

引用格式: 刘丽, 孙炜琳, 姜茜, 等. 环境政策对畜禽养殖污染排放的影响及机制[J]. 资源科学, 2022, 44(5): 1051-1065. [Liu L, Sun W L, Jiang Q, et al. Impact and mechanism of environmental policies on pollution emissions from livestock and poultry breeding [J]. Resources Science, 2022, 44(5): 1051-1065.] DOI: 10.18402/resci.2022.05.14

环境政策对畜禽养殖污染排放的影响及机制

刘丽, 孙炜琳, 姜茜, 黄圣男

(中国农业科学院农业经济与发展研究所, 北京 100081)

摘要: 准确评估环境政策对畜禽养殖污染排放的影响, 探寻政策影响机理是科学制定畜禽养殖环境政策的重要依据。为此, 本文基于2006—2018年省级面板数据, 运用双重差分和中介效应模型分析了环境政策对中国畜禽养殖污染排放的影响及机制。结果表明: ①自2014年以来实施的一系列环境政策有助于减少畜禽养殖污染排放; ②一系列环境政策对畜禽养殖污染排放的削弱作用存在主体异质性和地区异质性, 环境政策在初始污染水平较高的省份、畜牧大省以及东部省份的影响效应较为明显, 在初始污染水平较低的省份、非畜牧大省以及中西部省份的影响效应不明显; ③环境政策实施使得养殖总体规模下降、规模化程度提升以及养殖结构调整, 进而减少畜禽养殖污染排放, 而环境政策虽然能够促进农业技术进步, 但难以进一步起到减少养殖污染排放的作用。据此提出要提高中国畜禽养殖环境政策的政策效率, 需要进一步以差异化政策促进区域畜禽养殖污染的协调防治, 挖掘规模化养殖、技术进步在污染防治中的作用, 此外要高度重视生猪养殖污染防治问题。本文不仅为畜禽养殖环境政策优化调整提供定量化参考, 还为推进适度规模化养殖提供一定的理论和实证依据。

关键词: 环境政策; 畜禽养殖污染; 机制分析; 双重差分; 中介效应; 中国

DOI: 10.18402/resci.2022.05.14

1 引言

畜禽养殖作为农业农村领域“污染防治攻坚战”的主战场, 其污染防治问题事关生态文明建设和农业绿色发展。改革开放以来, 中国畜禽养殖业迅速发展, 由产品供给不足逐步发展为农业的主导产业^[1]。但与此同时, 畜禽养殖污染问题也日益突出, 《第二次全国污染源普查公报》显示, 畜禽养殖业的化学需氧量、氨氮、总氮、总磷的排放量分别占农业源排放的93.76%、51.30%、42.14%、56.46%, 是农业农村领域的重要污染源。养殖过程中大量未经有效处理的污染物随意排放, 对周边水体、土壤和空气等造成严重污染, 威胁畜禽生长、居民健康等^[2,3], 甚至还会引发民事纠纷等社会问题^[4], 既给社会造成巨大的环境成本和经济损失, 也造成资源的巨大浪费^[5]。

中国政府从2014年开始出台了一系列畜禽养殖污染防治政策, 旨在通过“调布局、配设施、促利用、强监管”, 多管齐下解决畜禽养殖污染和废弃物资源化利用问题, 加快推动畜禽养殖业的转型升级。2014年实施的《畜禽规模养殖污染防治条例》是中国首部从国家层面关注农业农村污染防治的行政法规^[6], 此后畜禽养殖污染防治迎来拐点, 国务院、农业农村部、财政部等相关部委密集出台一系列关于畜禽养殖污染防治的政策文件, 如《国务院办公厅关于加快推进畜禽养殖废弃物资源化利用的意见》《畜牧业绿色发展示范县创建活动实施方案及考核办法》等。从广义上讲, 这些政策文件大致可以分为2类: 约束类和激励类, 约束类政策通过法律法规、行业标准、行政命令、政府考核等强制性手段规范养殖主体行为, 如禁限养区划定、养殖场达标

收稿日期: 2021-10-25, 修订日期: 2022-01-17

基金项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资助项目(161005202110)。

作者简介: 刘丽, 女, 山东临沂人, 助理研究员, 研究方向为农业资源环境经济与政策。E-mail: liuli06@caas.cn

通讯作者: 孙炜琳, 女, 山东莱阳人, 研究员, 研究方向为农业资源环境经济与政策。E-mail: sunweilin@caas.cn

排放、设施装备配套率考核等;激励类政策通过财政补贴、差别化税收等经济手段鼓励养殖主体采取利于环保的行为,如畜禽粪污资源化利用项目等。这些政策是2014年之后密集出台、连续实施的,在这些环境政策背景下,基层政府和养殖主体的环保压力剧增,借鉴周晶等^[7]的研究,本文将上述环境政策打包成“一系列”政策展开系统研究。

那么,2014年以来密集出台的系列环境政策是否有效地减少了中国畜禽养殖污染排放?根据两次全国污染普查数据,“二污普”时期(2017年)比“一污普”时期(2007年)畜禽养殖的化学需氧量、总氮和总磷排放总量分别降低了267.73万t、42.85万t和4.07万t,3种污染物的单位动物排放强度分别降低了55.5%、67.2%和57.9%,实现了排放总量和排放强度的双下降。从时间维度上看,一系列环境政策的密集出台似乎是畜禽养殖污染下降的主要原因。已有研究表明,畜禽养殖污染排放受技术进步、养殖规模、政策推动、立法等多重因素的共同影响^[8-11]。那么,如何将一系列环境政策的影响从众多因素中剥离出来,科学评估环境政策的影响及机制成为判断政策执行效果,识别政策实施问题的关键。

长期以来,有关畜禽养殖环境政策的问题备受国内外学者的广泛关注,主要集中在国外经验介绍^[12]、不同政策工具对比分析^[13],在政策影响上微观层面主要集中于分析环境政策对养殖户替代生计、资源化利用参与意愿、环境投入行为等的影响^[14,15],宏观层面主要聚焦在分析环境政策对养殖规模、产业布局等生产层面的影响^[16,17]。也有学者开始关注畜禽养殖业环境政策的政策效果^[8],但是鲜有研究量化评估环境政策的政策效果,也缺乏对环境政策影响机制的深入探讨。鉴于此,本文采用双重差分和中介效应模型就2014年以来中国出台的一系列环境政策对畜禽养殖污染排放的影响展开系统而严格的定量分析,为后续中国畜禽养殖环境政策的调整优化提供参考。

2 政策背景、理论分析与研究假说

2.1 政策背景

中国畜禽养殖方式从家庭散养向规模养殖加速转变,养殖数量不断攀升,在保障畜产品有效供给的同时,不恰当的畜禽粪污处理方式带来的环境污染问题日益突出,畜禽养殖污染防治逐渐上升到

政策层面。畜禽养殖环境政策呈现出明显的阶段性特征,可分为探索起步阶段(2001—2013年)和快速增长阶段(2014—2021年)。

2001年,原国家环保总局发布实施《畜禽养殖污染防治管理办法》,对畜禽养殖污染防治作出了明确规定,包括环评、审批、禁养等,同时接连出台了《畜禽养殖污染防治技术规范》和《畜禽养殖业污染物排放标准》,标志着畜禽养殖污染防治成为环保领域的重要工作,逐渐引起关注。此后在2002年《农业法》修订中专门加入了畜禽养殖废弃物处理的要求,2011年国务院发布的《国务院关于加强环境保护重点工作的意见》中要求加强农村人畜粪便的无害化处理。这段时期的政策文件相对较少,主要的政策目标是控制污染排放总量,实现安全处置^[8]。

从2014年开始一系列畜禽养殖环境政策密集出台,进入快速增长时期。《畜禽规模养殖污染防治条例》于2014年正式实施,进一步明确了污染防治配套设施、粪便处理方式、禁养区域等,彻底扭转了畜禽养殖污染防治无法可依的局面。2015年1月1日新修订的《环境保护法》正式实施,对畜禽养殖污染提出明确的法律要求,畜禽养殖业进入环保高压期。此后《水污染防治计划》《关于打好农业面源污染防治攻坚战的实施意见》《全国农业可持续发展规划(2015—2030年)》《关于配合做好畜禽养殖禁养区划定工作的通知》《农业资源与生态环境保护工程十三五规划》等政策文件密集出台。同时,启动畜禽粪污资源化利用整县推进项目、畜牧业绿色发展示范县创建活动、农业综合开发区域生态循环农业项目等,加大对畜禽养殖污染治理的资金投入力度。这一时期政策文件数量集中,资金投入力度大,从“调布局、配设施、促利用、强监管”多方位指导畜禽粪污源头减量、生产过程控制、促进资源化利用,并突出“生态友好、种养结合、循环发展”的治理理念,对实现畜禽养殖业健康可持续发展提供了重要政策支撑。

2014年之后密集出台、连续实施的一系列环境政策对畜禽养殖业形成巨大影响,甚至一度在全国养殖业范围内刮起“环保风暴”。环保压力不断加码,基层政府和养殖主体不得不主动或被动地实施达标排放或综合利用减排策略,以满足环保要求。而无论是主动或被动,达标排放或综合利用,行动

2022年5月

的结果都会造成污染物排放的减少。

2.2 理论分析与研究假说

畜禽养殖环境政策实施的一个重要内容是对养殖活动进行环境约束,相当于在生产曲线上施加一个约束条件,对畜禽养殖产生“生产约束效应”^[18]。随着环保政策的不断加码,各地严格落实环评制度,全面加强环保督查。当养殖场不能满足畜禽养殖环境的合法性合规性要求时,将会面临搬迁、关停、整顿、罚款、退出等行政处罚,尤其是2014年正式实施的禁养区政策直接要求搬迁和拆除位于禁养区的畜禽养殖场或养殖小区^[19]。这种环境监管对总规模的影响是立竿见影的,2014年以后中国畜禽总体养殖规模(折算为猪当量)出现了断崖式下降(图1a),养殖总量的下降直接对污染排放产生影响。

环境政策的出台除了直接影响养殖规模外,还对畜禽养殖业带来“资源配置效应”,引导生产要素

向效率更高的规模养殖集聚。一方面,环境政策增加了养殖主体遵循环境规制的成本,为满足畜禽养殖的环境要求,养殖主体必须进行一定的环保投资,基于利润最大化的考虑,养殖主体将会扩大规模以降低单位生产投入^[16],无力扩大规模又无法满足环保要求的养殖主体不得不退出市场,在优胜劣汰的资源再配置影响下,畜禽养殖的规模化程度不断提高。另一方面,当前的环境支持政策和行政审批多倾向于规模养殖,如粪污资源化利用项目中央资金资助的重点是规模养殖场的设施设备建设,在中央资金的引导下更多的资源投入到规模养殖中,规模化养殖得到发展(图1b),据农业部数据,“十三五”时期中国生猪养殖规模化率达到53%。与散养相比,规模化养殖能够根据畜禽不同生长时期进行科学、营养的饲料配比,在防疫、环保等各环节配备更齐全,加之较为先进的管理水平,可以有效减少污染物排放^[20,21],由此,本文提出:

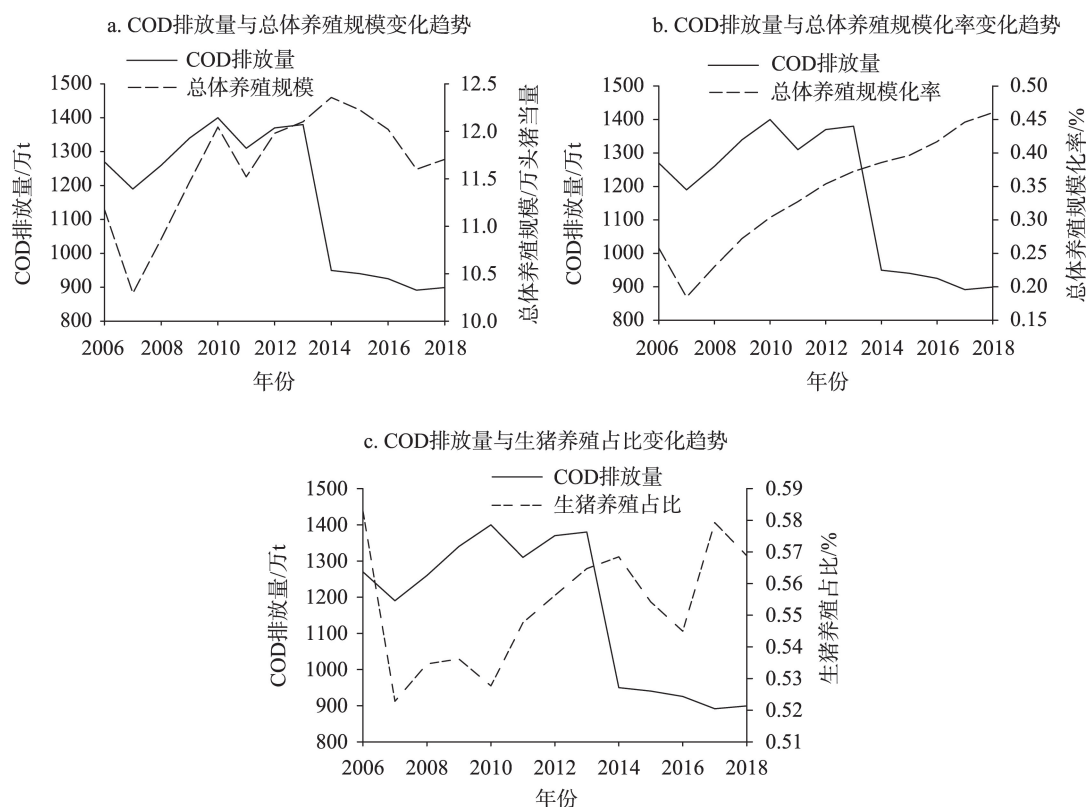


图1 2006—2018年中国畜禽养殖化学需氧量(COD)排放量与总体养殖规模、规模化率及生猪养殖占比的变化趋势

Figure 1 Changes in COD emissions from livestock and poultry breeding in China from 2006 to 2018 and the overall breeding scale, scaling-up rate, and proportion of pig breeding

注:化学需氧量(COD)排放量根据《第一次全国污染源普查数据集》和各省份公布的《第二次全国污染源普查公报》核算得到。

假说1:在“生产约束效应”和“资源配置效应”下,环境政策能够减少畜禽养殖总量、提高规模化程度,最终减少养殖污染排放。

波特假说认为适当的环境规制可以促进技术创新,这意味着环境规制建立了一种倒逼机制,迫使或激励经济主体进行绿色技术革新以提高污染治理能力和生产效率^[22-24]。与高度市场化的工业部门不同,畜禽养殖主体一般没有专门的研发部门,在现有的粪污处理技术水平下,绿色技术的载体更多的是污染处理设施设备和技术模式。实践中,中国畜禽粪污治理主要按照无害化、减量化、资源化三大原则进行,在技术模式上主要是能源化和资源化处理,颁布的技术标准也主要集中在沼气工程发酵、制备有机肥、安全还田等^[25],中央财政资金资助的重点也聚焦在粪污收集、贮存、处理设施管道和沼气工程建设等,2017年出台的《国务院办公厅关于加快推进畜禽养殖废弃物资源化利用的意见》中明确规定“到2020年全国规模养殖场粪污处理设施装备配套率达到95%以上”,很多地区目前配套率已经达到100%。粪污处理设施装备的大规模推广有效提高了粪污处理和资源化利用的能力。理论上设施装备配套率的提升有助于污染排放的减少,但值得注意的是粪污处理设施的配置不等于运转,处理能力也不意味着处理水平。一方面,粪污处理设施后续运行成本高,政府无补贴,而且收益有限,基于成本收益的考虑,粪污处理设施不运转或不满负荷运转情况时有发生,尤其是在政府监管不严格的情况下;另一方面,运行人员专业素质不高、经验不足,粪污处理设施的运行效率有限;此外,冬季尤其是北方气温偏低,受限于经济成本和技术水平,粪污处理设施保温措施不到位,难以发挥有效的粪污处理能力^[26]。因此,本文提出:

假说2:环境政策尽管有助于农业技术进步,但不一定会基于技术效应降低畜禽养殖污染排放。

在一系列畜禽养殖环境政策中生猪养殖一直是政策关注的焦点。生猪生产和粮食安全一样,是关系国计民生的大问题,对中国居民生活和社会发展具有重要意义,中国生猪养殖占比一直处于高位(图1c),猪肉生产量和消费量在世界范围内也是首

屈一指^[2],但生猪对污染排放的贡献也是最大的^[27],产生的氮、磷占比高达68%和74%^[28]。基于生猪养殖的战略地位和环境影响,2014年以来中国政府也出台了较多针对生猪养殖的支持政策,如《关于促进南方水网地区生猪养殖布局调整优化的指导意见》《关于稳定生猪生产促进转型升级的意见》《关于进一步规范畜禽养殖禁养区划定和管理促进生猪生产发展的通知》等,旨在调整产业布局、稳定产业供给、促进产业转型。同时在环境政策中也给予生猪养殖相应的政策倾斜,如2017年开始实施的畜禽粪污资源化利用整县推进项目是以生猪养殖为重点,禁养区划定也对生猪养殖造成极大冲击,大量养猪场关闭,2014年开始生猪养殖占比出现剧烈波动(图1c),污染排放大、处理难度大的生猪养殖占比波动直接影响养殖污染排放。因此,本文提出:

假说3:环境政策对生猪养殖产生重要冲击,可以通过影响畜禽养殖的畜种结构减少养殖污染排放。

3 研究设计

3.1 模型设置

本文运用双重差分(DID)模型来分析环境政策对畜禽养殖污染排放的影响,运用中介效应模型来识别环境政策的驱动机制。相较于传统估计方法,双重差分能够通过数据及模型方法的设置识别出政策本身的净效应,同时还能很好地控制内生性问题,被广泛运用到政策评估领域^[29-32],中介效应模型能够分析自变量对因变量的影响机制,受到学者们的关注和重视^[33,34]。由于畜禽养殖环境政策是在全国范围内实施,无法直接通过地区构造对照组和实验组,很多研究从政策效应的差异切入构造对照组和实验组^[35,36]。借鉴相关研究,根据“污染排放强度”来构造对照组和实验组,具体地,根据省级《第一次全国污染源普查公报》和《第二次全国污染源普查公报》核算各地区各污染物的排放强度(排放量/养殖猪当量),分别记为“一污普排放强度”和“二污普排放强度”。基于双重差分的思想,实验组样本^①在2006—2013年间的污染排放量根据一污普排放强度核算,2014—2018年间的污染排放量根据二污普排放强度核算;对照组样本在2006—2018年间的污染排放量均根据一污普排放强度核算。

① 选取2006—2018年除北京、辽宁、西藏、宁夏和港澳台地区外27个省(市、区)为研究对象。

2022年5月

这样处理的原因如下:①污染排放强度是一系列环境政策效应的具体体现,两次污染普查的污染排放强度具有显著差异。②基于双重差分的思想,依据政策效应差异来构造实验组和对照组不会改变DID模型的基本性质。③以政策效应差异来构建实验组和对照组可以一定程度上避免人为设定对照组和实验组带来的偏差^[36]。

(1)政策影响分析模型。为量化分析一系列环境政策对畜禽养殖污染排放的影响,运用下述双重差分模型:

$$\ln Poll_{it} = \beta_0 + \beta_1 Treat_i \times Post_t + \beta_i X_{it} + \mu_i + \varepsilon_{it} \quad (1)$$

式中: $Poll_{it}$ 为省份 i 在 t 期的畜禽养殖总体污染排放强度; $Treat_i$ 为虚拟变量,取值为1时为实验组,取值为0时为对照组; $Post_t$ 为时间虚拟变量,当观测值发生在一系列环境政策出台的2014年及以后取值为1,否则取值为0; X_{it} 为控制变量; β_0 、 β_1 和 β_i 为待估计系数; μ_i 为个体固定效应; ε_{it} 为误差项。

(2)平行趋势检验模型。平行趋势假设(在政策实施前实验组和对照组的畜禽养殖污染变化趋势相同)直接影响到DID模型结果的有效性,为此运用如下模型检验该假设:

$$\begin{aligned} \ln Poll_{it} = & \beta_0 + \beta_1 pre_3 \times Treat_i + \beta_2 pre_2 \times Treat_i + \\ & \beta_3 pre_1 \times Treat_i + \beta_4 current \times Treat_i + \\ & \beta_5 post_1 \times Treat_i + \beta_6 post_2 \times Treat_i + \\ & \beta_7 post_3 \times Treat_i + X_{it} + \varepsilon_{it} \end{aligned} \quad (2)$$

式中: pre_3 、 pre_2 、 pre_1 分别为政策实施时点的前3、2、1年,即2011、2012、2013年; $current$ 为政策实施时点,即2014年; $post_1$ 、 $post_2$ 、 $post_3$ 分别为政策实施时点的后1、2、3年,即2015、2016、2017年; $\beta_0 - \beta_7$ 为待估计系数。若系数 β_1 、 β_2 、 β_3 不显著, β_4 、 β_5 、 β_6 、 β_7 显著,则满足平行趋势假设。

(3)机制验证模型。为识别环境政策影响畜禽养殖污染排放的内在机制,构建如下中介效应模型:

$$\ln Poll_{it} = \alpha + \beta Treat_i \times Post_t + \gamma X_{it} + \mu_i + \varepsilon_{it} \quad (3)$$

$$MED_{it} = \alpha + \varphi Treat_i \times Post_t + \gamma X_{it} + \mu_i + \varepsilon_{it} \quad (4)$$

$$\begin{aligned} \ln Poll_{it} = & \alpha + \beta' Treat_i \times Post_t + \\ & \delta MED_{it} + \gamma X_{it} + \mu_i + \varepsilon_{it} \end{aligned} \quad (5)$$

式中: MED_{it} 为中介变量; α 、 β 、 γ 、 φ 、 β' 、 δ 为待估计参数,检验步骤参考温忠麟等^[37]。

3.2 变量选择

(1)被解释变量。借鉴 Cheng 等^[38]、Shao 等^[39]、He 等^[40]的方法构建总体污染排放强度衡量畜禽养殖行业整体污染排放水平。

首先,根据式(6)将各畜种各污染物的排放量进行标准化处理:

$$ps_{ij} = \frac{p_{ij} - \min(p_j)}{\max(p_j) - \min(p_j)} \quad (6)$$

式中: ps_{ij} 为省份 i 污染物 j 排放的标准化值; p_{ij} 为第 i 省第 j 种污染物的排放量; $\max(p_j)$ 和 $\min(p_j)$ 分别为污染物 j 在所有样本中的最大值和最小值,根据《畜禽养殖业污染物排放标准(GB 18596-2001)》,本文考虑化学需氧量、氨氮和总磷3种污染物。

然后,计算各污染物排放指标的调整系数:

$$w_j = pe_{ij} / \overline{pe}_{ij} \quad (7)$$

式中: w_j 为调整系数; pe_{ij} 和 \overline{pe}_{ij} 分别为省份 i 单位产值中污染物 j 的排放量以及所有样本省份的平均水平。

最后,省份 i 畜禽养殖总体污染排放强度 $Poll_{it}$ 可以表示为:

$$Poll_{it} = \frac{1}{n} \left[\sum_{j=1}^n w_j \times ps_{ij} \right] \quad (8)$$

(2)核心解释变量。运用环境政策实施对象与时期虚拟变量的交互项($Treat_i \times Post_t$)表征畜禽养殖环境政策,基于数据的可得性,环境政策的实施对象以省份为代表。

(3)控制变量。①人均地区生产总值($agdp$),以2006年生产总值为基期进行核算,用于体现区域经济发展状况。②城镇化水平($city$),以城镇人口除以总人口表示,用于体现区域经济发展进程。③人均耕地面积($aland$),用耕地面积除以总人口表示,用于反映区域畜禽污染处理的土地承载力。④农业劳动力数量($labor$),以第一产业从业人员衡量,用于反映畜禽污染处理的劳动力资源。⑤农村劳动力平均受教育年限($education$),借鉴胡祎等^[41]的方法计算平均受教育年限,用以表征劳动力素质。⑥交通通达性($traffic$),借鉴李雪松等^[42]的方法,用铁路、公路和内河航道通航里程总和除以区域面积来表征,反映畜禽污染处理的交通条件。⑦

工资性收入占比(*wage*),即农村居民可支配收入中工资性收入所占比例,用于反映畜禽污染处理的成本。⑧种植业结构(*struc*),为粮食作物播种面积占农作物播种面积的比例,用于反映地区农作物种植结构。

(4)机制变量。①总体养殖规模(*tscale*),按照《畜禽养殖业污染物排放标准(GB 18596-2001)》的换算标准以猪当量表示的生猪、蛋鸡、肉鸡、奶牛和肉牛的养殖量总和。②规模化率(*rscale*),根据式(9)将生猪(出栏 ≥ 500 头)、蛋鸡(存栏 ≥ 10000 只)、肉鸡(出栏 ≥ 50000 只)、奶牛(存栏 ≥ 100 头)和肉牛(出栏 ≥ 100 头)的规模化率转换为区域总体养殖规模化率。③农业技术进步(*tech*),借鉴马九杰等^[43]的研究,以DEA-Malmquist方法分解的技术进步指数来表征,参考崔姹等^[44]的研究,投入变量为仔畜费、精饲料费、青粗饲料费、管理费等物质与服务费用以及人工成本费用,产出变量为分项产值加总。④养殖结构(*slive*),即生猪在总体畜禽养殖规模中所占的比重。

$$rscale_{it} = \sum_{k=1}^n s_{it,k} r_{it,k} \quad (9)$$

式中: $rscale_{it}$ 为省份 i 在 t 期畜禽养殖规模化率; $s_{it,k}$ 为区域 i 在 t 期畜种 k 的规模化率; $r_{it,k}$ 是区域 i 在 t 期畜种 k 在总体养殖规模中所占的比重(以猪当量核算)。

3.3 数据与变量描述性分析

(1)数据样本。基于样本代表性和数据的可得性,本文选取2006—2018年除北京、辽宁、西藏、宁夏和港澳台地区外27个省(市、区)为研究区。与全国污染源普查保持一致,选取猪、奶牛、肉牛、蛋鸡、肉鸡5种畜禽核算省级总体污染排放强度。

(2)数据来源与变量描述性分析。畜禽养殖污染排放量数据来源于《第一次全国污染源普查数据集》和《第二次全国污染源普查公报》,其他省级变量数据来源于2006—2018年《中国畜牧业年鉴》《中国农村统计年鉴》《中国奶业年鉴》《中国统计年鉴》《中国固定资产投资统计年鉴》《中国人口和就业统计年鉴》《全国农产品成本收益资料汇编》和全国畜牧总站等。表1为变量的描述性统计。

4 结果与分析

4.1 平行趋势检验分析

为准确识别环境政策对畜禽养殖污染排放的影响,在运用双重差分模型之前需要对样本的平行趋势进行检验,即政策冲击前对对照组和实验组的畜禽养殖污染排放趋势是否一致。表2为平行趋势检验结果,在未纳入和纳入控制变量回归中,2014年(*current* \times *Treat*)之前的回归系数均不显著,即在一系列环境政策实施之前实验组和对照组畜禽养殖污染排放不存在显著差异,平行趋势假设在一定程度上得到验证。进一步,图2更为直观地展示了在

表1 变量的定义与描述统计

Table 1 Variable definition and descriptive statistics

变量名	变量代码	单位	均值	标准差	最小值	最大值
总体污染排放强度	<i>Poll</i>	—	0.231	0.460	0.000	2.764
人均地区生产总值	<i>agd</i>	万元/人	32904	22634	4679	116092
城镇化率	<i>city</i>	%	0.511	0.189	0.013	0.929
人均耕地面积	<i>aland</i>	亩/人	1.715	1.375	0.116	6.299
农业劳动力数量	<i>labor</i>	万人	1006.000	656.100	36.300	3050.000
平均受教育年限	<i>education</i>	年	7.519	0.592	5.477	8.807
交通通达性	<i>traffic</i>	km/km ²	0.940	0.552	0.069	2.841
工资性收入占比	<i>wage</i>	%	0.387	0.133	0.093	0.776
种植业结构	<i>struc</i>	%	0.647	0.133	0.328	0.969
总体养殖规模	<i>tscale</i>	猪当量	4312	2983	222.100	12163
总体养殖规模化率	<i>rscale</i>	%	0.350	0.187	0.034	0.986
农业技术进步	<i>tech</i>	—	0.980	0.112	0.761	1.398
养殖结构	<i>slive</i>	%	0.552	0.202	0.064	0.853

2022年5月

表2 平行趋势分析结果

Table 2 Results of parallel trend analysis

	(1) 未纳入控制变量	(2) 纳入控制变量
$pre_3 \times Treat$	0.019 (0.019)	0.027 (0.020)
$pre_2 \times Treat$	0.020 (0.019)	0.031 (0.021)
$pre_1 \times Treat$	0.020 (0.019)	0.033 (0.022)
$current \times Treat$	-0.067*** (0.021)	-0.073*** (0.021)
$post_1 \times Treat$	-0.066*** (0.021)	-0.072*** (0.021)
$post_2 \times Treat$	-0.066*** (0.021)	-0.064*** (0.021)
$post_3 \times Treat$	-0.062*** (0.021)	-0.056*** (0.021)
Constant	0.174*** (0.005)	0.999* (0.573)
Control	未纳入	纳入
Observations	702	702
R-squared	0.13	0.76

注:括号内为系数的聚类稳健标准误,***、**和*分别代表在1%、5%和10%的水平上显著。下同。

95%置信水平下,一系列环境政策影响畜禽养殖污染排放的动态效果,显然,在一系列环境政策出台前,系数 β_i 的置信区间(图中竖线)均大幅穿越0

线,系数不显著,因此实验组和对照组不存在明显区别,进一步验证了平行趋势假设。

4.2 环境政策影响效果分析

表3为政策影响模型的估计结果,其中列(1)–(3)分别为混合回归、随机效应、固定效应的估计结果(总体污染排放强度为被解释变量),列(4)–(6)是以化学需氧量、氨氮和总磷为被解释变量的固定效应回归结果。Wald 检验、LM 检验和 Hausman 检验结果显示应采用固定效应模型来估计环境政策对畜禽养殖污染排放的影响。由表3的估计结果可以得出:

(1)环境政策能够显著减少畜禽养殖污染物排放。列(3)的估计结果显示一系列环境政策使得畜禽养殖总体污染排放强度显著降低8.7%,同时列(4)–(6)的结果显示,一系列环境政策使得畜禽养殖化学需氧量(COD)、氨氮(NH)和总磷(TP)的排放量分别降低14.9%、36.9%和14.8%。可能的主要原因为:①“十三五”期间,中央财政累计安排资金296亿元实施畜禽粪污资源化利用整县推进项目,同步启动畜牧业绿色发展示范县创建、农业综合开发区生态循环农业项目等,加大财政支持力度支持规模养殖场改造、沼气工程、循环农业发展等,在中央财政资金的引导下,地方财政、社会资本等不断参与到畜禽污染防治中,激发了养殖主体污染防治的积极性,进一步提升了畜禽粪污处理能力,减少

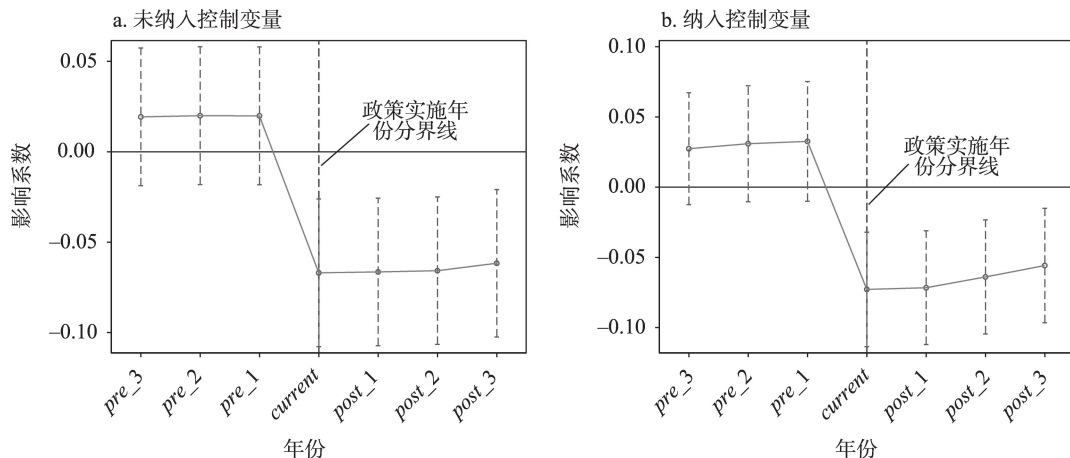


图2 一系列环境政策对畜禽养殖污染的动态影响

Figure 2 Dynamic impact of a series of environmental policies on pollution from livestock and poultry breeding

注:图中竖虚线为估计参数的95%置信区间;pre_3、pre_2、pre_1分别代表2011、2012和2013年,post_1、post_2和post_3分别代表2015、2016和2017年,current为2014年。

表3 政策影响模型估计结果

Table 3 Estimated results of the policy impact model

变量	(1) Pooled OLS	(2) RE	(3) FE	(4) ln COD	(5) ln NH	(6) ln TP
<i>Treat × Post</i>	-0.083* (0.044)	-0.085* (0.044)	-0.087*** (0.012)	-0.149*** (0.045)	-0.369*** (0.046)	-0.148*** (0.042)
ln <i>agdp</i>	-0.073*** (0.025)	-0.070** (0.028)	-0.072* (0.037)	-0.151 (0.137)	-0.560*** (0.139)	-0.307** (0.127)
<i>city</i>	0.458*** (0.159)	0.214 (0.136)	0.083 (0.176)	-0.734 (0.652)	2.323*** (0.663)	0.490 (0.605)
ln <i>aland</i>	-0.150*** (0.056)	-0.007 (0.043)	-0.011 (0.055)	0.543*** (0.202)	0.322 (0.205)	0.499*** (0.187)
ln <i>labor</i>	0.148*** (0.030)	0.089*** (0.024)	0.027 (0.050)	0.424** (0.186)	0.227 (0.189)	0.436** (0.172)
<i>education</i>	0.038 (0.041)	0.064** (0.026)	0.052** (0.022)	0.072 (0.080)	0.167** (0.081)	0.116 (0.074)
ln <i>traffic</i>	0.032 (0.052)	0.096** (0.045)	0.162** (0.069)	1.359*** (0.257)	0.995*** (0.262)	1.242*** (0.239)
<i>wage</i>	-0.560*** (0.199)	-0.106 (0.112)	-0.062 (0.089)	-1.389*** (0.331)	-0.997*** (0.336)	-1.383*** (0.307)
<i>struc</i>	0.294* (0.148)	-0.147 (0.284)	-0.178 (0.125)	-0.721 (0.463)	1.789*** (0.470)	-0.957** (0.429)
<i>Constant</i>	-0.493 (0.350)	-0.120 (0.358)	0.493 (0.528)	12.270*** (1.957)	9.342*** (1.990)	8.502*** (1.817)
<i>Observations</i>	702	702	702	702	702	702
<i>R-squared</i>	0.390	0.374	0.227	0.435	0.320	0.569
Wald test	$F=49.14$ Prob > F = 0.000					
LM test	$\chi^2=2440.48$ Prob > χ^2 = 0.000					
Hausman test	$\chi^2=17.22$ Prob > χ^2 = 0.029					

了污染排放。②环评审批、禁限养等惩罚性环境约束加大了畜禽养殖的环境成本,为满足环保要求,养殖主体不得不投入大量资本进行设施设备购置、工艺改进等,客观上加大了小规模高污染低资本养殖主体的退出风险,同时促进了规模化养殖的发展,进而减少了污染排放。

(2)人均地区生产总值、工资性收入占比与畜禽养殖污染排放呈显著的负向关系。人均地区生产总值越高的地区,对环境保护的关注度更高,同时也拥有更多的资本和技术投资于粪污处理,环境政策的执行力度和效果也相对较好,畜禽养殖污染排放量减少的更为显著。工资性收入占比更多的地区畜禽养殖和污染处理的成本越高,在高劳动力

成本约束下,养殖主体有动力采取更高效集约的粪污处理方式和养殖模式,进而养殖污染排放减少越显著。

(3)平均受教育年限、交通通达性与畜禽养殖污染排放呈显著的正向关系。一般而言,平均受教育年限越高的地区,接受新知识采用新技术的意愿和能力越强,但是周期不稳定、市场波动大等行业特征使得资本约束下的养殖主体更倾向于采纳有利于生产的技术信息,对于环保总体上存在“逐底竞争”的状态。交通密度越大的地区,畜禽养殖的种禽、饲料、兽药等投入品获取越方便,畜产品的销售半径越大,扩大养殖规模获取规模经济的意愿就更加强烈,加之市场效益的不稳定性,在一定的资

2022年5月

本约束下,环保投资相对较弱,使得养殖污染物的排放量增加。

4.3 稳健性检验

为了检验实证结果的稳健性,进一步采用改变政策实施时点、采纳多种标准误两种方式验证估计结果的稳健性。首先,将2011、2010年作为一系列环境政策的实施时点进行安慰剂检验,检验结果见表4列(1)、(2)。结果显示以2011、2010年为政策实施时点时,政策变量 $Treat \times Post$ 的估计系数不显著,意味着对照组和实验组畜禽养殖污染排放的变化趋势不存在显著差异,由此前文的模型估计结果具备稳健性。其次,分别采用聚类稳健标准误和Bootstrap自助法标准误对模型进行估计,结果见表4列(3)、(4)。结果显示,采用两种标准误时一系列环境政策对畜禽养殖总体污染强度的影响均在1%水平上显著为负,说明模型估计结果具有良好的稳健性。

4.4 异质性分析

(1)污染水平异质性分析。将2013年畜禽养殖

总体污染排放强度按照0.2分位点划分成5组,考察不同初始污染水平下一系列环境政策影响的异质性(表5)。结果显示,初始污染水平越高时,环境政策对畜禽养殖总体污染排放强度的影响越明显,在0.6分位点以下环境政策的影响系数不显著,在0.7~0.8分位点和0.9~1.0分位点的影响系数显著为负,而且0.9~1.0分位点系数的绝对值显著大于0.7~0.8分位点的绝对值。

可能的原因是:初始污染水平较低的省份,如青海、宁夏、海南等,面临的环保政策压力相对较小,治理畜禽养殖污染的需求相对较弱,在环境保护和经济增长之间更倾向于发展经济;对于初始污染水平较高的省份,如湖南、河南、四川等,前期污染物排放基数较大,是各方关注的重点,更有动力采取措施减少畜禽养殖污染物的排放,畜禽养殖环境政策执行的力度和效果相对较好。

(2)畜牧产值异质性分析。按照畜牧业产值将全部样本划分为两大部分,排名前10的划分为畜牧业大省(四川、山东、河南、河北、湖南、黑龙江、安

表4 稳健性检验

Table 4 Robustness test

	(1) 2011年为政策实施时点	(2) 2010年为政策实施时点	(3) 聚类稳健标准误	(4) Bootstrap法的标准误
$Treat \times Post$	-0.063 (0.083)	-0.056 (0.074)	-0.087*** (0.012)	-0.087*** (0.017)
$Control$	纳入	纳入	纳入	纳入
$Constant$	-0.299 (0.773)	-0.299 (0.773)	0.493 (0.528)	0.493 (0.427)
$Observations$	702	702	702	702
$R\text{-squared}$	0.462	0.462	0.128	0.128

注:列(1)、(2)括号内为系数的聚类稳健标准误,列(3)、(4)括号内为标题所示标准误,其中Bootstrap自助法是随机抽样1000次。

表5 异质性分析:污染水平

Table 5 Heterogeneity analysis: Pollution level

	(1) 0.0~0.2分位点	(2) 0.3~0.4分位点	(3) 0.5~0.6分位点	(4) 0.7~0.8分位点	(5) 0.9~1.0分位点
$Treat \times Post$	-0.002 (0.003)	-0.005 (0.008)	-0.005 (0.022)	-0.044*** (0.013)	-0.360*** (0.079)
$Control$	纳入	纳入	纳入	纳入	纳入
$Constant$	0.088 (0.071)	0.024 (0.152)	-1.269 (0.773)	0.836*** (0.172)	2.911 (1.713)
$Observations$	130	135	151	135	151
$R\text{-squared}$	0.441	0.274	0.176	0.677	0.732

徽、云南、湖北、广东),其他划分为非畜牧业大省,考察环境政策影响的异质性,回归结果见表6列(1)、(2)。结果显示,在非畜牧大省,一系列环境政策的影响系数不显著,而在畜牧大省,一系列环境政策的影响系数显著为负。这表明与非畜牧大省相比,畜牧大省一系列环境政策的影响效应更明显。

可能的原因是:一方面,与非畜牧大省相比,畜牧大省的减排压力更大,环境治理投资相对较多,污染治理设备设施的运行效率也相对较高,由此一系列环境政策的边际贡献较高,总体污染排放强度下降得更快;另一方面,一系列环境政策明确了对畜牧大县的重点扶持,如畜禽粪污资源化利用项目实现畜牧大县的全覆盖,这意味着畜牧大省可能会因此获得更多的财政资金支持,在财政资金的引导下,更多的资源流向畜禽污染防治中,因此取得的政策效果相对较好。

(3)地理区位异质性分析。将27个样本省份根据国家统计局划分标准划分为东中西部3组^②,考察环境政策影响的异质性(表6列(3)–(5))。结果显示,在中部和西部地区,一系列环境政策对畜禽养殖污染排放的影响不显著;在东部地区,一系列环境政策对畜禽养殖污染排放的影响显著为负,这意味着相较于中部和西部地区,东部地区畜禽养殖环境政策的执行效果较好。

可能的原因是:一方面,相较于中西部地区,东部地区经济较为发达,畜禽污染处理设施设备水平

较高,污染处理能力较强,同时,高质量绿色发展的意识更强,从而环境政策效果更为明显;另一方面,东部地区水系发达,禁养区划定、南方水网生猪布局调整等特定的环境政策对东部地区畜禽养殖污染的治理力度加大,为了达到环保要求,有些地方甚至采取“一刀切”的治理方式,畜禽养殖规模急剧下降,相应地养殖污染物排放量也相应减少。

4.5 影响机制分析

中介效应结果如表7所示,限于篇幅,仅选择总体污染排放强度这一被解释变量进行结果汇报,该指标涵盖了化学需氧量、氨氮和总磷3类污染物的排放情况。表7的结果显示:

(1)一系列环境政策能够通过影响规模化率和总体养殖规模减少畜禽养殖污染排放。①表7列(1)、(2)以总体养殖规模化率 $rscale$ 为中介变量考察环境政策的规模机制。列(1)、(2)中 $Treat \times Post$ 对 $rscale$ 的回归系数(φ)显著,而 $rscale$ 对 $\ln poll$ 的回归系数(δ)不显著,Sobel检验Z值绝对值为2.69,Bootstrap法检验结果显示95%置信区间不包含0,同时 $Treat \times Post$ 对 $\ln poll$ 的回归系数(β')显著,而且 $\varphi \times \delta$ 与 β' 的符号相同,意味着一系列环境政策能够通过提高养殖规模化率,以降低总体污染排放强度。经计算可知,规模化率在环境政策对总体污染排放强度的影响中占0.708% ($=\varphi \times \delta / \beta'$)^③。②表7列(3)、(4)以总体养殖规模 $\ln tscale$ 为中介变量考察环境政策的规模机制,Sobel和Bootstrap

表6 异质性分析:畜牧产值与区域差异

Table 6 Heterogeneity analysis: Livestock production value and regional differences

	(1) 非畜牧大省	(2) 畜牧大省	(3) 东部	(4) 中部	(5) 西部
$Treat \times Post$	-0.020 (0.029)	-0.202* (0.105)	-0.194* (0.107)	-0.051 (0.068)	-0.015 (0.013)
$Control$	纳入	纳入	纳入	纳入	纳入
$Constant$	-0.282 (0.521)	1.517 (1.155)	1.013 (1.616)	2.566** (1.108)	-0.308 (0.357)
$Observations$	442	260	234	208	260
R -squared	0.168	0.266	0.287	0.213	0.208

② 其中东部有天津、河北、上海、江苏、浙江、福建、山东、广东和海南;中部有山西、吉林、黑龙江、安徽、江西、河南、湖北和湖南;西部有四川、重庆、贵州、云南、陕西、甘肃、青海、新疆、广西和内蒙古。

③ 分别以化学需氧量、氨氮和总磷排放量为被解释变量时,规模化率在环境政策对畜禽养殖污染排放的影响中占15.32%、3.27%和15.55%,具体计算过程限于篇幅不再呈现。

表7 影响机制估计结果

Table 7 Estimation of the impact mechanism

变量	规模机制				技术进步机制		结构机制	
	总体养殖规模化率		总体养殖规模		技术进步指数		生猪养殖占比	
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
	<i>r</i> <i>scale</i>	<i>ln</i> <i>poll</i>	<i>ln</i> <i>tscale</i>	<i>ln</i> <i>poll</i>	<i>tech</i>	<i>ln</i> <i>poll</i>	<i>slive</i>	<i>ln</i> <i>poll</i>
<i>Treat</i> × <i>Post</i>	0.028*** (0.008)	-0.086*** (0.012)	-0.021* (0.013)	-0.084*** (0.012)	0.061*** (0.015)	-0.087*** (0.012)	0.005 (0.005)	-0.086*** (0.012)
<i>r</i> <i>scale</i>		-0.022 (0.061)						
<i>ln</i> <i>tscale</i>				0.106*** (0.038)				
<i>tech</i>						0.004 (0.032)		
<i>slive</i>								-0.340* (0.085)
<i>Control</i>	纳入	纳入	纳入	纳入	纳入	纳入	纳入	纳入
<i>Constant</i>	-1.771*** (0.179)	0.384 (0.546)	5.755*** (0.541)	-0.171 (0.565)	1.631*** (0.654)	0.427 (0.526)	-0.368* (0.215)	0.168 (0.288)
<i>Observations</i>	702	702	702	702	702	702	702	702
<i>R-squared</i>	0.623	0.114	0.274	0.124	0.161	0.114	0.171	0.524
Sobel检验	Z =2.69 <i>P</i> > Z =0.007		Z =2.10 <i>P</i> > Z =0.035		Z =0.39 <i>P</i> > Z =0.693		Z =1.85 <i>P</i> > Z =0.065	
Bootstrap置信区间	[0.003, 0.017]		[0.024, 0.090]		[-0.006, 0.004]		[-0.136, -0.073]	

检验结果显示一系列环境政策能够通过减少总体养殖规模来降低畜禽养殖总体污染排放强度,同理,总体养殖规模效应在环境政策对总体污染排放强度的影响中占2.56%^④,至此,假说1得以验证。

(2)一系列环境政策能够推动农业技术进步,但是难以进一步起到减少畜禽养殖污染排放的作用。表7列(5)、(6)以技术进步指数*tech*为中介变量考察环境政策的技术水平机制,其中*Treat* × *Post*对*tech*的回归系数显著为正,表明环境政策有助于推动农业技术进步,但是*tech*对*lnpoll*的回归系数不显著,而且Sobel和Bootstrap检验未通过,因此中介效应不显著,假说2得以验证。可能的原因在于目前中国对畜禽粪污资源化利用设施设备的政策支持在后续使用过程中出现了问题,存在“重建设、

轻利用”的现象。

(3)一系列环境政策能够通过影响畜禽养殖品种结构对畜禽养殖污染排放产生影响。表7列(7)、(8)以生猪养殖占比*slive*为中介变量考察环境政策的结构机制,其中*Treat* × *Post*对*slive*的回归系数不显著,*slive*对*lnpoll*的回归系数显著,Sobel和Bootstrap检验通过,意味着一系列环境政策能够通过养殖结构的调整来降低畜禽养殖总体污染排放强度,经计算可知,养殖结构在环境政策对总体污染排放强度的影响中占1.954%^⑤,假说3得以验证。

5 结论与政策启示

5.1 结论

本文基于2006—2018年中国省级面板数据,运

④ 分别以化学需氧量、氨氮和总磷排放量为被解释变量时,总体养殖规模在环境政策对畜禽养殖污染排放的影响中占23.08%、8.06%和23.54%,具体计算过程限于篇幅不再呈现。

⑤ 分别以化学需氧量、氨氮和总磷排放量为被解释变量时,养殖结构在环境政策对畜禽养殖污染排放的影响中占16.86%、5.71%和19.26%,具体计算过程限于篇幅不再呈现。

用双重差分和中介效应模型定量描述了自2014年以来中国出台的一系列环境政策对畜禽养殖污染排放的影响及其机制。得出以下结论:

(1)政策影响模型估计结果表明,环境政策能够有效减少中国畜禽养殖污染排放。从全国层面来看,在其他条件不变的情况下,一系列环境政策使得畜禽养殖总体污染排放强度显著降低8.7%,化学需氧量排放显著降低14.9%,氨氮排放量显著降低36.9%,总磷排放量显著降低14.8%,在一定程度上达到了政策实施的预期目标。

(2)异质性分析结果表明,环境政策对畜禽养殖污染排放的影响存在显著的异质性特征。具体而言,从养殖省份的主体特征角度,初始污染水平较高的省份、畜牧大省实施环境政策带来的减排效应更为明显;从养殖省份的区位特征角度,畜禽养殖环境政策在东部省份的减排效应更为显著。

(3)机制分析结果表明,一系列环境政策主要通过提高养殖规模化率、降低总体养殖规模和调整养殖结构的途径来实现减少养殖污染排放的效果,而且相对而言,总体养殖规模调整在环境政策实现畜禽养殖减排目标中的作用最大。环境政策虽然能够促进农业技术进步,但并没有产生降低畜禽养殖污染排放强度的明显效果。

5.2 政策启示

上述研究结果揭示中国针对畜禽养殖实施的一系列环境政策有助于减少畜禽养殖污染排放,在一定程度上达到了政策的预期目标,但是依然存在一定的问题,如政策实施的不平衡、不充分,技术水平在污染防治中作用尚未充分发挥等,基于此,本文提出以下政策建议:

(1)加大对非畜牧大省和中西部地区的环境政策支持。有序将畜禽养殖污染防控的非重点区域纳入环境政策支持范围,既可以有效激发养殖主体采纳环保技术和养殖模式的积极性、促进畜禽粪污资源化利用,又有利于保障畜禽产品有效供给的安全性和平衡性,减少畜禽产品跨区域长距离运输。因此,在畜牧大省和东部地区畜禽养殖污染有效防治的基础上,可适当加强针对非畜牧大省和中西部地区的环境政策支持。

(2)进一步挖掘现代化规模养殖的规模优势、管理优势和技术优势等。环境政策的实施能够促

进养殖规模化程度的提高,规模养殖是中国畜禽养殖业发展的重要趋势之一,大型污染处理设备、先进的污染处理技术在规模养殖中更能体现污染处理的规模经济,因此,应进一步协调好规模养殖和环境保护之间的关系,加强技术推广和培训,规范规模养殖的粪污处理行为,提升规模养殖的污染处理能力。

(3)加强畜禽粪污处理设施设备后续运行的管理服务和监管。中国筹措了大量财政资金支持畜禽粪污处理各环节的基础设施、沼气工程建设等,粪污处理设施装备配套率有了显著提升,但是“重建设,轻运营”现象普遍存在。因此,一方面尽快开展粪污资源化利用整县推进项目后续评估工作,将粪污处理设施设备运转情况作为评估的重要内容。另一方面健全粪污资源化利用技术指导和服

务,引入第三方服务机制,确保粪污处理设施高效运转。同时进一步强化对养殖污染排放的网格化监管。

(4)高度重视生猪养殖的污染防治。生猪养殖在中国畜禽养殖中具有重要的战略地位,对国民经济发展和居民生活具有重要意义,但相对于其他畜种,生猪养殖的粪污处理存在一定的难度,中国针对生猪养殖的布局、发展规划等制定了相关政策,应进一步围绕生猪养殖污染防治制定系列针对性政策,解决中国畜禽养殖污染的重点难点问题。

参考文献(References):

- [1] 王明利. 改革开放四十年我国畜牧业发展: 成就、经验及未来趋势[J]. 农业经济问题, 2018, (8): 60-70. [Wang M L. China's livestock industry development: Achievements, experiences and future trends[J]. Issues in Agricultural Economy, 2018, (8): 60-70.]
- [2] 张园园, 吴强, 孙世民. 生猪养殖规模化程度的影响因素及其空间效应: 基于13个生猪养殖优势省份的研究[J]. 中国农村经济, 2019, (1): 62-78. [Zhang Y Y, Wu Q, Sun S M. The determinants of hog scale production and its spatial correlation: An analysis based on data from 13 main provinces of hog production in China[J]. Chinese Rural Economy, 2019, (1): 62-78.]
- [3] Wang H Z, Yilihamu Q, Yuan M N, et al. Prediction models of soil heavy metal(loid)s concentration for agricultural land in Dongli: A comparison of regression and random forest[J]. Ecological Indicators, 2020, DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106801.
- [4] 张诤, 乔娟, 沈鑫琪. 养殖废弃物治理经济绩效及其影响因素: 基于北京市养殖场(户)视角[J]. 资源科学, 2019, 41(7): 1250-

2022年5月

1261. [Zhang X, Qiao J, Shen X Q. Economic performance of livestock and poultry breeding waste treatment and influencing factors: Based on data of farms in Beijing[J]. Resources Science, 2019, 41(7): 1250-1261.]
- [5] 石晓晓, 郑国砥, 高定, 等. 中国畜禽粪便养分资源总量及替代化肥潜力[J]. 资源科学, 2021, 43(2): 403-411. [Shi X X, Zheng G D, Gao D, et al. Quantity of available nutrient in livestock manure and its potential of replacing chemical fertilizers in China[J]. Resources Science, 2021, 43(2): 403-411.]
- [6] 胡钰, 林煜, 金书秦. 农业面源污染形势和“十四五”政策取向: 基于两次全国污染源普查公报的比较分析[J]. 环境保护, 2021, 49(1): 31-36. [Hu Y, Lin Y, Jin S Q. The situation of agricultural non-point source pollution and the policy orientation of the 14th Five-Year plan: Based on the comparative analysis of two pollution census bulletins[J]. Environmental Protection, 2021, 49(1): 31-36.]
- [7] 周晶, 陈玉萍, 丁士军. “一揽子”补贴政策对中国生猪养殖规模化进程的影响: 基于双重差分方法的估计[J]. 中国农村经济, 2015, (4): 29-43. [Zhou J, Chen Y P, Ding S J. The impact of the “package” subsidy policy on the scale of China’s pig breeding: Estimation based on the double difference method[J]. Chinese Rural Economy, 2015, (4): 29-43.]
- [8] 金书秦, 韩冬梅, 吴娜伟. 中国畜禽养殖污染防治政策评估[J]. 农业经济问题, 2018, (3): 119-126. [Jin S Q, Han D M, Wu N W. Evaluation on prevention policies for livestock and poultry pollution in China[J]. Issues in Agricultural Economy, 2018, (3): 119-126.]
- [9] 孔凡斌, 张维平, 潘丹. 农户畜禽养殖污染无害化处理意愿与行为一致性分析: 以5省754户生猪养殖户为例[J]. 现代经济探讨, 2018, (4): 125-132. [Kong F B, Zhang W P, Pan D. The consistency of farmer’s willingness and behavior for harmless disposal of livestock pollution: A survey of 754 pig farmers in five provinces[J]. Modern Economic Research, 2018, (4): 125-132.]
- [10] 司瑞石, 陆迁, 张强, 等. 病死畜禽废弃物资源化利用研究: 基于中外立法脉络的视角[J]. 资源科学, 2018, 40(12): 2392-2400. [Si R S, Lu Q, Zhang Q Q, et al. Study on the recycling utilization of dead livestock and poultry wastes based on the context perspective of Chinese and foreign legislation[J]. Resources Science, 2018, 40(12): 2392-2400.]
- [11] 于婷, 于法稳. 环境规制政策情境下畜禽养殖废弃物资源化利用认知对养殖户参与意愿的影响分析[J]. 中国农村经济, 2019, (8): 91-108. [Yu T, Yu F W. The impact of cognition of livestock waste resource utilization on farmers’ participation willingness in the context of environmental regulation policy[J]. Chinese Rural Economy, 2019, (8): 91-108.]
- [12] 张晓岚, 吕文魁, 杨倩, 等. 荷兰畜禽养殖污染防治监管经验及启发[J]. 环境保护, 2014, 42(15): 71-73. [Zhang X L, Lv W K, Yang Q, et al. Experience and revelations on the livestock pollution control regulatory in Netherlands[J]. Environmental Protection, 2014, 42(15): 71-73.]
- [13] Tullo E, Finzi A, Guarino M. Review: Environmental impact of livestock farming and precision livestock farming as a mitigation strategy[J]. Science of the Total Environment, 2019, 650(2): 2751-2760.
- [14] 司瑞石, 陆迁, 张淑霞, 等. 畜禽禁养政策对替代生计策略与养殖户收入的影响[J]. 资源科学, 2019, 41(4): 643-654. [Si R S, Lu Q, Zhang S X, et al. Effect of prohibition policy of livestock and poultry on alternative livelihood strategies and family income: Based on the evidence of pig farmers’ in Hebei, Henan, and Hubei provinces[J]. Resources Science, 2019, 41(4): 643-654.]
- [15] 杨皓天, 马骥. 环境规制下养殖户的环境投入行为研究: 基于双栏模型的实证分析[J]. 中国农业资源与区划, 2020, 41(3): 94-102. [Yang H T, Ma J. The research of farmers’ environmental investment under environmental regulation: Empirical analysis based on the double column model[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2020, 41(3): 94-102.]
- [16] 李晗, 赵敏娟, 陆迁. 畜禽禁养区政策降低了中国生猪产能吗? 基于县域面板数据的实证分析[J]. 农业经济问题, 2021, (8): 12-27. [Li H, Zhao M J, Lu Q. Does the livestock and poultry restricted zone policy reduced China’s pig production capacity?[J]. Issues in Agricultural Economy, 2021, (8): 12-27.]
- [17] 谭莹, 胡洪涛. 环境规制、生猪生产与区域转移效应[J]. 农业技术经济, 2021, (1): 93-104. [Tan Y, Hu H T. Effects of environmental regulation, pig production and regional transfer[J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2021, (1): 93-104.]
- [18] 石华平, 易敏利. 环境规制、非农兼业与农业面源污染: 以化肥施用为例[J]. 农村经济, 2020, (7): 127-136. [Shi H P, Yi M L. Environmental regulation, non-agricultural and non-point source pollution in agriculture: Taking the application of chemical fertilizer as an example[J]. Rural Economy, 2020, (7): 127-136.]
- [19] 张利庠, 罗千峰, 韩磊. 构建中国生猪产业可持续发展的长效机制研究[J]. 农业经济问题, 2020, (12): 50-60. [Zhang L X, Luo Q F, Han L. Research on the construction of long-term mechanism for sustainable development of China’s pig industry[J]. Issues in Agricultural Economy, 2020, (12): 50-60.]
- [20] 唐莉, 王明利. 中国生猪产业发展、政策评价与现实约束: 基于政策与环境视角[J]. 世界农业, 2020, (11): 112-124. [Tang L, Wang M L. China’s pig industry development, policy evaluation and practical constraints: From the perspective of policy and environmental constraints[J]. World Agriculture, 2020, (11): 112-124.]
- [21] Qian Y, Song K H, Hu T, et al. Environmental status of livestock and poultry sectors in China under current transformation stage[J]. Science of the Total Environment, 2018, 622: 702-709.
- [22] 张娟, 耿弘, 徐功文, 等. 环境规制对绿色技术创新的影响研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2019, 29(1): 168-176. [Zhang J, Geng H, Xu G W, et al. Research on the influence of environmen-

- tal regulation on green technology innovation[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2019, 29(1): 168–176.]
- [23] 郭进. 环境规制对绿色技术创新的影响: “波特效应”的中国证据[J]. *财贸经济*, 2019, 40(3): 147–160. [Guo J. The effects of environmental regulation on green technology innovation: Evidence of the Porter Effect in China[J]. *Finance & Trade Economics*, 2019, 40(3): 147–160.]
- [24] Frondel M, Horbach J, Rennings K. End-of-pipe or cleaner production? An empirical comparison of environmental innovation decisions across OECD countries[J]. *Business Strategy and the Environment*, 2007, 16(8): 571–584.
- [25] 杜晓丹, 朱晓春, 贾向春, 等. 规模化畜禽养殖废弃物资源化利用标准研究[J]. *中国标准化*, 2021, (9): 218–221. [Du X D, Zhu X C, Jia X C, et al. Research on the standard of resource utilization of large scale livestock and poultry breeding waste[J]. *China Standardization*, 2021, (9): 218–221.]
- [26] 姚利, 郭洪海, 付龙云, 等. 山东省大中型沼气工程运行状况及对策建议[J]. *中国沼气*, 2016, 34(5): 78–81. [Yao L, Guo H H, Fu L Y, et al. Running status of large and medium-sized biogas project in Shandong Province and suggestions[J]. *China Biogas*, 2016, 34(5): 78–81.]
- [27] Sun C, Wu H J. Assessment of pollution from livestock and poultry breeding in China[J]. *International Journal of Environmental Studies*, 2013, 70(2): 232–240.
- [28] 刘晨峰, 赵兴征, 汪志锋, 等. 农业污染源氮磷排放特征与“十四五”时期的对策建议[J]. *环境保护*, 2020, 48(18): 28–33. [Liu C F, Zhao X Z, Wang Z F, et al. Characteristics of nitrogen and phosphorus emission from agricultural pollution sources and suggestions for the 14th Five-Year period[J]. *Environmental Protection*, 2020, 48(18): 28–33.]
- [29] 周黎安, 陈烨. 中国农村税费改革的政策效果: 基于双重差分模型的估计[J]. *经济研究*, 2005, (8): 44–53. [Zhou L A, Chen Y. The policy effect of tax-and-fees reforms in rural China: A difference-in-differences estimation[J]. *Economic Research Journal*, 2005, (8): 44–53.]
- [30] Nawaz M A, Seshadri U, Kumar P, et al. Nexus between green finance and climate change mitigation in N-11 and BRICS countries: Empirical estimation through difference in differences (DID) approach[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2021, 28(6): 6504–6519.
- [31] 汪克亮, 庞素勤. “一带一路”倡议实施对中国沿线城市绿色转型的影响[J]. *资源科学*, 2021, 43(12): 2475–2489. [Wang K L, Pang S Q. The influence of Belt and Road initiative on green transformation of cities along the route in China[J]. *Resources Science*, 2021, 43(12): 2475–2489.]
- [32] 周迪, 周丰年, 王雪芹. 低碳试点政策对城市碳排放绩效的影响评估及机制分析[J]. *资源科学*, 2019, 41(3): 546–556. [Zhou D, Zhou F N, Wang X Q. Impact of low-carbon pilot policy on the performance of urban carbon emissions and its mechanism[J]. *Resources Science*, 2019, 41(3): 546–556.]
- [33] 高延雷, 张正岩, 魏素豪, 等. 城镇化对中国粮食安全的影响: 基于省区面板数据的实证分析[J]. *资源科学*, 2019, 41(8): 1462–1474. [Gao Y L, Zhang Z Y, Wei S H, et al. Impact of urbanization on food security: Evidence from provincial panel data in China[J]. *Resources Science*, 2019, 41(8): 1462–1474.]
- [34] 李煜阳, 陆迁, 贾彬, 等. 劳动力外出务工对农户水土保持技术采用的影响: 基于集体行动参与的中介效应[J]. *资源科学*, 2021, 43(6): 1088–1098. [Li Y Y, Lu Q, Jia B, et al. Effects of labor migration on farmers' soil and water conservation technology adoption decisions: The mediation effect of participation in collective actions[J]. *Resources Science*, 2021, 43(6): 1088–1098.]
- [35] Beck T, Levine R, Levkov A. Big bad banks? The winners and losers from bank deregulation in the United States[J]. *The Journal of Finance*, 2010, 65(5): 1637–1667.
- [36] 梁志会, 张露, 张俊飏. 土地整治与化肥减量: 来自中国高标准基本农田建设政策的准自然实验证据[J]. *中国农村经济*, 2021, (4): 123–144. [Liang Z H, Zhang L, Zhang J B. Land consolidation and fertilizer reduction: Quasi-natural experimental evidence from China's well-facilitated capital farmland construction [J]. *Chinese Rural Economy*, 2021, (4): 123–144.]
- [37] 温忠麟, 叶宝娟. 中介效应分析: 方法和模型发展[J]. *心理科学进展*, 2014, 22(5): 731–745. [Wen Z L, Ye B J. Analyses of mediating effects: The development of methods and models[J]. *Advances in Psychological Science*, 2014, 22(5): 731–745.]
- [38] Cheng Z H, Li L S, Liu J. The spatial correlation and interaction between environmental regulation and foreign direct investment [J]. *Journal of Regulatory Economics*, 2018, 54(2): 124–146.
- [39] Shao S, Tian Z H, Fan M T. Do the rich have stronger willingness to pay for environmental protection? New evidence from a survey in China[J]. *World Development*, 2018, 105: 83–94.
- [40] He L Y, Zhang H Z. Spillover or crowding out? The effects of environmental regulation on residents' willingness to pay for environmental protection[J]. *Natural Hazards*, 2021, 105(1): 611–630.
- [41] 胡伟, 张正河. 农机服务对小麦生产技术效率有影响吗?[J]. *中国农村经济*, 2018, (5): 68–83. [Hu Y, Zhang Z H. The impact of agricultural machinery service on technical efficiency of wheat production[J]. *Chinese Rural Economy*, 2018, (5): 68–83.]
- [42] 李雪松, 孙博文. 密度、距离、分割与区域市场一体化: 来自长江经济带的实证[J]. *宏观经济研究*, 2015, (6): 117–128. [Li X S, Sun B W. Density, distance, segmentation and regional market integration: An empirical study from the Yangtze River economic belt[J]. *Macroeconomics*, 2015, (6): 117–128.]
- [43] 马九杰, 杨晨, 崔恒瑜, 等. 农业保险的环境效应及影响机制: 从中国化肥面源污染视角的考察[J]. *保险研究*, 2021, (9): 46–61. [Ma J J, Yang C, Cui H Y, et al. The environmental effect and for-

mation mechanisms of the promotion of agricultural insurance: From the perspective of non-point source pollution of chemical fertilizers in China[J]. Insurance Studies, 2021, (9): 46-61.]

[44] 崔妮, 王明利, 石自忠. 基于温室气体排放约束下的我国草食畜

牧业全要素生产率分析[J]. 农业技术经济, 2018, (3): 66-78.

[Cui C, Wang M L, Shi Z Z. Effect of greenhouse gas emissions on total factor productivity of herbivorous animal husbandry in China [J]. Journal of Agrotechnical Economics, 2018, (3): 66-78.]

Impact and mechanism of environmental policies on pollution emissions from livestock and poultry breeding

LIU Li, SUN Weilin, JIANG Qian, HUANG Shengnan

(Institute of Agricultural Economics and Development, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: Accurately evaluating the impact of environmental policies on pollution emissions and exploring the policy impact mechanism are an important basis for formulating environmental policies for livestock and poultry breeding. Based on the provincial panel data from 2006 to 2018, this study analyzed the impact of environmental policies on pollution emissions from livestock and poultry breeding in China and its mechanism by applying the difference-in-differences and mediation effect methods. The results show that: (1) A series of environmental policies implemented since 2014 helped to reduce pollution emissions from livestock and poultry breeding. (2) There exist agent heterogeneity and regional heterogeneity in the reduction effects of the environmental policies on pollution emissions. The effect of environmental policies is more obvious in the provinces with higher initial pollution level, higher livestock production value, and in the eastern provinces, but not in the provinces with lower initial pollution level, lower livestock production value, and in the central and western provinces. (3) The implementation of environmental policies can reduce the overall scale of breeding, increase the degree of scaling-up production, and adjust the breeding structure, thereby reducing pollution emissions from livestock and poultry breeding. Although environmental policies can promote the progress of agricultural technology, it is difficult to further reduce the emissions of livestock and poultry breeding pollution. Therefore, in order to improve the policy efficiency, the government should further promote the coordinated prevention and control of regional livestock and poultry pollution through differentiated policies, explore the advantages of large-scale breeding and technological progress, and attach great importance to the pollution prevention and control of pig breeding. This study provides not only a quantitative reference for the optimization and adjustment of environmental policies for livestock and poultry breeding, but also certain theoretical and empirical basis for promoting moderate scale breeding.

Key words: environmental policy; pollution from livestock and poultry breeding; mechanism analysis; difference-in-differences; mediation effect; China