

中国环境保护税的污染减排效应再研究 ——基于排污费征收标准变化的视角

卢洪友, 刘启明, 祁 毓

摘 要: 环境保护税制度是影响生态环境利益相关者行为的重要杠杆。从财政角度而言, 环境税费制度是中国政府通过财政手段治理环境污染的一个极其重要的工具, 研究环境税费的政策效力对推动和建立环境财政制度具有重要理论价值。基于 2005—2014 年中国省级以下排污费征收标准的改革实践, 检验环境保护重点城市排污费征收标准变化对工业污染排放的影响。结果表明: (1) 提高污染物的环境保护税税负对相应污染物的影响存在异质性, 对工业二氧化硫、氮氧化物和工业氨氮存在抑制作用, 而对工业化学需氧量存在反向“负激励”。(2) 提高一种污染物环境保护税税负会产生外溢效应, 这种外溢效应在不同污染物之间存在异质性。(3) 要实现环境保护税的政策目标, 必须配套相应的命令—控制型环境政策工具, 并保证地方政府严格执行环境保护税政策。本文研究对税费平移后下一阶段环境保护税改革具有一定启示价值。阶段性、差异化和高强度地提高环境保护税标准将是未来环境保护税改革的方向。

关键词: 环境保护税; 排污费征收标准变动; 环境污染; 双控区政策

中图分类号: F812.422 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2018)05-0067-16

DOI:10.16493/j.cnki.42-1627/c.2018.05.007

改革开放以来, 中国经济一定程度上是以环境高污染、资源高消耗的方式保持高速增长。这种增长方式在人口超过土地承载力、各类自然资源严重不足、环境质量恶劣的形势下难以持续。当前, 中国经济已经处于“三期叠加”的调整期, 长期快速增长中累积的资源环境约束问题日益突出^[1]。2018 年环境绩效指数 (EPI) 显示, 中国环境绩效指数在全球 180 个国家中排名第 120 位, 空气质量指数排名第 177 位。

环境污染的“外部性”属性导致环境污染问题存在社会成本与私人成本、社会收益与私人收益的不一致性现象, 使得环境问题无法单纯依靠市场解决, 治理环境污染必须由政府进行干预。环境税费制度是中国政府通过财政手段治理环境污染的一个极其重要的方面。政府能够通过税收政策干预市场行为, 达到治理环境污染的最终目的^[1]。中国第一部《环境保护税法》于 2018 年 1 月 1 日开始实行, 中国财政税收体系中环保直接税费完成了从排污费向环境保护税的转变。这给我们提出以下问题: 中国环境保护税 (以下简称环保税) 在遏制和治理环境污染中起到何种作用? 提高一种污染物的环保税税负与其他污染物排放之间的互动作用如何? 命令—控制型环境政策工具会对环保税政策效力产生何种影响? 解答这些问题对中国未来环境保护税制的继续完善具有重要意义。

基金项目: 国家社科基金重大项目“建构基于生态文明建设的公共财政体制研究”(15ZDB158); 国家自然科学基金项目“财政分配的居民收入分配效应测度及矫正机制研究”(71573194)

作者简介: 卢洪友, 武汉大学经济与管理学院教授、博士生导师 (湖北 武汉 430072); 刘启明, 武汉大学经济与管理学院博士研究生

一、文献综述

关于环境税的相关研究最早来源于福利经济学家庇古。庇古在其《福利经济学》中提出，在完全竞争的市场环境和不存在其他扭曲性税收的条件下，采用税收手段可将环境污染带来的外部性问题转化为排污者排污的内部成本。此后，在庇古的基础上，学术界逐步形成环境税的“双重红利”理论，认为征收环境税既可以带来环境改善，又可以实现长期可持续的经济增长。20世纪90年代，随着内生增长理论不断成熟，经济学家开始在内生增长理论框架下研究最优环境税理论。国外具有代表性的理论研究有：Gradus等分别在新古典增长模型、AK模型和Lucas模型中引入环境质量因素，开始在增长理论的框架下考虑环境保护政策对长期经济增长的影响^[2]；Bovenberg等扩展了Lucas模型，将环境质量和减排知识作为公共投入纳入到生产函数，考察污染税对长期经济增长的影响^[3]；Bovenberg等基于污染税影响生产外部性和所得税影响私人资本形成的设定基础，考察了污染税和扭曲所得税的最优税收组合问题^[4]；Fullerton等在内生增长模型中，在综合考虑了公共支出、扭曲性收入税、环境税、治污知识的研发、技术进步、污染的外部性、环境再生等诸多要素的基础上，将环境税税率内生^[5]。

国内对于环境税的理论研究多集中于采用理论模型对中国环境税收的经济社会政策效果进行理论模拟。其中，刘凤良等基于Lucas模型，在总量生产函数中考虑环境的外部效应，构建了一个包含环境税和环境质量的内生增长模型，并通过基于中国经济特征参数估计对中国开征环境税的经济影响进行预测^[6]；陈诗一使用方向距离模型估计出中国碳排放的边际减排成本，然后基于多项式动态面板数据模型预测未来中国碳税征收的经济和环境效果^[7]；司言武通过构建一个一般均衡模型，发现在非同质性假设下，环境税可以实现“双重红利”假说^[8]；王金南等初步设计了中国独立型环境税政策方案，并在环境CGE模型中分析了环境税征收对GDP、物价、生产、消费、贸易和要素资源配置的影响^{[9][10]}；叶金珍等基于DGE模型构建了包含空气污染的数量模型，发现市场化合理税率的环境税可以实现“双重效应”，认为统一性环境税的长期治理效果优于差异化环境税，并通过55个国家的面板数据发现环境税有利于空气污染治理，但在不同国家其影响存在异质性^[11]。以上文献通过理论建模对环境税的环境、社会影响进行综合分析，但存在以下不足之处：（1）在使用CGE、DSGE等模型进行数值模拟的过程中，基准数值的准确度对数值模拟的结果有着重要影响，而在现实中难以获得时间上连续的基准数值，导致使用数值模拟难以得到时间上连续的研究结果；（2）由于现实中环境税收效果受到多种因素的影响，理论模型受制于运算复杂度的限制，难以精确考察现实情况下中国环境税收的实际效果。为了更加精准地研究中国环境税费的经济社会影响，必须对中国环境政策效果进行系统的经验分析。

相对于系统的理论研究，关于中国环境税对环境污染的研究显得较为零散^[12]。李建军等对中国环境相关税费的污染减排效应进行了实证检验，发现排污费征收没有减少工业“三废”排放，相反还引起了工业“三废”排放量的增加^[13]。卢洪友等从节能减排、经济增长和要素收入分配三个维度进行检验，发现中国环境税费政策整体上未能实现“三重红利”效应，排污费、资源税等环境税费都未能发挥降低能源消耗和遏制工业污染的作用^[14]；郑石明等发现，以排污费为代表的市场型环境政策工具有利于提高中国大气污染治理效率^[15]；曾冰等认为，使用市场型环境政策工具有利于降低环境污染，提高环境质量^[16]；Xie等基于面板门槛模型，考察了行政命令、市场型和非正式环境规制对中国经济绿色发展的影响，发现市场型环境规制与经济绿色生产率之间正相关且存在单门槛^[17]；Ren等发现三种类型的环境治理工具对中国经济生态效率的影响存在地区差异，市场型环境政策工具在东、中部均与生态效率显著正相关，而在西部地区，市场型政策工具对生态效率

的影响不显著^[18]。上述文献均采用排污费总额衡量环境税收政策或者市场型环境政策工具。由于中国排污费的计税标准为根据污染物排放当量进行征收, 所以采用排污费总额指标来考察环保税政策的环境效果会带来以下问题: (1) 使用排污费总额衡量环境税费对环境污染的影响, 难以剔除排污费总额和环境污染之间互为因果关系; (2) 对于具体污染物来说, 使用排污费总额无法精确衡量环保税政策对具体污染物排放的影响; (3) 受制于排污费总额数据只存在于省级层面, 难以对省级以下行政单位环境税费的政策效果进行衡量。

基于现有文献, 本文有以下几点创新: 首先, 从排污费征收标准的视角考察中国环保税税负变动对污染排放的影响, 不仅可以清晰地提供中国环保税税负变化对地方环境质量影响的证据, 也在一定程度上避免了使用排污费总额所带来的内生性问题。其次, 利用排污费标准变动衡量环境税收政策效果, 不仅可以从具体的污染物的视角考察中国环保税税负变化对环境污染的影响, 还可以研究中国环保税政策在环境污染物之间的“外溢效应”。此外, 利用排污费征收标准的变化, 使得本文可以在城市层面研究中国环保税的政策效果。最后, 本文利用“双控区”政策, 研究了命令—控制型环境规制与以环保税为代表的市场型环境规制之间的相互作用, 一方面, 为研究不同类型的环境规制之间的交互作用提供了新的视角; 另一方面, 为下一阶段环保税改革需要配套相应的命令—控制型环境规制提供了实证依据。

二、制度变迁和理论假说

(一) 制度变迁

改革开放 40 年以来, 中国环境税费制度大体可以分为排污费 and 环境保护税两阶段^[19]。

1. 排污费阶段 (1978—2017)。参照环境保护部环境监察局对于中国排污费制度的总结^[19], 本文将排污费征收阶段按照排污费改革过程划分为以下阶段:

(1) 排污费试行和形成阶段 (1978—1984)。1978 年, 原国务院环境保护领导小组按照“谁污染谁治理”的原则, 提出“向排污单位实行排放污染物的收费制度”的设想, 并设置了临时的环境保护机构。1979 年 9 月, 五届全国人大常委会第十一次会议颁布《中华人民共和国环境保护法(试行)》, 在其第十八条中明确规定:“超过国家规定的标准排放污染物, 要按照排放污染物的数量和浓度, 根据规定收取排污费”, 在法律层面确立了排污费制度。1982 年 2 月, 国务院发布《征收排污费暂行办法》, 对排污费的征收对象、征收程序、征收标准以及停收、减收和加倍收费的条件, 排污费的列支, 收费的管理和使用等进行了规定。1984 年, 建设部、财政部统一了排污费资金管理、预算科目和收支结算及会计核算方法。

(2) 排污费发展完善阶段 (1985—2003)。1985 年, 国家环保局在第一次全国排污收费工作会议上提出了排污费资金有偿使用的改革设想。1988 年 7 月, 国务院批准并发布了《污染源治理专项基金有偿使用暂行办法》, 排污费由拨款改为贷款, 开始排污费制度改革。此后, 随着经济的不断发展和新的环境问题的出现, 政府又提出和实行了一系列关于排污收费使用、管理方面的政策: 1991 年 7 月, 第二次全国排污收费工作会议在总结沈阳市环保投资公司试点和马鞍山环境监理试点经验的基础上, 颁布了《环境监理工作暂行办法》, 部署在 57 个城市和 100 个县级环境监理的扩大试点, 逐步建立健全了统一的环境监理执法队伍; 1992 年 9 月, 组织广东、贵州两省和青岛、重庆等九市开展了二氧化硫排污收费试点; 1996 年, 将二氧化硫排污收费试点扩大到酸雨控制区和二氧化硫污染控制区; 1993 年, 国家计委和财政部联合发出《关于征收污水排污费的通知》, 对不超标的污水排放征收排污费, 在排污收费中首次体现了总量控制的思想; 1998 年, 在杭州、郑州、吉林三个城市进行了总量排污收费的试点; 2000 年, 修订施行的《大气污染防治法》从法律

层面上确定了按“排放污染物的种类和数量征收排污费”的总量收费制度。

(3) 总量排污收费全面实行阶段(2004—2017)。2003年1月2日,国务院颁布《排污费征收使用管理条例》;2003年2月28日,原国家发展计划委员会、财政部、国家环境保护总局、国家经济贸易委员会颁布《排污费征收标准管理办法》;2003年3月20日,财政部和国家环境保护总局公布《排污费资金收缴使用管理办法》,对《排污费征收使用管理条例》进行配套。上述三份文件均在2003年7月1日起施行。这三份文件对中国排污费征收依据,征收范围和标准、使用和管理方式上进行了改革,体现在:①在征收依据上,污染物排放总量控制,实行排污即收费;②扩大了征收范围,将个体工商户纳入排污费征收对象,适当提高了征收标准;③规定排污费资金严格实行收支两条线,规定排污费资金的收缴、使用坚持“量入为出和专款专用”的原则。上述文件的落地标志着中国排污收费正式走入总量排污收费全面实行的阶段。

2. 环境保护税阶段(2018年至今)。随着2018年1月1日起《中华人民共和国环境保护税法》的施行,征收了30多年的排污费被环境保护税取代。由于环境保护税的相关规定遵循排污费制度向环境保护税制度平稳转移的原则,所以环境保护税与排污费有较多的相似之处,主要表现在:排污费和环保税之间征收对象、征收范围、计税方法、计税标准均没有发生变化。环境“费改税”带来环境税的变动主要体现在:(1)环保税增加了企业减排的税收减免档次;(2)环保税进一步规范了环境保护税征收管理程序;(3)环保税征收标准增加了上限,排污费征收标准国家只规定了下限而未规定上限;(4)央地税收分成比例发生变化,排污费由中央和地方1:9分成,环境保护税开征后全部作为地方收入。

(二) 理论假说

通过对环保税费制度的梳理,可以看出中国排污费和环保税均是按照具体污染物排放量进行征收的。所以,中国环保税的污染减排效应既包含其对目标污染物排放的影响,也包含其对非目标污染物排放的影响。

由于环境污染本身存在“负外部性”的特质,许多学者在庇古税的基础上认为可以通过合理的环保税政策解决污染的“负外部性”问题。而李建军等、卢洪友等学者对中国环境税费能够产生“环境红利”的观点产生质疑。他们认为,首先,在中国以排污费为代表的环境税费由地方政府负责征收,且对相关环境税费的征收管理缺乏监督。考虑到地方财力、社会发展等因素,地方政府在现实中可能会降低排污费的征收强度和标准。其次,中国的排污费征收标准过低,难以对企业产生惩治作用。如果所缴纳的环境税费数额较之企业治理污染和减少排放的成本更低,排污费的征收反而会刺激企业产生“边缴费边排放”的行为。此外,环保税提高了目标污染物的排放成本。在面对目标污染物排放成本提高的情况下,一方面,企业可能会减少生产,加大技术升级和污染治理力度,最终产生“环境红利”的外溢效应,在减少目标污染物排放水平的同时,也减少非目标污染物的排放水平;另一方面,环保税刺激企业对目标污染物进行环保治理,在面临成本约束的情况下,企业可能在污染排放过程中,在目标污染物和非目标污染物之间产生某种“替代效应”,即企业生产过程中多采用少产生目标污染物而多产生非目标污染物的原材料,以及在环保投入中偏好目标污染物,最终导致环保税税负的提升反而刺激了非目标污染物的排放。最后,命令—控制型环境政策工具会强化地方政府的约束,促使地方政府加大排污费征收力度,对环保税的政策效果有促进作用。而命令—控制型环境政策工具的实施强制减少了地区环境污染排放强度,这本身可能会削弱环保税带来的污染减排效应。

综上所述,根据已有的理论基础,本文提出以下理论假设:

假设1:中国环保税税负的提高与污染物排放之间存在相关性,这种相关性不仅存在于其与目标污染物之间,还存在于其与非目标污染物之间。

假设 2: 具有对地方官员行为约束力的命令—控制型环境政策工具对环保税政策效应的发挥产生影响。

三、实证模型和数据说明

(一) 实证模型

本文的主要工作是估计环保税税负增加对工业污染的影响, 因此, 被解释变量为工业污染排放水平, 核心解释变量为相应的环保税税负变化程度。由于不能完全排除环境污染变化受上一期值影响的可能性, 因此, 本文在回归方程中控制了工业污染的滞后值。滞后变量之间不可避免地会存在自相关性与内生性, 故采用动态面板回归模型进行回归。具体模型为:

$$Y_{it} = a_1 Y_{it-1} + \lambda_1 \cdot div + \lambda_1 \cdot l_1 \cdot div + \lambda_1 \cdot l_2 \cdot div + X_{it} \beta_t + \epsilon_{it} \quad (1)$$

其中, 下标 i 表示地区, t 代表时间, $t-1$ 表示滞后一期。 Y 表示地区污染水平, 考虑到动态面板的特殊性质, 本文加入被解释变量的滞后一期作为解释变量。 div 为环保税税负变化程度, 由于企业在应对环保税税负变化时可能难以立即做出相应的政策反映, 因此在模型 1 中也考察了当期 div 、滞后 1 期 ($l_1 \cdot div$) 和滞后 2 期 ($l_2 \cdot div$) 环保税税负变化的影响。 X 为一系列控制变量; ϵ_{it} 为误差项。由于回归方程中包含滞后两期的解释变量, 不可避免会存在内生性问题。为了避免解释变量和被解释变量之间存在的内生性问题, 本文采用系统 GMM 估计方法对动态面板进行回归。由于两步 GMM 比相应的一步 GMM 渐近效率更高, 本文使用两步系统 GMM 估计。采用系统 GMM 估计方法, 还需要执行一系列检验以判断模型是否满足相关假设条件。首先, 需要判断水平方程的残差项是否存在序列相关。如果不满足不相关的假设条件, 则模型可能存在偏误。为此, 本文参照 Arellano-Bond^[20] 的检验方法报告 AR (1) 和 AR (2) 检验结果。其次, 需要对工具变量的有效性进行检验。Hansen 检验和 Sargen 检验均能对工具变量的有效性进行检验, Sargen 检验结果虽然在随机扰动项存在异方差或自相关的情况下会失效, 但不受工具变量数目的影响; 而 Hansen 检验虽然基于稳健标准差, 但可能因工具变量过多而失效。为此, 本文使用 collapse 技术将工具变量个数控制在 34 个, 且同时报告 Sargen 和 Hansen 检验结果。

(二) 变量说明

在本文计量模型中, y_{it} 为地区 i 在 t 年度的污染水平。本文分别选择工业二氧化硫、工业氮氧化物、工业化学需氧量以及工业氨氮的人均排放量和单位二产产值排放量进行衡量, 为保证数据的平稳, 均采用对数值。 div 为环保税税负变化程度, $div_{it} = \frac{iv_{it} - iv_{it-1}}{iv_{it-1}}$ 。由上文可知, 中国环保税的征收对象、范围以及计税方式、标准均衔接排污费, 因此, 可以通过排污费征收标准的变动对环保税税负进行衡量。考虑到中国排污费是按照不同种类的污染物的排放当量进行征收, 通过归纳总结排污费征收标准的变动情况和污染物指标的选取, 本文采用二氧化硫、氮氧化物、化学需氧量以及氨氮排污费征收标准的变动综合衡量环保税税负变动。当排污费征收标准没有发生变化时, $div = 0$; 当地方政府提高排污费征收标准时, $div > 0$ 。本文运用 Arcgis10.2 软件绘制了中国排污费征收标准调整分布图 (如图 1 所示)。

X 为控制变量集: (1) 为控制其他种类污染物排污费征收标准变化对被解释变量的影响, 本文在回归过程中控制了非核心变量对应污染物排污费征收标准。(2) 从 Grossman 等^[21] 开始, 许多研究表明环境污染与人均收入和公众对环境质量的要求高度相关。与 GDP 总量相比, 人均收入更能反映实际收入和经济增长水平对环境质量的影响。而人口密度通常在环境污染研究中被看作为一种影响因素, 但人口密度与环境污染之间的关系尚不确定。高人口密度通常意味着更程度的工业化



图1 2006—2014年中国排污费征收标准变动情况

和城市化，因此存在更多的环境污染物的排放，但高人口密度能够实现更高效和集中的能源使用。此外，居住在人口密度较高地区（特别是经济发达地区的大城市）的人们往往更加关注环境污染，更愿意改善环境质量。据此，本文在控制变量中加入人均实际GDP对数值 ($lpgdp$) 和人口密度对数值 ($lpop$) 以控制地区经济发展水平和人口规模的影响。(3) 由于大部分环境污染来自第二产业，第二产业的相对规模可能会对人均工业污染物排放量产生直接而重大的影响。因此，本文用以第二产业增加值占GDP的比例来表示的产业结构 ($i2$) 作为控制变量。由于单位二产产值污染物本身就考察第二产业污染排放强度，所以当本文在以单位二产产值污染物作为被解释变量时，不再考虑产业结构为控制变量。(4) 由于污染是生产和投资的副产品，因此本文控制物质资本投资率 (inv)，采用固定资产投资占GDP的比例衡量物质资本投资率。此外，设置政府规模作为衡量政府行为的控制变量，以各地区公共管理和社会组织从业人员占单位从业人员的比重来表示，记为 gov 。(5) 十八大以来，中央全面深化改革领导小组审议通过40多项生态环境保护具体改革方案，多部相关法律完成制修订。为控制十八大以来一系列政策变化带来的影响，本文将2012年、2013年和2014年的时间虚拟变量纳入到控制变量中。

（三）数据说明

本文的关键解释变量为环境保护重点城市排污费征收标准变动。2003年《排污费征收使用管理条例》的出台标志着中国现行排污费制度开始建立。根据《排污费征收标准管理办法》，二氧化硫排污费第一年每一污染当量征收标准为0.2元，第二年（2004年7月1日起）每一污染当量征收

标准为 0.4 元, 第三年 (2005 年 7 月 1 日起) 达到与其他大气污染物相同的征收标准, 即每一污染当量征收标准为 0.6 元。氮氧化物在 2004 年 7 月 1 日前不收费, 从 2004 年 7 月 1 日起按每一污染当量 0.6 元收费。2014 年 9 月 1 日, 发改委、财政部和环保部发布了《关于调整排污费征收标准等有关问题的通知》, 对 2015 年 6 月底后全国层面排污费征收最低标准进行了重新规定。为了控制中央政府对排污费制度改变产生的影响, 本文搜集了各省市 2005—2014 年省财政系统中关于排污费征收变动的相关文件, 数据来源于环境年鉴中关于各省排污费征收的介绍以及网络搜索, 并通过不同资料来源共同佐证, 确保数据的完整性与准确性。本文认为通过财政体制文件得到排污费征收标准变迁的指标能够相对独立地衡量中国排污费征收标准的变化。

关于样本范围, 需要说明以下几点: (1) 本文样本范围取自《中国环境年鉴》中中国环境保护重点城市。选择环境保护重点城市有以下原因: 首先, 环境保护重点城市对环境保护的关注程度更高, 可以尽可能缩小环境费改税带来的征收力度加大导致回归结果偏误的问题; 其次, 环境保护重点城市环境数据披露更为全面。考虑到环境保护重点城市的范围在 2011 年有所调整, 为保证数据的连续性, 本文样本范围取 2011 年调整前后均在环境保护重点城市范围内的城市。(2) 由于缺乏西藏自治区关于排污费征收标准的相关配套文件和部分数据, 本文将拉萨市剔除出样本范围。(3) 本文还剔除了 4 个直辖市的样本数据。这是因为直辖市行政级别高于其他环境保护重点城市, 可以自行提高其辖区范围内的排污费征收标准, 可能会存在内生性问题。样本共包含中国 100 个环境保护重点城市。

被解释变量中的环境保护重点城市污染物排放数据来源于各年《中国环境年鉴》, 控制变量中的经济、人口、产业结构、固定资产投资和政府规模数据均来源于各年《中国城市统计年鉴》。各变量的描述性统计如表 1 所示。

表 1 主要变量的描述性统计

变量名	均值	标准差	最小值	最大值
二氧化硫排污费标准 (<i>siv</i>)	0.770	0.269	0.525	1.260
氮氧化物征收标准 (<i>div</i>)	0.714	0.207	0.630	1.260
化学需氧量征收标准 (<i>hiv</i>)	0.787	0.200	0.700	1.400
氨氮排污费征收标准 (<i>aiv</i>)	0.740	0.120	0.700	1.400
二氧化硫排污费标准变化 (<i>dsiv</i>)	0.064 6	0.147	0	0.833
氮氧化物排污费征收标准变化 (<i>ddiv</i>)	0.027 3	0.115	0	0.833
化学需氧量排污费征收标准变化 (<i>dhiv</i>)	0.027 2	0.116	0	1
氨氮排污费征收标准变化 (<i>daiv</i>)	0.018 3	0.089 1	0	0.833
人均二氧化硫排放量的对数值 (<i>lpiiso2</i>)	5.097	0.900	-0.556	7.861
人均氮氧化物排放量的对数值 (<i>lpido</i>)	4.709	0.994	-0.903	7.277
人均化学需氧量排放量的对数值 (<i>lpicod</i>)	3.364	0.930	-0.810	6.515
人均氨氧化物排放量的对数值 (<i>lpiand</i>)	0.548	1.287	-6.020	5.086
单位二产产值二氧化硫排放量的对数值 (<i>liso2i2</i>)	-4.568	1.014	-9.573	-1.734
单位二产产值氮氧化物排放量的对数值 (<i>lidoi2</i>)	-5.018	0.897	-9.946	-2.497
单位二产产值化学需氧量排放量的对数值 (<i>licodi2</i>)	-6.302	1.117	-9.471	-2.900
单位二产产值氨氮排放量的对数值 (<i>liandi2</i>)	-9.117	1.351	-13.75	-4.778
人均 GDP 的对数值 (<i>lpgdp</i>)	1.136	0.713	-0.577	3.712
人口密度的对数值 (<i>lpop</i>)	5.995	0.754	3.439	7.882
产业结构 (<i>i2</i>)	51.57	9.917	19.92	90.97
固定资产投资率 (<i>inv</i>)	0.603	0.199	0.170	1.453
政府规模 (<i>gov</i>)	0.012 2	0.005 6	0.004 9	0.048 0

四、实证回归结果

本部分报告了根据模型 1 得到的回归结果。在模型回归中, 考虑到提高排污费征收标准对污染物排放的影响会有一定的时滞性, 所以本文分别考虑当期、滞后 1 期和滞后 2 期排污费征收标准的变化对工业污染物排放的影响。由于中国排污费的征收项目具体到特定污染物, 所以本文分别考虑了二氧化硫、氮氧化物、化学需氧量和氨氮排污费征收标准的变动。在解读模型结果前, 需要对采用系统 GMM 方法的有效性进行检验。通过观察表 2 至表 5 残差序列相关检验和工具变量有效性检验, 可以发现: 所有回归方程扰动项的差分存在一阶自相关, 但不存在二阶自相关; 且 Sargan 和 Hansen 检验结果的 P 值均大于 10%, 表明模型工具变量有效。即本文采用系统 GMM 估计方法得出的结果是有效的。

表 2 排污费征收标准的变化对污染物排放的影响: 工业二氧化硫

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
变量名	$l\text{piso}2$	$l\text{piso}2$	$l\text{piso}2$	$l\text{piso}2$	$l\text{iso}2i2$	$l\text{iso}2i2$	$l\text{iso}2i2$	$l\text{iso}2i2$
被解释变量滞后一期	0.968*** (0.0913)	0.964*** (0.0855)	0.994*** (0.164)	0.993*** (0.137)	1.122*** (0.0975)	1.058*** (0.0890)	1.091*** (0.0860)	1.165*** (0.0965)
$dsiv$	0.0628 (0.0598)				0.116 (0.0704)			
$l_1, dsiv$	-0.228*** (0.0862)				-0.163** (0.0796)			
$l_2, dsiv$	-0.0041 (0.0775)				-0.0437 (0.0882)			
$ddiv$		0.0121 (0.0572)				0.0636 (0.106)		
$l_1, ddiv$		-0.108 (0.0821)				-0.177* (0.0962)		
$l_2, ddiv$		0.0168 (0.0972)				-0.00257 (0.0826)		
$ddiv$			0.0760 (0.0741)				0.0564 (0.0894)	
$l_1, ddiv$			-0.135 (0.172)				-0.153 (0.147)	
$l_2, ddiv$			0.198 (0.132)				0.114 (0.0788)	
$ddiv$				-0.0228 (0.138)				0.146 (0.116)
$l_1, ddiv$				-0.106 (0.174)				-0.0716 (0.182)
$l_2, ddiv$				0.0496 (0.190)				0.198 (0.187)
Constant	-0.352 (0.927)	-0.485 (0.820)	-0.521 (1.152)	-0.418 (1.114)	-0.795 (0.590)	-1.168* (0.656)	-1.017* (0.590)	-0.589 (0.581)
控制变量	YES	YES	YES	YES	YES	YES	YES	YES
Ar1p	0.0389	0.0345	0.0482	0.0443	0.0434	0.0330	0.0378	0.0390
Ar2p	0.834	0.837	0.874	0.847	0.920	0.898	0.940	0.900
Hansenp	0.430	0.434	0.152	0.264	0.678	0.867	0.773	0.786
Sarganp	0.856	0.772	0.769	0.725	0.914	0.927	0.890	0.925

注: 括号里为聚类稳健标准误; *, **, *** 分别代表 10%、5%、1% 水平显著; l_1 表示取变量一阶滞后, l_2 表示取变量二阶滞后; Ar1p、Ar2p 是残差的自相关检验; Sarganp、Hansenp 是工具变量的有效性检验。

(一) 环保税税负变动对工业污染的影响: 空气污染

表 2 和表 3 汇报了环保税对空气污染的回归结果。其中, 表 2 汇报了排污费征收标准的变化对工业二氧化硫排放的回归结果, 表 3 汇报了排污费征收标准的变动对工业氮氧化物排放的回归结果。

表 2 中回归(1)–(4)的被解释变量为人均工业二氧化硫排放量, 回归(5)–(8)的被解释变量为单位二产产值二氧化硫排放水平, 核心解释变量为排污费征收标准变化。本文分别观察二氧化硫、氮氧化物、化学需氧量和氨氮当期、滞后 1 期和滞后 2 期排污费征收标准变化对工业二氧化硫排放的影响。

表 3 排污费征收标准的变化对污染物排放的影响: 工业氮氧化物

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
变量名	<i>lpido</i>	<i>lpido</i>	<i>lpido</i>	<i>lpido</i>	<i>lidoi2</i>	<i>lidoi2</i>	<i>lidoi2</i>	<i>lidoi2</i>
被解释变量滞后一期	0.862*** (0.0989)	0.859*** (0.102)	0.867*** (0.107)	0.877*** (0.112)	0.952*** (0.132)	0.945*** (0.149)	0.949*** (0.148)	0.949*** (0.139)
<i>dsiv</i>	-0.137 (0.0972)				-0.104 (0.105)			
<i>l₁.dsiv</i>	-0.125 (0.114)				-0.161 (0.125)			
<i>l₂.dsiv</i>	-0.0686 (0.105)				-0.103 (0.115)			
<i>ddiv</i>		-0.0113 (0.171)				0.0760 (0.152)		
<i>l₁.ddiv</i>		-0.158 (0.162)				-0.114 (0.187)		
<i>l₂.ddiv</i>		-0.254* (0.138)				-0.209 (0.135)		
<i>ddiv</i>			-0.0605 (0.127)				0.0111 (0.119)	
<i>l₁.ddiv</i>			-0.0337 (0.179)				0.0612 (0.169)	
<i>l₂.ddiv</i>			0.0135 (0.129)				0.0601 (0.117)	
<i>ddiv</i>				-0.0206 (0.229)				-0.0246 (0.196)
<i>l₁.ddiv</i>				-0.186 (0.260)				-0.242 (0.271)
<i>l₂.ddiv</i>				-0.664*** (0.253)				-0.643*** (0.320)
Constant	-0.661 (1.129)	-1.150 (1.243)	-1.483 (1.415)	-1.326 (1.316)	-0.904 (1.265)	-1.450 (1.488)	-1.351 (1.272)	-1.517 (1.304)
控制变量	YES	YES	YES	YES	YES	YES	YES	YES
Ar1p	0.0004	0.0003	0.0004	0.0007	0.0003	0.0003	0.0004	0.0006
Ar2p	0.874	0.884	0.881	0.874	0.853	0.871	0.863	0.843
Hansenp	0.701	0.686	0.753	0.697	0.495	0.604	0.578	0.584
Sarganp	0.801	0.777	0.656	0.800	0.788	0.738	0.711	0.757

注: 同表 2。

结果表明, 滞后 1 期工业二氧化硫的排污费征收标准提高显著降低了人均工业二氧化硫和单位二产产值二氧化硫的排放; 滞后 1 期氮氧化物排污费征收标准变动与单位二产产值二氧化硫排放量显著负相关。此外, 滞后 1 期氮氧化物排污费征收标准变动与人均二氧化硫排放量系数为负, 且 *P* 值为 0.188, 接近于显著。而化学需氧量和氨氮排污费征收标准的变动与工业二氧化硫的系数并不

显著。

同理,表 3 中 (1) 和 (5) 列显示滞后 2 期的氮氧化物排污费征收标准与人均氮氧化物显著负相关。此外,滞后 2 期的氮氧化物排污费征收标准与单位二产产值氮氧化物系数的 P 值为 0.121, 相当接近于 10% 显著水平。同样,本文观察其他污染物排污费征收标准的变动对氮氧化物的影响,可以看出,提高氨氮排污费征收标准可以显著降低工业氮氧化物的排放,而二氧化硫和化学需氧量排污费征收标准变动对其影响并不显著。

综合表 2 和表 3,可以得出以下结论:(1) 提高空气污染排污费征收标准有利于降低对应工业空气污染物排放水平;(2) 在空气污染物内部提高排污费征收标准,可能产生“环境红利”的外溢效应;(3) 水污染物排污费征收标准的提高可能会降低空气污染。

由于水污染物相比空气污染物有着诸多不同,为了更加全面地考察环保税税负变动对环境污染排放的影响,本文将从水污染角度观察排污费征收标准的变动的的影响。

(二) 环保税税负变动对工业污染的影响:水污染

表 4 和表 5 报告了环保税税负变动对工业化学需氧量和工业氨氮排放的影响。表 4 中的被解释

表 4 排污费征收标准的变化对污染物排放的影响:工业化学需氧量

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
变量名	<i>lpicod</i>	<i>lpicod</i>	<i>lpicod</i>	<i>lpicod</i>	<i>licodi2</i>	<i>licodi2</i>	<i>licodi2</i>	<i>licodi2</i>
被解释变量滞后一期	0.436 (0.278)	0.519*** (0.175)	0.642*** (0.151)	0.582*** (0.148)	0.838*** (0.206)	0.833*** (0.304)	0.816*** (0.281)	0.787*** (0.302)
<i>dsiv</i>	0.629 (0.373)				0.517 (0.335)			
$l_1, dsiv$	-0.246 (0.308)				-0.769 (0.586)			
$l_2, dsiv$	1.137*** (0.309)				1.286*** (0.333)			
<i>ddiv</i>		1.375*** (0.481)				1.103** (0.458)		
$l_1, ddiv$		-0.984** (0.492)				-1.454** (0.679)		
$l_2, ddiv$		-0.164 (0.589)				-0.040 (0.755)		
<i>dhiv</i>			0.396 (0.324)				0.084 (0.340)	
$l_1, dhiv$			0.196 (0.296)				0.177 (0.311)	
$l_2, dhiv$			0.444 (0.272)				0.595** (0.268)	
<i>daiiv</i>				0.196 (0.464)				-0.040 (0.387)
$l_1, daiiv$				-1.268** (0.573)				-1.514** (0.633)
$l_2, daiiv$				-0.217 (0.947)				-0.674 (0.982)
Constant	6.277*** (2.262)	4.825*** (1.615)	7.045*** (1.889)	6.101*** (1.693)	2.940 (2.155)	0.472 (2.319)	4.079 (2.919)	1.069 (1.683)
控制变量	YES	YES	YES	YES	YES	YES	YES	YES
Ar1p	0.0755	0.0010	0.0000	0.0001	0.0001	0.0050	0.0027	0.0055
Ar2p	0.281	0.699	0.815	0.979	0.531	0.944	0.952	0.963
Hansenp	0.144	0.266	0.119	0.206	0.220	0.139	0.182	0.215
Sarganp	0.966	0.999	0.999	1.000	0.998	0.996	1.000	0.999

注:同表 2。

表 5 排污费征收标准的变化对污染物排放的影响：工业氨氮

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)
变量名	<i>lpiand</i>	<i>lpiand</i>	<i>lpiand</i>	<i>lpiand</i>	<i>liandi2</i>	<i>liandi2</i>	<i>liandi2</i>	<i>liandi2</i>
被解释变量滞后一期	0.556*	0.602**	0.625***	0.560**	0.779***	0.813**	0.800***	0.782***
	(0.291)	(0.295)	(0.225)	(0.241)	(0.262)	(0.320)	(0.222)	(0.237)
<i>dsiv</i>	0.409				0.279			
	(0.445)				(0.452)			
<i>l₁.dsiv</i>	-0.725				-1.006*			
	(0.492)				(0.570)			
<i>l₂.dsiv</i>	0.480				0.321			
	(0.346)				(0.465)			
<i>ddiv</i>		0.881*				0.916*		
		(0.469)				(0.482)		
<i>l₁.ddiv</i>		-0.400				-1.209		
		(0.725)				(0.792)		
<i>l₂.ddiv</i>		-0.0418				0.198		
		(0.621)				(0.760)		
<i>ddiv</i>			0.690				0.762	
			(0.525)				(0.760)	
<i>l₁.ddiv</i>			-0.0668				-0.0578	
			(0.363)				(0.498)	
<i>l₂.ddiv</i>			0.375				0.338	
			(0.279)				(0.388)	
<i>ddiv</i>				-0.417				-0.685
				(0.656)				(0.825)
<i>l₁.ddiv</i>				-1.565**				-2.055**
				(0.746)				(0.981)
<i>l₂.ddiv</i>				-0.204				-0.374
				(0.955)				(1.055)
Constant	3.009	2.368	4.009	3.933	0.617	-0.335	2.776	0.278
	(2.380)	(2.930)	(2.825)	(2.523)	(4.168)	(4.462)	(4.688)	(3.703)
控制变量	YES	YES	YES	YES	YES	YES	YES	YES
Ar1p	0.038	0.029	0.0073	0.0164	0.0044	0.0130	0.0013	0.0025
Ar2p	0.164	0.196	0.195	0.154	0.108	0.156	0.170	0.128
Hansenp	0.125	0.133	0.107	0.155	0.132	0.298	0.216	0.423
Sarganp	0.998	0.999	0.999	0.996	1.000	1.000	1.000	1.000

注：同表 2。

变量分别为人均工业化学需氧量排放量和单位二产产值化学需氧量排放量。表 5 中的被解释变量分别为人均工业氨氮排放量和单位二产产值氨氮排放量。

通过表 4 可以看出，滞后 2 期的化学需氧量排污费征收标准的变动显著正相关于人均化学需氧量和单位二产产值化学需氧量排放水平，滞后 2 期的二氧化硫排污费征收标准的变动刺激了工业化学需氧量的排放。当期的氮氧化物排污费变动与工业化学需氧量的系数显著为正，而滞后 1 期的氮氧化物排污费标准变动与工业化学需氧量的系数显著为负。氮氧化物排污费征收标准变动对工业化学需氧量排放的影响并不稳健。滞后 1 期的氨氮排污费征收标准的变动与人均工业化学需氧量和单位二产产值化学需氧量显著负相关。

从表 5 可以看出，滞后 2 期的氨氮排污费标准的变动与工业氨氮之间在 5% 的置信水平下显著为负。对于其他污染物排污费征收标准的变动与工业氨氮排放之间的关系，可以看出，滞后 1 期的二氧化硫排污费标准的变动与单位二产产值氨氮在 10% 的水平上负向显著；当期的氮氧化物排污

费标准与人均工业氨氮和单位二产产值氨氮均在 10% 的水平上显著为正。

综合表 4 和表 5，可以得出以下结论：（1）对于水污染，排污费征收标准变动的直接效应在污染物之间存在异质性。提高化学需氧量排污费征收标准刺激了工业化学需氧量排放水平的增加，而提高氨氮的排污费征收标准有利于减少工业氨氮的排放。（2）对于提高环保税税负在水污染之间的“外溢效应”，本文发现，提高氨氮排污费征收标准有利于减少人均工业化学需氧量和单位二产产值化学需氧量的排放；提高化学需氧量排污费征收标准对工业氨氮的影响并不显著；二氧化硫排污费征收标准变动，一方面显著推动了工业化学需氧量的增加，另一方面显著减少了单位二产产值氨氮的排放水平；氮氧化物排污费征收标准的提高与工业氨氮显著正相关，而其对工业化学需氧量的影响并不稳健。

整体上看，除了提高化学需氧量排污费征收标准导致工业化学需氧量显著增加外，其他污染物排污费征收标准的提高均显著降低了相应污染物的排放水平，说明中国现行的环保税政策总体上起到了减少污染排放的政策效果。对于化学需氧量，现行的环保税政策并没有起到预想的政策效果，可能是由于化学需氧量排污费征收标准较低，相对于治污和减少排放的成本，缴纳排污费的成本更低，使得企业更愿意选择“交钱排污”^[13]。

对于提高污染物环保税税负产生的“外溢效应”，通过总结可以发现：（1）在空气污染物和水污染物内部提高排污费征收标准，可多产生“环境红利”的外溢效应。具体而言，提高氮氧化物排污费征收标准显著降低了工业二氧化硫排放水平，提高氨氮排污费征收标准有利于降低工业化学需氧量排放。（2）在空气污染物和水污染物之间，环保税政策的外溢效应则显得多样化。水污染物排污费征收标准的提高可能会对降低空气污染产生“协同效应”；而空气污染物排污费标准的提高往往会刺激水污染物的排放。进一步来讲，二氧化硫排污费标准的提高显著提高了工业化学需氧量的排放水平；氮氧化物排污费带来的外溢效应在工业化学需氧量上的影响并不稳健，但其与工业氨氮排放显著正相关；提高氨氮排污费征收标准有利于降低氮氧化物的排放水平。其中的内在原因可能是：首先，对于空气污染和水污染，污染减排技术往往本身就具有外溢性。这导致排污费征收标准的变化，往往容易产生“协同效应”。其次，由于中国空气污染状况严重，空气污染的结果易于观测，导致政府对空气污染治理更为重视。此外，由于采取设备、技术和生产方式更新来降低“三废”排放量需要巨大投入和运行成本，导致企业在面临空气污染物排污费征收标准上升时，可能会对水污染治理上的投入产生“挤出效应”，从而短期内对减少水污染物的排放产生不利影响。最后，在政府对于空气污染更为重视的情况下，化学需氧量排污费标准过低，致使企业不愿采取环保措施，这些都导致化学需氧量排污费标准的提高既无法对工业化学需氧量排放本身产生抑制作用，也无法对其他污染物排放产生“外溢效应”。

为验证结论的稳健性，本文采用环保税变化的绝对值 (*div1*) 替代文中环保税税负变化的相对值作为环保税负变动指标进行稳健性检验。指标替换后，相关变量的系数有所减少，但是各变量的显著性均没有发生较大的改变。从实证结果来看，可以得出本文的实证回归结果并不随着环保税税负变动指标的改变而发生变化的结论。限于篇幅，本文不再报告相关回归结果。

（三）命令—控制型环境政策工具对环保税政策效果的影响

1998 年，为了控制二氧化硫和酸雨对环境污染的影响，国务院制定了二氧化硫减排计划，以降低二氧化硫污染和酸雨的发生率。二氧化硫减排计划包含两大目标政策区域：二氧化硫控制区，覆盖北方城市；酸雨控制区，覆盖南方城市。同年，国务院还明确了长期下的二氧化硫减排目标，具体到 2000 年，“双控区”城市的二氧化硫排放必须小于中央政府所设定的限额；到 2010 年，二氧化硫排放量不得高于 2000 年的水平，并且多数“双控区”城市的空气质量需符合国家标准。为了达到总的二氧化硫减排目标，中央政府于 2000 年在全国范围内实行了排放限额政策，并且对

“双控区”城市有更严格的标准。2005 年底, 中央政府实施了新的行政政策, 将由中央政府对该地区所制定的环境保护目标 (包括减少二氧化硫排放) 作为地方政府领导 (市长与市委书记) 的工作职责。

Chen 等对“双控区”政策对环境污染的治理效力进行了评价, 发现由于缺乏对地方政府的约束和惩罚机制, 1998 年至 2004 年, “双控区”政策对环境污染的控制并不显著。在 2005 年底中央政府实施了新的行政政策后, “双控区”政策显著减少了二氧化硫的排放量, 但是在其他非目标污染物 (如二氧化碳或煤烟) 上并没有发现这一政策的溢出效应^[22]。

很明显, “双控区”政策属于命令—控制型环境政策工具。由于“双控区”政策的主要政策目标和效果均在于控制地区二氧化硫的排放, 且其政策效果的溢出效应并不明显, 因此, 本部分比照“双控区”, 将样本划分为“双控区”内和“双控区”外, 通过引入虚拟变量 ($Tqz01$ 、 $Tqz02$) 来探究“双控区”对二氧化硫排污费征收标准的变动与工业二氧化硫排放关系的影响。其中, 虚拟变量 ($Tqz01$) 对“双控区”内环境保护重点城市赋值为 1, 其余城市赋值为 0; 虚拟变量 ($Tqz02$) 对“双控区”外环境保护重点城市赋值为 1, 其余城市赋值为 0。计量模型如下:

$$Y_{it} = a_1 Y_{it-1} + \lambda_1 \cdot Tqz01 \cdot div + \lambda_2 \cdot l_1 \cdot Tqz01 \cdot div + \lambda_3 \cdot Tqz02 \cdot div + \lambda_4 \cdot l_1 \cdot Tqz02 \cdot div + X_{it} \beta_t + \varepsilon_{it} \quad (2)$$

与上文相同, Y_{it} 仍代表地区 i 在 t 年度的污染水平, div 为环保税税负变化程度。由于“双控区”政策本身主要是对二氧化硫排放产生效果, 故本部分使用人均工业二氧化硫排放量和单位二产产值二氧化硫排放水平衡量 Y ; 使用二氧化硫排污费标准变动衡量 div 。具体结果如表 6 所示。

表 6 “双控区”政策对环保税政策效果的影响

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
变量名	l_{piso2}	l_{piso2}	l_{piso2}	l_{iso2i2}	l_{iso2i2}	l_{iso2i2}
被解释变量滞后一期	0.965*** (0.085 2)	0.983*** (0.096 3)	0.972*** (0.092 5)	0.939*** (0.295)	0.984*** (0.283)	0.977*** (0.265)
$Tqz01 * dsiv$	0.074 4 (0.0520)		0.055 1 (0.062 1)	0.086 4 (0.091 7)		0.059 5 (0.093 1)
$l_1 \cdot Tqz01 * dsiv$	-0.216*** (0.081 4)		-0.240*** (0.085 7)	-0.177** (0.085 6)		-0.178* (0.096 4)
$l_2 \cdot Tqz01 * dsiv$	0.020 4 (0.078 7)		-0.002 85 (0.077 0)	-0.019 8 (0.080 1)		-0.030 5 (0.085 3)
$Tqz02 * dsiv$		0.082 7 (0.142)	0.074 9 (0.129)		0.180 (0.209)	0.148 (0.196)
$l_1 \cdot Tqz02 * dsiv$		-0.137 (0.163)	-0.196 (0.167)		0.027 8 (0.295)	-0.050 5 (0.273)
$l_2 \cdot Tqz02 * dsiv$		-0.043 2 (0.293)	-0.080 0 (0.302)		-0.081 5 (0.349)	-0.136 (0.330)
Constant	-0.418 (0.773)	-0.478 (0.832)	-0.385 (0.953)	-1.204 (0.901)	-0.959 (0.746)	-0.936 (0.693)
控制变量	YES	YES	YES	YES	YES	YES
Ar1p	0.036 9	0.036 6	0.039 7	0.081 2	0.077 5	0.075 6
Ar2p	0.861	0.842	0.838	0.930	0.926	0.929
Hansenp	0.491	0.343	0.388	0.310	0.153	0.230
Sarganp	0.832	0.795	0.867	0.740	0.670	0.776

注: 同表 2。

表6中回归1仅为单独考察“双控区”内排污费征收标准的变化对人均工业二氧化硫的影响，可以看出，滞后1期的二氧化硫排污费征收标准的变动与人均工业二氧化硫显著负相关。回归2考察“双控区”外排污费征收标准的变化对人均工业二氧化硫的影响，可以看出，其二氧化硫排污费征收标准的变动与人均工业二氧化硫的关系并不显著。回归3为同时考虑“双控区”内环境保护重点城市二氧化硫排污费征收标准的变化和双控区外环境保护重点城市二氧化硫排污费征收标准的变化对人均二氧化硫排放的影响，可以看出，滞后1期的双控区内环境保护重点城市二氧化硫排污费征收标准的变动显著降低了人均工业二氧化硫排放水平，而双控区外环境保护重点城市二氧化硫排污费征收标准变动的系数均不显著。回归(4)一(6)考察了单位二产产值二氧化硫排放量视角下，双控区内和双控区外环境保护重点城市二氧化硫排污费征收标准的变化对环境污染的影响，结果与回归(1)一(3)相同。

通过表6可以看出，“双控区”内环境保护重点城市提高二氧化硫排污费征收标准可以降低区内人均工业二氧化硫和单位工业产值二氧化硫排放强度；而双控区外环境保护重点城市提高二氧化硫排污费征收标准并不能起到降低工业二氧化硫排放的政策目标。由此，可以得出以下结论：环保税政策要实现其政策目标，必须配套相应的命令—控制型环境规制，以督促地方政府严格落实环保税政策。

五、研究结论与政策建议

根据中国各地区排污费改革实践，本文研究了提升环保税税负对地方工业污染水平的影响。结果表明：(1) 提高不同污染物的环保税税负对相应污染物的直接目标效应，在污染物之间存在异质性：提高二氧化硫、氮氧化物和氨氮环保税税率有利于降低对应污染物的排放水平，但是提高化学需氧量环保税税率对工业化学需氧量排放存在反向“负激励”。(2) 提高污染物的环保税税负对于非对应污染物存在外溢效应。这种外溢效应在不同污染物之间存在异质性：在空气污染物和水污染物内部提高排污费征收标准多产生“环保红利”的外溢效应。具体而言：提高氮氧化物排污费征收标准显著降低了工业二氧化硫排放水平，提高氨氮排污费征收标准有利于降低工业化学需氧量排放。在空气污染物和水污染物之间，环保税政策的外溢效应则显得多样化：水污染物排污费征收标准的提高可能会对降低空气污染产生“环保红利”的外溢效应；而空气污染物排污费标准的提高往往会刺激水污染物的排放。进一步来讲，二氧化硫排污费标准的提高显著提高了工业化学需氧量的排放水平；氮氧化物排污费带来的外溢效应在工业化学需氧量上的影响并不稳健，但其与工业氨氮排放显著正相关；提高氨氮排污费征收标准有利于降低氮氧化物的排放水平。(3) 环保税政策要实现其政策目标必须配套相应的命令—控制型环境规制，并督促地方政府严格落实环保税政策。

为了充分发挥环保税的政策效果，政府需要在制度和体制上对环保税制定相应的配套措施：首先，应该进一步扩大环保税的征收范围，加大部分污染物的环保税税率，逐步将二氧化碳、有机物排放、扬尘等纳入到环保税征收范围。其次，在后续环保税税收体系改革中，应注意利用环境税费的外溢效果，注重污染物之间征收标准的相互组合。再次，应保证环境保护税法能够切实落地实行。中国环境保护税法规定中国环境保护税征收由环保部门举证，税收部门征管。环保部门和税收部门之间应相互合作，严格执法。在落实环保税的过程中，既要做到“有法可依”，也要做到“有法必依”，保证环保税的生态环境效果得到切实发挥。最后，由于环保税划归地方政府，为了约束

地方政府“GDP竞争”冲动导致环保税效果难以落地,应将氮氧化物、化学需氧量和氨氮等环境污染物排放也纳入到地方官员的考核体系中。

参考文献

- [1] 李霖友. 环保费改税对中国生态环境及经济发展的影响[J]. 管理世界, 2017(3).
- [2] Gradus, R. S. Smulders. The trade-off between environmental care and long-term growth—Pollution in three prototype growth models[J]. *Journal of Economics*, 1993(1).
- [3] Bovenberg, A. L., S. A. Smulders. Transitional impacts of environmental policy in an Endogenous Growth Model[J]. *International Economic Review*, 1996(4).
- [4] Bovenberg, A. L., R. A. D. Mooij. Environmental tax reform and endogenous growth[J]. *Journal of Public Economics*, 1994(2).
- [5] Fullerton, D., S. R. Kim. Environmental investment and policy with distortionary taxes, and endogenous growth[J]. *Journal of Environmental Economics & Management*, 2008(2).
- [6] 刘凤良, 吕志华. 经济增长框架下的最优环境税及其配套政策研究——基于中国数据的模拟运算[J]. 管理世界, 2009(6).
- [7] 陈诗一. 边际减排成本与中国环境税改革[J]. 中国社会科学, 2011(3).
- [8] 司言武. 环境税经济效应研究: 一个趋于全面分析框架的尝试[J]. 财贸经济, 2010(10).
- [9] 王金南, 葛察忠, 高树婷, 等. 中国独立型环境税方案设计研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2009(2).
- [10] 王金南, 葛察忠, 秦昌波, 等. 中国独立型环境税方案设计及其效应分析[J]. 中国环境管理, 2015(4).
- [11] 叶金珍, 安虎森. 开征环保税能有效治理空气污染吗[J]. 中国工业经济, 2017(5).
- [12] 吕志华, 郝睿, 葛玉萍. 环境税、税制设计与经济增长关系的研究述评[J]. 经济体制改革, 2012(5).
- [13] 李建军, 刘元生. 中国有关环境税费的污染减排效应实证研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2015(8).
- [14] 卢洪友, 朱耘婵. 中国环境税费政策效应分析——基于“三重红利”假设的检验[J]. 中国地质大学学报(社会科学版), 2017(4).
- [15] 郑石明, 罗凯方. 大气污染治理效率与环境政策工具选择——基于29个省市的经验证据[J]. 中国软科学, 2017(9).
- [16] 曾冰, 郑建锋, 邱志萍. 环境政策工具对改善环境质量的作用研究——基于2001—2012年中国省际面板数据的分析[J]. 上海经济研究, 2016(5).
- [17] Xie, R. H., Y. J. Yuan, J. J. Huang. Different types of environmental regulations and heterogeneous influence on “green” productivity: Evidence from China[J]. *Ecological Economics*, 2017, 132.
- [18] Ren, S., X. Li, B. Yuan, et al. The effects of three types of environmental regulation on eco-efficiency: A cross-region analysis in China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 173.
- [19] 环境保护部环境监察局. 中国排污收费制度30年回顾及经验启示[J]. 环境保护, 2009(20).
- [20] Arellano, M., S. Bond. Some tests of specification for panel data: Monte Carlo evidence and an application to employment equations[J]. *The Review of Economic Studies*, 1991(2).
- [21] Grossman, G. M., A. B. Krueger. Economic growth and the environment[J]. *The Quarterly Journal of Economics*, 1995(2).
- [22] Chen, Y. J., P. Li, Y. Lu. Career concerns and multitasking local bureaucrats: Evidence of a target-based performance evaluation system in China[J]. *Journal of Development Economics*, 2018, 133.

Re-study on the Pollution Reduction Effect of Environmental Tax: Based on the Change of China's Sewage Charges Collection Standards

LU Hong-you, LIU Qi-ming, QI Yu

Abstract: The environmental tax system is an important lever to influence the behavior of stakeholders in the ecological environment. From a fiscal point of view, the environmental taxation system is an extremely important tool for the Chinese government to manage environmental pollution. The study of the policy effectiveness of environmental taxes and fees has important theoretical value for promoting and establishing an environmental fiscal system. Based on the reform practice of the following provinces' discharge fees collection standards from 2005 to 2014, we examined the impact of changes in the levying standards of major urban sewage charges on industrial pollution emissions. The results show that: (1) The impact of increasing the environmental taxes of pollutants on the corresponding pollutants is heterogeneous, the environmental tax has the most obvious inhibitory effect on industrial sulfur dioxide and industrial ammonia nitrogen. It has no obvious effect on industrial nitrogen oxides, but there is a negative "negative incentive" on industrial chemical oxygen demand. (2) Improving the tax burden of a pollutant-environmental tax will create a spillover effect which is heterogeneous among different pollutants. (3) To achieve the environmental protection tax policy objectives, it is necessary to provide corresponding command-control environmental policy tools, and ensure that local governments strictly implement environmental tax policies. This study has enlightenment value for the environmental tax reform in the next phase after translation. Phased, differentiated and high-impact environmental taxation standards will be the direction of future environmental tax reform.

Key words: environmental taxes; changes in the levying standard of sewage charges; environmental pollution; Two Control Zones

(责任编辑 朱 蓓)