

长江三角洲城市群 $PM_{2.5}$ 时空演变及影响因素

王 昭¹, 严小兵²

(1 河海大学公共管理学院, 江苏 南京 211100; 2 常州大学瞿秋白政府管理学院, 江苏 常州 213159)

摘 要: 科学识别 $PM_{2.5}$ 的空间分异及其驱动因素, 是实现区域空气污染治理的关键。以国测点日均 $PM_{2.5}$ 浓度为数据来源, 基于多种空间分析方法, 研究长江三角洲城市群 $PM_{2.5}$ 浓度的时空演变及影响因素。结果发现: (1) 2013~2017 年, 长江三角洲城市群的 $PM_{2.5}$ 年平均浓度, 处于不断下降的趋势; 城市间的差异, 呈现逐渐减少的趋势。(2) 一年中, 12 月份的 $PM_{2.5}$ 浓度最高, 8 月份的 $PM_{2.5}$ 浓度最低。1~12 月, $PM_{2.5}$ 浓度先减后增。(3) 2013 年, $PM_{2.5}$ 高浓度区域主要分布在江苏省; 2017 年, $PM_{2.5}$ 高浓度区域主要分布在安徽省。5 年间, $PM_{2.5}$ 浓度的空间重心, 向安徽省转移 72 km。(4) 长江三角洲城市群 $PM_{2.5}$ 浓度存在明显的空间自相关。存在 $PM_{2.5}$ 浓度高-高值区、低-低值区“扎堆”现象, 且集聚程度趋于增大。(5) 影响 $PM_{2.5}$ 浓度的因素包括了自然因素和社会因素。自然因素中, 降雨与 $PM_{2.5}$ 浓度显著相关。社会因素主要来自工业排放、交通排放和能源消耗。其中, 能源消耗的影响程度最大, 工业排放次之, 交通排放最后。

关键词: 长三角; 城市群; $PM_{2.5}$; 时空演变

中图分类号: K901 **文献标识码:** A **文章编号:** 1004-8227(2020)07-1497-10

DOI: 10.11870/cjlyzyhj202007003

近年来, 中国遭遇严重雾霾天气, 连续高强度大气污染席卷大部分城市^[1]。细微颗粒物是大气污染的主要来源^[2]。其中, $PM_{2.5}$ 由于空气动力学直径小, 可以直达人体肺泡, 对人体危害大^[3]。众多医学研究证实了 $PM_{2.5}$ 进入人体后, 会引发诸如呼吸道疾病^[4]、心血管疾病^[5]、人体免疫系统疾病^[6], 严重影响人体健康^[7], 增加暴露人群的死亡风险^[8]。为了能够应对空气污染以及空气污染带来的健康影响, 环境保护部门制定出台了《环境空气质量标准》。从 2013 年 1 月 1 日起, 在全国范围内开始监测和评价空气质量^[9]。

正因为空气污染的巨大影响, 不管是学术研究者还是政策制定者, 都异常关心空气中 $PM_{2.5}$ 浓度。在未建立 $PM_{2.5}$ 浓度监测之前, 研究者主要基于卫星观测^[10]、遥感影像反演^[11]、空间插值^[12], 估算 $PM_{2.5}$ 浓度; 在建立官方的监测点后, 研究多基于各监测点的时均和日均监测数据^[13]。研究重点则是 $PM_{2.5}$ 浓度的空间

分布^[14]、演变^[15]以及成因^[16]。研究尺度涵盖了中国整体^[17]、区域^[18]、省份^[19]、单个城市^[20]。由于 $PM_{2.5}$ 浓度的影响因素众多, 地形、气象、天气、区位、经济发展、能源结构、交通状况、城市形态、人口密度都可能对 $PM_{2.5}$ 浓度产生影响^[21]; 不仅如此, 各种因素的相互关联和相互影响^[22], 使得 $PM_{2.5}$ 浓度演变的机制异常复杂。

目前, 不管是大尺度还是小尺度的研究, 都发现了空气中的 $PM_{2.5}$ 存在明显的空间分异和空间关联^[14, 15]。这为空气污染的跨区域治理, 提供了政策指引。根据以往雾霾记录, 中国经济发展较好的珠三角、长三角和京津冀地区, 是雾霾的重灾区^[23]。同时, 这些地区的发展, 是中国经济能否赢得全球竞争的关键。所以, 本文选择长江三角洲城市群作为研究区域, 基于 2013~2017 年监测数据, 研究长三角城市群 $PM_{2.5}$ 浓度的时空演变和驱动机制, 期望为空气污染的跨区域治理, 提供参考。

收稿日期: 2019-06-17; 修回日期: 2019-07-22

基金项目: 国家社会科学基金项目(17BSH139); 国家社会科学基金项目(14CSH070); 中央高校基本科研业务费项目(2015B39814)

作者简介: 王 昭(1987~), 男, 博士研究生, 研究方向为环境社会学。E-mail: brightwanghhu@foxmail.com

1 研究区域及数据来源

1.1 研究区域

长江三角洲城市群位于上海市、江苏省、浙江省、安徽省范围内。由以上海为核心、联系紧密的多个城市组成,主要分布于国家“两横三纵”城市化格局的优化开发和重点开发区域。具体范围包括:上海市;江苏省的南京、无锡、常州、苏州、南通、盐城、扬州、镇江、泰州;浙江省的杭州、宁波、嘉兴、湖州、绍兴、金华、舟山、台州;安徽省的合肥、芜湖、马鞍山、铜陵、安庆、滁州、池州、宣城等 26 市。国土面积 21.17 万 km², 2018 年地区生产总值 17.86 万亿元,总人口 1.54 亿人,分别约占全国的 2.2%、19.8%、11.0%^[24]。

1.2 数据说明

研究涉及各市 PM_{2.5} 浓度、生产总值、人口、绿地覆盖率、交通运输量、能源消耗、建成区面积等数据。其中,PM_{2.5} 浓度来自国控点逐日监测数据;其他生态、经济、社会等数据,来自各省市《统计年鉴》、《中国城市统计年鉴》、《中国城市建设统计年鉴》。

2 研究方法

2.1 重力模型

重心概念源于物理学。区域重心则是指在区域空间上存在某点,在该点前后左右各个方向上的力量保持平衡。为了分析长江三角洲城市群 PM_{2.5} 空间分布及演变,重心坐标的计算综合考虑研究区域各城市的面积和 PM_{2.5} 浓度。其计算公式如下^[25]:

$$\begin{aligned}\bar{X} &= \frac{\sum_{i=1}^n W_i \times S_i \times X_i}{\sum_{i=1}^n W_i \times S_i}, \\ \bar{Y} &= \frac{\sum_{i=1}^n W_i \times S_i \times Y_i}{\sum_{i=1}^n W_i \times S_i}\end{aligned}\quad (1)$$

其中: \bar{X} 、 \bar{Y} 分别为 PM_{2.5} 重心的经度和纬度; n 为研究区域内的栅格数量,本研究中栅格数量就是城市群数量,即 $n=26$; i 为栅格序号;

X_i 为第 i 个栅格几何中心的经度; Y_i 为第 i 个栅格几何中心的纬度; S_i 为第 i 个栅格的面积; W_i 为第 i 个栅格的 PM_{2.5} 的浓度。

2.2 空间自相关

Moran 指数反映变量的空间集聚和关联程度,其计算方法如下^[26]:

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x}) (x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x})^2} \quad (2)$$

式中: x_i 、 x_j 为城市群内 i 、 j 城市的 PM_{2.5} 浓度; \bar{x} 为城市群整体 PM_{2.5} 浓度均值; w_{ij} 为空间权重; n 为城市群内城市数量。Moran 指数将变量均值作为对相邻值进行评估的基准, Moran 指数的取值在 $[-1, 1]$ 之间,如果 $I < 0$, 为空间负相关,代表空间观测值倾向于空间分散; 如果 $I > 0$, 为空间正相关,代表空间观测值倾向于空间集聚; 如果 $I = 0$, 则表明空间观察值随机分布。

2.3 地理探测器

地理探测器用以探测空间分异性,并揭示空间分异背后驱动因素的一组统计方法。其思想是:如果某一个自变量对某一个因变量有重要影响,那么自变量和因变量的空间分布应该具有相似性^[27]。自地理探测器的方法被提出后,已经在生态、环境、经济、社会、健康等多个领域得到了广泛的应用^[28-30]。模型通过比较不同类别分区上的总方差和研究区域上总方差,确定某一自变量是不是与因变量的空间分布差异相关。模型形式如下^[17]:

$$P_{D,H} = 1 - \frac{1}{n\sigma^2 H} \sum_{i=1}^n n_{D,i} \sigma_i^2 \frac{2}{H_{D,i}} \quad (3)$$

式中: $P_{D,H}$ 为 PM_{2.5} 影响因子的解释力; D 为影响 PM_{2.5} 浓度变化的影响因子; n 和 σ^2 为长江三角洲城市群整体样本和方差; n 为因子个数; $n_{D,i}$ 为 D 指标在 i 类上样本的个数。 $P_{D,H}$ 取值在 $[0, 1]$ 之间,数值越大说明某因子对 PM_{2.5} 浓度变化解释越强。

2.4 计量模型

OLS(最小二乘法)计量模型的基本形式为:

$$y = \beta x + \varepsilon \quad (4)$$

模型要求变量“独立同分布”。但是这样的假设,在现实世界中,一般难以完全满足。比如空气中的 PM_{2.5} 浓度,由于风向、交通、道路布局

等因素, 两个相邻城市或是相邻监测点的 PM_{2.5} 浓度, 往往会存在关联。事物的空间关联, 违背了 OLS 模型“独立同分布”的假设。如果忽视了变量的空间关联, 使用 OLS 进行, 可能会影响计量模型的精确性。空间计量将变量的空间关联纳入模型, 以空间矩阵 w 计量变量关联, 形成 SLM (空间滞后模型) 和 SEM (空间误差模型), 其具体形式为^[31]:

$$y = \rho wy + \beta x + \varepsilon \quad (5)$$

$$y = \beta x + \varepsilon, \quad \varepsilon = \lambda w\varepsilon + \mu \quad (6)$$

不仅如此, 变量在时间上也可能存在关联性。面板计量则是将变量的时间关联纳入模型, 具体形式为^[32]:

$$y_{it} = \alpha_i + \beta x_{it} + \mu_{it} \quad (7)$$

在两者的基础上, 如果综合考虑时空关联, 那么便形成了空间面板计量模型, 具体形式为^[33]:

$$y_{it} = \delta \sum_{i=1}^n w_{ij} y_{ij} + \beta x_{ij} + \mu_i + \lambda_t + \varepsilon_{it} \quad (8)$$

$$y_{it} = \beta x_{it} + \mu_i + \lambda_t + \varphi_{it}, \quad \varphi_{it} = \rho \sum_{i=1}^n w_{ij} \varphi_{it} + \varepsilon_{it} \quad (9)$$

式中: y_{it} 为时间 t 的横截面个体 i 的因变量; x_{it} 为自变量; β 为回归系数; ε_{it} 、 φ_{it} 为误差项; $\sum_{i=1}^n w_{ij} y_{ij}$ 为因变量的空间效应, 其中 w_{ij} 为 $n \times n$ 的空间权重; δ 为因变量空间效应系数; μ_i 为空间固定效应; λ_t 为时间固定效应; $\sum_{i=1}^n w_{ij} \varphi_{it}$ 为误差项空间效应; ρ 为误差项空间效应系数。

3 PM_{2.5}时空演变特征

3.1 时间序列

3.1.1 年度变化

表 1 为长江三角洲城市群 PM_{2.5} 平均浓度的统计特征, 包括了最小值、最大值、均值和方差。从表中可以看出: (1) 长江三角洲城市群整体的 PM_{2.5} 浓度, 呈现逐年下降的趋势。2013 年, 城市群 PM_{2.5} 的浓度为 69.36 ug/m³, 至 2017 年变化为 46.45 ug/m³, 下降了近 33.03%。(2) 就城市群 PM_{2.5} 浓度的最小值和最大值而言, 同样也存在不断下降的趋势。(3) 长江三角洲城市群内部各城市 PM_{2.5} 浓度的差异, 呈现减小的趋势。

表 1 2013~2017 年长三角城市群 PM_{2.5} 浓度 (ug/m³)

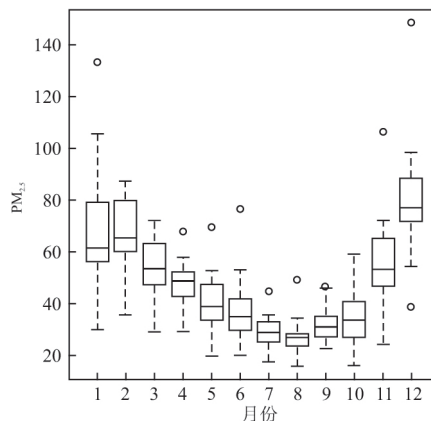
Tab. 1 2013-2017 Yangtze Delta urban agglomeration PM_{2.5} concentration (ug/m³)

年份	最小值	最大值	均值	方差
2013	37.54	87.99	69.36	11.35
2014	29.55	82.36	61.93	11.41
2015	29.00	64.96	53.30	8.31
2016	25.38	59.26	47.79	7.05
2017	25.22	59.79	46.45	8.40

数据来源: 生态环境部发布的城市空气质量监测数据, 网址为 <http://www.mee.gov.cn/>.

3.1.2 月份变化

图 1 为 2017 年 1~12 月, 每个月 PM_{2.5} 浓度的统计特征。



数据来源: 生态环境部发布的城市空气质量数据, 网址为 <http://www.mee.gov.cn/>.

图 1 各月份 PM_{2.5} 浓度

Fig. 1 PM_{2.5} concentration in each month

1~12 月, 长江三角洲城市群 PM_{2.5} 浓度, 呈现先下降后上升的趋势。在 12 个月份中, 12 月的 PM_{2.5} 浓度最高, 8 月的 PM_{2.5} 浓度最低。城市之间 PM_{2.5} 浓度差异, 7 月、8 月最小, 12 月、1 月、2 月相对较大。

3.2 空间规律

3.2.1 空间分布

为了描述 2013~2017 年间, 长江三角洲城市群 PM_{2.5} 浓度的空间分布以及演变。以统计学的四分位为断点, 将小于四分之一分位、四分之一分位至中值、中值至四分之三分位、大于四分之三分的 PM_{2.5} 浓度, 分别绘制到地图上。

5 年间, 如果以城市所在省份而言。空气中 PM_{2.5} 浓度的顺序大致是安徽省、江苏省、上海市、浙江省。此外, 从前文时间序列的分析上, 可

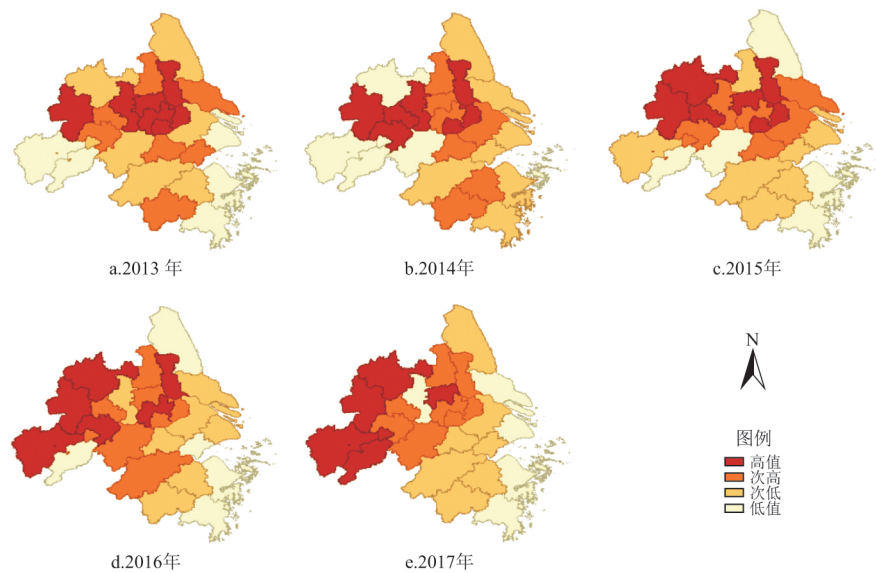


图 2 各城市 $PM_{2.5}$ 浓度空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of $PM_{2.5}$ concentration in each city

以得知长江三角洲城市群的绝大部分城市的 $PM_{2.5}$ 浓度都处于逐渐下降的趋势。但是在整体浓度下降的同时，各个城市变化的程度并不相同。所以，使得在不同年份， $PM_{2.5}$ 浓度的较高区域和较低区域处于不断地变化中。整体而言， $PM_{2.5}$ 浓度较高的区域主要分布在江苏省，然后逐渐向安徽省转移。2013 年 $PM_{2.5}$ 浓度大于四分之三分位的城市中，江苏省占了 5 个，安徽省占了 1 个，而在 2017 年， $PM_{2.5}$ 浓度大于四分之三分位的城市中江苏省占了 1 个，安徽省占了 5 个。 $PM_{2.5}$ 浓度较小的区域则逐渐向上海市方向移动。在 $PM_{2.5}$ 浓度小于四分之一分位的城市中，浙江省的宁波市、舟山市和台州市相对较为稳定，一直是 $PM_{2.5}$ 浓度较小的区域，其他浓度小于四分之一分位的城市，不同的年份有所不同。在 2017 年之前，主要是盐城市，2017 年则变化为南通市和上海市。

3. 2. 2 空间重心

分别计算 2013 年至 2017 年，各个年份长江三角洲城市群 $PM_{2.5}$ 年平均浓度的空间重心，结果如下：

从图 3 可以发现 $PM_{2.5}$ 年平均浓度空间重心逐渐由江苏省向安徽方向移动。2013~2015 年，共计转移了 72 km。其中，2013~2014 年、2014~2015 年的转移距离，稍大于 2015~2016 年、2016~2017 年的转移距离。

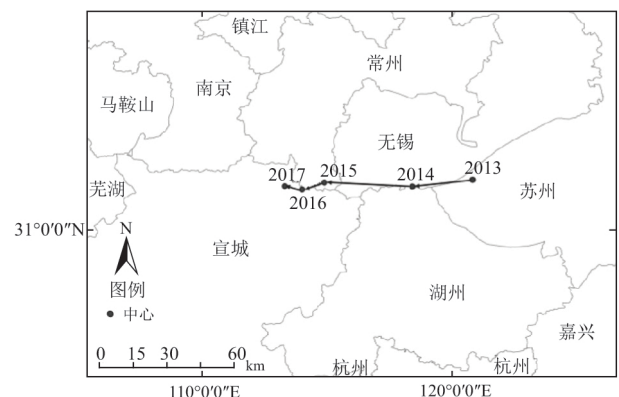


图 3 空间重心演变

Fig. 3 Evolution of spatial center of gravity

3. 2. 3 空间自相关

以 Moran 指数为指标，分别对 2013 年至 2017 年长江三角洲城市群的年均 $PM_{2.5}$ 浓度，进行空间自相关检验。

表 2 2013~2017 年 Moran 指数

Tab. 2 2013-2017 Moran Index

	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	2017 年
Moran' I	0.130	0.145	0.159	0.288	0.405
t 值	1.441	1.549	1.692	2.828	3.596
p 值	0.075.	0.061.	0.044*	0.002**	0.0002***

注：*** ($p < 0.001$)；** ($p < 0.01$)；* ($p < 0.05$)；. ($p < 0.1$)。

数据来源：生态环境部发布的城市空气质量数据，网址为 <http://www.mee.gov.cn/>。

从检验结果可以发现，2013 和 2014 年可以通过 90% 的显著检验，2016 和 2017 年可以通过

99.9% 的显著检验。说明长江三角洲城市群 PM_{2.5} 平均浓度的空间关联不断增强, 意味着某一城市 PM_{2.5} 浓度较高, 其周边城市的 PM_{2.5} 浓度, 往往处于较高水平; 某一城市 PM_{2.5} 浓度较低, 其周边城市的 PM_{2.5} 浓度, 往往处于较低水平。

4 驱动因素

4.1 自然环境因素

已有不少的研究, 证实了地貌、气候、水文、植被等因素对 PM_{2.5} 浓度的影响。比如说沙尘天气与 PM_{2.5} 浓度存在空间耦合^[34]; 青藏高原的 PM_{2.5} 浓度显著的低于平原地区^[17]。在较大尺度上, 地形和气候对 PM_{2.5} 浓度影响显著。但是, 在一个相对较小的尺度上, 地形和气候的影响可能并不明显。长江三角洲城市群内的各城市, 其地形和气候相差不大。那么, 影响各城市 PM_{2.5} 浓度的自然因素, 可能来自风向和雨水。

比较不同城市 PM_{2.5} 浓度, 可以发现浙江省舟山市、宁波市、台州市的 PM_{2.5} 浓度, 显著低于城市群内的其他城市。而这三个城市共同的特点, 便是都是沿海城市。从中可以发现风向对 PM_{2.5} 浓度的影响。此外, 在一年中的 12 个月份中, 所有的城市都存在夏季的 6 月、7 月、8 月的 PM_{2.5} 浓度是全年的最低值, 冬季的 12 月、1 月、2 月的 PM_{2.5} 浓度是全年的最高值的现象。而冬季和夏季的最大区别, 是降雨量的不同。所以, 为了检验降雨量与 PM_{2.5} 浓度的关系, 分别对每月的平均降雨量和 PM_{2.5} 浓度, 进行相关分析。

表 3 降雨与 PM_{2.5} 浓度相关检验

Tab. 3 Rainfall and PM_{2.5} concentration related test

	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年
系数	-0.136	-0.484	-0.471	-0.524
t 值	-2.050	-8.751	-9.392	-10.829
p 值	0.042 [*]	3.212e-16 ^{***}	2.2e-16 ^{***}	2.2e-16 ^{***}

注: *** (p<0.001); ** (p<0.01); * (p<0.05); . (p<0.1)

数据来源: 降雨量数据来源于 2013~2016 年《中国城市统计年鉴》; PM_{2.5} 数据来源于生态环境部发布的城市空气质量数据, 网址为 <http://www.mee.gov.cn/>。

从相关分析的结果, 可以发现: 降雨量与 PM_{2.5} 浓度之间存在显著相关性。除了 2013 年相关系数稍小之外, 2014、2015、2016 年的相关系数基本保持在 0.5 左右。

4.2 社会、经济因素

为了进一步探索社会、经济因素对 PM_{2.5} 浓度的影响, 先以地理探测器探测不同影响因子与 PM_{2.5} 浓度之间的空间相关性, 然后, 在此基础上, 基于空间面板计量模型, 计量显著相关因子的不同贡献。

4.2.1 影响因子探测

分别选择人口密度、人均 GDP、工业产值占生产总值的比例、城市绿地覆盖率、工业废气排放量、单位产值 SO₂ 排放量、客运量、每万人拥有汽车数、每万元产值用电量为变量, 基于地理探测器, 检验各变量与 PM_{2.5} 浓度之间关联。

表 4 各因子地理探测结果

Tab. 4 Geographical detection results of various factors

	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年
人口密度	×	×	×	×
人均 GDP	×	×	×	×
工业占比	√	√	√	√
绿地覆盖率	×	×	×	×
建成区面积	×	×	×	×
工业废气排放量	√	√	√	√
单位产值 SO ₂ 排放量	×	×	×	×
客运量	√	√	√	√
每万人拥有汽车数	√	√	√	√
每万元产值用电量	√	√	√	√

数据来源: PM_{2.5} 数据来源于生态环境部发布的城市空气质量数据, 网址为 <http://www.mee.gov.cn/>; 其他数据来源于 2013~2016 年《中国城市建设统计年鉴》。

从检验结果, 可以发现: 工业产值占生产总值的比例、工业废气排放量、客运量、每万人拥有汽车数、每万元产值用电量可以视为 PM_{2.5} 浓度空间分异的驱动因素, 而人口密度、人均 GDP、城市绿地覆盖率、建成区面积、单位产值 SO₂ 排放量与 PM_{2.5} 浓度空间分异, 并未表现出关联性。

4.2.2 影响因子的计量

如果将工业产值占生产总值的比例和工业废气排放量视为工业排放; 将客运量和每万人拥有汽车量视为交通排放; 将每万元产值用电量视为清洁能源消耗。那么, 可以简单地理解影响长江三角洲城市群 PM_{2.5} 浓度的因子主要来自工业排放、交通排放和能源消耗。其中, 工业产值占生产总值的比例与工业排放之间, 一般而言, 存在相关性; 而客运量和每万人拥有汽车数之间, 也存在相关性。所以, 为了进一步探索工业排放、交通排放、能源消耗与对 PM_{2.5} 浓度的贡献, 以

表 5 影响因素计量结果

Tab. 5 Influencing factor measurement result

	随机效应		固定效应		混合效应	
	无滞后	有滞后	无滞后	有滞后	无滞后	有滞后
C	4.436 (0.310)	-27.090 *** (-5.836)	-	-	4.068 (0.380)	-22.424 *** (-4.058)
工业占比	1.164 *** (4.160)	0.885 *** (8.694)	0.794 * (2.098)	0.714 *** (3.820)	1.134 *** (5.240)	0.844 *** (7.193)
客运量	0.102 ** (2.957)	0.061 ** (2.817)	-0.132 (-0.842)	0.035 (0.448)	0.099 *** (4.106)	0.059 *** (4.105)
万元电耗	-2.799 ** (3.239)	-1.603 * (2.552)	-4.733 *** (-3.780)	-1.916 * (-2.090)	-2.102 *** (-3.348)	-1.281 ** (-2.935)
wy	-	0.749 *** (12.150)	-	0.818 *** (16.190)	-	0.689 *** (10.229)
phi	1.265 * (2.423)	2.069 ** (2.669)	-	-	-	-
rho	0.527 *** (4.395)	-0.999 *** (-5.472)	0.700 *** (9.961)	-1.268 *** (-11.162)	0.281 * (2.060)	-0.999 *** (-5.763)
F-test	-		F = 6.137 p-value = 9.862e-10		-	
Hausman-test	chisq = 25.711 p-value = 1.096e-05				-	

注: *** ($p < 0.001$); ** ($p < 0.01$); * ($p < 0.05$); . ($p < 0.1$).

PM_{2.5}浓度为因变量,工业占比、客运量和每万元产值用电量为自变量,使用空间面板计量模型,进行计量。

4.2.3 结果分析

考虑 3 个模型的计量效果,可以发现随机效应模型稍强于固定效应和混合效应模型。工业产值占生产总值的比例、客运量、每万元产值耗电量,都与 PM_{2.5}浓度显著相关。意味着工业排放、交通排放和能源消耗,都对 PM_{2.5}浓度有所影响。其中,前两者对 PM_{2.5}浓度呈现正相关,后者对 PM_{2.5}浓度贡献度为负。三者比较而言,能源消耗贡献最大,工业排放次之,交通排放最小。

(1) 工业排放

工业生产过程中的工业锅炉及窑炉、生产工艺过程等排放的一次颗粒物和气态前体产生的二次颗粒物是空气中 PM_{2.5}的主要来源。如果比较长江三角洲城市群各地区工业规模和 PM_{2.5}浓度,可以发现其在时空上保持一致性。

如表 6 所示,时间上 4 省(市)国民生产总值的工业占比,都处于不断下降的趋势。这一趋势与 4 省(市)空气中 PM_{2.5}年平均浓度变化保持时间上的一致。空间上,比较不同省(市)的工业占比。安徽省工业占比最高,接近 50%;江苏省次之;浙江排名第三;上海市最低,已降至 30%左右。而 PM_{2.5}浓度的空间分布,基本也呈现如此的格局。PM_{2.5}浓度较高的区域基本集中在安徽省

和江苏省,PM_{2.5}浓度较低的区域,基本集聚在浙江省和上海市。

表 6 2013~2016 年上海市、江苏省、浙江省、安徽省工业产值占生产总值比例

Tab. 6 2013~2016 Shanghai, Jiangsu, Zhejiang, Anhui Province industrial output value as a percentage of GDP

年份	上海市 (%)	江苏省 (%)	浙江省 (%)	安徽省 (%)
2013	36.6	48.7	47.8	54.1
2014	35.1	47.4	47.7	53.1
2015	32.1	45.7	45.9	49.8
2016	29.8	44.1	44.8	48.1

数据来源: 2013~2016 年《上海统计年鉴》、《江苏统计年鉴》、《浙江统计年鉴》、《安徽统计年鉴》。

工业和 PM_{2.5}浓度的关系,不仅仅表现在产业规模上,还有产业结构相关。以浙江省和安徽省为例,如表 7 所示,在所有行业中,石油加工和炼焦加工业、化学原料和化学制品制造业、化学纤维制造业、橡胶和塑料制品业是污染相对较高的行业,会增加空气中 PM_{2.5}浓度。比较两省四个行业的占比演变,可以发现浙江省这些相对高污染行业在国民生产中的比例逐年下降;而安徽省则与相反,其在国民生产中的比例则是逐年上升。这一变化的趋势,与 PM_{2.5}浓度高值区域,逐渐向安徽省转移的过程相吻合。

(2) 交通排放

交通排放是工业排放之外,影响 PM_{2.5}浓度的另一重要因素。只不过,在长江三角洲城市群,

表 7 2013~2016 年浙江省与安徽省高污染产业产值占生产总值的比例(%)

Tab. 7 Ratio of the output value of high-pollution industries in Zhejiang Province and Anhui Province to the total GDP in 2013-2016

省份	浙江省				安徽省			
年份	2013	2014	2015	2016	2013	2014	2015	2016
石油加工和炼焦加工业	2.77	2.71	2.26	2.25	0.74	1.12	1.12	1.39
化学原料和化学制品制造业	8.95	8.78	8.08	7.81	5.56	5.58	5.61	5.81
化学纤维制造业	3.89	3.86	3.81	3.58	0.20	0.23	0.24	0.26
橡胶和塑料制品业	4.35	4.33	4.24	4.05	3.34	3.35	3.63	4.14

数据来源: 2013~2016 年《浙江统计年鉴》、《安徽统计年鉴》。

相对工业排放而言, 其对 $PM_{2.5}$ 浓度的影响, 要比工业排放小一些。一般而言, 城市客运量与城市的经济发展水平, 具有显著的相关性。但是, 在整体客运中, 交通工具的组成, 同样会影响 $PM_{2.5}$ 浓度。城市公共汽车、地铁、出租车、私人汽车, 在交通工具中的比例的差异, 会影响交通排放量, 进而影响 $PM_{2.5}$ 浓度。相较而言, 经济发展排名靠前的城市, 其出租车和私人汽车拥有量, 都要明显的高于经济发展相对落后的城市。但是, 另一方面, 经济排名靠前的城市, 往往建有城市地铁或是轨道交通, 会减少由于交通运输带来的废气排放。所以, 研究证明客运量与 $PM_{2.5}$ 浓度的关系, 但是进一步细化的研究, 需要聚焦在交通资源结构, 以及居民出行交通工具选择方面, 才能真正理解交通排放与 $PM_{2.5}$ 浓度的关联。

(3) 能源消耗

工业生产中的能源主要有原煤、洗精煤、其他洗煤、煤制品、焦炭、焦炭煤气、原油、汽油、煤油、柴油、液化石油气、天然气、热力、电力、生物燃料。其中, 煤及煤制品的燃烧会产生环境问题; 电力、生物燃料则是清洁能源。研究以每万元产值消耗的电能作为能源消耗指标, 其与 $PM_{2.5}$ 浓度呈现负相关, 符合绿色能源的特征。比较不同省份的工业生产的原煤和电力消费量, 可以看出其与空气中 $PM_{2.5}$ 浓度分布具有一致性。比较浙江省和安徽省, 2015 年和 2016 年, 浙江省工业生产中的原煤消费量为 1.244、1.273 亿 t, 电力消费量为 1 899.446、1 975.685 亿 kW·h; 安徽省工业生产中的原煤消费量为 1.712、1.665 亿 t, 电力消费量为 1 066.262、1 114.564 亿 kW·h。

(4) 空间效应

从空间面板模型的计量结果看, 不管是随机效应、固定效应, 还是混合效应模型, 都可以发

现空间滞后效应的存在。其理论的价值在于, 由于风向或是地理邻近的关系, 空气中的 $PM_{2.5}$ 浓度不仅仅与自身城市的工业排放、交通排放相关, 都有还有邻近城市的 $PM_{2.5}$ 浓度相关。 $PM_{2.5}$ 浓度具有的空间关联性, 使得选择计量模型时, 需要选择空间计量模型, 才可以尽可能减少计量误差。其现实的价值在于, 由于地理邻近效应的存在, 城市空气污染的治理, 必须综合考虑自身城市的经济、社会属性, 同时需要考虑邻近城市的经济和社会属性, 从区域整体的角度, 重新思考空气污染治理政策。

5 讨论与结论

5.1 讨论

本文基于 2013~2017 年的国测点数据, 分析了长江三角洲城市群 $PM_{2.5}$ 浓度的演变和成因。研究结论的政策意义在于:

(1) 治理 $PM_{2.5}$ 需要加强产业升级。工业生产比例直接影响 $PM_{2.5}$ 浓度。由于, 江苏省、浙江省、上海市的工业化步伐稍快, 其工业产值在国民生产总值中的比例, 基本已降至 50% 以下, 而安徽省的工业占比还在 50% 徘徊, 工业占比的差异直接影响 $PM_{2.5}$ 浓度的空间分布。同时, 工业生产中的能源消耗, 也是影响 $PM_{2.5}$ 浓度的直接因素。减少煤炭及其相关制品的使用, 增加电力等清洁能源使用, 是降低 $PM_{2.5}$ 浓度的有效措施。但是, 需要警惕的是, 通过产业升级治理 $PM_{2.5}$, 不能“嫁祸他人”。石油加工和炼焦加工业、化学原料和化学制品制造业、化学纤维制造业、橡胶和塑料制品业, 这些高污染行业的产值, 在江苏省、浙江省和上海市生产总值中的比例逐渐减少, 但其在安徽省生产总值中的比例却在不断上升。在环境保护的压力下, 经济发达地区不断加强产业升级, 逐渐淘汰一些污染较为严重的行

业。会造成这些行业区域迁移,进而带来污染的“北漂西移”。

(2) 正因为污染可能出现跨区域迁移,所以,PM_{2.5}治理需要建立区域联动机制,不能“自扫门前雪”。

5.2 结论

基于多种空间分析方法和计量模型,以国测点空气质量数据为基础,对 2013~2017 年,5 年间长江三角洲城市群 PM_{2.5} 浓度的时空演变和影响因素进行研究,结果发现:

(1) 整体上,长江三角洲城市群整体的 PM_{2.5} 浓度,呈现逐年下降的趋势,且城市间的差异不断减小。

(2) 时间上,一年四季中,冬季和春季 PM_{2.5} 浓度较高,夏季和秋季 PM_{2.5} 浓度较低,浓度从高到低的顺序是冬季、春季、秋季、夏季。一年十二个月份中,12 月的 PM_{2.5} 浓度最高,8 月的 PM_{2.5} 浓度最低。从 1~12 月,PM_{2.5} 浓度先减后增。

(3) 空间上,城市间 PM_{2.5} 浓度差异明显。2013 年,PM_{2.5} 浓度较高的区域主要分布在江苏省,2016 年,PM_{2.5} 浓度较高的区域主要分布在安徽省。5 年间,PM_{2.5} 浓度的空间重心,向安徽省转移 72 千米。此外,长江三角洲城市群 PM_{2.5} 浓度存在明显的空间自相关,存在 PM_{2.5} 浓度高值区与高值区,低值区与低值区“扎堆”现象。且空间自相关的程度越来越大。

(4) 影响 PM_{2.5} 浓度的因素包括了自然因素和社会因素。自然因素中,降雨与 PM_{2.5} 浓度显著相关。社会因素主要来自工业排放、交通排放和能源消耗。其中,能源消耗的影响程度最大,工业排放次之,交通排放最后,而工业同时也是能源消耗的主体,因此说明现阶段影响空气质量的主要因素,还是来自工业生产。

参考文献:

- [1] WU D. Hazy weather research in China in the last decade: A review [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32 (2): 257-269.
- [2] CHAN C K, YAO X. Air pollution in mega cities in China [J]. *Atmospheric Environment*, 2008 42 (1): 1-42.
- [3] TIE X, WU D, BRASSEUR G. Lung cancer mortality and exposure to atmospheric aerosol particles in Guangzhou, China [J]. *Atmospheric Environment*, 2009, 43 (14): 2375-2377.
- [4] MARLENE C L, MATIANA R A. ehealth in a mexican panel of patt al. Effect of personal exposure to PM_{2.5} on Respiratory ients with COPD [J]. *International Journal of Environmental Research & Public Health*, 2015, 12 (9): 10635-47.
- [5] DELFINO R J, SIOUTAS C, MALIK S. Potential role of ultra-fine particles in associations between airborne particle mass and cardiovascular health [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2005, 113 (8): 934-946.
- [6] ROB B, OLE R N, MASSIMO, S et al. Effects of long-term exposure to air pollution on natural cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project [J]. *Lancet*, 2014, 383 (9919): 785.
- [7] 张衍桢, 马国霞, 於 万, 等. 2013 年 1 月灰霾污染事件期间京津冀地区 PM_{2.5} 污染的人体健康损害评估 [J]. *中华医学杂志*, 2013, 93 (34): 2707-2710.
ZHANG Y S, MA G X, YU W et al. Human health damage assessment in PM_{2.5} pollution in Beijing-Tianjin-Hebei region during the haze pollution event in January 2013 [J]. *China Medical Journal*, 2013, 93 (34): 2707-2710.
- [8] FRANKLIN M, KOUTRAKIS P, SCHWARTZ P. The role of particle composition on the association between PM_{2.5} and mortality [J]. *Epidemiology*, 2008, 19 (5): 680-689.
- [9] 国家环境保护部. 环境空气质量标准 (试行). 中华人民共和国国家环境保护标准 (GB3095-2012), 2012-02-29.
- [10] MA Z W, HU X F, ANDREW M S, et al. Satellite-based spatiotemporal trends in PM_{2.5} concentrations: China, 2004-2013 [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2016, 124 (2): 184-192.
- [11] LIU Y, SARNAT J A, KILARU V, et al. Estimating ground level PM_{2.5} in the eastern using satellite remote sensing [J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39 (9): 3269-3278.
- [12] LEE S J, MARC L S, AARON V D, et al. Comparison of geostatistical interpolation and remote sensing techniques for estimating long-term exposure to ambient PM_{2.5} concentrations across the continental United States [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2012, 120 (12): 1727-1732.
- [13] 杨 昆, 杨玉莲, 朱彦辉, 等. 中国 PM_{2.5} 污染与社会经济的空间关系及成因 [J]. *地理研究*, 2016, 35 (6): 1051-1060.
YANG K, YANG Y L, ZHU Y H, et al. Social and economic drivers of PM_{2.5} and their spatial relationship in China [J]. *Geographical Research*, 2016, 35 (6): 1051-1060.
- [14] 王占山, 李云婷, 陈 添, 等. 2013 年北京市 PM_{2.5} 的时空分布 [J]. *地理学报*, 2015, 70 (1): 110-120.
WANG Z S, LI Y T, CHEN T, et al. Spatial-temporal characteristics of PM_{2.5} in Beijing in 2013 [J]. *Acta Geographica sinica*, 2015, 70 (1): 110-120.
- [15] 王振波, 方创琳, 许 光, 等. 2014 年中国城市 PM_{2.5} 浓度的时空变化规律 [J]. *地理学报*, 2015, 70 (11): 1720-1734.
WANG Z B, FANG C L, XU G, et al. Spatial-temporal char-

- acteristics of $PM_{2.5}$ in China in 2013 [J]. *Acta Geographica sinica*, 2015, 70 (11): 1720-1734.
- [16] ZHANG R, JING J, TAO J, et al. Chemical characterization and source apportionment of $PM_{2.5}$ in Beijing: seasonal perspective [J]. *Atmospheric Chemistry & Physics*, 2013, 13 (14): 7053-7074.
- [17] 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.
- ZHOU L, ZHOU C H, YANG F, et al. Spatio-temporal evolution and the influencing factors of $PM_{2.5}$ in China between 2000 and 2011 [J]. *Acta Geographica sinica*, 2017, 72 (11): 2079-2092.
- [18] 王跃思, 姚 利, 王莉莉, 等. 2013 年元月我国中东部地区强霾污染成因分析 [J]. *中国科学: 地球科学*, 2014, 57: 14-25.
- WANG Y S, YAO L, WANG L L, et al. Mechanism for the formation of the January 2013 heavy haze pollution episode over central and eastern China [J]. *Science China: Earth Sciences*, 2014, 57: 14-25.
- [19] 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.
- ZHOU S D, OUYANG W Q, GE J H. Study on the main influencing factors and their intrinsic relations of $PM_{2.5}$ in Beijing-Tianjing-Hebei [J]. *China population, resources and environment*, 2017, 27 (4): 102-109.
- [20] 丁 镭, 方雪娟, 赵委托, 等. 城市化进程中的武汉市空气环境响应特征研究 [J]. *长江流域资源与环境*, 2015, 24 (6): 1038-1045.
- DING L, FANG X J, ZHAO W T, et al. Study on the responsive characteristics of air-environment in the process of urbanization in Wuhan [J]. *Resources and Environment in Yangtze Basin*, 2015, 24 (6): 1038-1045.
- [21] MERBITZ H, BUTTSTADT M, MICHAEL S, et al. GIS-based identification of spatial variables enhancing heat and poor air quality in urban areas [J]. *Applied Geography*, 2012, 33 (4): 94-106.
- [22] 杨复沫, 贺克斌, 马永亮, 等. 北京大气细粒子 $PM_{2.5}$ 的化学组成 [J]. *清华大学学报 (自然科学版)*, 2002, 42 (12): 1605-1608.
- YANG F M, HE K B, MA Y L, et al. Chemical characteristics of $PM_{2.5}$ species in Beijing ambient air [J]. *J Tsinghua Univ (Sci & Tech)*, 2002, 42 (12): 1605-1608.
- [24] 国家统计局城市社会经济调查司. 2018 年中国城市统计年鉴 [M]. 中国统计出版社, 2019.
- [25] 林思宇, 王良健, 马 中. 1990 年以来湖南人口与经济重心及其演化 [J]. *经济地理*, 2014, 34 (10): 31-38.
- LIN S Y, WANG L J, MA Z. The dynamic evolvement procedure of population and economic gravity center in Hunan from 1990s [J]. *Economic Geograph*, 2014, 34 (10): 31-38.
- [26] 林锦耀, 黎 夏. 基于空间自相关的东莞市主体功能区划分 [J]. *地理研究*, 2014, 33 (2): 349-357.
- LIN J Y, LI Xia. MFOZ planing of Dongguan based on spatial autocorrelation by using genetic algorithms [J]. *Geographical Research*, 2014, 33 (2): 349-357.
- [27] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望 [J]. *地理学报*, 2017, 72 (1): 116-134.
- WANG J F, XU C D. Geodetector: principle and prospective [J]. *Acta Geographica sinica*, 2017, 72 (1): 116-134.
- [28] 杨 忍, 刘彦随, 龙花楼, 等. 中国村庄空间分布特征及空间优化重组解析 [J]. *地理科学*, 2016, 36 (2): 170-179.
- YANG R, LIU Y S, LONG H L, et al. Spatial distribution Characteristics and optimized reconstructing analysis of rural settlement in China [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2016, 36 (2): 170-179.
- [29] 陶海燕, 潘中哲, 潘茂林, 等. 广州大都市登革热时空传播混合模式 [J]. *地理学报*, 2016, 71 (9): 1653-1662.
- TAO H Y, PAN Z Z, PAN M L, et al. Mixing spatial-temporal transmission patterns of metropolis dengue fever: a case study of Guangzhou, China [J]. *Acta Geographica sinica*, 2016, 71 (9): 1653-1662.
- [30] 毕硕本, 计 晗, 陈昌春, 等. 地理探测器在史前聚落人地关系研究中的应用与分析 [J]. *地理科学进展*, 2014, 34 (1): 118-127.
- BI S B, JI H, CHEN C C, et al. Application of geographical detector in human-environment relationship study of prehistoric settlements [J]. *Progress in Geography*, 2014, 34 (1): 118-127.
- [31] CLIFF A D, ORD J K. *Spatial Processes: Models and Applications* [M]. London: Pion, 2013.
- [32] 严小兵. 中国省域刑事犯罪率的时空演变及机制研究 [J]. *地理科学*, 2013, 33 (5): 529-537.
- YAN X B. Spatio-temporal pattern of crime rates in China [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2013, 33 (5): 529-537.
- [33] ANSELIN L. Thirty years of spatial econometrics [J]. *Papers in Regional Science*, 2010, 89 (1): 3-25.
- [34] JIANG Y A, YING C, ZHOU Y Z, et al. Analysis on changes of basic climatic elements and extreme events in Xinjiang, China during 1961-2010 [J]. *Advances in Climate Change Research*, 2013, 4 (1): 20-29.

Temporal-Spatial Evolution of PM_{2.5} and Driving Factors in Yangtze River Delta Urban Agglomeration

WANG Zhao¹, YAN Xiao-bing²

(1. Public Administration of Hohai University, Nanjing 211100, China; 2. Qu QiuBai School of Government of Changzhou University, Changzhou 213159, China)

Abstract: Scientific identification of PM_{2.5} space differentiation and its driving factors is the key to regional air pollution control. Taking the daily average PM_{2.5} concentration of national measure points as the data source, the spatio-temporal evolution and influencing factors of PM_{2.5} concentration in Yangtze River Delta Urban Agglomerations were studied based on various spatial analysis methods. The results showed that: (1) From 2013 to 2017, the annual average concentration of PM_{2.5} in the Yangtze River Delta Urban Agglomerations was on a declining trend; the differences among cities showed a gradually decreasing trend. (2) The concentration of PM_{2.5} was highest in December and lowest in August. From January to December, the concentration of PM_{2.5} decreased first and then increased. (3) In 2013, the high concentration area of PM_{2.5} was mainly distributed in Jiangsu Province; in 2017, the high concentration area of PM_{2.5} was mainly distributed in Anhui Province. In the past five years, the spatial barycenter of PM_{2.5} concentration shifted 72 km to Anhui Province. (4) There was obvious spatial autocorrelation of PM_{2.5} concentration in Yangtze River Delta Urban Agglomerations. In addition, there was a phenomenon of " flock together " for high-high value area and low-low value area of PM_{2.5} concentration, and the agglomeration degree had an increasing trend. (5) The influencing factors of PM_{2.5} concentration include natural factors and social factors. Natural factors found that rainfall is now related to PM_{2.5} concentration. Social factors mainly come from industrial emissions, traffic emissions and energy consumption. Among them, the impact of energy consumption was the largest, followed by industrial emissions, traffic emissions ranked last.

Key words: Yangtze River Delta; urban agglomerations; PM_{2.5}; temporal-spatial evolution