

京津冀及周边大气污染联防联控政策实施效果评估 ——基于多期差分的实证研究

朱治双, 廖 华

摘 要: 以京津冀及周边地区为研究对象, 针对不同城市实施联防联控政策的时间不同, 运用多期双重差分模型构造一个准自然实验, 评估联防联控政策实施效果, 并考察政策的动态效果和异质性影响。研究发现, 该政策使京津冀及周边地区空气质量整体改善了 7% 左右。一系列稳健性检验均表明基本结论的可靠性。动态来看, 随着联防联控范围的扩大和政策的完善, 空气质量改善的效果日趋明显。异质性方面, 空气污染越严重的城市, 在纳入大气污染联防联控范围后, 其空气质量改善程度超过样本整体平均水平近一倍, 达到 14% 左右。

关键词: 京津冀; 空气污染; 联防联控; 双重差分模型

中图分类号: F205 文献标识码: A 文章编号: 1671-0169(2022)02-0142-15

DOI:10.16493/j.cnki.42-1627/c.2022.02.009

一、引 言

化石燃料的大规模使用在促进我国经济增长的同时, 也带来了严重的空气污染。《中国生态环境状况公报》的数据显示: 2020 年, 全国 337 个地级及以上城市, 仍然有 40% 的城市空气质量超标。产业结构偏重、能源结构偏煤的现状导致京津冀及周边地区成为我国空气污染最严重的地区。京津冀及周边地区空气优良天数比例比汾渭平原、长三角地区分别低 7.1 个百分点和 21.7 个百分点。168 个重点城市空气质量排名最差的 20 个城市中, 除咸阳和渭南外, 均位于京津冀及周边区域。

我国长期采用属地管理的环境治理模式, 由于大气污染物会在相邻城市跨区域传输, 该模式难以有效防治大气污染。十八大以后, 我国开始运用区域联防联控思维治理大气污染, 先后启动京津冀及周边地区、长三角地区、汾渭平原等区域的大气污染联防联控工作, 从城市层面携手防治空气污染。与传统属地治理模式相比, 区域联防联控能否更好地改善地区空气质量? 其动态效果和异质性如何? 对上述问题的深入研究, 有助于全面科学地评估大气污染联防联控的实施效果, 为坚持和完善大气污染区域联防联控机制提供科学依据和决策参考。

本文以京津冀及周边地区“2+26”城市为研究对象, 采用多期双重差分模型, 从城市层面评估大气污染联防联控政策对京津冀及周边地区空气质量的影响。文章的主要贡献包括: (1) 在准自

基金项目: 国家自然科学基金项目“京津冀及周边地区大气污染联防联控的成本效益评估”(72103113)、“能源经济与气候政策研究”(71925008)

作者简介: 朱治双, 管理学博士, 山西财经大学经济学院讲师(山西太原 030006); 廖华(通讯作者), 北京理工大学能源与环境政策研究中心教授, liaohua55@163.com(北京 100081)

然实验的条件下, 采用多期双重差分模型, 识别京津冀及周边地区大气污染联防联控与空气质量改善的因果关系, 避免潜在的内生性问题, 为科学评估大气污染防治政策提供有益借鉴; (2) 分阶段考察京津冀及周边地区联防联控政策的动态效果, 突破以往单纯从静态和平均意义上评估大气污染防治政策的效果, 得出的结论更加丰富和精细化; (3) 从不同视角考察京津冀及周边地区大气污染联防联控的异质性效果, 能够为不同类型城市大气污染防治工作提供更具针对性的政策建议。

二、京津冀及周边地区大气污染联防联控政策梳理

面对严峻的空气污染形势, 国务院于 2013 年 9 月 10 日正式发布《大气污染防治行动计划》(简称《大气十条》), 提出建立京津冀区域大气防治协作机制, 由区域内省级人民政府和国务院相关部门协调解决区域突出环境问题。9 月 17 日, 由环境保护部牵头的六部门联合印发《京津冀及周边地区落实大气污染防治行动计划实施细则》, 提出在 2013 年底前, 京津冀及周边地区建立健全覆盖区域、省、市的应急响应体系, 实行联防联控。

2013 年 10 月, 京津冀及周边地区大气污染防治协作小组成立(简称协作小组), 旨在加强区域大气污染防治的联合协作, 形成空气污染治理合力。2014 年 6 月, 协作小组办公室印发《京津冀及周边地区大气污染联防联控 2014 年重点工作》, 提出要统一行动和加强联动, 共同治理区域重点污染源和同步解决区域共性问题。

2015 年 5 月 26 日, 协作小组审议通过《京津冀及周边地区大气污染联防联控 2015 年重点工作》, 联手在煤炭消费、化解过剩产能、挥发性有机物治理、机动车污染和港口及船舶污染、秸秆综合利用和禁烧六大重点领域共同治污, 并提出将北京、天津、保定、廊坊、唐山、沧州等 6 个城市划为京津冀大气污染防治核心区(简称“2+4”城市), 首次从城市层面联合治理空气污染。

2017 年 2 月 17 日, 环保部、发改委、财政部、能源局、京津冀晋鲁豫联合发布《京津冀及周边地区 2017 年大气污染防治工作方案》, 明确“2+26”城市携手防治(简称“2+26”城市), 进一步加大京津冀大气污染传输通道的治理力度。2017 年 12 月 5 日, 发改委、能源局等 10 部门联合发布《北方地区冬季清洁取暖规划(2017—2021 年)》, 提出到 2019 年, “2+26”城市城区清洁供暖率达到 90%; 到 2021 年, “2+26”城市城区全部实现清洁供暖。

为延续《大气十条》以降低颗粒物浓度和重污染天数的思路, 2018 年 6 月, 国务院印发《打赢蓝天保卫战三年行动计划》, 对 2020 年空气治理目标提出了明确要求。该计划提出到 2020 年采暖季前, 京津冀及周边地区基本完成生活和冬季取暖散煤替代, 并对京津冀地区淘汰落后产能和压减过剩产能、“散乱污”治理、机动车治理等方面提出了更高的要求。7 月, 协作小组进一步升格为京津冀及周边地区大气污染防治领导小组, 进一步完善了京津冀及周边地区大气污染联防联控协作机制。

此外, 为应对京津冀及周边地区秋冬季重度污染天气频发的现状, 生态环境部、发改委等部门联合京津冀晋鲁豫 6 省市分别于 2017 年 8 月、2018 年 9 月、2019 年 10 月、2020 年 10 月连续四次发布《京津冀及周边地区秋冬季大气污染综合治理攻坚行动方案》, 提出 $PM_{2.5}$ 平均浓度、重度及以上污染天气下降比例等目标。

三、文献综述

空气污染给居民健康带来了严重的威胁, 进而影响人的行为选择。Chen 等^[1]指出, 秦岭—淮河以北地区长期采用燃煤集中取暖, 造成的空气污染使得北方地区人均寿命减少 5.5 年。陈硕等^[2]

的研究表明,二氧化硫每增加100万吨,万人中死于呼吸系统疾病和肺癌的人数将分别增加0.5人和0.3人,由此导致每年医疗费用超过3000亿元。一些研究还证实空气污染会对人的心理健康产生负面影响^[3]。此外,污染还会影响人的行为选择。研究表明,空气严重污染时,人们会减少出行^[4],学生会增加逃课几率^{[5][6]};人们会避开在污染严重区域购房,使得该区域房价下降^[7];人们会增加医疗保健支出和防御性支出,如购买口罩和空气净化器^{[8][9][10]};空气污染甚至还会影响到居民对政府的信任度。

很多学者对不同类型大气污染防治政策的效果开展了深入分析。首先,研究交通限行政策的效果。多数学者发现车辆限行政策对空气质量改善的积极影响^{[11][12]},但Davis^[13]发现限行政策会扭曲居民的购车行为,居民会重新使用排放量更大的二手车或者购买第二辆车,汽油使用量不降反升,公共交通的使用率并没有上升,空气质量并没有得到改善。曹静等^[14]也发现,当采用断点回归方法控制内生性问题后,尾号限行政策对北京市空气质量的影响甚微。其次,研究节能环保法规对空气质量的影响。Zheng等^[15]发现节能法规和环境标准对改善空气质量的积极影响。Wang等^[16]基于双重差分法,发现环保法规可显著降低PM_{2.5}和SO₂的浓度。再次,研究某项单一政策对空气质量的影响,包括燃煤电厂的脱硫补贴政策^[17]、燃煤电厂的超低排放标准^[18]、“煤改气”或“煤改电”政策^{[19][20][21]}等对空气质量的影响。最后,研究大事件下临时空气治理措施的效果,如2008年奥运会期间的限行政策^[14]、2014年APEC会议和2015年胜利日游行的空气污染控制政策^{[22][23][24]}、两会时期的大气污染防治政策^[25]。

目前采用计量经济学中的政策评估方法,从城市维度和区域联防联控视角,科学识别大气污染联防联控与空气质量的因果关系的文章非常缺乏。经检索,仅有杜雯翠等^[24]和王怡等^[26]两篇文献对这一问题有所涉及,二者得到的结论也不一致。杜雯翠等^[24]采用双重差分法,发现京津冀雾霾协同治理并没有改善该区域空气质量。王怡等^[26]发现《秋冬季大气污染综合治理攻坚行动方案》指导下京津冀及周边地区“2+26”城市联合行动有助于改善该区域空气质量。与上述两篇文献均采用标准双重差分模型不同,本文采用多期双重差分模型来评估大气污染联防联控的效果。标准的双重差分模型适用于政策执行时间一致的情形。然而,京津冀及周边地区联防联控存在明显的从试点到推广的过程,不同城市纳入联防联控的时间并不完全一致,采用标准双重差分模型估计的结果很有可能会出现偏误,而多期双重差分则能够很好地捕捉政策的动态变化,从而更准确地测度大气污染联防联控政策的效应。另外,本文在实验组和控制组选择、政策执行时间确定等研究设计上与上述两篇文献也不相同。此外,Song等^[27]基于断点回归方法,分析了大气污染联防联控范围对空气质量的影响,一些学者还对大气污染防治的影响机制进行了探究^{[28][29][30]}。

综上所述,在大气污染防治政策的效果评估方面,国内外研究文献主要集中在评估某项具体政策对空气质量的影响,缺乏从联防联控视角审视大气污染防治效果的研究,并且现有研究在大气污染防治政策的动态效果以及异质性方面缺乏深入分析。因此,本文以京津冀及周边地区“2+26”为研究对象,运用多期双重差分模型考察区域大气污染联防联控的效果,并深入分析该政策的动态效果和异质性影响,从而丰富大气污染防治政策评估领域的研究。

四、研究设计

(一) 模型构建

当前大气污染防治政策效果评估的方法主要包括三类。一是单差法。通过简单比较政策执行前后的空气质量变化来考察政策效果。该方法简单直观,但是没有控制住其他影响空气质量的因素,无法剥离空气治理政策与其他政策对空气质量的影响,也无法剥离城市空气质量变化的固有趋

势^[25]。二是断点回归方法。通过考察空气质量在政策实施点上是否出现突变来评估政策效应。如果在政策实施前后空气质量存在明显的断点, 则说明空气治理政策对空气质量有显著影响, 不过其结论易受估计方法和窗宽选择的影响。三是双重差分法。将样本城市分为实验组和控制组, 同时考察实验组实施政策前后空气质量的差异, 以及实验组与控制组空气质量的差异。采用双重差分法可以有效控制实验组和控制组共同的空气质量变化趋势, 能够很好地克服内生性问题, 其难点是控制组的选择。本文采用双重差分法来评估京津冀及周边地区大气污染防治政策的效果, 构建的模型如下:

$$Y_{ct} = \delta_0 + \delta_1 Group_c \times Policy_t + \gamma X_{ct} + \alpha_c + \beta_t + \epsilon_{ct} \quad (1)$$

其中, Y_{ct} 表示城市 c 在日期 t 的空气质量指数以及单项污染物浓度; $Group_c$ 表示城市 c 是否为实验组或控制组, 如果为实验组, 则取 1, 否则为 0。 $Policy_t$ 表示政策是否执行的虚拟变量。政策执行前为 0, 执行后为 1。交叉项 $Group_c \times Policy_t$ 表示实验组空气质量在政策实施后的变化, 其系数 δ_1 可以用于衡量实施大气污染防治政策的效果。 X_{ct} 为控制变量, 表示影响空气质量的其他因素, 包括天气状况因素 (最高气温、最低气温、温度变化、最大风力、是否下雨、是否下雪、是否有雾或霾)、节假日因素 (是否是公休日) 以及供暖因素 (是否位于供暖期), 另外本文还用一组表示季节的虚拟变量和一组表示地区的虚拟变量来控制季节因素和地区因素。 α_c 表示城市固定变量, 用来表示不随时间但随城市而变的不可观测的变量。 β_t 表示时间固定效应, 即不随城市但随时间而变的不易观测的变量。 ϵ_{ct} 表示随机扰动项。

政策执行时间的确定。尽管早在 2013 年 9 月国务院发布的《大气污染防治行动计划》中就提出建立京津冀区域大气污染防治协作机制的要求, 但是首次落实到京津冀城市层面的联防联控政策为 2015 年 5 月 26 日由京津冀及周边地区大气污染防治协作小组发布的《京津冀及周边地区大气污染防治联防联控 2015 年重点工作》, 该文件明确将北京、天津, 以及河北省的唐山、廊坊、保定、沧州划分为京津冀大气污染防治核心区 (简称“2+4”城市)。因此, 本文将“2+4”城市的政策执行时间从 2015 年 6 月 1 日开始设置为 1。此外, 2017 年 2 月 17 日环保部等部门联合京津冀晋鲁豫 6 省市发布《京津冀及周边地区 2017 年大气污染防治工作方案》, 进一步加大京津冀大气污染传输通道治理力度, 明确“2+26”城市携手防治 (简称“2+26”城市), 将除“2+4”城市以外的另外 22 个城市 (河北省的石家庄、邢台、邯郸、衡水, 山西省的太原、阳泉、长治、晋城, 山东省的济南、淄博、济宁、德州、聊城、滨州、菏泽, 河南省的郑州、开封、安阳、鹤壁、新乡、焦作、濮阳) 也纳入大气污染防治联防联控范围, 并提出从 2017 年 3 月份开始, 各省市安排专人定期报送相关工作。因此, 本文将“2+26”城市中的另外 22 个城市的政策执行时间从 2017 年 3 月 1 日开始设置为 1。

实验组和控制组的确定。在标准的双重差分模型中, 政策的执行时间是唯一的。但是通过对前文政策执行时间的分析可以看出, “2+26”城市中, “2+4”城市的政策执行时间与其他 22 个城市的政策执行时间不一致, 存在明显的从试点到推广的特征, 因此本文的模型是一个多期双重差分模型。在多期双重差分模型下, 可直接将已经纳入联防联控范围的城市 (即“2+26”城市) 设置为实验组, 当实验组中某一个城市与政策执行的时间交互等于 1 时, 说明在该时间点上该城市纳入了大气污染防治联防联控范围, 在该时间点之前, 交互项为 0。关于控制组的选择, 由于空气质量在空间相邻城市间具有相似性, 因此本文根据地理位置相邻原则, 选择与实验组城市直接接壤的城市作为控制组, 分别为河北省的张家口、承德、秦皇岛, 山西省的晋中、吕梁、临汾、忻州, 山东省的泰安、潍坊、枣庄、临沂、东营以及河南省的洛阳、平顶山、许昌、周口、商丘, 共 17 个城市。值得一提的是, 在多期双重差分模型中, 由于城市固定效应和时间固定效应吸收掉了交互项中的主变量 $Group_c$ 和 $Policy_t$, 因此模型 (1) 中不必单独控制^[17]。

(二) 变量与数据说明

为了准确评估联防联控政策对空气质量的影响,需要尽可能地控制住其他影响空气质量的因 素,比如天气状况、冬季采暖以及其他社会因素等。本文搜集了包含实验组和控制组共 45 个城市 2015 年 1 月 1 日至 2019 年 12 月 31 日的日度数据,样本观测值为 82 170。由于控制变量中反映每 日温差的变量用日平均温度的一阶差分项获得,因此在初始值上会产生 45 个缺失值,去除掉缺 失值后的样本数量为 82 125。以下对各变量进行详细说明。

1. 空气质量。空气质量数据包括空气质量指数和单项空气污染物。其中,空气质量指数 (Air Quality Index, AQI) 是一个无量纲的综合性指数,其取值范围为 0~500,数值越大表明大气污染 越严重。空气质量数据来源于“天气后报”网站。

2. 天气状况。天气状况会对空气质量产生显著影响。参考相关文献^{[14][25]},本文控制的气象因素 包括:最高气温 (*hightemp*, °C)、最低气温 (*lowtemp*, °C)、最大风速 (*maxwind*)、是否有雨 (*rain*)、是否有雪 (*snow*)、是否有雾 (霾) (*smog*)。另外,气温的变化可能对空气质量产生影响,本 文首先用最高气温和最低气温的算术平均值作为日平均值,然后用日平均值的一阶差分项 (*Dmean- temp*) 反映气温变化^[31]。天气状况数据根据“天气后报”网站中的“历史天气”菜单获取整理。

3. 其他变量。是否位于供暖期 (*heatsupply*)。北方地区冬季空气严重污染状况频发与冬季大 量使用燃煤取暖有关。虽然不同城市均有官方规定的法定供暖期,但各城市具体供暖时间会根据当 时的天气状况适时调整。当在法定供暖开始前或者法定供暖结束时点上出现大幅降温的情况,供暖 部门会提前供暖或者延迟停暖。因此,实际供暖期与法定供暖期并不完全一致。本文根据公开媒体 报道收集实际供暖开始时间与结束时间。当处于供暖期时,取值为 1,反之则为 0。

是否为法定节假日 (*holiday*)。节假日因素会通过影响人们生产生活方式进而对空气质量产生 影响。一方面,节假日期间的生产污染排放相对较少。另一方面,假期出行可能会对空气质量产生 不利影响。法定节假日和调休日的数据根据国务院办公厅每年发布的放假安排整理获得。如果是法定 节假日或调休日则取 1,反之则取 0。

(三) 描述性统计

表 1 为主要变量的描述性统计。从表 1 可以看出,空气质量指数的均值为 102.1,属于轻度污 染,不过这一数值掩盖了不同组别城市在不同时间点上的空气质量差异。本文进一步将样本城市分 为实验组和控制组,结果如图 1 所示。从空气质量指数上看,实验组历年空气质量指数的平均值均

表 1 主要变量的描述性统计

变量名	中文解释	观测数	均值	标准差	最小值	最大值
AQI	空气质量指数	82 170	102.10	55.83	14	500
PM _{2.5}	细颗粒物浓度	82 170	64.40	50.32	1	739
PM ₁₀	可吸入颗粒物浓度	82 170	116.09	72.63	0	1 953
SO ₂	二氧化硫浓度	82 170	29.72	32.28	1	800
NO ₂	二氧化氮浓度	82 170	40.37	19.27	1	201
CO	一氧化碳浓度	82 170	1.29	0.81	0.08	18.92
O ₃	臭氧浓度	82 170	65.50	39.75	1	296
Heatsupply	是否位于供暖期	82 170	0.34	0.47	0	1
Hightemp	日最高气温	82 170	19.58	10.81	-20	40
Lowtemp	日最低气温	82 170	9.09	10.75	-33	31
Rain	是否有雨	82 170	0.21	0.41	0	1
Snow	是否有雪	82 170	0.02	0.15	0	1
Smog	是否有雾 (霾)	82 170	0.02	0.13	0	1
Maxwind	最大风速	82 170	3.31	0.89	2	7
Holiday	是否为节假日	82 170	0.32	0.47	0	1

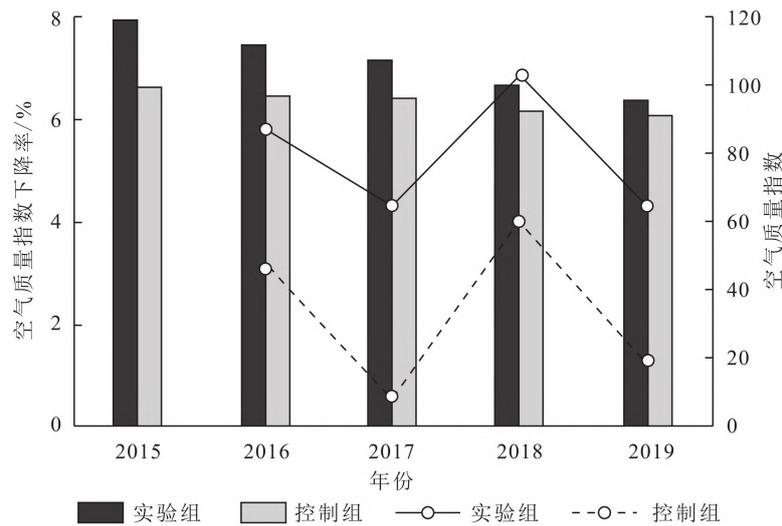


图1 实验组和控制组的空气质量指数及其变化

高于控制组。从空气质量的变化率来看, 2016年至2019年, 实验组空气质量指数环比变动率分别为 -5.77% 、 -4.30% 、 -6.82% 、 -4.28% , 同期控制组空气质量指数变化率分别为 -3.09% 、 -0.57% 、 -3.98% 、 -1.27% 。可以看出, 实验组空气质量指数下降程度均大于同期控制组空气质量下降幅度。不过这种降幅差异是否显著, 并且是否是由大气污染联防联控政策导致的, 还需要通过实证模型来进一步检验。

五、实证分析

(一) 基本结论

京津冀及周边地区大气污染联防联控政策对空气质量的影响如表2所示。第(1)列为OLS估计的结果。第(2)列为个体固定效应模型的结果, 该列仅控制了城市固定效应, 没有控制时间固定效应。第(3)列为双向固定效应模型的结果。从结果可以看出, 京津冀及周边地区大气污染联防联控政策显著改善了该地区空气质量, 空气质量指数下降约 -6.7 , 相当于样本均值的 6.6% , 其他控制变量的估计结果基本上都符合预期。王恰等^[26]以“2+26”城市为处理组, 全国其他292个城市作为参照组, 基于2016年10月1日和2018年3月31日的数据, 采用双重差分模型, 发现实施“2+26”城市联合防治政策后, AQI指数下降了 -9.479 , 与本文的估计结果相似。与王恰等的研究不同, 本文根据相邻城市在空气质量和气候条件等因素相似的原则, 选择与“2+26”城市相邻的17个城市作为控制组。其次, 从“2+4”核心区到“2+26”城市, 京津冀地区空气治理政策存在明显的从试点到推广的特征, 采用多期双重差分模型比标准双重差分模型更加科学, 能够更好地捕捉政策的动态特征。此外, 本文的样本时间从2015年1月1日至2019年12月31日, 比王恰等的样本时间更长, 估计的结果更具代表性。

(二) 稳健性检验

1. 平行趋势检验。表2中估计结果无偏的前提条件是在空气治理政策实施前, 控制组和实验组在空气质量上应该具有相同的变动趋势, 即实验组和控制组满足平行趋势假定。如果平行趋势假设成立, 则说明空气质量的改善发生在空气治理政策执行之后, 在空气治理联合防治政策实施前, 实验组和控制组不存在显著差异。本文在式(1)的基础上进一步构建如下模型开展平行趋势检验:

表 2 基本回归结果

	(1) AQI	(2) AQI	(3) AQI
<i>Group</i> × <i>Policy</i>	-12.231*** (1.982)	-13.075*** (1.910)	-6.736** (2.615)
<i>Hightemp</i>	2.001*** (0.295)	2.299*** (0.266)	2.193*** (0.305)
<i>Lowtemp</i>	-0.416 (0.375)	-1.026*** (0.303)	1.705*** (0.401)
<i>Dmeantemp</i>	-0.157 (0.203)	-0.004 (0.195)	-1.970*** (0.266)
<i>Rain</i>	-1.435* (0.853)	0.064 (0.800)	0.075 (0.688)
<i>Snow</i>	-1.296 (2.812)	0.114 (2.907)	6.988*** (2.544)
<i>Smog</i>	117.135*** (4.852)	115.128*** (4.675)	57.395*** (5.479)
<i>Maxwind</i>	-2.837*** (0.450)	-2.415*** (0.421)	-2.171*** (0.460)
<i>Heatsupply</i>	33.706*** (4.712)	32.397*** (4.013)	0.673 (3.474)
<i>Holiday</i>	3.098*** (0.257)	3.227*** (0.242)	43.309*** (6.937)
<i>Spring</i>	-26.919*** (2.846)	-24.440*** (2.606)	-89.800*** (17.651)
<i>Summer</i>	-53.559*** (3.000)	-46.972*** (2.187)	-112.942*** (13.821)
<i>Fall</i>	-35.212*** (2.740)	-32.071*** (2.390)	-11.609* (6.205)
城市固定效应	No	Yes	Yes
时间固定效应	No	No	Yes
观测值	82 125	82 125	82 125
R ²	0.272	0.257	0.626

注：括号内为稳健标准误；*** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$ 。

$$Y_{at} = \delta_0 + \sum_{i=-5}^5 \delta_i \text{Group}_c \times \text{Policy}_{t-i} + \gamma X_{at} + \alpha_c + \beta_t + \varepsilon_{at} \quad (2)$$

其中， Policy_{t-i} 表示政策实施时间的虚拟变量。如果 $t-i$ 期实施了空气污染联防联控政策，则取 1，否则取 0。 δ_{-5} 到 δ_{-1} 表示空气治理政策实施前的效果， δ_0 到 δ_5 表示空气治理政策实施后的效果。为了防止共线性问题，本文采用政策执行当期作为基准组，其估计结果如图 2 所示。图中虚线表示“2+26”城市大气污染联防联控政策实施的时间节点，各垂直线代表估计系数 δ_i 及其 95% 的置信区间。从图中可以看出，在实施“2+26”城市协同治理政策前控制组和实验组不存在显著差异，平行趋势假设成立。在实施“2+26”城市空气污染联防联控后，AQI 指数显著下降，这说明“2+26”城市联防联控确实有助于改善京津冀及周边地区的空气质量。

2. 反事实检验。反事实检验的基本思想是通过人为设置政策的执行时间，然后观察政策对空气质量的影响。如果人为构造的空气治理政策下也出现了空气质量的改善，则说明前文空气质量改善的原因可能是由其他未观测到的因素引起的。本文假定 2015 年 6 月 1 日前为政策执行期，即在 2015 年

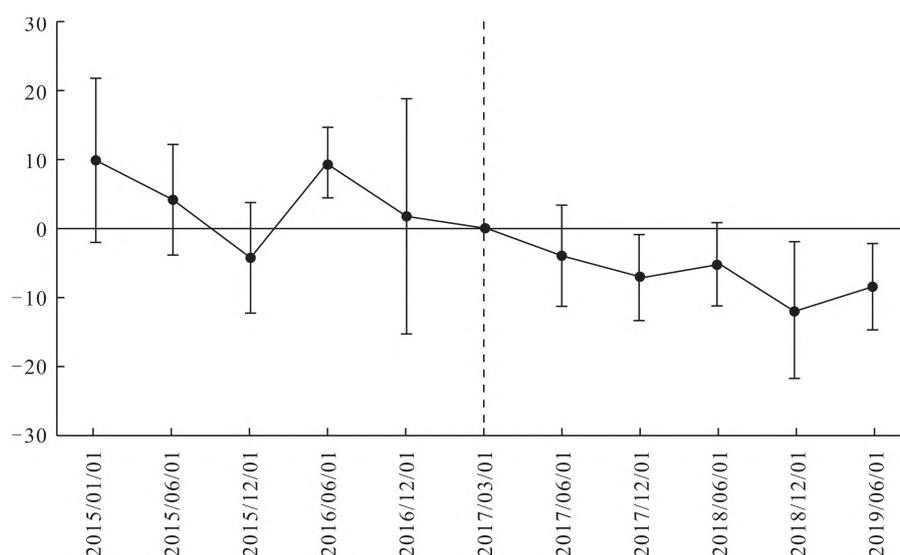


图2 平行趋势检验

6月1日前,政策虚拟变量设置为1,从2015年6月1日后开始设置为0,估计结果如表3所示。从表3中可以看出,在人为构造的空气治理政策效应下,实验组的空气质量与控制组的空气质量并没有显著差异,这反过来证明了前文基本结论的稳健性。

3. 剔除可能造假的空气质量数据。由于空气质量指数在100前后被人为地划分为良和轻度污染两个级别,部分城市为了完成上级规定的优良天数占比目标,在实际空气质量指数超过100但不多的情况下,有可能会存在人为调低空气质量指数的情况^[25]。为了排除伪造数据对基本结论的影响,本文剔除[95, 105]之间的数据后重新估计,估计结果如表4所示。从表4的结果可以看出,剔除可能的伪造数据后,前文的基本结论仍然是成立的,这说明大气污染联防联控政策确实能够达到改善空气质量的目^①。Greenstone等^[32]将2013年以来的中国实时监测数据与卫星数据以及美国驻中国大使馆数据展开对比,发现不同数据源的数据高度吻合,从而认为中国在全国范围内的空气质量实时监测系统的数据是比较可靠的,基于该数据的实证结果是相对可靠的。

表3 空气污染联防联控政策的反事实检验

	(1)	(2)	(3)
	AQI	AQI	AQI
$Group \times Policy \text{—}p$	5.793 (4.442)	5.926 (4.429)	6.603 (4.470)
控制变量	Yes	Yes	Yes
城市固定效应	No	Yes	Yes
时间固定效应	No	No	Yes
观测值	82 125	82 125	82 125
R^2	0.267	0.251	0.643

注:括号内为稳健标准误;*** $p < 0.01$,** $p < 0.05$,* $p < 0.1$ 。

表4 剔除掉AQI位于[95, 105]区间的数

	(1)	(2)	(3)
	AQI	AQI	AQI
$Group \times Policy$	-13.359*** (2.127)	-14.212*** (2.059)	-7.129** (2.698)
控制变量	Yes	Yes	Yes
城市固定效应	No	Yes	Yes
时间固定效应	No	No	Yes
观测值	74 545	74 545	74 545
R^2	0.286	0.270	0.662

注:括号内为稳健标准误;*** $p < 0.01$,** $p < 0.05$,* $p < 0.1$ 。

① 为了保证结论的稳健性,本文还剔除空气质量指数在[90, 110]之间的数据后重新估计,结论是一致的。

（三）联防联控政策的动态效果

京津冀及周边地区大气污染联防联控分为两个阶段，分别为 2015 年 5 月 26 日将“2+4”城市设为大气污染防治核心区，以及 2017 年 2 月 17 日进一步提出“2+26”城市携手共治。本文设置第一个阶段政策执行变量 $Policy_1$ ，政策执行区间为 2015 年 6 月 1 日至 2017 年 3 月 1 日，实验组为“2+4”核心城市，其他 39 个城市为控制组。同理，本文设置第二个阶段政策执行变量为 $Policy_2$ ，政策执行时间为 2017 年 3 月 1 日及以后，实验组为“2+26”城市，其他 17 个城市为控制组。从表 5 中可以看出，第一个阶段的大气污染防治效果并不明显，实验组和控制组之间并没有显著差异，但是在第二阶段上大气污染防治效果变得显著，空气质量指数下降了大约 9，大约相当于样本均值的 8.5%。该结论表明，当大气污染联防联控范围扩展到“2+26”城市后，空气质量改善的效果才开始显现出来。Song 等^[27]指出，大气污染联防联控范围的扩大有助于更好更快地完成集体行动，并且严格的监督和问责制减少了联盟成员“搭便车”的行为。

表 5 两个阶段空气治理政策的效果差异

	(1) AQI	(2) AQI	(3) AQI
$Group \times Policy_1$	0.058 (4.463)	-0.643 (2.026)	0.664 (2.288)
$Group \times Policy_2$	-13.395*** (1.933)	-13.588*** (1.941)	-9.283*** (2.902)
控制变量	Yes	Yes	Yes
城市固定效应	No	Yes	Yes
时间固定效应	No	No	Yes
观测值	82 125	82 125	82 125
R^2	0.274	0.259	0.644

注：括号内为稳健标准误；*** $p < 0.01$ ，** $p < 0.05$ ，* $p < 0.1$ 。

（四）联防联控政策的异质性影响

部分学者研究发现，空气污染治理政策的效果在不同城市存在差异^{[33][34]}。本部分分析京津冀及周边地区大气污染联防联控对不同特征城市的异质性影响。主要尝试回答以下问题：污染越严重的城市在纳入联防联控实施范围后空气质量的改善是否越明显？离政治中心城市的距离是否会影响大气污染联防联控的效果？经济发展程度差异是否会影响不同城市空气治理的效果？

1. 污染状况对大气污染防治政策效果的影响。首先需要明确在实施区域联防联控前各城市的污染状况。由于京津冀及周边地区大气污染联防联控包含两个阶段，这里分别以第一阶段（2015 年 6 月 1 日）和第二阶段（2017 年 3 月 1 日）前各城市空气质量的均值按照从大到小排序，设置一个虚拟变量 $Pollution$ ，令排名的前 50% 的城市为 1，其余城市为 0。模型估计方程如下所示。

$$Y_a = \alpha_c + \beta_i + \delta Group_c \times Policy_t \times Pollution_c + \theta_1 Group_c \times Policy_t + \theta_2 Group_c \times Pollution_c + \theta_3 Policy_t \times Pollution_c + \gamma X_a + \epsilon_a \quad (3)$$

δ 是本文重点关心的系数，它表示空气污染更严重的城市在纳入区域联防联控范围后空气质量的改善程度。模型的估计结果如表 6 所示。从结果可以看出，无论是按照第一阶段还是第二阶段的各城市空气质量的排序划分污染状况，三重交互项的系数均为负。这表明污染越严重的城市，在纳入大气污染联防联控实施范围后，其空气质量的改善程度越大，达 14% 左右。

表 6 空气污染状况对区域联防联控效果的影响

	第一阶段 AQI	第二阶段 AQI
$Group \times Policy \times Pollution$	-15.028*** (3.223)	-15.785*** (3.240)
控制变量	Yes	Yes
城市固定效应	Yes	Yes
时间固定效应	Yes	Yes
观测值	82 125	82 125
R^2	0.645	0.646

注：括号内为稳健标准误；*** $p < 0.01$ ，** $p < 0.05$ ，* $p < 0.1$ 。

2. 离政治中心的距离对空气治理效果的

影响。各城市空气治理的效果是否与离政治中心的远近有关系? 本文从两个角度来分析: 一是离首都北京的距离, 二是离各自省会的距离。从表 7 可以看出, 三重交互项均不显著, 即并没有经验证据表明离首都或者各自省会的距离越近, 空气质量改善程度越强^①, 大气污染防治的效果并不存在首都效应或者省会效应。

3. 经济发展状况对空气治理效果的影响。经济发展状况可能会影响大气污染防治的效果。Greenstone 等^[32]对 2015—2018 年中国空气质量开展空间异质性分析后发现, 经济发展程度越高的城市, 其空气质量改善的程度越明显。本文分别以各城市 2017 年的人均地区生产总值和地区生产总值来衡量城市的经济发展状况, 数据来源于中国城市统计年鉴 (2018), 考察城市经济发展差异对大气污染防治政策效果的影响。从表 8 可以看出, 无论是采用人均地区生产总值 (PGDP) 还是地区生产总值 (GDP), 三重交互项的系数在统计意义上都不显著, 即城市经济发展差异对空气污染治理效果没有显著影响。这在一定程度上表明, 当前京津冀及周边地区大气污染防治更多是由政府驱动的, 而非市场 (经济) 驱动的。本文的结论与 Greenstone 等的结论存在差异, 其原因是 Greenstone 等只是从统计相关性角度揭示了经济发展程度和空气质量改善的相关关系, 但并非二者的因果关系。

(五) 两项代表性大气污染防治政策的效果分析

1. 秋冬季大气污染综合治理攻坚行动方案。秋冬季是京津冀及周边地区重污染天气频发的季节。为了有效应对重污染天气, 生态环境部从 2017 年开始连续四年印发《京津冀及周边地区秋冬季大气污染综合治理攻坚行动方案 (以下简称“攻坚方案”)》, 规定了秋冬季 PM_{2.5} 平均浓度和重度及以上污染天气数量的下降目标, 实施时间为当年 10 月 1 日到次年 3 月 31 日, 实施范围为“2+26”城市。秋冬季攻坚方案的效果如表 9 所示。从表 9 中可以看出, 考虑时间固定效应后, 无论是整体效果还是分年效果, 攻坚方案实施期间, 空气质量均得到一定程度上的改善, 结论与王怡等^[26]相似。相较而言, 本文的政策效果更小 (王怡等的估计系数为 -9.479), 其主要原因是王怡等比较了两个秋冬季之间空气质量的差异, 而本文是比较秋冬季攻坚方案与其他季节空气质量的差异, 考虑到秋冬季的空气污染更为严重, 攻坚方案治理空气污染的效果在一定程度上被部分抵消。分季节看, 攻坚方案主要是改善了秋冬季的空气质量, 符合政策制定者的预期, 对其他季节的空气质量则没有显著影响。

^① 本文也考察了大城市 (省会城市和直辖市) 与其他城市在空气治理效果上的差异, 发现大城市在空气治理效果方面与其他城市并没有显著性差异。

表 7 离政治中心距离对联防联控政策效果的影响

	离首都距离 AQI	离省会距离 AQI
<i>Group</i> × <i>Policy</i> × <i>Distance</i>	0.021 (0.015)	0.014 (0.028)
控制变量	Yes	Yes
城市固定效应	Yes	Yes
时间固定效应	Yes	Yes
观测值	82 125	82 125
R ²	0.644	0.643

注: 括号内为稳健标准误; *** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$ 。

表 8 城市经济发展程度对空气治理效果的影响

	人均 GDP AQI	GDP 总量 AQI
<i>Group</i> × <i>Policy</i> × <i>lnPGDP</i>	-1.345 (4.102)	-1.708 (1.982)
控制变量	Yes	Yes
城市固定效应	Yes	Yes
时间固定效应	Yes	Yes
观测值	82 125	82 125
R ²	0.643	0.643

注: 括号内为稳健标准误; *** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$ 。

表 9 秋冬季攻坚方案的效果

	整体效果	分年效果	分季节效果			
			春	夏	秋	冬
<i>Group</i> × <i>Plan</i>	-4.849** (2.259)		-3.277 (3.097)	-	-6.707*** (1.708)	-14.403*** (3.166)
<i>Group</i> × <i>Plan</i> 2017		-3.962 (2.617)				
<i>Group</i> × <i>Plan</i> 2018		-5.834* (3.346)				
<i>Group</i> × <i>Plan</i> 2019		-4.659** (2.195)				
控制变量	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
城市固定效应	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
时间固定效应	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
观测值	82 125	82 125	20 700	20 700	20 520	20 205
<i>R</i> ²	0.643	0.643	0.532	0.529	0.637	0.650

注：因变量为空气质量指数；括号内为稳健标准误；*** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$ 。

本文进一步考察秋冬季攻坚方案在改善空气质量的持续性。参照石庆玲等^[25]的做法，本文分别引入秋冬季攻坚方案开始实施前 2 周、前 1 周，以及攻坚方案实施结束后 1 周、后 2 周来考察秋冬季攻坚方案效果的持续性，模型估计结果如表 10 所示。可以看出，在攻坚方案实施开始实施之前，监管部门通过治理“散乱污”企业、强化面源污染防治等措施，空气质量改善的效果已经提前显现。但是，在次年 3 月份秋冬季攻坚方案结束以后，空气质量指数出现了反弹，空气质量又出现恶化趋势，这可能与秋冬季攻坚行动结束后污染企业复工复产以及环保督察放松有关。这说明秋冬季攻坚方案在改善空气质量的效果是临时的，缺乏持续性。

表 10 秋冬季攻坚方案效果的持续性

	(1)	(2)	(3)
	AQI	AQI	AQI
前两周	-26.256*** (1.217)	-24.939*** (1.290)	-93.004*** (21.299)
前一周	-26.416*** (1.359)	-25.583*** (1.377)	-94.763*** (21.741)
<i>Group</i> × <i>Plan</i>	-4.408** (1.824)	-5.642*** (1.822)	-4.849** (2.258)
后一周	14.080*** (2.321)	12.525*** (2.105)	28.746** (11.841)
后两周	11.345*** (3.093)	9.902*** (2.970)	78.869*** (6.220)
控制变量	Yes	Yes	Yes
城市固定效应	No	Yes	Yes
时间固定效应	No	No	Yes
观测值	82 125	82 125	82 125
<i>R</i> ²	0.273	0.257	0.625

注：括号内为稳健标准误；*** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$ 。

2. 清洁取暖计划。我国北方地区取暖用能以燃煤为主，截至 2016 年底，燃煤取暖面积占北方地区取暖总面积的 83%。为了改善空气质量，2017 年，国家发展和改革委员会印发《北方地区冬

季清洁取暖计划》, 提出到 2019 年, 北方地区清洁取暖率达到 50%。并且提出要以“2+26”城市为重点, 到 2019 年, “2+26”城市城区清洁取暖率要达到 90%以上。本文设置虚拟变量 *Heat* 代表是否开展清洁供暖, 从 2017 年下半年开始设置为 1。表 11 考察了清洁取暖计划的效果, 从表中的结果可以看出, 清洁取暖计划有助于改善空气质量。史丹等^[21]的研究也发现, 推行煤改气、煤改电等清洁供暖计划能够减少粉尘和二氧化硫排放量, 从而改善空气质量。

表 11 清洁取暖计划的政策效果

	(1)	(2)	(3)
	AQI	AQI	AQI
<i>Group</i> × <i>Heat</i> × <i>Heatsupply</i>	-5.955*** (1.573)	-6.344*** (1.527)	-4.531** (2.244)
控制变量	Yes	Yes	Yes
城市固定效应	No	Yes	Yes
时间固定效应	No	No	Yes
观测值	82 125	82 125	82 125
R^2	0.276	0.261	0.645

注: 括号内为稳健标准误; *** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$ 。

类似地, 本文进一步考察清洁取暖计划在改善空气质量上的持续性。从表 12 可以看出, 清洁取暖计划政策对空气质量的改善作用主要发生在供暖期间, 在非供暖期间, 清洁取暖政策对空气质量没有显著的改善作用。

表 12 清洁取暖政策效果的可持续性

	(1)	(2)	(3)
	AQI	AQI	AQI
前两周	27.455*** (2.646)	25.591*** (2.326)	-0.973 (2.171)
前一周	30.569*** (2.838)	28.763*** (2.501)	-0.155 (2.994)
<i>Group</i> × <i>Heat</i> × <i>Heatsupply</i>	-2.492 (1.656)	-3.102* (1.573)	-4.654** (2.298)
后一周	14.711*** (2.991)	12.884*** (2.628)	-2.032 (2.778)
后两周	21.264*** (2.523)	20.023*** (2.413)	-1.601 (2.368)
控制变量	Yes	Yes	Yes
城市固定效应	No	Yes	Yes
时间固定效应	No	No	Yes
观测值	82 125	82 125	82 125
R^2	0.283	0.267	0.645

注: 括号内为稳健标准误; *** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$ 。

六、结论与建议

本文基于多期双重差分模型考察了京津冀及周边大气污染联防联控对地区空气质量的影响。结果表明, 京津冀及周边地区大气污染联防联控政策确实有助于改善该地区的空气质量, 平均而言, 大气污染联防联控使得京津冀及周边地区空气质量指数下降 -6.7, 相当于样本均值的 7%左右。

从政策的动态效果看，当联防联控实施范围从“2+4”核心区城市扩大到“2+26”通道城市后，空气质量改善的效果才显现出来。剔除可能伪造的数据、反事实检验等一系列稳健性检验均表明基本结论的可靠性。在政策效果的异质性方面，本文发现，污染程度越高的城市，在纳入区域联防联控实施范围后，其空气质量改善的程度越大；而离政治中心（首都或省会）距离、城市经济发展水平差异对大气污染防治的效果均没有显著性影响。最后，无论是秋冬季攻坚方案还是清洁取暖计划，在政策实施期间都能够在一定程度上改善空气质量，但是空气质量的改善并不具有持续性。本文的研究结论能够为进一步推进和完善大气污染防治联防联控机制提供决策参考。

根据上述结论，本文提出如下政策建议。

1. 持续推进区域大气污染防治联防联控。打破传统的基于属地治理的环境管理模式，持续推进区域大气污染防治联防联控，增强各级政府联合治污的合力，有助于将外部污染内部化，能够有效防止地方政府在空气治理上的“搭便车”行为以及污染的跨区域转移现象，从而实现区域空气质量的整体改善。

2. 更加科学地评估大气污染防治政策的效果。简单地将政策实施前后空气质量的改善全部归因于大气污染防治政策可能会导致政策评估存在偏误。相关部门在评估大气污染防治政策时，应尽可能将影响空气质量变化的政策因素和其他因素剥离开，科学识别大气污染防治政策与空气质量改善之间的因果关系。

3. 关注大气污染防治效果的持续性。通过上文对秋冬季攻坚行动方案和清洁取暖计划的考察，发现空气质量改善主要发生在政策执行期，在政策执行期结束后，空气质量并没有持续改善，甚至出现了污染反弹的迹象。因此，相关部门应该进一步加大环保督察和执法力度，坚决清理整治“散乱污”企业，防止污染反弹。

参考文献

- [1] Chen, Y. Y., A. Ebenstein, M. Greenstone, et al. Evidence on the impact of sustained exposure to air pollution on life expectancy from China's Huai River policy[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 32.
- [2] 陈硕, 陈婷. 空气质量与公共健康: 以火电厂二氧化硫排放为例[J]. *经济研究*, 2014(8).
- [3] Chen, S., P. Oliva, P. Zhang. *Air Pollution and Mental Health: Evidence from China*[R]. NBER Working Paper, 2018.
- [4] Moretti, E., M. Neidell. Pollution, health, and avoidance behavior: Evidence from the ports of Los Angeles [J]. *Journal of Human Resources*, 2011(1).
- [5] Chen, S., C. Guo, X. Huang. Air pollution, student health, and school absences: Evidence from China[J]. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2018, 92.
- [6] Currie, J., E. A. Hanushek, E. M. Kahn, et al. Does pollution increase school absences? [J]. *The Review of Economics Statistics*, 2009(4).
- [7] Davis, L. W. The effect of power plants on local housing values and rents[J]. *Review of Economics Statistics*, 2011(4).
- [8] Barwick, P. J., S. Li, D. Rao, et al. *The Morbidity Cost of Air Pollution: Evidence from Consumer Spending in China*[R]. NBER Working Papers, 2018.
- [9] Sun, C., M. E. Kahn, S. Zheng. Self-protection investment exacerbates air pollution exposure inequality in urban China[J]. *Ecological Economics*, 2017, 131.
- [10] Zhang, J., Q. Mu. Air pollution and defensive expenditures: Evidence from particulate-filtering facemasks [J]. *Journal of Environmental Economics and Management*, 2018, 92.

- [11] Viard, V. B., S. Fu. The effect of Beijing's driving restrictions on pollution and economic activity[J]. *Journal of Public Economics*, 2015, 125.
- [12] Liu, Y., Z. Yan, C. Dong. Health implications of improved air quality from Beijing's driving restriction policy [J]. *Environmental Pollution*, 2016, 219.
- [13] Davis, L. W. The effect of driving restrictions on air quality in Mexico City[J]. *Journal of Political Economy*, 2008(1).
- [14] 曹静, 王鑫, 钟笑寒. 限行政策是否改善了北京市的空气质量? [J]. *经济学(季刊)*, 2014(2).
- [15] Zheng, S. M., H. T. Yi, H. Li. The impacts of provincial energy and environmental policies on air pollution control in China[J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2015, 49.
- [16] Wang, K. L., H. C. Yin, Y. W. Chen. The effect of environmental regulation on air quality: A study of new ambient air quality standards in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 215.
- [17] 石光, 周黎安, 郑世林, 等. 环境补贴与污染治理——基于电力行业的实证研究[J]. *经济学(季刊)*, 2016(4).
- [18] Wu, R., F. Liu, D. Tong, et al. Air quality and health benefits of China's emission control policies on coal-fired power plants during 2005—2020[J]. *Environmental Research Letters*, 2019(9).
- [19] Jeuland, M., S. K. Pattanayak, R. Bluffstone. The economics of household air pollution[J]. *Annual Review of Resource Economics*, 2015(1).
- [20] Jin, Y., H. Andersson, S. Zhang. China's cap on coal and the efficiency of local interventions: A benefit-cost analysis of phasing out coal in power plants and in households in Beijing[J]. *Journal of Benefit-Cost Analysis*, 2017(2).
- [21] 史丹, 李少林. 京津冀绿色协同发展效果研究——基于“煤改气、电”政策实施的准自然实验[J]. *经济与管理研究*, 2018(11).
- [22] Wang, H., L. Zhao, Y. Xie, et al. “APEC blue”—The effects and implications of joint pollution prevention and control program[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 553.
- [23] Li, X., Y. B. Qiao, J. M. Zhu, et al. The “APEC blue” endeavor: Causal effects of air pollution regulation on air quality in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 168.
- [24] 杜雯翠, 夏永妹. 京津冀区域雾霾协同治理措施奏效了吗? ——基于双重差分模型的分析[J]. *当代经济管理*, 2018(9).
- [25] 石庆玲, 郭峰, 陈诗一. 雾霾治理中的“政治性蓝天”——来自中国地方“两会”的证据[J]. *中国工业经济*, 2016(5).
- [26] 王恰, 郑世林. “2+26”城市联合防治行动对京津冀地区大气污染物浓度的影响[J]. *中国人口·资源与环境*, 2019(9).
- [27] Song, Y., Z. Li, T. Yang, et al. Does the expansion of the joint prevention and control area improve the air quality? —Evidence from China's Jing-Jin-Ji region and surrounding areas[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 706.
- [28] 胡珮琪, 蒋姝睿, 马中. 三次产业集聚对大气污染的差异化空间效应——基于京津冀及周边地区“2+26”城市的实证研究[J]. *中国地质大学学报(社会科学版)*, 2021(3).
- [29] 陈林, 肖倩冰, 蓝淑菁. 基于产业结构门槛效应模型的环境政策治污效益评估——以《大气污染防治行动计划》为例 [J]. *资源科学*, 2021(2).
- [30] 熊波, 陈文静, 刘潘, 等. 财税政策、地方政府竞争与空气污染治理质量[J]. *中国地质大学学报(社会科学版)*, 2016(1).
- [31] 陈强, 孙丰凯, 徐艳娴. 冬季供暖导致雾霾? 来自华北城市面板的证据[J]. *南开经济研究*, 2017(4).
- [32] Greenstone, M., G. He, S. Li, et al. *China's War on Pollution: Evidence from the First Five Years* [R]. Working Paper, 2021.

- [33]Guo,S. H. ,J. Q. Lu. Jurisdictional air pollution regulation in China: A tragedy of the regulatory anti-commons[J]. *Journal of Cleaner Production* ,2019,212.
- [34]Mitchell,G. ,P. Norman,K. Mullin. Who benefits from environmental policy ? An environmental justice analysis of air quality change in Britain,2001—2011[J]. *Environmental Research Letters* ,2015(10).

Evaluation on the Effects of Joint Prevention and Control of Air Pollution in Beijing—Tianjin—Hebei Region and Its Surrounding Areas — An Empirical Study Based on Multi—period Difference—in—Difference Model

ZHU Zhi-shuang, LIAO Hua

Abstract: Taking Beijing-Tianjin-Hebei region and its surrounding area as a case, this paper constructs a quasi-experimental design and applies a multi-period difference-in-difference model to examine the effects of regional joint prevention and control policies on air quality improvement and investigate its dynamic and heterogeneous effects. The study finds that the policy has improved the regional air quality by about 7%. A series of robustness tests prove the reliability of the basic results. From a dynamic point of view, as the scope of policy implementation has expanded and control measures have become increasingly strict, the effect of air quality improvement has become more significant. In terms of heterogeneity, cities with more serious air pollution have greater improvement in air quality after joining the joint regulation of air pollution, reaching about 14%.

Key words: Beijing-Tianjin-Hebei region; air pollution; joint prevention and control; difference-in-difference model

(责任编辑 周振新)