

赵文灿, 胡开明, 黄刚, 等. 2016. 北京城区夏季污染建立、维持、消退的天气过程 [J]. 气候与环境研究, 21 (4): 479–489. Zhao Wencan, Hu Kaiming, Huang Gang, et al. 2016. The developing, maintaining, and diminishing process of summertime pollution in urban area of Beijing [J]. Climatic and Environmental Research (in Chinese), 21 (4): 479–489, doi: 10.3878/j.issn.1006-9585.2016.15242.

北京城区夏季污染建立、维持、消退的天气过程

赵文灿^{1,2} 胡开明^{3,4} 黄刚^{2,3} 陈元昭⁵

1 成都信息工程大学四川省高原大气和环境重点实验室/大气科学学院, 成都 610225

2 中国科学院大气物理研究所大气科学和地球流体物理学数值模拟国家重点实验室, 北京 100029

3 全球变化研究协同创新中心, 北京 100875

4 中国科学院大气物理研究所季风系统研究中心, 北京 100190

5 深圳市气象台, 深圳 518040

摘要 利用北京城区污染观测站 2006~2013 年夏季可吸入颗粒物 PM10 逐日浓度检测资料, 挑选所有 PM10 浓度大于 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的个例, 合成分析华北及北京地区风场变化情况, 发现风速在污染当天变化不明显, 南风与 PM10 的相关性普遍为正, 污染当天各区南风增加较大, 太行山一带甚至增长了 5 倍。南风异常可能会使河北、山东等地污染物向北京输送, 造成北京大气污染。同时我们分析北京夏季空气污染时大气环流特征。在 500 hPa 与 200 hPa, 北京和内蒙古上空有显著的高压异常。在 850 hPa, 环流场表现为东正西负的高度场异常, 其中北京在正负异常分界线上。低层气压梯度异常会造成北京和以南地区南风异常。同时, 我们发现北京污染天气伴随的高空环流异常具有准定常特征。在污染前 4 天, 蒙古上空存在一个显著的高层高压异常。该高压异常增强并向南延伸, 在污染当天控制北京和内蒙古。在污染消退期, 该异常也逐渐消退。但在消退后第四天, 北京和内蒙古上空依然受高压异常控制。这表明北京夏季污染和高空准定常环流异常有关。

关键词 风场输送 PM10 浓度 合成分析 华北地区 高度场异常

文章编号 1006-9585 (2016) 04-0479-11

中图分类号 P401

文献标识码 A

doi:10.3878/j.issn.1006-9585.2016.15242

The Developing, Maintaining, and Diminishing Process of Summertime Pollution in Urban Area of Beijing

ZHAO Wencan^{1,2}, HU Kaiming^{3,4}, HUANG Gang^{2,3}, and CHEN Yuanzhao⁵

1 College of Atmospheric Sciences, Plateau Atmosphere and Environment Key Laboratory of Sichuan Province, Chengdu University of Information Technology, Chengdu 610225

2 State Key Laboratory of Numerical Modeling for Atmospheric Sciences and Geophysical Fluid Dynamics, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029

3 Joint Center for Global Change Studies, Beijing 100875

4 Center for Monsoon System Research, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190

5 Shenzhen Municipal Meteorological Bureau, Shenzhen 518040

收稿日期 2015-10-28; 网络预出版日期 2016-01-11

作者简介 赵文灿, 男, 1991 年出生, 研究方向为气候变化与气候模拟。E-mail: zhaowencancc@126.com

通讯作者 黄刚, E-mail: hg@mail.iap.ac.cn

资助项目 国家重点基础研究发展计划项目 2012CB955604, 深圳市气象局南方强天气研究重点实验室项目 SZQX2015173, 国家自然科学基金 41425019、91337105、41275083

Funded by National Basic Research Program of China (Grant 2012CB955604), Shenzhen Key Laboratory of Severe Weather Project Grants (Grant SZQX2015173), National Natural Science Foundation of China (NSFC, Grants 41425019, 91337105, and 41275083)

Abstract All the summer air pollution cases in Beijing during the period of 2006 to 2013 are identified based on daily PM10 concentration data collected at stations in urban area of Beijing. A pollution case is determined if daily mean maximum PM10 concentration satisfies the criterion PM10 concentration $>150 \mu\text{g}/\text{m}^3$. The corresponding atmospheric circulation patterns are then analyzed. It is found that the PM10 concentration in Beijing is significantly correlated with southerly winds in the surrounding regions of Beijing. When PM10 concentration is high in Beijing, strong southerly wind anomalies tend to appear to the south of Beijing with the maximum southerly wind anomalies along the eastern flank of the Taihang Mountain. Since pollution emissions are large in some regions to the south of Beijing, southerly winds apparently are favorable for pollution transport from Hebei and Shandong to Beijing, resulting in air pollution in Beijing. During periods of air pollution, positive geopotential height anomalies occur in the middle and upper troposphere above Beijing and Inner Mongolia; in the lower troposphere, positive pressure anomalies occur in the east and negative anomalies occur in the west. Beijing is located in between the positive and negative pressure anomalies, where the surface pressure gradient anomalies lead to southerly wind anomalies in the regions surrounding Beijing. Furthermore, the positive geopotential height anomalies in the upper-level associated with air pollution in Beijing are quasi-stationary, indicating that summertime air pollution in Beijing is possibly associated with quasi-stationary circulation anomalies. Large positive geopotential height anomalies in the upper troposphere over the Mongolia often establish four days before the pollution occurrence. Such anomalies gradually extend southward and strengthen, and eventually control Beijing and Inner Mongolia on the pollution day. As the anomalous circulation pattern weakens, air pollution diminishes correspondingly. However, positive geopotential height anomalies still control Beijing and Inner Mongolia four days after the pollution disappears, suggesting that summer air pollution in Beijing is highly correlated with upper-level quasi-stationary circulation anomalies.

Keywords Pollutant transport, PM10 concentration, Composite analysis, North China, Anomalous geopotential height

1 引言

PM10 指空气动力学当量直径 $\leq 10 \mu\text{m}$ 的颗粒物, Cheng et al. (2013) 利用中国环保局规定的空气污染指数 (Air Pollution Index, API), 估算出 2001~2011 年日 PM10 浓度, 发现在中国大陆, PM10 每年以主要污染物出现的天数超过 320 d, 比重达到 88%, 是中国大陆主要空气污染物 (Chan and Yao, 2008)。高 PM10 尤其是同时高细颗粒物 (PM2.5) 浓度结合高相对湿度和低速, 会形成薄雾、大雾、霾, 对能见度有不同程度的影响, 两者之间存在负指数关系 (Zhao et al., 2011)。同时, 随着中国高速的城市化进程, 城市人口不断上升, 城市高 PM10 浓度导致更多的人遭受由此造成的心血管疾病、呼吸道疾病、慢性支气管炎, 死亡人数不断增多 (Guo et al., 2013; Cheng et al., 2013)。

为改善环境、保持空气清新、降低 PM10 浓度, 国家采取了一系列措施, 如对机动车、水泥厂和烧煤发电厂出台严格的气体排放标准; 开发新能源和可再生资源, 大力推广风能和太阳能; 大型电厂安装气体过滤装置 (Lei et al., 2011)。然而, 华北地区由于特殊的产业结构、工业比重和人口基数, PM2.5、PM10、NMVOC、SO₂ 和 NO₂ 排放量大,

为带动 GDP、保证能源供应和稳步发展, 2000 年以后, 河南、山东、河北一带新建了许多发电厂、水泥厂和钢铁厂, 使得华北地区空气污染进一步加重 (图 1; Zhang et al., 2009)。

北京市位于 (39°56'N, 116°20'E), 地处华北平原西北边缘, 东面毗邻天津市, 其他三面被河北省包围, 北京地形西北高、东南低, 平均海拔在 20~60 m, 太行山位于它的西南面, 燕山位于西北面, 两山在南口关沟相交, 形成一个向东南展开的半圆形大山弯。伴随着经济的快速发展, 城市化进程和人口膨胀, 北京正经历着能源消费和机动车需求的高速增长期, 加之复杂的地形, 被高污染工厂包围, 近几十年北京城区的空气污染天数不断增加 (赵普生等, 2012); 北京 PM10 日平均浓度是伦敦和东京的多倍, PM10 中所含的金属和离子浓度也远高于世界其他城市 (Okuda et al., 2004, 2008; Furuta et al., 2005; Charron et al., 2007)。

前人对北京及华北地区污染进行了大量研究。Chen et al. (2007) 耦合 MM5-CMAQ, 用 zero-out 方法得出 1 月、4 月、6 月、10 月外源对北京 PM10 贡献分别为 23.4%、37.9%、40.0%、37.4%, 河北贡献最大; Zhu et al. (2011) 用 2003~2009 年的数据, 通过轨迹聚类和 PSCF 方法得出远距离输送对北京 PM10 贡献为 $39.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 占城区 PM10 浓度

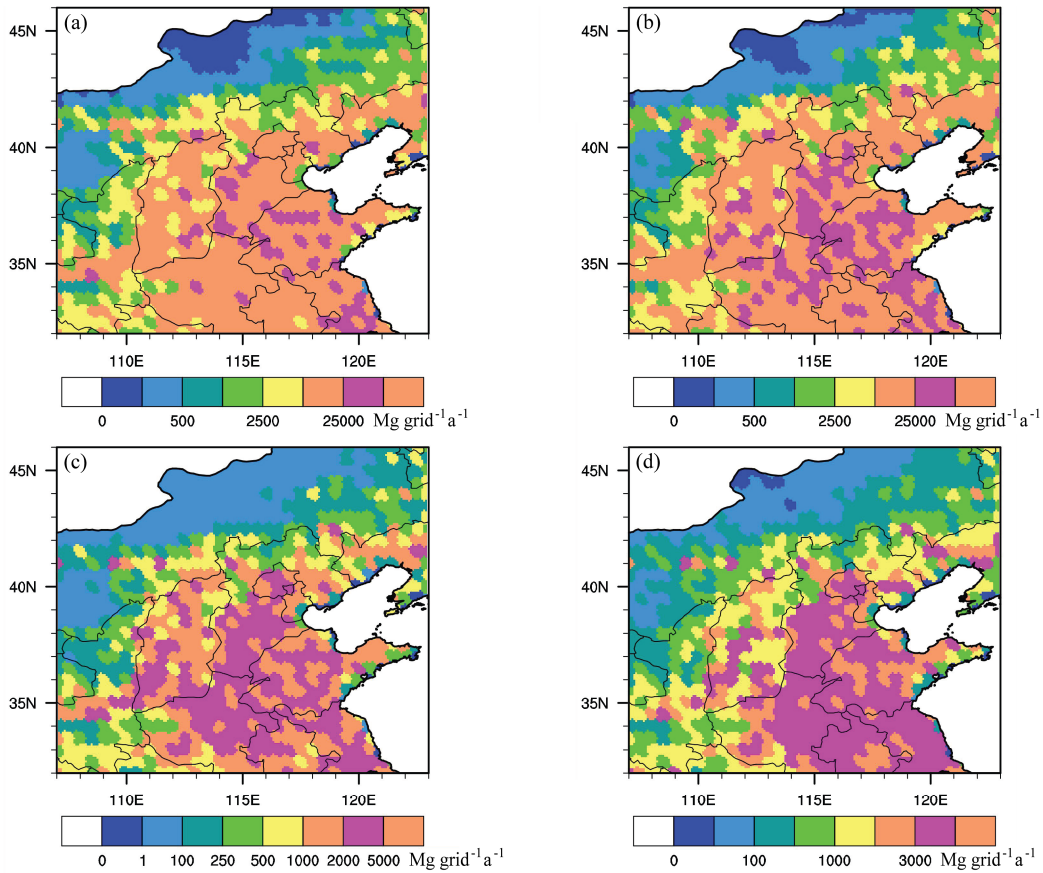


图1 华北地区 (a) PM_{2.5}、(b) PM₁₀、(c) 黑碳 (BC)、(d) 有机碳 (OC) 的分布 (数据来源于 INTEX-B 格点排放清单)

Fig. 1 Distributions of (a) PM_{2.5}, (b) PM₁₀, (c) black carbon (BC), and (d) organic carbon (OC) in North China (analyzed data are derived from yearly INTEX-B Emission Inventories)

的 26.0%，夏季污染输送路径主要为南路、东路和东南路三条；Chen et al. (2008) 认为北京污染与大气环流异常关系密切，高压、连续低压和锋面过程分别对应着污染加剧、污染最重和污染减轻过程；Chen and Wang (2015) 通过气候和环流分析的角度，发现东亚冬季风系统减弱年份，利于华北地区雾霾天气的形成和维持；Zhu et al. (2012) 认为东亚夏季风较弱的年份，华北上空 850 hPa 风场辐合，导致华北地区空气污染加重；Liu et al. (2013) 指出春季 El Niño 由暖位相向冷位相的转变速率，影响随后的东亚夏季风环流，菲律宾海反气旋异常导致华北地区夏季气溶胶光学厚度增加，污染加剧。

北京北部地区受地形影响，地表被农作物、森林、自然保护区覆盖，南部人口、工业密集，易受周边城市（如天津、廊坊、保定、唐山等）污染扩散和输送的影响，所以北部空气质量优于

南部地区(Gao et al., 2014)。本文关注北京南部的污染，利用北京城区污染观测站 2006~2013 年 8 年夏季可吸入颗粒物 PM₁₀ 逐日浓度检测资料，提取污染较重的日子进行合成，分析对比轻重污染当天北京及周边省份风场的差异。本文这样考虑主要基于以下几点原因：首先，前人对北京污染多集中在春、秋、冬季，夏季污染较轻，研究较少 (Wang et al., 2006; Wu et al., 2009; Gao et al., 2015)；其次，多数研究针对个别重污染过程或典型过程，并不能说明普遍问题 (Wang et al., 2004; Ji et al., 2011)；再者，前人涉及风场对污染输送的多基于模式结果或单纯讨论北京局地风场的影响，并进行相关的敏感性试验，较实际情况存在偏差 (Chen et al., 2008; Wang et al., 2010; Lang et al., 2013)。本文通过高密度地面观测风场数据和再分析数据，较详细地分析局地和周边风场、高度场对北京污染的影响，为进一步了解和治理北

京夏季污染提供可靠依据。

2 数据来源及处理

可吸入颗粒物 PM₁₀ 逐日浓度检测资料来自于北京海淀区万柳空气质量自动监测站和市区 12 个国家控点的平均值, 对比两套数据重合时段, 差异不大, 都对北京城区污染情况有很好的代表性。2006~2013 年夏季逐日资料, 共有 736 d。2012 年 2 月 29 日国家出台第三版《环境空气质量标准 (GB3095-2012)》(白爱民, 2013), 在 PM₁₀ 的基础上又添加了 O₃、PM_{2.5}、CO 浓度标准, 其中 PM_{2.5} 的 24 h 平均浓度的一级标准和二级标准分别为 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, PM₁₀ 浓度分别为 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。本文以 PM₁₀ 浓度为参考, 根据 API 选取 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 污染个例的划分标准, 一方面本文主要关注周边风场的变化情况, 在进行区域细分的前提下再对污染个例细分, 讨论过程将复杂化; 另一方面, 考虑夏季污染较其他季节轻, 空气质量为重度污染的天数少 (Cheng et al., 2013), 为确保挑选的样本量足够大, 反映普遍的规律, 以 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 作为划分标准; 再者, 当空气污染指数达到三级或三级以上, 即 PM₁₀ 浓度 > 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 时, 就会对人体或环境产生危害, 分类有现实意义。将 24 h 平均浓度 $\leq 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 定义为非污染日, 24 h 平均浓度 > 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 为污染日, 其中污染日共 110 d, 占总样本的 14.9%。夏季污染较其他季节轻, 一方面夏季不存在供暖, 本地源排放较轻; 其次夏季高温不易形成深厚的逆温, 垂直扩散强烈; 再者受东亚夏季风影响, 气流由湿度高的区域向低的区域吹, 造成北京夏季降水频繁, 占全年降水量的 75% 以上, 有效地减缓污染 (黄荣辉等, 2008; Zhang et al., 2013)。气象资料则用华北地区 444 站一日 4 次风场数据, 时间从 2006~2013 年共 8 年。在数据处理上, 将含有缺测值和无效值站点直接剔除后剩下 315 个站点。结合 JRA-55 再分析数据, 水平分辨率为 1.25° (纬度) \times 1.25° (经度), 分析污染过程中 200 hPa、500 hPa 及 850 hPa 的高度场和风场变化。JRA-55 是 JRA-25 的升级版, 有逐日和逐月数据, 是世界上第一套时长超过 50 年, 包含四维变量同化系统的全球大气再分析数据。这里我们选用逐日再分析数据 (Shinya et al., 2015)。

3 北京及周边夏季平均风场

夏季, 纬向均匀的经向太阳辐射加热差及经向海陆热力差异造成东亚大陆和西北太平洋温度梯度, 引起气压场的变化, 亚洲热带季风环流得以建立, 在此基础上, 受纬向海陆热力差异影响, 形成副热带季风。风场上表现为低纬西南风转变为中纬东南风, 在山东大部、河北东部和天津、北京等地盛行偏东风和东南风。环渤海和山东临海地区, 由于纬向海陆热力差异, 气压梯度较大, 这些地区风速明显较大, 受北京城区粗糙下垫面和北部燕山影响, 北京地区风速明显小于临近的天津; 河北西部太行山阻挡, 使得东西部风场差异明显, 形成一辐合带, 山西地区山地为主, 地形复杂, 受山谷风和地形阻挡影响, 风速普遍较小, 风向比较复杂 (图 2)。

4 污染日当天风场特征

4.1 地面风场特征

本节选取北京城区 2006~2013 年 8 年夏季 PM₁₀ 逐日浓度检测资料 (共 736 d) 及对应时段风场资料, 讨论当空气质量较差时风场的变化情况。如图 3 所示, 北京夏季污染严重时, 华北地区有明显的南风异常, 有利于污染物向北输送, 具体的风场特征如下: 1) 燕山山前偏南风, 有利于山前污染汇聚; 2) 位于北京东南的天津、廊坊、唐山东南风增强, 污染物由东南向往北京输送; 3) 在太行山东南有明显的南风增强带, 与山走势一致, 最大风速达到 1.3 m/s 左右, 该强南风带向南一直延伸到河南境内, 靠近北京地区较弱, 但也有 0.4 m/s, 存在风速辐合, 有利于 PM₁₀ 的聚集。风场变化图可以明显发现 3 条输送通道, 东路、东南路和偏南路, 位于太行山地区的偏南通道, 风场变化最为明显, 对外源输送贡献最大, 环渤海地区风场变化也比较明显, 经过天津, 从东南方向影响北京空气质量, 东路风场变化较小, 但燕山对污染的汇聚作用, 使得这条输送通道同样重要 (苏福庆等, 2004; Zhu et al., 2011)。这些污染物输送通道有利于北京污染爆发。

依据地形和夏季污染输送通道对华北地区进行简单划分 (图 4)。如表 1 所示, 污染日与非污染

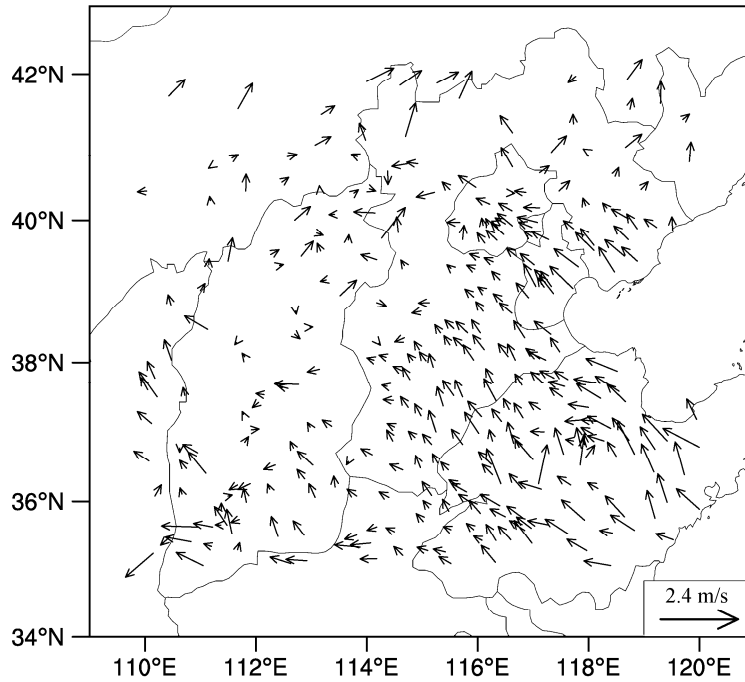


图 2 2006~2013 年夏季平均地表风场#

Fig. 2 Summertime average wind vectors for the period from 2006 to 2013

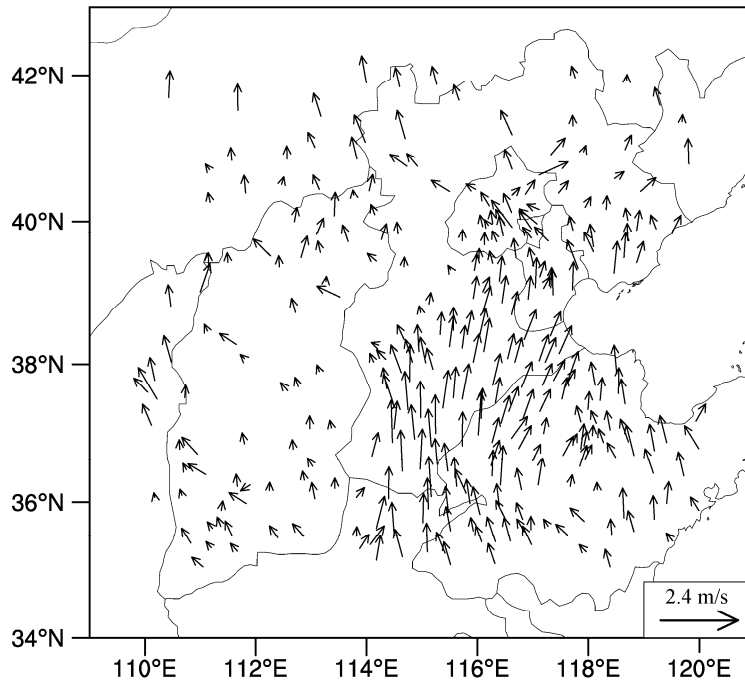


图 3 夏季污染日与非污染日地表风场差值（通过 95% 信度检验）

Fig. 3 Differences in wind vectors between pollution days and non-pollution days in the summer (all vectors shown in the figure pass the 95% confidence test)

日风速都较小，污染情况下，各区风速或增或减，变化不明显 (Zhang et al., 2013)。南风分量的变化较明显，相较于平均值，各地区增量分别为 0.39 m/s、0.37 m/s、0.26 m/s、0.60 m/s 和 0.61 m/s，风速翻番，

太行山一带甚至增长了 541%。各区东风也有不同程度的增减，且以增加居多，增幅较南风小，北京地区东风增加明显，增幅达到 86.3%，但唐山、秦皇岛等东面地区和太行山一带东风增加很小，山

表 1 5 个地区夏季平均非污染日和污染日风速
Table 1 Average wind speeds in the summer for non-pollution days and pollution days

地区	非污染日风速			污染日风速		
	平均风速	南风风速	东风风速	平均风速	南风风速	东风风速
北京城区	1.632	0.159	0.168	1.658	0.621	0.367
河北境内燕山南部	1.703	0.186	0.268	1.741	0.621	0.272
山西大部分地区	1.751	0.109	0.212	1.744	0.415	0.352
河北境内太行山东部	1.802	0.006	0.235	1.759	0.710	0.294
山东大部分地区及河北东南、天津南部	1.990	0.294	0.378	1.970	1.002	0.348

东地区出现负增长，一方面我们区域的划分主要侧重南风输送，对东风的考虑较少；另一方面也可能受海陆风及山谷风的昼夜交替变化影响。

4.2 环流特征

图 5 反应不同高度污染日与非污染日位势高度和风场的异常。850 hPa 高度场主要表现为东西反向变化，在北京西侧地区（如蒙古、贝加尔湖及中国内陆地区）有负的高度场异常，在北京以东的地区有正的高度场异常。东西气压梯度和图 3 中近地表南风异常一致。在 500 hPa 和 200 hPa，高度场异常主要表现为北京和内蒙古上空的高压异

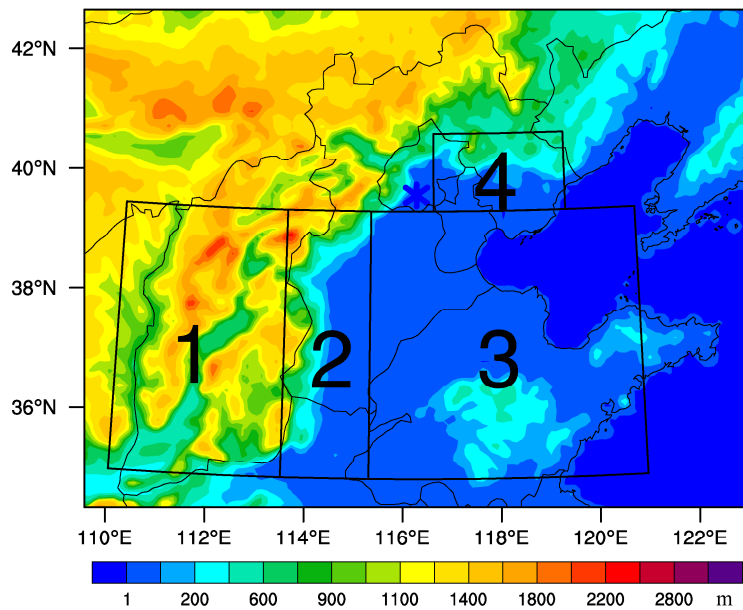


图 4 华北地区地形分布 (1 山西大部分地区; 2 河北境内太行山东部; 3 山东大部分地区及河北东南、天津南部; 4 河北境内燕山南部地区; * 北京城区)

Fig. 4 Topography in Beijing and the surrounding area (1 most of Shanxi, 2 east of Taihang Mountain in Hebei, 3 most of Shandong and southeastern Hebei and southern Tianjin, 4 southern Yanshan Mountain in Hebei, * Beijing urban area)

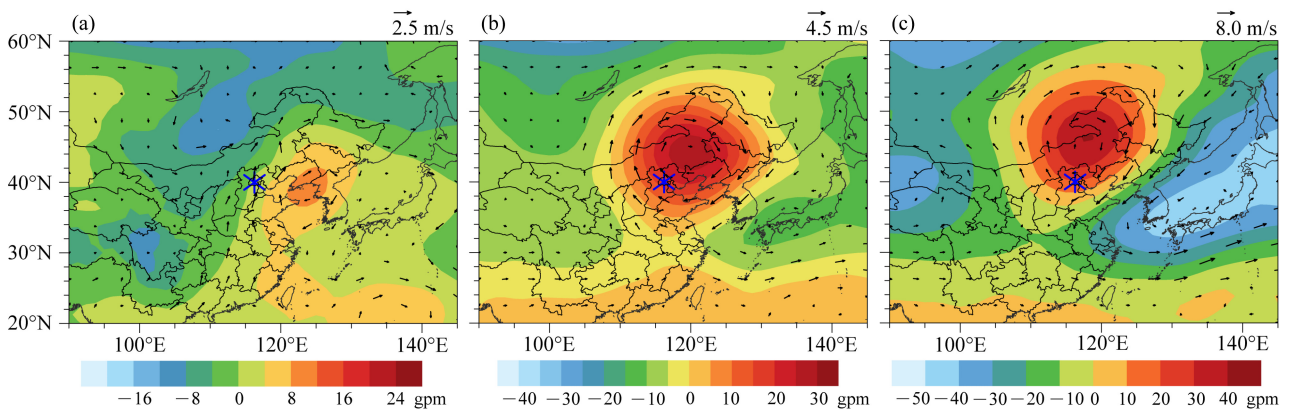


图 5 污染日与非污染日 (a) 850 hPa、(b) 500 hPa、(c) 200 hPa 位势高度场差 (填色) 和风场差 (矢量) 合成图 (*表示北京的位置)

Fig. 5 Composite differences in wind vectors and geopotential height (shadings) between pollution days and non-pollution days (* denotes the location of Beijing) at (a) 850 hPa, (b) 500 hPa, and (c) 200 hPa

常。结果表明, 夏季污染严重的时候, 北京高空主要受高压异常控制, 低层受南风异常控制。

5 北京污染事件伴随的环流演变过程

5.1 地面风场变化

挑选北京城区、近郊 7 个站 ($39.98^{\circ}\text{N} \sim 40.04^{\circ}\text{N}$, $116.05^{\circ}\text{E} \sim 116.65^{\circ}\text{E}$) 污染事件前后 10 天风向、风速进行分析。发现北京城区污染物浓度在四天前开始增加, 两天前增加剧烈, PM_{10} 浓度从 $135 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 增至污染当天 $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 污染后两天又急剧下降, 减至 $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 后波动下降, 呈现单波峰形态。北京城区作为受污染地区, 风场变化较复杂, 污染过程各地区西风比重很小, 静风比重变化不大, 东风风速、风频在前两日出现最小, 后开始增加, 变化与燕山南部一致, 只是幅度较小, 污染结束后, 东风减小但频率依旧增大; 南风在前四天开始增大, 至前两天达到峰值, 早于 PM_{10} 浓度

的峰值, 风频同步增大, 相应的北风风频减小; 风速持续波动减小, 并在前两天达到最小 (图 6)。南风和风速的共同作用, 体现了污染物的汇聚和输送过程, 同时特殊地形对气溶胶的滞留作用, 共同造成北京的污染 (廖晓农等, 2014)。污染过后, 南风风速、风频减少, 东风减小, 来自周边城市的污染输送减小, 北风风频增加, 整体风速增大, 带来清洁空气, 降低污染物浓度, 空气质量好转, 污染过程得以结束 (Zhao et al., 2009)。太行一带南风增加最明显, 风速从 0.05 m/s 增至 0.7 m/s , 南风风频、风速的增加有利于污染物的持续输送, 导致城区污染浓度不断增加。风速变化表现为污染前先减少后增加趋势, 并在污染前第二天左右有一波谷, 山区附近在污染前一天风速增加明显 (图略)。

对比 PM_{10} 浓度 $\leq 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 的空气清洁情况, 南风风频减小剧烈, 北风风频增加, 东风风频也有减小, 风速变化不明显, 基本在 1.6 m/s 附近震荡, 东风明显减小, 南风减小, 且风向由南风变为北风,

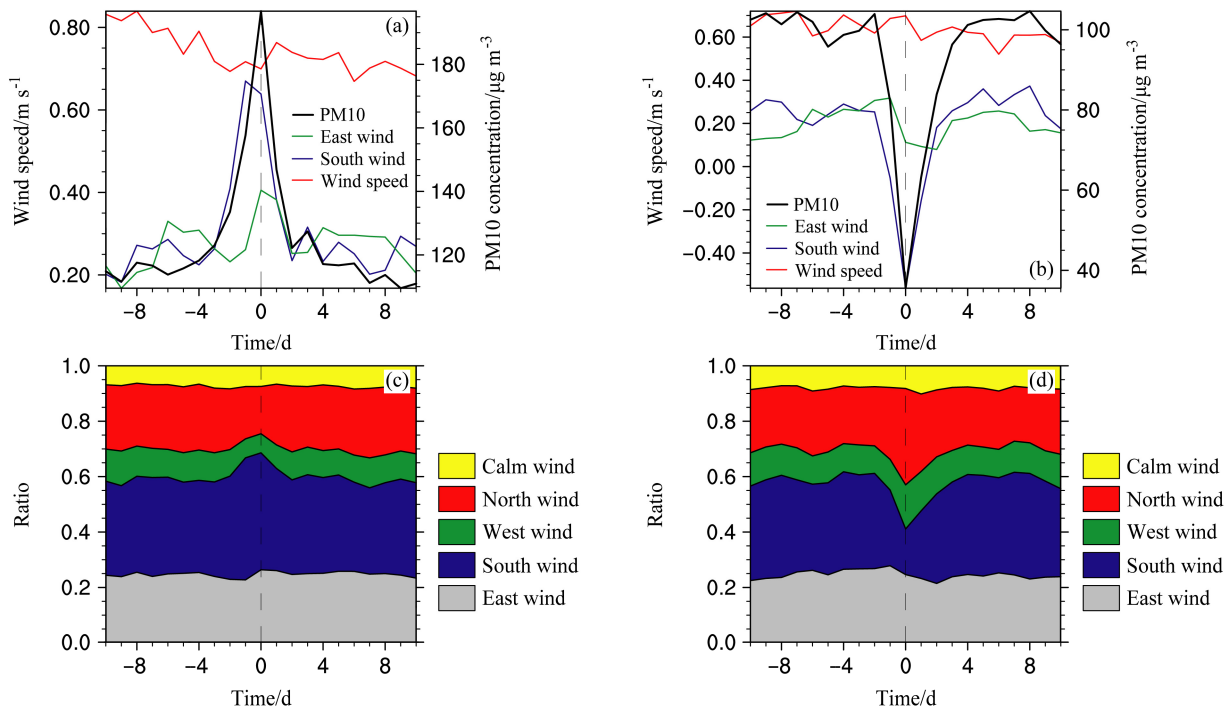


图 6 污染 (当天 PM_{10} 浓度 $> 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 左列) 及清洁 (当天 PM_{10} 浓度 $\leq 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 右列) 前后 10 天风场变化 (0 对应当天情况, 正值对应污染后, 负值对应污染前): (a, b) PM_{10} 和风速、东风、南风随时间变化, (c, d) 静风、东西南北风风向天数占总天数比重随时间的变化。考虑合成风速比对应东风、南风风速大得多, 所以图中风速在原来基础上减小了 1 m/s

Fig. 6 Daily variations of the wind field during pollution (PM_{10} concentration is larger than $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$, left panel) and cleaning process (PM_{10} concentration is less than or equal to $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, right panel). Positive, negative, and zero values corresponds to post-pollution, pre-pollution, and pollution days, respectively): (a, b) PM_{10} concentration, composite wind speed, corresponding easterly and southerly wind speeds and (c, d) the proportions of days with calm wind, east wind, west wind, and south and north wind in the total number of days. Composite wind speeds decrease by 1 m/s compared to the original data

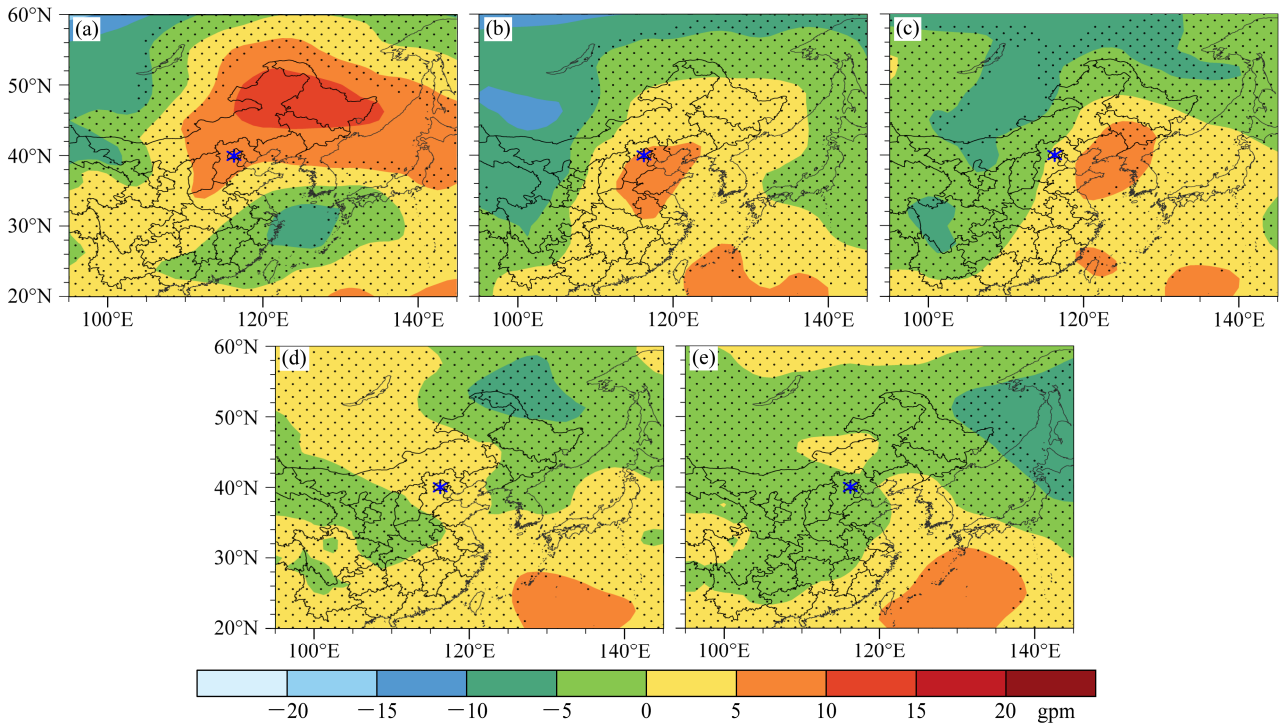


图 7 污染过程 850 hPa 位势高度场与夏季平均位势高度场的差值 (带点区域表示通过 95% 的信度检验, * 为北京的位置): (a) 污染前的第 4 天; (b) 污染前的第 2 天; (c) 污染当天; (d) 污染后的第 2 天; (e) 污染后的第 4 天
Fig. 7 The geopotential height differences between days of pollution and summer average (areas with dots pass 95% confidence test and * represents the location of Beijing): (a) Four days before the pollutions; (b) two days before the pollutions; (c) the days of pollutions; (d) two days after the pollutions; (e) four days after the pollutions

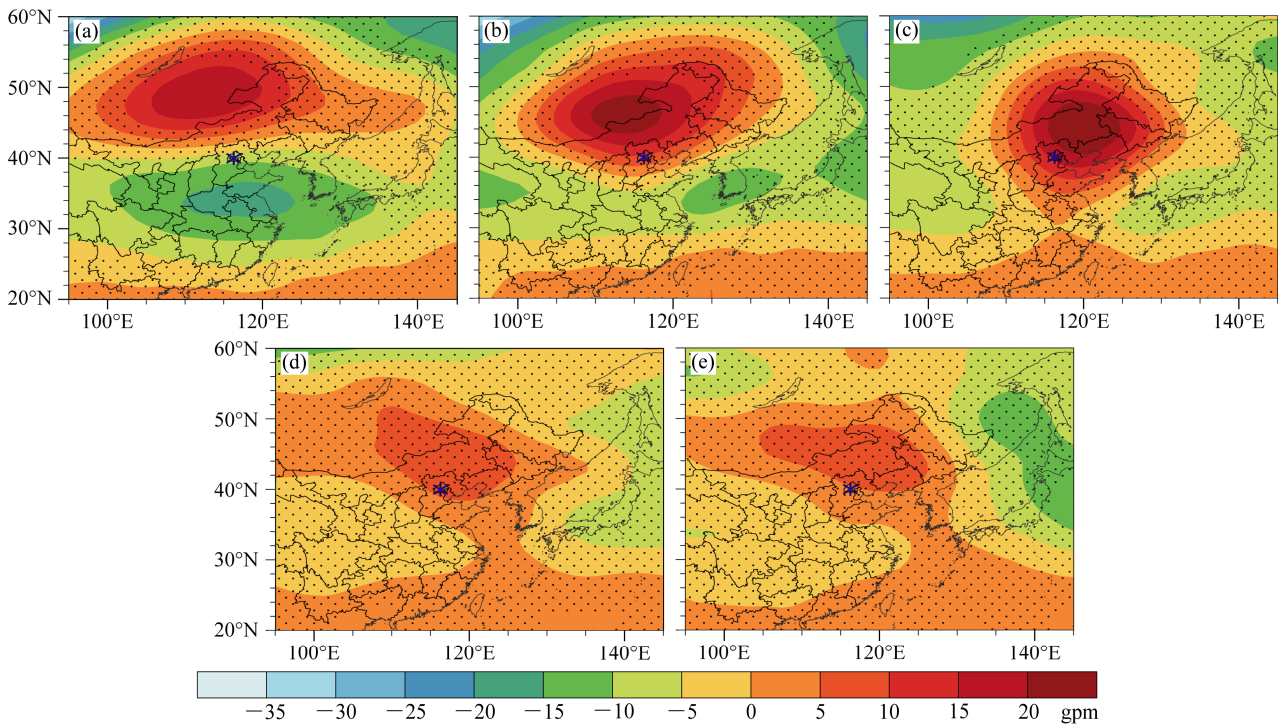


图 8 与图 7 相同, 但是 500 hPa
Fig. 8 Same as Fig. 7, but for 500 hPa

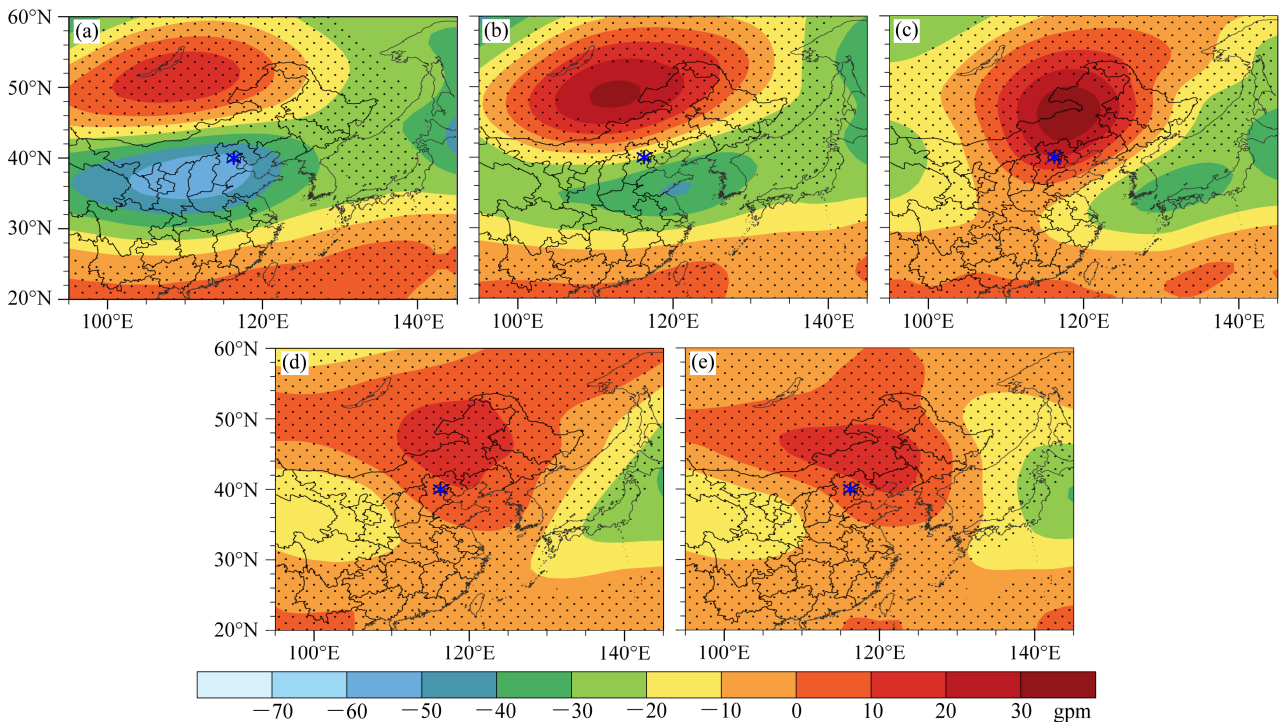


图9 与图7相同, 但为 200 hPa

Fig. 9 Same as Fig. 7, but for 200 hPa

风速达到 0.5 m/s。北风的增强, 将北方干洁空气输送至北京, 导致北京地区 PM₁₀ 浓度小, 空气质量好。

污染过程风速绝对值大小变化很小, 污染日和非污染日的风速对比也很小, 因此风速对夏季污染影响远小于冬季 (Zhang et al., 2013; Wang et al., 2014), 但经向风方向的变化与 PM₁₀ 浓度关系密切, 南风增强污染加剧, 北风增强空气清洁。

5.2 环流场演变特征

在 850 hPa, 污染前第 4 天北京地区受高压异常控制, 中心位于黑龙江, 强度为 16 gpm, 在前 2 天, 高压异常减弱, 北京仍然受弱高压异常控制, 上游低压异常发展。在污染当天, 北京上空高压异常东移, 上游形成低压异常, 北京位于正负高压异常交接处。污染过后, 低压异常逐渐占据北京上空, 无明显的环流形势, 污染过程结束 (见图 7)。

在 500 hPa, 污染爆发前 4 天, 北京位于高压异常南侧, 中心位于蒙古。至前 2 天, 高压异常南下, 且中心强度增大至 20 gpm 以上, 北京地区受高压控制。污染当天, 高压异常继续南下、东移, 强度不变, 较为稳定, 受其影响, 华北、山东一带也被高压控制。污染过后, 高压异常逐渐衰减, 但

北京地区仍受其控制 (见图 8)。

200 hPa 高度场演变特征和 500 hPa 类似。污染发生前 4 天, 经向存在南北正一负型的高度场异常。污染过程, 高压异常不断增强南伸, 使北京受高压控制。污染过后, 高压异常开始减弱东移, 上游地区的低压异常逐渐东伸。总体来说, 200 hPa 和 500 hPa 环流异常东移速度较慢, 类似于阻塞环流异常 (见图 9)。

6 总结

利用华北地区高密度地面台站风场数据和 JRA-55 再分析数据, 对北京城区污染过程风场和高度场进行分析。发现污染当天, 华北地区南风风速、风频普遍明显增大, 太行一带增幅最大, 北京城区东风略有增加, 风速变化不明显, 清洁天趋势相反。风场变化图可以明显发现 3 条输送通道, 东路、东风场变化最为明显, 对外源输送贡献最大, 环渤海地区风场变化也比较明显, 经过天津, 从东南方向影响北京空气质量, 东路风场变化较小, 但燕山对污染的汇聚作用, 使得这条输送通道同样重要。

北京污染过程同时伴随着显著的环流异常。本

文的分析结果表明,夏季污染严重的时候,北京主要受高层高压异常和低层受南风异常控制。在低层,北京西侧地区(如蒙古、俄罗斯贝加尔湖及中国内陆地区)有低压异常,在北京以东的地区有高压异常,北京及华北受南风异常控制。在高层,北京及内蒙古上空有显著的高压异常。

本文中轻度污染个例较多,有利于寻找夏季污染的普遍规律,但因为主要考虑外源输送对北京城区污染的贡献,未讨论本地源排放和光化学反应导致的二次污染过程,及气溶胶的直接、间接效应对局地气候的影响,以及再反馈至夏季 PM10 浓度 (Akimoto, 2003; Lau and Kim, 2006; Wang et al., 2015),得到的结果有一定的局限性。同时,由于用 PM10 浓度作为标准筛选个例分析风场和高度场变化,而夏季风场更有利于 PM2.5 输送,所以围绕 PM10 分析的效果不如 PM2.5 好 (Lang et al., 2013; Hu et al., 2014)。此外,局地气压、温度、湿度等其他气象要素在本文也未涉及。这些会在以后的研究中陆续展开深入。

参考文献 (References)

- Akimoto H. 2003. Global air quality and pollution [J]. *Science*, 302 (5651): 1716–1719, doi: 10.1126/science.1092666.
- 白爱民. 2013. AQI vs API, 新老空气质量标准之对比 [J]. *环境科学导刊*, 32 (6): 95–97.
- Chan C K, Yao X H. 2008. Air pollution in mega cities in China [J]. *Atmos. Environ.*, 42 (1): 1–42, doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.09.003.
- Charron A, Harrison R M, Quincey P. 2007. What are the sources and conditions responsible for exceedences of the 24h PM10 limit value (50 $\mu\text{g m}^{-3}$) at a heavily trafficked London site? [J]. *Atmos. Environ.*, 41 (9): 1960–1975, doi: 10.1016/j.atmosenv.2006.10.041.
- Chen D S, Cheng S Y, Liu L, et al. 2007. An integrated MM5–CMAQ modeling approach for assessing trans-boundary PM10 contribution to the host city of 2008 Olympic summer games—Beijing, China [J]. *Atmos. Environ.*, 41 (6): 1237–1250, doi: 10.1016/j.atmosenv.2006.09.045.
- Chen H P, Wang H J. 2015. Haze days in North China and the associated atmospheric circulations based on daily visibility data from 1960 to 2012 [J]. *J. Geophys. Res.*, 120 (12): 5895–5909, doi: 10.1002/2015JD023225.
- Chen Z H, Cheng S Y, Li J B, et al. 2008. Relationship between atmospheric pollution processes and synoptic pressure patterns in northern China [J]. *Atmos. Environ.*, 42 (24): 6078–6087, doi: 10.1016/j.atmosenv.2008.03.043.
- Cheng Z, Jiang J K, Fajardo O, et al. 2013. Characteristics and health impacts of particulate matter pollution in China (2001–2011) [J]. *Atmos. Environ.*, 65: 186–194, doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.10.022.
- Furuta N, Iijima A, Kambe A, et al. 2005. Concentrations, enrichment and predominant sources of Sb and other trace elements in size classified airborne particulate matter collected in Tokyo from 1995 to 2004 [J]. *J. Environ. Monit.*, 7 (12): 1155–1161, doi: 10.1039/B513988K.
- Gao J J, Tian H Z, Cheng K, et al. 2014. Seasonal and spatial variation of trace elements in multi-size airborne particulate matters of Beijing, China: Mass concentration, enrichment characteristics, source apportionment, chemical speciation and bioavailability [J]. *Atmos. Environ.*, 99: 257–265, doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.08.081.
- Gao J J, Tian H Z, Cheng K, et al. 2015. The variation of chemical characteristics of PM2.5 and PM10 and formation causes during two haze pollution events in urban Beijing, China [J]. *Atmos. Environ.*, 107: 1–8, doi: 10.1016/j.atmosenv.2015.02.022.
- Guo Y M, Li S S, Tian Z X, et al. 2013. The burden of air pollution on years of life lost in Beijing, China, 2004–08: Retrospective regression analysis of daily deaths [J]. *BMJ*, 347: f7139, doi: 10.1136/bmj.f7139.
- Hu J L, Wang Y G, Ying Q, et al. 2014. Spatial and temporal variability of PM2.5 and PM10 over the North China Plain and the Yangtze River Delta, China [J]. *Atmos. Environ.*, 95: 598–609, doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.07.019.
- 黄荣辉, 顾雷, 陈际龙, 等. 2008. 东亚季风系统的时空变化及其对我国气候异常影响的最近研究进展 [J]. *大气科学*, 32 (4): 691–719.
- Huang Ronghui, Gu Lei, Chen Jilong, et al. 2008. Recent progresses in studies of the temporal–spatial variations of the East Asian monsoon system and their impacts on climate anomalies in China [J]. *Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese)*, 32 (4): 691–719, doi: 10.3878/j.issn.1006-9895.2008.04.02.
- Ji D S, Wang Y S, Wang L L, et al. 2011. Analysis of heavy pollution episodes in selected cities of northern China [J]. *Atmos. Environ.*, 50: 338–348, doi: 10.1016/j.atmosenv.2011.11.053.
- Lang J L, Cheng S Y, Li J B, et al. 2013. A monitoring and modeling study to investigate regional transport and characteristics of PM2.5 pollution [J]. *Aerosol Air Qual. Res.*, 13 (3): 943–956, doi: 10.4209/aaqr.
- Lau K M, Kim K M. 2006. Observational relationships between aerosol and Asian monsoon rainfall, and circulation [J]. *Geophys. Res. Lett.*, 33 (21): L21810, doi: 10.1029/2006GL027546.
- Lei Y, Zhang Q, He K B, et al. 2011. Primary anthropogenic aerosol emission trends for China, 1990–2005 [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 11 (3): 931–954, doi: 10.5194/acp-11-931-2011.
- 廖晓农, 张小玲, 王迎春, 等. 2014. 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*, 35 (6): 2031–2044.
- Liao Xiaonong, Zhang Xiaoling, Wang Yingchun, et al. 2014. Comparative analysis on meteorological condition for persistent haze cases in summer and winter in Beijing [J]. *Environmental Science (in Chinese)*, 35 (6): 2031–2044, doi: 10.13227/j.hjcx.2014.06.001.
- Liu Y K, Liu J F, Tao S. 2013. Interannual variability of summertime aerosol optical depth over East Asia during 2000–2011: A potential influence from El Niño Southern Oscillation [J]. *Environ. Res. Lett.*, 8 (4): 044034, doi: 10.1088/1748-9326/8/4/044034.
- Okuda T, Kato J, Mori J, et al. 2004. Daily concentrations of trace metals in aerosols in Beijing, China, determined by using inductively coupled plasma mass spectrometry equipped with laser ablation analysis, and source identification of aerosols [J]. *Sci. Total Environ.*, 330 (1–3): 145–158, doi: 10.1016/j.scitotenv.2004.04.010.
- Okuda T, Katsuno M, Naoi D, et al. 2008. Trends in hazardous trace metal

- concentrations in aerosols collected in Beijing, China from 2001 to 2006 [J]. *Chemosphere*, 72 (6): 917–924, doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.03.033.
- Shinya K, Yukinari O, Yayoi H, et al. 2015. The JRA-55 reanalysis: General specifications and basic characteristics [J]. *Journal of the Meteorological Society of Japan*, 93 (1): 5–48, doi:10.2151/jmsj.2015-001.
- 苏福庆, 任阵海, 高庆先, 等. 2004. 北京及华北平原边界层大气中污染物的汇聚系统——边界层输送汇 [J]. *环境科学研究*, 17 (1): 21–25, 33. Su Fuqing, Ren Zhenhai, Gao Qingxian, et al. 2004. Convergence system of air contamination in boundary layer above Beijing and North China: Transportation convergence in boundary layer [J]. *Research of Environmental Sciences (in Chinese)*, 17 (1): 21–25, 33, doi: 10.3321/j.issn:1001-6929.2004.01.004.
- Wang F, Chen D S, Cheng S Y, et al. 2010. Identification of regional atmospheric PM10 transport pathways using HYSPLIT, MM5-CMAQ and synoptic pressure pattern analysis [J]. *Environ. Modell. Softw.*, 25 (8): 927–934, doi: 10.1016/j.envsoft.2010.02.004.
- Wang L L, Zhang N, Liu Z R, et al. 2014. The influence of climate factors, meteorological conditions, and boundary-layer structure on severe haze pollution in the Beijing–Tianjin–Hebei region during January 2013 [J]. *Adv. Meteor.*, 685971, doi: 10.1155/2014/685971.
- Wang T J, Zhuang B L, Li S, et al. 2015. The interactions between anthropogenic aerosols and the East Asian summer monsoon using RegCCMS [J]. *J. Geophys. Res.*, 120 (11): 5602–5621, doi: 10.1002/2014JD022877.
- Wang Y, Zhuang G S, Sun Y L, et al. 2006. The variation of characteristics and formation mechanisms of aerosols in dust, haze, and clear days in Beijing [J]. *Atmos. Environ.*, 40 (34): 6579–6591, doi: 10.1016/j.atmosenv.2006.05.066.
- Wang Y Q, Zhang X Y, Arimoto R, et al. 2004. The transport pathways and sources of PM10 pollution in Beijing during spring 2001, 2002 and 2003 [J]. *Geophys. Res. Lett.*, 31(14): L14110, doi: 10.1029/2004GL019732.
- Wu Z J, Hu M, Shao K S, et al. 2009. Acidic gases, NH₃ and secondary inorganic ions in PM10 during summertime in Beijing, China and their relation to air mass history [J]. *Chemosphere*, 76 (8): 1028–1035, doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.04.066.
- Zhang Q, Streets D G, Carmichael G R, et al. 2009. Asian emissions in 2006 for the NASA INTEX-B mission [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 9 (14): 5131–5153, doi: 10.5194/acp-9-5131-2009.
- Zhang R, Jing J, Tao J, et al. 2013. Chemical characterization and source apportionment of PM2.5 in Beijing: Seasonal perspective [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 13 (14): 7053–7074, doi: 10.5194/acp-13-7053-2013.
- Zhang X L, Huang Y B, Zhu W Y, et al. 2013. Aerosol characteristics during summer haze episodes from different source regions over the coast city of North China Plain [J]. *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer*, 122: 180–193, doi: 10.1016/j.jqsrt.2012.08.009.
- 赵普生, 徐晓峰, 孟伟, 等. 2012. 京津冀区域霾天气特征 [J]. *中国环境科学*, 32 (1): 31–36. Zhao Pusheng, Xu Xiaofeng, Meng Wei, et al. 2012. Characteristics of hazy days in the region of Beijing, Tianjin, and Hebei [J]. *China Environmental Science (in Chinese)*, 32 (1): 31–36, doi: 10.3969/j.issn.1000-6923.2012.01.005.
- Zhao P S, Zhang X L, Xu X F, et al. 2011. Long-term visibility trends and characteristics in the region of Beijing, Tianjin, and Hebei, China [J]. *Atmos. Res.*, 101 (3): 711–718, doi: 10.1016/j.atmosres.2011.04.019.
- Zhao X J, Zhang X L, Xu X F, et al. 2009. Seasonal and diurnal variations of ambient PM2.5 concentration in urban and rural environments in Beijing [J]. *Atmos. Environ.*, 43 (18): 2893–2900, doi: 10.1016/j.atmosenv.2009.03.009.
- Zhu J L, Liao H, Li J P. 2012. Increases in aerosol concentrations over eastern China due to the decadal-scale weakening of the East Asian summer monsoon [J]. *Geophys. Res. Lett.*, 39 (9): L09809, doi: 10.1029/2012GL051428.
- Zhu L, Huang X, Shi H, et al. 2011. Transport pathways and potential sources of PM10 in Beijing [J]. *Atmos. Environ.*, 45 (3): 594–604, doi: 10.1016/j.atmosenv.2010.10.040.