

中国 PM_{2.5} 污染对居民健康的影响及经济损失核算

丁镭¹ 方雪娟² 陈昆仑³¹

(1. 宁波职业技术学院 环杭州湾地区产业经济研究中心, 中国浙江 宁波 315800;

2. 中国科学院 城市环境研究所, 中国福建 厦门 361021;

3. 中国地质大学(武汉)体育学院, 中国湖北 武汉 430074)

【摘要】: 合理评估城市空气污染带来的居民健康风险和经济损失, 对于区域空气污染治理和健康中国建设具有重要意义。基于遥感数据解译 2015、2017 年中国 338 个城市 PM_{2.5} 浓度和人口密度数据, 选择暴露—响应模型来估算 PM_{2.5} 污染而导致的早逝及相关疾病发病率, 进而采用生命价值法和疾病成本方法分析和比较不同城市化水平下的经济损失差异。结果表明: (1) 2015—2017 年, PM_{2.5} 环境质量有一定的改善, 但总体的污染格局没有显著改变。高污染地区主要集中分布在京津冀以及周边城市。(2) PM_{2.5} 污染导致健康终端损失和经济损失有大幅度的降低。其中, 居民健康终端损失人数降低 23.9%; 居民经济损失总值从 2015 年的 18249.6 亿元降低到了 2017 年的 13826.4 亿元, 降低了 24.24%。(3) 城市化率的提高对 PM_{2.5} 污染导致的健康问题和相应的经济损失都有较大的影响, 尤其是针对京津冀等部分高污染和高城市化水平城市。未来, 需因地制宜, 加强重点城市的 PM_{2.5} 监控与治理, 切实保障城市居民的公共健康。

【关键词】: PM_{2.5} 浓度 经济损失 空气污染治理 健康中国

【中图分类号】: X51 **【文献标志码】:** A **【文章编号】:** 1000-8462 (2021) 07-0082-11

随着我国工业化的急速推进, 由环境问题和环境污染所诱发的居民健康损失和社会经济效益损失评估逐渐成为热点, 典型如城市空气污染带来的居民健康影响^[1-2]。已有环境流行病学研究表明, 短期或长期暴露于重污染空气环境, 会对人体的呼吸、心血管、免疫系统等带来损伤, 造成 DNA、染色体等结构发生突变, 并给新生儿早逝、出生缺陷等带来显著影响^[3-6]。然而, 在快速城市化背景下, 高人口密度及人口流动致使的暴露于污染下的人口数量增多^[7-8], 高污染高暴露致使城市居民健康问题更加凸显。因而, 合理评估城市空气污染带来的居民健康影响和经济损失, 对于空气污染治理和健康中国建设具有重要意义。

近年来, 伴随着对空气污染研究的不断深入和细化, 从环境风险和环境经济视角探讨空气污染因子导致的大样本城市健康损失估算越来越受到关注。从研究内容来看, 自公共健康领域的专家提出全球疾病负担的概念后, 诸多学者通过实验、问卷调查、实地调研等多种途径来衡量暴露在空气污染的环境下, PM_{2.5} 如何影响死亡率、疾病发生率、住院率、工作时间等^[9-11]。结果发现若降低 PM_{2.5} 的年平均浓度, 则人群期望寿命会有一定的增加^[12], 经济收益^[13]也会有一定提升; 反之, 则带来不同程度的损失和危害。比如, 李慧娟等对我国 62 个环保重点城市评估结果显示 PM_{2.5} 污染造成约 12.5 万人的早逝和 5705 亿元的经济损失^[14];

作者简介: 丁镭(1982-), 男, 浙江天台人, 博士, 副教授, 研究方向为环境经济地理。E-mail:dinglei3616028@163.com

陈昆仑(1982-), 男, 湖北荆门人, 博士, 教授, 博士生导师, 研究方向为城市地理。E-mail:ckl_2001@163.com

基金项目: 浙江省高校重大人文社会科学攻关计划规划重点项目(2021GH047)

谢志祥等研究显示 2015 年京津冀大气污染传输通道城市 $PM_{2.5}$ 污染造成的死亡人数约为 30.7 万人，占总死亡人数的 28.6%^[15]。但在实证研究中，由于城市样本容量、研究方法、基准年份、基准浓度和空气污染因子等选择的差异，由不同流行病案例得到的暴露响应系数会存在较大的不同，进而对实际的健康或经济损失估算结果带来一定偏差^[16-17]。从研究方法来看，为直观认知空气污染给居民健康造成的不利影响，学者们采用人力资本法、修正人力资本法、生命价值法（VSL）、支付意愿法（WTP）、边际支付意愿（MWTP）和疾病成本法（COI）、情景分析法等来评估空气污染对经济的影响，核算由污染导致的相关经济损失数额^[18-21]；还有学者借鉴经济学的投入产出模型或可计算的一般均衡模型来估算大气污染给宏观经济造成的冲击^[22-23]。不同的评估核算方法有着各自的优缺点。随着公共卫生数据统计的不断完善和数据质量的不断提升，生命价值法和疾病成本法的估算结果将更加接近现实、更为可靠^[21]。从研究尺度来看，不同学者的实证研究主要聚焦国家层面、多个城市层面（大样本）、单一城市层面的分析和比较，但是在时间截面上主要选择的是单一年份的分析^[21,24]。

综合来看，已有研究为科学探寻空气污染健康损失量、区域（城市）差异的比较提供了有益的思路和分析框架。并且，目前 $PM_{2.5}$ 健康损失评价越来越注重开展大样本城市尺度的流行病研究案例，但是缺乏在时间层面的比较演化研究，也较少关注居民健康损失的社会经济影响因素，比如不同城市化水平驱动下的 $PM_{2.5}$ 健康损失评价。为提升 $PM_{2.5}$ 暴露响应系数的研究精度，也为了反映不同城市化水平的健康损失差异，探究城市化与 $PM_{2.5}$ 健康损失的关系（是加剧还是减轻）成了当前我国新型城镇化和健康中国战略实施过程中的一个新的关注点^[24-27]。

基于此，本文以 2015、2017 年中国 31 个省份的 338 个城市（暂未涵盖海南三沙市、香港、澳门和台湾）的 $PM_{2.5}$ 数据为基础，并结合城市化、人口密度数据提供全面的健康风险评估，再依据相关医疗数据对中国的 $PM_{2.5}$ 产生的健康影响进行经济评估，并检验不同城市化水平下的经济损失，探究城市化与健康损失的相关关系，有助于在城市尺度上全面认识和把握空气污染带来的巨大威胁。同时，不同城市化水平、区域间的健康风险及经济损失比较，可以为国家空气污染区域合作治理、美丽中国和健康中国建设等提供成本—效益分析依据或决策参考，以减少全社会的福利损失。

1 数据来源及研究方法

1.1 数据来源

本研究涉及的数据主要为五部分： $PM_{2.5}$ 污染数据，人口密度和城市化率数据，人均 GDP 相关经济数据，门诊服务或住院费用等医疗相关数据。

为了减少使用地面监测点可能带来的误差和数据损失，并提高计算结果的精确度，本文采用了基于卫星遥感的空气污染数据^[28-29]。一般而言，遥感影像数据相对地面有限的监测点数据可以反映所有排放源的综合贡献，因而更能衡量城市空气污染平均水平^[2,30]。因此，本文的 $PM_{2.5}$ 污染数据采用了 Atmospheric Composition Analysis Group 提供的 0.1° 分辨率的全球年度卫星衍生 $PM_{2.5}$ 产品，再进行 Zoon statistics 统计后用来衡量中国城市尺度的 2015、2017 年 $PM_{2.5}$ 污染状况（图 1）。

同时，已有相关暴露—响应计算健康终端变化多使用年末常住人口^[31]，这种由人口普查及抽查估计出的人口忽略了大量的流动人口，会给最终结果带来较大偏差。因此，本文采用卫星遥感数据来计算各城市的人口规模，更能准确估计当前暴露于 $PM_{2.5}$ 污染中的实际人口总量^[2,32]。具体的人口密度数据由 GIST(Geographic Information Science and Technology) 提供 $1km \times 1km$ 分辨率的 LandScan 数据计算得到。城市化率、人均 GDP 及人均可支配收入来自 2016、2018 年《中国城市统计年鉴》及各省的统计年鉴，单位门诊服务或住院费用来自于 2016、2018 年的《中国卫生和计划生育统计年鉴》。

1.2 研究方法

1.2.1 暴露响应函数

针对空气污染导致的环境健康风险评估，现有研究主要从流行病学观测中得到空气污染物浓度与人群健康效应之间的暴露—响应关系，进而根据泊松回归的相对危险度模型进行推导^[33-34]。在该模型中，设定人群的健康终端在 PM_{2.5} 污染的实际浓度下的健康风险（发病或死亡率）为：

$$I = I_0 \times \exp[\beta \times (C - C_0)] \quad (1)$$

由此，PM_{2.5} 污染的健康风险变化可以表示为：

$$\begin{aligned} E &= P \times \Delta I = P \times (I - I_0) \\ &= P \times I \times \left\{ 1 - \frac{1}{\exp[\beta \times (c - c_0)]} \right\} \end{aligned} \quad (2)$$

式中：E 表示由 PM_{2.5} 浓度变化带来的健康终端的变化；P 为暴露的人群；I 为实际 PM_{2.5} 浓度下导致的居民健康风险；I₀ 表示参考基准浓度下 PM_{2.5} 导致的健康风险；C 代表实际 PM_{2.5} 浓度，而 C₀ 则为 PM_{2.5} 的参考基准浓度；β 为暴露—响应函数。

暴露—响应函数分析来源于流行病学揭露长期暴露于污染的空气中对人体健康的一系列研究成果，比如被广泛采用的美国哈佛六城市研究和美国癌症协会的研究系数^[35]。但这两个研究均为美国低 PM_{2.5} 浓度背景下的研究结果，其研究得到的暴露—响应系数并不适用于中国当前的实际情况。因而，本文参考黄德生、王桂芝等的研究^[20,23]，选用其暴露—反应系数来进行不同健康终端的健康效应评估，具体系数如下：

依据世界卫生组织 2005 年发布的空气质量准则（WHO, 2006），将年平均暴露浓度 10 μg/m³ 作为 PM_{2.5} 长期暴露的基准值^[36]。这一浓度是美国癌症协会（ACS）开展的研究中所观察到对生存率产生显著影响的浓度范围的下限^[37]。相比我国的《环境空气质量标准》（GB3095-2012）对 PM_{2.5} 年均限值的一级标准（15 μg/m³）、二级标准（35 μg/m³），本研究选用的参考值 10 μg/m³ 更加严苛，由此带来的健康风险值估计结果也会变大，变得更严重。这有助于在更高标准下重新评估 PM_{2.5} 污染带来的健康风险和严峻挑战。

1.2. 2VSL 和 COI

由 PM_{2.5} 浓度变化而导致直接经济损失主要有两种：一种是由于污染导致早逝进而导致劳动力丧失而产生的经济损失，用生命价值法（VSL）来进行估计^[2,38]；另一种则是由于 PM_{2.5} 污染导致相关疾病的发病率上升而产生的医疗费用，使用疾病成本法（COI）来测算^[2,21,39]。具体估算公式如下所示：

$$DEL = VSL + \sum_i HE_i \quad (3)$$

$$HE_i = \sum_j E_{ij} \times RP_i \quad (4)$$

式中：i 指的是 PM_{2.5} 污染导致的疾病类型；HE_i 表示居民患有第 i 类疾病而引起的额外医疗支出；RP_i 代表单位门诊服务或住院费用；E_i 是指由 PM_{2.5} 污染引起的第 i 类疾病的居民数量；VSL 代表因早逝而造成的经济损失；DEL 是指 PM_{2.5} 污染造成的直接经济损失^[2,38]。

2 结果分析

2.1 PM_{2.5}污染分布与城市化的关系

2.1.1 PM_{2.5}浓度空间分布特征

通过对卫星遥感数据处理,获得2015、2017年我国PM_{2.5}浓度的空间分布图,具体如图1所示。其中左侧为1km×1km精度条件下的PM_{2.5}浓度遥感图,右侧为经过分区统计处理后城市水平的年平均PM_{2.5}浓度分布。

从年平均PM_{2.5}浓度数值来看,PM_{2.5}环境质量有一定的改善,但总体的污染格局没有显著改变。2015年的最高值为河北省衡水市的91.378 μg/m³,最低值为海南三亚市的15.501 μg/m³,均值为45.737 μg/m³;2017年的最高值为邢台的69.108 μg/m³,最低值为西藏那曲的2.315 μg/m³,均值为32.959 μg/m³,且地区间的浓度具有较为显著的差异。其中,2015年超过国家二级标准35 μg/m³的城市为221个,占样本总数的65.4%,而2017年的超标城市为126个,占总数的37.5%。从分布特征来看,PM_{2.5}浓度呈现阶梯状分布,最高的地区集中分布在京津冀以及周边城市,次高区主要分布在中部和西南地区城市,其次还有零散分布在东北及新疆等少部分高值城市。低于35 μg/m³的低值区主要分布在西南方向的西藏、青海、云南的大部分城市,东南沿海地区以及东北部靠近国界的城市。中等浓度的地区则主要分布在高值区与低值区中间的缓冲地带。相对由监测站获取的监测数据,遥感解译数据的年平均浓度值相对稍低,特别是污染最为严重的京津冀地区,但也更反映真实的地区污染平均水平,且与实际状况较为相符^[2,5]。

2.1.2 城市化水平空间分布特征

为了解各地区人口分布与暴露情况,将选择替代年末总人口的遥感人口密度数据进行可视化处理,考虑到篇幅和人口分布总体格局的相似性,本文以2017年为例进行阐述。如图2左边为2017年的1km×1km精度条件下的人口密度分布遥感图,中间为经过分区统计处理后城市水平的空间分布图,右侧为城市化率的空间分布图。结合图1结果可以发现,2015年75%的城市人口暴露于PM_{2.5}污染超过国家二级标准的环境中,而这一比例在2017年则降到了49.2%,风险暴露人口有大幅度的降低。

由图2可以看出,胡焕庸线以东地区的人口分布较为密集,而胡焕庸线以西大部分城市人口分布稀疏,特别是中东部及东部沿海地区的人口密度位于全国前列,内陆地区则以省会城市等大城市为中心的城市群及周边人口分布较为密集。这个分布特征与图1的PM_{2.5}浓度分布特征有一定的相似性,即大多数人口分布密集的地区往往也是空气污染较为严重的区域,典型如京津冀地区、成渝地区和中原城市群地区。但是,人口的空间分布没有显著的阶梯状分布,相对来说,人口密度较大的地区分布相对松散,围绕着大城市呈片状散落分布在胡焕庸线以东地区。因此,必须结合PM_{2.5}浓度及人口密度分布状况这两个主要的影响因素,才能定量计算后续的暴露于污染空气中的健康终端变化状况。

城市化率分布与人口密度分布存在一定的相似性和差异性。相似性体现在超过全国平均水平的城市多为东部沿海城市及内陆省会城市,特别是北京、上海、深圳、广州等特大城市,城市化水平位于全国前列。差异性则主要表现在两个方面,一是中东部省份如山东、河南的城市虽然人口密度较高,但城市化水平相对较低;二是西部省区部分城市,例如克拉玛依市、乌海市、嘉峪关市等,由于特殊的人口分布结构或较高的工业化水平而具有较高的城市化率,但这些城市国土面积宽广、人口密度相对较低。城市化率是一个可以综合反映城市发展水平的指标,城市化带来了人口集聚,由于人口的集聚和生活方式的改变,城市人口对吃穿住行的需求进一步膨胀,从而加速了建筑业的发展和机动车的增加,加剧了城市生活型空气污染^[40]。

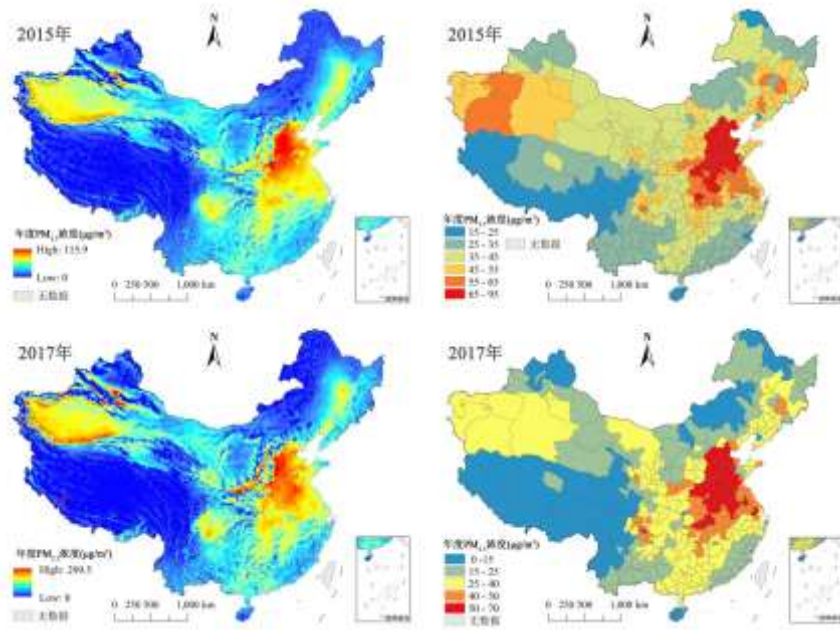


图 1 2015、2017 年 $PM_{2.5}$ 浓度空间分布特征

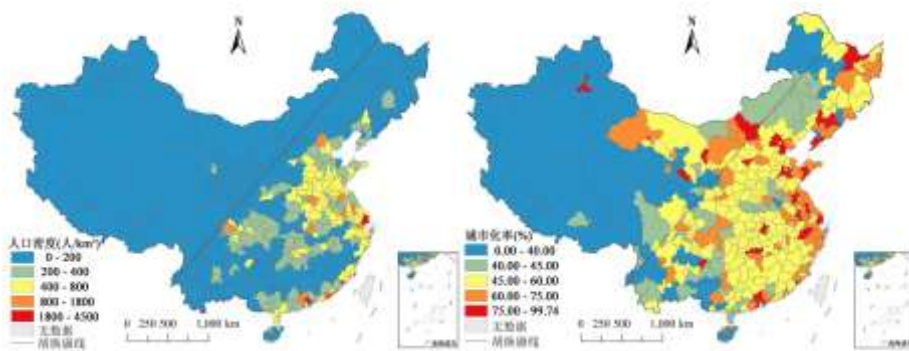


图 2 2017 年人口密度及城市化率分布图

2. 1. $3PM_{2.5}$ 浓度与人口密度和城市化率的关系

已有研究指出城市化的不断推进加剧了人口和产业集聚，在推动经济发展的同时，也带来了交通拥堵、尾气排放增加和环境污染等“城市病”现象^[41-42]。为分析这三者之间的关系，本文选择将 2015、2017 年的城市化率和人口密度分别与 $PM_{2.5}$ 浓度进行拟合，并分为低浓度阶段的拟合（左侧）和高浓度阶段的拟合（右侧）（图 3）。

整体来看，在两个年份， $PM_{2.5}$ 污染与城市化和人口密度均有一定的相关性，但显著性水平普遍较低，特别是人口密度在低浓度阶段的拟合和城市化率在高浓度阶段的拟合。相对而言，2015 年的城市化在低浓度污染阶段的拟合和人口密度在高浓度污染阶段的拟合相关性较高，意味着污染较为严重的地区大多也是人口密集分布的地区，增加了人口暴露的风险。而在 2017 年，高浓度污染阶段的人口密度和城市化率拟合的显著性水平在进一步降低，意味着部分高污染、高城市化水平城市（如北京、天津等）的 $PM_{2.5}$ 治理成效开始初步显现。但同时，城市化率较高的城市还面临着单位医疗消耗高、务工损失大等问题，因此，有必要深入探讨 $PM_{2.5}$ 污染对人们健康的影响，分析城市化与健康影响及经济损失之间的关系，进而更加直观揭示出不同城市化水

平下 $\text{PM}_{2.5}$ 污染造成的经济损失差异，以便于从居民健康维度出发，划分空气污染防治的优先城市及重点区域。

2.2 城市化进程中的 $\text{PM}_{2.5}$ 污染健康与经济损失

2.2.1 基于暴露响应函数的健康终端影响评估

首先，将前述 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度数据和人口数据代入公式（1）中，计算出 338 个城市由 $\text{PM}_{2.5}$ 污染而导致的包括早逝及患病等健康终端的变化，并选择排名前 20 位的城市绘制成柱状图（图 4）。从整体数量上来看，由 $\text{PM}_{2.5}$ 污染导致的居民早逝和健康损失人数从 2015 年的 496.7 万人次降到了 2017 年的 377.9 万人次，降低了 23.9%。其中，慢性支气管炎及哮喘受损的人数最多，均占总健康受损人数的 26% 以上，其次为早逝和呼吸系统疾病，约占总健康受损人数的 16%~18%，而由急性支气管和心血管疾病产生的健康损失人数相对较少。

从排名前 20 城市的健康终端变化情况来看，由 $\text{PM}_{2.5}$ 污染导致患病或早逝人口的地区主要发生在京津冀及其周边河南和山东部分城市、成渝城市群（特别是重庆和成都）以及长三角人口密集地区，部分省会城市如武汉、济南、南京等城市也是健康终端变化较为显著的地区，排名前四位的城市为北京、重庆、上海、天津 4 个直辖市。同时，这些城市和地区也是主要的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度高的大气污染重点控制地区。由此可以看出，人口的密集分布及 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度变化共同作用于健康终端的变化。但相对来说，污染物浓度变化产生的影响更为显著，比如东南沿海城市及珠江三角洲地区虽然也是人口分布较为密集的区域，但由于污染浓度较低，因此产生的健康终端变化并不十分显著。此外，2015—2017 年，排名前 20 城市的 $\text{PM}_{2.5}$ 污染导致的居民早逝和健康损失人数也在显著降低，但是总体的受损城市格局没有改变，其中 18 个城市依然排在前 20 的重点损失区，河北的沧州和山东的潍坊在 2017 年降到了 20 名外，部分城市的健康损失排名在提升，说明对于这些重点城市的空气污染治理和健康损失改善需要持续加强。

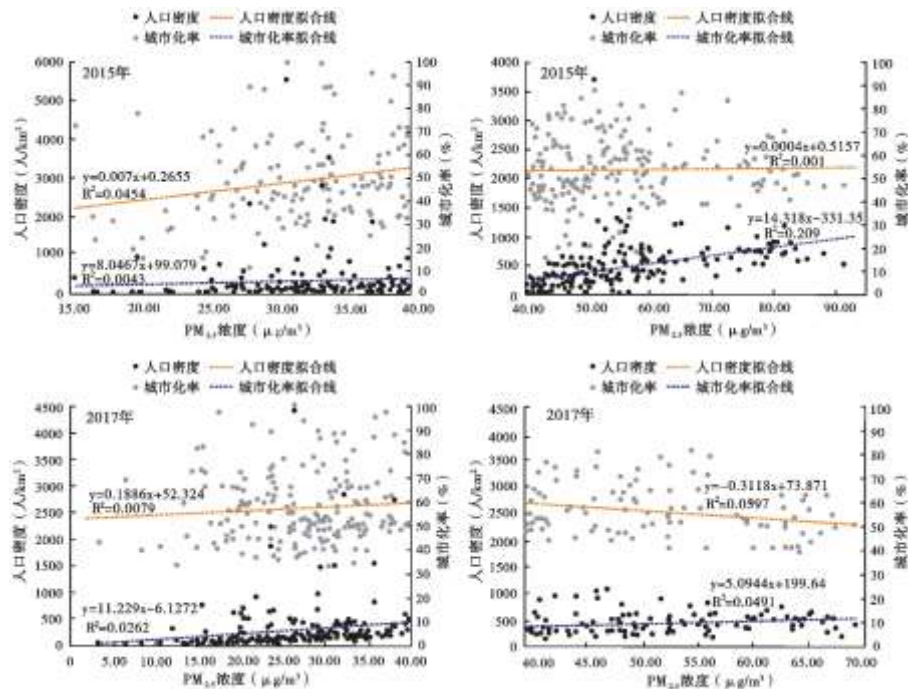


图 3 2015、2017 年 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度与人口密度和城市化水平的拟合关系

2.2.2 健康风险的经济损失核算

因空气污染早逝导致的有效劳动力供给减少对经济的影响最不容忽视，其次是相关疾病的住院治疗，因为这些健康终端导致了劳动时间损失，而这些劳动时间供给的减少必然会对经济产生影响。空气污染会进一步加重劳动力的稀缺，劳动时间减少和劳动力供给下降引起的相关的经济损失达到了 0.6%~2.8%的 GDP^[43]，因此有必要厘清相关的经济损失。

不同健康终端单位经济损失的核算依据和过程主要为：(1)早逝带来的单位经济损失以北京市居民为参照^[44]，运用生命价值法和可支配收入比例进行核算。(2)门诊损失与住院损失，采用疾病成本法计算。年人均 GDP 的日均值作为人均日误工成本，误工时间为住院日。(3)慢性支气管炎病程缓慢，一般不易痊愈，患病时间难以确定，常造成病人极大痛苦，显著降低病人生活质量，因此不宜采用疾病成本法计算单位成本。本文取 Viscusi 等^[45]与陈晓兰^[46]研究结果的中间值，即慢性支气管炎的单位成本为统计寿命价值的 40%。对于急性支气管炎及哮喘的单位经济损失，依据黄德生等^[20]患病治疗费用与急性支气管炎及哮喘单位损失比例，结合各省的患病治疗损失以及各市的人均可支配收入，估算各市急性支气管炎及哮喘的单位损失。

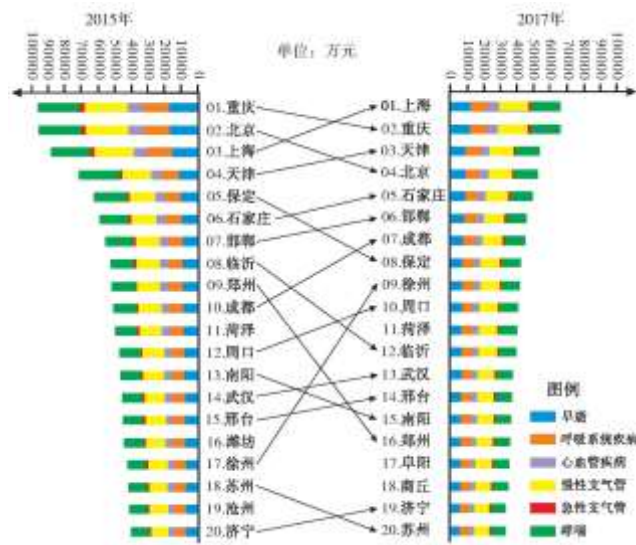


图 4 2015、2017 年居民健康损失排名前 20 城市比较

结合上述所得健康终端变化及单位经济损失，计算出 2015、2017 年各地级市由 PM_{2.5} 污染导致健康问题而产生的经济损失及所有健康终端变化导致的总经济损失，为了便于更直观地观察和分析，选择将总经济损失带来的经济损失计算结果进行可视化，结果如图 5。从数值上看，2017 年全国总经济损失值为 13826.4 亿元（占当年 GDP 总量的 1.68%），相比 2015 年的总经济损失值 18249.6 亿元（占当年 GDP 总量的 2.65%），降低了 24.24%，表明随着空气污染的减缓，居民的健康经济损失也在显著减少。2017 年全国各健康终端总损失金额分别为早逝 8604.9 亿元、呼吸系统疾病住院 42.28 亿元、心血管疾病住院 41.3 亿元、慢性支气管炎 5078.1 亿元、急性支气管炎 2.1 亿元、哮喘 57.7 亿元，分别比 2015 年下降了 24.23%、24.57%、24.55%、24.23%、24.67% 和 24.41%。细分来看，根据不同的健康终端，造成劳动力永久或长期丧失的早逝和慢性支气管炎产生的经济损失最多，其次是疾病住院，因为这类疾病不仅需要治疗费，还包括了住院所产生的误工费用。

从图 5 的空间分布特征来看，总体上高值区主要分布在京津冀及周边城市以及上海、重庆、成都、广州等人口分布密集且经济发展较为迅速的大城市。但城市间的经济损失差值却存在巨大的差异，高值区的损失是低值区的几百甚至上千倍，2015 年总经济损失排在前十位的城市分别为：北京、上海、天津、重庆、苏州、石家庄、武汉、成都、广州、杭州，仅这 10 个城市就占据全国总损失值的 21.8%。这 10 个城市所处的京津冀及周边地区、长三角、珠三角城市群也是我国大气污染防治的重点区域，这也说明了大城市及特大城市的大气污染带来更多的健康损害和经济损失，也意味着加强对大城市空气污染的有效治理可以减少居民的经济损失。

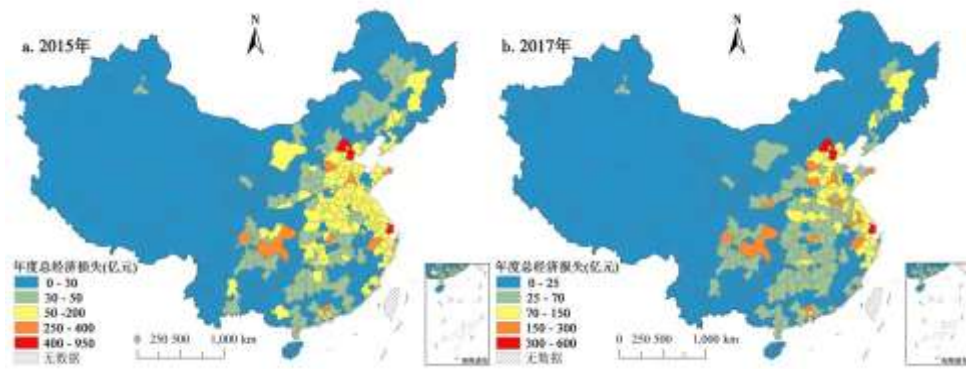


图 5 2015、2017 年直接经济损失空间分布图比较

2.2.3 不同城市化水平下的健康问题与经济损失

为探寻不同城市化水平下的空气污染导致的健康问题与经济损失差异情况，结合方创琳等对中国城市化发展阶段的划分^[47]，将城市化率划分为五个阶段（<30%, 30%~45%, 45%~60%, 60%~80%和>80%），分别绘制 2015、2017 年的健康终端损失和经济损失的箱状图（图 6），并对不同阶段的平均值进行对应的城市化率进行拟合分析。

首先，整体来看，人口城市化率的提高对 $\text{PM}_{2.5}$ 污染导致的健康问题和相应的经济损失都有较大的影响（2017 年的拟合显著性水平略有降低），且这一影响相对污染浓度本身更为显著。由图 6 左侧的健康损失相关关系图可以看出，随着城市化率的增加，各阶段的极小值变化不大，但极大值变化较为显著，同时平均值随城市化率提升而增大。对于经济损失，其变化与健康损失相似。这表明在低城市化率阶段，城市由于经济欠发达、城市规模较小，集聚效应不明显，使得环境质量较好，产生的健康损失和经济损失均较低，城市间的差异较小。而在城市化率较高的阶段，城市间的健康损失和经济损失差异较大，说明在城市化率较高的城市中，由于产业结构、污染政策、地理环境等的差异，使得污染所产生的健康及经济损失差异显著。因此，对于部分高污染和高人口城市化率的城市（如北京、天津等），需要格外关注由空气污染所带来的居民健康损失，要采取积极的应对措施，完善医疗保障体系和除霾科技支撑体系；而对于部分低污染和高人口城市化率的城市（如深圳、珠海等）需要保持当前城市化的良好发展态势，优化产业结构和布局，实现经济的绿色和高质量发展。

2.3 政策启示及建议

第一，采取有差别的 $\text{PM}_{2.5}$ 污染分区治理策略，以便有效控制污染带来的居民健康和经济损失。考虑到不同城市化水平下 $\text{PM}_{2.5}$ 污染导致的经济损失差异，本文以 2015 年的数据为基础、2017 年数据为参照，并以城市化率为横轴、各地级市的总经济损失为纵轴，横坐标和纵坐标的交叉点为（0.56, 7.5）（全国 388 城市化率平均值 0.56 和城市经济损失的平均值 75 亿元），将各地级市所处的情形进行分类（图 7）。

具体包括以下四种类型：(1) 第 I 象限为类型 A 高高城市，这些地区人口分布密集，暴露于相对严重的污染环境中，且由于地区经济较为发达，产生的经济损失也比其他地区多，是最需要给予关注和重点控制的城市。2015 年 A 类城市共有 51 个，其中省会及直辖市有 19 个，2017 年则降到了 45 个。这些地区城市化率较高，居民集中生活在城市中，集中式的生产生活方式导致环境污染较为严重，造成居民健康问题突出。经济损失排在前十位的城市就占据全国总损失值的 21.8%，且城市化率均高于全国平均水平。(2) 第 II 象限为类型 B 低高城市，这个类型的城市虽然城市化水平低，但仍具有较为严重的 $\text{PM}_{2.5}$ 污染和经济损失。这类城市不少分布在类型 A 城市的周边，其本身虽然城市化水平较低，但工业产值占比较高，且多为高污染、高能耗产业（34 个城市中有 15 个的第二产业产值占比超过 50%，特别是铜陵、平顶山、潍坊等均为著名的资源型城市或重工业城市），空气污染

物的排放量较大。同时，部分城市还承接了邻近大城市在城市化进程中淘汰的高污染高耗能产业。此外，由于空气的流动性及污染物的空间溢出效应，使得这些城市的空气质量受到周边 A 类型城市的影响，从而带来健康损失并造成相应的经济损失。(3) 第Ⅲ象限为类型 C 低低城市，这些地区城市化水平及经济损失均低于全国平均水平，为低城市化率，但污染较少、经济损失较小的地区，非重点区。但为避免 A、B 类型聚集区向外扩散，分布在 A、B 城市周边的 C 类城市必须格外注重污染的空间溢出效应及高污染、高能耗产业的转移，以避免在城市化发展和建设过程中破坏城市环境质量、损害居民健康。(4) 第Ⅳ象限为类型 D 高低城市，是城市化水平较高，但经济损失较低的地区，这些城市应该成为空气污染治理成功典型。其中部分城市受良好的气象、自然因素的影响较为显著，比如沿海地区由于具有较好的污染扩散优势，使得一些大城市例如厦门市、中山市和珠海市其空气质量较好，相应的健康损失也较小。但其他分布在内陆地区的城市，则可详尽分析其产业结构、环境政策、城市布局等特征，以期为其他城市在发展过程中的空气污染治理提供积极范本。这类城市需要继续保持空气污染治理的良好形势，努力成为健康中国和生态文明建设的样板城市。

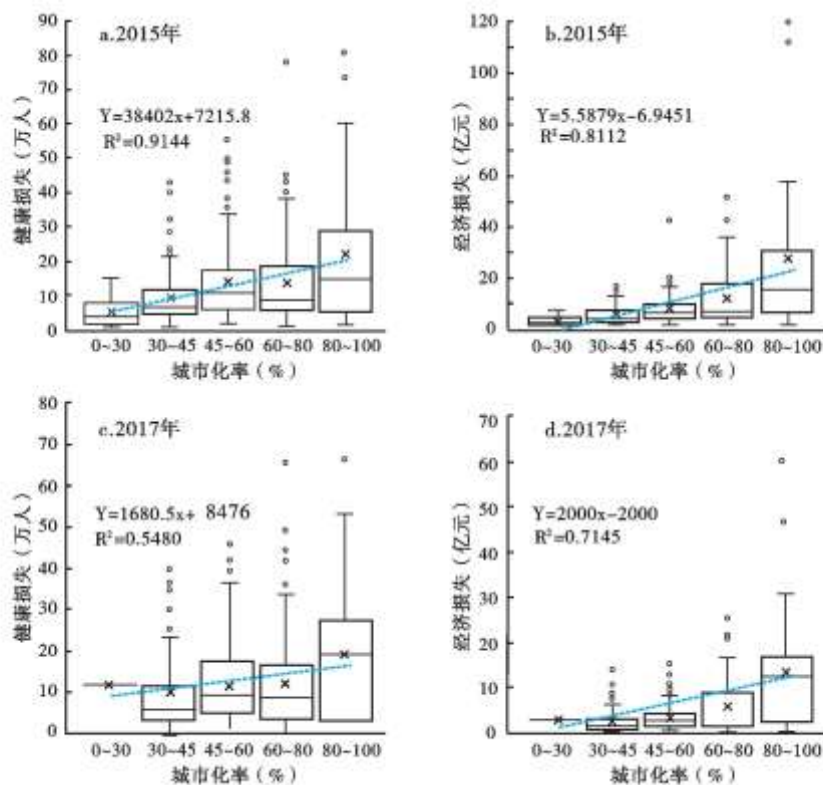


图 6 2015、2017 年城市化率与污染导致的健康和经济损失的相关关系

第二，加强重点区的污染控制水平，适度控制人口规模、优化人口布局，在消费端降低颗粒物等排放量，切实提高居民的健康福祉。对于前述 A 类重点控制区，首先应该加大城市污染的监控和治理力度，核查其减排措施落实情况、重点项目完成情况和监测监控体系建设运行情况，并考虑以经济惩罚、行政约谈等手段进行违规排放责任处理。同时，由于城市人口密度大，城市交通源、生活源的污染排放也在激增，因此，需要加强机动车及生活源污染的管控。在公共健康方面，雾霾的预报和防护也较为重要，比如引导城市居民在雾霾天气进行有效的物理防护。在医疗卫生体系方面，需要加大相关疾病如支气管炎、哮喘等的医疗服务和保障水平，以降低居民在这些疾病上的治疗成本。对于 B 类型的城市而言，需要提高新建企业行业准入门槛，利用倒逼机制，遏制新建项目对排污指标无节制的需求，不断优化产业结构。同时调动已有企业治污的积极性，依托技术进步、能源结构的优化，以提高环境容量水平和资源配置效率。

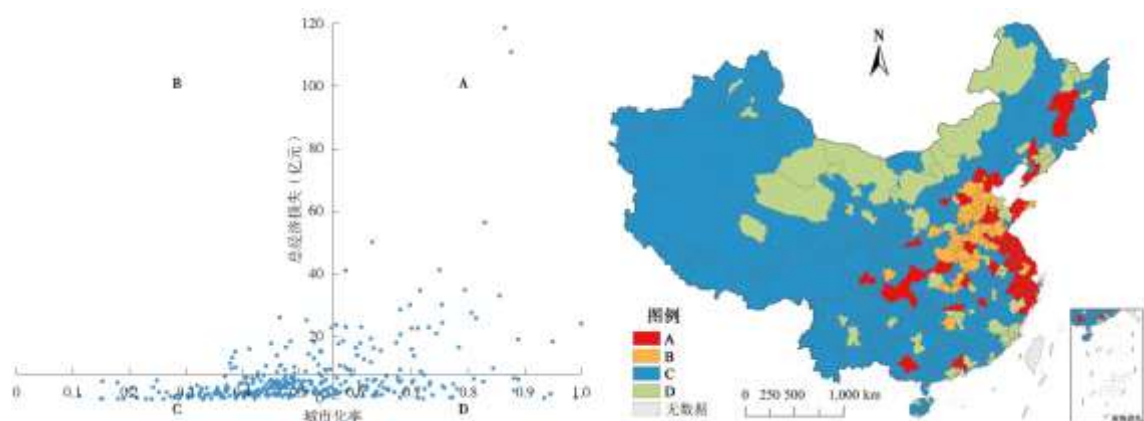


图 7 2015 年不同城市的 PM_{2.5} 污染分区结果及分布状况

此外，未来还需要不断加快提高城市高质量发展水平，以智慧化、绿色化的生产和生活方式，促进绿色低碳创新技术的发展和推广，以切实降低污染的跨界转移量，实现城市间的空气污染协同治理。

3 结论

(1) 2015—2017 年，我国的 PM_{2.5} 环境质量有一定的改善，但总体的污染格局没有显著改变。PM_{2.5} 浓度均值从 2015 年的 45.737 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 降低到了 2017 年的 32.959 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ，超过国家二级标准的污染城市比重从 2015 年的 65.4% 降低到了 2017 年的 37.5%。高污染地区主要集中分布在京津冀以及周边城市。

(2) 2015—2017 年，PM_{2.5} 污染的暴露人口、健康终端损失和经济损失有大幅的降低。其中，居民早逝和健康损失人数从 2015 年的 496.7 万人次降到了 2017 年的 377.9 万人次，降低了 23.9%；居民经济损失总值从 2015 年的 18249.6 亿元降低到了 2017 年的 13826.4 亿元，降低了 24.24%。

(3) 城市化率的提高对 PM_{2.5} 污染导致的健康问题和相应的经济损失都有较大的影响，尤其是在京津冀等部分高污染和高城市化水平城市。结合城市化率与经济损失对全国 388 个城市进行分类，分为类型 A 高高城市（重点控制区）、类型 B 低高城市（潜在高危区）、类型 C 低低城市（非重点控制区）、类型 D 高低城市（成功典范区）。当前，最需要重点进行监控与治理的为 A 类城市，城市化水平较高且健康风险和经济损失也较高，需采取积极的应对措施，并完善医疗保障体系和除霾科技支撑体系。

相对已有研究，本文在人口密度、城市化与污染物的基础上，揭示了不同城市化水平影响下的 PM_{2.5} 污染与居民健康损失和经济损失的关系，使得分析结果更直观明了。但是，以经济损失为评判标准，忽视了居民生命健康权，后续的研究可以进一步结合不同城市化水平发展情形下的居民收入水平、医疗健康保障体系等因素，从居民支付意愿等角度出发，探索居民因生活习惯、暴露模式、消费理念等不同而造成的空气污染经济损失状况。此外，随着我国对 PM_{2.5} 与臭氧、空气污染和碳排放的多目标协同综合治理的推进，未来需要重视臭氧等多污染物带来的人体健康、生态效应和经济等的综合影响。

参考文献:

[1]Guan Y, Kang L, Wang Y, et al. Health loss attributed to PM_{2.5} pollution in China's cities: Economic impact, annual change and reduction potential[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 217:284-294.

-
- [2]Diao B,Ding L,Zhang Q,et al. Impact of urbanization on PM_{2.5}-Related health and economic loss in China 338 cities[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020, 17(3):990.
- [3]Fischer P H,Marra M,Ameling C B,et al. Air pollution and mortality in seven million adults:the Dutch Environmental Longitudinal Study(DUELS) [J]. Environmental health perspectives, 2015, 123(7):697-704.
- [4]Tie X X,Cao J J. Aerosol pollution in China:Present and future impact on environment[J]. Particuology, 2009, 7(6):426-431.
- [5]Maji K J,Ye W F,Arora M,et al. PM_{2.5}-related health and economic loss assessment for 338 Chinese cities[J]. Environment International, 2018, 121:392-403.
- [6]Li J,Zhu Y,Kelly J T,et al. Health benefit assessment of PM_{2.5} reduction in Pearl River Delta region of China using a modelmonitor data fusion approach[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 233:489-498.
- [7]韩立建. 城市化与 PM 时空格局演变及其影响因素的研究进展[J]. 地理科学进展, 2018, 37(8):1011-1021.
- [8]Lu X,Lin C,Li W,et al. Analysis of the adverse health effects of PM_{2.5} from 2001 to 2017 in China and the role of urbanization in aggravating the health burden[J]. Science of The Total Environment, 2019, 652:683-695.
- [9]Graff Zivin J,Neidell M. The impact of pollution on worker productivity[J]. American Economic Review, 2012, 102(7):3652-3673.
- [10]Hanna R,Oliva P. The effect of pollution on labor supply:Evidence from a natural experiment in Mexico City[J]. Journal of Public Economics, 2015, 122:68-79.
- [11]Deryugina T,Heutel G,Miller N H,et al. The mortality and medical costs of air pollution:Evidence from changes in wind direction[R]. National Bureau of Economic Research, 2016.
- [12]Pope III C A,Ezzati M,Dockery D W. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States[J]. New England Journal of Medicine, 2009, 360(4):376-386.
- [13]Pérez L,Sunyer J,Künzli N. Estimating the health and economic benefits associated with reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area (Spain) [J]. Gaceta Sanitaria, 2009, 23(4):287-294.
- [14]李惠娟,周德群,魏永杰. 我国城市 PM_{2.5} 污染的健康风险及经济损失评价[J]. 环境科学, 2018, 39(8):3467-3475.
- [15]谢志祥,秦耀辰,郑智成,等. 京津冀大气污染传输通道城市 PM_{2.5} 污染的死亡效应评估[J]. 环境科学学报, 2019, 39(3):843-852.
- [16]Crouse D L,Peters P A,Hystad P,et al. Ambient PM_{2.5}, O₃, and NO₂ exposures and associations with mortality over 16 years of follow-up in the Canadian Census Health and Environment Cohort[J]. Environmental Health Perspectives, 2015, 123(11):1180-1186.

-
- [17]Fang D,Wang Q,Li H,et al.Mortality effects assessment of ambient PM_{2.5}pollution in the 74 leading cities of China[J].Science of The Total Environment,2016,569:1545-1552.
- [18]Jaafar H,Razi N A,Azzeri A,et al.A systematic review of financial implications of air pollution on health in Asia[J].Environmental Science and Pollution Research,2018,25(30):30009-30020.
- [19]曾贤刚,谢芳,宗佳.降低PM_{2.5}健康风险的行为选择及支付意愿——以北京市居民为例[J].中国人口·资源与环境,2015,25(1):127-133.
- [20]黄德生,张世秋.京津冀地区控制PM_{2.5}污染的健康效益评估[J].中国环境科学,2013,33(1):166-174.
- [21]李惠娟,周德群,魏永杰.空气污染的健康经济损失评价研究进展[J].环境科学研究,2020,33(10):2421-2429.
- [22]谢杨,戴瀚程.PM_{2.5}污染对京津冀地区人群健康影响和经济影响[J].中国人口·资源与环境,2016,26(11):19-27.
- [23]王桂芝,武灵艳,陈纪波,等.北京市PM_{2.5}污染健康经济效应的CGE分析[J].中国环境科学,2017,37(7):2779-2785.
- [24]曾贤刚,阮芳芳.中国PM_{2.5}污染健康效应的国民经济影响分析[J].中国环境科学,2020,40(7):3228-3238.
- [25]傅崇辉,王文军,汤健,等.PM_{2.5}健康风险的空间人口分布研究——以深圳为例[J].中国软科学,2014(9):78-91.
- [26]Du Y,Wan Q,Liu H,et al.How does urbanization influence PM_{2.5}concentrations?Perspective of spillover effect of multidimensional urbanization impact[J].Journal of Cleaner Production,2019,220:974-983.
- [27]Liu M,Huang Y,Jin Z,et al.The nexus between urbanization and PM_{2.5}related mortality in China[J].Environmental Pollution,2017,227:15-23.
- [28]Wang Q,Wang J,He M Z,et al.A county-level estimate of PM_{2.5}related chronic mortality risk in China based on multimodel exposure data[J].Environment International,2018,110:105-112.
- [29]Li T,Zhang Y,Wang J,et al.All-cause mortality risk associated with long-term exposure to ambient PM_{2.5}in China:a cohort study[J].The Lancet Public Health,2018,3(10):e470-e477.
- [30]Zheng Y,Zhang Q,Liu Y,et al.Estimating ground-level PM_{2.5}concentrations over three megalopolises in China using satellite-derived aerosol optical depth measurements[J].Atmospheric Environment,2016,124:232-242.
- [31]Wang G,Gu S J,Chen J,et al.Assessment of health and economic effects by PM_{2.5}pollution in Beijing:a combined exposure-response and computable general equilibrium analysis[J].Environmental Technology,2016,37(24):3131-3138.
- [32]Bagan H,Yamagata Y.Analysis of urban growth and estimating population density using satellite images of nighttime lights and land-use and population data[J].GIScience&Remote Sensing,2015,52(6):765-780.
- [33]Apte J S,Brauer M,Cohen A J,et al.Ambient PM_{2.5}Reduces Global and Regional Life Expectancy[J].Environmental

[34]Apte J S, Marshall J D, Cohen A J, et al. Addressing global mortality from ambient PM_{2.5}[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(13):8057-8066.

[35]Dockery D W, Pope C A, Xu X, et al. An association between air pollution and mortality in six US cities[J]. New England Journal of Medicine, 1993, 329(24):1753-1759.

[36]Xie Y, Dai H, Dong H, et al. Economic impacts from PM_{2.5} pollution-related health effects in China: a provincial-level analysis[J]. Environmental Science&Technology, 2016, 50(9):4836-4843.

[37]Pope III C A, Burnett R T, Thun M J, et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution[J]. Jama, 2002, 287(9):1132-1141.

[38]Yang Z, Liu P, Xu X. Estimation of social value of statistical life using willingness-to-pay method in Nanjing, China[J]. Accident Analysis&Prevention, 2016, 95:308-316.

[39]Puig-Junoy J, Zamora A R. Socio-economic costs of osteoarthritis: a systematic review of cost-of-illness studies[C]//Seminars in arthritis and rheumatism. WB Saunders, 2015, 44(5):531-541.

[40]杜雯翠, 冯科. 城市化会恶化空气质量吗? ——来自新兴经济体国家的经验证据[J]. 经济社会体制比较, 2013(5):91-99.

[41]Wang S, Fang C, Guan X, et al. Urbanization, energy consumption, and carbon dioxide emissions in China: A panel data analysis of China's provinces[J]. Applied Energy, 2014, 136:738-749.

[42]邵帅, 李欣, 曹建华. 中国的城市化推进与雾霾治理[J]. 经济研究, 2019, 54(2):148-165.

[43]王德文. 人口低生育率阶段的劳动力供求变化与中国经济增长[J]. 中国人口科学, 2007(1):44-52.

[44]谢旭轩. 健康的价值: 环境效益评估方法与城市空气污染控制策略[D]. 北京: 北京大学, 2011.

[45]Viscusi W K, Magat W A, Huber J. Pricing environmental health risks: survey assessments of risk-risk and risk-dollar trade-offs for chronic bronchitis[J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1991, 21(1):32-51.

[46]陈晓兰. 大气颗粒物造成的健康损害价值评估[D]. 厦门: 厦门大学, 2008.

[47]方创琳. 中国城市发展方针的演变调整与城市规模新格局[J]. 地理研究, 2014, 33(4):674-686.