

2000-2011年中国PM_{2.5}时空演化特征及驱动因素解析

周 亮^{1,2}, 周成虎¹, 杨 帆³, 王 波⁴, 孙东琪¹

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所 资源与环境信息系统国家重点实验室, 北京 100101;

2. 兰州交通大学测绘与地理信息学院, 兰州 730070; 3. 南京大学地理与海洋科学学院, 南京 210093;

4. 香港大学地理系, 香港 999077)

摘要: 高浓度PM_{2.5}是形成雾霾的主要原因之一, 科学识别PM_{2.5}浓度的空间异质性与驱动因素对区域大气联动治理意义重大。研究采用2000-2011年NASA大气遥感影像反演的PM_{2.5}数据, 结合地统计、地理探测器及GIS空间分析等方法, 系统分析了中国2000-2011年PM_{2.5}浓度时空演化格局特征与其驱动因素。结果表明: ① 2000-2011年中国PM_{2.5}污染平均浓度一直保持在22.47~28.26 μg/m³区间, 总体呈现先快速增加后趋于稳定的演化态势, 2006年是PM_{2.5}浓度值变化的拐点(峰值)。② 空间上PM_{2.5}浓度整体呈现北方高于南方, 东部高于西部趋势, 污染浓度高值区集中分布在黄淮海平原、长三角下游平原、四川盆地与塔克拉玛干沙漠四大区域, 其中京津冀地区污染最为严重。③ 污染浓度重心研究表明PM_{2.5}重心总体呈现快速东移趋势, 污染高值区持续向东移动, 低值区向西移动, 两者重心背向而行, 表明东部雾霾污染程度在进一步加剧。④ 空间自相关分析表明PM_{2.5}年均浓度呈现强烈的局部空间正自相关特性, PM_{2.5}“高一高”集聚区连片分布在黄淮海平原、汾渭盆地、四川盆地及江汉平原地区, PM_{2.5}“低—低”集聚区分布在长城以北的内蒙古、黑龙江、青藏高原、以及台湾、海南与福建等东南沿海及岛屿地区。⑤ 地理探测分析表明气候等自然因素与人类活动共同对PM_{2.5}浓度空间变化产生巨大影响, 其中自然地理区位、人口密度、汽车数量、工业烟尘、秸秆燃烧等因子是中国PM_{2.5}浓度空间变化的主要驱动因素。

关键词: PM_{2.5}; 大气污染; 空间演化; 地理探测器; 中国

DOI: 10.11821/dlxb201711012

1 引言

细颗粒物是中国目前面临的最重要的大气污染物, 其呈现典型的区域性、复合型污染特征。城市化与工业化的快速发展, 能源消费激增, 城市化建设造成的扬尘、煤炭燃烧以及汽车尾气排放是导致空气中悬浮细颗粒物飙升主要原因^[1-2]。目前中国地缘上形成黄淮海地区、四川盆地、长江三角洲和珠江三角洲四大雾霾区^[3-4]。“十一五”与“十二五”期间由于国家相继出台了一系列的环境保护法律、法规与大气防控长效措施, 叠加国家产业与能源结构调整升级, SO₂、SO_x与粉尘明显下降, 然而, 可吸入大气颗粒物PM_{2.5} (Particulate matter with aerodynamic diameter ≤ 2.5 μm) 逐渐演变成为中国大气污

收稿日期: 2016-10-08; 修订日期: 2017-07-28

基金项目: 中国博士后科学基金项目(2016M600121); 资源与环境信息系统国家重点实验室开放基金 [Foundation: China Postdoctoral Science Foundation, No.2016M600121; State Key Laboratory of Resources and Environmental Information System]

作者简介: 周亮(1983-), 男, 甘肃天水人, 博士后, 讲师, 中国地理学会会员(S110007587M), 主要从事环境经济地理, 城市与区域规划研究。E-mail: zhougeo@126.com

通讯作者: 孙东琪(1985-), 男, 山东单县人, 博士后, 主要研究方向为经济地理与区域发展。E-mail: sundq@igsnnr.ac.cn
2079-2092 页

染防治的重点与难点^[5]。PM_{2.5}在大气边界层内与人类活动关系密切,不但降低大气能见度,参与大气化学反应生成新的污染物,而且严重影响着人体健康^[6-9]。医学研究表明PM_{2.5}能进入人体呼吸系统,引起各种呼吸道疾病,心血管疾病,破坏人体免疫系统,可能增加暴露人群的死亡风险^[10-13]。中国每年因长期暴露在污染空气中而导致过早死亡的人数超过125万人,约占全球的40%^[14]。2013年冬季北京单日PM_{2.5}的极端浓度超过了1000 μg/m³,超过世界卫生组织(WHO)健康标准的40倍^[15-16],雾霾对其笼罩的地区造成的损失和群众身心健康的负面影响不可估计。在此环境背景下,2012年中国政府出台了新的环境空气质量标准(GB 3095-2012),首次将PM_{2.5}列为常规关键监测指标,同时,国家空气质量监测条件与范围不断增大,PM_{2.5}浓度监测点由2013年的612个增加至2016的1436个。由此可见,PM_{2.5}将是未来中国大气污染防治的重点,也是国际大气环境研究的热点之一。

目前PM_{2.5}浓度空间估算与空间特征分析主要采用以下数据与方法^[17]:利用遥感影像反演大气气溶胶厚度(AOD)估算PM_{2.5}浓度,监测点实时数据空间插值,加权回归模型以及混合模型。研究者基于上述数据源与方法模型,展开对PM_{2.5}的来源解析、成因机理、空间异质性、跨界传输、健康影响以及应对机制等研究,如通过聚类分析与地理时空加权回归(GTWR)模型,构建PM₁₀与PM_{2.5}的时空分布规律与关系^[18]。利用卫星反演遥测气溶胶厚度(AOD)表征PM_{2.5}的空间污染格局特征等^[19-20]。通过源清单化学质量平衡法(I-CMB)模型^[21],化学质量平衡法(CMB)^[22],大气扩散模型法^[23],建立PM_{2.5}的排放源清单^[24-25]。基于光学厚度(Aerosol optical thickness, AOT)数据,并借助线性回归模型、CAMx空气质量模型揭示PM_{2.5}浓度的空间异质特征与跨区域输送规律^[26-27]。进一步研究发现PM_{2.5}浓度不仅存在显著的季节性变化,也存在着明显的地理空间异质性和空间依赖性^[28-33]。另外,针对成因与驱动力研究揭示出高能耗的经济增长模式和不生态的城镇化模式是中国和一些类似发展中国家PM_{2.5}污染的主要诱因,其中地形、气象、沙尘、交通运输、生物质与煤炭燃烧等因素是影响PM_{2.5}污染空间格局的最关键因子。本文认为大尺度PM_{2.5}的空间异质性主要受全球气候变化、地形地貌、人口密度、土地利用、经济与交通强度的影响^[34-37];小尺度PM_{2.5}时空变化受制于监测点位置与城市中心、车站、机场、工厂等污染源的距离^[38]。

综上所述,关于PM_{2.5}研究主要集中在来源解析、污染特征与健康评价等方面,已有研究更多针对洛杉矶、伦敦、北京等国际大都市或污染敏感型城市展开,且时间序列较短,空间尺度较小^[39],缺乏大尺度、长时间序列系统分析PM_{2.5}时空分布特征规律及驱动因素的研究范例。究其原因:①大尺度长序列PM_{2.5}污染数据获取困难或尚无连续监测数据,就中国而言,2012年国家大气环境监测系统才将PM_{2.5}的浓度值纳入监测指标体系,此前全国性PM_{2.5}监测处于空白(无公开历史数据);②PM_{2.5}监测体系完整的欧美国家,并未爆发大范围PM_{2.5}污染,污染只是出现在如洛杉矶、伦敦等污染典型城市及邻近区域,呈“孤岛”状,并未形成大面积连片污染影响。2000-2011年是中国城镇化、工业化发展最为迅猛阶段,城镇化率由2000年的36.22%上升到51.72%,年均增长1.41%。因此,本文利用2000-2011年NASA大气环境遥感影像反演的PM_{2.5}年均浓度数据,展开中国PM_{2.5}时空分布及驱动因素探析,可以较为精准、宏观、长时间序列地反映该时段中国颗粒物污染的变化情况,一定程度上补充了2000-2011年中国快速发展时期PM_{2.5}浓度监测的宏观数据缺失问题。研究结果可能对中国未来10~20年能源结构调整、产业布局引导、污染风险规避提供一定依据,也可以解决当前以行政单元为主体、孤立的大气污染防治模式难以有效解决PM_{2.5}跨界污染问题,为跨区域大气污染联动治理提供空间决策参考。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源与处理

研究数据来源主要分为三个方面: ① PM_{2.5}遥感反演浓度数据, 本研究采用美国国家航空航天局(NASA)公布的1998-2012年全球大气PM_{2.5}浓度栅格数据作为基础研究数据(<http://earthdata.nasa.gov>), 分辨率为0.1°。卫星遥感反演气溶胶光学厚度(AOD)数据具有成本低、空间覆盖广、模拟精度高等优点, 因此被普遍认为是地面PM_{2.5}浓度的重要指标, 广泛地应用于地面PM_{2.5}遥感监测。为了保证数据的可靠性与平稳性, 原始数据取3年的平均值, 以中间年份作为研究数据基础, 例如2000年的PM_{2.5}浓度均值是1999年、2000年与2001年的PM_{2.5}浓度均值的求和平均值。② 基础地理信息数据, 空间行政边界来源于国家基础地理信息中心提供的1:400万中国基础地理信息数据。本文以中国全域(包括中国大陆及港澳台地区)作为研究区域, 再以研究区域矢量界线为掩膜对栅格数据进行提取, 并利用市、县级行政区划界线矢量数据, 分区统计各市、县级行政单元各年的PM_{2.5}浓度均值, 从而建立中国PM_{2.5}浓度值时空数据库。③ 社会经济数据, 汽车保有量、人口密度、秸秆燃烧等统计数据, 主要来源于相应年份《中国城市统计年鉴》(2000-2012)、《中国城市建设统计年鉴》(2000-2012)、《中国区域统计年鉴》(2000-2012)、《中国农村统计年鉴》(2000-2012)等, 部分缺失数据结合相应省市(自治区)、地市数据进行补充。

2.2 研究方法

2.2.1 重力模型 地理学第一定律认为地理事物或属性在空间分布上互为相关, 存在集聚(Clustering)、随机(Random)、规则(Regularity)分布, 并且相关性随距离增大而减少, 该现象称为空间自相关^[40]。因此, 为了深入分析PM_{2.5}的时空分布格局与特征, 研究首先引入物理学中重心概念与计算方式以揭示PM_{2.5}在空间上的迁移过程, 利用重力模型表征PM_{2.5}的空间集聚变化特征。定义中国PM_{2.5}污染重心的 X 、 Y 坐标分别为:

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

式中: $\bar{X}$ 为PM_{2.5}污染重心的经度; $\bar{Y}$ 为PM_{2.5}污染重心的纬度; n 表示研究范围内的栅格数量; i 为栅格序号; X_i 、 Y_i 分别为第 i 个栅格的几何中心经度及纬度; S_i 为第 i 个栅格的面积; W_i 为第 i 个栅格的PM_{2.5}年均浓度值。

2.2.2 空间自相关分析 本文使用全局Moran's I 指数(Global Moran's I)检验PM_{2.5}浓度的全局空间自相关性, 全局Moran's I 指数大于0, 表明研究对象呈正空间自相关, 其值越大表明PM_{2.5}观测值的空间集聚性越强; 全局Moran's I 指数小于0, 表明PM_{2.5}浓度呈负空间自相关关系, 其值越小则表明观测值的空间离散性越强。全局Moran's I 指数的计算公式如下:

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

$$S = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \quad (3)$$

式中： n 为空间单元（本文中为县级行政单元）的数量， x_i 、 y_j 分别是单元 i 、 j 的PM_{2.5}年均浓度值， $\bar{x}$ 是所有单元的平均值。 W_{ij} 是单元 i 、 j 的空间权重矩阵：若空间单元 i 、 j 间有公共边则 $W_{ij} = 1$ 否则 $W_{ij} = 0$ 。同时为对全局 Moran's I 指数进行显著性检验，定义 Moran's I 指数的标准化统计为：

$$Z(I) = \frac{[I - E(I)]}{\sqrt{\text{Var}(I)}} \quad (4)$$

式中： $Z(I)$ 可以衡量全局 Moran's I 指数的显著性水平， $E(I)$ 为全局 Moran's I 指数的数学期望， $\text{Var}(I)$ 为全局 Moran's I 指数的方差。

同时利用局部 Moran's I 指标来挖掘大气 PM_{2.5} 污染的局部空间自相关性，对空间集聚和空间异质进行识别。对于第 i 个空间单元，其局部 Moran's I 指数通过下式进行定义：

$$I_i = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{S^2} \quad (5)$$

式中：局部 Moran's I 指数的显著性水平同样可以用 $Z(I)$ 来衡量，其计算公式同上。通过比较 $Z(I)$ 的符号及 I 的显著性水平，可将显著性水平达到一定阈值（本研究设定为 $p = 0.05$ ）的空间单元划分为四类空间自相关关系：若 I 显著为正且 $Z(I) > 0$ ，为“高一高”类型，该单元和邻近单元 PM_{2.5} 浓度值均相对较高，即“热点”区域；若 I 显著为正且 $Z(I) < 0$ ，则为“低—低”类型，该单元和邻近单元 PM_{2.5} 浓度值均相对较低，即“冷点”区域，若 I 显著为负且 $Z(I) > 0$ ，为“高一低”类型，高 PM_{2.5} 浓度值的单元被相邻的低值单元所围绕；若 I 显著为负且 $Z(I) < 0$ ，为“低—高”类型，低 PM_{2.5} 浓度值的单元被相邻的高值单元所围绕。其中 I 显著为正表明存在显著的局部空间正相关，呈现空间聚集；若 I 显著为负则表明存在显著的局部空间负相关，呈现空间离散。

2.2.3 地理探测器 地理探测器 (GeoDetector, GD) 是探测空间分异性，以及揭示其背后驱动力的一组统计学方法，其作为一种探测地理要素空间格局成因和机理的重要方法被逐渐应用于社会经济、生态环境等相关领域研究中^[41-43]。该模型中的因子探测器是用来检测某种地理因素是否是形成某个指标值空间分布差异的原因，其具体的做法是比较该指标在不同类别分区上的总方差与该指标在整个研究区域上的总方差，其模型如下：

$$P_{D,H} = 1 - \frac{1}{n\sigma_H^2} \sum_{i=1}^n n_{D,i} \sigma_{H_{D,i}}^2 \quad (6)$$

式中： $P_{D,H}$ 为PM_{2.5}驱动因素解释力； D 为PM_{2.5}年平均浓度变化的驱动因子； n 与 σ^2 分别为研究区域整体样本量与方差； m 为某种因子的分类个数； $n_{D,i}$ 为 D 指标在 i 类上样本的个数。 $P_{D,H}$ 取值区间为 $[0, 1]$ ，其数值越大则表明该因子对PM_{2.5}浓度的变化解释能力越强，数值为0，表明分类因素与PM_{2.5}浓度变化完全无关；数值为1，说明分类因素可以完全解释PM_{2.5}浓度差异特征。

3 中国PM_{2.5}污染时空演化特征分析

3.1 中国PM_{2.5}总体特征分析

综合时间序列分析与Spearman秩相关系数法分析发现，监测数据空缺的2000-2011年中国PM_{2.5}年均浓度总体趋势呈现先增加后稳定的演化态势（图1）。PM_{2.5}年均浓度由2000年的22.47 μg/m³增加至2006年的28.26 μg/m³，年均增加0.97 μg/m³，呈显著持续上

升趋势 ($p = 0.05$)。2006-2011年PM_{2.5}年均浓度基本围绕28.22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 波动, 2006年之后显著上升态势在一定程度上得到抑制, 呈现较为稳定的波动数值。表明2006年是中国PM_{2.5}年平均浓度变化的重要“拐点”, 该结果与2007年中国环保部发布结果一致。主要原因是全国生态文明建设、生态补偿试点、污染普查、环境保护政策的初显成效, 国家产业结构调整、能源效率提升在一定程度上抑制了颗粒物排放。然而, 中国PM_{2.5}浓度依然较高, 且呈现快速扩散趋势, 2011年PM_{2.5}年浓度值栅格数相比2000年增加75.12%, 其中年均浓度增幅超过1倍的栅格达13.20%, 表明PM_{2.5}的污染在国土空间上仍呈现明显扩散趋势。

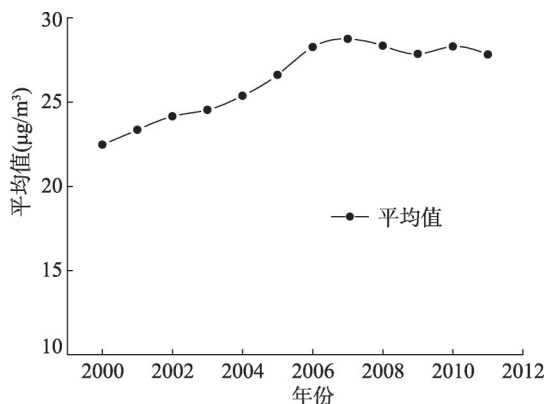


图1 2000-2011年中国PM_{2.5}浓度变化总体变化趋势

Fig. 1 The overall trend of PM_{2.5} concentration changes in China in 2000-2011

基于中国《环境空气质量标准》(GB3095-2012)中PM_{2.5}年均浓度限值^[12], 将PM_{2.5}年均浓度值划分为7个区间, 深入分析研究时段内各区间栅格的面积占比(图2), 结果表明: ① PM_{2.5}年均浓度低于15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (一级浓度限值)的比例由2000年的42.49%, 持续降至2011年的32.39%; ② PM_{2.5}年均浓度高于35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (二级浓度限值)的比例由2000年的24.64%, 上升至2011年的31.25%; ③ PM_{2.5}年均浓度高于70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的高污染区比例由2000年的2.21%, 大幅上升至2011年的7.08%, 增加幅度超过2倍; ④ PM_{2.5}年均浓度高于100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的极高污染区集中涌现在2006-2007年, 其次为2010-2011年, 其余年份比例均低于0.50%。研究结果表明低于15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 低污染区在持续减少, 高于70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的高污染区在不断增加, 高污染区域与极高污染区在国土空间上呈现快速扩张趋势。

3.2 中国PM_{2.5}时空格局演化特征

3.2.1 时空格局演化特征 科学识别PM_{2.5}空间格局演化特征与分布规律, 探究国土空间

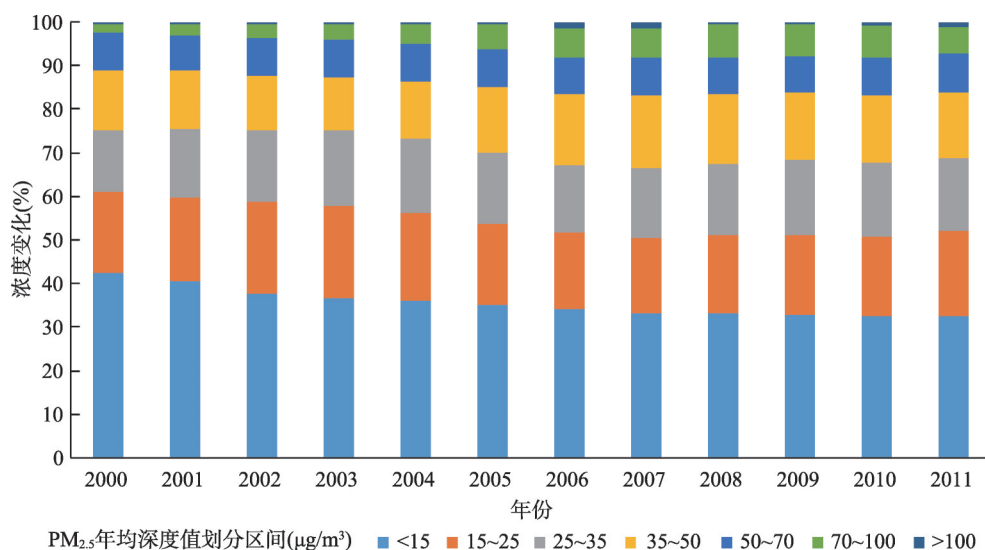


图2 2000-2011年中国分区间PM_{2.5}浓度变化趋势

Fig. 2 The trends of PM_{2.5} concentration changes by range in China in 2000-2011

上 $\text{PM}_{2.5}$ 的浓度变化,对国家制定跨区域联动污染治理具有重要意义。研究首先通过 $\text{PM}_{2.5}$ 的栅格空间数据分析得到2000-2011年中国 $\text{PM}_{2.5}$ 的主要空间特征规律:①2000年 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度超过 $100\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的区域,零星出现在河南的新乡、开封、延津等县区,到2006年开始蔓延覆盖至河南北部、河北南部的大部分地区,同时在汾渭盆地、四川盆地亦有零星分布(图3)。② $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度超过 $70\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的高污染区在黄淮海平原、汾渭盆地、四川盆地明显有集中成片分布,其中黄淮海平原的高污染区面积最大,且有向长江中下游平原蔓延扩散的趋势。此外,除了人口密集、经济相对发达的地区之外,高污染区在塔里木盆地外缘亦有零星分布。③胡焕庸线以东除黑龙江、云南、福建、台湾、海南等省以外的地区, $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度基本都超过 $35\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$,即中国大部分人口稠密的地区 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度无法满足《环境空气质量标准》所规定的二级标准。④位于胡焕庸线以西地区,除塔里木盆地地区受塔克拉玛干沙漠的春季扬尘影响外,其余地区 $\text{PM}_{2.5}$ 年均浓度基本低于 $35\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。国土空间上 $\text{PM}_{2.5}$ 污染较严重区域集中分布在华北与长江流域地区,具有较明显的低地平原指向性,其浓度与人口密度、经济活动密度存在紧密地理空间关联。

3.2.2 县域时空格局演化特征 为了精细刻画中国 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化与污染的空间特征,本

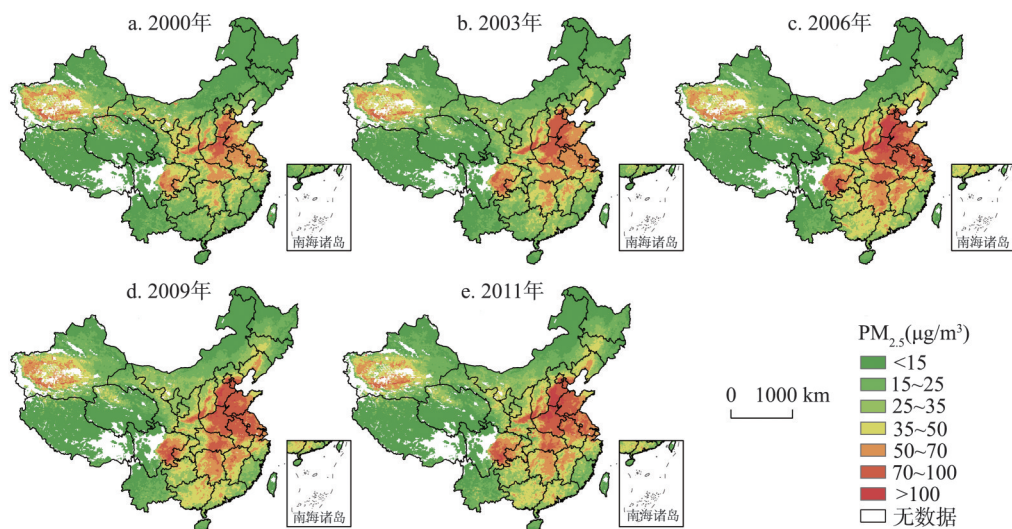


图3 2000-2011年中国 $\text{PM}_{2.5}$ 空间格局演变特征

Fig. 3 The evolution of spatial patterns of $\text{PM}_{2.5}$ in China in 2000-2011

研究以县级行政区划为基本单元,通过栅格运算,详细地统计全国2861个县区单元2000-2003年、2003-2006年、2006-2009年与2009-2011年4个阶段, $\text{PM}_{2.5}$ 的浓度值的升降情况,依据4个时段的浓度升降变化特征将其划分为16种时间序列类型(表1、图4)发现:①研究时段内 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度呈现持续上升的县级单元占总数的8.64%,主要分布在 $\text{PM}_{2.5}$ 污染程度较低的青藏高原及东北等区域,此类地区是中国环境的净土,虽然生态环境较佳但空气质量呈现小幅持续恶化,应该引起关注和重视;②2000-2006年 $\text{PM}_{2.5}$ 污染程度持续上升的县级研究单元占到总体的76.23%,该时段内 $\text{PM}_{2.5}$ 污染加剧是全国大多数地区的总体趋势,该时段是中国工业化和城市化发展速度最快的时期之一;③部分时间序列类型分布具有明显的空间集聚性,如,类型D-R-D-R明显集中在陕甘宁地区,类型D-D-R-R则基本分布在南疆地区,其中全国范围内 $\text{PM}_{2.5}$ 持续呈现下降趋势的县区仅有2个,分布在甘肃酒泉地区。整体分析发现16种类型内部各有差异,呈现明显的空间集聚

特征, 进一步表明 PM_{2.5}分布的空间异质性和复杂性。

3.2.3 空间重心转移 利用重力模型, 从 PM_{2.5}总体浓度重心、高浓度重心与低浓度重心三个方面, 系统考察 2000-2011 年间中国 PM_{2.5}浓度重心的移动方向、移动轨迹与移动速率。重心时空分析表明: ① 研究时段内, 中国 PM_{2.5}浓度总体浓度重心位于甘肃、宁夏与陕西交界处 (图 5), 重心格局变动明显。2000-2004 年整体浓度重心呈现快速东移态势, 重心年均移动距离为 44.40 km, 表明该时段东部地区 PM_{2.5}浓度明显增加。2005 年以后 PM_{2.5}总体重心移动趋势放缓, 年均移动距离下降至 15.04 km, 重心移动明显减弱; ② PM_{2.5}高浓度重心由西北快速向东南移动, 2001 年位于甘肃省境内, 2001-2003 年快速转移山西省境内, 年均移动距离达到 156.09 km, 2004 年之后转移至河南省境内, 移动距离快速下降至 40.71 km, 呈现较为稳定状态; ③ 低浓度重心呈现快速向西移动的趋势, 重心长期位于内蒙古境内, 与高浓度重心相向而行,

表 1 中国 PM_{2.5}浓度时间变化的 16 种类型
Tab. 1 16 types of the evolution of PM_{2.5} concentration in time sequences in China

序号	变化类型	数量	占比(%)	序号	变化类型	数量	占比(%)
1	R—R—R—R	199	8.64	9	D—R—R—R	62	2.69
2	R—R—R—D	498	21.63	10	D—R—R—D	87	3.78
3	R—R—D—R	676	29.37	11	D—R—D—R	183	7.95
4	R—R—D—D	382	16.59	12	D—R—D—D	63	2.74
5	R—D—R—R	28	1.22	13	D—D—R—R	10	0.43
6	R—D—R—D	41	1.78	14	D—D—R—D	19	0.83
7	R—D—D—R	34	1.48	15	D—D—D—R	4	0.17
8	R—D—D—D	14	0.61	16	D—D—D—D	2	0.09

注: R 表示该时段区域 PM_{2.5}浓度上升, D 表示该时段区域 PM_{2.5}下降

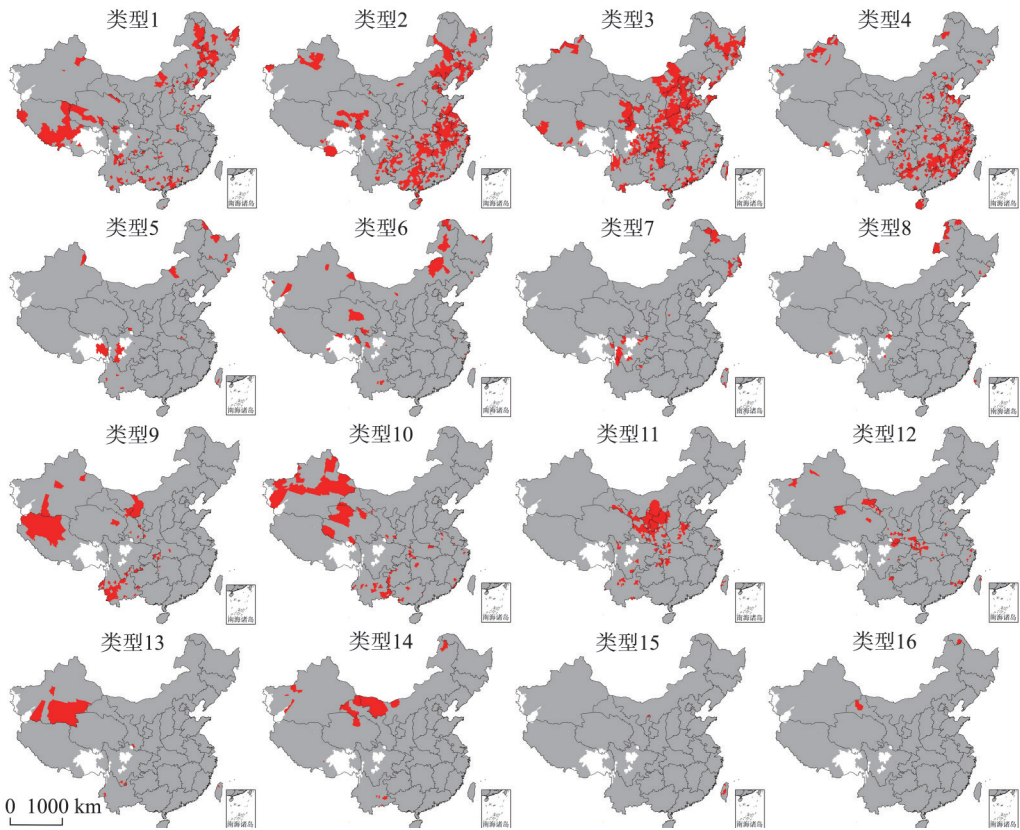


图 4 中国 PM_{2.5}浓度 16 种时间序列类型演变趋势
Fig. 4 The evolution trend of PM_{2.5} concentration by type of time sequences in China

2004年之前年平均移动距离86.37 km, 2005-2011年移动速度迅速降低至37.84 km。总体而言, 总体浓度重心、高浓度重心呈现向东南移动趋势, 低浓度重心呈现向西移动趋势, 且三者重心2004年之前空间移动迅速, 2005年之后趋于稳定。这与“十一五”期间国家生态文明建设、产业转移(东部向中西部)、东部环保门槛提升有密切的关系, 研究结果与前文3.1结果一致。进一步印证中国 $PM_{2.5}$ 污染大致呈现东部高于西部, 北方高于南方的空间格局与趋势。

3.3 空间自相关分析

3.3.1 全局空间自相关特征 系统分析

2000-2011年县级单元 $PM_{2.5}$ 年均浓度的全局 Moran's I 指数发现(图6): 研究时段内全局 Moran's I 指数均为正值, 且通过显著性检验($p = 0.05$), 表明 $PM_{2.5}$ 年均浓度在空间上呈现显著的空间正自相关, 空间集聚特征明显。从全局 Moran's I 指数的时间序列分析得到2006年全局 Moran's I 指数达到最大值, 随后基本呈现逐年下降态势, 该转折点与年均浓度的时间序列转折点一致, 表明 $PM_{2.5}$ 年均浓度的空间集聚性呈先升后降的时间序列趋势, 空间集聚程度在2006年达到顶峰。

3.3.2 局部空间自相关 基于局部空间自相关分析结果, 将呈现显著空间局部自相关的县级单元划分为四种类型。其中“高一高”类型, 即 $PM_{2.5}$ 年均浓度高值集聚区, 污染的热点集中分布在黄淮海平原、汾渭盆地、四川盆地及江汉平原地区, 热点所包含的县级行政单元个数2000-2006年无较大变化, 至2009年出现大幅增加随后回落; “低—低”类型, 即 $PM_{2.5}$ 年均浓度低值集聚区, 污染的冷点集中分布在东北地区北部、台湾、云南、

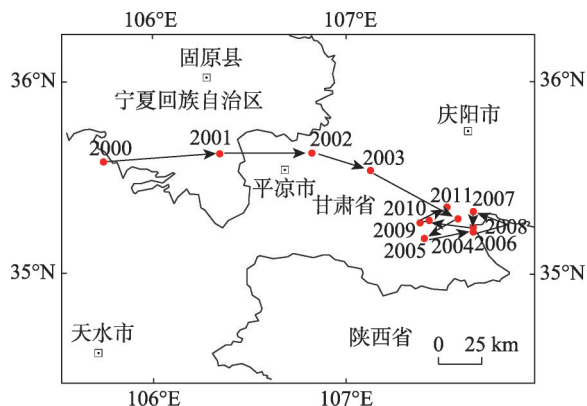


图5 2000-2011年中国 $PM_{2.5}$ 污染总体重心迁移轨迹

Fig. 5 The movement of the center of gravity of $PM_{2.5}$ in China in 2000-2011

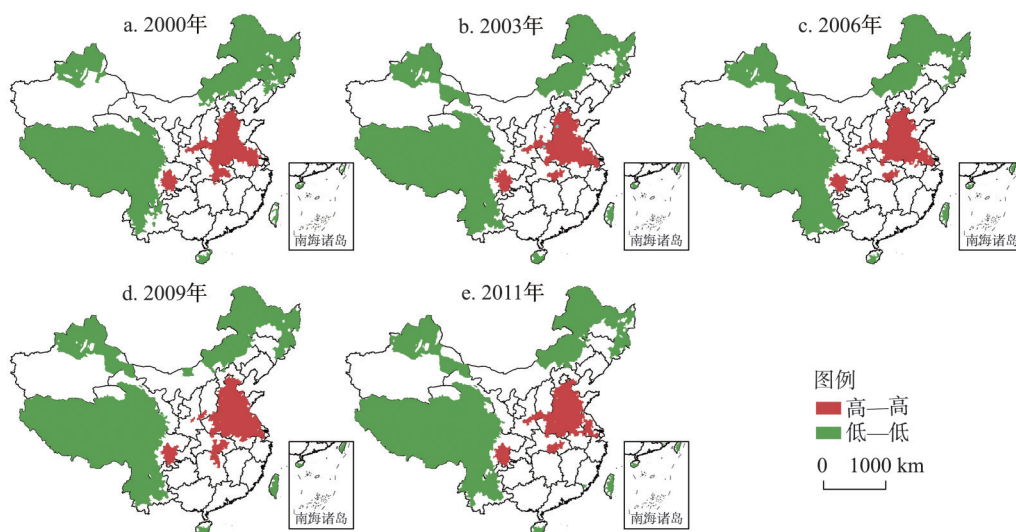


图6 2000-2011年中国 $PM_{2.5}$ 局部空间自相关分析

Fig. 6 The spatial autocorrelation analysis of $PM_{2.5}$ in China in 2000-2011

青藏高原、新疆与内蒙古北部等边疆地区,冷点所包含的县级行政单元个数在时序变化上与热点类似,在2009年出现显著增加前变化不大,但在2011年减少至最低值;其余县级行政单元均未呈现出显著的局部空间自相关。研究时段内,未发现呈现“高一低”或“低—高”局部空间自相关类型的县级行政单元,表明PM_{2.5}年均浓度呈现极具强烈的局部空间正自相关特性。

4 中国PM_{2.5}污染的驱动因素解析

中国PM_{2.5}浓度变化空间差异显著、成因复杂、驱动因素多样。总结发现驱动因素涉及大气环流、火山灰、森林火灾、沙漠裸地扬尘、风向风频,以及降雨等自然因素;同时也与工业烟尘排放、燃煤、秸秆燃烧、机动车尾气、建筑施工扬尘等人为因素关系紧密。为了更深入的对PM_{2.5}浓度变化的驱动因素进行细致分析,本文选取2000年、2006年和2011年287个地级城市的面板数据,共计27839个样本,利用地理探测器探测空间分异特征与规律的优势,揭示其背后驱动因子,选取对PM_{2.5}贡献较大的自然地理区划(X_1)、人均GDP(X_2)、人口密度(X_3)、二产占比(X_4)、建成区面积占比(X_5)、城市绿化率(X_6)、居民汽车保有量(X_7)、播种面积(X_8)、工业烟尘排放量(X_9)、地均能源消费强度(X_{10})、地均钢铁产量(X_{11})11个指标因子对中国287个地级市PM_{2.5}贡献程度进行计算(表2)。

表2 驱动要素地理探测分析表
Tab. 2 Geographical detection analysis of PM_{2.5}

探测指标	2000年		2006年		2011年	
	P	Q	P	Q	P	Q
自然地理区划(X_1)	0.7047	0.0000	0.7447	0.0000	0.7196	0.0000
人均GDP(X_2)	0.0077	0.9191	0.0062	0.9079	0.0068	0.8659
人口密度(X_3)	0.4320	0.0000	0.4372	0.0000	0.4120	0.0000
二产占比(X_4)	0.0984	0.0000	0.0665	0.0031	0.0917	0.0000
建成区面积占比(X_5)	0.0853	0.0030	0.0753	0.1033	0.1025	0.0282
城市绿化率(X_6)	0.0280	0.1503	0.0625	0.0319	0.0359	0.1083
居民汽车保有量(X_7)	0.0259	0.8637	0.0913	0.0226	0.1074	0.0080
农作物播种面积(X_8)	0.1396	0.0557	0.1487	0.0000	0.1046	0.0000
工业烟尘排放量(X_9)	0.0709	0.1537	0.0936	0.0000	0.0531	0.2766
地均能源消费强度(X_{10})	0.3109	0.0000	0.4124	0.0000	0.4143	0.0000
地均钢铁产量(X_{11})	0.2869	0.0000	0.3373	0.0000	0.3217	0.0000

4.1 驱动PM_{2.5}时空变化的自然因素

地理探测分析表明PM_{2.5}的浓度变化与区域自然因素密切相关。自然地理区划(X_1)对PM_{2.5}的影响最为显著,其对PM_{2.5}的探测解释力 P 值2000年、2006年和2011年三个时间断面上分别为0.7047、0.7477与0.7196,充分表明大尺度地域分异规律,地貌、气候、水文、植被对PM_{2.5}的形成机制具有重要的影响作用。时空格局部分识别出的四大PM_{2.5}重污染区中,塔克拉玛干沙漠地区PM_{2.5}的变化与地区大气环流以及局地沙尘天气密切相关,通过新疆88个监测站2000-2011年观测资料分析显示,新疆沙尘天气的高发区在塔克拉玛干沙漠及其南缘,年沙尘日数南疆是北疆的2.7倍,明显多于北疆^[44],因此,PM_{2.5}浓度值也呈现南疆高于北疆的空间耦合特征,同时新疆地区植被覆盖整体增加、降雨变化在一定程度上也影响着塔克拉玛干沙漠地区PM_{2.5}的变化。此外,受洋流、东南季

风、暖湿气候及大量降水的影响,人口稠密、产业集聚的珠三角地区、以及沿海的福建、台湾与海南等岛屿地区 $PM_{2.5}$ 年平均浓度则相对较低,受污染较轻。同样地处第一阶梯的青藏高原、第二阶梯的内蒙古高原与云贵高原等地区人类经济活动较少, $PM_{2.5}$ 浓度也相对较低。

4.2 驱动 $PM_{2.5}$ 时空变化的社会经济因素解析

人类活动扰动深刻地影响着大气污染,城镇化建设过程中造成的扬尘、汽车增加导致的尾气排放、能源消耗与燃煤取暖、农业生产导致的秸秆燃烧均是 $PM_{2.5}$ 排放重要驱动因素。 $PM_{2.5}$ 重污染区中除了受自然因素强烈影响的新疆地区以外,其余三个高值区基本与中国人口密度空间分布一致。地理探测器研究表明 $PM_{2.5}$ 重污染地区主要集中在以京津冀为中心的华北平原、山东半岛、两湖平原、成渝盆地等人口密集地区,重污染地区与人口密集区域空间高度重合。

(1) 城镇化建设驱动。通过地理探测对驱动 $PM_{2.5}$ 浓度变化的城市发展与城市建设因素分析表明,2000年、2006年和2011年三个时间断面上,城市人口密度(X_3)对 $PM_{2.5}$ 的探测 P 值分别为0.4320、0.4372与0.4120,呈现倒“U”型变化特征,人口密度对地区 $PM_{2.5}$ 浓度变化贡献最大。建成区面积占比(X_5)的探测 P 值分别为0.0853、0.0753与0.1025,其对地区 $PM_{2.5}$ 浓度变化贡献随着城市建设的加快逐渐增大。城市绿化率(X_6)的探测 P 值分别为0.0280、0.0625与0.0359,其对地区 $PM_{2.5}$ 浓度变化贡献也呈现倒“U”型变化特征,虽然城市绿化一定程度上能阻滞尘埃,减轻 $PM_{2.5}$ 对大气的污染,但对 $PM_{2.5}$ 的影响甚微。人均GDP(X_2)同样也影响较小。

(2) 工业、能源(煤炭)消费驱动。地理探测对驱动 $PM_{2.5}$ 浓度变化的城市发展与城市建设因素分析表明,2000年、2006年与2011年三个时间断面上,第二产业占比(X_4)对 $PM_{2.5}$ 的探测 P 值分别为0.0984、0.0665与0.0917,地均能源消费强度探测 P 值分别为0.3109、0.4124与0.4143,地均钢铁产量 P 值分别为0.2869、0.3373与0.3217,两者对 $PM_{2.5}$ 污染的贡献程度显著(显著性水平为0.01),其在一定程度上代表了城市颗粒污染物的排放情况,是大部分城市与地区污染的主导因子。究其原因2000-2011中国能源消费总量增长了2.39倍,其中煤炭占能源的消费总量从2000年的69.21%下降到2011年的68.42%。煤炭始终是中国最主要能源消费对象,2015年能源消费结构中煤炭占比依然为68%以上,未出现实质性下降,其中重污染区域山东、内蒙古、山西、河北、河南与江苏煤炭消费总量都超过20000万t。2000-2011年中国煤炭消耗量巨大的钢铁行业主要位于长三角、黄淮海以及四川盆地三大区域,其中河北、天津、山东、陕西、江苏、辽宁、上海和四川等10省市成为中国最主要的钢铁产业集聚区,2011年10省的粗钢产量为49450万t,占当年全国产量的70.44%。因此煤炭消费与钢铁产业的空间集聚是导致 $PM_{2.5}$ 浓度的关键要素之一。

(3) 机动车尾气排放驱动。地理探测对驱动 $PM_{2.5}$ 浓度变化的汽车因素分析表明,2000年、2006年与2011年三个时间断面上,居民汽车保有量(X_7)对 $PM_{2.5}$ 的探测 P 值分别为0.0984、0.0665与0.0917,结果表明汽车保有量在2000年与2006年对 $PM_{2.5}$ 浓度影响不显著,然而2006年以后随着汽车数量的暴增,2011年呈现出较为显著的水平。2000-2011年,中国民用汽车拥有量增加了5.82倍,私人汽车拥有量更是增加了11.72倍,汽车的增速远高于经济(4.77倍)、人均收入(4.48倍)与公路里程(2.45倍)的增速。雾霾重度污染的北京、河北、江苏、浙江、山东等省市汽车保有量均超过了400万台。

(4) 秸秆燃烧驱动。地理探测分析表明,间接代表秸秆燃烧的农作物播种面积(X_8)在2000年、2006年与2011年三个时间断面上对 $PM_{2.5}$ 的探测 P 值分别为0.1396、

0.1487与0.1046, 呈现倒“U”型变化特征, 秸秆燃烧对地区PM_{2.5}浓度影响在2006年达到最大, 之后呈现下降趋势。中国农业秸秆总量在 6×10^8 t, 农村平均秸秆露天焚烧比例为18.59%, 其产生的污染虽不到PM_{2.5}总量的5%, 但因焚烧空间集聚(以农业发达的华东和华北地区最为显著), 燃烧时间集中, 高峰为10月前后, 且在1、2天时间内集中焚烧。因此, 秸秆焚烧产生的PM_{2.5}可能占当天空气中PM_{2.5}量的30%、40%, 对区域大气污染产生显著影响^[45]。

5 结论与讨论

5.1 结论

(1) 2000-2011年中国PM_{2.5}年均浓度呈现先快速增加, 后趋于稳定的总体演变趋势, 2006年是中国PM_{2.5}浓度值总体变化的“拐点”。全国PM_{2.5}年均浓度基本呈现持续高污染状态, 且在国土空间上呈现明显扩散趋势。2011年PM_{2.5}年浓度值栅格占总数相比2000年增加75.12%, 其中年均浓度增幅超过一倍的栅格达13.20%。

(2) 空间分析表明PM_{2.5}污染整体呈现北方高于南方, 东部高于中西部趋势特征, 胡焕庸线为显著的分界线。PM_{2.5}高污染与极高污染区域在国土空间上呈现快速扩张趋势, 平均浓度值低于15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 区域则在持续减少, 高于70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的区域快速增加。污染较严重区域主要集中在华北地区, 具有较明显的低地平原指向性。县级单元分析表明2000-2006年PM_{2.5}污染程度持续上升的县级研究单元占到全国76.23%, 该时段PM_{2.5}污染加剧是全国大多数地区的总体趋势。

(3) 重心分析表明中国PM_{2.5}总体污染重心位于甘肃东部, 2000-2004年PM_{2.5}排放重心快速向东转移, 年平均移动44.40 km, 2004年后污染浓度高值区重心呈现明显东进趋势, 低值区呈现西移趋势, 两者重心背向而行。表明该时段东部地区PM_{2.5}污染出现明显增加, 东部PM_{2.5}污染增加程度高于西部。空间自相关分析表明PM_{2.5}年均浓度呈现强烈的局部空间正自相关特性, PM_{2.5}“高一高”集聚区, 连片分布在黄淮海平原、汾渭盆地、四川盆地及江汉平原地区; PM_{2.5}“低一低”集聚区, 集聚分布在内蒙古与黑龙江北部, 台湾、海南与福建等东南沿海及岛屿, 以及青藏高原及新疆北部等边疆地区。

(4) 驱动因素解析表明自然原因与人类活动共同对PM_{2.5}污染空间特征演变产生影响, 其中自然地理区划对PM_{2.5}的驱动影响最为显著, 探测解释力 P 值三个时段的平均值高于0.7240; 另外, 大气条件、人口增长(人口密度)、工业排放、秸秆燃烧、能源消费增长、机动车保有量增加、尾气排放总量短期内快速增加均是中国PM_{2.5}浓度变化的主要驱动因素。

5.2 讨论

科学识别PM_{2.5}浓度空间变化特征与规律, 准确掌握其驱动因素及其机制, 是中国经济快速发展与环境保护协调发展的关键, 其不仅能缓解居民对“雾霾猛于虎也”的恐怖心理, 也能为区域大气联动治理、污染产业的空间布局、城市空间优化(风道、绿带等)、产业结构与能源结构调整提供科学依据。由于数据原因国内关于大尺度PM_{2.5}浓度演化研究起步较晚, 已有研究多利用环境监测站点数据展开, 利用截面数据展开季节与日变化分析。本文利用1999-2012年NASA大气反演数据, 一定程度上弥补了2000-2011年中国大尺度PM_{2.5}数据缺失、以及中西部地区监测站点较少、区域信息失真对研究的限制问题。本文揭示的PM_{2.5}空间分布格局结论与已有研究^[25, 40]结论契合, 且能更长时间序列、更精细、整体的反映监测点较为稀疏区域的空间特征。然而, 中国PM_{2.5}变化的驱动

因素错综复杂,除了大气环流、极端天气、地貌地形、区域传输等自然原因外,工业污染、煤炭燃烧、机动车排放、扬尘、生物质燃烧、汽车尾气与垃圾焚烧等人为原因是重要驱动因素。由于各个地区或城市产业结构、能源结构、消费结构等差距较大,因此,导致 $PM_{2.5}$ 驱动变化的关键因素也不尽相同。目前国家经济发展正处在“调结构、稳增长与绿色发展”的关键转型时期,准确预见大气污染物复杂性和治理长期性,持续的开展“大气灰霾成因与控制”与“雾霾与健康关系”等关键科学问题是国家急需突破的科学发展难关,也是未来研究探索的重点。

参考文献(References)

- [1] Stone B. Urban sprawl and air quality in large US cities. *Journal of Environmental Management*, 2008, 86(4): 688-698.
- [2] Hueglin C, Gehrig R, Baltensperger U, et al. Chemical characterisation of $PM_{2.5}$, PM_{10} and coarse particles at urban, near-city and rural sites in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 2005, 39(4): 637-651.
- [3] Guo J P, Zhang X Y, Wu Y R, et al. Spatio-temporal variation trends of satellite-based aerosol optical depth in China during 1980-2008. *Atmospheric Environment*, 2011, 45 (37): 6802-6811.
- [4] Wu D. Hazy weather research in China in the last decade: A review. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32(2): 257-269.
- [5] Yi H H, Hao J M, Tang X L. Atmospheric environmental protection in China: Current status, developmental. *Energy Policy*, 2007, 35: 907-915.
- [6] Dockery D, Pope C, Xu X, et al. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *New England Journal of Medicine*, 1994, 329(24): 1753-1759.
- [7] Franklin M, Koutrakis P, Schwartz P. The role of particle composition on the association between $PM_{2.5}$ and mortality. *Epidemiology*, 2008, 19(5): 680-689.
- [8] Pope III C A. Review: Epidemiological basis for particulate air pollution health standards. *Aerosol Science & Technology*, 2000, 32(1): 4-14.
- [9] Rd Pope C, Burnett R T, Thun M J, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama*, 2002, 287(9): 1132-1141.
- [10] Delfino R J, Sioutas C, Malik S. Potential role of ultrafine particles in associations between airborne particle mass and cardiovascular health. *Environmental Health Perspectives*, 2005, 113(8): 934-946.
- [11] Laden F, Neas L M, Dockery D W, et al. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six US cities. *Environmental Health Perspectives*, 2000, 108(10): 941-947.
- [12] Samet J M, Dominici F, Currier F C, et al. Fine particulate air pollution and mortality in 20 U.S. cities, 1987-1994. *New England Journal of Medicine*, 2000, 343(24): 1742-1749.
- [13] Laden F, Schwartz J, Speizer F E, et al. Reduction in fine particulate air pollution and mortality: Extended follow-up of the Harvard six cities study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 2006, 173(6): 667-672.
- [14] Wang H, Dwyer-Lindgren L, Lofgren K T, et al. Age specific and sex-specific mortality in 187 countries, 1970-2010: A systematic analysis for the global burden of disease study 2010. *Lancet*, 2012, 380(9859): 2071-2094.
- [15] Martin Patience. Beijing smog: When growth trumps life in China, BBC, Beijing, 2013. www.bbc.co.uk/news/magazine21198265
- [16] Cheng S, Yang L X, Zhou X, et al. Evaluating $PM_{2.5}$ ionic components and source apportionment in Jinan, China from 2004 to 2008 using trajectory statistical methods. *Journal of Environmental Monitoring*, 2011, 13(6): 1662-1671.
- [17] Chu H J, Huang B, Lin C Y. Modeling the spatio-temporal heterogeneity in the PM_{10} - $PM_{2.5}$ relationship. *Atmospheric Environment*, 2015, 102(2): 176-182.
- [18] Yang Kun, Yang Yulian, Zhu Yanhui, et al. Social and economic drivers of $PM_{2.5}$ and their spatial relationship in China. *Geographical Research*, 2016, 35(6): 1051-1060. [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. *地理研究*, 2016, 35(6): 1051-1060.]
- [19] Xue Wenbo, Wu Weiling, Fu Fei, et al. Satellite retrieval of a heavy pollution process in January 2013 in China. *Environmental Science*, 2015, 36(3): 794-800. [薛文博, 武卫玲, 付飞, 等. 中国2013年1月 $PM_{2.5}$ 重污染过程卫星反演研究. *环境科学*, 2015, 36(3): 794-800.]
- [20] Liu Y, Sarnat J A, Kilaru V, et al. Estimating ground-level $PM_{2.5}$ in the eastern using satellite remote sensing. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(9): 3269-3278.
- [21] Zhang Yumei, Zhang Weidong, Wang Junling. Establishment and application of pollutant inventory-Chemical Mass

- Balance (I-CMB) model for source apportionment of PM_{2.5}. *Transactions of Atmospheric Sciences*, 2015, 38(2): 279-284. [张玉梅, 张卫东, 王军玲. 大气 PM_{2.5} 源解析“源清单化学质量平衡法(I-CMB)”模型的建立与应用. *大气科学学报*, 2015, 38(2): 279-284.]
- [22] Gramsch E, Cereceda-Balic F, Oyola P, et al. Examination of pollution trends in Santiago de Chile with cluster analysis of PM₁₀ and ozone data. *Atmospheric Environment*, 2006, 40(28): 5464-5475.
- [23] Austin E, Coull B A, Zanutti A, et al. A framework to spatially cluster air pollution monitoring sites in US based on the PM_{2.5} composition. *Environment International*, 2013, 59(9): 244-254.
- [24] Cao Guoliang, Zhang Xiaoye, Gong Shanling, et al. Emission inventories of primary particles and pollutant gases for China. *Chinese Science Bulletin*, 2011, 56(8): 781-788. [曹国良, 张小曳, 龚山陵, 等. 中国区域主要颗粒物及污染气体的排放源清单. *科学通报*, 2011, 56(3): 261-268.]
- [25] Zhang Y L, Cao F. Fine particulate matter (PM_{2.5}) in China at a city level. *Scientific Reports*, 2015, 5: 1-11.
- [26] Wang J, Christopher S A. Intercomparison between satellite- derived aerosol optical thickness and PM_{2.5} mass: Implications for air quality studies. *Geophysical Research Letters*, 2003, 30(21): 1-4.
- [27] Xue Wenbo, Fu Fei, Wang Jinnan, et al. Numerical study on the characteristics of regional transport of PM_{2.5} in China. *China Environmental Science*, 2014, 34(6): 1361-1368. [薛文博, 付飞, 王金南, 等. 中国 PM_{2.5} 跨区域传输特征数值模拟研究. *中国环境科学*, 2014, 34(6): 1361-1368.]
- [28] Beckerman B S, Jerrett M, Serre M, et al. A hybrid approach to estimating national scale spatiotemporal variability of PM_{2.5} in the contiguous United States. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(13): 7233-7241.
- [29] Chow J C, Chen L W A, Watson J G, et al. PM_{2.5} chemical composition and spatiotemporal variability during the California Regional PM₁₀/PM_{2.5} Air Quality Study (CRPAQS). *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2006, 111 (D10): 1-17.
- [30] Kloog I, Nordio F, Coull B A, et al. Incorporating local land use regression and satellite aerosol optical depth in a hybrid model of spatiotemporal PM_{2.5} exposures in the Mid-Atlantic states. *Environmental science & technology*, 2012, 46(21): 11913-11921.
- [31] Gelencsér A, May B, Simpson D, et al. Source apportionment of PM_{2.5} organic aerosol over Europe: Primary/secondary, natural/anthropogenic, and fossil/biogenic origin. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 2007, 112(D23).
- [32] Lin G, Fu J, Jiang D, et al. Spatio-temporal variation of PM_{2.5} concentrations and their relationship with geographic and socioeconomic factors in China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2013, 11(1): 173-186.
- [33] Liu Y, Paciorek C J, Koutrakis P, et al. Estimating regional spatial and temporal variability of PM_{2.5} Concentrations using satellite data, meteorology, and land use information. *Environmental Health Perspectives*, 2009, 117(6): 886-892.
- [34] Gao M, Cao J, Seto E. A distributed network of low-cost continuous reading sensors to measure spatiotemporal variations of PM_{2.5} in Xi'an, China. *Environmental Pollution*, 2015, 199(4): 56-65.
- [35] Henderson S B, Beckerman B, Jerrett M, et al. Application of land use regression to estimate long-term concentrations of traffic-related nitrogen oxides and fine particulate matter. *Environmental science & technology*, 2007, 41(7): 2422-2428.
- [36] Charron A, Harrison R M. Fine (PM_{2.5}) and coarse (PM_{2.5-10}) particulate matter on a heavily trafficked London highway: sources and processes. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(20): 7768-7776.
- [37] Merbitz H, Buttstädt M, Michael S, et al. GIS-based identification of spatial variables enhancing heat and poor air quality in urban areas. *Applied Geography*, 2012, 33(4): 94-106.
- [38] Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, et al. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: A cohort study. *The Lancet*, 2002, 360(9341): 1203-1209.
- [39] Michelle L Bell, Francesca Dominici, Keita Ebisu, et al. Spatial and temporal variation in PM_{2.5} chemical composition in the United States for health effects studies. *Environ Health Perspect*, 2007, 115(7): 989-995.
- [40] Wang Zhenbo, Fang Chuanglin, Xu Guang, et al. Spatial-temporal characteristics of the PM_{2.5} in China in 2014. *Acta Geographica Sinica*, 2015, 70(11): 1720-1734. [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. *地理学报*, 2015, 70(11): 1720-1734.]
- [41] Liu Yangsui, Yang Ren. The spatial characteristics and formation mechanism of the county urbanization in China. *Acta Geographica Sinica*, 2012, 67(8): 1011-1020. [刘彦随, 杨忍. 中国县城城镇化的空间特征与形成机理. *地理学报*. 2012, 67(8): 1011-1020.]
- [42] Wang Jinfeng, Xu Chengdong. Geodetector: Principle and prospective. *Acta Geographica Sinica*, 2017, 72(1): 116-134. [王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. *地理学报*. 2017, 72(1): 116-134.]
- [43] Zhu He, Liu Jiaming, Tao Hui, et al. Temporal-spatial pattern and contributing factors of urban RBDs in Beijing. *Acta Geographica Sinica*, 2015, 70(8): 1215-1228. [朱鹤, 刘家明, 陶慧, 等. 北京城市休闲商务区的时空分布特征与成因.

地理学报. 2015, 70(8): 1215-1228.]

- [44] 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. *Advances in Climate Change Research*, 2013, 4(1): 20-29.
- [45] Lu Bing, Kong Shaofei, Han Bin, et al. Inventory of atmospheric pollutants discharged from biomass burning in China continent in 2007. *China Environmental Science*, 2011, 31(2): 186-194. [陆炳, 孔少飞, 韩斌, 等. 2007年中国大陆地区生物质燃烧排放污染物清单. *中国环境科学*, 2011, 31(2): 186-194.]

Spatio-temporal evolution and the influencing factors of PM_{2.5} in China between 2000 and 2011

ZHOU Liang^{1,2}, ZHOU Chenghu¹, YANG Fan³, WANG Bo⁴, SUN Dongqi¹

(1. State Key Laboratory of Resources and Environmental Information System, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China; 2. Faculty of Geomatics, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China; 3. School of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing 210023, China; 4. Department of Geography, The University of Hong Kong, Hong Kong 999077, China)

Abstract: High concentration of PM_{2.5} has been universally considered as a main cause for haze formation. Therefore, it is important to identify the spatial heterogeneity and influencing factors of PM_{2.5} concentration for the purpose of regional air quality control and management. Using PM_{2.5} data from 2000 to 2011 that is inversed from NASA atmospheric remote sensing images, and employing the methods in geo-statistics, geographic detectors and geo-spatial analysis, this paper reveals the spatio-temporal evolution patterns and driving factors of PM_{2.5} concentration in China. The main findings are as follows: (1) In general, the average concentration of PM_{2.5} in China has increased quickly and reached its peak value in the year of 2006; after that, it has been maintained at around 22.47-28.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. (2) PM_{2.5} is strikingly uneven in China, with a higher concentration in North and East than in South and West, respectively. In particular, the areas with a relatively high concentration of PM_{2.5} are mainly the four regions including the Huang-Huai-Hai Plain, the Lower Yangtze River Delta Plain, the Sichuan Basin, and the Taklimakan Desert. Among them, Beijing-Tianjin-Hebei Region has the highest concentration of PM_{2.5}. (3) The center of gravity of PM_{2.5} has shown an overall eastward movement trend, which indicates an increasingly serious haze in eastern China. Particularly, the center of gravity of high-value PM_{2.5} is kept on moving eastward, while that of the low-value PM_{2.5} moves westward. (4) The spatial autocorrelation analysis indicates a significantly positive spatial correlation. The "High-High" PM_{2.5} agglomeration areas include the Huang-Huai-Hai Plain, Fenhe-Weihe River Basin, Sichuan Basin, and Jiangnan plain regions. The "Low-Low" PM_{2.5} agglomeration areas include Inner Mongolia and Heilongjiang to the north of the Great Wall, Qinghai-Tibet Plateau, and Taiwan, Hainan and Fujian and other southeast coastal and island areas. (5) Geographic detection analysis indicates that both natural and human factors account for the spatial variations of PM_{2.5} concentration. In particular, factors such as natural geographical location, population density, automobile quantity, industrial discharge and straw burning are the main driving forces of PM_{2.5} concentration in China.

Keywords: PM_{2.5}; air pollution; tempo-spatial evolution; geographical detector; China