

1 2021-10-8

2 投稿信

3 创新点

4 1、利用 WRF、IAP-AACM 模式对 2016 年冬季内蒙古呼包鄂地区的五次大气细颗粒物 ( $PM_{2.5}$ ) 污染  
5 过程进行了模拟研究, 填补了西北区域大气污染的多点位和大空间尺度研究的空白。

6 2、分析了五次污染过程的大尺度天气形势及气象条件, 并解析呼包鄂地区  $PM_{2.5}$  来源贡献, 准确  
7 地分析了内蒙古呼包鄂地区的污染特征。

8 3、计算呼包鄂地区与西风环流中位于其下游的山西、河北、河南地区的  $PM_{2.5}$  浓度的交叉相关性  
9 及相位差, 得到下游地区与呼包鄂区域空气质量变化的呼应关系。

10 意义

11 目前, 城市大气污染问题受到广泛关注, 秋冬季重污染天气频发不断。近年来随着大气污染研究  
12 的不断深入, 越来越多的证据表明, 气象条件及污染区域传输在大气污染中起着至关重要的作用。

13 了解细颗粒  $PM_{2.5}$  污染事件的演变过程和形成机理对于有针对性开展大气重污染防控起重要支  
14 撑作用。目前已有的研究多集中于京津冀、长三角、珠三角、关中平原及各个省会城市, 而对

15 于西北典型区域城市大气污染的研究有待进一步开展。而且, 内蒙古地区的研究大多局限于个别  
16 典型监测点, 缺乏多点位和较大空间尺度研究以及对污染特征与气象条件等因素关系的整体评

17 价。此外, 许多学者主要集中在从污染物的时空分布及源解析、天气形势、动力条件等方面分析  
18 大气重污染过程, 对于大气环流上游地区污染物影响下游地区污染物的相关研究较稀缺。本文利

19 用气象模式 WRF 和中科院大气所自主发展的大气气溶胶与大气化学模式 IAP-AACM 对 2016 年冬季  
20 内蒙古中部呼包鄂地区大气细颗粒物的 5 次污染过程进行了模拟, 分析了五次污染过程的天气形

21 势、气象条件及  $PM_{2.5}$  来源贡献, 从而进一步认识内蒙古大气污染与气象条件变化、污染物传输  
22 之间的关系, 填补了西北区域大气污染多点位和大尺度研究的空白, 为该地区大气污染的防治提

23 供参考。此外, 本文计算了呼包鄂地区与西风环流中位于其下游地区的  $PM_{2.5}$  浓度的交叉相关性  
24 及相位差, 得到下游地区与呼包鄂区域空气质量变化的呼应关系, 为下游地区空气质量的预报预

25 警提供参考。

26

27

28 doi:10.3878/j.issn.1006-9895.2107.21049

29

30 内蒙古呼包鄂区域冬季大气细颗粒物污染成因解析

31

32 杨颖川<sup>1,2</sup> 叶倩<sup>1,2</sup> 魏颖<sup>3</sup> 陈学舜<sup>1,5</sup> 陈焕盛<sup>1</sup> 王威<sup>4</sup> 吴林<sup>1</sup> 王自发<sup>1,2,5</sup>

33 1 中国科学院大气物理研究所大气边界层物理与大气化学国家重点实验室, 北京100029

34 2 中国科学院大学, 北京100049

35 3北京城市气象研究院, 北京100089

36 4中国环境监测总站, 北京100012

37 5 中国科学院城市环境研究所区域大气环境研究卓越创新中心, 厦门 361021

38 Analysis on the causes of atmospheric fine particle pollution in  
39 winter in Hohhot-Baotou-Ordos of Inner Mongolia

40

41 YANG Ying chuan<sup>1, 2</sup>, YE Qian<sup>1, 2</sup>, WEI Ying<sup>3</sup>, CHEN Xueshun<sup>1,5</sup>, CHEN  
42 Huansheng<sup>1</sup>, WANG Wei<sup>4</sup>, WU Ling<sup>1</sup>, WANG Zifa<sup>1, 2, 5</sup>

43 1 State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric  
44 Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Sciences, Beijing  
45 100029

46 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

47 3 Institute of Urban Meteorology, China Meteorological Administration, Beijing 100089

48 4 China National Environmental Monitoring Center, Beijing 100012

49 5 Center for Excellence in Urban Atmospheric Environment, Institute of Urban Environment,  
50 Chinese Academy of Sciences, Xiamen 361021

51

---

收稿日期 2021-10-08; 网络预出版日期

作者简介杨颖川, 女, 1998 年出生, 博士研究生, 研究方向为大气数值模拟。E-mail: yangyingchuan19@mailsucas.ac.cn

通讯作者陈学舜, E-mail: chenxsh@mail.iap.ac.cn

资助项目内蒙古自治区科技重大专项“呼包鄂区域大气环境预测预警与污染防治重大关键技术研究”2020ZD0013, 国家重点研发计划高性能计算专项 2016YFB0200800, 国家自然科学基金项目 42007199

Funded by Key Project of Science in Inner Mongolia Autonomous Region "Study on major key technologies of prediction and early warning of atmospheric environment and pollution prevention and control in Hohhot-Baotou-Ordos region" (Grant

52 **摘要:** 利用气象模式 WRF 和中科院大气所自主发展的大气气溶胶与大气化学模  
53 式 IAP-AACM 对 2016 年冬季内蒙古中部呼包鄂地区大气细颗粒物 (PM<sub>2.5</sub>) 的  
54 典型污染过程进行了模拟分析。结果表明, 呼包鄂地区的空气质量变化主要受大  
55 范围天气形势影响。污染累积阶段, 500hPa 高度上该区域受阻塞高压或弱高压  
56 脊前平直的偏西气流控制, 地面为弱高压或均压场, 风速较小, 边界层高度低,  
57 污染物不易扩散, 且气温和相对湿度较高, 利于二次颗粒物生成; 污染消散阶段,  
58 天气形势发生明显变化, 550hPa 高度以下有强冷平流, 地面易形成大风天气,  
59 利于污染物消散, 伴随着冷空气的南下, 下游地区的污染物也得到清除。呼包鄂  
60 区域 PM<sub>2.5</sub> 主要来源于本地排放, 鄂尔多斯本地排放贡献大于 60%, 呼和浩特本  
61 地排放贡献大于 80%, 包头本地排放贡献达到 90%, 该区域空气质量的变化可  
62 以反映区域大气污染气象条件的变化。交叉相关分析发现, 呼包鄂区域的 PM<sub>2.5</sub>  
63 浓度与其下游的山西、河北、河南地区的 PM<sub>2.5</sub> 浓度具有高度的时间相关性  
64 ( $p < 0.0001$ ), 相位差在 6-24 小时。呼包鄂区域 PM<sub>2.5</sub> 污染的改善有赖于本地污染  
65 源的管控, 该区域冬季空气质量变化可作为下游地区空气质量变化的前兆因子,  
66 有助于下游地区空气质量的预报预警。

67 **中图分类号:** X513

68 **关键词:** 呼包鄂, IAP-AACM 模式, 污染成因, 本地贡献, 交叉相关分析

69 **Keywords:** Hohhot-Baotou-Ordos, IAP-AACM model, causes of air pollution,  
70 contribution of local emission, cross-correlation analysis

71

72 **Abstract:** Using WRF and IAP-AACM developed by Institute of Atmospheric  
73 Physic, Chinese Academy of Sciences, several typical pollution episodes of fine  
74 particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) over Hohhot-Baotou-Ordos area of Inner Mongolia in  
75 winter of 2016 were analyzed. The results indicated that the air quality changes in  
76 Hohhot-Baotou-Ordos area were mainly affected by the large-scale synoptic pattern.  
77 At the stage of pollution accumulation, at 500 hPa, this area was controlled by the flat  
78 westerly airflow in front of the blocking high pressure or weak high pressure ridge; at

79 the ground, this area was located in the weak high pressure or uniform pressure field.  
80 The low wind speed and the low height of boundary layer were unfavorable for the  
81 dispersion of pollutants, Meanwhile, the air temperature and relative humidity were  
82 high, which was conducive to the formation of secondary particles. At the stage of  
83 pollution dissipation, the synoptic patterns had significantly changed. Below the 550  
84 hPa, there was strong cold advection, causing the gale weather on the ground, which  
85 were beneficial for the elimination of pollutants. Accompanied by cold air moving  
86 southward, pollutants over downstream areas were also removed. Local emission was  
87 the main source of PM<sub>2.5</sub> over Hohhot-Baotou-Ordos area. The contribution of local  
88 emission to air pollution is more than 60% in Ordos, more than 80% in Hohhot, more  
89 than 90% in Baotou. The change of air quality in this region could reflect the change  
90 of regional air pollution meteorological conditions. Cross correlation analysis showed  
91 that the PM<sub>2.5</sub> concentrations in Shanxi, Hebei and Henan regions were correlated  
92 with that in Hohhot-Baotou-Ordos ( $P < 0.0001$ ) with a phase difference of 6-24 hours.  
93 The improvement of PM<sub>2.5</sub> pollution in Hohhot-Baotou-Ordos depended on the  
94 control of local source emissions. In winter, the air quality change in this region can  
95 be used as a precursor factor for the air quality change in the downstream region,  
96 which is helpful for the prediction and early warning of air quality in the downstream  
97 region.

## 98 1 引言

99 近年来,随着我国经济的不断发展,工业化、城市化的进一步推进,以高浓  
100 度细颗粒物(PM<sub>2.5</sub>)引起的污染事件频繁发生。我国区域重污染在不断恶化,  
101 尤其是我国北方冬季,面临着非常严重的PM<sub>2.5</sub>污染问题(安俊岭等,2012;Cao  
102 et al.,2014)。PM<sub>2.5</sub>对人体健康具有严重危害,其含有的有害物质可导致人体呼  
103 吸道及心脑血管等受到损伤。此外,PM<sub>2.5</sub>会影响辐射传输,细颗粒物的消光作  
104 用使大气能见度显著下降,对交通运输、城市运作产生不良影响。了解PM<sub>2.5</sub>污  
105 染事件的成因、特征及演变过程对大气污染防治及治理、改善大气环境具有重要  
106 支撑作用。

107 区域性的大气环境质量问题是我国大气污染防治工作的热点和难点。城  
108 市之间大气污染物相互影响及输送越来越明显，尤其是京津冀、长三角和珠三角  
109 等区域，受到外来污染物输送的影响不可忽视(Tang et al. ,2020; Huang et al. ,2011;  
110 王跃思等，2014)。内蒙古自治区经济发展核心区“呼包鄂地区”（呼和浩特、  
111 包头、鄂尔多斯）位于全国“两横三纵”城市化战略布局中，属于资源能源型地  
112 区，其 GDP 占到了内蒙古自治区的 68%以上，形成集电力、能源及钢铁为一体的  
113 的西部经济圈，经济活动造成大气污染物排放不断增加，属于典型的颗粒物型污  
114 染城市。该地区位于我国北方的干旱区，气溶胶造成的能见度恶化事件日益增多，  
115 空气污染问题日渐凸显。内蒙古的地形及地理位置具有特殊性，地处亚洲中部蒙  
116 古高原的东南部，以高原为主，终年为西风环流控制。呼包鄂地区污染物受外来  
117 输送的影响不同于京津冀、长三角和珠三角等区域（李伊明等，2020）。目前，  
118 有关京津冀、长三角、珠三角等地区大气污染的研究开展较多，而对于西北典型  
119 区域城市大气污染的研究有待进一步开展（王自发等，2014；余钟奇等，2020）。  
120 而且，针对内蒙古地区的研究大多局限于个别典型监测点，缺乏多点位和较大空  
121 间尺度研究以及对污染特征与气象条件等因素关系的整体评价(李瑞英等，2020；  
122 都仁吉雅，2019；王鹏，2019)。

123 污染源排放和气象条件的共同作用决定了大气污染过程的发生发展。在本地  
124 污染源排放量基本不变的情况下，不利的气象条件是影响污染发生的直接原因  
125 （韩霄和张美根等，2014；Zhang et al. , 2018；Zhang et al. , 2019）。众多研究表  
126 明，天气形势、边界层结构、气象要素等对大气污染过程均存在显著影响（Chen  
127 et al. ,2008；Demuzere et al. ,2009；Fan et al. ,2011）。赵敬国等（2015）和徐敬  
128 等（2007）研究指出，大气污染是由于污染物的输送及较差的大气扩散条件导致。  
129 赵好希等（2019）发现，较低的边界层高度和持续小风会导致污染物的堆积。  
130 还有研究指出，环流形势是污染发展和持续的主要原因（于庚康等，2015），在  
131 边界层高度较低、湿度较高且风速较小时，污染物不易扩散。

132 随着近年经济的发展，呼包鄂地区大气污染问题越发突出，尤其是冬季，取  
133 暖燃煤量的大大增加使该地区大气污染物排放量迅速上升（李伊明等，2020），  
134 灰霾天气日数（或者 PM<sub>2.5</sub> 浓度超标天数）显著增多。因此，本文以 2016 年冬  
135 季内蒙古呼包鄂地区的几次污染过程为案例，利用气象模式 WRF 和大气气溶胶

136 与大气化学模式 IAP-AACM (The Aerosol and Atmospheric Chemistry Model of  
137 the Institute of Atmospheric Physics) 对污染过程进行模拟, 并结合 PM<sub>2.5</sub> 和气象  
138 要素观测资料对污染成因进行综合分析。首先根据 PM<sub>2.5</sub> 观测资料总结本次污染  
139 过程基本特征, 再利用模式模拟分析此次污染过程中的气象条件和区域输送特  
140 点, 量化本地源和外来传输对呼包鄂地区 PM<sub>2.5</sub> 浓度的贡献, 最后探究呼包鄂地  
141 区空气质量变化对下游地区的指示性作用, 为该地区大气污染防控和华北地区空  
142 气质量预报预警提供有益参考。

## 143 2 数据来源与研究方法

### 144 2.1 数据来源

145 本文所用的 PM<sub>2.5</sub> 浓度观测数据来自中国环境监测总站的小时平均数据  
146 (<http://www.cnemc.cn/> [2021-07-15])。气象资料源自中国气象数据网  
147 ([http://data.cma.cn/\[2021-07-15\]](http://data.cma.cn/)) 的地面气象站逐小时观测资料, 包括气温、相对  
148 湿度和风速等气象要素, 并处理为日平均数据。模式模拟的数据也采用逐小时平  
149 均计算得到日均值数据。各个要素均选取 2015 年 12 月 31 日至 2016 年 1 月 31  
150 日的的数据。

### 151 2.2 模式及试验设置

#### 152 2.2.1 模式简介

153 IAP-AACM 模式是由中国科学院大气物理研究所自主研发的气溶胶和大气  
154 化学数值模式, 该模式实现了从全球到区域尺度的多尺度模拟嵌套, 可用于全球  
155 及区域范围的大气污染物分布和污染物跨界输送的研究。此外, IAP-AACM 还  
156 作为中国科学院地球系统模式  
157 CAS-ESM(EarthSystemModelofChineseAcademyofSciences) 的分量模式(王自发  
158 等, 2020), 进行大气化学和气溶胶的在线模拟计算, 是气溶胶效应及气候变化  
159 的相关研究的有效工具。

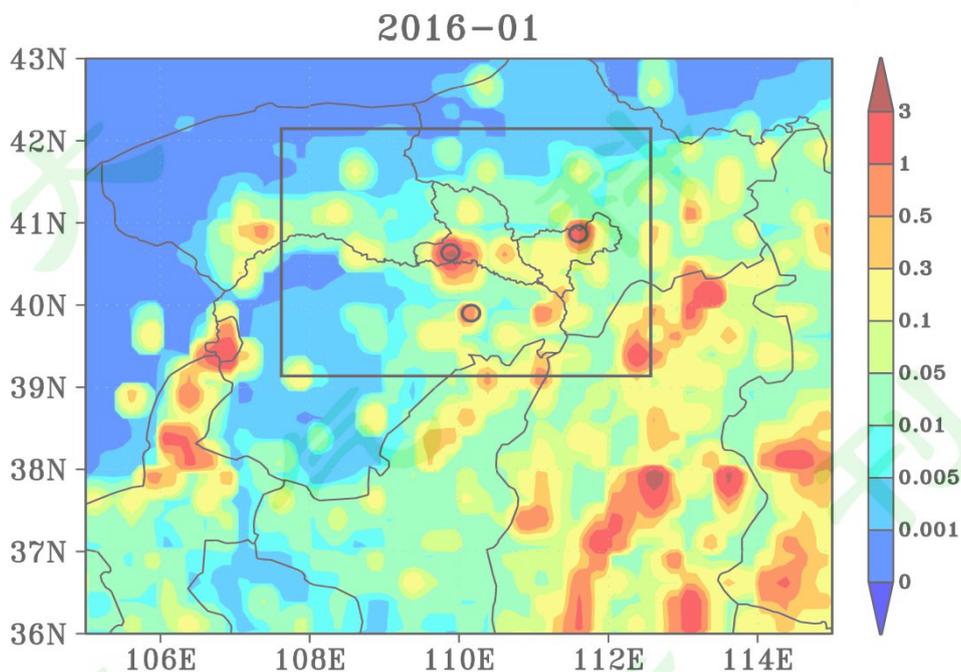
160 IAP-AACM 垂直方向采用地形追随坐标, 水平方向采用可变的经度-纬度网  
161 格计算污染物的输送、扩散和沉降过程(王自发等, 2020)。模式采用 CBM-Z  
162 气相化学机制, 考虑硫酸盐、硝酸盐和铵盐的液相、非均相化学生成及二次有机  
163 气溶胶生成过程(Wang et al., 2019)。模式包含的气相物种主要包括 SO<sub>2</sub>、NO<sub>2</sub>、  
164 CO 和 O<sub>3</sub> 等, 模拟的气溶胶包括黑碳、有机碳、硫酸盐、硝酸盐、铵盐及海盐和

165 沙尘。模式中的人为气溶胶粒子分为细模态和粗模态，气溶胶粒径小于 2.5 微米  
166 为细模态，2.5-10 微米为粗模态（Chen et al. ,2015），模式模拟的 PM<sub>2.5</sub> 浓度为  
167 细模态各个组分浓度之和（Wei et al. ,2019）。

168 IAP-AACM 模式的气象场由全球 WRF 计算提供。全球 WRF 是中尺度 WRF  
169 的扩展（Zhang et al. ,2012），它主要用于全球天气研究和预报。它增加了经纬  
170 度的投影方式，也对行星常数、物理参数化和计时约定的规范做了改进，从而使  
171 其可以适用于全球气象场的模拟。而且，它可以做到多尺度嵌套，减少了全球尺  
172 度和中尺度模式的结构差异，并能够在所有尺度和过程之间的耦合。采用的  
173 主要参数化方案包括（Peckham et al. ,2017）：微物理过程采用 WSM3 方案，长  
174 波辐射采用 RRTM 方案，短波辐射采用 Dudhia 方案，近地层采用 MoninObukhov  
175 方案，陆面过程采用 NoahLSM 方案，边界层采用 YSU 方案，积云对流过程采  
176 用 KainFritsch 方案。

### 177 2.2.2 模拟试验设置

178



179

180 图 12016 年 1 月（北京时，下同）SO<sub>2</sub> 平均排放强度（单位：μg m<sup>-3</sup> s<sup>-1</sup>）的区域  
181 分布（黑框为研究区域，黑圈代表呼包鄂三市位置）

182 Figure 1 The regional distribution of the average emission intensity of SO<sub>2</sub> (unit: μg  
183 m<sup>-3</sup> s<sup>-1</sup>) in January 2016 (Beijing time, the same below) (the black box is the study

184 area, and the black circle represents the location of Hohhot-Baotou-Ordos area)

185 WRF 和 IAP-AACM 模式均采用了三层嵌套区域, 第一层区域覆盖全球, 第  
186 二层区域覆盖东亚地区, 第三层区域覆盖中国大部分省市, 三个区域的分辨率分  
187 别为  $1^{\circ}\times 1^{\circ}$ 、 $0.33^{\circ}\times 0.33^{\circ}$ 和  $0.11^{\circ}\times 0.11^{\circ}$ 。IAP-AACM 模式在垂直方向上分成了 20  
188 层, 最低层约 50m, 而顶层为 20km, 其中约有 10 层位于 3km 以下, 以便更好  
189 模拟边界层的污染过程。模式最外层仅需要顶边界条件, 内层的侧边界条件由外  
190 层提供。模拟时间为 2015 年 12 月 1 日到 2016 年 1 月 31 日, 本文仅对 2015 年  
191 12 月 31 日至 2016 年 1 月 31 日进行分析。

192 在本研究中, 我们使用的模式版本为 WRFv3.7.1。WRFv3.7.1 的水平分辨率  
193 及模拟区域与 IAP-AACM 一致。大气分为 31 个垂直层, 模式顶层为 1000pa (10  
194 hpa)。WRF 输出结果被插值到 IAP-AACM 定义的垂直层。模式的初始和边界  
195 条件采用 NCEP 提供的逐 6 小时全球最终分析场数据(Final Operational Global  
196 Analysis data, FNL, <http://rda.ucar.edu/datasets/ds083.2/>[2021-07-15]), 分辨率为  
197  $1^{\circ}\times 1^{\circ}$ 。输入 IAP-AACM 模式的排放清单采用 2010 年为基准年的全球排放源数  
198 据 HTAP-v2 (<http://htap.org/>[2021-07-15]), 并采用清华大学 2016 年的清单 (Li et  
199 al., 2017; Zheng et al., 2018) 对其中中国地区的排放清单进行更新, 清单包含电  
200 力、工业、民用、交通和农业五大类人为排放源, 涵盖 10 种主要大气污染物和  
201 温室气体。本研究中三层嵌套区域的排放源均由  $0.1^{\circ}$  分辨率清单插值得到。图 1  
202 为研究区域 2016 年 1 月与细颗粒物浓度密切相关的  $\text{SO}_2$  平均排放强度的空间分  
203 布。

204 为量化本地排放对呼包鄂地区  $\text{PM}_{2.5}$  的污染贡献, 本文对呼包鄂三个城市(根  
205 据行政区域划分的呼包鄂三市) 分别进行了 1 组基础试验和 3 组对比试验。基础  
206 试验是在正常排放下模拟该城市的  $\text{PM}_{2.5}$  浓度, 对比试验是在其他条件保持不变  
207 的情况下分别关闭包头、鄂尔多斯、呼和浩特的排放源后再对该城市的  $\text{PM}_{2.5}$  进  
208 行模拟。基础试验和敏感性试验结果的差值可看作三个城市本地排放源对该城市  
209  $\text{PM}_{2.5}$  浓度的贡献。

### 210 3 模式评估方法

211 本文除选用标准化平均偏差 (NMB)、均方根误差 (RMSE) 和相关系数 ( $r$ )  
212 等统计参数对模拟效果进行评估外, 还利用交叉相关系数 ( $r_c$ ) 来衡量不同地区

213 的 PM<sub>2.5</sub> 在时间变化上的相关性，各个参数的计算公式如下：

214

215 
$$NMB = \sum (X - Y) / \sum Y * 100\% \quad (1)$$

216 
$$RMSE = [1/N \sum (X - Y)^2]^{1/2} \quad (2)$$

217 
$$r = \sum (X - \bar{X})(Y - \bar{Y}) / \sqrt{\sum (X - \bar{X})^2 \sum (Y - \bar{Y})^2} \quad (3)$$

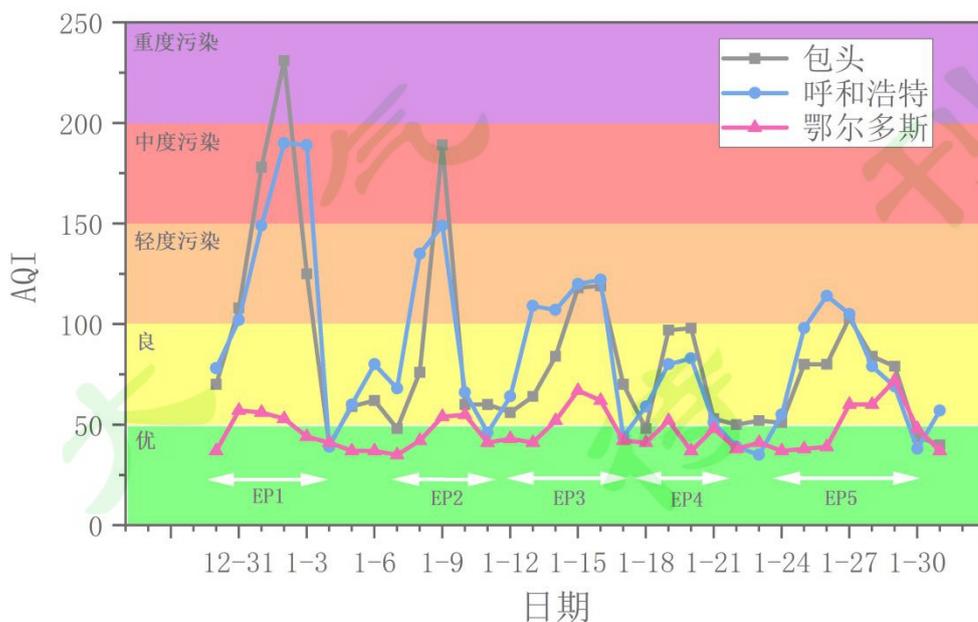
218 
$$r_c = \sum [Z_1(t) - \bar{Z}_1(t)][Z_2(t+t_1) - \bar{Z}_2(t+t_1)] / \sqrt{\sum [Z_1(t) - \bar{Z}_1(t)]^2 \sum [Z_2(t+t_1) - \bar{Z}_2(t+t_1)]^2}$$
  
219 (4)

220 其中， $X$ 、 $Y$  表示两个不同的变量，本研究中指模拟值和观测值， $\bar{X}$ 、 $\bar{Y}$  分  
221 别指模拟平均值与观测平均值。 $NMB$  是标准化偏差，反映了模拟、观测间的偏  
222 离程度。 $RMSE$  是均方根误差，反映模拟值和观测值的离散程度，可以衡量模式  
223 的模拟精度。 $r$  是相关系数，反映了模拟值和观测值的相关性。 $r_c$  是交叉相关系  
224 数，表示相同或不同地点测得的同一个变量的两个时间序列  $Z_1(t)$  和  $Z_2(t+t_1)$  之间  
225 同时 ( $t_1=0$ ) 及滞后  $t_1$  时刻的相关性。

### 226 3 结果分析

#### 227 3.1 污染过程的基本特征

228



229

230 图 22015 年 12 月 30 日至 2016 年 1 月 31 日呼包鄂地区 AQI, EP1-EP5 代表 5 个  
231 污染过程

232 Figure 2 Changes of AQI in Hohhot-Baotou-Ordos area from December 30, 2015 to  
233 January 31, 2016. EP1- EP5 represent five air pollution processes

234 根据中国国家环境保护标准 HJ633-2012 及国家标准 GB3095-2012 的规定对  
235 呼包鄂地区的日平均空气质量指数(AQI)进行分级,  $101 \leq \text{AQI} < 150$  为轻度污染,  
236  $151 \leq \text{AQI} < 200$  为中度污染,  $\text{AQI} \geq 201$  为重度污染。为展现较为完整的污染过程,  
237 图 2 展示了 2015 年 12 月 30 日至 2016 年 1 月 31 日呼包鄂 3 个城市 AQI 的时间  
238 变化特征。根据 AQI 的变化趋势, 该时段可以大致分为 5 个污染过程, 每个过  
239 程持续时间为 4-7 天, 分别是 12.31-1.3(EP1)、1.7-1.10(EP2)、1.12-1.17(EP3)、  
240 1.18-1.21(EP4)和 1.24-1.30(EP5)。其中, EP1 污染最为严重, AQI 峰值最高, 污  
241 染增长速度最快。包头和鄂尔多斯 AQI 最高值为 231 和 190, 分别达到重度和中  
242 度污染级别。其次是 EP2, 包头 AQI 最高值为 189, 达到中度污染级别。呼和浩  
243 特 AQI 最高值为 149, 为轻度污染。EP1、EP2 的首要污染物均为  $\text{PM}_{2.5}$ 。EP4  
244 过程三个城市均未达到轻度污染, EP3、EP5 达到轻度污染, 过程持续时间较长。

## 245 3.2 模式验证

### 246 3.2.1 气象要素模拟效果评估

247 将呼包鄂 3 个城市的日平均气象观测数据与模拟结果进行对比, 主要统计参  
248 数如表 1 所示。可以看到, 四个气象要素的模拟值与观测值的相关系数 ( $r$ ) 均  
249 大于 0.5, 模式对鄂尔多斯的模拟效果最佳。在气象要素中, 模式对 2m 温度、  
250 地面气压的模拟效果最好, 2m 相对湿度和 10m 风速的模拟效果次之。2m 温度  
251 的模拟均方根误差在  $2.57-4.35^\circ\text{C}$  之间, 相关系数较高, 在 0.92-0.94 之间。地面  
252 气压模拟值与观测值的相关系数最高可达 0.97, 均方根误差在 2.89-30.07hPa。相  
253 对湿度模拟值与观测值之间的相关系数为 0.51-0.62, 其标准化偏差在  
254  $-12.74\%-8.03\%$ 。相对湿度的模拟效果不仅受湿度的影响, 还受到温度的影响。  
255 模式对各城市 10m 风速均存在不同程度的低估, 标准化偏差为  $-13.27\%-8.28\%$ ,  
256 均方根误差在 1.03-1.35 之间。这可能与城市地理位置、城市建筑物密集程度、  
257 模式地理数据不够精确有关。总体来说, WRF 模式可以较好地反映呼包鄂地区  
258 气象变量的主要特征, 模拟偏差均在合理范围内, 可以为空气质量模拟和分析提

259 供良好基础。

260 表 1 模拟的气象要素与观测的对比统计参数

城市	2m 气温			2m 相对湿度			气压			10m 风速		
	<i>NMB</i>	<i>RMSE</i> /°C	<i>r</i>	<i>NMB</i>	<i>RMSE</i> /%	<i>r</i>	<i>NMB</i>	<i>RMSE</i> /hpa	<i>r</i>	<i>NMB</i>	<i>RMSE</i> /m/s	<i>r</i>
包头	1.5%	4.4	0.94	-12.7%	16.9	0.56	2.4%	22.1	0.97	-13.2%	1.2	0.58
鄂尔多斯	-0.8%	2.6	0.96	-4.9%	10.1	0.62	0.3%	2.8	0.94	-12.7%	1.0	0.66
呼和浩特	-1.6%	4.8	0.92	8.0%	12.4	0.51	-3.3%	30.1	0.94	-8.3%	1.3	0.70

注：*NMB*：标准化平均偏差；*RMSE*：均方根误差；*r*：相关性

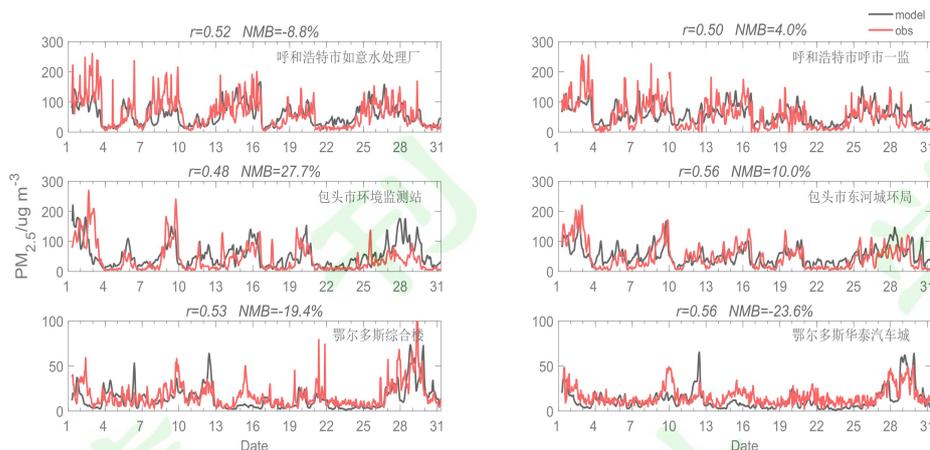
262

### 263 3.2.2 PM<sub>2.5</sub> 模拟效果评估

264 从呼包鄂选取了 6 个环境监测站点，分别是呼和浩特市的如意水处理厂  
265 (40.83°N, 111.75°E) 和呼市一监 (40.76°N, 111.65°E)、包头市环境监测站  
266 (40.65°N, 109.88°E) 及东河城环局 (40.59°N, 111.00°E)、鄂尔多斯综合楼  
267 (39.81°N, 110.00°E) 和华泰汽车城 (39.60°N, 109.81°E)，这六个站点位于  
268 模式不同的网格。比较 6 个站点 PM<sub>2.5</sub> 的模拟值与观测数据的时间序列变化(图 3)  
269 可看出，IAP-AACM 模式模拟的 PM<sub>2.5</sub> 与实际观测数据有较好的吻合性，模式对  
270 细颗粒物的变化趋势把握准确，相关性较好，相关系数约为 0.48–0.56。而且，  
271 模式能够准确捕捉 PM<sub>2.5</sub> 浓度骤增的过程。模拟时间段内，呼和浩特和包头污染  
272 较为严重，其中呼和浩特 PM<sub>2.5</sub> 浓度最高可达到 319μg/m<sup>3</sup>，鄂尔多斯污染较轻，  
273 这与前面分析的这几次污染过程的基本特征相吻合。尽管模式可以基本模拟出这  
274 几次污染过程，但对 PM<sub>2.5</sub> 浓度高值的模拟仍有不足。根据标准化偏差指标来看，  
275 模式对包头市两个站点的 PM<sub>2.5</sub> 存在高估，对鄂尔多斯站点存在低估，这可能与  
276 内蒙古地区排放源强度、模式网格分辨率以及二次气溶胶形成机制不确定性或气  
277 象场的模拟偏差有关。总体来说，研究区域的气象场和污染场的模拟偏差均在可  
278 接受范围内，模拟效果达到 Boylan 等(2006)提出的空气质量模型的性能目标  
279 ( $NMB \leq \pm 30\%$ )，具有较高的可信度，可以反映 PM<sub>2.5</sub> 污染过程的演变特征。

280

281



282

283 图 3 2016 年 1 月呼包鄂地区站点 PM<sub>2.5</sub> 观测值和模拟值 (单位:  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) 对比

284 Figure 3 Comparison of PM<sub>2.5</sub> observation values (unit:  $\mu\text{g m}^{-3}$ , the same below) and  
285 simulation values at six stations in Hohhot-Baotou-Ordos area in January 2016

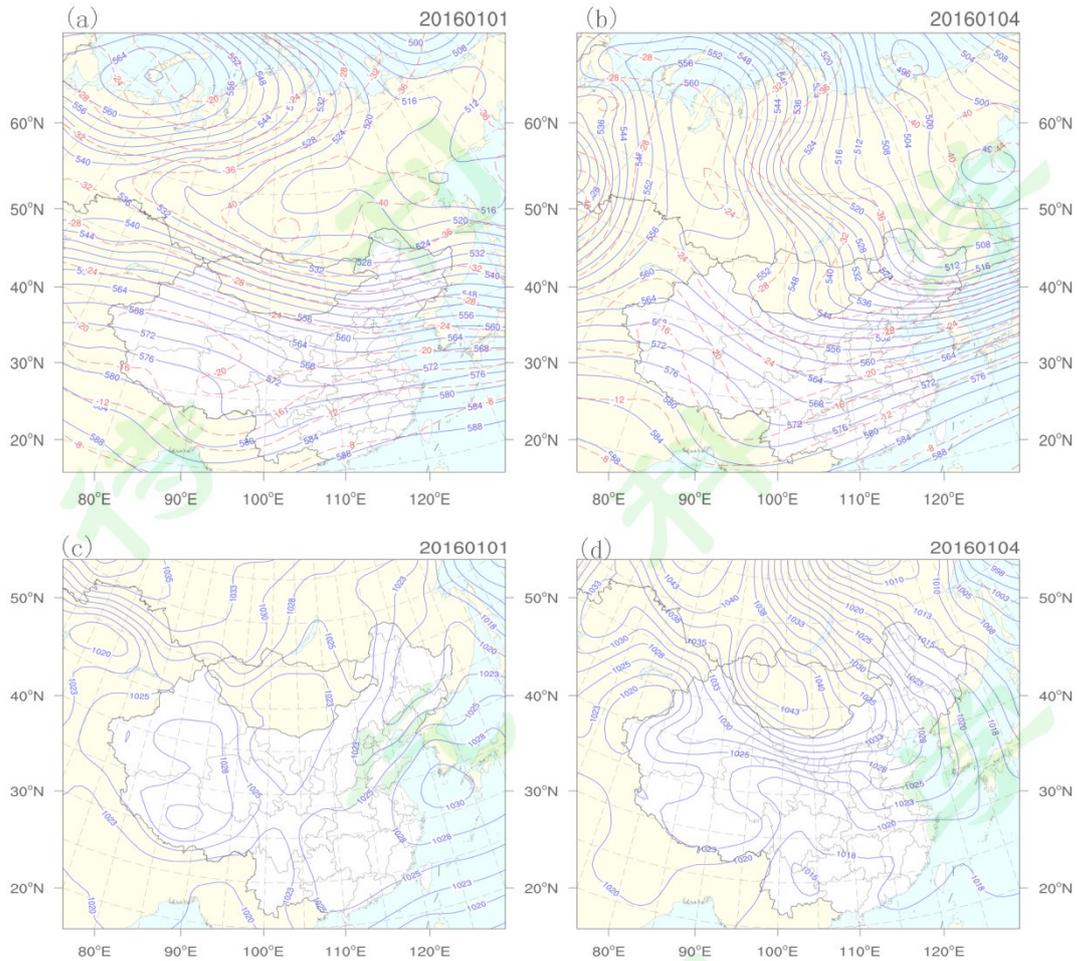
286

### 287 3.3 污染成因分析

#### 288 3.3.1 天气形势与气象要素

289 天气形势直接影响大气扩散能力和稳定性,对天气形势及气象要素特征进行  
290 综合分析,有利于了解大气污染形成的外部条件,为空气污染预报奠定基础(王  
291 喜全等,2007)。对五次天气污染程中 500 hPa 高空环流场及地面气压场分析发  
292 现,其配置可以分为两种类型,其中第二到五次过程的天气形势具有高度的相似  
293 性,因此本文将第一次天气过程与其余四次分别展开分析。图 4(a)和(b)为第一次  
294 过程污染持续及结束阶段 06 时的 500 hPa 平均位势高度图,图 4(c)和(d)为对应  
295 的地面气压图。当污染开始时,500 hPa 高度上,欧洲北部的阻塞高压进入 70°N  
296 以北形成极地高压。南支槽在孟加拉湾东北部,南支槽前弱偏南气流与中纬度槽  
297 前偏南气流在我国东部汇集。内蒙古地区上空等高线平直,处于偏西或西北气流  
298 控制之中,平直的等高线和正变高不利于冷空气南下,有利于静稳天气的形成。  
299 对应地,内蒙古地区地面为均压场,地面风速很小,大气层结稳定易出现逆温现  
300 象,有利于霾的产生。此后极地高压在东移过程中,90°E 以东的低压倒槽也不  
301 断加深南移,亚洲中高纬地区的环流由前期的平直气流转为两槽一脊型。内蒙古  
302 及周边主要受脊前较强的偏北或西北气流南下影响,冷平流加强,风速较大,对  
303 应地面图位于冷高压前的冷锋锋后,温度降低,一次污染天气趋于结束。

304 图 5(a)-(d)为第二到五次过程污染阶段 06 时的 500 hPa 平均位势高度图，图  
305 5(e)-(h)为对应的地面气压图。可以看出自 1 月 9 日开始，亚欧中高纬高空形势主  
306 要呈两槽一脊型经向环流，青藏高原至我国东部为平直的纬向西风环流。由于受  
307 到暖高压脊影响，温度升高。宽阔的南支槽位于孟加拉湾，槽前弱偏南气流与中  
308 纬度长波脊底部的偏西气流汇合，这支气流阻止了亚洲东侧低涡分裂出短波槽中  
309 的冷空气南下，致使冷空气在低层有微弱的上升运动。对应的地面图上，冷锋后  
310 部的冷高压缓慢南移，使内蒙位于均压场或高压中心与京津冀地区的地面气压梯  
311 度小值之间的弱气压区域，地面风速小于  $4 \text{ ms}^{-1}$ ，低层极易形成逆温层，致使地  
312 表污染物滞留，形成了灰霾天气。至 1 月 27 日污染过程快结束时，500 hPa 高度  
313 上，高压脊向东移动与东部迎面移来的暖平流正变高叠加后发展很加，又有南支  
314 槽的接应，使得脊前引导气流的经向度加大，冷锋移动到中蒙边境。此时，内蒙  
315 古呼包鄂地区位于脊前，受到偏北或西北气流影响，温度降低、风速增大，有利  
316 于污染物的扩散，一次污染过程趋于结束。  
317



318

319 图4 第一次过程污染持续 (a) 及结束阶段 (b) 06 时的 500 hpa 平均位势高度图,

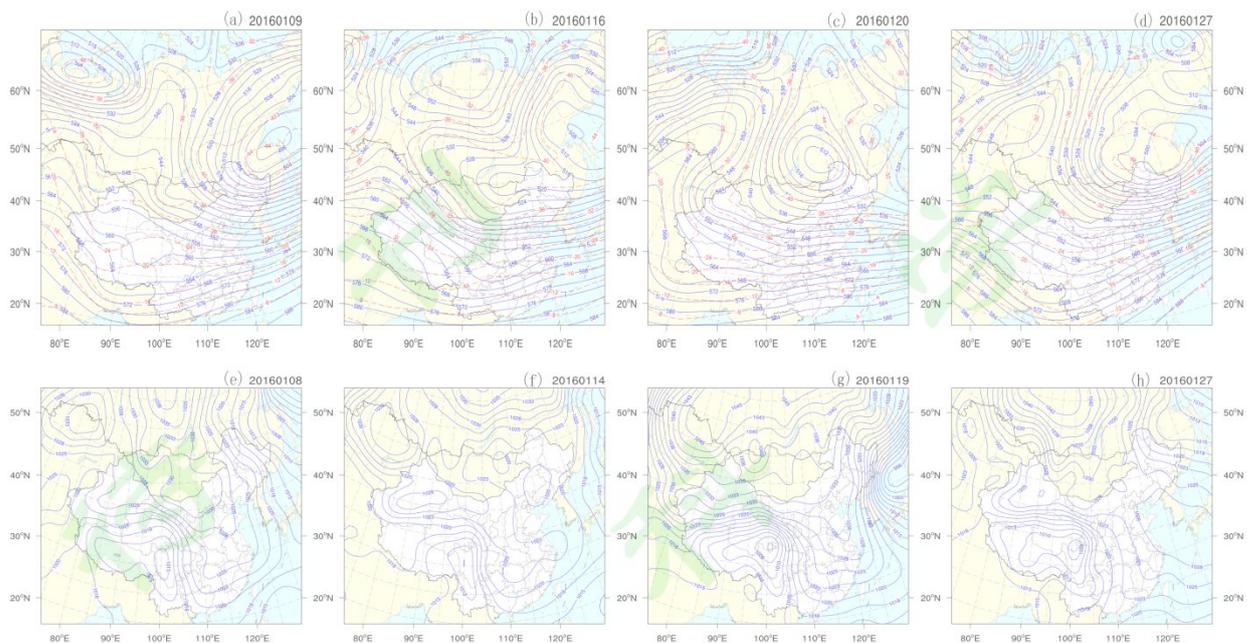
320 持续 (c) 及结束阶段 (d) 的地面气压图 (红线为温度场, 黑线为位势高度)

321 Figure 4 500-hPa average geopotential height field (unit: dagpm, the same below) of

322 the first process pollution duration (a) and end stage (b), and surface pressure field

323 (unit: hPa, the same below) of duration (c) and end stage (d) at 6 o'clock(the red line

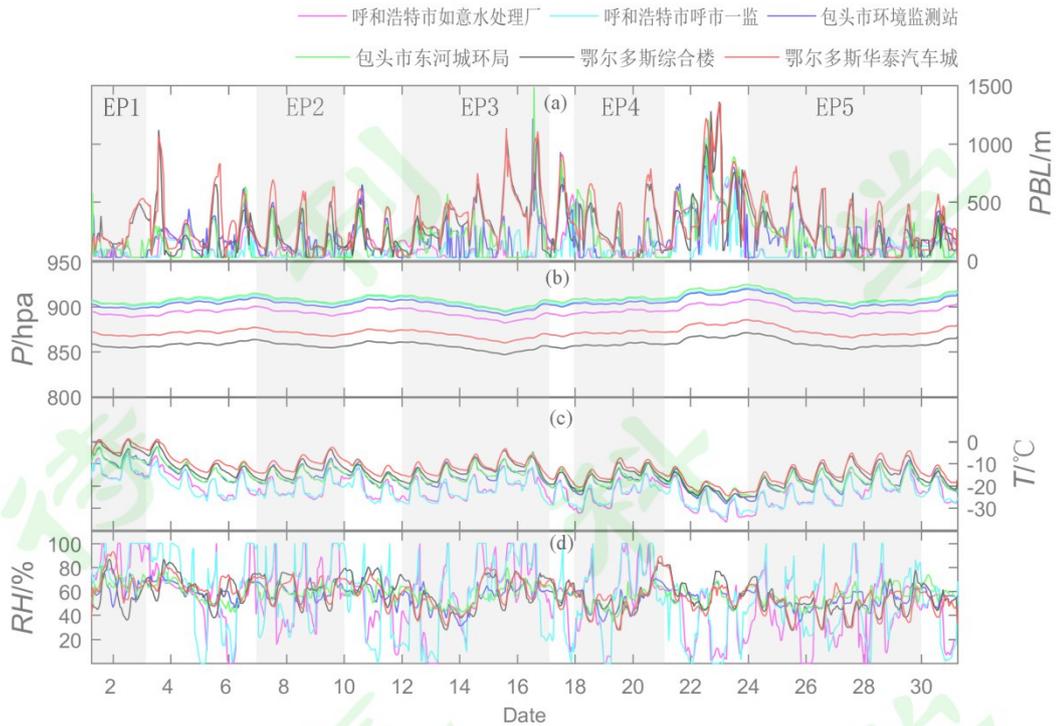
324 is the temperature field, and the black line is the geopotential height)



325

326 图5 第二到五次过程 (a) - (d) 污染阶段 06 时的 500 hpa 平均位势高度图, (e)  
 327 - (h) 为对应的地面气压场图 (红线为温度场, 黑线为位势高度)

328 Figure 5 The 500 hPa average geopotential height field of the second to fifth  
 329 processes (a) - (d) are the pollution duration and end stage, (E) - (H) are the  
 330 corresponding surface pressure field at 6 o'clock(the red line is the temperature field,  
 331 and the black line is the geopotential height)



332

333 图 6 2016 年 1 月呼包鄂 6 个环境监测站点的气象要素的变化图

334 Figure 6 Change chart of meteorological elements of six environmental monitoring  
335 stations in hubao'e in January 2016

336 天气形势直接影响到气象要素的分布和变化,从而决定了大气的扩散能力与  
337 稳定程度。在分析了天气形势的基础上,我们进一步讨论局地气象因素的变化对  
338 大气污染的影响。图 6 为呼包鄂地区 6 个环境监测站点的边界层高度、地面气压、  
339 气温和相对湿度的时间变化图。5 个过程分别用阴影过程标出。由图 6 可知,每  
340 次污染过程的开始都伴随着气温回升、气压以及相对湿度的升高,过程临近结束  
341 时会出现较大幅度的降温、气压和相对湿度的减小以及边界层高度的升高。在每  
342 次污染过程中,包头和鄂尔多斯的相对湿度基本高于 60%,高湿环境可促进气溶  
343 胶的吸湿增长,并为气态前体物通过非均相反应和液相反应向二次颗粒的转化提  
344 供适宜的条件(曹伟华等, 2013),而温度升高则会加速二次颗粒物的生成速率  
345 (吴健等, 2015)。边界层高度可直接影响大气污染物的垂直扩散能力(Zhao et al.,  
346 2011)。在污染期间,呼和浩特和包头的边界层高度基本始终低于 200 米,污染  
347 物垂直扩散能力差,有利于污染物在近地面较快累积(Zhao et al., 2013)。当地面  
348 气压较高时,中心部位的空气向四周下沉,使污染物不易向上扩散输送(高愈霄

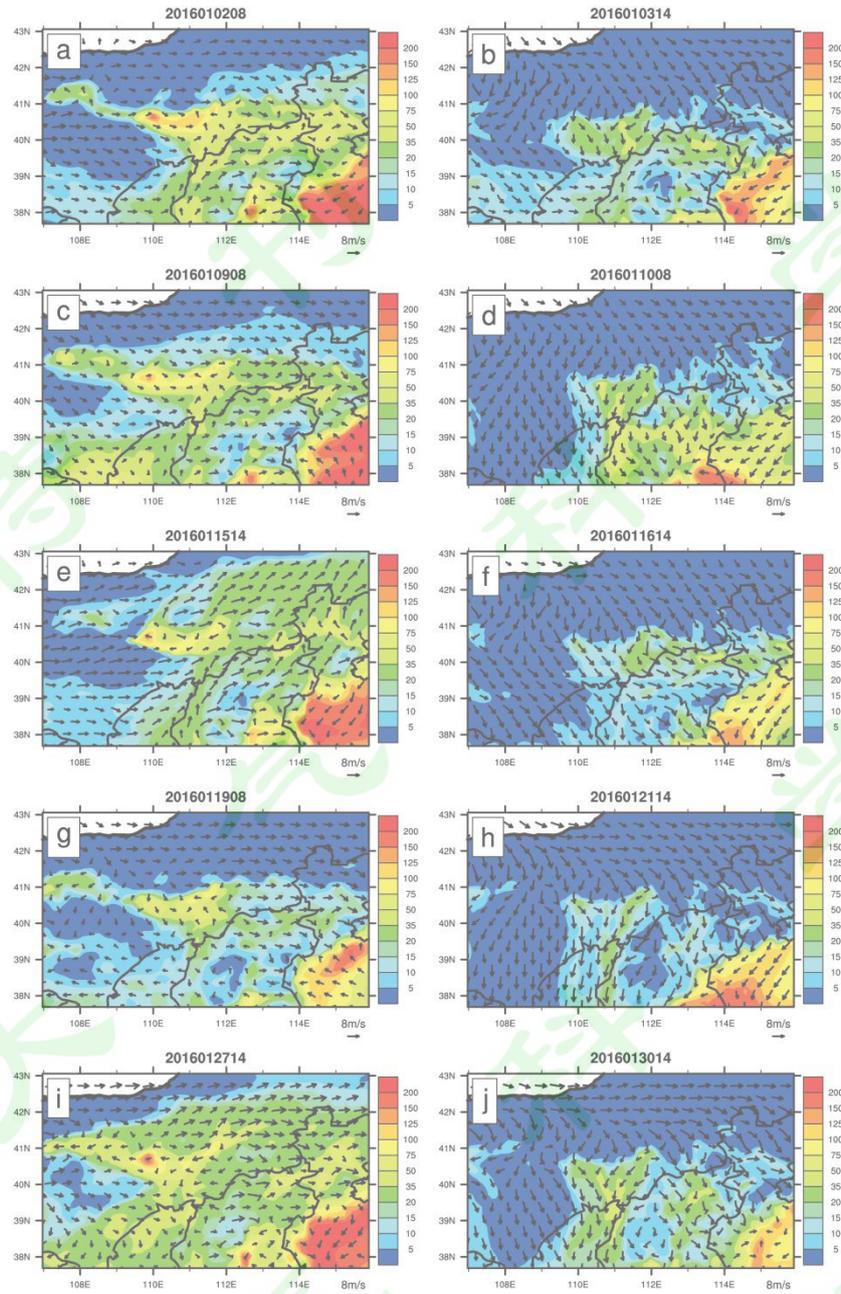
349 等，2016）。

350

### 351 3.3.2 区域污染形势演变特征

352 图 7 展示的是模式模拟得到的 5 个过程的风场与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度场的空间分  
353 布，其中图 7(a)、(c)、(e)、(g)和(i)为五次过程的持续期，图 7(b)、(d)、(f)、(h)  
354 和(j)为结束期，图 7 对应的时刻均在图 3 (e) 中标出。在污染持续阶段，呼包  
355 鄂区域风场辐合，四周气流向中心汇合，容易导致污染物的累积。而且，存在一个由陕西、山西地区到呼和浩特附近的输送通道，偏南气流可以将呼包鄂南侧省市的污染物向北跨省输送。但由于偏南气流风速较弱，跨省输送的贡献较小，呼包鄂地区污染物仍主要来源于本地排放。当偏南气流达到内蒙古地区一部分又转为东风，与偏西气流交汇，导致污染物在省内混合堆积。加上呼包鄂地区风速较小，污染物没有扩散稀释的有利气象条件，导致该地区 PM<sub>2.5</sub> 浓度持续升高。而在污染结束期，呼包鄂地区风场辐散，随着西北、偏北的清洁气流逐渐加大和持续影响，呼包鄂地区的污染物得到稀释，并向南输送，最后使得污染物彻底清除。

363



364

365 图 7 5 个污染过程的  $PM_{2.5}$  质量浓度 (单位:  $\mu g m^{-3}$ ) 及风场 (箭头, 单位:  $m s^{-1}$ )

366 分布, (a)、(c)、(e)、(g)、(i)为持续期, (b)、(d)、(f)、(h)、(j)为结束期

367 Figure 7  $PM_{2.5}$  concentration and wind field (arrow, unit:  $m s^{-1}$ ) distribution of five

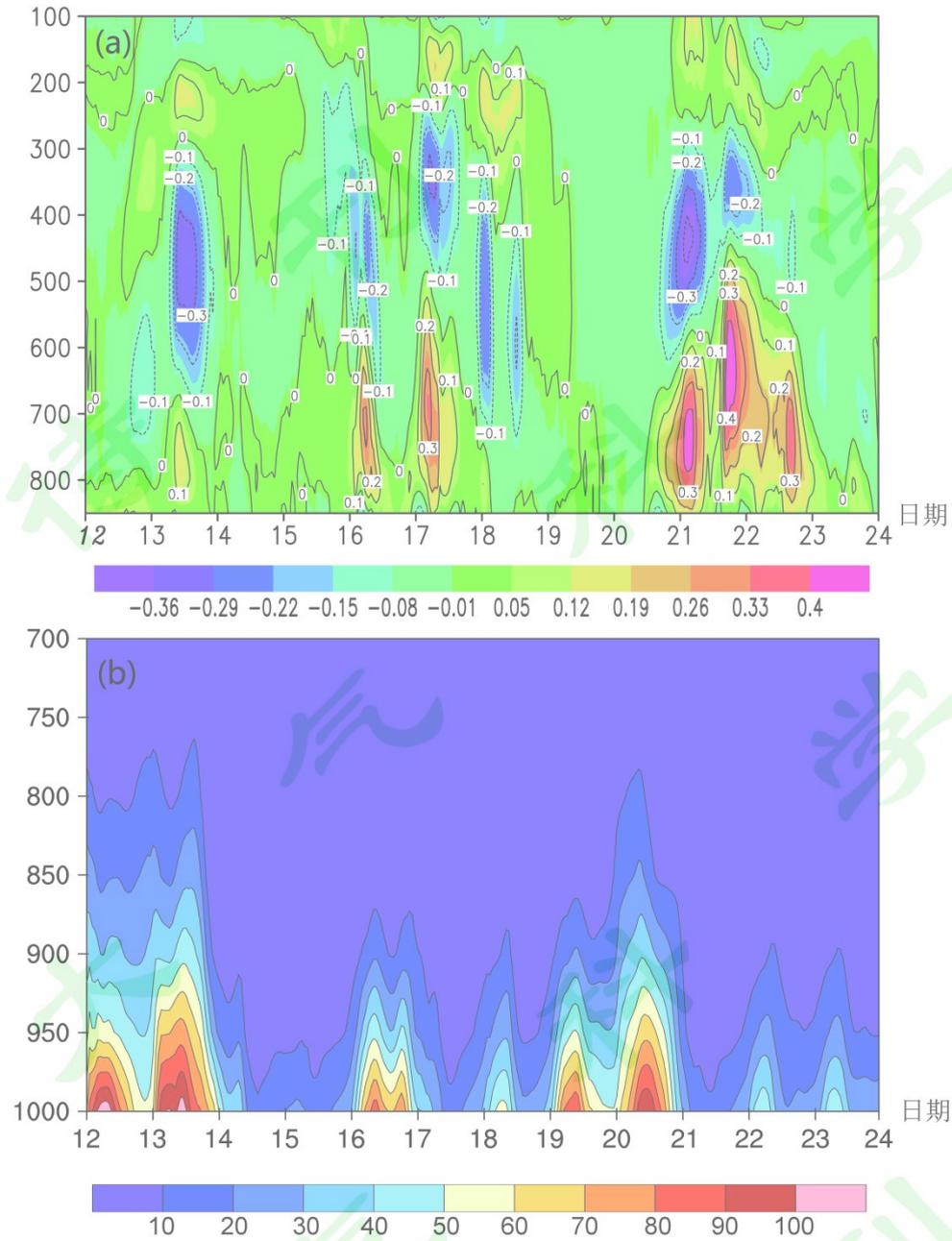
368 pollution processes, (a), (c), (e), (g), (I) are duration period, (b), (d), (f), (h), (j) are

369 end period

### 370 3.3.3 扩散特征

371

372



373

374 图8 2016年1月12日-24日呼和浩特地区的垂直速度剖面图 (a) (单位:  $\text{m s}^{-1}$ )

375 和  $\text{PM}_{2.5}$  的垂直浓度分布 (b) (单位:  $\mu\text{g m}^{-3}$ )。其中 1.12-1.17 是第三次过程,

376 1.18-1.21 是第四次过程

377 Figure 8 vertical velocity profile (a) (unit:  $\text{m s}^{-1}$ ) and vertical concentration

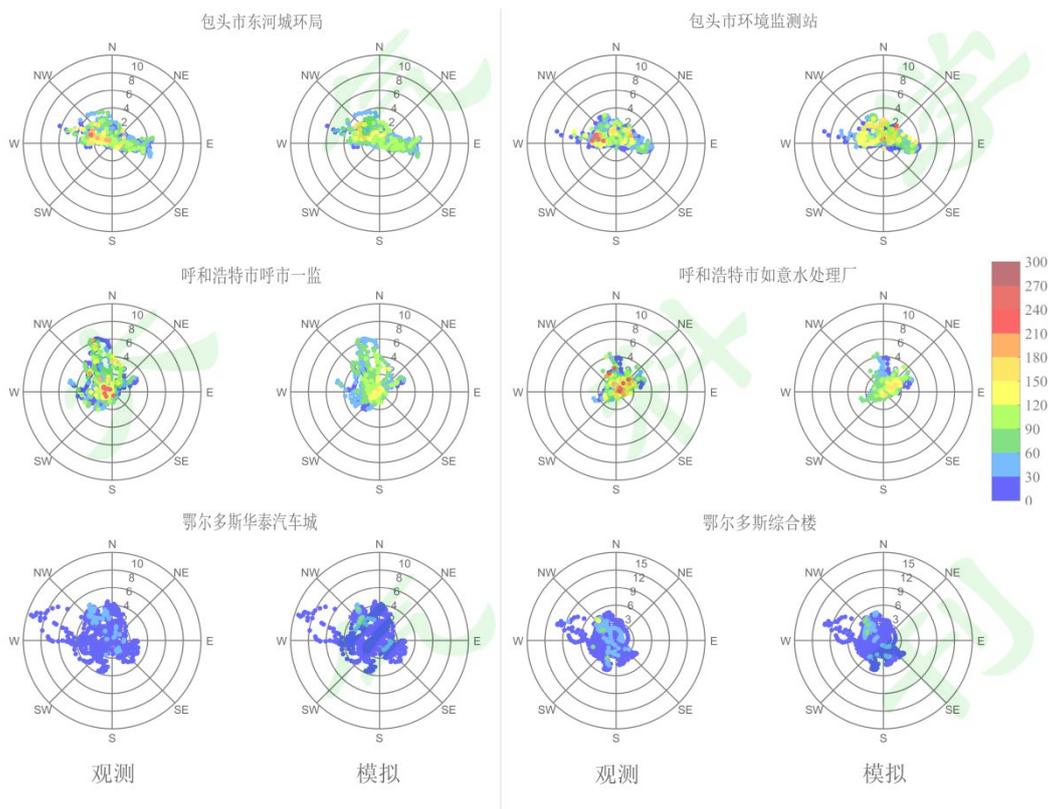
378 distribution of  $\text{PM}_{2.5}$  (b) (unit:  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) in Hohhot from January 12 to 24, 2016.

379 Among them, 1.12-1.17 is the third process, and 1.18-1.21 is the fourth process

380

381 此处, 由于 EP1 - EP3、EP4-EP5 的结果类似, 我们选取第三次和第四次污

382 染过程对呼和浩特地区  $PM_{2.5}$  的垂直扩散特征进行分析。由垂直速度剖面图（图  
 383 8a）可知，在污染持续阶段，850 hPa 高度之上的垂直速度几乎为 0，说明大气  
 384 层结垂直混合作用非常小，大气污染物在垂直方向上不易扩散，从而在大气底层  
 385 堆积，使地面污染加重， $PM_{2.5}$  基本都集中在 850 hPa 高度之下相一致（图 8b）。  
 386 而在污染结束阶段，在 550hPa 高度之上存在负垂直中心，即高空为下沉运动。  
 387 850 hPa-550 hPa 高度之间有正垂直速度中心，大气底层为上升运动，使污染物在  
 388 垂直方向上混合扩散，污染物被稀释。而且，在 550hPa 高度附近存在强烈的风  
 389 切变，说明该区域存在明显的对流运动，大气层结不稳定。地面有冷锋过境，大  
 390 气底层存在明显的正值中心，上升气流显著，地面出现冷空气大风，有利于污染  
 391 物的清除，850 hPa 高度之下  $PM_{2.5}$  浓度明显降低， $PM_{2.5}$  在垂直方向可达到的高  
 392 度也迅速降低至 950 hPa 高度之下。



393

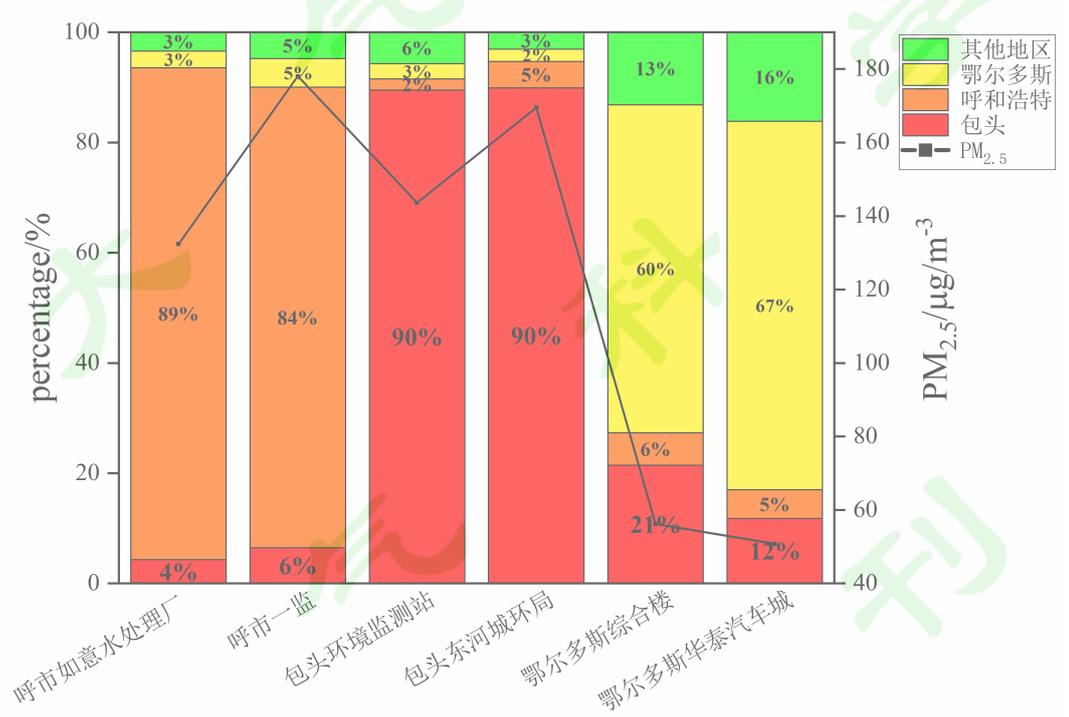
394 图 9 2016 年 1 月呼包鄂六个环境监测站点的风玫瑰图叠加  $PM_{2.5}$  浓度

395 Figure9 wind rose maps of six environmental monitoring stations in  
 396 Hohhot-Baotou-Ordos area in January 2016 superimposed with  $PM_{2.5}$  concentration, with  
 397 measured values on the left and simulated values on the right

398

399 图 9 为呼包鄂六个环境监测站点的风玫瑰图叠加 PM<sub>2.5</sub> 浓度分布。由图可见，  
 400 包头污染超标时风向主要集中在西北风、东风，呼和浩特超标时主要为西北风或  
 401 东北风，且风速低于 4m/s。此种情况下，内蒙古地区上空位于纬向西风环流下  
 402 或延伸至贝加尔湖上方的东北-西南走向的高压脊前，处于偏西北、东北气流控制  
 403 制之中。在强而稳定的地面高压下，有利于静稳天气的形成。由于风速较小，本  
 404 地污染物扩散能力差，易造成污染物的局部堆积，且湿度和温度较高，为颗粒物的  
 405 二次反应提供了条件，从而加剧了颗粒物浓度的升高。包头还存在一个由陕西、  
 406 山西到内蒙古地区的偏南气流转向而来的偏东气流，使省内污染物回流堆积，加  
 407 剧包头的污染。而对于鄂尔多斯而言，其风速较大，污染物稀释能力强，大气扩  
 408 散能力较强，不易发生污染。从影响呼包鄂区域的气象条件和区域输送特征可发  
 409 现，该地区的 PM<sub>2.5</sub> 主要受到本地源影响。

410 **3.3.4 PM<sub>2.5</sub> 来源分析**



411  
 412 图 10 2016 年 1 月内蒙古呼包鄂对 6 个站点 PM<sub>2.5</sub> 浓度的贡献，黑线为各站点 PM<sub>2.5</sub>  
 413 月平均浓度（其他地区指的是呼包鄂以外的地区）

414 Figure 10 contribution of Hohhot-Baotou-Ordos area to PM<sub>2.5</sub> concentration of six  
 415 stations in January 2016, and the black line is the monthly average PM<sub>2.5</sub>  
 416 concentration of each station (Other districts Areas other than Hohhot-Baotou-Ordos)

417 本文通过外地源输送贡献百分比来估算  $PM_{2.5}$  的本地源排放贡献。由图 10  
418 可见,在 6 个站点中,其他地区的外来输送对鄂尔多斯地区的贡献率最高。鄂尔  
419 多斯位于内蒙古与山西、陕西的交界,存在的偏南风可将污染物跨省输送至鄂尔  
420 多斯。但由于鄂尔多斯的  $PM_{2.5}$  浓度量值较低(小于等于  $60\mu g m^{-3}$ ),因此输送  
421 量值较低。其本地排放贡献大于 60%,所以以本地排放为主。包头本地排放占到  
422 总  $PM_{2.5}$  浓度的 90%,呼和浩特本地排放贡献大于 80%,因此包头与呼和浩特也  
423 主要以局地排放累积为主。研究表明,由于  $PM_{2.5}$  前体物之间存在非线性反应,  
424 本地贡献+外来输送贡献并不等于 1,因此该方法存在一定误差(魏哲等, 2017;  
425 Xing et al., 2011)。但由于误差远小于本地贡献值,对分析污染物的来源特征  
426 并无结论性的影响。以上分析表明,不利的气象条件、局地排放累积是呼包鄂地  
427 区  $PM_{2.5}$  污染的主要原因。根据气象预报及时调控本地排放对大气污染的控制十  
428 分必要。

### 429 3.4 对下游污染的指示性

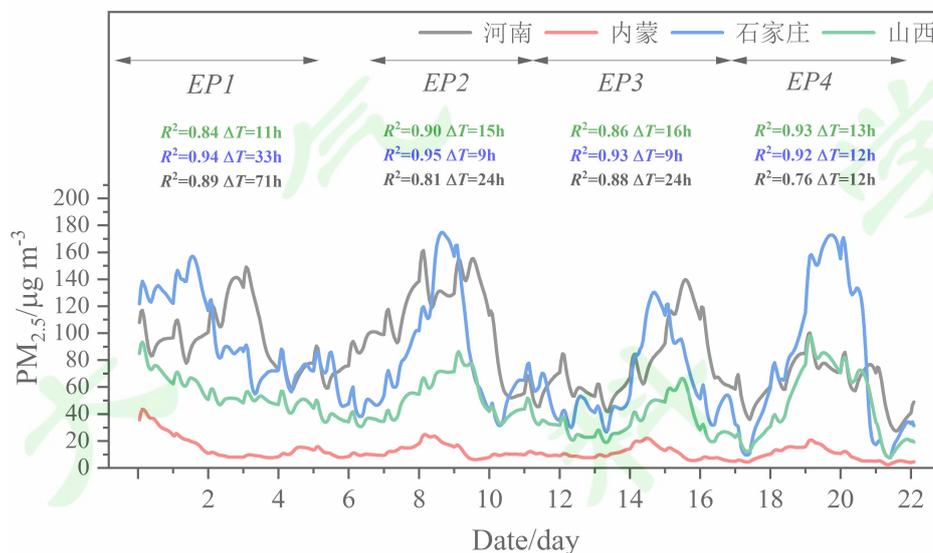
430 大气污染是污染物排放和不利气象条件共同作用的结果,空气质量严重依赖  
431 天气形势和状况(任阵海等, 2004; Zhai et al., 2019; Zhang et al., 2019)。短时  
432 间内大气污染物的排放量相对稳定,污染的发生主要取决于气象条件等因素(安  
433 俊岭等, 2012; Cao et al., 2014; Cheng et al., 2007)。由上述分析可知,不利的气  
434 象条件及本地排放是呼包鄂地区  $PM_{2.5}$  污染的主要原因,  $PM_{2.5}$  浓度的变化可以直  
435 接反映出该地区气象条件的变化,该地区空气质量可作为气象条件变化的指示因  
436 子。石家庄、山西、河南地区位于中纬度西风带内蒙古的下游地区(图 7),是  
437 冷空气活动的下游地区。已有研究发现,冬季华北地区的大气污染扩散气象条件  
438 与冷空气的频繁活动息息相关(江琪等, 2016)。冷空气主要通过在地不断堆  
439 积,进入我国的内蒙古,在有利的环流背景下向南扩散,经黄河河套一带继续南  
440 下(张培忠和陈光明, 1999; 钱维宏和张玮玮, 2007)。因此石家庄、山西、河  
441 南地区的气象条件较内蒙古地区具有一定的相似性和滞后性。

442 在 2016 年 1 月的五次污染过程中,第一至四次污染过程石家庄、山西省、  
443 河南省的  $PM_{2.5}$  变化较内蒙古地区相比均存在不同程度的滞后,且交叉相关系数  
444 全部表现为极其显著正相关( $P < 0.0001$ )。如图 11 所示,第一次污染过程,山  
445 西省、石家庄、河南省与内蒙古地区的  $PM_{2.5}$  变化分别滞后 11、33、71 个小时。

446 第二次和第三次污染过程中，PM<sub>2.5</sub>在石家庄的变化与内蒙古地区相比，均存在  
447 9个小时的滞后，交叉相关系数可达到0.95、0.93。这两次过程中河南省较内蒙  
448 古也均存在24小时的滞后，交叉相关系数为0.81、0.88。在第四次过程中，石  
449 家庄和河南省的PM<sub>2.5</sub>变化与内蒙古地区相比，均表现为12小时的滞后，而山  
450 西省存在13小时的滞后，交叉相关系数达到0.93。

451 以上结果表明，内蒙古地区的空气质量变化对下游地区石家庄、山西省、河  
452 南省地区的空气质量变化具有一定的指示作用，短期内大气环流的上游城市空气  
453 污染状况对下游地区空气质量的预报具有重要的参考、借鉴意义，可以有效地提  
454 高下游地区空气质量监测、预警的时效性和准确性。

455



456

457 图 11 石家庄、山西省、河南省、内蒙古地区 4 个污染过程的 PM<sub>2.5</sub> 小时平均  
458 浓度的时间变化

459 Figure 11 variation of PM<sub>2.5</sub> hourly mean concentration of four pollution processes in  
460 Shijiazhuang, Shanxi, Henan and Inner Mongolia

#### 461 4 总结

462 本文利用 WRF、IAP-AACM 模式对 2016 年冬季内蒙古呼包鄂地区的五次  
463 大气细颗粒物 (PM<sub>2.5</sub>) 污染过程进行了模拟研究，模式能够较好地再现呼包鄂  
464 地区 PM<sub>2.5</sub> 浓度时空分布和演变特征。通过分析污染过程的大尺度天气形势，和  
465 解析 PM<sub>2.5</sub> 来源贡献，得到如下主要结论：

466 (1) 呼包鄂地区的空气质量变化主要受大范围天气形势影响。在污染累积

467 阶段，呼包鄂区域 500 hPa 高空受阻塞高压或弱高压脊前平直的偏西气流控制，  
468 地面为弱高压或均压场，风速较小，边界层高度较低，污染物扩散能力差，且气  
469 温、相对湿度较高，有利于二次颗粒物生成；在污染消散阶段，天气形势发生明  
470 显变化，550 hPa 高度附近有强烈的风切变，550 hPa 高度以下有强冷平流，地面  
471 形成大风天气，污染物易扩散，且伴随着冷空气的南下，下游地区的污染物也会  
472 得到清除。

473 (2) 呼包鄂区域的  $PM_{2.5}$  主要来源于本地排放，鄂尔多斯的本地排放贡献  
474 大于 60%，呼和浩特本地排放贡献大于 80%，包头则达到 90%。该区域空气质  
475 量的变化可以反应区域大气污染气象条件的变化。

476 (3) 受区域大气污染气象条件的共同影响，呼包鄂区域的  $PM_{2.5}$  浓度与处  
477 于其下游的山西、河北、河南地区的  $PM_{2.5}$  浓度具有高度的时间相关性( $p < 0.0001$ )，  
478 相位差在 6-24 小时。呼包鄂区域空气质量的变化可以作为下游地区空气质量变  
479 化的前兆因子，有助于提前对下游地区的空气质量进行预报预警。

480 此次研究表明呼包鄂地区  $PM_{2.5}$  污染的主要内因是本地污染物排放，减少本  
481 地排放才可改善该地区空气质量。综合分析呼包鄂地区空气质量变化状况，可以  
482 为下游地区大气污染气象条件预报提供理论依据。然而，模式对  $PM_{2.5}$  浓度的精  
483 细特征模拟不足，未来还需进一步加强  $PM_{2.5}$  组分的评估验证，并考虑使用更准  
484 确的排放清单，改进  $PM_{2.5}$  模拟效果使研究结果更加可靠。

485

486

## 487 参考文献 (References)

488

489 安俊岭, 李健, 张伟, 等. 2012. 京津冀污染物跨界输送通量模拟[J]. 环境科学学  
490 报, 32(11): 2684–2692. An J L, Li J, Zhang W, et al. 2012. Simulation of  
491 transboundary transport fluxes of air pollutants among Beijing, Tianjin, and Hebei  
492 Province of China[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 32(11): 2684–2692.

493 Athanasopoulou E, Tombrou M, Pandis S N, et al. 2008. The role of sea-salt  
494 emissions and heterogeneous chemistry in the air quality of polluted coastal areas[J].  
495 Atmospheric Chemistry & Physics Discussions, 8(19), 5755-5769.

496 Barrie L A. 1986. Arctic air pollution: An overview of current knowledge[J].  
497 Atmospheric Environment, 20(4): 643-663.

498 Boylan J W, Russell A G. 2006. PM and light extinction model performance  
499 metrics, goals, and criteria for three-dimensional air quality models[J]. Atmospheric  
500 Environment, 40(26): 4946-4959.

501 曹伟华, 梁旭东, 李青春. 2013. 北京一次持续性雾霾过程的阶段性特征及  
502 影响因子分析[J]. 气象学报, 71(5): 940-951. Cao W H, Liang X D, Li Q C. 2013.  
503 Analysis of the periodic characteristics and influencing factors of a persistent haze  
504 process in Beijing [J]. Acta Meteorologica Sinica, 71 (5): 940-951.

505 Cao C, Jiang W J, Wang B Y, et al. 2014. Inhalable microorganisms in Beijing's  
506 PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> pollutants during a severe smog event[J].  
507 Environmental Science & Technology, 48(3): 1499–1507.

508 Cheng W L, Chen Y S, Zhang J F, et al. 2007. Comparison of the Revised Air  
509 Quality Index with the PSI and AQI indices[J]. Science of the Total Environment,  
510 382(2-3): 191–198.

511 Chen Z H, Cheng S Y, Li J B, et al. 2008. Relationship between atmospheric  
512 pollution processes and synoptic pressure patterns in northern China[J]. Atmos.  
513 Environ. , 42(24): 6078–6087.

514 Li Q H, Wu B G, Liu J L, et al. 2020. Characteristics of the atmospheric boundary  
515 layer and its relation with PM<sub>2.5</sub> during haze episodes in winter in the North China  
516 Plain. Atmos Environ, 223: 117265

517 Chen H S, Wang Z F, Li J, et al. 2015. GNAQPMS-Hg v1.0, a global nested  
518 atmospheric mercury transport model: model description, evaluation and application  
519 to trans-boundary transport of Chinese anthropogenic emissions[J]. Geosci.  
520 Model Dev. , 8(5), 2857-2876.

521 Demuzere M, Trigo R M, Vila-Guerau de Arellano J, et al. 2009. The impact of  
522 weather and atmospheric circulation on O<sub>3</sub> and PM<sub>10</sub> levels at a rural mid-latitude  
523 site[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 9(8): 2695–2714.

524 Fan S J, Fan Q, Yu W, et al. 2011. Atmospheric boundary layer characteristics  
525 over the Pearl River Delta, China, during the summer of 2006: measurement and

526 model results[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11(13): 6297–6310.

527 都仁吉雅. 2019. 包头市冬春大气颗粒物污染及其与气象条件关系[J]. *环境*

528 *与发展*, 31(10): 164-165. Du R J Y. 2019. Atmospheric particulate matter pollution in

529 winter and spring in Baotou City and its relationship with meteorological conditions

530 [J]. *Environment and development*, 31 (10): 164-165.

531 高愈霄, 霍晓芹, 闫慧, 等. 2016. 京津冀区域大气重污染过程特征初步分析

532 [J]. *中国环境监测*, 32(6): 26-35. Gao Y X, Huo X Q, Yan H, et al. 2016. Preliminary

533 analysis of characteristics of heavy air pollution process in Beijing Tianjin Hebei

534 region [J]. *China environmental monitoring*, 32 (6): 26-35.

535 韩霄, 张美根. 2014. 2013年1月华北平原重霾成因模拟分析[J]. *气候与环境*

536 *研究*, 19 (2): 127–139. HanXiao, Zhang Meigen. 2014. Model analysis of haze

537 formation over the North China Plain in January 2013 [J]. *Climatic and*

538 *Environmental Research (in Chinese)*, 19 (2): 127–139.

539 Huang C, Chen C H, Li L, et al. 2011. Emission inventory of anthropogenic air

540 pollutants and VOC species in the Yangtze River Delta region, China [J]. *Atmospheric*

541 *Chemistry Physics Discussions*, 11(9): 4105-4120.

542 Jaffe D, Theodore A, Dave C, et al. 1999. Transport of Asian air pollution to

543 North America [J]. *Geophysical Research Letters*, 26(6): 711-714.

544 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):

545 514-520. Jiang Q, Ma X K, Wang F. 2016. Analysis of atmospheric circulation and

546 weather in January 2016 [J]. *Meteorology*, 42 (4): 514-520.

547 Lana A, Bell T G, Simó R, et al. 2011. An updated climatology of surface

548 dimethylsulfide concentrations and emission fluxes in the global ocean [J]. *Global*

549 *Biogeochemical Cycles*, 25(1): 3-25.

550 Li M, Liu H, Geng G, et al. 2017. Anthropogenic emission inventories in China:

551 a review, *Natl. Sci. Rev.*, 4, 834-866.

552 李伊明, 刘佳媛, 史国良, 等. 2020. 呼包鄂地区冬季、夏季PM<sub>2.5</sub>污染特征[J].

553 *环境科学*, 41(01): 31-38. Li Y M, Liu J Y, Shi G L, et al. 2020. Winter and summer

554 PM in hubao-e area PM<sub>2.5</sub> pollution characteristics [J]. *Environmental science*, 41 (01):

555 31-38.

556 李瑞英, 田海军, 董炜华, 李晓强, 王海涛, 翟丽华. 2020. 包头市区 2018 年  
557 大气污染特征及来源分析[J]. 科学技术创新, (23): 42-43. Li R Y, Tian H J, Dong  
558 W H, Li X Q, Wang H T, Zhai L H. 2020. Characteristics and sources of air pollution  
559 in Baotou City in 2018 [J]. Science and technology innovation, (23): 42-43.

560 Nenes A, Pandis S N, Pilinis C. 1999. Continued development and testing of a  
561 new thermodynamic aerosol module for urban and regional air quality models[J].  
562 Atmospheric Environment, 33(10): 1553-1560.

563 Peckham, S. E., Grell, G. A., Mckeen, S. A., Ahmadov, R., Wong, K. Y., &  
564 Barth, M., et al. 2017. WRF-Chem version 3.8.1 user's guide.

565 钱维宏, 张玮玮. 2007. 我国近 46 年来的寒潮时空变化与冬季增暖[J]. 大气  
566 科学, 31(6): 1266-1278. Qian W H, Zhang W W. 2007. Temporal and spatial variation  
567 of cold wave and winter warming in China in recent 46 years [J]. Atmospheric science,  
568 31 (6): 1266-1278.

569 任阵海, 万本太, 虞统, 等. 2004. 不同尺度大气系统对污染边界层的影响及  
570 其水平流场输送[J]. 环境科学研究, 17(1): 7-13. Ren Z H, Wan B T, YU T, et al.  
571 2004. Influence of Weather System of Different Scales on Pollution Boundary Layer  
572 and the Transport in Horizontal Current Field[J]. Research of Environmental Sciences,  
573 17(1): 7-13.

574 Stockwell W R, Kirchner F, Kuhn M, et al. 1997. A new mechanism for regional  
575 atmospheric chemistry modeling[J]. J. Geophys. Res. , 102(D22): 25847-25879. doi:  
576 10. 1029/97jd00849

577 Strader R, Lurmann F, Pandis S N. 1999. Evaluation of secondary organic  
578 aerosol formation in winter[J]. Atmospheric Environment, 33(29): 4849-4863.

579 Tang M, Liu Y, He J, et al. 2020. In situ continuous hourly observations of  
580 wintertime nitrate, sulfate and ammonium in a megacity in the North China plain from  
581 2014 to 2019: temporal variation, chemical formation and regional transport[J].  
582 Chemosphere, 262:127745.

583 王自发, 谢付莹, 王喜全, 等. 2006. 嵌套网格空气质量预报模式系统的发展  
584 与应用[J]. 大气科学, 30(5): 778-790. Wang Z F, Xie F Y, Wang X Q, et al. 2006.  
585 Development and Application of Nested Air Quality Prediction Modeling System[J].

586 Chinese Journal of Atmospheric Sciences(in Chinese), 30(5): 778-790.

587 王喜全,齐彦斌,王自发,等. 2007. 造成北京 PM10 重污染的二类典型天气形  
588 势[J].气候与环境研究,2007(01):81-86. Wang X Q, Qi Y B, Wang Z F, et al. 2007.  
589 The Influence of Synoptic Pattern on PM10 Heavy Air Pollution in Beijing [J].  
590 Climate and Environment Research, 2007 (01): 81-86

591 王宏,冯宏芳,隋平. 2009. 福州市空气高污染与气象条件关系[J]. 气象科学,  
592 37(6): 676-681. Wang H, Feng H F, Sui P. 2009. Relationship between high air  
593 pollution and meteorological conditions in Fuzhou [J]. Meteorological science, 37 (6):  
594 676-681.

595 王跃思,张军科,王莉莉,等. 2014 京津冀区域大气霾污染研究意义、现状  
596 及展望[J].地球科学进展, 29(03):388-396. Wang yuesi, Zhang Junke, Wang Lili, et al.  
597 2014. Research significance, status and Prospect of atmospheric haze pollution in  
598 Beijing Tianjin Hebei region in 2014 [J]. Advances in Earth Sciences, 29 (03):  
599 388-396

600 王自发,李杰,王哲,等. 2014. 2013 年 1 月我国中东部强霾污染的数值模拟和  
601 防控对策[J].中国科学:地球科学,44(01):3-14. Wang Z F, Li J, Wang Z, et al. 2014.  
602 Modeling study of regional severe hazes over Mid-Eastern China in January 2013 and  
603 its implications on pollution prevention and control. Science China: Earth Sciences,  
604 57: 3-13.

605 Wang H, Lin J M, Wu Q Z, et al. 2019. MP CBM-Z V1.0: design for a new  
606 Carbon Bond Mechanism Z (CBM-Z) gas-phase chemical mechanism architecture for  
607 next-generation processors[J]. Geoscientific Model Development, 12(2).

608 王鹏. 2019. 2013-2017年呼和浩特市大气污染时空变化特征[D]. 内蒙古大学.  
609 Wang P. 2019. Spatial and temporal variation characteristics of air pollution in Hohhot  
610 from 2013 to 2017 [D]. Inner Mongolia University.

611 王自发,魏颖,陈学舜,等. 2020. 一个适用于地球系统模式 (CAS-ESM) 的在  
612 线气溶胶与大气化学分量模式 (IAP-AACM) 的发展与评估[J].气候与环境研  
613 究,25(1):1-18.Wang Z F, Wei Y, Chen X S, et al.2020. Development and Evaluation  
614 of the Online Aerosol and Atmospheric Chemistry Model for the Chinese Academy of  
615 Sciences Earth System Model [J]. Climatic and Environmental Research,25(1): 1-18.

616 魏哲,侯立泉,魏巍,等. 2017. 结合 WRF/Chem 和 PMF 方法的邯郸市 PM<sub>2.5</sub> 源  
617 解析[J].环境科学与技术,40(11):67-74. Wei Z, Hou L Q, Wei W, et al. 2017. Source  
618 apportionment of PM<sub>2.5</sub> in Handan city using a combined method of WRF/Chem and  
619 PMF model[J]. Environmental Science &Technology, 40(11): 67-74

620 Wei Y, Chen X S, Chen H S, et al. 2019. IAP-AACM v1.0: a global to regional  
621 evaluation of the atmospheric chemistry model in CAS-ESM[J]. Atmospheric  
622 Chemistry and Physics, 19(12):8269-8296.

623 吴健, 齐晓宝, 苏敬华, 等. 2019. 2015 年上海崇明岛 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 浓度变化  
624 特征及气象因素影响分析[J]. 气象与环境科学, 42(3): 1-8. Wu J, Qi X B, Su J H,  
625 et al. 2019. Variation characteristics of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> concentrations in Chongming  
626 Island of Shanghai in 2015 and the impact of meteorological factors [J]. Meteorology  
627 and environmental science, 42 (3): 1-8.

628 肖舜, 沈瑾, 刘璐, 等. 2012. 西安世园会园区大气环境质量与气象因子关系  
629 分析[J]. 干旱气象, 30(1): 1-7. Xiao S, Shen J, Liu L, et al. 2012. Analysis of the  
630 relationship between atmospheric environmental quality and meteorological factors in  
631 Xi'an International Horticultural Exposition Park [J]. Drought meteorology, 30 (1):  
632 1-7.

633 Xing J, Wang S X, Jang C, et al. 2011. Nonlinear response of ozone to precursor  
634 emission changes in China: a modeling study using response surface  
635 methodology[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 10:5027 - 5044

636 徐敬, 丁国安, 颜鹏, 等. 2007. 北京地区 PM<sub>2.5</sub> 的成分特征及来源分析[J].  
637 应用气象学报, 18(5):646-656. Xu J, Ding G A, Yan P, et al. 2007. Analysis of the  
638 composition and source of PM<sub>2.5</sub> in Beijing [J]. Acta Sinica Sinica, 18 (5): 646-656.

639 杨颖川, 葛宝珠, 郝赛宇, 等. 2020. 基于能见度及 AOD 数据的北京市  
640 PM<sub>2.5</sub> 浓度的反演 [J]. 气候与环境研究, 25(5): 521-530. YANG Yingchuan, GE  
641 Baozhu, HAO Saiyu, et al. 2020. Inversion of PM<sub>2.5</sub> Concentration in Beijing Based  
642 on Visibility and AOD Data [J]. Climatic and Environmental Research  
643 (inChinese),5(5): 521-530.

644 于庚康, 王博妮, 陈鹏, 等. 2015. 2013 年初江苏连续性雾霾天气的特征分析

645 [J]. 气象, 41(5): 622-629. Yu G K, Wang B N, Chen P, et al. 2015. Characteristics of  
646 continuous haze weather in Jiangsu Province in early 2013 [J]. Meteorology, 41 (5):  
647 622-629.

648 余钟奇,瞿元昊,周广强,等. 2020. 2018年秋冬季长江三角洲区域PM<sub>2.5</sub>污染  
649 来源数值研究[J].中国环境科学,40(10):4237-4246.

650 Zaveri R A, Peters L K. 1999. A new lumped structure photochemical  
651 mechanism for large - scale applications[J]. J. Geophys. Res. , 104(D23):  
652 30387-30415.

653 Zhai S X, Jacob D J, Wang X, et al. 2019. Fine particulate matter(PM<sub>2.5</sub>) trends  
654 in China, 2013-2018: separating contributions from anthropogenic emissions and  
655 meteorology[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 19(16): 11031-11041.

656 张培忠, 陈光明. 1999. 影响中国寒潮冷高压的统计研究[J]. 气象学报, 57(4):  
657 493-501. Zhang P Z, Chen G M. 1999. A statistical study of cold wave cold high in  
658 China [J]. Acta Meteorologica Sinica, 57 (4): 493-501.

659 Zhang L, Brook J R, Vet R. 2003. A revised parameterization for gaseous dry  
660 deposition in air-quality models[J]. Atmos. Chem. Phys. , 3(6): 2067-2082.

661 Zhang Y, Hemperly J, Meskhidze N, et al. 2012. The Global Weather Research  
662 and Forecasting (GWRf) Model: Model Evaluation, Sensitivity Study, and Future  
663 Year Simulation, Atmospheric and Climate Sciences, 2(3): 231-253.

664 Zhang Y P, Li X, Teng N, et al. 2018. Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> pollution in  
665 the central six districts of Beijing, China[J]. Journal of Cleaner Production,  
666 174:661-669.

667 Zhang X Y, Xu X D, Ding Y H, et al. 2019. The impact of meteorological  
668 changes from 2013 to 2017 on PM<sub>2.5</sub> mass reduction in key regions in China[J].  
669 Science China(Earth Sciences), 62(12): 1885-1902.

670 赵敬国, 王式功, 张天宇, 等. 2015. 兰州市大气重污染气象成因分析[J]. 环  
671 境科学学报, 35(5): 1547-1555. Zhao J G, Wang S G, Zhang T Y, et al. 2015. Analysis  
672 of meteorological causes of heavy air pollution in Lanzhou [J]. Journal of  
673 environmental science, 35 (5): 1547-1555.

674 赵好希, 陈义珍, 杨欣, 等. 2019. 2018 年 3 月两会期间北京重污染过程边界  
675 层气象的演变分析[J]. 环境科学研究, 32(9): 1492-1499. Zhao Y X, Chen Y Z,  
676 Yang X, et al. 2019. Analysis on the evolution of boundary layer meteorology in  
677 Beijing during the two sessions in March 2018 [J]. Environmental science research,  
678 32 (9): 1492-1499.

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

682 Zhao X J, Zhao P S, Xu J, et al. 2013. Analysis of a winter regional haze event  
683 and its formation mechanism in the North China Plain[J]. Atmospheric Chemistry and  
684 Physics, 13(11): 5685-5696.

685 Zheng B, Tong D, Li M, et al. 2018. Trends in China' s anthropogenic emissions  
686 since 2010 as the consequence of clean air actions, Atmos. Chem. Phys., 18,  
687 14095-14111.

688