

SO₂ 排污权交易在中国的理论红利核算

涂正革, 傅立权

摘要: 以 1998—2012 年中国 30 个省份工业数据为样本, 假定市场有效运转, 构建引入全面实行排污权交易的 DEA 模型, 通过对比命令—控制机制, 核算了全面统一的 SO₂ 排污权交易机制能够为中国带来多大的潜在红利。结果表明: 排污权交易机制在推进经济与环境双赢发展上潜力巨大, 全面实行 SO₂ 排污权交易政策, 全国工业总产值有望提速一倍增长, 污染排放将下降近五成。此外, 排污权交易机制有利于促进区域间的协调发展, 建立全国统一的 SO₂ 排污权交易市场具有较强的可行性。

关键词: SO₂ 排污权交易; DEA 模型; 经济红利; 环境红利

中图分类号: F205 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-0169(2016)03-0052-11

DOI:10.16493/j.cnki.42-1627/c.2016.03.023

一、引言

“十三五”规划期是中国经济发展进入新常态时期后的第一个五年规划期, 也是步入实现第一个百年目标的决胜阶段。不同于以往的规划, 绿色发展首次成为关键指标, “十三五”规划对于生态文明建设的高度重视受到世界各国的广泛认同, 尤其在面临经济增速放缓的压力下仍然重申绿色发展的承诺更是凸显大国担当。尽管“十二五”时期生态环境保护成效明显, 但未来 5 年仍将是资源能源支撑工业化完成、经济爬坡过坎、城镇化进程推进的重要阶段, 污染排放新增压力还将处于高位水平^[1]。近来, 不断围困中国蓝天的雾霾更是让人民群众对环境质量改善要求的呼声愈加强烈。严峻的现实和挑战要求中国推进合理有效的环境管理体制来合力驱动“质”与“量”的并存发展。

对于环境治理, 中国最早实行的环境政策具有明显的行政命令特征, 这种指令型和控制性色彩浓厚的环境政策成本极大, 缺乏可持续性。而且目前环境保护取得的成效在一定程度上“受惠于”GDP 增速的持续放缓和“拉闸限电”式的突击措施^[2]。曾一度成为公众话题的“APEC 蓝”就是政府用超常规行政手段突击治理出来的, 蓝天的背后是汽车的限行和企业大范围的停工。要想达到经济发展和环境保护的可持续性, 不能依赖于这种突击性的行政手段, 渐进式的排污权交易市场机制已逐渐成为中国当前应对节能减排问题的重要手段^[3]。

“十三五”时期将大力推进以市场之手实现绿色发展的战略, 那么, 实行全面统一的排污权交易机制是否会如行政手段那样牺牲经济换取“APEC 蓝”, 还是同时带来经济红利和环境红利? 不同于刚起步的碳排放权交易, SO₂ 排污权交易已经在中国试点十几年。然而, 从试点成效来看, 差

作者简介: 涂正革, 经济学博士, 华中师范大学经济与工商管理学院教授、博士生导师 (湖北 武汉 430079); 傅立权, 华中师范大学经济与工商管理学院硕士研究生

强人意的交易记录表明分割的七个 SO₂ 排污权交易市场在中国存在不足, 仍有大量疑问有待理论解答和实践检验, 这也是中国 SO₂ 排污权交易市场为什么长久没有得到推广的重要原因。同时, 2014 年全国废气中主要污染物 SO₂ 工业源的排放量占全国排放总量的 88.14%^①, 减少工业污染排放无疑成为中国走向绿色发展的重要一步。因此, 本文将研究对象聚焦于工业 SO₂ 排污权交易市场, 假定市场有效运转, 构建引入全面实行排污权交易的数据包络分析 (Data Envelopment Analysis, DEA) 模型, 对比命令—控制机制, 核算中国实行全面统一的 SO₂ 排污权交易机制能够获得的理论红利。

二、文献综述

排污权交易的基本思想最早源自 1968 年 Dales 的《污染、财富和价格》一文。Dales 认为, 环境作为一种商品, 政府对这种商品拥有所有权, 可以在专家的帮助下将污染物以某种方式进行分割, 污染者以一定价格购买同时允许交易。于是, 1974 年, 为应对日益严重的 SO₂ 污染, 排污权交易被美国联邦环保局 (EPA) 首次用于大气污染管理并获得显著成效。此后, 不仅德国、英国等国家纷纷借鉴美国的成功经验来解决本国环境污染问题, 同时排污权交易也成为各国学术界普遍关注的焦点, 围绕排污权交易的研究也是收获颇丰。

与本文相联系的文献主要来自于对排污权交易机制实践效果的研究, 如和晋予等^[4]指出排污权交易实践虽然在中国得到了较快推广和长足发展, 但是所反映出的困难和有待解决的问题依然存在, 需要用法律和市场手段协同解决。郑伟^[5]则从发展规划、交易市场、相关政策法规、排污权交易制度与管理体制等四个方面对中国目前的减排机制和排污权交易发展现状进行了评估, 发现中国的清洁发展机制与排污权交易制度体系已经初步形成, 但其发展还不完善; 有的学者则将视角聚焦于碳交易的实践效果, 如 Kara 等^[6]通过对 EU ETS 的研究发现, 碳交易可以使电力行业获取高额利润, 而消费者和钢铁行业则会因电价提高而受到损失。崔连标等^[7]构建省级排污权交易模型, 分析了在实现各省减排目标的过程中, 碳排放权交易机制发挥的成本节约效应, 发现与无碳排放权交易市场相比, 在全国范围内实施碳排放权交易可以节约 23.44% 的减排成本, 六个交易试点参与碳排放交易则可以节约 4.42% 的减排成本, 分地区来看, 东、西部地区成本节约较为明显。

此外, 国内有学者对国内外的文献进行了述评^{[8][9]}; 也有部分文献探讨了国外排污权交易机制实践经验及启示^{[10][11]}。而与 SO₂ 排污权交易相关的文献却鲜见, 如魏淑甜等^[12]研究了我国 SO₂ 排污权交易中存在的问题且针对这些问题分别提出相应对策; Dudek 等^[13]通过研究, 指出目前我国在排污权交易政策方面的欠缺; 李永友等^[14]、闫文娟等^[15]考察了排污权交易的减排成效; 涂正革等^[3]利用省级工业面板数据引入排污权交易机制, 通过倍差法和 DEA 模型检验 SO₂ 排污权交易能否在中国实现波特效应。目前还没有探讨中国排污权交易红利问题的文献, 这方面的文献在国外也比较少见。最早的研究来自于 Brännlund 等^[16], 借鉴 Färe 等^[17]处理可自由配置投入的短期行业求解最大产出的 DEA 模型的思想对污染物进行处理, 计算了瑞典造纸及纸制品工业可以实现的潜在利润。这个模型被 Färe 等^[18]加以扩展, 在考虑污染物排放权同期和跨期两种交易情形下, 构建引入排污权交易后求解下最大产出的 DEA 模型。Färe 等使用了其 2014 年构建的模型^[19]计算美国燃煤发电厂对不同污染物的组合实行排污权交易所能带来的潜在产出增长。

综上, 已有文献从不同的角度对排污权交易进行了研究, 在这些研究的基础上, 本文将从以下两个方面进行拓展: 第一, 大部分研究都是针对碳交易展开的, 而鲜少对 SO₂ 交易深入探讨, 作

① 数据来源于《2014 年中国环境状况公报》。

为近几年特大雾霾的重要组成部分,工业 SO₂ 排放理应受到关注,而针对其构建的排污权交易市场更应引起广泛关注;第二,已有文献鲜少定量研究排污权交易机制产生的红利,本文通过对比命令—控制机制,核算中国实行全面统一的 SO₂ 排污权交易机制的理论红利,由此得到的政策启示对建立全国统一的排污权交易市场具有借鉴意义。

三、理论模型框架

(一) 命令—控制机制和排污权交易机制的理论分析

对于环境治理,早期采取的手段多以行政命令干预为主,被称为传统的命令—控制机制环境政策。命令—控制机制政策是政府作为公民的代理人选择法律或行政的方法制定环境质量标准,通过法规或禁令来限制危害环境的活动,对违反者进行法律制裁^{[20](P56)}。即通过设定一些环境标准来控制经济活动,其中,对企业经济活动中排放的污染物设定排放标准,实际就是在既定水平上控制污染物的排放量,对企业进行强制性减排。环境干预主义学派的理论和观点是命令—控制机制政策的理论基础。该学派的代表人物加尔布雷思、米山等认为由于市场存在缺陷,基于环境的外部性,政府干预是必要的,而在干预方式上大多主张通过法律进行干预。

不同于带有行政干预标签的命令—控制机制,排污权交易机制是一种基于市场的环境经济政策,更强调市场机制的作用。排污权交易机制是在满足环境质量要求的前提下,政府设立合法的污染物排放权利并在不同排污企业之间分配,同时允许这种权利在不同企业之间进行交易,进而控制污染物的排放总量。基于市场的排污权交易机制的理论渊源可追溯至科斯^[21]的产权理论。科斯认为,在产权界定清晰和交易成本为零的情况下,交易双方可以通过谈判的方式实现资源的有效配置,使外部行为内在化。根据科斯分析,如果产权制度被严格制度化并获得法律力量的保障,那么,对污染等问题施行干预就没有必要,而是应该将所有交易中涉及的问题交给参与方自己解决。据此,排污权交易提供了一种依靠“看不见的手”发展生态经济,把节能减排作为企业自觉行为的双赢方案,既能推动经济增长,又能提高环境质量。在命令—控制机制政策下,由于迫使所有生产者承担均等份额的污染控制总量,而不考虑其成本差异,提高了污染控制的成本^[22]。不仅如此,所有生产者的产出都会受到不同程度的影响,在环境容量稀缺性和技术水平约束条件下,生产效率越高的生产者损失越大,“一刀切”的环境政策将导致整个行业的产出水平下降。因此,命令—控制机制降低了人们想方设法减少污染的动力^{[23](P138)},对不同类型的命令—控制方法的历史检验也显示传统的行政管制缺乏创新激励^[24]。但是,如果实行排污权交易政策,高效率生产者额外多排放所增加的产出,会远远高于低效率生产者减少排放所减少的产出,从而达到整个行业产出水平的提高,其中额外产出增长的部分和相应的减排就是实行排污权交易带来的经济红利和环境红利。Montgomery^[25]很早就从理论上证明了基于市场的排污权交易系统明显优于传统的环境治理政策。

(二) 基于 DEA 模型的理论红利核算

本文在命令—控制机制和排污权交易机制两种环境政策下,分别基于环境技术构建 DEA 模型。

1. 环境技术。工业生产会排放废气废水等污染物,如 SO₂、氮氧化物等,文献中常称这些不受欢迎的副产品为“坏”产品,称正常产品为“好”产品。Färe 等将包括工业生产过程中的废气、废水等“坏”产品在内的产出与要素资源投入之间的技术结构关系称为环境技术。对于环境技术,涂正革、王兵等做过详细介绍。以产出集合表示环境技术:

$$P(x) = \{(y, b) : x \text{ can produce } (y, b), x \in R_+^N\}$$

其中,以 $x = (x_1, \dots, x_N) \in R_+^N$ 来表示投入,以 $y = (y_1, \dots, y_M) \in R_+^M$ 表示“好”产出,以 $b =$

$(b_1, \dots, b_j) \in R_+^J$ 表示“坏”产出, $P(x)$ 表示“好”产出和“坏”产出的所有组合。

2. 命令—控制机制政策下的 DEA 模型与相应最优产出。对污染物实行命令—控制机制政策, 实际是在既定水平下控制污染物的排放量, 是一种强制性减排政策。DEA 模型是假定在市场运转有效的情况下, 测度投入和污染物排放量一定时, 产出最大增长的可能性。于是, 关于生产者 k 在时期 t 的命令—控制机制政策下的 DEA 模型为:

$$\begin{aligned}
 R_{k'}^t &= \max y^t \\
 s. t. \quad &\sum_{k=1}^K z_k y_{kj}^t \geq \tilde{y}^t \\
 &\sum_{k=1}^K z_k b_{kj}^t = b_{k'j}^t, j = 1, \dots, J \\
 &\sum_{k=1}^K z_k x_{kn}^t \leq x_{k'n}^t, n = 1, \dots, N \\
 &z_k \geq 0, k = 1, \dots, K
 \end{aligned} \tag{1}$$

模型 (1) 给出了当生产者 k' 仅允许生产 $b_{k'j}^t$ 的“坏”产出的时候可以获得的“好”产出的最大量。而整个行业在任何 t 时期“好”产出的最大化是这些最大量之和。

3. 排污权交易政策下的 DEA 模型与相应最优产出。排污权交易政策下的 DEA 模型为:

$$\begin{aligned}
 &\max \sum_{k'=1}^K \tilde{y}_{k'}^t \\
 s. t. \quad &\sum_{k=1}^K z_{kk'} y_k^t \geq \tilde{y}_{k'}^t, k' = 1, \dots, K \\
 &\sum_{k=1}^K z_{kk'} b_{kj}^t = b_{k'j}^t, j = 1, \dots, L; k' = 1, \dots, K \\
 &\sum_{k=1}^K z_{kk'} b_{kj}^t = \bar{b}_{k'j}^t, j = L+1, \dots, J; k' = 1, \dots, K \\
 &\sum_{k=1}^K z_{kk'} x_{kn}^t \leq x_{k'n}^t, n = 1, \dots, N; k' = 1, \dots, K \\
 &z_{kk'} \geq 0, k = 1, \dots, K, k' = 1, \dots, K \\
 &\sum_{k'=1}^K \bar{b}_{k'j}^t \leq \sum_{k'=1}^K b_{k'j}^t, j = L+1, \dots, J
 \end{aligned} \tag{2}$$

在模型 (2) 中, $\bar{b}_{k'j}^t$ 表示在最大化总产出时实行排污权交易政策的污染物排放量, 与最后一个约束条件 (环境规制条件) 既允许污染物在生产者间自由配置, 又约束交易后的排放总量不超过初始排污权。于是, 模型 (2) 在环境规制的约束下, 得到了整个行业“好”产出的最大量。

4. 排污权交易政策下的经济红利和环境红利。基于以上模型, 可以分别计算得到各生产者在命令—控制机制政策下的潜在产出和排污权交易政策下的潜在产出, 进而定义实行排污权交易政策的经济红利和环境红利:

$$\text{经济红利} = y_{k'}^{TP,t} - y_{k'}^{CAC,t}$$

$$\text{环境红利} = b_{k'}^t - b_{k'}^{TP,t}$$

其中, $y_{k'}^{TP,t}$ 、 $y_{k'}^{CAC,t}$ 分别为在排污权交易政策和命令—控制机制政策下的潜在产出; $b_{k'}^{TP,t}$ 为在排污权交易政策下的潜在排放, $b_{k'}^t$ 为实际排放。

四、变量选取和数据处理

本文研究的样本数据为 1998—2012 年中国 30 个省份的工业企业数据, 由于西藏缺失的数据较多, 本文不予考虑。数据来源于 1999—2012 年《中国统计年鉴》, 各省份 2013 年统计年鉴, 1997—2013 年《中国能源统计年鉴》、《新中国 60 年统计资料汇编》。

理论模型需要的投入变量为工业固定资产净值 (K)、工业全部从业人员年平均数 (L)、工业终端能源消耗量 (E), 产出变量 (包括“好”产出和“坏”产出) 为工业总产值 (Y) 和工业 SO_2 排放量 (SE)。

数据处理方面, 经济数据以《中国统计年鉴》的数据为准, 缺失数据通过《新中国 60 年统计资料汇编》上的数据和线性插值法进行填补。其中, 固定资产净值用各地区以 1998 年为基期的固定资产投资价格指数平减, 工业总产值用各地区以 1998 年为基期的工业生产者出厂价格分类指数平减。由于工业能源终端消耗量尚未公布规模以上工业企业的数据, 因此采用整个工业行业的数据, 通过计算年鉴中 20 种终端能源消耗量之和得到^①。

通过上述处理, 得到各变量的描述性统计如表 1 所示。

表 1 投入、产出等变量的统计描述

变量	观测数	平均值	标准差	最小值	最大值
工业总产值 (单位: 亿元)	450	9 824. 40	15 323. 68	148. 18	99 590. 96
工业生产者出厂价格分类 (1998 年为 1)	450	1. 20	0. 34	0. 88	3. 30
工业固定资产净值 (单位: 亿元)	450	3 151. 68	3 036. 20	181. 37	17 848. 54
固定资产投资价格指数 (1998 年为 1)	450	1. 17	0. 16	0. 96	1. 59
工业全部从业人员年平均人 (单位: 万人)	450	241. 95	261. 29	11. 60	1 568. 00
工业能源终端消耗量 (单位: 万吨标准煤)	450	3 084. 28	2 668. 95	67. 33	15 566. 91
工业 SO_2 排放量 (单位: 万吨)	450	60. 92	39. 20	1. 90	176. 01

数据来源: 本文根据各类统计年鉴中的数据整理得来。

五、实证结果及其分析

(一) 整体层面红利的分析

基于前文数据和构建的引入全面实行 SO_2 排污权交易的 DEA 模型, 结合命令—控制机制政策下的 DEA 模型, 可以得到全国在全面实行 SO_2 排污权交易政策下的平均潜在经济红利和潜在环境红利, 结果如表 2 所示。

1. 全国红利的分析。根据表 2 结果, 可以得到以下两个表现: (1) 从潜在经济红利上看, 全面实行 SO_2 排污权交易政策, 全国获得了年均 3.8 万亿元的潜在经济红利, 且大致呈现逐年递增趋势。在全国范围实行 SO_2 排污权交易, 由于排污权配置效率的提升, 一些生产效率高的省份由于获得了额外多的排放, 其进行工业生产所增加的产出远远大于生产效率低的省份减少排放所额外减少的产出, 从而使全国的产出相应增长, 提升了整体潜在经济红利。就产出增长空间而言, 自 2006 年开始基本维持在 10% 左右的水平, 在各生产者分别达到两种环境政策的最优生产技术下,

^① 具体处理过程请见涂正革和谏仁俊:《工业化、城镇化的动态边际碳排放量研究——基于 LMDI“两层完全分解法”的分析框架》, 刊载于《中国工业经济》2013 年第 9 期。

相比命令—控制机制, 排污权交易机制拥有更大的经济增长潜力, 但需要通过进一步推动技术创新或者是引进国外的先进技术来提高自身的生产技术以实现产出增长空间的更大提升。(2) 从潜在环境红利上看, 全面实行 SO₂ 排污权交易政策, 实现了年均 894.6 万吨的潜在环境红利, SO₂ 的减排量基本呈现上升趋势。不仅如此, 环境减排空间也是巨大的, 达到了年均 48.9%, 而且也基本呈现上升趋势。因此, 全面实行 SO₂ 排污权交易政策能够使国内各省份通过改善能源结构、提高能源利用率以提高环境技术效率来实现减排。

表 2 SO₂ 排污权交易政策下全国潜在释放的平均红利 单位: 万亿元、万吨

年份	实际值		命令—控制机制	SO ₂ 排污权交易机制		潜在经济红利	产出增长空间(%)	潜在环境红利	环境减排空间(%)
	产值	排放	产值	产值	排放				
1998	6.8	1 557.7	8.8	9.5	1 003.2	0.7	8.0	554.5	35.6
1999	7.5	1 460.2	9.6	10.5	895.9	0.9	9.4	564.3	38.6
2000	8.5	1 506.7	10.7	12.0	970.7	1.3	12.1	536.0	35.6
2001	9.6	1 503.4	12.1	13.6	1 017.4	1.5	12.4	486.0	32.3
2002	11.4	1 511.9	14.4	16.2	987.2	1.8	12.5	524.7	34.7
2003	14.3	1 791.5	18.6	20.5	1 014.4	1.9	10.2	777.1	43.4
2004	18.6	1 891.5	23.3	25.9	798.9	2.6	11.2	1 092.6	57.8
2005	23.1	2 168.2	27.6	30.8	1 111.4	3.2	11.6	1 056.8	48.7
“十五”规划 中后期 (2002—2005)	16.8	1 673.9	15.6	17.4	974.9	1.8	11.5	699.0	41.8
2006	28.3	2 232.8	34.6	38.3	1 009.5	3.7	10.7	1 223.3	54.8
2007	35.1	2 139.9	41.9	46.2	1 027.6	4.3	10.3	1 112.3	52.0
2008	41.1	1 991.3	49.5	55.1	932.1	5.6	11.3	1 059.2	53.2
2009	46.9	1 865.8	55.9	61.7	861.7	5.8	10.4	1 004.1	53.8
2010	56.2	1 864.3	66.0	73.7	798.9	7.7	11.7	1 065.4	57.1
“十一五”规划 (2006—2010)	41.5	2 018.8	49.6	55.0	926.0	5.4	10.9	1 092.9	54.1
2011	63.7	2 017.1	76.5	83.8	783.8	7.2	9.5	1 233.3	61.1
2012	71.4	1 911.6	84.1	93.1	781.8	9.0	10.7	1 129.8	59.1
“十二五”规划 初期 (2011—2012)	67.6	1 964.4	80.3	88.4	782.8	8.1	10.1	1 181.6	60.2
平均 (1998—2012)	29.5	1 827.6	35.6	39.4	933.0	3.8	10.7	894.6	48.9

数据来源: 本文根据省级数据和模型计算结果整理得来。全国平均取的是各年简单平均。“十五”、“十一五”、“十二五”规划期的产值和排放是各时间段的简单平均值。产出增长空间 = 潜在经济红利/命令—控制机制产值 * 100, 环境减排空间 = 潜在环境红利/实际排放 * 100。

针对全国平均红利, 下面给出了产出实际增长率和潜在增长率、环境实际减排率和潜在减排率的对比图^①。从图 1 可以发现, 产出潜在增长率在 2008 年之后的变化趋势近似于产出实际增长率,

① 产出实际增长率 = 环比增量/上期实际值, 产出潜在增长率 = 潜在经济红利/上期实际值; 环境实际减排率 = 环比减量/上期实际值, 环境潜在减排率 = 潜在环境红利/上期实际值。

这意味着从 2008 年开始, 经济红利为工业总产值带来了近一倍增速的提升。而环境潜在减排率的表现更加可观, 不仅扭转了局部年份(如 2003、2005 和 2011 年)较大污染排放量的情况, 更是能带来近五成的污染减排量。

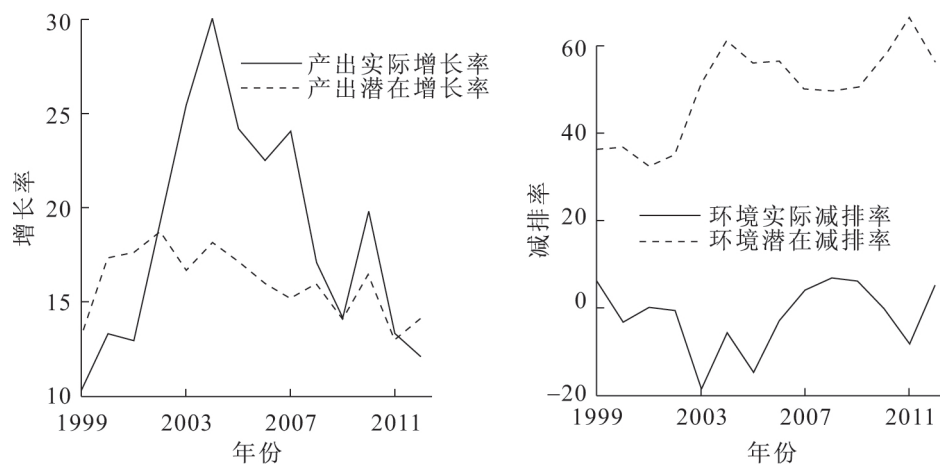


图 1 产出实际增长率、潜在增长率和环境实际减排率、潜在减排率

2. 不同规划期红利的分析。表 2 同时给出了三个规划期的红利核算结果。在潜在经济红利的表现上, 也是呈现三个规划期递增的趋势。具体地, “十五”规划中后期平均为 1.8 万亿元, “十一五”时期平均为 5.4 万亿元, “十二五”规划初期平均为 8.1 万亿元。从潜在环境红利来看, “十五”规划中后期平均为 699 万吨, “十一五”时期平均为 1 092.9 万吨, “十二五”规划初期平均为 1 181.6 万吨。根据三个规划期的红利结果, 全面实行 SO_2 排污权交易政策对于完成规划期保持经济增长的同时实现污染减排的目标具有很大潜力。本文基于 2005 年水平计算得到“十一五”规划期 SO_2 排放总量实现的减排为 12.3%, 而“十一五”规划期关于 SO_2 排放总量的控制目标为到 2010 年比 2005 年减少 10%, 这更进一步说明基于本文构建的引入全面实行排污权交易的模型实现了规划期污染减排的控制目标, 据此, 本文基于 2010 年水平计算得到“十二五”规划初期 SO_2 排放总量实现的减排为 2%, 而“十二五”规划期关于 SO_2 排放总量的控制目标为到 2015 年比 2010 年减少 8%, 按照规划初期就实现 2% 减排的趋势, 到“十二五”规划期结束时, SO_2 潜在减排量有望实现规划期的控制目标^①。

综上, 相比命令—控制机制, 排污权交易机制在释放经济红利和环境红利上都有很大的潜力, 就经济红利对工业实际产值带来近一倍增速的提升、环境红利近五成污染减排的贡献以及各规划期的红利结果来看, 实现规划期污染减排的控制目标, 遵守在经济增速放缓压力下实现节能减排的承诺指日可待。

(二) 分省份、分地区层面红利的分析

1. 试点省份红利的分析。基于前文数据和构建的引入全面实行 SO_2 排污权交易的 DEA 模型, 结合命令—控制机制政策下的 DEA 模型, 可以得到 6 个试点省份在全面实行 SO_2 排污权交易政策下的平均潜在经济红利和潜在环境红利, 结果如表 3 所示。

观察 6 个试点省份在全国统一的 SO_2 排污权交易市场下的表现, 除上海外, 山西是其中释放

① 根据 2015 年 10 月 10 日环保部部长陈吉宁作出的《“十二五”生态环境保护成就报告》一文, “十二五”期间, 据前四年数据累计, 二氧化硫排放量为 9.8%, 已提前完成“十二五”规划目标。

经济红利和环境红利最大的省份, 分别为 4.8 万亿元和 1 137.6 万吨; 其后依次是河南和山东, 释放的经济红利、环境红利分别是 3 万亿元、835.2 万吨和 2.7 万亿元、844.3 万吨; 天津、江苏的潜在经济红利和潜在环境红利都较小。上海的潜在经济红利和潜在环境红利都为 0, 说明上海处于本文构建的 DEA 模型的生产和环境技术前沿面上。综上, 全面实行 SO₂ 排污权交易政策, 在 6 个试点省份中, 山西、山东和河南这三个省份的潜在经济红利和潜在环境红利都较大, 而山西、山东和河南作为能源与重工业的传统重镇, 污染排放量在全国各省中一直居高不下, 山东更是 SO₂ 排放量最大的省份, 这无疑说明全国统一的 SO₂ 排污权交易市场不仅对于这些省份实现减排的意义重大, 也能在污染排放减少的同时获得产出的增加, 实现经济增长和环境保护的双赢。

表 3 SO₂ 排污权交易政策下试点省份潜在释放的平均红利 单位: 万亿元、万吨

试点省份	实际值		命令—控制机制		SO ₂ 排污权交易机制		潜在经济红利	产出增长空间(%)	潜在环境红利	环境减排空间(%)
	产值	排放	产值	排放	产值	排放				
天津	13.6	315.9	13.9	14.0	298.5	298.5	0.1	0.7	17.4	5.5
山西	5.9	1 607.0	13.5	18.3	469.4	469.4	4.8	36.0	1 137.6	70.8
上海	22.5	424.3	25.7	25.7	424.3	424.3	0.0	0.0	0.0	0.0
江苏	50.9	1 658.1	61.1	61.3	1 593.2	1 593.2	0.2	0.3	64.9	3.9
山东	41.4	2 293.1	54.6	57.3	1 448.8	1 448.8	2.7	4.9	844.3	36.8
河南	15.4	1 609.9	26.8	29.8	774.7	774.7	3.0	11.2	835.2	51.9

数据来源: 本文根据省级数据和模型计算结果整理得来。试点省份的产值和排放皆为各年简单平均。产出增长空间 = 潜在经济红利/命令—控制机制产值 * 100, 环境减排空间 = 潜在环境红利/实际排放 * 100。

2. 全国各省份、东中西地区红利的分析。基于前文数据和构建的引入全面实行 SO₂ 排污权交易的 DEA 模型, 结合命令—控制机制政策下的 DEA 模型, 下面给出了在全面实行 SO₂ 排污权交易政策下表现突出的部分省份、东、中、西地区的平均潜在经济红利和潜在环境红利 (如表 4 所示)。全国 30 个省份潜在释放的平均红利的结果可参见附表 1。

表 4 SO₂ 排污权交易政策下部分省份、分地区潜在释放的平均红利 单位: 万亿元、万吨

省份	实际值		命令—控制机制		SO ₂ 排污权交易机制		潜在经济红利	产出增长空间(%)	潜在环境红利	环境减排空间(%)
	产值	排放	产值	排放	产值	排放				
北京	11.1	156.5	11.3	11.6	174.9	174.9	0.3	2.7	-18.4	-11.8
天津	13.6	315.9	13.9	14.0	298.5	298.5	0.1	0.7	17.4	5.5
河北	16.5	1 767.4	24.2	28.4	684.9	684.9	4.2	17.4	1 082.5	61.2
山西	5.9	1 607.0	13.5	18.3	469.4	469.4	4.8	35.6	1 137.6	70.8
内蒙古	5.2	1 492.3	6.6	10.8	248.4	248.4	4.2	63.6	1 243.9	83.4
上海	22.5	424.3	25.7	25.7	424.3	424.3	0.0	0.0	0.0	0.0
浙江	32.1	1 016.6	41.0	41.6	1 041.1	1 041.1	0.6	1.5	-24.5	-2.4
广东	55.6	1 386.3	64.6	64.6	1 386.3	1 386.3	0.0	0.0	0.0	0.0
广西	3.9	1 138.8	6.6	10.4	227.3	227.3	3.8	57.9	911.5	80.0
海南	1.0	35.3	1.2	1.3	26.8	26.8	0.1	8.3	8.5	24.1
贵州	2.1	1 085.4	2.7	7.0	171.6	171.6	4.3	159.3	913.8	84.2
宁夏	0.8	405.2	1.1	2.7	63.7	63.7	1.6	145.5	341.5	84.3
东部	23.2	848.7	29.0	29.8	673.4	673.4	0.8	2.8	175.3	20.7
中部	7.3	986.8	13.6	16.0	401.6	401.6	2.4	17.6	585.2	59.3
西部	3.6	751.8	5.8	8.4	199.5	199.5	2.6	44.8	552.3	73.5

数据来源: 本文根据省级数据和模型计算结果整理得来。各省份、各地区产值和排放皆为各年简单平均。产出增长空间 = 潜在经济红利/命令—控制机制产值 * 100, 环境减排空间 = 潜在环境红利/实际排放 * 100。

从全国各省份的计算结果可以得到以下四个表现：(1) 各省份在全面实行的 SO_2 排污权交易政策下都获得了不同程度的潜在经济红利，在全国范围内，山西仍是释放最大经济红利的省份，为 4.8 万亿元，其后依次为贵州的 4.3 万亿元，河北和内蒙古的 4.2 万亿元，广西的 3.8 万亿元。(2) 从潜在环境红利和环境减排空间来看，全面实行 SO_2 排污权交易政策可以使大部分省份实现 SO_2 的减排，其中，潜在环境红利最大的是内蒙古，达 1 243.9 万吨，其后依次是山西、河北、贵州和广西，均超过了 900 万吨。联系它们获得的潜在经济红利可以发现，这几个省份通过排污权交易在全国范围内不仅释放了较大的经济红利也获得了巨大的减排。天津和海南是潜在环境红利较小的省份，都不超过 20 万吨。而环境减排空间最大的是宁夏，达 84.3%，贵州、内蒙古和广西也都超过了 80%。(3) 同上海一样，广东的潜在经济红利和潜在环境红利都为 0，说明广东也处于本文构建的 DEA 模型的生产和环境技术前沿面上。值得注意的是，北京和浙江的潜在环境红利都为负值，这两个省份不仅没有实现减排反而增加了 SO_2 的排放量，作为生产效率较高的两个省份，出于经济发展的目的需要获得更多的排污权来获得更大的产出增长，足以见得排污权交易对这两个省份的重大意义。

分地区来看，全面实行 SO_2 排污权交易政策，东部地区获得的潜在经济红利平均为 0.8 万亿元，中部地区平均为 2.4 万亿元，西部地区平均为 2.6 万亿元。东部地区获得的潜在环境红利平均为 175.3 万吨，中部地区平均为 585.2 万吨，西部地区平均为 552.3 万吨。在全国统一的 SO_2 排污权交易市场下，东、中、西三个地区都获得了不同程度的经济红利和环境红利，但相比东部地区，中、西部地区通过排污权交易释放了更大的经济红利和实现了更多的减排。中、西部地区原本就是重化工业的集中区，而以高物耗、高能耗、高污染为特征的重化工业的集中也使得中、西部地区的污染排放相对集中，这不仅影响经济发展的可持续性，也不利于区域间的协调发展。因此，全面推行排污权交易使中、西部地区获得了更大的潜在红利，在一定程度上解决了中国排污权配置低效率的问题，同时促进了区域间的协调发展。

六、结论和政策启示

本文从工业 SO_2 排污权交易市场入手，通过构建引入全面实行排污权交易的 DEA 模型，对命令—控制机制，核算全国、各省份及东、中、西三地区能够获得的理论红利，研究发现：

第一，排污权交易机制推进经济与环境双赢发展潜力巨大，全面实行 SO_2 排污权交易政策，全国工业总产值有望提速一倍增长，污染排放下降五成。全面实行 SO_2 排污权交易政策，全国释放了年均 3.8 万亿元的潜在经济红利和年均 894.6 万吨的潜在环境红利，且潜在红利都随着时间的推移呈现递增的趋势，排污权交易产生的潜在成效愈发凸显。此外，在本文构建的全国统一的 SO_2 排污权交易市场下，经济红利对工业实际产值带来了近一倍增速的提升，环境红利提供了近五成污染减排的贡献。排污权交易机制对于推进经济与环境双赢发展具有巨大潜力。

第二，排污权交易机制有利于促进区域间的协调发展。在全国统一的 SO_2 排污权交易市场下，东、中、西三个地区都获得了不同程度的经济红利和环境红利，相比东部地区，中、西部地区通过排污权交易释放了更大的经济红利和实现了更多的减排，全面推行排污权交易不仅在一定程度上解决了排污权配置低效率问题，同时能够推动区域间的协调发展。

第三，建立全国统一的 SO_2 排污权交易市场具有较强的可行性。相比起步较晚但即将全面推行的碳交易市场， SO_2 排污权交易市场目前我国仍处于试点阶段，而且还是分割的市场，仅仅在省份内部进行交易。从试点省份在全国统一的 SO_2 排污权交易市场的表现来看，作为能源与重工业传统重镇的山西、山东和河南都获得了很大的潜在经济红利和潜在环境红利，此外，从各省份在

全国统一的 SO₂ 排污权交易市场下获得的平均红利来看, 表现突出的也多为中、西部重化工业集中区的省份, 这不仅说明全面推行的排污权交易机制对于这些省份实现减排和经济增长的意义重大, 而且也能在推动区域协调发展的同时, 提升全国整体获得的潜在红利。因此, 通过对中国全面实行 SO₂ 排污权交易进行红利核算, 明确回答了排污权交易机制在推进经济和环境双赢上拥有巨大的潜力, 建立全国统一的 SO₂ 排污权交易市场势在必行。

需要注意的是, 虽然本文从实证角度明确回答了全面实行 SO₂ 排污权交易政策能够为中国带来巨大的潜在红利, 但这是依赖于本文构建的理论模型是建立在市场有效运转的假定之上的。审视中国自身, 由于存在过多的行政干预以及排污权分配方法不完善、交易规则不规范等制度建设的缺陷, 因此低效运转的市场仍不足以支撑排污权交易机制的有效运行; 同时, 有关 SO₂ 排污权交易的政策、法律法规依然滞后, 加之执行能力的不足使得排污权交易机制的运行缺乏相应的外在动力。因此, 推进市场建设和加强环境规制是未来建立全国统一的 SO₂ 排污权交易市场的关键。

参考文献

- [1] 吴舜泽. “十三五”时期环境保护面临八大挑战[EB/OL]. <http://www.chinaenvironment.com/view/ViewNews.aspx?k=20150915093612125>, 2015-09-15.
- [2] 张成, 史丹, 李鹏飞. 中国实施碳排污权交易的潜在成效模拟[Z]. 经济研究, 2015.
- [3] 涂正革, 谌仁俊. 排污权交易机制在中国能否实现波特效应?[J]. 经济研究, 2015, (7).
- [4] 和晋予, 肖博强. 排污权交易的试点启动与市场主体界定[J]. 改革, 2010, (1).
- [5] 郑伟. 低碳经济背景的排污权交易体系走向评估[J]. 改革, 2010, (4).
- [6] Kara, M., S. Syri, A. Lehtilä, et al. The impacts of EU CO₂ emissions trading on electricity markets and electricity consumers in Finland[J]. *Energy Economics*, 2008, (2).
- [7] 崔连标, 范英, 朱磊, 等. 碳排放交易对实现我国“十二五”减排目标的成本节约效应研究[J]. 中国管理科学, 2013, (1).
- [8] 张利飞, 彭莹莹. 排污权交易机制研究进展[J]. 经济学动态, 2011, (4).
- [9] 刘长松. 减排政策分配效应研究进展[J]. 经济学动态, 2011, (9).
- [10] 胡迟. 排污权交易的最新发展及对我国的影响[J]. 经济纵横, 2007, (8).
- [11] 魏圣香, 王慧. 美国排污权交易机制的得失及其镜鉴[J]. 中国地质大学学报(社会科学版), 2013, (6).
- [12] 魏淑甜, 廖先玲. 我国 SO₂ 排污权交易中存在的问题及对策研究[J]. 煤炭经济研究, 2006, (8).
- [13] Dudek, D. J., 王昊, 张建宇, 等. SO₂ 排污权交易在中国的发展与挑战[J]. 电力环境保护, 2007, (2).
- [14] 李永友, 沈坤荣. 我国污染控制政策的减排效果——基于省际工业污染数据的实证分析[J]. 管理世界, 2008, (7).
- [15] 闫文娟, 郭树龙. 中国二氧化硫排污权交易会减弱污染排放强度吗? ——基于双倍差分法的经验研究[J]. 上海经济研究, 2012, (6).
- [16] Brännlund, R., Y. Chung, R. Färe, et al. Emissions trading and profitability: The Swedish pulp and paper industry[J]. *Environmental and Resource Economics*, 1998, 12.
- [17] Färe, R., S. Grosskopf, S. K. Li. Linear programming models for firm and industry performance[J]. *The Scandinavian Journal of Economics*, 1992, (4).
- [18] Färe, R., S. Grosskopf, C. A. Pasurka Jr. Tradable permits and unrealized gains from trade[J]. *Energy Economics*, 2013, 40.
- [19] Färe, R., S. Grosskopf, C. A. Pasurka Jr. Potential gains from trading bad outputs: The case of U. S. electric power plants[J]. *Resource and Energy Economics*, 2014, (1).
- [20] [美]丹尼尔·史普博. 管制与市场[M]. 余晖, 等, 译. 上海: 三联书店, 上海人民出版社, 1999.

- [21]Coase,R. H. The problem of social cost[J]. *The Journal of Law and Economics*,1960,(1).
- [22]罗小芳,卢现祥. 环境治理中的三大制度经济学学派:理论与实践[J]. *国外社会科学*,2011,(6).
- [23][美]查尔斯·D·科尔斯塔德. 环境经济学[M]. 傅晋华,彭超,译. 北京:中国人民大学出版社,2011.
- [24]Jaffe,A. B.,R. N. Stavins. Dynamic incentives of environmental regulations;The effects of alternative policy instruments on technology diffusion[J]. *Journal of Environmental Economics and Management*,1995,(3).
- [25]Montgomery,W. D. Markets in license and efficient pollution control programs[J]. *Journal of Economic Theory*,1972,(3).

(责任编辑 朱 蓓)

附表1 各省份、分地区 SO₂ 排污权交易政策潜在释放的平均红利 单位:万亿元、万吨

省份	实际值		命令—控制机制		SO ₂ 排污权交易机制		潜在经济红利	产出增长空间 (%)	潜在环境红利	环境减排空间 (%)
	产值	排放	产值	排放	产值	排放				
北京	11.1	156.5	11.3	11.6	174.9	0.3	2.7	-18.4	-11.8	
天津	13.6	315.9	13.9	14.0	298.5	0.1	0.7	17.4	5.5	
河北	16.5	1767.4	24.2	28.4	684.9	4.2	17.4	1082.5	61.2	
山西	5.9	1607.0	13.5	18.3	469.4	4.8	35.6	1137.6	70.8	
内蒙古	5.2	1492.3	6.6	10.8	248.4	4.2	63.6	1243.9	83.4	
辽宁	15.1	1251.9	28.2	30.6	651.1	2.4	8.5	600.8	48.0	
吉林	6.3	401.6	11.4	12.2	294.9	0.8	7.0	106.7	26.6	
黑龙江	3.7	507.2	13.0	14.2	392.8	1.2	9.2	114.4	22.6	
上海	22.5	424.3	25.7	25.7	424.3	0.0	0.0	0.0	0.0	
江苏	50.9	1658.1	61.1	61.3	1593.2	0.2	0.3	64.9	3.9	
浙江	32.1	1016.6	41.0	41.6	1041.1	0.6	1.5	-24.5	-2.4	
安徽	8.9	661.7	15.2	16.1	396.2	0.9	5.9	265.5	40.1	
福建	14.2	474.3	18.7	19.1	453.1	0.4	2.1	21.2	4.5	
江西	5.2	640.7	8.6	10.4	274.4	1.8	20.9	366.3	57.2	
山东	41.4	2293.1	54.6	57.3	1448.8	2.7	4.9	844.3	36.8	
河南	15.4	1609.9	26.8	29.8	774.7	3.0	11.2	835.2	51.9	
湖北	10.7	824.4	21.6	22.8	530.4	1.2	5.6	294.0	35.7	
湖南	7.8	984.1	13.2	15.0	407.6	1.8	13.6	576.5	58.6	
广东	55.6	1386.3	64.6	64.6	1386.3	0.0	0.0	0.0	0.0	
广西	3.9	1138.8	6.6	10.4	227.3	3.8	57.9	911.5	80.0	
海南	1.0	35.3	1.2	1.3	26.8	0.1	8.3	8.5	24.1	
重庆	5.0	906.7	6.2	8.2	226.5	2.0	32.3	680.2	75.0	
四川	11.4	1401.9	18.6	21.6	544.0	3.0	16.1	857.9	61.2	
贵州	2.1	1085.4	2.7	7.0	171.6	4.3	159.3	913.8	84.2	
云南	3.7	614.8	6.5	8.6	185.9	2.1	32.3	428.9	69.8	
陕西	4.6	1046.6	7.2	12.8	254.2	5.6	77.8	792.4	75.7	
甘肃	2.2	615.9	5.0	6.8	191.6	1.8	36.0	424.3	68.9	
青海	0.6	123.0	1.3	1.8	38.0	0.5	38.5	85.0	69.1	
宁夏	0.8	405.2	1.1	2.7	63.7	1.6	145.5	341.5	84.3	
新疆	1.6	566.5	4.0	5.9	119.7	1.9	47.5	446.8	78.9	
东部	23.2	848.7	29.0	29.8	673.4	0.8	2.8	175.3	20.7	
中部	7.3	986.8	13.6	16.0	401.6	2.4	17.6	585.2	59.3	
西部	3.6	751.8	5.8	8.4	199.5	2.6	44.8	552.3	73.5	

数据来源:本文根据省级数据和模型计算结果整理得来。其中,东部、中部、西部的产值和排放取的是各省份的简单平均。产出增长空间=潜在经济红利/命令—控制机制潜在产值*100,环境减排空间=潜在环境红利/实际排放*100。