	10.4	13.3	8.4	17.7	6.7
2017	10.6	14.3	8.0	13.3	15.8

图 4(a)给出了北京平均相对湿度空间分布. 2014 ~ 2017 年昌平至门头沟一带相对湿度低值中心清晰，位置稳定不变；北部、东南部、南部相对湿度较高. 2014 和 2017 年城区一带的平均相对湿度明显低于 2015 ~ 2016 年. 图 4(b)为采暖期和非采暖期各站点平均相对湿度逐年变化，采暖期相对湿度低于非采暖期. 其中，采暖期各站点相对湿度在 2015 年最高，2017 年最低. 1 ~ 3 月，2014 年各站点相对湿度约 40% ~ 55%，而 2015 ~ 2016 年明显偏低，尤其在门头沟和昌平地区平均相对湿度低于 35%；11 ~ 12 月，各站点相对湿度在 2014 和 2017 年低于 50%，较 2015 ~ 2016 年同期偏低约 10% ~ 20%. 当湿度增至 70% 以上时，干气溶胶粒子吸湿增长会使大气消光增强，$PM_{2.5}$质量浓度“虚高”[3]. 对城区站进行统计，2014 和 2017 年 70% 以上湿度日数分别占全年的 24.7% 和 25.1%，较 2015 ~ 2016 年偏低 1.6% ~ 4.3%；尤其在采暖期，2017 年 70% 以上湿度日频次最低，仅为 9.8%，较 2015 年偏低 19.7%.

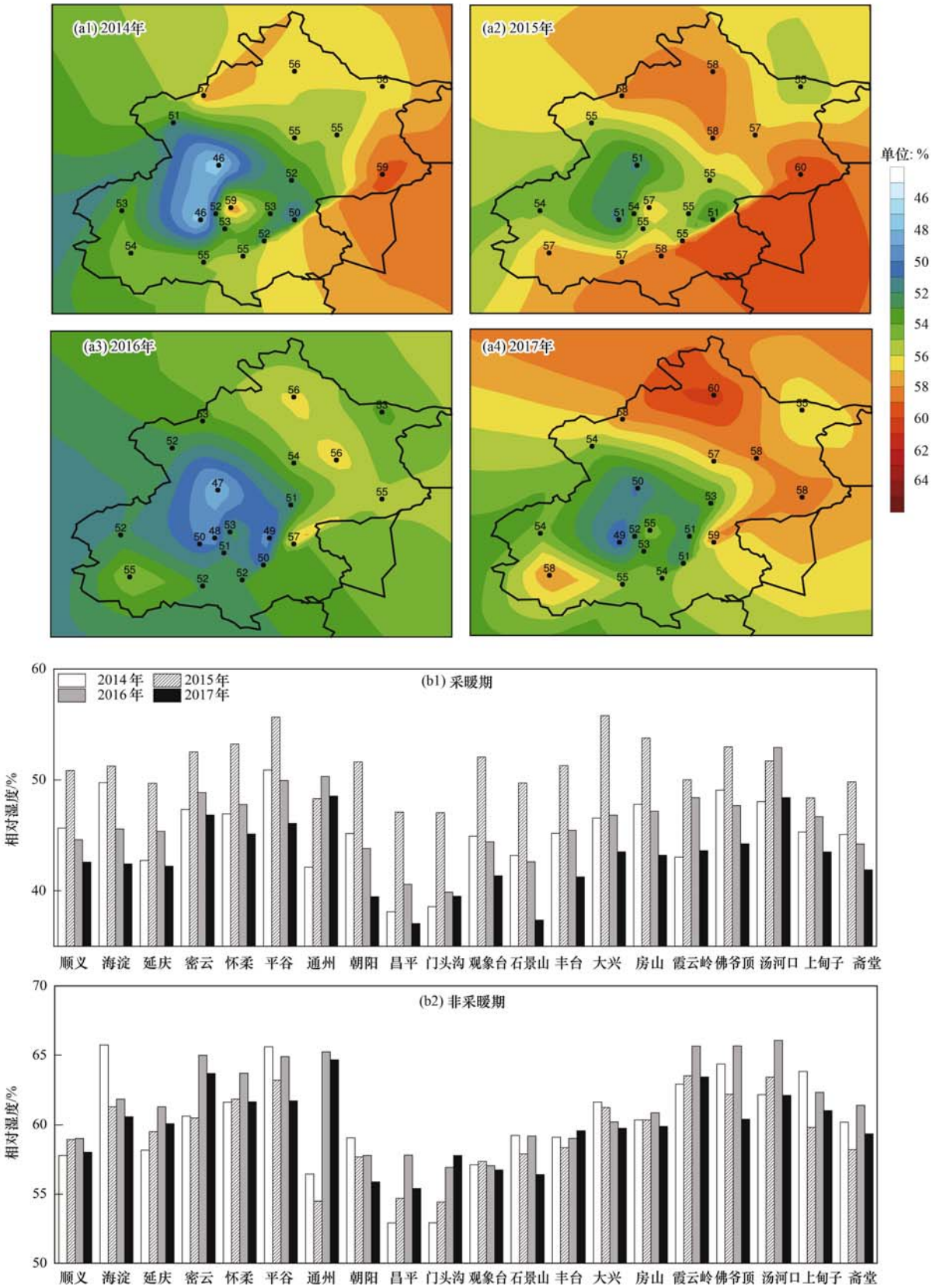
2.2.2　综合表征指数

2014 年平均大气环境容量指数和通风系数低于其他 3 a，2015 ~ 2016 年相对偏高(图 5). 采暖期内环境容量指数和通风系数呈明显的逐年增长趋势，2017 年两个指数较过去 3 a 平均增加 11% 左右，表明污染相对较重时段内大气对污染物的容纳能力有所提升；其中，1 ~ 3 月 2015 年和 2017 年两个指数持平，比 2016 年同期约偏低 11% ~ 12%，比 2014 年同期约偏高 16%，表明 2014、2015 和 2017 年年初大气承载力和通风能力相对较弱，与同时期的污染实况对应；11 ~ 12 月大气环境容量指数和通风系数最大值在 2017 年，与 2015 年同期相比，2017 年的两个指数升高 54.1% 和 54.8%. 非采暖期内两个指数呈逐年减小趋势，故影响了大气对污染物的年平均承载能力. 但非采暖期内 2016 和 2017 年累积降水量分别为 652.7 mm 和 558.3 mm，显著高于 2014 年和 2015 年(约 400 ~ 450 mm)，较多的降水有利于污染物清除.

边界层高度影响污染物垂直方向的扩散和混合. 图 6 是大气边界层高度变化的时间序列，由图可见边界层年均值差异较小. 采暖期，2014 ~ 2017 年大气边界层高度呈增加态势，增加速率约 3.2%·a^{-1}. 其中，1 ~ 3 月 2017 年边界层高度为1 175.7 m，较 2014 年同期升高 10.7%，但比 2015 年和 2016 年同期偏低 2.3% 和 3.3%，较低的边界层高度将污染物压制在大气低层，减弱了大气垂直方向的扩散能力；11 ~ 12 月 2017 年平均边界层高度 1 171.8 m，比 2014 ~ 2016 年升高 7.4% ~ 47.8%. 非采暖期边界层高度变化有所差异，2014 ~ 2016 年缓慢升高，但 2017 年显著低于过去 3 a 同期，尤其是 7 ~ 8 月和 10 月，这与大气混合层高度较低、含水量较高有关.

2.2.3　气象条件改善对空气质量的影响模拟

为讨论大气环流改变引起的大气扩散条件的转好对空气质量改善的贡献率，基于 WRF-CHEM 对 2014 ~ 2017 年空气污染重、霾天气多发的 12 月进行模拟. 图 7 是 $PM_{2.5}$质量浓度模拟结果与观测值的对比：2014 年 12 月和 2017 年 12 月大气扩散条件相对较好，模式对 $PM_{2.5}$浓度趋势及峰值浓度的模拟与观测值一致，但模拟结果略高，相关系数达到 0.90，通过 0.01 显著性水平检验；模式对 2015 ~ 2016 年 $PM_{2.5}$质量浓度日均值模拟较好，但在 2016 年趋势模拟上存在偏差，相关系数分别为 0.9 和 0.7. 相同排放清单、不同气象条件、不考虑减排的背景下，2017 年与过去 3 a 的 $PM_{2.5}$浓度差如图 8 所示：气象条件的差异导致 2017 年 12 月 $PM_{2.5}$质量浓度平均值较 2014、2015 和 2016 年同期分别降低 5.0%、38.0% 和 25.0% 左右，2017 年与 2015 ~ 2016 年相比污染状况显著改善；



(a)北京近地面相对湿度空间分布；(b)近地面相对湿度时间变化

图 4 2014～2017 年北京地区近地面相对湿度的时空变化

Fig. 4 Spatial and temporal variation of relative humidity in Beijing during 2014-2017

2017 年与 2014 年 $PM_{2.5}$ 浓度差异较小，说明两者的大气扩散条件较为相似. 因气象条件的改变，2017 年与过去 3 a 相比，污染过程峰值浓度显著降低，尤其与 2015～2016 年相比，小时浓度可降低约 250 $\mu g \cdot m^{-3}$，对污染过程的累积和发展有很大程度的缓解.

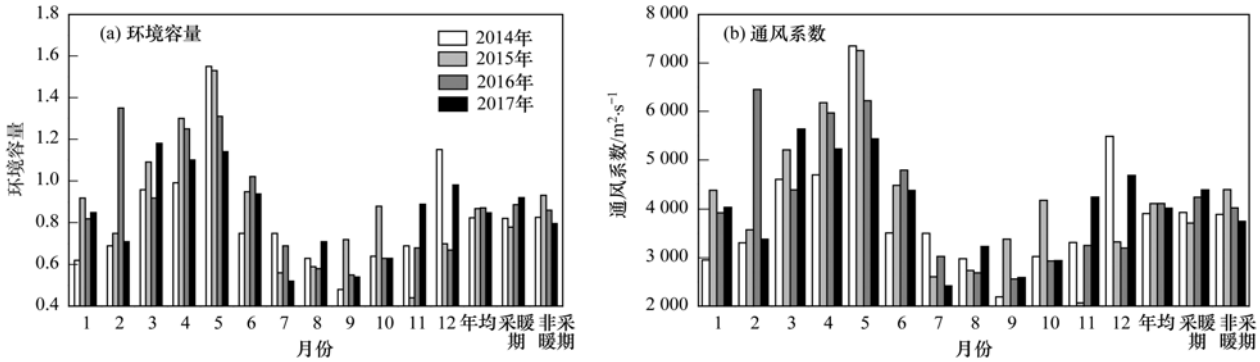


图 5　2014 ~ 2017 年观象台大气环境容量和通风系数

Fig. 5　Atmospheric environmental capacity and ventilation coefficient in Beijing during 2014-2017

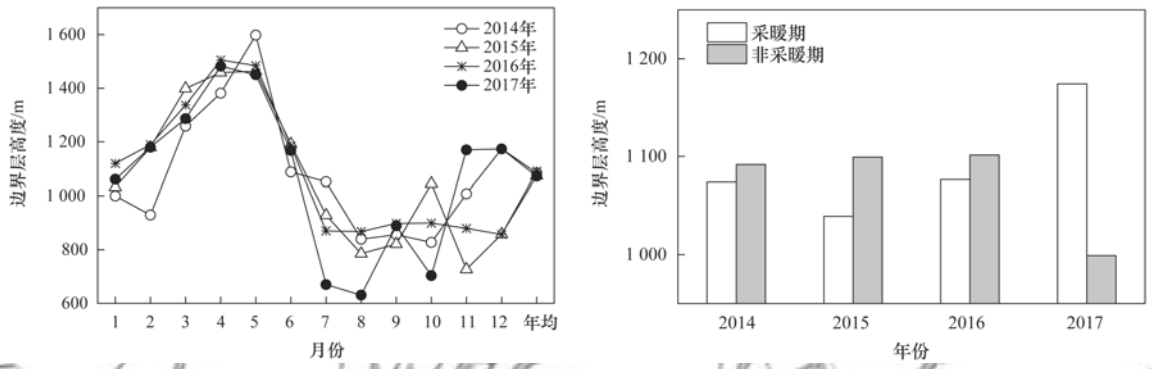


图 6　2014 ~ 2017 年观象台不同时段大气边界层高度统计值

Fig. 6　Boundary layer height in Beijing during 2014-2017

2.3　利用大数据挖掘算法评估气象与减排对大气污染的影响

2.3.1　KNN 和 SVM 模型对霾日的评估结果

上述结果只能给出气象条件的改变对污染($PM_{2.5}$浓度)影响的定量化结果，并不能区分气象和排放改变的贡献率. 利用 KNN 和 SVM 模型评估的基本思路如下：利用 2013 ~ 2016 年气象条件和霾日数的实况数据，基于 KNN 和 SVM 进行模拟并验证. 当模拟结果满足预报要求时，即认为模型已能较好地匹配 2013 ~ 2016 年实际的气象条件和排放背景. 之后，基于 2017 年实际气象条件模拟霾日数，得到的结果包含了 2013 ~ 2016 年的排放条件和 2017 年气象条件的综合作用.

3 种评估情景设置见表 4. 情景 1 表示以 2013 ~ 2016 年的排放和气象条件为背景，年平均霾日为 125 d；情景 2 假设排放条件同情景 1，气象条件更替为 2017 年，则 2017 年模拟霾日 101 d；情景 3 表示在 2017 年实际排放和气象条件背景下，2017 年出现霾日 72 d. KNN 评估中，情景 1 和 2 的差异代表排放量不变的情况下，2017 年的气象条件可导致 2017 年霾日减少 24 d；情景 2 和 3 的差异代表气象条件不变时，排放量的变化可导致 2017 年霾日减少 29 d；情景 1 和 3 的差异代表在排放量减少和气象条件改善的双重作用下，2017 年霾日较过去 4 a 可减少 53 d，即 2017 年减少的 53 个霾日中，约 29 个霾日(54.7%)是减排引起的，约 24 个霾日(45.3%)归因为气象条件的改善. 同样 3 种情景设置基于 SVM 构建评价模型进行检验回算，结果显示，2017 年减少的 53 个霾日中，约 36 个(约 67.9%)归因于人为减排的贡献，约 17 个(约 32.1%)是气象条件改善的作用.

2.3.2　KNN 和 SVM 模型对空气重污染日的评估结果

与 2.3.1 节中霾日的预报模拟同理，利用 2013 年的气象数据和重污染日频次作为验证训练模型的基础数据，并采用留一交叉检验方法(即一个样本

表 4　3 种情景下 KNN 和 SVM 模型对霾日的评估结果

Table 4　Assessment results for haze days in three situations by KNN and SVM models

情景	条件描述		观象台霾日数/d	
	排放条件	气象条件	KNN 模型	SVM 模型
1	2013 ~ 2016 年排放条件	2013 ~ 2016 年气象条件	125	125
2	2013 ~ 2016 年排放条件	2017 年气象条件	101	108
3	2017 年排放条件	2017 年气象条件	72	72

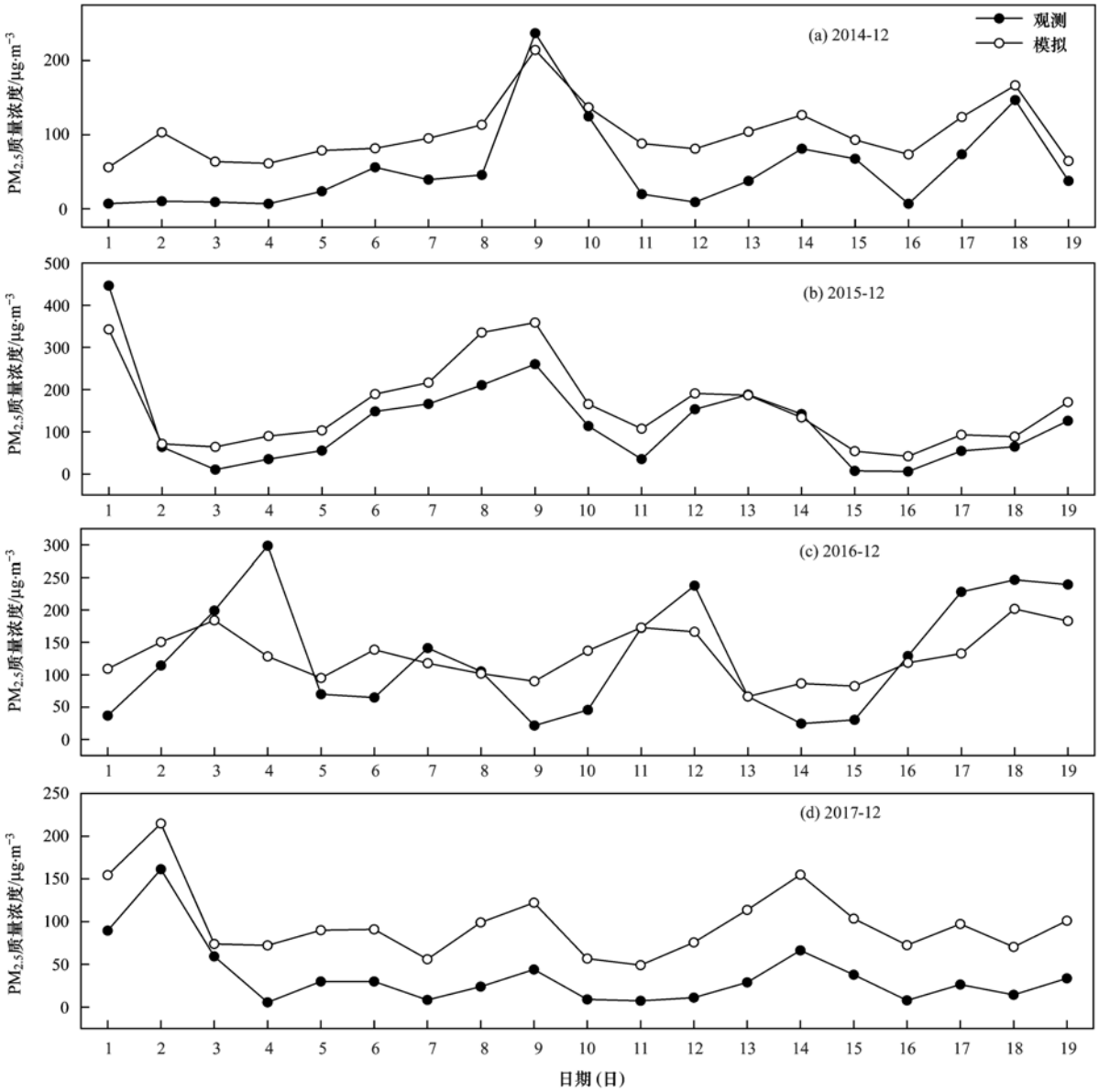


图 7 2014 ~ 2017 年天坛站 $PM_{2.5}$ 日均质量浓度模拟值与观测值对比

Fig. 7 Comparison between simulated and observed daily $PM_{2.5}$ concentrations at Tiantan site during 2014-2017

做测试集，其它样本为训练集，若有 n 个样本，则需要训练 n 次，测试 n 次）对预报结果进行分类准确性等多项检验. 当模型达到较高准确率时（KNN 和 SVM 分别达到 85% 和 83%），即认为集成了 2013 年的气象条件和排放背景，继而对 2014 ~ 2017 年的模拟结果就包含了 2013 年的排放信息和模拟年份的气象条件. 将模拟结果与实际发生的重污染日数进行对比，可分离每年的排放和气象对重污染日发生频次的作用，结果见表 5. 若将 2017 年与 2013 年相比，可见气象和排放共同影响下重污染日减少 35 d，KNN 与 SVM 模拟的气象改善导致重污染日分别减少 12 d（34.3%）和 10 d（28.6%），则人为减排的作用分别为 23 d（65.7%）和 25 d（71.4%），即 2017 年减少的重污染日中，人为减排和气象条件改善的贡献率分别为 68.6% 和 31.4%.

表 5 2013 ~ 2017 年观测的重污染日数及 KNN 和 SVM 模型的模拟结果

Table 5 Assessment results for heavy pollution days simulated by KNN and SVM models

年份	实际发生日数/d	KNN 模型模拟日数/d	SVM 模型模拟日数/d
2013	58	58	58
2014	47	54	48
2015	46	57	64
2016	39	40	53
2017	23	46	48

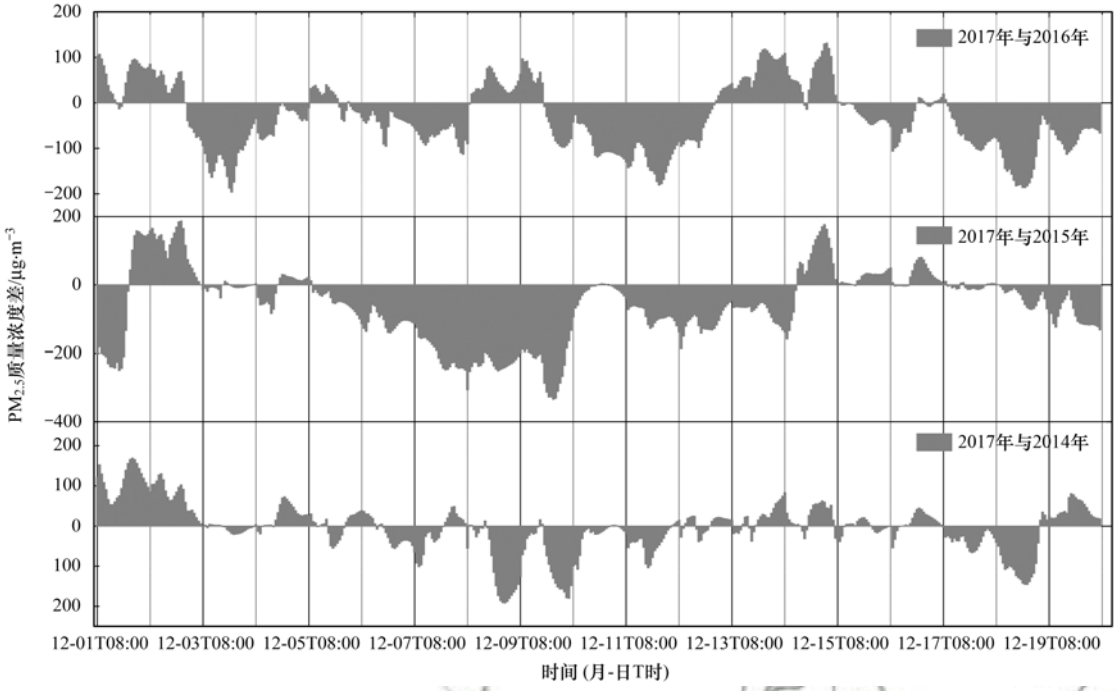


图 8　天坛站 2017 年与 2014 ~ 2016 年 $PM_{2.5}$ 小时浓度的 WRF-CHEM 模拟结果差异

Fig. 8　Hourly $PM_{2.5}$ concentration differences between 2017 and three previous years simulated by WRF-CHEM at Tiantan site

最终将两种模型的计算结果进行算数平均，结果显示 2017 年北京霾日的减少，61.3% 是人为减排的作用，38.7% 归因于气象条件的改善；2017 年减少的空气重污染日，人为减排和气象条件的贡献比分别为 68.6% 和 31.4%（表 6）．可见，2017 年北京霾日和空气重污染日的大幅减少是气象条件改善和人为减排共同作用的结果，其中排放减少的贡献率达 65.0%，与前人在其它城市开展的研究结论相似[26,42]．

表 6　2017 年霾日和重污染日大幅减少的归因贡献比/%

Table 6　Assessed contribution for decreased haze and heavy pollution days by KNN and SVM in 2017

算法类型	霾日减少的贡献比例/%		重污染日减少的贡献比例/%	
	排放条件	气象条件	排放条件	气象条件
KNN 算法	54.7	45.3	65.7	34.3
SVM 算法	67.9	32.1	71.4	28.6
平均值	61.3	38.7	68.6	31.4

3　结论

（1）北京 2017 年霾日数较 2014、2015 和 2016 年分别减少 41.2%、39.8% 和 36.4%，最明显的地区位于石景山和丰台；污染日数较过去 3 a 分别减少 28.0%、22.4% 和 17.3%，重污染日数比 2014 ~ 2016 年分别减少 24、23 d 和 16 d，污染程度和污染物浓度显著降低．

（2）2014 ~ 2017 年各站点平均风速逐年增加，尤其是西部和南部，通州风速却有逐年减小的态势；≥3.4 $m \cdot s^{-1}$ 风速频次的占比在 2017 年最大，2014 和 2017 年相对湿度低于 2015 ~ 2016 年．采暖期是全年污染频发的时期，小风日数、平均风速、≥3.4 $m \cdot s^{-1}$ 风速频次、≥70% 湿度日占比等气象要素均在 2017 年最好，可见 2017 年气象条件向有利的方向转换；其次采暖期扩散条件较好的是 2014 年，尤其 11 ~ 12 月各要素与 2017 年相似，但污染情况严重．

（3）2014 和 2017 年平均大气环境容量指数和通风系数略低于 2015 ~ 2016 年，边界层高度年际差异较小．经分析，采暖期大气对污染物的承载力在 2017 年显著高于其它年份，尤其 11 ~ 12 月．非采暖期 2017 年大气的承载力下降，影响了全年平均值；但值得注意的是，2017 年非采暖期降水量 558.3 mm，远远多于 2014 ~ 2015 年，提高了对污染物的清除和湿沉降能力．总体来看，2017 年大气自身的容纳能力在采暖期尤其是 11 ~ 12 月明显增加，污染物在垂直方向的稀释和扩散能力有所提升，非采暖期的降水清除作用显著．

（4）对大气污染中气象和排放的定量评估是政府减排工作的数据支撑．基于 WRF-CHEM 模式和相同的排放输入对 2014 ~ 2017 年 12 月进行模拟，

气象条件的差异导致 2017 年 12 月 $PM_{2.5}$ 浓度较 2014、2015 和 2016 年同期分别降低 5%、38% 和 25% 左右，但该方法不能量化气象和减排的贡献率. 利于 KNN 和 SVN 大数据挖掘算法对 2017 年空气质量改善中气象和排放变化的贡献进行评估，结果显示，2017 年减排对霾日和重污染日减少的平均贡献率约为 65.0%，气象条件改善的贡献约占 35.0%，可见北京大气污染防治工作中两者缺一不可.

参考文献：

[1] Tie X X, Wu D, Brasseur G. Lung cancer mortality and exposure to atmospheric aerosol particles in Guangzhou, China [J]. Atmospheric Environment, 2009, **43**(14): 2375-2377.

[2] Zhao P S, Zhang X L, Xu X F, *et al*. Long-term visibility trends and characteristics in the region of Beijing, Tianjin, and Hebei, China[J]. Atmospheric Research, 2011, **101**(3): 711-718.

[3] 张小曳, 孙俊英, 王亚强, 等. 我国雾-霾成因及其治理的思考[J]. 科学通报, 2013, **58**(13): 1178-1187.
Zhang X Y, Sun J Y, Wang Y Q, *et al*. Factors contributing to haze and fog in China[J]. Chinese Science Bulletin, 2013, **58**(13): 1178-1187.

[4] Qiu Y L, Liao H, Zhang R J, *et al*. Simulated impacts of direct radiative effects of scattering and absorbing aerosols on surface-layer aerosol concentrations in China during a heavily polluted event in February 2014[J]. Journal of Geophysical Research, 2017, **122**(11): 5955-5975.

[5] 吴兑, 陈慧忠, 吴蒙, 等. 三种霾日统计方法的比较分析——以环首都圈京津冀晋为例[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(3): 545-554.
Wu D, Chen H Z, Wu M, *et al*. Comparison of three statistical methods on calculating haze days-taking areas around the capital for example[J]. China Environmental Science, 2014, **34**(3): 545-554.

[6] Zhang J K, Sun Y, Liu Z R, *et al*. Characterization of submicron aerosols during a month of serious pollution in Beijing, 2013[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2014, **14**(6): 2887-2903.

[7] Huang R J, Zhang Y L, Bozzetti C, *et al*. High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in china[J]. Nature, 2014, **514**(7521): 218-222.

[8] 张人禾, 李强, 张若楠. 2013 年 1 月中国东部持续性强雾霾天气产生的气象条件分析[J]. 中国科学: 地球科学, 2014, **44**(1): 27-36.
Zhang R H, Li Q, Zhang R N. Meteorological conditions for the persistent severe fog and haze event over eastern China in January 2013[J]. Science China Earth Sciences, 2014, **57**(1): 26-35.

[9] Zheng G J, Duan F K, Su H, *et al*. Exploring the severe winter haze in beijing: the impact of synoptic weather, regional transport and heterogeneous reactions [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015, **15**(6): 2969-2983.

[10] 刘厚凤, 杨欣, 陈义珍, 等. 中国重霾过程污染气象研究进展[J]. 生态环境学报, 2015, **24**(11): 1917-1922.
Liu H F, Yang X, Chen Y Z, *et al*. A review of meteorological effects on heavy haze pollution in China [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, **24**(11): 1917-1922.

[11] Zhang R, Jing J, Tao J, *et al*. Chemical characterization and source apportionment of $PM_{2.5}$ in Beijing: seasonal perspective [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013, **13**(14): 7053-7074.

[12] Wang Y S, Yao L, Wang L L, *et al*. Mechanism for the formation of the January 2013 heavy haze pollution episode over central and eastern China[J]. Science China Earth Sciences, 2014, **57**(1): 14-25.

[13] 尹晓梅, 孙兆彬, 郭淳薇, 等. 2016 年 12 月京津冀一次重污染天气过程分析[J]. 生态环境学报, 2017, **26**(12): 2071-2083.
Yin X M, Sun Z B, Guo C W, *et al*. Analysis of a heavily polluted event in Beijing-Tianjin-Hebei Region in December, 2016[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017, **26**(12): 2071-2083.

[14] 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.

[15] Zhang Q, Quan J N, Tie X X, *et al*. Effects of meteorology and secondary particle formation on visibility during heavy haze events in Beijing, China[J]. Science of the Total Environment, 2015, **502**: 578-584.

[16] Chen Z Y, Xie X M, Cai J, *et al*. Understanding meteorological influences on $PM_{2.5}$ concentrations across China: a temporal and spatial perspective [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018, **18**(8): 5343-5358.

[17] 宋明, 韩素芹, 张敏, 等. 天津大气能见度与相对湿度和 PM_{10} 及 $PM_{2.5}$ 的关系[J]. 气象与环境学报, 2013, **29**(2): 34-41.
Song M, Han S Q, Zhang M, *et al*. Relationship between visibility and relative humidity, PM_{10}, $PM_{2.5}$ in Tianjin [J]. Journal of Meteorology and Environment, 2013, **29**(2): 34-41.

[18] Sun Y L, Wang Z F, Fu P Q, *et al*. The impact of relative humidity on aerosol composition and evolution processes during wintertime in Beijing, China [J]. Atmospheric Environment, 2013, **77**: 927-934.

[19] Chen J, Qiu S S, Shang J, *et al*. Impact of relative humidity and water soluble constituents of $PM_{2.5}$ on visibility impairment in Beijing, China[J]. Aerosol and Air Quality Research, 2014, **14**(1): 260-268.

[20] 曹伟华, 梁旭东, 李青春. 北京一次持续性雾霾过程的阶段性特征及影响因子分析[J]. 气象学报, 2013, **71**(5): 940-951.
Cao W H, Liang X D, Li Q C. A study of the stageful characteristics and influencing factors of a long-lasting fog/haze event in Beijing[J]. Acta Meteorologica Sinica, 2013, **71**(5): 940-951.

[21] 高怡, 张美根. 2013 年 1 月华北地区重雾霾过程及其成因的模拟分析[J]. 气候与环境研究, 2014, **19**(2): 140-152.
Gao Y, Zhang M G. Numerical simulation of a heavy fog-haze episode over the North China Plain in January 2013[J]. Climatic and Environmental Research, 2014, **19**(2): 140-152.

[22] 程念亮, 李云婷, 张大伟, 等. 2013 年 1 月北京市一次空气重污染成因分析[J]. 环境科学, 2015, **36**(4): 1154-1163.
Cheng N L, Li Y T, Zhang D W, *et al*. Formation mechanism of a serious pollution event in January 2013 in Beijing [J]. Environmental Science, 2015, **36**(4): 1154-1163.

[23] 郭淳薇, 孙兆彬, 李梓铭, 等. 北京地区近 35 年大气污染扩散条件变化[J]. 环境科学, 2017, **38**(6): 2202-2210.
Guo C W, Sun Z B, Li Z M, *et al*. Change of atmospheric pollution diffusion conditions in Beijing in recent 35 years[J].

Environmental Science, 2017, **38**(6): 2202-2210.

[24] 吴进, 李琛, 孙兆彬, 等. 北京地区两次重污染过程中 $PM_{2.5}$ 浓度爆发性增长及维持的气象条件[J]. 干旱气象, 2017, **35**(5): 830-838.
Wu J, Li C, Sun Z B, *et al*. Meteorological condition of explosive increase and maintaining of $PM_{2.5}$ concentration during two heavy pollution processes in Beijing[J]. Journal of Arid Meteorology, 2017, **35**(5): 830-838.

[25] 翟世贤, 安兴琴, 刘俊, 等. 不同时刻污染减排对北京市 $PM_{2.5}$ 浓度的影响[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(6): 1369-1379.
Zhai S X, An X Q, Liu J, *et al*. Effects of emission-sources reduction at different time points on $PM_{2.5}$ concentration over Beijing Municipality[J]. China Environmental Science, 2014, **34**(6): 1369-1379.

[26] 何建军, 吴琳, 毛洪钧, 等. 气象条件对河北廊坊城市空气质量的影响[J]. 环境科学研究, 2016, **29**(6): 791-799.
He J J, Wu L, Mao H J, *et al*. Impacts of meteorological conditions on air quality in urban Langfang, Hebei Province[J]. Research of Environmental Sciences, 2016, **29**(6): 791-799.

[27] 张周祥. 秋冬季北京北部重污染事件 PM_1 化学组分特征及气象因素的贡献[D]. 北京: 中国气象科学研究院, 2017. 33-40.
Zhang Z X. Characteristics of PM_1 chemical composition and role of meteorological factors during heavy aerosol pollution episodes in northern Beijing area in autumn and winter[D]. Beijing: Chinese Academy of Meteorological Sciences, 2017. 33-40.

[28] 熊亚军, 徐敬, 孙兆彬, 等. 基于数据挖掘算法和数值模拟技术的大气污染减排效果评估[J]. 环境科学学报, 2019, **39**(1): 116-125.
Xiong Y J, Xu J, Sun Z B, *et al*. Air pollution reduction effect evaluation based on data mining algorithm and numerical simulation technology[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019, **39**(1): 116-125.

[29] 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.

[30] 李令军, 王占山, 张大伟, 等. 2013 ~ 2014 年北京大气重污染特征研究[J]. 中国环境科学, 2016, **36**(1): 27-35.
Li L J, Wang Z S, Zhang D W, *et al*. Analysis of heavy air pollution episodes in Beijing during 2013 ~ 2014[J]. China Environmental Science, 2016, **36**(1): 27-35.

[31] 孙兆彬, 李梓铭, 廖晓农, 等. 北京大气热力和动力结构对污染物输送和扩散条件的影响[J]. 中国环境科学, 2017, **37**(5): 1693-1705.
Sun Z B, Li Z M, Liao X N, *et al*. Influence of Beijing atmospheric thermal and dynamics structure on pollutants transport and diffusion conditions[J]. China Environmental Science, 2017, **37**(5): 1693-1705.

[32] Hong S Y, Lim J O J. The WRF single-Moment 6-class microphysics Scheme (WSM6)[J]. Journal of the Korean Meteorological Society, 2006, **42**(2): 129-151.

[33] Mlawer E J, Taubman S J, Brown P D, *et al*. Radiative transfer for inhomogeneous atmospheres: RRTM, a validated correlated-k model for the longwave[J]. Journal of Geophysical Research, 1997, **102**(D14): 16663-16682.

[34] Zaveri R A, Easter R C, Fast J D, *et al*. Model for simulating aerosol interactions and chemistry (MOSAIC)[J]. Journal of Geophysical Research, 2008, **113**(D13): D13204.

[35] Zhang Q, Streets D G, Carmichael G R, *et al*. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2009, **9**(14): 5131-5153.

[36] Zhang L, Wang T, Lv M Y, *et al*. On the severe haze in Beijing during January 2013: unraveling the effects of meteorological anomalies with WRF-Chem[J]. Atmospheric Environment, 2015, **104**: 11-21.

[37] Emmons L K, Walters S, Hess P G, *et al*. Description and evaluation of the model for ozone and related chemical tracers, version 4 (MOZART-4)[J]. Geoscientific Model Development, 2010, **3**(1): 43-67.

[38] 熊亚军, 廖晓农, 李梓铭, 等. KNN 数据挖掘算法在北京地区霾等级预报中的应用[J]. 气象, 2015, **41**(1): 98-104.
Xiong Y J, Liao X N, Li Z M, *et al*. Application of KNN data mining algorithm to haze grade forecasting in Beijing[J]. Meteorological Monthly, 2015, **41**(1): 98-104.

[39] 刘炳春, 符川川, 李健. 基于 KNN&SVM 的北京空气污染预测模型研究[J]. 产业创新研究, 2017, (1): 32-38, 72.
Liu B C, Fu C C, Li J. Study on KNN&SVM-Based Beijing's air pollution prediction model[J]. Industrial Innovation, 2017, (1): 32-38, 72.

[40] Rani R U, Rao T K R K. An enhanced support vector regression model for weather forecasting[J]. IOSR Journal of Computer Engineering, 2013, **12**(2): 21-24.

[41] 梅梅, 朱蓉. 污染防治重点区域大气扩散条件变化趋势及成因[J]. 环境影响评价, 2017, **39**(5): 1-6, 12.
Mei M, Zhu R. Variation trend and genesis analysis of atmospheric diffusion conditions in key areas for pollution control[J]. Environmental Impact Assessment, 2017, **39**(5): 1-6, 12.

[42] 赵辉, 郑有飞, 徐静馨, 等. 大阅兵期间北京市大气质量改善效果评估[J]. 中国环境科学, 2016, **36**(10): 2881-2889.
Zhao H, Zheng Y F, Xu J X, *et al*. Evaluation of the improvement of the air quality during the parade in Beijing[J]. China Environmental Science, 2016, **36**(10): 2881-2889.

HUANJING KEXUE Vol. 40 No. 3
Environmental Science (monthly) Mar. 15, 2019

CONTENTS