

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新技术研究重点实验室，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, 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 8h 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 米气温（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 米相对湿度（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及其相对贡献分别为 T2M（43.6%）、RH2M（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 μg m⁻³ yr⁻¹）。影响汾渭平原夏季 MDA8_O₃ 年际变化最主要的气象要素及其相对贡献分别为 T2M（71.7%，正相关）和 850 hPa 风速（WS850，16.3%，负相关）。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 μg m⁻³ yr⁻¹），但 O₃ 污染的总上升趋势（8.7 μg m⁻³ yr⁻¹）中，人为排放变化的贡献更大（7.5 μg m⁻³ yr⁻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

doi:10.3878/j.issn.1006-9895.2101.20240

收稿日期 2020-12-02；网络预出版日期

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 和 42021004

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

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

Jiangsu Key Laboratory of Atmospheric Environment Monitoring and Pollution Control, Jiangsu Collaborative
Innovation Center of Atmospheric 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, 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. We applied the multiple linear regression model 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. We found that 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, Luoyang, which were located in 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 the weather conditions were unfavorable and the emissions of pollutants were large. In summer, concentrations of O₃ in the Fenwei Plain increased over the past years. The most important meteorological parameter for daily variations of both PM_{2.5} in winter and MDA8_O₃ in summer was 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 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 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 to some extent the decreases in emissions. With respect to 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 yr⁻¹), which was a smaller effect compared to the increases in O₃ (7.5 μg m⁻³ yr⁻¹) caused by changes in anthropogenic emission. Our results indicate that air pollution in the Fenwei Plain is severe. Which the particulate pollution has not yet been resolved yet, 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

1 for the three provinces to joint prevention and control to improve the air quality in the Fenwei Plain.

2 **Key words** the Fenwei Plain, AQI (air quality index), air pollutants, meteorological parameters

3

4 1 引言

5 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
6 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
7 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
8 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),
9 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
10 数(Air Quality Index, 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
11 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
12 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)。

13 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
14 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
15 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
16 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
17 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
18 度第二高的区域,同时又是SO₂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。

19 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
20 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
21 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
22 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}
23 浓度的年内月均值变化呈底部宽缓的U型,采暖期(11月~次年3月)PM_{2.5}污染明显较非采暖期(4月~10月)
24 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PM₁₀
25 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
26 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(杨乐超等,2018;黄小刚等,2019;王圣等,
27 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、
28 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
29 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)。

30 另外还有关于汾渭平原SO₂和NO₂的研究。臭氧卫星传感器监测的汾渭平原SO₂柱浓度值在2008~2017年
31 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

1 境内>河南境内>陕西境内,渭河平原大气 SO₂ 浓度低于汾河平原(卫玮等, 2018; 王圣等, 2019)。2016~2018
2 年间汾渭平原大部分地市对流层 NO₂ 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、
3 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 NO₂ 柱浓度值分列前 3 名
4 (张连华等, 2019)。

5 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,
6 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
7 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、
8 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
9 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
10 量年内变化的一个非常重要的因素,采暖期内 PM_{2.5}、SO₂、NO₂、CO 浓度均高于非采暖期,PM_{2.5}、SO₂ 为采暖
11 期首要污染物, O₃ 为非采暖期首要污染物(王圣等, 2019)。

12 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 SO₂ 和
13 NO₂, AQI 以及 O₃ 和 PM₁₀ 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,
14 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
15 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
16 探讨其对汾渭平原大气污染的影响。

17

18 2 数据与方法

19 2.1 研究区域

20 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
21 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 3 省的 11
22 市 1 区。本文以 11 个地级市作为研究对象(图 1)。

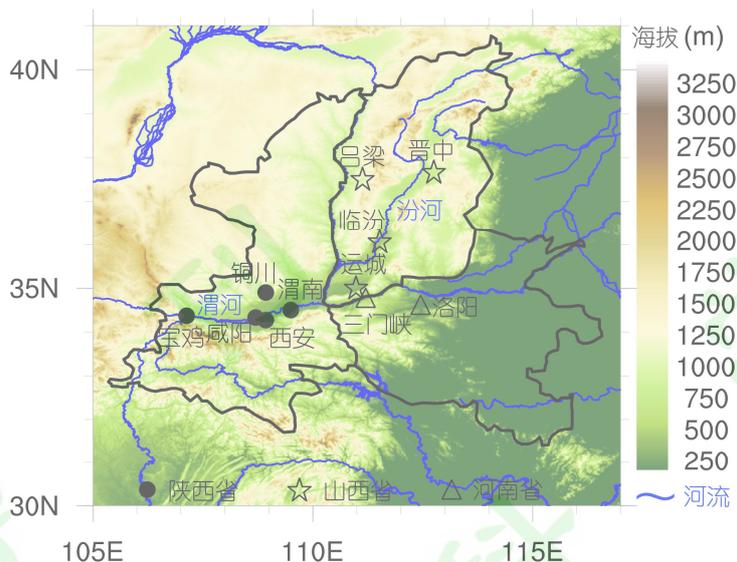


图 1 汾渭平原地形及城市分布。陕西省、山西省、河南省的城市分别用●、☆、△表示。

Fig. 1 The topography and distribution of urban cities in the Fenwei Plain. Cities in Shaanxi, Shanxi, and Henan Province are represented by ●, ☆, and △, respectively.

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 米,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, API)或空气质量指数(Air Quality Index, 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 8h 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 天。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 月~5 月、6 月~8 月、9 月~11 月、12 月~次年 2 月。研究年变化时,只分析有效数据天数>250 天的年份。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 8h 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:

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

式中： 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， $C_{i,j-l}$ 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， $AQI_{i,j-l}$ 是 $C_{i,j-l}$ 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。

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

2.4 由 API 或 AQI 数据反推 PM₁₀ 浓度数据

2001~2013 年的 PM₁₀ 浓度数据需要由 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。比较发现，API 到 AQI 的变化不影响 PM₁₀ 浓度反算，所以反算过程中即可忽略 API 和 AQI 的区别。

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

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 1h 或 3h, 对每日的 1h 数据或 3h 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。

表 3 气象要素

Table 3 Meteorological parameters considered

简写	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 米气温 (2-meter air temperature)	°C
RH2M	2 米相对湿度 (2-meter relative humidity)	%
WS10M	10 米风速 (10-meter wind speed)	m s ⁻¹
WS850	850 hPa 风速 (wind speed at 850 hPa)	m s ⁻¹

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 O₃) 变化的影响。逐步线性回归是指多元线性回归 (Multiple Linear Regression, 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 模型如下:

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

式中: y 为因变量, 即预处理后的冬季 PM_{2.5} 或夏季 MDA8_O₃ 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 < 0.05 即表示该自变量对因变量有显著影响。对回归模型

1 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。

2 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
3 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
4 归模型可解释的变化分解为非负贡献，可由 R 软件包“relaimpo”实现（Grömping, 2006; Bi, 2012; Xu et al., 2015;
5 Yang et al., 2016; Che et al., 2019）。

6 本文首先利用 MLR 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，
7 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 $PM_{2.5}$ 、
8 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
9 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
10 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
11 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。

12 本文也利用 MLR 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
13 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
14 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 O_3 异常和气象异常，这将去除日变化的影响
15 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
16 年冬季 $PM_{2.5}$ 或夏季 $MAD8_O_3$ 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，
17 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
18 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
19 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.,
20 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
21 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。

22

23 3 结果与讨论

24 3.1 汾渭平原空气质量情况

25 3.1.1 AQI 的逐年变化

26 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
27 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
28 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%、
29 “中度污染”4.4%~9.9%、“重度污染”3.6%~6.3%以及“严重污染”0.0%~1.6%，其中“良”所占比例最多，“严
30 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 $AQI \leq 100$ 天数所
31 占比例的 5 年平均值远小于汾渭平原的平均值，而 $AQI > 200$ 天数所占比例都远大于汾渭平原的平均值；吕梁空

1 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
 2 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
 3 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，
 4 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
 5 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
 6 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，这是因为空气质量的年际变化不
 7 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
 8 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）。

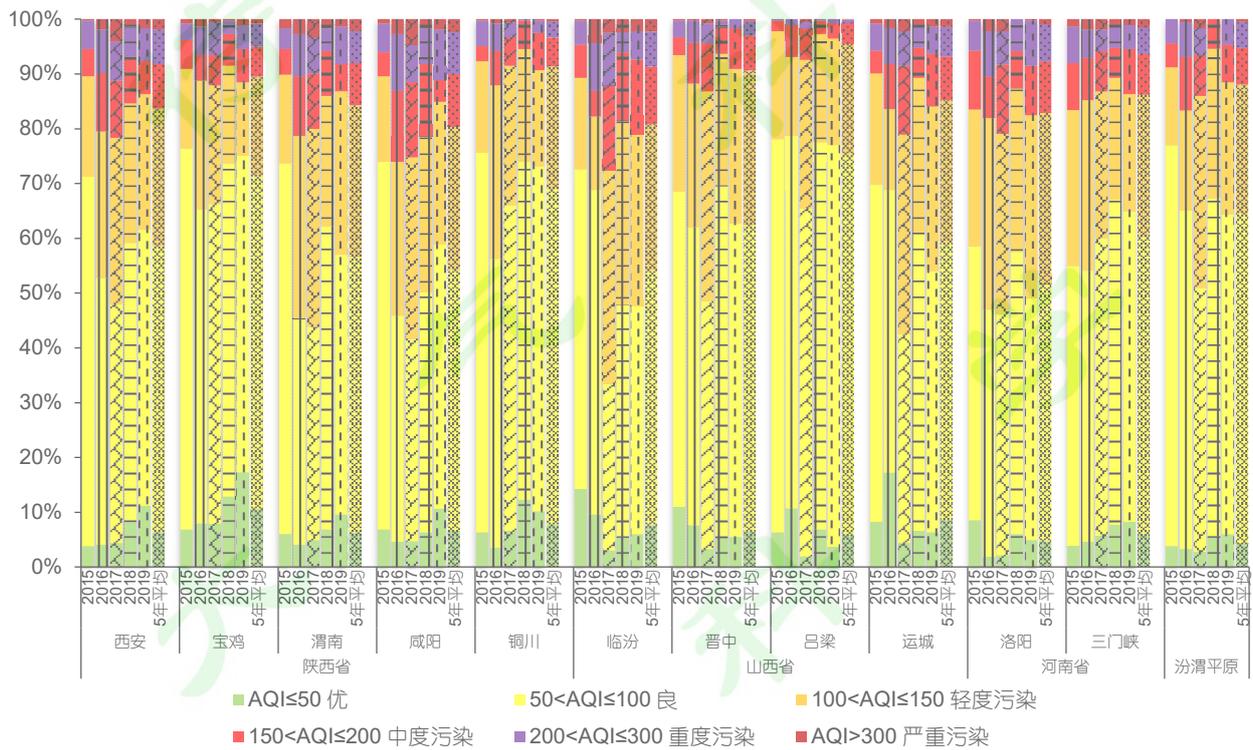


图 2 2015~2019 年汾渭平原 AQI 分级占比的逐年变化

Fig. 2 Year-by-year changes in the percentages of AQI classes in the Fenwei Plain from 2015 to 2019

3.1.2 污染天频率的时空分布

13 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，
 14 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
 15 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，
 16 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
 17 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%，
 18 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
 19 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。

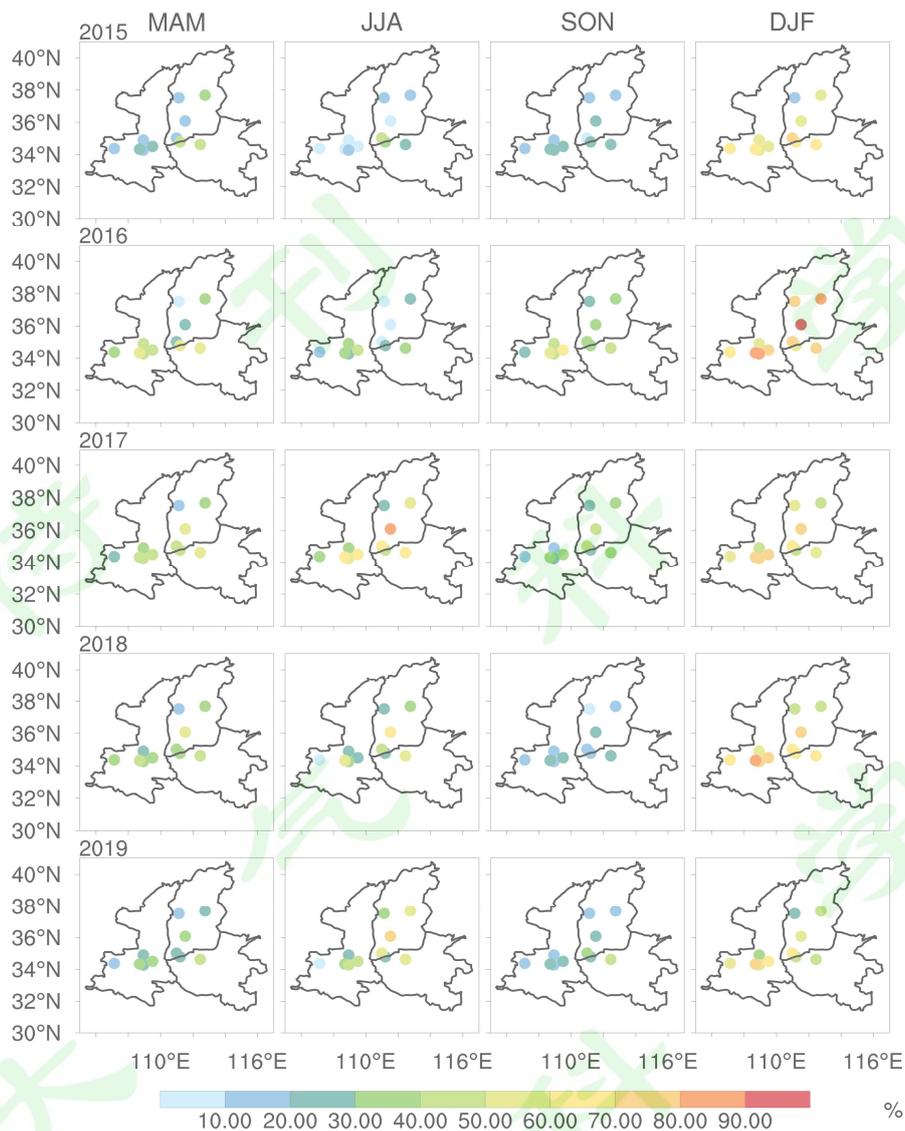


图 3 2015~2019 年汾渭平原 11 市污染天 (AQI>100) 频率的季节变化及空间分布

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

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。

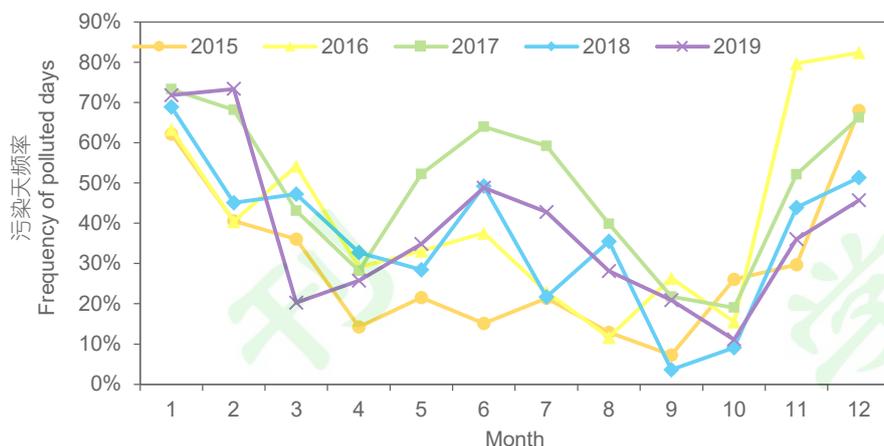


图 4 2015~2019 年汾渭平原污染天 (AQI>100) 频率月变化 (11 市平均)

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

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 $PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 和 O_3 , 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 O_3 所占的比例呈现逐年上升的趋势, 由于 O_3 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。 SO_2 、 NO_2 、 CO 作为首要污染物的占比很小, 且 SO_2 和 CO 占比呈逐年减小趋势, 而 NO_2 占比呈逐年增加趋势。 SO_2 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 SO_2 占比为最高; NO_2 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%, 是该市 2015 年最主要的首要污染物。

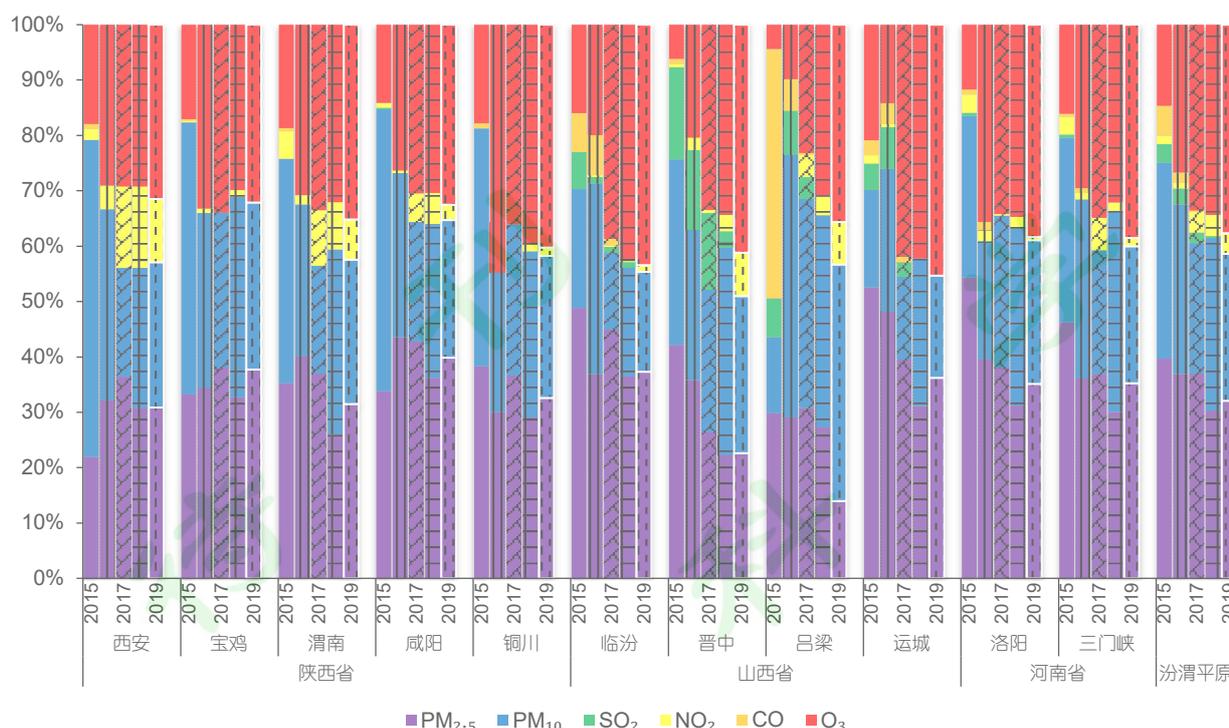


图 5 2015~2019 年汾渭平原首要污染物物种占比的逐年变化

Fig. 5 Year-by-year changes in the percentages of primary pollutants in the Fenwei Plain from 2015 to 2019

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 $\mu\text{g m}^{-3}$ 降到 2019 年的 98.3 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，但依然高于国家二级标准要求的 70 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，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 $\mu\text{g m}^{-3}$ 降到 2019 年的 98.1 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，且依然高于国家二级标准；河南省 2 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 3 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 $\mu\text{g m}^{-3}$ 升到 2017 年的 122.0 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，又开始下降并在 2019 年降到 95.8 $\mu\text{g m}^{-3}$ 。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 $\mu\text{g m}^{-3}$ 下降到 2019 年的 102.2 $\mu\text{g m}^{-3}$ ，其中 2002 年污染最严重，达到了 170.1 $\mu\text{g m}^{-3}$ 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。

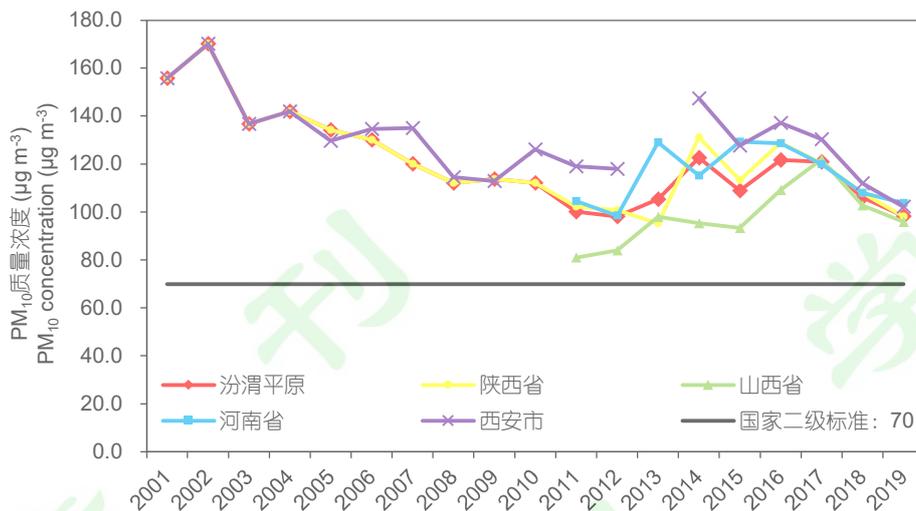


图 6 2001~2019 年汾渭平原 PM₁₀ 质量浓度年均值变化

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

图 7 给出了 2015~2019 年汾渭平原(a)PM₁₀、(b)PM_{2.5}、(c)PM₁₀-PM_{2.5} 即粗颗粒物的质量浓度以及(d)PM_{2.5} 占比在 11 个城市及汾渭平原 (11 市平均) 的逐年变化, 以及其分别对应的 11 市平均值的月变化。由图 7(a)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~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 7(b)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~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。

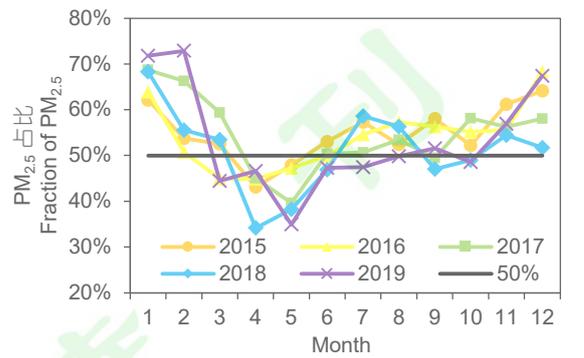
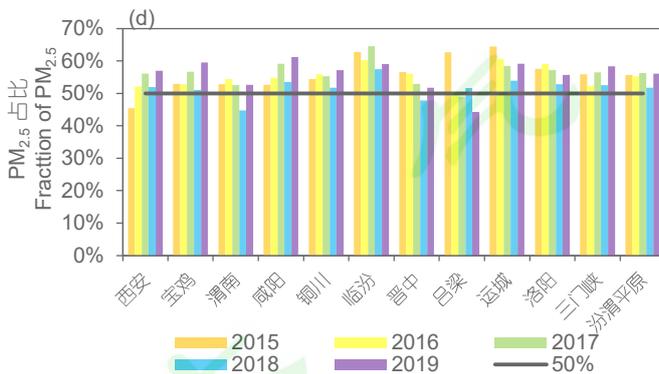
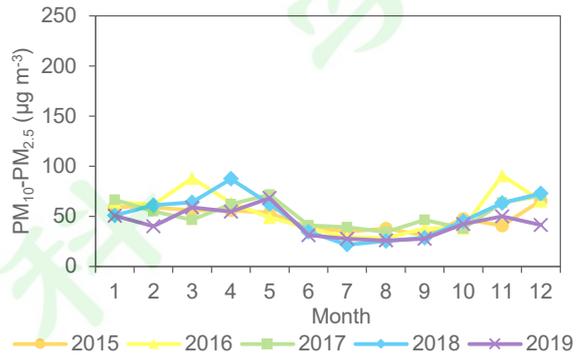
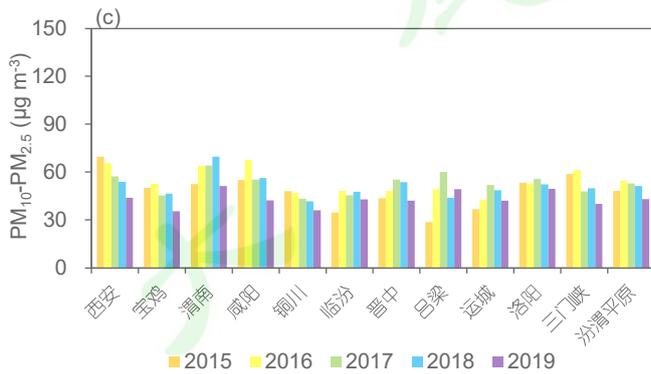
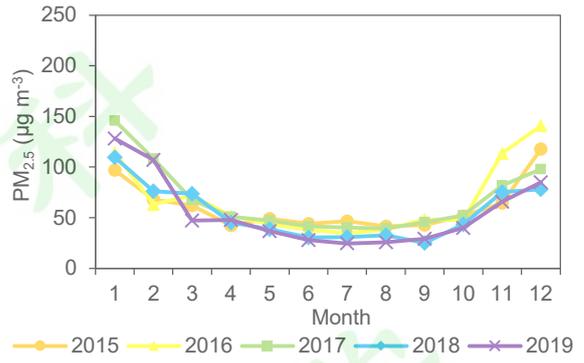
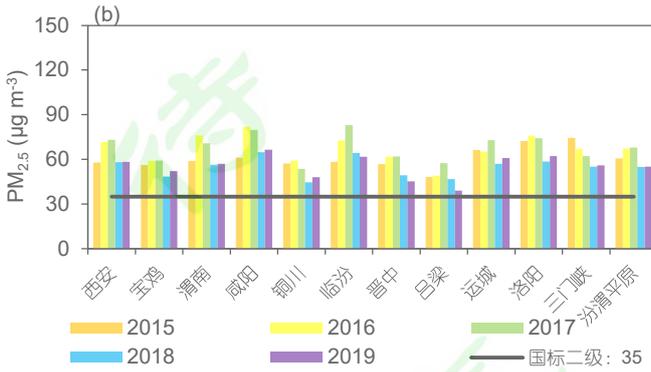
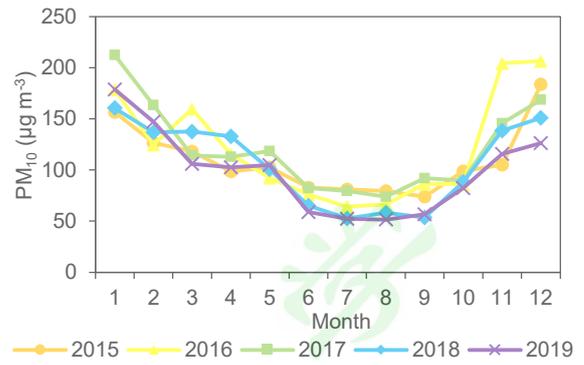
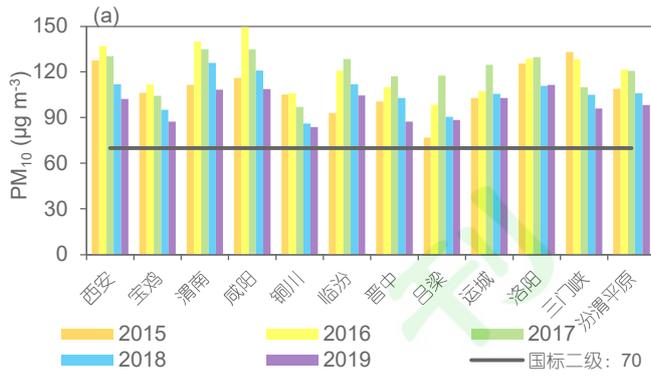


图 7 2015~2019 年汾渭平原(a)PM₁₀、(b)PM_{2.5}、(c)PM₁₀-PM_{2.5} 即粗颗粒物的质量浓度以及(d)PM_{2.5} 占比在 11 个城市及汾渭平原 (11 市平均) 的逐年变化, 以及其分别对应的 11 市平均值的月变化

Fig. 7 Year-by-year changes in concentration of (a) PM₁₀, (b) PM_{2.5}, (c) PM₁₀-PM_{2.5} (i.e., coarse particulate matter), and (d) the fraction of PM_{2.5} in 11 cities and the Fenwei Plain (average of 11 cities) from 2015 to 2019, and the corresponding monthly changes in the average values of the 11 cities

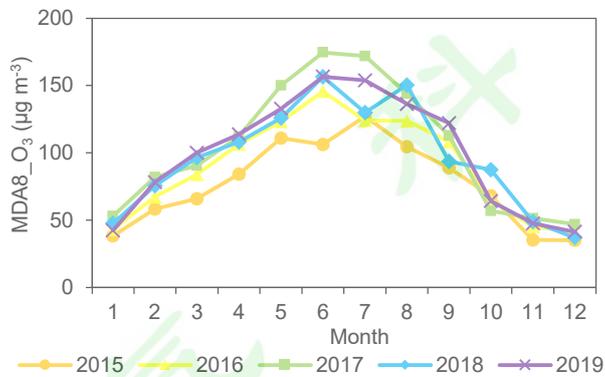
由图 7(c)可知, 粗颗粒物 (PM₁₀-PM_{2.5}) 浓度具有和 PM₁₀、PM_{2.5} 相似的逐年变化特征, 平原平均的浓度在

1 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
2 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
3 供暖产生的粗颗粒物质量浓度大, 也是春季 PM_{10} 的主要来源。2016 年 3 月、11 月以及 2018 年 4 月的粗颗粒物
4 浓度异常高, 对应这几个月 PM_{10} 浓度的异常高值。

5 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 PM_{10} 基本一致, 二者的质量
6 浓度总体上各占 PM_{10} 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 7(d))。细颗
7 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 PM_{10} 污染的重要来源,
8 细颗粒物的贡献略大。细颗粒物占比最高的 2 个城市为临汾和运城, 5 年平均值分别为 60.8%和 59.3%; 汾渭平
9 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
10 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, 也就是粗颗粒物占比的最大值, 出
11 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%。

12 3.2.2 MDA8_O₃ 的时空变化特征

13 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
14 看, 2015~2019 年汾渭平原的 MDA8_O₃ 年均值分别为: $77.0 \mu\text{g m}^{-3}$ 、 $89.8 \mu\text{g m}^{-3}$ 、 $103.9 \mu\text{g m}^{-3}$ 、 $96.5 \mu\text{g m}^{-3}$ 、 $99.1 \mu\text{g m}^{-3}$,
15 μm^{-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
16 月均值变化, 呈倒“V”型分布, 峰值主要出现在 6 月。



17 图 8 2015~2019 年汾渭平原 MDA8_O₃ 月均值变化

18 Fig. 8 Monthly variations in MDA8_O₃ in the Fenwei Plain from 2015 to 2019

19 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)
20 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
21 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
22 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
23 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
24 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
25 原与汾河平原的交界处, 汾渭平原西部与北部的污染较小。
26

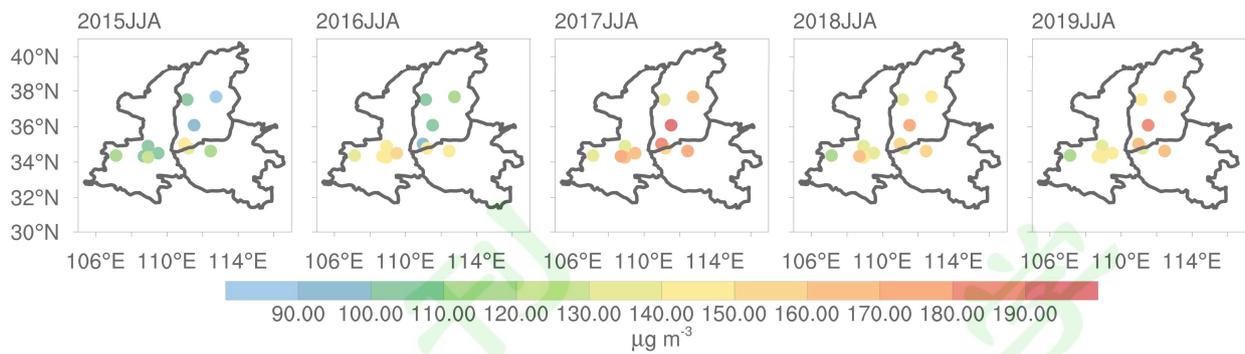


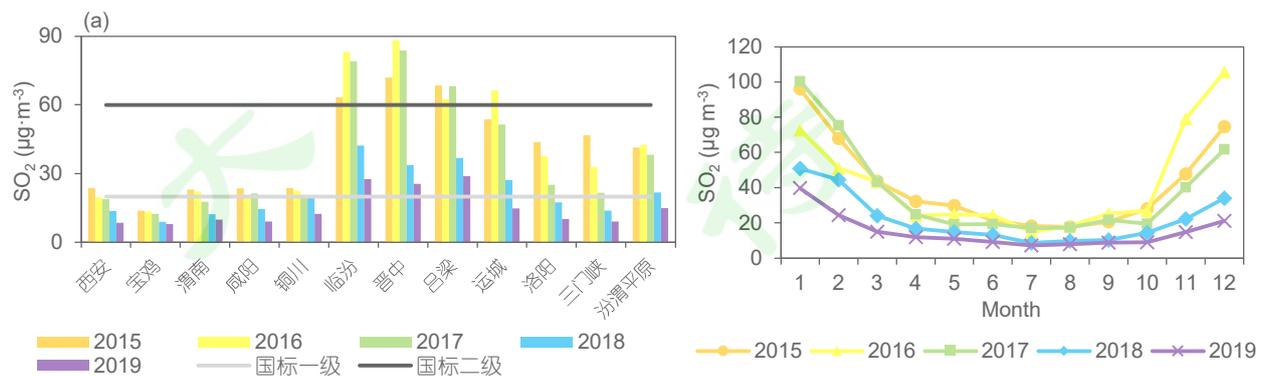
图 9 2015~2019 年汾渭平原 11 市夏季 MDA8_O₃ 时空分布

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

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 (a)SO₂、(b)NO₂、(c)CO 的质量浓度在 11 个城市及汾渭平原（11 市平均）的逐年变化，以及其分别对应的 11 市平均值的月变化。

由图 10(a)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 μg m⁻³）以下，这五年内均未超过国家二级标准（60 μg 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 μg 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 μg m⁻³，2019 年下降至 20 μg 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 μg 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~2017 年 2 月浓度异常高，这与之前 PM_{2.5} 浓度异常高时段相对应。



20

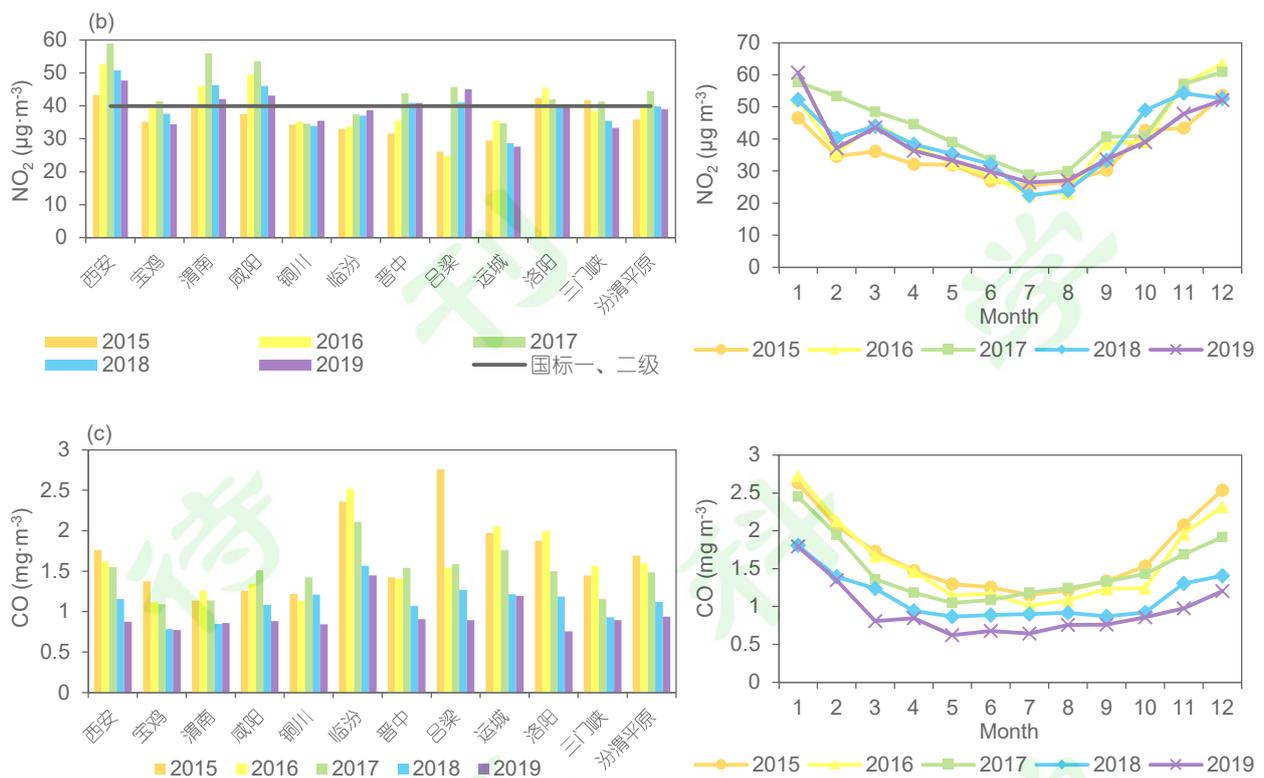


图 10 左列：2015~2019 年汾渭平原(a)SO₂、(b)NO₂、(c)CO 的质量浓度年均值在 11 个城市及汾渭平原（11 市平均）的逐年变化。右列：2015~2019 年汾渭平原（11 市平均）各浓度的月变化

Fig.10 Left column: Year-by-year variations in annual mean concentrations of (a) SO₂, (b) NO₂, and (c) CO in the Fenwei Plain from 2015 to 2019 in 11 cities and in the Fenwei Plain (average of 11 cities). Right column: Monthly variations in concentrations averaged over the Fenwei Plain (11 cities) for years of 2015-2019.

图 10(b)显示，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 μg m⁻³，超过了国家标准（一、二级值均为 40 μg m⁻³），2018 年又降到国家标准值以下（39.8 μg m⁻³），2019 年继续下降。陕西省的西安、渭南、咸阳为 NO₂ 浓度最高的三个城市，除了 2015 年渭南和咸阳的 NO₂ 浓度年均值未超标，2015~2019 年这三个城市的 NO₂ 浓度年均值都超标；宝鸡、铜川、临汾、运城这五年里的 NO₂ 浓度年均值一直都不高，除了宝鸡在 2017 年稍高于 40 μg m⁻³（41.3 μg m⁻³），这四个城市在这五年里的年均值一直均未超标。山西省的吕梁市在 2015~2016 年是 11 市里 NO₂ 浓度年均值最低的城市，浓度值分别是 26.2 μg m⁻³ 和 24.7 μg 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 μg m⁻³），2018 年虽稍微下降却依然未达标（40.9 μg m⁻³），2019 年又升至 45.1 μg m⁻³，是当年轻次于西安（47.7 μg m⁻³）的第二高值。汾渭平原 NO₂ 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 NO₂ 浓度变化范围是 22.4~28.8 μg m⁻³，最高值一般出现在 12 月。NO₂ 是 O₃ 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_O₃ 的变化相对应。

SO₂ 和 NO₂ 是形成颗粒物和 O₃ 的重要前提物，由以上结果可知，陕西省是 NO₂ 污染严重，山西省是 SO₂ 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

1 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，
2 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2市污染的重要前体物，由此导致O₃污染越
3 来越严重。

4 图10(c)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
5 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
6 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
7 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
8 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
9 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。

10 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

11 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

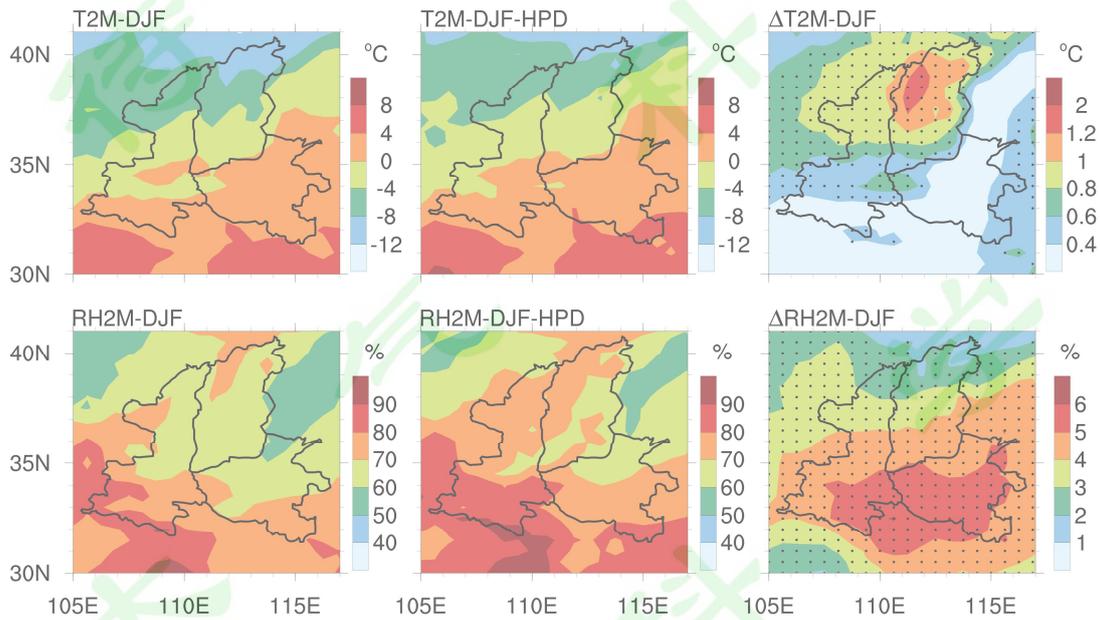
12 采用MLR模型，量化气象要素对汾渭平原2015~2019年冬季PM_{2.5}浓度日变化的影响，并用LMG方法得到
13 各气象要素的相对贡献，结果如表4所示，模型最终保留了4个气象要素作为自变量，R²=0.49，即这些气象要
14 素可以解释冬季PM_{2.5}浓度日变化的49%，均通过了0.05水平的显著性t检验。模型总体显著性F检验的P值
15 <0.001，模型具有极显著的统计学意义。气温（T2M）、湿度（RH2M）与PM_{2.5}浓度之间存在着显著的正相关，
16 气温越高，湿度越大，越有利于气溶胶中硫酸盐、有机物等组分的生成（Aw and Kleeman, 2003; Liao et al., 2006;
17 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}
18 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
19 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
20 是影响汾渭平原冬季PM_{2.5}浓度日变化最主要的2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
21 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.
22 （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
23 要素是风。

24 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和LMG得到，详见2.6）

25 Table 4 Key meteorological parameters that influence daily variations of PM_{2.5} concentration in the Fenwei Plain in
26 winter (obtained from MLR and LMG, 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%

1 将影响汾渭平原冬季 $PM_{2.5}$ 浓度日变化最主要的 2 个气象要素，即 T2M 和 RH2M，在 2015~2019 年冬季共
 2 452 天的数据进行了平均，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
 3 均 $PM_{2.5}$ 浓度日均值高于国家二级标准 $75 \mu g m^{-3}$ ）共 298 天，将 2 个主要气象要素在重污染天内数据的平均值分
 4 别减去其冬季平均值，得到各个差值： $\Delta T2M$ 、 $\Delta RH2M$ 。图 11 给出了汾渭平原 2015~2019 年冬季 T2M、RH2M
 5 季均值和重污染天均值及 $\Delta T2M$ 、 $\Delta RH2M$ 的空间分布。汾渭平原冬季平均的 2 米气温为 $-8 \sim -4 ^\circ C$ ，2 米相对湿度为
 6 $60\% \sim 80\%$ 。 $PM_{2.5}$ 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 $0.4 \sim 2 ^\circ C$ ，RH2M 增加
 7 了 $3\% \sim 6\%$ 。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
 8 高、湿度较大的特点。



9
 10 图 11 汾渭平原 2015~2019 年冬季 2 米气温 (T2M)、2 米相对湿度 (RH2M) 的空间分布。第一列为冬季平均
 11 值；第二列为气象要素在 $PM_{2.5}$ 重污染天 (Heavily Polluted Days, HPD) 期间的均值；第三列为气象要素在 $PM_{2.5}$
 12 重污染天均值减去冬季平均值得到的差值，黑点表示在该格点上的差值通过了 0.05 水平的显著性 t 检验，即该
 13 差值有显著性意义

14 Fig. 11 Spatial distributions of the 2-meter air temperature (T2M) and 2-meter relative humidity (RH2M) in the Fenwei
 15 Plain in the winter of 2015–2019. The first column is the winter average; the second column is the average over the
 16 heavily polluted days; the third column is the difference in meteorological parameters in heavily polluted days (HPD)
 17 relative to the winter average. The black dot indicates that the difference on this grid is statistically significant ($p < 0.05$)

18 3.3.2 气象要素对汾渭平原夏季 MDA8_ O_3 日变化的影响

19 采用 MLR 模型，量化气象要素对汾渭平原 2015~2019 年夏季 MDA8_ O_3 日变化的影响，并用 LMG 方法得
 20 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， $R^2 = 0.57$ ，即这些气象
 21 要素可以解释夏季 MDA8_ O_3 日变化的 57%，均通过了 0.05 水平的显著性 t 检验。模型总体显著性 F 检验的 P 值
 22 < 0.001 ，模型具有极显著的统计学意义。有利于 O_3 形成的天气条件是干燥、高温、日照充足、弱风，这些气象条
 23 件可以导致 O_3 前体物的积累并促进 O_3 的生成 (So and Wang, 2003; Wang et al., 2017)。气温 (T2M)、太阳辐
 24 射 (SWGDN) 与 MDA8_ O_3 之间呈显著的正相关，而湿度 (RH2M)、风速 (WS850) 则与 MDA8_ O_3 之间呈负

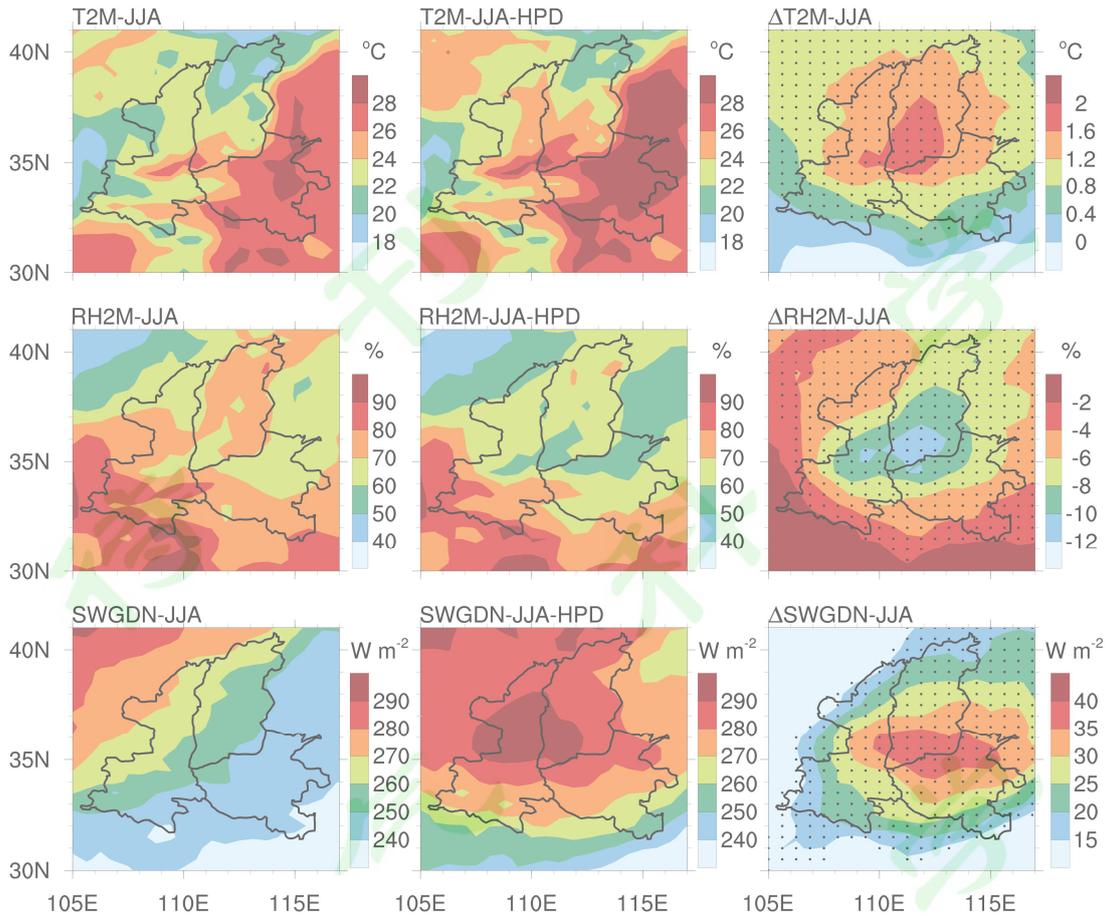
1 相关，气温较高、光照较强时，有利于光化学反应的发生，促进 O₃ 的形成，而当湿度较大时，大量的水蒸气会影
 2 响太阳辐射并减缓光化学反应，风速较大时，有利于污染物的扩散。T2M 是影响汾渭平原夏季 MDA8_O₃ 日变化
 3 最主要的气象要素，其对于气象要素可解释的 MDA8_O₃ 日变化的贡献为 35.3%，其次是 RH2M(25.4%)和 SWGDN
 4 (22.0%)，WS850 的贡献最小 (17.3%)。

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

6 Table 5 Key meteorological parameters that influence the daily variation of summertime MDA8_O₃ in the Fenwei Plain
 7 (obtained from MLR and LMG, 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%

8 将影响汾渭平原夏季 MDA8_O₃ 日变化最主要的气象要素，即 T2M、RH2M、SWGDN，在 2015~2019
 9 年夏季共 460 天的数据进行了平均，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
 10 平原平均 MDA8_O₃ 高于国家二级标准 160 μg m⁻³) 共 126 天，将 3 个主要气象要素在重污染天内数据的平均值
 11 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
 12 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
 13 2 米气温为 21~28 °C，2 米湿度为 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，
 14 湿度较小，太阳辐射较强，与夏季平均状态相比，T2M 增加了 0.8~2 °C，RH2M 减少了 4%~12%，SWGDN 增加
 15 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
 16 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
 17 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
 18 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
 19 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。



1

2 图 12 汾渭平原 2015~2019 年夏季 2 米气温 (T2M)、2 米相对湿度 (RH2M)、地表入射短波通量 (SWGDN)
 3 的空间分布。第一列为夏季平均值；第二列为气象要素在 O₃ 重污染天 (Heavily Polluted Days, HPD) 期间的均
 4 值；第三列为气象要素在 O₃ 重污染天均值减去夏季平均值得到的差值，黑点表示在该格点上的差值通过了 0.05
 5 水平的显著性 t 检验，即该差值有显著性意义

6 Fig. 12 Spatial distributions of the 2-meter air temperature (T2M), 2-meter relative humidity (RH2M), and surface
 7 incoming shortwave flux (SWGDN) in the Fenwei Plain in the summer of 2015–2019. The first column is the summer
 8 average; the second column is the average over the heavily polluted days; the third column is the difference in
 9 meteorological parameters in the heavily polluted days (HPD) relative to the summer average. The black dot indicates
 10 that the difference on this grid is statistically significant ($p < 0.05$)

11 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

12 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
 13 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
 14 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
 15 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；
 16 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
 17 用；另有 SWGDN 的影响也表现为负作用。对汾渭平原 2015~2019 年夏季 O₃ 年际变化影响最主要的气象要素同
 18 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
 19 响一样为负作用；另外 CLDTOT 通过影响光照而间接影响 O₃ 的光化学生成，云量越大，光照越弱，则不利于 O₃

1 的生成,二者呈负相关。关于气象变量对夏季 O₃ 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)
 2 对京津冀、长三角、珠三角、四川盆地的结论。

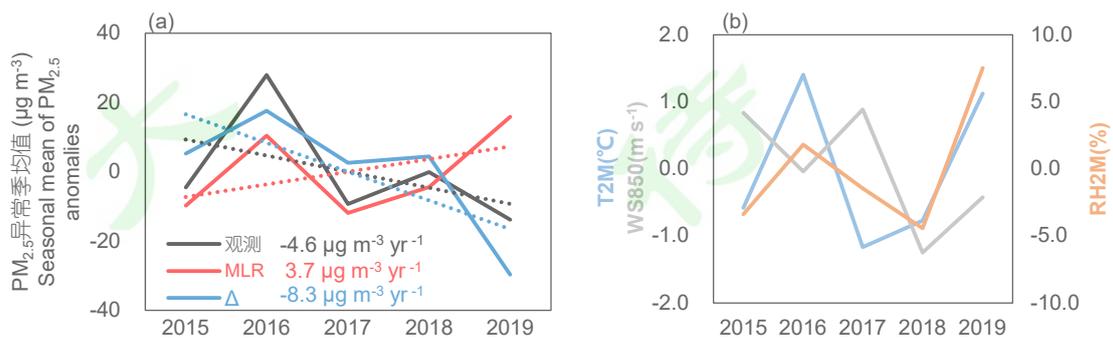
3 表 6 影响汾渭平原 2015~2019 年冬季 PM_{2.5} 浓度或夏季 MAD8_O₃ 年际变化的气象要素 (由 MLR 和 LMG 得
 4 到, 详见 2.6) (空白表示冬季或夏季的 MLR 模型中没有该气象要素)

5 Table 6 Key meteorological parameters that influence the interannual variations of wintertime PM_{2.5} and summertime
 6 MAD8_O₃ in the Fenwei Plain from 2015 to 2019 (obtained from MLR and LMG, see 2.6 for details) (blank means that
 7 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%

8 3.4 2015~2019 年汾渭平原大气污染变化趋势的影响因素

9 图 13 给出了 2015~2019 年汾渭平原冬季(a)PM_{2.5} 浓度以及(b)主要的气象要素 (T2M、RH2M、WS850) 的逐
 10 年变化趋势 (由异常季均值表示)。汾渭平原冬季 PM_{2.5} 浓度在 2015~2019 年呈下降趋势 (-4.6 μg m⁻³ yr⁻¹), 归
 11 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 μg m⁻³ yr⁻¹), 2015~2019 年气象条件的变化会导致
 12 PM_{2.5} 浓度呈上升趋势 (3.7 μg m⁻³ yr⁻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
 13 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
 14 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。
 15 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 13(b)可知, 与气温较高、湿度较大、
 16 风速较低有关。

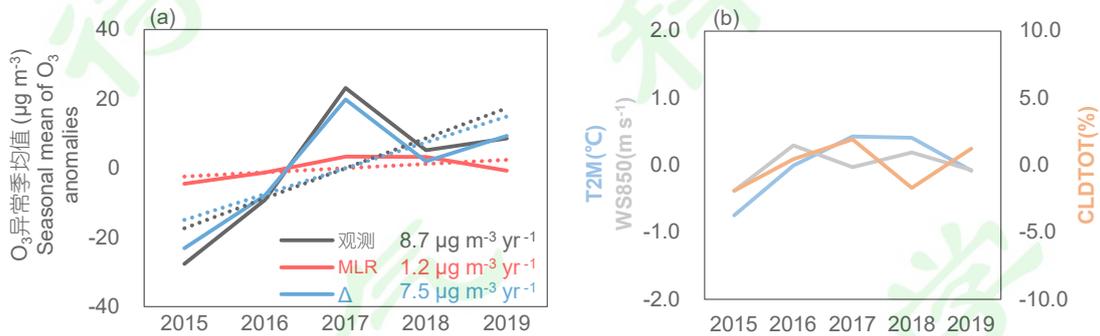


17 图 13 2015~2019 年汾渭平原冬季(a)PM_{2.5} 浓度以及(b)主要的气象要素 (T2M、RH2M、WS850) 的年际变化

1 (由异常季均值表示)。将观测异常分解为 MLR 即由气象驱动的正常和剩余异常 Δ =观测-MLR, 详见 2.6。

2 Fig. 13 The interannual variations in (a) PM_{2.5} concentrations and (b) key meteorological parameters (T2M, RH2M,
3 WS850) in the Fenwei Plain in winter from 2015 to 2019, represented by seasonal mean anomalies. The observational
4 anomalies are decomposed into MLR (i.e., meteorologically driven anomalies) and residual anomalies (Δ =observational-
5 MLR), see 2.6 for details.

6 图 14 给出了 2015~2019 年汾渭平原夏季(a)MAD8_O₃ 以及(b)主要的气象要素 (T2M、WS850、CLDTOT) 的
7 逐年变化趋势 (由异常季均值表示)。汾渭平原夏季 MAD8_O₃ 在 2015~2019 年呈上升趋势 ($8.7 \mu\text{g m}^{-3} \text{yr}^{-1}$),
8 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 ($7.5 \mu\text{g m}^{-3} \text{yr}^{-1}$), 气象驱动导致的
9 变化仅占总趋势的 13.8% ($1.2 \mu\text{g m}^{-3} \text{yr}^{-1}$)。由图 14(b)可知, T2M、WS850、CLDTOT 在 2015~2019 年夏季的逐
10 年变化幅度很小, T2M 变化幅度不超过 2°C, WS850 变化幅度不超过 1 m s⁻¹, CLDTOT 变化幅度不超过 4%。



11

12 图 14 2015~2019 年汾渭平原夏季(a)MAD8_O₃ 以及(b)主要的气象要素 (T2M、WS850、CLDTOT) 的年际变化
13 (由异常季均值表示)。将观测异常分解为 MLR 即由气象驱动的正常和剩余异常 Δ =观测-MLR, 详见 2.6。

14 Fig. 14 The interannual variations in (a) MAD8_O₃ and (b) key meteorological parameters (T2M, WS850, CLDTOT) in
15 the Fenwei Plain in summer from 2015 to 2019, represented by seasonal mean anomalies. The observational anomalies
16 are decomposed into MLR (i.e., meteorologically driven anomalies) and residual anomalies (Δ =observational-MLR), see
17 2.6 for details.

18

19 4 结论

20 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
21 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
22 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
23 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;
24 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
25 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%),
26 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
27 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%。

28 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
29 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

1 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
2 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 PM_{10} 浓度在春季较高。
3 粗颗粒物 ($PM_{10}-PM_{2.5}$) 浓度具有和 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 相似的逐年变化及城市分布特点，月变化也呈“U”型，但变化
4 幅度较小。粗、细颗粒物的质量浓度总体上各占 PM_{10} 质量浓度的一半左右，细颗粒物略高，因此长距离输送（粗
5 颗粒物）与局地人为排放（细颗粒物）都是 PM_{10} 污染的重要来源，且细颗粒物的贡献略高。2016 年 11 月~2017
6 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 SO_2 浓度异常高相对应。

7 汾渭平原 $MDA8_O_3$ 月均值变化呈倒“V”型分布，峰值主要出现在 6 月。 O_3 污染主要出现在夏季，2015~2017
8 年夏季汾渭平原 $MDA8_O_3$ 逐年上升，在 2018 年有所下降，2019 年又稍有反弹，与 NO_2 趋势一致。重污染区域
9 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 O_3 污染明显
10 加重。

11 SO_2 、 NO_2 、 CO 是参与颗粒物污染或 O_3 污染形成的重要前体物， SO_2 与 NO_2 质量浓度在 2015~2019 年先升
12 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
13 关。 SO_2 污染多出现在山西省，而 NO_2 污染则多出现在陕西省。 NO_2 作为 O_3 污染的重要前体物，对汾渭平原污染
14 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 O_3 污染的挑战。

15 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 2 个气象要素，其对于气象
16 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
17 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。

18 气温 ($T2M$) 是影响汾渭平原夏季 $MDA8_O_3$ 日变化最主要的气象要素，其对于气象要素可解释的 $MDA8_O_3$
19 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
20 22.0%，气温越高，太阳辐射越强，越有利于对流层 O_3 的生成， O_3 污染越严重，而当湿度较大时，大量的水蒸气
21 会影响太阳辐射并减缓光化学反应。风对 O_3 污染起稀释扩散的作用。

22 汾渭平原 2015~2019 年冬季 $PM_{2.5}$ 污染呈下降趋势 ($-4.6 \mu g m^{-3} yr^{-1}$)，主要原因是减排的推动 ($-8.3 \mu g m^{-3}$
23 yr^{-1})，气象条件的变化会导致上升趋势 ($3.7 \mu g m^{-3} yr^{-1}$)，在一定程度上削弱了减排的效果。2016 年冬季汾渭
24 平原 $PM_{2.5}$ 浓度异常高的主要是不利的气象条件，与气温较高、湿度较大、风速较低有关。汾渭平原 2015~2019
25 年夏季 O_3 污染呈上升趋势 ($8.7 \mu g m^{-3} yr^{-1}$)，人为排放的变化贡献较大 ($7.5 \mu g m^{-3} yr^{-1}$)，气象驱动导致的上升
26 趋势仅占总趋势的 13.8% ($1.2 \mu g m^{-3} yr^{-1}$)。

27 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
28 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
29 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。

30 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，
31 因此在分析 PM_{10} 浓度长期变化趋势时使用 2 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 MIL 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

- Aw J, Kleeman M J. 2003. Evaluating the first-order effect of intraannual temperature variability on urban air pollution [J]. *J. Geophys. Res.*, 108(D12): 4365
- 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
- Che H Z, Gui K, Xia X A, 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
- 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
- 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
- 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.*, 117(D5): D05313
- 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 Environ. Sci. (in Chinese)*, 39(8): 3539–3548
- Grömping U. 2006. Relative importance for linear regression in R: The package relaimpo [J]. *J. Stat. Softw.*, 17(1): 1–27.
- Jacob D J, Winner D A. 2009. Effect of climate change on air quality [J]. *Atmos. Environ.*, 43(1): 51–63
- 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
- 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.*, 116(2): 422–427
- 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]. *Res. Environ. Sci. (in Chinese)*, 33(1): 63–72
- 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.*, 111(D12): D12304

- 1 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
2 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
3 on aerosol concentrations in eastern China based on Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project
4 (ACCMIP) datasets [J]. Chinese Journal of Atmospheric Sciences (in Chinese), 41(4): 739–751
- 5 Mu Q, Liao H. 2014. Simulation of the interannual variations of aerosols in China: role of variations in meteorological
6 parameters [J]. Atmos. Chem. Phys., 14(18): 9597–9612
- 7 Seo J, Park D-S R, Kim J Y, et al. 2018. Effects of meteorology and emissions on urban air quality: a quantitative statistical
8 approach to long-term records (1999–2016) in Seoul, South Korea [J]. Atmos. Chem. Phys., 18(21): 16121–16137
- 9 So K L, Wang T. 2003. On the local and regional influence on ground-level ozone concentrations in Hong Kong [J].
10 Environ. Pollut., 123(2): 307–317
- 11 Tai A P K, Mickley L J, Jacob D J. 2010. Correlations between fine particulate matter (PM_{2.5}) and meteorological variables
12 in the United States: Implications for the sensitivity of PM_{2.5} to climate change [J]. Atmos. Environ., 44(32): 3976–3984
- 13 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
14 学: 地球科学, 50(4): 453–468. Wang Y S, Li W J, Gao W K, et al. 2019. Trends in particulate matter and its chemical
15 compositions in China from 2013–2017 [J]. Sci. China Earth Sci., 62: 1857–1871
- 16 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
17 治, 41(12): 1451–1458. Wang S, Xu J X, Sun X L, et al. 2019. Spatial-temporal variation characteristics of air
18 pollution in Fenwei Plain during heating and non-heating seasons [J]. Environ. Poll. Control (in Chinese), 41(12): 1451–
19 1458
- 20 Wang T, Xue L, Brimblecombe P, et al. 2017. Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological
21 influences, chemical precursors, and effects [J]. Sci. Total Environ., 575: 1582–1596
- 22 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):
23 2276–2283. Wei W, Wang L J, Jin Z H, et al. 2018. The spatio-temporal distribution characteristics of atmospheric SO₂
24 in Fenwei Plain based on OMI data [J]. Ecol. Environ. Sci. (in Chinese), 27(12): 2276–2283
- 25 Xu L, Pierce D W, Russell L M, et al. 2015. Interannual to decadal climate variability of sea salt aerosols in the coupled
26 climate model CESM1.0 [J]. J. Geophys. Res. Atmos., 120(4): 1502–1519
- 27 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
28 L C, Dong X L, Xu B. 2018. Spatial distribution and spillover effects of haze pollution in the Fen-Wei Plain [J]. J. Environ.
29 Econ. (in Chinese), 3(3): 75–87
- 30 Yang Y, Liao H, Lou S J. 2016. Increase in winter haze over eastern China in recent decades: Roles of variations in
31 meteorological parameters and anthropogenic emissions [J]. J. Geophys. Res. Atmos., 121(21): 13050–13065

- 1 Zhai S X, Jacob D J, Wang X, et al. 2019. Fine particulate matter (PM_{2.5}) trends in China, 2013–2018: separating
2 contributions from anthropogenic emissions and meteorology [J]. *Atmos. Chem. Phys.*, 19(16): 11031–11041
- 3 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*,
4 1(4): 67–73. Zhang L H, Zhou C Y, Li Q, et al. 2019. Remote sensing monitoring of spatiotemporal changes of
5 tropospheric NO₂ column concentration of Fen-Wei Plain in the year of 2016–2018 [J]. *Environ. Ecol.* (in Chinese), 1(4):
6 67–73