

我国大气污染联防联控的治理机制与政策研究

——以京津冀地区排放权交易制度设计为例

委托方：清华大学产业发展与环境治理研究中心

受托方：国务院发展研究中心资源与环境政策研究所

课题负责人：王海芹 国务院发展研究中心资源与环境政策研究所
研究室副主任 副研究员 博士

课题顾问：高世楫 国务院发展研究中心资源与环境政策研究所 所
长 研究员 博士

课题组成员：

高世楫 国务院发展研究中心资源与环境政策研究所 所长 研究
员 博士

程会强 国务院发展研究中心资源与环境政策研究所 所长助理
研究员 博士

王海芹 国务院发展研究中心资源与环境政策研究所 研究室副主
任 副研究员 博士

陈健鹏 国务院发展研究中心资源与环境政策研究所 研究室副主任
副研究员 博士

李维明 国务院发展研究中心资源与环境政策研究所 助理研究员
博士

孙 飞 国务院发展研究中心 助理研究员 博士

万年青 国家环境保护部华北环境保护督查中心 副研究员 博士

曹 馨 清华大学环境学院 博士

王超然 清华大学环境学院 博士

费 凡 清华大学环境学院 博士

孙 奕 首都经济贸易大学

清华大学产业发展与环境治理研究中心

地址：北京市海淀区清华大学公共管理学院

邮编：100084

电话：(86-10) 6277 2497

传真：(86-10) 6277 2497

邮箱：cideg@tsinghua.edu.cn

主页：<http://www.cideg.org.cn>

本报告的所有内容未经允许禁止转载和复制使用。所有内容受著作权法和国际条约的保护。

摘 要

京津冀地区大气污染问题十分严重,2013 年平均达标天数比例为 31.0%,重度污染以上天数占 26.2%。为有效解决大气污染问题,我国出台了《大气污染防治行动计划》和《京津冀及周边地区落实大气污染防治行动计划实施细则》,以期切实改善京津冀地区空气质量,该地区各级政府也纷纷出台了治理大气污染的重要措施。京津冀地区空气污染治理的难点不仅在于各自空气污染情况不容乐观,且由于日益显著的区域传送和相互影响特点,导致各省市都无法独善其身,各省市各自为政只能导致治理成本升高,治理效果却难以保证。我国原有的区域环境管理模式主要以属地管理、部门管理和行政管理为主,现有的管理方式难以有效解决区域空气污染问题。京津冀地区空气污染治理是一项系统工程,只有从整体出发研究和处理该区域空气污染问题,才能实现区域空气污染状况的有效改善。迫切需要一套从区域经济社会生态发展全局的高度加强京津冀地区大气污染联防联控的政策研究。

我国现有的环境治理手段仍以排污收费和排污标准等命令控制型手段为准,这些政策手段的弊端是尚未充分考虑政策实施的成本效益性,没有给企业更多的自主选择权。随着经济发展与环境保护矛盾的激化,我国迫切需要寻找一个能够协调处理好经济发展与环境保护关系的制度安排,排放权交易成为可选制度之一。我国积极发展排放权交易市场的政策信息更加明朗。十八届三中全会指出要积极推动节能量、碳排放权、排污权交易制度,并将其作为实行资源有偿使用制度和生态补偿制度的重要内容。这意味着我国探索了 26 年的排放权交易制度将迎来新的发展机遇,市场手段在解决当前我国突出环境问题中的地位与作用有望进一步凸显。目前排污权交易制度在发达国家诸多环境保护领域得到广泛应用,成为发达国家落实大气污染联防联控的重要制度安排之一,并在改善区域空气质量方面取得了显著成效。

本研究以通过市场手段改善京津冀地区空气质量为目标,围绕着京津冀地区与 PM_{2.5} 污染密切相关的二氧化碳排放权交易制度的设计为核心,提出了我国区域开展二氧化硫交易的思路与对策。

为了尽可能合理的设计京津冀地区大气污染排污权交易机制,本研究借鉴了国内外大量排污权交易的成功案例,重点剖析了美国采用总量控制与排污交易制度进行大气污染治理的理论与实践,对美国的酸雨计划、区域清洁空气激励市场计划、区域温室气体削减计划进行了案例研究。同时细致地梳理了我国自 1987 年以来的排污权交易的实施现状,从法律保障、交易主体、交易方式、监督管理等角度分析了我国排放权交易的特征,总结了影响我国排污权交易制度发展的主要因素。

在此基础上,本研究分析了京津冀地区实施二氧化硫排污权交易的可行性,在此基础上得出了京津冀地区排放权交易制度的有关设计。制度设计以环境质量稳步提高和提高污染治理效率为目标,以区域大气污染联防联控、共同而区别的责任、污染者负担治理者收益、自愿交易并接受监督管理等作为原则,进行了京津冀地区二氧化硫排污权交易机制的设计。

通过研究得出,京津冀地区需采纳以目标总量控制为主的总量确定方式。在分析区域内不同城市之间经济社会环境差异的基础上,提出了差别化的排污权初始分配方式,其中北京、天津、石家庄、唐山以市场拍卖转让进行初始排污权分配;邯郸、邢台、秦皇岛、保定、承德、廊坊、沧州采用均价转让进行初始排污权分配;张家口、衡水采用无偿分配初始排污权。综合考虑不同地区、不同行业的情况,建立了排污权初始价格的确定方法。从排污权许可证的有效期和奖惩制度上明确了排污许可证的管理办法。在排污权交易的过程中,提出了区域间等贡献值的交易原则,并确定了整个排污权交易的程序。最后本研究对加强京津冀地区污染源排放监测与核算提出了若干建议。

目 录

第一章 采用排放权交易制度推进我国大气污染联防联控的重要意义	1
一、我国正面临着严重的大气污染	1
(一) 大气污染呈全国蔓延态势	1
(二) 京津冀地区大气污染尤为突出	3
(三) 大气污染防治成为当前环境保护的主要任务	5
二、联防联控是治理区域大气污染的有效模式	7
(一) 传统的大气污染治理模式面临挑战	7
(二) 联防联控成为治理大气污染的重要模式	10
三、排放权交易制度是落实大气污染联防联控的有效举措	11
第二章 采用排放权交易手段治理区域大气污染的理论	16
一、基础理论	16
(一) 外部性理论	16
(二) 庇古税与科斯定理	21
二、排污权及排污交易手段的基本原理	25
(一) 排污权与排污权交易基本概念	25
(二) 排污权交易机制基本原理	27
第三章 采用排放权交易手段治理区域大气污染的国内外实践	32
一、国外实践	32
(一) 美国总量控制与交易制度的演进历程	34
(二) 酸雨计划	39
(三) 区域清洁空气激励市场	43
(四) 区域温室气体削减计划	47
(五) 国际经验对国内的启示	48
二、国内实践	51
(一) 我国二氧化硫排放权交易	54
(二) 我国碳排放交易试点情况	57
(三) 中美总量控制与排放交易制度的比较	61
(四) 影响我国采用总量控制与交易制度治理区域污染的主要因素	62
第四章 京津冀采用排放权交易改善空气质量的基础条件	65
一、政策目标明确	66
二、减排意愿高且减排潜力大	70
三、减排成本有差异	72
四、政策保障有基础	74
五、监测体系有支撑	75

第五章 京津冀地区二氧化硫排放权交易制度设计	80
一、制度设计基本目标与原则	80
(一) 基本目标	80
(二) 基本原则	80
二、区域总量的确定	82
三、重点排放源的识别	83
(一) 二氧化硫重点排放源识别	84
(二) 重点排放地区识别	93
(三) 重点地区和行业总结	95
四、初始排污权的分配	97
(一) 初始分配的基本原则	97
(二) 初始分配方式的比较与选择	98
(三) 初始价格的确定	102
五、排污许可证的管理	104
(一) 排污许可证的有效期限管理	105
(二) 排污权的奖惩管理	106
六、排污权的储备与交易	106
(一) 排污权的供给与储备	106
(二) 排污权交易的技术规则	108
(三) 区域排污权交易程序	109
第六章 京津冀地区实施排放权交易制度的关键支撑体系研究	111
一、污染源排污核算现状	111
(一) 环保部门内并存多种核算方式	111
(二) 环保部门与其他环保管理相关部门并存多种核算方式	112
(三) 在线连续自动监控系统得到应用	112
二、当前污染源核算面临的突出问题	114
(一) 排污核查工作量大、面广、难度大	114
(二) 排污核算的方法体系欠科学	114
(三) 污染源监测能力有待提高	114
(四) 污染源排污核算受到的行政干扰很大	115
(五) 排污核算工作的责任主体不明确、不到位、不合理	115
(六) 在线监控系统的传输效率有待提高	115
三、提高京津冀地区污染源监测与核算水平的若干对策	116
参考文献	118

第一章 采用排放权交易制度推进我国大气污染联防联控的重要意义

一、我国正面临着严重的大气污染

(一) 大气污染呈全国蔓延态势

城市大气污染问题是世界各国普遍关注和关心的重大问题之一，并纷纷采取措施加以防范和治理。在我国，经济社会的迅猛发展，极大地提高了生产力水平，然而，经济快速增长也使得我们所生存的环境遭受到巨大的破坏和严重的污染。特别是近年来，我国城市化和工业化进程进一步加快，城市居民的生产活动和人口密集程度不断加大，加剧了城市大气污染程度，城市空气质量持续恶化。

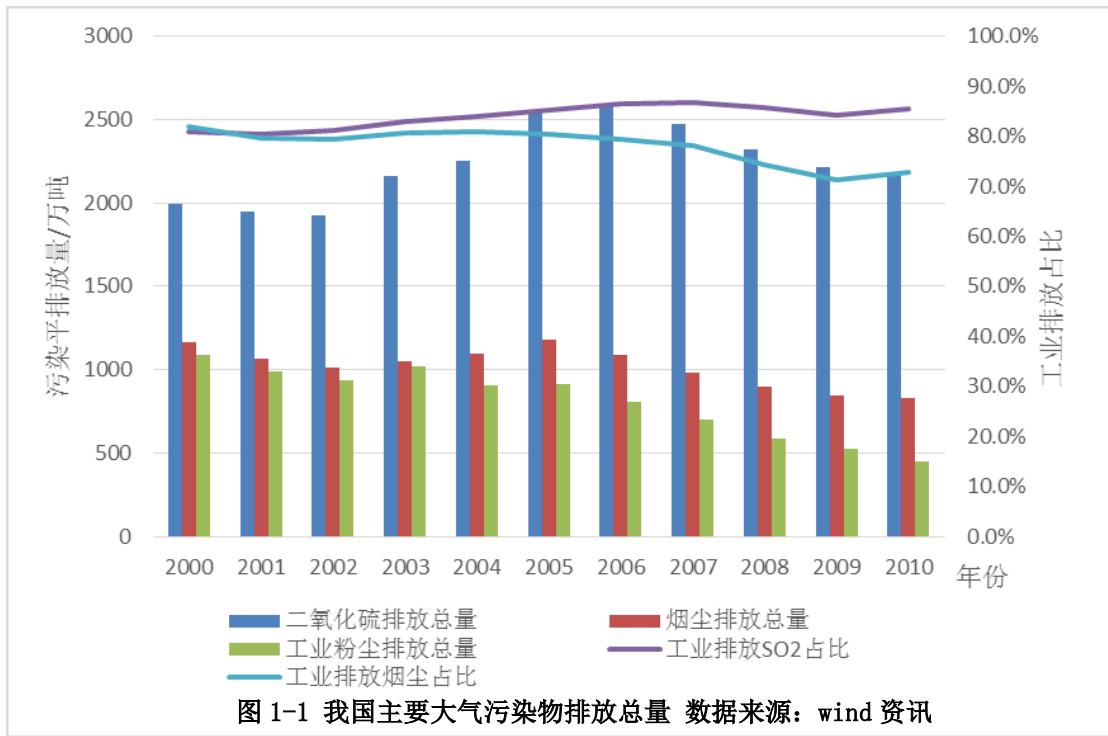
目前我国的大气污染主要呈现以下几个特点：

一是主要大气污染物排放总量巨大，浓度居高不下，城市空气质量堪忧。

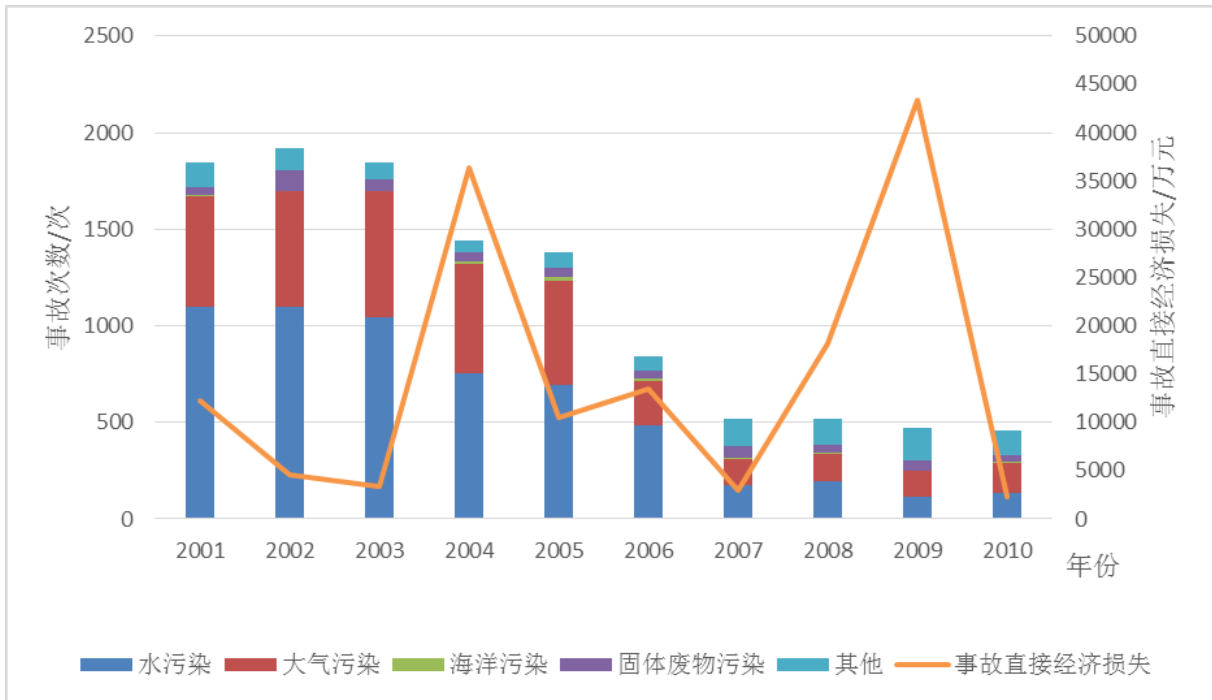
中国环境监测总站的监测数据显示，2013年上半年，74个城市平均达标天数比例为54.8%，超标天数比例为45.2%，其中严重污染占2.8%。此外，倍受各界关注的灰霾等恶劣天数日益增多。据中国环境监测总站的通报，2013年上半年，全国平均雾霾日数为20.1天，较常年同期偏多7.7天，特别是北京、上海、广州、天津、石家庄等一些大中城市，发生持续多天的雾霾天气¹。

同时，随着城市经济发展与建设进度加快，二氧化硫、一氧化碳、可吸入颗粒物、挥发性有机物等污染物排放量呈现出居高不下的态势，而且许多污染物又发生二次反应生成PM_{2.5}，这就使得城市大气质量更加恶劣。目前，城市大气污染物主要以PM_{2.5}、臭氧为主，兼具快速蔓延性、污染综合性和影响区域性等复合型大气污染特征。从图1-1可以看出，从2000年至2010年，主要大气污染物的排放量并无下降，尤其是二氧化硫和烟尘，排放量均高于2000年水平。其中工业污染占据比例最大，约为80%左右。而随着人民生活水平的提高，城市机动车排放所占比例也有所增加，更加加重了大气环境恶化的趋势。

¹ 中国环境监测总站.2013年上半年74城市空气质量状况报告. www.cnemc.cn/



二是突发环境事件频繁发生，且影响巨大。从图 1-2 可以看出，2001 年至 2010 年，虽然我国突发环境事故总数有所减少，但事故直接经济损失并无减少。说明突发环境事故对生态环境和人民健康的影响日益增加。突发环境事故中大气污染事故所占比例有所上升，约占 31%~40%，是第二大事故类型。尤其是近年来多次爆发严重城市雾霾污染事件，颗粒物浓度高达 500 微克/立方米以上，影响十分恶劣。



三是大气污染呈现复合型，治理难度大。中国酸雨、臭氧和城市灰霾等污染现象日渐突出，呈现区域复合污染特性。酸雨一直是中国目前面临的最严重的区域性大气污染问题。近年来，我国全国范围内酸雨强度虽有减弱趋势，但酸雨区面积在扩大，特别是北方地区。酸雨污染最严重的地区也从西南逐渐转变为华中和华南地区。随着 NO_x 污染的加重，酸雨类型正在由硫酸型加速向硫酸和硝酸复合型转变。同时，臭氧污染在中国三大城市群表现明显。并且，细粒子污染及其带来的灰霾现象也渐趋严重，并呈现出区域性特征。细粒子污染一部分来源于一次污染物直接排放，另一部分则来源于一次污染物在大气中的化学反应。多种污染物之间会互相发生物理和化学反应，形成危害更大的二次污染，呈现多种污染物复合污染的现象。针对酸雨、臭氧和细粒子等日趋严重的大气复合污染问题，中国目前的污染控制政策体系仍然缺乏有效的设计和整合。²

四是大气污染的区域性越发凸显。主要城市群即京津冀、长三角、珠三角地区区域污染和本地污染叠加，一旦遇到不利气象条件，就会使得 PM_{2.5} 等污染物浓度水平进一步升高，也客观上加重了空气污染程度。

（二）京津冀地区大气污染尤为突出

京津冀区域大气污染形势尤为严峻，其区域内 13 个主要城市空气质量总体较差，2013 年平均达标天数比例为 31.0%，重度污染以上天次占 26.2%，主要污染物为 PM_{2.5}，其次是 PM₁₀ 和臭氧。2013 年上半年，京津冀地区城市 PM_{2.5} 平均浓度为 115 微克/立方米，区域内所有城市均未达到 PM_{2.5} 平均值二级标准，其中，石家庄市 PM_{2.5} 高达 172 微克/立方米，超标年浓度标准近 4 倍。³

和我国大气污染重点防治区域（三区十群）对比来看，2012 年，三区十群二氧化硫排放量为 979.6 万吨，可以看出，三区十群中，二氧化硫排放量居前 4 位的区域依次为长三角地区、山东城市群、京津冀地区和成渝城市群，其二氧化硫排放量占三区十群排放量的 66.4%。二氧化硫排放量和单位面积二氧化硫排放强度均较大的区域为长三角地区、山东城市群和京津冀地区。

²吴丹,等.中国大气污染控制策略与改进方向评析[J].北京大学学报(自然科学版)2011(11):1143

³中国环境监测总站.2013 年上半年 74 城市空气质量状况报告. www.cnemc.cn/



图 1-3 三区十群二氧化硫排放情况

与二氧化硫排放相似，京津冀地区氮氧化物排放量也十分巨大。三区十群中，京津冀地区氮氧化物排放量居第二位，仅次于长三角地区。单位面积氮氧化物排放强度较大的区域为珠三角地区、长三角地区、山东城市群和京津冀地区，其污染物排放强度分别为 14.9、12.8、11.1 和 10.4 吨/平方公里。可以看出，京津冀地区氮氧化物排放量和单位面积氮氧化物排放强度排在前列。



图 1-4 三区十群氮氧化物排放情况

从粉尘排放情况来看，京津冀地区粉尘排放量位居第 1，且远高于其他地区。此外，京津冀地区单位面积烟（粉）尘排放强度列居第二位，仅次于辽宁中部地区。



图 1-5 三区十群烟（粉）尘排放情况

可以看出，京津冀地区大气污染情况与我国其他重点大气污染防治区相比，情况较为严重，亟需加强治理。

（三）大气污染防治成为当前环境保护的主要任务

随着大气污染形势的愈发严峻，我国对大气污染治理越发重视，大气污染防治已成为当前环境保护的主要任务。2012 年，我国对《环境空气质量标准》进行了修订，加入了 PM2.5 的指导值，并且对一些污染物的浓度标准进行了更严格的规定。

面对当前严峻的大气环境污染形势，中国工程院和原国家环保总局于 2007 年启动了“中国环境宏观战略研究”，系统回顾了我国 30 多年的环保工作历程，认真总结了我国环境保护工作的经验和教训，提出了环境保护的战略思想、方针、目标、任务和措施。2010 年发布的研究成果被公认为是当前及今后一段时间环境保护工作的指南性文件。

针对我国大气环境管理的战略目标，环境宏观战略研究基于保护人体健康、生态安全，促进技术进步和实施区域控制等原则，结合世界卫生组织环境空气质量的的目标值和指导值，给出了规划年的大气环境保护的总体目标：到 2050 年，

通过大气污染综合防治，大幅度降低环境空气中各种污染物的浓度，城市和重点地区的大气环境质量得到明显改善，全面达到国家空气质量标准，基本实现世界卫生组织（WHO）环境空气质量浓度指导值，满足保护公众健康和生态安全的要求。宏观战略研究提出的各个阶段的环境质量目标和相应的污染物排放控制目标如下表所示。

表 1-1 各阶段质量目标及排放控制目标

阶段	质量目标	控制目标
2020年	95% 以上城市达到国家二级标准；经济发达城市达到WHO阶段II标准；酸沉降超临界负荷面积较2005年下降50%。	SO ₂ 排放量较2005年降低30%；NO _x 排放量较2010年降低10%；PM ₁₀ 排放量较2005年降低20%；VOC保持和NO _x 的控制同步。
2030年	80% 以上城市达到WHO阶段III标准；酸沉降超临界负荷面积较2005年下降80%。	SO ₂ 排放量较2005年降低50%；NO _x 排放量较2010年降低20%；PM ₁₀ 排放量较2005年降低30%；VOC保持和NO _x 的控制同步。
2050年	基本实现WHO设定的指导值。	SO ₂ 排放量较2005年降低60%；NO _x 排放量较2005年降低40%；PM ₁₀ 排放量较2005年降低50%；VOC保持和NO _x 的控制同步。

表 1-2 与大气污染防治有关的法律、行政法规和部门规章

类别	序号	文件名称	文号	发布(修改)时间	开始实施时间
法律	1	中华人民共和国环境保护法	主席令第 22 号	1989.12.26	1989.12.26
	2	中华人民共和国大气污染防治法	主席令第 32 号	2000.4.29	2000.9.1
行政法规	1	排污费征收使用管理条例	国务院令第 369 号	2003.1.2	2003.7.1
部门规章	1	汽车排气污染监督管理办法	环管字第 359 号	1990.8.15	1990.8.15
	2	秸秆焚烧和综合利用管理办法	环发[1999]98 号	1999.4.12	1999.4.12
	3	排污费征收标准管理办法	环保总局令第 31 号	2003.2.28	2003.7.1
	4	环境行政处罚办法	环保部令第 8 号	2009.10.30	2010.3.1

表 1-3 与大气污染防治有关的环境标准

序号	文件名称	文号	发布(修改)时间	开始实施时间
1	火电厂大气污染物排放标准	GB 13223-2011	2011.7.29	2012.1.1
2	平板玻璃工业大气污染物排放标准	GB 26453-2011	2011.4.2	2011.10.1
3	大气污染治理工程技术导则	HJ 2000-2010	2010.12.17	2011.3.1
4	加油站大气污染物排放标准	GB 20952-2007	2007.6.22	2007.8.1
5	汽油运输大气污染物排放标准	GB 20951-2007	2007.6.2	2007.8.1
6	水泥工业大气污染物排放标准	GB 4915-2004	2004.12.29	2005.1.1
7	锅炉大气污染物排放标准	GB 13271-2001	2001.11.12	2002.1.1
8	大气污染物综合排放标准	GB 16297-1996	1996.4.12	1997.1.1
9	工业炉窑大气污染物排放标准	GB 9078-1996	1996.3.7	1997.1.1
10	大气污染物无组织排放监测技术导则	HJ/T 55-2000	2000.12.7	2001.3.1
11	机动车排放污染防治技术政策	环发[1999]134 号	1999.5.28	1999.5.28

表 1-4 与大气污染防治有关的其他规范性法律文件

序号	文件名称	文号	发布(修改)时间	开始实施时间
1	关于隧道污染防治监督管理问题的复函	环函[1999]433号	1999.11.24	1999.11.24
2	关于柠檬酸生产企业环境保护管理有关问题的通知	环办[2002]151号	2002.12.27	2002.12.27
3	关于印发《二氧化硫总量分配指导意见》的通知	环发[2006]182号	2006.11.09	2006.11.09
4	关于加强燃煤脱硫设施二氧化硫减排核算工作的通知	环办[2009]8号	2009.01.19	2009.01.19
5	关于热电企业执行国家排放标准问题的复函	环函[2010]303号	2010.10.12	2010.10.12
6	关于火电企业脱硫设施旁路烟道挡板实施铅封的通知	环办[2010]91号	2010.06.17	2010.06.17
7	关于机动车排污收费有关问题的复函	环函[2003]107号	2003.4.23	2003.4.23
8	关于燃煤电厂大气污染物排放核定问题的复函	环函[2003]376号	2003.12.31	2003.12.31
9	关于确认燃煤二氧化硫排污量物料衡算方法的复函	环函[2004]4号	2004.1.2	2004.1.2
10	关于核定煤粉二次扬尘排污量问题的复函	环函[2004]338号	2004.9.30	2004.9.30
11	关于露天煤矿产生粉尘征收排污费有关问题的复函	环函[2004]483号	2004.12.24	2004.12.24
12	关于煤矿企业排污收费有关问题的复函	环函[2005]128号	2005.4.15	2005.4.15
13	关于北京市施工工地扬尘排放量计算方法的复函	环函[2005]309号	2005.8.3	2005.8.3
14	关于河北省城市施工工地扬尘排放量计算方法的复函	环办函[2007]731号	2007.10.12	2007.10.12
15	关于钢铁及焦炭生产企业污染物排放量核定问题的复函	环函[2007]451号	2007.11.27	2007.11.27
16	关于辽宁省油气排污费征收及计算方法的复函	环函[2010]390号	2010.12.20	2010.12.20
17	关于辽宁省城区建筑施工扬尘排放量计算办法的复函	环函[2010]401号	2010.12.22	2010.12.22

二、联防联控是治理区域大气污染的有效模式

(一) 传统的大气污染治理模式面临挑战

整体来看,我国现行的区域环境管理模式具有3个基本特征:属地管理、部门管理和行政管理。历史上,这些管理方式曾为我国地方环境保护工作发挥了积极作用,但是在社会经济进一步发展的新阶段,尤其面临区域性环境问题时,这种管理模式的局限性逐渐显现出来。

1、属地治理模式难以应对区域大气污染

我国现行的环境管理模式的主要特征是属地管理,即各地方政府的环境主管行政部门负责本辖区环境保护工作的监督管理,显然这样的管理模式对区域外部的问题无能为力。但是环境要素的流动性等特征决定了流域水污染、区域大气污染等区域性环境问题不会因为人为的行政区划管理而消失,环境污染的负外部性与环境保护的正外部性客观存在。因此当基于属地管理的环境管理模式试图解决区域性环境问题时,存在如下局限:

其一,虽然部分地方政府都做出了自己应有的环境保护工作,但是仍然可能没有解决区域性环境问题,主要原因在于污染物存在着跨区域的空间传输,其他地区的环境污染或者保护工作直接影响到该地区的空气环境质量;

其二，环境保护的投入效率有待提高，区域环境问题的解决需要从区域整体角度进行综合分析、统筹规划，优化配置各项投入，而各自为政的做法由于信息不充分而使得资金投入的效率低下，难以得到社会最优；

其三，各地方政府之间存在经济发展上的横向竞争，而区域的整体环境在某种意义上是公共物品，每个地方政府都有破坏区域环境来获得自身经济增长的动机，这样导致的结果就是区域环境问题可能被漠视。⁴

其四，成本问题。由于各地经济发展水平、产业结构和资源禀赋特征不同，因此环境管理水平和环境治理压力也不同。由于上述因素在全国各地呈现明显差异，因此各地大气污染控制成本也可能不同。当区域内各地区污染控制边际成本存在差异时，可能存在分配方案调整空间，从而实现帕累托改进。帕累托最优的减排方案应当满足边际成本相等原则，此时区域内总体控制成本实现最小化。只要两地污染减排边际成本存在差异，就总会存在区域合作的成本节约空间。因此，以大气环境质量改善（或大气环境污染损害减少）为目标的区域大气污染控制合作，有助于促进实现由大气环境质量改善带来的社会福利最大化（边际控制成本=边际控制效益）。⁵

2、少数污染物总量控制模式无法应对复合型大气污染

目前，中国的大气污染控制政策基本上是围绕污染物总量控制展开的，大气污染控制重点仍然是 SO₂ 和烟尘、粉尘等一次污染物。以燃煤电力行业为例，现行的主要环境政策的作用对象都是 SO₂ 控制。比如，电力行业实施的“三同时”制度、排污收费、排污许可证制度和总量控制政策，其控制对象主要是 SO₂；2000年修订的《大气污染防治法》对电厂的 SO₂ 控制措施做了规定；在两控区总量控制政策下，国家环境保护“十五”计划和“十一五”规划规定了电力行业 SO₂ 减排目标；《燃煤二氧化硫排放污染防治技术政策》（环发[2002]26号）和《关于加强燃煤电厂二氧化硫污染防治工作的通知》（环发[2003]159号）对燃煤电力行业的各类电厂的控制技术和措施做了具体的规定。而燃煤电厂同时也是氮氧化物、细颗粒、汞和温室气体的主要排放来源，尽管开始重视并有一些零散的措施，但国家目前尚未对这些污染物采取系统的和正式的控制政策。

⁴ 王奇,等.三位一体:我国区域环境管理的新模式[J].环境保护.2009(7):27

⁵ 吴丹,等.中国大气污染控制策略与改进方向评析[J].北京大学学报(自然科学版)2011(11):1143

传统策略通常把一次污染物减排数量作为核心控制目标，而不是把基于污染损害的排放量控制作为管理目标。尽管以一次污染物减排数量作为控制目标能够减少二次污染物，但一次污染物排放量和二次污染物的浓度及其物理损害量之间存在着复杂的关系，如果进一步考虑暴露人口规模、人口地域分布和人群特征、污染物带来的健康风险等参数，则由污染减排量带来的物理损害减少进而减少的经济损失与污染物减排量之间存在着更为复杂的关系。因此，以一次污染物减排数量作为控制目标往往存在效果偏差。在制定大气污染控制策略过程中，以一次污染物减排量作为控制准则还是以污染损害作为控制准则，会有不同的控制对象、控制措施和控制路径的选择，从而决定了大气污染控制策略在减少最终污染损害上的有效性。

3、浓度控制模式不足以满足大气质量改善的要求

目前，我国大气污染控制的管理目标设定为污染物减排量，而非基于大气环境质量的排放量控制。虽然国家提出“总量控制与浓度控制并重”的原则，但是“浓度控制”指的是针对污染源排放口的污染物排放浓度控制，并不是大气环境中的污染物浓度。而我国目前尽管有污染物浓度标准，但这并没有和污染物排放量管理或污染物减排量管理直接挂钩。也就是说，污染物排放量（或减排量）并不依据大气环境中污染物浓度的标准来推算和管理。污染物减排量作为硬性考核指标纳入五年国民经济发展规划和环境保护规划，成为地方各级环境保护部门落实大气污染控制措施的作用点，并且成为对其具有约束力的最终政策目标。⁶

4、以行政命令为主的干预手段正面临诸多制约

环境方面的行政管理，一般指政府在履行环境保护职责时所从事的计划、组织、指挥、协调、控制和监督等活动。这种管理具有典型的自上而下的特点。从社会的组织方式来看，就环境问题而言，政府、企业、公众是3个相对独立的行为主体，它们之间相互作用又相互制约。当前我国的环境保护工作客观上存在着片面强调政府行为、强调自上而下的决策和执行方，弱化乃至忽视企业主体和社会公众的现象，这种传统的命令—控制型环境管理模式已不适于应对具有复杂性

⁶吴丹,等.中国大气污染控制策略与改进方向评析[J].北京大学学报(自然科学版)2011(11):1143

和利益主体多元性的区域环境问题。其局限性表现如下：其一，由于地方环保部门隶属于地方政府，其环境保护工作容易受地方政府的影响，这使得地方官员的个人意识对环境保护工作的影响过大，容易形成只注重发展经济、不注意保护环境的局面；其二，作为直接排放污染物的行为主体，企业很少参与环境政策的制定，仅仅处于被动接受政府环境管制的地位；其三，社会公众较少参与环境管理，由于信息的不对称，导致部分污染事件的相关利益主体之间的冲突容易激化，甚至可能爆发环境问题的群体性事件。⁷

（二）联防联控正成为治理大气污染的重要模式

区域联防联控是指以解决区域性、复合型大气污染问题为目标，依靠区域内地方政府间对区域整体利益所达成的共识，运用组织和制度资源打破行政区域的界限，以大气环境功能区域为单元，让区内各省、市从区域整体需要出发，共同规划和实施大气污染控制方案，统筹安排，互相监督，互相协调，最终达到控制复合型大气污染、改善区域空气质量、共享治理成果与塑造区域整体优势的目的。

90年代末期，随着我国酸雨污染的日益严重，《大气污染防治法》依据气象、地形、土壤等自然条件，将已经产生和可能产生酸雨的地区或者其他二氧化硫污染严重的地区，划定为酸雨控制区或者二氧化硫污染控制区，即“两控区”，至此我国大气污染区域控制的概念形成。但是，我国长期以来大气污染单因子监管以及行政条块化监管模式一直延续至今，虽然在《大气污染防治法》中提及有关区域共同治理污染的思路，但区域性大气污染责任主体的缺失直接导致了我国在区域性大气污染方面“无监管、无措施、无责任人”的状态。在这样的背景下，有关区域联防联控的研究和实践应运而生。

为了促进我国的区域大气污染治理，自2010年起，我国陆续推出了相关政策意见，包括：

2010年5月11日，环境保护部等九部委共同制定了《关于推进大气污染联防联控工作改善区域空气质量的指导意见》（以下简称《意见》），《意见》在充分吸收国内外环境管理经验的基础上，指出了“解决区域大气污染问题，必须尽早采取区域联防联控措施”的思路，并提出“到2015年，建立大气污染联防联控机制，形成区域大气环境管理的法规、标准和政策体系，主要大气污染物排放总

⁷王奇,等.三位一体:我国区域环境管理的新模式[J].环境保护.2009(7):27

量显著下降，重点企业全面达标排放，重点区域内所有城市空气质量达到或好于国家二级标准，酸雨、灰霾和光化学烟雾污染明显减少，区域空气质量大幅改善”的工作目标。同时，在指导思想里明确指出“以增强区域环境保护合力为主线，以全面削减大气污染物排放为手段，建立统一规划、统一监测、统一监管、统一评估、统一协调的区域大气污染联防联控工作机制”。

2012年12月5日，《重点区域大气污染防治“十二五”规划》（以下简称《规划》）在北京发布，《规划》目标以质量改善为核心，对区域空气质量管理的机制与政策进行了具有突破性意义的创新，提出了包括“联席会议制度”、“联合执法监管机制”、“环境影响评价会商机制”、“信息共享机制”、“预警应急机制”等在内的一个系列、五项新机制，为推动各省、市、区迅速有效的开展“联动”提供了政策保障。

2013年6月14日，国务院出台大气污染防治“国十条”，将“建立环渤海包括京津冀、长三角、珠三角等区域联防联控机制，加强人口密集地区和重点大城市PM_{2.5}治理，……”作为单独一条措施列出，并指出要治理好大气污染，当前必须“突出重点、分类指导、多管齐下、科学施策，把调整优化结构、强化创新驱动和保护环境生态结合起来，用硬措施完成硬任务”的工作方针。“国十条”的出台，进一步明确了区域联防联控在我国大气污染防治工作中的地位，也为我国现阶段加快推进区域联防联控机制的建立和实施提供了一个新的起点和契机。

《指导意见》的颁布为总量控制与区域污染防治的有效结合提供了政策保障。《国家环境保护“十二五”规划》确立了总量控制与质量控制相结合的道路。而“国十条”的出台，正式标志着我国大气污染控制目前已形成总量控制与质量控制相结合、空气质量城市管理和区域联防联控相结合的大气污染管理模式。⁸

三、排放权交易制度是推进大气污染联防联控的有效举措

（一）排放权交易手段正在全球得到应用推广

作为一种环境管理中的经济政策，排污权交易手段正在全球得到应用推广。美国是实施排污权交易制度最早的国家，排污权交易理论思想首先被美国环境保

⁸ 柴发合.关于我国落实区域大气联防联控机制的深度思考[J].环境与可持续发展.2014(04):6

护局应用于大气污染及河流污染管理,特别是自 1990 年被用于二氧化硫(SO₂)排放总量控制以来,已经取得了成功的经验,获得了显著的经济效益和社会效益。美国的排污权交易制度是从补偿制度逐渐发展起来的,早期的政策由补偿、气泡、银行、容量节余等政策组成。以 1990 年实施《酸雨计划》为标志,美国建立了覆盖全国的制度化排污权交易,真正形成了以市场为导向的排污交易机制。美国排污权交易的核心思想是在总量控制的前提下,充分考虑到区域之间、行业之间、企业之间的环境治理成本差异,增加了彼此之间的灵活性,从而使环境资源能够通过市场交易得到最有效的配置。

其他各国的排放权交易多围绕《京都议定书》展开。2002 年 12 月,欧盟在巴西召开的欧盟环境理事会通过了欧盟全域二氧化碳及其他温室气体排放权交易的基本原则,逐步形成了建立“温室气体排放权交易市场”的共识。根据欧盟委员会的计划,欧盟全体从 2005 年 1 月 1 日起开始实施二氧化碳排放权交易制度,并逐渐确定其交易体制,过渡期为两年。装机容量在 20 兆瓦以上的发电站、钢铁业、水泥业、玻璃和陶瓷业及造纸等行业,将被强制参与该计划,施行二氧化碳减排。在减排过程中,各企业被规定一个上限,若超过此上限,必须购买相应的“排放权”;如果有节余的“排放权”,则可以交易出售。

日本的排污权交易活动开始于签订《京都议定书》之前,如由日本三菱马蒂利尔、东京电力、东京燃气等 9 家大公司联合成立的名为 COI 的民间团体,专门负责从海外企业购买排放权,它们于 2000 年 12 月起从国外购买温室气体的排放权,第一笔生意的卖方是加拿大的石油企业,计划购 1000 吨排放量,每吨交易价格在 2.5 美元左右。2001 年 3 月 1 日,日本富圆公司和丘部电力公司向澳大利亚最大的发电厂家麦夸里公司购买了 2000 吨二氧化碳的排放权,每吨价格在 2~3 美元。2002 年 6 月,日本议会批准了《京都议定书》,日本政府的“防止地球温暖化总部指导委员会”于 7 月公布了使用京都灵活机制的管理安排,从而促进了清洁发展机制和联合履约项目的展开。日本的第一个清洁发展机制项目产生于 2002 年 12 月,是一个与巴西的钢铁公司进行的燃料转换项目,日本每年可从该项目中获得 113 万吨的二氧化碳减排量。日本的第一个联合履约项目产生于 2002 年 7 月,是在哈萨克斯坦进行的火电改造项目,日本将在 2008~2012 年期间每年从该项目中获得 6 万吨的二氧化碳减排量。随后,日本在世界各地进行的

清洁发展机制与联合履约项目及其可行性研究和调查的项目超过 200 个。

英国政府为了有效地削减二氧化碳等温室气体的排放,决定从 2002 年开始,在国内各企业间实行自由买卖的二氧化碳排放量交易制度。根据该制度,对于申报削减二氧化碳排放量指标的企业,政府将予以奖励,对于完不成这一指标的企业将予以罚款,如果不想被罚款,可以从完成了削减二氧化碳排放量指标的企业购买富余的二氧化碳排放削减量。政府将为实行这一制度的企业逐一注册登记并建立账户,允许企业间相互买卖二氧化碳排放削减量,削减量与有价证券一样具有一定的价值,可以对削减量进行交易,从而形成二氧化碳排放量交易市场”为了便于这一市场的运作,英国政府将建立奖励基金,从 2003 年财政预算中开始列支,预计 5 年间这一基金将达到 2.15 亿英镑,奖金额度依企业削减二氧化碳排放量的难易程度而定,对于未能如期完成二氧化碳排放量削减目标的企业,除责令其退还申报指标时所获得的奖金和利息外,再次申报二氧化碳排放量削减指标时,所获得的奖金将相应地减少。

随着我国经济的快速发展,环境问题也不容乐观,而我国现有的环境政策仍然实行排污收费和排污标准的指令控制型的管理政策。这种政策未能有效地发挥市场作用,没有体现市场经济的优势。目前排污权交易制度已得到了许多西方发达国家的认同,并取得了一定的成效。我国现在许多地方正在开展排污权交易的试点工作。排污权进行交易意味着将市场经济机制运用于环境政策,是对目前我国环境政策的创新。

(二)大胆推进我国总量控制与交易手段的发展具有重大战略意义

目前,在我国建立和完善排污权交易制度,对于保护环境、实现节能减排战略目标以及促进经济社会可持续发展具有重要的现实意义。

1. 建立排污权交易是统筹经济发展和环境保护的需要

实施环境保护并非禁止企业污染,而是要将污染物排放控制在环境容量范围之内,不至于使环境状况恶化。近年来,国家实施了污染物总量排放控制计划,它是将某一区域作为一个完整的系统,采取措施将在一定时间内排入这一区域的污染物总量控制在规定数量之内,以满足该区域的环境质量要求,实现可持续发展。

实施总量控制的关键是地区污染物排放总量控制指标的不可突破。但是，污染物排放的总量和社会发展是联系在一起的。要实现总量控制，就要求排污单位必须做到增产不增污或增产减污。但基于技术经济条件所限，做到这一点就必须付出沉重的代价，仅通过行政手段很难调动排污单位的积极性。

排污权交易制度有利于协调经济发展和环境保护的矛盾。直接管制的环境政策往往硬性规定企业治理污染、削减污染物排放量，或者硬性规定不准新建、改建、扩建企业以防止增加对环境中污染物的排放，这往往会导致束缚经济发展的消极后果。而排污权交易把排污权作为资源，把排污权资源看作生产过程中的一个要素，要求污染源重新审视自身的生产过程。只要污染源治理存在边际成本的差异，企业就会考虑采用新技术，增加治理污染的积极性，这就促进了企业的创新，增加了社会福利。因此，排污权交易制度的实施有利于环境状况的稳定和良性发展，同时有利于经济的可持续发展。

2. 实施排污权交易制度是转变经济增长方式的需要

改革开放以来，特别是 20 世纪 90 年代以来，我国经济得到了持续快速发展，城乡居民生活水平和质量不断提高。随着生活水平的不断提高，人们进一步意识到，要保障生命安全和健康，提高生活质量，就必须注重环境安全，提高环境质量，因此，经济发展以人为本的特征越来越明显，一切经济活动都要符合提高人民群众生活质量的要求。但是，粗放型经济增长方式造成高投入、高消耗、高污染、低效益，对生态环境造成越来越大的压力，也将会给人民生命财产造成巨大的损失，环境污染最终会侵害人们的健康和生活的舒适程度。

实施排污权交易，利用市场机制，把政府治理污染的行为更多地转变为社会行为，通过市场机制激励企业主动参与环境治理，促进经济增长方式从粗放型向集约型的转变。

3. 建立排污权交易制度是降低环境保护成本的需要

随着经济发展和生态环境状况的恶化，环境保护问题越来越受到人们的关注。但污染企业以及地方政府因为难以承受过高的污染治理成本，而采取种种规避管制的手段，也达不到通过管制政策来控制污染的预期效果。为了既有效地控制污染，又尽可能地降低污染控制成本，兼顾区域经济增长的利益，实施排污权交易制度是一项理想的政策选择。

4. 建立排污权交易制度是防止环境保护中政府失灵的需要

由于环境污染的外部性、环境保护的正外部性、环境资源公共性等特征，环境资源的配置往往存在“市场失灵”，政府干预成为环境保护的第一种机制。但是，政府在环境保护领域也面临着信息不完全和不对称、决策局限、寻租活动等问题。排污权交易制度可以把政府管制和市场调节结合起来。政府以核定、发放排污许可证的形式规定了排污者的最大排污量，实现对污染物排放总量的控制；同时，政府还通过排污权交易影响排污权的交易价格。企业排污权在市场机制的作用下，从治理污染成本较低的企业流向治理污染成本较高的企业，使治理污染的任务又分配到治理成本低的企业中，充分发挥了市场机制有效配置资源的作用。

第二章 采用排放权交易手段治理区域大气污染的理论

一、基础理论

环境问题是随着人类社会经济发展产生的问题，也是人类需要共同面对的问题。对人类活动导致环境问题的原因存在各种理论上的解释，经济学、法学、政治学、伦理学等学科从不同的学科视野出发，对这一问题给出了各自的解答。从经济学的角度来看，环境问题产生的根源在于人们活动的外部型，即私人成本与社会成本的不对称，通过税收或者明确产权等方式可以使外部性内部化，使私人成本与社会成本相等，从而达到保护和治理环境的目的。而且，通过经济手段保护和治理环境已经实施了相当长的时间，并且取得了较好的效果，而排污权交易制度就是环境经济政策的一个重要方面。

（一）外部性理论

1、理论阐述

按照亚当斯密的传统经济学理论，在市场信息充分、没有交易成本的条件下，“理性人”能够通过市场机制实现自身利益最大化，市场机制可以是各种资源配置效率实现帕累托最优。但是，古典经济学的假设在实际经济活动中并不存在，从而导致“市场失灵”，所谓“市场失灵”就是市场机制的某些障碍造成资源配置缺乏效率的状态。外部性就是市场失灵的一种体现。

外部性的概念最初是由剑桥学派两位奠基者亨利·西季威克和阿尔弗雷德·马歇尔率先提出的。随后，另一位经济学家庇古（A.C.Pigou, 1920）在其名著《福利经济学》中进一步研究外部性问题。他指出：“经济外部性的存在，是因为A对B提供劳务时，往往使他人获得利益或受到损害，可是A并未从受益人那里得到报酬，也不必向受损者支付任何补偿”。马歇尔的《经济学原理》中将外部经济定义为“某些类型的产业发展和扩张是由于外部经济降低了产业内厂商的成本曲线”。一般地，如果某一经济主体的福利受到他自己控制的经济活动的影响，同时也受到其他人控制的经济活动的影响，就存在外部性。⁹简单地说，

⁹①卢现祥.环境、外部性与产权[J].经济评论.2002(4):71.

外部性就是生产者或消费者的活动对其他消费者和生产者产生超越活动主体范围的影响，是一种成本或效益的外溢现象。从对其他人的福利影响的好坏程度。¹⁰外部性可分为正外部性（也成为外部经济性）和负外部性（外部不经济性）。正外部性（Positive Externality）是指使市场外的其他福利增加的外部性，如植树造林、教育等，其个人收益不等于社会收益。负外部性（Negative Externality）是指使市场外的其他福利减少的外部性，就是个人成本不等于社会成本。但现实中前者出现的概率极小，多数情况下的外部性问题指的是后者。

外部性有四个基本特征：一是外部性独立于市场机制之外。即外部性的影响不属于买卖关系的范畴，它仅指那些不需要支付货币的收益或损害；二是外部性产生于决策范围之外。它是伴随着生产或消费而产生的某种副作用，而不受本原性和预谋性影响；三是外部性具有一定的不可避免性。外部性产生时，所产生的影响会通过关联性强制地作用于受影响者，而受影响者一般难以回避；四是外部性难以完全消除。受信息不完备、技术、管理等多种因素的影响，目前很难将外部性完全消除。¹¹

一般来看，某些生产过程中不可避免的会产生固体、液体和气体废弃物。废弃物产生后，生产者一般有两种处理办法：一种是对某些废弃物进行回收处理，使其无害化的排入环境；另一种是将废弃物直接排入环境。受利润最大化的支配，生产者一般不会主动对污染物、废弃物进行处理；或由于技术的限制，从控制成本的角度，对一些污染物、废弃物不进行回收利用，将其直接排入环境中。这样，由于生产者把废弃物直接排入到环境中，节省了治理污染的私人成本，而使社会付出了社会成本，即私人成本转化为社会成本，这就是生产过程中造成了外部不经济性。

2、环境资源利用的外部性

环境资源丰富时人们将其作为公共财产无偿使用，但随着社会的发展、人口增加和经济增长，环境资源变得日益稀缺，其相对价格不断提高。环境资源零价格制度导致生产消费环境资源的私人边际成本与社会边际成本、私人边际收益与社会边际收益的巨大差异，从而使环境资源的生产和消费出现了外部性，导致环

¹⁰②安东尼·B·阿特金森，约瑟夫·E·斯蒂格里兹.公共经济学[M].上海三联书店，上海人民出版社.1996:25.

¹¹③李克国，魏国印，张宝安.环境经济学[M].中国环境科学出版社.2003:69-70.

境资源和环境质量的进一步降低。帕累托最优要求私人边际净收益等于社会边际净收益，但外部性的存在使私人边际净收益与社会边际净收益存在差异，无论是正外部性还是负外部性，都会影响到环境资源的优化配置，从而加重了环境问题。

环境污染是一种负外部性的典型例证。如图 2-1 所示，PMC 和 SMC 分别表示私人边际成本和社会边际成本，PMR 和 SMR 分别表示私人边际收益和社会边际收益。在没有环境污染时，追求利润最大化的厂商产量是按照 $PMC=PMR$ 原则确定的，即产量为 Q_2 。当该厂商的生产导致了环境污染，如果污染所导致的外部边际成本 XMC 不需要他本人承担，则厂商仍会把产量确定为 Q_2 ，但由于厂商的污染行为导致了 XMC 的外部边际成本，从而使社会边际成本由 PMC 移至 SMC，此时，实现社会福利最大化的产量应按照 $SMC=SMR$ 的原则确定，即产量应为 Q_1 。可见，由于污染所导致的负外部性的存在，使厂商按利润最大化原则确定的产量 Q_2 与按照社会福利最大化原则确定的产量 Q_1 严重偏离， $Q_2 > Q_1$ ，从而使污染物过度排放。因此，当存在负外部性时，厂商的利润最大化原则并不能导致环境资源配置的帕累托最优。

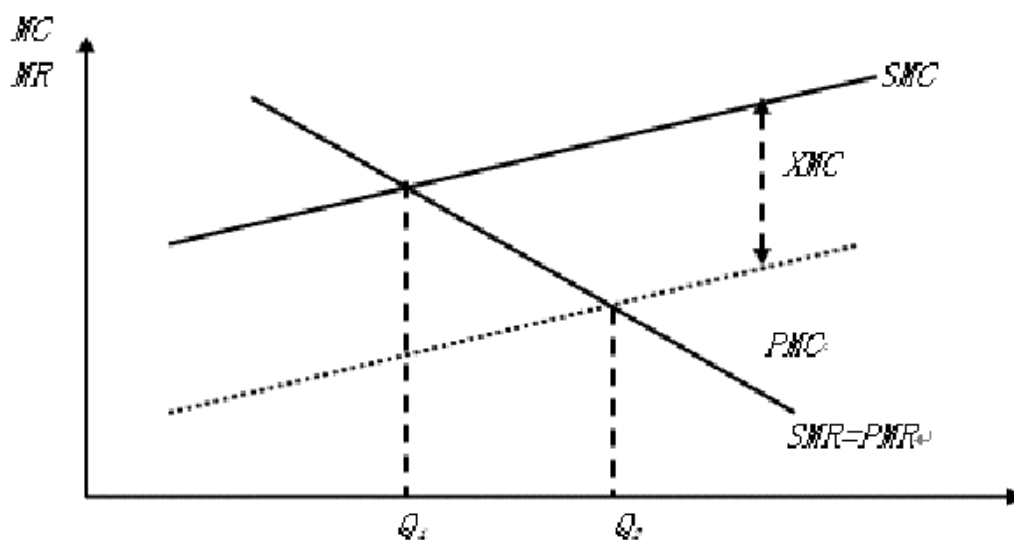


图 2-1 外部不经济性

生态林的建设是环境正外部性的典型例证。生态林的建设者会发现，自己投资所得的收益没有全部获取，由于生态林的建设而使周边环境得以改善的利益被周边所有人分享，但成本却由投资者独自承担。如图 2-2 所示，

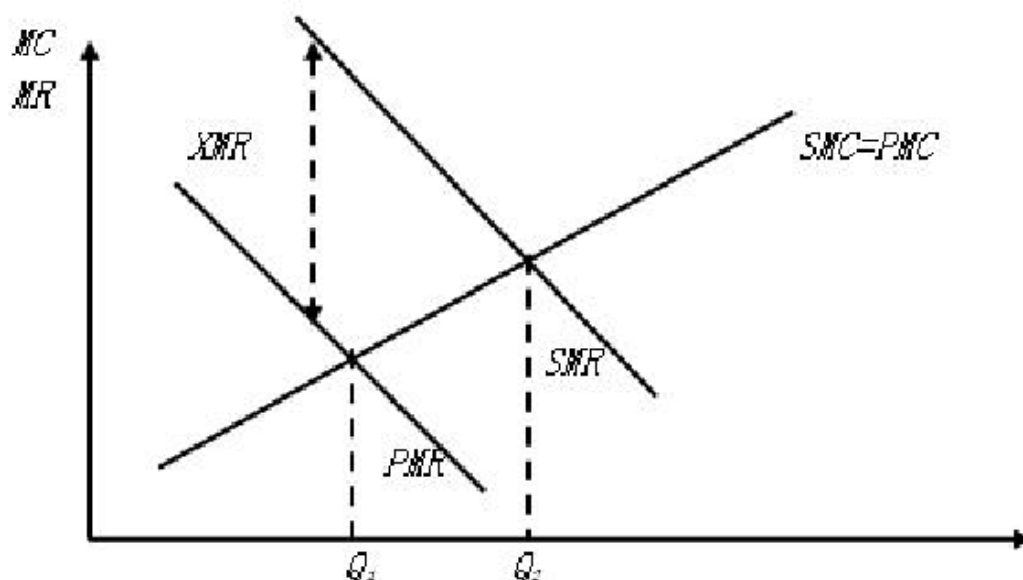


图 2-2 外部经济性

投资者的私人边际收益 PMR 低于社会边际收益 SMR，此时，投资者按照 $PMR=PMC$ 的原则确定它的产量 Q_1 ，而社会福利最大化要求的产量是由 $SMR=SMC$ 决定的 Q_2 。很明显，生态林建设等环境保护的投资行为，由于正外部性的存在，导致产量供给严重不足。¹²

由此可见，环境污染等外部不经济性的存在，致使环境污染物过度排放，产生污染的产品过度生产；而生态林建设等外部经济性的存在又使环境保护的生产供给严重不足。两者共同作用，导致了环境质量的日益下降，环境危机日益严重。因此，在生产和消费环境资源中外部性的存在，是环境问题产生的根本原因。

3、环境外部性产生的根源

(1) 公共物品供给的非竞争性和消费的非排他性

大部分环境因子和自然资源具有公共物品的性质。公共物品有两个基本的性质是：供给的非竞争性和消费的非排他性。这两种性质可能同时存在，却不一定

¹²蓝虹.环境产权经济学[M.中国人民大学出版社.2005:51-52.

相互依存。

公共物品的主要特征之一是供给的非竞争性，这里非竞争性意味着多向一个人提供该公共品的边际社会成本为零。如果公共物品的定价使得任何一个能从中得到正边际收益的人被排除在外，这样的定价就不是帕累托最优的。由此可见帕累托效率要求纯粹公共品应该免费提供。而且，既然每个人都可以从公共物品中获益，而且无法将任何人排除在外，就会出现“搭便车”的现象，即免费享受公共物品而不付费，致使供给方在市场条件下，无从获得其优化配置生产的收益指标。供给的非竞争性会导致消费者偏好显示的不真实。即消费者不愿意真实表达自己对公共物品的主观需求状态，致使公共物品生产者的需求曲线无法确定。

环境经济学从公共物品的特点出发指出，当阻止某人利用某种环境资源的成本非常高的时候，市场就不能有效配置资源而导致失灵，A 使用一种环境资源会对 B 不利，但他们两人对这一环境资源的利用都是合法的，这时，一方就会赶在对方之前尽可能从这一环境资源中获取更多的利益。在这样的情况下，自然导致了环境资源的过度使用。

公共物品的另一主要特征是消费的非排他性，消费的非排他性意味着某个人对一种物品的消费并不妨碍别人对该物品的消费，对它的使用是非竞争性的，因而对再多一个人提供这种物品的边际社会成本等于零。大气是最典型的环境公共物品，对它的使用是非排他性的，一个人的呼吸不会影响另一个人同样的呼吸活动，因此，这个人呼吸的边际社会成本为零。在容许厂商免费排污的情况下，一个厂商的排污行为并不影响另一个厂商以同样的方式利用大气。正是基于这个特点，许多环境经济学家从环境资源的非竞争性角度出发来研究环境外部性产生的根源问题。

(2) 产权不明晰

产权不明晰是外部性的一个典型的来源。根据“科斯定理”，如果外部性的制造者和受害者之间不存在交易成本，只要其中一方拥有永久产权，将会产生最优结果。这意味着在某些情况下，能够通过重新明确财产所有权解决外部性带来的问题。

市场交易的实质就是不同所有者之间进行所有权的交易，资源利用过程中相应的费用与效益归属也是以资源产权归属为根本依据的，因此有关市场交易主体

只能对明确而有效的产权进行交易,并且承担与之相应的费用或获取与之相对应的收益。对那些产权界定不清的资源,与之对应的费用或效益的归属问题也就必然不清。此时,在资源利用过程中就会出现无偿的价值转移,从而出现外部性。外部性的发生是因为公共财富出于制度或技术上的原因,其价值属性无法有效地划归为私有而引起的。只要资源在经济意义上是稀缺的,对同一资源的消费存在竞争性的使用,一个人对资源的消费就会影响到他人对该资源的消费。此时如果没有产权,则所有人都会通过消费来享受资源的效益,而无人对资源的使用承担成本,从而出现资源使用的外部性,并进而导致资源的过度使用。此时,外部性产生的根源是产权不明晰。¹³

(3) 环境资源的稀缺性

稀缺在经济学意义上是指相对于人的需要,资源总是有限的。事实上,只有在某种资源稀缺的情况下,对其产权的界定不清才会导致外部性问题。如果资源不是稀缺的,资源是充分供给的,每个人都可以预期不需付出代价就可以得到所需的资源,所以稀缺资源的产权不明晰是外部性问题产生的根源。

外生交易费用就是产权进一步明晰的成本,而内生交易费用则是由于资源稀缺程度的提高所带来的经济损失。因此,识别外部性问题必须既考虑产权,又考虑资源的稀缺程度。理解外部性问题产生的这两个并存的条件,从交易费用的角度去看待和认识外部性问题,对理解环境产权理论十分重要。只有在环境资源稀缺的情况下,环境才被看成是一种可以提供各种服务的财产,对环境资源过度消费才会引起环境财产(用货币衡量的环境资源)的过度贬值。此时,如果不对环境资源进行产权界定,就会导致外部性问题的产生。由于产权界定总是需要付出成本的,因此,只有通过对于环境稀缺性产生的内在交易费用和由于产权界定的外生交易费用进行比较,才能识别外部性问题,才能确定在一定约束条件下应该选择怎样的环境产权结构。¹⁴

(二) 庇古税与科斯定理

自外部性的概念提出后,越来越多的经济学家从不同的角度对外部性问题进行了深入的探讨。目前,解决外部性问题的环境经济手段很多,主要可分为庇古

¹³吴健著.排污权交易——环境容量管理制度创新[M].中国人民大学出版社.2005:112.

¹⁴蓝虹著.环境产权经济学[M].中国人民大学出版社.2005:28.

手段和科斯手段两大类。

1、庇古税

庇古税是解决环境问题的古典教科书的方式，属于直接环境税。庇古税的单位税额，应该根据一项经济活动的边际社会成本等于边际效益的均衡点来确定，这时对污染排放的税率就处于最佳水平。按照庇古的观点，导致市场配置资源失效的原因是经济当事人的私人成本与社会成本不相一致，从而私人的最优导致社会的非最优。因此，纠正外部性的方案是政府通过征税或者补贴来矫正经济当事人的私人成本。只要政府采取措施使得私人成本和私人利益与相应的社会成本和社会利益相等，则资源配置就可以达到帕累托最优状态。这种纠正外在性的方法也称为“庇古税”方案。

庇古税是通过衡量环境资源生产与消费中产生的负外部性的数量，直接按一定比例向行动一方征税，由于外部边际成本通过政府征税加入厂商的私人边际成本，在利润最大化原则的作用下，厂商从各自利益出发，会主动将产量调整到私人边际成本等于社会边际成本的水平。另一方面，给予正外部性的厂商以相对于正外部性价值的补贴，从而鼓励他将产量扩大到对社会最有效的水平。另外还可以通过计算出外部性的基准水平（一般是当外部性的价格为零时它的均衡数量），政府根据外部性的消除量给予行动的一方以补贴。政府实行的这些特殊鼓励和限制政策，是克服私人边际成本和社会边际成本偏离的有效手段。¹⁵

庇古税主要是对每单位的污染排放课税：一方面税率应等于边际社会损失，这样可以使外部成本内部化；另一方面政府应该制定一系列法规来规范厂商的排放上限，从而达到限制污染排放的效果。

2、科斯的产权手段

在 20 世纪 60 年代以前，经济理论基本上沿袭了庇古的方法，借助于政府干预，实行税收——补贴方法以消除外部性。但是，美国著名经济学家科斯于 1960 年发表的论文《社会成本问题》，提出了另一种消除外部性的理论，即明确产权。科斯认为，应当从庇古的研究传统中解脱出来，寻求方法的改变，即“在设计和

¹⁵蓝虹著.环境产权经济学[M].中国人民大学出版社.2005:54.

选择社会格局时，我们应当考虑总的效果”。¹⁶也就是要以社会产值最大化为出发点来观察和研究问题。科斯从产权安排和产权效率这个全新的角度提出了如何将外部性问题内在化的主张。

科斯定理包括两个定理。科斯第一定理假定市场交易费用为零，不管初始产权安排如何，当事人之间都可以通过谈判使资源得到有效配置，即市场机制会自动使资源配置达到帕累托最优。但是，科斯理论的核心并不是以“市场零交费用”为假设前提，而是以交易费用大于零为基础，揭示了产权安排与资源配置的关系，这一理论构成科斯定理的核心内容，也就是科斯定理的反定理，即科斯第二定理。其含义是：在交易费用大于零的前提下，不同的权力界定会带来不同效率的资源配置。也就是说，由于交易是有成本的，在不同的产权制度下，交易成本不同，从而对资源配置的效率有不同的影响。¹⁷

排污权交易在一定程度上是对产权理论的应用。排污权交易承认环境资源的稀缺性，通过外部性理论，提出明确界定产权，在满足特定地区的总排放水平或满足某个特定的环境标准的前提下，通过向污染源分配排放许可，然后准许各个排污许可证持有者相互购买或出售许可。许可排污的实质是承认许可证持有者的排污权，排污权的实质是利用环境容量的权利，如果将环境容量视为一种自然资源，排污权可以视为一种资源产权。根据科斯定理，只要政府规定了环境质量目标，利用对环境容量使用的权利即排污权(包括“排放减少信用”)的明确界定，环境容量成为一种稀缺资源，排污权或“排放减少信用”的转让交易就能够促进环境容量资源(包括防治污染资源和防治污染资金)的合理配置。从理论上讲，这将促使那些减少污染物(或治理排放)费用低的污染源集中减少污染物。既保护环境，又节省费用。¹⁸

3、两种手段的比较

庇古手段与科斯手段有其共同点，都是试图通过缩小私人边际成本与社会边际成本之间的差异来解决外部性问题。庇古通过政府的税收—津贴政策，影响生产者的私人边际成本和私人边际收益。而科斯手段则是将外部性问题看作是对以

¹⁶[美]罗纳德·哈里·科斯，道格拉斯·诺斯等.财产权利与制度变迁[M].三联书店.1991:62.

¹⁷蓝虹著.环境产权经济学[M].中国人民大学出版社.2005:11.

¹⁸ 安丽.基于可持续发展的排污权交易有效性研究[D].天津大学.2009(04):20

外部性形式表现出来的新的产权设置或界定问题。¹⁹当环境容量产权明晰后，环境容量的稀缺价格即边际成本就会通过市场机制反映出来，此时厂商的私人边际成本由于已经加上了使用环境容量的边际成本，因此等于社会边际成本。

但庇古手段与科斯手段的差异也是明显的，作为福利经济学的创始人，庇古对外部性的消除仅强调和局限于分配领域，克服外部性的目的是要实现收入的公平分配，以次促进经济福利。而科斯则将分析视角扩展到生产领域，是以社会产值最大化为出发点来观察和研究问题。

庇古要求通过政府干预在收入分配领域消除外部性问题，因此庇古手段正确实施的前提是政府拥有完全的信息，可以了解外部边际成本，并依此确定税收——津贴标准。但政府要获取这些信息是十分困难的，外部边际成本的确定是一个从物理性损害或收益转换为人们对这种损害或受益的感受，并用货币价值来计量的过程。这些环节的转换不仅复杂，而且涉及不同利益集团的不同观点，因此，在实践中很难准确确定外部边际成本。另外，政府也不容易了解企业的私人边际净收益曲线，面对众多企业，政府要搜集每一个企业的净收益信息所耗费的成本是难以想象的。而且庇古手段没有考虑税收分担问题，因为需求弹性和供给弹性的不同会直接影响到生产者和消费者对税收分担额度的大小。庇古认为，政府通过每单位产品向企业征收等于外部边际成本大小的税收，即维护了公平。但实际上，这一税收往往是由生产者和消费者共同分担的，有的时候甚至会出现税收完全由消费者承担的极端情况。²⁰

科斯手段与庇古税实施起来区别较大。由于庇古手段是在收入分配领域解决外部性问题，以实现社会边际成本等于私人边际成本。而科斯手段却是从生产领域出发，通过产权明晰的方式，将环境资源的稀缺价格体现出来，并推向市场交易，此时，环境资源就与劳动力、土地、资本同样地作为生产要素被企业计入成本，为了追求利润最大化，企业会主动寻求对环境资源更合理利用的技术。在环境资源产权可转让的情况下，而对潜在的更大需求，对更合理利用环境资源的新技术的需求就会增加，新技术供应商更加乐于投资开发新技术，因为供求双方的积极性都很高，因为新技术的采用会更加迅速。而更合理利用环境资源的新技术的普及，意味着外部边际成本在新技术的推动下逐渐下降，同时，环境资源的供

¹⁹ 黄少安.产权经济学导论[M].山东人民出版社.1997:206.

²⁰ 佟新华.基于清洁发展机制的东北亚区域环境合作[D].吉林大学.2007(06):49

给量逐渐增加。因此，与庇古手段不同，科斯手段可以通过产权明晰和产权交易增加环境资源的供给量。在环境资源日益稀缺的情况下，科斯手段是优于庇古手段的。²¹

表 2-1 庇古税与科斯手段的比较

		庇古税	科斯手段
相同点		通过缩小私人边际成本与社会边际成本之间的差异来解决外部性问题。	
不同点	研究范畴	主要是分配领域	分配领域和生产领域
	目的	实现收入的公平分配	社会产值最大化
	主要手段	政府干预	政府引导，市场交易
	实施难度	难度大。政府需要拥有完全的信息	难度较低。市场有积极性。

二、排污权及排污交易手段的基本原理

（一）排污权与排污权交易基本概念

1、排污权

环境是一种稀缺资源。环境不仅是人类赖以生存和繁衍的栖息地，为人类提供生产活动的原材料，而且它对人类活动所排放的污染物具有扩散、贮存、净化等作用。随着经济社会的不断发展，人口的急剧增加，人们对环境资源的需求也与日俱增，从而环境资源就变得越来越稀缺。

排放污染物使用了环境资源，而环境资源又是稀缺的，因此，必须对污染物的排放行为加以限制和约束，从而达到保护环境资源的目的，促进经济社会的可持续发展。排污权概念的提出正是基于此目的，通过排污权来约束污染物的排放行为，从而能有效地保护环境。排污权从经济学和法学上来看，具有不同的意义。

从经济学意义上来看，排污权是由产权的概念延伸而来。产权不仅仅是指对财产的所有权，还包括对财产的使用权、用益权、决策权和让渡权，是财产主体通过财产客体而形成的人与人之间的经济权利关系。因为产权是一组权利束，所以它除了排他性、可交易性等属性外，还具有可分解性。将产权的概念引入环境

²¹ 李晓绩.排污权交易制度研究[D].吉林大学.2009(04):16

资源，可知环境容量资源的产权包括所有权和使用权。因为环境容量资源的所有权和使用权是可以分离的，而污染物的排放使用了环境资源，所以排污单位对环境容量资源的使用权。

从法学意义上来看，排污权的法律属性可以被界定为行政许可性权利。因为排污权实际上是一种排污许可，在实际操作中，排污许可是环保部门根据排污者的申请，依法审查实际排污量后，准予其排放一定量的污染物。排污者在许可限度内排污是被允许的，这是法定权利；超许可排污是要遭受惩罚的，这是法律对其行为的一种约束。

经济学和法学意义上的排污权各有侧重。经济学主要是从成本和收益的角度出发，通过排污权利的界定来更有效率地减少污染物排放；而在法学上，主要是从保障交易的合法性并减少交易成本的角度出发，通过一种国家强制力来界定污染物排放的权利。

本文所使用的排污权概念是结合以上分析得出的。排污权是指在一定区域的允许排污总量在环境容量决定的前提下，排污单位按照排污许可所取得的排污指标向环境排放污染物的权利。排污者所排放的污染物的量必须在行政许可范围内，这样该排污者的排污行为才是合法的，该排污者才有资格使用环境资源。

2、排污权交易

排污权交易是指在一定区域内，在污染物排放总量不超过允许排放量的前提下，内部各污染源之间通过货币交换的方式相互调剂排污量，从而达到减少排污量、保护环境的目的。排污权交易的主要思想就是建立合法的污染物排放权利即排污权，并允许这种权利像商品那样被买入和卖出，以此来进行污染物的排放控制²²。按照不同的分类方式，排污权交易主要有以下几类：

(1) 按交易的性质不同可将排污权交易分为：买卖的交易、管理的交易和限额的交易。排污者之间的排污权交易就是买卖的交易；排污者（如企业集团）内部进行的排污权交易就是管理的交易；政府与排污者之间的排污权交易就是限额的交易。如果不考虑企业内部的排污权交易，那么，仅仅考察“买卖的”交易就是狭义的交易，同时考察“买卖的”交易和“限额的”交易就是广义的交易。本文所指的排污权交易是指广义的交易。

²²李晓绩.排污权交易制度研究[D].吉林大学.2009(04):22

(2) 按交易的主体的不同可将排污权交易分为：政府与政府之间的交易、政府与排污者之间的交易、排污者与排污者的交易等。政府与政府之间的交易既包括上下级政府之间的排污权交易，又包括不同区域政府之间的排污权交易，政府与排污者之间的交易就是政府将排污权分配给排污者，也即排污权的初始分配，这是排污权交易的一级市场；排污者与排污者之间的交易则是狭义的排污权交易。这是排污权交易的二级市场。排污权交易的一级市场和二级市场是按照市场类型来划分的，参与的交易主体不同和交易手段不同是排污权交易一级市场和二级市场的主要区别。在排污权一级市场上，所要解决的核心问题是公平与效率兼顾；在排污权二级市场上，所要解决的核心问题是提高效率。

从具体的操作层面来看，可交易排污权即合法的污染物排放权利，通常以排污许可证的形式表现。企业通过技术改造或污染物治理腾出一定量的排污权，该排污权可以让渡，而那些无法减少污染物排放或减排成本过高而又需要更多排放额度的企业可以买入排污权。政府和社会公众也可以进入这个排污权交易市场，从富余排污权的厂商购入排污权。这样就形成了排污厂商、政府和社会公众共同参与的排污权交易市场。²³

(二) 排污权交易机制基本原理

1、排污权交易机制的三大环节

排污权交易机制是以市场机制发挥基础性作用、各经济主体共同参与、政府参与调节的环境保护的经济手段。实施排污权交易机制，主要包括确定排污总量、分配排污权和实施排污权交易 3 个环节。

表 2-2 排污权交易机制的三大环节

步骤	确定排污总量	分配排污权	排污权的交易
地位	前提	基础	实现方式
实施方法	根据要实现的环境质量目标，确定一定地域或空间一定时间内可容纳的污染物总量。	竞价拍卖、固定价格出售、无偿分配。	排污权可在总量控制的条件下，充分利用市场机制的作用在污染物排放单位之间进行交易。

²³沈满洪,等.排污权交易机制研究[M].中国环境科学出版社.2009:4.

确定排污总量：

总量控制是实施排污权交易的前提，如果无法确定排污总量，排污权交易机制就不可能实施。

污染物排放总量控制是将管理的地域或空间(例如行政区、流域、环境功能区等)作为一个整体，根据要实现的环境质量目标，确定该地域或空间一定时间内可容纳的污染物总量，采取措施使得所有排入这一地域或空间内的污染物总量不超过可容纳的污染物总量，以保证实现环境质量目标。污染物排放总量控制的对象是污染物排放单位，只管理到排污厂商的总排放量，排污厂商可以按照自己拥有的总量指标来分配排放。因为这种执行尺度的放宽，总量控制可在一定程度上将治理责任和治理行动区分开，污染物排放者也有了履行责任的灵活性；又可将总量指标进行分割，为引入市场机制的环境管理政策—排污交易机制提供契机。企业进而有充分的自主权选择成本低的履行削减污染量的方式，就地削减或者购买排污权。

污染物排放总量等于环境容量是一种理想的状况。但是，环境容量的确定却面临众多困难，至今尚无公认的计算方法。因此，总量控制往往以一定时点的排放量为基础，按照逐年削减的办法确定区域排放总量。

分配排污权：

排污权初始分配是构建排污权交易机制的基础。排污权初始分配方式主要有竞价拍卖、固定价格出售、无偿分配 3 种分配方式。

竞价拍卖。这是以出售的方式将排污权出售给出价最高者的做法。这种方法符合市场经济“公平、公开、公正”的原则，资源流入到给予最高评价的人手中，实现资源的有效配置。对政府来说可以减少管理和交易成本，并且政府还可获得一笔拍卖收益；但对企业来说会加重负担，企业不仅要承担购买排污权所需的费用，还要承担获取有关信息的费用以及对生产影响的风险，所以在推行中难免遇到一定的阻力。

固定价格出售。固定价格出售方式是以统一价格出售排污权，根据所有排污者对排污权的需求和保留价格，结合排放总量和市场状况等确定初始排污权的价格。这种方式的优点就是简便易行，也有利于政府获得实现环境容量资源这一特殊国有资产的价值；缺点是政府为制定合理的初始价格本身就需要花费大量信息

成本,而且基于对收费的抵触心理,这种方式也会受到企业及一些利益集团的反对。

无偿分配。排污权的无偿分配是指环保部门按一定的标准来分配排污权配额,企业不必为此付出成本。政府无偿分配不仅影响公平性,还影响交易的效率。因此,无偿分配的依据至关重要。依据可分为3类:成本效率分配、非经济因子和现时经济活动量(历史产出量)^①²⁴。无偿分配方式的优点是有益于排污权交易机制的推广,因为来自排污厂商的阻力较小;缺点是使政府的污染物治理费用来源减少,而且排污权无偿获得却能有偿转让,导致社会利益分配不公和企业的竞争地位不平等。

不同的分配方式各有其特点和优势,在排污权交易的实践中各国均有采用。因此,各地应依据具体情况,选择适合于本地区实际的分配方式。

实施排污权交易:

排污权交易是一种通过市场高效配置环境容量资源的经济手段,寻求既满足环境质量要求,又满足环境资源的效率目标,同时还节约管理成本、促进技术进步以及有利于产业结构升级的最佳途径。

排污权交易方式如下:环保部门制定排污总量控制指标,将此指标按一定的原则和方法分配给污染物排放单位。排污权可在总量控制的条件下,充分利用市场机制的作用在污染物排放单位之间进行交易,从而使企业单纯的治理污染物行为转变为企业自觉的经济活动。在排污权交易中,排污权在不同所有者的账户之间转移,低污染治理成本的企业利用治理技术优势增加污染物削减量,卖出自己剩余的排污权;高污染治理成本的企业买入其他企业剩余的排污权,同时在区域排污总量允许的前提下增加污染物排放。交易使双方都得益,当企业间治理最后一单位的污染物的边际成本相等时,交易停止。通过交易,污染物排放单位将持有的排污权重新分配,实际上是重新分配了污染物排放削减责任,使削减成本低的污染物排放单位持有较少的排污权,削减较多的污染物排放量,从而实现全社会污染物减排总成本最小化。

²⁴吕忠梅.论环境使用权交易制度[N].中国政法大学学报,2000(4)

2、排污权交易机制的作用机理

在自身利益最大化的驱动下，排污单位必将根据污染物的边际治理成本和排污权的市场价格来决定，是购买还是转让排污权。而最终结果必然是，排污单位通过排污权的交易，调节污染治理水平，使参与排污权交易双方的边际治理费用趋于相等，从而以最低的污染治理费用，实现确定的环境质量目标。要达到减排目标，就需要企业采取一定的措施来减少污染物排放，但是不同的企业减排的成本是不同的，企业比较各自的边际治理成本的大小和排污权市场价格的高低，来决定是买进排污权还是卖出排污权，这样可以避免那些污染物减排量多的企业承受高成本。

图 2-3 用来说明排污权交易机制的作用机理。图 2-3 中，横轴表示企业的水污染物排放量，纵轴表示边际治理成本， MC_1 和 MC_2 代表两家企业减污的边际成本曲线。

为了方便比较，假定企业 1 和企业 2 的水污染物排放量是相同的，而他们每减少一单位的水污染物排放所花费的边际成本是不同的。d 点表示在不进行水污染物治理的情况下，企业 1 和企业 2 的水污染物排放量， MC_1 和 MC_2 曲线相交于 d 点，表明不治理水污染物的情况下，两家企业的边际治理成本都为零。由图 2-3 可知，随着水污染物排放量的不断减少，两家企业的边际治理成本不断增加。因为企业在治理所排放的水污染物时，最初只需加装简易的过滤设备即可达到水污染物减排目的，但是随着减排量的不断增加，减排的难度也在加大，企业需要加装大型的水污染物治理设备才能实现更进一步的减排，此后，如果要再进一步减少水污染物排放量，企业就需要改进生产工艺和提高生产技术水平，所以企业的水污染物边际治理成本是递增的。

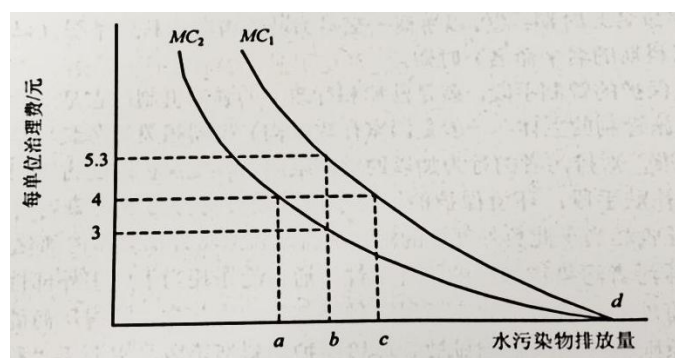


图 2-3 排污权交易的作用机理

假定当地环保部门给两家企业发放同样数量的排污权,如图 2-3 中 b 点所代表的量,由于企业 1 面临相对较高的边际水污染物治理成本,愿意为每一单位排放的许可证支付 5.3 元,而该许可证对于企业 2 来说只值 3 元。因此,企业 2 会以 3 元至 5.3 元之间的价格向企业 1 出售排污权。假定图中 $a+c=2b$,那么最终通过市场机制,该排污权的价格会趋近 4 元,在该价格下,通过治污,企业 1 排放 a 单位的水污染物,企业 2 排放 c 单位的水污染物,最终实现了水污染物治理成本低的企业处理更多的水污染物,水污染物治理成本高的企业处理较少的水污染物的目的。由图 2-3 可知,排污权的均衡价格为 4 元,该均衡价格和本模型中最终企业 1 的边际治理成本相等,也和最终企业 2 的边际治理成本相等,从经济学意义上来说,这样的结果是最优的。如果对这两个企业使用同样的排放标准,那么最终两家企业一共需为此付出 0.3 元的治理费,显然高于运用排污权交易后 8.3 元的总治理费用,而且排放标准运用之后造成了两家企业边际治理成本的差异,这会引发不公平,从而影响企业实施排放标准的积极性。

可见,通过排污权交易,可以在既定环境保护目标的前提下,减少环境治理成本,使得排污权交易双方均获得一个交易净收益。通过这种方式,企业治污的积极性和效率提高了,而总共花费的治污成本比政府管制下的强制标准方式要低,因此,排污权交易机制通过排污权交易达到了公平与效率兼顾的目的。²⁵

²⁵沈满洪,等.排污权交易机制研究[M].中国环境科学出版社.2009:6.

第三章 采用排放权交易手段治理区域大气污染的国内外实践

一、 国外实践

作为一种有效的解决环境公共物品分配问题的制度安排,总量控制与排污交易手段已经在世界各国以不同的形势得到广泛的尝试与应用。这些实践分布在大气、水和土壤等各个领域的污染防治方面^[1]。课题组通过文献综述,对全球已有排放权交易项目进行了汇总。初步研究了全球已有影响较大、覆盖范围较广、被关注度较高的排污权交易项目 116 个,在各国的分布情况如下图所示。其中,碳排放权交易及其他温室气体排放权交易项目占全部排污权项目的比重达 49.1%,是全球排污权交易的主体。其他以氮氧化物、二氧化硫等大气污染物为交易标的物的排放权交易项目所占比重为 18.2%。大气污染物排放权交易项目共计 78 项,占全球排放权交易的 67.3%,为研究采用排放权交易手段进行大气污染治理提供了丰富经验。本课题所汇总的全球排放权交易项目中,43.1%的项目允许银行参与交易过程,7.8%的项目引入了地区间交易及气泡政策,且主要集中在美国。

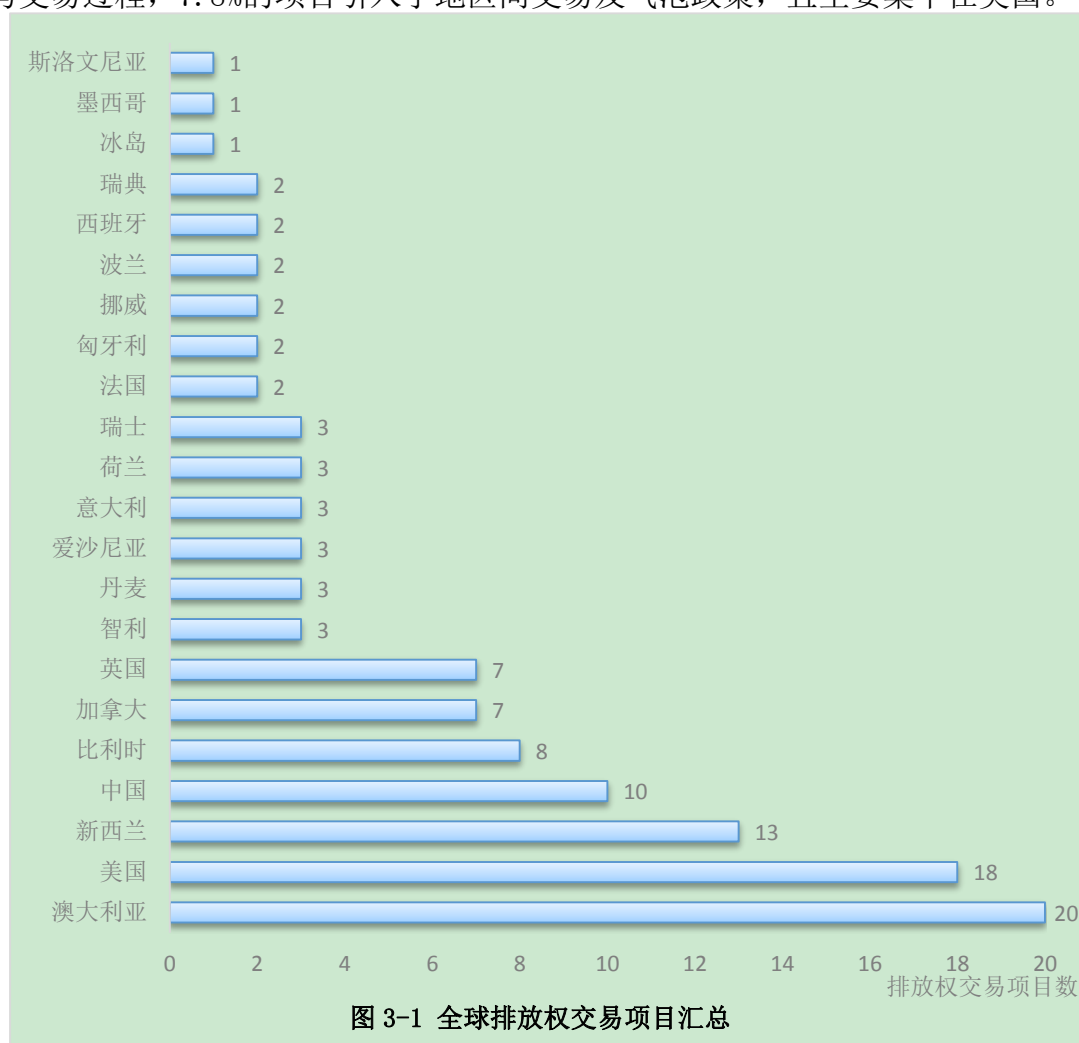


图 3-1 全球排放权交易项目汇总

[1] 孟平. 美国排污权交易——理论、实践以及对中国的启示[D]. 上海: 复旦大学. 2010

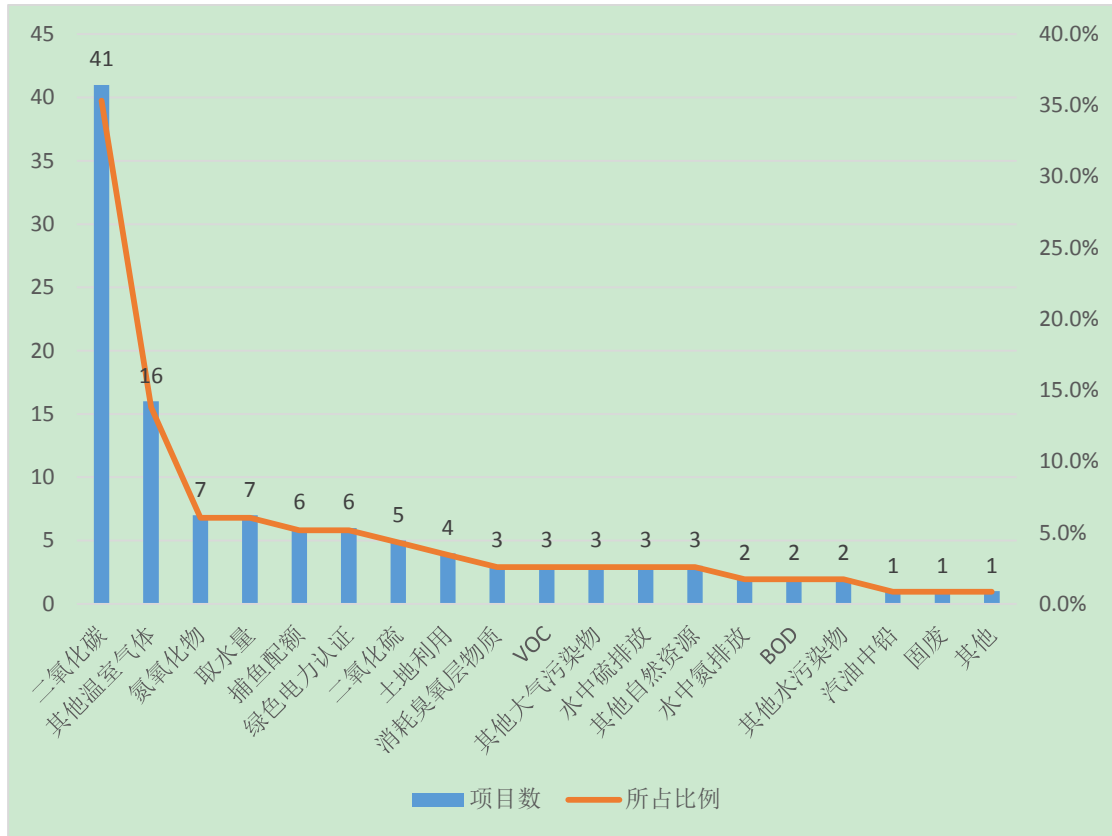


图 3-2 全球排放权交易项目交易标的物类别及占比

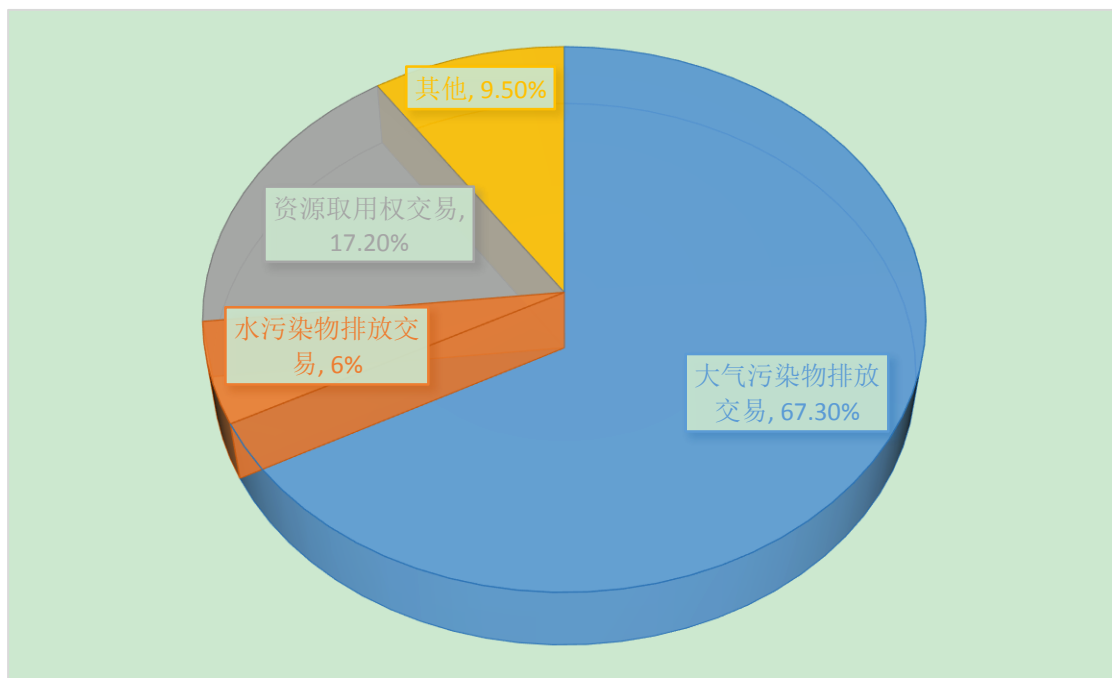


图 3-3 全球排放权交易项目交易标分类汇总

其中，美国无论是在理论还是实践方面，都走在世界前沿，是采用总量控制与交易手段有效进行大气污染治理的成功实践者。本章将以美国为例，通过对其总量控制与交易政策的演进历程、基本概念和制度的梳理，以及对酸雨计划、区域清洁空气激励市场计划、区域温室气体削减计划的深入剖析，学习美国采用总量控制与排污交易制度进行大气污染治理的理论与实践工作经验，借此厘清总量控制与排污交易的本质、成功的关键条件、制度与政策环境等外生变量影响，以期更好地指导我国采用总量控制与排污交易制度治理大气污染的制度设计。

（一）美国总量控制与交易制度的演进历程

1、大气污染防治的行政控制型手段的成效有限

美国空气污染政策的基本框架一直是：以确保人群和生态系统免受有害污染水平的影响为目标，颁布空气质量标准（其中规定了空气中污染物浓度的法律限值），并建立达到该标准的具体措施^[2]。为了达到环境标准，传统的办法有选择适宜的控制技术、根据这些技术制定排放标准、强制排放者遵守排放标准的限制等，政府要完成所有这些任务。

20 世纪 70 年代初，美国一些地区经济增长和环境保护的矛盾变得十分突出：一方面法律要求这些地区改善空气质量，另一方面经济增长又会使空气进一步恶化。为便于对大气污染进行控制，美国于 1970 年 12 月成立了美国环境保护局，并通过了《清洁空气法》，同时制定了国家环境空气质量标准(National Ambient Air Quality Standard, NAAQS)。法规要求所有排放污染的工业企业都要努力压缩各自的二氧化硫排放量，以减少总的大气污染。每个州均相应制定了在本州内执行和维持此标准的计划，即州实施计划(State Implementation Plans, SIP)，其主要内容包括达到 NAAQS 要求的时间、达标计划、达标过程、可行的排放限制以及控制措施、方法和技术等，并受国家环保局监控落实^[3]。然而直到 20 世纪 70 年代中期，许多州都未能在规定的时间内达到 NAAQS 的要求。于是为有力推动环保进程，美国国会要求环保局将所有没有达到标准的地区命名为“非达标地区”，禁止更多新企业（排放超标污染物的企业）进入该地区，直到当地空气质

[2] 吴健，马中. 美国排污权交易政策的演进及其对中国的启示[J]. 环境保护，2004(08)：P59-64

[3] 宋国君. 排污权交易[M]. 北京: 化学工业出版社，2004. P89-90.

量达标为止。

政府认为，环境污染问题是自发分散的市场体制无法解决的，只能依靠政府出面人为解决，而只要执法的意志足够坚决、执法力度足够大，大气污染问题就会大大减少，环境就会得到保护。但事实证明，行政控制性手段的执行并未在美国大气污染治理领域获得预期的效果：工厂为减少排放而影响生产，经济效益受到影响的企业对政府法规的抵触越来越强，政府执法的难度越来越大，环境保护的效果并不理想而整体经济发展还受到了严重的影响。保护环境固然重要，但在现实中，无论是政府还是企业，都很难做到“不惜一切代价”，而放弃对污染的控制，任由企业排放污染也无法解决空气质量问题。在此背景下，通过市场手段，采用总量控制下的交易手段进行环境污染管控成为美国环保政策新的关注切入点。

2、总量控制与排污交易政策的实践

20 世纪五六十年代，关于污染防治的思想在美国开始讨论，这段时间也是总量控制与排污权交易产生的萌芽期。1968 年 Crocker^[1]和 Dales^[2]分别提出了排污权在大气和水污染防治领域的应用，引起了学术界的关注。经过十年的讨论，总量控制与排污交易从理论走向了实践。20 世纪 60 年代末开始，美国逐渐将总量控制与排污交易的理论研究付诸实践。美国的排污权交易实践可分为两个阶段：第一阶段为 20 世纪 70 年代中期到 90 年代初，为排污交易的探索阶段，主要是在政府协调下，做一些局部或区域的交易，建立了以排放消减信用（Emission Reduction Credits, ERCs）为基础的排污权交易^[3]。总体来看，该阶段交易量较少，排污交易政策实践成效较小，但该阶段实践为进一步扩展排污权交易政策的应用范围提供了宝贵的实践经验。第二阶段以 1990 年通过的《清洁空气法》修正案并实施《酸雨计划》为标志，直至今日。1990 年美国修改《清洁空气法》时将排污权交易在法律上制度化，该阶段的排污权交易是总量控制型，排污交易政策在该阶段得到成功应用，真正形成了以市场为导向的排污交易机制，实施范围也涵盖了全美国，该阶段排污交易也进入延伸和全面推广阶段，政策标的物包

^[1] Gangadharan. Transaction Costs in Pollution Markets: an Empirical Study[J]. Land Economics, 2000, 76.

^[2] Godby. Market Power in Laboratory Emission Permit Markets[J]. Environmental and Resource Economics, 2002, 23.

^[3] 瞿伟. 美国排污权交易的模式选择与效果分析[J]. 工程与建设. 2006(3):188.

括了二氧化硫、氮氧化物、汞、臭氧层消耗物等。

(1) 第一阶段(1970-1990) ——排污削减信用交易模式

20世纪70年代中期以前,美国主要的环保政策为政府控制,政府主要职责是保证在容量限制的前提下按照标准实施环保政策并对违规行为进行惩罚。70年代中期后,美国开始借学术界对排污权交易的研究成果,尝试将其应用到控制大气污染与水污染的实践中^[4]。20世纪70年代中期到90年代初是美国排污权交易实践的第一阶段。该阶段不存在排污权市场,排污权交易的执行仅限于私下交易,呈现为排污削减信用交易^[5],即ERCs模式(Emission Reduction Credits),交易只是在部分地区进行,涉及多种污染物且形式多样。ERCs模式下有四项主要政策:补偿政策(offset)、气泡政策(Bubble)、储存政策(Banking)和容量节余政策(Netting)。

补偿政策。1976年,以《清洁空气法》为基础,美国环保局创立了补偿政策,成为美国最早投入运行的总量控制与排污权交易形式。该政策鼓励“未达标区”已有的污染源将排放水平削减到法律要求的水平之下,超量削减经环保局认可后成为“排放削减信用”(ERCs)。这些“信用”可以出售给想进入该地区的新排放源。新源只要从该地区的其他排放源手中获得足够的排放削减信用,使新源进入后该地区的总排放量低于从前,就可以进入未达标区。补偿政策不仅在改善空气质量的同时允许经济的增长,还使得经济增长成为改善空气质量的动力,因为企业要想在该地区发展就要求已有污染源必须实施削减。经济增长与改善空气质量之间的矛盾在补偿政策下得到统一。

气泡政策。1975年12月美国环保局在颁布的《新固定源执行标准》中首次提出了“气泡”的概念。1979年,针对美国各州的大气治理,环保局实行了排污削减替代政策,将一个排污企业的各个污染源看作一个气泡,也可以将在同一个区域的排污企业捆绑看成一个气泡,在保持排放总量保持不变的前提下,允许污染源内部自由调节分配污染物的排放。气泡政策使排污企业能够灵活控制污染物的排放,减少了污染控制总成本,也激发了企业控制污染的积极性。据估计,

^[4] 冯薛. 排污权交易制度及市场构建研究——以中国电力行业SO₂排污权交易为例[J]. 江西:江西财经大学, 2012

^[5] 吴亚琼. 总量控制下排污权交易制度若干机制的研究[D]. 武汉:华中科技大学, 2004.

截至 1990 年气泡政策停止执行，美国工业部门节约了 10 亿美元以上的污染治理成本^[1]。

存储政策。美国环保局最初的补偿政策与气泡政策并不允许企业将申请获得的 ERCs 出售，1979 年通过的储存政策则允许企业将排污信用储存在排污银行，使排污企业能够在法律的保护下将结余的排放减少量作为“存款”存入银行，以备将来使用或在适当的时候出售获益。排污银行除了提供储存排污信用服务，还提供市场咨询、作为减排信用买卖双方的桥梁联系潜在买家和卖家，在排污权交易中发挥了较好的作用。20 世纪 80 年代，美国成立了 24 家排污银行^[2]。

容量结余。这一政策允许进行改建或扩建的排污企业在企业内总排污量没有增加的前提下，免于承担通常所采用的较严格的污染治理责任。传统上通过计算改建或扩建后排放物的预期增量来确定一个排污企业是否要进行新污染源的检查程序，而容量结余政策在衡量一个排污企业是否超出了基准时，允许该企业利用其他方面得到的排放减少信用来抵消因改建、扩建带来的污染物增量，从而免除或减少了改建、扩建企业的污染源承担满足新污染源检查要求的相应负担。容量结余政策是第一阶段排污权交易活动中应用最广的一项政策，据估算，该政策在 5000-12000 个污染源中得到应用，总节约费用达 5-120 亿美元^[3]。

1982 年 4 月，经里根政府批准，美国环保局颁布了《排污权交易政策报告书》，将“补偿”、“气泡”、“储蓄”和“容量节余”政策合为统一的排污权交易政策，允许美国各州建立“总量控制与排污交易系统”。1986 年 12 月，美国环保局颁发了《排污权交易政策的总结报告书》，总结了过去十年总量控制与排污权交易的实践，全面阐述了排污权交易政策及其一般原则，同时还对排污权交易制定了具体的交易规模和准则。

第一阶段的排污权交易中，由于管理部门对排污削减信用的审批十分严格，使得交易必须逐个进行，管理部门需要对削减信用的产生和交易进行逐笔审查，从而增加了审批成本。同时，由于早期的 ERC 模式规定不同类型的排污削减信用不能进行交易，因此增加了潜在交易者之间的识别成本和磋商成本，使建立排污权市场将成为必然趋势，推动美国的排污权交易进入第二阶段。

[1] 茅于軾. 美国政府的环境保护政策[J]. 中国社科院美国研究所刊物, 1990(02).

[2] 黄文君, 田莎莎, 王慧. 美国的排污权交易: 从第一代到第三代的考察[J]. 环境经济, 2013(07): P31-39

[3] 宋国君. 排污权交易[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004. P89-90.

(2) 第二阶段(1990-至今)——总量-分配及非连续污染削减模式

20世纪90年代以后,美国的总量控制与排污交易进入了第二阶段,在这一阶段排污权交易主要集中于二氧化硫的交易,在全国范围的电力行业实施,总量-分配模式和非连续排污削减信用模式在这一阶段应用比较普遍。

总量-分配模式的典型代表是美国的酸雨计划,具体是指政府运用某种程序将有限的污染权发放给污染企业。在实际操作中,环境管理部门通过观察某一部门的污染情况,设定总的排污水平(cap),然后向各个污染源分配总量的一部分,分配的排污权可以交易也可以储存。这一体系的最典型的实践是美国在1990年的《清洁空气法案修正案》中提出的酸雨计划。它是通过被称为二氧化硫许可证的可交易排污权来实现的:一个许可证代表污染源可以排放一吨的二氧化硫的权利,每年计划参加者根据他们的基准燃料消耗被分配固定数量的许可证。许可证可以一比一地与其他参加者自由进行交易,不用的许可证可以存储以备将来使用,连续的监测系统、计算机化的许可证跟踪以及严格的惩罚措施保证了计划的实施。

非连续排污削减模式(Discrete Emission Reduction, DER)是美国最新的排污权交易模式,强调排污削减的真实性和非连续性^[1]。该模式的典型代表是1991-1992年在美国的塔尔萨、俄克拉荷马州地区执行的污染源间最大排污削减交易((Maximizing Emission Reductions by Inter-source Trading, MERIT)。对DER的定义可以描述为通过测量某污染源在执行污染控制措施前的排污量和执行污染控制措施后的排污量的差值来确定的减排信用,它可以用于出售,并被其购买者抵消削减排污义务。DER的来源很多,可以是流动的污染源,也可以是固定的污染源,可以是点源,也可以是非点源,但DER中的排污削减必须是真实的、有盈余的、而且是永久的、可量化的削减。真实性是相对于“停业信用”而言的,是指来源于采取某项控制排污行动的前后实际的排污量的差值;非连续是指它们可以来自一个比较短的期间,在长期来看,如果减排成为污染源的一项义务,那么他们就不再能产生DER,因为非连续排污削减必须在采取实际的排污削减行动以后才可以计算出其削减数量。非连续排污削减模式的一个例子是:在夏天,某燃煤工厂改用天然气减少了二氧化硫的排放。夏季结束以后又改回用煤做燃料,该工厂可以因为使用天然气而获得排污削减信用,在改回使用煤以后,这一信用就不再有了,而在夏季获得的这一信用可用来出售。

[1] 支海宇. 排污权交易及其在中国的应用研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2008.

其中，总量-分配模式是美国环境保护局最为推崇的交易模式，主要源于其五点特性：①总量控制是根据环境质量目标制定的，因而是实现既定环境质量目标的有力保障；污染物排放总量还可以是一个逐年递减的总量，因此可以保证环境质量的不断改善；②排污交易鼓励有利于环境的行为，卖方由于超量减排而剩余排污权出售排污权获得的经济回报，实质是市场对有利于环境的外部经济性的补偿，买方由于无法按政府要求减排而购买排污权，支出的费用实质是外部不经济性的代价；③总量-分配模式建立起来以后，其执行成本较低，可以降低环境管理的成本；④总量控制选择大型的固定污染源为交易对象，所有的污染源必须遵守同样的标准，可以较容易达成一致的行动并达到预期的目标；⑤由于污染源是类似的企业，颁布的法规可以适用于所有的污染源，也即这些污染源将面临相同的报告要求和相同的治理责任。鉴于此，本章接下来重点介绍美国三个较为成功的“总量-分配模式”下的大气污染治理案例。

（二）酸雨计划

1、酸雨计划政策的出台背景

酸雨是目前人类遇到的三大全球性环境问题之一，包括美国和加拿大在内的北美酸雨区是二十世纪五十年代后全球主要酸雨区^[2]。1948年，美国多诺拉烟雾酸雨事件在五天内导致多诺拉镇近一半人（7000人）发病，二十余人死亡，被美国纽约时报评为“人类历史上最可怕的污染灾害之一”。到二十世纪七十年代，美国受酸雨影响的水域达3.6万平方公里，23个州的17059个湖泊有9400个酸化变质。最强的酸性雨降在弗吉尼亚州，酸度值达1.4。加拿大受酸雨影响的水域5.2万平方公里，5000多个湖泊明显酸化。1975年，北美发生了“死湖事件”，纽约州阿迪龙达克山区，严重的二氧化硫污染导致近50%的湖泊无鱼，其中200余个是死湖^[1]。

有关研究表明，电力行业排放的SO₂是造成区域性酸雨的根源，为了削减电力企业排放SO₂，1990年美国国会通过的《清洁空气法》修正案中，第四条提出

^[2] Sandoy S, Langaker R M. Atlantic salmon and acidification in southern Norway: a disaster in the 20th century, but a hope for the future[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2001(130),343-348

^[1] Stavins, Robert N. What can we learn from the grand policy experiment? Lessons from SO₂ allowance trading[J]. Journal of Economic Perspectives 1998, Vol. 12, Issue 3: 69-89

了《酸雨计划》，要求达到的三个主要目标：通过削减 SO_2 和 NO_x 的排放达到显著的环境效益；推进排污交易，以实现用最少的费用达到最大的经济效益，同时允许经济的快速增长；促进污染防治及节能技术的发展。具体目标是，到 2010 年， SO_2 年排放量在 1980 年的基础上削减 1000 万吨；到 2000 年将 NO_x 排放量削减 20 万吨，燃煤电厂的锅炉要安装低 NO_x 排放装置，并且要遵守新的排放标准^[2]。

2、酸雨计划的主要关键制度设计

在具体的制度设计上，酸雨计划采用总量-分配模式建立了排污交易政策体系，由参加单位的确定、初始分配许可、许可证交易、审核调整许可四个部分构成。

参加单位的覆盖范围和政策目标分两阶段：第一阶段（1995 年 1 月至 1999 年 12 月），263 个重点排放源（均为化石燃料电厂）要求比 1980 年减少 350 万吨 SO_2 排放量；第二阶段从 2000 年到 2010 年，限制对象扩大到 2000 多家，包括了规模 2.5 万千瓦以上的所有电厂，目标是使它们的 SO_2 年排放总量比 1980 年减少 1000 万吨。同时，针对 SO_2 排放总量的削减，酸雨计划在很多方面有了创新性的规定：明确排放削减量，即每年削减 1000 万吨；与命令控制手段主要治理新污染源不同， SO_2 排放削减适合于所有的超过规定生产能力的污染源；规定了 SO_2 排放量的永久性限值，不是规定同生产能力或流量有关的排放率，而是规定了可以预见的将来的最大绝对排放总量；使许可成为实际上的性能标准，不是规定具体的技术或方法，只是规定了污染源拥有许可排放的权力，将如何守法的选择交给了污染源自身，给了它们足够的灵活性。

初始许可分配主要采用基于历史排放量的无偿分配、拍卖和奖励三种形式。

①无偿分配的初始许可总量各年总和相对稳定，第一阶段平均 570 万个，第二阶段 895 万个。在 1995—2000 年，对第一阶段管理的美国东部和中西部 21 个州 110 个电厂的 263 座燃煤装置，按排放速率 $1.135\text{kg SO}_2/1.06 \times 10^9\text{J}$ 为每一排污装置分配许可证，即排放许可=排放速率×能源消耗量，能源消耗量是该装置 1985—1987 年的平均消耗量^[3]。从 2000 年开始，除对第一阶段管理的工厂要求

^[2] EPA, US: "EPA wants to boost SO_2 trading," Chemical Marketing Reporter, vol 244,1993.

^[3] US EPA. The United States Experience with Economy Incentives to Control Environmental Pollution. EPA-230-R-92-001. Washington D.C.: U.S.EPA,1992

更严外，还将管理范围扩大，将一些较小的、污染不十分严重的电厂纳入到管辖范围。在进行许可分配时，美国环保局对各种类型的装置，如燃煤和燃气装置、低排放速率和高排放速率的装置或低能源消耗装置都分别进行计算，按排放速率 $0.545\text{kg SO}_2/1.06 \times 10^9\text{J}$ 为每一排污装置分配排放许可。各污染源除了每年分配到的许可，还可以通过其他方式获得。②1996 年以后开始运营的设施，不再分配排放许可，需从市场或环保局举行的拍卖会上购买许可以进行 SO_2 排放：每年的三月底，美国环保局都要拍卖一定数量的排放许可。拍卖分现货拍卖和期货拍卖，在现货拍卖中购买的排放许可只能用于当年，在期货拍卖中购买的许可可以在将来使用。在 SO_2 排放许可的交易过程中，任何个人、团体或政府组织，包括市政当局、环境组织和市民都可以参与买卖和交易。一些电力协会或联合体还可在协会或联合体内部将分散在各企业手中的许可证收集起来，然后再经各成员共同磋商，决定其使用。③奖励类许可证可以通过采用清洁技术（这种技术要能够使该装置削减 90% 的 SO_2 排放），或通过新的能源保护技术的应用及可更新能源的开发使用来获得。

许可证跟踪系统、连续排放监测系统和年度调整系统为交易市场的运行提供有效的监督。环保局主要通过两极监测措施，依靠三个数据信息系统来获取受限制电厂的排污信息。其中，两极监测措施包括电厂承担连续监测任务和环保局对电厂连续监测系统的鉴定监督；前者为交易体系直接提供所需的排污数据，后者保证了电厂所提供数据的准确性和有效性。三个信息系统包括：许可证跟踪系统（ATS, Allowance Tracking System）、连续排放检测系统（ETS, Emission Tracking System）和年度调整系统（ARS, Annual Reconciliation System）。其中，许可证跟踪系统是用于跟踪各电厂、选择买进的污染源和其他组织或个人所持有的许可的交易情况的一种计算机自动控制系统，作用很像银行，包含企业账户和普通账户两种类型的账户。环保局为所有纳入酸雨计划管理的设施开设了企业账户，通过企业账户中许可证的交易情况，环保局可判断酸雨计划的执行情况。普通账户用于许可证的贮存及交易，企业可在普通账户中贮存他们的排放许可；投资者可利用普通账户来转卖他们拥有的许可；一些公益组织若想从市场中收回一部分许可，则可以购买许可并将其存入普通账户。而连续排放监测系统对电厂排放的 SO_2 以及排放速率等进行监测和记录，以准确判定实际排放量，进而

增加许可证交易的可信度，同时可以保证排放削减目标的实现。工厂需定期向环保局报告排放数据，至少每个季度一次。年度调整系统的主要任务是计算出各账户年终要扣除的许可证数量。

严格的惩罚措施为酸雨计划实施提供了有效保障。其具体做法是，对于超许可证排污不仅要补扣许可证，还要进行严厉的罚款：每超证排放 1 吨二氧化硫，按 1990 年不变价罚款 2000 美元^[2]。而许可证的平均市场价格是 104 美元，罚款金额比从市场获得许可证支出的 20 倍还多。高额的罚款有力防范了企业的超许可证排污行为。

3、酸雨计划实施的效果评估

美国酸雨计划是迄今为止国家层面上最广泛和最成功的总量控制与排污交易实践，该政策有效促进了美国大气环境质量的改善，并极大降低了大气污染削减的社会成本。

从环境效益来看，统计数据显示美国因为实施酸雨计划使环境质量得到了明显改善。在酸雨计划开始实施的最初两年里，企业总平均比规定数减少了 35% 的 SO₂ 排放量，而获得这一成果每年仅花了不到 10 亿美元的代价，远低于一开始假设的每年 100 亿美元的成本^[1]。从 1990 年到 2006 年，美国电力行业在发电量增长 37% 的情况下，SO₂ 排放总量下降了 40%，NO_x 排放总量下降了 48%。从整体来看，2010 年美国空气中平均 SO₂ 浓度相较 1980 年下降 83%，与 1990 年相比下降 75%；全国平均 NO_x 浓度比 1980 年、1990 年分别下降 52% 和 45%。主要污染物排放量的大幅度削减，使得美国中西部和东北部大部分地区 2010 年湿硫酸盐沉降较 1990 年水平下降了 25-40%。

从经济效益来看，酸雨计划极大地降低了美国的大气污染治理政策成本，到 2010 年，每年从酸雨计划减排中获得的生态和健康收益达到 1420 亿美元^[2]。1990 年，美国环保局对 1970 年《清洁空气法》及其 1977 年修正案进行了一次成本收益分析，并且对 1990 年修正案进行两年一次的前瞻性分析。根据美国环

^[1] Air Pollution: Allowance Trading offers an Opportunity to Reduce Emissions at Less Cost. GAO/RCED-95-30. General Accounting office, Washington, DC, December 1995.

^[2] Ellerman. Emission Trading Under The U.S. Acid Rain Program-Evaluation of Compliance Costs and Allowance Market Performance. Cambridge, Massachusetts: Center for Energy and Environmental Policy Research, Massachusetts Institute of Technology, 1997.

^[3] 罗丽. 美国排污权交易制度及其对我国的启示[J]. 北京理工大学学报. 2004(2):62.

保局的估计算，从 1970–1990 年，执行和遵守《清洁空气法》的直接收益为 29.3 万亿美元，而直接成本仅为 1890 亿美元。有研究者对酸雨计划带来的政策成本节约进行了估计：1990 年 SO₂ 许可证交易政策获得法律通过之前，专家曾对 SO₂ 削减成本进行过估算，业界认为削减成本为 1000 美元/吨，环保局预测为 750 美元/吨，而通过酸雨计划，SO₂ 的削减成本被降低至 500 美元/吨。与命令控制型政策相比，SO₂ 排污权交易每年大约可以节省 10 亿美元。

（三）区域清洁空气激励市场

1、“区域清洁空气激励市场”项目的实施背景

区域清洁空气激励市场 (RECLAIM, Regional Clean Air Incentive Market) 是美国加州南海岸空气管理局 (SCAQMD, Southern California Air Quality Management District) 于 1994 年开始实施的大气污染物排污交易项目。为统一加州南海岸的空气质量标准，整合行政管理资源，加强执法效能，1977 年南海岸四个郡（包括圣伯纳蒂诺、河畔地区、洛杉矶郡和橘子郡）共同成立了南海岸空气管理局（即 SCAQMD）作为跨地域的空气管理行政机构。为进一步解决大气污染问题，SCAQMD 采取了诸如颁布清洁空气标准、评估健康风险、资助科学研究等各种治理措施。经过多年的努力，加州南海岸地区的大气环境质量至 20 世纪 90 年代初有了不少改善，但仍未达到联邦《清洁空气法》所要求的国家大气环境质量标准。同时，当时美国正面临经济衰退，若沿用以往的命令控制手段，强制性提高大气污染物控制标准，将使环保部面临极大的政治和社会压力。经过约两年的研究与筹划，SCAQMD 决定将经济学家自 19 世纪 60 年代末 70 年代初以来提出排污交易理论构想在南加州付诸实践，RECLAIM 项目随之诞生。

2、“区域清洁空气激励市场”项目的关键制度设计

RECLAIM 项目覆盖的区域包括了南加州的洛杉矶盆地、莫哈维沙漠大气区域的一部分，以及索尔顿湖区，总面积达 10743 平方英里。该地区的大气污染问题由来已久，在此曾经发生了 20 世纪八大公害事件之一的 1943 年洛杉矶烟雾事件。依据该项目规则，SCAQMD 负责设定辖区内的硫氧化物和氮氧化物总量控制限额，

并且每年向受规制的企业核发一定的排污许可额度，企业获得排污许可额度后可自主决定是通过自主减排还是购买其他企业的排污许可额度来达到总量控制要求^[1]。

作为一个具体的排污交易方案，RECLAIM 既包括了总量控制机制、初始分配和市场交易规则这三个最基本的机制，也创设了一些与当地环境、社会与法律制度相适应的新元素。

RECLAIM 的总量控制与削减机制是从受规制企业的现有污控能力出发，要求企业逐步削减污染物排放量，具体包含三个特点：一是以受规制企业的历史污染物排放量作为初始总量控制基准，允许受规制企业选择 1989 年至 1992 年间该企业生产能力最高年份的排放总量作为其初始排放量的起算点；二是设置阶段性污染物削减目标，第一阶段目标是在 1994 年至 2003 年间使辖区内 NO_x 和 SO_x 年度分配额度分别降低 75% 和 60%，第二阶段目标是在 2007 年至 2011 年间使 NO_x 年度分配额度降低 20%，新近出台的第三阶段目标则规定 2013 年至 2019 年间必须使辖区内 SO_x 年度分配额度降低 51%^[2]；三是同一阶段内污染物排放削减量目标逐步递增，例如 2013 年硫氧化物的排放削减量为每日 3 吨，2014 年至 2016 年为每日 4 吨，2017 年至 2018 年为每日 5 吨，2019 年则增至每日 5.7 吨^[1]。

RECLAIM 项目分配的客体及交易标的物是 RECLAIM 交易信息用，遵循“旧企业无偿获得，新企业有偿购买”原则进行初始分配，具体有四个特点：一、每一单位的 RECLAIM 交易信息用（RTC，RECLAIM Trading Credits）代表有效期为一年的一磅 NO_x 或 SO_x 排放量，有效期相对较短，目的在于从制度设计上尽量避免企业通过囤积居奇抬高 RTC 价格；二、 NO_x 和 SO_x 交易市场相互独立，企业虽然可在市场上用其拥有的一种 RTC 交换另一种 RTC，但在履行减排义务时却只能用相同种类的 RTC 抵销实际排放量；三、为避免所有 RTC 同时过期可能出现的 RTC 价格急剧下跌情况，RECLAIM 项目还特别创设了 RTC 双周期机制：其中，公历 1 月 1 日至 12 月 31 日为第一周期，公历 7 月 1 日至次年 6 月 30 日为第二周期，两个周期的交错重叠，企业在同一时段内可灵活选择不同周期的 RTC 以达到排放标准；第四，RTC 的初始分配以 1994 年为界，遵循“旧企业无偿获得，新企业

[1] 刘畅. 美国加州南海岸区域清洁空气激励市场项目概况及进展[J]. 环境科学与管理, 2001(06):P13-17

[2] <http://www.aqmd.gov/reclaim/Sox Allocation Reduction.htm>.

[1] Paul R. Portney and Robert N. Stavins. Public Policies for Environmental Protection. Second Edition. US Washington: Resources for the Future, 2000, 35-41.

有偿购买”的原则。具体分配规则是 AQMD 每年年初依据旧排放源的历史排放数据、法律法规的污控技术要求和排放量削减目标向受规制企业无偿分配相应额度的 NO_x RTC 或 SO_x RTC。从实际分配结果来看，1994 年初始分配 NO_x RTCs 共 38325 吨，主要分配对象是发电厂和炼油厂；实际初始分配 SO_x RTCs 共 9490 吨，主要对象为炼油厂。

RECLAIM 项目采用“额度式”分散市场交易模式，交易主体多元化，交易类型多样化，信息公开程度较高。第一，RECLAIM 项目没有设立集中交易平台，RTC 市场并非一个物理上的实在，而是由交易主体之间点对点的分散市场交易构成。交易主体可以依据 SCAQMD 管理的 RECLAIM 信息平台提供的信息直接买卖 RTC 或通过中介机构提供的信息进行交易。RECLAIM 项目的 RTC 交易采用额度型交易模式，SCAQMD 无须逐笔审批 RTC 交易，仅需在一周期结束时对比实际排放量是否小于或等于企业所持有的 RTC 额度。第二，交易主体多元化是 RECLAIM 项目的一大特色，市场上的交易主体除排放 NO_x 和 SO_x 的企业外，还包括经纪人、个人投资者、相互式基金和外国投资者等。后四种参与主体并称为 RECLAIM 市场上的投资者，起到了活跃交易、提供资金、提高 RTC 价格竞争性的积极作用，2009 年投资者参与了占总交易额 68% 的 NO_x RTC 交易和所有的 SO_x RTC 交易^[2]。第三，RECLAIM 项目的交易类型呈现多样化特色：依据交易标的物交付时点与支付价款时点的不同分为即期交易、预售交易与期权交易，依据交易是否需要支付价款可分为有价交易和无价交易，依据是否有经纪人参与交易可分为直接交易和间接交易两种，依据交易的 RTC 期限不同还包括非连续年份的 RTC 交易和无期限的一揽子 RTC 交易。第四，RECLAIM 项目建立了健全、透明、及时、公开的信息系统，由 SCAQMD 负责管理 RECLAIM 项目信息平台，主要对外公布以下几类信息：①基本交易信息，包括交易主体、对象、状态、类型、RTC 价格等；②RECLAIM 规则及其修正案；③排放数据、RTC 分配量额度；④官方年报、阶段性评估报告，例如 SCAQMD 对 RECLAIM 项目的回顾总结和白皮书等。上述信息不仅为交易参与者和企业合规提供了决策依据，也是公众监督 RECLAIM 项目运行的有效途径，更为研究者提供了丰富的实践资料。

RECLAIM 计划属于总量控制型的排污权交易体系，但与酸雨计划下的 SO₂ 许

^[2] U.S.EPA.http://www.epa.gov/airmarkets/trading/2007/07_summary.2006-4-3

可交易不同的是：首先，它是一个区域计划，目标是在洛杉矶大气区域（指共享同一空气来源的地区）将臭氧先导物质（NO_x和颗粒物）削减70%，以达到地面空气质量标准。其次，所控制的污染物主要是对地面臭氧有贡献的，其排放时间和空间的变化极易导致地面空气浓度超标，所以RECLAIM体系很大程度上是围绕如何解决交易产生不利环境影响（比如集中排放）等问而设计的，如制定了分区交易的规则。第三，RECLAIM允许报废旧车这种移动污染源的削信用交易。

3、“区域清洁空气激励市场”项目的效果评估

经历十多年的发展，RECLAIM市场规则逐步健全，形成了较稳定的RTC交易市场。1994年至2000年间，RECLAIM市场的交易活跃度与交易量均呈平稳上升趋势。2000年至2001年在加州电力危机影响下，NO_x价格急剧上涨，一度曾升至45609美元/吨。RTC交易量和交易总额也随之急剧上升，达到峰值。其中仅2001年就发生交易1225笔，交易总额达到3.1亿美元。由于AQMD及时采取了一系列补救与完善措施，交易市场逐渐平缓，NO_x和SO_x的交易价格、交易量和交易总额都趋于下降。2009年度RECLAIM市场共发生交易453笔，交易总额2260万元，接近于1997年和1998年的水平，NO_x和SO_xRTC价格也已经稳定在2000年之前的水平上^[1]。

RECLAIM项目在1994年至2003年内基本达到了预期设定的污染物削减目标。在这十年间，NO_x与SO_x实际排放量总体都呈现逐年递减的趋势。除了2000年至2001年加州电力危及导致NO_x排放量大于NO_xRTC分配量外，其他时段的NO_x与SO_x实际排放量均小于排放额度分配量；NO_x的年度实际排放量由1994年的约25000吨降至2004年的约10000吨，基本实现减排75%的目标，而SO_x的年度实际排放量由1994年约7000吨降至2004年的约3500吨，也基本实现了减排60%的目标。从企业合规排放的角度来看，除1994年、1996年和2000年外，所有企业的NO_x和SO_x排放合规率均在90%以上。而从经济性效果考虑，预测表明，RECLAIM制度将节42%的成本，即每年580万美元^[2]。

^[1] <http://www.aqmd.gov/reclaim/reclaim-annual.htm>.

^[2]刘畅. 美国加州南海岸区域清洁空气激励市场项目概况及进展[J]. 环境科学与管理, 2001(06):P13-17

（四）区域温室气体削减计划

1、区域温室气体削减计划的实施背景

美国虽然在国际舞台上拒绝签署《京都议定书》，但是其在气候变化问题上并非无所作为。相反，美国在国内积极采取措施应对气候变化。2003年，纽约州提出并与其他九个东北州在发电厂的二氧化碳减排上达成了共识，建立了排污权交易机制，这为区域性温室气体计划（Regional Greenhouse Gas Initiative, RGGI）打下了基础。RGGI 是美国第一强制性基于市场方法限制 CO₂ 排放的计划和减排体系，集合美国十个东北和中大西洋州，包括康涅狄格州、特拉华州、缅因州、马里兰州、马萨诸塞州、新罕布什尔、新泽西州、罗德岛州、纽约州和佛蒙特州等^[3]。RGGI 计划所覆盖的十个州发电厂每年排放的二氧化碳超过了全美总排放的 1/4。这些州共同实行在电力部门总量排放限制，计划从 2009 年 1 月 1 日实施，碳排放到 2018 年减少 10%。该系计划包括所有发电量 25 兆瓦及以上的化石燃料发电厂。

RGGI 参加州在总量控制碳排放交易机制中致力于以下的努力：建立跨州 CO₂ 逐渐减少的排放物预算，直到比计划开始时减少 10%；要求电力生产商，保持和 2002-2004 年三年平均水平碳排放相等的许可；提供基于市场的排放物拍卖和交易的系统，使电力产生部门可以买卖交易排放物许可；将拍卖许可的收入用于支持各种低碳强度的解决方案，包括提高能源效率的技术和清洁能源，如太阳能和风能。其中，对于实现 10%的减排总量限制，实行了两个阶段的办法：第一阶段（2009 年-2014 年），保持现有排放水平（目前拍卖的许可是以 2009 年-2011 年为一期，2012 年-2014 年为二期）；第二阶段，2014 年-2018 年，每年比现有排放水准降低 2.5%，总计 10%。

2、区域温室气体削减计划的关键制度设计

RGGI 整个体系大致包含以下 5 个主要环节：设置温室气体排放的总量控制目标（即温室气体排放上限）；根据排放上限发行等量的碳排放配额，1 份配额允许排放 1 吨二氧化碳；将发行的碳排放配额分配到各个电厂，通过配额的分配，

^[3] 郑元, 张天柱. 从理论到实践的美国排污交易[J]. 上海环境科学, 2000(11): P505-507

将总量控制目标分解到各个电厂；电厂持有的配额可以在二级市场交易，这种交易为电厂提供了灵活、高效的履约手段；在履约期结束时，根据电厂的实际碳排放量及配额持有数量进行考核，电厂必须确保持有的配额数量不少于其实际碳排放量，否则将会受到惩罚。

GGI 的区域排放限额建立在对区域内的电厂评估之上，根据各州的排放比例，每一个参与的州各自发放二氧化碳排放许可证。各州对许可证数额进行控制，保证许可证数量少于二氧化碳的实际排放量。参加 RGGI 的各州具有抵消权，即允许电厂通过投资已经过认可的减排项目来充抵限排总额的 3.3%^[1]。目前，允许采用的抵偿来源包括：垃圾填埋场甲烷气体的收集和销毁；减少输电和配电装置中的 SF₆ 排放；植树造林吸收的二氧化碳；减少或避免建筑行业天然气、石油或丙烷燃烧排放的二氧化碳；通过加强农业化肥管理，避免甲烷排放。行使该项抵消权可以使电厂减排的选择更为灵活，同时也不影响 RGGI 项目实现减少温室气体排放的目标。

3、区域温室气体削减计划的效果评估

RGGI 计划把重心集中在对来自十个州电厂的碳排放物实行总量控制交易计划的设计和落实，并在将来可以扩展到其他的部门。2008 年所有的十个州完成了他们的各自碳预算交易计划的立法程序。排放许可证拍卖始于 2008 年 9 月，首三年的履约期开始于 2009 年 1 月 1 日。拍卖所得款项将用于促进节能和可再生能源。RGGI 第一次排放许可拍卖在 2008 年 9 月进行，以每吨 3.07 美元拍卖了 12565387 个许可，拍卖收入 \$38,575,738.09 元，拍卖每三个月进行一次，2010 年 3 月，RGGI 以每吨 2.07 美元的价格拍卖了 2009-2011 年期内超过 4061 万吨的配额，单项收益近 8796 万美元；2012-2014 年的二期配额 2138 万吨中的 98%也以每吨 1.87 美元卖出^[2]。

（五）国际经验对国内的启示

美国在通过总量控制与排污交易手段治理大气环境问题的成功，从实践上证明了该手段效果相对于传统行政命令式环境管制方法的突出优势，运用市场刺激

[1] 李晓绩. 排污权交易制度研究[D]. 长春：吉林大学，2009

[2] 胡妍斌. 排污权交易问题研究[D]. 上海：复旦大学，2003

手段进行大气污染治理更为灵活，成本更低，也更便于企业根据自身特点采用最为经济的手段控制污染，提高了政策效率，增强了政策效果。当前我国的环境问题相当突出，而国力和经济发展阶段等基本国情所限决定我国难以像美国和日本早期控制污染那样进行大投入，更应积极开展市场化环境政策手段的实践，借鉴美国等通过总量控制与排污交易进行大气污染治理的成功经验，制订大气污染治理环境管理政策和法规。具体来看，美国在采用总量控制与排污交易进行大气污染治理实践中的成功主要有以下三方面经验值得我国参考借鉴。

1、坚实的理论研究提供科学支持

美国在制定大气污染治理总量控制与排污交易政策的讨论、制定、通过和实施过程中，一直伴随着大量的理论和实证研究，这些研究为相关法律政策的制定和完善提供了有力的科学支持。以酸雨计划为例，美国社会对酸雨性质及损害的认识得益于长期对酸雨的科学研究：美国国会于 1980 年制定了“全国酸性沉降物评价计划”(NAPAP)来研究酸性沉降物的原因和影响，到 1990 年《清洁空气法》被重新修订之前，这项长达十年的研究计划已经帮助人们揭示出酸性沉降物广泛的环境和健康影响，并记录到造成酸性沉降的污染能蔓延数百英里，可穿越州界和国界，证明发电厂排放的“贡献”约占 SO₂ 排放总量的 2/3 和 NO₂ 排放总量的 1/3，从而使酸雨计划在执行过程中将削减重点落在电力公司上，使政策的针对性更强，实施更有效。同时，长期对酸雨的监测和研究揭示了酸雨问题的危害和紧迫性，为政府采取有力措施控制酸雨创造了良好的政策基础。

2、健全的法律体系提供法律保障

美国在采用总量控制与排污交易手段进行大气污染治理工作中的成功依托于其完善的法律体系。排污权交易本身是一种强制性的私人契约，想要保证其顺利展开就需要法律来强制执行。“产权+市场”是排污权交易理论的核心^[1]，而产权性质的排污权，市场以及市场中的交易活动、监督控制等都必须依靠法律保护。美国迄今为止已经有涉及大气污染、水污染、土地、有毒物、自然保护等的 120

[1] 孟平.美国排污权交易——理论、实践以及对中国的启示[D].上海：复旦大学,2010.

多种环境保护法律法规，环境保护法规体系非常健全。同时，配套总量控制与排污交易政策的落实，美国还建立了专门的法律法规，对总量控制与排污交易的具体实施细节进行明确规定：1990年《清洁空气法》修正案第四条对排污权交易做出了明确的规定，包括要实现的减排目标、必须参加交易的厂商名单、排污许可的分配原则、拍卖数量、受限制电厂的连续监测要求及超过排放许可证的惩处措施等，同时作为排污权交易实施条件的相关政策，如州实施计划、许可证制度等也被纳入法律的框架之中。

健全的法律体系和细致全面的规定理清了总量控制与排污交易手段实施中的主要干系人权责关系，给予市场参与者合理的预期和市场运行的可靠保障，帮助消除总量控制与排污交易手段实施过程中的信息不对称和不确定性，有助于弱化政策变动带来的不利影响，为总量控制与排污交易手段的持续进行和成功奠定了基础。

3、完善的监督管理体制下减少行政干预

美国环境保护局建立了排污跟踪系统、年度调整系统和许可证跟踪系统等三个数据信息系统，对排污权交易进行监测管理，排污企业都安装在线连续监测设备，并与美国环境保护局联网，使各方能随时了解控制企业排污状况和许可证交易状况。在完善的数据信息系统监督管理体系下，政府管理部门减少了对总量控制与排污交易机制的过量行政干预，使政府环境管理职能与市场配置环境资源职能之间的关系更加协调，充分发挥政府和市场各自的职能。美国国会通过法律法规明确授权，减少了行政管理随意干预交易市场的可能性，以保证价格机制的运行和私人投资的安全性。此外，在SO₂许可交易中采取的“多级管理体制”，也有助于将市场的资源配置职能和政府的环境管理职能分离开来，使交易市场运行与环境管理

在职能上相对独立，从体制上避免空间集中排放的问题，从而允许减少对可交易性限制，增加了交易体系所要求的自由度，充分利用市场力量推动资源流动。环境管理的要求则体现

在许可证市场规则和环境质量管理目标和政策上，保证了环境管理的有序性和严肃性。

二、 国内实践

我国采用总量控制与交易手段治理环境问题的实践发展大体可以分为三个阶段，起步尝试阶段（1987-2000年）、试点摸索阶段（2001-2006年）以及试点深化阶段（2007年-）^[1]，并主要集中在大气污染治理领域，取得了一定经验。

起步尝试阶段（1987-2000年）：1988年，国家环保局颁布并实施了《水污染物排放许可证管理暂行办法》，明确规定了“水污染排放总量控制指标可以在本地区的排污单位间互相调剂”，首次将总量控制和交易思想引入环境管理领域。1991年国家环保总局在16个城市进行了大气污染物排放许可证制度的试点工作，1994年又在其中的包头、开远、柳州、太原、平顶山和贵阳这6个城市开展了大气排放权交易试点工作，取得了初步经验。1996年我国正式把污染物排放总量控制政策列为“九五”期间环境保护的考核目标，在全国所有城市推行排污许可证制度。总量控制和排污许可证在全国范围内的推行，为中国开展排污权交易奠定了制度基础。2000年我国通过的《大气污染防治法》为国家污染控制战略实现由浓度控制向总量控制转变提供了法律保障，对排污许可证制度赋予了相应的法律地位。

试点摸索阶段（2001-2006年）：“十五”期间，我国环保工作的重点全面转到污染物排放总量控制，为了使环保工作更加适应经济建设的需要，国家环境保护总局提出了通过实施排污许可证制度促进总量控制工作，通过排污权交易试点完善总量控制工作。这一阶段的排污交易试点工作中的排污交易基本上是政府部门“拉郎配”方式运作，但是随着试点实践探索的不断展开，排污交易在节能减排方面的潜力已经开始显现。

试点深入阶段（2007年-）：2007年后随着国家环保战略思路从传统的行政管制手段转变到注重综合运用行政、法律以及市场和自愿手段，各级政府日益重视市场对环境资源配置的基础性作用，环境经济政策的应用开始受到特别关注。与此同时，地方政府对排污交易机制在节能减排中的作用给予了特别关注，总量控制与交易政策应用范围不断扩大，交易标的物种类增多^[2]。

课题组对1987年以来我国的主要排放权交易项目进行了汇总，共统计了71

[1] 王毅刚. 中国碳排放交易体系设计研究[D]. 北京: 中国社会科学院研究生院, 2010.

[2] 董战峰, 於方, 曹东, 李云生. 中国排污交易政策的实践及发展建议[J]. 环境保护与循环经济, 2011: P54-57.

项, 交易方、交易标的物及交易模式如下图所示, 并对其中五项标志性排放权交易案例进行重点分析。其中, 以主要大气污染物为交易物质的排放权交易项目中, 二氧化硫排放权交易和碳排放交易的开展范围最大, 效果最为显著。本课题以二氧化硫排放权交易和碳排放权交易为例, 进行我国排放权交易实践的分析。

表 3-1 我国排放权交易历程

编号	时间	地区	买方	卖方	交易标的	交易模式	
1	1987	上海	上海第十钢铁厂	塘湾工业公司	废水	指标转让	
2	1989	上海	上海永新彩色显像管有限公司	上海宏文造纸厂	CODcr	指标转让	
3	1992	上海	上海永新彩色显像管有限公司	上海染料化工厂	CODcr	指标转让	
4	1994	平顶山	大气排放权交易试点				排污补偿
5		开远					排污补偿
6		贵阳					以新带老
7		太原					排污补偿
8		太原					排污补偿
9		包头					排污补偿
10						柳州	氧化锌厂
11		本溪				排污补偿	
12	1995	上海	上海旭电子玻璃有限公司	上海中药制药三厂	COD	指标转让	
13	1996	上海	上海优新半导体有限公司	上海中药制药三厂	COD	指标转让	
14	1997	上海	上海美力松食品有限公司	上海中药制药三厂	COD	指标转让	
15	1997	上海	上海拉法基派安石膏板有限公司	上海中药制药三厂	COD	指标转让	
16	1997 1998	天津	2家新建电厂	天津市政府		排污补偿	
17	1998	上海	上海永新彩色显像管有限公司	上海宏文造纸厂	CODcr	指标转让	
18	2001	上海	上海永新彩色显像管有限公司	上海油脂厂	CODcr	指标转让	
19	2001	上海	上海吉田拉练有限公司	上海中药制药三厂	COD	指标转让	
20	2001	南通	醋酸纤维厂	天生港电厂	二氧化硫	集团内部排污指标转让	
21	2002	江苏	太仓环保发电有限公司	南京下关电厂	二氧化硫	集团内部排污指标转让、以新带老	
22	2002	太原	太原市二电厂	太原市一电厂	二氧化硫	配额交易	
23	2002	太原	太原刚玉东山热点公司	太原重型机械集团	二氧化硫	配额交易	
24	2002	太原	太原化学工业公司与中国蓝星公司	晋西机器公司	二氧化硫	配额交易	
25	2003	大同	大同二电厂	大同市新信环保热能有限责任公司	二氧化硫	指标交易	
26	2003	江苏	国电常州发电有限公司	镇江谏壁电厂	二氧化硫	集团内部排污指标转让、以新带老	
27	2003	柳州	柳州化学工业集团	柳州木材厂	二氧化硫	指标交易	
28	2004	南通	亚点毛巾厂	泰尔特公司	COD	指标转让	
29		河南	三门峡市义马煤气公司	中原黄金冶炼厂	二氧化硫	指标交易	
30		天津	大港发电厂	天津市石化公司热电厂	二氧化硫	指标交易	
31		天津	房产供热公司	南开区所属天津大学等4家单位	二氧化硫	配额交易	
32		青岛	青岛东亿实业公司	青岛市海晶化工有限公司	二氧化硫	配额交易	
33		南京	南京帝斯曼东方化工有限公司	江苏南热发电有限责任公司	二氧化硫	指标交易/以新带老	
34	2007	嘉兴	大华纸业有限公司	嘉兴市排污权储备交易中心	COD	政府有偿收购与出售排污权	
35	2007	嘉兴	浙江美福石油化工有限公司	嘉兴市排污权储备交易中心	COD	政府有偿收购与出售排污权	
36	2007	嘉兴	华润雪花啤酒(嘉兴)有限公司	嘉兴市排污权储备交易中心	COD	政府有偿收购与出售排污权	
37		嘉兴	嘉名染整有限公司	嘉兴市排污权储备交易中心	二氧化硫	政府有偿收购与出售排污权	
38		嘉兴	嘉兴市排污权储备交易中心	海盐县华联纸业公司	COD	政府有偿收购与出售排污权	
39		嘉兴	嘉兴市排污权储备交易中心	嘉兴酿造总公司	COD	政府有偿收购与出售排污权	
40	2008	嘉兴	嘉兴市久久纺织有限公司	几家扩建的企业	COD和二氧化硫	指标拍卖	

编号	时间	地区	买方	卖方	交易标的	交易模式
41	2008	长沙	九芝堂股份有限公司	长沙环境资源交易所	二氧化硫	指标拍卖
42	2008	长沙	华电长沙电厂	长沙新城热电厂	二氧化硫	指标拍卖
43	2008	长沙	长沙矿冶研究院	长沙造纸厂	COD	指标拍卖
44	2008	江苏	无锡、南京、常州、镇江的5家企业	当地环保局	COD	排放指标有偿分配
45	2008	江苏	电力行业	当地环保局	二氧化硫	排放指标有偿分配
46	2008	天津	天津弘鹏物流有限公司	天津市河西区的某企业	二氧化硫	指标拍卖
47	2009	武汉	武汉市硚口区3家企业	武汉市硚口区1家企业	二氧化硫	指标交易
48	2013	北京			碳	配额交易
49	2013	北京			碳	配额交易
50	2013	北京	中石化北京燕山分公司	京能石景山热电厂	碳	配额交易
51	2013	北京	中信证券投资公司	大唐北京高井热电厂	碳	配额交易
52	2013	天津			碳	配额交易
53	2013	天津			碳	配额交易
54	2013	天津	汉能控股集团有限公司	天津华能杨柳青热电有限责任公司	碳	配额交易
55	2013	天津	中信证券投资公司	中国石油天然气集团有限公司大港油田分公司	碳	配额交易
56	2013	天津	华能碳资产经营有限公司	大港油田集团有限责任公司	碳	配额交易
57	2013	天津	东北中石油国际事业有限公司	天津国投津能发电有限公司	碳	配额交易
58	2013	天津	天津低碳发展与绿色供应链管理服务中心有限公司	天津国投津能发电有限公司	碳	配额交易
59	2013	深圳			碳	配额交易
60	2013	深圳	广东中石油国际事业有限公司	深圳能源集团东部电厂	碳	配额交易
61	2013	深圳	汉能控股集团有限公司	深圳能源集团东部电厂	碳	配额交易
62	2013	广东			碳	配额交易
63	2013	广东	阳春海螺水泥有限责任公司	广州大学城华电新能源有限公司	碳	配额交易
64	2013	广东	湛江中粤能源有限公司	广东省韶关粤江发电有限责任公司	碳	配额交易
65	2013	广东	湛江中粤能源有限公司	广东电力发展股份有限公司沙角A电厂	碳	配额交易
66	2013	广东	南海发电一厂有限公司	广东省韶关粤江发电有限责任公司	碳	配额交易
67	2013	广东	国电肇庆热电厂有限公司	广东省韶关粤江发电有限责任公司	碳	配额交易
68	2013	广东	28家控排企业和新建项目单位竞价成功	广东碳排放权交易所	碳	配额竞价拍卖
69	2013	上海	中国石油化工股份有限公司上海高桥分公司	申能外高桥第三发电厂	碳	配额交易
70	2013	上海	华能国际电力股份有限公司上海石洞口第一电厂	上海焦化有限公司	碳	配额交易
71	2013	上海	中国石化上海石油化工股份有限公司	申能外高桥第二发电厂	碳	配额交易

表 3-2 我国主要排放权交易实践项目

时间	地区	买方	卖方	交易标的	交易模式	交易价格	备注
1987	上海	上海第十钢铁厂	塘湾工业公司	废水	指标转让	约11元/t	上海市和中国首例排放权交易
2001	南通	醋酸纤维厂	天生港电厂	二氧化硫	集团内部排污指标转让	220元/t	我国首例真正意义上的二氧化硫排污权交易
2002	江苏	太仓环保发电有限公司	南京下关电厂	二氧化硫	集团内部排污指标转让、以新带老	1000元/t	首例异地交易
2004	南通	亚点毛巾厂	泰尔特公司	COD	指标转让	1000元/t	中国首例成功的水污染物排放权交易
2013	广东	28家控排企业和新建项目单位竞价成功	广东碳排放权交易所	碳	配额竞价拍卖	共拍卖300万吨配额，总成交金额1.8亿元	中国首次碳排放权配额竞价拍卖

（一）我国二氧化硫排放权交易

1、政策的演变历程

我国二氧化硫排污权交易的探索开始于 20 世纪 90 年代，可分为 1991-1996 的概念建立阶段，1997-2001 年的理论和方法探索阶段，以及 2002 年至今的试点和设计阶段三个主要发展阶段。

概念建立阶段（1991-1996 年）：该阶段中国还没有确定总量控制的污染控制战略，SO₂ 排放交易带有很强的行政色彩。1991 年开始，原国家环境保护局在上海、太原、包头、平顶山、柳州等 16 个城市进行了大气排污许可证制度的试点工作。在此基础上，自 1994 年起又在其中 6 个城市（包头、开远、柳州、太原、平顶山、贵阳）开展了大气排污权交易的试点。交易以指标转让的方式进行，具体包括企业内部转让、企业向环保局交纳环境补偿费取得排污权、企业出资治理非点源污染取得排污权、有多余许可指标的企业可将剩余许可指标转让给其它指标不足的污染源或新建企业^[1]。这些试点项目是我国起步阶段的 SO₂ 排污权交易。

理论和方法探索阶段（1997-2001 年）：自 1997 年开始，北京环境与发展研究会和美国环境保护协会合作开展了排污权交易项目研究。第一阶段整个项目以本溪和南通为案例城市，开展城市一级的排污权交易研究，着重对排污监测计量、排污权交易立法和交易管理进行了研究。其中，本溪的实践主要以环境立法为突破口，利用本溪市具有地方立法权的优势，通过为总量控制和排污权交易立法，解决新政策引入与现行环境政策的协调问题；南通的实践重点在于考察如何利用交易解决经济发展和环境质量之间的矛盾，通过实践揭示排污权交易实施中可能遇见的问题、障碍及可能的解决途径。1999 年 4 月，时任国家总理的朱镕基访问美国，期间担任中国国家环境保护总局局长的解振华先生和美国环境保护局局长卡罗布朗女士共同签署了《在中国利用市场机制减少二氧化硫排放的可行性研究》的合作意向书，合作推动二氧化硫排污权交易在我国的实施，开展了在我国引入 SO₂ 排污权交易的可行性研究，从理论、方法、基础和条件等方面进行了深入探讨，认为在我国实施排污权交易具备了一定的条件，排污权交易有实施的基

^[1]姜超，苏良，唐方方. 中国二氧化硫排污权交易机制研究[J]. 战略管理, 2011(03):P77-87.

础。2000年9月，大气污染防治法第三次修订稿开始执行，第一次明确了总量控制与排放许可证的法律地位。2001年9月，在美国环境保护协会和南通市环保局的积极配合下，经过近一年的技术准备和协调磋商，江苏省南通市成功实现我国首例二氧化硫排污权交易。2001年10月，亚洲开发银行和山西省政府共同启动了由美国未来资源研究所和中国环境科学研究院联合执行的SO₂排污权交易机制项目，以太原为实施案例城市，以SO₂为主要交易标的物，覆盖太原的26家大型企业。我国第一个关于二氧化硫排污权交易的地方性规章太原市二氧化硫排污交易管理办法发布，作为该市实施二氧化硫排污权交易的依据，包括5年内的排放权分配、企业帐户、交易程序、配额的跟踪核查、储存、排放的监测申报、罚款等，建立了交易所需要的全套管理文件。由于有多家企业参与，该项目尝试了建立小型排污权交易市场的可能性，为中国排污权交易实践提供了一个具有代表性和重要意义的案例。

试点和设计阶段（2002年-）：为了进一步扩大试点，积累更多的经验，以便在全国推行排污权交易，2002年3月1日，国家环境保护总局下发了《关于开展、推动“中国二氧化硫排放总量控制及排污交易政策实施的研究项目”示范工作的通知》，与美国环境保护协会一起，在山东省、山西省、江苏省、河南省、上海市、天津市、柳州市以及中国华能集团公司开展SO₂排放总量控制及排污权交易的试点工作。这是迄今为止中国政府启动的最大规模的SO₂排污权交易的示范工作，在该项目的推动下完成了多项排污权交易案例，积累了更加丰富的实践经验。截至2004年9月，共有25000吨二氧化硫排污权在中国四省三市进行了交易，交易额超过2000万元^[2]。2007年1月30日，广东省环境保护局和香港特区政府环境保护署公布了《珠江三角洲火力发电厂排污交易试验计划》实施方案，交易标的物以二氧化硫为主，也包括氮氧化物、可吸入悬浮粒子，标志着酝酿多年的粤港两地二氧化硫排污权交易进入了快车道；2007年4月29日，湖北完成首例省内二氧化硫排污权交易；2007年7月1日，财政部和国家环境保护总局决定选择电力行业开展二氧化硫排污交易试点，并选择太湖流域开展化学需氧量、氨氮污染物排污交易试点；2007年12月底，苏、浙、沪在长三角地区共同开展化学需氧量、二氧化硫排污权有偿分配和交易试点，积极培育成熟有序的排污权

^[2] 樊成，潘凤湘. 我国二氧化硫排污权交易制度内涵及实践[J]. 求索，2013(02):P21-23.

交易市场；2008年3月，武汉光谷产权交易所建立排污权交易平台，将主要污染物二氧化硫和化学需氧量排放权引入交易平台，让企业的排污权可以通过电子竞价的方式进行交易，这是我国首次尝试把排污权交易引入产权交易市场；2008年5月，天津产权交易中心、中油资产管理有限公司和美国芝加哥气候交易所3家单位联合筹建天津排污权交易所，将交易标的物扩大到二氧化硫、化学需氧量、温室气体排放权、经济生产发展技术以及其他可量化、指标化和标准化的交易产品。2011年4月，湖南省人民政府在长沙举行“湖南省排污权交易试点工作启动仪式”，三家发电公司分别与省排污权储备交易中心签订了《二氧化硫排污权交易合同》，成交二氧化硫排污权8000吨，合同金额达2250万元。

2、核心关键制度的确定

我国二氧化硫排放权交易制度的设计主要由确定总量控制区域，确定标准控制点进而完成许可证总量确定，进行许可证分配，建议交易平台和交易监督管理五部分组成。

首先，在总量控制区域的确定方面。大气污染防治法规定国务院和省、自治区、直辖市人民政府对尚未达到规定的大气环境质量的区域和国务院批准划定的酸雨控制区、二氧化硫污染控制区被划定为**主要大气污染物排放总量控制区**。各地进而根据本地区的二氧化硫污染源分布和城市布局的特点，划分二氧化硫的总量控制区。

其次，在总量确定方面。1989年开始实施的环境管理“新五项制度”中确立的排污许可证制度以及《大气污染防治法》（1995年和2000年修正）确立的总量控制制度为我国的二氧化硫排放交易制度提供了总量控制的确定标准。各地根据国家 and 地方标准中关于二氧化硫环境标准的规定，结合本地区的实际情况，将总量控制区分为三类环境功能区，同时执行相应的环境标准进行环境容量的核算，确定二氧化硫排放许可总量^[1]。

在许可证分配方面。根据我国大气污染的特点，目前确定的二氧化硫排放交易制度中排污指标的有偿转让方式共设置为四种：第一，老企业将现有的污染指标有偿转让给新建企业；第二，将多余的排污指标有偿转让给其他排污指标不够

[1] 刘洁，吴仁海. 对中国实施二氧化硫排污交易的探讨[J]. 内蒙古环境保护，2003(03): P27-30

用的单位；第三，停掉部分经济效益差、工艺落后、污染严重又争能源、争原料的产品项目，让出部分排污指标给经济效益好、工艺先进、污染轻的项目；第四，面源排污指标有偿转让给点源。同时，在实际操作过程中，考虑到各地空气环境容量及排污情况不同，地方进行二氧化硫交易的差异化价格。此外，政府可以通过拍卖和收购排污权等经济手段调控二氧化硫的市场价格，保证环境容量资源的合理优化配置。

最后，在交易体制和管理方面。我国 SO₂ 排污权交易的主体目前主要为当地 SO₂ 污染大户，但它们还不是真正意义上的市场主体，是由行政部门安排进行 SO₂ 排污权交易的，仍保留了“拉郎配”的性质特征。如包头、开远、柳州、太原、平顶山、贵阳等 6 个城市的试点都是在国家环境保护总局的统一领导下，根据对交易技术、管理和实施有统一的规定下进行的。交易主体欠缺多元化，交易方式缺少多样化。在交易监管过程中，建立了交易主体的资格核查制度，由环保部门进行交易主体的资质认证；报告制度完成对已交易和未交易的二氧化硫排放许可的报告和信息披露；二氧化硫排放监测系统完成对交易主体二氧化硫排放的行为监测，从而基本完成了我国二氧化硫交易市场秩序的构建。

（二）我国碳排放交易试点情况

1、政策的演变历程

根据《京都议定书》，我国在 2012 年之前都无需承担减排义务，我国的碳排放交易更多的是指依托 CDM 产生的交易，即发达国家以“资金+技术”来换取我国的温室气体排放权^[1]。自愿交易于 2009 年开始在国内发展起来，是一些机构或个人出于企业形象或社会责任的考虑，购买一些指标来抵消日常经营和活动中的碳排放，并逐渐成为近期内我国碳交易市场的主流。我国的碳交易政策演进可分为四个主要阶段。

第一阶段，清洁发展机制项目开启了我国碳交易市场。《京都议定书》引入了“京都灵活三机制”解决二氧化碳等温室气体的减排问题，推动了碳交易市场的形成。其中清洁发展机制（Clean Development Mechanism, CDM）允许工业化国家的投资者在发展中国家实施有利于发展中国家可持续发展的减排项目，投资

[1] 王玉海，潘绍明.金融危机背景下中国碳交易市场现状和趋势[J].经济理论与经济管理，2009(11):57-63.

项目取得的减排额度可作为发达国家在《京都议定书》中所承诺的减排义务。巨大的减排潜力和低廉的减排成本吸引了众多发达国家投资者前来购买碳排放权，使得 CDM 在我国迅速发展。中国的 CDM 得到了蓬勃发展，无论是项目总数还是预计年减排量都居于世界首位，成为开启我国碳交易市场发展的火车头。截止 2012 年 EB 网站的统计数据显示，全球共有 3745 个 CDM 注册项目，实际签 1128 个项目，共获得 815,694,768 吨 CERs 签发；我国目前有 1753 个注册项目，已有 663 个 CDM 项目获签，共获得 478,581,568 吨 CERs 签发，占东道国 CDM 项目签发总量的 58.67%，是全球 CDM 项目签发最多的东道国^[2]。预计每年 CDM 项目则通过 CERs 的转让为我国带来超过 10 亿美元的直接收益，联合国 EB 估测到 2012 年底，所有已注册的 CDM 项目共为我国引进超过 100 亿美元资金流，而通过 CDM 项目活动所间接撬动的资金更是远远超过百亿美元^[3]。

第二阶段，国内碳交易所的纷纷建立引领我国碳交易的发展，自愿碳交易成为主流形式。第一阶段我国成功注册的 CDM 项目和核准签发的 CERs 数量都在快速增长，但一直以来并没有形成自己真正的碳排放交易市场，企业须将签发的 CERs 拿到欧美交易市场上出售，使我国企业参与国际碳交易势始终处于极其不利的地位^[4]。面对此情况，2008 年以来，我国陆续建立了一批专业化的碳交易所（表 1），来积极推动构建自己的碳交易市场。

2009 年 8 月，我国首个自愿碳排放交易在北京环境交易所进行，交易是由上海天平汽车保险公司购买奥运会中绿色出行活动产生的 8026 吨碳排放指标，用于抵消保险公司在 2004-2008 年期间所产生的碳排放，该保险公司是国内首家企业通过购买碳减排指标来实现“碳中和”。此后，在 2009 年 12 月，我国最大一笔“碳中和”交易遂在上海能源环境交易所完成，交易是福建亭头港水电站产生的 24046 吨自愿减排量出售给上海润烨环保科技有限公司，达到其实现“碳中和”的目的。2010 年在上海举办的“绿色世博会”上我国的自愿减排机制及其交易平台也正式启动了。

^[2] 赖流斌, 张汉文. 国内碳排放权交易的进展及对策[J]. 中国集体经济, 2012(09): P13-14

^[3] 吴向阳. 北京的碳交易与中国 CDM 发展的出路[J]. 中国石油和化工标准与质量, 2012(5):196-197.

^[4] 吴限. 行政和市场解构：我国碳交易市场问题、条件和建构[J]. 前沿, 2011(12):97-112.

表 3-3 中国主要的环境交易所

名 称	时 间	地 点	特 点
北京环境交易所	2008年8月5日	北京	集各类环境权益交易服务为一体的专业化市场平台
上海环境能源交易所	2008年8月5日	上海	实现资本技术和资本对接的市场平台
天津排放权交易所	2008年9月25日	天津	全国第一家综合性排放权交易机构
河北环境能源交易所	2010年2月24日	石家庄	由河北省产权交易中心和北京环境交易所共同组建
湖北环境资源交易所	2009年3月27日	武汉	中部第一家环境交易所
广州环境资源交易所	2009年6月	广州	华南地区首家环境资源交易机构
昆明环境能源交易所	2009年8月16日	昆明	西部第一家环境交易所
大连环境交易所	2010年6月3日	大连	东北第一家环境交易机构
贵阳环境能源交易所	2010年8月2日	贵阳	贵州省第一家能源交易机构

第三阶段，七个碳排放交易试点打开了我国碳交易发展的新局面。2011 年国家发展改革委办公厅下发了《关于开展碳排放权交易试点工作的通知》（发改办气候〔2011〕2601号），批准北京、天津、上海、重庆4大直辖市，外加湖北（武汉）、广东（广州）、深圳等7省市，开展碳排放权交易试点工作。依照国家发改委提出的分阶段实施路线，2013年启动试点交易，2015年基本形成碳交易市场雏形，“十三五”期间在全国全面开展交易。经过两年的发展，7个碳交易示范试点都制定相关实施方案，在建章立制、标准设定、组织机构建立、专业人才培养、资金配套等方面都取得了可观的进展。

第四阶段，省际碳交易市场正在酝酿中。通过省市试点碳交易在不同的区域率先形成局部的碳交易市场，然后由局部市场起步，为建立省际市场，进而形成全国市场奠定了基础。随着省内碳交易示范工作的开展，如何实现这些分散的碳交易探索的链接成为当前决策者关心的重要问题之一。省际碳交易市场是当前分散、独立的省内碳交易市场向全国演变和推广的重要阶段性市场形态，培育并壮

大省际碳交易市场是建立全国碳交易市场的重要阶段性任务。当前有关研究正在对广东省和湖北省开展省际碳交易进行研究。

2、核心关键制度的确定

当前北京环境交易所、上海环境能源交易所、大连环境交易所等开展碳交易的方式主要有两种方式：一是国内企业的自愿减排 CER 项目，二是中国和国际间的 CDM 项目。我国目前的碳交易市场仅包括碳排放权以 CDM 机制下的现货交易市场，还没有建立起以现货交易为基础的期货交易市场，从而未形成完整的碳交易体系^[1]。

在自愿碳减排交易的标准体系设定和市场建设上：自愿碳减排交易需依托于标准体系的制定，并主要基于项目的场内和场外交易两种形式。2009 年 12 月 16 日于哥本哈根气候大会上，中国向世界发布了首个自愿碳减排标准——“熊猫标准”。天津排放权交易所在 2009 年率先发起了“企业自愿减排联合行动”，设立了“自愿减排服务平台”，上海环境能源交易所于同年开设了“自愿减排交易机制与交易平台”，北京环境交易所亦于 2010 年正式启动“碳自愿减排交易平台”。北京环交所正致力于生态补偿项目标准的设计和审查和核定机构的建设，并准备推出中国权威的生态补偿减排项目交易市场，生态补偿项目日后将成为自愿减排市场的一个重要交易品种。国家发改委也已经就《自愿减排交易管理办法》征求意见，并将于近期出台政策来推动建立自愿减排的国家级登记和托管系统，规范国内的自愿减排交易。总的来讲，我国的自愿减排市场是为形成全国统一的总量控制下的碳排放权交易体系所进行的规则、程序、方法和技术上的探索和检验。

在交易产品类型上：我国现有的碳排放交易机构提供的交易产品类型主要包括温室气体排放权交易、主要污染物排放权交易、节能减排综合服务设计、交易产品研发设计和自愿减排服务平台五类。温室气体排放权交易包括能效市场产品交易、基于政府强制性目标要求的温室气体排放权交易、碳中和交易及其他形式的自愿碳减排交易和国际间温室气体排放权交易；主要污染物排放权交易包括二氧化硫排放权交易、化学需氧量排放权交易、氮氧化物等其它污染物排放权交易；

[1] 宋国君, 钱文涛. 实施排污许可证制度治理大气固定源[J]. 环境经济, 2014 (01): P21-25.

节能减排综合服务设计包括 CDM 项目综合服务、合同能源管理(EMC)项目综合服务、区域、行业、项目的低碳解决方案设计以及其他咨询服务；交易产品研发设计包括排放权交易产品研发设计和环境金融衍生产品研发设计。

在交易平台的服务种类上：环交所产品即挂牌项目有环境技术及设备交易项目、环境类股权资产交易项目、节能量交易项目与排污权交易项目，提供的服务包括：①交易鉴证，对会员资格进行审查、相关信息的监管和披露、交割监督、出具凭证；②市场服务，包括交易咨询、方案设计、中介服务、项目推介、洽谈协调、招标买卖；③公益服务，提供环保宣传、培训研讨、课题研究、碳汇捐赠；④其它优势服务，包括先进的电子化交易系统、特有的外汇结算账户、规范的业务制度、严密的操作流程、立体的信息披露渠道、丰富的投资人资源与项目资源，以及多层次的会员服务体系。

（三）中美总量控制与排放交易制度的比较

我国在总量控制与交易制度的实施上与美国存在许多方面的差异，具体包括排污权交易制度的法律地位、实施的主体、条件、方式和监督管理机制等方面。

（1）制度的法律地位不同。美国本着立法先行的原则，在《清洁空气法》1977 和 1990 年修正案中明确规定了排污权交易制度及其运作规程，使该制度在全国范围内的推行畅通无阻，在实践中取得了比预期效果更为理想的成效。而我国的《大气污染防治法》几经修改，却始终没有明确规定排污权交易制度，甚至没有为该制度的确立打下伏笔，为它的发展预留一定的空间，各类排污交易制度在我国仍缺乏必要的法律依据^[1]。

（2）交易主体不同。在美国，交易主体按其持有许可证的目的可分为四类，即达标者、投资者、环保主义者和政府，其中达标者又分为酸雨计划的法定参加者和选择加入计划批准的自愿参加者两类；投资者包括经纪人、企业等，它将许可证当作类似股票的有价证券低买高卖，从中赢利，这有利于完善和活跃许可证市场；环保主义者购入排污许可证而不排放污染物，使市场上许可证总量减少，相应的 SO₂排放量减少，促进环境质量的提高；政府通过买进或卖出许可证可以进行宏观调控。多种主体在市场上充分发挥作用，使这一政策更具生命力。而我

^[1] 李铮. 《中美二氧化硫排污权交易制度之比较》，载《适应市场机制的环境法制建设问题研究——2002 年中国环境资源法学研讨会论文集》（上册）2002 年.

国的二氧化硫、碳氧化物排放交易主体一般为当地污染大户，政府保留一部分许可证进行宏观调控，投资者和环保主义者的市场活跃度不高，市场主体较为单一

(3) 从交易方式看，美国属于市场推进型，而我国的总量控制与交易制度仍有较明显的行政干预型特点。排污权交易政策是一项完全以市场机制调节为主导的环境经济政策。美国实施该政策就是充分发挥了市场机制的作用。相比之下，我国的总量控制与交易制度的试点中价值规律却未充分发挥作用。试点都是在国家环保总局的统一领导下在特定时间段进行的，不是真正意义上的市场机制下的排污交易，而是在地方环保局的运作下，结合新、扩建和技术改造项目进行的。这种实施方式使总量控制与交易制度的本质遭到一定程度的扭曲，其优化资源配置和有利于宏观调控的优越性没有充分凸现。

(4) 从实施的监督管理看，我国在总量控制与交易制度的试点交易过程中虽然以基本形成交易监督管理的基本秩序，但整体监管体制仍不健全。美国建立了一套较完备的总量控制与交易监督管理体制，从交易参加者的确定、许可证的分配到许可证交易和许可证的审核各环节都制定一系列制度保障该政策的实施。而我国现有的总量控制与交易管理制度，如月报、年检、通报、企业自检等不能满足交易对信息和监管的要求。

(四) 影响我国采用总量控制与交易制度治理区域污染的主要因素

成功的总量控制与排污交易实践对体制环境和制度安排有基础要求，将基础要求与我国的实际情况对比，可以发现影响我国采用总量控制与交易制度治理区域污染的主要因素。

采用总量控制与排污交易进行区域污染治理的基本条件有四点：第一，排放总量的确定是排污权交易的前提，总量控制是排污权交易的基础；第二，要有发育较好的市场机制，排污权交易要依赖于市场，成熟的市场能够确保交易的顺利实施；第三，要有配套的法规体系。政府需要制订一系列相应的法律制度来规范排污权交易市场，如交易规则、配额管理办法及排污申报、审核制度、监测制度、监督管理法规、配额跟踪体系、处罚措施等；第四，要有准确的连续监测数据与完善的配额跟踪系统，这是市场能够高效持久发展的保证。

而从我国进行总量控制与交易实践的具体情况来看：

第一，总量控制政策有待改善。排污权交易作为总量控制的一种方法，其有效实施的一个关键就是合理确定可允许的排污总量。总量的确定既要考虑环境的承载能力，又要兼顾经济增长的需要。因此，确定一个合理的排污权总量目标相对比较困难。在实践中，我国常常出现的问题是排污权总量的总量控制上限被突破，对环境容量的估计出现偏差，过宽的计量结果使的总量控制的任务下达以后，在环境较恶劣的情况下还有宽裕的容量指标。同时，排放总量的执行力度不够，突破总量上限的排放情况时有发生。以二氧化硫排污权交易为例，即出现了总量失灵问题：从 2002 年就作为“4+3+1”试点项目（7 省市+1 公司减排二氧化硫）中的，示范性单位华能集团公司在 2010 年，却被国家环保总局称为违规大户^[1]。同时，要形成稳健地总量控制与交易市场，需要明确中长期环境质量管理目标。电力项目一般规模比较大，建设周期和运营时间都比较长，只有明确总量控制目标，在项目建设期间电力企业需要权衡购买排污权和安装脱硫装置的成本大小，才能保证电力行业总量控制与交易制度顺利进行。目前，我国仅出台了“十二五”总量控制目标而没有明确将来的总量控制目标，造成我国的总量控制目标滞后于排污权交易的需求。随着工业济的不断发展，我国电力消费比重不断提高。预计到 2020 年电力行业煤炭消耗总量占全国煤炭消耗总量比例将提高到 63%，我国火电发电量较 2005 年将增长 1 倍以上。但我国 SO₂排放量的控制工作却存在一定的偏差，对电力行业的减排要求比较低，如国家环保总局《全国酸雨和 SO₂污染防治规划》（征求意见稿）规定，到 2020 年全国 SO₂排放要控制在 1800 万吨以内，其中电力行业 SO₂排放量控制目标是 700 万吨以内，而其他行业尽管只消耗 37%的煤炭，SO₂排放量却占到控制总目标的 61%。

第二，不完全的社会主义市场经济体系给总量控制与交易制度的有效实施提出了挑战。按行政区域划分的管理体制限制总量控制与交易体系的形成：我国现行的行政管理体制执行的是中央地方的垂直领导体制，环境管理机构由各级政府分别设立，向上级环境部门负责，同级环保部门没有互相监督的义务，造成地区和地区之间的管理各自为政。然而一些跨区的污染问题往往不受行政管辖区域的限制，特别是大气污染问题。按照现有环保机构状况在各行政管理辖区内设立排污权交易市场，市场的规模势必过于狭小，限制总量控制与交易手段的开展。

[1] 王毅刚. 中国碳排放交易体系设计研究[D]. 北京：中国社会科学院研究生院，2010.

国外的经验数据也表明,过多的行政限制将影响总量控制与交易手段的展开,限制越少、交易的时空范围越大,总量控制与交易制度建立的可能性也越大,而我国过细的行政管理分划会影响到总量控制与交易手段的实行^[1]。其次,总量控制与交易手段开展的一个重要前提是允许排污权的储存,目前我国缺乏相应的金融机构开展该项业务,即使有机构愿意参预此业务,在具体的操作规则的制定方面也要有一个摸索的过程,在执行排污权交易过程中还要涉及到许多其它机构的配合,配套措施的建设也是制约总量控制与交易手段开展的重要因素。

第三,排污权交易缺乏完善的法律制度作保障。美国开展总量控制与交易手段实践是以现行的法律为前提的,如大气的排污权交易以《清洁空气法案》的制定为基础,水污染的排污权交易以《清洁水法》的有关条款为依据。我国现行的《大气污染防治法》、《水污染防治法》等虽然提到了排污总量控制及排污许可证制度,但明确的总量控制与交易制度立法却没有一部,个别地方政府根据当地条件建立的区域性总量控制与交易条例,又缺少具体的操作规范,导致排污权的执行无法可依、无章可循、缺乏法律保证^[2]。虽然我国总量控制与交易制度的推行并不一定要实行法制先行的程序,但是缺乏这方面的有关法律规定客观上会对总量控制与交易制度的开展带来一定的障碍。

第四,排放监测和监管能力不足。我国污染物排放计量的基础相对薄弱、监管能力不足,许多地区尚不能达到该项政策所需的监测条件,致使环保部门难以掌握排污单位的真实排放数据,对交易情况的跟踪记录和核实难以全面、有效开展,直接影响了排污交易市场的建立,对政策的有效实施带来重大挑战。如江苏省两个试点二氧化硫总量控制与交易个案的交易对象均为重点企业,且均安装了在线自动监测设备,但由于试点经验不足,环保部门对交易情况的跟踪记录和核实并未全面开展。如何对污染物有偿使用、排污许可证发放、排污交易进行适时跟踪和监督管理,仍是政府部门需要重点解决的问题之一。另外,从监管执法角度来看,排污权交易政策要求环保部门的监管执法能力有较高水准,需要依靠严刑峻罚来规范排污单位的违法行为,相关部门执法不严给政策执行带来了风险。

^[1] 黄卫华. 排污许可证交易的市场化探析[J]. 环境科学动态, 2002(03).

^[2] 冯丽. 中国碳排放交易平台设计研究[D]. 西安: 西北大学, 2012.

第四章 京津冀采用排放权交易改善空气质量的基础条件

京津冀区域面积约为 21.58 万平方公里，共包括 13 个城市，分别为北京市、天津市、石家庄市、唐山市、秦皇岛市、邯郸市、邢台市、保定市、张家口市、承德市、沧州市、廊坊市、衡水市，基本形成了一个以北京为圆心，300 公里为半径的圆形区域。



图 4-1 京津冀地区大气污染排放交易范围示意图

从京津冀地区的主要大气污染物来看，该地区的大气问题以燃煤引起的二氧化硫污染为主。从污染源识别的角度来看，京津冀地区的主要二氧化硫排放源较为集中。根据污染源普查省级数据，电力、钢铁、建材、化工、造纸、石化，这六个行业的工业产值占三省工业总产值的 44.8%，却集中了该区域二氧化硫产生量和排放量的 90%以上（图 4-1）。对京津冀地区的大气污染治理，特别是采用总量控制下的排污交易机制进行大气污染治理，重点关注对象应为着重控制此六大产业的大气污染排放水平，特别是二氧化硫排放水平。此外，从环境管理的角

度来看，我国对二氧化硫的环境管理较其他大气污染物（如 NO_x 、 O_3 、VOC 等）更为完善，针对二氧化硫的环境监管手段已经较为成熟，并且如第三章所述，针对二氧化硫的排污权交易在国内外有大量经验可以借鉴。因此，针对京津冀大气环境排污权交易可首先以二氧化硫作为主要的交易对象，随着交易机制的健全和监管手段的完善，必要的时候再扩大到氮氧化物和二氧化碳等其他大气污染物。

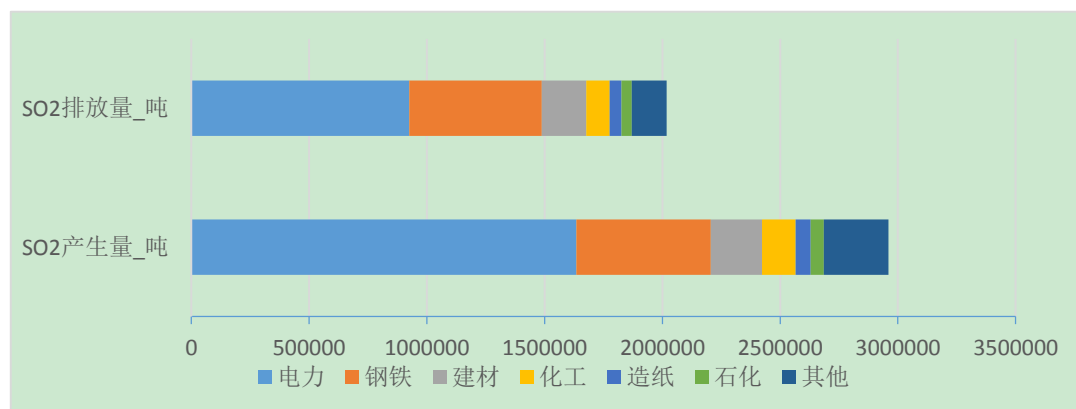


图 4-2 分行业二氧化硫污染产生量和排放量

从京津冀地区采用总量控制下的排放权交易机制进行大气污染治理的基础条件来看，该区域在严峻的大气污染压力下具有明确的污染控制目标，强烈的减排意愿，较好的减排经济、制度、监督检测技术和交易平台，开展排放权交易的基础条件较好，具体如下。

一、政策目标明确

京津冀地区大气污染联防联控的整体目标清晰，为该区域确定总量控制与交易的排放上限提供了明确的核算依据。①早于 2010 年 5 月 11 日国务院办公厅转发了环境保护部《关于推进大气联防联控工作改善区域空气质量的指导意见》。②2012 年 12 月由环境保护部、发改委和财政部制定的《重点区域大气污染防治“十二五”规划》正式发布，是我国第一部综合性大气污染防治规划。《规划》将京津冀地区划入大气污染防治重点区域，明确重点控制区为北京、天津、石家庄、唐山、保定、廊坊 6 个城市；控制重点是细颗粒物和臭氧，将细颗粒物纳入考核指标，并明确京津冀地区细颗粒物控制要求是年均浓度下降 6%；控制目标是到 2015 年，京津冀地区二氧化硫、氮氧化物、工业烟粉尘排放量分别下降 12%、

13%、10%，挥发性有机物污染防治工作全面展开，环境空气质量有所改善，可吸入颗粒物、二氧化硫、二氧化氮、细颗粒物年均浓度分别下降 10%、10%、7%、5%，臭氧污染得到初步控制，酸雨污染有所减轻，建立区域大气污染联防联控机制，区域大气环境管理能力明显提高。③2013 年 3 月，环境保护部副部长吴晓青表示，从 2013 年开始，在重污染地区，对火电、钢铁、石化、水泥、有色、化工六大行业实施大气污染物特别排放限值。④2013 年 9 月 12 日，国务院发布了中国未来五年（2013-2017 年）《大气污染防治行动计划》，明确大气污染防治的具体指标：到 2017 年，全国地级及以上城市可吸入颗粒物浓度比 2012 年下降 10%以上，优良天数逐年提高；京津冀、长三角、珠三角等区域细颗粒物浓度分别下降 25%、20%、15%左右，其中北京市细颗粒物年均浓度控制在 60 微克/立方米左右^[1]。⑤2013 年 9 月 17 日，国家发改委、环保部等六部委联合印发《京津冀及周边地区落实〈大气污染防治行动计划〉实施细则》，要求到 2017 年，北京市、天津市、河北省的细颗粒物（PM_{2.5}）浓度在 2012 年基础上下降 25%左右，山西省、山东省下降 20%，内蒙古自治区下降 10%；同时推出了一个 8300 万吨的“压煤组合”：到 2017 年底，北京市净削减原煤 1300 万吨，天津市净削减 1000 万吨，河北省 4000 万吨，山东省 2000 万吨^[2]。⑥2014 年 2 月，习近平主席就京津冀地区协同发展提出了七项要求，其中第五条明确提出要着力扩大京津冀地区环境容量生态空间，加强生态环境保护合作，在已经启动大气污染防治协作机制的基础上，完善防护林建设、水资源保护、水环境治理、清洁能源使用等领域合作机制。再一次明确了协同治理京津冀地区大气污染的政策意愿。

[1] 吴玉萍，姜青新，张淼. 解读《大气污染防治行动计划》[J]. 经济导刊，2014（01）：P69-71.

[2] 贾若祥. “京津冀”、“长三角”协力治霾——2013 年我国区域发展特点和 2014 年区域发展展望[N]. 中国经济导报，2014-01-04.

表 4-1 京津冀及周边地区改善空气质量的相关措施

省、市、自治区	改善空气质量的相关措施
北京市	<p>到 2017 年，细颗粒物（PM2.5）浓度在 2012 年基础上下降 25%左右。</p> <p>到 2017 年底，公共交通站机动化出行比例达 60%以上。</p> <p>到 2017 年底，调整推出高污染企业 1200 家。</p>
天津市	<p>到 2017 年，细颗粒物（PM2.5）浓度在 2012 年基础上下降 25%左右。</p> <p>到 2017 年底，公共交通站机动化出行比例达 60%以上。</p> <p>到 2017 年底，行政辖区内钢铁产能、水泥（熟料）产能、燃煤机组装机容量分别控制在 2000 万吨、500 万吨、1400 万千瓦以内。</p>
河北省	<p>到 2017 年，细颗粒物（PM2.5）浓度在 2012 年基础上下降 25%左右。</p> <p>到 2017 年底，钢铁产能压缩淘汰 6000 万吨以上，产能控制在国务院批复的《河北省钢铁产业结构调整方案》规定的目标以内；全部淘汰 10 万千瓦以下非热电联产燃煤机组，启动淘汰 20 万千瓦以下非热电联产燃煤机组。</p> <p>“十二五”期间淘汰水泥（熟料及磨机）6100 万吨以上，淘汰平板玻璃产能 3600 万重量箱。</p>
山西省	<p>到 2017 年，细颗粒物（PM2.5）浓度在 2012 年基础上下降 20%左右。</p> <p>到 2017 年底，淘汰钢铁落后产能 670 万吨以上，淘汰压缩焦炭产能 1800 万吨。</p>
内蒙古自治区	<p>到 2017 年，细颗粒物（PM2.5）浓度在 2012 年基础上下降 10%左右。</p> <p>到 2017 年底，淘汰水泥落后产能 459 万吨。</p>
山东省	<p>到 2017 年，细颗粒物（PM2.5）浓度在 2012 年基础上下降 20%左右。</p> <p>到 2017 年底，淘汰炼铁产能 2111 万吨，炼钢产能 225 万吨。</p> <p>到 2017 年底，焦炭产能控制在 4000 万吨以内。</p>

注：表内信息摘自《京津冀及周边地区落实〈大气污染防治行动计划〉实施细则》

表 4-2 京津冀地区排放权交易相关政策文件

地区	地方相关政策和文件
北京	<p>《北京市发展和改革委员会关于开展碳排放权交易试点工作的通知》</p> <p>《北京市碳排放权交易核查机构管理办法（试行）》</p> <p>《北京市碳排放权交易试点配额核定方法（试行）》</p> <p>《北京市碳排放权交易注册登记系统操作指南》</p> <p>《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》</p>
天津	<p>《天津市碳排放权交易管理暂行办法》</p> <p>《天津市碳排放权交易试点工作实施方案》</p> <p>《天津市 SO₂ 排污权交易产品设计方案(讨论稿)》</p> <p>《天津滨海新区开展排放权交易综合试点方案》</p> <p>《天津排放权交易综合试点总体方案》</p> <p>《天津市排污权交易综合试点暂行办法》</p> <p>《天津市主要污染物初始排放权指标有偿使用实施细则(初稿)》</p> <p>《市环保局关于推进大气污染联防联控工作改善区域空气质量实施方案的通知》</p>
河北	<p>《河北省排放污染物许可证管理暂行规定》</p> <p>《排污许可证审批管理程序》</p> <p>《河北省排放污染物许可证管理办法（试行）》</p> <p>《关于进一步加强排污许可证管理工作的通知》</p> <p>《造纸行业污染物排污权交易办法（试行）》</p> <p>《河北省主要污染物排放权交易管理办法（试行）》</p> <p>《河北省人民政府办公厅关于印发河北省生态环境保护“十二五”规划的通知》</p> <p>《关于深入开展排污权交易工作的通知》</p> <p>《关于实施环境治理攻坚行动的意见》</p> <p>《河北省人民政府关于进一步加强环境保护工作的决定》</p> <p>《河北省物价局河北省环境保护厅关于制定我省 2014 年度主要污染物排放权交易基准价格的通知》</p> <p>《关于在全省部分行业实行排污权交易的通知》</p> <p>《河北省物价局河北省环境保护厅关于制定我省主要污染物排放权交易基准价试行价格的通知》</p> <p>《河北省钢铁水泥电力玻璃行业大气污染治理攻坚行动方案》</p> <p>《唐山市主要污染物排污权交易办法（试行）》</p>

二、减排意愿高且减排潜力大

减排的政治意愿和支付意愿较高，为京津冀地区采用排放总量控制与交易进行大气污染防治提供了良好的社会环境。京津冀属同一气候带，大气污染表现出明显的区域协同特征。环保部 2013 年对全国 74 个重点城市的监测结果表明，京津冀空气质量最差，重度污染以上天次占 26.2%；2013 年以来，全国污染最严重的 10 个城市中河北省每月都占 5 至 7 个^[1]。2013 年 1 月世界卫生组织（WHO）公布的首次全球空气污染调查报告显示，1100 个城市空气质量排名中，北京列第 1035 位，大气环境形势极其严峻。京津冀严重的雾霾问题引起了全国乃至世界的关注，上至中央政府，下至地方领导、普通百姓、专家学者对此都高度关注，减排意愿强烈。同时，京津冀地区的市场化程度较高，采用总量控制与交易制度进行大气污染防治的市场化手段开展的社会背景较好，企业和民众也普遍有较好的支付意愿。

较高的经济发展水平和 50 亿财政专项资金为京津冀地区建立总量控制与交易制度进行大气污染防治提供了坚实的物质基础。京津冀地区是我国最大的经济核心区之一，是我国经济发展的重要增长极，在全国经济发展中占有重要地位。近二十年来，京津冀一省两直辖市的人均 GDP 水平如图所示。同时其经济总量在全国的比重总体上呈现出上升趋势，从 1990 年的 9.13% 上升到 2000 年的 10.13%，再到 2011 年的 11.03%。2011 年京津冀地市的经济总量达到 52145.1 亿元，其中工业增加值为 24084.9 亿元。其中，工业主要集中在天津市和河北省两个地区，2011 年工业增长分别为 5430.8 亿元和 11770.4 亿元，占京津冀地区总的工业增加值的 84.94%。2011 年天津市和河北省两地的工业化率分别为 48.02% 和 47.87%，北京市工业化率仅为 18.76%。由此可见，天津、河北两地仍处于工业化中后期阶段，在未来短时间内仍将以工业作为其经济发展的主要动力；而北京市已经发展到后工业化阶段，未来的主要经济增长点在第三产业。

[1] 曾传辉，贺荣鹏. “大气污染防治国十条”发布，京津冀的“蓝天”希望和压力[J]. 法制民生，2013（11）：P28-31.

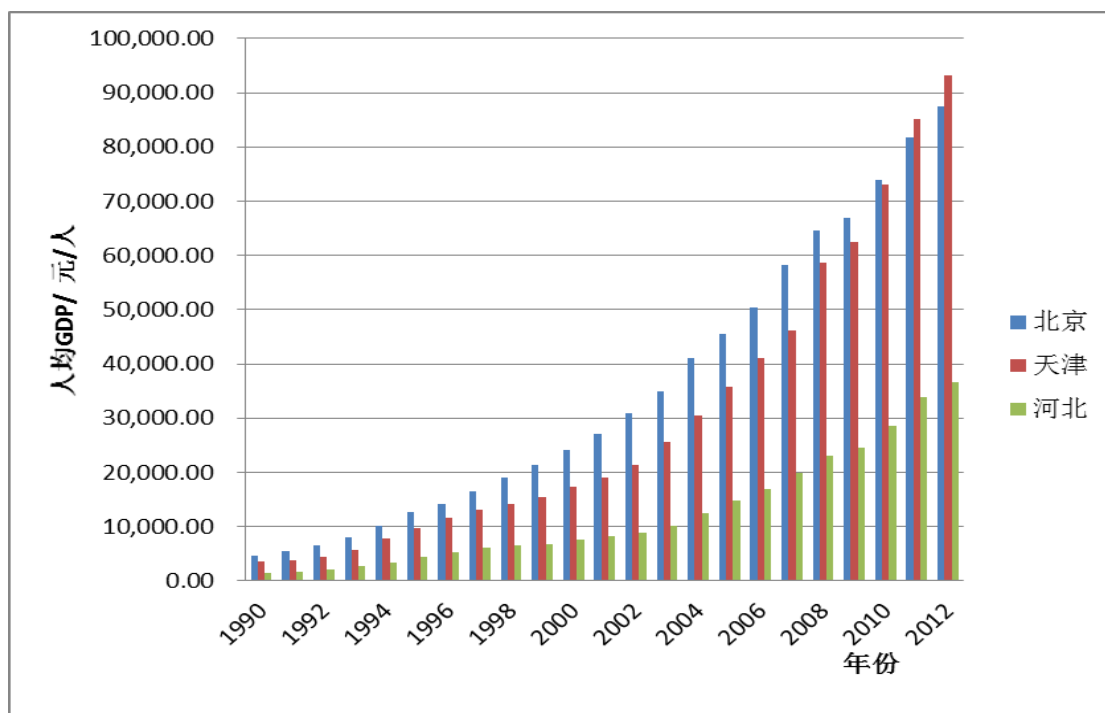


图 4-2 京津冀地区人均 GDP 水平 数据来源: wind 资讯

较高的经济发展水平和物质财富积累使该区域能够有足够财力加大环保投资、建立和完善环保监测设施、探索更先进的污染控制手段,为京津冀地区在运用市场机制来解决环境污染问题,即建立一体化的大气污染物排污权交易市场、实现资源的优化配置方面奠定了一定的基础。同时,2013年,我国组建了全国大气污染防治部际协调小组,中央财政新增设立大气污染防治专项资金,首批安排50亿元支持北京、天津、河北等5省市区大气污染治理,安排6.4亿元支持12个重点城市燃煤锅炉烟尘治理,启动实施“清洁空气研究计划”。中央财政的大力支持也为京津冀地区开展大气污染物排放总量控制与交易手段提供了物质保障。

京津冀地区钢铁、建材、石化等高耗能、高污染的行业集中,燃煤引起的煤烟型大气污染严重,产业和能源结构升级的潜力较大。从能源消耗总量来看,京津冀地区2006年-2011年能源消耗总量从31968.1万吨标准煤增长至2011年的43839.8万吨标准煤,年均增速为6.52%,地区能源消耗量在全国所占比重稳定在13.71%-13.99%之间。其中工业能源消耗量年均增速为7.28%,高于能源消耗总量的增长速度。从用能结构来看,京津冀地区的一次能源消费结构中,煤和石油比例很大,约占一次能源消费总量的95%,清洁能源和可再生能源消耗量所

占比重低于全国平均水平。传统能源结构导致燃煤大气污染物排放量较大。河北省的钢铁产量是全国的 1/4，能源消费是全国的第二位，单位的 GDP 的能耗比全国的平均水平高 60%，仅石家庄一市的热点联产企业和供热站的消费就比北京全年的煤耗量还多。国家环保部华北督查中心在 2013 年 3 月份曾通报，河北省 60% 的钢铁企业运行存在环保问题，70% 的除尘设施运行不正常，80% 的生产废水违规排放；除了民营钢铁企业，部分国有大型钢铁企业也牵涉其中。而北京目前冬季取暖八成以上的农户使用劣质散烧烟煤。这样的产业和能源结构给环境巨大的压力，同时也为京津冀地区采用总量控制与交易手段进行大气污染治理提供了较大的改进空间。

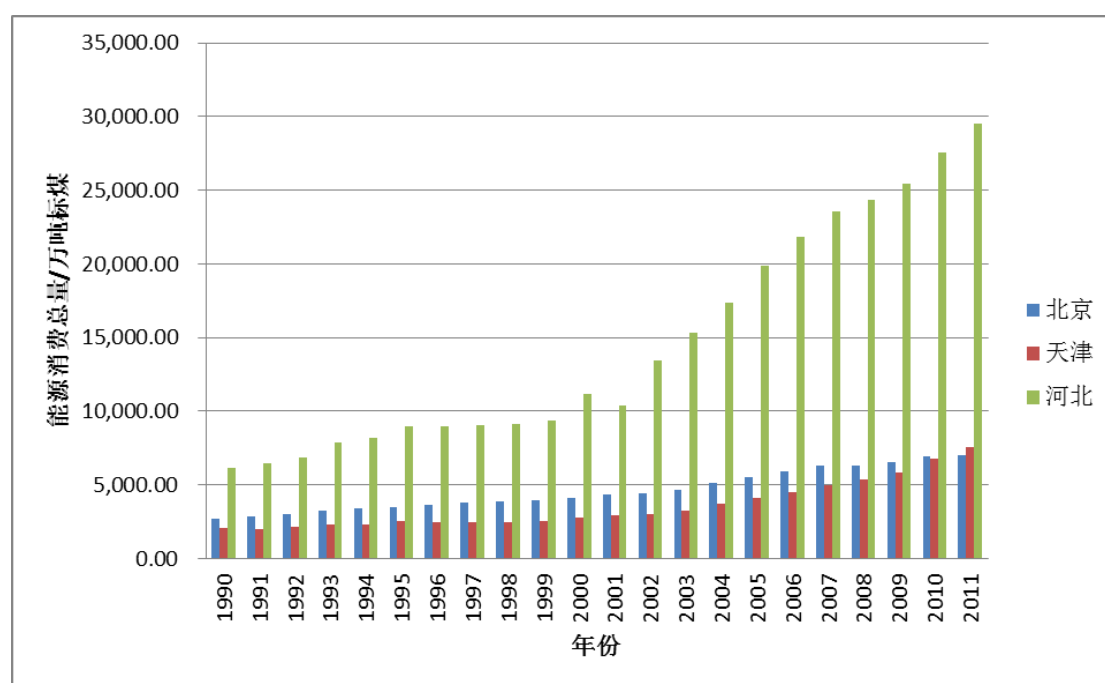


图 4-3 京津冀地区能源消费量 数据来源: wind 资讯

三、减排成本有差异

京津冀地区经济水平、技术水平、产业结构的差异，使其在能效水平和大气污染物减排的边际成本存在较大差异，为采用总量控制下的排放交易制度进行大气污染治理提供了经济可行性。从用能效率来看，京津冀地区单位 GDP 能耗从 2006 年的 1.33 吨标准煤/万元，降至 0.84 吨标准煤/万元，下降了 36.7%，但与全国的差距并未缩小，反而有增大的趋势，效率水平差距从 2006 年的 23.7% 增大至 2011 年的 25.0%。其中，北京、天津两市的单位 GDP 能耗均低于全国，

而河北省能源利用效率仅为全国平均水平的一半左右。京津冀区域内用能效率的显著差异主要来源于技术水平的不同，以发电煤耗率为例：2013年2月至2014年2月，北京、天津、河北的发电煤耗率变化情况如下图所示。北京的平均发电煤耗率为228.9，仅为全国平均发电煤耗率的76%，而同期天津、河北的发电煤耗率则为1.3和1.33倍，高于全国平均发电煤耗率，显示了天津、河北地区较低的用能效率。用能效率的不同导致京津冀地区二氧化硫减排成本的差异，河北地区相对北京、天津具有更大的减排空间和更低的减排边际成本，使京津冀区域内部开展二氧化硫排放权交易成为可能。

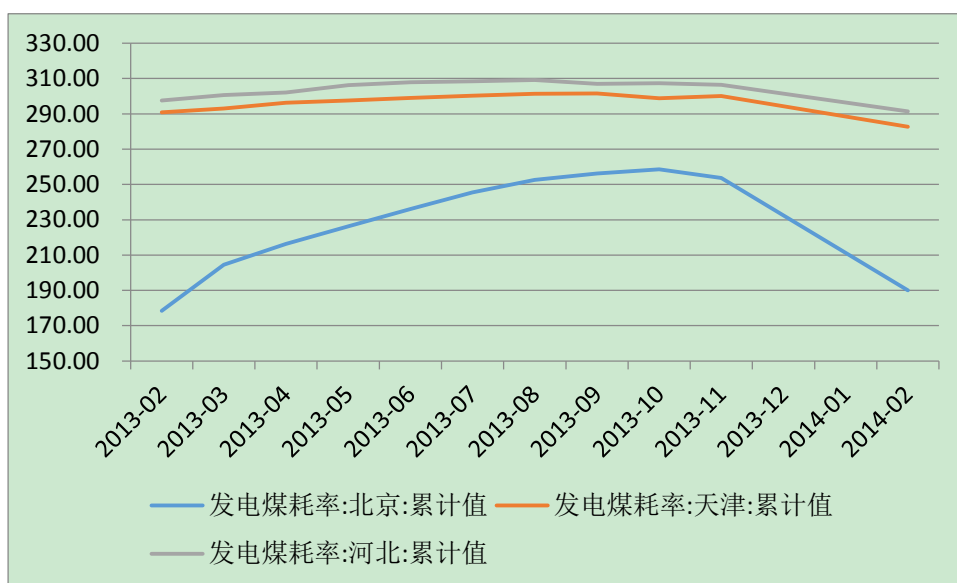


图 4-4 京津冀地区发电煤耗率的变化情况

表 4-3 全国及京津冀地区发电煤耗率比较

发电煤耗率（累计值）	全国平均水平	北京	天津	河北
2013-02	297.35	178.38	290.84	297.57
2013-03	298.51	204.48	293.09	300.61
2013-04	299.18	216.30	296.34	302.10
2013-05	300.27	226.31	297.52	306.35
2013-06	301.00	236.00	299.00	308.00
2013-07	301.54	245.51	300.30	308.45
2013-08	301.81	252.50	301.37	309.24
2013-09	302.16	256.23	301.52	306.93
2013-10	302.46	258.57	298.78	307.38
2013-11	302.00	253.75	300.12	306.54

2014-02	296.00	189.95	282.68	291.44
平均水平	300.21	228.91	301.51	304.06

四、政策保障有基础

开展总量控制与交易手段的法律制度基础较为完备。从上世纪 80 年代开始，国家和地方各级环保部门先后出台了一系列规范排污权交易的法律、法规。2000 年 9 月，《大气污染防治法》第二次修订稿开始执行，第一次明确了总量控制与排放许可证的法律地位。原国家环保总局在 2004 年 7 月 14 日公布实施了《排污许可证条例》（征求意见稿），为全面实施排污许可证制度做好了政策准备。除国家层面的法律制度外，京津冀各地也纷纷出台地方排污权交易法规。2014 年 1 月 27 日，北京市环保局举办的《北京市大气污染防治条例》宣贯会上，市环保局法制处处长芦建茹透露，包含大气污染排污权交易制度内容在内的排污权交易办法将于 2015 年出台，北京的大气污染排污权交易市场将在明年拥有更完整的规范制度，交易对减排的实质性作用将被更充分的发挥出来。天津市拟定了《天津排放权交易综合试点暂行办法》、《天津市促进排放权交易综合试点方案财税政策规定》，河北省人大常委会通过了《河北省减少污染物排放条例》，均包含总量控制的内容和排污权交易的相关规定。上述法律法规的出台，使京津冀地区开展大气污染物排放总量控制与交易具备了一定的法律基础。

开展总量控制与交易手段的政策制度相对完备。2013 年，环保部联合发改委等五个部门印发《京津冀及周边地区落实大气污染防治行动计划实施细则》，与 31 个省市区签订了大气污染防治目标责任书，出台落实“大气十条”实施方案，提出 12 项任务 56 条措施。2012 年提出 22 项拟出台的配套政策措施，环保电价、专项资金、新能源汽车补贴、油品升级价格等 6 项政策措施已经出台，其他的正在征求意见或修改完善。需要出台的 25 项污染物排放标准已发布 18 项。9 项污染防治技术政策、19 项保护技术规范已经全部发布。56 条具体措施，为京津冀地区开展大气污染物排放的总量控制与交易手段提供了较好的政策制度基础和保障。

五、监测体系有支撑

环境监测水平领先。排污权交易一体化要求区域内拥有完善的环境监测技术和设备，才能准确计算出排污单位的污染物排放量，进而对其剩余的排污权进行交易。一方面，在空气质量监测方面，2013年，环保部每月发布74个城市空气质量报告和排名情况，联合中国气象局印发了《京津冀及周边地区重污染天气监测预警工作方案》，出台了《关于加强重污染天气应急管理工作的指导意见》，印发了《城市大气重污染应急预案编制指南》。到2013年底，按照空气质量新标准开展监测的地级及以上城市达到161个，共884个国控监测点，实时发布PM_{2.5}等6项指标的监测数据和空气质量指数。这些站点从2014年起向社会公布监测数据。同时，京津冀地区的环境监测技术和设备全国领先，区域大气污染物排放的重点企业都已安装了在线监测设施。较完备的大气污染物在线监测系统和信息公开制度为构建京津冀大气污染物排污总量控制与交易市场奠定了技术基础。另一方面，排放权交易要求对固定污染源的排放进行计量，确定企业的排放情况以明确富裕可交易指标。2014年，我国确定了废气重点监控企业名单，覆盖3865家重点企业，其中京津冀地区分别有9家、30家和271家，总计占全国重点监控企业名单的8%。京津冀地区的310家企业配套的国控重点污染源自动连续监测系统为排放权交易的开展提供了良好的监测基础。

表 4-4 京津冀地区大气污染重点监控企业名单

地区	企业名称	地区	企业名称
朝阳区	神华国华国际电力股份有限公司北京热电分公司	唐山市	唐山安泰钢铁有限公司
朝阳区	华能北京热电有限责任公司	唐山市	唐山兴隆钢铁有限公司
朝阳区	北京太阳宫燃气热电有限公司	唐山市	唐山东海钢铁集团有限公司
丰台区	北京京丰燃气发电有限责任公司	唐山市	唐山市冀滦纸业有限公司
丰台区	华电（北京）热电有限公司	唐山市	河北钢铁集团滦县司家营铁矿有限公司
石景山区	北京京能热电股份有限公司石景山热电厂	唐山市	冀东水泥滦县有限责任公司
石景山区	大唐国际发电股份有限公司北京高井热电厂	唐山市	唐山万浦热电有限公司
房山区	中国石化集团北京燕山石油化工有限公司	唐山市	河北钢铁集团华西钢铁有限公司
房山区	中国石油化工股份有限公司北京燕山分公司	唐山市	唐山市荣程钢铁有限公司
河西区	天津陈塘热电有限公司	唐山市	河北永新纸业有限公司
东丽区	天津钢管制造有限公司	唐山市	唐山市德龙钢铁有限公司
东丽区	天津钢管集团有限公司	唐山市	唐山中厚板材有限公司
东丽区	天津国电津能热电有限公司	唐山市	河北津西钢铁集团股份有限公司
东丽区	天津军电热电有限公司	唐山市	迁西县广兴连续铸铁有限公司
东丽区	天津军粮城发电有限公司	唐山市	迁西县津西万通球墨铸管有限公司
西青区	天津华能杨柳青热电有限责任公司	唐山市	河北友利钢铁有限公司
津南区	天津荣程联合钢铁集团有限公司	唐山市	玉田县顺发实业有限公司
津南区	天津荣程祥矿有限公司	唐山市	唐山佳华煤化工有限公司
北辰区	天津市天重江天重工有限公司	唐山市	河北大唐国际王滩发电有限责任公司
滨海新区	天津长芦汉沽盐场有限责任公司	唐山市	唐山中润煤化工有限公司
滨海新区	天津滨海能源发展股份有限公司（五厂）	唐山市	唐山三友碱业（集团）有限公司
滨海新区	天津长芦海晶集团热电公司	唐山市	唐山三友硅业有限责任公司
滨海新区	天津大沽化工股份有限公司	唐山市	唐山三友热电有限责任公司
滨海新区	天津渤海化工有限责任公司天津碱厂	唐山市	华润电力（唐山曹妃甸）有限公司
滨海新区	天津渤化永利热电有限公司	唐山市	首钢京唐钢铁联合有限责任公司
滨海新区	中国石油化工股份有限公司天津分公司炼油部	唐山市	唐山建龙实业有限公司
滨海新区	中国石油化工股份有限公司天津分公司热电部	唐山市	唐山建龙简舟钢铁有限公司
滨海新区	中国石油天然气股份有限公司大港石化分公司	唐山市	河北钢铁集团松汀钢铁有限公司
滨海新区	天津渤天化工有限责任公司	唐山市	迁安恒晖热电有限公司
滨海新区	天津国投津能发电有限公司	唐山市	河北钢铁集团荣信钢铁有限公司
滨海新区	天津大无缝新矿业有限公司	唐山市	河北钢铁集团燕山钢铁有限公司
滨海新区	国网能源开发有限公司天津大港发电厂	唐山市	迁安市九江线材有限责任公司
滨海新区	国华能源发展（天津）有限公司	唐山市	河北鑫达钢铁有限公司
宁河县	天津天钢联合特钢有限公司	唐山市	迁安联钢津安钢铁有限公司
静海县	静海热电厂	唐山市	河北省首钢迁安钢铁有限责任公司
静海县	天津天丰钢铁有限公司	唐山市	迁安中化煤化工有限责任公司
蓟县	天津大唐国际盘山发电有限责任公司	唐山市	迁安轧一钢铁集团有限公司
蓟县	天津国华盘山发电有限责任公司	唐山市	迁安市九江煤炭储运有限公司
石家庄市	石家庄钢铁有限责任公司	唐山市	河北大唐国际迁安热电有限责任公司
石家庄市	河北华电石家庄热电有限公司	唐山市	迁安市成达精密铸造有限公司
石家庄市	石家庄东方热电股份有限公司热电三厂	唐山市	首钢矿业公司电修厂
石家庄市	石家庄东方热电股份有限公司热电二厂	唐山市	首钢矿业公司（烧结厂）
石家庄市	石家庄新世纪煤化实业集团有限公司	唐山市	首钢矿业公司球团厂
石家庄市	河北矿峰水泥有限公司	唐山市	迁安市津唐球墨铸管有限公司
石家庄市	石家庄高新技术产业开发区热电煤气公司	唐山市	河北京东管业有限公司
石家庄市	华能国际电力股份有限公司上安电厂	唐山市	迁安市联旺化工厂
石家庄市	石家庄诚峰热电有限公司	唐山市	迁安市宏奥工贸有限公司
石家庄市	河北宏源热电有限责任公司	秦皇岛市	秦皇岛发电有限责任公司
石家庄市	河北灵达环保能源有限责任公司	秦皇岛市	秦皇岛秦热发电有限责任公司
石家庄市	河北华电石家庄裕华热电有限公司	秦皇岛市	中国耀华玻璃集团公司
石家庄市	石家庄玉晶玻璃有限公司	秦皇岛市	秦皇岛首秦龙汇矿业有限公司
石家庄市	石家庄正元化肥有限公司	秦皇岛市	秦皇岛安丰钢铁有限公司
石家庄市	灵寿冀东水泥有限责任公司	秦皇岛市	昌黎县宏兴实业有限公司
石家庄市	赞皇金隅水泥有限公司	秦皇岛市	昌黎县顺先实业有限公司
石家庄市	河北敬业钢铁有限公司	秦皇岛市	秦皇岛浅野水泥有限公司

石家庄市	河北西柏坡第二发电有限责任公司	秦皇岛市	秦皇岛首秦金属材料有限公司
石家庄市	河北西柏坡发电有限责任公司	秦皇岛市	河北省抚宁县信和水泥厂
石家庄市	河北九天医药化工有限公司	秦皇岛市	秦皇岛佰工钢铁有限公司
石家庄市	赵县赵州热电有限公司	秦皇岛市	卢龙县百恒工贸有限责任公司
石家庄市	辛集市东方热电有限责任公司	秦皇岛市	河北武山水泥有限公司
石家庄市	辛集市澳森钢铁有限公司	秦皇岛市	秦皇岛经济技术开发区动力公司
石家庄市	中国石油化工股份有限公司石家庄炼化分公司	秦皇岛市	秦皇岛同和热电有限公司
石家庄市	藁城市天意热电有限公司	秦皇岛市	秦皇岛金海食品工业有限公司
石家庄市	石家庄良村热电有限公司	邯郸市	河北邯郸热电股份有限公司
石家庄市	河北吉藁化纤有限责任公司	邯郸市	国电电力发展股份有限公司邯郸热电厂
石家庄市	河北建投生物发电有限责任公司	邯郸市	邯郸钢铁集团有限责任公司
石家庄市	河北新化股份有限公司	邯郸市	邯钢集团邯宝钢铁有限公司
石家庄市	石家庄新乐东方热电有限公司	邯郸市	邯郸金隅太行水泥有限责任公司
石家庄市	鹿泉市曲寨热电厂	邯郸市	河北邯峰发电有限责任公司
石家庄市	鹿泉市金隅鼎鑫水泥有限公司	邯郸市	冀中能源峰峰集团有限公司薛村矸石热电厂
石家庄市	鹿泉市曲寨水泥有限公司	邯郸市	邯郸市峰峰恒丰钢铁有限公司
石家庄市	河北华电石家庄鹿华热电有限公司	邯郸市	冀中能源峰峰集团有限公司五矿矸石热电厂
唐山市	唐山钢铁集团有限责任公司	邯郸市	邯郸市峰峰矿区华瑞热电有限责任公司
唐山市	唐山赛德热电有限公司	邯郸市	冀中能源峰峰集团有限公司孙庄矸石热电厂
唐山市	唐山华润热电有限公司	邯郸市	河北宝信钢铁有限公司
唐山市	河北大唐国际唐山热电有限责任公司	邯郸市	峰峰矿区合信钢铁有限公司
唐山市	唐山开滦热电有限责任公司林电分公司	邯郸市	华瑞（邯郸）冶金铸造有限公司
唐山市	唐山市春兴特种钢有限公司	邯郸市	邯郸鹏鑫特种钢铁有限公司
唐山市	唐山不锈钢有限责任公司	邯郸市	冀中能源股份有限公司邯郸陶二矸石热电厂
唐山市	唐山国义特种钢铁有限公司	邯郸市	河北纵横钢铁集团有限公司
唐山市	唐山开滦东方发电有限责任公司	邯郸市	国能成安生物发电有限公司
唐山市	唐山冀东水泥三友有限公司	邯郸市	天津天铁冶金集团有限公司（天津铁厂）
唐山市	唐山钢铁集团有限责任公司	邯郸市	崇利制钢有限公司
唐山市	唐山钢源冶金炉料有限公司	邯郸市	邯郸涉县金隅水泥有限公司
唐山市	河北唐银钢铁有限公司	邯郸市	国电河北龙山发电有限责任公司
唐山市	大唐国际发电股份有限公司陡河发电厂	邯郸市	冀中能源峰峰集团有限公司九龙矸石热电厂
唐山市	唐山瑞丰钢铁（集团）粤丰钢铁有限公司	邯郸市	磁县六合工业有限公司矸石发电分公司
唐山市	唐山市丰南区凯恒钢铁有限公司	邯郸市	磁县申家庄煤矿矸石发电厂
唐山市	唐山国丰钢铁有限公司	邯郸市	河北省永年县焦窑坑口电厂
唐山市	唐山市丰南区钱家营煤矸石综合利用发电有限公司	邯郸市	永年县永美热电有限公司
唐山市	中冶恒通冷轧技术有限公司丰南分公司	邯郸市	河北威利邦生物发电有限公司
唐山市	唐山市东华钢铁企业集团有限公司	邯郸市	馆陶新能生物质热电有限公司
唐山市	唐山市清泉钢铁集团有限责任公司	邯郸市	大唐河北发电有限公司马头热电分公司
唐山市	唐山市丰南区经安钢铁有限公司	邯郸市	河北马头发电有限责任公司
唐山市	唐山贝氏体钢铁（集团）福丰钢铁有限公司	邯郸市	新兴铸管股份有限公司
唐山市	唐山瑞丰钢铁（集团）有限公司	邯郸市	河北新武安钢铁集团鑫山钢铁有限公司
唐山市	唐山市丰南区群利钢铁炉料有限公司	邯郸市	河北钢铁集团金鼎重工股份有限公司
唐山市	唐山贝氏体钢铁（集团）有限公司	邯郸市	武安顶峰热电有限公司
唐山市	唐山丰南宏烨炉料有限公司	邯郸市	河北普阳钢铁有限公司
唐山市	唐山冀东水泥股份有限公司	邯郸市	河北新金钢铁有限公司
唐山市	唐山钢铁集团有限责任公司炼铁厂焦化区	邯郸市	河北龙凤山铸业有限公司
唐山市	河北津西钢铁集团正达钢铁有限公司	邯郸市	河北新武安钢铁集团东山冶金有限公司
唐山市	河北大唐国际丰润热电有限责任公司	邯郸市	河北兴华钢铁有限公司
唐山市	唐山新宝泰钢铁有限公司	邯郸市	河北文丰钢铁有限公司
承德市	承德环能热电有限责任公司	邯郸市	河北新武安钢铁集团鑫汇冶金有限公司
承德市	河北钢铁股份有限公司承德分公司	邯郸市	武安市运丰冶金工业有限公司
承德市	承德市创远矿业有限公司	邯郸市	武安市裕华钢铁有限公司
承德市	国电承德热电有限公司	邯郸市	河北新武安钢铁集团烘焙钢铁有限公司
承德市	承德承钢双福矿业有限公司	邯郸市	中普（邯郸）钢铁有限公司
承德市	中国国电集团公司滦河发电厂	邯郸市	武安市永诚铸业有限责任公司
承德市	承德建龙特殊钢有限公司	邯郸市	河北新武安钢铁集团文安钢铁有限公司
承德市	承德凯兴能源有限公司	邯郸市	河北亿丰热电有限公司
承德市	兴隆县鹏生热力有限公司	邯郸市	冀中能源邯郸矿业集团云宁矸石热电有限公司
承德市	兴隆县兴隆热力有限责任公司	邯郸市	武安市广耀铸业有限公司
承德市	承德信通首承矿业有限责任公司	邯郸市	河北新武安钢铁集团明芳钢铁有限公司

承德市	承德兆丰钢铁集团有限公司	邯郸市	大唐武安发电有限公司
承德市	承德天宝水泥有限公司	邢台市	邢台钢铁有限责任公司
承德市	承德盛丰钢铁有限公司	邢台市	邢台国泰发电有限责任公司
沧州市	中国石油化工股份有限公司沧州分公司	邢台市	冀中能源股份有限公司矸石热电厂
沧州市	沧州华润热电有限公司	邢台市	河北兴泰发电有限责任公司
沧州市	河北省东光化工有限责任公司	邢台市	德龙钢铁有限公司
沧州市	吴桥县荣泰木业有限公司	邢台市	邢台龙海钢铁集团有限公司
沧州市	国能吴桥生物发电有限公司	邢台市	内丘顺达钢铁冶炼有限公司
沧州市	河北国华沧东发电有限责任公司	邢台市	冀中能源股份有限公司东庞矿矸石热电厂
沧州市	沧州中铁装备制造材料有限公司	邢台市	隆尧天唯热电有限公司
沧州市	中海石油中捷石化有限公司	邢台市	河北宁纺集团有限责任公司
沧州市	中国石油天然气股份有限公司华北石化分公司	邢台市	邢台东庞通达煤电有限公司邢东热电厂
沧州市	河北建投任丘热电有限责任公司	邢台市	南宫市双龙金属制品有限公司
廊坊市	廊坊市洸远金属制品有限公司	邢台市	国能生物发电有限公司
廊坊市	文安县新钢钢铁有限公司	邢台市	沙河市安全实业有限公司
廊坊市	河北前进钢铁集团有限公司	邢台市	河北迎新集团矸石热电有限公司
廊坊市	霸州市新利钢铁有限公司	邢台市	邢台金丰球铁科技有限公司
廊坊市	三河发电有限责任公司	邢台市	沙河市华远冶金有限责任公司
衡水市	衡水市垃圾综合处理厂	邢台市	龙星化工股份有限公司
衡水市	河北衡丰发电有限责任公司	邢台市	沙河市长城玻璃有限公司
衡水市	邯钢集团衡水薄板有限责任公司	邢台市	沙河市万隆陶瓷有限公司
衡水市	衡水新冀热电有限公司	邢台市	冀中能源股份有限公司章村矿矸石热电厂
衡水市	衡水恒兴发电有限责任公司	邢台市	冀中能源股份有限公司显德汪矿矸石电厂
衡水市	冀州中科能源有限公司	保定市	大唐保定华源热电有限责任公司
张家口市	张家口市冀钢钢铁有限公司	保定市	保定亚新钢铁有限公司
张家口市	张家口市金隅水泥有限公司	保定市	大唐保定热电厂
张家口市	河北建投宣化热电有限责任公司	保定市	大唐清苑热电有限公司
张家口市	宣化钢铁集团有限责任公司	保定市	涑水冀东水泥有限责任公司
张家口市	大唐国际发电股份有限公司张家口发电厂	保定市	顺平县金强水泥有限公司
张家口市	张家口市鑫烨机械制造有限公司	保定市	唐县冀东水泥有限责任公司
张家口市	大唐国际发电股份有限公司下花园发电厂	保定市	涑源新昌发电有限责任公司
张家口市	河北盛华化工有限公司	保定市	涑源县奥宇钢铁有限公司
张家口市	国电怀安热电有限公司	保定市	河北京兰水泥有限公司
张家口市	涑鹿金隅水泥有限公司公司	保定市	河北田原化工有限公司
张家口市	崇礼县丰汇热力有限公司	保定市	曲阳金隅水泥有限公司
张家口市	河北大唐国际张家口热电有限责任公司	保定市	涑州利源热电有限责任公司
唐山市	河北天柱钢铁集团有限公司	保定市	涑州亿力达热电有限公司
唐山市	涑县金马工业有限公司	保定市	河北国华定洲发电有限责任公司
唐山市	唐山东海钢铁集团特钢有限公司	保定市	河北旭阳焦化有限公司

交易平台逐渐发展壮大。2011 年国家发改委办公厅下发了《关于开展碳排放权交易试点工作的通知》，北京、天津是我国开展碳排放权交易工作的试点。碳排放交易工作的开展过程建立起了北京环境交易所（2008 年 8 月）、天津排放权交易所（2008 年 9 月）和河北环境能源交易所（2010 年 2 月）等一批进行碳排放交易的平台机构，为京津冀地区进行大气污染物排放总量控制与交易制度提供了组织平台基础。在实践过程中，天津排污权交易所，将交易标的物扩大到二氧化硫、化学需氧量、温室气体排放权、经济生产发展技术以及其他可量化、指标化和标准化的交易产品；北京环境交易所在节能减排和环保技术交易、节能

量指标交易、二氧化硫、COD 等排污权益交易以及温室气体减排量的信息服务平台建设方面积累了相当的经验，逐渐打通、凝聚了国内外企业、中介、银行、投行等市场主体的强大市场平台力量。2013 年 11 月 28 日，北京碳排放权交易市场在北京市环交所正式开市，同时，京津冀晋蒙鲁六省市在现场签订了跨区域碳排放权交易合作研究协议。通过该协议，六省市拟在二氧化碳排放核算、核查、配额核定等方面开展合作研究，为建设区域性碳交易市场奠定基础，并为推动建设全国性碳交易市场探索经验。京津冀晋蒙鲁六省市签订跨区域碳排放权交易合作研究协议虽然主要是在碳排放市场领域加大合作范围，但是对于区域大气污染的治理同样有积极意义，为京津冀地区联动协同治理大气污染提供市场化手段的平台和体制基础。

第五章 京津冀地区二氧化硫排放权交易制度设计

一、制度设计基本目标与原则

(一) 基本目标

由于京津冀地区工业企业将大量污染物排入空气,使得区域空气质量已受到较为严重的污染,大气环境的整治目前已成为政府工作的重中之重。引入排污权交易制度,是寻求一种在社会主义市场经济条件下,运用经济杠杆的作用,调动企业的积极性,实现环境改善的一种新思路。实施京津冀地区排污权交易制度的总目标是真正实现经济发展与环境保护的共赢,将污染物控制在区域的环境总容量之内。具体来说可以分为以下几个方面:

(1) 稳步提高环境质量

在总量控制区域内,污染物的排放总量必须低于环境总量控制目标,否则就不允许进行交易。然而,虽然进行排污权交易的初衷是利用“看不见的手”以较高的效率降低污染物排放量,但是很难避免一些减排成本高、经济规模大的企业购买排污权,进行污染物排放,从而造成局部环境质量较差的情况发生。

(2) 最大化污染治理效率

在进行排污权交易的过程中,由于不同企业的污染治理成本不同,通过排污权交易,治理成本较高的企业将买进排污权,而治理成本较低的企业可以出手排污权,其结果是会使得区域总的排污治理成本最小化,污染治理效率最大化。

(二) 基本原则

为了实现排污权交易的目标,在设计京津冀地区排污权交易制度时,必须遵循一定的设计原则:

(1) “区域大气联防联控”原则

在以往的地区分割体制下,区域大气污染治理难以同步,很容易出现这里重视环保,那里大谈招商。地区之间互相推诿责任,甚至是“以邻为壑”的现象屡有发生。工业发达的京津冀地区是中国北方重要的经济中心,同时也是污染物排

放最为密集的地区。其中北京是主要的服务业和装备制造业为主，重化工业则主要分布在天津和河北省两地。

由于大气污染物具有较强的扩散性，因此空气质量受不同区域之间的大气污染传输影响很大。因而，京津冀流域必须面对中国工业化进程中最典型的挑战)不同的城市携手治理流域污染，同时在治理污染的过程中实现重化工业的产业升级，打破行政原有的大气污染属地治理模式，实施“区域大气共同治理”势在必行。

(2) “共同而有区别的责任”原则

“共同而有区别的责任”是1992年联合国环境与发展大会所确定的国际环境合作原则，国际社会在应对气候变化这一突出的全球性环境问题上，已将这一原则作为了法律框架和基础性机制。考虑到京津冀地区各市经济水平差距较大，如2012年北京市人均GDP已经达到76544元，并且产业结构以第三产业为主，已经完全进入后工业化时期；而河北省邢台市2012年人均GDP仅为30258元，仍低于全国平均水平(38420元)。如果将所有城市不做区分，一刀切的进行环境管理，一方面会剥夺了落后地区发展的权利，另一方面也会导致在环境管理的过程中丧失了经济效率。

(3) “污染者负担、治理者受益”原则

很多排污企业可能会因排污权的价格昂贵，或主动自建治污设施，或自觉控制排污量；但也有可能，有些企业既不减少排污量，也不自建治污设施，而宁可走“给钱排污”的路线。对此，就需要政府对本地区发放的排污权数量和价格进行有效的管理。同时，为了防止企业将购买的排污权的成本直接转嫁给消费者，相关部门就需要对获得排污权企业的“成本计入内容”进行严格监督，这样既可预防转嫁消费者的恶意行为，同时也使企业为排污直接付出代价。另外，政府出售排污权的全部所得，都应绝对用于本区域的环境治理项目中去。例如苏南地区的排污企业在花钱买排污权后，其污水必将排向太湖，因而政府出售排污权的全部所得，就当用在洁净太湖水质的环保项目上去，不能移作他用。

(4) 自愿交易并接受监督管理原则

排污权是一种政府“创造”的有价商品，因此排污权交易天然的与政府具有密切的关系。由于排污权交易的很大一部分是在拥有排污权的企业间进行的，是

一种二级市场的交易，这一交易的基础是一级市场的行政行为。同时，在二级市场的交易过程中，排污权的审核、排污权的折算等，都需要有关行政部门的参与。因此，排污权交易虽然是拥有排污权的企业之间的自愿交易，但也应接受国家环境机构的管理和监督。

二、区域总量的确定

京津冀地区二氧化硫排放总量的设定主要是结合国务院印发的《“十二五”节能减排综合性工作方案》中对各省二氧化硫排放权总量的设定，选择使用目标总量设定的方法，**将京津冀地区 2015 年区域排放权的总量设定为 156.1 万吨，之后可逐年降低 2%来设定区域二氧化硫总量控制目标。**

确定区域排污总量是进行排污权交易的基础条件。如果在设定排污总量时，将其设定过高，一方面无法起到改善空气质量的作用，另一方面也使得企业没有进行自主减排的积极性，企业也不会因缺少排污权而从其他企业购买；而如果设定的排污总量过小，则会导致企业购买排污权的成本大大提高，极大的影响企业正常的生产活动，阻碍经济发展。因此，区域排污总量的确定是进行排污权交易的重要环节。一般来说，区域排污总量的确定有两种方法，分别是基于目标的目标总量控制和基于环境容量的总量控制。所谓基于目标的目标总量控制是指根据政府环境保护部门对某项污染物的削减目标来确定可允许的排放总量，基于环境容量的总量控制是指根据在满足区域大气环境质量目标前提下，所允许的区域大气污染物的最大排放量。

目前，国内外的排污权交易设置的过程中大多选择使用基于目标的目标总量控制方法。这样做的最大好处是便于操作和管理。虽然理论上，在设置排污总量时，应首先考虑当地的环境承载能力，根据环境容量确定允许的污染物排放量。因为在确定的区域具体的背景条件下，某一污染物的环境容量是有限的，当污染物的排放超出环境容量，就会对人类生存和自然生态造成危害。只有将环境容量是作为污染物排放总量指标的依据，污染物排放总量小于环境容量才能确保环境目标的实现。但是，从现实情况来看，基于容量的总量控制在实施过程中存在一下问题：首先，目前针对环境容量的测算仍然没有一种公认、准确、有效的方法，而用不同的测算方法得到的结果可能会存在较大差异。其次，理论上虽然存在区域

的环境容量，但是它并不是一个稳定的数值，而是随着当地的温度、湿度、风力，甚至区域外的污染物输入量而不断变化的。在进行排污权管理时，不可能精确到每一天的某一分某一秒。

因此，在选择区域总量的设定方法时可以分两步进行。第一步，近期应考虑以目标总量为主。根据环保部对京津冀地区一省两直辖市的“十二五”节能减排二氧化硫控制目标之和作为区域二氧化硫排放总量控制目标。同时，选择若干个基础条件较好的市县开展试点工作，以环境容量作为区域二氧化硫排放总量控制目标。第二步，在远期可以使用基于环境容量的总量控制目标设定，即以环境功能达标为标准来确定排污控制总量。

2006-2011 年间，京津冀地区二氧化硫排放量呈现出先下降后上升的态势，先从 2006 年的 165.17 万吨，逐年降低至 2010 年的 126.86 万吨，到 2011 年又增长到 160.03 万吨，与 2007 年二氧化硫排放量基本一致；二氧化硫排放量占全国的比重与排放绝对量的变化趋势相同，从 2006 年的占全国 8.4%，降低至 2010 年的 7.5%，但是到 2011 年又回升至 8.5%。

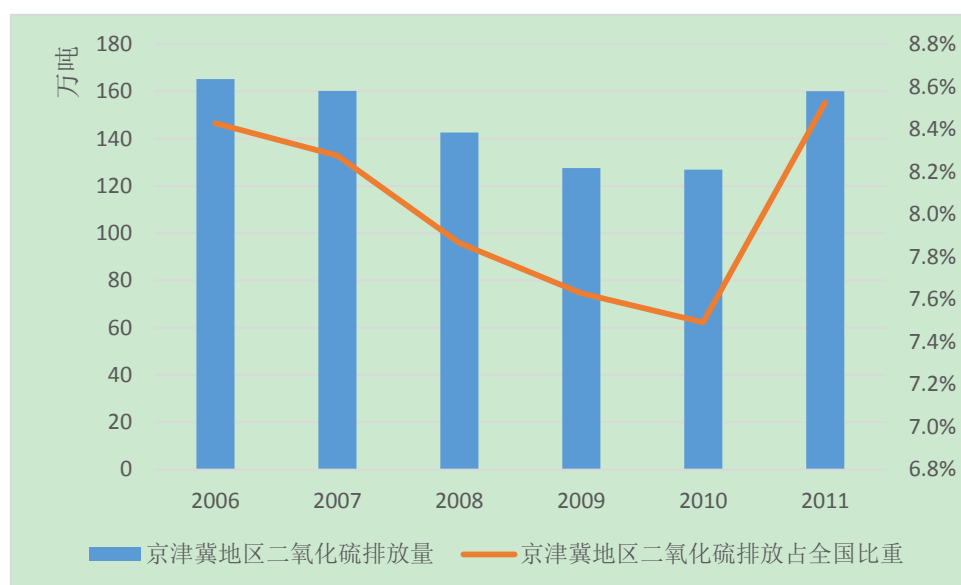


图 5-1 2006-2011 年京津冀地区二氧化硫排放情况

三、重点排放源的识别

排污权交易作为一种创造市场的环境管理手段，无论从各个方面来看，都与政策的决策具有重大的关系。在明确了区域污染物排放总量后，就需要考虑如何

在区域内将总量进行划分，这种划分既包括在整个工业体系中在不同行业之间进行划分，也包括排污总量在区域内不同行政单元之间进行划分。因此，在进行初始排放权分配之前，需要对各个工业部门、京津冀地区的行政单元进行全面的了解，从而筛选出重点的控制行业和重点的控制地区。

（一）二氧化硫重点排放源识别

由此可见，只要控制好这六大产业的二氧化硫污染排放水平，即可对该地区二氧化硫污染进行有效的环境管理。以下将分别分析这六大行业在京津冀地区的发展情况。

1. 电力行业

电力部门是我国二氧化硫排放量最大的部门，也是减排工作的重中之重。据统计，2010年，电力行业消耗了全国55.1%的煤炭资源，排放的二氧化硫占全国的42.5%。另据污染源普查数据，京津冀地区电力行业二氧化硫产生量和排放量分别占工业总产生量和排放量的55.3%和45.8%，可见电力行业的减排表现是否稳定，将影响二氧化硫减排全局。

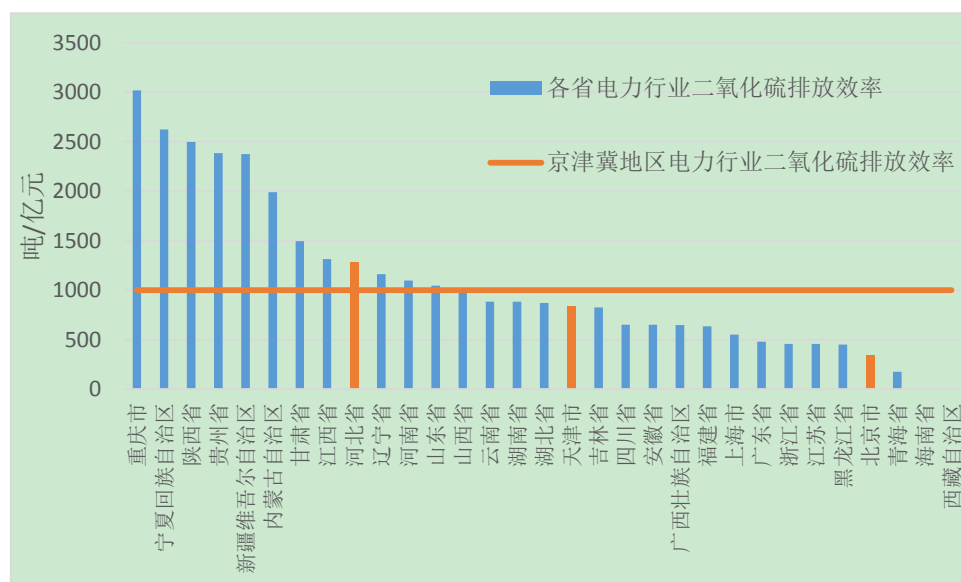


图 5-2 各省电力行业单位工业产值二氧化硫排放情况

从京津冀地区来看，2011年该地区电力行业总产值达到5454.2亿元，占全国电力行业总产值的11.52%，占当地工业总产值的7.27%，高于全国平均的5.61%，行业区位商达到1.3。可以说，电力行业已成为京津冀地区工业发展的重点行业和特色行业。从各个城市来看，电力行业主要集中在京津唐地区，三个城市集中了区域64.61%的电力行业产值；特别是北京市电力行业产值远远高于其他城市，占区域电力行业总产值的42.20%，且电力行业也已经成为北京市工业中最主要产业，产值占北京市工业总产值的将近一半（48.06%）。北京市无疑已经为区域电力行业最集中的地区。此外，2007年北京市电力行业二氧化硫产生量和排放量已经分别占到北京工业二氧化硫产生和排放总量的77.50%和69.78%。

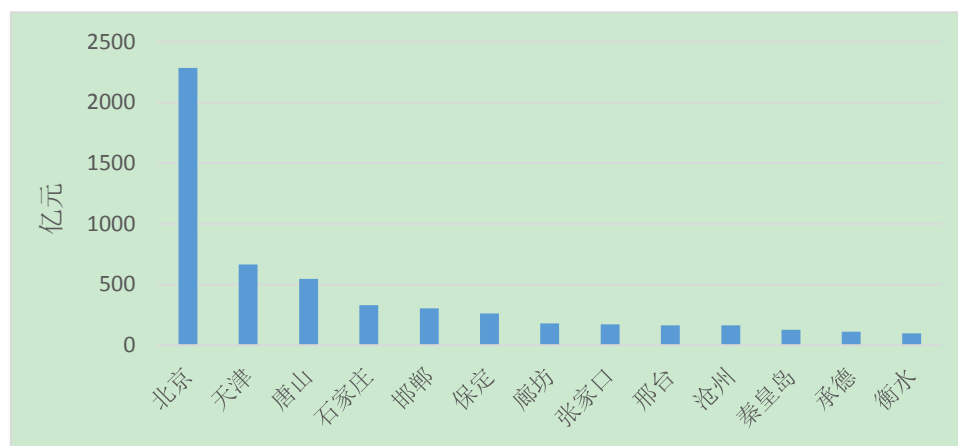


图 5-3 2011 年各市电力行业总产值

考虑到在“十一五”期间电力行业削减二氧化硫主要是上脱硫设施，“十二五”则要靠提高运行效率来拓展减排空间。由于燃煤机组在“十二五”初期将全部安装脱硫设备，而新建煤电二氧化硫排放量仍会增长，如果脱硫技术在这一时期没有取得重大突破，预计电力行业在“十二五”期间大幅减低的难度非常大。但必须指出的是，虽然绝大部分火电厂脱硫机组在试运营过程中能达到90%以上的设计要求，但在实际运行中，由于煤种、偷漏排、管理操作水平等各种因素的影响，行业整体的实际脱硫效率相差较大。而脱硫设施的整体效率也大幅降低。综上所述，电力行业二氧化硫排放主要集中在京津唐三市，特别是北京市；且未来电力行业的二氧化硫减排应以提高运行效率，加强行业操作管理水平建设的方式进行推进。

2. 钢铁行业

2011年，我国粗钢产量达6.83亿吨，占世界总产量的44.75%；净出口粗钢3479.55万吨，占全国粗钢产量的5.09%。与此同时，钢铁行业全年消耗了11.56亿吨铁矿石(进口56%)和5.8亿吨煤炭，是典型的资源、能源密集型产业。与此同时，钢铁行业是我国SO₂排放量仅次于电力的第二大工业部门。对于京津冀地区来说也是如此，根据2007年污染源普查结果来看，三省钢铁行业二氧化硫产生量达到57.07万吨，排放量达到56.29万吨，分别站到京津冀地区整个工业二氧化硫产生量和排放量的19.3%和27.9%。此外，2007年钢铁行业的二氧化硫去除率仅为1.37%，远远低于31.84%的工业二氧化硫去除率，在二氧化硫排放的主要六个行业中去除率最低。从全国范围来看，京津冀地区化工行业单位工业产值二氧化硫排放效率处于全国中游水平，其中北京、天津两市排放效率在全国名列前茅，但是河北省建材业二氧化硫排放效率较低，在全国排名倒数第十二。

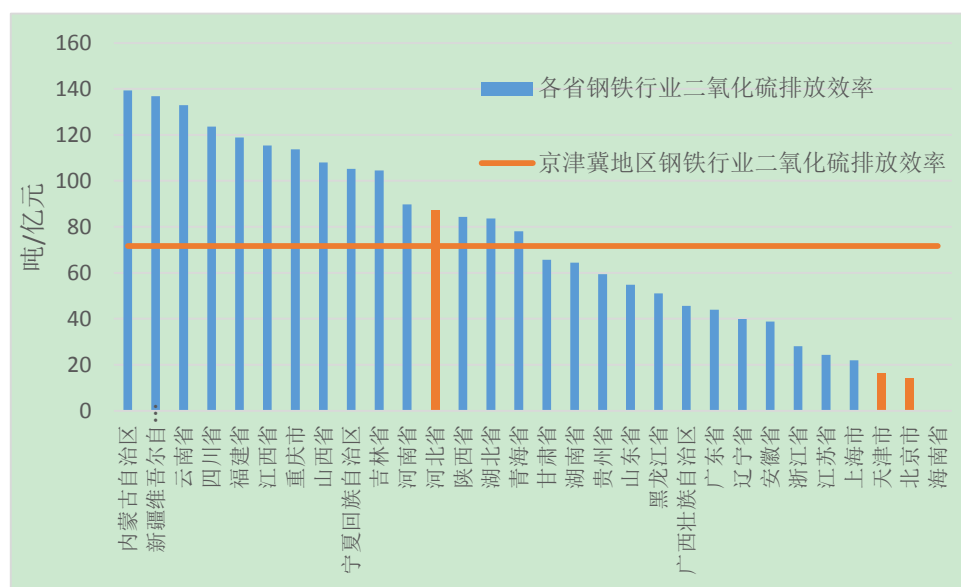


图 5-4 各省钢铁行业单位工业产值二氧化硫排放情况

无论是从全国范围来看，还是以京津冀地区来看，钢铁产业对经济发展都占有十分重要的地位。从钢铁产业的产值来看，2011年京津冀地区钢铁行业产值达到15189.73亿元，占全国钢铁行业总产值将近四分之一(23.71%)，且占区域工业总产值的五分之一(20.25%)。区域钢铁产业区位商为2.67，远远高于其他工业行业的区位商。由此可见钢铁行业在京津冀地区经济发展中的重要性。

从各城市钢铁行业的发展情况来看，钢铁行业生产主要集中在唐山、天津、邯郸三个城市，三市的钢铁行业产值在 2011 年均超过了 2500 亿元，合计达到了 11047.4 亿元，占钢铁行业总产值的 72.24%。因此，从控制钢铁行业产能及减低钢铁行业二氧化硫排放的角度来看，主要的关注地区应该为唐山和邢台两个城市。

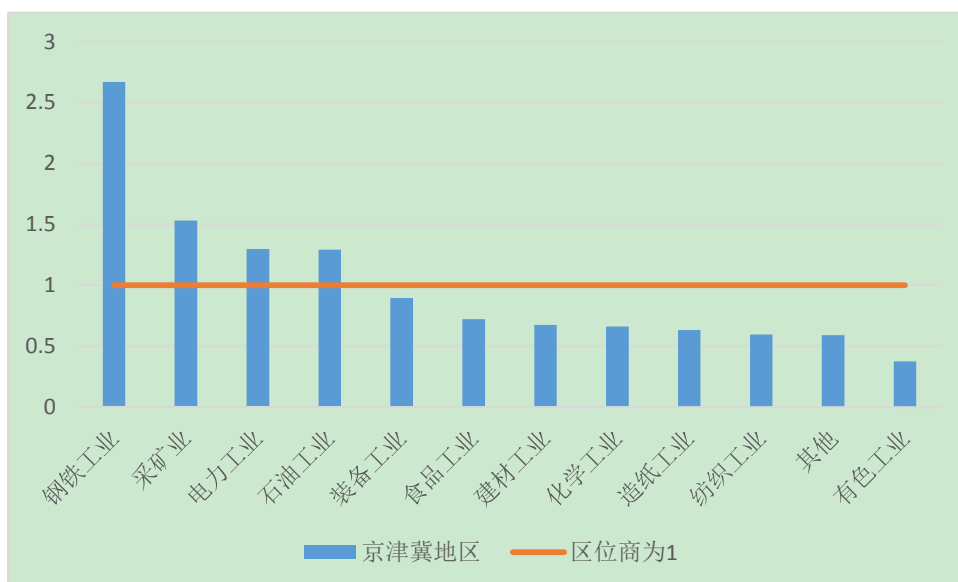


图 5-5 2011 年京津冀地区各工业行业区位商

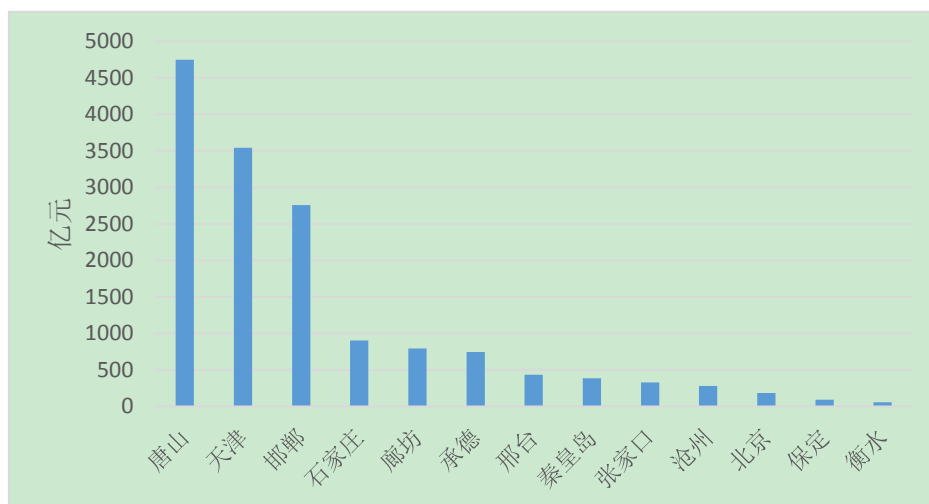


图 5-6 2011 年京津冀地区钢铁行业产值

3. 建材行业

建材行业二氧化硫排放量是继电力、钢铁行业之后的第三大行业。2007 年三省建材行业二氧化硫排放量达到 18.97 万吨，占工业总二氧化碳排放的 9.4%。与此同时，建材行业的工业产值仅占三省工业总产值的 3.7%。其单位工业产值排放量仅次于电力行业的第二低效产业。从全国范围来看，京津冀地区化工行业单位工业产值二氧化硫排放效率处于全国中游水平，其中北京、天津两市排放效率在全国名列前茅，但是河北省建材业二氧化硫排放效率较低，在全国排名倒数第十。

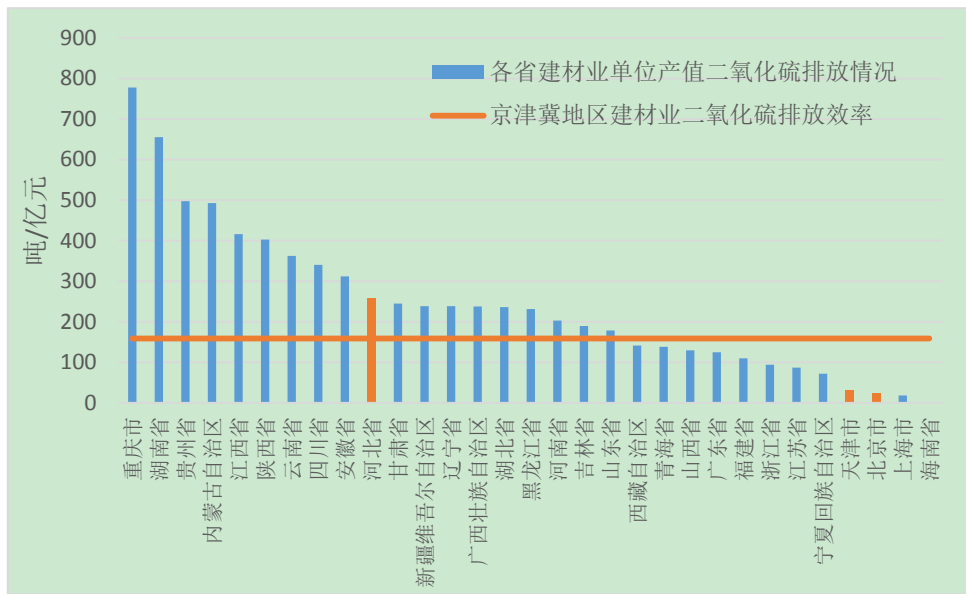


图 5-7 各省建材行业单位工业产值二氧化硫排放情况

2011 年京津冀地区建材行业产值达到 2405.76 亿元，占区域工业总产值的 3.21%，较 2007 年降低了 0.5 个百分点。区位商仅为 0.67，与全国平均相比具有较大差距，可以说随着“十一五”以来，我国对建材产业产能的限制，该行业在京津冀地区经济发展中的地位已经有所下降，已经不再是经济的最重要增长点，对经济主要起到支撑作用。从各城市建材行业的发展情况来看，建材行业主要集中在石家庄、北京、唐山和天津四个城市，2011 年四市建材产业合计总产值为 1635.66 亿元，占京津冀地区建材行业总产值的 69.40%。

综上所述，虽然建材行业在京津冀地区工业占比近些年来有所降低，但是由于其行业生产特点决定了该行业比如造成较大的二氧化碳排放，因此仍需重点关

注。综合考虑各地建材行业产值和二氧化硫排放效率，未来需要主要关注石家庄、唐山两市的建材行业二氧化硫减排情况。

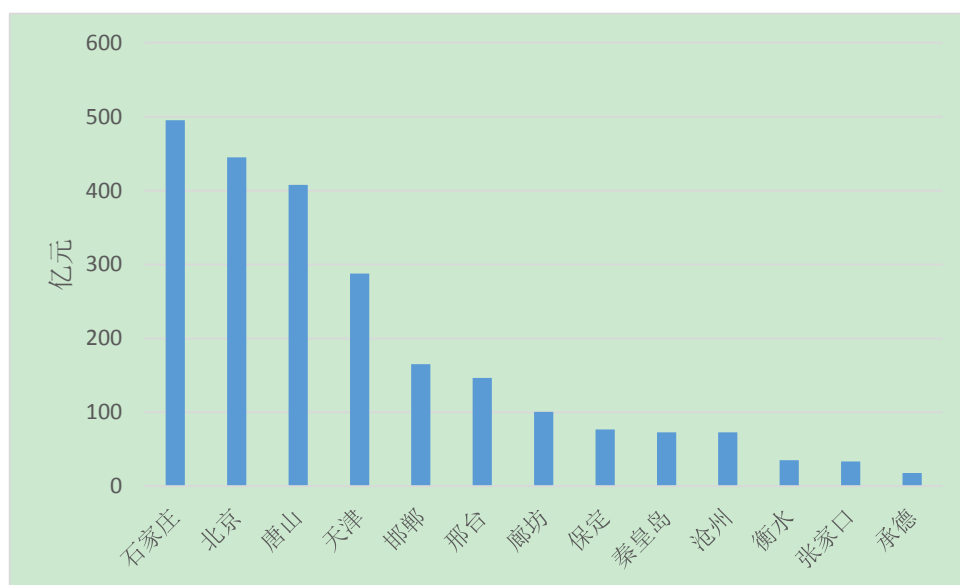


图 5-8 2011 年京津冀地区建材行业产值

4. 化工行业

化工行业是我国主要的煤炭消耗行业。无论煤炭是作为其生产原料，煤炭主要用于生产合成氨、甲醇、电石等传统煤化工产品和煤制油、煤制气、煤制乙二醇等现代煤化工产品，还是作为能源，化工行业对于煤炭的依赖程度较高，导致其对二氧化硫排放具有重要影响。2007 年京津冀地区，化工行业的二氧化硫产生量和排放量分别为 14.25 万吨和 9.82 万吨，位列建材行业之后，对二氧化硫排放贡献位列第四，占二氧化硫总排放量的 4.9%。从全国范围来看，京津冀地区化工行业单位工业产值二氧化硫排放效率较高，特别是北京市排放效率在全国名列前茅，河北省在全国处于中等水平，与北京市有较大差距，单位产值排放量达到北京市的 10 倍左右。

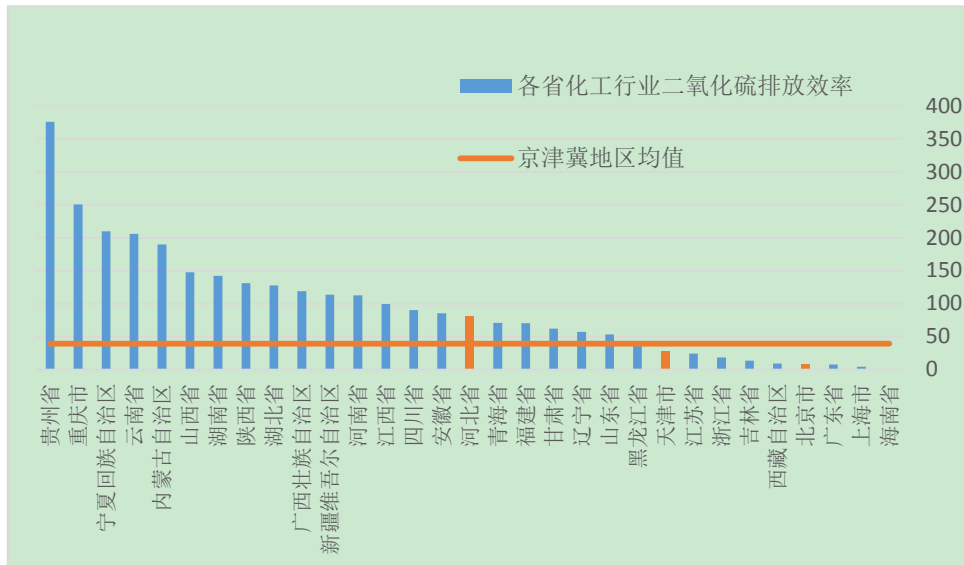


图 5-9 各省化工行业单位工业产值二氧化硫排放情况

京津冀地区 2011 年，化工行业产值达到 6418.11 亿元，占区域工业总产值的 8.25%，占全国化工业总产值的 6.09%。其中主要集中在北京、天津及河北省的省会石家庄，三市化工产业产值达到 4187.82 亿元，占整个区域的 65.25%。考虑到北京市化工行业的二氧化硫排放效率已经较高，在未来应该主要关注天津、石家庄两市化工行业二氧化硫排放的控制。

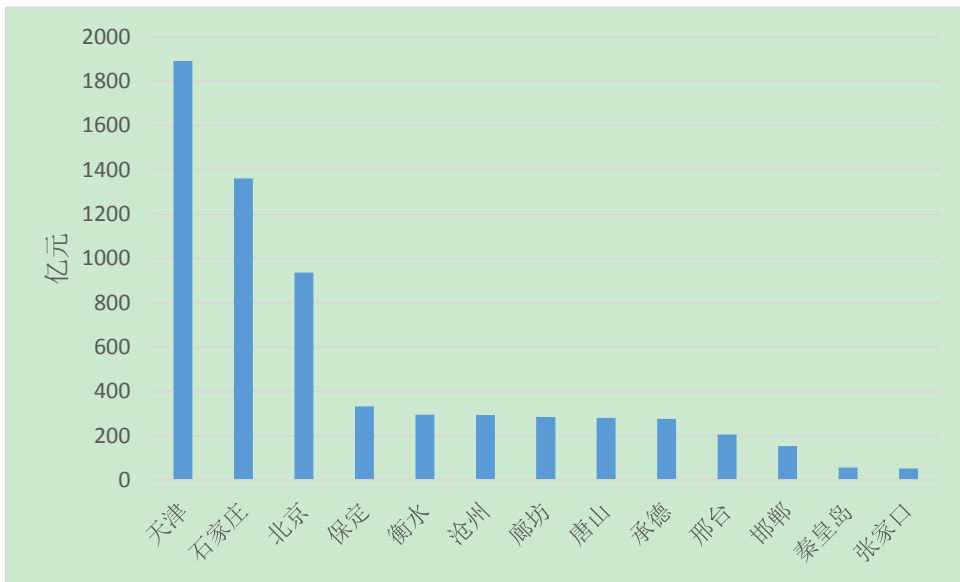


图 5-10 2011 年京津冀地区化工行业产值

5. 造纸行业

在工业生产过程中二氧化硫的主要用途除了生产硫酸外，在造纸行业中生产亚硫酸盐纸浆也是其重要的用途。2007 年京津冀地区，造纸行业对工业总产值

的贡献仅为 1.3%，但是与此同时却产生了工业二氧化硫总产生量的 2.2%，释放了工业二氧化硫总排放量的 2.5%。虽然在二氧化硫总排放量中的占比不高，但是与其他行业进行对比的过程中可以发现，其单位工业产值的二氧化硫排放量却仅次于电力行业和建材行业，排名第三。从全国范围来看，京津冀地区造纸业单位工业产值二氧化硫排放效率相对较高，特别是北京、天津两市排放效率在全国名列前茅，河北省在全国处于中等水平。

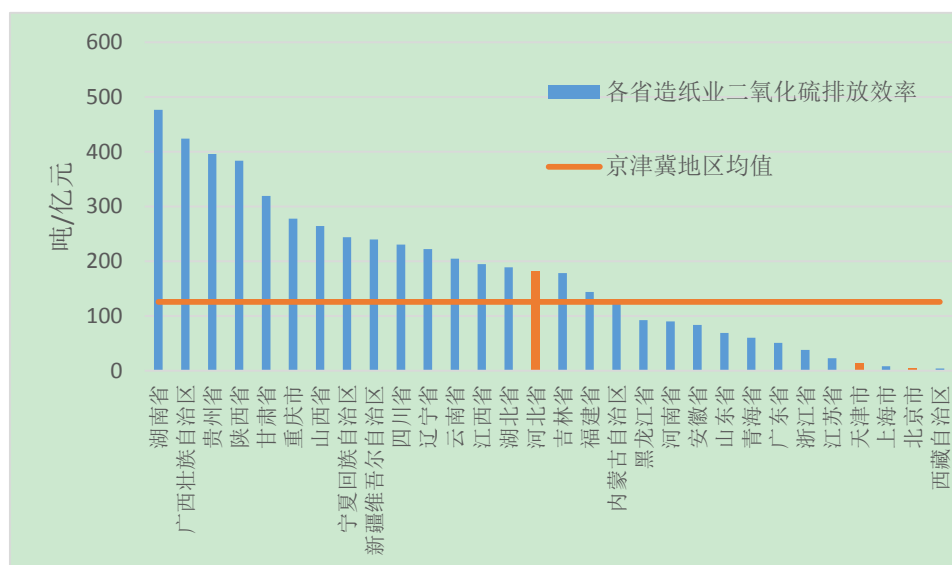


图 5-11 各省造纸行业单位工业产值二氧化硫排放情况

2011 年京津冀地区造纸行业产值达到 674.29 亿元，占区域工业总产值的 0.90%，比 2007 年有大幅下降；区位商为 0.63，也处于相对较低的位置。可以说，通过“十一五”以来对造纸业进行淘汰落后产能，造纸业在京津冀地区在整个经济体系中的地位已经逐渐降低。从建材行业的产值分布来看，造纸业在各城市中可以分为三个层级，保定、天津、石家庄为第一层级，造纸业相对集中；廊坊、北京、唐山为第二层级；其余城市为第三层级，基本没有造纸业。考虑到北京、天津造纸业的二氧化硫排放效率已经相对较高，在未来应该主要关注保定、石家庄两市造纸业二氧化硫排放的控制。

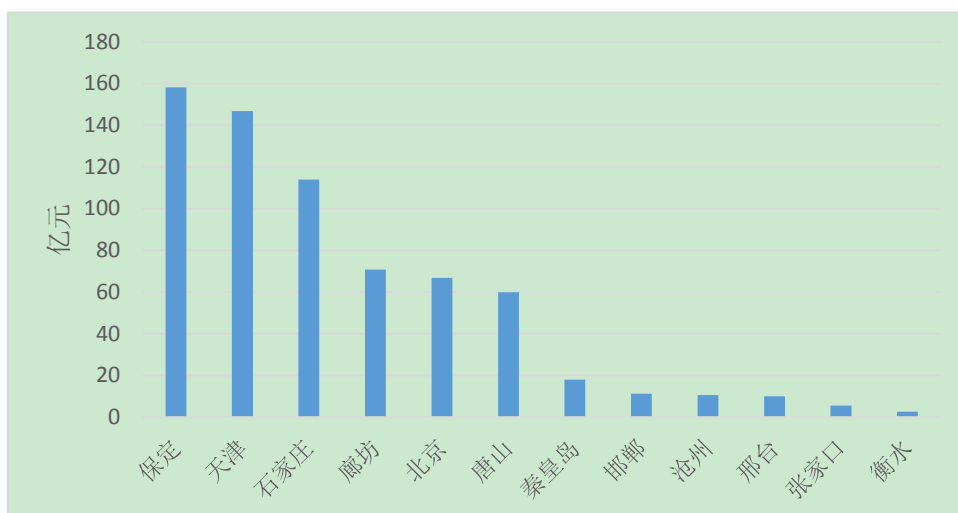


图 5-12 2011 年京津冀地区造纸行业产值

6. 石化行业

由于石化行业属于高能耗行业，并且在石油中通常含硫为 1%左右。因此，在进行石油化工生产过程中，石化企业排放的催化再生烟气、热电厂烟气以及加热炉和工艺尾气等都含有一定量的二氧化硫。2007 年京津冀地区，石化行业二氧化硫产生量占总产生量的 1.9%，而排放量却占总排放量 2.2%，可见石化工业二氧化硫去除率相对较低。从全国范围来看，京津冀地区造纸行业单位工业产值二氧化硫排放效率出去全国中等水平，北京、天津两市排放效率相对较高。

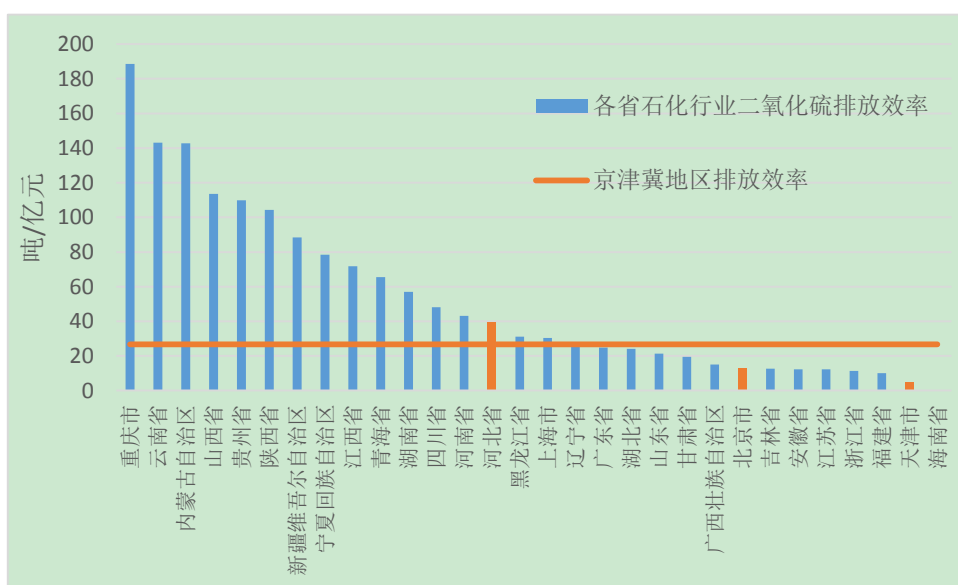


图 5-13 各省石化行业单位工业产值二氧化硫排放情况

2011 年京津冀地区石化行业产值达到 4231.34 亿元，占区域工业总产值的 5.64%，区位商为 1.29，一方面说明石化行业对京津冀地区的经济发展具有重要作用，另一方面也表明京津冀地区已经成为我国石化行业发展的重要地区。近些年来，炼油、石化项目已在京津冀地区大量布局。根据地方已有规划，拟建和在建项目主要包括曹妃甸 2000 万吨级炼油、200 万吨乙烯，滨海新区 3000 万吨炼油、200 万吨乙烯，沧州 1000 万吨炼油等。从各市石化行业产值分布可以发现，目前石化行业主要集中在天津、北京、沧州三市，三市 2011 年石化行业产值达到 2746.19 亿元，占京津冀地区石化行业总产值的 65%左右。考虑到各地二氧化硫排放效率的因素，石化行业未来应重点关注于北京和沧州两市的二氧化硫减排工作。

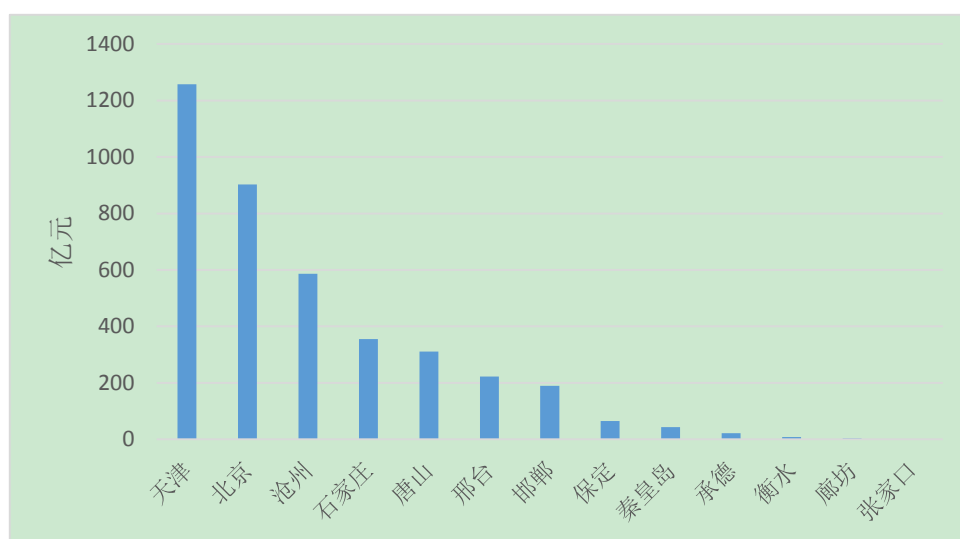


图 5-14 2011 年京津冀地区石化行业产值

(二) 重点排放地区识别

1. 城市之间变化趋势差异较大

虽然京津冀地区整体来看，在 2006-2011 年间二氧化硫排放量呈现出先下降后上升的趋势，并且到 2011 年二氧化硫排放已经回升至 2007 年的排放水平，但是不同城市在这期间却存在着较大差异。

通过聚类分析的方法，可将 11 个城市分为三类。其中，第一类包括北京、邢台和衡水，三个城市，其主要特点是在 2006-2011 年间二氧化硫排放量显著下降，降幅在 18%-50 之间。第二类包括天津、石家庄和廊坊，三个城市，其主要

特点是 2006-2011 年间二氧化硫排放量前期有所下降，但很快又发生反弹，到 2011 年的排放量已经回到 2006 年水平。第三类城市包括唐山、秦皇岛、邯郸、承德、沧州和保定，六个城市，其主要特点是 2006-2011 年间二氧化硫排放量前期有所下降，但迅速发生报复性增长，到 2011 年的排放量已经远高于 2006 年水平，增长幅度为 9%-57% 不等。

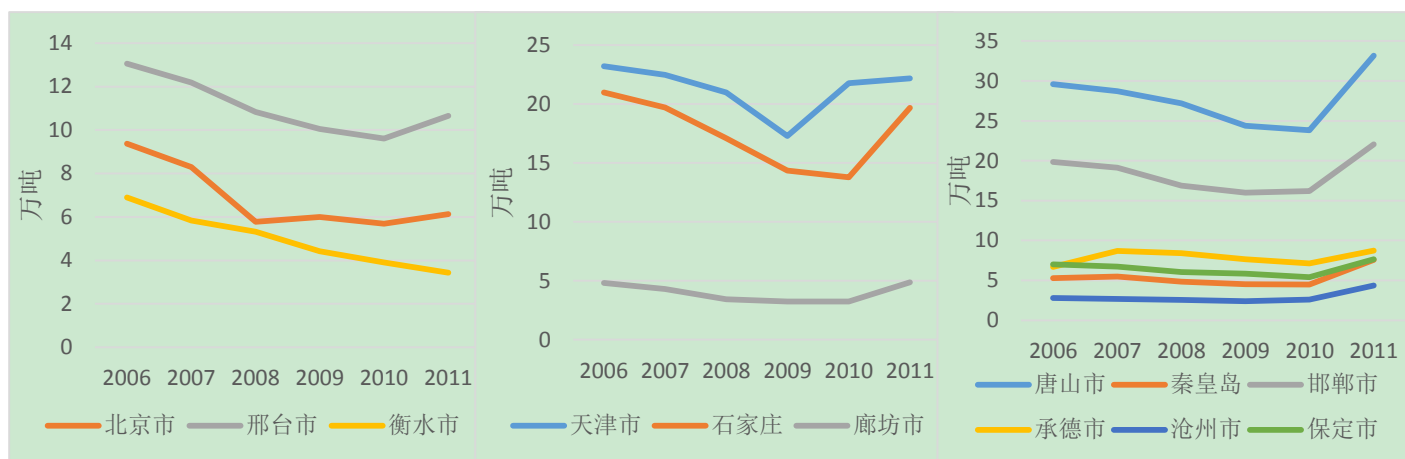


图 5-18 2006-2011 各市二氧化硫排放情况

2. 二氧化硫排放强度远高于全国平均水平

从地均二氧化硫排放强度来看，2006-2011 年间京津冀地区强度在 5.83-7.59 吨/平方公里之间，始终为全国水平的 1.64-1.87 倍。2011 年，有七座城市的单位面积二氧化硫排放量高于全国平均水平（3.94 吨/平方公里）。其中，唐山市单位面积二氧化硫排放量高达 24.63 吨/平方公里，是全国平均水平的 6.25 倍，天津、邯郸两市单位面积二氧化硫排放量也均大于 18 吨/平方公里，是全国平均水平的 4.5 倍以上。

从单位工业产值二氧化硫排放强度来看，2011 年京津冀地区强度为 21.32 吨/亿元，与全国的 22.86 吨/亿元基本持平。但是与此同时，2011 年仍有一半以上的城市单位工业产值二氧化硫排放量高于全国平均水平。排放强度最高的张家口市，单位工业产值排放量高达 85.89 吨/亿元，约为全国平均水平的 4 倍。除此之外，承德、秦皇岛、邢台、邯郸等市工业二氧化硫排放强度也比全国高出一倍以上。

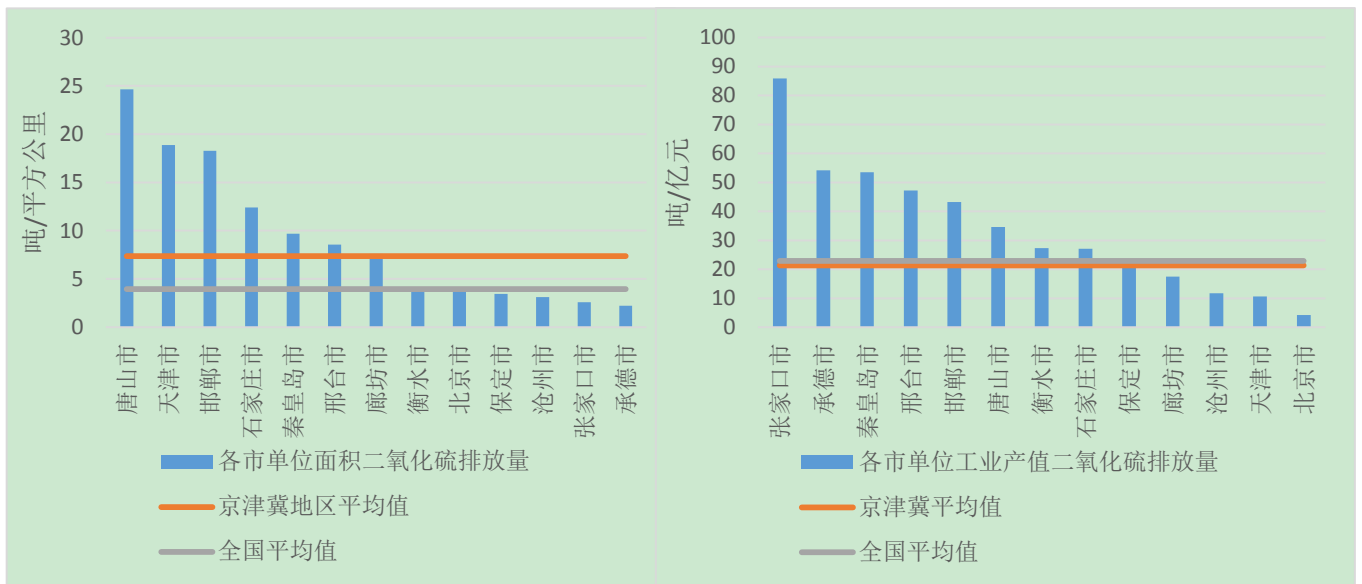


图 5-19 2011 年京津冀地区各市单位面积二氧化硫排放情况

3. 区域酸雨问题日趋严重

京津冀地区降水酸化问题日趋恶化，降水 pH 值逐年下降，酸雨频率日增。中国气象局酸雨观测网数据表明，2000-2003 年整个区域酸雨有所缓解，之后又迅速恶化。2003 年以来，京津冀大面积年平均降雨的 pH 值小于 5.6，部分省市站点的酸雨频率和强酸雨频率达近 15 年来的最高值。京津唐地区夏、秋季节出现酸雨的频率较高。

(三) 重点地区和行业总结

京津冀地区经济高速发展，环境质量和环境容量资源地区差异大，局部地区资源环境超载严重，必须协调好产业结构重型化与资源环境承载之间的矛盾，保护好区域良好人居环境，遏制局部生态环境恶化。严格控制大气污染物新增排放量，重点区域实行“倍增削减”制度。根据京津冀地区现有的二氧化硫排放情况、环境承载力水平及排放效率，可将所有城市分为三个控制层级。首先是针对排放总量较大，环境承载能力较差，效率水平较低的城市应进行二氧化硫排放的最严格控制，以使其二氧化硫排放量尽量在未来的较短时间内尽快下降，这类城市包括天津、石家庄、唐山、秦皇岛、邯

郸、邢台、张家口。其次是针对排放总量适中，基本与环境承载能力匹配，并且效率水平较高的城市，应当进行二氧化硫排放的一般性控制，保证其未来二

二氧化硫排放能够稳定下降，这类城市包括北京、保定、承德、廊坊。最后是针对目前二氧化硫排放量相对较小，且仍然存在一定的二氧化硫排放容量的城市，应当进行二氧化硫排放的优化管理，可以允许其在提高排放效率的前提下，二氧化硫排放量适当增长，具体包括沧州、衡水两座城市。从各个行业来看，综合考虑各地的各行业的产值规模、行业产值占比以及排放效率，将每个行业所需重点关注的城市进行了分级，分为重点关注、一般关注、和次要关注（在下表中分别用三星、两星、一星来表示）。其中，电力行业应重点关注秦皇岛、邯郸、邢台；钢铁行业应重点关注石家庄、唐山、秦皇岛、邯郸、邢台、张家口、承德、廊坊；建材行业重点关注唐山、邯郸；化工行业重点关注石家庄、沧州、衡水；造纸行业重点关注保定；石化行业重点关注沧州。

表 5-1 各市二氧化硫排放情况及重点行业未来削减重点分别情况

城市	排放总量	可用环境容量	排放效率	重点削减行业					
				电力	钢铁	建材	化工	造纸	石化
北京	中	中	高	☆			☆		☆
天津	大	小	中	☆☆	☆		☆☆		☆
石家庄	大	小	低	☆☆	☆☆ ☆		☆☆ ☆	☆☆	☆☆
唐山	大	小	低	☆☆	☆☆ ☆	☆☆ ☆		☆☆	☆☆
秦皇岛	中	小	低	☆☆ ☆	☆☆ ☆	☆☆		☆☆	
邯郸	大	小	低	☆☆ ☆	☆☆ ☆	☆☆ ☆			
邢台	中	中	低	☆☆ ☆	☆☆ ☆		☆☆		☆☆
保定	中	中	中	☆☆	☆☆		☆☆	☆☆ ☆	
张家口	中	中	低	☆☆	☆☆ ☆				
承德	中	中	低	☆☆	☆☆ ☆				
沧州	小	中	中	☆☆	☆☆		☆☆ ☆		☆☆ ☆
廊坊	小	小	中	☆☆	☆☆ ☆			☆☆	
衡水	小	中	低	☆☆	☆☆		☆☆ ☆		

四、初始排污权的分配

在京津冀地区实施二氧化硫污染排放权交易的过程中，无论从经济、社会的各方面来看城市之间都存在着明显的差异，因此建议在京津冀地区 13 个城市实施不同的初始排污权分配方案。

初始排污权的分配是指在一定区域内排污控制总量在各个主体（包括政府和排污企业）中的第一次分配。初始排污权作为一种行政许可权，其分配必然是由政府主导完成的。虽然说，已有的经济学理论已经证明在理想的竞争条件下，初始分配不会影响污染权市场的效益，但是必须指出的是理想条件下的无交易成本，信息完全等假设在现实中无法实现。因此，在实现条件下，初始排污权的分配结果将直接影响排污权交易制度实施的作用和效率。

（一）初始分配的基本原则

由于排污权的初始分配直接关系到各地政府部门以及各行业企业的利益关系，因此京津冀地区在推进二氧化硫排污权的初始分配时需要兼顾经济发展、社会公平、政治稳定、技术效率等多种因素。总的来说，排污权初始分配的基本原则应该包括尊重历史原则、公平原则、总量控制原则等。

尊重历史原则：兼顾排污权初始分配的公平与效率，实施老项目老办法，新项目新办法的政策措施。从京津冀地区正式实施排污权交易机制之日起，所有新建扩建项目的排污权均需要通过排污权交易中心申购或交易获取。对于此前获得合法排污权利的企业，根据历史排污实际情况和节能减排目标，确定其所须有的排污权额度。

公平原则：这是排污权初始分配的最基本原则。无论排污权以何种方式进行分配，绝对的公平是不存在的，但是在同一个城市内，在同一种分配的方案下环境行为相同的企业分配的排污权额度的原则和依据是相同的。对于公平的发放排放权许可证，包括了两层含义，一是对于已经合法获得排污权的老企业与新企业之间的公平；而是对于由不同污染物减排技术所导致的减排差异予以公平的初值。排污权的初始分配可以考虑，在试点开展之初对老企业给予一定的优惠政策，保证排污权交易机制的顺利推行，对于大力投入污染治理费用，并大幅减少污染物排放量的企业，允许其专卖排污权，从而在污染治理减排过程中获得收益。

总量控制原则：在京津冀地区实施二氧化硫排污权交易的过程中，排污权的分配必须考虑国内现行的污染治理制度。排污权总量必须不能突破国家规定的该区域污染排放总量控制目标。

有效控制原则：为了保证排污权总量指标的有效性，在京津冀地区确定了总体的二氧化硫排放权总量额度后，不得随意对控制目标进行修改。但是考虑到，在进行排污权初始分配后，如果区域内需要建设涉及社会民生等重要项目，而排污权交易市场企业对排污权“惜售”，导致项目无法从二级市场购买到足够的排污权，则会出现重要项目无法建设的问题。为了避免类似问题的出现，建议在进行排污权初始分配时，各级政府（省、市）对当年排放总量保留一部分不进行分配，以备不时之需。同时，政府持有一定比例的排污权，也有利于对市场上实际流通的排污权进行有效的控制管理。

（二）初始分配方式的比较与选择

初始排污权有环境资源主管部门向排污权企业转让方式，主要可以分为无偿转让和有偿转让两大类，其中有偿转让又可以再分为均价转让和市场拍卖转让两种。整体上来说，为了更好实现污染者付费以及对新旧企业平等对待的原则，应该逐步由无偿分配向有偿分配进行转变；为了更好的利用市场对资源进行分配，应该逐渐由均价转让向市场拍卖转让进行转变。因此，在市场经济较为发达的地区可首先尝试市场排放转让的排污权分配机制，对于经济较为落后，可先使用无偿分配的方式。综合考虑不同分配方式的优缺点，及各个城市的排污情景和经济社会发展情况，认为可将京津冀地区二氧化硫排放权交易过程中初始排放权的分配方式设定如下表所示：

表 5-2 不同城市排污权初始分配方式

初始排污权分配方式		城市
有偿分配	市场拍卖转让	北京、天津、石家庄、唐山
	均价转让	邯郸、邢台、秦皇岛、保定、承德、廊坊、沧州
无偿分配		张家口、衡水

在实施京津冀地区二氧化硫污染排放权交易时，应该首先在北京、天津、石家庄、唐山，四个城市采用排污权由市场拍卖转让的方式。这主要是因为：第一，这四个城市经济水平发达程度相对较高，北京、天津 2012 年人均 GDP 已经达到 70000 元以上，唐山市更是高达 95000 元。石家庄市在四个城市中相对较低，仅为 53381 元，但是石家庄作为河北省的省会城市经济基础较好，在河北省推行排污权交易的过程中更应起到带头作用。第二，四座城市的二氧化硫排放量都相对较高，在十三座城市中，唐山、天津、石家庄三市二氧化硫排放量分别排在第一、二和第四位，相比之下仅北京市的二氧化硫排放量相对较低。除了以上四座城市实施市场拍卖以外，可以在邯郸、邢台、秦皇岛、保定、承德、廊坊、沧州六座城市实施排污权均价转让的方式。这主要是考虑到这六座城市市场经济发展不如前面四座城市成熟，并且这六座城市大气环境质量问题突出，空气质量亟需改善，需要给予排污企业足够的经济刺激，从而尽可能的减低区域的二氧化硫排放量，并且在这个过程中，政府部门也可以通过出售排污权获得更多的环境污染治理资金。对于张家口和衡水两市来说，目前可以考虑实施排污权无偿分配的方式。这是因为首先，这两个地区目前的二氧化硫排放量相对较少，从地均二氧化硫排放量来看，也低于全国平均水平。与此同时，这两个城市经济发展比较落后，人均 GDP 低于京津冀地区平均水平，如果采取排污权有偿分配的方式可能会进一步阻碍当地经济的发展。

专栏 5-1 有偿分配的实施方式及优缺点

有偿分配是政府部门以某一价格将排污权卖给排污企业，具体又可以再分为均价转让和市场拍卖转让两种。由于环境容量是一种稀缺资源，任何企业都不应免费拥有这种资源，因此可以说排污权以有偿分配的方式给排污企业更加合理和科学。其中排污权均价转让是指政府部门给排污权制定一个固定价格将其出售给排污企业，而排污权价格的制定通常是参考污染物的治理成本。市场拍卖是指政府部门将一定数量的排污权在市场上对所有申购的排污企业进行拍卖，出价高的排污企业获得排污权。可以说市场拍卖的方式是一种完全以市场机制进行排污分配的方式，在这种方式下政府部门介入最小。总的来说，有偿分配制度的优点有如下几点：①有偿分配体现了污染者付费原则，有利于环境资源的优化配置和整体效率的提高；②有偿分配提高了排污企业的准入门槛，直接针对高污染企业提高其生产成本，用市场的手段限制了效率低下的污染企业扩大生产规模，同时鼓励污染少、效率高的企业扩大生产③有偿分配有利于促进减排技术的革新和扩散④有偿分配建立更为完善的排污权交易市场。由于有偿分配方式，尤其是市场拍卖的方式可以给排污企业明确的价格信号，为日后的排污权交易提供价格参考的标准⑤有偿分配可以为政府部门提供一定数量的环保资金。不得不指出的是，有偿分配模式也有其难以避免的确定。首先，有偿分配方式的管理和实施成本较高，尤其是在采用均价转让过程中政府往往需要清除的质量不同行业的排污企业的减排成本是多少，才能进行合理的定价。但是在现实操作过程中，这通常是非常困难的，这部分信息获取的成本也将非常高。其次，有偿分配方式无疑会增加排污企业的负担，增加生产所需的成本。在推行过程中，会遭到排污企业较强抵制。此外，很难避免的是排污企业将购买排污权所花费的成本直接转嫁给消费者，造成消费者为企业的排污行为买单的窘境。

专栏 5-2 无偿分配的实施方式及优缺点

无偿分配是指由环保部门按照一定的公开标准将初始排污权无偿分配给排污单位的一种模式。美国在酸雨控制计划中，对二氧化硫排放权的初始分配主要采用无偿分配的方式，2000年以后，每年无偿分配的排污权占总排放权的97.2%；我国大多数地区仍采取物产刚分配模式来分配初始排污权。无偿分配的优点主要包括一下几个方面：首先，无偿分配可以在不改变现有排污权分配总体格局的前提下，顺利实现排污权交易机制和现存排污收费制度对接。其次，环保部门可以根据排污企业的历史污染物排放量直接设定已有企业的排污权，可操作性强，实施难度小。最后，排污企业在获得排污权的过程中，无需支付任何费用，使得排污企业更容易接受，且对现有经济生产影响小。但是与此同时，无偿分配也存在很多弊端，第一，容易导致不公平的问题。这里所说的不公平是指，如果政府将排污权无偿的分配给排污企业，那么对于社会公众没有任何补偿的话，则使得企业免费的享受了环境容量，而居民则不得不承受排污企业的环境负外部性。这对于公众居民来说是不公平的。与此同时，如果仅是在排污权交易制度实施初期对老企业无偿发放排污权，等到新企业需要排污权额度时，则不得不从老企业手上花钱购买，那么对于新企业来说也是不公平的。第二，无偿分配的方式容易导致效率损失。因为如果排污成本为零，则环境容量的稀缺性就无法表现，必然会使得本来稀缺的环境容量低效使用，造成大量的浪费现象。第三，无偿分配的方式阻碍减排技术推广和创造。排污权被无偿分配，使得排污企业缺乏降低其污染排放的经济上刺激，进而丧失没有减排技术革新的动力。第四，无偿分配容易造成权力寻租。由于对每个排污企业的初始分配额度是由政府部门根据其所了解到的各企业经营规模、排放总量、排污效率等因素确定的，但是政府部门很难完全掌握这些相关信息，因此就存在排污企业向政府寻找，以期获得更多的排污权，造成权钱交易。

（三）初始价格的确定

无论是在一级市场的初始分配阶段，还是在二级市场的交易阶段，排污权的合理价格是保障排污权交易顺利进行、实现排污权交易目的的关键。初始分配阶段，在排污权的有偿初始分配方式中，无论是政府定价还是拍卖，都很大程度上依赖于政府对价格的定位。在二级市场的交易阶段，虽然理论上说市场本身就可以实现对排污权的合理定价，但是在排污权交易制度运行的初始阶段，由于交易数量还比较少，市场规模还比较小，配套机制不够完善，市场在短期内还不可能实现排污权价格的优化，再加上环境容量资源随着时间、技术以及人们认识深度的提高而表现出不确定性，仅仅依靠市场机制很难及时准确地使排污权的价格反映环境容量资源的真实价值。因此，政府干预和价格形成机制的建立对于排污权初始价格的形成以及补充市场机制的滞后性是必不可少的。政府能否对排污权价格进行合理评估将直接关系到排污权交易市场能否健康发展。排污权的价格过低，起不到激励减排的作用，无法实现治污成本的内部化；排污权价格过高，会加重企业负担，干扰市场经济机制作用的发挥，造成市场扭曲，不利于资源的优化配置和社会经济的可持续发展。

京津冀地区在进行二氧化硫排放权交易价格设定时，可以充分参考国内已经实施排污权交易地区的价格设定，再结合自身特点进行一定程度的增减确定各个城市的二氧化硫交易价格。在二氧化硫的价格设定过程中可结合已实施排污权有偿转让的实际案例进行操作，如江苏省在 2007 年针对电力行业实施二氧化硫排放有偿使用，价格设定为 2240 元/吨·年；浙江省建议的初始分配价格为，对燃煤电厂征收 1800 元/吨·年的二氧化硫排污权初始分配价格，对其他燃煤企业征收 1100 元/吨·年的二氧化硫初始分配价格。

对于排污权有偿分配的两种方式，可以采用相似的排污权分配价格设定方式。唯一不同的是，在政府定价模式中，交易价格直接由政府确定，并按照此价格进行交易；而在政府拍卖方式中，政府需要设定一个拍卖的起拍价，底价的设定可以直接使用政府定价模式中所确定的价格作为拍卖的起拍价格。

考虑到环境容量资源恢复成本是收获一单位环境容量资源所必须支付的生产成本。在总量控制的前提下，某一污染企业多排放一单位污染物，就要相应净化掉相应的一单位污染物。因此，可以根据当地污染物的平均处理成本的确定环

境容量的价格。每一单位环境容量资源的价格根据当地的污染处理设施的固定资产折旧、能耗、物耗、维修管理费用人工费用等进行测算后，得出污染物的平均处理成本，即为每一当量污染物的排污权价格。对于二氧化硫处理成本，可结合绿色 GDP 核算研究中的调查研究值，燃煤电厂的单位二氧化硫治理成本范围值为 1080~1620 元/吨，对于各行业燃煤企业调查研究范围值为 672~1008 元/吨。

同时考虑到地区、行业等的差异，排污权指标初始价格需要根据不同地区社会经济发展状况进行相应的调整。其表达式为： $P_{ij}=P_{jd}*V_{ij}*A_i$ 。其中， P_{ij} 是地区 i 的 j 行业的排污权价格； P_{jd} 是 j 行业污染物平均处理成本； V_{ij} 是地区 i 的 j 行业调整系数； A_i 为地区调整系数。

在确定行业调整系数时，不同的行业由于处理成本不同、政府鼓励程度不同，不同的行业会有不同的价格。因此，在这里需要增加一个行业调整系数 V 。因为处理成本在 P 中已经考虑，因此 V 主要由政府的产业政策当地资源条件等决定。根据“表：各市二氧化硫排放情况及重点行业未来削减重点分别情况”中，对各个城市各行业的平均情况，可以在设定不同的调整系数。如，针对“☆☆☆”行业可以设定行业调整系数为 2，针对“☆☆”行业设定行业调整系数为 1.7，针对“☆☆”行业设定行业调整系数为 1.3。

在确定地区调整系数时，由于地区调整系数 A 反映不同地区社会、经济 and 环境的差异对排污权指标价格的影响，以其确定涉及到经济、社会和环境等多方面因素，在每种因素中往往又包含了若干种定性和定量因子。因此，它属于定性与定量相结合的一类问题，适合运用层次分析法进行定量。综合考虑区域社会、经济和环境现状，地区差异调整系数影响因素的层次结构构建见下表。环境状况主要反映的区域环境容量资源状况，可以用污染强度表示，污染强度越大，说明环境容量资源越稀缺，相应的排污权指标价格应该较高；经济状况反映的是当地的经济发展水平，经济发展水平越高，相应的排污权指标价格也应该越高；社会状况反映当地的社会发展程度，社会发展程度越高，对环境质量的要求越高，相应的排污权价格也应该越高。

表 5-3 地区差异调整系数层次结构模型

目标层	评价因子	评价指标	单位
A _i	环境状况	污染强度 (C ₁)	T/km ²
	经济状况	居民可支配收入 (C ₂)	元
		第三产业比重 (C ₃)	%
	社会状况	每百万人拥有卫生技术人员数 (C ₄)	人
		科技人员比重 (C ₅)	%

考虑到各评价指标之间的互补性和评价系统之间的叠加性，选用加权求和的多指标综合评价模型，其表达式为： $A_i = \sum_{n=1}^m W_n S_n$ 。其中，A_i为地区调整系数；W_n为各平均指标的相对权重；S_n为个评价指标的评分；m为平均指标的项目数。

在排污权交易机制中，政府部门制定交易规则时应秉承“公平与效率并重”的原则，核定不同行业污染物治理成本，在排污权交易的价格形成机制中设定相应行业极差权重，这样将有利于区域产业结构调整朝着环境友好的方向转变。

五、排污许可证的管理

排污许可证制度是以改善环境质量为目标，以污染物总量控制为基础，对排污单位排放污染物的种类、数量、性质、去向、方式等进行具体规定的一项环境管理制度。自从1989年5月，第三次全国环境保护会议把这项制度作为继“老三项”环境管理制度之后，推行的“新五项”制度之一在全国实施，先行开展水污染排放许可证核发工作，并逐步推广到大气污染物等污染控制方面。二十多年来，排污许可证制度对抓好污染治理，规范总量控制目标，实施排污交易，改善区域和流域的环境质量期待了积极的推动作用。可以说，排污许可证是参与排污权交易的排污企业所得到的排污权的具体体现，是进行排污权交易的基础。而对于排污许可证有效期限的设定对于排污权交易的效果具有密切关系。

（一）排污许可证的有效期限管理

综合目前我国对于排污许可证期限的管理情况，一般可以将排污许可证的期限分为长期、中期、短期三类。对于京津冀地区的排污许可证发放期限设定来说，综合国内外的实践经验，考虑排污许可证不同有效期长度的优缺点，及五年发展规划的调整、现行排污许可证制度等各类因素，京津冀地区排污权许可证的有效期可以选择为 5 年。这样既能保证有足够的时间给企业进行中长期的节能减

专栏 5-3 国内排污许可证设定期限案例

嘉兴、诸暨两地均实施长期排污许可证，分别将许可证有效期限设定为 20 年和 10 年。排污许可证长期有效对于企业来说，有利于其根据自身长期的发展规划购买相应的排污权额度。但是其缺点也十分明显，由于排污权有效期的时间跨度长，存在着多种的不确定性，这将增大政府部门对环境管理的难度。与此同时，长期有效的排污权可能会使得部分排污企业不愿出售排污权，导致排污权供给不足。

兰溪市等地区实施中期排污许可证。所谓有效期为中期即将排污权的有效使用指标设定为 5 年。这样做的好处是，一般我国的各类规划，如经济社会规划、节能减排规划、总量控制目标等时间通常是以五年为一个周期，排污权的有效期也设定为 5 年，有利于排污权与各类规划进行衔接。

江苏太湖流域、浙江绍兴等地区将排污权的有效期设定为 1 年。这种短缺的排污权配额有利于环境容量的灵活管理，并且方便满足企业的临时性需求。如果排污权是短期有效的，那么那些年度内临时拥有多余排污权的企业可以讲排污出售，而需要临时排污权的企业也可以在市场上购买获得。但是缺点是企业很难根据其发展计划来提前购买排污权，并且由于到企业进行减排的研发工作通常周期较长，在如此短的时间内，企业很难进行技术创新。另外，短期有效的排污权也大大增加了政府部门的环境管理成本。

排计划，进行污染治理，并能够将多余的配额及时在市场上进行交易；同时也便于政府部门进行有效的管理。排污权交易机制试点阶段新发放的排污权许可证截止日期可统一设定为 2015 年底，根据新的五年发展规划所确定的排污控制总量，核发 2016-2020 年的二氧化硫排污许可证，有效期为 5 年。

（二）排污权的奖惩管理

奖惩管理是指政府部门对有效削减的污染物排放的企业和违反排污权交易规定的企业进行的激励和惩罚措施。进行排污权的奖惩管理需要以定期排污绩效考核机制为基础。所谓定期排污绩效考核机制是指，对于排污企业所购买的排污许可证额度，在一定期限内与污染检测管理体系所监控的实际排污数据和年度环境统计数据进行比较，同时参考环保局下达的节能减排目标，对企业排污权配额的实际运作绩效进行考核。

在实施京津冀地区二氧化硫污染排放权交易的过程中，可对于连续多次排名靠后的排污企业，政府部门可强制回购一定比例的排污权额度，如按照市场交易平均价格强制回购企业所拥有排污权额度的 10%，以便为新建项目提供发展空间；对于存在超量排污的企业实施扣减排污许可证额度并处以一定的罚款等惩罚措施，罚款额度可设定为针对每吨超排二氧化硫征收 50 倍行业平均减排成本的罚款；对于考核结果排名靠前的企业，在以后的排污权分配或新建项目申购排污权配额时予以优先申购权利，促进排污权的优化配置。

对排污许可证以及排污权的管理是开展排污权交易的重要部分。没有对京津冀地区排污行为的监督管理就无法实现预期目标，也难以达到改善环境质量的基本任务。因此，在进行京津冀地区二氧化硫排污权的相关管理过程中，一方面需要对企业行使排污权的行为予以有效的监督和约束，同时也需要从制度上进行合理的设计以刺激企业进行减排技术创新，提高污染排放效率。

六、排污权的储备与交易

（一）排污权的供给与储备

排污权交易不是无条件进行的，除了参与交易的排污权必须是通过合法途径取得之外，对排污权供给方而言，所提供交易的必须是“富余”的污染物排放权。所谓“富余”的污染物排放权指标是指排污单位在其污染物排放权限之内的实际未曾使用的排污指标。“富余”的污染物排放权指标具有以下性质：首先，不属于现行环保法规所要求的必须承担的污染物削减量；其次，不属于区域总量控制所要求的必须承担的污染物削减量；再次，是污染物允许排放量基础上的削减量；此外，必须是污染物允许排放量与实际排放量的差值。污染物排放权的富余指标

可以通过多种途径削减污染物排放量而获得。在污染物允许排放量基础上，污染物排放权的富余指标实行“谁削减，谁拥有”的原则。削减污染物排放量的具体途径有：

(1) 政府预留。初始排污分配时政府部门未来保障重点建设项目排污权需求而预留的排污权储备。如美国的二氧化硫排污权交易中，初始分配的二氧化硫排污权额度达到排污权总量的 97.2%，这是美国法规比较健全、市场经济体系运作时间悠久等原因所致。我国排污许可证制度的执行中，各地对进行分配的污染物排放总量指标控制不一，但绝大多数城市都未将总量控制指标全部分配给排污企业。因此，京津冀地区实施二氧化硫排污权初始分配量可以达到区域排污权总量指标的 90%。排污权交易中心将年度排污权总量的 5%-10%作为机动额度储备，用于区域内大型项目新建扩建、需要重点扶持的建设项目等。

(2) 政府投资减排。排污单位通过调整产品结构、技术工艺改造、调整管理模式等获得的富余排污权指标。现阶段国家大力推行清洁生产，是提高企业竞争能力、有效控制污染物排放的关键措施。在产品生产过程中，不用或少用有害物质，采用无污染或少污染的生产技术与工艺，最大限度地节约和有效利用能源和资源，尽可能消除或减少对环境的污染，达到“节能、降耗、削污、增效”的目标，真正将污染物的产生控制在工艺过程之中，从而使其排污指标有了“富余”。例如在京津冀地区享受脱硫机组上网标杆电价的电厂，上脱硫设施后削减下来的二氧化硫指标，可由排污权交易管理服务机构无偿收回，用于新建项目。

(3) 政府回购。排污单位由于产业结构调整及其他原因引起的转产、破产、自行关闭等情况而腾出的排污权指标。根据京津冀地区产业结构现状，要以解决结构性污染为主要目的，把淘汰污染型产业和关停污染严重企业的计划纳入国家经济结构调整的主渠道。同时，要依据产品原材料的选用、生产工艺、运输贮存和使用整个生命周期的每个环节，采取有效的措施，逐步淘汰污染物排放量大的产品，减少生产过程中的污染总量。排污单位发生转产、破产、自行关闭等情况，后通过深化治理、产业结构调整或削减产能等途径腾出的排污权指标，可由排污权交易服务机构回购。

(4) 严格监管而被强制收回的指标。企业因严重环境违法行为被强制关闭的，原则上无条件收回排污权。

（二）排污权交易的技术规则

排污企业在区域内的不同位置，其排放的污染物质对区域空气质量将产生不同影响，为了防治出现污染物总量达标，但环境质量持续恶化的情况，在进行二氧化硫排污权跨地区交易的过程中，可以采用等贡献值原则来进行排污交易设计。

等贡献值原则指的是进行排污权交易之后，在不同地点向区域大气中排放的污染物量对区域整体空气质量的影响应该是相等的，也就是经过排污权交易，污染企业 A 增加（减少）的排污量 Q_a 和污染企业 B 减少（增加）的排污量 Q_b 对区域大气质量的贡献值相等。这个原则实质上是根据企业的排污对区域大气质量的贡献计算出排污交易系数，然后用该系数折算出流域不同城市污染物的应排放量，以防止排污地点改变对区域大气质量造成不良影响，达到保持区域大气环境质量的目的。

利用等贡献值原则进行区域二氧化硫排污权交易的设计，首先，根据跨区域的大气模型，计算区域各城市（区县）排放的二氧化硫对区域大气质量的贡献率大小，进而得出各城市（区县）的排污交易系数；然后再将排污交易系数结合排污企业 A 或者 B 的排污权需求量，计算出 A 应向 B 购买或 B 应向 A 购买多少排污权量。因为区域大气模型因区域的地理条件、气候条件、风场等的不同而不同，那么在计算各污染源排污的贡献率时，大气模型的不同计算出的贡献浓度亦不同。

区域污染源排污的贡献率计算如下：
$$r_m = \frac{L_m}{\sum_{i=1}^t L_i}$$

式中， r_m 是区域内 m 地的污染源 m 对区域大气环境质量的贡献率，以百分比作单位； L_m 是污染源 m 对区域大气质量的贡献浓度，以 mg/m^3 作单位； t 是区域内城市（区县）的个数。

排污交易系数即在 m 地区的排污企业 n 对区域大气环境所作的每单位污染贡献下， m 地区的排污企业 n 的污染排放量，其计算如下：
$$h_m = \frac{f_m}{r_m}$$

式中， η_m 表示 m 地区的某排污企业的排污权交易系数， ϕ_m 表示地区的排污企业的排放量。

那么，跨地区排污企业在进行排污权交易时，可依照交易双方的排污交易系数和排污权需求方所需要的排污量计算出需要从排污权提供方手中购买的排污权量。以 A 地的某企业和 B 地的某企业为例，A 地某企业为排污权需求方，B 地某企业为排污权供给方，A 需从 B 处购买的排污权数量为 $\Delta \phi_A$ ，A 和 B 的排污权交易系数分别为 η_A 和 η_B ， ϕ'_A 为 A 地某企业需要增加的排污量，则排污权交易量计算如下：
$$Df_A = \frac{h_B}{h_A} \cdot f'_A$$

由排污权交易的等贡献值原则，我们可以认为通过跨市县的二氧化硫排污权交易，在区域不同位置排放的污染物对大气质量的影响是等同的，即污染的贡献是相等的。这样，在区域内不同的市县企业可以进行排污权交易，并且对于环境质量来说进行等量交易。如此，既实现了跨地区总量控制目标，又不会致使区域大气质量恶化，环境资源配置效率也获得了提高。

（三）区域排污权交易程序

区域排污权的初始分配也就是排污权交易的一级市场，即由政府相关的环境管理部门将排污权分配给流域的排污企业，是有行政手段参与的市场。而各排污企业在排污权交易市场上对排污权进行公开交易是排污权交易的二级市场，后者是真正意义上的通过市场手段展开的交易。由于一级市场的分配方式和价格确定流程在前文已经确定，因此这里主要介绍二级市场上的排污权交易程序，主要包括以下环节：

（1）申请：排污权的买方和卖方向区域排污权交易主管部门提交交易申请，并提交双方企业的有效基本资料和交易的必要性、可行性的分析报告。

（2）协商：排污权的买卖双方就交易的标的物、交易数量、成交价格、交易时合同。

（3）审核：买卖双方达成的交易协议须上报排污权交易主管部门进行审核。若符合可行性要求，则主管部门批准交易协议，并对交易出具鉴证书。

（4）资金交割：按照买卖双方签订的排污权交易合同，双方在排污权交易主管机构办理排污权交易资金的交割。

(5) 变更登记：买卖双方的资金交割在经环保部门确认之后，即可办理变更排污许可证的登记手续，并且将交易合同备案存档以备监管之用。

(6) 排污权交易跟踪：当排污权完成交割之后，环境主管部门要进行交易后续的监督，对超过排污权限排放的企业采取如罚款之类的处罚措施，超额排放严重的企业甚至没收其排污权。

第六章 京津冀地区实施排放权交易制度的关键支撑体系研究

污染源核算是计量企业污染排放量、识别企业富余排放指标、保证交易信息对称的关键环节，国内外经验显示，如果没有准确、客观、及时的污染源排放数据，如果交易双方获取排放数据的成本过高，则会导致排放权交易制度难以推进，或者导致排放交易的交易成本过高，使得该制度达不到成本有效性，从而难以保证排放交易制度能够生根发芽。污染源排放监测是我国开展排放权交易的关键支撑体系。

一、 污染源排污核算现状

(一) 环保部门内并存多种核算方式

准确了解污染源排污状况环境管理的核心内容，污染源排污核算是掌握污染源状况的基本手段，也是排污权交易的基础^[7]。当前，在建设项目环境影响评价、“三同时”验收、排污申报、环境统计、污染减排、污染源普查等环境管理活动中均涉及污染源排污核算。表总结了当前各项工作中排污核算的基本状况。

表 6-1 当前环境管理工作中污染源排污核算方式

工作名称	核算方式	排污核算方法		优点	缺点
建设项目环境影响评价	建设单位配合、有资质的社会中介机构负责完成（中介核算）	拟建项目	物料衡算法、类比法	效率高，理论性强	核算及监测成本高、与实际生产情况差别较大
		现有项目、回顾性评价	实测法		
“三同时”验收	建设单位配合、各级环境监测部门负责（中介核算）	实测法		数据可靠、准确性高	只能监测典型工况下排污情况，缺乏全面性
排污申报	排污单位自主核算、环保管理部门核定、抽查（自主核算）	实测法、物料衡算法和类比法		操作简单、效率高	成本低、准确性差、易造成企业谎报数据
环境统计					
污染减排	排污单位按要求提供相关资料，环保管理部门核定（监督核算）	实测法为主，个别行业或企业采用物料衡算法和类比法		结果客观合理	数据量大、无法进行全面实际监测、行政成本高
污染源普查					

可见，由于各项环境管理活动的目的、目标、方式各不相同，所需的污染源排污信息也不同，所用的排污核算方式、方法也有所不同，造成了排污统计口径混乱。这迫切地要求建立适合排污权交易的污染源排污核算体系。

（二）环保部门与国务院其他环保管理相关部门并存多种核算方式

与西方发达国家不同，我国排放权交易分散在若干部门。比如，我国二氧化硫排放核算与二氧化碳核算分别由环保部和发改委负责，目前这两个部门都已经建立各自的核算方法；发改委同时还建立了节能量的核算方法，与此同时，国家统计局也建立相应的能源核算体系。这种各个部门多种核算方式也相应地存在于地方政府的相应部门。

（三）在线连续自动监控系统得到应用

当前二氧化硫在线监测普遍采用烟气连续排放监测系统（CEMS）。20世纪60年代在美国，CEMS用于监控工业生产过程中出现的损失，但监测技术一直没有发展。直到环境管理机构要求在排放源上安装CEMS后，该产业才开始逐渐地发展起来。环境管理上对连续排放监测的要求始于美国和德国。1971年12月，美国首次发布了对燃烧化石燃料产生蒸气的装置进行连续排放监测的要求；1974年，德国通过了联邦排放控制法，提出了连续排放监测的要求。同年，德国在空气质量控制技术的导则中，发布了污染物排放允许限值，提出了进一步的监测要求。1996年3月、1999年12月、2004年12月和2009年12月我国先后发布了在火电厂、20t/h以上的锅炉、水泥窑的窑尾/窑头和危险废物及医疗废物集中处理设施安装固定的连续排放监测装置的要求。

1975年，U.S. EPA发布了连续排放检测仪的“技术指标”，德国发布了CEMS“适用性检测指南”。因此，在美国知道1975年CEMS一起生产厂才有了统一的设计标准，安装在排放源上的CEMS才有了对其性能评价的指标。在我国，2001年9月发布了《固定污染源排放烟气连续监测系统技术要求及检测方法》标准（HJ/T 76—2001）。目前，美国、德国、日本生产的CEMS采用众所周知的光学和光电技术，在我国、英国和韩国还将电化学技术应用到CEMS，例如：电化学法测定烟气中的氧。从总体上讲，在世界上美国和德国仍然支配着CEMS的市场；

在我国早年国外产品一统市场的状况已不复存在，目前国产产品已占据了 CEMS 市场的主导地位。CEMS 的市场将随着环境管理机构对 CEMS 在管理中的作用的 认识不断提高而不断扩大。

当今，连续排放监测技术业已成熟，作为一种可行的管理工具已为许多国家接收。在我国，《污染源自动监控管理办法》（国家环境保护总局令第 28 号）涉及自动监控系统建设，自动监控系统运行使用和管理。自动监控系统由自动监控设备和监控中心组成。自动监控设备是指在污染源现场安装的用于监控、监测污染物排放的仪器、流量（速）计、污染治理设施运行记录仪和数据采集传输仪等仪器、仪表，是污染防治设施的组成部分。监控中心是指环境保护部门通过通信传输线路与自动监控设备连接用于对重点污染源实施自动监控的计算机软件和设备等。自动监控系统经环境保护部门检查合格并正常运行的，其数据作为环境保护部门进行排污申报核定、排污许可证发放、总量控制、环境统计、排污费征收和现场环境执法等环境监督管理的依据，并按照有关规定向社会公开。美国国会在清洁空气法 1990 年修正案中，规定了对 CEMS 的需求，欧洲各国在防治计划中亦采用 CEMS。在各国环境管理规划中，连续排放监测技术将在保护环境、改善环境空气质量、节能减排中发挥越来越重要的作用，成为强有力的工具。

从我国国控污染源自动监控情况来看，我国建立了国控重点污染源在线监控系统。2014 年我国国控废气污染源监控企业总共为 3865 家，其中京津冀地区为 310 家，监控的企业主要包括发电、钢铁、水泥、化工等高污染和高排放行业。

表 2014 年国控废气污染源重点监控企业数量

	国家重点控制企业数量	占全国总数的百分比
全国	3865	100.00%
非京津冀地区	3555	91.98%
京津冀地区	310	8.02%
北京	9	0.23%
天津	30	0.78%
河北	271	7.01%

二、 当前污染源核算面临的突出问题

在现行的环境管理工作中，必须准确、及时掌握污染源排污情况，但从实际情况来看，掌握污染源排污状况一直是环境管理工作的难点。承担污染源排污核算工作有环境监测部门、环境监察部门、环评单位，以及排污单位自身，但排污核算结果并不可靠，存在排污底数不清、排污统计口径混乱、核算方法体系缺乏等问题，这在很大程度上是当前一些现实条件限制所致。

（一）排污核查工作量大、面广、难度大

在众多的排污企业中，化工、印染、造纸、纺织、食品与饮料、火电与供热、水泥、电镀等重污染行业的企业占很大一部分，这些行业生产工艺复杂，排污情况复杂多变，排污核查困难，工作量大。

（二）排污核算的方法体系欠科学

不同环境管理活动中的有关排污核算的方法、标准，范围、程序、内容、要求各不相同，排污统计口径混乱，结果出现同一污染源有多个不同的、甚至相互矛盾的排污数据。这就出现一种非常矛盾的现象，一方面环保部门存在多个污染源信息库，如环境监测部门的企业污染源信息库、环境监察部门的排污申报数据库以及环境管理部门的环境统计信息库，近年还有污染减排数据库和污染源减排数据库，相关技术人员忙于奔命；另一方面由于污染源排污底数不清，排污统计口径混乱，无准确数据可用，既造成了严重的人力物力浪费，也给环境管理工作带来不少困难。

（三）污染源监测能力有待提高

环保部门从事排污核算的技术力量缺乏，人员缺乏，领导重视程度不够。一些行业如化工，污染源自动监测设施故障率较高，误差较大，技术上有待于进一步完善；环境监测能力不足，人员、实验条件、仪器设备和装备缺乏，难以满足污染源监督性监测要求。

（四）污染源排污核算受到的行政干扰很大

企业内部尚未建立排污核算机制，人员素质低下，尤其排污数据质量难以保证；对于企业排污申报中弄虚作假、拖延不报的处罚力度不够；

（五）排污核算工作的责任主体不明确、不到位、不合理

排污企业、中介机构和环保部门三者之间没有明确界定责任主体，对于排污企业在排污申报中不如实申报，在“三同时”验收中弄虚作假，在项目环评中提供虚假信息等不良行为的责任定位不明确，处罚力度不够，导致企业消极对待污染源排污核算工作，甚至出现不正之风。

（六）在线监控系统的传输效率有待提高

目前由于种种原因，我国在线监控污染源的实施效果还不够好，在污染源现场监测到的数据并没有准确、及时传输到国家污染源监控中心。京津冀地区北京的传输效率居前列，高达 95.1%，而天津和河北的传输效率尚处于不达标状态，分别为 48.94%和 47.32%。

表 6-2 我国国控污染源在线监控的传输效率

行政区划	传输有效率
河南省	96.17%
北京市	95.01%
内蒙古自治区	93.10%
贵州省	89.80%
重庆市	89.32%
福建省	84.17%
青海省	83.88%
江苏省	83.14%
甘肃省	82.72%
广西壮族自治区	79.79%
宁夏回族自治区	79.78%

辽宁省	78.27%
湖北省	75.95%
云南省	75.85%
陕西省	74.92%
上海市	73.71%
黑龙江省	71.90%
江西省	69.82%
四川省	66.07%
吉林省	52.52%
山东省	50.22%
新疆生产建设兵团	50.20%
湖南省	49.55%
海南省	48.95%
天津市	48.94%
河北省	47.32%
浙江省	46.04%
安徽省	43.89%
广东省	40.01%
山西省	15.42%
新疆维吾尔自治区	0.00%

三、 提高京津冀地区污染源监测与核算水平的若干对策

污染排放定量化管理是联系总量控制与排污权交易的纽带，是排污权交易机制实施的重要基础、难点。在加强监测能力建设的同时，建立科学、合理、准确的污染源排污核算体系是污染排放定量化管理的核心，也是建立经济、高效的污染源监管体系的工作基础。它对排污权交易制度向纵深方向发展完善、今后各项污染源排污核算技术的研究和各项环境监管制度的正确制定和实施具有重要的理论意义；对科学地建立排污权交易制度、为维护公平公正的排污权交易实施秩序以及对当前各项环境管理活动的正常开展具有重要的现实意义。

1、 排污核算方式应与排污核算工作量、核算成本挂钩

交易成本是影响排污权交易的关键因素之一，而在交易成本中排污核算成本最难以控制。因此，在排污权交易过程中，应综合考虑参与排污权交易的企业数量、规模、排污权交易价格等实际情况选择事宜的排污核算方式和技术方法。

2、 排污核算是全过程的跟踪核算

污染源排污是一个动态的过程，跟生产负荷、人员操作、管理状态、气象条件等诸多因素相关，经常会出现污染物非正常排放。因此，要准确核算污染源排污情况，必须建立相应的排污台账，记录每一次代表性排污状况，做到全过程的跟踪核算。

3、 排污核算工作中应明确责任主体

在各项环境管理工作中，污染源排污核算是一项基础性工作，是污染源监管的重要内容，需要严肃对待。排污核算工作量大，投入大，直接关系到排污者的利益，现阶段的排污核算工作成效难以满足环境管理工作的需要。究其原因，有排污单位出于利益关系弄虚作假、提供虚假信息等，也有监管体系不完善、监测技术不完备、技术力量不足等，但目前对以上现象的责任主体并未明确，对排污核算过程中出现的不良行为没有任何处罚，导致污染源排污核算工作被消极对待。这是在确定污染源排污核算体系中必须解决的问题。

4、 建立统一的污染源排污核算技术规范。

对污染源排污核算的对象、程序、内容、要求、质量控制等方面加以规范；建立污染源监测、排污核算网络，落实责任部门、人员、工作经费，专门从事污染源排污核查工作；整合现有的各类有关污染源信息的环保数据库，建立统一的动态污染源数据库和数据更新机制，及时、全面反映污染源排污情况。

参考文献

- [1] 安东尼·B·阿特金森, 约瑟夫·E·斯蒂格里兹. 公共经济学[M]. 上海:上海人民出版社, 1996.
- [2] 安丽. 基于可持续发展的排污权交易有效性研究[D]. 天津:天津大学, 2009(04).
- [3] 白鹤鸣. 京津冀地区空气污染时空分布研究[D]. 南京:南京信息工程大学, 2013.
- [4] 柴发合. 关于我国落实区域大气联防联控机制的深度思考[J]. 环境与可持续发展, 2014(04).
- [5] 陈湘静. “四大行业”总量减排[J]. 中国三峡, 2012.
- [6] 陈潇君. 构建区域煤炭消费总量控制框架[J]. 环境保护, 2013.
- [7] 董战峰, 於方, 曹东, 李云生. 中国排污交易政策的实践及发展建议[J]. 环境保护与循环经济, 2011.
- [8] 樊成, 潘凤湘. 我国二氧化硫排污权交易制度内涵及实践[J]. 求索, 2013(02).
- [9] 冯丽. 中国碳排放交易平台设计研究[D]. 西安:西北大学, 2012.
- [10] 冯效毅. 南京市主要污染物排污权初始价格确定的技术方法研究[J]. 环境科技, 2011.
- [11] 冯薛. 排污权交易制度及市场构建研究——以中国电力行业 SO₂ 排污权交易为例[D]. 江西:江西财经大学, 2012.
- [12] 顾开运. 湘江流域水污染物排污权交易制度的研究与设计[D]. 长沙:中南大学, 2009.
- [13] 郝吉明, 等. 我国大气环境污染现状及防治措施研究[J]. 环境保护, 2012(09).
- [14] 黄荣捷. 利用造纸白泥脱除烟气中二氧化硫的技术研究[J]. 研究进展, 2008.
- [15] 黄少安. 产权经济学导论[M]. 山东:山东人民出版社, 1997.
- [16] 黄晟. 排污权交易制度研究[D]. 青岛:中国海洋大学, 2010.
- [17] 黄卫华. 排污许可权交易的市场化探析[J]. 环境科学动态, 2002(03).
- [18] 黄文君, 田莎莎, 王慧. 美国的排污权交易:从第一代到第三代的考察[J]. 环境经济, 2013(07).
- [19] 胡妍斌. 排污权交易问题研究[D]. 上海:复旦大学, 2003.
- [20] 贾若祥. “京津冀”、“长三角”协力治霾——2013年我国区域发展特点和2014年区域发展展望[N]. 中国经济导报, 2014-01-04.
- [21] 姜超. 中国二氧化硫排污权交易机制研究[J]. 战略管理, 2011.
- [22] 姜超, 苏良, 唐方方. 中国二氧化硫排污权交易机制研究[J]. 战略管理, 2011(03).
- [23] 赖流斌, 张汉文. 国内碳排放权交易的进展及对策[J]. 中国集体经济, 2012(09).
- [24] 蓝虹. 环境产权经济学[M]. 北京:中国人民大学出版社, 2005.
- [25] 李创. 我国排污权初始价格问题研究[J]. 价格理论与实践, 2013.
- [26] 李克国, 魏国印, 张宝安. 环境经济学[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2003.
- [27] 李晓绩. 排污权交易制度研究[D]. 长春:吉林大学, 2009.
- [28] 李铮. 《中美二氧化硫排污权交易制度之比较》[A]. 中国法学会环境资源法学研究会. 《适应市场机制的环境法制建设问题研究——2002年中国环境资源法学研讨会论文集》(上册)[C]. 2002年.
- [29] 梁增强. 京津冀地区区域环境污染研究进展[J]. 四川环境, 2013.
- [30] 刘畅. 美国加州南海岸区域清洁空气激励市场项目概况及进展[J]. 环境科学与管理, 2001(06).
- [31] 刘洁, 吴仁海. 对中国实施二氧化硫排污交易的探讨[J]. 内蒙古环境保护, 2003(03).
- [32] 刘秀玲. 总量控制促进节能减排的实施[J]. 科技视界, 2012.

- [33] 陆上岭. 从推进排污许可证管理入手建立和完善环保许可新机制[J]. 中国环境管理, 2004.
- [34] 卢现祥. 环境、外部性与产权[J]. 经济评论, 2002(4).
- [35] 罗丽. 美国排污权交易制度及其对我国的启示[J]. 北京理工大学学报, 2004(2).
- [36] 吕忠梅. 论环境使用权交易制度[J]. 中国政法大学学报, 2000(4).
- [37] 茅于軾. 美国政府的环境保护政策[J]. 中国社科院美国研究所刊物, 1990(02).
- [38] 孟平. 美国排污权交易——理论、实践以及对中国的启示[D]. 上海: 复旦大学, 2010.
- [39] 南方. 区域二氧化硫排放总量控制指标确定方法研究[D]. 北京: 中国地质大学, 2009.
- [40] 瞿伟. 美国排污权交易的模式选择与效果分析[J]. 工程与建设, 2006(3).
- [41] 沈满红. 排污权交易机制研究[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009.
- [42] 沈满洪, 等. 排污权交易机制研究[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009.
- [43] 宋国君. 排污权交易[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.
- [44] 宋国君, 钱文涛. 实施排污许可证制度治理大气固定源[J]. 环境经济, 2014(01).
- [45] 谭柏平. 论排污权交易制度对促进我国钢铁工业生态化的积极作用[A]. 中国法学会财税法学研究会 2007 年会暨第五届全国财税法学学术研讨会论文集[C]. 2007.
- [46] 佟新华. 基于清洁发展机制的东北亚区域环境合作[D]. 吉林大学, 2007(06).
- [47] 汪培. 跨界流域的排污权交易机制研究[D]. 武汉: 中南民族大学, 2011.
- [48] 王红宇. 二氧化硫总量控制与排污权交易[A]. 中国环境科学学会学术年会论文集[C], 2010.
- [49] 王金南. 电力行业排污交易设计[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2011.
- [50] 王奇, 等. 三位一体: 我国区域环境管理的新模式[J]. 环境保护, 2009(7).
- [51] 王毅刚. 中国碳排放交易体系设计研究[D]. 北京: 中国社会科学院研究生院, 2010.
- [52] 王玉海, 潘绍明. 金融危机背景下中国碳交易市场现状和趋势[J]. 经济理论与经济管理, 2009(11).
- [53] 王月娟. 浅论石油化工企业二氧化硫总量减排[J]. 油气田环境保护, 2010.
- [54] 吴丹, 等. 中国大气污染控制策略与改进方向评析[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2011(11).
- [55] 吴建. 排污权交易: 环境容量管理制度创新[M]. 北京: 中国人民大学出版社, 2005.
- [56] 吴健, 马中. 美国排污权交易政策的演进及其对中国的启示[J]. 环境保护, 2004(08).
- [57] 吴限. 行政和市场解构: 我国碳交易市场问题、条件和建构[J]. 前沿, 2011(12).
- [58] 吴向阳. 北京的碳交易与中国 CDM 发展的出路[J]. 中国石油和化工标准与质量, 2012(5).
- [59] 吴亚琼. 总量控制下排污权交易制度若干机制的研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2004.
- [60] 吴玉萍, 姜青新, 张淼. 解读《大气污染防治行动计划》[J]. 经济导刊, 2014(01).
- [61] 易江, 梁永, 李虹杰. 固定源排放废气联系自动监测[M]. 北京: 中国标准出版社, 2010.
- [61] 曾传辉, 贺荣鹏. “大气污染防治十条”发布, 京津冀的“蓝天”希望和压力[J]. 法制民生, 2013(11).
- [62] 张利民. 唐山市钢铁企业构建排污权交易体系[J]. 河北联合大学学报, 2012.
- [63] 郑元, 张天柱. 从理论到实践的美国排污交易[J]. 上海环境科学, 2000(11).
- [64] 支海宇. 排污权交易及其在中国的应用研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2008.
- [65] 中国环境监测总站. 2013 年上半年 74 城市空气质量状况报告. www.cnemc.cn/.
- [66] [美] 罗纳德·哈里·科斯, 道格拉斯·诺斯等. 财产权利与制度变迁[M]. 三联书店, 1991.

- [67] Air Pollution: Allowance Trading offers an Opportunity to Reduce Emissions at Less Cost. GAO/RCED-95-30. General Accounting office, Washington, DC, December. 1995.
- [68] Costs and Allowance Market Performance. Cambridge, Massachusetts: Center for Energy and Environmental Policy Research, Massachusetts Institute of Technology. 1997.
- [69] Ellerman. Emission Trading Under The U.S. Acid Rain Program—Evaluation of Compliance.
- [70] EPA, US: “EPA wants to boost SO₂ trading,” Chemical Marketing Reporter, vol 244. 1993.
- [71] Gangadharan. Transaction Costs in Pollution Markets: an Empirical Study[J]. Land Economics. 2000.
- [72] Godby. Market Power in Laboratory Emission Permit Markets[J]. Environmental and Resource Economics. 2002.
- [73] Paul R. Portney and Robert N. Stavins. Public Policies for Environmental Protection. Second Edition. US Washington: Resources for the Future. 2000.
- [74] Sandoy S, Langaker R M. Atlantic salmon and acidification in southern Norway: a disaster in the 20th century, but a hope for the future[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2001(130).
- [75] Stavins, Robert N. What can we learn from the grand policy experiment? Lessons from SO₂ allowance trading[J]. Journal of Economic Perspectives 1998, Vol. 12, Issue 3.
- [76] US EPA. The United States Experience with Economy Incentives to Control Environmental Pollution. EPA-230-R-92-001. Washington D.C. : U. S. EPA, 1992.
- [77] U. S. EPA. http://www.epa.gov/airmarkets/trading/2007/07_summary. 2006-4-3.
- [78] <http://www.aqmd.gov/reclaim/reclaim-annual.htm>.
- [79] http://www.aqmd.gov/reclaim/Sox_Allocation_Reduction.htm.