

贾小芳, 颜鹏, 董璠, 等, 2018. 2013—2016年北京朝阳站 PM_{2.5} 质量浓度变化特征[J]. 气象, 44(11): 1489-1500.

2013—2016年北京朝阳站 PM_{2.5} 质量浓度变化特征^{*}

贾小芳¹ 颜鹏¹ 董璠² 张晓春¹ 李杨¹ 郭伟¹

¹ 中国气象局气象探测中心, 北京 100081

² 中国气象局京津冀环境气象预报预警中心, 北京 100089

提 要: 利用 2013 年 2 月至 2016 年 1 月北京朝阳环境气象站 PM_{2.5} 质量浓度和同步地面风数据, 重点分析了 PM_{2.5} 质量浓度的变化特征及受地面风的影响情况。观测期间测点 PM_{2.5} 年平均质量浓度为 $80.6 \pm 4.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, 为环境空气质量标准 (GB3095—2012) 二级年均浓度限值 ($35 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) 的约 2.3 倍, 季节变化特征明显, 冬季最高 ($115.1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)、夏季最低 ($58.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)。测点主导风向为 ENE—E—ESE, 风速主要集中在 $0.2 \sim 2.0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 。当地面风来自 ENE—E—ESE 方向时 PM_{2.5} 质量浓度最高 ($109.1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), 来自 WNW—NW—NNW 方向时最低 ($39.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)。PM_{2.5} 质量浓度随风速增大先上升后下降, 在 $0.4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时达最高, 为 $139.2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。风速在 $0.2 \sim 2.0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时主要受 ENE—E—ESE 方向影响, 而 $2 \sim 6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时主要受 ESE 方向影响较大。通过与其他站点的比较发现, 不同站点各方向污染源和地面风的差异导致了 PM_{2.5} 质量浓度在各方向分布的差异。

关键词: PM_{2.5}, 质量浓度, 地面风

中图分类号: P427, X511

文献标志码: A

DOI: 10.7519/j.issn.1000-0526.2018.11.012

Variations of PM_{2.5} Mass Concentration at Chaoyang Site in Beijing During 2013—2016

JIA Xiaofang¹ YAN Peng¹ DONG Fan² ZHANG Xiaochun¹ LI Yang¹ GUO Wei¹

¹ Meteorological Observation Centre, CMA, Beijing 100081

² Environmental Meteorological Forecast Centre of Beijing-Tianjin-Hebei, CMA, Beijing 100089

Abstract: Using the PM_{2.5} mass concentration and surface wind data from February 2013 to January 2016 at Chaoyang Environmental Meteorological Station in Beijing, the characteristics of PM_{2.5} and its influence by surface wind are analyzed. The results show that the annual concentration of PM_{2.5} is $80.6 \pm 4.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, 2.3 times the annual concentration limits ($35 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) regulated in the ambient air quality standard (GB3095—2012) of China. Its seasonal variation is obvious with the highest concentration in winter ($115.1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) and the lowest in summer ($58.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$). The dominant wind direction at Chaoyang Site in Beijing is ENE—E—ESE, and the wind speed ranges between $0.2 \sim 2.0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. The concentration is the highest ($109.1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) in the dominant ENE—E—ESE wind direction and the lowest ($39.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) in WNW—NW—NNW. With the increase of wind speed, PM_{2.5} concentration increases first and then decreases. The highest concentration ($139.2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) appears at the wind speed of $0.4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. When the wind speed is in $0.2 \sim 2.0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, the concentration is mainly affected by ENE—E—ESE, and when the

^{*} 国家自然科学基金重点项目 (91644223)、国家自然科学基金面上项目 (21377165 和 21777191) 及中国气象局气象探测中心青年基金 (MOCQNJJ201408) 共同资助

2017 年 6 月 8 日收稿; 2018 年 9 月 18 日收修定稿

第一作者: 贾小芳, 主要从事大气成分监测研究. Email: jiaxiaofangstar@126.com

通信作者: 颜鹏, 主要从事大气成分观测与模拟研究. Email: yanpeng@cma.gov.cn

wind speed is $2-6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, the value is influenced by ESE more. By comparing with the $\text{PM}_{2.5}$ data from other sites, we found that the different characteristics of pollution sources and ground winds result in the difference of $\text{PM}_{2.5}$ mass concentration in different wind directions.

Key words: $\text{PM}_{2.5}$, mass concentration, surface wind

引言

近年来,我国华北、珠三角、长三角等地区高浓度大气污染事件频繁发生(Shen et al, 2017; Guo et al, 2014; Kang et al, 2013; Huang et al, 2014; Wang et al, 2014a; 2014b; 2014c; Zhang et al, 2014; 2015a; Andersson et al, 2015; 何心河等, 2016),在不同气象条件下,同一地点的大气污染物浓度水平可相差几十倍乃至几百倍。风向和风速是影响污染物运输量和分散度的主要因素之一(Zhang et al, 2015b),例如,不同来向的气团所对应的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度及组分会略有差异(Wang et al, 2015a),气溶胶质量浓度与风速大小存在负相关等(杨军等, 2001)。

受地形及城市下垫面的影响,北京不同区域主导风向存在差异(张德山等, 2007),同时污染源分布存在非均匀性,北京不同地区地面气溶胶质量浓度分布及其受地面风的影响会有所差异。关于北京地区 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度受风的影响已有一些研究,如李云婷等(2015)发现当出现南风、东风时,北京 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度明显偏高;赵晨曦等(2014)认为主导风向的季节差异是导致北京气溶胶质量浓度春冬季节差异的原因之一;程念亮等(2015)发现小风是导致

2013年1月北京出现气溶胶重污染的原因之一;花丛等(2017)发现当北京近地面风速小于 $2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度普遍较高(西北风除外)。但这些研究中的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度和地面风资料并未来自同一个站。这种气溶胶观测资料与地面风资料的空间不一致,可能对分析结果有一定影响。

朝阳区是北京市重要的纺织、电子、化工、机械制造、汽车制造工业基地,也是北京市重要的外事活动区。本工作利用朝阳环境气象站 2013 年 2 月至 2016 年 1 月 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度和地面风观测资料,结合周边主要污染源分布,深入探讨了该站点气溶胶质量浓度变化特征、地面风对 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度的影响,以及与北京其他区域 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度变化特征的异同点。

1 观测站点与资料

朝阳环境气象站($39^{\circ}57' \text{ N}$ 、 $116^{\circ}30' \text{ E}$, 海拔 35.3 m)位于北京市朝阳区酒仙桥东风南路朝阳区气象局内,配套国家级自动气象站,站点位置见图 1。颗粒物观测仪器安装在方舱内,采样口高度距离地面约 5 m。观测点 200 m 范围内,北部约 130 m 处有一条双向单车道公路,工作日的工作时间(08—18 时)平均车流量约为 $920 \text{ 辆} \cdot \text{h}^{-1}$;东部为铁路;



图 1 朝阳站地理位置图

Fig. 1 Location of Chaoyang Site

南部主要为房屋;西部无明显建筑和污染源。根据研究期间污染源调查和朝阳区环保局公布的大气污染源情况,200 m 范围外主要污染源如下:NE 方向 900 m 左右为家具制造厂和再生水厂;ENE 方向 2 km 左右为东五环七棵树桥,9 km 左右为水质稳定剂厂和污水处理厂;E 方向 9 km 左右为高安屯垃圾填埋场和垃圾焚烧发电厂,15 km 处为废物处理公司;SE 方向 3、7、16、18 km 左右分别为东五环平房桥、高碑店污水处理厂、建筑装饰公司和双桥电镀厂;西北方向 5 km 左右以外有一些供热或动力公司。

PM₁₀、PM_{2.5} 质量浓度由 GRIMM 180 在线颗粒物监测仪(Grimm Aerosol Technik,德国)连续测量。该仪器采用激光散射原理对颗粒物质量浓度进行测量,符合欧洲标准 EN12341(PM₁₀)、EN14907(PM_{2.5}),并获得美国 EPA 认证(PM_{2.5})。为减少水汽对测量结果的影响,配置非加热去湿管以保证测量过程中相对湿度小于 40%。按照中国气象局《大气成分观测业务规范》(中国气象局,2012)进行 PM₁₀、PM_{2.5} 质量浓度观测,并定期进行仪器运行状况检查、气管路清洗维护、标校与流量校准等,观测数据记录频率为 5 min。原始数据经过时间序列检查、多观测要素协同相关判断、孤点极值排除等方法

进行质量控制,在此基础上计算小时均值。按环境空气质量标准(GB3095—2012;环境保护部和国家质量监督检验检疫总局,2012),进行 PM_{2.5}、PM₁₀ 质量浓度日均值和年均值统计,有效日均值率为 93%。

地面风小时数据由 CAWS600B(S)-NEW 型自动气象站测量,仪器安装符合中国气象局气象站有关场地的规范要求,观测数据经过了人工订正和异常数据处理。

2 PM_{2.5} 质量浓度、地面风的变化特征

2.1 PM_{2.5} 质量浓度变化特征

观测期间,朝阳站 PM_{2.5} 年平均质量浓度为 $80.6 \pm 4.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,约为 GB3095—2012(环境保护部和国家质量监督检验检疫总局,2012)二级年均浓度限值($35 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)的 2.3 倍,浓度水平与朝阳区其他观测结果接近(表 1)。三年 PM_{2.5} 日平均质量浓度为 $83.2 \pm 69.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,约为环境空气质量标准二级日均浓度限值($75 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)的 1.1 倍。由图 2 可知,朝阳站 PM_{2.5} 质量浓度季节变化特征明显,冬季(12 月、1—2 月)最高($115.1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$),

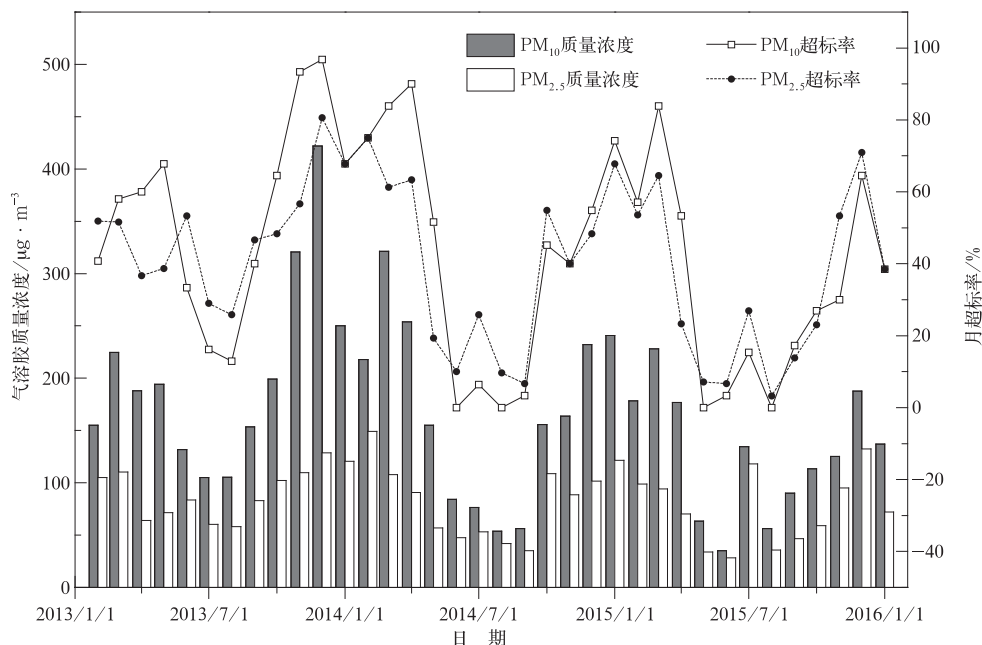


图 2 2013 年 2 月至 2016 年 1 月朝阳站 PM_{2.5}、PM₁₀ 质量浓度和月超标率

Fig. 2 Monthly mass concentrations and exceeding standard rate of PM_{2.5} and PM₁₀ at Chaoyang Site from February 2013 to January 2016

秋季(9—11月)和春季(3—5月)次之(分别为 80.9 、 $77.7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$),夏季(6—8月)最低($58.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)。PM_{2.5}质量浓度月均值在 $28.2 \sim 149.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,最低月均值出现在2015年6月,最高月均值出现在2014年2月。月超标率(各月超标日数占本月样本数的比例)分布在3%~81%,冬季月超标率较高,夏季月超标率较低。北京城区的持续重污染过程多发生在供暖季(苗蕾等,2016),冬季PM_{2.5}质量浓度和月超标率较高。

PM₁₀年平均质量浓度为 $152.1 \pm 23.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,约为GB3095—2012(环境保护部和国家质量监督检验检疫总局,2012)二级年均浓度限值($70 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)的2.2倍。三年PM₁₀日平均质量浓度为 $168.0 \pm 128.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,约为环境空气质量标准二级日均浓度限值($150 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)的1.1倍。PM₁₀质量浓度在冬季最高($225.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$),春季和秋季次之(分别为 200.6 、 $153.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$),夏季最低($87.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)。朝阳站PM₁₀质量浓度和月超标率的时间变化与PM_{2.5}保持很好的一致性(图2)。2013年12月PM₁₀质量浓度为 $422.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,与2013年12月石家庄人民会堂站($414 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)(高康宁等,2015)和2013年2月北京中国环境监测总站($348.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)的观测值(刀谓等,2015)接近。有研究表明重污染期间(2013年1月)北京中国环境科学研究院的PM₁₀日均质量浓度大于 $500 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ (郑子龙等,2014)。2013年12月朝阳站较高的月超标率(97%)是该月月均值较高的原因之一,同时月均PM_{2.5}质量浓度($128.7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)也较高,反映了朝阳站2013年12月污染较重的特点。

从PM_{2.5}与PM₁₀的比值(PM_{2.5}/PM₁₀)看,朝阳站三年日均的PM_{2.5}/PM₁₀为0.54,与1999年冬至2000年秋季北京车公庄(0.55)(杨复沫等,2002)、2003年1月至2004年1月北京白石桥(0.55)(徐敬等,2007)和2009—2010年北京健德门(0.48)(Kong et al,2016)的观测结果相近,但低于北京市环境状况公报公布的朝阳区的平均结果(表1)。分析认为造成这种差别,一方面是因为站点不同,北京市环境状况公报采用的是城市建成区环境评价监测站的监测结果,监测站点是奥体中心和农展馆站,而本观测所在的朝阳站周边市政设施建设相对不太成熟,观测期间受周边建筑工地扬尘影响,颗粒物中的粗粒子比例增高,PM_{2.5}/PM₁₀降低;另一方面,两者使用的测量仪器不同也是造成PM_{2.5}/PM₁₀差异的一个原因。据调研,北京市环境状况公报公布的PM₁₀质量浓度观测使用TEOM1400(微震荡天平法)测量,而PM_{2.5}质量浓度观测使用TEOM1405F测量(表1)。因TEOM1400测量时加热挥发造成颗粒物质量损失(Charron et al,2004),使得PM₁₀的观测值偏低,而TEOM1405F通过滤膜动态测量系统(FDMS)对挥发性物质予以补偿,研究表明加滤膜动态测量系统的TEOM1405F的观测值大于GRIMM180(李菲等,2015)。因此,观测仪器的不同也是造成朝阳站PM_{2.5}质量浓度略低于北京市环境状况公报公布的结果,而PM₁₀质量浓度却较高的原因之一。朝阳站PM_{2.5}/PM₁₀在夏季最高(0.68),与刀谓等(2015)在京津冀地区的研究结果(0.72)相近,在秋季和冬季次之(0.56和0.55),春季最低(0.40)。

表 1 朝阳站 PM_{2.5} 质量浓度与邻近其他站点观测结果的比较

Table 1 Comparison of PM_{2.5} concentration at Chaoyang Site with other research

站点	监测时间	PM _{2.5} / $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	PM ₁₀ / $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$	方法(仪器)	参考文献
朝阳环境气象站	2014年1月至 2015年12月	80.6	152.1	激光散射法(GRIMM180)	本观测
中国环境监测总站	2011年1—12月	79.2	157.6	贝塔射线法(热电 FH62C14)	魏桢,2012
北京朝阳区	2013年1—12月	91.3	112.4	微震荡天平法 (PM _{2.5} 为 TEOM1405F, PM ₁₀ 为 TEOM1400)	北京市环境保护局,2014
北京朝阳区	2014年1—12月	88.4	124.0	同上	北京市环境保护局,2015
北京朝阳区	2015年1—12月	83.4	106.4	同上	北京市环境保护局,2016
中国环境监测总站	2013年2月	—	348.0	膜采样称重法	刀谓等,2015
中国环境科学研究院	2013年12月至 2015年4月	102	—	膜采样称重法	Wang et al,2016

2.2 地面风变化特征

参照李颖敏等(2011)的方法,把 $\leq 0.2\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 的地面风定义为静风。观测期间朝阳站的主导风向为 ENE—E—ESE(29.9%) (表 2), N—NNE—NE 的风频次之(18.1%) (图 3a), 与张德山等(2007)在

与朝阳站最近的东北环区内发现的东北风频率最高(31%)的结论较吻合。图 3b 给出了不同地面风向对应的平均风速, 风速在 WNW—NW—NNW 方向最大($3.2\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), NE—ENE—E 方向最小($1.4\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$)。

表 2 2013 年 2 月至 2016 年 1 月朝阳站全年和四个季节主导风向和频率

Table 2	Dominant wind direction and frequency at Chaoyang Site from February 2013 to January 2016				
	全年	春季	夏季	秋季	冬季
样本数/个	23648	5879	6060	5891	5818
主导风向	ENE—E—ESE	ENE—E—ESE	ENE—E—ESE	NE—ENE—E	NE—ENE—E
主导风向频率/%	29.9	25.4	33.1	31.5	33.3
静风频率/%	3.8	3.3	4.9	4.5	2.3

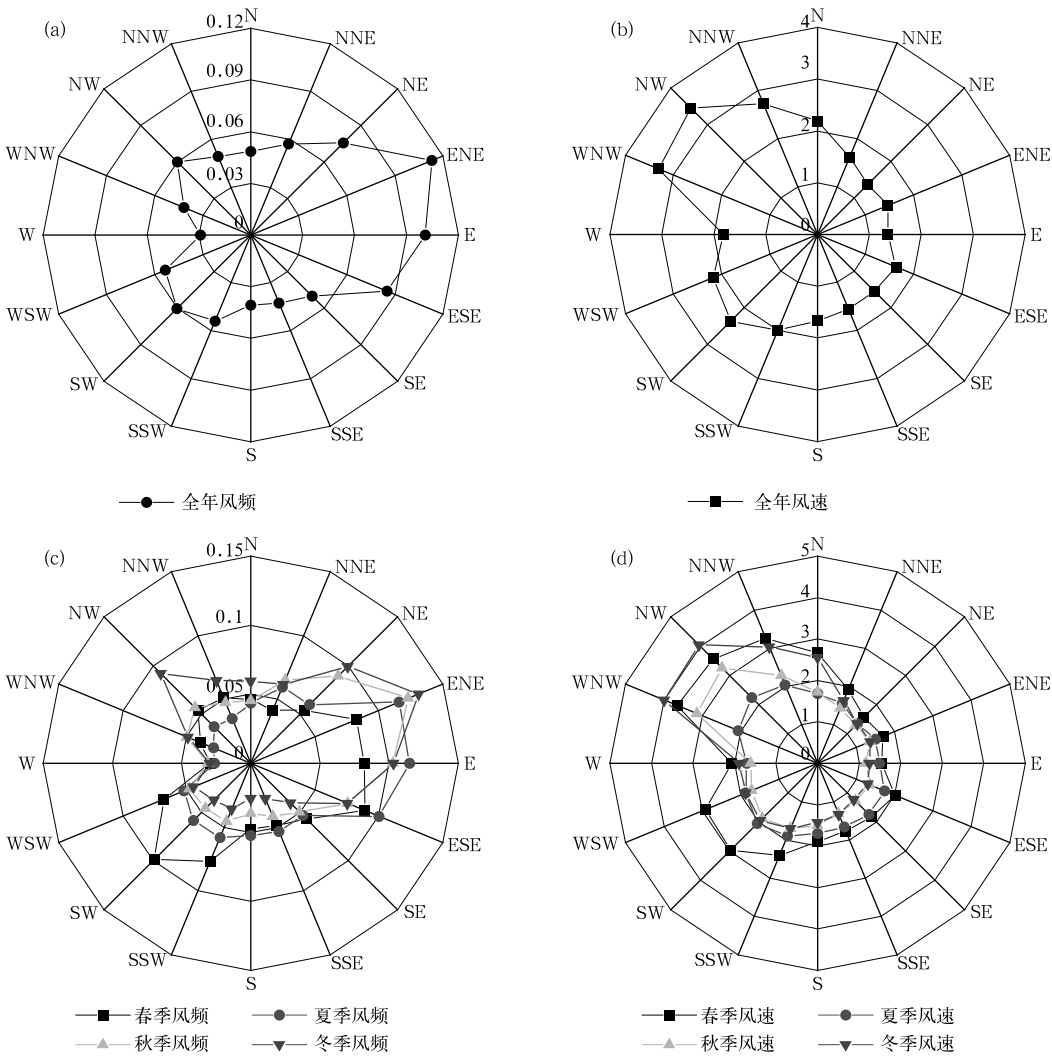


图 3 2013 年 2 月至 2016 年 1 月全年(a,b)和季节(c,d)朝阳站风频(a,c)和风速(b,d;单位: $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)玫瑰图

Fig. 3 Rose diagrams of wind frequency (a, c) and wind speed (b, d; unit: $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) in whole year (a, b) and seasons (c, d) at Chaoyang Site from February 2013 to January 2016

观测期间风速主要出现在 $0.2 \sim 2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (63.5%), 其次是 $2 \sim 4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ (28.3%)。不同风速段在不同风向出现频率不同, $0.2 \sim 2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 风速段在 ENE 方向出现频率最大 (14.7%); $2 \sim 4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 风速段在 SW 方向出现频率 (11.0%) 比其他方向略高; $4 \sim 6$ 、 $6 \sim 8$ 、 $> 8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 在 NW 方向频率最高 (分别为 26.7%、38.7% 和 42.4%)。

3 观测期间 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度随地面风向、风速分布特征

3.1 各方向 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度、 $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 分布特征

图 4a 显示了观测期间朝阳站 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度在不同风向上的分布。 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度在 ENE—E—ESE 方向最高 ($109.1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), 其次是 NE 方向 ($102.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), WNW—NW—NNW 方向最低 ($39.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), 静风时为 $123.2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。总体来说, 静风时以及来自 ENE—E—ESE 方向污染源对朝阳站高浓度 $\text{PM}_{2.5}$ 贡献较大。 $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 在 E—ESE—SE 方向最大 (0.63), WNW—NW—NNW 方向最小 (0.37), 静风时为 0.60。一般而言, $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 较高时对应的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度也较高。当风来自 E—ESE—SE 方向时 $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 比值高

于静风, 说明来自 E—ESE—SE 方向吹来的颗粒物中二次细粒子较多。

图 4a 和 4b 给出了 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度标准偏差、相对标准偏差在各方向的分布。可以看出, $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度标准偏差基本与平均浓度的分布保持一致, 即浓度高的风向对应的标准偏差一般也较高, 体现了高浓度方向的污染源相对不太稳定。但在 SSW、SW 方向和偏北的几个方向上有所不同, WNW、NW、NNW 三个偏北方向上 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度最低, 但其标准偏差都超过较高浓度水平的 SSW、SW 方向。总体来说, 北风时 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度相对波动较大; 偏南风时, 波动较小。静风时 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度最高, 但标准偏差 ($86.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) 低于东北方向, 推测朝阳站东北方向局地污染源相对较稳定。

图 5 显示了不同季节 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度在各风向的分布 (图 5a) 及其与各风向上三年总体平均浓度的差值 (图 5b)。总体上看, 各个季节 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度随风向的分布与三年总体平均情况类似 (图 5a), 均在 NE—E—SE 方向、W 方向和静风时出现高值, 而在 WNW—NW—N 方向较低。但与总体平均相比, 除了在北到偏西北 (WNW、NW、NNW) 上各个季节差别不大, 其他方向均显示冬季明显偏高、夏季偏低, 春、秋季与总体平均相当的特点 (图 5b)。北到偏西北各个季节浓度较低且与总体平均接近的主

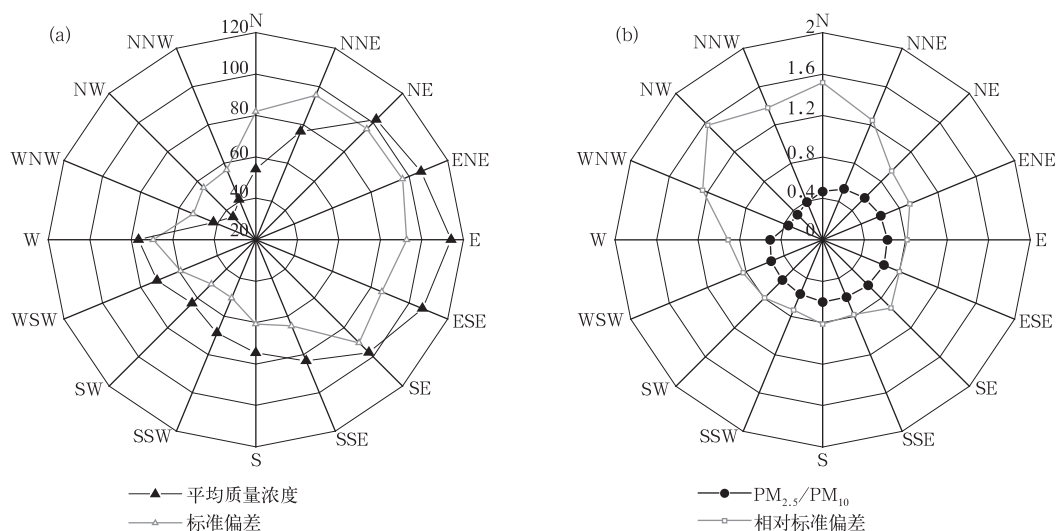


图 4 2013 年 2 月至 2016 年 1 月朝阳站各方向 (a) $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度 (单位: $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) 及其标准偏差, (b) $\text{PM}_{2.5}$ 相对标准偏差和 $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 分布

Fig. 4 Mass concentration (unit: $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) and standard deviation of $\text{PM}_{2.5}$ (a), relative standard deviation of $\text{PM}_{2.5}$ and $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ (b) in different wind directions at Chaoyang Site from February 2013 to January 2016

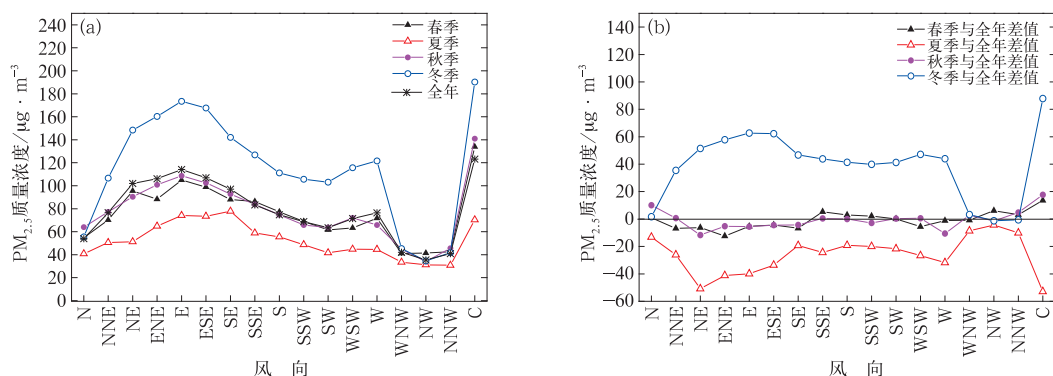


图 5 2013 年 2 月至 2016 年 1 月朝阳站不同风向上 (a) 四个季节 PM_{2.5} 质量浓度及 (b) 与全年均值差值的变化

Fig. 5 PM_{2.5} mass concentration (a) and difference between seasonal and annual values (b) in different wind directions at Chaoyang Site from February 2013 to January 2016

要原因是该方向主要对应相对清洁地区,污染排放较少且风速较大(图 3d),平流和稀释作用使得这几个方向上的 PM_{2.5} 质量浓度较低且四季差异较小。冬季由于北京及北方地区采暖造成污染排放源增加,同时大气边界层高度较低,温度层结相对稳定,且在大部分方向(NNE—E—S—W)风速接近或低于其他季节(图 3d),较弱的大气扩散能力使得污染物累积,造成冬季 PM_{2.5} 质量浓度在 NNE—E—S—W 方向较全年平均值显著偏高。夏季尽管水平风速较低(图 3d),但由于地面辐射加热,热力对流使得大气垂直扩散能力较强,再加上较多的降水对颗粒物的湿清除作用,使得夏季 PM_{2.5} 质量浓度在各个方向上均低于对应风向上的总体均值,也低于同样以非采暖排放源为主要的春季和秋季。

冬季 PM_{2.5} 质量浓度与总体平均的差值在偏东和 SW—WSW—W 方向相对偏高,这是因为偏东方向的乡村地区大范围采暖等造成颗粒物排放源增加使得测点 PM_{2.5} 质量浓度偏高,而 SW—WSW—W 方向对应北京城区方向,冬季城市排放增加对测点 PM_{2.5} 质量浓度影响较大。夏季 PM_{2.5} 质量浓度在 NNE—ENE—ESE 以及 W 方向上比总体平均低的最多,这是因为这几个风向上(除了 NE 方向较其他方向相对略低)总降水量和 >5 mm 降水的次数均明显高于其他季节,降水清除作用可能是造成 PM_{2.5} 质量浓度在这两个方向上比总体平均低很多的主要原因。春季和秋季 PM_{2.5} 质量浓度处于四个季节中的平均水平,与总体均值较为接近,但在 NE—E—SE 方向 PM_{2.5} 质量浓度略低于总体均值。

静风时 PM_{2.5} 质量浓度在冬季显著高于总体均值,春季和秋季略高于总体均值,而夏季显著低于总

体均值。静风情况下,由于低层风速近似为 $0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$,动力作用(包括湍流和水平输送)相比其他风向更弱,不同季节污染排放源以及大气热力条件的差异对污染物的积累和扩散作用的影响更明显,冬季排放源强、大气温度层结稳定、垂直扩散能力最弱,而夏季污染排放比冬季少、热力对流输送和降水清除较强,使得静风时 PM_{2.5} 质量浓度在冬季和夏季的差别最大。

3.2 PM_{2.5} 质量浓度与地面风风速关系

风对 PM_{2.5} 污染物起到输送和稀释作用,一般来说,站点处于污染源下风向时,随着风速增大,输送会造成站点污染物浓度升高,但伴随风速加大,扩散能力增强,污染物浓度降低(周丽等,2003;陈敏等,2013;黄海燕和郑国光,2009)。图 6 给出了朝阳

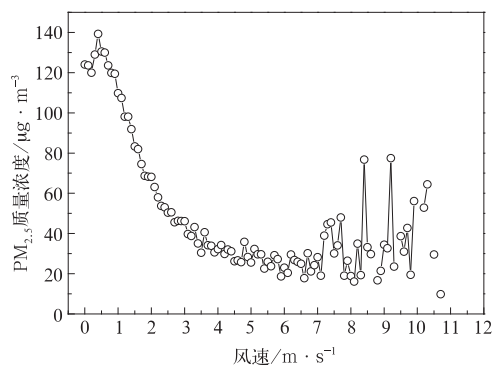


图 6 2013 年 2 月至 2016 年 1 月朝阳站 PM_{2.5} 小时质量浓度与地面风速关系

Fig. 6 Correlation between PM_{2.5} mass concentration and wind speed at Chaoyang Site from February 2013 to January 2016

站 $\text{PM}_{2.5}$ 小时质量浓度与地面风速的关系。随着风速增大, $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度先增加后减小, 当风速为 $0.4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度最高 ($139.2 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), 即气溶胶高浓度值发生在小风或静风时(杨东贞等, 2002)。 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度在风速为 8.4 、 $9.2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时出现波动最大, 这是因为大风速发生频率较低, 当个别时次出现扬沙或者其他污染事件时, 就会拉高该风速下 $\text{PM}_{2.5}$ 平均质量浓度水平。例如研究期间仅有 3 个时次对应的风速为 $8.4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, 而其中 2015 年 3 月 28 日 12 时因受扬沙影响, PM_{10} 小时质量浓度高达 $1019.0 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, 而 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度超过 $190 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, 使得该风速下 $\text{PM}_{2.5}$ 平均质量浓度升高至 $76.8 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。

3.3 不同方向 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度频数分布

为进一步深入分析各方向 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度分布情况, 按 8 个风向对各方向 $\text{PM}_{2.5}$ 小时质量浓度数据按 $5 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 为间隔进行频数分档统计和洛伦兹拟合。由图 7 可知, 各方向 $\text{PM}_{2.5}$ 平均质量浓度的频数分布呈现单峰特征, 峰值对应的质量浓度不同。当风来自 E、SE 和 S 方向时, 峰值对应的质量浓度较高, 分别为 42.1 、 60.3 、 $49.6 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$; 而 NW、N 和 NE 方向峰值对应质量浓度较低, 分别为 17.0 、

17.2 、 $6.2 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。峰宽从 N—E 方向逐渐变大, 从 E—SW 方向逐渐变小, 显示了 E 方向 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度波动较大, 污染源相对复杂。NW、N 方向峰宽最窄, 显示这几个方向浓度波动较小, 污染源比较稳定。

针对 E 方向 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度频数分布峰宽较宽的特点, 图 8 进一步分析了该方向三年中每年夏季(当年 6—8 月)和采暖期(当年 11 月 15 日至次年 2 月 28 日)的频数对比情况, 发现 2013 年夏季出现 $\text{PM}_{2.5}$ 小时质量浓度大于 $100 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 的情况, 而 2014 和 2015 年并未出现这种情况。ENE—E—ESE 方向为夏季主导风向, 同时夏季垃圾填埋场二次有机气溶胶的重要前体物 VOCs 的种类和浓度都远远高于冬季(黄丹丹等, 2014), 推测夏季高浓度值可能与 E 方向的垃圾填埋场和垃圾焚烧厂有关。2014 年 6 月 1 日实施的新标准《生活垃圾焚烧污染控制标准》(GB18485—2014; 环境保护部和国家质量监督检验检疫总局, 2014)中颗粒物、氮氧化物、二氧化硫排放标准都有不同程度的收紧, 虽然现有项目自 2016 年 1 月 1 日起执行新标准, 但同时北京市市政市容管理委员会在 2014 年增加了对处理设施节能减排方面的考核(刘敏等, 2015), 这可能是 2014 和 2015 年夏季高峰值未再出现的原因之一。

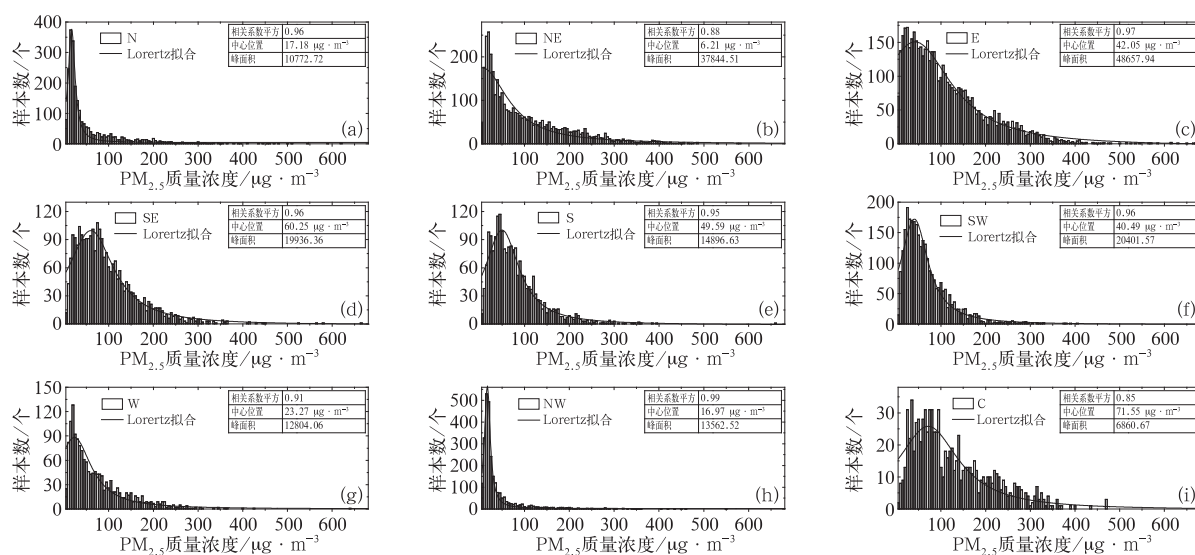


图 7 2013 年 2 月至 2016 年 1 月朝阳站各风向和静风 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度频数分布图

(a) N, (b) NE, (c) E, (d) SE, (e) S, (f) SW, (g) W, (h) NW, (i) 静风

Fig. 7 Frequency distribution of $\text{PM}_{2.5}$ mass concentration and their Lorentz fitting in different wind directions and in calm condition at Chaoyang Site

from February 2013 to January 2016

(a) N, (b) NE, (c) E, (d) SE, (e) S, (f) SW, (g) W, (h) NW, (i) calm

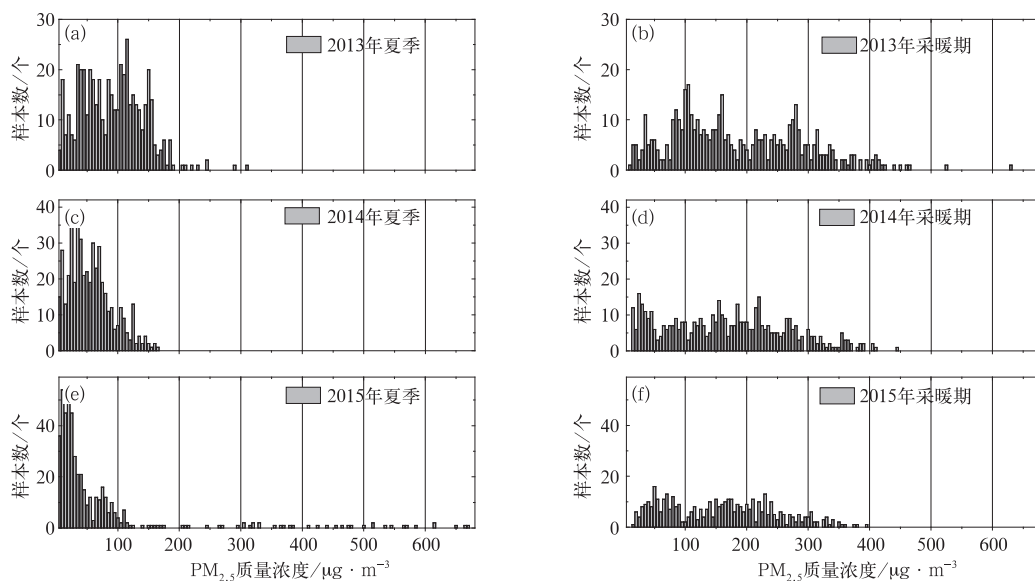


图 8 2013—2015 年夏季(a,c,e)与采暖期(b,d,f)朝阳站 E 方向 PM_{2.5} 质量浓度小时均值频数分布

Fig. 8 Frequency distribution of PM_{2.5} mass concentration in E direction during summer (a,c,e) and heating period (b,d,f) at Chaoyang Site from 2013 to 2015

3.4 朝阳站受其周边排放源与长距离(区域)输送的影响

为了分析各方向近距离和远距离输送对朝阳站的影响,图 9 分析了各方向不同风速段的 PM_{2.5} 质量浓度,发现风速在 $0.2 \sim 2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时,ENE—E—ESE 方向 PM_{2.5} 质量浓度最大,而在较大风速 ($2 \sim 6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) 时,ESE 方向浓度最高。相比而言,朝阳站受 ENE—E—ESE 方向较近的污染源影响较大,如 NE 方向为家具制造中心,ENE 方向为东五环七

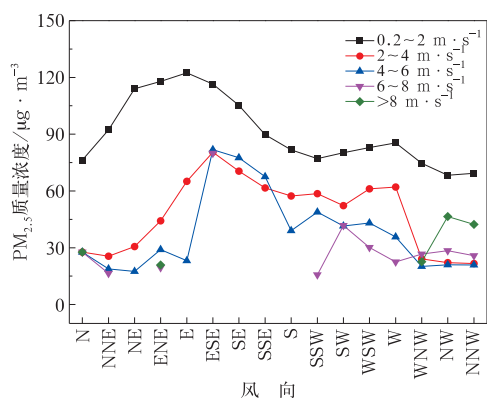


图 9 2013 年 2 月至 2016 年 1 月朝阳站各风向不同风速 PM_{2.5} 质量浓度分布图

Fig. 9 PM_{2.5} mass concentration in different directions at different wind speeds at Chaoyang Site from February 2013 to January 2016

棵树桥,E 方向为铁路道路、东五环路、高安屯垃圾填埋场和垃圾焚烧发电厂。ESE 方向除了受 16 km 处建筑装饰公司、18 km 处双桥电镀厂的影响,可能还受河北香河、廊坊和天津等远距离输送的影响。

W 方向在风速为 $0.2 \sim 2$ 、 $2 \sim 4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时浓度较大,站点偏西方向北二环和北三环城区的污染物可能会对 PM_{2.5} 质量浓度有所贡献。此外三元热能和太阳宫燃气热电公司分别距离站点 W 方向约 4 和 7 km,可能也会对朝阳站造成影响。尽管在西北方向 5 km 左右以外有一些供热或动力公司,但由于 WNW—NW—NNW 方向风速最大 ($3.2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$) (图 3b),大风造成的动力稀释作用(图 4a)导致该方向 PM_{2.5} 质量浓度最低 ($39.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$),同时 PM_{2.5}/PM₁₀ 最小 (0.37),推测该方向气溶胶以西北方向吹来的粗颗粒为主。

通过欧拉和拉格朗日混合型大气扩散模式 HYSPLIT (<http://ready.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>) 可直观了解大气中的气团或粒子运动轨迹(刘超等,2017),运用 TrajStat 软件计算朝阳站一年(2013 年 2 月至 2014 年 1 月)每日 4 个时次(00、06、12、18 时)3 d(72 h)的后向轨迹。所用气象资料为美国国家海洋和大气局(NOAA)提供的 GDAS 数据,起始高度设为 100 m。通过聚类得到 6 条轨迹(图 10),来自站点南部的轨迹 3 频率最高(30.3%),对应的 PM_{2.5} 质量浓度较大 ($105.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$),

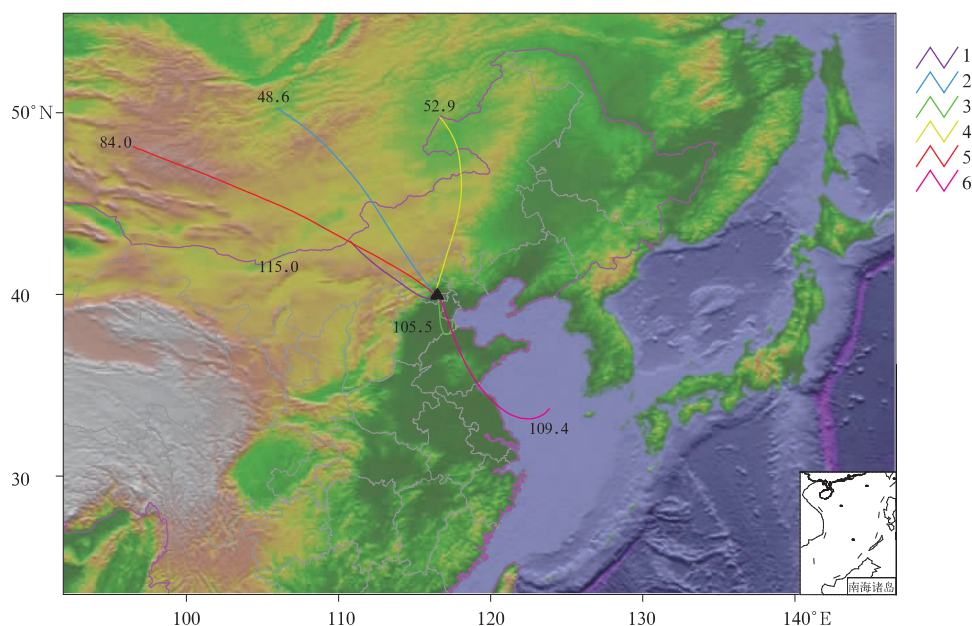


图 10 朝阳站站点后向轨迹聚类分析图(单位: $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

Fig. 10 Result of the cluster analysis on backward air mass trajectory to Chaoyang Site (unit: $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

说明河北中南部对站点高浓度 $\text{PM}_{2.5}$ 有所贡献; 站点东南部的轨迹 6 对应的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度虽然较高 ($109.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), 但频率较小 (11.2%), 说明站点东南部的天津、山东等地区对朝阳的高浓度 $\text{PM}_{2.5}$ 有一定的贡献; 站点西北方向的轨迹 1 较短、频率较低 (17.9%), 对应的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度较高, 说明河北西部、内蒙古等地区对朝阳站 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度有贡献, 但西北方向长的轨迹 2 和 5, 对应的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度较小 (分别为 48.6 、 $84.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), 对应的频率与轨迹 1 (分别为 14.5% 、 14.9%) 接近, 使得来自西北方向气团中 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度整体有所降低。自偏北方向的较长的轨迹 4 对应的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度较小, 频率为 11.1% 。总体而言, 来自河北中南部的气团对高浓度 $\text{PM}_{2.5}$ 贡献较大, 而站点偏北地区的气团对低浓度 $\text{PM}_{2.5}$ 贡献较大。

4 与北京其他观测站点对比

Wang et al (2015b) 通过分析 2005—2010 年长距离输送对北京健德门 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度的影响, 发现在 SE 和 S 方向上 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度最高 ($76 \sim 120 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), Pu et al (2011) 发现 2006—2008 年 7—9 月北京海淀 1500 m 高空西南方向 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度最高 ($98.6 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), 李云婷等 (2015) 通过统计分

析 2013 年北京 6 个站点各风向下 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度得出南风、东风时北京 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度明显偏高。这些研究与朝阳站的观测结果不完全一致, 朝阳站在 ENE—E—ESE 方向上出现较高 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度 (图 4a)。一方面是由于分析所用的风资料的尺度 (空间、时间等) 的不同。另一方面也可能与不同站点各方向污染源和风向频率、风速等的不同有关, 健德门 S—SE 方向为市区中心方向, 海淀西南方向主要受北京石景山和河北保定等重污染地区的输送影响, 而朝阳站东部存在高安屯垃圾填埋场和垃圾焚烧发电厂等污染源。

为深入分析同一城市不同站点 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度受地面风的影响, 进一步利用 2013 年 2 月至 2016 年 1 月中国气象局环境气象站北京海淀站和昌平站 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度和地面风气象数据, 进行了各风向 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度的统计, 虽然朝阳站、海淀站、昌平站均在西北方向出现浓度低值, 但最高 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度出现方位却不同。一方面从污染源的角度看, 海淀站地处西三环, 周边污染源分布相对比较均匀, 因而在 NE、ENE、SE、S 多个方向出现相差不大的 $\text{PM}_{2.5}$ 质量浓度峰值; 而昌平站地处北六环, 污染源主要在北京市区方向, 因而在北京市主城区所在的 E—ESE 方向出现峰值。另一方面, 从地面风特征角度看, 与朝阳站不同, 海淀站和昌平站分别在 NE

和 NNW 风频最高,各风向对应的风速也不同。城市中气溶胶的分布和来源复杂,同时受城市建筑等影响,地面风也表现出不同特征,站点周边污染源和风的差异性导致 PM_{2.5} 质量浓度分布的差异性,因此要获取城市的空气质量,需要更多的站点,同时若进一步深入探讨不同站点的污染特征必须匹配必要的气象观测。

5 结 论

(1) 2013 年 2 月至 2016 年 1 月北京朝阳站 PM_{2.5} 年平均质量浓度为 $80.6 \pm 4.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, 是环境空气质量标准二级年均浓度限值的约 2.3 倍,季节变化特征明显,冬季最高($115.1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$),秋季和春季次之(分别为 80.9 、 $77.7 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$),夏季最低($58.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)。PM_{2.5} 质量浓度月均值在 $28.2 \sim 149.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, 月超标率分布在 $3\% \sim 81\%$ 。PM₁₀ 年平均质量浓度为 $152.1 \pm 23.0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, 是环境空气质量标准二级年均浓度限值的约 2.2 倍。三年平均看,PM_{2.5} 日均质量浓度在 PM₁₀ 中所占比例为 54% , 在夏季最高(68%), 秋季和冬季次之(56% 和 55%), 春季最低(40%)。

(2) PM_{2.5} 质量浓度在 ENE—E—ESE 方向最高($109.1 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), WNW—NW—NNW 方向最低($39.5 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$), 静风时为 $123.2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。东北方向风速最低, PM_{2.5} 质量浓度波动大, PM_{2.5}/PM₁₀ 较低, 污染源不太稳定; 偏南方向风速略高, 浓度波动小, PM_{2.5}/PM₁₀ 较高, 污染源比较稳定; 偏西北方向, 风速最高, PM_{2.5}/PM₁₀ 较低。PM_{2.5} 质量浓度随着风速的增加先增加后减小, 在 $0.4 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时最高($139.2 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)。风速在 $0.2 \sim 2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时 ENE—E—ESE 方向浓度最高, 而 $2 \sim 6 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 时 ESE 方向浓度最高, 推测 ENE—E—ESE 方向受较近的污染源影响较大, ESE 方向可能还受河北香河、廊坊和天津等远距离输送的影响。

(3) 通过与其他站点的比较发现, 不同站点各方向污染源和地面风的特征存在差异, 导致 PM_{2.5} 质量浓度在各方向分布的差异。因此要获取城市的空气质量, 不仅需要建立全面的观测站网, 同时深入探讨不同站点的污染特征必须匹配必要的气象观测。

致谢:感谢朝阳、海淀、昌平环境气象站工作人员的辛勤观测。

参考文献

- 北京市环境保护局, 2014. 2013 北京市环境状况公报[R/OL]. http://www.bjepb.gov.cn/2013zt_jsxl/index.html.
- 北京市环境保护局, 2015. 2014 年北京市环境状况公报[R/OL]. http://www.bjepb.gov.cn/2014zt_jsxl/index.html.
- 北京市环境保护局, 2016. 2015 年北京市环境状况公报[R/OL]. http://www.bjepb.gov.cn/2015zt_jsxl/index.html.
- 陈敏, 马雷鸣, 魏海萍, 等, 2013. 气象条件对上海世博会期间空气质量影响[J]. 应用气象学报, 24(2): 140-150.
- 程念亮, 李云婷, 张大伟, 等, 2015. 2013 年 1 月北京市一次空气重污染成因分析[J]. 环境科学, 36(4): 1154-1163.
- 刀谓, 张霖琳, 王超, 等, 2015. 京津冀冬季与夏季 PM_{2.5}/PM₁₀ 及其水溶性离子组分区域性污染特征分析[J]. 环境化学, 34(1): 60-69.
- 高康宁, 曹会勇, 康苏花, 等, 2015. 石家庄市环境空气 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 污染变化特征研究[J]. 能源环境保护, 29(4): 62-64.
- 何心河, 马建中, 徐敬, 等, 2016. 2014 年 10 月京津冀地区一次 PM_{2.5} 污染过程的数值模拟[J]. 气象, 42(7): 827-837.
- 花丛, 刘超, 张恒德, 等, 2017. 京津冀地区冬半年污染传输特征及传输指数的改进[J]. 气象, 43(7): 813-822.
- 环境保护部, 国家质量监督检验检疫总局, 2012. GB 3095—2012: 环境空气质量标准[S]. 北京: 中国标准出版社.
- 环境保护部, 国家质量监督检验检疫总局, 2014. GB 1848—2014: 生活垃圾焚烧污染控制标准[S]. 北京: 中国环境科学出版社.
- 黄丹丹, 梁前芳, 高俊, 等, 2014. 垃圾填埋场不同区域挥发性有机污染物季节变化特点[J]. 中国环境监测, 30(2): 85-90.
- 黄海燕, 郑国光, 2009. 北京地区春季气溶胶分布特征的个例分析[J]. 气象, 35(7): 3-9.
- 李菲, 邓雪娇, 谭浩波, 等, 2015. 微量振荡天平法与激光散射单粒子法在气溶胶观测中的对比试验研究[J]. 热带气象学报, 31(4): 497-504.
- 李颖敏, 范绍佳, 张人文, 2011. 2008 年秋季珠江三角洲污染气象分析[J]. 中国环境科学, 31(10): 1585-1591.
- 李云婷, 程念亮, 张大伟, 等, 2015. 2013 年北京市不同方位 PM_{2.5} 背景浓度研究[J]. 环境科学, 36(12): 4331-4339.
- 刘超, 花丛, 康志明, 2017. 2014—2015 年上海地区冬夏季大气污染特征及其污染源分析[J]. 气象, 43(7): 823-830.
- 刘敏, 邵军, 刘旭, 2015. 北京市垃圾粪便处理设施节能减排问题探析[J]. 环境卫生工程, 23(4): 51-54.
- 苗蕾, 廖晓农, 王迎春, 等, 2016. 北京 2005—2014 年 PM_{2.5} 质量浓度的演变特征[J]. 气象, 42(8): 954-961.
- 魏桢, 2012. 北京大气颗粒物特征的实验研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 中国科学院研究生院: 17.
- 徐敬, 丁国安, 颜鹏, 等, 2007. 北京地区 PM_{2.5} 的成分特征及来源分析[J]. 应用气象学报, 18(5): 645-654.
- 杨东贞, 于海青, 丁国安, 等, 2002. 北京北郊冬季低空大气气溶胶分析[J]. 应用气象学报, 13(S1): 113-126.
- 杨复沫, 贺克斌, 马永亮, 等, 2002. 北京 PM_{2.5} 浓度的变化特征及其与 PM₁₀、TSP 的关系[J]. 中国环境科学, 22(6): 506-510.
- 杨军, 朱彬, 李子华, 2001. 泽当、景洪大气气溶胶粒子的物理、化学特

- 性[J]. 气象学报, 59(6):795-802.
- 张德山, 穆启占, 冯涛, 等, 2007. 2008年奥运会期间北京城区地面风场的分析[J]. 气候与环境研究, 12(4):573-579.
- 赵晨曦, 王云琦, 王玉杰, 等, 2014. 北京地区冬春 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 污染水平时空分布及其与气象条件的关系[J]. 环境科学, 35(2):418-427.
- 郑子龙, 张凯, 陈义珍, 等, 2014. 北京一次混合型重污染过程大气颗粒物元素组分分析[J]. 环境科学研究, 27(11):1219-1226.
- 中国气象局, 2012. 大气成分观测业务规范(试行)[M]. 北京: 气象出版社: 28-29.
- 周丽, 徐祥德, 丁国安, 等, 2003. 北京地区气溶胶 $PM_{2.5}$ 粒子浓度的相关因子及其估算模型[J]. 气象学报, 61(6):761-768.
- Andersson A, Deng Junjun, Du Ke, et al, 2015. Regionally-varying combustion sources of the January 2013 severe haze events over eastern China[J]. Environ Sci Technol, 49(4):2038-2043.
- Charron A, Harrison R M, Moorcroft S, et al, 2004. Quantitative interpretation of divergence between PM_{10} and $PM_{2.5}$ mass measurement by TEOM and gravimetric (Partisol) instruments[J]. Atmos Environ, 38(3):415-423.
- Guo Song, Hu Min, Zamora M L, et al, 2014. Elucidating severe urban haze formation in China[J]. Proc Natl Acad Sci U S A, 111(49):17373-17378.
- Huang Rujin, Zhang Yanlin, Bozzetti C, et al, 2014. High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China[J]. Nature, 514(7521):218-222.
- Kang Hanqing, Zhu Bin, Su Jifeng, et al, 2013. Analysis of a long-lasting haze episode in Nanjing, China[J]. Atmos Res, 120-121:78-87.
- Kong Lingbin, Xin Jinyuan, Zhang Wenyu, et al, 2016. The empirical correlations between $PM_{2.5}$, PM_{10} and AOD in the Beijing metropolitan region and the $PM_{2.5}$, PM_{10} distributions retrieved by MODIS[J]. Environ Pollut, 216:350-360.
- Pu Weiwei, Zhao Xiujian, Zhang Xiaoling, et al, 2011. Effect of Meteorological Factors on $PM_{2.5}$ during July to September of Beijing[J]. Proced Earth Planet Sci, 2:272-277.
- Shen Rongrong, Schäfer K, Shao Longyi, et al, 2017. Chemical characteristics of $PM_{2.5}$ during haze episodes in spring 2013 in Beijing[J]. Urban Climate, 22:51-63. DOI:10.1016/j.uclim.2016.01.003.
- Wang Hong, Tan Saichun, Wang Yu, et al, 2014a. A multisource observation study of the severe prolonged regional haze episode over eastern China in January 2013[J]. Atmos Environ, 89:807-815.
- Wang H L, Qiao L P, Lou S R, et al, 2015a. Chemical composition of $PM_{2.5}$ and meteorological impact among three years in urban Shanghai, China[J]. J Clean Prod, 112:1302-1311.
- Wang Lili, Liu Zirui, Sun Yang, et al, 2015b. Long-range transport and regional sources of $PM_{2.5}$ in Beijing based on long-term observations from 2005 to 2010[J]. Atmos Res, 157:37-48.
- Wang Xinfeng, Chen Jianmin, Sun Jianfeng, et al, 2014b. Severe haze episodes and seriously polluted fog water in Jinan, China[J]. Sci Total Environ, 493:133-137.
- Wang Yanli, Yang Wen, Han Bin, et al, 2016. Gravimetric analysis for $PM_{2.5}$ mass concentration based on year-round monitoring at an urban site in Beijing[J]. J Environ Sci, 40:154-160.
- Wang Yuxuan, Zhang Qianqian, Jiang Jingkun, et al, 2014c. Enhanced sulfate formation during China's severe winter haze episode in January 2013 missing from current models[J]. J Geophys Res Atmos, 119(17):10425-10440.
- Zhang J K, Sun Y, Liu Z R, et al, 2014. Characterization of submicron aerosols during a month of serious pollution in Beijing, 2013[J]. Atmos Chem Phys, 14(6):2887-2903.
- Zhang Li, Wang Tao, Lv Mengyao, et al, 2015a. On the severe haze in Beijing during January 2013: unraveling the effects of meteorological anomalies with WRF-Chem[J]. Atmos Environ, 104:11-21.
- Zhang Ziyin, Zhang Xiaoling, Gong Daoyi, et al, 2015b. Evolution of surface O_3 and $PM_{2.5}$ concentrations and their relationships with meteorological conditions over the last decade in Beijing[J]. Atmos Environ, 108:67-75.