

汾渭平原空气质量及气象要素对其日变化和年际变化的影响

秦卓凡 廖宏 陈磊 朱佳 钱静

Fenwei Plain Air Quality and the Dominant Meteorological Parameters for Its Daily and Interannual Variations

QIN Zhuofan LIAO Hong CHEN Lei ZHU Jia QIAN Jing

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.3878/j.issn.1006-9895.2101.20240>

您可能感兴趣的其他文章 Articles you may be interested in

基于京津冀高密度地面观测网络的大气污染物浓度地面观测代表性误差估计

Estimation of Representative Errors of Surface Observations of Air Pollutant Concentrations Based on High-Density Observation Network over Beijing-Tianjin-Hebei Region

大气科学. 2019, 43(2): 277 <https://doi.org/10.3878/j.issn.1006-9895.1804.17267>

大气污染资料同化与应用综述

A Review of Air Quality Data Assimilation Methods and Their Application

大气科学. 2018, 42(3): 607 <https://doi.org/10.3878/j.issn.1006-9895.1802.17260>

基于火箭探空资料的冰雹云内部结构个例分析

Case Study of Hail Cloud Internal Structure Based on Rocket Sounding Data

大气科学. 2020, 44(4): 748 <https://doi.org/10.3878/j.issn.1006-9895.1907.19118>

京津冀一次重度雾霾天气能见度及边界层关键气象要素的模拟研究

A Modeling Study of the Visibility and PBL Key Meteorological Elements during a Heavy Fog-Haze Episode in Beijing-Tianjin-Hebei of China

大气科学. 2017, 41(6): 1177 <https://doi.org/10.3878/j.issn.1006-9895.1703.16211>

2014年夏季青藏高原狮泉河与林芝降水低频振荡及陆—气过程日变化特征

Low Frequency Oscillation of Precipitation and Daily Variation Characteristic of Air-Land Process at Shiquanhe Station and Linzhi Station in Tibetan Plateau in the Summer of 2014

大气科学. 2017, 41(4): 767 <https://doi.org/10.3878/j.issn.1006-9895.1701.16205>

京津冀典型工业城市沙河市大气污染特征及来源分析

—

大气科学. 2019, 43(4): 861 <https://doi.org/10.3878/j.issn.1006-9895.1810.18158>



关注微信公众号，获得更多资讯信息

秦卓凡, 廖宏, 陈磊, 等. 2021. 汾渭平原空气质量及气象要素对其日变化和年际变化的影响 [J]. 大气科学, 45(6): 1273–1291. QIN Zhuofan, LIAO Hong, CHEN Lei, et al. 2021. Fenwei Plain Air Quality and the Dominant Meteorological Parameters for Its Daily and Interannual Variations [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese), 45(6): 1273–1291. doi:10.3878/j.issn.1006-9895.2101.20240

汾渭平原空气质量及气象要素对其日变化和年际变化的影响

秦卓凡 廖宏 陈磊 朱佳 钱静

南京信息工程大学环境科学与工程学院/江苏省大气环境监测与污染控制高技术重点实验室/江苏省大气环境与装备技术协同创新中心, 南京 210044

摘 要 汾渭平原因其封闭的地形条件以及煤炭为主的能源结构, 大气污染问题一直存在, 并于 2018 年被列入大气污染防治的重点区域。文章利用 2015 年以来 PM₁₀、PM_{2.5}、SO₂、NO₂、CO、O₃ 质量浓度的观测数据和空气质量指数 (Air Quality Index, 简称 AQI), 分析了汾渭平原 AQI 及大气污染物质量浓度的时空分布特征; 使用多元线性回归模型研究了气象条件对冬季 PM_{2.5} 和夏季 O₃ 浓度日最大 8 h 滑动平均值 (MDA8_O₃) 日变化和年际变化的影响。研究发现, 汾渭平原的空气质量在 2015~2017 年间逐年变差, 在 2018~2019 年有所好转, 污染较重的城市为西安、渭南、咸阳、临汾、运城、三门峡、洛阳, 集中在汾河平原与渭河平原交界处。汾渭平原的首要大气污染物多为 PM_{2.5}、PM₁₀ 或 O₃, 三者占比之和约 90%。重污染时期主要集中在天气条件不利及污染物排放量大的冬季供暖期, 但夏季 O₃ 浓度的升高趋势使得汾渭平原夏季污染情况越来越严重。影响汾渭平原冬季 PM_{2.5} 浓度和夏季 MDA8_O₃ 日变化最主要的气象要素都是 2 m 高度气温 (简称 T2M), 相对贡献分别是 45.5%、35.3%, 都表现为正相关; 第二主要的气象要素都是 2 m 相对湿度 (简称 RH2M), 相对贡献分别是 41.5% (正相关)、25.4% (负相关)。影响汾渭平原冬季 PM_{2.5} 浓度年际变化最主要的气象要素是 T2M 和 RH2M, 其相对贡献分别为 43.6%、31.9%, 且都呈正相关, 2015~2019 年汾渭平原冬季气象条件的变化会导致 PM_{2.5} 浓度上升, 部分削弱了人为减排导致的下降趋势 ($-8.3 \mu\text{g m}^{-3} \text{a}^{-1}$)。影响汾渭平原夏季 MDA8_O₃ 年际变化最主要的气象要素是 T2M (正相关) 和 850 hPa 风速 (WS850, 负相关), 其相对贡献分别为 71.7%、16.3%。2015~2019 年汾渭平原夏季气象条件的变化导致 O₃ 污染呈上升趋势 ($1.2 \mu\text{g m}^{-3} \text{a}^{-1}$), 但 O₃ 污染的总上升趋势 ($8.7 \mu\text{g m}^{-3} \text{a}^{-1}$) 中, 人为排放变化的贡献更大 ($7.5 \mu\text{g m}^{-3} \text{a}^{-1}$)。本研究表明, 汾渭平原大气污染形势严峻, 其颗粒物污染问题尚未解决, 还面临着新的臭氧污染的挑战, 汾渭平原内的 11 个地级市分属陕西、山西、河南三省管辖, 三省交界处又是重污染区域, 所以需要三省联合防治防控, 协同改善汾渭平原的空气质量。

关键词 汾渭平原 空气质量指数 大气污染物 气象要素

文章编号 1006-9895(2021)06-1273-19

中图分类号 P402

文献标识码 A

doi:10.3878/j.issn.1006-9895.2101.20240

Fenwei Plain Air Quality and the Dominant Meteorological Parameters for Its Daily and Interannual Variations

QIN Zhuofan, LIAO Hong, CHEN Lei, ZHU Jia, and QIAN Jing

Jiangsu Key Laboratory of Atmospheric Environment Monitoring and Pollution Control/Jiangsu Collaborative Innovation Center of Atmospheric

收稿日期 2020-12-02; 网络预出版日期 2021-03-17

作者简介 秦卓凡, 女, 1997 年出生, 硕士研究生, 主要从事大气气溶胶与气候变化等领域的研究。E-mail: qinzhufan@nuist.edu.cn

通讯作者 廖宏, E-mail: hongliao@nuist.edu.cn

资助项目 国家自然科学基金项目 91744311、42021004

Funded by National Natural Science Foundation of China (Grants 91744311, 42021004)

Environment and Equipment Technology/School of Environmental Science and Engineering, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing 210044

Abstract Due to the special terrain conditions and coal-based energy structure, air pollution in the Fenwei Plain has been a serious issue. In 2018, the Fenwei Plain was listed as a key area for air pollution prevention and control. This study used the observed concentrations of PM₁₀, PM_{2.5}, SO₂, NO₂, CO, and O₃ over 2015–2019 and the Air Quality Index (AQI) to analyze the temporal and spatial distributions of AQI and mass concentrations of pollutants in the Fenwei Plain. A multiple linear regression model was applied to identify the meteorological conditions that influenced the daily and interannual variations of PM_{2.5} in winter and the maximum daily average 8-hour O₃ (MDA8_O₃) in summer in the Fenwei Plain. Results reveal that the air quality of the Fenwei Plain deteriorated year by year from 2015 to 2017 but improved from 2018 to 2019. The most polluted cities were Xi'an, Weinan, Xianyang, Linfen, Yuncheng, Sanmenxia, and Luoyang, which were located at the junction of the Fenhe Plain and the Weihe Plain. The primary air pollutants in the Fenwei Plain were PM_{2.5}, PM₁₀, or O₃, which accounted for about 90% of the polluted days. Severe pollution occurred mainly in the winter heating period when weather conditions were unfavorable and the emissions of pollutants were large. In summer, O₃ concentrations in the Fenwei Plain increased over the past years. The most important meteorological parameter for the daily variations of both PM_{2.5} in winter and MDA8_O₃ in summer was the 2-meter air temperature (T2M) with relative contributions of 45.5% and 35.3%, respectively. T2M was positively correlated with PM_{2.5} in winter and MDA8_O₃ in summer. The second important meteorological parameter was the 2-meter relative humidity (RH2M) for both PM_{2.5} in winter and MDA8_O₃ in summer with relative contributions of 41.5% (positive correlation) and 25.4% (negative correlation), respectively. With respect to the interannual variations in PM_{2.5} in winter, the two most dominant meteorological parameters were T2M (43.6%) and RH2M (31.9%), which were both positively correlated with concentrations. Changes in meteorological conditions in winter over 2015–2019 had an effect of increasing PM_{2.5}, which offset the decreases in emissions to some extent. With respect to the interannual variations in summertime MDA8_O₃, the two most dominant meteorological parameters were T2M (71.7%, positive correlation) and wind speed at 850 hPa (WS850, 16.3%, negative correlation). Changes in meteorological conditions in summer over 2015–2019 had an effect of increasing O₃ (1.2 μg m⁻³ a⁻¹), which was a smaller effect compared to the increases in O₃ (7.5 μg m⁻³ a⁻¹) caused by the changes in the anthropogenic emission. This study's results indicate that air pollution in the Fenwei Plain is severe. With the particulate pollution not yet resolved in the Fenwei Plain, it now also faces new challenges of ozone pollution. Considering that the Fenwei Plain is under influenced by Shaanxi, Shanxi, and Henan, it is necessary for the three provinces to establish joint prevention and control to improve the air quality in the Fenwei Plain.

Keywords Fenwei Plain, AQI (air quality index), Air pollutants, Meteorological parameters

1 引言

随着城市和经济快速发展,中国的空气状况日益成为国家与人民关注的重点,空气质量与人们的生活息息相关,是影响城市发展和居民身心健康的重要因素之一。为保护和改善生活环境、生态环境,保障人体健康,国家环境保护部于2012年第三次修订并发布了《环境空气质量标准》(GB 3095-2012;以下简称标准),并以此为依据制订、批准发布了《环境空气质量指数(AQI)技术规定(试行)》(HJ 633-2012;以下简称规定),规范了环境空气质量指数日报和实时报工作,与标准同步实施,向公众提供健康指引。规定中指出,空气质量指数(Air Quality Index,简称AQI)是定量描

述空气质量状况的无量纲指数。空气质量报告中主要涉及六大标准大气污染物:细颗粒物(PM_{2.5},空气动力学当量直径小于等于2.5 μm的颗粒物)、可吸入颗粒物(PM₁₀,空气动力学当量直径小于等于10 μm的颗粒物)、二氧化硫(SO₂)、二氧化碳(NO₂)、一氧化碳(CO)和臭氧(O₃)。

2013年9月国务院发布了《大气污染防治行动计划》(以下简称“气十条”),“气十条”的全面实施推动了中国大气环境污染的防治工作,相比于2013年,2017年全国74个重点城市及重点区域(京津冀、长三角和珠三角)的PM_{2.5}和PM₁₀年平均浓度明显下降,重霾污染天数持续减少,达到了“气十条”具体目标,但受不利地形和气象条件影响的汾渭平原地区PM_{2.5}浓度依然较高

(王跃思等, 2020)。2018 年国务院发布的《打赢蓝天保卫战三年行动计划》将汾渭平原新增为大气污染防治的重点区域, 因其 $PM_{2.5}$ 浓度仅次于京津冀, 是我国 $PM_{2.5}$ 浓度第二高的区域, 同时又是 SO_2 浓度最高的区域, 汾渭平原由此成为了新兴的全国大气污染研究关注的热点区域。

目前以汾渭平原整体作为研究对象进行的关于空气质量的研究, 普遍认为汾渭平原的大气污染状况严峻, 其中细颗粒物污染得到了广泛的关注。 $PM_{2.5}$ 浓度年际变化的相关研究有: 杨乐超等 (2018) 基于加拿大戴尔豪斯大学大气成分组公布的全球 $PM_{2.5}$ 数据, 得出 2006~2015 年汾渭平原 $PM_{2.5}$ 浓度均值整体呈下降趋势的结论; 黄小刚等 (2019) 基于实时监测和遥感反演数据, 得出汾渭平原 $PM_{2.5}$ 浓度在 2015~2017 年间逐年上升的结论。 $PM_{2.5}$ 浓度的年内月均值变化呈底部宽缓的 U 型, 采暖期 (11 月至次年 3 月) $PM_{2.5}$ 污染明显较非采暖期 (4~10 月) 重, 非采暖期 $PM_{2.5}$ 浓度约为采暖期的 50% (黄小刚等, 2019); 2017 年重污染期间, 汾渭平原东部 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的浓度日变化特征均呈白天高、夜间低的特征 (李雁宇等, 2020); $PM_{2.5}$ 浓度分布总体由河谷平原向两侧的山地递减, 高污染区域主要集中在三省交界处, 汾渭平原北部污染较轻 (黄小刚等, 2019; 杨乐超等, 2018; 王圣等, 2019)。影响 $PM_{2.5}$ 污染的因素有很多, 比如气温、城镇化率、能源消费指数和年均人口是正影响, 年降水量、地形起伏度、植被覆盖度是负相关, 风的传输作用能加重本地 $PM_{2.5}$ 污染, 产业结构、经济增长、政府支出等因素也都对 $PM_{2.5}$ 污染有影响 (刘瑞金等, 2017; 杨乐超等, 2018; 黄小刚等, 2019)。

另外还有关于汾渭平原 SO_2 和 NO_2 的研究。臭氧卫星传感器监测的汾渭平原 SO_2 柱浓度值在 2008~2017 年间总体呈逐年下降的趋势, 季节变化特征比较明显, 由高到低依次为冬季、秋季、春季、夏季, 空间分布为山西境内 > 河南境内 > 陕西境内, 渭河平原大气 SO_2 浓度低于汾河平原 (卫玮等, 2018; 王圣等, 2019)。2016~2018 年间汾渭平原大部分地市对流层 NO_2 柱浓度 (由卫星资料反演) 最高值均出现在 2017 年, 年内变化表现为第一、四季度较第二、三季度浓度明显较高且高值区范围更广, 晋中市、运城市与临汾市年均 NO_2 柱浓度值分列前三名 (张连华等, 2019)。

影响汾渭平原大气污染的因素主要可以分为自然因素和社会因素两个方面 (杨乐超等, 2018; 黄小刚等, 2019)。汾渭平原属于半湿润半干旱季风气候, 四季分明, 由于其狭长通道、城市风道、和山脉地势等, 再加上全年风速较低, 污染物在地势较低的盆地聚集, 难以扩散。汾渭平原是陕晋豫三省经济较为发达的地区, 城市、人口、工业和交通运输等分布密集, 加之能源结构以煤炭为主, 钢铁、焦化、电解铝等重工业成为能源消耗的主角, 且重型货车、散货车较多 (李雁宇等, 2020), 所以污染物的排放量较大。城市供暖是影响汾渭平原空气质量年内变化的一个非常重要的因素, 采暖期内 $PM_{2.5}$ 、 SO_2 、 NO_2 、 CO 浓度均高于非采暖期, $PM_{2.5}$ 、 SO_2 为采暖期首要污染物, O_3 为非采暖期首要污染物 (王圣等, 2019)。

目前的这些关于汾渭平原大气污染状况和影响机制的研究, 多以 $PM_{2.5}$ 为主, 以及少数研究涉及到了 SO_2 和 NO_2 , AQI 以及 O_3 和 PM_{10} 的相关研究很少。而关于影响因素的分析, 目前的研究多是从社会宏观角度进行分析, 而气象条件作为汾渭平原空气质量及大气污染主要影响因素之一, 相关的研究较少。所以本文将针对汾渭平原的空气质量从 AQI 及六大标准大气污染物的角度, 系统地分析其时间和空间分布特征, 并主要从气象条件的角度探讨其对汾渭平原大气污染的影响。

2 数据与方法

2.1 研究区域

按照《打赢蓝天保卫战三年行动计划》的界定, 汾渭平原包含陕西省西安市、铜川市、宝鸡市、咸阳市、渭南市以及杨凌示范区, 山西省晋中市、运城市、临汾市、吕梁市, 河南省洛阳市、三门峡市, 包括分属三省的 11 市 1 区。本文以 11 个地级市作为研究对象 (图 1)。

根据之前的研究结论, 汾渭平原大气污染情况与地形之间有一定的关系, 所以图 1 也给出了汾渭平原的地形。汾渭平原平均海拔约 500 m, 西部和北部为黄土高原, 东依太行山脉, 南依秦岭山脉, 因汾河与渭河冲积而成, 汾渭平原的 11 个城市大都分布在河谷地带, 东北—西南向的狭长地带不利于污染物的扩散。

2.2 污染物浓度数据

汾渭平原 11 个城市完整的污染物浓度观测数

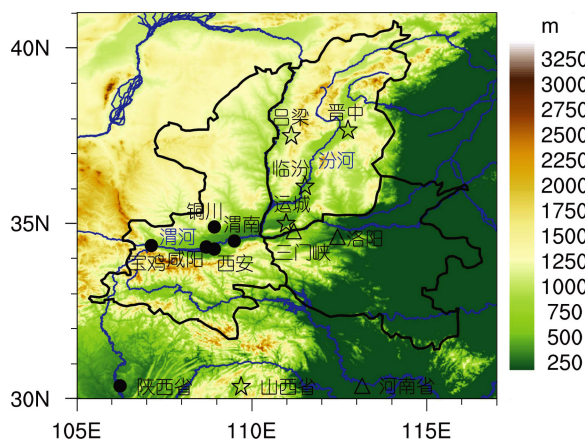


图1 汾渭平原地形及城市分布。陕西省、山西省、河南省的城市分别用●、☆、△表示

Fig.1 Topography and distribution of cities in the Fenwei Plain. Cities in Shaanxi, Shanxi, and Henan Provinces are represented by ●, ☆, and △, respectively

据从2015年起至今,都可从中国环境监测总站的全国城市空气质量实时发布平台 (<http://106.37.208.233:20035/> [2020-06-29]) 获取。另有由空气污染指数 (Air Pollution Index, 简称 API) 或空气质量指数 (AQI) 数据反算出的2001~2013年部分城市 PM₁₀ 浓度数据, 以及2014年部分城市 PM₁₀ 浓度观测数据, 以对汾渭平原 PM₁₀ 浓度2001~2019年长时间尺度的年际变化特征进行分析。

利用 PM₁₀、PM_{2.5}、SO₂、NO₂、CO 质量浓度的日均值及 O₃ 质量浓度的日最大 8 h 滑动平均值 (MDA8_O₃) 计算月均值、季均值、年均值。研究月变化时, 每月的有效数据天数均不少于 23 d。研究季节变化时, 规定每年的春季 (MAM)、夏季 (JJA)、秋季 (SON)、冬季 (DJF) 分别为当年的 3~5 月、6~8 月、9~11 月、12 月至次年 2 月。研究年变化时, 只分析有效数据天数 > 250 d 的年份。PM₁₀ 浓度数据以西安市的时间最长, 从 2001 年开始即有, 2005 年开始逐渐增加了陕西省其他城市的数据, 2011 年开始逐渐增加山西省和河南省一些城市的数据。

2.3 AQI 的计算、分级及首要污染物的确定

利用 2015 年以来汾渭平原 11 市的 PM₁₀、PM_{2.5}、SO₂、NO₂、CO 质量浓度的日均值及 O₃ 质量浓度的日最大 8 h 滑动平均值 (MDA8_O₃), 根据《环境空气质量指数 (AQI) 技术规定 (试行)》(HJ 633-2012) 计算每日的 AQI。

先分别计算每个污染物项目 i 的空气质量分指数:

$$AQI_i = \frac{(C_{i,m} - C_{i,j-1})}{(C_{i,j} - C_{i,j-1})} \times (AQI_{i,j} - AQI_{i,j-1}) + AQI_{i,j-1}, \quad (1)$$

其中, AQI _{i} 是污染物项目 i 的空气质量分指数, $C_{i,m}$ 是污染物项目 i 的质量浓度值, $C_{i,j}$ 是与 $C_{i,m}$ 相近的污染物浓度限值的高位值, $C_{i,j-1}$ 是与 $C_{i,m}$ 相近的污染物浓度限值的低位值, AQI _{i,j} 是 $C_{i,j}$ 对应的空气质量分指数, AQI _{$i,j-1$} 是 $C_{i,j-1}$ 对应的空气质量分指数。

AQI _{i} 最大值即为 AQI:

$$AQI = \max(AQI_1, AQI_2, AQI_3, \dots). \quad (2)$$

根据《环境空气质量指数 (AQI) 技术规定 (试行)》(HJ 633-2012), AQI 的分级如表 1。当 AQI > 50 时, 要同时说明首要污染物, 即 AQI _{i} 最大值所对应的污染物。

2.4 由 API 或 AQI 数据反推 PM₁₀ 浓度数据

2001~2013 年的 PM₁₀ 浓度数据 (表 2) 需要由 API 或 AQI 数据进行反算得到。API 是 AQI 的前身, 其分别对应的 PM₁₀ 浓度限值见表 2。比较

表 1 空气质量指数的分级

Table 1 Classification of Air Quality Index

空气质量指数	空气质量指数级别	空气质量指数类别
0~50	一级	优
51~100	二级	良
101~150	三级	轻度污染
151~200	四级	中度污染
201~300	五级	重度污染
>300	六级	严重污染

表 2 API、AQI 及其分别对应的 PM₁₀ 浓度限值

Table 2 API, AQI and their respective PM₁₀ concentration limits

API	API 对应的 PM ₁₀ 浓度/μg m ⁻³	AQI	AQI 对应的 PM ₁₀ 浓度/μg m ⁻³
0	0	0	0
50	50	50	50
100	150	100	150
		150	250
200	350	200	350
300	420	300	420
400	500	400	500
500	600	500	600

发现, API 到 AQI 的变化不影响 PM_{10} 浓度反算, 所以反算过程中即可忽略 API 和 AQI 的区别。

2.5 气象要素数据

2015 年以来的气象要素数据来自 MERRA-2 (The Modern-Era Retrospective analysis for Research and Applications, Version 2), 是由 NASA GMAO (Global Modeling and Assimilation Office) 制作的最新大气再分析资料。气象要素数据时间分辨率为 1 h 或 3 h, 对每日的 1 h 数据或 3 h 数据进行平均, 计算得到日均值。空间分辨率为 $0.5^\circ \times 0.625^\circ$, 选择汾渭平原范围内的 34 个数据格点对数据进行区域平均, 得到汾渭平原各个气象要素数据的日均值。本文所选的 8 个气象要素如表 3 所示。

2.6 气象要素影响汾渭平原污染物浓度的统计分析

本文首先利用逐步线性回归方法, 研究汾渭平原 8 个气象要素 (表 3) 对大气污染物浓度 (冬季 $PM_{2.5}$ 和夏季 O_3) 变化的影响。逐步线性回归是指多元线性回归 (Multiple Linear Regression, 简称 MLR) 模型中通过逐步引入并增加或删除变量来确定最佳拟合, 目前大气环境领域已有许多研究用此方法来量化气象变量对大气污染物的影响 (Tai et al., 2010; Yang et al., 2016; Che et al., 2019; Li et al., 2019; Zhai et al., 2019; Chen et al., 2020)。MLR 模型公式:

$$y = \beta_0 + \sum_{k=1}^8 \beta_k x_k + \varepsilon, \quad (3)$$

其中, y 为因变量, 即预处理后的冬季 $PM_{2.5}$ 或夏季 $MDA8_O_3$ 质量浓度; (x_1, \dots, x_8) 为 8 个自变量, 即预处理后的 8 个气象要素; β_k 是回归系数, 其正、负值分别表示这个自变量对因变量有正、负影响; β_0 是截距; ε 是误差项。在回归分析结果中, 决定系数 (R^2) 表示模型的拟合度, 量化了可以用

MLR 模型解释的因变量变化的比例。对回归模型中的自变量的系数进行显著性 t 检验, 其 P 值 (Probability, 即概率) < 0.05 即表示该自变量对因变量有显著影响。对回归模型总体进行显著性 F 检验, 其 P 值 < 0.05 即表示该模型具有统计学意义。

接下来利用 LMG 方法来量化 MLR 模型得到的各气象参数对大气污染物浓度变化的相对贡献。LMG 方法由 Lindeman、Merenda、Gold 三人提出, 并由此得名, 是研究相对重要性最常用的方法之一, 该方法将多元线性回归模型可解释的变化分解为非负贡献, 可由 R 语言软件包 “relaimpo” 实现 (Grömping, 2006; Bi, 2012; Xu et al., 2015; Yang et al., 2016; Che et al., 2019)。

本文首先利用 MLR 模型和 LMG 方法来分析气象要素对大气污染物浓度日变化的影响。因为关注的是日变化, 首先需要对污染物浓度观测数据和表 3 中 8 个气象要素的日数据进行去趋势处理, 即将 2015~2019 年冬季 $PM_{2.5}$ 、夏季 $MAD8_O_3$ 及各气象要素的日数据减去其滑动月均值 (即当天及前后各十五天总计 31 天的平均值), 这将污染物浓度与气象要素的相关性集中在天气尺度上, 去除了长期趋势的影响 (Tai et al., 2010; Leung et al., 2018; Zhai et al., 2019); 将去趋势后的数据引入 MLR 模型, 以量化 8 个气象要素对汾渭平原 2015~2019 年冬季 $PM_{2.5}$ 或夏季 $MAD8_O_3$ 日变化的影响, 并用 LMG 方法得到各气象要素的相对贡献。

本文也利用 MLR 模型和 LMG 方法来分析气象要素对大气污染物浓度年际变化的影响。需要先对污染物浓度观测数据和表 3 中 8 个气象要素的日数据计算逐日异常值, 即将 2015~2019 年冬季 $PM_{2.5}$ 、夏季 $MAD8_O_3$ 及各气象要素的日数据减去当日的 5 年平均值, 得到冬季 $PM_{2.5}$ 异常、夏季

表 3 气象要素

Table 3 Meteorological parameters considered

缩写	全称	单位
CLDTOT	总云面积分数 (total cloud area fraction)	
PBLH	行星边界层高度 (planetary boundary layer height)	m
PREC	降水量 (total precipitation)	mm d ⁻¹
SWGDN	地表入射短波通量 (surface incoming shortwave flux)	W m ⁻²
T2M	2米高度气温 (2-meter-height air temperature)	°C
RH2M	2米高度相对湿度 (2-meter-height relative humidity)	
WS10M	10米高度风速 (10-meter-height wind speed)	m s ⁻¹
WS850	850 hPa 风速 (wind speed at 850 hPa)	m s ⁻¹

O₃ 异常和气象异常, 这除去日变化的影响而保留长期变化趋势 (Li et al., 2019; Zhai et al., 2019), 再引入 MLR 模型, 以量化气象要素对汾渭平原 2015~2019 年冬季 PM_{2.5} 或夏季 MAD8_O₃ 年际变化的影响, 并用 LMG 方法得到各气象要素的相对贡献。利用该 MLR 结果, 将气象异常值代入 MLR 拟合方程, 得到拟合的污染物浓度异常值。此拟合污染物浓度异常的变化趋势可以近似地看作气象条件变化导致的污染物浓度变化趋势。观测的污染物浓度异常减去 MLR 拟合的污染物浓度异常 (由气象驱动的异常) 所得到的剩余异常, 其变化趋势则可以看作是人为排放影响的结果 (Seo et al., 2018; Li et al., 2019; Zhai et al., 2019; Chen et al., 2020), 对逐日的污染物浓度观测值异常、由气象驱动的异常、剩余异常求季节平均得到季均值, 从而对 2015~2019 年汾渭平原大气污染变化趋势的影响因素进行分析。

3 结果与讨论

3.1 汾渭平原空气质量情况

3.1.1 AQI 的逐年变化

图 2 给出了 2015~2019 年汾渭平原各城市以及平原平均 AQI 分级占比的逐年变化。利用汾渭平原 11 市及其平均的 2015~2019 年各污染物浓度

的日数据, 计算 AQI 并分级, 结果显示: 从平原平均值来看, 汾渭平原不同的空气质量占比在这五年内的变化范围分别为: “优” 2.7%~6.0%、“良” 48.2%~73.2%、“轻度污染” 14.2%~35.1%、“中度污染” 4.4%~9.9%、“重度污染” 3.6%~6.3% 以及“严重污染” 0~1.6%, 其中“良”所占比例最多, “严重污染”占比最少。从城市分布情况来看, 西安、渭南、咸阳、临汾、洛阳的空气质量最差, 其 AQI≤100 d 数所占比例的 5 年平均值远小于汾渭平原的平均值, 而 AQI>200 d 数所占比例都远大于汾渭平原的平均值; 吕梁空气质量为 11 市最好, 这五年的“优”、“良”占比之和均超过 65%, 且这 5 年间只有 2017 年的 2 天出现了“严重污染”, 这与其特殊的地理位置有关; 宝鸡、铜川、晋中的空气质量较好, 运城、三门峡的空气质量较差。汾渭平原 AQI 年均值在 2015~2019 年分别为: 89.81、103.49、111.21、96.39 和 99.54, 2015~2017 年逐年显著增加, 2018 年有所好转, 说明 2018 年开展的汾渭平原地区大气巡查工作发挥了重要作用 (张连华等, 2019), 2019 年又稍有增加。由于“气十条”的发布以及减排措施的实施, 2015~2017 年间大气污染物的人为排放量下降 (Zhai et al., 2019), 但是这三年汾渭平原的空气质量却并未好转甚至有恶化的趋势, 这是因为空气

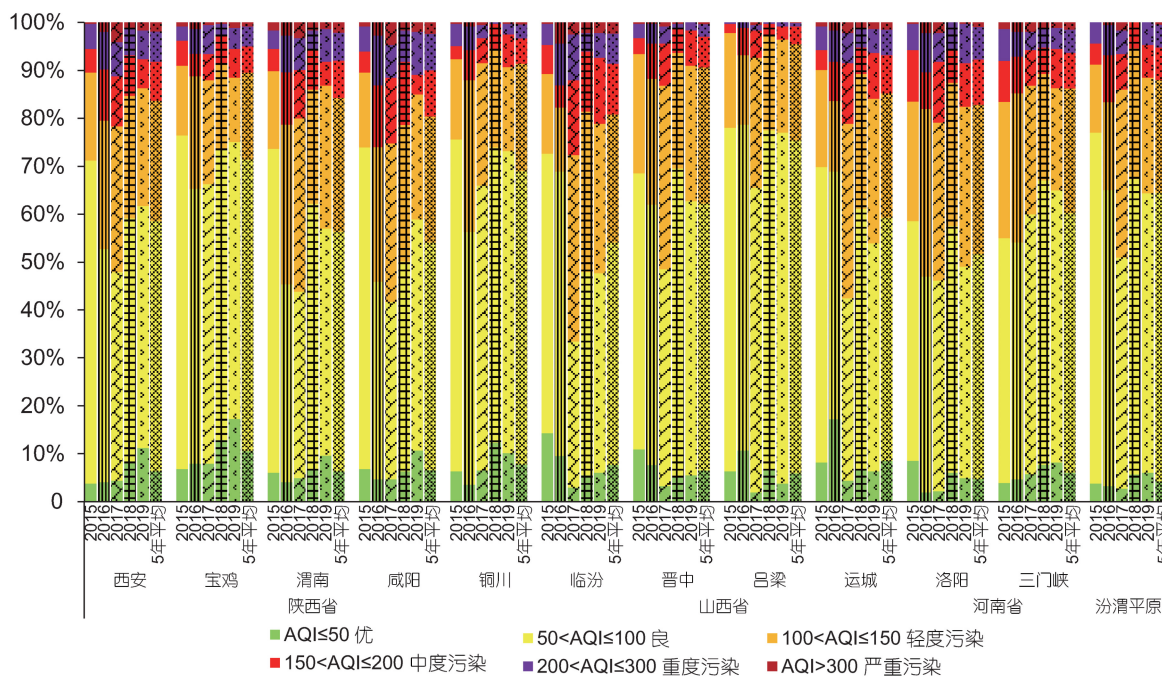


图 2 2015~2019 年汾渭平原空气质量指数 (AQI) 分级占比的逐年变化

Fig. 2 Yearly changes in the percentages of AQI (Air Quality Index) classes in the Fenwei Plain from 2015 to 2019

质量的年际变化不仅与人为排放变化有关，短期的年际变化更易受气象条件变化的影响，由气象场变化导致的气溶胶年际变化对中国短期空气质量控制策略的有效性具有重要意义 (Mu and Liao, 2014)。

3.1.2 污染天频率的时空分布

图 3 给出了 2015~2019 年汾渭平原 11 市污染天频率的季节变化及空间分布。冬季是每年污染最严重的季节，几乎所有的城市在这 5 年内冬季的污染天频率都超过了 40%，污染最严重的一个冬季是 2016 年冬季，11 个城市污染天频率的污染天频率都超过了 50%，临汾市甚至高达 91.1%。在 2015~2016 年，春秋污染情况较夏季严重，但从 2017 年开始，夏季污染较春秋严重。从 11 个城市的污染天频率平均值来看，汾渭平原夏季的污染天

频率在 2015 年最低 (16.5%)，逐年升高在 2017 年达到峰值 (54.2%)，临汾市 2017 年夏季的污染天频率高达 82.6%，2018 年降至 25.3%，2019 年又稍有升高 (39.8%)。汾渭平原污染最重的区域主要集中在汾河平原与渭河平原的交界处，即渭河下游的西安、咸阳、渭南、运城以及汾河下游的临汾较其他城市污染严重。

图 4 给出了 2015~2019 年汾渭平原污染天 (AQI>100) 频率的月变化 (11 市平均)，呈“双峰双谷”的分布特征。每年的 11 月供暖期开始，污染天频率升高，在 12 月或次年 1~2 月达到峰值后开始下降，一直持续到 3 月供暖期结束。但是 2017 年开始，夏季污染天频率明显较往年偏高，并在 6 月又出现了一个峰值，尚不及供暖期的污染

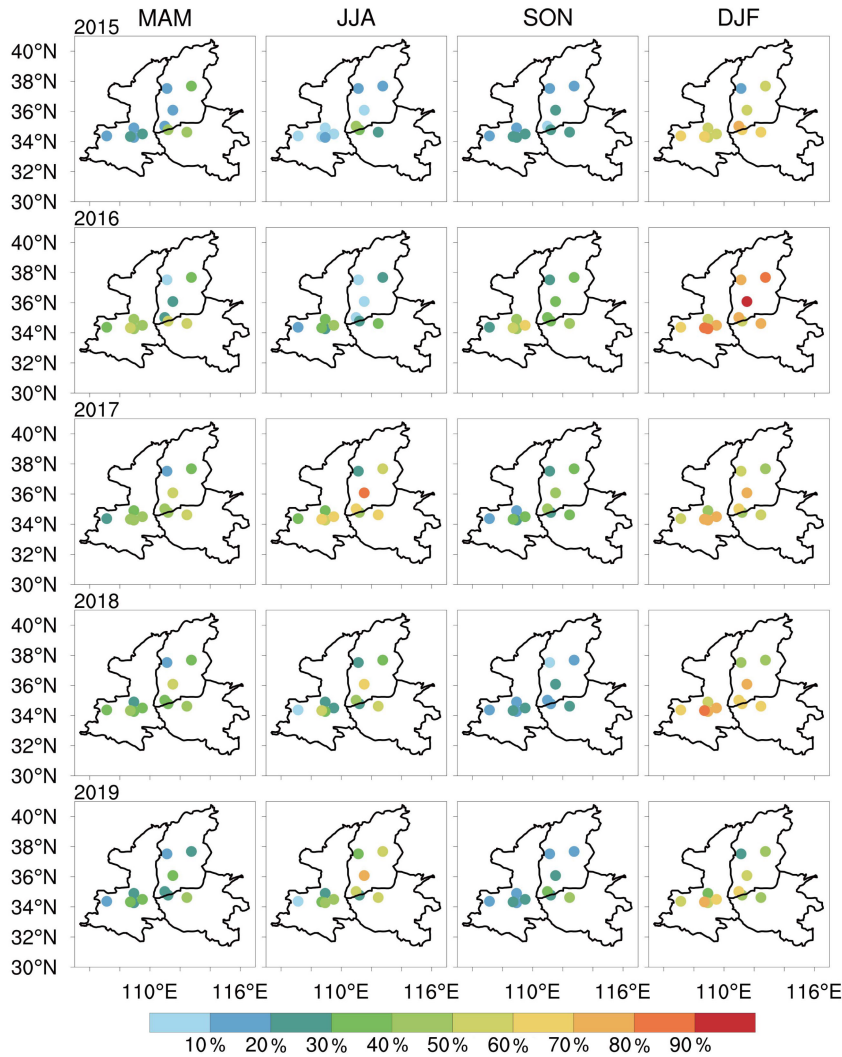


图 3 2015~2019 年汾渭平原 11 市污染天 (AQI>100) 频率的季节变化及空间分布

Fig. 3 Seasonal variations and spatial distributions of the frequency of polluted days (AQI>100) in 11 cities in the Fenwei Plain from 2015 to 2019

情况严重。两个“峰”出现的间隔中形成两个“谷”，全年最低值一般出现在8~10月，另一个较低的谷值出现在3~5月。

3.1.3 首要污染物物种的逐年变化

图5给出了2015~2019年汾渭平原首要污染物物种占比的逐年变化，其中各污染物占比的汾渭平原平均值为11个城市占比的平均值。结果显示，汾渭平原主要的首要污染物是PM_{2.5}、PM₁₀和O₃，这五年内11个城市及汾渭平原平均的三者占比之和基本上都在90%左右。颗粒物所占比例有逐年

下降的趋势，而O₃所占的比例呈现逐年上升的趋势，由于O₃污染多出现在夏季，所以这与之前夏季污染呈现逐年加重趋势的结论相对应。SO₂、NO₂、CO作为首要污染物的占比很小，且SO₂和CO占比呈逐年减小趋势，而NO₂占比呈逐年增加趋势。SO₂作为首要污染物主要集中在山西省的4个城市，其中晋中市的SO₂占比为最高；NO₂作为首要污染物所占的比例在陕西省的西安、渭南、咸阳较大；CO所占比例在临汾、吕梁较大，尤其是在2015年的吕梁，CO所占比例将近50%，是2015年最主要的首要污染物。

3.2 汾渭平原六大标准大气污染物质量浓度的时空变化特征

3.2.1 颗粒物质量浓度的时空变化特征

颗粒物作为我国长期的主要大气污染物之一，一直都是全国大气污染防治关注的重点。图6给出了2001~2019年汾渭平原PM₁₀质量浓度年均值变化。汾渭平原的PM₁₀质量浓度年均值整体呈现下降趋势，从2001年的155.8 μg m⁻³降到2019年的98.3 μg m⁻³，但依然高于国家二级标准要求的70 μg m⁻³，污染情况严重，且近几年（2012年以来）有先上升后下降的变化特征。比较各省的PM₁₀浓度年变化，陕西省5市的平均污染水平较重，且变化趋势与汾渭平原最为相近，呈波动下降，从2001年的155.8 μg m⁻³降到2019年的98.1 μg m⁻³，

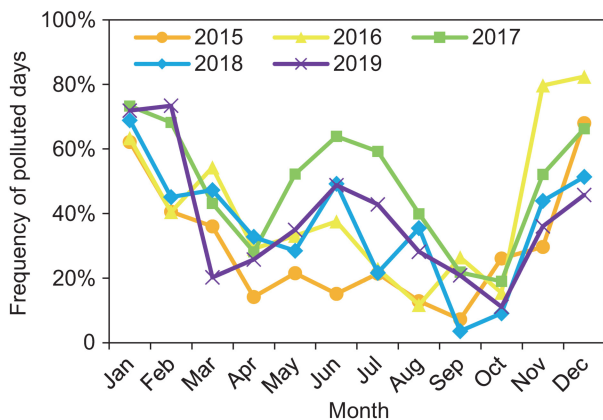


图4 2015~2019年汾渭平原污染天(AQI>100)频率月变化(11市平均)

Fig. 4 Monthly variations in the frequency of polluted days (AQI>100) in the Fenwei Plain (average of 11 cities) from 2015 to 2019

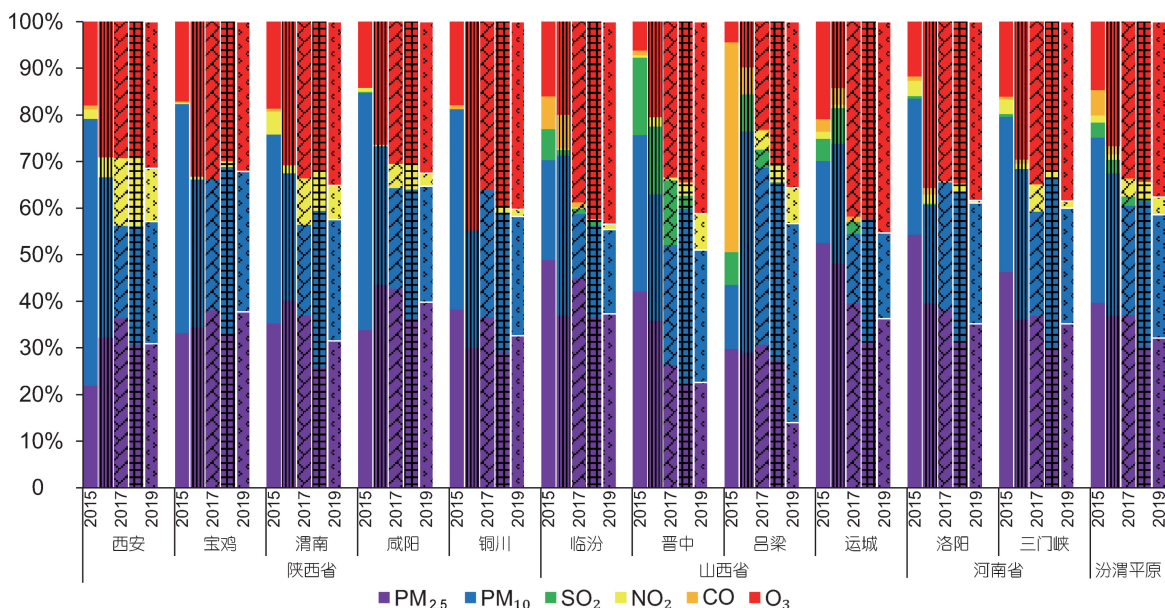


图5 2015~2019年汾渭平原首要污染物物种占比的逐年变化

Fig. 5 Yearly changes in the percentages of primary pollutants in the Fenwei Plain from 2015 to 2019

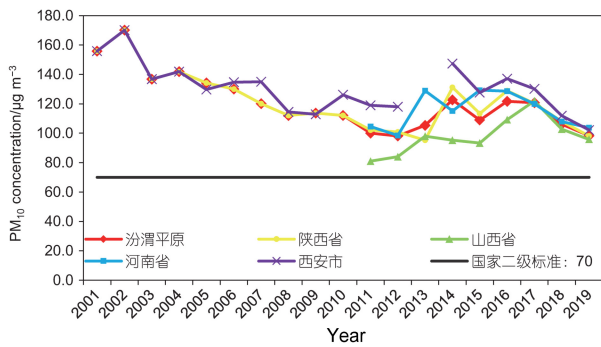


图6 2001~2019年汾渭平原PM₁₀质量浓度年均值变化

Fig. 6 Changes in the annual mean concentrations of PM₁₀ in the Fenwei Plain from 2001 to 2019

且依然高于国家二级标准；河南省两市的平均污染水平也较重，且年均值呈现先上升后下降的趋势，2015年以来下降趋势尤其明显，但依然没有达到国家二级标准；山西省三市的PM₁₀平均污染水平最轻，但也未达到国家二级标准，且年变化整体呈上升趋势，年均值从2011年的81.0 µg m⁻³升到2017年的122.0 µg m⁻³，又开始下降并在2019年降到95.8 µg m⁻³。西安是汾渭平原11市中数据最全的城市，其PM₁₀年均值波动下降，从2001年的155.8 µg m⁻³下降到2019年的102.2 µg m⁻³，其中2002年污染最严重，达到了170.1 µg m⁻³的超高值。其污染水平比陕西省和汾渭平原的平均污染水平都要高，是汾渭平原主要的污染城市之一。

图7给出了2015~2019年汾渭平原颗粒物的质量浓度以及PM_{2.5}占比的逐年变化及月变化。由图7a可知，11个城市及其平均的PM₁₀浓度在2015年较低，在2016年或2017年达到最高值后逐年下降，但都超过了国家二级标准。陕西省的西安、渭南、咸阳，山西省的临汾以及河南省的洛阳和三门峡的PM₁₀浓度相对于其他城市较高。PM₁₀浓度的月变化呈“U”型分布，冬季浓度最高，春季浓度较高，6~10月浓度最低。2016年3月的PM₁₀浓度异常偏高，2016年11月至2017年2月这段期间PM₁₀污染非常严重，PM₁₀浓度月均值均为五年同期最高，分别达到了204.3 µg m⁻³、206.4 µg m⁻³、212.3 µg m⁻³和163.2 µg m⁻³。

图7b显示，2015~2019年汾渭平原11个城市的PM_{2.5}浓度年均值也都未达到国家二级标准（35 µg m⁻³），大部分城市及整体都呈现2015~2017年逐年增加、2018~2019年有所减少的趋势，浓度较高的城市为西安、渭南、咸阳、临

汾、运城、洛阳、三门峡，集中在渭河平原与汾河平原的交界处，宝鸡、铜川、晋中和吕梁浓度较低。2015~2019年每年的PM_{2.5}浓度年均值最高的城市分别是三门峡（74.4 µg m⁻³）、咸阳（81.9 µg m⁻³）、临汾（83.0 µg m⁻³）、咸阳（64.7 µg m⁻³）和咸阳（66.6 µg m⁻³）；2015~2019年每年PM_{2.5}年均浓度最低的城市分别为吕梁（48.2 µg m⁻³）、吕梁（49.2 µg m⁻³）、铜川（53.6 µg m⁻³）、铜川（44.5 µg m⁻³）和吕梁（39.1 µg m⁻³）。PM_{2.5}浓度的月变化呈底部较宽的“U”型且与供暖期一致，从11月开始到次年3月浓度较高，其中12月和1月为全年最高，4~10月浓度较低且变化幅度小；非采暖期内污染物排放量减少，且随着气温升高，空气对流加剧，且降水较多，所以PM_{2.5}浓度较低。2016年11月至2017年2月期间的PM_{2.5}浓度与其他年的同期相比明显较高，原因可能是当年采暖期内的降水较少，东亚地区的冬季季风减弱，增暖效应显著，从而导致大气扩散条件较差，不利于污染物的扩散（王圣等, 2019），由此也导致了这段时间内PM₁₀浓度的异常高值。

由图7c可知，粗颗粒物（PM₁₀减PM_{2.5}）浓度具有和PM₁₀、PM_{2.5}相似的逐年变化特征，平原平均的浓度在2015年较低，2016年浓度上升，随后又逐年下降；西安、渭南、咸阳、三门峡浓度较高。粗颗粒物质量浓度的月变化幅度较小，较低的月份是6~9月，1~5月和10~12月浓度较高，春季沙尘暴产生的粗颗粒物质量浓度较冬季供暖产生的粗颗粒物质量浓度大，也是春季PM₁₀的主要来源。2016年3月、11月以及2018年4月的粗颗粒物浓度异常高，对应这几个月PM₁₀浓度的异常高值。

对比粗、细颗粒物浓度可以发现，粗、细颗粒物的逐年浓度变化及城市分布与PM₁₀基本一致，二者的质量浓度总体上各占PM₁₀质量浓度的一半左右，细颗粒物略高，约50%~60%，粗颗粒物约40%~60%（图7d）。细颗粒物的来源主要是局地人为排放，粗颗粒物的来源主要是沙尘的长距离输送，二者都是PM₁₀污染的重要来源，细颗粒物的贡献略大。细颗粒物占比最高的两个城市为临汾和运城，5年平均分别分别为60.8%和59.3%；汾渭平原（11市平均）PM_{2.5}占比在2015~2019年的变化范围为51.7%~56.3%。2015~2019年每年的细颗粒物占比最大值都出现在冬季，2019年2月格外高（72.9%）；每年细颗粒物占比最小值，

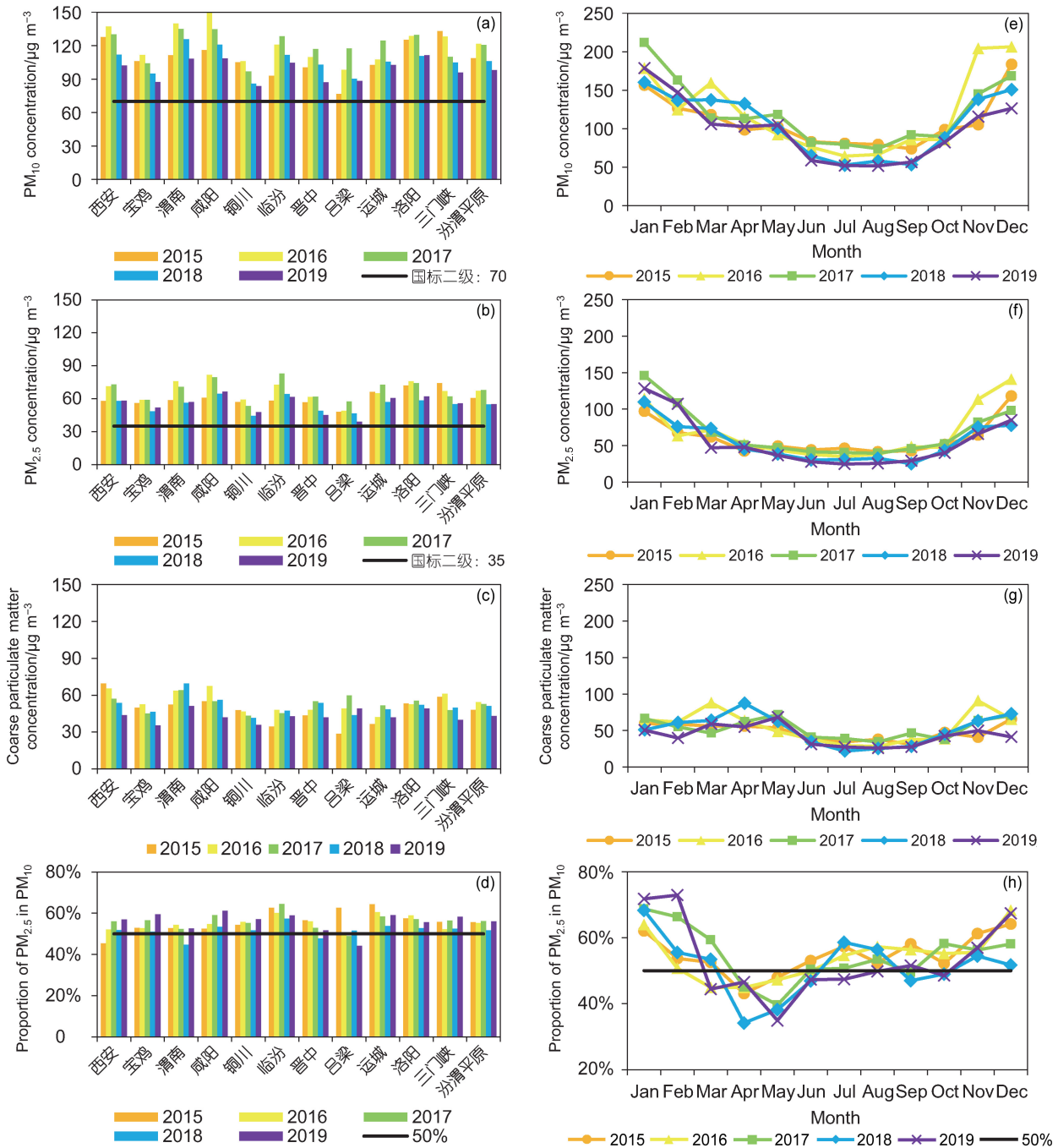


图7 2015~2019年 (a, e) PM₁₀、(b, f) PM_{2.5}、(c, g) 粗颗粒物 (即 PM₁₀ 减 PM_{2.5}) 的质量浓度和 (d, h) PM_{2.5} 占 PM₁₀ 的比重在 11 个城市及汾渭平原 (11 市平均) 的逐年变化 (左列) 和 11 市平均值的月变化 (右列)
Fig. 7 Yearly changes (left column) in the concentration of (a, e) PM₁₀, (b, f) PM_{2.5}, (c, g) coarse particulate matter (i.e., PM₁₀ minus PM_{2.5}), and (d, h) the proportion of PM_{2.5} in PM₁₀ in 11 cities and the Fenwei Plain (average for 11 cities) from 2015 to 2019, and the corresponding monthly changes in the average values for the 11 cities (right column)

也就是粗颗粒物占比的最大值, 出现在 4 月或 5 月, 这 5 年内粗颗粒占比最高的一个月为 2018 年 4 月, 高达 65.8%。

3.2.2 MDA8_O₃ 的时空变化特征

O₃ 作为汾渭平原近几年除了颗粒物之外的另

一主要污染物, 主要是作为首要污染物出现在夏季。从全年来看, 2015~2019 年汾渭平原的 MDA8_O₃ 年均值分别为 77.0 µg m⁻³、89.8 µg m⁻³、103.9 µg m⁻³、96.5 µg m⁻³、99.1 µg m⁻³, 2015~2017 年逐年上升, 2018 年下降, 2019 年又稍有反弹。图 8 给出了

2015~2019年汾渭平原 MDA8_O₃ 月均值变化, 呈倒“V”型分布, 峰值主要出现在6月。

图9给出了2015~2019年汾渭平原11市夏季MDA8_O₃时空分布。2015~2019年汾渭平原(11市平均)MDA8_O₃在夏季的季均值分别为112.7 $\mu\text{g m}^{-3}$ 、131.0 $\mu\text{g m}^{-3}$ 、163.4 $\mu\text{g m}^{-3}$ 、145.4 $\mu\text{g m}^{-3}$ 、148.9 $\mu\text{g m}^{-3}$,与年均值变化一致。2017年几乎所有城市的MDA8_O₃夏季均值都较上一年增加,尤其是山西4市增加明显,临汾为11市最高值(198.8 $\mu\text{g m}^{-3}$)。MDA8_O₃夏季均值>160 $\mu\text{g m}^{-3}$ 的城市个数在2015~2017年逐年增加,2018年有所减少,2019年又稍有增加。2015~2016年,渭河平原浓度较汾河平原高,从2017年开始,汾河平原浓度较渭河平原高,2017~2019年每年的11个城市中MDA8_O₃夏季均值最大的都是临汾市。总之,重污染区域集中在渭河平原与汾河平原的交界处,汾渭平原西部与北部的污染较小。

3.2.3 SO₂、NO₂、CO 质量浓度的时空变化特征

SO₂、NO₂、CO 虽然不是汾渭平原最主要的污

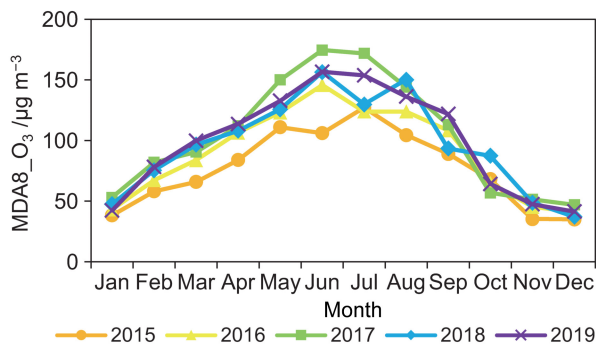


图8 2015~2019年汾渭平原MDA8_O₃(O₃质量浓度的日最大8h滑动平均值)月均值变化

Fig. 8 Monthly variations in MDA8_O₃ (maximum daily 8-hour average of O₃ concentration) in the Fenwei Plain from 2015 to 2019

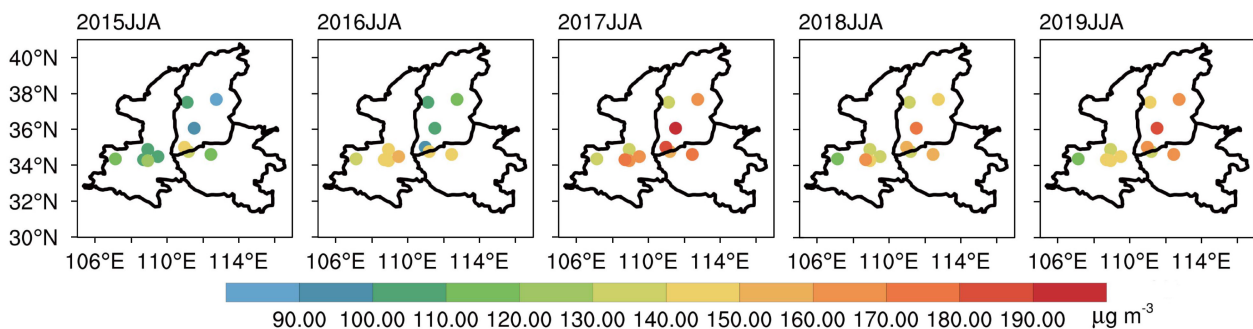


图9 2015~2019年汾渭平原11市夏季MDA8_O₃时空分布

Fig. 9 Spatial distributions of summertime MDA8_O₃ in 11 cities in the Fenwei Plain from 2015 to 2019

染物,其污染情况也不是很严重,但每个污染物之间具有相关性,其浓度对颗粒物和O₃的浓度有一定程度的影响,而且其作为六大标准污染物,也是研究空气质量关注的对象,所以我们也对这三种污染物浓度的时空变化特征进行了简单的分析。图10给出了2015~2019年汾渭平原SO₂、NO₂、CO质量浓度的逐年变化及月变化。

由图10a可知,从平原平均值来看,2016年SO₂质量浓度年均值较2015年高,随后呈现逐年下降趋势,2019年下降至国家一级标准(20 $\mu\text{g m}^{-3}$)以下,这五年内均未超过国家二级标准(60 $\mu\text{g m}^{-3}$)。SO₂浓度有很明显的省际特征:山西省4市浓度最高,其中临汾、晋中、吕梁3市的2015~2017年的年均值都超过了60 $\mu\text{g m}^{-3}$,2018~2019年介于国家一、二级标准值之间,运城市在2016年年均值超过了60 $\mu\text{g m}^{-3}$,2019年下降至20 $\mu\text{g m}^{-3}$ 以下;其次是河南省2市,2015~2017年的SO₂浓度年均值二级达标,2018~2019年一级达标;陕西省5市的SO₂浓度年均值要低很多,且都呈下降趋势,除了宝鸡5年均一级达标,其他4市在2015年稍高于国标一级,但逐年下降到2018年全部一级达标。汾渭平原SO₂质量浓度的月变化与PM_{2.5}类似,呈底部较宽的“U”型分布,每年的4~10月浓度很低且变化幅度很小,在20 $\mu\text{g m}^{-3}$ 左右,11月供暖期开始,SO₂浓度开始升高,于12月或次年1月达到峰值,并开始下降,3月供暖期结束,SO₂浓度继续下降。SO₂浓度在这5年内呈明显的逐年下降趋势,除2016年11月至2017年2月浓度异常高,这之前PM_{2.5}浓度异常高时段相对应。

图10b显示出,汾渭平原NO₂质量浓度在2015~2017年整体呈现上升趋势,2017年11市年均值的平均值为44.5 $\mu\text{g m}^{-3}$,超过了国家标准(一、

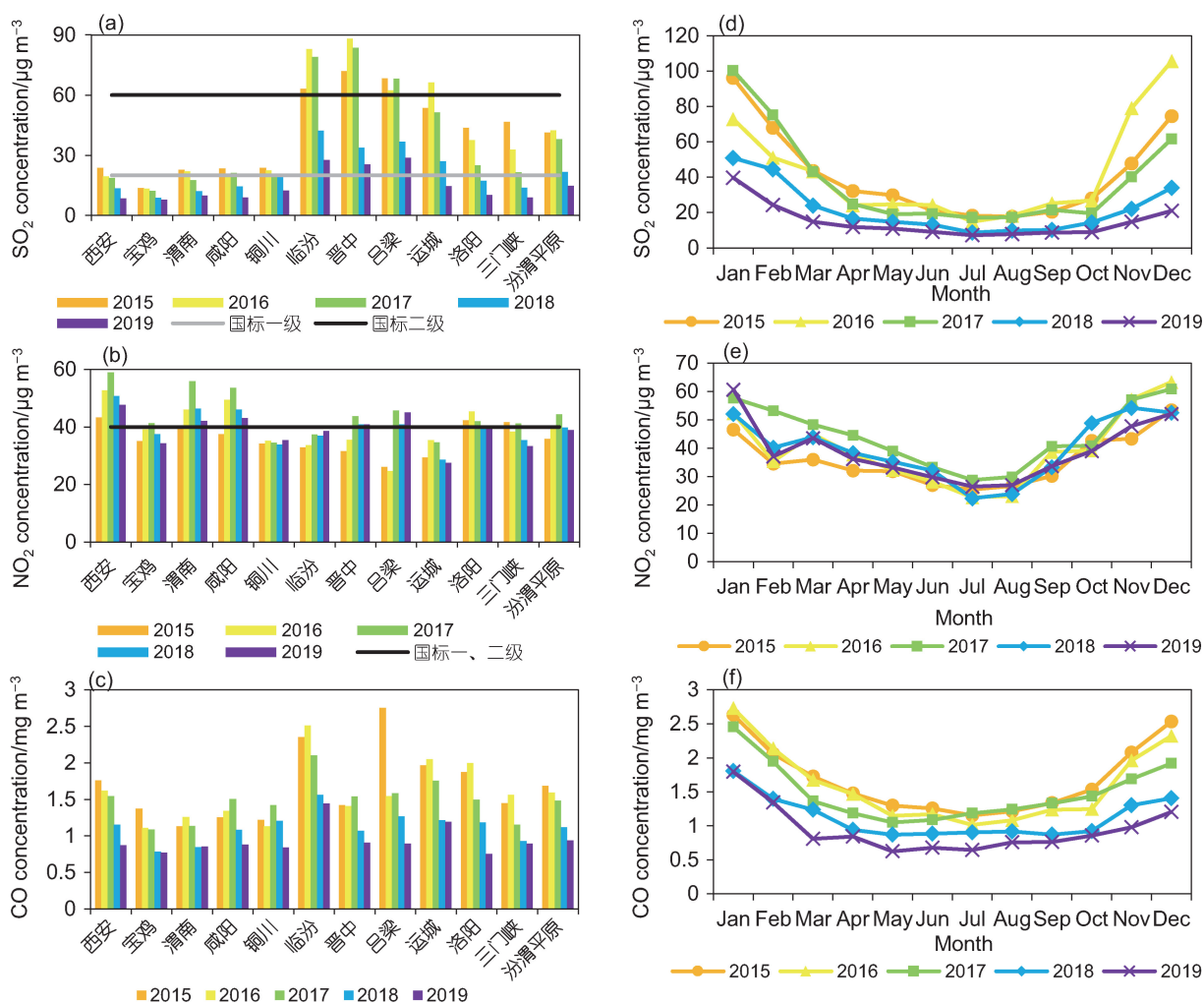


图 10 2015~2019 年 (a、d) SO_2 、(b、e) NO_2 、(c、f) CO 的质量浓度年均值在 11 个城市及汾渭平原 (11 市平均) 的逐年变化 (左列) 以及各污染物浓度 11 市平均值的逐月变化 (右列)

Fig. 10 Yearly variations (left column) in the annual mean concentrations of (a, d) SO_2 , (b, e) NO_2 , and (c, f) CO in the Fenwei Plain from 2015 to 2019 in 11 cities and in the Fenwei Plain (average of 11 cities), monthly variations (right column) in the concentrations averaged over the Fenwei Plain (11 cities) for 2015–2019

二级值均为 $40 \mu\text{g m}^{-3}$), 2018 年又降到国家标准值以下 ($39.8 \mu\text{g m}^{-3}$), 2019 年继续下降。陕西省的西安、渭南、咸阳为 NO_2 浓度最高的三个城市, 除了 2015 年渭南和咸阳的 NO_2 浓度年均值未超标, 2015~2019 年这三个城市的 NO_2 浓度年均值都超标; 宝鸡、铜川、临汾、运城这五年里的 NO_2 浓度年均值一直都不高, 除了宝鸡在 2017 年稍高于 $40 \mu\text{g m}^{-3}$ ($41.3 \mu\text{g m}^{-3}$), 这四个城市在这五年里的年均值一直都未超标。山西省的吕梁市在 2015~2016 年是 11 市里 NO_2 浓度年均值最低的城市, 浓度值分别是 $26.2 \mu\text{g m}^{-3}$ 和 $24.7 \mu\text{g m}^{-3}$, 也是这五年里 11 个城市年均值最低的 2 个值, 但 2017 年却大幅度升高且超标 ($45.7 \mu\text{g m}^{-3}$),

2018 年虽稍微下降却依然未达标 ($40.9 \mu\text{g m}^{-3}$), 2019 年又升至 $45.1 \mu\text{g m}^{-3}$, 是当年轻次于西安 ($47.7 \mu\text{g m}^{-3}$) 的第二高值。汾渭平原 NO_2 浓度的月变化呈“V”型分布, 全年最低值出现在 7 月, 2015~2019 年汾渭平原 7 月的 NO_2 浓度变化范围是 $22.4 \sim 28.8 \mu\text{g m}^{-3}$, 最高值一般出现在 12 月。 NO_2 是 O_3 污染的重要前体物, 所以其 6~8 月的逐年变化与前文提到的夏季 MDA8-O_3 的变化相对应。

SO_2 和 NO_2 是形成颗粒物和 O_3 的重要前提物, 由以上结果可知, 陕西省是 NO_2 污染严重, 山西省是 SO_2 污染严重, 这与两省首要污染物的物种分布具有一致性, 所以陕西省的污染主要是受

NO₂ 的影响较大, 山西省受 SO₂ 影响较大, 但山西省的 NO₂ 污染却有逐渐加重的趋势, 与 O₃ 污染逐年加重相对应; 而河南 2 市的 SO₂ 和 NO₂ 浓度相当, 但从达标情况来看, SO₂ 的浓度介于国标一、二级之间, 且逐年下降, 在 2018 年都达到了一级标准, 而 NO₂ 浓度在国标值上下浮动, 所以 NO₂ 或许是未来洛阳、三门峡两市污染的重要前体物, 由此导致 O₃ 污染越来越严重。

图 10c 显示, 汾渭平原 11 市 CO 质量浓度年均值的平均值在 2015~2019 年呈下降趋势, 从 2015 年的 1.7 mg m⁻³ 逐年下降到 2019 年的 0.9 mg m⁻³。月均值的变化也可看出, 除 2017 年 7~12 月较特殊外, 所有月均值都呈明显的逐年下降特征。这五年间, 山西省的临汾市一直是 CO 浓度较高的城市, 其 2015 年的年均值为 11 个城市中的第二高值 (2.4 mg m⁻³), 2016~2019 年都为 11 市最高值。吕梁市在 2015 年的年均值为 11 市中最高 (2.8 mg m⁻³), 这与之前 2015 年吕梁的首要污染物中 CO 占比大相对应, 但其后四年的浓度就较低。CO 浓度月变化呈底部较宽的“U”型分布, 夏季最低, 春、秋次之, 冬季最高, 因 CO 主要来自于供暖过程中燃料的不完全燃烧。

3.3 气象要素对汾渭平原冬季 PM_{2.5} 和夏季 O₃ 日变化和年际变化的影响

3.3.1 气象要素对汾渭平原冬季 PM_{2.5} 浓度日变化的影响

采用 MLR 模型, 量化气象要素对汾渭平原 2015~2019 年冬季 PM_{2.5} 浓度日变化的影响, 并用 LMG 方法得到各气象要素的相对贡献, 结果如表 4 所示, 模型最终保留了 4 个气象要素作为自变量, R²=0.49, 即这些气象要素可以解释冬季 PM_{2.5} 浓度日变化的 49%, 均通过了 0.05 显著性水

表 4 影响汾渭平原冬季 PM_{2.5} 浓度日变化的主要气象要素 (由 MLR 模型和 LMG 方法得到, 详见 2.6 节)

Table 4 Key meteorological parameters that influence daily variations of PM_{2.5} concentration in the Fenwei Plain in winter (obtained from MLR model and LMG method, see 2.6 for details)

气象要素	回归系数	相对贡献
T2M	7.61	45.5%
RH2M	1.95	41.5%
WS850	-1.65	10.8%
PREC	-4.82	2.2%

平 *t* 检验。模型总体显著性 *F* 检验的 *P* 值 < 0.001, 模型具有极显著的统计学意义。气温 (T2M)、湿度 (RH2M) 与 PM_{2.5} 浓度之间存在着显著的正相关, 气温越高, 湿度越大, 越有利于气溶胶中硫酸盐、有机物等组分的生成 (Aw and Kleeman, 2003; Liao et al., 2006; Jacob and Winner, 2009; Tai et al., 2010; Ding et al., 2012), 从而导致 PM_{2.5} 浓度的升高。风速 (WS850) 对 PM_{2.5} 浓度的影响体现为负作用, 即风速越大, 对污染物的稀释扩散作用就越强, 则污染物浓度越小。降水过程中伴随着对颗粒物的冲刷, 有利于促进颗粒物的湿沉降, 所以降水 (PREC) 与 PM_{2.5} 浓度之间呈负相关。T2M 和 RH2M 是影响汾渭平原冬季 PM_{2.5} 浓度日变化最主要的两个气象要素, 其对于气象要素可解释的 PM_{2.5} 浓度日变化的贡献分别为 45.5% 和 41.5%, WS850 的贡献为 10.8%, PREC 的贡献最小, 仅为 2.2%。汾渭平原的结果与 Yang et al. (2016) 以及 Chen et al. (2018) 对华北地区的研究结果不同, 影响华北地区冬季 PM_{2.5} 浓度日变化最主要的气象要素是风。

将影响汾渭平原冬季 PM_{2.5} 浓度日变化最主要的两个气象要素, 即 T2M 和 RH2M, 在 2015~2019 年冬季共 452 d 的数据进行了平均, 得到各气象要素的冬季平均值。又挑选出这五年冬季的 PM_{2.5} 重污染天 (汾渭平原平均 PM_{2.5} 浓度日均值高于国家二级标准 75 μg m⁻³) 共 298 d, 将两个主要气象要素在重污染天内数据的平均值分别减去其冬季平均值, 得到各个差值: ΔT2M、ΔRH2M。图 11 给出了汾渭平原 2015~2019 年冬季 T2M、RH2M 季均值和重污染天均值及 ΔT2M、ΔRH2M 的空间分布。汾渭平原冬季平均的 2 m 气温为 -8°C~4°C, 2 米相对湿度为 60%~80%。PM_{2.5} 重污染期间, 气温较高、湿度较大, 与冬季平均状态相比, T2M 增加了 0.4°C~2°C, RH2M 增加了 3%~6%。污染较重的渭河平原与汾河平原交界处, 无论是冬季平均值, 还是重污染天平均值, 也都有气温较高、湿度较大的特点。

3.3.2 气象要素对汾渭平原夏季 MDA8_O₃ 日变化的影响

采用 MLR 模型, 量化气象要素对汾渭平原 2015~2019 年夏季 MDA8_O₃ 日变化的影响, 并用 LMG 方法得到各气象要素的相对贡献, 结果如表 5 所示, 模型最终保留了 4 个气象要素作为自变量, R²=0.57, 即这些气象要素可以解释夏季

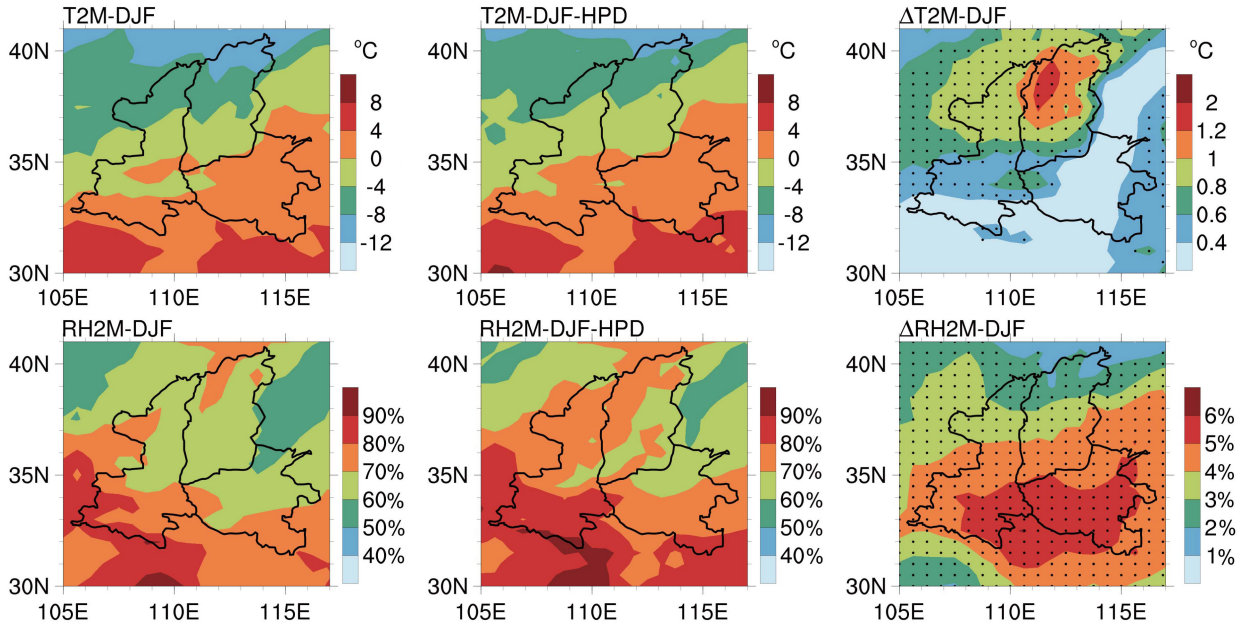


图 11 2015~2019 年冬季 (DJF) 气象要素 T2M (2 m 高度气温, 第一行)、RH2M (2 m 高度相对湿度, 第二行) 在汾渭平原的空间分布: 冬季平均值 (左列); 在 PM_{2.5} 重污染天 (HPD) 期间的均值 (中间列); 在 PM_{2.5} 重污染天均值减去冬季平均值得到的差值 (右列), 黑点表示在该格点上的差值通过了 0.05 显著性水平的 *t* 检验, 下同

Fig. 11 Spatial distributions of T2M (2-meter-height air temperature, first line) and RH2M (2-meter-height relative humidity, second line) in the Fenwei Plain in the winter (DJF) of 2015–2019: Winter average (left column); average over the PM_{2.5} heavily polluted days (middle column); differences of meteorological parameters in heavily polluted days (HPD) relative to the winter average (right column), the black dots indicate that the difference on this grid pass the 0.05 significance level for *t* test, the same below

表 5 影响汾渭平原夏季 MDA8_O₃ 日变化的主要气象要素 (由 MLR 模型和 LMG 方法得到, 详见 2.6)

Table 5 Key meteorological parameters that influence the daily variation of summertime MDA8_O₃ in the Fenwei Plain (obtained from MLR model and LMG method, see 2.6 for details)

气象要素	回归系数	相对贡献
T2M	4.65	35.3%
RH2M	-0.50	25.4%
SWGDN	0.08	22.0%
WS850	-3.51	17.3%

MDA8_O₃ 日变化的 57%, 均通过了 0.05 显著性水平 *t* 检验。模型总体显著性 *F* 检验的 *P* 值 < 0.001, 模型具有极显著的统计学意义。有利于 O₃ 形成的天气条件是干燥、高温、日照充足、弱风, 这些气象条件可以导致 O₃ 前体物的积累并促进 O₃ 的生成 (So and Wang, 2003; Wang et al., 2017)。气温 (T2M)、太阳辐射 (SWGDN) 与 MDA8_O₃ 之间呈显著的正相关, 而湿度 (RH2M)、风速 (WS850) 则与 MDA8_O₃ 之间呈负相关, 气温较

高、光照较强时, 有利于光化学反应的发生, 促进 O₃ 的形成, 而当湿度较大时, 大量的水蒸气会影响太阳辐射并减缓光化学反应, 风速较大时, 有利于污染物的扩散。T2M 是影响汾渭平原夏季 MDA8_O₃ 日变化最主要的气象要素, 其对于气象要素可解释的 MDA8_O₃ 日变化的贡献为 35.3%, 其次是 RH2M (25.4%) 和 SWGDN (22.0%), WS850 的贡献最小 (17.3%)。

将影响汾渭平原夏季 MDA8_O₃ 日变化最主要的三个气象要素, 即 T2M、RH2M、SWGDN, 在 2015~2019 年夏季共 460 d 的数据进行了平均, 得到各气象要素的夏季平均值。又挑选出这五年夏季的 O₃ 重污染天 (汾渭平原平均 MDA8_O₃ 高于国家二级标准 160 μg m⁻³) 共 126 d, 将 3 个主要气象要素在重污染天内数据的平均值分别减去其夏季平均值, 得到各个差值: ΔT2M、ΔRH2M、ΔSWGDN。图 12 给出了汾渭平原 2015~2019 年夏季 T2M、RH2M、SWGDN 季均值和重污染天均值及 ΔT2M、ΔRH2M、ΔSWGDN 的空间分布。汾渭平原夏季平均的 T2M 为 21°C~28°C, RH2M 为

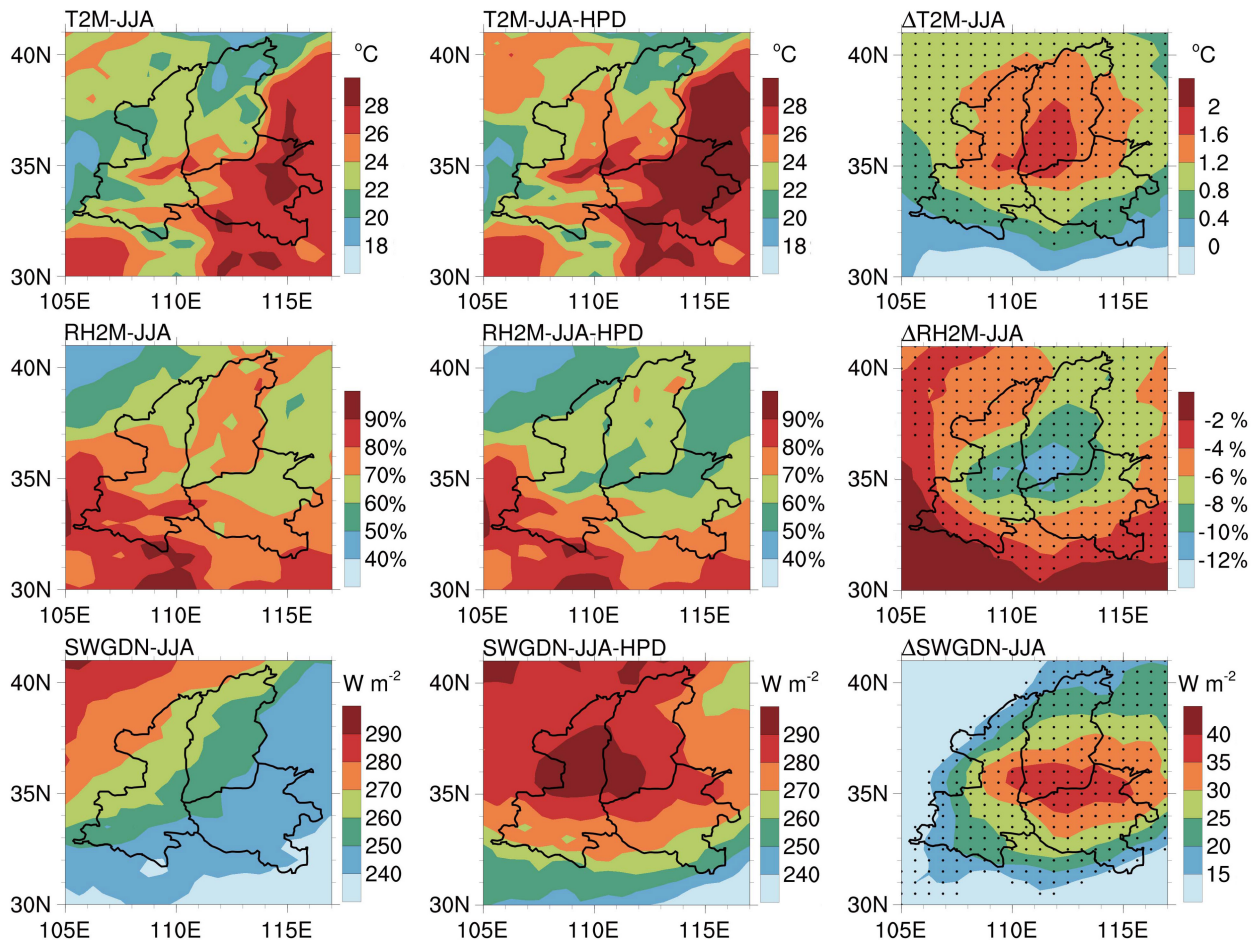


图 12 2015~2019 年夏季 (JJA) 气象要素 T2M (第一行)、RH2M (第二行)、SWGDN (地表入射短波通量, 第三行) 在汾渭平原的空间分布: 夏季平均值 (左列); 在 O₃ 重污染天 (HPD) 期间的均值 (中间列); 在 O₃ 重污染天均值减去夏季平均值得到的差值 (右列)
Fig. 12 Spatial distributions of T2M (first line), RH2M (second line), and SWGDN (surface incoming shortwave flux, third line) in the Fenwei Plain in the summer (JJA) of 2015–2019: Summer average (right column); average over the O₃ heavily polluted days (HPD) (middle column); differences of meteorological parameters in heavily polluted days (HPD) relative to the summer average (right column)

60%~90%，地表入射短波通量为 250~270 W m⁻²。O₃ 重污染期间，气温较高，湿度较小，太阳辐射较强，与夏季平均状态相比，T2M 增加了 0.8°C~2°C，RH2M 减少了 4%~12%，SWGDN 增加了 15~40 W m⁻²。空间特征显示，在污染较重的汾河平原与渭河平原交界处，夏季平均气温较高、湿度较低，且重污染期内分别对应的增加量与减少量也较大，并以污染最重的临汾市为中心向外递减，所以重污染区在重污染期间的气温更高、湿度更低；SWGDN 的冬季平均状况由东南向西北递增，但在汾渭平原 11 市分布范围内几乎没有差异，但重污染期的增加量与气温和湿度的变化量分布一致，由外围向中心递增，所以重污染期间重污染区的太阳辐射较其他地方更强。总之，汾渭平原夏季的气温越高、湿度越低、太阳辐射越强，则 O₃ 污染

越重。

3.3.3 气象要素对汾渭平原冬季 PM_{2.5} 和夏季 O₃ 年际变化的影响

将 2015~2019 年冬季 PM_{2.5} 异常、夏季 O₃ 异常分别与冬、夏的 8 个气象异常引入 MLR 模型，得到气象要素对汾渭平原 2015~2019 年冬季 PM_{2.5} 和夏季 O₃ 年际变化的影响，并用 LMG 方法得到各气象要素的相对贡献，结果如表 6 所示。同气象要素对汾渭平原冬季 PM_{2.5} 浓度日变化的影响 (表 4) 类似，影响汾渭平原 2015~2019 年冬季 PM_{2.5} 浓度年际变化最主要的气象要素是 T2M 和 RH2M，其贡献分别为 43.6% 和 31.9%，且都是正影响；WS850 和 PREC 对汾渭平原 2015~2019 年冬季 PM_{2.5} 浓度年际变化的影响同其对日变化的影响一样，都为负作用；另有 SWGDN 的影响也表

现为负作用。对汾渭平原 2015~2019 年夏季 O_3 年际变化影响最主要的气象要素同日变化一样, 是 T2M 且是正相关, 其贡献高达 71.7%; 其次是 WS850 的影响较大 (16.3%), 同其对日变化的影响一样为负作用; 另外 CLDTOT 通过影响光照而间接影响 O_3 的光化学生成, 云量越大, 光照越弱, 则不利于 O_3 的生成, 二者呈负相关。关于气象变量对夏季 O_3 浓度年际变化的相对贡献, 汾渭平原的结论不同于 Li et al. (2019) 对京津冀、长三角、珠三角、四川盆地的结论。

表 6 影响汾渭平原 2015~2019 年冬季 $PM_{2.5}$ 浓度或夏季 MAD8_ O_3 年际变化的气象要素 (由 MLR 模型和 LMG 方法得到, 详见 2.6) (空白表示冬季或夏季的 MLR 模型中没有该气象要素)

Table 6 Key meteorological parameters that influence the interannual variations of wintertime $PM_{2.5}$ and summertime MAD8_ O_3 in the Fenwei Plain from 2015 to 2019 (obtained from MLR model and LMG method; see 2.6 for details; blank means that the meteorological parameter is not present in the MLR model in winter or summer)

气象要素	冬季 $PM_{2.5}$		夏季MAD8_ O_3	
	回归系数	相对贡献	回归系数	相对贡献
T2M	6.51	43.6%	8.57	71.7%
RH2M	1.26	31.9%		
WS850	-1.66	11.1%	-3.72	16.3%
SWGDN	-0.33	8.5%		
PREC	-10.66	4.9%		
CLDTOT			-0.25	12.0%

3.4 2015~2019 年汾渭平原大气污染变化趋势的影响因素

图 13 给出了 2015~2019 年汾渭平原冬季 $PM_{2.5}$ 浓度以及主要的气象要素 (T2M、RH2M、WS850) 的逐年变化趋势。汾渭平原冬季 $PM_{2.5}$ 浓度在 2015~2019 年呈下降趋势 ($-4.6 \mu g m^{-3} a^{-1}$), 归因于减排政策的实施, 即人为排放的变化是其主要原因 ($-8.3 \mu g m^{-3} a^{-1}$), 2015~2019 年气象条件的变化会导致 $PM_{2.5}$ 浓度呈上升趋势 ($3.7 \mu g m^{-3} a^{-1}$), 在一定程度上削弱了减排的效果。但是气象条件的变化是汾渭平原冬季 $PM_{2.5}$ 浓度在 2015~2018 年内年际波动的主要原因, 即 2016 年浓度较 2015 年增加, 2017 年下降, 2018 年又上升, 波动主要受气象条件的影响, 2019 年不利的气象条件并没有导致 $PM_{2.5}$ 浓度升高, 说明减排措施的效果很好。2016 年冬季汾渭平原 $PM_{2.5}$ 浓度异常高的主要原因为不利的气象条件, 由图 13b 可知, 与气温较高、湿度较大、风速较低有关。

图 14 给出了 2015~2019 年汾渭平原夏季 MAD8_ O_3 以及主要的气象要素 (T2M、WS850、CLDTOT) 的逐年变化趋势。汾渭平原夏季 MAD8_ O_3 在 2015~2019 年呈上升趋势 ($8.7 \mu g m^{-3} a^{-1}$), 人为排放和气象条件的变化都导致上升趋势, 人为排放的变化是其主要原因 ($7.5 \mu g m^{-3} a^{-1}$), 气象驱动导致的变化仅占总趋势的 13.8% ($1.2 \mu g m^{-3} a^{-1}$)。由图 14b 可知, T2M、WS850、CLDTOT 在 2015~2019 年夏季的逐年变化幅度很小, T2M 变化幅度

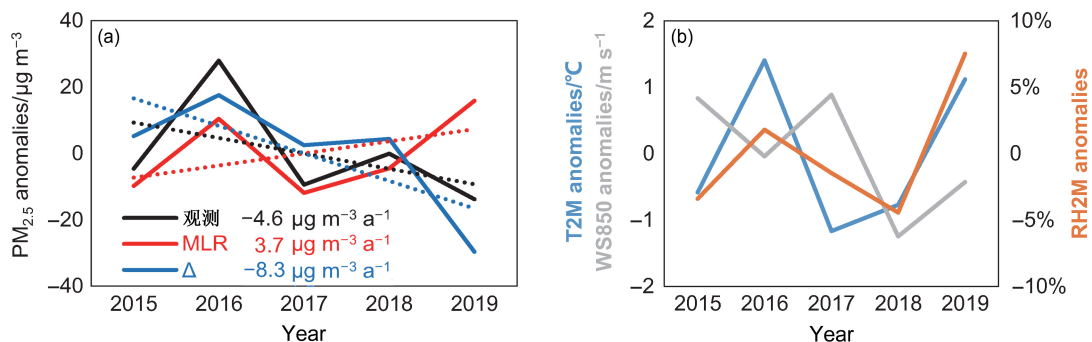


图 13 2015~2019 年冬季 (a) $PM_{2.5}$ 浓度以及 (b) 主要的气象要素 T2M、RH2M、WS850 在汾渭平原的年际变化 (由异常季均值表示)。将观测异常分解为气象驱动的异常 (由多元线性回归模型得到, 用 MLR 表示) 和剩余异常 (由观测异常减 MLR 计算得出, 用 Δ 表示), 详见 2.6 节

Fig. 13 Interannual variations in (a) $PM_{2.5}$ concentrations and (b) key meteorological parameters (T2M, RH2M, WS850) in the Fenwei Plain in winter from 2015 to 2019, represented by seasonal mean anomalies. The observational anomalies are decomposed into meteorologically driven anomalies (obtained from Multiple Linear Regression, represented in MLR), and residual anomalies (calculated from observational anomalies minus MLR, represented in Δ); see 2.6 for details

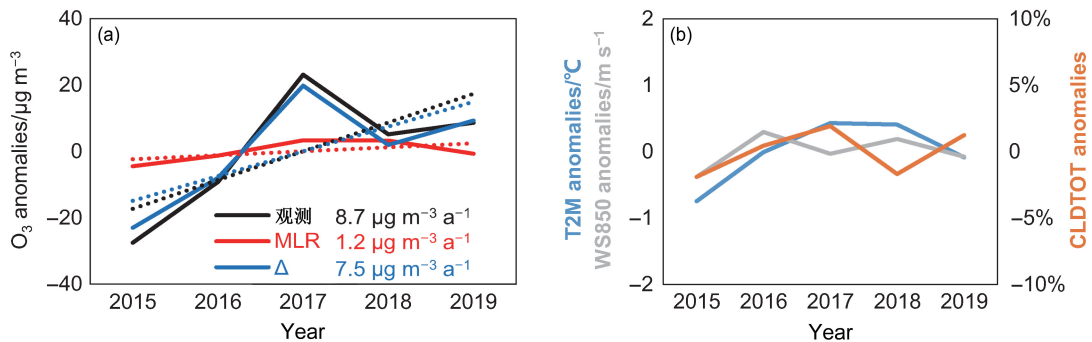


图 14 2015~2019 年夏季 (a) MAD8_{O₃} 以及 (b) 主要的气象要素 T2M、WS850、CLDTOT (total cloud area fraction) 在汾渭平原的年际变化 (由异常季均值表示)。将观测异常分解为气象驱动异常 (由多元线性回归模型得到, 用 MLR 表示) 和剩余异常 (由观测异常减 MLR 计算得出, 用 Δ 表示), 详见 2.6。

Fig. 14 Interannual variations in (a) MAD8_{O₃} and (b) key meteorological parameters (T2M, WS850, CLDTOT) in the Fenwei Plain in summer from 2015 to 2019, represented by seasonal mean anomalies. The observational anomalies are decomposed into meteorologically driven anomalies (obtained from Multiple Linear Regression, represented in MLR), and residual anomalies (calculated from observational anomalies minus MLR, represented in Δ); see 2.6 for details.

不超过 2°C, WS850 变化幅度不超过 1 m s⁻¹, CLDTOT 变化幅度不超过 4%。

4 结论

本文从 AQI 及六大标准大气污染物的角度, 分析了汾渭平原空气质量现状, 又以气象要素为重点探讨了其影响因素, 研究发现, 汾渭平原的空气质量在 2015~2017 年间逐年变差, 在 2018~2019 年有所好转, 重污染区域主要集中在汾河平原与渭河平原交界处。冬季是污染最严重的季节, 几乎所有的城市在 2015~2019 年内冬季的污染天频率都超过了 40%, 主要原因是采暖导致的污染物大量排放以及不利于污染物扩散的静稳天气和少量的降水; 2015~2016 年间是春秋次之, 夏季污染最轻; 但从 2017 年开始夏季污染天明显增多, 11 个城市的污染天频率平均值在 2017 年高达 54.2%, 污染情况较春秋严重, 但尚不及冬季污染严重, 并在 2018 年有所下降 (25.3%), 2019 年又稍有升高 (39.8%)。冬季 PM_{2.5} 污染和夏季 O₃ 污染使汾渭平原污染天频率的月变化呈“双峰双谷”的分布特征。汾渭平原污染天的首要污染物主要是 PM₁₀、PM_{2.5} 或 O₃, 三者占比之和约 90%。

汾渭平原 PM₁₀ 质量浓度的长期年际变化显示, 自 2001 年以来逐年波动下降, 陕西 5 市和河南 2 市的 PM₁₀ 质量浓度略高, 山西 4 市略低但呈现逐年上升趋势。汾渭平原 PM₁₀ 及 PM_{2.5} 的质量浓度在 2015~2019 年间均呈先增后减的趋势, 但依然

高于国家二级标准值, 浓度较高的城市集中在汾河平原与渭河平原的交界处; 月变化整体均呈“U”型分布, 但 PM_{2.5} 的低值月份较长, 高值月与供暖期相符, 而受沙尘暴的影响 PM₁₀ 浓度在春季较高。粗颗粒物 (PM₁₀ 减 PM_{2.5}) 浓度具有和 PM₁₀、PM_{2.5} 相似的逐年变化及城市分布特点, 月变化也呈“U”型, 但变化幅度较小。粗、细颗粒物的质量浓度总体上各占 PM₁₀ 质量浓度的一半左右, 细颗粒物略高, 因此长距离输送 (粗颗粒物) 与局地人为排放 (细颗粒物) 都是 PM₁₀ 污染的重要来源, 且细颗粒物的贡献略高。2016 年 11 月至 2017 年 2 月颗粒物污染非常严重, 主要是由细颗粒物浓度异常高导致, 与 SO₂ 浓度异常高相对应。

汾渭平原 MDA8_{O₃} 月均值变化呈倒“V”型分布, 峰值主要出现在 6 月。O₃ 污染主要出现在夏季, 2015~2017 年夏季汾渭平原 MDA8_{O₃} 逐年上升, 在 2018 年有所下降, 2019 年又稍有反弹, 与 NO₂ 趋势一致。重污染区域在 2015~2017 年逐年扩大, 2018 年又相对缩小, 主要集中在汾河下游及渭河下游。山西省在 2017 年 O₃ 污染明显加重。

SO₂、NO₂、CO 是参与颗粒物污染或 O₃ 污染形成的重要前体物, SO₂ 与 NO₂ 质量浓度在 2015~2019 年先升后降, CO 质量浓度则逐年下降, 月变化均为“U”型, 冬季污染物浓度高均与采暖排放量大及不利的气象条件有关。SO₂ 污染多出现在山西省, 而 NO₂ 污染则多出现在陕西省。NO₂ 作为 O₃ 污染的重要前体物, 对汾渭平原污染的影响具

有越来越重要的地位, 所以汾渭平原面临着严重的 O₃ 污染的挑战。

气温 (T2M) 和湿度 (RH2M) 是影响汾渭平原冬季 PM_{2.5} 浓度日变化最主要的两个气象要素, 其对于气象要素可解释的 PM_{2.5} 浓度日变化的贡献分别为 45.5% 和 41.5%。气温越高, 越有利于气溶胶的二次生成, PM_{2.5} 污染越严重。湿度越大, 越有利于气溶胶的吸湿增长, 污染越严重。风和降水对 PM_{2.5} 污染起重要的清除作用。

气温 (T2M) 是影响汾渭平原夏季 MDA8_O₃ 日变化最主要的气象要素, 其对于气象要素可解释的 MDA8_O₃ 日变化的贡献为 35.3%, 湿度 (RH2M) 和太阳辐射 (SWGDN) 也是重要的影响因素, 其贡献分别为 25.4% 和 22.0%, 气温越高, 太阳辐射越强, 越有利于对流层 O₃ 的生成, O₃ 污染越严重, 而当湿度较大时, 大量的水蒸气会影响太阳辐射并减缓光化学反应。风对 O₃ 污染起稀释扩散的作用。

汾渭平原 2015~2019 年冬季 PM_{2.5} 污染呈下降趋势 ($-4.6 \mu\text{g m}^{-3} \text{a}^{-1}$), 主要原因是减排的推动 ($-8.3 \mu\text{g m}^{-3} \text{a}^{-1}$), 气象条件的变化会导致上升趋势 ($3.7 \mu\text{g m}^{-3} \text{a}^{-1}$), 在一定程度上削弱了减排的效果。2016 年冬季汾渭平原 PM_{2.5} 浓度异常高的主要原因是不利的气象条件, 与气温较高、湿度较大、风速较低有关。汾渭平原 2015~2019 年夏季 O₃ 污染呈上升趋势 ($8.7 \mu\text{g m}^{-3} \text{a}^{-1}$), 人为排放的变化贡献较大 ($7.5 \mu\text{g m}^{-3} \text{a}^{-1}$), 气象驱动导致的上升趋势仅占总趋势的 13.8% ($1.2 \mu\text{g m}^{-3} \text{a}^{-1}$)。

总之, 汾渭平原由于其封闭地形及煤炭为主的能源结构, 大气污染问题严重, 且正从颗粒物污染向臭氧污染转变, 人为排放是影响汾渭平原大气污染年际变化的关键因素, 尤其要注意汾河平原与渭河平原交界处, 也就是陕西省、山西省、河南省交界处的重污染区域, 需要三省共同努力, 联防联控, 协同防控大气污染。

本文的研究针对汾渭平原空气质量及气象要素的影响有了一定的研究结果, 但是由于早期的污染物数据较少, 因此在分析 PM₁₀ 浓度长期变化趋势时使用两种不同的数据处理方法可能会产生一些不确定性; 以及在研究气象要素对污染物浓度变化的影响时, 并没有考虑到与风向有关的变量, 因为与风向有关的变量其大小及正负值的含义放在 MLR 模型中会导致一些不确定性, 从而对结果产生影响。对于这些问题的进一步探讨将有助于更加全面地了

解汾渭平原空气质量及气象要素的影响, 进而更好地防控大气污染。

参考文献 (References)

- Aw J, Kleeman M J. 2003. Evaluating the first-order effect of intraannual temperature variability on urban air pollution [J]. *J. Geophys. Res.: Atmos.*, 108(D12): 4365. doi:10.1029/2002JD002688
- Bi J. 2012. A review of statistical methods for determination of relative importance of correlated predictors and identification of drivers of consumer liking [J]. *J. Sens. Stud.*, 27(2): 87–101. doi:10.1111/j.1745-459X.2012.00370.x
- Che H Z, Gui K, Xia X G, et al. 2019. Large contribution of meteorological factors to inter-decadal changes in regional aerosol optical depth [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 19(16): 10497–10523. doi:10.5194/acp-19-10497-2019
- Chen L, Zhu J, Liao H, et al. 2020. Meteorological influences on PM_{2.5} and O₃ trends and associated health burden since China's clean air actions [J]. *Sci. Total Environ.*, 744: 140837. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.140837
- Chen Z Y, Xie X M, Cai J, et al. 2018. Understanding meteorological influences on PM_{2.5} concentrations across China: A temporal and spatial perspective [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 18(8): 5343–5358. doi:10.5194/acp-18-5343-2018
- Ding X, Wang X M, Gao B, et al. 2012. Tracer-based estimation of secondary organic carbon in the Pearl River Delta, South China [J]. *J. Geophys. Res.: Atmos.*, 117(D5): D05313. doi:10.1029/2011JD016596
- Grömping U. 2006. Relative importance for linear regression in R: The package relaimpo [J]. *J. Stat. Softw.*, 17(1): 1–27. doi:10.18637/jss.v017.i01
- 黄小刚, 邵天杰, 赵景波, 等. 2019. 汾渭平原 PM_{2.5} 浓度的影响因素及空间溢出效应 [J]. *中国环境科学*, 39(8): 3539–3548. Huang X G, Shao T J, Zhao J B, et al. 2019. Influence factors and spillover effect of PM_{2.5} concentration on Fen-Wei Plain [J]. *China Environmental Science*, 39(8): 3539–3548. doi:10.3969/j.issn.1000-6923.2019.08.049
- Jacob D J, Winner D A. 2009. Effect of climate change on air quality [J]. *Atmos. Environ.*, 43(1): 51–63. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.051
- Leung D M, Tai A P K, Mickley L J, et al. 2018. Synoptic meteorological modes of variability for fine particulate matter (PM_{2.5}) air quality in major metropolitan regions of China [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 18(9): 6733–6748. doi:10.5194/acp-18-6733-2018
- Li K, Jacob D J, Liao H, et al. 2019. Anthropogenic drivers of 2013–2017 trends in summer surface ozone in China [J]. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 116(2): 422–427. doi:10.1073/pnas.1812168116
- 李雁宇, 李杰, 曾胜兰, 等. 2020. 2017 年汾渭平原东部大气颗粒物污染特征分析 [J]. *环境科学研究*, 33(1): 63–72. Li Y Y, Li J, Zeng S L, et al. 2020. Analysis of atmospheric particulates in the eastern Fenwei Plain in 2017 [J]. *Research of Environmental Sciences*, 33(1): 63–72. doi:10.13198/j.issn.1001-6929.2019.06.16

- Liao H, Chen W T, Seinfeld J H. 2006. Role of climate change in global predictions of future tropospheric ozone and aerosols [J]. *J. Geophys. Res.: Atmos.*, 111(D12): D12304. doi:10.1029/2005JD006852
- 刘瑞金, 廖宏, 常文渊, 等. 2017. 基于国际大气化学—气候模式比较计划模式数据评估未来气候变化对中国东部气溶胶浓度的影响 [J]. *大气科学*, 41(4): 739–751. Liu R J, Liao H, Chang W Y, et al. 2017. Impact of climate change on aerosol concentrations in eastern China based on Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project (ACCMIP) datasets [J]. *Chinese Journal of Atmospheric Sciences*, 41(4): 739–751. doi:10.3878/j.issn.1006-9895.1612.16218
- Mu Q, Liao H. 2014. Simulation of the interannual variations of aerosols in China: Role of variations in meteorological parameters [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 14(18): 9597–9612. doi:10.5194/acp-14-9597-2014
- Seo J, Park D S R, Kim J Y, et al. 2018. Effects of meteorology and emissions on urban air quality: A quantitative statistical approach to long-term records (1999–2016) in Seoul, South Korea [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 18(21): 16121–16137. doi:10.5194/acp-18-16121-2018
- So K L, Wang T. 2003. On the local and regional influence on ground-level ozone concentrations in Hong Kong [J]. *Environ. Pollut.*, 123(2): 307–317. doi:10.1016/S0269-7491(02)00370-6
- Tai A P K, Mickley L J, Jacob D J. 2010. Correlations between fine particulate matter (PM_{2.5}) and meteorological variables in the United States: Implications for the sensitivity of PM_{2.5} to climate change [J]. *Atmos. Environ.*, 44(32): 3976–3984. doi:10.1016/j.atmosenv.2010.06.060
- 王圣, 徐静馨, 孙雪丽, 等. 2019. 汾渭平原采暖期与非采暖期大气环境质量时空变化特征研究 [J]. *环境污染与防治*, 41(12): 1451–1458. Wang S, Xu J X, Sun X L, et al. 2019. Spatial-temporal variation characteristics of air pollution in Fenwei Plain during heating and non-heating seasons [J]. *Environmental Pollution and Control*, 41(12): 1451–1458. doi:10.15985/j.cnki.1001-3865.2019.12.013
- Wang T, Xue L K, Brimblecombe P, et al. 2017. Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects [J]. *Sci. Total Environ.*, 575: 1582–1596. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.081
- 王跃思, 李文杰, 高文康, 等. 2020. 2013–2017 年中国重点区域颗粒物质量浓度和化学成分变化趋势 [J]. *中国科学:地球科学*, 50(4): 1857–1871.
- 卫玮, 王黎娟, 靳泽辉, 等. 2018. 基于 OMI 数据汾渭平原大气 SO₂ 时空分布特征分析 [J]. *生态环境学报*, 27(12): 2276–2283. Wei W, Wang L J, Jin Z H, et al. 2018. The spatio-temporal distribution characteristics of atmospheric SO₂ in Fenwei Plain based on OMI data [J]. *Ecology and Environment Sciences*, 27(12): 2276–2283. doi:10.16258/j.cnki.1674-5906.2018.12.013
- Xu L, Pierce D W, Russell L M, et al. 2015. Interannual to decadal climate variability of sea salt aerosols in the coupled climate model CESM1.0 [J]. *J. Geophys. Res.: Atmos.*, 120(4): 1502–1519. doi:10.1002/2014JD022888
- 杨乐超, 董雪丽, 徐波. 2018. 汾渭平原雾霾时空变化特征及其溢出效应 [J]. *环境经济研究*, 3(3): 75–87. Yang L C, Dong X L, Xu B. 2018. Spatial distribution and spillover effects of haze pollution in the Fen-Wei Plain [J]. *Journal of Environmental Economics*, 3(3): 75–87. doi:10.19511/j.cnki.jee.2018.03.006
- Yang Y, Liao H, Lou S J. 2016. Increase in winter haze over eastern China in recent decades: Roles of variations in meteorological parameters and anthropogenic emissions [J]. *J. Geophys. Res.: Atmos.*, 121(21): 13050–13065. doi:10.1002/2016JD025136
- Zhai S X, Jacob D J, Wang X, et al. 2019. Fine particulate matter (PM_{2.5}) trends in China, 2013–2018: Separating contributions from anthropogenic emissions and meteorology [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 19(16): 11031–11041. doi:10.5194/acp-19-11031-2019
- 张连华, 周春艳, 厉青, 等. 2019. 2016–2018 年汾渭平原对流层 NO₂ 柱浓度时空变化遥感监测 [J]. *环境生态学*, 1(4): 67–73. Zhang L H, Zhou C Y, Li Q, et al. 2019. Remote sensing monitoring of spatiotemporal changes of tropospheric NO₂ column concentration of Fen-Wei Plain in the year of 2016–2018 [J]. *Environmental Ecology*, 1(4): 67–73.