

王继康,花丛,桂海林,等,2017.2016 年 1 月我国中东部一次大气污染物传输过程分析[J].气象,43(7):804-812.

2016 年 1 月我国中东部一次大气 污染物传输过程分析*

王继康 花 丛 桂海林 张恒德

国家气象中心,北京 100081

提 要: 利用常规气象数据和空气质量模式 CAMx 对 2016 年 1 月 15—19 日一次冷空气影响下郑州、武汉、南京的大气污染物传输过程进行了分析。观测发现,本次过程中武汉和南京在地面锋线到达后出现明显的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的快速增长。通过分析发现,两地在 1000~950 hPa 高度层上偏北风的侵入带来上风向的大气污染物,同时在垂直方向上锋区内的稳定性层结抑制了大气污染物的扩散,两种作用共同导致污染物快速增长。在冷空气主体影响下,尤其是 950~900 hPa 高度层上弱风区消失后,污染物得到清除。大气污染物的传输作用主要发生在 1000~950 hPa 高度上。模式 $\text{PM}_{2.5}$ 来源示踪模拟结果表明,武汉(17 日夜至 18 日)和南京(17 日夜)在本次污染物快速增长过程中区域污染物输入的贡献在 51% 和 58% 左右。由于模式对 $\text{PM}_{2.5}$ 传输过程的低估,区域输送贡献率仍存在不确定性。但是,与 1 月 15—19 日平均相比, $\text{PM}_{2.5}$ 的本地贡献明显减少,上风区域贡献明显增加。

关键词: 污染传输,冷空气, $\text{PM}_{2.5}$ 来源

中图分类号: P458,X16

文献标志码: A

DOI: 10.7519/j.issn.1000-0526.2017.07.004

Transport of $\text{PM}_{2.5}$ of the Haze Pollution Episode over Mid-Eastern China in January 2016

WANG Jikang HUA Cong GUI Hailin ZHANG Hengde

National Meteorological Centre, Beijing 100081

Abstract: A haze pollution event hit mid-eastern China in January 2016. During the haze episode, concentrations of $\text{PM}_{2.5}$ in Wuhan and Nanjing increased by three times in several hours. The meteorological observations and simulated data from an air quality model (CAMx) were used to analyze the transport of $\text{PM}_{2.5}$ in this haze episode. The observations revealed that there were northerly winds in 1000—950 hPa and stable layer in the frontal zone above the two cities during the pollution period. Northerly winds in 1000—950 hPa transported pollutants to the cities, and stable layer in the frontal zone suppressed vertical diffusion of pollutants on the surface. Thus, the transport and the stable layer jointly caused the rapid increase of $\text{PM}_{2.5}$ concentrations in the two cities. The pollution was cleared after the main cold air arrived, especially after the weak wind zone in the frontal zone moved. The simulation data showed that local contribution to the two cities in the severe pollution progress was less than the average value from 15 to 19 January. The transport contribution to $\text{PM}_{2.5}$ in Wuhan and Nanjing was 51% and 58%, respectively. The transport contribution rate was not very certain, because the model underestimated the transport of $\text{PM}_{2.5}$.

Key words: transport of pollutants, cold air, source-apportionment of $\text{PM}_{2.5}$

* 气象预报预测业务与科研结合专项(CMAHX20160601)、公益性行业(环保)科研专项(201509001)和国家重点研发计划项目(2016YFC0203301)共同资助

2016 年 11 月 30 日收稿; 2017 年 4 月 21 日收修定稿

第一作者:王继康,主要从事环境气象预报模拟工作. Email: wjk_1990@126.com

引言

近年来,在人为污染物高排放(Richter et al, 2005; Zhang et al, 2009)和不利气象条件(张志刚等, 2009; Horton et al, 2014; Tai et al, 2012)共同作用下,我国中东部地区出现多次大范围的持续性污染天气(尉鹏等, 2015; 郭蕊等, 2016)。这种污染性天气呈现出显著的区域性、复合型特征,其主要污染物为大气细颗粒物($PM_{2.5}$)。 $PM_{2.5}$ 不仅严重影响空气质量,直接影响人体健康,而且在其传输转化过程中影响区域大气环境,甚至影响全球气候变化(Ostro et al, 1999; Haywood et al, 1999)。有学者针对中国中东部重污染天气的天气学成因做了一系列研究。如饶晓琴等(2008)对2007年2月5日我国中东部大范围霾天气进行了综合分析,研究表明前倾槽结构和逆温层结为霾的形成提供了有利条件,大气混合层高度的变化、地面相对湿度对霾的生消有很好的指示作用。何立富等(2006)、张恒德等(2011)分别分析了华北和华东地区冬季持续性大雾过程的热力和动力成因。吴兑等(2006)对珠江三角洲霾天气造成的能见度下降、霾天气近地层输送条件及造成霾天气的气溶胶特征等方面进行了详细分析。吕翔等(2015)对徐州及周边持续性霾过程进行了季节特征分析。

大气污染物长距离传输也是空气污染形成的重要原因之一(徐祥德等, 2004; 张志刚等, 2004)。关于北京细颗粒物来源的研究表明,周边地区的污染物排放是北京颗粒物形成的重要原因(范清等, 2007; Zhang et al, 2006)。Streets et al(2007)利用模型对2008年夏季北京的模拟结果表明,周边地区对北京颗粒物的贡献达34%。Wang et al(2014)利用CAMx模式对上海市2010年11月重污染过程进行来源解析发现,外来源对上海市中心 $PM_{2.5}$ 贡献接近50%。郭英莲等(2014)对武汉地区连续两次严重雾霾天气分析认为污染物随700 hPa以下的水平气流进入武汉地区,在局地水汽增加、近地层弱上升和下沉气流维持对峙,以及低层逆温和盆地地形共同作用下形成雾霾天气。朱彬等(2010)对南京及周边地区一次严重空气污染过程分析,认为在苏中、苏北地区秸秆焚烧产生的大气污染物的输送和不利污染扩散的边界层条件导致了本次严重污染。

以上研究多针对特定地区的重污染形成的天气

学成因和传输作用,而较少地关注大范围重污染过程中的传输作用。本文针对2016年1月中旬我国中东部的一次大范围污染过程,利用大气成分观测资料和常规气象资料分析污染的成因,并利用空气质量模式,定量地分析重污染过程中传输作用的贡献。

1 数据来源与模式验证

1.1 数据来源与分析方法

本文中使用的 $PM_{2.5}$ 浓度数据均来自于中国环境监测总站每日公布的环境监测数据(<http://106.37.208.233:20035/>)。气象数据来自于中国气象局常规气象观测。本文中使用的场、气压场、温度场均来自于NCEP再分析天气分析数据。

研究中采用CAMx模式对中国区域空气质量进行模拟,并利用颗粒物源示踪技术(PSAT)分析污染物来源。CAMx模式是美国Environ公司开发的空气质量模式(ENVIRON, 2014)。PSAT是在模式中加入示踪变量,以标记不同来源的污染物。该方法不仅可以快速高效地进行源解析,而且相对于模式中其他源解析方法避免了二次污染物的非线性变化带来的误差(Koo et al, 2009)。PSAT技术在我国污染物来源及输送研究上得到广泛的应用(王继康等, 2014; 薛文博等, 2014; Gao et al, 2015)。

本次模拟采用中尺度气象模式WRF(version 3.5)为CAMx提供气象场驱动(Skamarock et al, 2008)。本次模拟过程中,模拟区域采用两层嵌套,其中第一层水平分辨率为24 km,第二层水平分辨率为8 km,垂直层次为27层。第一层覆盖中国及其周边地区,第二层主要包括中国中东部地区(图1)。WRF模式的初始和边界输入数据为NCEP(美国国家环境预报中心)提供的FNL(全球再分析资料);下垫面资料来自于MODIS下垫面分类资料;边界层方案为YSU。

本研究中,污染物人为源清单中国区域部分采用清华大学2012年0.25°分辨率的MEIC排放源清单(<http://www.meicmodel.org/>),中国区域外采用2006年0.5°分辨率的INTEX-B排放源清单。在模式模拟过程中考虑了源排放的日变化和季节变化(Wang et al, 2010)。考虑到今年污染源的变化参考相关环境统计数据(中华人民共和国环境保护

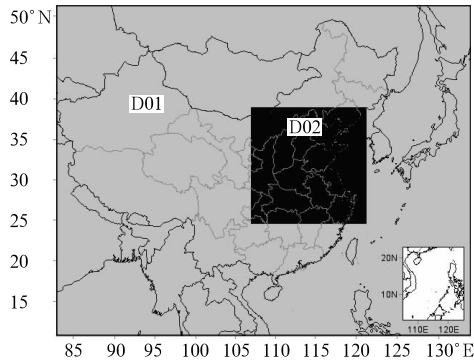


图 1 模型区域设置
(浅色区域 D01 为第一层,深色
区域 D02 为第二层)
Fig.1 Domain set of the model
(Light-colored area, D01, is the first level;
dark-colored area, D02, is the second level)

部,2016),并且参考(Hu et al,2014)的方法基于敏感性分析工具对污染源进行了调整。天然源气体排放情况采用 SMOKE-BEIS3 模式计算(Houyoux and Vukovich,2010)。本次模拟过程中选用 SA-PRC07TC 化学机理进行模拟。为减少污染物初始条件对于模式的影响,本次模拟过程提前一周对 1 月 15—19 日过程进行模拟计算,并只取污染过程中的模拟示踪数据进行验证分析。示踪区域针对第一层网格进行设置,包括:中东部各个省份(14 个省份)、东北地区、西北地区、西南地区、华南地区和国外共分为 19 个区域。CAMx 模式中 PSAT 技术在模拟计算过程中,第二层网格可以从第一层网格中读取地理标识对污染排放物质进行示踪。由于两层网格之间的污染物可以通过第二层网格的边界进行相互交换,因此第二层网格示踪结果中包含所有被标识省份的信息。

1.2 模式验证

通过郑州 $PM_{2.5}$ 模拟值与观测值的对比(表 1 和图 2)可以看出,模式可以很好地反映郑州本次重污染过程,相关系数为 0.93。模拟值存在高估,标准化误差 NMB 为 0.11,主要是由于污染发展前期和污染清除后,模式存在高估。由于污染源的不确定性等因素,导致模拟值与观测值之间存在一定的误差。但是,对于本次过程的峰值浓度和污染持续时间把握都较好。

对于武汉和南京 $PM_{2.5}$ 浓度的整体模拟效果不如对于郑州的模拟效果,相关系数分别为 0.66 和

0.80。由图 2 可以看出,主要由于在 17 日夜间两地污染物突增的过程中模拟值低于实际值。因此,模式对于两地本地污染的过程反映能力好于对本次污染快速增长过程的反映能力。模式对于两地 $PM_{2.5}$ 突增过程的低估,会导致计算 $PM_{2.5}$ 来源时,对于外

表 1 $PM_{2.5}$ 模拟效果统计参数
Table 1 The statistical analysis of observed
and simulated data

	郑州	武汉	南京
N	122	122	118
$C_s/\mu g \cdot m^{-3}$	127	151	88
$C_o/\mu g \cdot m^{-3}$	122	168	107
MB	4.29	-17	-17
NMB	0.11	-0.06	-0.11
$RMSE$	30	66	37
r	0.93	0.66	0.80

注:评估时段为 1 月 15—19 日, N 为样本个数, C_s 为模拟平均浓度,
 C_o 为观测平均浓度, MB 为平均误差, NMB 为标准化平均误差,
 $RMSE$ 为均方根误差, r 为相关系数。
Note: The assessed period is in 15—19 January, N is number of samples,
 C_s is the simulated average concentration, C_o is the observed average concentration, MB is mean deviation, NMB is standardized mean deviation, $RMSE$ is root mean square error, r is the correlation coefficient.

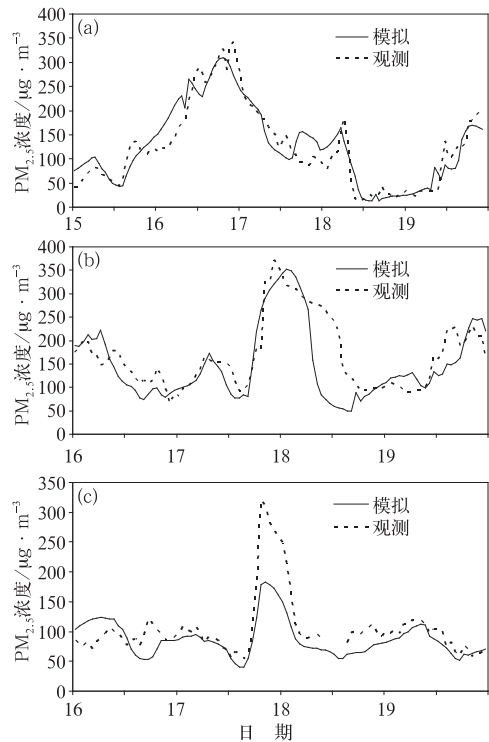


图 2 2016 年 1 月 15—19 日郑州(a)、武汉(b)、
南京(c) $PM_{2.5}$ 模拟与观测对比
Fig.2 Observed vs. simulated concentrations
of $PM_{2.5}$ in Zhengzhou, Wuhan and Nanjing
during 15—19 January 2016

来源贡献的低估。

模式对于区域 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分布的模拟基本能反映出本次过程中 $\text{PM}_{2.5}$ 由华北、黄淮地区向南迁移的趋势(图3)。模式对于16日的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度分布模拟整体较好,对于河南中北部的高浓度区域略有低估。但是,17日各站点平均浓度的分布来看,模式对于河南中南部的高值区域存在低估,说明模式对于 $\text{PM}_{2.5}$ 传输过程存在低估。

2 重污染及其天气过程概述

2016年1月15—19日,华北、黄淮、江汉、江南北部等地自北向南依次出现重污染过程。其中,郑州在16日夜间至17日凌晨污染达到最重($\text{PM}_{2.5}$ 浓度超过 $300 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$),武汉和南京在17日夜间出现 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的快速增长,污染达到最重($\text{PM}_{2.5}$ 浓

度超过 $300 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)(图4)。以上 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的变化,呈现出明显的自北向南逐步发展的过程。在污染发展过程中,武汉 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度在7 h之内由 $93 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 增至 $372 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$,南京 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度在4 h之内由 $55 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 增至 $321 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 。两地 $\text{PM}_{2.5}$ 的增长速度明显快于郑州等华北、黄淮地区城市的 $\text{PM}_{2.5}$ 增长速度。而且武汉中度污染以上时间持续23 h,南京持续10 h。两地中度污染以上持续时间短于郑州(42 h)。

1月15—16日,500 hPa 高度上华北、黄淮等地受平直西风气流控制(图5)。地面等压线稀疏,华北至黄淮一带位于弱低压辐合区中。850 hPa 高度上16日等高线稀疏,存在弱的暖平流(图6a)。受静稳天气形势影响,污染物浓度开始增长,15—16日上述地区多个站点 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度水平达到重度污染(图3)。

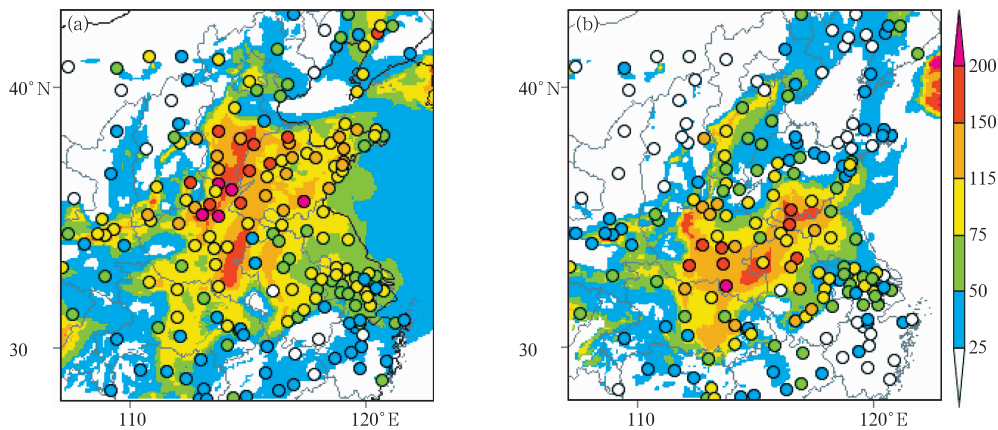


图3 2016年1月16日(a)和17日(b) $\text{PM}_{2.5}$ 平均浓度的模拟值(填色)与观测值(圆点)对比(单位: $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$)

Fig. 3 Distribution of observed vs. simulated concentrations (unit: $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) of $\text{PM}_{2.5}$ on 16 (a) and 17 (b) January 2016

16日夜间开始,在高空冷涡的引导下,冷空气由偏北路径南下,地面冷锋于36 h内推进至江南北部。至18日早晨,华北黄淮上空500 hPa 高度上等高线经向度加大,850 hPa 高度上存在明显的冷平流(图6b)。冷空气过后,全国大部分地区气温普遍下降 $4 \sim 8^\circ\text{C}$,为一次中等强度冷空气过程(江琪等,2016)。受此次冷空气影响,重污染带向南迁移(图3),武汉和南京 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度也依次出现一次快速增长的过程。

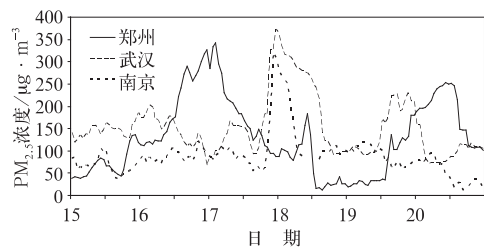


图4 2016年1月15—20日 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度时序图
Fig. 4 $\text{PM}_{2.5}$ concentration variation in Zhengzhou, Wuhan and Nanjing during 15—20 January 2016

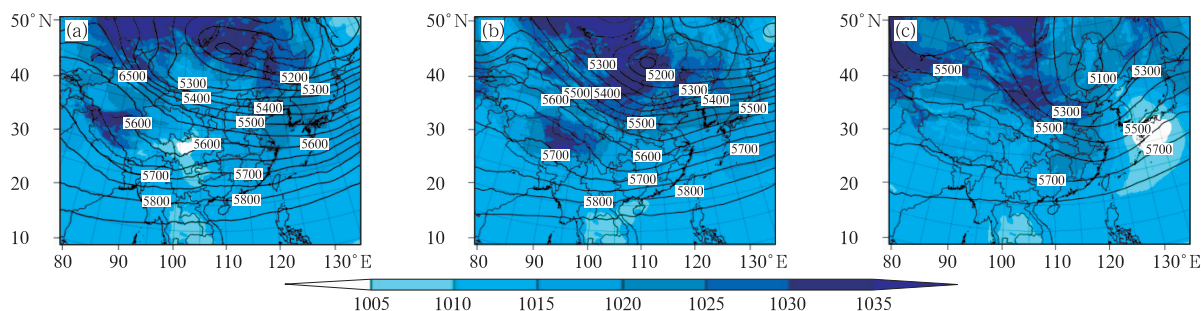


图 5 2016 年 1 月 15 日 08 时(a)、16 日 08 时(b)和 18 日 08 时(c) 500 hPa 位势

高度场(实线,单位:dagpm)和海平面气压(填色,单位:hPa)

Fig. 5 SLP (shaded, unit: hPa) and the 500 hPa geopotential height (contour, unit: dagpm)

at 08:00 BT 15 (a), 08:00 BT 16 (b), 08:00 BT 18 (c) January 2016

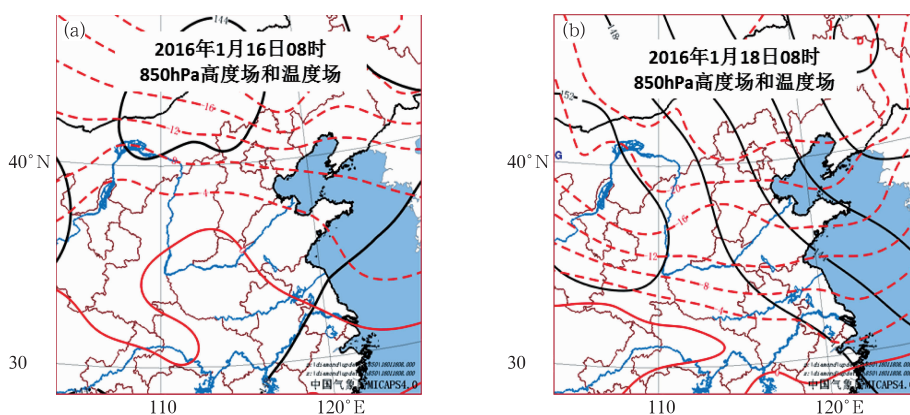


图 6 2016 年 1 月 16 日 08 时(a)和 18 日 08 时(b)850 hPa 位势高度场(黑色实线

为等高线,间隔为 40 gpm)和温度场(红色线为等温线,间隔为 4℃)

Fig. 6 Temperature (red line, interval for 4℃) and geopotential height

(black solid line, interval for 40 gpm) at 850 hPa on 08:00 BT 16 (a)

and 08:00 BT 18 (b) January 2016

3 地面气象要素要素与边界层输送特征分析

3.1 地面气象要素分析

从地面 2 m 温度变化(图 7a)来看,郑州、武汉和南京受冷空气影响均出现明显的降温,降温之后对应着污染物浓度的突增。郑州于 16 日中午前后开始降温,24 h 降温幅度为 8℃,其 $PM_{2.5}$ 浓度在 16 日下午开始升高。武汉和南京于 17 日下午开始降温,两地 $PM_{2.5}$ 浓度在 17 日夜间突增(图 4)。武汉和南京污染物浓度的增加略滞后于降温过程。

受冷空气影响,郑州、武汉和南京气压变化与温度变化同步。从三地 24 h 变压(图 7b)来看:郑州于

16 日中午开始由负变压转为正变压(16 日 24 h 最大变压为 +4 hPa);武汉于 17 日上午开始由负变压

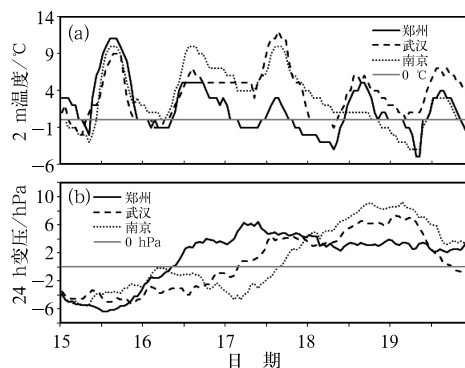


图 7 2016 年 1 月 15—19 日温度变化(a)

和 24 h 变压(b)

Fig. 7 The 2 m temperature (a) and the variation of pressure in 24 h (b) during 15—19 January 2016

转为正变压(17日24h最大变压为+4.4 hPa);南京于17日下午开始出现正变压(17日24h最大变压为+4.9 hPa)。三地变压变化和温度变化表明,冷锋在16日中午前后、17日上午和下午别在郑州、武汉和南京过境(朱乾根等,2007)。紧随冷锋过境之后,三地均有 $PM_{2.5}$ 浓度升高的过程。

综上所述,本次郑州 $PM_{2.5}$ 浓度的增长和武汉、南京 $PM_{2.5}$ 浓度的快速增长过程,均紧跟地面冷锋影响的之后出现。

3.2 边界层输送特征分析

在 $PM_{2.5}$ 浓度突增的过程中,从武汉和南京的风速和风向的垂直分布(图8中风羽图)来看,1000~975 hPa近地层高度上和地面风向在17日下午开始均转为偏北风。但是,在17日夜间至18日凌晨950~900 hPa高度上(图8中红框中区域)风速较小,偏北分量小于1000~950 hPa的偏北分量。而此时850 hPa以上以西风为主,风速大于1000~950 hPa的风速。污染发展过程中,1000~950 hPa较强的偏北风为上游大气污染物的输入提供有利条件。

从两地温度和相对湿度的垂直结构来看,污染发展过程中,900 hPa以下高度在17日夜间均有不同程度的降温,但是不同高度开始降温的时间和降温幅度都不同。开始降温的时间随高度的增加而延后。这使得,在污染发展过程中,950 hPa以下形成稳定的大气层结。稳定的大气层结为污染的发展提供了较好的静稳条件。

污染清除过程中,18日下午开始1000~950 hPa、950~900 hPa及以上高度上风速都有不同程度的加大,偏北分量增大。同时,900 hPa以上高度也出现明显的降温。不同高度上一致的偏北风和明显的降温标志着冷空气主体开始影响两地。主体冷空气的到来对污染物起到明显的清除作用。主体冷空气到达武汉的时间晚于到达南京的时间,导致武汉950~900 hPa高度层上的弱风区持续时间长于南京,最终导致武汉中度污染持续时间也长于南京。

为进一步分析大气污染物传输作用的垂直分布,本文给出了武汉上空不同高度层上的 $PM_{2.5}$ 模式示踪模拟结果。图9为去掉湖北本地源贡献生成的 $PM_{2.5}$ 后武汉上空各个高度层上的 $PM_{2.5}$ 浓度分布。其中,200 m以上区域传输贡献 $PM_{2.5}$ 的浓度峰值出现的时间基本上随高度的增加而延迟,这与

图8中武汉上空不同高度上降温时间和风向转变时间分布一致。区域传输贡献 $PM_{2.5}$ 在200~300 m高度层的峰值浓度最高,其出现峰值的时间也与地面峰值出现的时间对应。400~600 m高度上 $PM_{2.5}$ 出现峰值的时间晚于地面,但是其浓度一直与地面浓度相当。700 m以上高度上的峰值浓度均小于地面,而且峰值出现的时间也晚于地面6 h以上。因此,200~600 m的高度带为大气污染物的主要传输带,这与1000~950 hPa高度层内的大气污染物传输作用的高度接近。因此,大气污染物传输主要是发生在1000~950 hPa高度上。

综上所述,在冷锋向南推移的过程中,近地面偏

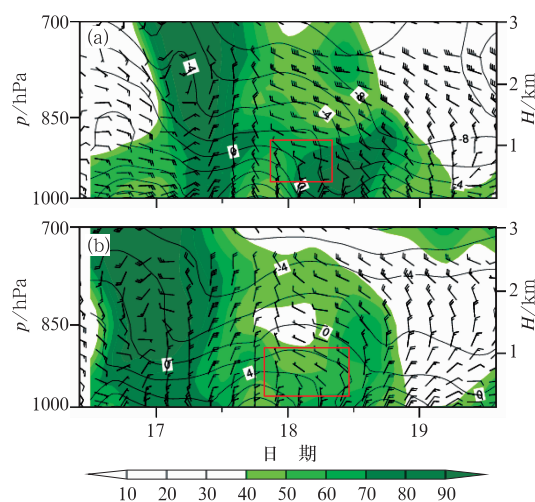


图8 2016年1月17—18日南京(a)和武汉(b)站相对湿度(填色,单位:%)、温度(实线,单位:℃)和风(风羽,单位: $m \cdot s^{-1}$)垂直剖面图

Fig. 8 Vertical profile of RH (shaded, unit: %), temperature (solid line, unit: $^{\circ}C$) and wind (unit: $m \cdot s^{-1}$) in Nanjing (a) and Wuhan (b) in 17–18 January 2016

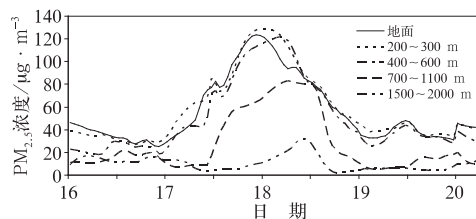


图9 2016年1月16—19日武汉上空不同高度上区域传输贡献的 $PM_{2.5}$ 浓度分布

Fig. 9 The transported $PM_{2.5}$ concentrations on different height levels above Wuhan in 16–19 January 2016

北风增强,上游大气污染物的传输作用随之增强。而锋区(图 10 中红线之间)中温度直减率较小(接近于 0),大气层结相对稳定,锋面以下大气垂直扩散受到抑制,使得近地层污染物积累。尤其是在靠近地面锋线的冷气团一侧,稳定层结底部距地面的高度更低,同时在地面风速辐合影响下,污染物传输作用更明显。由以上分析可知,近地面层(1000~950 hPa)的传输作用和锋区稳定层结对大气污染物垂直扩散的抑制作用共同导致了武汉和南京 PM_{2.5}浓度的快速增长。

4 PM_{2.5}模式示踪来源结果分析

本文利用数值模式中的源示踪技术对郑州、武汉、南京的模拟时段(1月15—19日)的 PM_{2.5}和污染传输过程中的污染物来源进行了分析。模式中区域的划分按照省份划分,故表2中给出了主要省份

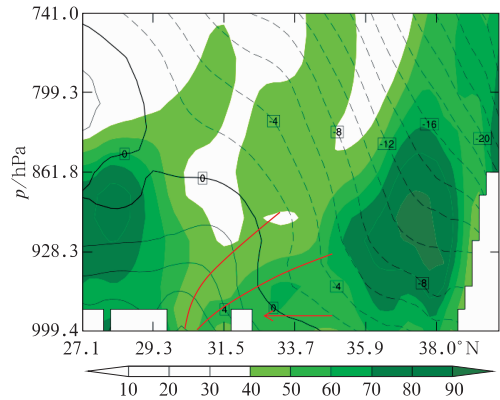


图 10 2016 年 1 月 18 日 00 时沿 114°E 相对湿度(填色,单位: %)、温度(等值线,单位: °C)和锋区(红线)的垂直剖面图

Fig. 10 Vertical profile of RH (shaded, unit: %), temperature (isoline, unit: °C) and front area (red) along 114°E at 00:00 BT 18 January 2016

表 2 不同区域对不同时段污染物的贡献比例

Table 2 Source apportionment of PM_{2.5} in Zhengzhou, Wuhan and Nanjing

来源	郑州		武汉		南京	
	15—19 日平均	16—17 日	15—19 日平均	17 日夜间至 18 日	15—19 日平均	17 日夜间
河北	8.33%	17.85%	2.88%	5.43%	1.98%	3.70%
山西	7.15%	6.92%	2.74%	2.88%	2.63%	3.18%
山东	5.14%	5.34%	7.13%	6.18%	9.11%	9.27%
河南	67.10%	58.05%	8.14%	13.71%	5.68%	9.17%
湖北	1.46%	2.79%	64.32%	48.51%	2.76%	2.30%
江苏	0.23%	0.18%	2.28%	2.62%	53.53%	41.95%
安徽	0.54%	0.26%	5.28%	11.00%	12.98%	21.75%
浙江	0.00%	0.00%	0.18%	0.70%	0.25%	2.03%
湖南	0.06%	0.25%	0.49%	0.37%	0.04%	0.01%
东北	0.28%	0.10%	1.00%	1.91%	6.09%	2.19%
西北	4.88%	5.24%	2.93%	4.16%	3.60%	3.37%
其他	4.83%	3.02%	2.64%	2.53%	1.36%	1.07%

注:黑体表示各个城市的本地贡献率。

Note: Boldface types represent the transport contribution rate.

对于各个城市 PM_{2.5}的贡献比例。

郑州模拟时段的细颗粒物平均来源中,河南本地为 67.10%;其次为河北和山西为 8.33%和 7.15%;山东与西北地区贡献约为 5%。而在较重时段(16—17 日),河南本地贡献下降,降至 58.05%;河北贡献明显增加,上升至 17.85%;山东和西北地区的贡献变化不大。16—17 日污染较重时段郑州污染物明显受到来自于河北的污染物的影响。

武汉模拟时段的细颗粒物来源中,湖北本地为

64.32%;其次为河南和山东贡献为 8.14%和 7.13%;安徽为 5.28%;河北、山西、西北地区均约为 3%。17 日夜间至 18 日 PM_{2.5}浓度突增之后,湖北本地贡献下降为 48.51%;河南和安徽的贡献明显增大,分别贡献 13.71%和 11.00%;其他地区贡献略有减少。17 日夜间至 18 日武汉的污染物增长明显受到安徽和河南的影响。

南京 1 月模拟时段细颗粒物来源中,江苏本地贡献 53.53%;其次为安徽和山东,贡献分别为 12.98%和 9.11%,另外河南、河北、山西都对南京

有一定的贡献。在17日夜间至18日凌晨 $\text{PM}_{2.5}$ 突增过程中,江苏本地下降至41.95%,而安徽贡献升至21.75%,安徽的贡献明显增大。

3 结 论

在冷空气影响下,2016年1月16—19日的我国中东部地区出现一次自北向南的污染物传输过程。其中,武汉和南京均在地面冷锋影响的前期出现一次污染物的快速增长过程。本研究利用气象资料和数值模式源示踪技术对大气污染物的传输过程进行了分析。

(1)在本次中等强度冷空气影响过程中,锋区内稳定大气层结对锋面以下污染物垂直扩散有抑制作用,在偏北风传输作用的配合下导致了武汉和南京两地地面 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的快速增长。随着冷空气主体的到来,尤其是950~900 hPa高度层上弱风区消失,污染物得到明显清除。

(2)武汉和南京的气象场的垂直结构和模式示踪模拟结果表明,本次冷空气对于武汉和南京的传输作用主要发生在1000~950 hPa高度上。

(3)模式模拟结果对于本次污染过程反映整体较好,但是模式对 $\text{PM}_{2.5}$ 的传输作用存在一定低估。武汉(17日夜间至18日)和南京(17日夜间)在污染物快速增长过程中,区域传输作用贡献在51%和58%左右。由于模式存在偏差,模式对于 $\text{PM}_{2.5}$ 快速增长阶段浓度存在低估,模式对于 $\text{PM}_{2.5}$ 的传输过程表现能力有待改进。

(4)郑州、武汉、南京在受冷空气影响时段的本地贡献均小于1月15—19日的平均值,上风向区域贡献增大。上风向贡献的增加表明,受冷空气影响上风向污染物对三地输送作用明显。

参考文献

- 范清,程水源,苏福庆,等,2007.北京夏季典型环境污染过程个例分析[J].环境科学研究,20(5):12-19.
- 郭蕊,段浩,马翠平,等,2016.河北中南部连续12d重霾污染天气过程特征及影响因素分析[J].气象,42(5):589-597.
- 郭英莲,王继竹,刘希文,2014.武汉地区连续两次严重雾霾天气成因分析[J].高原气象,33(5):1411-1420.
- 何立富,李峰,李泽椿,2006.华北平原一次持续性大雾过程的动力和热力特征[J].应用气象学报,17(2):160-168.
- 江琪,马学款,王飞,2016.2016年1月大气环流和天气分析[J].气

象,42(4):514-520.

- 吕翔,刘端阳,李冰峰,等,2015.徐州持续性霾过程的季节特征分析[J].气象,41(9):1134-1143.
- 饶晓琴,李峰,周宁芳,等,2008.我国中东部一次大范围霾天气的分析[J].气象,34(6):89-96.
- 王继康,徐峻,何友江,等,2014.利用源示踪技术计算日本和韩国低层大气 SO_2 和 PSO_4 来源[J].环境科学研究,27(6):582-588.
- 尉鹏,任阵海,王文杰,等,2015.2014年10月中国东部持续重污染天气成因分析[J].环境科学研究,28(5):676-683.
- 吴兑,毕雪岩,邓雪娇,等,2006.珠江三角洲大气灰霾导致能见度下降问题研究[J].气象学报,64(4):510-517.
- 徐祥德,周丽,周秀骥,等,2004.城市环境大气重污染过程周边源影响域[J].中国科学D辑:地球科学,34(10):958-966.
- 薛文博,付飞,王金南,等,2014.中国 $\text{PM}_{2.5}$ 跨区域传输特征数值模拟研究[J].中国环境科学,34(6):1361-1368.
- 张恒德,饶晓琴,乔林,2011.一次华东地区大范围持续雾过程的诊断分析[J].高原气象,30(5):1255-1260.
- 张志刚,高庆先,韩雪琴,等,2004.中国华北区域城市间污染物输送研究[J].环境科学研究,17(1):14-20.
- 张志刚,矫梅燕,毕宝贵,等,2009.沙尘天气对北京大气重污染影响特征分析[J].环境科学研究,22(3):309-314.
- 中华人民共和国环境保护部,2016.2015中国环境状况公报[EB/OL].(2016-05-20).<http://www.zhb.gov.cn/hjzl/zghjzkgb/lnzghjzkgb/201606/P020160602333160471955.pdf>.
- 朱彬,苏继锋,韩志伟,等,2010.秸秆焚烧导致南京及周边地区一次严重空气污染过程的分析[J].中国环境科学,30(5):585-592.
- 朱乾根,林锦瑞,寿绍文,等,2007.天气学原理和方法:第4版[M].北京:气象出版社:86-88.
- ENVIRON, 2014. User's guide comprehensive air quality model with extensions: Version 6.1[EB/OL].http://www.camx.com/files/camxusersguide_v6-10.aspx.
- Gao J H, Zhu B, Hui X, et al, 2015. A case study of surface ozone source apportionment during a high concentration episode, under frequent shifting wind conditions over the Yangtze River Delta, China[J].Sci Total Environ,544:853-863.
- Haywood J M, Ramaswamy V, Soden B J, 1999. Tropospheric aerosol climate forcing in clear-sky satellite observations over the oceans[J].Science,283(5406):1299-1303.
- Horton D E, Skinner C B, Singh D, et al, 2014. Occurrence and persistence of future atmospheric stagnation events[J].Nat Climate Change,4(8):698-703.
- Houyoux M R, Vukovich J M, 2010. Updates to the sparse matrix operator kernel emissions (SMOKE) modeling system and integration with models-3[EB/OL].Chapel Hill: University of North Carolina.<http://www.doc88.com/p-9045292111720.html>.
- Hu Y, Balachandran S, Pachon J E, et al, 2014. Fine particulate matter source apportionment using a hybrid chemical transport and receptor model approach[J].Atmos Chem Phys,14(11):

- 5415-5431.
- Koo B, Wilson G M, Morris R E, et al, 2009. Comparison of source apportionment and sensitivity analysis in a particulate matter air quality model[J]. *Environ Sci Technol*, 43(17):6669-6675.
- Ostro B D, Hurley S, Lipsett M J, 1999. Air pollution and daily mortality in the Coachella Valley, California: a study of PM₁₀ dominated by coarse particles[J]. *Environ Res*, 81(3):231-238.
- Richter A, Burrows J P, Nü H, et al, 2005. Increase in tropospheric nitrogen dioxide over China observed from space[J]. *Nature*, 437(7055):129-132.
- Skamarock W C, Klemp J B, Dudhia J, et al, 2008. A description of the advanced research WRF version 3[R]. NCAR Tech. Rep. TN-4751_STR. Boulder, CO, USA: NCAR:113.
- Streets D G, Fu J S, Jang C J, et al, 2007. Air quality during the 2008 Beijing Olympic Games[J]. *Atmos Environ*, 41(3):480-492.
- Tai A P K, Mickley L J, Jacob D J, 2012. Impact of 2000–2050 climate change on fine particulate matter (PM_{2.5}) air quality inferred from a multi-model analysis of meteorological modes[J]. *Atmos Chem Phys*, 12(23):11329-11337.
- Wang X Y, Liang X Z, Jiang W M, et al, 2010. WRF-Chem simulation of East Asian air quality: sensitivity to temporal and vertical emissions distributions[J]. *Atmos Environ*, 44(5):660-669.
- Wang Y J, Li L, Chen C H, et al, 2014. Source apportionment of fine particulate matter during autumn haze episodes in Shanghai, China[J]. *J Geophys Res*, 119(4):1903-1914.
- 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.
- Zhang Q, Zhao C S, Tie X X, et al, 2006. Characterizations of aerosols over the Beijing region: a case study of aircraft measurements[J]. *Atmos Environ*, 40(24):4513-4527.