

武汉城市圈 PM_{2.5} 的时空特征及其影响因素解析

刘子豪^{1,2}, 黄建武^{1,2}, 孔德亚^{1,2}

(1. 华中师范大学地理过程分析与模拟湖北省重点实验室, 湖北 武汉 430079;
2. 华中师范大学可持续发展研究中心, 湖北 武汉 430079)

摘要: 文章基于2016~2017年武汉城市圈各城市站点PM_{2.5}逐时监测数据, 主要利用空间自相关、核密度法和空间计量模型, 从不同的时空尺度来分析武汉城市圈PM_{2.5}的空间分布格局和影响因素。结果表明: 在年尺度上, 2016~2017年武汉城市圈PM_{2.5}浓度整体上呈下降趋势, 空间分布上呈中东部高、西南部低、局地略有突出的分布特征并表现出明显的空间集聚性, 城市圈内部各城市PM_{2.5}污染浓度差异明显, 且各城市之间存在一定的空间溢出效应; 从年内尺度上看, 武汉城市圈PM_{2.5}浓度总体上呈“U”字型分布, 冬春季污染最为严重, 秋季、夏季次之, 且4个季节的PM_{2.5}浓度值存在较强的空间自相关性, 表现出不同程度的空间集聚现象; 从影响因素上看, 无论是自然环境要素还是社会经济要素均对城市圈PM_{2.5}浓度变化起重要作用, 按其贡献强度依次是温度 > 民用汽车拥有量 > 风速 > 能源消费水平 > 城镇化率 > 第二产业占比 > 湿度 > 节能环保支出, 而森林覆盖率和海拔高度对PM_{2.5}没有表现出明显的直接效应; 从大气污染物本身关系上看, PM₁₀直接作用于PM_{2.5}的浓度变化, 且起关键性的作用, CO和NO₂则主要是通过PM₁₀对PM_{2.5}浓度间接地产生影响, 而O₃对PM_{2.5}浓度影响较小且呈负相关关系。

关键词: 大气污染; PM_{2.5}; 时空变化; 空间自相关; 影响因素; 武汉城市圈

中图分类号: X513

文献标志码: A

DOI: 10.16803/j.cnki.issn.1004-6216.2019.03.009

The Spatial-temporal Characteristics and Influencing Factors of PM_{2.5} in Wuhan Metropolitan Area

LIU Zihao^{1,2}, HUANG Jianwu^{1,2}, KONG Deya^{1,2}

(1. Key Laboratory of Geographic Process Analysis and Simulation of Central China Normal University, Wuhan 430079, China;
2. Center for Sustainable Development, Central China Normal University, Wuhan 430079, China)

Abstract: This paper analyzed the spatial distribution pattern and influencing factors of PM_{2.5} in Wuhan Metropolitan Area from different spatial and temporal scales by using spatial autocorrelation, nuclear density method and spatial econometric model which were based on the hourly monitoring data of PM_{2.5} in Wuhan Metropolitan Area from 2016 to 2017. The results showed that, on the year time-scale, the concentration of PM_{2.5} in Wuhan Metropolitan Area showed a downward trend from 2016 to 2017. The spatial distribution of PM_{2.5} in Wuhan Metropolitan Area exhibited high values in the middle and east, low values in the southwest, and slightly prominent values in local area with obvious spatial agglomeration. The concentration of PM_{2.5} was obviously different within the urban circle, and there were certain spatial spillover effects among the cities. On the yearly time-scale, the PM_{2.5} concentration in Wuhan Metropolitan Area showed a U-shaped distribution, with the most serious pollution in winter and spring, followed by autumn and summer, and the PM_{2.5} concentration in the four seasons had strong spatial autocorrelation, showing different degrees of spatial agglomeration. From the perspective of influencing factors, natural environmental factors or social economic factors play an important role in the change of PM_{2.5} concentration in the metropolitan area. According to their contribution intensity the order was: temperature > civilian car ownership > wind speed > energy consumption level > urbanization rate > secondary industry proportion > humidity > energy conservation and environmental protection expenditure, while forest coverage and altitude had no obvious direct effect on PM_{2.5}. In terms of the relationship

收稿日期: 2018-10-20

基金项目: 湖北省自然科学基金创新群体项目(2016CFA027); 华中师范大学重大交叉研究项目(自然科学)(CCNU17ZDJC06)基金资助

作者简介: 刘子豪(1995-), 男, 硕士研究生。研究方向: 资源与环境科学。E-mail: 18827029266@163.com

通信作者: 黄建武(1965-), 女, 教授。研究方向: 资源与环境科学。E-mail: 1042868400@qq.com

引用格式: 刘子豪, 黄建武, 孔德亚. 武汉城市圈 PM_{2.5} 的时空特征及其影响因素解析[J]. 环境保护科学, 2019, 45(3): 51-59.

between air pollutants, PM_{10} acted directly on the concentration of $PM_{2.5}$ and played a key role. CO and NO_2 indirectly affected the concentration of $PM_{2.5}$ through PM_{10} , while O_3 had little effect on the concentration of $PM_{2.5}$ and had a negative correlation.

Keywords: Air Pollution; $PM_{2.5}$; Spatial-temporal Characteristics; Spatial Autocorrelation; Influencing Factors; Wuhan City Circle

CLC number: X513

在我国经济发展进入新常态之后,大气污染问题日益突出,大气环境质量成为我国社会经济协调发展的重要制约因素,雾霾、灰霾、酸雨、粉尘事件等严重影响人们的健康状况和外出活动^[1-4],其中以细颗粒物 $PM_{2.5}$ 危害尤为突出。世界卫生组织(WHO)认为,大气中细颗粒物浓度小于 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 为安全值,而我国大部分城市浓度含量达 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 以上,远在安全值之上。 $PM_{2.5}$ 作为主要致癌物之一,其自身粒径小,易吸附 Cu、Ni、Zn、Pb、Zn 等重金属物质和挥发性物质,并可长时间内滞留于大气中,对人们的健康和大气环境质量影响深远^[5-7]。2018年6月20日我国政府制定“蓝天保卫战3年行动计划”,打赢蓝天保卫战增强人民群众的幸福感和获得感,这为大气污染的研究赋予了新的时代意义。

武汉城市圈见图1,又称武汉“1+8”城市圈,位于湖北省的东部,江汉平原的中东部,以平原和丘陵地形为主,属典型的亚热带季风性湿润气候。它是我国中部最大的城市武汉为中心,并覆盖周边 100 km 以内的黄石、鄂州、潜江、天门、仙桃、孝感、黄冈和咸宁 8 个大中型城市共同构成的城市群。由于其特殊地势、气象条件以及经济、能源消费增长的共同作用,导致武汉城市圈近年来以 $PM_{2.5}$ 为首要污染物的重污染天气现象频繁发生,已成为全国重要的大气污染城市群之一,而且在未来一段时间内,武汉“1+8”城市圈仍将处于工业化和城镇化进程快速推进的阶段,大气环境压力将与日剧增。目前国内外学者对 $PM_{2.5}$ 的研究主要关注其化学成分^[8]、源解析^[9-10]、时空变化特征^[11-15]、污染控制和环境健康效应^[16-19]等方面,很少有学者系统的将社会经济因素与自然因素结合,共同纳入大气污染解析的整个研究框架进行统一的综合考量,对各项指标量化的分解更是少见,且针对于武汉地区的研究相对较少。

如肖悦等^[20]分析我国城市大气污染特征及社会经济影响因素;张娟等^[21]探讨了川南城市群大气污染时空分布与气象因子的相关性;沈铁迪等^[22]以南京城区夏秋季能见度为视角探讨其与 $PM_{2.5}$ 化学成分的关系;成海容等^[23]分析武汉市城区的 $PM_{2.5}$ 碳组分与来源,至今尚未有学者对武汉城市圈的大气污染特征进行全面的分析。鉴于此,文章从地理学的区域相关性和差异性出发,利用空间自相关、克里金插值、核密度估计和空间计量模型综合探讨武汉城市圈 $PM_{2.5}$ 的时空特征及其影响因素,为武汉城市圈大气环境变化的诊断分析和科学的预测提供数据支撑,为城市制定环境规划、联防联控削减大气污染物提供科学指导和理论依据。

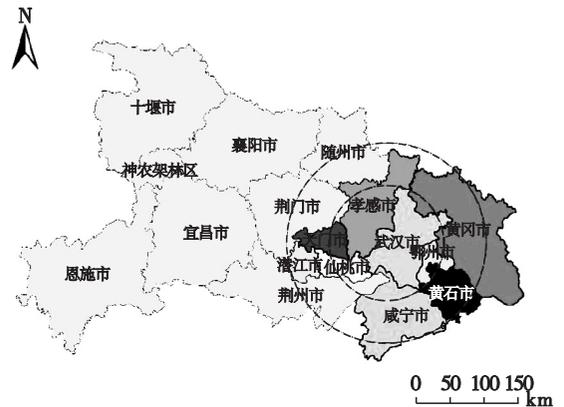


图1 武汉城市圈相对位置

1 数据来源及研究方法

1.1 数据来源

文章在借鉴现有的研究理论上兼顾数据的可得性,大气环境数据选取 2016~2017 年武汉城市圈逐时空气质量检测数据 ($PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 、 CO 、 O_3) 均来源于中国环境监测总站,评价依据《环境空气质量标准:GB3095—2012》,二类区的年平均二级浓度限值 ($PM_{2.5}$ 、 PM_{10} 、 SO_2 、 NO_2 , 分别为 0.035 、 0.07 、 0.06 、 $0.04 \text{ mg}/\text{m}^3$), 气象数据 (温度、湿度、风速) 和海拔高度数据来源于国家气

象中心所提供的16个国家基本基准站逐日地面观测资料。社会经济数据(第二产业占比、能源消费、人均GDP、森林覆盖率、民用汽车拥有量、城镇化率、节能环保业公共预算支出、年末常住人口)来源于湖北省统计局和湖北省各州市统计年鉴。四季的划分标准,春季为每年的3、4、5月,夏季为6、7、8月,秋季为9、10、11月,当年12月以及次年的1、2月为冬季。

1.2 研究方法

1.2.1 空间自相关 Tobler(1970)曾指出“地理学第一定律:任何事物与其周围事物都存在相关性,且距离越近的事物相关性越显著”。空间自相关(spatial autocorrelation)就是指在一个给定的区域内,各变量的观测值之间存在不同程度的潜在依赖性。研究结果表明,大气污染物具有一定的空间依赖关系,所以该文选取经典的全局空间自相关指数(Moran's I)来定量的描述武汉城市圈大气污染的空间依赖性,计算公式见(1)^[24]。

$$\text{Moran's I} = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (1)$$

式中, n 为空间位置总和; x_i, x_j 分别表示在空间 i 和 j 的观测数值; W_{ij} 为空间权重矩阵; \bar{x} 为所有空间位置的观测均值。Moran's I的取值范围在-1到1之间,负值表示呈空间负相关关系,0表示不相关,正值表示空间正相关关系。通常以标准统计量 Z 对的研究区域的Moran's I进行显著性检验, Z 值的计算公式见(2)。

$$Z = \frac{I - E(I)}{\sqrt{\text{VAR}(I)}} \quad (2)$$

其中:

$$E(I) = -\frac{1}{n-1} \quad (3)$$

$$\text{VAR}(I) = E(I^2) - E(I)^2 \quad (4)$$

式中, $E(I)$ 为 I 的均值; $\text{VAR}(I)$ 为 I 的方差;当 Z 值为负时,表示观测数值在空间上趋于分散;当 Z 值为0时,观测值在空间上处于独立随机分布状态;当 Z 值为正时,表示观测值在空间趋于集聚分布。当 Z 值满足 $|Z| < 1.96$ 时,即拒绝零假设,即在95%的概率下,各空间单元之间存在空间自相关关系。

1.2.2 核密度估计 核密度估计(Kernel density estimation)又名Parzen窗(Parzen window),属于估计概率密度函数,为典型的非参数检验方法。通过平滑的峰值函数或者称之为“核”来拟合所观察到的各样本点,以模拟实际样本的分布概率曲线,设其概率密度函数为 f ,其计算公式见(5)^[25]。

$$f_x = \frac{1}{mh} \sum_{i=1}^m K\left(\frac{X_i - \bar{x}}{h}\right) \quad (5)$$

式中, m 为观测数据点个数; X_i 为独立分布的观测值; \bar{x} 为均值; K 非负、积分等于1为核函数; $h > 0$ 为平滑参数,称作带宽。文中核密度图的中心位置描述PM_{2.5}污染水平的高低,波峰的宽度和高度以反映PM_{2.5}污染的差异程度,其宽度越大,差异程度越高。

1.2.3 空间计量模型 空间计量模型可以科学有效的处理线性回归分析所无法解决的空间依赖性问题,常用的空间回归模型有空间误差模型(Spatial Error Model, SEM)和空间滞后模型(Spatial Lag Model, SLM)^[26]。当模型的误差项在空间上相关时,则为空间误差模型,计算公式见(6)。

$$Y = \beta X + \gamma Wu + \varepsilon, \varepsilon \sim N(0, \delta^2) \quad (6)$$

式中, Y 为被解释变量; X 为解释变量,假设解释变量的数量为 k ,则为 $n \times k$ 的矩阵; β 为回归系数; γ 为空间相关性系数; W 表示 $n \times n$ 的空间权重矩阵; u 表示随机误差向量; ε 为随机误差项,一般认为是独立分布的。当被解释变量 Y 间的空间依赖性为空间相关性的关键因子时,即为空间滞后模型,计算公式见(7)。

$$Y = \mu WY + X\beta + \varepsilon, \varepsilon \sim N(0, \delta^2) \quad (7)$$

式中, μ 为 WY 内生交互效应的系数, μ 的大小直接反映观测值空间扩散或溢出的程度。

文章研究对象PM_{2.5}在空间上并不是完全独立的观测值,它易受到周围邻近区域大气环境影响,因此需要考虑PM_{2.5}的空间依赖性,以最小二乘法(Ordinary Least Squares, OLS)的估算结果拉格朗日系数(Lagrange Multiplier, LM)和其稳健性(Robust, R)的显著性为判断依据,以确定哪一种计量模型模拟效果更佳^[27]。

$$\begin{cases} LM(lag) > LM(error) \\ R - LM(lag) > R - LM(error) \end{cases} \Rightarrow SLM$$

$$\begin{cases} LM(lag) < LM(error) \\ R - LM(lag) < R - LM(error) \end{cases} \Rightarrow SEM$$

2 PM_{2.5}时空分布特征

2.1 年际尺度 PM_{2.5}空间分布和变化

近年来,武汉城市圈地区大气污染问题虽然

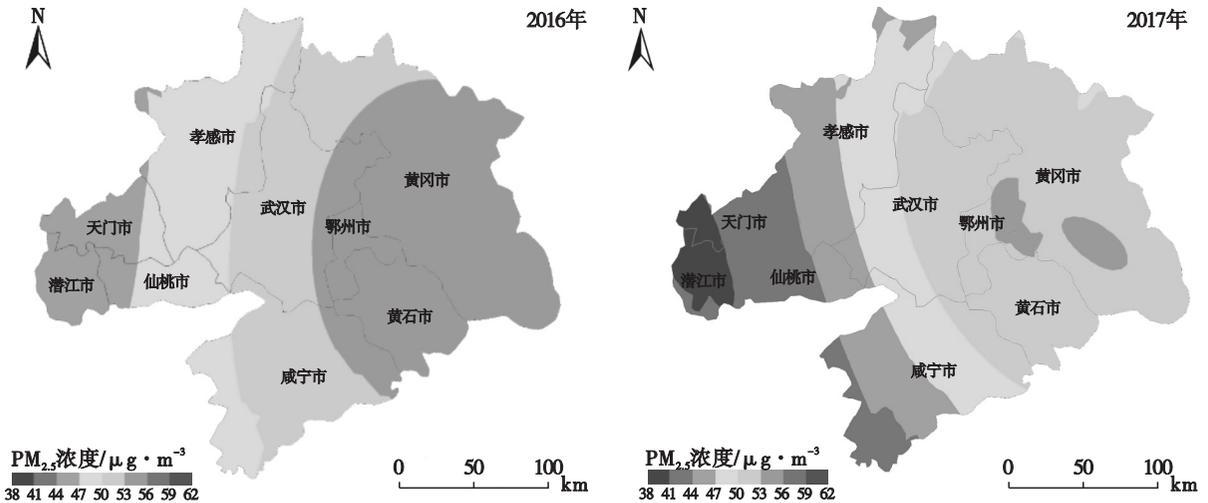


图2 武汉城市圈 PM_{2.5}浓度时空演变格局

从整个空间维度看,武汉城市圈 PM_{2.5}浓度主要呈现出中东部高、西南部低的态势,由东往西南方向递减,2016~2017年间,城市圈 PM_{2.5}浓度明显下降,最典型的表现是东部地区 PM_{2.5}浓度由2016年整体较高变为以鄂州、黄冈为代表的局部高值区,鄂州、黄冈、黄石 PM_{2.5}平均浓度由2016年的 58.37 µg/m³ 下降到2017年的 53.43 µg/m³,减少了 8.5%。这种空间变化格局究其原因可能与不同地区经济发展和能源消费水平有关,城市圈中东部地区以武汉、黄石为代表的城市较西部工业化程度高,城市、人口更为密集,致使 PM_{2.5}浓度明显高于西南部,加上污染治理力度等因素得到加强,导致武汉城市圈 PM_{2.5}年均浓度整体下降,东部表现更为突出。为进一步量化武汉城市圈 PM_{2.5}空间集聚特征,利用空间数据分析软件 GeoDa 对城市圈 PM_{2.5}年均浓度进行全局空间自相关检验,结果显示武汉城市圈 PM_{2.5}的值为 0.461,Z 值为 3.383 > 2.58,显著性 $P < 0.01$,存在

得到一定程度上的缓解,但总体情况依然不容乐观。2016年,武汉城市圈 PM_{2.5}年均浓度达 50.79 µg/m³,2017年为 48.02 µg/m³,同比下降了 5.5%,均远高于国家所规定的二级浓度限值(GB3095—2012)。选择精确度更高的普通克里金插值法对2016年、2017年城市圈 PM_{2.5}浓度进行反距离空间插值,结果见图2。

十分显著地正向相关性,说明武汉城市圈 PM_{2.5}的空间分布并不是随机状态,而是呈现明显的空间集聚性,区域污染一体化程度显著,在以后的治理工作中急需加强区域间协同合作、联防联控。为了更进一步直观的分析城市圈不同地区 PM_{2.5}的空间分布差异性,利用核密度曲线的形态差异来刻画 PM_{2.5}的区域分布差异,见图3。

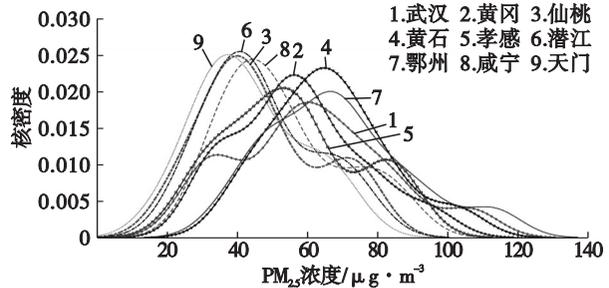


图3 2016~2017年武汉城市圈 PM_{2.5}浓度核密度估计图

图3可见,为武汉城市圈2016和2017年 PM_{2.5}浓度的核密度估计图,城市圈9个地区核密度曲线各异,总体上呈不同程度的单峰分布;从分布位置和形态上看,天门、仙桃和潜江位于坐标轴

最左侧,峰值相对较高、宽度较小、曲线延展性较小,说明这3个地区 PM_{2.5}浓度相对最小,大气质量较好,且城市内部之间 PM_{2.5}浓度差异小。而鄂州、武汉、黄石3市的峰值整体偏右且较低,宽度较大,曲线的延展性较大,并存在一定程度的拖尾现象,说明这些地区 PM_{2.5}浓度相对较大,污染最为严重,且城市内部之间 PM_{2.5}浓度差异大;从波峰数量上看,武汉、仙桃、孝感波峰数量最多,说明这3个城市内部 PM_{2.5}浓度的极化程度最高。武汉城市圈各城市 PM_{2.5}污染浓度差异明显,以鄂州为高值中心的武汉、黄石、黄冈3市污染均较为严重,并且城市内部污染差异也较为突出,各城市间 PM_{2.5}存在一定的空间溢出效应,这可能与城市间相对紧邻,并以长江为通道,导致污染物跨区域输送,从而因单一某个城市的污染致使区域性污染格局的形成,因此对于重污染区,应加快推进跨城市划区域的联防联控治理机制,对于中度污染区,要根据不同区域污染的特征,因地制宜的加以治理,防治大气污染区域一体化的形成,对于轻度污

染区,则应坚持防御为主,防治结合,不断推进的原则,以维持并继续改善当地空气质量水平。

2.2 年内尺度 PM_{2.5}空间分布和变化

武汉城市圈各季节平均 PM_{2.5}浓度指标在空间上的分布格局,从空间维度看,总的来说城市圈整体上的空间梯度差异不大,在2~3个梯度之间,PM_{2.5}浓度空间分布格局较为明显,与其在年度上的空间分布规律基本相似,PM_{2.5}浓度大致呈由东向西递减的规律,以冬季 PM_{2.5}空间分布最为典型,鄂州、武汉、黄冈为城市圈东部的地区的高值中心,天门、潜江、仙桃为西部的低值中心。武汉城市圈 PM_{2.5}浓度各季均值由小到大排序依次是:夏季(31.56 μg/m³) < 秋季(43.48 μg/m³) < 春季(50.15 μg/m³) < 冬季(76.92 μg/m³),夏季除外,武汉城市圈的冬季、秋季和春季的 PM_{2.5}浓度值均超过国家所规定的24 h标准一级限值(35 μg/m³),然而冬季 PM_{2.5}浓度值76.92 μg/m³同时还高于国家24 h标准二级限值(75 μg/m³)。具体分布变化情况,见图4。

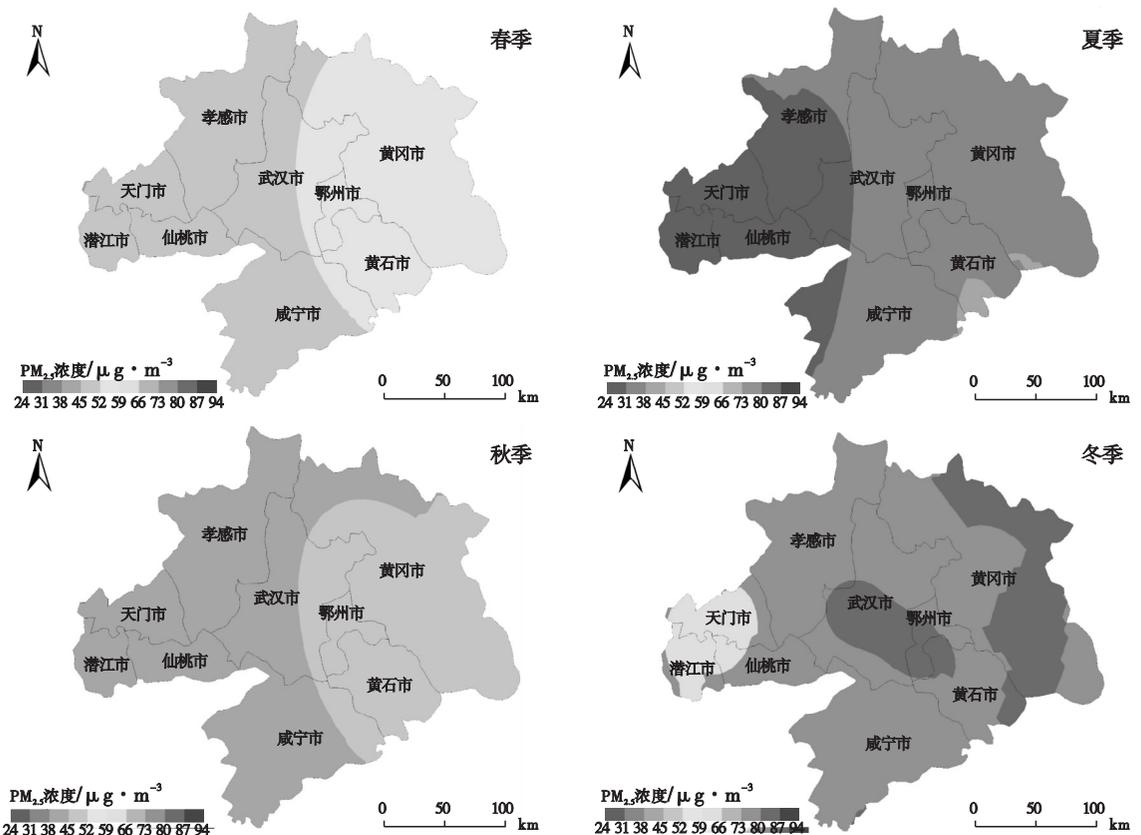


图4 武汉城市圈四季 PM_{2.5}空间分布格局

武汉城市圈 $PM_{2.5}$ 浓度逐月变化曲线, 见图 5。

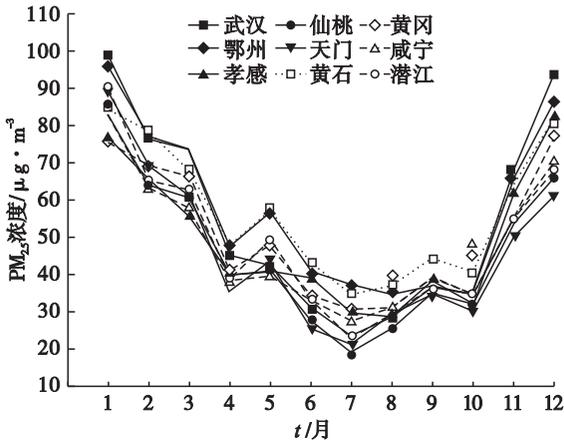


图 5 武汉城市圈 $PM_{2.5}$ 浓度逐月变化

$PM_{2.5}$ 浓度总体上呈“U”字型分布于年内, 符合我国绝大部分地区年内分布特征, 年内各月均值中其中 1 月份达到最高为 $86.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 处于“U”字型顶部, 远超国家二级限值, 然后随着时间系数的推移, $PM_{2.5}$ 浓度呈波动下降态势, 在 5 月份的时候出现明显的反弹, 这可能与城市周围广大农村地区大规模燃烧秸秆密不可分, 在 7 月份到达“U”型的谷底, 此时 $PM_{2.5}$ 值为 $26.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 低于国家一级限值, 而后又呈波动上升趋势至 12 月份。以上可以说明除冬季外, 武汉城市圈城市在春、夏和秋季总体生态环境相对较佳, 这可能是因为冬季大气层结构稳定以及冬季燃煤取暖量大等原因致使 $PM_{2.5}$ 等污染物大量集聚难以扩散。从空间分布格局上看, 城市圈东部 $PM_{2.5}$ 污染形式十分严峻, 鄂州、武汉、黄冈是污染防治的重点区域, 冬季是武汉城市圈污染防治的关键季节。

为了进一步科学直观的检验武汉城市圈 $PM_{2.5}$ 浓度在 4 个不同季节的空间集聚性, 利用 GeoDA 分别计算出了春、夏、秋、东四季的值, 结果见表 1。

表 1 武汉城市圈四季 $PM_{2.5}$ 浓度的 Moran's I 值及检验结果

指标	春季	夏季	秋季	冬季
Moran's I	0.374 4***	0.254 5**	0.282 8**	0.394 3***
Z(I)	2.751 0	2.093 4	2.233 9	2.830 1
P	0.005 9	0.036 3	0.025 5	0.003 3

注: **、*** 分别表示通过 5%、1% 水平下的显著性检验。

冬、春季显著性水平 P 高于夏、秋两季, 通过 1% 的显著性检验, 四季的 $Z(I)$ 值均大于 1.96, 且值均大于 0, 也就意味着武汉城市圈不同季节的

$PM_{2.5}$ 浓度值均存在较强的空间自相关性, 并表现出明显的空间集聚现象, 尤其是冬春两季, 值最高分别是 0.394 3 和 0.374 4, 这表明武汉城市圈冬、春不仅仅是 $PM_{2.5}$ 污染浓度最高的两个季节, 同时也是 $PM_{2.5}$ 空间集聚最为显著的季节。

3 武汉城市圈 $PM_{2.5}$ 浓度影响因素解析

3.1 自然环境与社会经济因素的影响

城市大气环境受到多方面因素的影响, $PM_{2.5}$ 作为的首要污染物, 其浓度值的高低变化是众多学者的研究热点, 文章将自然因素(温度、湿度、风速、海拔高度)与社会经济因素(第二产业占比、能源消费、人均 GDP、森林覆盖率、民用汽车拥有量、城镇化率、节能环保业预算支出、年末常住人口)相结合, 综合的对每个指标进行定量化分解, 以揭示各项指标对武汉城市圈 $PM_{2.5}$ 浓度的驱动力大小。为了保证实验的科学性, 以选取误差最小的计量模型, 首先选取普通最小二乘法 (OLS) 对现有的解释变量进行初步的预评分析, 以 $PM_{2.5}$ 的年均浓度值为被解释变量, 以各自然与社会经济指标为解释变量做回归分析, 而各解释变量之间不存在多重共线性问题是回归分析的前提, 因此利用 SPSS 软件中的方差膨胀因子 (VIF) 对所有的解释变量进行共线性诊断, 发现常住人口和人均 GDP 的 $VIF > 10$, 说明这两项变量可能与民用汽车拥有量或者城市化率存在多重共线性问题, 故剔除该指标。同时, 在回归分析之前对方程两边以同时取对数的形式, 来降低模型的异方差性和非稳定性, 结果见表 2。

回归模型 1、回归模型 2 分别代表对社会经济因素和自然因素的回归分析, 回归模型 3 是对社会经济和自然因素的综合回归分析结果, 从最终的拟合结果上看, 通过对比回归模型调整后的拟合精度 (Adjusted R^2), 可以看出模型回归模型 3 的估计效果最佳, 其拟合精度达 0.633, 高于模型回归模型 1 的 0.452 和模型回归模型 2 的 0.52, 即综合社会经济因素与自然因素的模型模拟效果要高于单纯以社会经济因素为变量或者以自然环境为变量回归得出的模拟效果, 3 种模型拟合精

度的不同从侧面验证了细颗粒物 PM_{2.5}污染是由于自然和人文双重因素共同造成的。对回归模型3的随机误差进行全局空间自相关分析,得出 Moran's I 值为 0.129, $Z(I) = 1.773 > 1.65$, 即回归模型3的标准差在90%置信度基础上呈现较为明显的空间自相关性,然而被解释变量 PM_{2.5}也存在明显的空间自相关性,因此,若仅用普通最小二乘法对各解释变量进行估计分析,违反线性回归模型的基本假设条件,即随机误差项彼此不相关,最终得出的模拟结果一定会产生某种程度上的偏

差。所以引入第二类空间计量模型就显得很有必要,首先,根据回归模型3回归模型的模拟结果中的 LM 空间相关性检验 LM (lag)、LM (error) 以及 R-LM (lag)、R-LM (error) 值的大小关系(如表2),明显可以看出 LM (lag) > M (error), R-LM (lag) > R-LM (error), 表明在 0.01 显著性水平下,模型空间误差模型(SLM)比空间滞后模型(SEM)的模拟效果更佳,且 SLM 拟合精度为 0.733 高于 OLS3 的拟合精度 0.663,故选取 SLM 作为各解释变量的回归模型。

表2 基于 OLS、SLM 空间模型的回归分析

解释变量	回归分析1	回归分析2	回归分析3	空间滞后模型
第二产业占比	0.284***	-	0.137***	0.103**
能源消耗	0.266***	-	0.122**	0.217***
森林覆盖率	-0.0012	-	-0.0024	-0.0019
民用汽车拥有量	0.335***	-	0.255***	0.245***
城镇化率	0.122**	-	0.107**	0.106**
节能环保支出	-0.052*	-	-0.044*	-0.047*
风速	-	-0.259***	-0.227***	-0.225***
湿度	-	-0.193***	-0.131**	-0.088**
气温	-	-0.439***	-0.381***	-0.344***
海拔高度	-	-0.002*	-0.001	-0.001
LM (lag) / LM (error)	-	-	55.78/39.62	-
R-LM (lag) / R-LM (error)	-	-	31.18/22.18	-
R ²	0.485	0.647	0.692	0.733
Adjusted R ²	0.452	0.520	0.663	0.721

注: *、**、*** 分别表示通过 10%、5%、1% 水平下的显著性检验。

由空间滞后模型 SLM 最终模拟结果可以知:
 ①从显著性水平上看,森林覆盖率和海拔高度对武汉城市圈的 PM_{2.5} 浓度含量影响不显著;节能环保支出对城市圈 PM_{2.5} 浓度影响较为显著,通过了 10% 水平的显著性检验;城镇化率、第二产业占比和湿度对城市圈 PM_{2.5} 浓度影响显著,通过了 5% 水平的显著性检验;能源消耗、民用汽车拥有量、风速和温度对城市圈 PM_{2.5} 浓度影响极为显著,均通过了 1% 水平的显著性检验,4 项指标每提高一个百分点,武汉城市圈 PM_{2.5} 浓度分别上升 0.217%、0.245%、-0.225%、-0.344%。
 ②从正负相关性上看,民用汽车拥有量、能源消耗、第二产业占比、城镇化率等对武汉城市圈 PM_{2.5} 的污染在不同程度上呈正相关关系,说明工业化的发展、各种能源消耗加剧,城市化水平的提高、人们

私家汽车的拥有量大大增加等原因共同导致城市 PM_{2.5} 污染浓度的恶化;温度、风速、湿度、节能环保业公共预算支出、森林覆盖率和海拔高度与 PM_{2.5} 污染浓度呈负相关关系。因为温度的上升,大气结构处于不稳定状态,加剧空气对流运动;风速越大,越有利于 PM_{2.5} 的稀释和扩散;湿度越高,越利于大气中细颗粒颗粒物的凝结,并对地面扬尘有一定的抑制作用;节能环保的支出越大,污染治理力度相对越大;森林覆盖率和海拔高度对 PM_{2.5} 浓度的直接影响不明显,可能因为所选研究范围较小所致。总的来说,在社会经济要素中,民用汽车拥有量对武汉城市圈 PM_{2.5} 浓度影响最为显著,在自然环境要素中,温度对 PM_{2.5} 浓度影响最为显著,前者为正向作用,后者为负向作用。

3.2 其他空气污染物的影响

大气污染物之间关系错综复杂,既相互促进又相互制约,为了准确地了解污染物间的相关关系,文章采用通径分析法定量地剖析污染物 PM_{10} 、 CO 、 NO_2 、 O_3 对 $PM_{2.5}$ 的作用效果。通径分析法内涵是通过直接分解某种或多种自变量与因变量之间的表面相关性,来分析多种自变量对一种因变

量所产生的直接重要性与间接重要性,以确定 PM_{10} 、 CO 、 NO_2 、 O_3 4 个影响因子分别对 $PM_{2.5}$ 的直接作用,以及其中一个影响因子是如何通过另一个影响因子间接的作用于 $PM_{2.5}$ 的浓度变化。首先,对因变量 $PM_{2.5}$ 进行正态性检验,得出显著水平 $P > 0.05$,服从正态分布,见表 3。

表 3 武汉城市圈 $PM_{2.5}$ 浓度与其他大气污染的通径系数

自变量	简单相关系数	直接通径系数	间接通径系数				
			PM_{10}	CO	NO_2	$O_{3_8\ h}$	合计
PM_{10}	0.853**	0.795	-	0.181 3	0.109 5	-0.014 3	0.276 5
CO	0.759**	0.291	0.495 3	-	0.095 6	0.067 9	0.658 8
NO_2	0.615**	0.153	0.569 2	0.181 9	-	0.016 7	0.767 8
$O_{3_8\ h}$	-0.180*	-0.201	0.056 5	-0.098 4	0.012 7	-	-0.026 2

注: *、**、分别表示通过 10%、5% 水平下的显著性检验。

由表 3 可知, PM_{10} 、 CO 、 NO_2 、 O_3 与 $PM_{2.5}$ 的相关系数分别为 0.853、0.759、0.615 和 -0.23, PM_{10} 对 $PM_{2.5}$ 的直接通径系数为 0.795, 远高于 CO 、 NO_2 和 O_3 , 是影响 $PM_{2.5}$ 浓度变化主要因子并与 $PM_{2.5}$ 之间具有显著的正相关关系, 主要原因是两者间存有一定的包含关系; CO 和 NO_2 对 $PM_{2.5}$ 的直接通径系数分别为 0.291 和 0.153, 是影响 $PM_{2.5}$ 浓度变化次要因子, 呈正相关关系, 大气污染物 CO 、 NO_2 和 $PM_{2.5}$ 主要源于化石能源燃烧、汽车尾气排放和各类扬尘, 三者具有同源性, 并且 CO 、 NO_2 可通过光化学反应产生硝酸盐和碳酸盐, 导致二次 $PM_{2.5}$ 污染; O_3 对 $PM_{2.5}$ 的直接通径系数为 -0.201, 表明 O_3 是影响 $PM_{2.5}$ 浓度变化的次要因子且与 $PM_{2.5}$ 呈负相关关系, 大气中的固体颗粒物 $PM_{2.5}$ 通过吸收和散射太阳光辐射, 抑制了 O_3 的生成。然而, 从另一方面看, CO 和 NO_2 通过 PM_{10} 这一变量对 $PM_{2.5}$ 的间接通径系数却相对较高, 分别为 0.495 3 和 0.569 2 高于其对 $PM_{2.5}$ 的直接通径系数, 表明 CO 和 NO_2 主要是通过 PM_{10} 以间接方式对 $PM_{2.5}$ 产生正向作用, 并且 NO_2 的间接作用要略大于 CO 。由此可知, 在 PM_{10} 、 CO 、 NO_2 、 O_3 这 4 种污染物中 PM_{10} 对 $PM_{2.5}$ 直接产生影响且为 $PM_{2.5}$ 的最大影响因子, 对 $PM_{2.5}$ 的变化起

到关键性作用; CO 和 NO_2 则主要是通过 PM_{10} 对 $PM_{2.5}$ 产生间接的影响, 且影响强度 NO_2 较 CO 大; 而 O_3 对 $PM_{2.5}$ 浓度影响较小且二者呈负相关关系。

4 结论与讨论

4.1 主要结论

通过对武汉城市圈大气污染时空特征的分析, 运用多种计量模型, 系统性的甄别自然环境、社会经济以及大气污染物自身等因素可能对武汉城市圈 $PM_{2.5}$ 浓度所带来的影响, 主要总结 3 点。

(1) 从空间尺度上看, 2015 ~ 2016 年武汉城市圈 $PM_{2.5}$ 浓度整体上呈下降趋势, 呈中东部高, 西南部低, 局地略有突出的分布特征; 武汉城市圈 $PM_{2.5}$ 浓度表现出明显的空间集聚性, 城市圈内部各城市 $PM_{2.5}$ 污染浓度差异明显。

(2) 从年内尺度上看, 武汉城市圈 $PM_{2.5}$ 浓度总体上呈“U”字型分布, 年内各月均值中夏季 ($31.56 \mu\text{g}/\text{m}^3$) < 秋季 ($43.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$) < 春季 ($50.15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) < 冬季 ($76.92 \mu\text{g}/\text{m}^3$); 武汉城市圈 4 个季节的 $PM_{2.5}$ 浓度表现出不同程度的空间集聚现象, 尤其是冬春两季, 表明武汉城市圈冬、春不仅仅是 $PM_{2.5}$ 污染浓度最高的季节, 同时也是

PM_{2.5}空间集聚最为显著的季节。

(3)从影响因素上看,无论是自然环境要素还是社会经济要素均对城市圈PM_{2.5}浓度变化起重要作用,按其贡献强度依次是温度>民用汽车拥有量>风速>能源消费水平>城市化水平>第二产业占比>湿度>节能环保支出,而森林覆盖率和海拔高度对PM_{2.5}没有表现出明显的直接效应;从污染物自身的关系上看,PM₁₀对PM_{2.5}起到关键性的作用,CO和NO₂则主要是通过PM₁₀对PM_{2.5}浓度间接的产生影响,O₃对PM_{2.5}浓度影响较小且呈负相关关系。

4.2 讨论

在一定范围内,污染物本身具有不同程度的空间溢出现象,使得空气中的污染物存在明显的跨区域传播特性。因此,武汉城市圈内各地方政府应充分考虑大气污染物的时空规模效应,主动打破行政区域界线,注重城市间以及城市内部的大气污染物的交互影响。明确以鄂州、武汉、黄石和黄冈为城市圈PM_{2.5}防治的重点地区,以冬春为PM_{2.5}防治的关键季节,同时要抓住导致PM_{2.5}浓度的关键要素如温度、风速、汽车拥有量、能源消费和污染物PM₁₀等,从相应的领域着手治理大气污染,如发展光伏产业、清洁取暖;推广城市风道设计和喷雾降尘设备来治理扬尘污染;新建轨道交通、城市BRT、提倡新能源汽车,鼓励绿色出行等,通过上述系列措施,加快建立和完善城市间生态补偿机制,促进区域联防联控合作机制的形成。

参考文献

[1] HUANG R J, ZHANG Y, BOZZETTI C, et al. High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China[J]. *Nature*, 2014, 514(7521): 218–222.

[2] WANG H, XU J, ZHANG M, et al. A study of the meteorological causes of a prolonged and severe haze episode in January 2013 over central-eastern China[J]. *Atmospheric Environment*, 2014, 98(98): 146–157.

[3] LELIEVELD J, EVANS J S, FNAIS M, et al. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale[J]. *Nature*, 2015, 525(7569): 367–371.

[4] 周曙东, 欧阳纬清, 葛继红. 京津冀PM_{2.5}的主要影响因素及内在关系研究[J]. *中国人口·资源与环境*, 2017, 27(4): 102–109.

[5] 孙涵, 聂飞飞, 申俊, 等. 空气污染、空间外溢与公共健康—以中国珠江三角洲9个城市为例[J]. *中国人口·资源与环境*, 2017, 27(9): 35–45.

[6] GRUZIEVA O, BELLANDER T, ENEROTH K, et al. Traffic-related air pollution and development of allergic sensitization in children during the first 8 years of life[J]. *Journal of Allergy & Clinical Immunology*, 2012, 129(1): 240–246.

[7] 杨斯棋, 邢满月, 董卫华, 等. 北京市甲型H1N1流感对气象因子的时空响应[J]. *地理学报*, 2018, 73(3): 460–473.

[8] 马思萌, 王丽涛, 魏哲, 等. 邯郸市PM_(2.5)及其化学组分的季节性变化[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(07): 3743–3750.

[9] ZHANG N, CAO J, XU H, et al. Elemental compositions of PM_{2.5} and TSP in Lijiang, southeastern edge of Tibetan Plateau during pre-monsoon period[J]. *Particuology*, 2013, 11(1): 63–69.

[10] 胡敏, 唐倩, 彭剑飞, 等. 我国大气颗粒物来源及特征分析[J]. *环境与可持续发展*, 2011, 36(5): 15–19.

[11] 宓科娜, 庄汝龙, 梁龙武, 等. 长三角PM_{2.5}时空格局演变与特征—基于2013–2016年实时监测数据[J]. *地理研究*, 2018(08): 1641–1654[2018–08–28].

[12] 胥密, 王广甫, 尚宏忠, 等. 北京市2014年PM_(2.5)质量浓度变化特征[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(08): 4396–4402.

[13] 周亮, 周成虎, 杨帆, 等. 2000–2011年中国PM_{2.5}时空演化特征及驱动因素解析[J]. *地理学报*, 2017, 72(11): 2079–2092.

[14] 刘子豪, 黄建武, 孔德亚, 等. 合肥市大气污染时空变化及与气象因子相关性分析研究[J]. *环境科学与管理*, 2019(2): 43–48.

[15] 刘海猛, 黄解军, 朱向东, 等. 京津冀城市群大气污染的时空特征与影响因素解析[J]. *地理学报*, 2018, 73(1): 177–191.

[16] 王淑兰, 柴发合, 高健. 我国中长期PM_{2.5}污染控制战略及对策[J]. *环境与可持续发展*, 2013, 38(4): 10–13.

[17] 张华, 陈琪, 谢冰, 等. 中国的PM_{2.5}和对流层臭氧及污染物排放控制对策的综合分析[J]. *气候变化研究进展*, 2014, 10(4): 289–296.

[18] 王德庆, 王宝庆, 白志鹏. PM_{2.5}污染与居民每日死亡率关系的Meta分析[J]. *环境与健康杂志*, 2012, 29(6): 529–532.

[19] 孙兆彬, 安兴琴, 崔蕊莹, 等. 北京地区颗粒物健康效应研究—沙尘天气、非沙尘天气下颗粒物(PM_(2.5)、PM₍₁₀₎)对心血管病入院人次的影响[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(8): 2536–2544.

[20] 肖悦, 田永中, 许文轩, 等. 中国城市大气污染特征及社会经济影响分析[J]. *生态环境学报*, 2018, 27(3): 518–526.

[21] 张娟, 刘志红, 黄观, 等. 川南城市群大气污染时空分布及气象因子分析[J]. *四川环境*, 2017, 36(2): 68–75.

[22] 沈铁迪, 王体健, 陈璞珑, 等. 南京城区夏秋季能见度与PM_{2.5}化学成分的关系[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(3): 652–658.

[23] 成海容, 王祖武, 冯家良, 等. 武汉市城区大气PM_{2.5}的碳组分与源解析[J]. *生态环境学报*, 2012(9): 1574–1579.

[24] ANSELIN L, SYABRI I, KHO Y. GeoDa: An introduction to spatial data analysis[J]. *Geographical Analysis*, 2005, 38(1): 5–22.

[25] 刘锐, 胡伟平, 王红亮, 等. 基于核密度估计的广佛都市区路网演变分析[J]. *地理科学*, 2011(1): 81–86.

[26] 吴玉鸣. 空间计量经济模型在省域研发与创新中的应用研究[J]. *数量经济技术经济研究*, 2006, 23(5): 74–85.

[27] 杨冕, 王银. 长江经济带PM_{2.5}时空特征及影响因素研究[J]. *中国人口·资源与环境*, 2017, 27(1): 91–100.