

## 汾渭平原雾霾时空变化特征及其溢出效应

杨乐超 董雪丽 徐波\*

**摘要:**伴随经济水平的高速飞跃,环境污染问题日益严重,尤其是2018年首次被纳入国家大气污染防治重点区域的汾渭平原。近年来汾渭地区城市大气污染出现反弹,多项污染指标不降反升,秋冬季更为严重,研究治理该区域大气环境污染状况亟需重视。本文以汾渭平原为研究对象,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,运用可视化方法研究雾霾分布的时空变化特征,并结合空间杜宾模型、空间杜宾误差模型分析汾渭平原雾霾溢出效应及其影响因素。结果表明:该地区整体 $PM_{2.5}$ 浓度在时间段内呈缓慢下降趋势;三省毗邻的运城、渭南等地市为 $PM_{2.5}$ 浓度高-高集聚地区,晋中、吕梁呈现低-低集聚现象;模型显示雾霾污染区域间溢出效应明显,产业结构、人口密度、经济增长、政府支出因素会对雾霾污染产生影响,区域自然因素与政策因素影响也不可忽略。因此,针对雾霾治理要打破行政边界、加强区域联防联控,实现空间溢出效应减弱;注重产业升级、人口规模、经济质量、政府投入的巨大作用。

**关键词:**  $PM_{2.5}$ ; 汾渭平原; 雾霾时空分布; 溢出效应; 区域联防联控

### 一、引言

改革开放以来,我国工业化和城市化推动了经济发展、提高了人民生活水平。但随着发展进程推进,粗放的发展模式带来的环境压力凸显。《2016 中国环境状况公报》显示:全国338个地级及以上城市中有254个城市空气质量超标,其中 $PM_{2.5}$ 为首要污染物的重度及以上污染天数占比达80.3%,该类污染物不仅活性更高、附着毒性更多、跨区流动性更强,而且还能对空气质量和能见度等产生不利影响。2017年,汾渭平原优良天数比例和 $PM_{2.5}$ 浓度与

\*杨乐超,西北大学经济管理学院,邮政编码:710100,电子信箱:837988634@qq.com;董雪丽,西北大学经济管理学院,邮政编码:710100,电子信箱:18712780310@163.com;徐波(通讯作者),西北大学经济管理学院,邮政编码:710100,电子信箱:xb8303852@163.com。

本文系陕西省西安市社会发展引导计划-软科学研究项目“西安市治理雾霾的策略和措施研究”(2016041SF/RK04(6))的阶段性成果。感谢匿名审稿专家的宝贵修改建议,文责自负。

“2+26”城市基本相当,高于长三角和珠三角区域。而且汾渭地区 11 个城市  $PM_{2.5}$  浓度年均值达  $68\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,是全国污染最严重的区域之一<sup>①</sup>。2018 年全国环境保护工作会议上,珠三角地区因空气质量连续三年达标退出重点防治区域,汾渭平原雾霾污染治理被首次提上议程。2018 年 7 月国务院印发《打赢蓝天保卫战三年行动计划》,正式将汾渭平原替代珠三角成为重点区域,指出优先调整地区产业、能源、运输、用地结构,重点防控  $PM_{2.5}$  污染,突出整治污染源,开展强化督查。汾渭平原地处西北,地形狭长且山脉众多、生态环境脆弱;整体产业结构层次较低,偏重钢铁、焦化等高耗能高污染行业;能源结构主要依赖于煤炭,占比近 90%;2017 年全国  $PM_{2.5}$  排名后 20 个城市中包含了该地区 6 个地市<sup>②</sup>,而且不仅  $PM_{2.5}$  污染形势严峻,其他污染物如  $SO_2$ 、 $O_3$  问题同样突出。因此,基于汾渭平原城市雾霾分布的时空变化特征分析雾霾溢出效应,有助于认真落实国家污染防治攻坚的安排,协同地区间经济发展与雾霾治理关系,整合自防自治和联防联控战略,有效改善雾霾污染状况。

## 二、文献综述

雾霾时空分布特征的研究,通常运用测量工具和手段对区域或单一地区的  $PM_{2.5}$ 、 $PM_{10}$ 、AQI 等进行测定。Van Donkelaar 等(2010)运用卫星数据制作了首张全球  $PM_{2.5}$  地图,地图显示高雾霾地区集中在东亚、北非,其中中国的高雾霾地区主要在华北、华中等地。此后,巴特尔研究所、哥伦比亚大学国际地球科学信息中心和加拿大戴尔豪斯大学大气成分研究组借鉴此思路利用卫星搭载设备对气溶胶光学厚度(AOD)进行测定,得到了全球 1998-2015 年  $PM_{2.5}$  年均值。李名升等(2013)运用统计学和 GIS 方法对我国 2002-2012 年  $PM_{10}$  监测数据进行分析,结果表明  $PM_{10}$  的重污染区域有所减小,但空间格局未发生明显变化,北方尤其是西北、华北地区仍是  $PM_{10}$  污染相对严重地区。吴兑等(2010)以 1951-2005 年中国大陆 743 个地面气象站资料分析霾的长期变化趋势,得出 1980 年后我国霾日数量不断增加,且主要分布在中国东部及工业发达地区,从季节性角度来说,冬季是大气污染爆发的集中时段。AQI 在我国空间地域呈现南低北高、垂直方向随高度增加、变化趋势逐渐减慢的空间格局,同时与降水、气压、温度等气象因素存在相关性(包振虎等,2014)。赵晨曦等(2014)对北京地区  $PM_{2.5}$ 、 $PM_{10}$  等颗粒物分布研究发现,颗粒物浓度空间分布具有梯度特征,城乡之间存在显著差异。

雾霾污染存在不同尺度的空间溢出性。从国家层面来看,Poon 等(2006)分析了我国  $SO_2$  和烟尘污染排放问题,证明了各省之间的区域污染存在正向溢出效应。Maddison(2007)以欧洲国家排放的  $SO_2$  和氮氧化物作为大气环境质量衡量指标,结果发现国家之间的污染和治理效应都存在空间溢出性。马丽梅和张晓(2014)对全国 31 个省份间雾霾污染的交互影响进行

<sup>①</sup>资料来源:中国环境报,[http://www.qstheory.cn/zoology/2018-02/23/c\\_1122440714.htm](http://www.qstheory.cn/zoology/2018-02/23/c_1122440714.htm)。

<sup>②</sup>资料来源:中国经济网,[http://www.ce.cn/xwxz/gnsz/gdxw/201803/13/t20180313\\_28444813.shtml](http://www.ce.cn/xwxz/gnsz/gdxw/201803/13/t20180313_28444813.shtml)。

分析,显示雾霾污染存在显著的空间正相关,且产业结构和能源消耗结构的变动均会对雾霾污染产生相应的影响。向堃和宋德勇(2015)通过空间探索性分析,发现我国  $PM_{2.5}$  污染具有空间自相关及空间异质性,且与 GDP 增长、人均 GDP 水平分别呈现出正、负相关关系,并认为我国目前高污染、高排放的发展方式会加剧生态环境恶化。邵帅等(2016)研究证明由于  $PM_{2.5}$  空间溢出效应的存在,将会导致我国东部、东北、北部连接成一条雾霾高污染带,大气流动等自然因素和产业转移、产品贸易等社会经济活动的双重驱动造成了这一状况。

从区域层面来看,王立平和陈俊(2016)则依据空间面板数据的极值边界模型,证明了我国雾霾污染存在空间相关性,京津冀、长三角及中东部部分地区  $PM_{2.5}$  浓度高-高聚集明显,能源消费、产业结构、人口因素对雾霾污染有显著影响。潘慧峰等(2015)运用 AR 模型、马尔可夫区制转换模型分析表明京津冀地区的雾霾污染会相互影响,存在区制转换效应,且高污染状态难向低污染状态转移。史燕平等(2017)运用 AR 模型与脉冲响应函数,得出京津冀各城市间雾霾污染存在较强的持续性,邻近城市的雾霾污染会相互冲击,且本地污染和邻近区域污染的相互叠加会进一步提高该地区的雾霾污染水平。李欣等(2017)通过分析 2003-2010 年长三角地区 42 个城市  $PM_{2.5}$  污染状况,表明该区域雾霾污染存在显著的正向溢出效应,城市化进程中的粗放式发展是加剧雾霾污染程度的主要诱因,经济增长与雾霾污染呈倒“U”型关系。刘曦彤(2018)对长三角地区的雾霾污染研究发现,该地区各城市雾霾污染的溢出效应存在,地理位置偏西北的城市溢出效应更强,并认为在治理雾霾污染问题时,须结合雾霾溢出特征调整产业政策、加速产业转型。

上述研究主要从国家、区域层面分析了雾霾污染的时空分布特征、空间溢出效应及影响因素。2018 年汾渭平原被首次纳入国家大气污染重点防治区域,但目前针对该区域的雾霾污染探讨较为有限,并且由于社会对细颗粒物危害性关注较晚,导致地区和城市间 2013 年以前  $PM_{2.5}$  监测数据缺失较多,因而已有的研究中多数没有使用  $PM_{2.5}$  浓度数据。基于此,本文通过加拿大戴尔豪斯大学大气成分研究组公布的全球表面  $PM_{2.5}$  估算数据,提取汾渭平原 11 个城市 2006-2015 年年均  $PM_{2.5}$  数据,运用可视化方法分析该区域雾霾的分布、集聚和污染水平,并进一步采用空间计量方法明确雾霾污染的相互关系及影响因素,可以为汾渭地区间的协同规划、联防联控提供理论依据和经验支持。

### 三、汾渭平原雾霾分布时空特征

#### (一) 研究方法与数据来源

1990 年以来,空间计量经济理论获得了巨大发展,并开始广泛应用于实证研究。Anselin(2001)首先对引入空间因素考虑环境经济问题的意义和可行性进行了探讨,并衍生出许多重要理论分析模型。在地理统计学科中,对于空间相关性判断指数有 Moran's I、Geary's C 指数

等。雾霾空间分布研究常使用 Moran's I 指数,可再依据研究范围具体分为全局莫兰指数和安瑟伦局部莫兰指数。

全局空间相关性用于分析整个目标区域,判别相关变量在区域整体内的空间相关程度,即全局 Moran's I 指数,表达式为:

$$I = \frac{n}{S_0} \frac{(\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \omega_{i,j} Z_i Z_j)}{\sum_{i=1}^n Z_i^2} \quad (1)$$

$$S_0 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \omega_{i,j} \quad (2)$$

其中, $Z_i$ 是要素  $i$  的属性与其平均值  $(x - \bar{X})$  的偏差, $\omega_{i,j}$ 是要素  $i,j$  之间的空间权重, $n$  等于要素总数, $S_0$ 是所有空间权重的集合。Moran's I 指数的范围为  $[-1, 1]$ ,若 Moran's I  $> 0$ ,空间分布呈现正相关性,其值越接近 1 时,表明相关性越明显;Moran's I  $< 0$ ,空间分布呈现负相关性,其值越接近 -1 时,表明差异性越明显;Moran's I = 0,则空间呈随机性。

局部空间相关性用于检验局部地区各观察单位间目标变量的同质或差异性程度,可简称为 LISA,表示区域  $i$  与其邻近地区的关联程度,表达式为:

$$I = \frac{(x_i - \bar{X})}{\sum_i (x_i - \bar{X})^2} \sum_i \omega_{i,j} (x - \bar{X}) \quad (3)$$

(3)式中, $I$ 是指数,测度本地区与相邻地区  $PM_{2.5}$  的相关度。当  $I_i > 0$  时,表明地区  $i$  与邻近地区正相关,相似  $PM_{2.5}$  浓度特征地区“高-高集聚”或“低-低集聚”;当  $I_i < 0$  时,表明地区  $i$  与邻近地区负相关,相异  $PM_{2.5}$  浓度特征地区“高-低集聚”或“低-高集聚”。这里高-低划分标准依据整体间  $PM_{2.5}$  的平均浓度。

本文  $PM_{2.5}$  数据来源于加拿大戴尔豪斯大学大气成分研究组。该机构运用气溶胶光学深度(AOD)反演和 GEOS-Chem 化学传输模型相结合来估算地面精细颗粒物,并根据全球地基观测值使用地理加权回归(GWR)进行了  $PM_{2.5}$  的数值校准,因而数据具有较强的权威性和准确性。本文通过 ArcGIS10.2 软件,利用该机构公布的 2006-2015 年全球  $PM_{2.5}$  栅格图,基于中国地理基础数据库,逐年提取出汾渭平原各个市级分区  $PM_{2.5}$  数值汇总作为研究数据。城市经济数据来源于 2007-2016 年《中国城市统计年鉴》及相应年份的省级、市级统计年鉴。

## (二) 汾渭平原雾霾时空变化

汾渭平原是黄河流域汾河、渭河平原及台塬阶地的总称,整体横跨陕西、山西、河南三个省份,具体包括西安(及杨凌示范区)、咸阳、宝鸡、铜川、渭南、吕梁、晋中、临汾、运城、洛阳、三门峡 11 个地市。表 1 统计了 2006-2015 年汾渭地区  $PM_{2.5}$  浓度变化特征,近 10 年汾渭平原

PM<sub>2.5</sub>的浓度均值整体呈下降趋势,由2006年的57.821μg/m<sup>3</sup>下降至2015年46.322μg/m<sup>3</sup>,下降了19.89%。统计区间内分别在2009、2010、2011、2013、2015年出现了反弹,其中2013年均值浓度达到57.227μg/m<sup>3</sup>,反弹最为剧烈。通过对比历年PM<sub>2.5</sub>浓度最大值和最小值的城市可知,各个年份PM<sub>2.5</sub>浓度均值最大值分别为运城、渭南、洛阳三个地市,其地理距离十分接近且位于三省交界地带;吕梁、宝鸡则是最小值的两个地市,分别位于汾渭平原最北和最西边,远离三省交界的中心区域,其他城市的污染状况介于它们之间。

表1 2006-2015年汾渭平原PM<sub>2.5</sub>浓度变化状况 (单位: μg/m<sup>3</sup>)

年份	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
均值	57.821	56.761	45.372	47.410	48.604	49.830	46.329	57.227	44.846	46.322
最大值	71.262	69.754	54.035	58.102	60.378	59.658	55.327	71.083	56.158	57.071
	运城 (山西)	运城 (山西)	渭南 (陕西)	渭南 (陕西)	渭南 (陕西)	洛阳 (河南)	洛阳 (河南)	渭南 (陕西)	渭南 (陕西)	渭南 (陕西)
最小值	45.003	44.364	36.497	37.909	38.490	37.043	33.801	39.946	32.978	35.507
	吕梁 (山西)	宝鸡 (陕西)	宝鸡 (陕西)	吕梁 (山西)	吕梁 (山西)	吕梁 (山西)	吕梁 (山西)	吕梁 (山西)	吕梁 (山西)	吕梁 (山西)

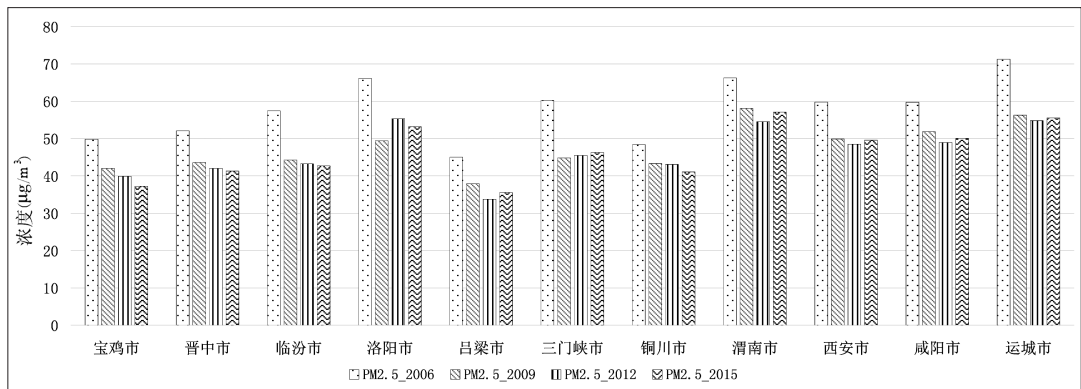


图1 主要年份汾渭平原各城市PM<sub>2.5</sub>空间分布变化

由图1可知,三省交界处的地市十年间一直都是PM<sub>2.5</sub>浓度的高值区域,11个城市2015年PM<sub>2.5</sub>浓度相比2006年都有所下降,但仍高于2012年国家二级标准制定的35μg/m<sup>3</sup>。其中,运城、渭南、洛阳是雾霾污染的第一梯队,近十年PM<sub>2.5</sub>浓度大部分均在50μg/m<sup>3</sup>以上,污染形势严峻;吕梁、宝鸡、晋中、铜川属于地区内污染程度较低的城市,PM<sub>2.5</sub>浓度在2015年开始约为40μg/m<sup>3</sup>;从变化趋势来看,除去宝鸡、晋中、临汾和铜川一直呈现下降趋势外,其余地市在2012年前后PM<sub>2.5</sub>浓度出现了下降后的反弹(洛阳最为剧烈),这一反弹现象可能会减弱地区整体PM<sub>2.5</sub>浓度的下降幅度,亟需引起重视。

表 2 主要年份汾渭平原各市 PM<sub>2.5</sub>浓度 LISA 表

	2006 年			2009 年			2012 年			2015 年		
	I_LISA	P_LISA	CL_LISA	I_LISA	P_LISA	CL_LISA	I_LISA	P_LISA	CL_LISA	I_LISA	P_LISA	CL_LISA
宝 鸡	-0.224	0.357	0	-0.476	0.186	0	-0.325	0.361	0	0.589	0.234	0
晋 中	0.555	0.085	2	0.623	0.079	2	0.718	0.09	2	0.674	0.083	2
临 汾	-0.004	0.362	0	-0.124	0.318	0	0.003	0.437	0	-0.069	0.411	0
洛 阳	0.962	0.027	1	0.162	0.25	0	0.731	0.113	0	0.587	0.157	0
吕 梁	0.574	0.199	0	0.85	0.145	0	0.991	0.1	2	0.867	0.143	0
三门峡	0.359	0.008	1	0.476	0.009	3	-0.158	0.01	3	-0.014	0.001	3
铜 川	-0.711	0.207	0	-0.797	0.026	3	-0.373	0.126	0	-0.705	0.05	3
渭 南	0.203	0.103	0	0.274	0.046	1	0.176	0.119	0	0.243	0.077	1
西 安	0.021	0.376	0	0.208	0.131	0	0.067	0.322	0	0.108	0.328	0
咸 阳	-0.049	0.387	0	0.107	0.293	0	0.01	0.446	0	-0.006	0.472	0
运 城	0.922	0.028	1	0.398	0.137	0	0.598	0.062	1	0.599	0.063	1

注:表中数据通过 GEODA1.2 软件分析整理得出。I\_LISA 为各市的局部莫兰指数 I;P\_LISA 表示对应 I 的检验值(10%显著性水平);CL\_LISA 为各市的聚集类型,其中 0 表示不显著,1 表示高-高集聚,2 表示低-低集聚,3 表示低-高集聚,4 表示高-低集聚。

表 2 是汾渭平原主要年份 PM<sub>2.5</sub>浓度 LISA 表(采用 Queen 邻接矩阵),反映相互毗邻城市间局部 PM<sub>2.5</sub>浓度的相关性。Queen 邻接矩阵,是指对公共边界或者节点的两区域设置其虚拟变量为 1,反则为 0 的一种空间矩阵赋值方式。渭南、运城、三门峡、洛阳这些三省交界城市都是出现过高-高集聚的地区,其中运城、渭南在 2015 年仍保持高-高集聚状态,很大程度上表明这两个地市是高值的核心区域,而三门峡、洛阳集聚状态有所改变,转化为低-高集聚(三门峡邻近运城、渭南,即使本地 PM<sub>2.5</sub>浓度下降,也容易受到高值区域的影响)或不显著状态;晋中在整个观察段内均是低-低集聚地区,吕梁仅在 2012 年出现了一次低-低集聚现象。一方面这两座城市本身 PM<sub>2.5</sub>浓度处于汾渭地区均值以下,另一方面它们在地理位置上也远离高值地区,因此较长时间保持了低-低集聚的状态。铜川、三门峡分别相邻于渭南、运城,容易受到邻近高值区域影响,故表现为低-高集聚,若趋势演化则最终可能成为雾霾受害或潜在的扩散地区。高-低集聚区在表中并未出现。总体上 2006-2015 年间汾渭平原 PM<sub>2.5</sub>局域集聚状态随时间未出现显著变化,高低集聚状态与城市 PM<sub>2.5</sub>浓度数值大小基本呈现出一致性。

### (三) 雾霾空间相关性检验

Moran's I 指数可以对面板数据进行检验,如若不显著,则使用普通面板数据回归即可;若显著,则不能忽略空间因素,需选用空间计量模型进行分析。表 3 对面板数据的 Moran's I 指数进行计算,计算值为 0.446,P 值通过 1%显著性检验,结果表明汾渭平原雾霾污染呈现显著的全局相关性,存在正的溢出效应。雾霾的空间传输很大程度上依赖于风力等自然要素作

用,其溢出效应即指研究地区内  $PM_{2.5}$  浓度在某点对其他点的空间扩散,这种特殊性使得雾霾污染在空间上相互影响,不局限于某一区域点。汾渭平原全局检验结果的正相关性表明,雾霾污染在相邻地区间具有更相似的特征,高值或低值浓度地区会实现正向强化。

表 3 汾渭平原 Moran's I 指数及 LM 检验

项目		无固定效应		固定效应	
空间滞后模型 (SLM) LM 检验 (LMlag)		67.492***		127.335***	
空间滞后模型稳健 LM 检验 (R-LMlag)		58.071***		65.366***	
空间误差模型 (SEM) LM 检验 (LMerr)		31.624***		100.380***	
空间误差模型稳健 LM 检验 (R-LMerr)		22.203***		38.411***	
Moran' I-test	Moran' I 0.446	Statistic 6.012	Mean -0.023	SD(I) 0.078	P 值 0.000

注:\*\*\*、\*\*、\*代表通过 1%、5%、10%显著性水平检验。下表同。

同时,对于模型的选择也进行了拉格朗日乘数 (LM) 检验,即在经典 OLS 回归及相关检验的基础上,通过 LM 统计量的显著性来判断采用空间误差模型还是空间滞后模型。如果当两种模型的 LM 统计量存在相同的显著性时,则由稳健的 LM (Robust) 统计量来确定模型选择的形式。从结果来看,在固定或无固定效应下 LM、LM (Robust) 统计量都通过了 1% 显著性检验。两者均通过显著性检验的情况很少见,应重新考虑模型的设定与选择,同时依据 Anselin (2001) 给出的 LM 判别机制仅适用于截面数据,对于包含更大信息量的面板数据并未进一步说明。因此,本文考虑引入两个拓展模型——空间杜宾模型 (SDM) 与空间杜宾误差模型 (SDEM),相较于简单形式的 SLM 和 SEM 模型,它们包含了空间滞后的解释变量,更有助于防止遗漏变量造成的偏误,同时还能够根据条件适时简化为 SLM 或 SEM 模型 (Lesage & Pace, 2009)。

#### 四、计量模型与溢出效应分析

##### (一) 空间模型与变量说明

空间杜宾模型 (SDM)、空间杜宾误差模型 (SDEM) 分别侧重于考察内生因素即相邻地区  $PM_{2.5}$  浓度对本地区的溢出效应和外生因素即某些可能造成空间相关性的扰动项的影响。空间滞后解释变量的引入还可以通过权值矩阵与解释变量的乘积衡量周边地区自变量对该地区  $PM_{2.5}$  的影响,优化了模型的效果。雾霾污染的产生与地区社会经济因素和邻近地区污染密不可分,但考虑到汾渭平原特殊的自然因素及雾霾治理的政策性因素冲击,某些误差因素也不可忽略。具体形式如下:

$$SDM: Y = \rho WY + X\beta + WX\theta + \mu$$

$$\mu \sim N(0, \sigma^2 I_n) \quad (4)$$

$$\text{SDEM: } Y = X\beta + WX\theta + \mu$$

$$\mu = \lambda W\mu + \varepsilon, \varepsilon \sim N(0, \sigma^2 I_n) \quad (5)$$

其中,  $Y$  是被解释变量;  $X$  是各解释变量矩阵;  $W$  是所选取的空间矩阵(邻接矩阵);  $\rho$ 、 $\lambda$ 、 $\theta$  和  $\beta$  分别为各变量的参数; 扰动项  $\mu$  在(4)式中服从正态分布, 在(5)式中不再为简单的正态分布, 而是其他可能造成雾霾空间相关性的因素进入了扰动项  $\mu$ , 新的误差项  $\varepsilon$  服从正态分布。

对于空间权重矩阵的选择, 常用的除邻接矩阵外, 还包含反距离矩阵、经济矩阵和嵌套矩阵(距离、经济结合)等。雾霾污染扩散的影响因素很多, 以距离远近或是经济水平之间的强弱关系衡量仅在某一方面突出了特征, 而使用嵌套矩阵则存在主观赋值与形式设定复杂性问题。综合来看, 邻接矩阵虽是最为简单的矩阵形式, 但其处理方便且能够反映相邻地区  $\text{PM}_{2.5}$  空间关系, 不忽视每一部分的影响强度(王守坤, 2013), 因此本文选取邻接矩阵作为模型的设定矩阵。

参考已有研究, 本文最终选择从地区经济水平、人口集聚、污染排放、城市绿化、产业结构及外商投资六个方面探究 2006–2015 年汾渭平原雾霾污染的影响因素与溢出效应。具体解释如下:

(1) 由于城市行政面积、经济发展和产业结构差异过大, 以地区 GDP 值衡量不够合理, 故采用人均 GDP 值反映地区经济水平 ( $gdp$ ); 地方经济水平越高, 政府财政支出 ( $PFE$ ) 越大。一方面财政支出扩大了城市建设, 建筑扬尘污染提升, 另一方面政府对于环境投入会对雾霾污染现状有所改善, 其影响效果难以预期。

(2) 人口集聚程度常用人口密度指标体现。人口密度 ( $density$ ) 反映了一个地区单位面积土地上居住的人口数, 通常而言, 人口密度越大则环境承载压力越大, 但其环境规制和效率也会越高。

(3) 在城市污染排放指标中, 随着机动车保有量 ( $car$ ) 的增长, 尾气污染状况对雾霾影响不断加大; 建筑业产值 ( $voco$ ) 与地区建筑扬尘污染水平直接相关。

(4) 城市绿化覆盖率 ( $ugc$ ) 是一个综合了城市森林、绿地等绿化植物垂直投影面积占城市总用地面积比值的指标, 体现了绿化对于  $\text{PM}_{2.5}$  的净化作用。

(5) 在产业结构方面, 用第二产业与第三产业产值比重 ( $IP$ ) 不仅能衡量地区产业水平, 还能对地方产业依赖性作出判断。

(6) 外商直接投资 ( $FDI$ ) 的效果存在两种争议。一种认为  $FDI$  对中、低收入国家地区的环境质量降低具有强化作用, 另一种认为发达国家企业投资带来的环境规制和技术可以降低环境污染程度(严雅雪、齐绍洲, 2017)。

## (二) 溢出效应实证分析

STIRPAT 模型是一种可拓展的随机性环境影响评估模型, 主要对人口、财富、技术三个自



变量和因变量关系进行评估,并可依据具体研究进行添加或改进。其表达式为  $I = aP^bA^cT^d\varepsilon$ , 其中  $I, P, A, T$  分别表示环境影响、人口规模、人均财富和技术水平,  $\varepsilon$  为误差项。在此基础上将上述解释变量代入公式,得出关于汾渭地区  $PM_{2.5}$  浓度影响的基本方程式:

$$\ln PM_{2.5} = \alpha + \beta_1 \ln voco + \beta_2 \ln gdp + \beta_3 \ln density + \beta_4 \ln nugc + \beta_5 \ln PFE + \beta_6 \ln car + \beta_7 \ln IP + \beta_8 \ln FDI + \varepsilon \quad (6)$$

将(6)式代入(4)、(5)两种模型中,结果如表4所示,相关计算使用 Matlab7.0 软件完成。

表 4 汾渭平原  $PM_{2.5}$  溢出效应与影响因素分析

变量名称	SDM 模型(无固定)		SDM 模型(固定)		SDEM 模型(无固定)		SDEM 模型(固定)	
	回归系数		回归系数		回归系数		回归系数	
	C	P 值	C	P 值	C	P 值	C	P 值
<i>lnvoco</i>	0.004	0.546	-0.012 *	0.089	-0.024 ***	0.005	0.005	0.708
<i>lngdp</i>	-0.120 ***	0.000	-0.008	0.919	-0.167 ***	0.000	-0.104	0.225
<i>lndensity</i>	0.159 ***	0.000	0.008	0.840	0.231 ***	0.000	-0.142 **	0.038
<i>lnugc</i>	-0.105 ***	0.002	-0.028	0.257	-0.098 **	0.025	0.008	0.797
<i>lnPFE</i>	0.012	0.704	-0.005	0.926	0.064	0.182	0.121 *	0.055
<i>ln car</i>	0.011	0.577	0.033 *	0.075	0.014	0.612	-0.017	0.576
<i>lnIP</i>	-0.014	0.376	0.010	0.670	0.025	0.271	0.041 *	0.085
<i>lnFDI</i>	-0.004	0.481	-0.003	0.556	-0.004	0.588	-0.002	0.831
<i>Wlnvoco</i>	-0.090 ***	0.000	0.010	0.482	-0.139 ***	0.000	0.027	0.346
<i>Wlngdp</i>	0.192 ***	0.004	-0.116	0.291	-0.002	0.980	-0.531 ***	0.008
<i>Wlndensity</i>	0.097 **	0.043	-0.056	0.458	0.375 ***	0.000	-0.360 **	0.013
<i>Wlnugc</i>	0.025	0.623	-0.015	0.682	0.044	0.607	0.041	0.538
<i>WlnPFE</i>	-0.036	0.442	0.069	0.333	0.045	0.560	0.266 **	0.039
<i>Wln car</i>	0.014	0.712	-0.001	0.755	0.022	0.695	-0.088	0.156
<i>WlnIP</i>	0.076	0.161	0.044	0.122	0.128 ***	0.006	0.187 ***	0.000
<i>WlnFDI</i>	-0.012	0.306	-0.009	0.338	-0.013	0.443	-0.012	0.456
constant	-0.723	0.134			1.912	0.011		
W×dep.var.	0.689 ***	0.000	0.819 ***	0.000				
spat.aut.					0.735 ***	0.000	0.871 ***	0.000
R <sup>2</sup>	0.912		0.965		0.744		0.695	
corr-squared	0.793		0.475		0.744		0.170	
$\sigma^2$	0.003		0.002		0.003		0.001	
log-likelihood	157.917		200.974		155.247		205.872	
LR 检验	86.114 ***				159.312 ***			

LR 检验用于判断固定或无固定效应,其原假设为支持固定效应,计算值表明两种模型都在 1% 显著性水平下支持固定效应。基于 SDM 模型结果,  $W \times \text{dep. var}$  即空间滞后系数  $\rho$  值为 0.819, 通过 1% 显著性检验, 即邻近地市  $\text{PM}_{2.5}$  浓度每上升 1%, 本地区  $\text{PM}_{2.5}$  水平也会上升 0.819%。这种正向的空间集聚特征表明了雾霾区域性扩散在雾霾治理中不可忽视, 内生性因素(相邻地区的  $\text{PM}_{2.5}$ )影响系数较大, 溢出效应明显。但由于其解释变量显著性水平较差, 考虑是否存在某些遗漏变量对  $Y$  的影响会更为显著, 因此我们转向 SDEM 模型考察这一问题。

由表 4 第 5 列结果可得, 解释变量显著性提高, 同时  $\sigma^2$ 、 $\log$ -likelihood 和 LR 值要好于其他类型, 故选择固定效应下 SDEM 模型解释更优。人口密度(*density*)对雾霾有显著负相关作用, 人口密度大的城市一般来说也是经济水平较高的地区, 提供更完善有效的公共交通、城市规划, 此外高密度地区也有利于环境效率提高(袁鹏、程施, 2011); 地方政府财政支出(*PFE*)的增加对于加重雾霾污染有促进作用, 城市基础设施建设造成的污染效应大于在环境治理投入的减弱效果; 二产与三产的比重(*IP*)提升同样增加了雾霾污染, 即地方经济更多依赖于第二产业加剧了地区污染状况; 从相邻地区因素看来, 人口密度、地方财政支出、二产与三产比重影响与本地区因素具有一致性, 人均 GDP(*gdp*)在 1% 显著性水平下系数为负, 表明经济水平提升对雾霾污染会产生弱化作用。

表 4 中, *spat.aut* 即空间相关系数  $\lambda$  值为 0.871, 且在 1% 显著性水平下显著。表明区域  $\text{PM}_{2.5}$  浓度存在空间溢出效应, 未考虑的外生变量冲击也对雾霾形成的空间相关性产生了较大影响。除去可能包含在扰动项  $\mu$  中的  $WY$  的空间依赖性, 某些不可忽视但在量化上存在难度的空间性因素对雾霾影响也需重点考虑, 本文提供两种推测:

(1) 自然因素, 包括汾渭平原的狭长通道、城市风道、山脉地势等。它不同于京津冀和长三角地带, 图形呈狭长形, 平原宽窄不一。当  $\text{PM}_{2.5}$  空间传输进入到难以扩散的盆地, 南北山脉阻隔, 同样易形成雾霾集聚的空间格局; 城市风道建设对雾霾减弱也有重要的作用, 城市空间合理布局不仅有利于雾霾扩散, 如若地区城市间形成全局规划, 也会使得汾渭平原  $\text{PM}_{2.5}$  浓度整体下降。反之, 则会形成整体上升的格局。

(2) 政策因素。汾渭地区雾霾治理政策以行政手段居多, 比如突然关停、中央治污压力、年度政绩考核等, 有可能造成某些年份地区雾霾水平和经济因素并没有什么关系。此外, 地区横跨三省, 其治理政策、执行、监管水平差异较大, 很难统一效果。同时相邻地区间可能存在政策执行环境交互影响(王学杰, 2008), 形成都不作为的“潜规则”, 进而导致雾霾分布具有某种空间同质性。

## 五、总结与建议

本文基于汾渭平原 2006–2015 年 11 个城市  $\text{PM}_{2.5}$  数据及相应经济变量, 对汾渭平原雾霾

时空分布和雾霾污染溢出效应的分析表明:该地区整体  $PM_{2.5}$  浓度在时间段内呈缓慢下降趋势,均值下降了 19.89%,但仍高于国家二级标准(2012年);毗邻城市间  $PM_{2.5}$  浓度显著相关,运城、渭南等地市为  $PM_{2.5}$  浓度高-高集聚地区,晋中、吕梁呈现低-低集聚现象,铜川、三门峡呈现低-高集聚现象,容易受到邻近高值地区影响;雾霾污染区域间溢出效应显著,与本地区邻近城市  $PM_{2.5}$  浓度每上升 1%,则本地区  $PM_{2.5}$  浓度上升 0.871%;人口规模扩大、经济水平提升对雾霾污染有减弱作用,而地方政府财政支出和二产与三产比重的增加则会强化雾霾污染水平。

汾渭平原首次被纳入国家大气污染重点防治区域,表明其环境污染严重程度已开始受到国家重视。为使汾渭平原各城市尽快打赢蓝天保卫战,本文结合研究结果提出以下建议:

(1) 二产与三产比重越大,表明地区经济更依赖于工业、建筑业等,进而对当地雾霾污染有强化作用。因此政府需加快产业结构转型升级,注重产业布局安排的合理性,提高经济发展质量;在政府财政支出中应加大对于环境治理的投入,在城市建设方面对企业、责任人加强环境管理要求;此外,汾渭地区也需重视人口规模带来的环境效应,事实证明人口规模较大的城市,其公共交通、城市规划都更加合理完善,而且人们相对更关注环境问题,注重环境质量。

(2) 陕西、山西和河南三省及相应 11 个城市间应联防联控,打破行政区域界限,协同治理雾霾。单边的治霾行动很容易因邻近地区空间溢出效应导致污染长期反复发生,治理投入反而事倍功半。首先,三省可联合成立跨区组织领导机构,该机构直接负责和监督相关工作,从而防止雾霾防治推诿责任以及“搭便车”现象;其次,借鉴京津冀地区出台的大气污染区域防治工作方案,建立健全汾渭平原大气治理的工作方案和配套执行体系,并制定相应的政策法规与其匹配;最后,要加强对雾霾治理各个环节的科学量化,让治理效果有据可依。

本文也存在以下有待改进之处:一是在研究时间段内,汾渭地区整体  $PM_{2.5}$  浓度均值呈现下降趋势,由于经济、环境等数据信息滞后,2016-2018 年的  $PM_{2.5}$  浓度变化趋势改变以及据此导致汾渭地区成为国家重点防治区域的可能性不在文章讨论范围内;二是汾渭平原地处三省交界,可能在政策制定、实施过程中存有分歧,模型中自然因素、政策因素较难量化,导致雾霾污染度量分析、研究结论可能存在一定偏差,将在后续研究中引入其他方法对上述因素进行深入分析。

## 参考文献:

- [1] 包振虎,刘涛,骆继花,孙建国. 我国环境空气质量时空分布特征分析[J]. 地理信息世界, 2014, 21(06): 17-21.
- [2] 李名升,张建辉,张殷俊,周磊,李茜,陈远航. 近 10 年中国大气  $PM_{10}$  污染时空格局演变[J]. 地理学报, 2013, 68(11): 1504-1512
- [3] 李欣,曹建华,孙星. 空间视角下城市化对雾霾污染的影响分析——以长三角区域为例[J]. 环境经济

研究,2017,2(02):81-92.

[4] 刘曦彤. 如何发挥产业转移的雾霾治理效应? ——基于长三角地区的实证研究[J]. 科学决策,2018,(03):83-94.

[5] 马丽梅, 张晓. 中国雾霾污染的空间效应及经济、能源结构影响[J]. 中国工业经济,2014,(04):19-31.

[6] 潘慧峰, 王鑫, 张书宇. 雾霾污染的持续性及空间溢出效应分析——来自京津冀地区的证据[J]. 中国软科学,2015,(12):134-143.

[7] 邵帅, 李欣, 曹建华, 杨莉莉. 中国雾霾污染治理的经济政策选择——基于空间溢出效应的视角[J]. 经济研究,2016,51(09):73-88.

[8] 史燕平, 刘玻君, 厉玥. 京津冀地区雾霾污染的溢出效应分析[J]. 经济与管理,2017,31(4):20-26.

[9] 王学杰. 我国公共政策执行力的结构分析[J]. 中国行政管理,2008,(07):62-65.

[10] 吴兑, 吴晓京, 李菲, 谭浩波, 陈静, 曹治强, 孙弦, 陈欢欢, 李海燕. 1951—2005年中国大陆霾的时空变化[J]. 气象学报,2010,68(05):680-688.

[11] 王守坤. 空间计量模型中权重矩阵的类型与选择[J]. 经济数学,2013,30(03):57-63.

[12] 王立平, 陈俊. 中国雾霾污染的社会经济影响因素——基于空间面板数据EBA模型实证研究[J]. 环境科学学报,2016,36(10):3833-3839.

[13] 向堃, 宋德勇. 中国省域PM<sub>2.5</sub>污染的空间实证研究[J]. 中国人口·资源与环境,2015,25(9):153-159.

[14] 袁鹏, 程施. 中国工业环境效率的库兹涅茨曲线检验[J]. 中国工业经济,2011,(2):79-88.

[15] 严雅雪, 齐绍洲. 外商直接投资对中国城市雾霾(PM<sub>2.5</sub>)污染的时空效应检验[J]. 中国人口·资源与环境,2017,27(04):68-77.

[16] 赵晨曦, 王云琦, 王玉杰, 张会兰, 赵冰清. 北京地区冬春PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>污染水平时空分布及其与气象条件的关系[J]. 环境科学,2014,35(02):418-427.

[17] Anselin, L. Spatial Effects in Econometric Practice in Environmental and Resource Economics [J]. American Journal of Agricultural Economics, 2001, 83(3): 705-710.

[18] Van Donkelaar, A., R. V. Martin, M. Brauer, R. Kahn, R. Levy, C. Verduzco, and P. J. Villeneuve. Global Estimates of Ambient Fine Particulate Matter Concentrations from Satellite-based Aerosol Optical Depth: Development and Application[J]. Environment Health Prospect, 2010, 118(6): 847-855.

[19] Lesage, J. P. and R. K. Pace. Introduction to Spatial Econometrics[R]. 2009.

[20] Maddison, D. Modelling Sulphur Emissions in Europe: A Spatial Econometric Approach[J]. Oxford Economic Papers, 2007, 59(4): 726-743.

[21] Poon, P. H., I. Casaa and C. He. The Impact of Energy, Transport, and Trade on Air Pollution in China [J]. Eurasian Geography and Economics, 2006, 47: 1-17.

## Spatial Distribution and Spillover Effects of Haze Pollution in the Fen-Wei Plain

Yang Lechao, Dong Xueli and Xu Bo

(School of Economics & Management, Northwest University)

**Abstract:** Along with the rapid leap in economic level, the problem of environmental pollution has become increasingly serious, especially the Fen Wei Plain of the national air pollution control key area in 2018. In recent years, the urban air pollution in the Fen Wei Plain has rebounded, especially in autumn and winter. It is urgent to study and control the atmospheric pollution in this area. This article takes the Fen Wei Plain as the research object. Based on the global PM<sub>2.5</sub> data published by the Atmospheric Composition Team of the Dalhousie University in Canada, the spatial changes of haze distribution were studied by using visual methods. And then combined with Spatial Dubin Model and Spatial Dubin Error Model, we analyze haze spillover effects and influencing factors. The results show that the overall PM<sub>2.5</sub> concentration in the region showed a slowly decreasing during the period. The neighboring cities of the three provinces such as Yuncheng, Weinan were high-high concentration Agglomeration areas, Jinzhong and Lüliang exhibited low-low concentrations. The model shows that the inter-regional spillover effect of haze pollution is significant, and industrial structure, population density, economic growth and government expenditure will affect haze pollution. The influence of natural factors and policy factors in the region cannot be ignored. Therefore, for haze management, we must break the administrative boundary, strengthen inter-regional coalition prevention and control, and reduce the effect of space spillover. And also we must pay attention to the considerable effects of industrial upgrading, population size, economic quality and government investment.

**Keywords:** PM<sub>2.5</sub>; Fen-Wei Plain; Spatial Distribution of Haze Pollution; Spillover Effects; Regional Coalition Prevention and Control

**JEL Classification:** P25, P28, R58

(责任编辑: 朱静静)