

专题三 环境规制与企业行为

中国碳交易市场的减排效果： 基于合成控制法的实证分析

陈 醒 余晓非*

[内容提要] 中国在 2021 年建立了全国碳排放权交易市场，这是“碳中和”背景下中国应对气候变化问题的重点政策。为了确保建立全国碳交易市场的有效性，本文系统性回顾七个碳交易试点的机制设计、市场交易情况和实际运行状况，并使用合成控制法对试点和重点行业的减排效果进行评估。研究发现，不同试点的减排绩效差别较大，湖北、深圳、广东等交易活跃度较高的试点，取得较好的减排效果；不同行业减排绩效差异较大，钢铁、非金属等行业实现了一定减排，但电力行业减排不显著。本研究对于完善全国碳排放权交易市场的机制设计具有一定参考意义。

[关键词] 碳交易试点；合成控制法；气候变化

[Abstract] In the background of moving towards carbon neutrality, China launched its national emission trading system (ETS) in June 2021 as a crucial market-based tool to tackle climate change. To make sure the national ETS can reach expected targets, this paper analyses the institutional designs, trading activities and overall performance of regional ETS pilots, and deploy synthetic control method to pin down the impact of the regional ETS pilots on the reduction of CO₂ emissions. We find that the performance considerably varies across different regions, where active performers in the carbon market, such as Hubei, Shenzhen and Guangdong ETS pilots, had made a significant difference in regional carbon-reduction. We also find that among regulated energy-intensive industries in Hubei, non-ferrous metals and ferrous metals industries had seen a substantial decrease in CO₂ emissions since ETS launched, while no significant emission reduction can be found in electricity industry. This study will provide practical information for improving the institutional designs of the national ETS.

[Key Words] Cap-and-trade, Synthetic control method, Climate change

* 陈醒，复旦大学国际关系与公共事务学院公共行政系讲师；余晓非，香港科技大学公共政策学部公共政策硕士。

一、引言

积极应对气候变化、减少碳排放已成为国际社会的共识。近年来,随着气候变化形势日益严峻,各主要工业国都在探索能有效遏制碳排放增长的气候政策工具。这其中,基于市场逻辑运行的碳排放权交易政策在全球多个国家和地区得到了广泛运用。从理论视角来看,碳排放权交易机制通过排放总量控制、初始配额分配和价格引导下的排放权交易,将行政手段与市场机制紧密结合,相较于传统的行政命令手段(如强制企业安装减排设施),能大大降低减碳的成本^①。

为了兑现国际减排承诺、加快国内经济的绿色低碳转型,中国于2011年决定在北京、上海、天津、重庆、广东、湖北和深圳等七个省市设立碳排放权交易试点市场(Duan et al., 2014),开启了对中国国情下碳交易政策的探索。由此为起点,中国的碳交易体系建设可以分为以下三个阶段:第一阶段(2011—2017年),在七个省市推行碳交易试点,不断深化对碳交易机制设计和市场运行的理解;第二阶段(2017—2020年),基于地区试点提供的经验,在全国范围内建设碳交易市场;第三阶段(2020年之后),继续巩固全国碳交易市场建设并扩大其规模。根据预测,中国碳交易市场的累计二氧化碳排放权成交量将在未来达到60—90亿吨^②,这将使中国超过欧盟,成为世界上最大的碳交易市场。诚然,碳排放权交易作为一种市场导向的政策工具,学界普遍

^① 关于污染防治中选择行政手段还是市场机制的讨论,可以参见 Weitzman (1974)、Mideksa 和 Weitzman(2019)。

^② 这一预测基于以下假设:(1)2016—2020年间,中国将年度二氧化碳排放量控制在100亿吨以下;(2)到2030年,二氧化碳排放量达到150亿吨的峰值;(3)中国碳排放权交易体系的覆盖范围将与欧盟温室气体排放权交易体系相当,即60%。若流动率为300%,中国碳市场的交易量可能达到180—270亿吨,以货币衡量,当交易价格为100元/吨时,中国碳市场的交易额能达到1.8—2.7万亿元。根据联合国环境规划署的统计,中国2019年的二氧化碳排放量为98.39亿吨,占世界总量的27.2%。

认同它有着促进减排的内在优势,但鉴于中国各地区间结构性差异巨大,学界对于是否应当在全国范围内建立统一的碳排放权交易市场依然未有定论。

作为中国在应对气候变化领域迈出的重要一步,各个碳交易试点市场运行状况如何?是否起到了减少碳排放的作用?目前全国碳交易市场建设依然处于初期阶段,这些地区性碳交易试点又能为全国碳交易市场的发展完善提供哪些经验?本文将重点分析这些问题。

二、制度背景与相关研究

(一)“限额与交易”:排放权交易机制的理论基础与国际实践

排放权交易机制的理论基础最早可以追溯到科斯定理。与以往庇古等经济学家所倡导的“以税收作为污染防治的基础”不同(Pigou, 1929),科斯认为,如果能清晰界定某种商品的产权(如温室气体的排放权),并允许交易转让这种权利,在交易成本足够低的情况下,资源就能通过私人协商的方式得到最优配置(Coase, 1960)。这一理论创新使得基于排放权进行污染防治成为可能。

排放权交易机制主要通过“限额和交易”的运作方式来发挥作用。首先,设定污染物排放总量,并将总量以配额的形式依据特定规则发放给控排主体(Weitzman, 2012, 2017);再设立排放权交易市场,由于不同企业减排的边际成本不同,企业之间会进行排放权的交易,最终达到一个均衡的市场成交价格。这时的均衡价格能够反映排放权的稀缺状况(Spence & Weitzman, 1978),也能引导企业选择不同的应对策略——若减排边际成本高于均衡价格,则增加污染物的排放;反之则增加对新技术的投入来减少污染物的排放。最终,在总量控制和排放权交易的共同作用下,这一机制将减排的成本降到最低。

20世纪90年代以来,排放权交易机制在全球环境治理中发挥了越来越重要的作用。1995年,美国的二氧化硫排放权交易项目开始运

行,这是世界上第一个大规模实施的排放权交易项目,它最主要的目的是为了降低火力发电站的二氧化硫排放量,以解决美国东北部地区的酸雨问题(Stavins, 2003)。由于这个项目取得了积极的成效,1997年,排放权交易机制也被写进了《京都议定书》中,成为国际社会应对气候变化的关键举措(UNFCCC, 1998)。世界范围,排放权交易机制的实践还包括芝加哥气候交易所(CCX)、英国排放权交易制(ETG)、澳大利亚国家信托(NSW)以及欧盟温室气体排放权交易体系(EU—ETS)等。

为了实现集体的减排目标,欧盟于2005年实施温室气体排放权交易体系。截至2015年,EU—ETS在欧洲31个国家运行,覆盖了欧盟碳排放总量的50%(European Commission, 2015),是世界上最主要的碳交易市场之一。EU—ETS的建设采取了分阶段逐步推进的方式,其覆盖面不断扩大、政策设计不断趋严。从2005年到2020年,EU—ETS共经历了三个发展阶段:第一阶段(2005—2007年),EU—ETS覆盖了电力、石化、钢铁、建材、造纸等行业,二氧化碳年排放量限额设定为22.99亿吨;第二阶段(2008—2012年),EU—ETS又纳入航空工业,年碳排放量限额则定为20.81亿吨;第三阶段(2013—2020年),EU—ETS又覆盖化工和电解铝行业,年碳排放量限额进一步收紧至18.46亿吨。

EU—ETS的配额分配方式也随着阶段的推进而不断调整,逐步从免费发放向拍卖的形式过渡。具体而言,由拍卖方式获取的配额在第一阶段的占比不超过5%,第二阶段这一比率提升到10%,第三阶段则升至30%。而实施拍卖的主要目的是为了增强碳交易市场的竞争性(European Commission, 2003)。

(二) 碳交易市场的减排效果研究

由于排放权交易在理论层面一直被视作减少碳排放的重要政策工具,碳排放权交易市场在实践中的减排效果也就自然成为学者和政策制定者关注的重点。以EU—ETS为例,Anderson和Di Maria(2011)通过构建面板数据模型,发现EU—ETS在2005年至2007年间使欧盟25国二氧化碳排放量下降了2.8%;Dechezleprêtre et al.,(2018)基于设施层面碳排放数据,使用双重差分法发现EU—ETS在2005年至

2012 年间实现减排 10%；Bayer 和 Aklin(2020)利用合成控制法,发现即使在碳交易价格较低的情况下,EU—ETS 依然在 2008 年至 2016 年间减少了 12 亿吨的二氧化碳排放。但也有少量的研究结果显示排放权交易市场带来的减排效果并不理想,如 Bel 和 Joseph(2015)发现,在 EU—ETS 运行的前两个阶段(2005—2012 年),欧盟 25 国的碳减排更大程度上是由于 2008 年金融危机导致的,只有 11.5%到 13.8%的减排与排放权交易政策相关。除了直接减排效果外,也有学者探讨了碳交易对控排企业低碳技术创新的推动作用(Calel & Dechezleprêtre, 2016),而技术创新往往被视作中长期持续性节能减排的重要因素。由于数据使用和研究方法的差异,这些对同一排放权交易政策的评估有着不尽相同的结果,但总的来说,大多数研究都验证了 EU—ETS 的排放权交易机制对减排有积极影响。尽管中外在经济结构、制度背景和排放权交易体系机制设计上存在较大差异,但这些研究仍然对我们评估中国碳交易市场具有研究思路和方法论上的借鉴意义。

中国碳排放权交易试点自 2013 年起逐渐运行。起初,学者多采用可计算的一般均衡(CGE)模型,基于模拟数据评估碳交易试点产生的经济和环境效应。如 Li 等学者(2014)使用 CGE 模型预测了碳排放权交易在中国的减排效应,发现竞争性电价更有利于减少碳排放量;刘宇等(2016)和谭秀杰等(2016)利用多区域一般均衡模型(TermCo2)模拟了碳交易试点对天津和湖北减排效果的影响,均发现试点会带来较为显著的二氧化碳减排效果,对经济发展的抑制作用较小。

随着碳交易试点的推进,越来越多基于试点地区实际碳排放数据的实证研究出现,其中较多学者使用了双重差分法对碳交易试点进行评估。李广明和张维洁(2017)使用倾向得分匹配的双重差分法(PSM—DID)发现碳交易对试点地区规模工业的碳排放量和碳强度有显著抑制作用;还有的学者则通过双重差分法验证了碳排放权交易显著降低了试点省份的二氧化碳排放量和人均二氧化碳排放量(宋德勇、夏天翔,2019);Cui 等(2018)使用三重差分法发现碳排放权交易加速了试点地区控排行业的低碳技术创新。也有的学者基于合成控制法

(Synthetic Control Method)衡量了各试点地区的减排效果,发现不同试点之间存在着减排效果上的差异(姬新龙、杨钊, 2021; 张彩江等, 2021)。值得一提的是,多数学者的研究表明中国碳交易试点对减排产生了积极影响。

尽管学界对中国碳交易试点的减排效果研究已经取得较大进展,但仍有许多方面值得优化与进一步拓展。首先,大部分文献在研究碳交易试点的减排效果时,没有对影响减排效果的机制进行深入探讨,忽视了可能与试点减排表现相关的政策设计因素以及碳价格水平、交易活跃度等市场运行因素。其次,大部分学者采用了CGE等仿真模型和DID的准实验方法去测度碳交易试点的减排效果。这两种方法都有着明显的缺陷:前者的制度要素设置和情景预测较为主观,很难还原真实的制度安排,因此在测度碳交易的经济与环境影响时会存在较大误差;而后者在对照组的选取上具有较强主观性,且在评估试点地区减排效果时无法排除政策内生性的影响。最后,多数实证文献聚焦于七个试点的总体平均处理效应或是各个试点地区层面的政策效应,但鲜有探究碳交易试点给重点行业带来的减排效果,碳交易市场对不同行业减排效果的影响尚且缺乏实证研究的支撑。

在此基础上,本文将先对中国碳交易试点的机制设计与运行情况,再进行系统回顾,再利用合成控制法评估七个试点地区和重点行业在碳排放权交易下的减排效果。

三、中国碳交易试点市场运行情况

(一) 中国碳交易市场试点的政策框架

2009年,在哥本哈根世界气候大会上,中国向世界承诺2020年单位GDP的碳排放强度比2005年下降40%—45%。随后,“十二五”规划中首次引入了“碳强度”指标,并决定通过逐步建立碳排放权交易体系来控制温室气体的排放。从事后的角度看,中国已经兑现国际承诺,

实际 2020 年单位 GDP 碳排放强度比 2005 年下降 48.4% (中华人民共和国国务院办公厅, 2021), 超额完成目标。而碳交易体系的建设也采用了先地方试点再全国推广的模式, 基本与过去 40 多年改革开放的总体逻辑保持了一致。

2011 年 10 月, 国家发改委发布《关于开展碳排放权交易试点工作的通知》, 宣布在北京、上海、天津、重庆、广东、湖北和深圳等七个省市开展碳排放权交易试点 (Duan et al., 2014)。这七个试点地区拥有全国 18% 的人口, 占全国 GDP 总量的 30%。经过两年左右的建设, 七个碳交易试点陆续在 2013 年到 2014 年间运行。

明确清晰的规则是保证碳交易试点正常运转的前提。因此, 政府必须明确初始配额的数量、对企业不合规行为进行通报与处罚, 否则碳交易市场将很难达成既定的经济与环境效益。表 1 即为七个试点地区关于开展地区碳排放权交易的政策性文件。其中, 北京、深圳等地均颁布了相应地方性法规作为具体政策制定的依据, 而其他地区基本只制定了政府规章来规范碳交易市场运行。

表 1 七个碳交易试点的政策性文件

试点	政策性文件
北京	《北京市人民代表大会常务委员会关于北京市在严格控制碳排放总量前提下开展碳排放权交易试点工作的决定》(2013 年 12 月 27 日由北京市人大常委会表决通过) 《北京市碳排放权交易管理办法(试行)》(2014 年 5 月 28 日由北京市政府印发并生效)
上海	《上海市碳排放管理试行办法》(2013 年 11 月 18 日上海市政府令 第 10 号)
广东	《广东省碳排放管理试行方法》(2014 年 1 月 15 日广东省政府令 第 197 号)
深圳	《深圳经济特区碳排放管理若干规定》(2012 年 12 月 30 日由深圳市人大常委会审批通过) 《深圳市碳排放权交易管理暂行办法》(2014 年 3 月 19 日深圳市政府令 第 262 号)

续表

试点	政策性文件
天津	《天津市人民政府办公厅关于印发天津市碳排放权交易管理暂行办法的通知》(2013年12月印发并施行)
湖北	《湖北省碳排放权管理和交易暂行办法》(2014年4月23日湖北省政府令第371号)
重庆	《重庆市碳排放权交易管理暂行办法》(2014年3月27日重庆市政府第41次常务会议通过)

(二) 碳交易试点的机制设计

良好的机制设计是七个地区性碳交易试点取得成效的重要保证,最终也会给全国碳交易市场建设带来启发。由于地区间产业结构差异较大,选择先进行试点而不是直接在全国铺开,优点就在于能使地方政府根据当地实际情况,对碳排放权交易体系进行灵活设计与调整,即“摸着石头过河”,尽可能多地在“干中学”“看中学”。实际运行过程中,不同试点在机制设计上有着较为明显的差异,但从整体来看,各碳交易试点都在朝着逐步扩大覆盖行业范围、改善配额的初始分配方式和 发展碳交易衍生金融产品的方向发展。这些地区试点也产生了示范效应,江苏、新疆、福建等省份在2016年之后也陆续开启了碳排放权交易市场。

经过对相关政策文件的梳理,七个省市碳交易试点的机制特征可以总结为以下几点:

(1) 执行主体:碳交易试点的具体事务主要由地方发改委(下设的气候变化处)和财政局负责管理。

(2) 初始配额分配:广东、深圳和湖北试点引入了拍卖的方式获取初始碳排放配额,而其余试点基本都采用免费发放形式,基于历史排放法和行业基准线法对配额进行分配^①。

(3) 政府干预情况:政府会对试点地区的碳交易市场进行干预,以收

^① 上海碳交易试点则采用“免费分配+拍卖”的方式,详见下文“合规与处罚”部分。

集运行数据、对碳排放权进行分配,或是在定价机制失灵时干预交易价格。

(4) 覆盖行业:试点主要覆盖电力、钢铁、水泥、化工等能源密集型行业。而北京、上海和天津的碳交易市场还纳入建筑业和部分服务行业。截至 2020 年,总共有电力、钢铁、水泥等 20 多个行业的近 3000 家控排企业被纳入碳交易试点(刘少华,2021)。

(5) 覆盖气体与排放源:重庆试点纳入含二氧化碳和甲烷等在内的六种温室气体作为控排气体,其他试点都只对二氧化碳排放进行控制。湖北试点仅对直接排放进行管控,其他试点都覆盖直接排放和间接排放,但各地对间接排放的定义不同,一些试点的间接排放仅限于购入用于生产的电力蕴含的排放,而其余试点则包括购入电力和热力所产生的潜在排放。

(6) 自愿减排规定:所有试点都认可由国家发改委认定的“核证自愿减排量”(CCER)用于抵消超额的温室气体排放。

(7) 市场准入门槛:所有试点市场都设置两个市场准入门槛:交易门槛(针对控排企业)与报告门槛(针对报告企业)。后一类企业虽然没有进入交易市场,但必须向政府报告其排放量,以考虑在未来合适时间纳入。

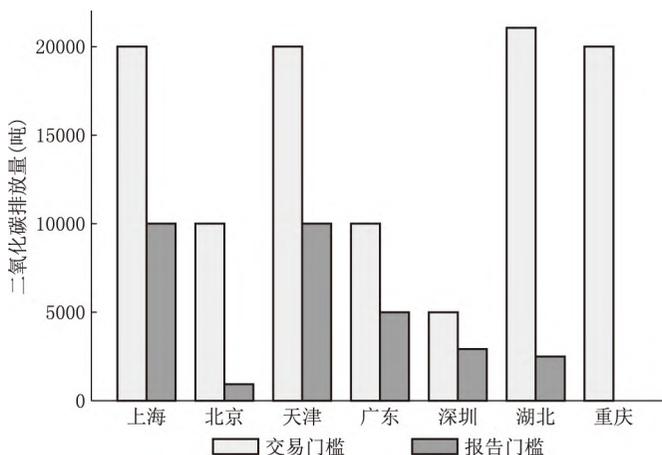


图 1 中国碳排放权交易试点的交易门槛和报告门槛

数据来源:各试点地方发改委(重庆试点的报告门槛数据缺失)。

（三）碳交易试点实际运行情况

以下主要从六个方面考察碳交易试点运行情况：(1)排放权分配情况；(2)监测、报告和核查体系(MRV体系)；(3)合规与处罚；(4)核证自愿减排量(CCER)；(5)企业行为变化；(6)交易价格。表2列举了用来衡量前五个方面表现的关键绩效指标及其实现情况。

1. 排放权的分配

碳排放权的初始分配是碳交易市场运行的前提。政府一旦设定了排放总量，就必须及时向控排企业分配碳排放配额(Pang & Duan, 2016)。中国各试点对初始排放权的分配主要采取免费发放和拍卖这两种手段。其中，北京、重庆、上海和天津试点通过免费发放来分配初始排放权，而广东、深圳和湖北试点则引入了拍卖的方式。总的来说，免费发放的配额比率占到总量的90%以上。此外，各试点地区的政府(主要是地方发改委)都推出了专门的电子交易平台或网站，用于初始排放权的登记与分配，但这些交易平台或网站的建设还有很大的进步空间。比如，北京试点的网站未显示2013年和2014年的碳排放权分配数据。

2. 碳排放监测、报告、核查体系(MRV体系)

信息的透明度和准确性对于市场交易至关重要。就碳排放权交易而言，为了最大程度地减少企业“漂绿”行为，就必须围绕企业ESG(环境、社会责任和公司治理)指标，建立一个强大的MRV体系。在此，政府的职责主要是收集企业层级的信息，包括企业的碳排放数据、交易信息和合规情况等。所有碳交易试点都要求控排企业向政府指定的第三方机构提交排放报告以备核查，政府也会对这些报告进行随机抽检，以确保碳排放信息的真实、准确。从表2可以看出，虽然各试点关于交易量和交易价格信息公开程度很高，但对于企业合规信息的披露不够完整，而排放报告的核查信息甚至无法获取。

3. 合规与处罚

一个强有力的监管体系，必须有强制措施作为保障，才能倒逼企业认真对待排放限额、积极参与碳排放权交易。虽然在试点期间，偶有对

表 2 中国碳排放权交易试点运行情况

排放权分配情况	绩效指标	管理机构	数据来源	指标状况
相应时间段内分配给企业的配额数量	分配碳排放配额的总量	地方发改委	地方发改委官方网站	2013 年与 2014 年分别分配了 7.3 亿吨和 12.85 亿吨的碳排放配额
信息收集与披露情况	绩效指标	管理机构	数据来源	指标状况
收集并核查上报的排放数据	收集的排放报告数量	地方发改委	地方发改委官方网站；地方试点工作人员访谈	在 5 个试点地区，共收集了 1736 个企业的排放量报告 ^a
对核查报告进行随机抽检	随机抽检的数量	地方发改委	地方发改委官方网站；地方试点工作人员访谈	暂无数据
交易数量和价格的信息披露	交易数量和价格的公布情况	地方发改委或碳排放权交易所	地方发改委官方网站；碳排放权交易所；K-line 网站	除了广东外的所有试点地区碳排放权交易所均公布了交易数量和价格信息，广东试点仅公开近期交易数据

续表

排放权分配情况	绩效指标	管理机构	数据来源	指标状况
合规信息披露	合规信息公布速率	地方发改委	地方发改委官方网站	所有试点都在合规周期结束后的三个月内公布了合规信息
合规与处罚对不合规行为的处罚	绩效指标 实施处罚的数量	管理机构 地方发改委	数据来源 地方发改委官方网站；新闻频道	指标状况 2013年末，北京和广东的14个企业由于不合规受到了处罚，处罚的性质未知
其他政策手段 核证自愿减排量 (CCER)	绩效指标 提交的核证自愿减排总量	管理机构 国家发改委	数据来源 中国自愿减排交易平台	指标状况 截至2015年1月14日，共提交了0.1372亿吨核证自愿减排量
企业行为变化 企业行为变化与调整	绩效指标 碳排放权交易数量	管理机构 地方碳排放交易所	数据来源 地方碳排放权交易所	指标状况 截至2017年6月30日，碳排放权交易总量为1.1458亿吨
企业合规行为	合规率	地方发改委	地方发改委官方网站	2013年各试点的合规率：北京97%，上海100%，广东98%，深圳99%，天津96%

a 注：北京试点收集到415个企业的报告，上海191个，广东184个，天津114个，深圳则收集到635个企业的报告和197个建筑物的报告。

资料来源：各试点地方发改委的官方网站。

控排企业的处罚通报出现，但国内的碳交易试点大多未对合规标准和处罚内容进行清晰的界定。例如，在 2013 年末，北京和广东共对 14 家未能如期履约的企业实施了处罚，但关于处罚类型的信息却披露甚少；据报道，天津 4 家企业未能及时完成 2013 年度履约，但《天津市碳排放权交易管理暂行办法》中缺少相应的处罚条款；而对于深圳试点，有报道称其政府给予了控排企业一定的宽限期来督促企业履约。从合规和处罚角度来看，天津对未及时履约的处罚措施不够明晰，只规定了未履约企业不能享受优先融资等政策优惠；北京和广东的处罚力度较大，北京对未清缴的排放量处以市场均价 3—5 倍的罚款，广东则对未履约企业处以 5 万元罚款并在下一年扣除两倍于未清缴部分的配额。而上海在合规与处罚方面则有着自己的运作方式。2013 年，当临近履约截止日期（6 月 30 日）时，上海市政府又额外拍卖了 58 万吨碳排放配额，部分控排企业通过购买这些配额完成了年度履约。最终上海试点以这种方式实现了极高的履约率，也未出现企业不合规或是受到处罚的情况。

4. 核证自愿减排量 (CCER)

七个碳排放权交易试点均认可国家发改委批准和发布的基于项目的核证自愿减排量 (CCER)，这些 CCER 项目的真实性以及抵消认证信息均可在中国自愿减排交易信息平台进行查询。从项目数量上看，2016 年，湖北试点有 122 个 CCER 项目，北京有 16 个，重庆有 15 个，广东有 47 个，上海有 18 个，天津有 6 个，深圳有 5 个，共计 229 个。这其中，大部分是风能、太阳能、水力发电和甲烷气体相关项目^①。CCER 可以算作合规排放的配额，但七个碳交易试点均对 CCER 的抵消使用比率进行了限制，从 1% 到 10% 不等^②。

^① 2020 年，这些类别占到总项目数量的 80% 以上。

^② 具体而言，湖北、深圳和天津的 CCER 抵消限额为 10%，重庆为 8%，北京为 5%，上海为 1%。另外，大多碳交易试点都不接受水电项目的信用抵消。以广东为例，抵消量上限为 150 万吨，控排企业可以使用 CCER 或 PHCER（碳普惠核证自愿减排量）作为清缴配额，但其中 70% 以上必须来自本省温室气体自愿减排项目。

5. 企业行为变化

碳排放权交易能否起到有效作用,关键在于企业面对碳交易政策会作出什么样的碳排放行为选择,因此企业的行为变化是衡量碳交易试点的重要视角。本文主要着眼于交易量、交易额和活跃度(即有交易量的天数与总交易天数之间的比率)这三个关键指标来衡量碳市场中企业行为的变化,相关交易数据见表3和图2。

表3 碳交易试点相关交易指标

碳排放权交易试点	开市时间	总交易天数	活跃度(%)	平均交易价格(元)	平均交易量(吨)	平均交易额(元)	平均交易量占比
深圳	6月13日	1885	89	38	14349	546882	12
北京	11月13日	1765	64	60	8169	488521	6
上海	12月13日	1750	62	31	10183	315377	8
广东	12月13日	1750	86	24	43495	1023164	32
天津	12月13日	1744	38	18	5827	105497	4
湖北	4月14日	1674	96	23	47771	1101884	34
重庆	6月14日	1623	35	17	5392	92240	4
平均	—	1742	67	30	19312	524795	—

注:1.数据统计截至2020年12月31日;2.总交易天数不包括节假日。
数据来源: <http://k.tanjiaoyi.com/>。

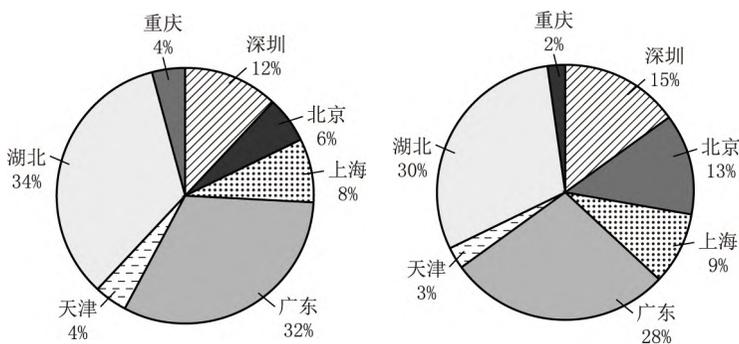


图2 各试点交易量/交易额所占的比重

数据来源: <http://k.tanjiaoyi.com/>。

以上结果表明，在运行了五年多后，湖北、广东和深圳碳交易试点的活跃度要显著高于上海、北京、重庆和天津这四个试点。在这些试点中，湖北碳市场在交易量和交易额方面的表现最为突出，天津和重庆试点则在交易量和交易额上处于垫底的位置。但和国际上其他碳交易市场相比，即便是中国最好的碳交易试点，也依然有很长的路要走。例如，仅 2015 年 1 月 21 日单日，加州碳市场的交易量就激增至 1000 万吨^①，约占中国七个试点当年总交易量的三分之二。图 3 还展示了碳交易试点总体交易量与平均价格变化趋势。从图 3 中也可以看出，在 2015 年 6 月左右，中国碳交易试点的交易量出现短暂性的陡然激增，这表明许多企业可能将碳排放权交易只视作政府的行政任务而非一次投资机会，碳配额并没有被企业视为是有价值的东西。

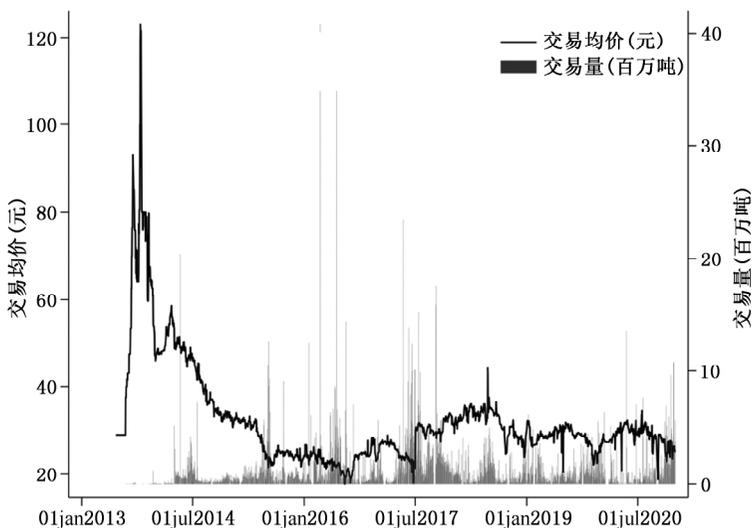


图 3 中国碳排放权交易均价和交易量的变动趋势

资料来源：<http://k.tanjiaoyi.com/>。

① 数据来源：<http://calcarbondash.org/>。

6. 交易价格

价格是市场运作的核心,是企业作出行为选择的重要标准。由于各碳交易试点地区之间存在较大差异,不同试点市场的碳交易价格也差异悬殊。七个试点的成交价格最低为每吨 28 元,最高则是每吨 143 元。如表 2 所示,在七个试点中,北京试点的平均交易价格最高,约为 60 元/吨;其次是深圳试点,为 38 元/吨;广东、重庆、湖北和天津试点的交易价格比较接近,在 17—24 元/吨的范围内。七个试点平均成交价格约为 30 元/吨,属于相对较低的水平^①(且有持续走低的趋势,见图 3),无法有效激励企业增加对新技术或是清洁能源的战略投资。例如,碳捕捉、利用和封存技术(CCUS 技术)的成本就约为 600 美元/吨(Lin et al., 2022)。此外,不同试点的价格差异也表明在中国建立全国统一的碳市场面临着巨大的挑战。

四、减排效果的实证评估

建立全国统一的碳交易市场不仅要实现跨地区统一交易,更重要的是设计合适的政策机制来促进减排目标的完成。从上文的论述中不难看出,各碳交易试点不论是在政策机制设计还是实际运行情况上都存在着显著的差异。什么样的政策机制能带来更优的减排效果?交易量和交易活跃度的差异是否会体现在减排效果上?为了解答这些问题,为完善中国碳交易体系提供借鉴,本文将进一步使用合成控制法来评估碳交易试点对试点地区和重点行业二氧化碳减排的实际贡献。

(一) 实证方法

在实证研究中,研究人员常常使用准试验方法,如双重差分法、断点回归法(regression discontinuity design)和合成控制法等,通过比较

^① 从国际上看,2018 年之前欧盟温室气体排放权交易体系的平均碳价约为 100 元/吨,且有显著上涨的趋势,2019 年交易价格甚至达到 25 欧元/吨,换算为人民币约为 190 元/吨。

受政策影响的实验组与未受影响的对照组之间的差异来得出政策干预效果。在上文的文献回顾部分，我们总结了大多数学者使用的双重差分法在对照组选择和处理政策内生性问题上有着较大的缺陷，因而不利于得出碳交易试点真正的减排效果。

相比之下，当单一主体（比如一个企业或是一个省份）暴露于政策干预下时，Abadie 等学者开发的合成控制法能够通过统计工具加权拟合出一个较为可靠的对照组，帮助我们实现对政策效果的评估。使用合成控制法完成的著名研究包括：评估巴斯克恐怖主义冲突的经济影响（Abadie & Gardeazabal, 2003），控烟法对加州烟草销量的影响（Abadie et al., 2010），以及 1990 年德国统一对西德的经济影响（Abadie et al., 2015）等。在中国也有许多研究运用了合成控制法，如张俊等（2016）曾使用合成控制法研究奥运会是否改善了北京的空气质量，刘甲炎和曾小明（2018）使用合成控制法检验重庆房产税试点的经济影响。

基于 Abadie 等人的研究（2010），我们按照合成控制法的逻辑建立模型，来评估碳排放权交易的影响。假设有 $M+1$ 个地区，其中第一个地区受到政策干预（即本研究中的试点地区），其他 M 个没有受到影响的地区作为对照组。 T_0 是干预前一阶段，满足 $1 < T_0 \leq T$ 。假设 Y_{it}^N 为反事实结果，表示试点地区 i 在时间 t 没有政策干预时的碳排放量。 Y_{it}^I 表示在 T_0 时点后，地区 i 在时间 t 时观察到的受到政策干预的碳排放量。我们假设在政策实施前，政策干预不会对结果产生影响，因此对于地区 i 在 $t \in \{1, 2, \dots, T_0\}$ 时段内，我们可以得到 $Y_{it}^I = Y_{it}^N$ 。对于地区 i 在时间 t 的政策干预效果，记为 $\alpha_{it} = Y_{it}^I - Y_{it}^N$ 。我们的目标就是估计真实情景和反事实情景下的碳排放量差异，即：

$$\alpha_{it} = Y_{it}^I - Y_{it}^N$$

而由于 Y_{it}^I 可以观测，所以我们只需要估计反事实结果 Y_{it}^N 。设 $(M \times 1)$ 维权重向量 $W^* = (\omega_2^*, \dots, \omega_{j+1}^*)$ ，满足当 $m = 2, \dots, M+1$ 时， $W_m \geq 0$ ，并且 $\omega_2 + \dots + \omega_{M+1} = 1$ 。向量组 W^* 的每个值都代表

一个潜在的合成控制,对应着一个特定的对照组地区的加权平均值。因此每个合成控制结果变量的值即为:

$$\sum_{m=2}^{M+1} \omega_m Y_{it} = \delta_t + \theta_t \sum_{m=2}^{M+1} \omega_m Z_m + \lambda_t \sum_{m=2}^{M+1} \omega_m \mu_m + \sum_{m=2}^{M+1} \omega_m \epsilon_{it}$$

Abadie 等(2010)已经证明了,对于 $T_0 < t \leq T$, 可以用 $\sum_{m=2}^{M+1} \omega_m^* Y_{mt}$ 作为 Y_{it}^N 的无偏估计来近似 Y_{it}^N 。因此 $\alpha_{1t} = Y_{it}^N - \sum_{m=2}^{M+1} \omega_m^* Y_{mt}$ 就可以作为 α_{1t} 的估计。

为了更好地理解合成控制法的具体步骤,本文以湖北为例进行说明。我们将没有实施碳交易试点的地区作为对照组,使用上述提到的合成控制方法,利用对照组拟合出一个“合成湖北”,使之能够反映在没有实施碳交易试点情况下湖北的碳排放水平,并通过与“真实湖北”^①受到政策干预后的碳排放量进行对比,得出碳交易试点的减排效果。为了得到最优的拟合效果,还需要选择合适的预测变量作为拟合优度的参照指标,使得政策干预前阶段(即试点前),真实湖北和合成湖北在预测变量和二氧化碳排放量上的差异最小,也就是实现均方误(root mean square prediction error, RMSPE)最小。根据之前学者的研究(Abadie et al., 2010; Maximilian et al., 2008),在评估试点地区减排效果时,选择该地区 2003 年碳排放量、2005 年碳排放量、GDP、人均 GDP、人口数量和第二产业占 GDP 的比重作为预测变量。

之后,将使用上述方法分别为湖北、广东(包含深圳)、天津、上海、北京和重庆构建一个合成试点地区,来评估每个试点的减排效果。再引入排序检验的方法,验证对碳排放权交易的估计效果是否显著大于对对照组中其他地区进行相同处理后得到的估计效果,从而得出试点减排效果的可信程度。

基于对文献的回顾,也将使用合成控制法检验碳交易试点对于重点控排行业(主要是能源密集型行业)碳排放量的影响。以湖北试点的

① 为行文方便,下文中“真实地区”与“合成地区”的表述均不再加引号。

电力行业、钢铁行业、有色金属行业和六大污染行业^①为代表，使用上述方法，以非试点地区的对应行业作为对照组，为它们构建各自的合成行业，通过比较得出政策对于行业的减排效果。

（二）数据来源

地区的 GDP、人均 GDP、人口数量和第二产业占 GDP 比重等数据均来自《中国统计年鉴》。省级层面二氧化碳排放量数据，是以 1997 年至 2017 年《中国能源年鉴》中各省能源消费数据为基础，基于中国碳核算数据库^②提出的方法计算得出。行业层面碳排放数据，是以 2000 年至 2017 年各省统计年鉴中行业能源消费数据为基础计算得出。由于深圳市的能源消费数据无法单独获取，因此将其并入广东试点，利用广东省数据测度两个试点的总政策效果。最终，除去能源消费数据残缺的西藏、宁夏和港澳台地区，共获得 29 个省级行政单位（包括北京、上海、广东、天津、重庆、湖北六个试点地区在内）1997 年至 2017 年的二氧化碳排放数据，因此对于每一个试点地区，都有 23 个非试点的省级行政单位作为其对照组。将 2013 年作为试点政策开始的时间，对于试点地区和行业来说，政策干预前阶段分别有 16 年和 13 年。

（三）实证结果

我们先使用合成控制法，从对照组中拟合出每个试点的合成试点地区。表 4 展示了在政策干预前阶段，各个试点地区及其合成试点地区预测变量的对比。可以看出，在实施碳交易试点之前，合成湖北与真实湖北在碳排放相关的预测变量上十分接近。表 5 展示了合成试点的各省份权重。

① 六大污染行业包括电力行业、黑色金属冶炼和压延加工业（钢铁行业）、有色金属冶炼和压延加工业、化学原料和化学制品制造业、非金属矿物制品业、石油加工及炼焦业。

② 中国碳核算数据库（Carbon Emission Accounts & Datasets, CEADs），致力于中国的碳排放核算方法开发及应用，也提供最新的碳排放、社会经济和贸易等数据。见 <https://www.ceads.net.cn>。

表 4 合成试点和真实试点预测变量比较

	湖北	合成湖北	北京	合成北京	上海	合成上海	天津	合成天津	重庆	合成重庆	广东	合成广东
2003年 碳排放 量	165.2	165.3	82.0	59.4	137.0	137.0	66.2	78.4	68.4	68.1	261.7	257.5
2005年 碳排放 量	189.3	189.4	92.1	80.9	158.9	158.9	89.0	91.1	81.6	81.1	341.8	341.9
GDP	8556.9	8559.1	7862.8	4955.8	9993.2	6559.5	4805.5	3731.4	4380.5	4354.9	25627.6	10645.7
人均 GDP	14917.1	14924.7	46535.8	18040.0	50579.4	19495.9	40882.1	16345.8	14856.6	14809.6	26591.9	20114.0
人口	5738.7	5740.3	1585.1	1933.7	1900.9	3046.5	1103.3	1816.0	2848.1	2833.8	9238.9	5252.7
二产 占比	43.3	43.4	28.4	32.4	45.4	50.2	52.6	49.5	44.3	44.2	48.4	48.4

注：二产占比指第二产业占GDP的比重。
数据来源：《中国统计年鉴》。

表 5 合成试点的省份权重

省份	合成湖北	合成北京	合成上海	合成天津	合成重庆	合成广东
安徽	0.415	0	0	0	0.065	0
福建	0.008	0	0	0	0.158	0
甘肃	0.006	0	0	0	0.003	0
广西	0.008	0	0	0	0	0
贵州	0.007	0	0	0	0.001	0
海南	0.087	0.731	0.049	0	0.091	0.068
河北	0.008	0	0	0	0.001	0.368
黑龙江	0.008	0	0	0	0.002	0
河南	0.022	0	0	0	0.001	0
湖南	0.009	0	0	0	0.001	0
内蒙古	0.007	0	0	0	0.001	0
江苏	0.091	0	0	0	0.01	0
江西	0.007	0	0	0	0	0
吉林	0.008	0	0.758	0.378	0.003	0
辽宁	0.109	0	0	0	0.002	0.478
青海	0.005	0	0	0.518	0.471	0
陕西	0.006	0	0	0	0.002	0
山东	0.006	0	0	0	0	0.068
山西	0.008	0	0	0	0.001	0
四川	0.162	0	0	0	0.158	0
新疆	0.007	0	0	0	0.002	0
云南	0.007	0	0	0	0.001	0
浙江	0	0.269	0.193	0.104	0.023	0

由于中国不同地区的社会经济条件存在显著差异,各试点的合成控制结果也不尽相同。一般来说,试点地区越接近中国平均水平,合成效果就越好。比如,湖北、广东和天津的合成效果优于其他试点。

图 4 展示了真实湖北和合成湖北的碳排放趋势。从图中可以看出,2013 年以后真实湖北和合成湖北的碳排放量出现显著差异。

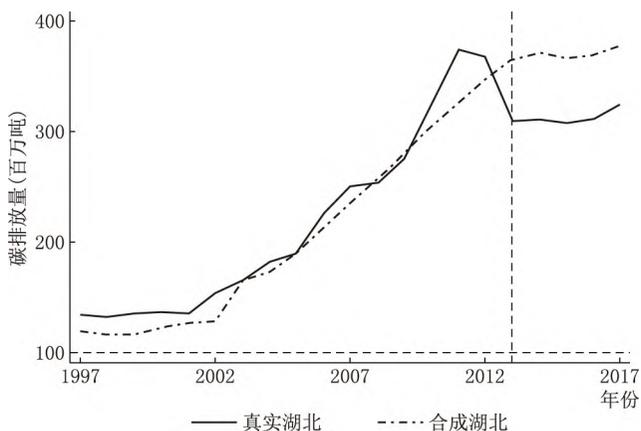


图 4 真实湖北与合成湖北的二氧化碳排放量

鉴于湖北在各项经济指标上比较接近于中国平均水平,选择几个湖北省控排的重点行业来对碳交易试点在行业层面的减排效果进行评估(见图 5)。可以看出,碳交易试点使得钢铁行业和有色金属行业的二氧化碳排放量显著下降。相较之下,电力行业的减排效果则并不明显,这可能是由于在试点期间,煤电行业依然处于规模扩张阶段^①。总体而言,碳交易试点还是对六大污染行业的整体减排带来了积极影响。从这一角度来看,湖北试点在地区层面能取得显著的减排效应也就不难理解了。

我们接着对其他试点地区进行评估。如图 6,可以看到在 2013 年以前,合成广东和真实广东的碳排放路径几乎能够重合,但在 2013 年后出现明显差异,说明广东碳交易试点也取得比较显著的碳减排效果。

^① 根据《中国电力年鉴》数据,2013—2017 年间,中国火力发电装机容量的年平均增长率为 6.47%,使得电力行业贡献了巨大的碳排放增量;而年平均新增煤电装机容量也达到 4200 万千瓦时。

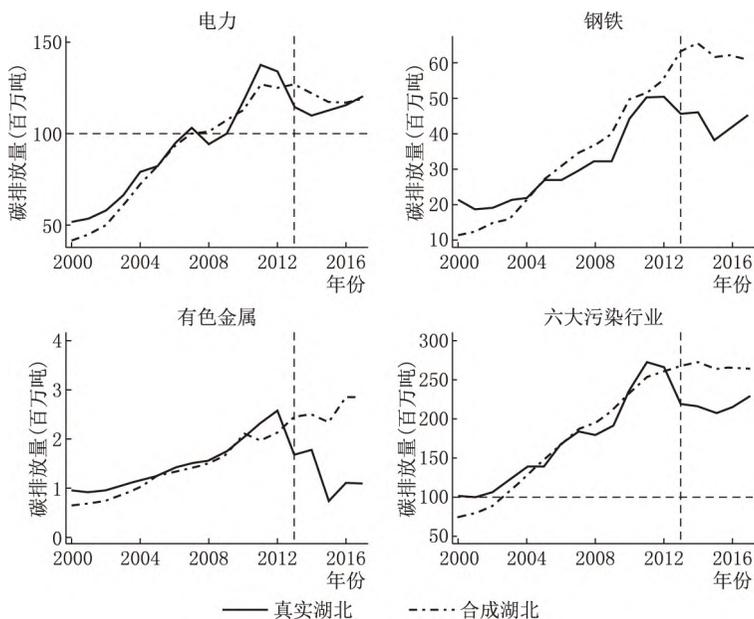


图 5 真实湖北与合成湖北的污染行业二氧化碳排放量

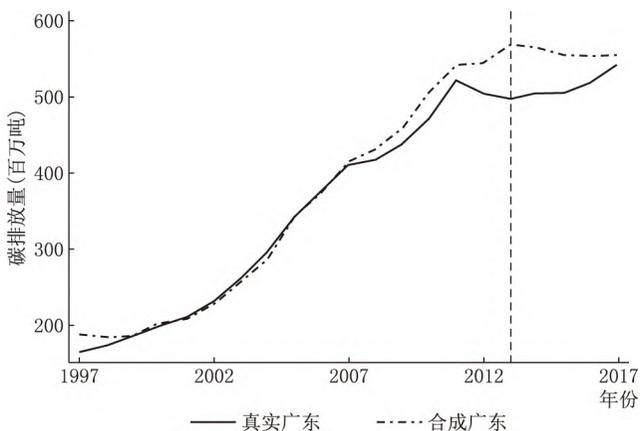


图 6 真实广东与合成广东的二氧化碳排放量

湖北和广东(包含深圳)试点在交易量、交易额和活跃度等方面的表现均优于其他碳交易试点。相应地,合成控制的实证结果也验证了这两个试点地区有着更好的二氧化碳减排效果。

相比之下,对天津试点的实证研究显示了截然不同的结果。图7展示了真实天津和合成天津的碳排放趋势,自2013年以来,两者的二氧化碳排放量并没有十分显著的差异,甚至实际天津的碳排放量要高于合成天津。这一结果并不意外,正如上一节所讨论的,天津的碳交易试点在许多市场运行指标上的表现远低于七个试点的平均水平。

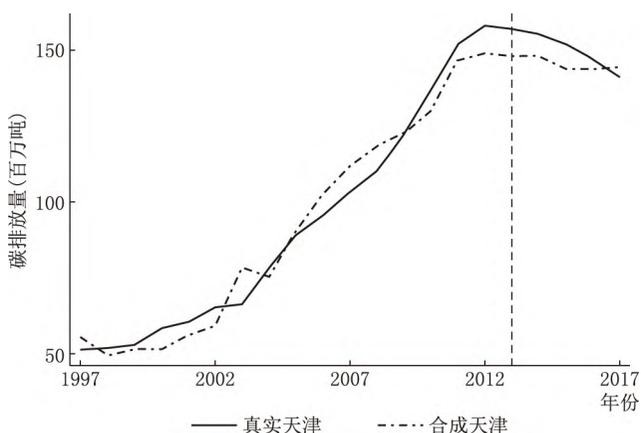


图7 真实天津与合成天津的二氧化碳排放量

当我们对北京、上海和重庆进行同样的操作时,政策干预前阶段的合成效果并不理想,表明此时评估这些碳交易试点的影响可能条件还不成熟,或者也可能有其他因素没有被我们的研究考虑进来。以北京为例,2008年前后,真实北京和合成北京之间的显著差异已经出现,表明除了碳交易试点的实施外,还有其他重要因素的影响(见图8)。一种可能的解释是,2008年北京奥运会的举办,促使大部分制造业迁出了北京。

而真实上海和合成上海之间甚至在2002年就出现了显著差异(见图9),这还需要进一步的研究来解释原因。尽管我们没能有效测度上海试点的减排效果,但上海的碳排放权交易体系在许多其他方面的表现都值得我们继续关注。比如,上海市对碳排放配额的分配采用了免费发放和拍卖并行的模式,并取得很高的履约率,这些都表明上海碳交

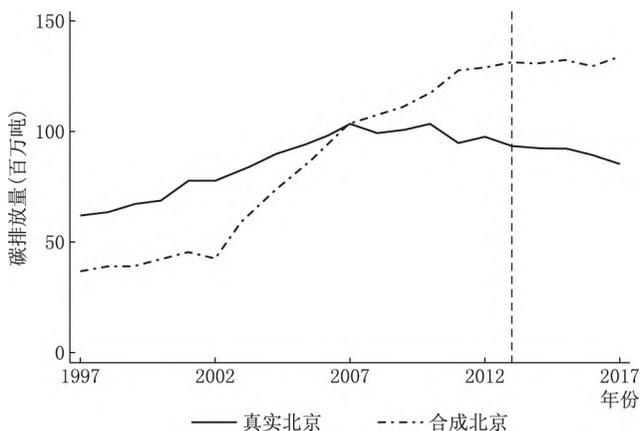


图 8 真实北京与合成北京的二氧化碳排放量

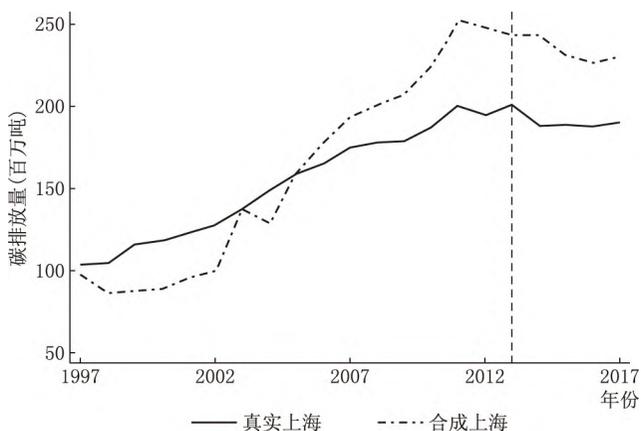


图 9 真实上海与合成上海的二氧化碳排放量

易体系对国家和市场的角色有着较为独到的认识,能充分利用行政手段和市场相结合的方式推动政策实施,这也为全国碳交易市场的机制设计提供了经验。

相比之下,重庆的合成控制结果说服力不强。

(四) 稳健性检验

为了提高研究结果的可信度,基于 Abadie 等(2010)提出的排序检验方法对实证结果进行稳健性检验。检验基本思路如下:对没有进行

碳交易试点的省份也同样地采用合成控制法,构造出相应的合成省份,得到每组真实省份与合成省份之间的碳排放量差异。如果湖北和广东的真实情况与合成情况之间的碳排放量差异比这些省份更加明显,就说明碳交易试点的政策效应是显著的。

首先,我们通过合成控制法为对照组中 23 个省级行政单位构建合成省份。其次,剔除那些在碳交易开始之前的阶段拟合较差的省份,因为这些省份出现的显著碳排放量差异可能是由于拟合原因导致的。因此,我们剔除了 2013 年之前 RMSPE 值较高的两个省份,分别是内蒙古(89.8)和山东(87.2),远高于湖北和广东的 RMSPE 水平(分别为 17.8 和 17.1)。最后,对照组中共留下 21 个省份,这些省份的 RMSPE 最高值也仅有 30.3。我们分别计算这 21 个省份与其合成省份在碳排放量上的差异,并与湖北、广东进行比较。图 10 展示了稳健性检验(排序检验)的结果。

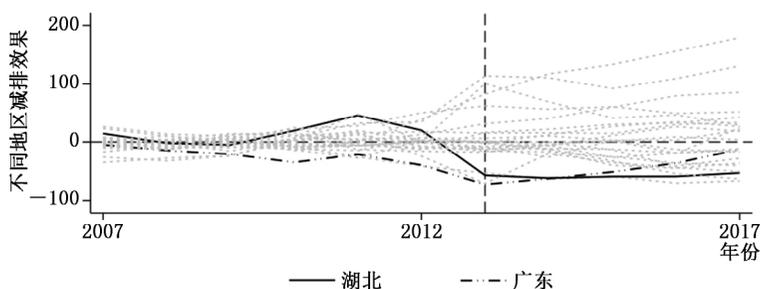


图 10 稳健性检验

从检验结果可以看出,湖北在 2013 年之后的减排效果明显大于其中 20 个对照组省份,这意味着其他省份能够出现与合成湖北和实际湖北之间相似差距的概率为 $1/20$,也就是说仅有 5% 的统计显著性。因此,我们可以认为碳交易试点的确对湖北产生了明显的减排效果。广东省的减排效果在试点的前期阶段明显大于其他所有对照省份,意味着我们的实证结果可信度较高,但随着试点进行,这一差距在逐渐缩小。

在当前阶段,重庆和天津试点实证结果的置信度就没有湖北那么

高。而如上文所述，北京和上海的情况比较复杂，需要进一步的研究（例如实地调查）来确定其减排效果。

五、结论与讨论

当前中国的碳市场还处于不断完善的过程中，初步的研究表明地区性碳交易试点的运行依然存在较多问题：交易量较少、交易价格低、企业主动参与碳交易的积极性不足；政府在碳交易的信息公开方面还有很大提升空间；由于政策限制，无法进行跨区域的碳排放权交易，使得不同试点的碳交易价格差异悬殊，大大降低了中国碳交易市场对潜在投资者（尤其是大型机构投资者）的吸引力。

此外，企业对于这些碳交易试点的认知程度和参与水平仍然很低。例如，在履约截止时间的前一个月，成交量会陡然上升，这或许表明，许多企业将碳排放权交易视为政府的行政任务，而非一次投资的机会。对于许多企业来说，碳资产并没有太大的价值，这可以说是中国碳交易价格较低的原因，同时也是低价造成的一种结果。总体来看，七个碳交易试点的平均交易价格仅约为 30 元/吨，对于那些考虑向低碳增长路径进行战略转型的企业来说，这一价格起不到太大的推动作用^①。而从国际上来看，美国和欧盟的碳价约为 15—16 美元/吨（World Bank & Ecofys, 2018）。

从实证分析中可以发现，不同试点间仍存在着很大的政策效果差异。在七个试点中，湖北的表现最好，2015 年减少了约 5830 万吨二氧化碳排放量；广东和深圳表现较好，2015 年二氧化碳减排量约为 5070 万

^① 2020 年中国政府向国际社会作出了新的承诺，即在 2030 年之前实现碳达峰，到 2060 年实现碳中和。有鉴于此，未来四十年的“限额和交易”约束将更加严格，而碳交易价格也将相应更快地上涨，从而给大量消耗化石燃料的企业更大的压力，促使它们更加积极主动地向绿色增长路径转型。这一新的承诺还表明，在国际层面，中国气候政策的重心已经从强调“碳公平”转变到实现“碳中和”。

吨;对于北京和上海试点而言,碳交易的影响未被有效测度,减排效果可能被之前的政策效果所覆盖(如北京在 2008 年举办的奥运会),具体情况仍需进一步研究分析;而天津试点在同一阶段的表现较差。

有一些初步的解释可以帮助我们理解为何各试点的减排效果如此参差不齐:湖北省一直都在不断推进着环保相关议程。比如,湖北在 2009 年就启动了针对环境污染的“费改税”试点。Zheng 的研究(2015)表明,此类试点项目显著降低了湖北域内的污染水平,这也可能使湖北的工业企业对碳交易试点有了更好的准备。而在改革开放之后,深圳一直是中国改革创新的领头羊,也是率先启动“蓝天计划”等大气污染防治项目的城市。深圳政府与企业的总体定位是市场化的,广东省也是如此。因此,广东碳交易试点表现相对较好也就不足为奇了。我们还无法确定为何天津试点的表现不佳,或许与当地特殊的企业所有权结构与产业结构有关,仍需要更深入的研究进行解释。但天津较低的交易量和交易活跃度,说明它还没有准备好成为碳交易市场的积极参与者。

电力行业是我国碳排放的主要来源,也是实现全社会低碳转型的关键行业,因此也成为全国碳交易市场第一批纳入的行业。但在煤电规模持续扩张的背景下,相较于其他高耗能行业,碳交易试点对于电力行业并未起到显著的减排作用。因此,要想实现电力行业的节能减排,除了完善碳交易市场外,或许还要其他行政措施的介入,如严格控制新增煤电机组数量、加速淘汰落后煤电机组以及推动电力体制改革等。

六、政策建议

为了兑现在《巴黎协定》中的减排承诺,加快经济发展的脱碳进程,中国在 2013 年前后陆续启动了七个碳排放权交易试点,来检验这一基于市场机制的气候政策工具在中国的有效性。基于这些试点的经验,国家发改委于 2017 年底发布《全国碳排放权交易市场建设方案(发电

行业)》，标志着中国正式转向全国碳排放交易体系建设阶段(刘少华，2021)。2021年，全国碳交易市场正式上线交易，目前仅覆盖了电力行业。在这一政策背景下，本文的研究对碳交易试点运行情况和减排效果进行了全面的评估，希望能为之后全国碳交易市场的不断完善提供一定的借鉴。研究发现，七个碳交易试点取得的成效还比较有限，且不同试点间存在较大差异。因此，推动全国碳交易市场向更多行业扩展仍需保持谨慎，在此之前，还需要更深入的研究来确定影响碳交易机制发挥作用的潜在社会和经济因素。

本文为中国碳交易市场建设提供以下政策建议：

首先，必须实现碳排放信息的透明化。在这方面，中国迫切需要完善针对企业 ESG(环境、社会责任和公司治理)指标的 MRV(监测、报告、核查)系统，同时也要加强相关技术人员的培训。这一点不论是对于近期完善全国碳交易市场，还是对于在中长期实现国内碳市场与国际碳市场的接轨，都十分重要。

其次，应当不断优化碳交易市场的配额分配方式，完善配套政策。拍卖机制往往能更加灵活地调节配额的供需，减少配额过度发放的情况出现，同时也能增强企业的减排积极性和整个碳市场的竞争性。初步研究表明，引入拍卖手段分配排放权的试点(如深圳、广东、湖北)，其表现要显著好于那些采用免费发放的试点(如重庆、天津)。未来，应当考虑推广有偿的碳排放配额分配方式，具体可以借鉴欧盟的经验，即先引入拍卖机制再逐渐提升拍卖获取所占的配额比重。

也有的国家将碳税作为碳交易市场的配套政策，例如，法国和挪威不仅积极发展碳交易市场，还分别征收了 55 美元/吨和 64 美元/吨的碳税(World Bank & Ecofys, 2018)。①傅志华等(2018)认为碳税机制可

① 近期，欧盟开始考虑征收碳关税(CBAM 碳边境调节机制)来避免碳泄漏。尽管目前在数据可获得性和精准计算能力等方面存在困难，但若这一政策开始实施，将对中国的出口产生直接影响，如钢铁产品。中国的钢铁产业依然以高炉或转炉炼钢法(BF/BOF)为主(约 90%)，其碳强度远高于电炉炼钢(EAF)。除中国外，全球电炉炼钢的使用率达到 47%。在其他条件不变的情况下，如果征收跨境碳关税，中国钢铁出口的全球市场份额将受到挤压。

以在碳交易市场失灵时起到碳价支撑的作用,而倪娟(2016)也认为碳税可以用于管控碳排放权交易机制之外的分散排放源。因此,如果中国能尝试将两者结合起来,也许会产生更好的政策效果。

最后,七个碳交易试点在政策效果上的较大差异,一定程度上反映了各个地区间公司所有权结构和产业结构有着显著不同。如果事实如此,那么在建设全国统一碳交易市场时必须更加谨慎,应当分阶段推进,不能一蹴而就。当全国碳交易市场考虑扩大覆盖范围时,应当采取逐渐纳入的方式,某些行业可以一直留在地区性碳交易市场进行交易,直到时机成熟,再并入全国碳交易市场。从长远来看,这一方法也适用于国内与国际碳交易市场的接轨。

尽管欧盟成员国的产业结构同质化程度远高于中国各省,正如本文第二部分所交代的,EU-ETS 还是采取了分阶段推进的建设方式。如果全国碳交易市场一次纳入过多行业,很可能会加剧地区之间的贫富差距,即使可以通过转移支付来改善这一情况,但从长远来看,中国如果要加入国际碳交易体系,这些措施将会与平等市场原则相抵触。

附录

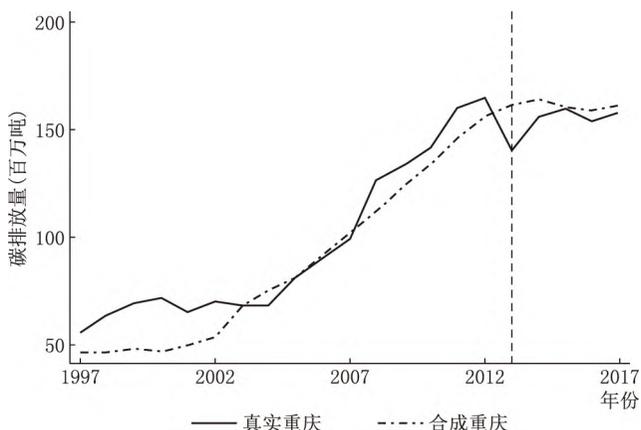


图 11 真实重庆与合成重庆的二氧化碳排放量

参考文献

傅志华、程瑜、许文:《在积极推进碳交易的同时择机开征碳税》,《财政研究》2018年第4期。

姬新龙、杨钊:《基于PSM-DID和SCM的碳交易减排效应及地区差异分析》,《统计与决策》2021年第11期。

李广明、张维洁:《中国碳交易下的工业碳排放与减排机制研究》,《中国人口·资源与环境》2017年第10期。

刘少华:《碳排放权交易,中国大步踏出自己的路》,《人民日报》(海外版)2021年8月3日,第6版。

刘友金、曾小明:《房产税对产业转移的影响:来自重庆和上海的经验证据》,《中国工业经济》2018年第11期。

刘宇、温丹辉、王毅、孙振清:《天津碳交易试点的经济环境影响评估研究——基于中国多区域一般均衡模型 Term CO_2 》,《气候变化研究进展》2016年第6期。

倪娟:《碳税与碳排放权交易机制研析》,《税务研究》2016年第4期。

宋德勇、夏天翔:《中国碳交易试点政策绩效评估》,《统计与决策》2019年第11期。

谭秀杰、刘宇、王毅:《湖北碳交易试点的经济环境影响研究——基于中国多区域一般均衡模型 Term CO_2 》,《武汉大学学报》(哲学社会科学版)2016年第2期。

张彩江、李章雯、周雨:《碳排放权交易试点政策能否实现区域减排?》,《软科学》2021年第10期。

中华人民共和国国务院办公厅:《中国应对气候变化的政策与行动》,《人民日报》2021年10月28日,第14版。

Abadie, A., Diamond, A., & Hainmueller, J. (2010). Synthetic Control Methods for Comparative Case Studies: Estimating the Effect of California's Tobacco Control Program. *Journal of the American Statistical Association*, 105(490), 493—505.

Abadie, A., Diamond, A., & Hainmueller, J. (2015). Comparative Politics and the Synthetic Control Method. *American Journal of Political Science*,

59(2), 495—510.

Abadie, A., & Gardeazabal, J.(2003). The economic costs of conflict: A case study of the Basque Country. *American Economic Review*, 93 (1), 113—132.

Anderson, B., & Di Maria, C.(2011). Abatement and Allocation in the Pilot Phase of the EU ETS. *Environmental & Resource Economics*, 48(1), 83—103.

Ando, M.(2015). Dreams of urbanization: Quantitative case studies on the local impacts of nuclear power facilities using the synthetic control method. *Journal of Urban Economics*, 85, 68—85.

Bayer, P., & Aklın, M.(2020). The European Union Emissions Trading System reduced CO₂ emissions despite low prices. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117(16), 8804—8812.

Bel, G., & Joseph, S.(2015). Emission abatement: Untangling the impacts of the EU ETS and the economic crisis. *Energy Economics*, 49, 531—539.

Calel, R., & Dechezleprêtre, A.(2016). Environmental Policy and Directed Technological Change: Evidence from the European Carbon Market. *Review of Economics and Statistics*, 98(1), 173—191.

Coase, R. H.(1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law & Economics*, 3(Oct), 1—44.

Cui, J. B., Zhang, J. J., & Zheng, Y.(2018). Carbon Pricing Induces Innovation: Evidence from China's Regional Carbon Market Pilots. *Aea Papers and Proceedings*, 108, 453—457.

Dechezleprêtre, A., Nachtigall, D., & Venmans, F.(2018). The joint impact of the European Union emissions trading system on carbon emissions and economic performance. *OECD Economics Department Working Papers*.

Duan, M. S., Pang, T., & Zhang, X. L.(2014). Review of Carbon Emissions Trading Pilots in China. *Energy & Environment*, 25(3—4), 527—549.

European Commission (2003). Directive 2003/87/EC of the European Parliament and of the Council of October 2003 establishing a scheme for

greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61/EC.

European Commission(2015). *EU ETS handbook*; European Commission.

Kosoy, A., Peszko, G., Oppermann, K., et al. (2015). *State and Trends of Carbon Pricing 2015*. Washington, DC: World Bank.

Li, J. F., Wang, X., Zhang, Y. X., et al.(2014). The economic impact of carbon pricing with regulated electricity prices in China-An application of a computable general equilibrium approach. *Energy Policy*, 75, 46—56.

Lin, Q., Liang, X., Lei, M., et al.(2022). CCUS: What is It? How Does It Cost? Techno-Economic Analysis. In J. Fu, D. Zhang, & M. Lei (Eds.). *Climate Mitigation and Adaptation in China: Policy, Technology and Market* (pp.109—179). Singapore: Springer Singapore.

Maximilian, Auffhammer, and, et al.(2008). Forecasting the path of China's CO₂ emissions using province-level information. *Journal of Environmental Economics & Management*.

Mideksa, T. K., & Weitzman, M. L.(2019). Prices versus Quantities across Jurisdictions. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 6(5), 883—891.

Pang, T., & Duan, M. S.(2016). Cap setting and allowance allocation in China's emissions trading pilot programmes: special issues and innovative solutions. *Climate Policy*, 16(7), 815—835.

Pigou, A. C.(1929). *The economics of welfare*. London: MacMillan and Co., Ltd.

Spence, A. M., & Weitzman, M. L.(1978). Regulatory strategies for pollution control. In A. F. Friedlaender (Ed.), *Approaches to controlling air pollution*. Cambridge MA: MIT Press.

Stavins, R. N.(2003). Experience with market-based environmental policy instruments. In *Handbook of environmental economics*, 1, 355—435. Elsevier.

UNFCCC.(1998). *Kyoto protocol to the United Nations framework convention on climate change*. Retrieved from <https://unfccc.int/sites/default/>

files/resource/docs/cop3/l07a01.pdf.

Weitzman, M. L. (1974). Prices vs. quantities. *The review of economic studies*, 41(4), 477—491.

Weitzman, M. L. (2012). GHG Targets as Insurance Against Catastrophic Climate Damages. *Journal of Public Economic Theory*, 14(2), 221—244.

Weitzman, M. L. (2017). On a World Climate Assembly and the Social Cost of Carbon. *Economica*, 84(336), 559—586.

World Bank, & Ecofys. (2018). *State and trends of carbon pricing 2018*. Washington, DC: World Bank.

Zhang, J., Zhong, C., & Yi, M. (2016). Did Olympic Games improve air quality in Beijing? Based on the synthetic control method. *Environmental Economics and Policy Studies*, 18(1), 21—39.

Zheng, Y. (2015). *Effects of Pollution Levy for Environmental Tax Reform in Hubei: a Synthetic Control Analysis*. (Ph. D). Peking University.