

分类号: X32

学校代码: 10140

学号: 10140203009



遼寧大學  
LIAONING UNIVERSITY

# 博士学位论文

DOCTORAL DISSERTATION

论文题目: 中国环境规制改革研究

The Research of Environmental Regulation

英文题目: Reformation

论文作者: 刘研华

指导教师: 林木西 教授

专 业: 政治经济学

完成时间: 2007 年 11 月

申请辽宁大学博士学位论文

中国环境规制改革研究

The Research of Chinese Environmental Regulation  
Reformation

作者: 刘研华

指导教师: 林木西 教授

专业: 政治经济学

答辩日期: 2007年12月11日

二零零七年十一月·中国辽宁

## 辽宁大学学位论文原创性声明

本人郑重声明：所呈交的学位论文是本人在导师的指导下独立完成的。论文中取得的研究成果除加以标注的内容外，不包含其他个人或集体已经发表或撰写过的研究成果，不包含本人为获得其他学位而使用过的成果。对本文的研究做出重要贡献的个人和集体均已在文中进行了标注，并表示谢意。本人完全意识到本声明的法律结果由本人承担。

学位论文作者签名：刘研华      2007年12月11日

## 学位论文版权使用授权书

本学位论文作者完全了解学校有关保留、使用学位论文的规定，同意学校保留并向国家有关部门或机构送交学位论文的原件、复印件和电子版，允许学位论文被查阅和借阅。本人授权辽宁大学可以将本学位论文的全部或部分内容编入有关数据库进行检索，可以采用影印、缩印或扫描等复制手段保存和汇编学位论文。学校须按照授权对学位论文进行管理，不得超越授权对学位论文进行任意处理。

授权人签名：刘研华      指导教师签名：林吉西

日期：2007年12月11日      日期：2007年12月11日

## 内 容 摘 要

由于环境问题具有强烈的外部性，单纯依靠市场机制已不能对资源进行有效的配置，因此，要对环境问题进行政府的干预。对此，国内外不论在理论上还是在实践上都进行了非常有意义的探索。目前来看，主要集中在两个领域：一是以福利经济学为基础的“庇古税”理论以及在实践中的排污税费解决方案；另一个是以制度经济学为基础的科斯产权理论以及在实践中应用的可交易的排污许可证解决方案。我国在实践中也沿着这两个思路对环境问题进行了规制，虽然取得了一定的成绩，对污染进行了有效的控制，但离预期往往存在一定的距离。因此，本文从更加宏观的环境规制体制和规制体系改革的角度对环境规制问题进行研究。

本文阐述了环境规制的经济学分析框架，包括环境规制的原因及环境问题的特殊性、环境规制各相关主体及其互动、环境规制体制和环境规制体系，分析了中国环境规制历史沿革、现状及存在的问题，并探讨了影响环境规制绩效的原因，在借鉴国外在环境规制方面的成功经验与失败教训的基础上，提出提高环境规制绩效的环境规制改革。具体来说：

第一部分对目前国内外关于环境规制的理论进行了系统的回顾。首先对国外环境规制问题进行回顾时，从环境问题的负外部性入手，系统回顾了解决环境问题“市场失灵”的传统规制方案及激励性规制方案，重点是政府规制俘虏理论等，然后介绍了国内有关环境规制的一些理论成果。

第二部分相关理论的介绍中，从环境问题的特殊性入手，分析引入环境规制的必要性及充分条件——市场失灵是环境规制的必要条件，而环境规制具有效率是其充分条件（介绍了评价规制效率的弹性分析方法）。进而，对环境规制各主体及互动模型以及环境规制体制和规制体系等相关理论进行了总体分析。

第三部分从中国环境规制的历史沿革入手，分析了中国环境规制的现状，并在此基础上通过数据分别从环境规制效率的 year 际比较、环境规制目标的实现程度以及环境规制效果的地区比较三个方面对中国的环境规制绩效进行了考察，得出虽然通过努力，中国的环境规制取得了一定的效果，但环境规制绩效还是不甚理想的结论。

第四部分对影响环境规制绩效的原因进行了分析——分别从环境规制体制、

环境规制体系及深层矛盾等几个方面进行。在中国自上而下的统一监管与分级分部门规制相结合的体制下，由于人们观念的束缚、信息传递机制的不完善、经济发展水平的制约等，环境规制主管部门的协调能力受限，在地方政府的不当政绩观及过度干预下，环境规制体系的不完善导致环境规制各主体在追求自身利益最大化的过程中，对环境问题监管不到位，进而影响了环境规制的绩效。

第五部分是部分外国先进经验的介绍。主要介绍了德国、日本以及美国在环境规制的规制体制以及规制体系等方面的成功经验，并通过对比找出我国可以借鉴的地方。

第六部分在基本理论的指导下，借鉴国外先进经验，针对影响环境规制绩效的各因素提出了提高我国环境规制绩效的环境规制改革方案：针对环境规制体制中环境规制主管部门协调能力受限问题，提出建立统一、协调的环境规制体制；针对环境规制体系不完善的各个方面，提出完善及补充现有的环境规制体系；针对环境规制中存在的观念、信息、经济等方面存在的问题，提出相应的改革建议。

总体来看，本文在论证过程中，基于环境规制相关理论，部分穿插了博弈论分析工具，采用了规范分析与实证分析相结合、定性分析与定量分析相结合、国内分析与国际比较相结合的分析方法，在运用实证分析方法对中国环境规制的历史、现状和存在的主要问题进行了分析之后，在对环境规制效果较好的德国、日本和美国的环境规制进行介绍并总结经验的基础上，结合中国的具体情况，有选择的对国外的环境规制方法等进行仿效，通过规范分析的方法对较好地进行环境规制的改革提出了建议。

**关键词：**环境 规制 改革

## ABSTRACT

Because of the strong exterior effect of environment, it can not be resolved by means of market mechanism. So, it is necessary to invite the government to interfere with it. And, this issue has been meanly researched both on theory and on practice. So far, two methods have been put forward. One is the environment tax which is based on the theory of welfare economics, and the other one is Coase's property right based on the theory of institution economics, which is used as the exchangeable license of pollution in practice. Our Chinese government has made progress in resolving the environmental problems through the two methods, but there still has a long run to the ideal. So, a new thinking which based mainly on the principal-agent theory as well as from the angle of incentive mechanism is brought up in this article.

Begin with the analysis of the two principal-agent relationships in the environmental regulation, the reasons why the two agents including environmental regulators and pollution enterprises and the public principals have no enthusiast in reducing pollution, and further the efficiency is low are studied from the angle of incentive mechanism. And then, on the basis of experiences of the main developed countries, the valid incentive mechanisms are designed in this dissertation. The way to improve the activist of each principal part and the efficiency of environmental regulation is hoped to be found. All above are discussed through six chapters.

The systematic review on the theories about environmental regulation both domestic and abroad is made in the first part. Firstly, the external study on the environmental regulation is reviewed, in which including the environmental exterior influences, the tax and property methods to solve it both in theory and in practice, and argues about the two methods. Secondly, the internal further studies are introduced.

In the second part, followed the show of the specialty of environment, the necessity and the full requirements of environment regulation are put forward. Then, the relations between the public and regulators as well as between regulators and pollution enterprises are discussed by means of the Game Theory, followed which some preliminary plans to deal with the moral risks are brought up. Also, the environment

regulation systems are introduced here.

The history and present situations are displayed in the third part. And also, the efficiencies of environmental regulation are presented. In this part, the concept of elasticity is adopted. As a result, although the environment regulation gains some achievements, the efficiency is not high enough.

The fourth part enters the discussion about the factors influencing the efficiency of environmental regulation. Under the regulation institution of overall leadership with separately government, the coordination of the main administration is restricted. As well as the unsuitable interference of the local government and the imperfect system, the result of environment regulation is impacted as all the related pursue their own maximum benefits.

The experiences of three main developed countries which are Germany, Japan whose regulation result is distinct and America in which the public's rights and interests are perfectly protected are summarized in the fifth part. In the foundation of two directions' analysis of both the system and the institution of regulation, the conclusion that the experiences are unified institution, perfect system and protection to public's rights and interests.

As a use of the conclusions of all above, the far-research and creation of the regulation reformation are carried on in the sixth part, mainly from three aspects, one is to create a union and coordinate environment regulation institution, the other two are to better the current system and to formulate some polices to encourage and restrict the related.

All in all, there are several theories such as the environment regulation theory and the negative exterior influence theory, as well as some methods such as the combination of qualitative and quantitative analysis, the combination of normative and positive analysis, the elasticity analysis and partly game analysis are applied in this essay. In addition, a lot of data also play an important role.

**KEY WORDS:** Environment Regulation Reformation

# 目 录

内容摘要	I
ABSTRACT	III
1 绪论	1
1.1 选题的背景及意义	1
1.2 研究的方法	2
1.3 基本结构与主要内容	3
1.4 主要创新点及不足	5
2 关于环境规制的文献综述	6
2.1 国外环境规制文献综述	6
2.2 国内环境规制文献综述	17
3 环境规制的经济学分析	23
3.1 市场失灵与环境规制	23
3.2 环境规制的行为主体及其相互关系	27
3.3 环境规制体制与体系	33
4 中国环境规制的现状与绩效分析	41
4.1 中国环境规制的历史沿革	41
4.2 中国环境规制的现状	43
4.3 中国环境规制的绩效	51
5 影响环境规制绩效的主要原因	61
5.1 环境规制体制方面的原因	61
5.2 环境规制体系方面的原因	63
5.3 深层矛盾分析	69
6 主要发达国家的环境规制经验及对我国的启示	75
6.1 德国的环境规制	75
6.2 日本的环境规制	81
6.3 美国的环境规制	87
6.4 主要发达国家环境规制对我国的启示	92



7 提高环境规制绩效的环境规制改革·····	97
7.1 改革现有的环境规制体制·····	97
7.2 完善现有的环境规制体系·····	99
7.3 化解影响环境规制绩效的深层矛盾·····	104
参考文献·····	111
致谢·····	121
攻读学位期间发表论文以及参加科研情况·····	122

# 1 绪 论

## 1.1 选题的背景及意义

环境是人类生存和发展的基本前提，并直接影响着国家的经济。据国家环保总局、国家统计局于2006年9月7日首次发布的《中国绿色国民经济核算研究报告2004》研究报告<sup>①</sup>表明，2004年因环境污染造成的经济损失为5118亿元，占GDP的3.05%。其中，水污染的环境成本为2862.8亿元，占总成本的55.9%；大气污染的环境成本为2198.0亿元，占总成本的42.9%；固体废物和污染事故造成的经济损失为57.4亿元，占总成本的1.2%。虚拟治理成本为2874亿元，占当年GDP的1.8%（这次核算没有包含自然资源消耗成本和环境退化中的生态破坏成本，只计算了环境污染损失）。环境污染损失成本包括20多项，这次仅核算了其中的10项<sup>②</sup>，地下水污染、土壤污染等重要部分都没有涉及。而且，在已经核算出的10项损失中还存在着低估和缺项的问题。这些数字证明，环境危机正在越来越严重地制约经济的发展。同时，环境问题也影响了中国与周边国家的关系：日本、韩国认为沙尘暴100%来源于蒙古和中国，落在他们头上的酸雨50%来源于中国；东南亚一些国家抗议我们在上游修水电站，破坏了其生态平衡；俄国、马来西亚和印尼认为中国的造纸业毁坏了他们的原始森林；美国认为中国十年内会成为他们西海岸的主要污染源。因此，保护环境，减轻环境污染，遏制生态恶化趋势，已成为政府社会性规制的重要任务。在这种背景下研究环境规制问题具有重要的理论意义和现实意义。

### 1.1.1 理论意义

对于政府规制问题的研究，国内外从规制的公共利益理论到部门利益理论进而到政府规制的俘虏理论，已经有了很大的进展<sup>③</sup>。但对于环境规制问题，目前国内外的研究只是局限在环境规制者与被规制的排污企业之间的互动，即环境规制的公共利益理论阶段。亦即假设环境规制者是代表全体人民的利益，追求的是社会福利的最大化目标。但是，从这个假设出发来研究环境规制问题，无法解释现

---

<sup>①</sup>据摘自《中国环境报》2006.9.8第8版。

<sup>②</sup>包括大气污染造成的健康、农业和材料损失，水污染造成的健康、工农业生产、人民生活 and 污染型缺水损失，以及固废侵占土地总的经济损失。

<sup>③</sup>对于这部分理论及其发展在第一章文献综述将会进行详细的介绍。

实中的很多问题。本文拟从政府规制的俘虏理论中提炼出理论精髓，并将其应用于环境规制改革中，既延伸了政府规制俘虏理论的实际应用范围，也丰富了环境规制理论的内容。

### 1.1.2 现实意义

对于环境方面所面临的严峻现实，中国政府采取了包括排污收费、罚款在内的一系列的规制措施，取得了一定的效果。但是，环境状况离群众的期望、和谐社会的要求和目标还有相当大的差距，与一些发达国家相比更是存在一定的距离，环境问题已经成为中国可持续发展战略目标实现的一个主要制约因素。同时，一系列新的国际环境公约对经济贸易尤其是工农业产品提出了更严格的环保要求，绿色贸易壁垒凸显，并且呈现不断加强的趋势，特别是一些国家，设置了一些自己容易达到，但发展中国家难以达到的资源环境技术标准，不仅要求末端产品符合环保要求，而且规定产品的研发、生产、包装、运输、使用、循环利用等整个生命周期和体系均要符合环保要求。在这种国内外形势下，研究如何对中国的环境规制进行改革，从而进一步提高环境规制效率，加快解决目前面临的环境及相关问题，具有较高的实际应用价值和现实意义。

## 1.2 研究的方法

本文在论证过程中，基于外部性理论、信息经济学和环境规制的基本理论等相关理论，运用了博弈论和弹性方法等分析工具，在对中国环境规制实践及外国环境规制经验的介绍的基础上，对中国的环境规制改革提出了具体的建议。具体来说，本文的研究方法包括：

### 1.2.1 规范分析与实证分析相结合

理论与实际的切合点是本文在写作过程中的主要目标。因此，本文首先对环境规制的相关理论做了概括性的介绍，主要包括：环境规制与市场失灵的辩证关系；环境规制过程中的各主体及其相互关系；环境规制体制及体系等。其中，在对环境规制各主体及其关系进行分析时，主要采用了博弈论的分析方法。理论分析的目的在于应用，因此，实践中的环境规制体制与体系及环境规制各主体的行为是本文的研究主体，不论是对中国环境规制的历史及现状介绍、问题及原因的

分析，还是外国先进经验的总结，都是围绕这几个方面进行的。

### 1.2.2 定性分析和定量分析相结合

为了对环境规制的性质及特征作出准确且全面的把握，本文在介绍中国环境规制历史和现状、分析影响因素及总结国外先进经验时采用了定性分析的方法，而在分析我国环境规制问题的时候则主要通过大量的数据，并引入弹性分析方法进行了定量分析，从而为提出更好的环境规制改革方案奠定了基础。

### 1.2.3 国内分析与国际比较相结合

西方国家由于工业化较早，其面临的环境问题及对环境问题的认识早于我国，在对环境问题进行政府规制方面也有很多经验值得我们借鉴。因此，本文在对环境规制效果较好的德国、日本和美国的环境规制进行介绍并总结经验的基础上，结合中国的具体情况，有选择的对国外的环境规制方法等进行仿效，提出中国的环境规制改革对策。

## 1.3 基本结构与主要内容

本文阐述了环境规制的经济学框架，包括环境规制的原因及环境问题的特殊性、环境规制各相关主体及其互动、环境规制体制和环境规制体系，分析了中国环境规制历史沿革、现状及存在的问题，并探讨了影响环境规制绩效的原因，在借鉴国外在环境规制方面的成功经验与失败教训的基础上，提出提高环境规制绩效的环境规制改革。具体来说：

第一部分对目前国内外关于环境规制的理论进行了系统的回顾。首先对国外环境规制问题进行回顾时，从环境问题的负外部性入手，系统回顾了解决环境问题“市场失灵”的传统规制方案及激励性规制方案，重点是政府规制俘虏理论等，然后介绍了国内有关环境规制的一些理论成果。

第二部分相关理论的介绍中，从环境问题的特殊性入手，分析引入环境规制的必要性及充分条件——市场失灵是环境规制的必要条件，而环境规制具有效率是其充分条件。进而，对环境规制各主体及互动模型以及环境规制体制和规制体系等相关理论进行了总体分析。

第三部分从中国环境规制的历史沿革入手，分析了中国环境规制的现状，并

在此基础上通过数据分别从环境规制效率、环境规制目标的实现程度以及环境规制效果的地区比较三个方面对中国的环境规制绩效进行了考察。

第四部分对影响环境规制绩效的原因进行了分析——分别从环境规制体制、环境规制体系及环境规制各主体等几个方面进行。在中国自上而下的统一监管与分级分部门规制相结合的体制下，环境规制主管部门的协调能力受限及地方政府的不当政绩观及过度干预，以及环境规制体系的不完善，导致环境规制各主体在追求自身利益最大化的过程中，对环境问题监管不到位，进而影响了环境规制的绩效。

第五部分部分外国先进经验的介绍。主要介绍了德国、日本以及美国在环境规制的规制体制以及规制体系等方面的成功经验，并通过对比找出我国可以借鉴的地方。

第六部分在基本理论的指导下，借鉴国外先进经验，针对影响环境规制绩效的各因素提出了提高我国环境规制绩效的环境规制改革方案：针对环境规制体制中环境规制主管部门协调能力受限问题，提出建立统一、协调的环境规制体制；针对环境规制体系不完善的各个方面，提出完善及补充现有的环境规制体系；针对环境规制各相关主体在环境规制过程中存在的问题，提出加强对环境规制各相关主体进行相应的激励和约束的改革建议。

总体来看，本文的基本框架如下：

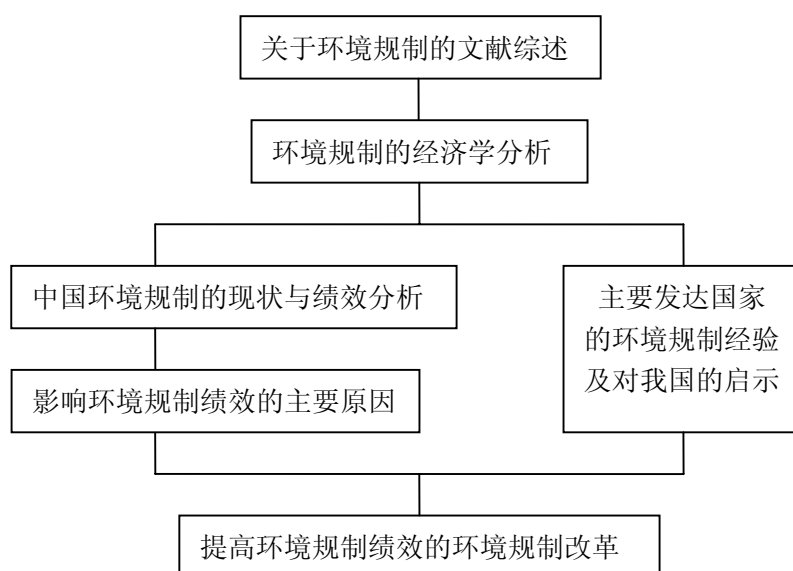


图 1.1 本文的基本框架

## 1.4 主要创新点及不足

本文在参阅了大量已有的关于环境规制的文献之后，对环境规制问题进行了系统的研究。总起来看，本文的创新点主要有以下三个方面：

(1) 建立了环境规制各相关主体互动的博弈模型，分析了影响环境规制绩效的相关主体方面的原因，并提出了相应的激励措施。

(2) 突破以往以被规制企业为主进行分析的框架，从更加宏观的环境规制体制和体系改革的角度，对提高环境规制成效进行了深入的探讨。

(3) 运用西方经济学中的弹性分析方法，对中国环境规制的效率进行了评价。

在数理模型分析方面，囿于现行资料数据有限，有些方面未及深入分析，这是本文研究的一个缺憾，也是作者以后努力的方向。

## 2 关于环境规制的文献综述

### 2.1 国外环境规制文献综述

规制是由英文regulation一词翻译过来的，也有人将它译为管制，原意是以法律、规章、政策、制度为手段来加以控制与制约。随着规制理论和实践的发展，人们从不同角度阐释了规制的内涵。Spulber (1999)认为，规制是行政机构制定并执行的直接干预市场配置机制或间接改变企业和消费者供需决策的一般规则或特殊行为。植草益(1992)将规制称为“公共的规制”，并将其定义为：社会公共机构依据一定的规则对企业的活动进行限制的行为。Kahn (1970)认为，作为一种基本的制度安排，政府规制是“对该种产业的结构及其经济绩效直接的政府规定，比如进入控制、价格决定、服务条件及质量的规定，以及在合理条件下服务所有客户时应尽义务的规定”。Stigler (1971)提出：“作为一种法规，规制是产业所需要的并为其利益所设计和操作的。”1981年，Stigler又将规制的范围扩展到所有公共和私人关系中，不仅包括原来的公用事业和反托拉斯政策，还包括对要素市场的公共干预、举债和投资，以及对商品和服务的生产、销售或交易的公共干预。由上可见，规制理论研究已经拓展成为多学科的综合性的研究，涉及到了经济学、法学、政治学等多个领域。尽管对规制的定义还没有统一，但是规制主体是被授权的行政机构这一点却是毋庸置疑的。依据规制政策的不同，可以将规制区分为经济性规制和社会性规制：经济性规制是指在自然垄断和存在严重信息不对称的领域，为了防止资源配置低效和确保公民的使用权力，政府规制机构运用法律手段、通过许可证和认可的方式，对企业的进入、退出及提供产品或服务的价格、产量、质量等进行规范和限制；社会性规制是以确保居民生命健康安全、防止公害和环境保护为目的所进行的规制。环境规制是社会性规制的一项重要内容。

#### 2.1.1 环境规制中的外部性问题

所谓“外部性”（也称外部效应或外部影响）是一个包括外部成本和外部收益的概念，指从事一项经济活动的私人成本与社会成本，或私人收益与社会收益不一致的现象。即某一经济主体的活动对社会产生的一种不能由市场交易价格体系反映出来的影响。Sidgwick (1883)首先发现了经济的外部性问题，开阔了经济

学家分析问题的视野。他以灯塔问题为例，描述了免费搭便车现象。此后，越来越多的新古典经济学家和各种现代经济学派从不同角度对环境问题这种特殊的外部性问题进行了研究，Marshall（1890）从“公共产品”入手，揭示了环境资源具有某种不可分割性，即任何个人都不可能排他地消费、生产环境资源以及附属污染物。Pigou（1920）则指出环境的污染者（主要指生产过程外部不经济的企业和消费过程中外部不经济的消费者）未对其追求个人利益最大化而造成的污染付出相应的成本，造成私人成本低于社会成本，其不足部分由社会承担，最终给社会带来损害。Coase（1960）从“外部侵害”入手，提出在现实情况中环境资源问题可以在个人之间通过某些行动实现一定程度的均衡，而环境外部性问题之所以存在，是由于环境的公共资源性质。Olson（1965）从“集体行动”入手，指出个体之间的协商需要成本，因而环境问题体现为个人行动与集体行动的对立。Hardin（1968）也在其著名的关于“公地的悲剧”的文章中有所论述：“在那里就出现了悲剧。每位牧牛人都被禁锢在一个迫使他无限制增加牛群的系统中——而这是一个极其有限的世界……一个公地内的自由使大家都遭殃”。由于环境的公共品性质，使环境外部性的转移成为可能。也正是由于环境外部性问题的存在，导致市场机制在单独进行资源配置的过程中存在着失灵，因此，需要政府对其进行规制。Clawson（1974）则强调社会控制对公共财产资源利用的历史重要性：“自然资源公共财产本身从环境耗竭上说并不比私人财产更像是一个悲剧，它整个依赖于引导资源利用的社会规范程度”。North（1991）也从“搭便车”入手，说明环境问题的解决有赖于成功的制度变革。

## 2.1.2 解决环境外部性问题的传统规制方案

环境问题的存在，至少反映出人类社会的一个根深蒂固的矛盾，即个人理性与集体理性、个人最优与集体最优的不一致。因此，要通过政府的介入，使其从不一致逐渐变为一致。传统上，具有代表性的解决方案主要有：

### 2.1.2.1 福利经济学的“庇古税”解决方案

Pigou（1920）在《福利经济学》一书中，首次从福利经济学的角度对外部性问题进行了研究。他通过分析边际社会纯产品与边际私人纯产品的差异来解释外部性问题产生的原因，认为外部效应是由于边际私人成本与边际社会成本、边际私人收益与边际社会收益的背离造成的。当存在外部性时，市场的价格不能反映



生产的边际社会成本，即私人成本不能完全衡量经济效应，市场机制不能靠自身运行达到资源配置的帕累托最优状态。为解决市场失灵，政府应当采取适当的经济干预政策来消除这种背离，庇古建议对边际私人成本小于边际社会成本的部门征税，税额大小等于这一差额。同理，对边际私人收益小于边际社会收益的部门实行奖励和津贴，通过征税和补贴使外部性成本内部化，实现整个社会的福利最大化。这种解决外部性问题的方法被称为“庇古税”理论。

“庇古税”理论在涉及到负外部性问题的经济活动中得到了广泛应用，最典型的是在环境规制政策中的排污收费制度，以及与此具有相同效果的补贴制度。Baumol & Oates (1975) 研讨了补贴对一个竞争性行业的均衡所产生的影响：在没有任何治污技术的情况下，以污染物为产量的一个递增函数，由于边际补贴率等于庇古税，总产量和污染水平将不仅比存在税收时将产生的那些水平高，甚至比不存在税收或补贴时的那些水平高。具体讲，由规制机构给所有产生污染的企业确定一个污染税税率，通过对每单位排放到环境中的污染物收费，理性的厂商根据利润最大化原则，自行选择决定将污染削减到边际控制成本等于污染税率这一水平，从而使社会控制污染的总成本最小化，此时污染排放量为最优的污染排放量。

用“庇古税”解决外部性问题虽然在理论上是完美的，但在实际执行中却非常困难。因为“庇古税”运用的前提是政府必须准确地掌握引起外部性和受到它影响的有关边际私人成本、边际社会成本、边际外部成本等相关信息，但实际上，政府不可能拥有这些足够完全的信息，所以实际的执行效果与预期存在相当大的偏差。

#### 2.1.2.2 制度经济学的“环境权”解决方案

Coase (1960) 在《社会成本问题》一文中，在批判庇古对外部性问题错误认识的基础上，提出了以交易成本为基础的外部性理论。他以农夫和养牛人在毗邻的土地上经营，而土地之间没有任何栅栏的情况下，养牛人的牛损害农夫谷物生长为例，设立了一个讨价还价模型。将初始产权赋予市场交易中的某个主体（公众或企业），分别分析了对损害负有责任的定价制度和对损害不负责任的定价制度：前者假定农夫具有谷物的产权，养牛人无权让牛吃谷；后者假定养牛人有权让牛群吃谷。在这两种情况中，产权是明确的，另一方如果要使用这个资源，就必须付出一定的代价。从而得出这样的结论：第一，外部性问题不是一方侵害另

一方的单向问题，而是具有相互性的，因为避免甲对乙的侵害将会使甲遭受侵害。因此，庇古将问题视为甲给乙造成损害而研究如何制止甲，这从出发点上就是错误的。必须决定的真正问题是允许甲损害乙，还是允许乙损害甲。而在做出这一决定时，要考虑的关键问题在于从总体和边际的角度来避免较严重的损害。第二，如果市场交易是无成本的(交易成本为零)，那么无论对损害应负责这种权利的初始界定如何，双方都可以通过市场交易或私下协商实现权利转让和重新组合，从而使资源达到最优配置。第三，一旦考虑到进行市场交易的成本(交易成本不为零)，则只有通过市场调整合法权利后的产值增长多于它所带来的成本时权利的调整才能进行，这种情况下合法权利的初始界定会对经济制度运行的效率产生影响。因此在交易费用不为零的现实条件下，解决外部性问题在于如何选择合适的社会安排来解决有害的效应。由于所有解决的办法都需要一定成本，因此要对政策问题得出正确观点，就得进行具体研究以确定市场、企业、政府是如何解决有害效应问题的。第四，要对如何选择不同的社会安排解决外部性问题做出正确结论。总之，在对各种社会政策制度进行选择时，必须认识到将导致某些决策的改善的现行制度的变化也会导致其他决策的恶化，必须考虑各种社会格局的运行成本，不论是市场机制还是规制机制，都应该考虑总的效果。

市场理性学者对科斯定理的实用性深信不疑，他们认为所有的资源与环境问题都可以通过产权途径去解决。John Dales (1965)在科斯定理的基础上提出了排污权交易理论，设计用可交易的排污许可证在厂商或个人间分配污染治理负担来解决环境污染的问题。在其《污染、产权、价格》一书中，他提出了污染权这一概念，并提出用排污权交易理论解决环境污染问题的思路。在他看来，外部性问题导致市场失灵，造成环境污染，对此，单独依靠政府干预或者单独依靠市场机制都难以奏效，只有将政府干预和市场机制相结合才能有效地解决外部性问题。安德森和利尔<sup>①</sup>(1997)的基本思想是：环境是一种资产；围绕环境资源是可以建立界定完善的产权制度的；环境资源的所有者可以通过自由市场机制来确保经济与环境的共生。因此自由市场机制是替代环境规制中“专家战略”与“政府控制战略”的有效途径。美国的一些经济学家将这一环境资源产权界定与市场交易的自由放任管理方式称为“自由市场环境主义”。

### 2.1.2.3 两种解决方案的纷争及应用

---

<sup>①</sup>泰瑞·安德森，堂纳德·利尔。从相克到相生——经济与环保的共生策略[M]。北京：改革出版社，1997。

尽管从理论上讲，在一个确定的世界中基于福利经济学的价格(如税和补贴)方案或基于制度经济学的总量控制(如排污许可权)手段，可以处理任何要求水平上的产出控制问题，但针对不同的现实条件，经济学家们还是对使用哪种方案存在着不同的观点，并且持每一种观点的人都将政策的具体实施进行了研究。在静态比较方面，Weitzman (1974) 比较了不确定性条件下价格或总量控制手段的优劣，认为如果边际效益曲线比边际成本曲线陡，总量控制手段优于价格手段，反之亦然。Roberts 和 Spence (1976) 则设计了一种排污许可证加排污费或补贴的政策来激励企业削减污染。在运用这一政策时，规制者发放一定数量的可交易排污许可证，市场交易形成许可证的均衡价格，当污染者排污量超出其持有的许可证限制时，规制者对每单位污染征收排污费，当排污量小于许可证限制时，则给予每单位未使用的许可证以补贴。他们证明，这一混合政策能以较低的成本实现较高的预期福利。Kwerel (1977) 发展了一个静态的混合价格—总量工具，诱导竞争性厂商向规制当局公开他们的真实削减成本。Polinsky 和 Shavell (1979) 将污染企业的风险厌恶纳入模型。他们指出个人(企业)的总财产构成了罚款的上限。当企业是风险厌恶者时，不管抓住违规者的成本多么高，低概率的监督和远远超出外部性成本的罚款构成的规制都不会是最优的。从福利的角度看，两种手段的优劣取决于排污许可价格的确定机制，如果由低成本厂商安排排污权价格，排放税手段会产生更高的福利；当高成本厂商安排排污权价格时，排污许可手段有更高的福利产生。Benford (1998) 将 Kwerel 模型扩展为动态模型，认为当市场处于完全竞争的条件下，Kwerel 框架的自然扩展能得到污染随时间削减的最优路径。Newell (1999) 和 Hzer, Hoel 和 Karp (2001) 追随 Weitzman 的研究调查了存量污染在价格—总量控制问题上的结果，他们发现，像静态模型一样，当边际削减成本曲线斜率相对于边际损失曲线斜率较大时，征税比排污配额好。Baldursson (1999) 发现，在一个动态和不确定性模型中，就像价格——总量控制手段比较一样，任何削减决策的不可逆性都可能影响政策手段的选择。Becker (1968) 则从环境规制者与企业之间互动的角度进行了研究，他把罚款作为与商业活动中的其它成本一样的成本，从而建立了关于监督与强制的模型。在模型中规制者决定监督的频率和罚款的水平，可能的污染者则追求服从规制的成本与罚款之和最小化，结论是处罚越严厉越好。而 Moledina (2003) 等分析了厂商具有战略性行为特征的动态背景下税制和排污许可权手段导致的不同结果，发现面临排污税的厂

商为了未来得到一个更低的税赋有过分削减的动力，面临排污许可时厂商为了将来获得更多的许可有人为展现高的许可价格的战略动机。总之，不同思想学派的观点差别是非常大的，并且在自己坚持的领域进行不断的研究。正如克特格罗夫和达夫（Cotgrove and Duff, 1980, P. 349）指出的，“关于环境问题的争论成了瞎子和聋子的对话”。

### 2.1.3 解决环境外部性问题的激励规制方案

在信息经济学、委托——代理理论和博弈论等前沿理论和分析方法发展起来以后，许多论文开始从激励机制设计的角度对传统的环境外部性解决方案做了进一步的探讨。它们以规制机构和被规制企业之间的信息不对称和目标不一致作为立论的前提，借助于新兴的机制设计理论（Hurwicz, 1970; Groves, 1973），把规制问题当作一个委托——代理问题来处理。在这种委托——代理关系中，规制机构是委托人，被规制企业是代理人，因为在一个规制过程中规制机构知道企业的信息要远少于企业自身，在了解企业最低成本、努力程度等方面存在劣势；同时，规制机构主要关注企业效率和社会福利最大化，而企业则主要追求自身利润的最大化，两者追求的目标不一致。解决问题的关键是设计出既能充分激励被规制企业，又能有效约束其利用特有的信息优势谋取不正当利益的激励规制合同或者机制，其目的是为了更好地鼓励企业引进新技术、提高管理效率而提供一个具有激励作用的规制环境。

Leob 和 Magat(1979)以两个参与人（委托人为规制者，代理人为企业）为前提建立了一个模型。假设委托人知道企业的需求曲线，并在给定参数  $r$ （在此，企业知道参数  $r$  而委托人不知道）后，计算出边际成本。如果委托人只是简单地要求企业报告  $r$ ，并据此确定价格  $p=MC(r)$ ，那么企业会报告一个有利于己的  $r^*$ ，从而得到较高的价格  $p^*=MC(r^*)$ 。委托人需要设计诱使企业说真话的激励规制合同来提高规制的效率。为此，洛伯提出了规制机构给予被规制企业与消费者剩余相当的补助方案（即支付规则）。在这种支付规则中，规制机构的目标是消费者剩余与生产者剩余之和最大化，被规制企业的目标是利润与补助金之和最大化。由于两者在一定程度上存在共同目标，因此可以通过企业利润最大化的行为达到经济福利的最大化。企业为获得较多补助（消费者剩余部分），就不可能报告  $r^*$ ，从而规制者将获得到较真实的  $r$ ，并制定一个较  $p^*=MC(r^*)$  低的价格。在洛伯的设计方案

中，存在着对企业过度补助的倾向。并且，其前提是假设规制机构了解企业的需求函数。沃格尔桑、芬西格模型(Vogel sang and Finsig err, 1979)对此进行了补充和完善。该模型提出了规制机构在没有掌握有关企业的费用函数、需求函数的信息，并且没有对企业进行补助的情况下，能够实现次优状态的方案。在这个方案中，规制机构所必需的信息是各期的实际供给量、价格、企业的费用，这些信息的获得相对容易。“这个方式确实有其独到之处，它指出了如果规制机构能把巨大的信息租放弃给企业，而不考虑其社会成本的话，就几乎不存在什么对企业的规制问题” (Laffont, 1994)。但这个前提假设显然与经济实际有较大差异。因此，将机制设计理论真正用于规制问题的文献应该从 Baron 和 Myerson (1982) 开始。

Baron 和 Myerson (1982) 运用机制设计理论，对信息不对称条件下的规制问题展开研究。他们假设，生产的边际成本是不变的，是企业的私人信息，总成本不能在事后被观测。对单一产品，如果信息是完全的，则最优配置是边际成本定价，以及保证企业收支平衡的转移支付，此时企业的利润为零。然而，当企业的边际成本是它的私人信息时，完全信息下的最优配置就不是激励相容的了，因为此时企业都希望通过汇报高于实际的边际成本来提高收益。规制机构要消除企业谎报边际成本的动机，就必须给低成本的企业更高的转移支付，来让企业说真话。因此，由于不对称信息的存在，成本较低的企业就可以享有一个严格正的利润，称为信息租。但是对社会来讲，信息租是有成本的。否则的话 Leob and Magat (1979) 早就解决这个问题了。Laffont and Tirole (1986, 1993) 也在将激励理论和博弈论应用于激励性规制理论分析后指出，由于存在信息不对称，效率和信息租是一对共生的矛盾。在得到效率的同时，必须留给企业信息租，而信息租会带来社会成本。

在委托——代理模型中，除了对企业要进行正面的激励以外，还要加强对企业负面的监督。Harford (1978) 对企业行为的研究发现，在企业追求预期利润最大化过程中，污染税设定的越高，企业逃避税收的可能性越大，这将增加强制成本。因此最终的均衡条件是削减污染的边际收益等于削减污染的边际成本与强制的边际成本之和。Russell (1986, 1990) 和 Harrington (1988) 对企业和规制者之间的监督与强制动态过程进行了研究。这一研究表明，违规者在第一期中不被罚款，而一旦被发现违规，在后续时期中对违规的预期罚款将非常高。在高额罚款的威胁下，未来时期的违规行为将被有效消除。Russell (1990) 强调，用以前的服从

概率决定未来的监督概率可以减少用于监督的预算并实现所需的服从水平。这一思路在美国环境署的实践中已得到运用并取得了良好的效果。Heyes (1993) 则建立了一个检查能力内生的规制强制模型, 为解决监督、强制问题提供了一个新思路。他指出, 监督的频率并不是最重要的, 应该提高检查的彻底性并相应降低检查的频率。Catherine L.Kling (2000) 利用博弈论分析了企业、政府之间关于污染排放的收费和惩罚问题, 建立了政府关于排污权收费的机制设计模型, 并得出结论: 对于全局性的污染物而言, 排污许可证可以进行拍卖; 而对于局部的污染物而言, 其中一些许可证可以免费发放。

激励性规制手段从信息不对称的角度对环境问题进行分析, 并通过建立各种激励模型来促进厂商按照规制者的目标进行活动, 相对而言比较符合环境规制的现实。但是, 这些都是市场机制非常完善的基础上进行的讨论, 而对于市场机制不完善的发展中国家来说, 其适用性显然会受到一定的限制。

#### 2.1.4 规制俘虏理论

不论是传统的规制方法还是后来的激励性规制方案, 都从不同的角度对环境问题的解决提供了思路。但在具体的实践中, 效果却与预期往往存在一定的距离。因为这两种研究中都是在政府规制公共利益理论, 即假定政府是全体公众利益代表的框架下进行的, 如欧文和布劳第根 (Owen Braentigam, 1978)。但在现实生活中, 政府在制定政策的时候, 很容易受到利益集团的影响, 从而使政府成为某些利益集团的代表, 即成为环境规制“俘虏”。

规制俘虏理论 (the capture theory of regulation, 简称 CT) 是指在规制过程中, 由于立法者和规制机构也追求自身利益的最大化, 被某些特殊利益集团 (主要是被规制企业) “俘虏”, 从而提供有利于这些特殊利益集团行为规制的理论。在施蒂格勒和弗瑞兰德 (1962)、维斯库兹、维纳和哈瑞顿 (1995)<sup>①</sup>、波斯纳 (1974)<sup>②</sup>、阿顿 (1986)<sup>③</sup> 等人对规制公共利益理论的有效性进行研究时, 发现政府规制并不必然的与市场失灵相联系。而且, 政府在进行规制的时候很可能存在被利益集团“俘虏”的可能。

##### 2.1.4.1 传统的政府规制俘虏理论

---

<sup>①</sup> W. Kip viscusi, John M. Vernon, Joseph E. Harring, Jr Economics of Regulation and antitrust[M]. The MIT Press, 1995.

<sup>②</sup> Posner, R. A. Theories of Economic regulation, Bell Journal of Economics[J] 5, Autumn, 1974.)

<sup>③</sup> M. A. Utton. The Economics of Regulation Industry[M]. Basil Blackwell, 1986.

Bentley (1908)对于规制机构被利益集团“俘虏”的现象进行了研究,认为被规制者(利益集团)俘虏规制机构以增进其利益;利益集团压力是改变规制政策方向的惟一决定因素。但他没有解释集团组织和行动有效的原因何在,以及为何在社会某一时期有些集团很重要,而在另一时期又是另外一些集团很重要。Truman (1951)充分注意到这一点,试图建立一种变形的自愿社团社会学理论,用以表明有组织的有效压力集团会在必要时出现。Bernstein (1955)指出,那些认为自己遭受商业违法侵害而寻求补偿的集团施加压力导致规制机构的产生,规制的供给是应产业的规制需求(立法者被俘虏),或者随着时间的推移规制机构被受规制的产业所控制(规制者被俘虏),规制最初的服务于公共利益的目的“流产”。Jordan (1972)在对关于规制效果更宽泛的文献进行考证之后,对这种新演绎推理做了总结,认为在规制过程中,由于立法者和规制机构也追求自身利益的最大化,因而某些特殊利益集团(主要是被规制企业)能够通过“俘虏”立法者和规制机构,而使其提供有利于他们自己的管制的行为。因此,规制不是为了实现公共利益,只是利益集团寻求保护他们(私人)利益的一种程序(Posner, 1974)。

传统的规制俘虏理论与规制历史极为符合,因而比规制公共利益理论更具说服力。尽管如此,该理论同样面临与规制公共利益理论相同的批评,原因在于规制俘虏理论并没有解释规制如何逐渐被产业所控制和俘虏的,如受规制影响的利益集团有很多,包括消费者、劳动者组织以及厂商,为何规制者受厂商控制而不是受其它利益集团的影响等。对于环境规制而言,传统的规制俘虏理论并没有说明为什么规制不利于受污染者,它只是假设规制是偏向污染者或生产者的。规制俘虏理论的进一步发展——规制经济理论则对此作了说明。

#### 2.1.4.2 规制经济理论

Stigler<sup>①</sup>(1971)首次尝试运用经济学的基本范畴和标准分析方法来分析规制的产生,开创了规制经济理论。规制经济理论从一套假设前提出发来论述假设符合逻辑推理,是规制理论的一个巨大进步,它解释了规制活动的实践过程。Peltzman (1976)<sup>②</sup>进一步扩展了施蒂格勒的观点,并将其模型化,提出最优规制政策模型。他假设规制过程中只有生产者和消费者这两个集团在“趋利弊害”,而且规制过程中的“利”与“害”是一边对进入进行控制,一边设定最高价或最低价。

<sup>①</sup> George. Stigler. The Theory of Economic Regulation[J]. Bell Journal of Economics(Spring),1971.

<sup>②</sup> Peltzman. Toward a More General Theory of Regulation[J]. Journal of Law and Economics. 19(August), 1976.

因此，目标函数中的自变量自然也就具体化为商品或服务的价格和生产者的利润：前者与消费者的政治支持密切相关，后者与生产者的政治支持密切相关。规制机构获得的政治支持与这两个自变量的关系是：价格高、利润高将导致消费者政治支持减少，生产者政治支持增加；价格低、利润低将导致消费者政治支持增加，生产者政治支持减少。以此为基础，佩尔兹曼绘制了关于政治支持的无差异曲线，见图 2.1：

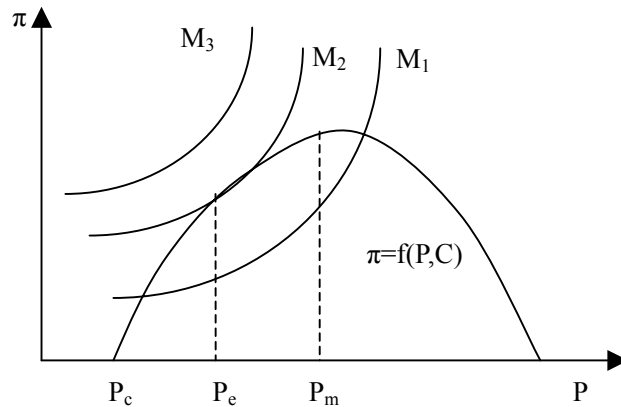


图 2.1 佩尔兹曼的规制经济理论

经过一系列推导，佩尔兹曼指出规制的均衡价格在无差异曲线和生产者利润曲线的切点处取得，它介于垄断价和竞争价之间。而且对于不同产业，在进行规制前，其价格越是接近垄断价格或竞争价格，其对规制的要求也越强烈。因为与价格处在其它位置上的产业相比，它能从向规制均衡价格接近中得到更多的利益。政治均衡的边际条件是政治支持替代率(绝对值)等于由生产者利润和消费者剩余相互转移而得的边际替代率。这表明俘虏规制机构的不是单一利益集团，效用最大化的政治家根据边际条件在不同集团之间配置利益导致政治均衡；只要消费者集团能够提供一些选票或金钱使卡特尔均衡偏离，纯粹的生产者保护就不会主导政治决策，结果政府官员在竞争的利益中进行公断，而不是总取悦于某些产业集团。最终，在竞争性产业中企业将从规制中获得大量收益，在垄断性产业中消费者将获益；根据具有连续特性的报酬递减的方法，任何集团的经济利益都可以互换，政治家通常可以雇佣所有集团的服务。所以佩尔兹曼模型修正了规制俘虏理论和施蒂格勒模型的结论。然而，这一模型的推论与实践也不完全相符。如果强调在潜在的有冲突的利益之间做财富的最优配置，几乎所有的使财富增加的东西，



以及从政治上来讲没有达到最优配置的地方都应该引入规制，这显然有将规制领域无限扩大的趋势。贝克尔(Gary S. Becker, 1983)<sup>①</sup>假设规制者寻求政治支持最大化，提出了利益集团为获得有利规制而展开竞争的理论。该理论从被规制者入手，研究各利益集团是如何通过施加政治影响来形成政治均衡。他认为政治均衡依赖于四个因素：第一，每个利益集团对规制机构施加政治压力的效率；第二，对利益集团产生的政治影响使用额外的压力的效果，即在利益集团对规制活动产生一定的政治影响前提下，如果再增加一点压力，那原先的“政治影响”将如何变化；第三，各利益集团的成员数目；第四，税收和补助金的成本。最后形成的政治均衡是偏向于在政治上更具影响力的利益集团。贝克尔政治均衡模型扩展了佩尔兹曼关于俘虏规制机构不是单一利益集团的思想，使规制经济理论更接近于现实、更富解释力。然而贝克尔像他的前辈一样，缺乏委托——代理分析。他自己也意识到这一点，认为一个更为一般的分析应该将政治家和压力集团之间的委托——代理关系并入到政治均衡的决定中。因为政治家实际上被压力集团雇佣来增加其集体利益，当压力集团不能有效地通过选举或弹劾来解雇或反对政治家时，后者就拥有非常强大的政治权利(Becker, 1983: 396)。

#### 2.1.4.3 新规制经济理论

新规制经济理论由麦克切斯尼(MeChesney, 1987; 1997)开创，他从另外的一个角度对规制问题进行了解释。提出政治家不仅仅是对竞争性的私人需求进行财富再分配的中间人，而且是自身需求的独立行为人。除创租外，还考虑依其他方式从私人那里获利，由此构建抽租模型——创租只是政治家从立法程序中最大化自己利益的特例，更为一般的是，政治家首先通过威胁，然后通过豁免，抽取已存在的私人租金。这里的关键点在于，政治家拥有一种产权，这种产权不仅能创造政治租金，而且能通过给私人租金施加消灭的威胁来抽取租金。新规制经济理论强调政治家在规制中的主动作用，一改规制经济理论过分关注需求方的缺陷；抽租模型比创租模型更具普遍性，对现实更具解释力；因发展中国家抽租实践更为公开化，抽租模型对研究发展中国家的规制更有意义。但是，根据该理论，规制将无限扩展到所有的经济领域，这显然与经验不相符。

规制经济理论的存在，不断为环境规制提供新的分析工具。环境规制作为政府规制的一项主要内容，必然遇到规制者（政府）与被规制者（企业）与受污染

---

<sup>①</sup> Becker. A Theory of Competition Among Pressure Groups for Political Influence[J]. Quarterly Journal of Economics, 78(august), 1983.

者（消费者）之间的关系问题。在这一过程中，种种利益集团的努力更为强大，对环境规制者的决策就会产生更大的影响。规制者在进行环境规制的过程中受自身利益最大化目标的支配，往往会主动或被动受被规制企业“俘虏”，从而其“合谋”。这是消费者就会成为环境污染的受害者，这在一定程度上也成为环境规制“失效”的一个原因。

## 2.2 国内环境规制文献综述

### 2.2.1 从国外环境规制理论的引入解析中国的环境问题

由于发达国家的工业化进程早于中国，国外环境规制的研究明显早于中国，因此，中国最初的许多研究都是在大量借鉴国外研究的基础上进行的。比如，1989年翻译出版了施蒂格勒的《产业组织和政府规制》（潘振民译），1992年翻译出版了植草益的《微观规制经济学》（朱绍文译），2002年翻译出版了让-雅克·拉丰和大卫·马赫蒂摩的《激励理论：委托——代理模型》（陈志俊，李艳，单萍萍译），2004年翻译出版了让-雅克·拉丰和让·梯若尔的《政府采购与规制中的激励理论》（石磊，王永钦译），保罗·R.伯特尼等的《环境保护的公共政策》（穆贤清，方志伟译），2005年翻译出版了朱迪·丽兹的《自然资源：分配、经济学与政策》（蔡运龙等译），托马斯·思德纳的《环境与自然资源管理的政策工具》（张蔚文，皇祖辉译）等。

同时，对产权在解决资源环境问题的有效性问题上进行了探讨。张五常（2001）继承了科斯分析外部性问题的交易费用视角，并从交易费用和合约结构的角度研究外部性问题<sup>①</sup>：第一，外部性这个概念是模糊不清的，所谓外部性问题没有什么特殊性，只是一种行为效应，但由于其行为权利没有界定清楚，因而并不在市场上交易。第二，外部性这种行为效应的存在在于较高的交易成本导致的缺乏专有权和合约安排，导致这种行为的收益和成本不会在市场上被权衡，就出现所谓的外部性问题。第三，是通过市场机制还是政府调控来解决外部性问题并不存在一个想当然的答案。政府的存在会降低交易成本，但历史也反复证明，市场对经济状况变化的反应比法律快得多。供求条件的变化、技术创新以及组织方法的改进都可能降低交易成本。徐嵩龄（1999）<sup>②</sup>对此提出了不同的观点，他认为：“简单

<sup>①</sup>张五常. 经济解释[M]. 北京：商务印书馆，2001。

<sup>②</sup>徐嵩龄. 产权化是环境管理网链中的重要环节[J]. 河北经贸大学学报，1999(2)。

地从传统的“自由市场”概念移植于环境管理未必成功，因为它忽视了一般商品和环境资源之间的根本区别，即环境资源中不可分割的公共性，它的不可穷尽的多价值性，以及环境资源总量随交易而递减的特征”，因此，自由市场是不太适合环境经济的，因为完全以产权方式处理环境的市场外部性问题远不是万能的；“自由市场环境主义”不可能成为“科学与专家”战略及“政府控制”的替代者。藤有正等（2001）<sup>①</sup>则更加客观地评价了“自由市场环境主义”的观点，认为“自由市场环境主义”强调和重视环境资源产权化是其长处，问题的关键在于它过分夸大了环境保护领域市场机制的作用，以致于认为政府调控机制可以完全被替代。随着理论研究和技术的不断进步，环境资源产权化的障碍会逐步有限地被克服，市场机制在环保领域的应用还会有更大的进展。肖国兴（2000）<sup>②</sup>在对环境资源的外部性分析后指出：“代表公共选择的政府与代表私人选择的厂商成为环境资源产权制度的典型主体，环境产权也就成为政府公共产权与厂商交易产权的双重结构，公共产权实现环境的生产和供给，交易产权实现环境的消费。只有这两种产权都有效率，资源环境成本的外化才会实现最小化。”李瑞娥（1999）<sup>③</sup>则认为，对环境产权的界定实际是对公众所拥有的生态资源及对这些资源使用程度的界定，从归属上看，它理当归属于公众和社会（包括尚未出生的子孙后代），每个社会成员在环境产权的占有上具有同等的权利；但从其可支配性看，环境产权的拥有者和使用者又处于绝对的地位。愈是广泛的公众性愈显得“可感觉而又超感觉”，公众无法将属于自己的这份产权独立出来，也无法拿去交易，只能将环境产权支配奢望寄托于一定的社会机构。何其多（2002）<sup>④</sup>认为，从环境资源中引入市场机制的最大障碍是环境公共物品的不可分割性或其过高的分割成本，但在一定条件下，环境资源可以一定的方式进行分割，最基本的方式就是产权分割方式。所谓产权分割不仅是指所有权与使用权、收益权、处置权的分离，而且也指使用权、收益权等还可以分解成其他各种部分权能。产权分割并界定清楚后，便可按市场规则进行交易。因此，环境所有权虽为国家独有，但可以采取适当的形式（如有限定的排污权拍卖）向私人出让环境资源的使用权（如排污权）；环境资源的经营者可以把自己申请、购买获得的使用权出卖给其他的环境资源需求者，实现其经营权；至

---

<sup>①</sup> 藤有正，刘钟龄等．环境经济探索：机制与政策[M]．呼和浩特：内蒙古大学出版社，2001。

<sup>②</sup> 肖国兴．论中国资源环境产权制度的架构[J]．环境保护，2000，（11）。

<sup>③</sup> 李瑞娥．环境产权界定与环境资源保护的理性思考[J]．当代经济科学，1999，（3）。

<sup>④</sup> 何其多．单元环境产权模糊的经济学分析[J]．经济问题探索，2002，（3）。

于直接的环境收益权应当具有明确的产权界定，间接的环境收益权因其在一般情况下具有公共物品的非排他性，故其权利是共享的。

## 2.2.2 环境规制的国别研究与比较

为了解决中国的环境规制问题，国内学者还大量研究了德国、美国、日本、荷兰以及欧盟国家的环境规制，出版发表了很多这方面的专著和论文。张宝珍（1995）从日本战前公害的发生开始，分析了各时期日本环境保护政策的演变，并从中找到对我国的启示；叶雨然（1996）研究了欧洲环境政策的两大主题——减少污染和自然及自然资源保护，并特别强调了欧洲国家在环保方面的科研工作；单霞、厉萍（2000）分别考察了德国、美国、荷兰、日本、法国和瑞典等国的环境税收政策；张联、张玉军（2002）从环境规制的机构设置、各机构之间的职能划分以及运行机制和管理手段等方面对欧洲等国的环境规制体制进行了研究；森彰（2002）概述了日本控制污染的经验，特别介绍了日本环境事业团的发展过程和在社会治理中的工作及作用；廖红、朱坦（2002）从环境法律与规划手段、环境条例手段、经济手段、志愿协议、以及生态审核等方面分析了德国环境政策的实施手段，特别论述了德国环境政策在促进资源回收利用、废弃物管理、率先走向循环型经济社会方面所发挥的作用，为我国环境管理提供了借鉴与参考；于立和张嫚（2002）在对规制成本进行细分的基础上对美国政府规制成本进行了逐项考查，同时分析了美国政府规制给消费者和企业造成的负面经济影响及近 30 年来的放松规制改革产生的收益；丁林（2002）对美国的分权制衡体制进行了介绍；刘金富、徐文国（2003）从环境问题的严重性及世界性入手，提出我国要依靠自己的力量和自身努力，通过人员交往和科技合作，努力学习日本的先进技术和经验，将我国自己的环境保护问题处理好；李华友、肖学智（2003）分析了德国城市生活垃圾管理观念的改变过程及有关经济政策和管理政策，并对其进行了评价；李艳芳（2003）研究了美国法律中关于公民诉讼的规定以及司法实践中的具体做法，并从中找出对我国公益诉讼制度的确立会产生许多有意义的启示；司志超（2003）从德国环境及林业状况入手，对德国林业、环境保护和林业管理体制方面的先进理论和环保政策作了概括性介绍；聂蕊（2005）从中国和美国的环境标准制度的比较入手，分析了我国环境标准管理制度和法律体系存在的问题，并进一步提出完善适应我国国情的环境标准法律体系的建议；赵云城、李锁强、胡卫

(2005)考察了挪威、德国的环境统计方面的做法,并举例介绍了德国环境综合指数的应用;马娜(2005)分析研究了欧盟环境政策的决策机制、制定原则和具体内容,并与我国的环境政策状况进行比较,对我国今后环境政策的改进和提高提出了启发性建议;管瑜珍(2005)以我国的排污权实践为引,介绍了美国可交易的排污许可制度实施情况,并讨论了我国在市场、排污权的初始分配方面的问题;赵红(2006)分析了美国在政府规制领域引进系统的成本——收益分析(即规制影响分析)及成本——收益分析在环境规制政策评估中的应用,指出我国应在环境规制领域引入成本——收益分析,以提高环境规制政策制定和执行的效率。类似的文章还有很多,分别从不同的角度介绍了各国环境规制发展的历史及相应的规制政策,并对其作了分析和评述。以上分析对于解决我国环境规制问题具有借鉴意义,但由于中国的环境问题有别于西方发达国家,因此不能完全照搬西方国家的环境规制方法。

### 2.2.3 环境规制的具体研究

除了借鉴国外环境规制的某些做法之外,国内学者还根据我国的现实作了很多研究,主要集中于两个方面:一是环境规制政策的选择与实施,二是规制者与被规制者的互动模型。

#### 2.2.3.1 环境规制政策的选择与实施

在环境政策的选择方面,宋英杰(2006)通过对成本收益曲线不确定(由制度原因及技术原因引起)下各种政策工具的比较,得出当环境规制工具的选择面临技术或制度等因素的制约时,经济工具的选择劣于使用命令控制工具。陈安国、高伶(2002)则分析了我国现行环境规制政策的主要缺点:过多依赖于行政手段,适应市场经济的经济手段运用不够;实行污染物浓度控制,总量控制效果不理想;对企业实行过高的环保补贴而对环保技术的开发重视不够;“先污染,后治理”的思想影响了“清洁生产”的推广,同时提出推广排污权交易及排污收费等基于市场的污染控制手段是当务之急。

在具体环境政策的实施方面,肖江文、罗云峰、赵勇等(2001)基于一级密封价格拍卖方式,建立了排污权交易制度中初始排污权分配的不完全信息静态博弈模型,并提出初始排污权拍卖是对初始排污权进行分配的合理方式。吴亚琼(2004)以污染物排放总量控制下的排污权交易制度为背景,对排污权分配和交

易中的若干问题进行了一些理论分析，针对排污权交易制度实行过程中存在的公平性、有效性和政策的动态一致性等方面的问题，提出一些新的解决方法和思路：针对初始排污权分配问题中的免费分配方式，提出了排污权分配的协商机制；在买方采用独立私人价值模型的前提下，利用多轮一阶密封投标拍卖，买方预算约束的存在虽不影响其投标单价的排序，但将以特定规律降低该单价的取值，从而减少拍卖方的收益；确定污染物允许排放总量具有动态一致性，效果优于确定污染物排放削减总量等等。

### 2.2.3.2 环境规制相关主体的互动模型

由于环境规制涉及到多方面的主体，而每个主体都要与其他的主体发生联系，因此环境规制过程的互动模型既包括环境规制者与被规制的排污企业、还包括环境规制者之间、被规制的排污企业之间的互动。在规制者之间的互动方面，邓加平、王志江（2005）利用博弈纳什均衡模型和纳什讨价还价模型讨论了中央政府和地方政府在环境规制过程中由于目标不一致而产生的博弈行为，并简要提出中央政府对地方政府的政策选择与激励；简春林（2005）对司法部门和环境犯罪行为人之间的惩治——破坏行为机理进行了单阶段和多阶段的博弈模型分析；王斌、张英杰、孙志和（2004）针对环境污染治理过程中存在的信息不对称性，建立了政府环保稽查部门和污染企业的两种不完全信息动态模型，给出了各自的子博弈精炼贝叶斯纳什均衡，提出了为杜绝治污过程中存在的欺骗行为，政府及环保部门应采取的对策；陈纲（2005）以“公地悲剧”为实例，对两主体之间的纳什均衡问题进行了分析；蒙肖莲、杜宽旗、蔡淑琴（2005）提出一种将环境政策问题分析建立为一种博弈模型的数理方法，把对环境污染管理看作是企业对政府相应政策的博弈，从而可以帮助决策制定者有效处理环境问题。从环境规制中企业的应对行为角度对环境规制者和排污企业之间的互动行为进行了系统分析的还有胡建兵、顾新一（2006）和张嫚（2005）等。在被规制的排污企业的互动方面，王汝志（2003）应用完全信息静态博弈，讨论了各企业之间发生的直接相互作用，从而找到纳什均衡。

由于公众在环境规制过程中作为规制者的“帮手”也发挥了很重要的作用，因此在分析环境规制者与被规制的排污企业互动的过程中要加入公众这个因素，从而使分析更加全面。贾引狮、骆鑫（2005）从法律经济学的视角，对环境规制的主体——规制者与被规制者、被规制者之间以及公众之间的博弈作了全面分析，

从而得出必须在法律制度上进行创新并结合市场机制改变博弈一方的收益，使博弈达到新的内在均衡，提高西部环境保护效率的结论。郭磊（2004）则在区域环境治理的相关理论的研究基础上，对区域环境规制工具做了总结，对区域政府监督和理性企业的关系进行了博弈分析，对理性企业参与的影响因素进行了识别；同时，对环境权的不同条件下公众参与生态补偿和排污权交易机制的作用进行分析，从而找到有助于降低政府监督环境行为和理性个体参与环境保护的有效途径。王亚娟、刘小鹏、常虹（2004）以宁夏西海固地区为例对环境规制中政府、企业以及公众彼此之间的互动进行了全面地分析。

以上的研究都是针对环境规制各主体之间如何进行博弈，从而实现自身利益的最大化，进而找到对策，这些都是从政策选择和实施方面进行的研究。陈富良（2005）则从另外一个角度——机制设计角度进行了分析，主要讨论环境规制者如何通过机制设计实现与被规制者之间的信息交流，从而将激励性规制理论引入了环境规制，但是他的研究是在代理人无限承诺的前提下进行的，这对存在很大道德风险的企业来说具有很强的现实不适合性。王永钦、孟大文（2006）则以代理人有限承诺为前提，研究了在非对称信息下委托人该如何设计契约，使代理人按照其意愿行事，在既定的信息结构下实现资源配置的“次优”。在作为代理人的污染企业逆向选择和代理人有限承诺并存的情形下，分析了作为委托人的政府该如何对其进行最有效的规制的问题。

综上所述，国内外对环境规制问题的研究主要集中于中观层面的机制研究以及微观层面的行为主体研究。本文则是在这些中观与微观研究的基础上，借鉴国外文献的研究思路，将研究进一步扩展到宏观的层面，从环境规制体制和体系的改革方面，研究提高环境规制绩效的主要对策。

### 3 环境规制的经济学分析

#### 3.1 市场失灵与环境规制

##### 3.1.1 环境的负外部性

环境规制是社会性规制的一项重要内容，其目的是解决环境的负外部性问题。所谓外部性，是指某个主体的行为给其他人带来了好的或坏的影响，但是并不为此得到相应的补偿或付出相应的代价。外部性可分为负外部性和正外部性两个方面：正外部性是指某个行为主体的一项经济活动给社会上其他人带来好处，但自己却不能由此而得到相应的收益；负外部性是指某个人的一项经济活动给社会上的其他人带来危害，但他自己却并不为此而支付足够的成本。按照主体的不同，外部性也可分为生产的外部性和消费的外部性两种。这样“外部性”就可以分成四类，见表 3.1：

表 3.1 外部性的概念及分类

分类		定义	举例	后果
外部性	负外部性	生产的负外部性	当一个生产者的经济活动使他人付出了代价，而又未给他人以补偿	企业排污使周围环境受到污染，附近的人们或整个社会遭受损失
		消费负外部性	当一个消费者进行的活动使他人付出了代价，而又未给他人以补偿	吸烟人的吸烟行为危害了被动吸烟者的健康
	正外部性	生产的正外部性	当一个生产者采取的经济活动对他人产生了有利的影响，而自己却不能从中得到报酬	企业培训的技术工人到别的单位工作，该企业不能得到任何形式的补偿
		消费的正外部性	当一个消费者进行的活动对他人产生有利的影响，而自己却不能从中得到补偿	某个人把自己的孩子培养成更值得信赖的人，使整个社会得到了好处

资料来源：高鸿业，《西方经济学》（第三版）（微观部分），第 374 页。



本文所研究的环境问题，是指由于企业给社会造成了负面的影响，而又不为此承担任何的成木，因此是典型的生产的负外部性问题。由于负外部性的存在，使企业所承担的私人成本小于社会承担的社会成本，因此会导致资源的浪费，见图 3.1:

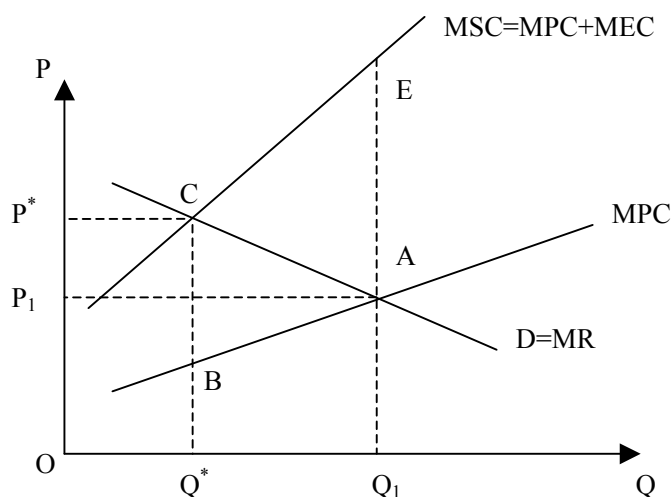


图 3.1 负外部性导致资源配置失当

在图 3.1 中，D 曲线是排污企业的需求曲线和边际收益曲线，MPC 表示其私人边际成本，由于存在负外部性，社会的边际成本 MSC 要高于 MPC，两条线间的垂直距离即是边际外部成本，也就是这个活动给社会造成的成本。企业为了追求利润最大化，将产量定在 MPC 与 MR 的交点所决定的  $Q_1$  上，而使社会利益达到最大的产量应该是 MSC 与 MR 的交点所决定的  $Q^*$ 。因此，环境问题即生产的负外部性导致生产过多，超过了帕雷托效率所要求的水平  $Q^*$ 。由于环境问题具有外部性，单纯依靠市场进行调解会造成资源配置不当。

### 3.1.2 环境资源产权的不确定性

产权也称财产权，反应了产权主体对客体的权利，包括所有权、占有权、支配权、使用权和收益权等。它是经济主体通过财产(客体)而形成的经济权利关系，其实质是由于物的存在和使用而引起的产权主体之间的行为关系。产权具有排他性、有限性、可交易性、可分解性和行为性等特征。产权制度具有减少不确定性、使外部效应内部化、对经济主体进行激励和约束、以及资源配置和收入分配等功能。但由于环境资源是一种公共性程度很强的物品，不具备一般产权制度所具有

的特征，在更多的情况下，环境资源的产权是不确定的，从而限制了产权制度功能的发挥：无论在人们的观念上还是在社会实践中，大气、江河湖泊、海洋、地下水等都被认为是一种可以无偿使用的公共资源；而对于土地、森林、矿山等资源，虽然法律规定归国家所有，由于缺乏有效的监督机制，在所有者与使用者之间的产权关系相当模糊，在实践中也被当作公共资源使用。于是，著名的“公地的悲剧”在这些领域不停的上演，如中国南海曾一度恶性扩散的电网捕鱼及对人们日常生活更具直接影响的环境污染问题，就是鲜明的写照。

### 3.1.3 环境冲突的交易费用

前面讨论了环境资源产权的不确定性限制环境资源的可交易属性。其实，即使在产权明确界定的情况下，由于交易费用的存在，也会发生“市场失灵”。交易费用包括六个部分：搜寻信息的费用，谈判的费用，订立合约的费用，对于合约对方的监督以确定对方是否违约的费用，当对方违约后强制执行合同和寻求赔偿的费用，保护产权以防第三者侵权的费用。当存在交易费用时，人们的策略选择就要根据交易费用与可能获得收益的比较确定其行为：如果交易的净收益大于交易费用，那么，交易就有可能发生；如果交易的净收益小于交易费用，交易就不会发生。由于环境的负外部效应是错综复杂的，与此相对应的交易费用往往十分昂贵，因此，反污染的行为有时不会发生，结果使污染行为能够得逞。

由于环境污染的负外部性，环境的使用权人（包括企业或个人），作为一个理性的“经济人”，追求自身利益的动机使得他在追求财富时，不但不会考虑对环境造成的损失和破坏，而且还在以理性的思维计算如何使自身利益获得最大的满足，社会伦理道德很难对其产生根本性的约束。他进行经济行为的目的主要是为了追求经济效用最大化，因而很少会自觉、自愿花费心力和财力来保护和改善环境。由于环境资源的产权具有不确定性，没有哪个人可以对实施环境污染的行为进行有效约束。即使有了这种权力，也会因为交易费用的高昂而受到限制，从而导致环境资源配置的“市场失灵”。为了弥补“市场失灵”，需要政府对环境问题进行规制。

### 3.1.4 环境规制绩效的衡量

“市场失灵”为政府的环境规制提供了必要的条件，但不是充分条件。环境规制成为完全必要还要考虑环境规制的绩效，即在一定的环境规制结构下，由一定的规制行为所形成的成本、收益以及技术进步等方面的最终经济结果，它反映了在特定的规制结构和规制行为条件下市场运行的效果，即政府的环境规制能否增加社会经济福利，能否满足公众的需求。环境规制绩效包括环境规制的效果和效率两个方面：从环境规制的效果方面来看，如果由环境规制引起的成本增加小于非规制中由环境问题造成的社会福利损失，则规制的存在是有意义的。这种结合规制成本和规制效益来论述实施意义的理论称为“规制的成本—效益分析”；从环境规制的效率方面来看，则倾向于环境规制的成本收益率，即在规制活动中投入与产出或成本与收益之间的对比关系。环境规制绩效的衡量，大致可概括为两大类型：客观绩效与主观绩效。客观绩效偏重于以环境规制的效率为中心，而主观绩效多以公众的满意度、目标达成度等为主要参考来源。本部分主要介绍衡量客观绩效的环境规制收益成本弹性，即环境规制收益变化对环境规制成本变化的反应程度。用  $e$  表示环境规制收益的成本弹性系数， $R$  表示环境规制的收益， $C$  表示环境规制的成本，则有：

$$e = \frac{\frac{\Delta R}{R}}{\frac{\Delta C}{C}} = \frac{\Delta R}{\Delta C} \cdot \frac{C}{R}$$

式中，环境规制的成本  $C$  包括直接成本和间接成本，环境规制的直接成本由环境规制总投资和环境规制制度的制定成本以及环境规制人员投入等组成（为能够行之有效地进行环境规制，克服或减少规制者与被规制企业之间的信息不对称问题，需要政府成立专门的环境规制主管机构，需要专职人员。环境规制主管机构必须要收集、分析和加工有关被规制企业减污的成本、技术以及排污数量等方面的详细数据资料，并需要在企业和其他环境规制部门之间进行调整，因此，包含了上述内容的行政方面的费用都构成一种规制成本）。社会由于遵守和执行规制导致的商品和服务的损失及产量的减少可以视为环境规制的间接成本，如给环境受害者补偿的费用、发展环境保护产业投入的费用、资源闲置损失和按新的生产要素组合方式而可能导致的损失等。环境规制的收益  $R$  不能直接用金钱来衡量。由于环境对人们的影响是多方面的，因此，规制的收益可以用环境规制产生的环

境状况的改进来衡量，如各种污染物排放的减少、城市环境质量的提高等。

当环境规制收益的成本弹性大于 1 时，说明环境规制收益的变动速度大于环境规制成本的变动速度，即环境规制是具有效率的；反之，当环境规制收益的成本弹性小于 1 时，则环境规制是缺乏效率的。

从本质上说，环境规制绩效研究的中心是在环境规制收益大于环境规制成本的前提下进一步以最小的环境规制成本获得最大的环境规制收益，而环境规制行为主体的行为方式是影响环境规制的成本和收益的最直接因素。

## 3.2 环境规制的行为主体及其相互关系

### 3.2.1 环境规制的行为主体

作为一种行政执法过程，环境规制涉及到排污企业、公众、环境规制机构三者关系。这三者在规制过程中有着不同的地位、作用：被规制产业和公众是环境规制的“经济当事人”、规制博弈的主体；规制机构则主要充当排污企业和公众相互博弈的中间人、执行博弈结果的代理人<sup>①</sup>。

#### 3.2.1.1 排污企业

排污企业是环境规制的直接制约对象<sup>②</sup>。在没有政府干预的自由竞争条件下，企业主要依据价格变动等市场参数进行经济决策。当受到环境规制时，则相当于对这些产业的资源配置行为增加了一些外在限制，谁违反了这些限制，就要受到相应的惩罚。这就迫使企业必须根据规制条例，改变自身的经济决策。可见，环境规制以法律法规的形式改变了企业的供给决策，直接影响了市场的资源配置格局。从这个意义上看，在规制过程中，排污企业受到外在强制力的调节，处于被动的地位。然而，这种被动只是相对的，有两个原因：其一，当规制是由排污企业自己争取来的时候，就不能说企业是被动的；其二，当企业利益受到损害时，它不会坐以待毙，而会采取各种方式进行“自卫”，如利用规制制度的漏洞或采用各种手段，从立法、司法和执法等各个环节影响环境规制过程，变被动为主动，直接影响甚至左右政府的规制政策。当然，企业对环境规制影响力度的大小，总

<sup>①</sup>李郁芳. 政府规制过程的行为主体及其相互关系的理论分析[J]. 福建论坛, 2002 (11): 24-27.

<sup>②</sup> 其实，只要是对环境进行污染活动的人都是环境规制的对象，从这个意义上讲，公众也可能是环境规制的直接对象。但由于公众的环境破坏程度没有企业大，另外为了分析方便，本文假定环境规制的主体只有排污企业。

是与企业自身规模、企业与政府关系的密切程度、企业向政府寻租的力度成正比。

### 3.2.1.2 公众

在环境规制过程中，公众所处的地位是很特殊的：一方面，它是环境规制过程中与企业利益集团相抗衡的另一阵营的利益集团，是环境规制过程不可缺少的重要角色；另一方面，公众与生俱来的分散性、弱组织性，以及公众和排污企业间的信息不对称状态决定了它必然成为弱势群体而难以担当起以上重任。如，排污企业可以采取集体行动、以各种方式高价“收买”规制机构，使之制定出己有利的法规，而公众则无此能力与之抗衡，只能寄希望于政府公正立法和执法。这是因为，政府任何一项规制政策的后果都是由以数万计甚至更多的公众来共同分担，对每单个人的实际利益影响不大。“搭便车”效应使得公众个人缺乏为本集团利益积极努力的冲动，因此，公众的共同行动是很难实现的。可见，无论是对一般的市场产品，还是对环境规制这一特殊产品，公众总是处于博弈的劣势地位。

### 3.2.1.3 环境规制机构

环境规制机构通常由政府指派的官员以及环境、分析等相关领域的专家组成，受政府委托专门行使环境规制职能。在现代社会，他们可以以行政规章的形式制定法律和标准，并通过守法的监督和实施法律制裁来贯彻法律，手中掌握着较大的自由裁量权，具体包括：第一，处置权，即根据既定的规制目标，制定详细的规则，如排污标准以及违反这一标准将要受到的惩罚等级等，从具体细节上补充授权性法律，行使类似于立法的权力；第二，行政执法权，即承担从信息收集到法律执行的各种行政任务，其中包括：收集并向社会公布与环境有关的信息（包括环境法律规章制度信息以及企业的排污信息等）、依据法律法规规定的程序对违反环境法规的企业进行处罚，等等；第三，行政司法权，即承担有关的司法任务，主要反映在对环境违法案件的具体裁决过程上。

作为执行环境规制政策的工具，规制机构面临着双重约束：一方面，必须向立法部门或政府负责并代表其履行权力，故其行动就不可避免地要受到政治力量的控制和利益集团的影响；另一方面，代表公共利益行事，遵守既定的法律程序，使其行为经得起司法检查。但在现实中，这两方面往往是相互冲突和矛盾的。

## 3.2.2 各行为主体的相互关系

在环境规制的各主体之间，单纯从环境治理的角度来看，排污企业与公众是绝对的对立主体。而从规制机构所起作用看，则是执行公众和排污企业博弈结果的代理人或中介。因此，环境规制机构在规制过程中的地位或角色，不仅取决于规制机构所理应代表的社会公共利益，还取决于其受排污企业集团影响的大小。如果受到外界的干扰或者出于对自身利益的考虑，环境规制部门也可能与企业“合谋寻租”。下面进行具体分析：

### 3.2.2.1 规制机构代表社会公众的利益

假定规制机构代表社会公众的利益，则要制定严格的标准，并对排污企业的排污行为进行严格的监督。此过程可以用博弈模型来分析。

#### 3.2.2.1.1 模型建立

设有一个代表性的企业和一个代表性的环境监测与保护部门。企业的生产经营收入为  $R$ ，减污前的利润率为  $\alpha$ ，治污费用率为  $\beta$ ，治理费用为  $\beta R$ 。又设企业的利润为  $L$ ，环保部门的费用为  $Y$ ，环保部门进行一次查处的成本为  $C$ 。如果在查处中发现企业超标排污，则对企业实施罚款，设一次罚款金额为  $K$ 。为了不使环境受到严重污染，环保部门必须投资治理，设一次治理费用为  $A$ 。如若不进行治理，污染物造成的损失为  $B$ （此处将  $B$  也看成环保部门日后的治理费用），且  $B > A$ 。生产企业追求利润最大化，环保部门在保证污染指数不超标的前提下力求费用最小。生产企业有两种选择：治理与不治理；环保部门也有两种选择：查处与不查处。则有：

1) 当生产企业进行治理，环保部门查处时，生产企业的利润和环保部门的费用分别为：

$$L = (\alpha - \beta)R, Y = C$$

2) 当生产企业进行治理，环保部门不查处时，生产企业的利润和环保部门的费用分别为：

$$L = (\alpha - \beta)R, Y = 0$$

3) 当生产企业不进行治理、环保部门不进行查处时，生产企业的利润和环保部门的费用分别为：

$$L = \alpha R, Y = B$$

4) 当生产企业不进行治理，环保部门却查处时，他们的利润和费用分别为：

$$L = \alpha R - K, Y = C + A - K$$

据此可以得到生产企业与环保部门的博弈模型如图 3. 2:

		环境规制者	
		查处	不查处
企 业	治理	$(\alpha - \beta)R, C$	$(\alpha - \beta)R, 0$
	不治理	$\alpha R - K, C + A - K$	$\alpha R, B$

图 3. 2 企业与环境规制者的博弈模型

### 3. 2. 2. 1. 2 模型分析

1) 若  $(\alpha - \beta)R \leq \alpha R - K$ ，即  $K < \beta R$ ，并且  $C + A - K \geq B$ ，即  $C + A - B \geq K$ ，则存在纯策略纳什均衡：即是生产企业不治理，环保部门不查处。此时企业的利润为  $\alpha R$ ，达到最大化。而生态环境受到污染，造成的损失为  $B$ 。长此以往后果严重。

2) 若  $0 \leq \alpha R - K < (\alpha - \beta)R$ ，且  $C + A - B \geq K$ ，则此时该博弈模型仍存在纯策略纳什均衡：生产企业不生产，环保部门不查处，与第一种情况相同。

3) 设  $\alpha R > C + A - B$ ，若  $C + A - B < K \leq \alpha R$ ，则有两种可能：其一，由于  $K \leq \alpha R$ ，罚款不至于使企业亏损，他仍可能采取不治理的策略。但环保部门采用查处策略。均衡的结果是：生产企业不治理，环保部门查处。此时，生产企业的利润为  $\alpha R - K$ ，环保部门的查处治理费用为  $C + A - K$ 。其二，虽然  $K \leq \alpha R$ ，企业不至于亏损。但若  $K > \beta R$ ，企业也可能采取治理的策略，使自身获利更多。这时，不存在纯策略纳什均衡，但存在混合策略纳什均衡。设环保部门进行查处的概率为  $P_1$ ，生产企业不治理的概率为  $P_2$ ，则有：

$$P_1(\alpha - \beta)R + (1 - P_1)(\alpha - \beta)R = P_1(\alpha R - K) + (1 - P_1)\alpha R$$

$$P_2(C + A - K) + (1 - P_2)C = P_2B + (1 - P_2)0$$

求解可得混合策略纳什均衡：

$$P_1 = \frac{\beta R}{K}, P_2 = \frac{C}{B + K - A}$$

从上式可以看出，当环境规制部门严格代表公众利益的时候，环境规制的效果，即企业进行污染治理的概率与对企业不治理的惩罚力度、环保部门的查处成

本有关。惩罚力度越大、查处成本越低，企业进行治理的可能性越大，规制效果越好。

### 3.2.2.2 环境规制机构与企业“合谋寻租”

以上假定规制机构是公众利益的代表，但有些时候，规制机构也可能成为某些利益集团的代表。在这种情况下，环境规制机构在行使规制权力的时候，可能对企业的排污行为“睁一只眼，闭一只眼”，其原因是多方面的：或者是因为受到外界的干预不能认真履行自己的权利和义务，或者是在立法部门和政府对其监督不力的情况下产生投机心理，与企业“合谋寻租”。当然这种合谋的发生还受到很多其他因素的影响，如公众对这种行为进行监督。如果公众发现了这种“合谋寻租”行为，则可以到环境规制部门的管理部门进行投诉，使自己的环境权得到有效保护。

下面，再以“合谋寻租”为例介绍企业与环境规制部门合谋，公众进行监督的博弈模型：

博弈三方主体分别为公众、环境规制部门和排污企业，三者进行的所有活动都是为了追求自身效用或利益的最大化<sup>①</sup>。假定排污企业与环境规制部门有2种可供选择的策略：寻租（ $S$ ）与不寻租（ $NS$ ）；公众也有2种可供选择的策略：监督（ $I$ ）与不监督（ $NI$ ）；同时监督的结果有2种：检查出环境规制部门的寻租（ $F$ ）与未查出寻租（ $NF$ ）。假定仅考虑同排污企业与环境规制部门按照规范严格履行合同时各方的支付与排污企业寻租时各方支付的变动值来表示各方的支付。严格履行合同时，各方的支付为0。若排污企业在环境规制部门寻租的情况下可以获得的收益为 $A$ ，公众的损失为 $kA$ ，排污企业向环境规制部门提供的租金 $R$ （ $R < A$ ）， $C$ 为公众的监督环境规制部门的成本。设 $P_S$ 为排污企业与环境规制部门进行寻租活动的概率； $P_I$ 为公众监督环境规制部门是否进行寻租活动的概率； $P_F$ 为公众监督环境规制部门，并且检查出排污企业与环境规制部门进行寻租活动的概率。则在以上假设前提条件下，三方的支付矩阵见图3.3：

---

<sup>①</sup>张化强，张化锋. 工程监理寻租行为的博弈分析[J]. 山西建筑, 2005 (1): 138-139.



项目		环境规制者与排污企业	
		进行寻租 $S (P_S)$	不进行寻租 $MS (1-P_S)$
公 众	监督 $I (P_I)$	查出 $F (P_F)$	$F_1R+f_2(A-R) -C,$ $-f_1R, -f_2(A-R)$
		未查出 $NF (1-P_F)$	$-kA-C, R, A-R$
	不监督 $NI (1-P_I)$	$-kA, R, A-R$	$0, 0, 0$

图 3.3 环境规制者的寻租博弈

公众监督和不监督的期望支付分别为：

$$\pi_I = \{P_S [P_F (f_1R + f_2(A-R) - C) + (1-P_F)(-kA - C)] + (1-P_S)(-C)\}$$

$$\pi_{NI} = P_S (-kA)$$

则公众的期望支付为：

$$\pi = P_I \pi_I + (1-P_I) \pi_{NI}$$

同时，环境规制部门的期望支付为：

$$V = P_S \{P_I [P_F (-f_1(A-R)) + (1-P_F)(A-R)] + (1-P_I)(A-R)\} + 0$$

企业的期望支付为：

$$U = p_I [p_F (-f_2(A-R)) + (1-p_F)(A-R)] + (1-p_I)(A-R)$$

分别求三者的最大期望支付：

$$\frac{\partial \pi}{\partial P_I} = 0, \quad \frac{\partial V}{\partial P_S} = 0, \quad \frac{\partial U}{\partial P_S} = 0, \quad \text{解得：}$$

$$P_I^* = \frac{1}{P_F(1+f_1)}, \quad P_S^* = \frac{C}{P_F(f_1R + f_2(A-R) + kA)}.$$

该混合博弈的纳什均衡为：

$$(P_I^*, P_S^*) = \left\{ \frac{1}{P_F(1+f_1)}, \frac{C}{P_F A[(f_1-f_2)\frac{R}{A} + f_2 + k]} \right\}$$

由纳什均衡结果可以看出，环境规制者与企业“合谋寻租”的概率  $P_S$  除了与

公众对其进行成功监督的概率  $P_f$  成负相关关系之外，还与公众监督环境规制部门的成本  $C$  成正相关关系，与对政府的惩罚力度  $f_1$  和环境损失的扩大效应  $k$  成负相关关系。因此，增加对环境规制部门的监督和对排污企业的惩罚力度，减少公众对环境规制部门的监督成本可以有效减少设、寻租概率。

要提高环境规制的效率，就要提高公众监督的概率、降低公众监督的成本，即尽最大可能减少环境规制部门与企业“合谋寻租”的概率，同时，还要降低环境规制部门公正执法时的查处成本，提高对违规排污企业的惩处力度。而这些都是与特定的环境规制体制和体系是密切相关的。

### 3.3 环境规制体制与体系

#### 3.3.1 环境规制体制

对于“体制”的理解，目前有两种看法：一种看法认为体制是指国家机关、企业、事业单位规制权限划分的制度<sup>①</sup>；另一种看法认为体制是指“有关组织机构的设置，领导隶属关系以及规制权限划分等方面的体系和制度”<sup>②</sup>。本文所指的体制，主要采用后一种含义，即环境规制机构设置及其职能配置以及相互关系。对于环境规制体制的界定，学术界并没有太大的争议。一般说来，环境规制体制，又称环境与资源规制体制或环境行政组织，是指有关环境行政规制的组织结构（包括规制政策的制定者和执行者）及责权结构。其内容主要包括各种环境资源行政规制机构的设置及相互关系、各种环境资源行政规制机构的职责及权限划分、各种职责和权限的相互关系及运行方式。实际上，环境规制体制所要解决的主要问题就是谁应当对环境保护负规制职责，以及“规制什么”和“如何规制”。

自 20 世纪 70 年代以来，为了解决日益严重和复杂的各种环境及资源问题，许多国家都相继建立了专门从事环境管理的中央政府机构，并在各地方也成立了下属机构。其总体上的机构设置和一般性的职能都大同小异，但就环境规制体制的组成形式和结构，特别是职能划分和运作方式及机制而言，各国差异较大，主要依赖于各国的政治经济体制、政府管理体制、市场运作机制，以及社会文化特点等因素。

一般而言，环境规制体制包括中央政府的水平结构和从中央到地方的垂直结

<sup>①</sup>中国社会科学院环境与发展研究中心：《中国环境与发展评论》（第二卷），社会科学文献出版社，2004。

<sup>②</sup>任勇主编：《日本环境管理及产业污染防治》，中国环境科学出版社，2000。

构两种类型。从各国情况来看，中央政府环境规制体制的水平结构基本上有三种类型：统一规制模式、分散规制模式、或二者结合的混合规制模式<sup>①</sup>。这几种模式各有利弊：分散规制结构有利于充分利用规制资源，在统一认识的前提下，能形成“齐抓共管”的局面，取得很好的规制效果。但各部门为取得共识的成本，也就是决策成本往往较高，尤其是这种体制对新的环境问题的反应通常不灵敏；相反，集中规制模式一般决策成本较小，属精英型的规制，对问题的反应通常较为主动，但对规制资源的利用不充分，且因社会对规制决策的理解和共识较弱，往往造成政策实施成本较高，长期规制效果不理想；混合规制模式是集中规制模式与分散规制模式的结合，从理论上讲可以弥补两者各自的缺陷并发挥其优势，但是要在实践中真正能够达到平衡的最优效果，并不是一件容易的事情。从中央到地方的垂直环境规制体制主要有：一是集权规制模式，即政府（尤其是中央政府）控制型的、自上而下的规制方式，通常是与计划经济体制相对应，有优势，但缺点也很突出；二是分权规制模式，主要强调各规制责任人的广泛参与和自主规制，倾向于自下而上的方式，一般与市场经济体制相对应。从规制成本和长期效果来看，后一种方式颇具优势。所以，如何发挥地方政府的主导作用是一个非常重要的课题，这对提高规制的效果和效率有重要意义。

### 3.3.2 环境规制体系

环境规制体系是指为制定、实施、实现、评审和保持环境方针所需的计划活动、惯例、程序、过程和资源。环境规制体系的实施以提高环境绩效为目的，其内容以实现环境方针、环境目标和指标为依据，同时考虑组织的现状和经济技术可行性。建立并实施一个有效的环境规制体系，可以给组织带来巨大的社会效益、经济效益和环境效益。环境规制体系是由诸多相互关联、相互作用的要素组成的，主要有：

#### 3.3.2.1 环境规制的法律体系

完善的环境规制法律体系，应当是法律、法规、规章以及不同方面的立法之间相互衔接、协调和配合。法律规定可以比较综合和概括，行政法规的规定比较具体，而规章的规定只规定具体的实施办法。在内容上，要兼顾各主体的各方面权利和义务。具体说来：（1）在国家基本法中要体现对公众环境权益的保护，即

---

<sup>①</sup>金瑞林主编：《环境法学》，北京大学出版社，1999。

公众可以对环境权益进行维护，并且在程序法中明确公众参与环境保护的程序，保证公众对环境权益保护的资格和参与可行性；（2）要有专项的环境保护法，其中既要明确各种环境标准，又要对企业违规排污行为做出何种惩罚做出明确规定，使环境规制部门、企业以及公众在环境问题及纠纷上有法可依；（3）有专门针对环境规制机构及其部门人员行为的法律，在法律中明确规定环境规制部门人员的各种职责，以及如果不按职责办事，将要受到什么惩罚。

### 3.3.2.2 环境规制的标准体系

环境规制标准是环境规制部门依法行政的依据，是强化环境规制的核心。主要包括两类主体标准：一是环境质量标准，主要是为了保护人体健康和环境资源、维持生态系统的良性循环，并考虑了技术、经济等因素对自然环境中各种污染因素所做出的限制性规定；二是污染物排放标准，主要是为了实现环境质量标准，在充分考虑了经济上的合理性和技术上的可行性而对人为污染源向自然环境释放污染因素所做出的限制性规定。环境质量标准提供了衡量环境质量的尺度，污染物排放标准为判别污染源是否超标违法提供了依据。此外，环境标准中还包括方法标准、样品标准和基础标准，这三个标准为环境质量标准和污染物排放标准提供了技术保障。

由于世界各国的经济发展水平不同，控制环境污染的目的和着眼点不同，设定的排污数量标准也不同，主要有三种：第一种是技术标准，即基于现有的技术水平可以达到的降低污染的能力而制定的标准；第二种是安全标准，是以公众的健康为原则，制定不会对人的健康产生危害的污染水平；第三种是绩效标准，是以经济效益为基础，确定净收益最大化的污染排放水平。

### 3.2.2.3 环境规制的方法体系

#### 3.2.2.3.1 进入规制

对排污企业实行进入规制，其目的在于源头控制环境污染和生态破坏。主要包括完全进入规制和部分进入规制两个方面：完全进入规制是指不论新开企业还是新开项目，只要被社会公认为有可能引起危害和不良后果，就直接禁止；部分进入规制是指通过政府的批准、认可制度对可能产生环境污染和环境破坏的经营活动进行限制，对这些经营活动采取分配、批准、认可和执业资格等制度，使企业在政府的特许下才能进行经营。

目前各国普遍实行的环境影响评价制度，即在某地区进行可能影响环境的工

程建设，在规划或其他活动之前，对建设项目的选址、设计和建成投产使用后可能对周围环境产生的不良影响进行调查、预测和评定，提出防治措施，并按照法定程序进行报批的法律制度。环境影响评价的范围，一般是限于对环境质量有较大影响的各种规划、开发计划、建设工程等。环境影响评价的内容，各国规定虽不一致，但一般都包括下述基本内容：①建设方案的具体内容；②建设地点的环境本底状况；③方案实施后对自然环境（包括自然资源）和社会环境将产生的不可避免的影响；④防治环境污染和破坏的措施和经济技术可行性论证意见。环境影响评价的程序一般是：①由开发者首先进行环境调查和综合预测（有的委托专门顾问机构或大学、科研单位进行），提出环境影响报告书；②公布报告书，广泛听取公众和专家的意见。对于不同意见，有的国家规定要举行“公众意见听证会”；③根据专家和公众意见，对方案进行必要的修改；④主管当局最后审批。

#### 3.2.2.3.2 数量规制

即对企业所排污染物数量进行规制，主要有浓度控制和总量控制两种：浓度控制就是对企业所排废物中的污染物浓度进行控制，如对废水中的 COD 等浓度的控制；总量控制则是对一定时期、一定区域内的污染物排放总量进行控制。

对排污数量进行规制，有直接方法和间接方法两种。直接方法就是指规制者直接决定允许厂商排放的污染总量。采取的主要方式是限额，即规制部门通过向所有企业设置污染权配额来保证总量标准并对违规者给予严惩。其基本原理是企业配额的污染总量不能超过规制总额。限额内的排污权实质是一种免费商品，不能转移。这种方法倾向于公平，所需信息较少，易于实施，效果直接。但其弊端也显而易见：首先，它要求规制部门对企业的数量及其进入和退出都有很好的把握，否则会造成效率的扭曲；其次，在这种政策下，企业只须按政府规定的标准排放污染物，而不必对低于排放标准的那部分污染物造成的损失支付任何成本，因此与没有政府干预的情况相比，它只是通过控制污染减少了外部负效应（企业为达到排放而治理污染的成本实现了内部化）而没有使之完全消除，由于仍有部分社会成本在企业进行利润核算时不会被纳入考虑，污染产品的过度供给仍然存在，并将对全社会的资源配置效率造成损失；最后，规制政策在具体实施时大都会对各污染源规定统一的排污标准，由于不同排污企业治理污染的技术水平不同，直接规制政策无法在达到环境目标的同时实现污染控制成本的节省。间接方法一般不直接规定企业能干什么或者不能干什么，而是通过一定的政策工具，由厂商决

定排放量，间接地引导企业达到政府设定的目标。如基于排放权交易的许可证制度，污染税费、押金或保证金—返还、补贴等都属于此类。这种方法注重效率，将污染的控制交给市场。通过经济手段优化资源配置，能确保利用者的公平利用从而达到获取经济效益的目标，但这种方式是以成熟的市场机制为基础的。直接方法与间接方法没有绝对的好与坏，两种手段均有其优劣势和条件：在环境效果和经济效益相同的前提下，如果政府的管理成本高而市场的交易成本低，则适用于间接手段；反之，则适用于直接手段。下面，以最有代表性的外部性税收和可交易的许可证为例来说明间接规制手段。

### 1) 外部性税收

外部性税收是基于市场的一种规制方式，通过给外部性定价，形成一种经济调节机制。这里的关键是要确定税收标准，它相当于价格信号的作用，见图 3.4：

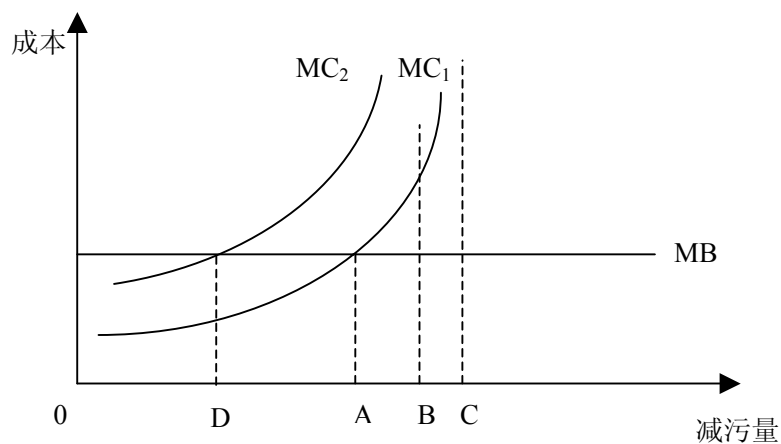


图 3.4 环境税收的作用机制

图 3.4 表明了环境税收如何通过价格信号来调整企业的减污行为的。图中的横轴为污染减少量，纵轴为治污的成本。曲线  $MC_1$  和  $MC_2$  表示两个企业的治污边际成本，前者所代表的减污成本低于后者。由于企业治理污染的难度随着减污量的增加会越来越大，因此两条线成上升趋势，在污染被全部控制(即图中的 C 点)时，减污成本达到很大，甚至无穷。 $MB$  曲线表示对企业的税收标准，它相当于污染减少对社会产生的边际收益，由于污染减少的社会边际收益是相对稳定的，因此它是一条水平直线。企业则会在税收水平和自己的减污成本之间进行权衡。减污成本低的企业根据  $MB=MC_1$  确定最佳污染控制水平 A，而减污成本高的企业由  $MB=MC_2$  确定最佳污染控制水平 D，减污量较小。在这个政策实行的过程中，

可以根据规制目的，实行不同的税收标准：如果政府确定的减污量较少时，就可以将收费标准定得较低；反过来，如果政府要求的减污量很大，则将收费标准确定得较高。

从以上的分析可以看出，在确定总量规制标准的情况下，将差异化的外部性税收与总量标准结合起来，可以使环境规制达到最佳水平。但总量标准的确定有一个基本前提，即需要以大量的信息为保证。

## 2) 可交易的许可证

可交易的许可证是规制机构根据总量标准颁发的可交易的排污权。其具体实施步骤一般是：首先，由政府部门确定出一定区域的环境质量目标，据此评估该区域的环境容量以及污染物的最大允许排放量；其次，通过发放许可证的办法将这一排放量在不同污染源之间分配；再次，通过建立排污权交易市场使这种由许可证代表的排污权能合理地买卖。在污染源之间存在治理成本差异的情况下，治理成本较低的企业可以削减更多的污染物，将剩余的排污权出售；治理成本较高的企业则通过购买排污权实现少治理、多排放。市场交易使排污权从治理成本低的污染者流向治理成本高的污染者，社会以低的成本实现环境质量目标。这一过程可以通过图 3.5 来表示：

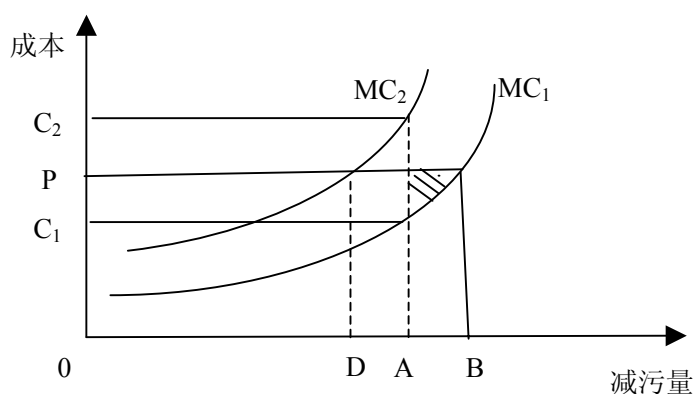


图 3.5 排污权的许可证交易

在图 3.5 中，曲线  $MC_1$  和  $MC_2$  表示两个企业的治污边际成本，前者所代表的减污成本低于后者。企业获得的排污许可证在两个企业间平均分配，各自被允许的排放量确定在 A 的水平。企业获得排污许可证后，根据自己的减污成本选择自己的减污策略。对于减污成本高的企业而言，它要减污达到 A 的水平，需要付出  $C_2$  的成本，它不仅高于低成本企业的减污成本  $C_1$ ，还高于排污权的市场交易价格

P, 因此, 它会选择到市场上去购买排污权, 从而实现利润的最大化。对于减污成本低的企业而言, 因为其治污成本  $C_1$  小于排污权的市场交易价格, 他就会尽可能的将自己的减污数量增加到 B, 从而将剩下的排污权到市场上卖掉, 从而获得阴影部分的净收益。

可交易的许可证之所以可以称为环境规制的有效手段, 主要是由于环境问题的独特性。以对水的使用为例, 对水的使用会像图 3.6 所示那样呈台阶式运行。

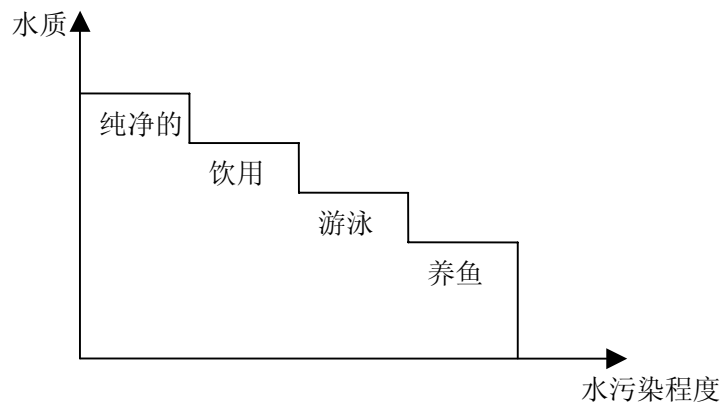


图 3.6 污染函数中水的不同使用

最初, 水的质量是很高的; 经过一定程度污染后的水不再纯净, 但人们仍然可以饮用; 经过再度污染, 水的可饮用性下降, 但人们经过适当的疫苗接种后还可以在水中游泳; 随着污染程度的进一步增加, 水只适合鱼类的生存而不再有其他用途; 最后, 在很高程度的污染情况下, 即使可供鱼类生存的选择也不存在了。在如此高度污染的情形下, 如果假定水的所有有益的用途都已经消失, 也就再没有额外的边际成本从额外的污染中强加给市民。市民就会卖掉他们手中许多的污染权, 而不用遭受任何额外的伤害, 这些额外的污染伤害是超过他们已经遭受的污染伤害的。此外, 在水质曲线下降的任何一个特殊的梯阶, 对市民来说并没有损失, 所以对对他们来说卖掉额外的污染权的边际成本是零。环境问题的这个独特性质, 使可交易的许可证具有了现实可行性。

可交易许可证制度还有多种演化形式, 主要的有泡集、替代和补偿<sup>①</sup>: 泡集就是将几个污染源本身界定为一个泡集, 把整个区域当作一个点污染源, 一个泡集的排放源必须达到所有排污源加在一起可允许排放量的标准要求, 以保证环境质量; 替代是一种内部交易形式, 企业通过这种形式更好地利用其污染排放权, 它

<sup>①</sup> 参见赵红. 外部性、交易成本与环境管制[J]. 山东财政学院学报2004(6)。



允许企业通过削减工厂内其他污染源的排放量达到获准经营新污染源的要求，而不是必须去申请新的排污许可证；补偿针对的是未达标区域新的或更新的污染源，即用较多的旧污染物的排放量换取较少的新污染物的排放量。

可交易许可证制度的优点在于：第一、赋予企业有数量限制的排污权，并建立污染权市场，使得企业将环境也作为一种有价格的生产要素，和其他投入一样进入企业的生产决策，在进行成本与收益比较的情况下做出利润最大化的产品生产量与排污量的决策；第二、具有较好的灵活性。通过控制总体排污量，而不是价格，当经济增长出现通货膨胀或污染治理技术提高时，可交易许可证的价格会按市场机制自动调节到有效水平，因此具有很大的灵活性；第三、可以保证排污量减少的确定性，并使企业减少大量的调整成本。颁发可交易的排污许可证不需要规制者知道关于产出需求、生产成本和减污成本等市场数据，只要颁发容许的排污总量即可。但是，可交易的排污许可证制度的实现要求具备一些条件：（1）排污许可总量的准确确定。而这要以大量的科学研究为基础，所以实现该制度受制于技术水平及交易成本；（2）完善的市场条件。排污许可证既然可以买卖，而且从长期看，其价格呈现上升趋势，为了避免有人通过垄断排污许可证市场而牟取暴利，完善的排污权市场是保证这项制度能够实行的必要条件；（3）对排污行为的有效监督和管理。政府必须有先进的技术手段和设备对企业的排污情况进行监测和管理，才能保证污染权交易市场的良性运行。此外，由于在排污方面企业具有很大的信息优势，环境规制部门要通过信息公开制度来保证数量规制的效果。所谓信息公开制度，就是规制部门要求企业将自己的减污成本、排污情况等信息公开，使规制部门和公众都对此有清楚的了解。

#### 3.2.2.4 环境规制的监督体系

为了防止企业的偷排、误排行为，必须加强对企业的排污状况进行检查和监督。监督的主体可以是企业本身，也可以是环境规制部门，还可以是公众。企业本身进行的监督是内部监督，从而使企业对自己的排污状况有准确的了解。如果需要，还要按照要求上报；环境规制部门和公众对企业排污状况的监督是外部监督。现实生活中，往往是两种监督手段同时使用。在这一过程中，信息公开是基础，环境监测是技术保障。

## 4 中国环境规制的现状与绩效分析

### 4.1 中国环境规制的历史沿革

中国历来重视环境保护，特别是 1989 年以后，中国政府采取了一系列的环境保护方针、政策和措施，不断加强环境保护。“十一五”规划和中共十七大还提出“建设资源节约型、环境友好型社会”。通过近 30 年的不懈努力，使环境污染逐步得到有效的控制，环境质量逐渐得到改善。纵观我国环境规制的历史，大致可以分为四个发展阶段：

#### 4.1.1 第一阶段：新中国成立到 20 世纪 70 年代初

新中国成立以前，中国的工业基础薄弱，环境污染问题尚不突出，但生态恶化问题经历数千年的累积，已经积重难返。1950 年代以后，随着工业化的大规模展开，重工业的迅猛发展，环境污染问题初见端倪。但这时的污染范围仍局限于城市地区，污染的危害程度也较为有限。因此，尚未形成明确的环保理念。环境规制工作主要集中在有效保护和合理开发资源及保护农业环境等方面，对工业生产过程可能对环境产生的严重影响缺乏足够的重视。当时，没有建立专门的环境保护机构，环境规制工作主要由有关的部委兼管。

#### 4.1.2 第二阶段：20 世纪 70 年代初到 70 年代末

随着工农业的发展，某些工业发达地区环境的急剧恶化并蔓延引起了越来越多的重视，国家开始提出环境保护计划，并开始制定各方面的环保法规。1973 年召开全国第一次环境保护会议，国务院批转颁布了原国家计划委员会《关于保护和改善环境的若干规定》（试行草案）。该草案指出：“各地区、各部门要设立精干的环境保护机构，给他们以监督、检查的职权”。同年 8 月，中国的第一个环境标准《工业“三废”排放试行标准》在全国第一次环境保护会议以后制定实施，在“三同时”把关、排污收费、污染源控制和污染防治等方面发挥了重大作用。中国也成为世界上为数不多的制定这种排放标准的国家之一。1974 年 5 月，国务院设立了一个由 20 多个有关部委领导组成的环境保护领导小组，主管和协调全国的环境工作，其日常工作由其下设的领导小组办公室负责。1978 年 3 月，五届全

国人大一次会议修订宪法时将环境保护定为基本国策，1979年3月，颁布了《中华人民共和国环境保护法（试行）》，明确规定环境标准的制定、审批和实施权限，使环境标准工作有了法律依据和保证，同时标志着我国环保事业的全面展开。但此时尚未形成各级政府和有关机构协同参与的环境规制体制。比较完善的环境规制体系是从1979年以后真正形成的。

#### 4.1.3 第三阶段：20世纪70年代末到80年代末

1979年以后，随着改革开放和经济的高速发展，我国的环境污染渐呈加剧之势，特别是乡镇企业的异军突起，使环境污染开始向农村急剧蔓延。与此同时，生态破坏的范围也在不断扩大。1981年国家环保局成立以后，着手进行有组织、有系统的环境标准的研究、制定和颁布工作。同时，开始制定大气、水质和噪声等环境质量标准及钢铁、化工、轻工等40多个国家工业污染物排放标准。1982年，全国人大常委会发布了《关于国务院部委机构改革实施方案的决议》，根据该决议，撤消了国务院环境保护领导小组，成立了城乡建设环境保护部，其下设的环保局为全国环境保护的主管机构，另在国家计划委员会内部增设国土局，负责国土规划与整治工作。很明显，此时的环保局和国土局仍然是国务院部委的下设机构。1984年5月，国务院发出了《关于加强环境保护工作的决定》，决定成立国务院环境保护委员会，同年12月，城乡建设环境保护部环保局改为国家环境保护局，同时作为国务院环境保护委员会的办公室。1984年以后，省、地、县环境保护监督管理机构相继作了调整。在这一阶段中，环境规制机构可以分为三种类型：一是国家环境保护局，省、直辖市、自治区环境保护局，地、市、县等地区性、综合性环境保护机构，这是环境规制体制的重点；二是部门性、行业性的环境保护机构，如轻工、化工、冶金、石油等部门都设立了部门性的环境保护机构，主要负责控制污染和破坏；三是农业、林业、水利等部门的环境规制机构，主要负责资源管理。

#### 4.1.4 第四阶段：20世纪80年代末至今

1989年，《中华人民共和国环境保护法》的颁布实施，确立了我国现行的环境规制体制是一种统一监管与分级分部门规制相结合的体制：统管部门是指环境保护行政主管部门；分管部门有国家海洋行政主管部门、港务监督、渔政渔港监督、军队环境保护部门和各级公安、交通、铁道、民航管理部门，负责对污染防

治实施监督管理，县级以上人民政府的有关部门，如土地、矿产、林业、农业、水利部门也相继成立环境保护监督机构，负责对自然资源保护实施监督管理。此外，根据《水污染防治法》第四条规定，重要江河还设有水源保护机构，协同环境保护部门对水污染防治实施监督管理。1998年，国务院机构改革中将国家环保局升格为部级的国家环境保护总局，并对有关管理部门进行了合并，如国土资源部、农林水利部等。这段时间，国家还制定或修订了一系列相关法律法规，包括水污染防治、海洋环境保护、大气污染防治、环境噪声污染防治、固体废物污染环境防治、环境影响评价、放射性污染防治等环境保护法律，以及水、清洁生产、可再生能源、农业、草原和畜牧等与环境保护关系密切的法律；国务院还制定或修订了《建设项目环境保护管理条例》、《水污染防治法实施细则》、《危险化学品安全管理条例》、《排污费征收使用管理条例》、《危险废物经营许可证管理办法》、《野生植物保护条例》、《农业转基因生物安全管理条例》等50余项行政法规；发布了《关于落实科学发展观加强环境保护的决定》、《关于加快发展循环经济的若干意见》、《关于做好建设资源节约型社会近期工作的通知》等法规性文件。国务院有关部门、地方人民代表大会和地方人民政府依照职权，制定和颁布了规章和地方法规660余件。

从上述中国环境规制的历史沿革不难看出，随着环境问题的日益突出，国家对环境保护问题越来越重视。

## 4.2 中国环境规制的现状

### 4.2.1 环境规制体制

如前所述，中国目前实行的是统一规制与分级（即行政等级，如省、市、地、县等）、分部门（即政府部门，如交通部、建设部等）规制相结合的，自上而下的纵向综合性规制体制。即各级政府对当地环境质量负责，环境保护行政主管部门负责统一监督管理，各有关部门依照法律规定实施规制。具体为：

#### 4.2.1.1 环境规制机构的设置

我国环境规制机构的设置，经过了从部门分管到国家统管两个阶段，1973年国务院及各省市成立环境保护工作领导小组，1981年国家环境保护局正式成立。1998年国家环境保护局升为国家环境保护总局，为国务院直属机构，负责对中国

环境保护工作实施统一规制。国家建立了全国环境保护部际联席会议制度，并建立了区域环境督查派出机构，以加强部门和地区间的协调与合作。在省、自治区、直辖市及地、市、县、区分别设立了环保局，这些环保局一方面受国家环境保护总局的领导，另一方面受本级政府的领导，各级环保局人员的工资由本级财政拨款发放。目前，全国有各级环保行政主管部门 3226 个，从事环境行政管理、监测、科学研究、宣传教育等工作的总人数达 16.7 万人。各级政府综合部门和资源管理部门以及多数大中型企业也设有环保机构，负责本部门和企业的环境保护工作<sup>①</sup>。

近几年，随着国家对环境规制的重视，环境规制机构在不断扩大。到 2005 年底，仅环保系统内的环保机构就达 11528 个。其中，国家级单位 41 个，省级机构 344 个，地市级环保机构 2019 个，县级环保机构 7655 个，乡镇环保机构 1469 个；各级环保行政机构 3226 个，各级监测机构 2289 个，各级监察机构 2854 个，环境科研院所 273 个。环保系统共有 16.7 万人，其中环保行政人员 4.4 万人，占环保系统总人数的 26.4%；环境监测人员 4.7 万人，占环保系统总人数的 28.2%；环境监察人员 5.0 万人，占环保系统总人数的 30.0%，如表 4.1 和图 4.1：

表 4.1 各年环保局、监测站年末实有人员及比例情况

年度	年末实有人数/人	环保局		监测站		监察机构	
		实有人数/人	占本级环保人数的比例/%	实有人数/人	占本级环保人数的比例/%	实有人数/人	占本级环保人数的比例/%
2001	142766	39175	27.4	43629	30.6	37934	26.6
2002	154233	40709	26.4	46515	30.2	41878	27.2
2003	156542	40598	25.9	45813	29.3	44250	28.3
2004	160246	42134	26.3	45849	28.6	47189	29.4
2005	166774	44024	26.4	46984	28.2	50040	30.0

数据来源：2005 中国环境统计年报，第 50 页。

<sup>①</sup>数据来源：中华人民共和国国务院新闻办公室. 中国的环境保护（1996—2005），2006（6）。

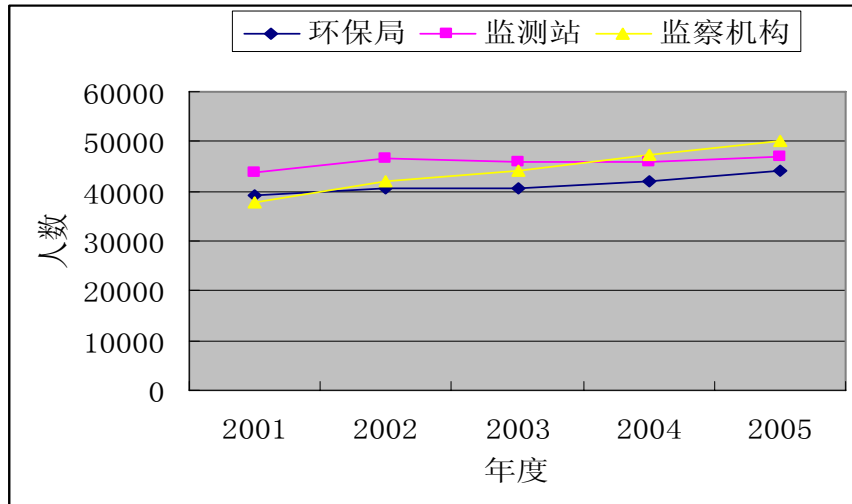


图 4.1 近几年中国环境规制部门的人员变化情况

#### 4.2.1.2 职能划分

中国环境规制体制的职能划分如下：人大及其常委会负责组织起草环保相关法律文件并审议、监督环保执法，并提出环保议案；国家环保总局是国务院所属环保行政主管部门，负责对全国环保工作行使统一的环保监督和管理职能；各行政区域环保局在国家环保总局的领导下负责当地的环保工作，并有水利、林业、土地、交通、公安等政府部门参与环境治理和资源保护等。其中，农业、生活和交通的污染由农业、城建、公安交通等九个部门或机构负责管理，水利、卫生、地质矿产、市政等协同环保部门实施水污染的监管。按照机构配置，国家环境规制机构为正部级的国家环保总局，省级、地级、县级为独立的一级或二级环保局，上下级之间是领导、协调和指导的关系。

#### 4.2.2 环境规制体系

自 1973 年以来，国家和地方先后制定或修改了一系列的法规、规章和标准，逐步形成了目前的以《环境保护法》为基础，主要由环境标准、环境影响评价、环境监督和环境规制政策和方法五部分组成的环境规制体系。环境标准规定了各种污染物排放的限值以及环境质量标准，是环境需要达到的目标；环境影响评价的目的是力争从源头上解决环境问题，是实现环境规制目标的桥梁；环境监督是实现环境规制目标的重要保障；环境经济政策是更有效的达到环境规制目标的手段。

##### 4.2.2.1 环境规制法律体系

近 30 年来，我国在环境保护方面初步建立起了比较完善的环境规制法律体系，对保护环境和污染防治起到了重要的作用，它由以下几部分组成：一是宪法和其他部门法中关于环境保护的规定；二是环境保护基本法；三是环境保护单项法律。宪法作为国家的根本大法，在第二十六条中明确规定：“国家保护和改善生活环境和生态环境，防治污染和其他公害”，从而为我国环境保护法制建设提供了最重要的宪法依据。在刑法典中，对危害环境犯罪包含于第六章“妨害社会管理秩序罪”中。1979 年 9 月 13 日第五届全国人大常委会第十一次会议原则通过了试行的《环境保护法》，并于当日公布试行，这是我国第一部单行的环境保护法律。十年后，1989 年 12 月 26 日，第七届全国人大常委会第十一次会议通过了全面修订后的环境保护法，并于当日公布后正式施行。其他如《大气污染防治法》、《水污染防治法》、《固体废物污染防治法》、《重体废物污染环境防治法》、《噪声污染防治法》、《放射性污染防治法》、《野生动物保护法》、《海洋环境保护法》、《排污费征收使用管理条例》等 14 部法律、28 部法规、70 多部规章和一些地方法规的制定和实施，使中国的环境规制法律体系不断完善。

#### 4.2.2.2 环境规制标准体系

目前，中国的环境规制标准主要由国家环境标准、环境保护行业标准和地方环境标准三级及环境质量标准、污染物排放标准、环境基础标准、环境监测方法标准和标准样品标准五类构成。中国的环境规制标准体系构成见图 4.2：

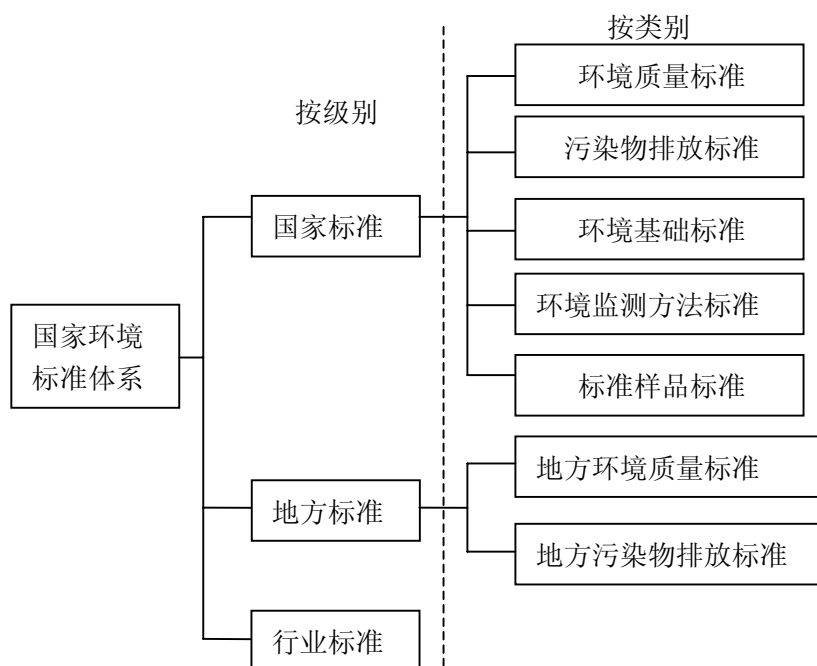


图 4.2 中国的环境规制标准体系

其中，国家环境规制标准由国家环境保护总局负责制定，包括编制项目计划、组织拟订、审批等，由国家技术监督局负责编号，国家环境保护总局和技术监督局联合发布；地方环境规制质量标准和污染物排放标准由省、自治区、直辖市环境保护部门组织草拟，报省、自治区、直辖市人民政府批准，由省标准化行政部门统一编号，按照人民政府规定的办法发布。

到 2007 年 4 月 9 日，国家环境保护各类标准总数已达到 1006 项，地方标准 30 多项。此外，在环境保护方面国务院还制定了相当数量的行政法规，国务院环境保护行政主管部门单独或者与其他有关部委制定了大量的部门规章。省、自治区、直辖市人大及其常委会和人民政府以及有地方立法权的城市，也制定了大量有关环境保护方面的地方性法规和规章。2005 年底，北京、上海、山东、河南等省（市）共制定了 30 余项环境保护地方标准。环境保护行业标准由国家环境保护总局编制计划，组织草拟，统一审批、编号、发布，并报送国家技术监督局备案。因此，从环境保护方面来说，已经不是无法可依了。对于环境纠纷，根据性质可以由国家环保行政管理部门会同其他有关部门做出处理，或依据国家环保法规、《民事诉讼法》、《刑法》和《刑事诉讼法》等规定，由当事人、主管部门或检查部门向法院起诉，由法院依法审理。

#### 4.2.2.3 环境规制方法体系

##### 4.2.2.3.1 进入规制

我国目前对排污企业采用的进入规制主要是环境影响评价制度和“三同时”制度。环境影响评价制度就是环境规制部门在企业项目投资上马之前，对企业上报项目进行环境影响的初步评价，主要包括：建设项目概况；建设项目周围环境现状；建设项目对环境可能造成影响的分析、预测和评估；建设项目环境保护措施及其技术、经济论证；建设项目对环境影响的经济损益分析；对建设项目实施环境监测的建议和环境影响评价的结论等七项内容。此外，对涉及水土保持的建设项目，还要有经水行政主管部门审查同意的水土保持方案（《环境影响评价法》第十七条）。对于未作环评或环评不合格的项目禁止上马。在环境影响评价合格之后，企业在项目的初建期要保证建设项目环境保护设施的同时设计、同时施工、同时投产使用，即实行“三同时”制度。为了保证这两项制度的完成质量，国家实行环境影响评价工程师职业资格制度，建立了由专业技术人员组成的评估队伍。



环境影响评价制度是在 1998 年中国政府颁布实施《建设项目环境保护管理条例》中明确提出的。并且，在 2003 年开始实施的《中华人民共和国环境影响评价法》中，将环境影响评价制度从建设项目扩展到各类开发建设规划。自 1996 年以来，全国共有 146 万多个建设项目执行了环境影响评价制度，63 万多个新建项目执行了“三同时”制度，环评执行率和“三同时”执行率分别达到 99.3%和 96.4%，“三同时”合格率达到 95.7%。通过执行环境影响评价制度，工业类项目实现了“增产不增污”或“增产减污”；涉及重要环境敏感问题生态类项目，通过调整选址、选线和工程方案等，有效避免了新的生态破坏。

#### 4.2.2.3.2 数量规制

我国目前实行的是总量与浓度控制相结合的数量规制方法。即要求企业在一段时间内的排污总量不能超过一定的限额，同时在任何情况下也不能超过一定的浓度。此前，我国曾经实行过浓度控制，但出现一些企业向污染物中加清水以降低排放浓度，进而逃避限制的现象。实行浓度加总量的控制方法，可以避免这种情况发生。在具体的实践中，以直接规制方法为主，即规定污染物的排放标准，以行政手段强制要求各企业“达标”，否则采取一定的措施进行处理，具体见表 4.2:

表 4.2 数量规制直接方法

规制方法	管理对象	实施区域
限期治理	老污染源	包括点源于流域污染排放
关停并转	老污染源	环境欠债多的企业
以新代老	老污染源	通过新技术使技术改造或扩建后排污量消减或保持总量不变
排污申报	所有排污单位	全国所有排放污染单位所有污染物

资料来源：作者根据有关文献整理。

同时，也采用部分间接规制方法（见表 4.3），其中在全国范围内全面实施的有排污收费和补贴两种，其他多为试点。

表 4.3 数量规制间接方法

政策类型	实施部门	开始时间	作用对象	实施范围
超标排污费	环保部门	1982, 03 修	企事业单位	全国
污水排污费	环保部门	1991, 03 修	企事业单位	全国
排水设施有偿使用费	城建部门	1993 年	企事业单位, 个体经营者	全国
污水处理费	城建部门		企事业单位, 居民	全国许多地方
SO <sub>2</sub> 试点	环保部门	1992	燃煤、燃油、工艺废气向外环境排放的 SO <sub>2</sub> 的企事业单位和个体经营者	二省九市
SO <sub>2</sub> 排放总量控制及排污交易政策	环保部门	2002	二氧化硫排放企业	山东、山西、江苏、河南、上海、天津、柳州
生态环境补偿费 (试点)	环保部门	1989	资源开发单位	广西、江苏、福建、山西等
矿产资源税和补偿费	税收、矿产部门	1986	资源开发单位	全国
综合利用税收优惠	税收部门	1984	综合利用企业	全国
排污许可证交易 (试点)	环保部门	1985	排污交易企业	上海、沈阳等 11 个城市
“三同时”保证金	环保部门	1989	新建污染企业	抚顺、绥化和江苏等
治理设施运行保证金	环保部门	1995	企事业单位	常熟市
废物交换市场	交换中心	1989	综合利用企业	上海、沈阳
废物回收押金	物资部门		可循环使用固体废物产生者	全国
补贴	财政环保	1982	治理污染企业	全国

资料来源：王金南等，转引自郭磊，《政府在区域环境治理中的博弈分析》，2004，第 48 页。

#### 4.2.2.4 环境规制监督体系

在对排污状况进行检查方面，我国采取了内部监察和外部检查两种办法，同时鼓励公众进行监督。

##### 4.2.2.4.1 内部检查

内部检查是企业自行对自己的排污状况进行监测调查，然后每天将排污情况通过网络传给所在的基层环境监测部门，各层环境监测部门进行汇总后传给自己的上一层监测部门，最后传给国家环境监测总站，从而对各企业的排污状况进行初步的了解。

#### 4.2.2.4.2 外部检查

外部检查主要包括监察部门检查和监测部门监测。监察部门检查以定期或不定期的方式进行。目前,我国在各级环保局下设环境监察部门外,在松花江污染事件之后,又成立了东北、华北等督查中心,负责区域的环境检查。在环境监测方面,经过30多年的发展,已形成国家、省、市、县四级环境监测网络,环保系统共有各级环境监测站2389个,其中总站1个,省级监测中心站41个,地市级监测站401个,区县级监测站1914个,核辐射监测站32个。初步形成了以国控网络监测站为骨干的环境监测地面网络系统,在全国范围内开展地表水、空气、生态、水生生物、土壤、噪声、海洋、辐射等方面的监测。2005年,国控的环境空气监测网站226个,测点数793个;酸雨监测网站239个,测点数472个;水质监测网站197个,监测断面1074个;生态监测网站15个。<sup>①</sup>同时,还建有近岸海域环境监测网、沙尘暴监测网络、东亚酸沉降监测网、噪声监测网、辐射监测网和区域监测网等。环境监测已从单一的环境分析发展到物理监测、生物监测、生态监测、遥感、卫星监测,从间断性监测逐步过渡到自动连续监测。监测范围从一个断面发展到一个城市、一个区域乃至全国。一个以环境分析为基础,以物理测定为主导,以生物监测、生态监测为补充的环境监测技术体系已初步形成。同时,初步形成了具有中国特色的环境监测技术规范、环境监测分析方法、环境质量标准体系和环境质量报告制度,并逐步迈向标准化轨道,见图4.3:

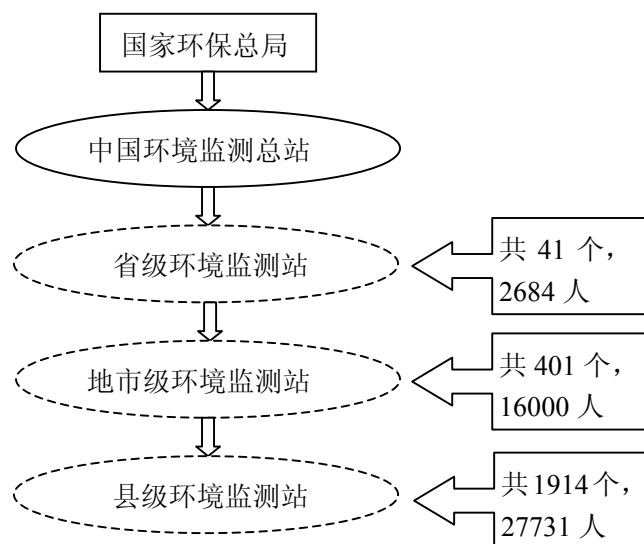


图 4.3 四级环境监测网络

<sup>①</sup> 数据来源: 但德忠. 我国环境监测技术的现状与发展[J]. 中国测试技术, 2005(9):1-5.

#### 4.2.2.4.3 公众监督

按照环境影响评价法的规定，对可能造成不良影响的规划或建设项目，主要通过举行论证会、听证会或采取其他形式，征求有关单位、专家和公众对环境影响评价报告书的意见。2006年2月，国家环保部门又颁布了《环境影响评价公众参与暂行办法》，详细规定公众参与环境影响评价的范围、程序、组织形式等内容。近些年，我国公众逐步提高了对环境的监督力度。目前公众对环境的监督主要是通过信访的方式进行的，见表4.4：

表 4.4 信访工作情况

年度	来信总数 /封	水污染/ 件	大气污染 /件	固体废物 污染/件	噪声与震 动/件	来访批次 /批	来访人次 /次
2001	369712	47536	144880	6762	154780	80575	95033
2002	435420	47438	160332	7567	171770	90746	109353
2003	525988	60815	194148	11698	201143	85028	120246
2004	595852	68012	234569	10674	254089	86892	130340
2005	608245	66660	234908	10890	255638	88237	142360

资料来源：2005年中国环境统计年报，第52页。

从表4.4明显可见，从2001年到2005年，不论是从来访人数，还是从来信总数上看，信访的数量是逐年增加的，证明公众发挥的监督作用越来越大。

### 4.3 中国环境规制的绩效

我国的环境规制体制和规制体系经历了一个从无到有、从不健全到逐步完善的发展过程。应当说，现行的环境规制体制对于加强我国的环境保护工作起了非常重要的作用，环境规制工作取得了一定的效果，主要污染物排放强度也有所下降（见表4.5）<sup>①</sup>，污染处理能力得到了提高（见表4.6）。

<sup>①</sup>所谓污染物排放强度，是指1000元GDP的污染物排放数量。

表 4.5 2000-2005 年主要污染物排放强度

单位: 吨/1000 元 GDP

年份	废水	化学需氧量	氨氮	二氧化硫	烟尘	工业粉尘	工业固废
2000	41.85	0.0146	—	0.0201	0.0117	0.0110	0.0321
2001	39.07	0.0128	0.0011	0.0178	0.0097	0.0090	0.0264
2002	36.52	0.0114	0.0011	0.0160	0.0084	0.0078	0.0219
2003	33.87	0.0098	0.0010	0.0159	0.0077	0.0075	0.0143
2004	30.17	0.0084	0.0008	0.0141	0.0068	0.0057	0.0110
2005	28.65	0.0077	0.0008	0.0139	0.0065	0.0050	0.0090

数据来源: 2005 年中国环境统计年报, 第 90 页。

表 4.6 2001-2005 年污染处理能力情况

年份	固废处理能力 (吨/日)	城市废水处理 能力 (吨/日)	工业废水处理 能力 (吨/日)	脱硫设施脱 硫能力 (吨/时)	废水治理设 施治理能力 (万吨/日)
2001	3416	2022	326190	17461	14380
2002	2983	2544	398290	9821	13113
2003	10627	3231	425458	7133	14030
2004	4006	4255	394121	7404	16220
2005	5211	5220	742445	12907	16349

数据来源: 作者根据 2005 年中国环境统计年报整理。

这些数据都说明了中国环境规制取得了一定的效果。但是, 环境规制的绩效还有待于提高, 主要从以下几个方面进行考察:

#### 4.3.1 环境规制效率的年际比较分析

虽然通过一系列的改革, 中国的环境规制取得了显著的成效, 但环境规制的效率却不尽如人意, 从 2001-2005 年环境规制收益的成本弹性可以说明这个问题:

##### 4.3.1.1 指标体系的建立

由第三部分的分析可知, 环境规制的成本既包括直接成本也包括间接成本, 环境规制的收益由环境状况的改善来表示。根据国家政策规定以及数据收集方面的原因, 本部分将环境规制的资金投入和人力投入作为环境规制的成本 (未考虑

环境规制的间接成本），用环境质量、污染控制、以及生态环境建设作为衡量收益的指标。其中，环境规制的资金投入包括城市环境基础设施建设投资、工业污染源治理投资和建设项目“三同时”环保投资；环境规制的人力投入主要指环境行政主管部门的人数，包括环保局人员、环境监测人员以及环境监察人员；环境质量用总悬浮颗粒物（TSP）年日均、氮氧化物（NO<sub>x</sub>）年日均、二氧化硫（SO<sub>2</sub>）年日均以及化学需氧量（COD）排放量作为衡量指标；污染控制用工业烟尘去除量、工业粉尘去除量、SO<sub>2</sub>去除量、工业废水达标率、生活垃圾处理率、工业固废利用率来衡量，生态环境建设用城市气化率、生活污水处理率、建成区绿地覆盖率以及人均公共绿地来衡量。这样就构成了一个环境规制的收益指标体系，如图 4.4 所示：

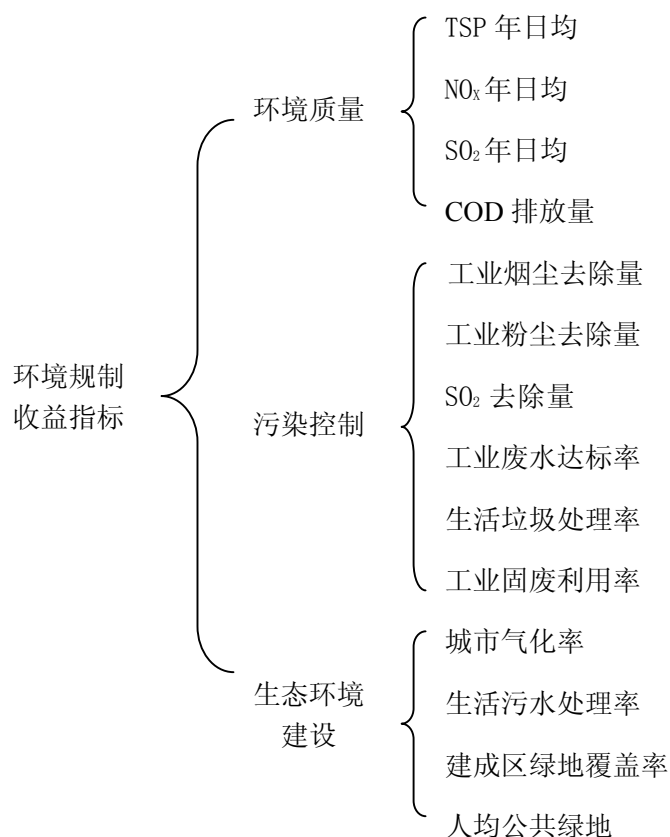


图 4.4 环境规制收益指标

#### 4.3.1.2 环境规制收益的成本弹性分析

2001-2005 年，我国不论是在资金投入还是在人员投入方面都有了很大的提高，而且在环境规制的各个方面都取得了一定的效果，具体参见表 4.7：

表 4.7 2000-2005 年环境规制成本、收益数据表

环境指标	2000 年	2001 年	2002 年	2003 年	2004 年	2005 年
$C_1$ : 资金投入 (亿元) <sup>①</sup>	1060.7	1103.3	1370.3	1616	1825.8	2242.3
$C_2$ : 人员投入 (人)	139851	142766	154233	156542	160246	166774
$R_1$ : NO <sub>x</sub> 年日均 (Mg/Nm <sup>3</sup> )	0.044	0.035	0.033	0.029	0.029	0.027
$R_2$ : TSP 年日均 (Mg/Nm <sup>3</sup> )	0.263	0.272	0.254	0.258	0.269	0.263
$R_3$ : SO <sub>2</sub> 年日均 (Mg/Nm <sup>3</sup> )	0.053	0.052	0.047	0.049	0.049	0.05
$R_4$ : COD 排放量 (万吨)	120	125.2	128.8	129.7	133	149.8
$R_5$ : 工业烟尘去除量 (万吨)	10717.4	12317	13998.5	15649.4	18074.8	20587
$R_6$ : 工业粉尘去除量 (万吨)	4479.6	5321.6	5569.8	5994.9	8528.6	6453.9
$R_7$ : SO <sub>2</sub> 去除量 (万吨)	575.1	564.7	697.7	749.2	890.2	1090.4
$R_8$ : 工业废水达标率 (%)	76.88	85.24	88.34	89.18	90.70	91.20
$R_9$ : 生活垃圾处理率 (%)	50.00	58.2	54.2	50.8	52.2	54.1
$R_{10}$ : 工业固废利用率 (%)	45.9	52.1	52	54.8	55.7	56.1
$R_{11}$ : 城市气化率 (%)	84.2	59.7	67.2	76.7	81.5	82.9
$R_{12}$ : 城市污水处理率 (%)	14.5	18.5	22.3	25.8	32.3	37.4
$R_{13}$ : 建成区绿地覆盖率 (%)	26.8	28.4	29.8	31.2	31.7	33
$R_{14}$ : 人均公共绿地 (m <sup>2</sup> )	6.8	4.6	5.4	6.5	7.4	8.1

数据来源: 2000-2005 年中国环境统计年鉴及各年全国环境质量报告书。

从表 4.7 中可以看出, 从 2000 年开始, 我国对环境规制的投入及规制效果都有很大的提高。但是, 这并不意味着环境规制的效率有所提高。通过对表中数据进行处理 (此处分析以 2000 年为基准, 通过后几年成本和收益的变化率, 并对这些变化率进行比较, 从而得出 2001-2005 年的总体情况), 可以得出 2001-2005 年各年相对于 2000 年的各成本和收益指标的变化量  $\Delta R_i$ ,  $i=1, 2, \dots, 14$ ;  $\Delta C_j$ ,  $j=1, 2$ 。其中  $\Delta R_i$  表示各收益指标的变化量,  $\Delta C_j$  表示各成本指标的变化量, 如表 4.8:

<sup>①</sup> 表中数据为按照物价指数处理后的数据。

表 4.8 相对于 2000 年的各年各指标变化量

指标	2001 年	2002 年	2003 年	2004 年	2005 年
$\Delta C_1$ (亿元)	42.6	309.6	555.3	765.1	1181.6
$\Delta C_2$ (人)	2915	14382	16691	20395	26923
$\Delta R_1$ (Mg/Nm <sup>3</sup> )	-0.009	-0.011	-0.015	-0.015	-0.017
$\Delta R_2$ (Mg/Nm <sup>3</sup> )	0.009	-0.009	-0.005	0.006	0
$\Delta R_3$ (Mg/Nm <sup>3</sup> )	-0.001	-0.006	-0.004	-0.004	-0.003
$\Delta R_4$ (万吨)	5.2	8.8	9.7	13	29.8
$\Delta R_5$ (万吨)	1599.6	3281.1	4932	7357.4	9869.6
$\Delta R_6$ (万吨)	842	1090.2	1515.3	4049	1974.3
$\Delta R_7$ (万吨)	-10.4	122.6	174.1	315.1	515.3
$\Delta R_8$ (%)	8.36	11.46	12.3	13.82	14.32
$\Delta R_9$ (%)	8.2	4.2	0.8	2.2	4.1
$\Delta R_{10}$ (%)	-24.5	-17	-7.5	-2.7	-1.3
$\Delta R_{11}$ (%)	6.2	6.1	8.9	9.8	10.2
$\Delta R_{12}$ (%)	4	7.8	11.3	17.8	22.9
$\Delta R_{13}$ (%)	1.6	3	4.4	4.9	6.2
$\Delta R_{14}$ (m <sup>2</sup> )	-2.2	-1.4	-0.3	0.6	1.3

数据来源：作者整理。

对成本和收益的各指标赋予相同的权重，并求出各年的环境规制收益的成本弹性。计算公式为：

$$e_l = \frac{\sum_{i=5}^{14} \frac{\Delta R_i^l}{R_i^{2000}} - \sum_{i=1}^4 \frac{\Delta R_i^l}{R_i^{2000}}}{\frac{\sum_{j=1}^2 \frac{\Delta C_j^l}{C_j^{2000}}}{2}} = \frac{\sum_{i=5}^{14} \frac{\Delta R_i^l}{R_i^{2000}} - \sum_{i=1}^4 \frac{\Delta R_i^l}{R_i^{2000}}}{7 \sum_{j=1}^2 \frac{\Delta C_j^l}{C_j^{2000}}}$$

其中， $l$ 代表年份，即 $l=2001, 2002, \dots, 2005$ ， $R_i^{2000}, C_j^{2000}$ 分别表示 2000 年的各个收益及成本指标值。另外，因为对于前四项收益指标，即总悬浮颗粒物(TSP)



年日均、氮氧化物 (NO<sub>x</sub>) 年日均、二氧化硫 (SO<sub>2</sub>) 年日均以及化学需氧量 (COD) 排放量为越少越好, 因此对他们赋予负的权重。经过计算得出 2001 年到 2005 年的弹性系数见表 4.9 及图 4.5:

表 4.9 2001-2005 年规制收益的成本弹性

年份	2001 年	2002 年	2003 年	2004 年	2005 年
规制收益的成本弹性 $e$	1.390662	0.613396	0.58575	0.712904	0.538973

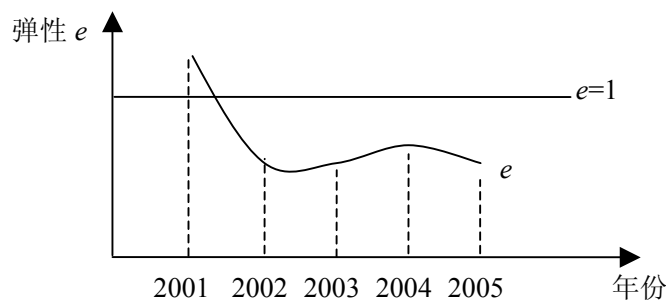


图 4.5 我国 2001-2005 年环境规制收益的成本弹性

图 4.5 中  $e=1$  曲线表明环境规制是否有效的分界线。如果各年的弹性曲线高于该曲线则为环境规制收益的成本弹性比较高。反之, 如果低于此线则为环境规制收益的成本弹性比较低。从图中可以看出, 除了 2001 年环境规制收益的成本弹性  $e$  大于 1 以外, 2002-2005 年的  $e$  均小于 1。其中, 2005 年更是达到了最低点。因此, 除了 2001 年的环境规制效率比较高以外, 其余年份的效率都比较低。

#### 4.3.2 环境规制目标的实现程度分析

“十五”初期, 国家根据行业计划、产业计划等确定了环境规制目标。在该目标计划中, 不仅确定了 2005 年二氧化硫排放量和 COD 排放量都要比 2000 年下降 10% 的目标, 还对 2005 年三河三湖两区一市一海<sup>①</sup>地区的氨氮、化学需氧量(COD) 等各项指标作了具体的要求, 详见表 4.10。但是到了 2005 年, 还有部分指标没有完成。其中, 全国二氧化硫排放总量和化学需氧量两项指标不仅没有下降, 而且有所反弹。

<sup>①</sup> “三河”指辽河、海河、淮河; “三湖”指太湖、巢湖、滇池; “两区”即酸雨污染区和二氧化硫控制区; “一市”指北京市; “一海”指渤海。

表 4.10 三河三湖地区“十五”环境保护指标

单位：万吨

流域名称	氨氮		化学需氧量			
	2000 年	2005 年	2000 年		2005 年	
	排放量	入河量	排放量	排放量	入河量	排放量
海河	26.2	14.9	20.5	158.4	77.6	106.5
辽河	7.43	4.69	5.2	58.33	29.32	32.58
淮河	15.1	9.2	11.3	105.9	46.6	64.3
巢湖	0.11	—	—	6.38	4.71	5.91
太湖	1.24	1.5	5.91	49.15	7.08	37.8
滇池	0.11	—	—	4.39	3.52	—

资料来源：2000 年环境统计年鉴及国家环境保护总局 2001 年《国家环境保护“十五”计划》。

根据初步统计结果，2005 年全国二氧化硫排放总量为 2549 万吨，超过总量控制目标（1800 万吨）749 万吨。比 2000 年（1995 万吨）增加了 27%；COD 排放总量为 1413 万吨，与“十五”提出的 1300 万吨的总量控制目标相差 115 万吨，仅比 2000 年（1445 万吨）减少了 2%，未完成削减 10%的控制目标。海河实际接纳的氨氮排放量为 13.9 万吨，化学需氧量的排放量为 126.4 万吨，按排放量计划，化学需氧量的排放量高出 19.9 万吨；辽河实际接纳的氨氮为 7.8 万吨，化学需氧量为 56.9 万吨，比计划目标分别高出 2.6 万吨和 24.3 万吨；淮河地区实际接纳的氨氮为 77.2 万吨，化学需氧量为 103.2 万吨，比计划目标分别高出 65.9 万吨和 38.9 万吨；其他地区也较计划略有超出的部分。与 2000 年相比，除了海河地区以外的其他地区的氨氮排放量和巢湖地区的化学需氧量也均有不同程度的提高。此外，在城镇生活污水处理方面，2004 年，全国共设有 637 座城市污水处理厂，设计污水处理能力为每日 4255 万吨。全年共处理废水 101.4 亿吨，其中生活污水 85.8 亿吨，占总处理水量的 84.6%。城镇生活污水处理率达到 32.3%，全国没有一个省（市）处理率超过 70%的。2005 年，全国共设计有 764 座城市污水处理厂，设计污水处理能力为每日 5220 万吨。全年共处理废水 128.7 亿吨，其中生活污水 108.4 亿吨，占总处理水量的 84.2%。全国没有一个省（市）处理率超过 80%的，其中，广西、贵州、黑龙江、吉林、湖南、重庆、青海和江西还不到 20%。

城市生活污水集中处理率为 37.4%，没有达到国家“十五”环境规划的 45%的目标。

### 4.3.3 环境规制效果的地区比较分析

#### 4.3.3.1 工业污染物排放达标率地区差距大

近几年来，在各环境规制部门的共同努力下，工业污染物排放的达标情况逐年好转，表 4.11 是近几年各工业污染物达标情况：

**表 4.11 近几年工业污染物排放的达标情况** 单位：%

年度	工业废水 达标率	工业二氧化硫 排放达标率	工业烟尘排 放达标率	工业粉尘排 放达标率	固体废弃物综合 利用率
2002	88.3	70.2	75.0	61.7	52.0
2004	90.7	75.6	80.2	71.1	55.7
2005	91.2	79.4	82.9	75.1	56.1

数据来源：2002、2004 及 2005 年中国环境统计年报并经作者整理。

从表 4.11 中可以看出，与 2002 年相比，我国各种污染物的排放达标率均有不同程度的提高，这是一个好的趋势。但在这里还有一个非常重要的问题不容忽视，即达标率总体水平不高，全国平均工业二氧化硫和粉尘排放的达标率不到 80%，固体废弃物的综合利用率还不到 60%，在全国的分布极不平衡。

##### 4.3.3.1.1 工业废水达标率

2004 年，全国工业废水排放达标率为 90.7%；2005 年，全国工业废水排放达标率为 91.2%，其中达标率高于 95%的省（市）依次为天津、北京、山东、福建、江苏、安徽、上海、浙江、河北和辽宁；低于 70%的省（市）由低到高依次为青海、新疆、内蒙古、贵州、宁夏，其中新疆不到 60%，青海不到 50%。

##### 4.3.3.1.2 工业二氧化硫排放达标率

2004 年，全国工业二氧化硫排放达标率为 75.6%；2005 年，全国工业二氧化硫排放达标率为 79.4%，其中达标率高于 95%的省（市）依次为天津、北京、上海、江苏、福建和浙江；低于 70%的省（市）由低到高依次为贵州、云南、青海、陕西、四川、甘肃和吉林，其中只有吉林超过了 60%，云南和贵州不到 50%。

##### 4.3.3.1.3 工业烟尘排放达标率

全国工业烟尘排放达标率 2005 年为 82.9%。达标率高于 95%的省（市）依次为天津、北京、上海、江苏、河北和安徽；低于 70%的省（市）由低到高依次为青海、贵州、云南、新疆、内蒙古和陕西，其中青海不到 40%。

#### 4.3.3.1.4 工业粉尘排放达标率

2005 年，全国工业粉尘排放达标率为 75.1%。达标率高于 95%的省（市）依次为北京、上海、江苏、天津、山东和福建；低于 70%的省（市）由低到高依次为内蒙古、青海、贵州、新疆、吉林、云南、甘肃、宁夏、四川和河南，其中贵州、青海和内蒙古不到 40%。

#### 4.3.3.1.5 固体废弃物综合利用率

2005 年，全国固体废弃物综合利用率为 56.1%。达标率高于 90%的省（市）依次为天津、上海、江苏、浙江和山东；有一半以上的省（市）低于 70%，其中青海、陕西、江西、甘肃、贵州和云南不到 40%，西藏不到 10%。

从上述五项指标可以看出，在全国工业污染排放的过程中，达标率排在前面的主要是经济发达的北京、天津、上海等地，而达标率较低的主要集中在经济发展水平相对落后的青海、新疆、内蒙等地，这也从一个侧面反映出经济落后的地区在环境保护方面相对薄弱一些。

#### 4.3.3.2 主要污染物排放强度地区差距较大

各地区在各种污染物的排放强度上有较大的差距（见表 4.12）。为了看到整体效果，对各指标进行综合<sup>①</sup>，从而可以看出 1000 元 GDP 中各污染物排放强度较大的是山西、内蒙、广西、贵州、重庆、甘肃、青海、宁夏和新疆，其中山西和贵州最强。可以说，这些省份的经济发展仍然是以牺牲环境为代价的。

---

<sup>①</sup>为了不让各指标的差距太大影响分析结果，先对各指标进行标准化处理，然后求平均值得到“指标综合”。

表 4.12 2000-2005 年主要污染物排放强度

单位: 吨/1000 元 GDP

地区	废水	COD	氨氮	二氧化硫	烟尘	工业粉尘	工业固废	指标综合
北京	14.82	0.0017	0.0002	0.0028	0.0009	0.0005	0.0013	12.69
天津	16.38	0.0040	0.0005	0.0072	0.0025	0.0005	—	23.34
河北	20.66	0.0065	0.0007	0.0148	0.0072	0.0070	0.0042	60.67
山西	23.05	0.0094	0.0010	0.0368	0.0272	0.0169	0.1467	343.29
内蒙古	14.65	0.0078	0.0013	0.0381	0.0204	0.0119	0.0163	138.95
辽宁	27.36	0.0080	0.0011	0.0150	0.0093	0.0057	0.0012	61.48
吉林	27.11	0.0113	0.0010	0.0106	0.0115	0.0038	0.0005	59.16
黑龙江	20.69	0.0091	0.0010	0.0092	0.0099	0.0023	—	47.96
上海	21.87	0.0033	0.0004	0.0056	0.0013	0.0001	—	18.41
江苏	28.40	0.0053	0.0005	0.0075	0.0025	0.0019	—	29.34
浙江	23.42	0.0045	0.0005	0.0064	0.0016	0.0017	0.0004	24.92
安徽	29.20	0.0083	0.0010	0.0106	0.0055	0.0086	—	52.74
福建	32.32	0.0060	0.0008	0.0070	0.0020	0.0029	0.0009	32.62
江西	30.32	0.0113	0.0008	0.0151	0.0061	0.0086	0.0025	67.76
山东	15.16	0.0042	0.0005	0.0108	0.0034	0.0020	—	32.02
河南	24.96	0.0068	0.0010	0.0154	0.0088	0.0067	0.0003	59.28
湖北	36.55	0.0095	0.0012	0.0111	0.0051	0.0052	0.0026	54.79
湖南	39.55	0.0138	0.0016	0.0142	0.0083	0.0119	0.0088	89.36
广东	29.40	0.0049	0.0005	0.0060	0.0013	0.0015	0.0006	25.34
广西	66.69	0.0263	0.0022	0.0252	0.0135	0.0137	0.0272	163.96
海南	39.19	0.0106	0.0008	0.0025	0.0012	0.0012	—	28.88
重庆	47.25	0.0088	0.0009	0.0273	0.0070	0.0069	0.0601	165.32
四川	35.48	0.0106	0.0009	0.0176	0.0107	0.0052	0.0157	91.78
贵州	28.84	0.0116	0.0009	0.0699	0.0187	0.0098	0.0676	259.12
云南	21.60	0.0082	0.0005	0.0150	0.0065	0.0045	0.0204	81.80
西藏	19.95	0.0056	0.0004	0.0004	0.0008	0.0008	0.0291	55.85
陕西	22.59	0.0095	0.0007	0.0251	0.0107	0.0093	0.0095	95.80
甘肃	22.82	0.0094	0.0018	0.0292	0.0084	0.0086	0.0211	115.40
青海	34.98	0.0133	0.0013	0.0228	0.0142	0.0171	0.0052	110.57
宁夏	60.06	0.0239	0.0028	0.0572	0.0205	0.0150	0.0068	188.87
新疆	23.87	0.0103	0.0008	0.0197	0.0103	0.0066	0.0414	130.70

数据来源: 2005 年中国环境统计年报第 90 页, “指标综合” 为作者整理。

## 5 影响环境规制绩效的主要原因

从上一章的分析可以看出，中国的环境规制虽然取得了显著的成效，但是还有很多问题需要解决。本章将对影响环境规制效果的原因进行分析。

### 5.1 环境规制体制方面的原因

中国目前的环境规制体制是：国家环保总局受国务院领导，地方的环境规制机构受同级政府和上级环境行政组织双重领导；地方环保部门一把手由当地政府任命，环境规制人员的工资由地方财政负责；环境规制部门的地位低下导致与其他部门协调规制难度加大；进行行政区域内环境规制无法系统解决环境问题等，所有这些都或多或少地增加了环境规制的难度，影响了环境规制的绩效。

#### 5.1.1 地方政府的不当政绩观及过度干预

如前所述，中国的环境规制主体——环保局因受上级环保局和本级地方政府的双重领导，其活动就要受到双重指挥，而且由于环保局的工资待遇等由地方财政负责，故有向地方政府倾斜的趋势。因此，环保部门往往是职能“弱化”、地位“矮化”，常常出现地方环保局长“立得住的顶不住，顶得住的立不住”的现象。另外，地方政府的利益目标与环保局的利益取向时常不同：对地方政府而言，不仅要追求环保目标，更要追求经济发展目标。尤其是在以 GDP 为中心的政绩考核体制下，地方政府更是以当地经济发展为直接目标，片面追求 GDP 的增长。许多基层市、县分管工业的负责人同时分管环保，环保为经济增长让路的现象常常出现，导致“有增长、无发展”和“高增长、高污染”现象的出现。一些地方政府甚至以牺牲环境和公众健康为代价，忽视了环境保护的基本职责。另外，由于每届地方政府任期有限，而生态保护与生态重建的成效好坏至少需要 5 年才能显现。所以，地方政府官员考虑到自身政绩的需要，没有充分重视环境治理设施和环境保护基础设施的建设，没有把大量精力投入到投入大、见效慢、政绩少的环节上去，而是更关注本地中短期内的的发展问题。有些地区，尤其是经济发展比较落后的贫困地区，大部分污染企业或为政府财政收入大户，或是领导招商引资的主要成果，治理起来只能睁一只眼闭一只眼。有些地方领导因为急于摆脱贫困而

“饥不择食”，不管什么项目，只要能赚钱就引进，甚至违法违规审批、建设污染环境、破坏生态的建设项目，至于对环境的污染、对资源的大量消耗，似乎都可以忽略不计。西部地区的一些领导甚至提出“宁可呛死，不能饿死”，强行干预环保部门的执法工作。基层环保局人员即使真想把环保抓好，也会由于地方政府的阻挠不得不放弃。一些基层环保执法人员有三个“不敢查”：开发区不敢查，重点保护企业不敢查，领导不点头的不敢查。其结果是一些地区的生态环境边治理、边破坏，治理赶不上破坏，导致环境质量恶化。最终使得工业污染治理中地方保护严重，生活污染治理投资不足、不当，环境规制效率低下，环保效果不理想。据统计，2005年底，淮河、海河、辽河、太湖、巢湖、滇池治理项目的完成率分别只有70%、56%、43%、86%、53%和54%；“两控区”计划的256个项目中，只有54%的项目建成并投入运行。

### 5.1.2 环境规制行政区划不适用

中国现在实行的是按行政区划进行环境规制，这种体制容易导致“搭便车”心理的存在。由于环境的公共物品特征，在某一特定区域发生的环境问题往往不只给该地域造成影响，还要波及其他无辜人群和地区，即环境污染的社会成本具有负外部性，可以转嫁给其他地方。例如，长江从生态系统上看是一种完整的系统，但分属于多个行政区域、实行的是分割管辖。由于环境的公共物品性质，即使一个地方政府花很大精力去治理污染，甚至为此造成当地经济的滑坡，可能也会有别的地区的污染过来，使自己可能得不偿失。因此，地方政府就产生“自己治理也白治，别人治了我借光”的搭便车心理，从而导致谁都需要治理但又谁都不治理，进而导致对环境污染治理的不充分。

### 5.1.3 环境规制主管部门环境协调能力受限

环境规制是一项系统工程，综合性强，任何一个行政部门都难以单独完成，需要一个强力部门加以统管，但目前的环境规制体制难成大任。仍以长江为例，长江除了具有自然生态的统一性特征外，它还具有多种社会功能，可用于灌溉、发电、供水、养殖、航运和旅游等，有着开发的多部门性和对城乡供水、卫生保健、工农业生产、城市发展、水力发电、内陆渔业、水上运输、休闲娱乐等人类活动的多方面利益。另外，还存在着洪水泛滥成灾的危害以至于开发利用的同时必须始终贯穿于防洪和洪水控制的考虑。然而，中国的环境规制实行的是由各级

环保局主抓、与其他部门协调进行的规制体制。目前，中国还没有一个专门负责协调的部门。虽然在 1998 年国务院机构调整中，国家环保局升格为部级的国家环境保护总局，同时撤销了国务院环境保护委员会，并把对环境影响重大的宏观协调权和微观的协调权全部授予国家环境保护总局。但土地、林业、农业、水利、公安和交通等部门也有防止环境污染和对资源保护实施监督管理的职责。由于不同的职能部门有不同的利益，遂使环境规制政策的制订和执行过程成为一个复杂的利益、权力划分的过程。这就常常造成在进行环境执法之前，首先考虑的是部门利益，有利的争着管，无利或利少的不愿管，各部门之间争权的情况时有发生。同时，中国的国家环境保护总局虽然升格为部级，但由于它属于国务院的直属局而不是国务院的组成部门，与国务院的各部委还是有差别的。因此，在“分权”过程中的协调能力就受到极大限制，常常处于不利地位。

## 5.2 环境规制体系方面的原因

### 5.2.1 环境规制法律体系

#### 5.2.1.1 对地方政府的约束不够

目前，中国的环境法律在实体法方面大多内容详实、严谨，已初步形成了一个较完备的体系，但这些法律大都是针对企业的环境犯罪行为而定的，对环境规制者的约束在实体法中仅仅是侃侃而谈；在程序法方面则数量偏少，内容也较为简略、松散、零乱，这在很大程度上降低了环境规制效率，也成了依法行政的主要障碍。以川化集团沱江特大污染事故为例，由四川省纪委、监察厅、检察院、公安厅、国资委等部门组成的调查组做出的事故处理是：川化股份有限公司罚款 100 万元，川化集团有限责任公司总裁、四川化工股份有限公司董事长谢木喜引咎辞职，5 名企业负责人被移交司法机关处理，青白江区环境监理所、青白江区环境保护局、青白江区水务局、青白江区政府对本次事故负责，青白江区环境保护局副局长宋世英、青白江区环境监测站站长张明被移交司法机关处理。由于地方政府在污染事故中受到的惩罚非常有限，更没有经济上的惩罚，因此这种“有法制而没法治”的现象，成为影响环境规制效果的直接原因。

#### 5.2.1.2 对公众环境权益保护不足

1996 年，被誉为“中国公益诉讼肇始人”的丘建东，因为一公用电话亭未执



行邮电部“夜间、节假日长话收费半价”规定，多收话费 0.16 元走上“公堂”，从而成为中国公益诉讼的第一人。之后，有关公益诉讼的纠纷不绝于耳，但大多以原告败诉而告终。在这些诉讼中，原告多数不是因为自身利益起诉，而是出于维护社会公共利益和国家利益的目的。也正因为此，法院以原告不具备起诉资格，原、被告之间“没有法律上的利害关系”为由驳回原告起诉，或由于相关原因而判原告败诉。实践表明，依民事诉讼解决环境问题存在许多不足之处：

#### 5.2.1.2.1 环境诉讼受到限制

首先，在诉讼资格上，虽然根据《宪法》规定，人民有权依照法律规定，通过各种途径和形式管理环境保护事务，并对国家机关的环境保护工作进行监督，对其违法失职行为进行检举或者提出申诉、控告，但《民事诉讼法》和《行政诉讼法》上都规定原告适于与本案有直接利害关系的公民、法人和其他组织，例如非审核环评书的第三人不能提出异议，《行政诉讼法》更是规定不能对导致污染和破坏公共环境资源的非处罚性具体行政行为提起诉讼；其次，在诉讼的可行性上，即使公众具有了诉讼资格，诉讼还必须指出明确的被告。然则由于环境污染的间接性和综合性，举证证明明确的被告对于受害人而言往往成为现代诉讼的一大难点，环保方面虽有《中华人民共和国环境保护法》、《大气污染防治法》、《海洋环境保护法》、《水污染防治法》、《环境噪声污染防治法》等环保法律法规，规定人民有权依法通过各种途径和形式管理环境保护事务，并对国家机关的环境保护工作进行监督，对其违法失职行为进行检举或者提出申诉、控告，但这些规定总体上只有抽象性规定没有将权利具体化，很难具有可操作性。此外，虽然新修订的《水污染防治法》、《大气污染防治法》和《海洋环境保护法》规定了行政控告权，但是没有明确界定损失的含义，法律对社会团体以及环境资源团体能否代表其成员提起环境资源行政诉讼的问题没有涉及。与一些国家在宪法中创设环境权相比，中国还未确立公民环境权的宪法地位。

#### 5.2.1.2.2 诉讼成本—收益难以确定

由于环境污染涉及面广，因而实践中往往出现众多受害人，尽管目前可通过集团诉讼确立其诉讼主体资格，但当各个受害人赔偿数额不一致时，在权利主张上便很难达成共识。此外，还涉及诉讼成本如何分担等技术性难点。

### 5.2.2 环境规制标准体系

#### 5.2.2.1 环境规制标准的法律地位不明确

在中国，环境规制标准体系虽然包含的内容非常广泛，涉及水、大气、固体废弃物等各个领域，但环境规制标准只是技术标准，没有构成法律。因此，人们对环境规制标准的认识不够。此外，按国际惯例，只有法律法规才是强制实施的，标准只能是推荐性、建议性的，不存在强制性实施的问题。尽管中国环境规制标准作为强制性标准，在全社会进行强制实施，但从法律依据上来说是不充分的。

#### 5.2.2.2 有些环境规制标准的适用性较差

##### 5.2.2.2.1 环境规制标准与实际环境问题差距较大

在实际环境规制中，往往不能从长远考虑制订中远期的环境规制标准，使标准缺乏前瞻性和预告性，难以起到引导作用。例如，现行的《建筑施工场界噪声限值》(GB12523-90)明确规定，此标准只适用于城市建筑施工期间施工场地产生的噪声，并不适用于农村乡镇的建筑施工噪声。但是当前乡镇的建筑施工噪声扰民纠纷投诉不断增加，环保部门在处理这类问题时，却找不到适宜的环境规制标准。在环保110所受理投诉中，有许多是涉及到光、热、气味等方面的新型环境污染，由于没有相应的标准，致使这些方面的污染投诉不能得到及时有效的处理，这些环境污染的新问题急需颁布相应的标准来解决。

##### 5.2.2.2.2 环境规制标准与实际技术水平差距较大

首先，表现在与监测技术水平的差距上。由于标准的制定与现实不太一致，导致有设备没标准或有标准没设备的情况发生。在实际的分析工作中，已经有很多单位使用了仪器分析法，而且在实践中已经被证实误差比较小，而国家标准中却到现在为止还沿用以前的经典分析法（即化学分析法）标准，这很不利于分析准确性的提高。与此相反，《固定污染源排气中氯化氢的测定硫氰酸汞分光光度法》(HJ/T27-1999)中采样管用硬质玻璃或氟树脂材质，并应附有可加热至120℃以上的保温夹套，但目前氟树脂材质采样管及保温夹套均无处购置。其次表现在与企业治污技术水平的差距上。部分标准与企业现有的治污技术水平不相适应，有的标准过严，有的标准过宽。对企业来说，环境规制标准过严，技术上做不到，也无经济承受能力。标准过宽对环境保护、消除污染的意义又不大。

环境规制标准的适用性差，主要在于环境规制标准的制定和修改方面都存在不足。首先，在标准的制定过程中，与各相关部门和人员的联系不够，从而听取各行业企业和环保企业的意见不足，对不同行业污染特性和治理技术状况不清楚；

其次，环境规制标准的修改也存在严重的滞后性。在已经颁布的环境规制标准中，某些技术指标由于时间、客观条件的变化已不适应现时需要，应随之进行修订，但受人力和财力等客观条件的限制，环境规制标准的缺陷和不足无法进行及时的修正和调整，不能满足实际需求。近几年，虽然新出台了很多标准，但大多是对以前检测项目的补充，而不是对以前项目的修订。

### 5.2.2.3 部分环境规制标准之间存在相互矛盾

主要表现在：一是质量标准和方法标准存在自相矛盾的情况。例如，地表水中总磷项目的分析方法标准与环境质量标准就不能达到完全配套。在《地表水环境质量标准》中湖泊水库特定项目总磷的 I 类水域标准值为 0.002mg/L，II 类水域标准为 0.01mg/L，而在相应的分析方法标准中只提供了钼酸铵分光光度法，其方法检出限只能达到 0.01mg/L，根本不能满足环境质量标准的要求。只有研究出更低检出限的分析方法来，环境质量标准的实施才有实际意义；二是国家标准和行业标准出现矛盾。例如，国家《污水综合排放标准》(GB8978-1996) 监测项目之一为“总氰化物”，而在《合成氨工业水污染物排放标准》(GB13458-92) 及《钢铁工业水污染物排放标准》(GB13456-92) 等行业标准中相应的监测项目却为“氰化物”。由于“总氰化物”与“氰化物”是两个不同的概念，其分析方法也不同，因而监测结果各异；三是在不同排放标准中规定的限值也有矛盾的情况。例如，《环境空气质量标准》(GB3095-96) 中规定总悬浮颗粒物(TSP) 和可吸入颗粒物(PM<sub>10</sub>) 的年均值和日均值的标准值相差较大，具体见表 5.1：

表 5.1 环境空气质量标准中的 TSP 和 PM<sub>10</sub> 的标准值

污染物	取值时间	浓度限值 (mg/m <sup>3</sup> )		
		一级	二级	三级
总悬浮颗粒物 (TSP)	年均值	0.08	0.20	0.30
	日均值	0.12	0.30	0.50
可吸入颗粒物 (PM <sub>10</sub> )	年均值	0.04	0.10	0.15
	日均值	0.05	0.15	0.25

数据来源：国家环境规制标准网。

在实际情况中存在某地的 PM<sub>10</sub> 全年日均值基本达到二级，空气质量级别为良好，甚至 PM<sub>10</sub> 全年日均值均达到二级，但 TSP 年均值却仍为三级，空气质量为轻

微污染，这不太合乎情理与事实。又如 2003 年，宿豫县全年  $PM_{10}$  日均值没有超标，但 TSP 年均值为  $0.21 \text{ mg/m}^3$ ，超过二级。由于环境规制标准之间的相互矛盾，造成环境规制部门不能公平地对待排污单位。

#### 5.2.2.4 环境规制标准不能与国际接轨

首先，中国的环境规制标准在指标值上低于一些发达国家。吉化爆炸产生的松花江污染曾给哈尔滨等沿江城市造成空前的水荒，不仅给当地人民生活带来巨大不便，同时也引起举国关注。污染团出了国境，抵达俄罗斯，人家向我们提出了索赔。按照中国标准，松花江污染的主要污染物硝基苯的浓度在流经中国境内时，就已经符合饮用水的标准。但在俄罗斯看来却依旧不合格，甚至问题还严重得很。究其原因，是中国环境水体的硝基苯标准比俄罗斯高十多倍。其次，环境规制标准在种类上与发达国家也有很大的差距。据了解，为了保证民众饮水健康，美国国家环保署 2001 年颁布的美国饮用水标准项目已达 107 项，其中有机物 29 项，农药 24 项，饮用水中铅、四氯化碳等一批指标都重新修订，指标值都很严格。世界卫生组织 1998 年发布的饮用水标准项目，因考虑到各国国情不完全相同，检测指标达到 132 项，其中有机物 28 项，农药 37 项，这一标准目前又已在酝酿修改中。与之相比，中国饮用水卫生标准 35 项的检测指标，明显落后很远。

### 5.2.3 环境规制方法体系

#### 5.2.3.1 进入规制方面缺少对政策进行的评价

目前，中国的环境影响评价法虽然对公众和专家参与规划和建设项目环境影响评价的范围、程序、方式和公众意见的法律地位作出了前所未有的明确规定，使公众的意见成为环境影响报告书不可缺少的组成部分，说明国家在逐渐重视维护公民的环境权益，重视公众参与环保决策和监督。但缺乏对比规划更具影响力的政策进行环境影响评价的规定。而同规划相比，政策无疑具有更为重要的地位，其对环境的影响范围更广，历时更久，对环境影响评价具有更积极的意义。历史上，中国由于政策失误而对环境带来的严重破坏，不胜枚举，教训深刻。如 20 世纪 50 年代的大跃进、大炼钢铁、毁林毁草开垦、围湖造田等等一系列错误政策，导致了大面积灾难性的生态和经济后果。这种政策上的失误导致的生态环境问题，也不仅是在早期才出现的现象，80 至 90 年代还在发生。80 年代中期提出的“大矿大开，小矿放开，有水快流，国家、集体、个人一起上”的政策，曾大大助长

了全国各地乱采滥挖矿产资源之风，造成了严重的资源浪费和环境破坏，迫使国家在几年后就不得不采取严厉的措施，关闭这类小矿；80年代在国家政策的支持下，造纸、电镀、皮革、印染、焦化等行业得到了快速发展，这种发展带来了十分严重的环境污染后果，迫使国家对其也不得不采取取缔、关停等纠正措施。因此，环境影响评价的范围不应仅仅局限于项目及规划上，更应该对出台的政策进行环评，从根源上保证环境的可持续发展。

#### 5.2.3.2 数量规制方法少且不完善

如前所述，中国对环境的数量规制是以传统的直接方式为主，间接方法虽然涉及的较多，但在全国范围内真正实施的只有排污收费和补贴两种。对于直接方法的弊端已经介绍过，这里不再赘述。对于间接方法，中国现有的排污收费与补贴不同程度上存在一定的缺陷：在排污收费方面，首先是中国目前对企业征收的排污费主要是超标排污费，环境污染的外部成本不能全部实现内部化，也不能实现总排污量在各污染源之间的有效分配；其次是存在收费面不全、收费标准偏低等许多问题，削弱了这一政策实施的效果。在补贴政策方面，中国的环境保护政策允许对重要的污染源或执行重要环境要求有困难的企业进行补贴，帮助其进行污染治理，补贴的金额可以达到排污收费总额的80%。补贴政策减低了企业污染治理的成本并取得了一定的效果。但是，补贴政策也存在不足：一是环保政策最基本的原则是“谁污染，谁治理”，补贴政策直接与这一大原则相冲突，污染者反而得到补贴，对于不污染或治理效果好的企业来讲，是不公平的；二是补贴诱使企业优先选用施工费用昂贵而操作运行费用低的工艺设备，造成浪费，因此运行和实施效果不是很理想；三是中国的排污收费本来就较低，如果政府支付的补贴超过了污染者的边际治理成本，污染者就不会去治理，有的污染者还会增加污染，然后再去申请补贴，降低污染。

#### 5.2.4 环境规制监督体系

在内部监督方面，依靠企业自行进行监督并减污不是不可能，但是对于追求经济利润最大化的企业来说，可能性较小。在外部监督方面，监测技术的落后和检查工作的程序都影响了监督的效果。

在环境监测方面，监测技术水平的落后是导致环境监测不能充分发挥作用的主要原因。目前，中国虽然形成了以国家环保局所属环境监测总站为中心，遍布

全国的环境监测网络，但由于监测技术水平的落后、在线监测仪器的系统配套生产能力较低、在自动性、可靠性、使用寿命上与国外仪器相比仍有差距，不能适应市场的需要。由于国内研发水平和能力有限，中国目前环境质量监测仪器基本上靠引进国外的技术和设备，尤其是大精仪器、自动监测系统大多依靠进口。引进的设备又往往与中国具体情况不符，数据采集、远程控制与诊断方面与实际需求相差甚远。在国产仪器中，大气监测仪器的占有率在 70%左右，水质监测仪器的占有率在 60%左右，这些仪器大多是国际 80 年代的水平，不能适应实际需要。中国环境监测仪器多是中小企业生产的中低档产品，技术水平一般，产品种类少，故障率高，使用寿命短，造成监测频次低、采样误差大、监测数据不准确，不能及时反映排污状况，在一定程度上影响了环境规制的科学决策和执法的严肃性，挫伤了企业治理污染保护环境的积极性。例如，各种污染源排放在线监测系统对高温、高湿、高颗粒物含量等带来的测量问题至今没有很好地解决，烟尘在线自动监测系统在中国基本上还是空白，这极大地限制了烟尘总量控制制度的实施。

在环境检查方面，虽然中国具有专门的检查队伍，并且以定期不定期的形式对企业的排污情况进行检查。但是，在检查过程中，需要先与生产企业的相关人员联系，并在采样之后由企业相关负责人签字确认。否则，企业会发生不认账行为，并会与检查部门发生民事纠纷，这样的案例已经发生了很多。但如果先通知了企业，企业就会早有防范。有些小企业有内部控制开关，只要检查人员来到，企业就将开关拉掉，污染马上停止排放。这样，检查就失去了作用。

## 5.3 深层矛盾分析

### 5.3.1 传统观念的束缚

主要指公众对政府的理所当然的制度性依赖的传统观念以及地方政府官员对传统政绩观的传统观念两方面。在中国，公众虽然对环境问题的严重性已经有了一定的认识，但中国传统的自上而下的政府规制模式使公众习惯于“等、靠”，对政府产生了严重的依赖心理，因此不会主动的对环境问题参与。政府也是一样，虽然我国对环境问题重视已久，但由于以经济发展为第一位的传统政绩观仍然占主导地位，官员的政绩与经济发展水平有关，而环境状况则较少的受到重视。

因此，“绿色 GDP”不论在人们的思想观念上还是在具体实践中都没有得到很好的落实。

### 5.3.2 对各相关主体的激励约束不足

#### 5.3.2.1 目前的政绩考核体系对规制人员激励约束不足

环境规制绩效的高低在很大程度上取决于规制机构人员的行为，而其积极性除了对工作的热爱程度以外，还要受到外界刺激的影响。对规制人员的工作热情刺激则是他的工作业绩与其待遇水平的关联程度。而中国目前的政绩考核体系很难实现两者的紧密联系。主要表现在：

##### 5.3.2.1.1 考核标准缺乏针对性

考核的标准应根据各级公务员的职责、工作任务、工作要求的不同而有所区别，但一些地方为图方便，各级公务员一起述职、一起测评、一起考核，由此出现了优秀名额归领导所有；或领导高姿态讲风格，谦让优秀，这些都违背了考核的初衷和目的，也影响了考核的公正性和合理性。

##### 5.3.2.1.2 考核工作随意性大

环境规制人员在进行考核时，主要是在年度考核中通过个人小结、群众评议、领导评语、考核委员会审核和部门负责人确定考核等级。这里有两个问题：一是考察的不连续性，重要的考核只是在年终才进行，平时的考核几乎不起作用，因此整个评估机制不具有动态适应性；二是评估过程的封闭性，无论是对个人还是对组织的评价，在绩效信息的收集中没有接受服务的公众的意见，这样，形成了单向封闭的评估系统，进而在考核过程中可能出现讲人情不讲业绩的问题。

##### 5.3.2.1.3 考评结果不能与分配环节紧密联系

目前，中国对规制机构人员的政绩考核结果还没有充分地体现在其收入或晋升等分配环节上。由于考核结果与分配环节的脱节，必然会造成部分环境规制人员感觉受到了不公平待遇，严重影响了其工作热情和积极性。

这种政绩评估体系不能实现业绩与待遇的联系，达不到对规制人员的刺激，从而规制人员产生“懒惰”行为，在环境规制过程中表现为执法不严。主要表现在以下两个方面：①检查工作流于形式。在进行环境影响评价的过程中，需要对验收项目进行全面的考察，包括对周围环境等，这些工作是需要一段时间才能全面完成的。但是现实情况是，不论项目的大小如何，规制部门人员常常是一天就

能验收完毕，从中就可以看出，验收工作不细致，流于形式；②“老鼠”养“猫”现象严重。目前，规制者与被规制者同流合污的现象时有发生，统称“老鼠”养“猫”现象。例如，湖北省襄樊市南漳环保局与南漳宾馆签订的环保局同意最大幅度的减少南漳宾馆应缴的排污费从5万元减到1万多，而这该交的1万元也不用缴现金，由南漳环保局到宾馆消费的形势抵账处理。换句话说只要管环保局的吃喝，南漳宾馆的排污费便可以一分不交。类似这种充抵排污费的“老鼠”养“猫”事件各式各样。有用医疗费抵排污费的、有用自来水公司的水费抵排污费的，还有用租房子的房费、盖房子用的建材费充抵的。更有甚者，水泥厂不交环保费，环保局就索性用水泥来抵排污费。

### 5.3.2.2 公众进行环境监督的成本收益不对称

在中国，虽然已经有了很多的环境事业团体，但是由于法律等原因真正能代表公众进行权力维护的比较少。这样，公众在受到环境方面的伤害的时候，没有足够的力量与环境污染者抗衡。此外，公众对企业及环境规制部门进行监督和起诉需要很大的费用，这些成本在目前的法律体系下要公众全部承担，同时，由于环境改善也具有公共物品性质，起诉成功的利益又不单独由公众个人获得。力量弱小的单个公众往往会因此而退缩，或产生“搭便车”心理，即在环境权益保护过程中自己不花一点力气就得到别人维护环境所带来的好处。举个例子来讲，假设有两个公众，都在饱受污染之苦，对此他们有两种选择，即起诉和不起诉。双方都不起诉时，此地的污染将进一步恶化，所以双方均要付出10元的代价；如果他们起诉厂商则需要花费诉讼费用等成本14元，不起诉的公众会因搭便车而得到8元的净收益；如果两人共同起诉则各自获得5元的收益，得益矩阵如图5.1所示：

		公众甲	
		起诉	不起诉
公众乙	起诉	5, 5	-14, 8
	不起诉	8, -14	-10, -10

图 5.1 公众之间的博弈支付矩阵

由得益矩阵可知，由于“搭便车”的可能性的存在，不管公众乙采取何种行动，甲的最优选择均为不起诉，不参与污染防治，这是一个最优策略。反之，无



论甲的选择如何，公众乙的最优策略也是不起诉，不行动。因此纳什均衡是(不起诉，不起诉)。由于“搭便车”心理的存在，每个人都在等待别人对环境进行维护，而自己不会主动的对企业的违规排污行为进行监督和起诉。

#### 5.3.2.3 对排污企业的惩罚力度不够

企业受到政府规制以后，在决定减污量时首先考虑的就是减污成本问题。而目前，由于企业的减污技术水平较低，导致企业的减污成本高昂。企业减污技术水平低，这主要是由于环境科研方面的能力较弱引起的。中国目前环境科研部门和企业是分开运转的，科研部门缺乏进行环境科研的费用，科研能力和积极性都不高，企业有资金，但是又缺乏环境方面的专业人才，导致中国企业整体水平上的减污技术水平低下。这就直接导致了减污成本高昂。由于企业在进行生产的时候，主要考虑的是其经济利润的最大化，而这个最大化没有考虑到减污行为给社会带来的收益。因此，企业的投入主要是集中于那些能减小生产成本的方面，而对减污技术的投入则不热衷。于是，企业的减污技术水平得不到提高。减污技术的落后直接导致减污成本的高昂，企业就越发的对减污行为有所回避，进一步导致他们宁愿以牺牲环境为代价，也决不会主动增加环保设备投资或购买排污权来减少环境污染，从而形成恶性循环。

企业治理污染需要成本，当规制部门检查不严的时候，企业就会产生一种投机心理，能偷排就偷排。即使当规制部门检查非常严格，但是由于公众力量的分散和“搭便车”行为的存在而放弃对其污染行为进行起诉，企业就会对规制部门进行寻租行为以躲避处罚。只要企业可以以较小的寻租成本(行贿额)获得较大的收益(免交或少交排污费)，他就会不断的有这种向规制者寻租，而把污染造成的外部成本转嫁给受污染的公众的打算和行动。于是，企业偷排现象依然严重。如，在对松花江沿岸的企业进行突击检查的过程中发现，有85%的企业存在偷排现象；辽宁省周边城市的企业也有超过90%的企业存在不同的偷排现象。而且，企业偷排的手段较多。有白天不排晚上排的，也有减污设备偷偷停运的，甚至还有有的企业在内部挖个大的蓄水池来储存带有污染的废物，检查来了说自己没排，等检查的走了以处理粪便的形式花钱让车拉走倒掉，至于倒到哪里不管。这种处理方式虽让企业节省很多的成本，但造成了恶劣的社会影响。

#### 5.3.3 信息传递机制的不健全

这里的信息既包括关于企业生产和排污方面的信息，也包括关于环境法律标准方面的信息，同时还包括规制机构工作方面的信息。对于环境规制机构而言，由于：①在规制机构中不存在指导资源配置的价格，没有传递市场信息的渠道，难以准确地了解企业的成本和需求结构；②规制者通过审计等非市场手段了解信息的能力是很有限的，没有精力审计所有的企业难以掌握真实成本；③企业不会把它所知道的信息告知政府，甚至可能提供虚假信息；④由于缺乏有效的激励，规制者不一定有积极性去获取有关的信息，环境规制机构在进行环境规制过程中存在严重的信息不足，进而导致其有限理性，由此导致两个方面的环境规制失灵：一是计划失灵，即环境规制不能遏止环境的恶化或没能收到预想的环境规制效果。其本质是规制当局资源定价不能真实反映市场价格，或规制计划由于种种原因达不到预期效果。例如，规制者对农业的过度保护，或者采取支持价格，或者在化肥农药的价格上给以补贴，结果导致农业资源、化肥农药的过度使用，农业产品的过度产出，使农业生态遭到破坏；另一方面，化肥农药的过度使用又导致农产品含药物量过多，带来一系列的生态环境问题；二是政策失灵，规制者的政策反映了那些扭曲了的环境资源使用或配置的私人成本，使得这些成本对个别企业而言合理但对社会而言是不合理的，甚至会损害社会财产的规章制度、财政、汇率、金融、价格、收入和其他政策等，从而影响环境资源的有效配置。如政府想穿越一片原始森林修建两条公路可能成为市场扭曲的原因。在中国转轨过程中，政府规制者有限理性问题相对突出：一方面，政府作为规制者在规制决策过程中会受到有限理性的约束，特别是在面对转轨这一新课题，由于没有现成的经验可以借鉴，一切都在摸索过程中，规制决策更是容易偏离预定的目标；另一方面，由于受到传统计划经济体制的影响，加之缺乏有效的规制者选拔机制，大量的不合格人员通过“人情”、“后门”进入规制机构，必然影响规制决策的有效性。对公众而言，由于缺乏环境法律标准方面的信息及规制机构工作方面的信息，即使他们想去维护自己的环境权益，也会无从下手。

#### 5.3.4 经济发展水平的制约

由于我国刚刚处于工业化发展的初期，经济发展水平还有待于提高。在目前的经济发展水平下，一方面会导致环境规制资金的缺乏，另一方面也会限制地方政府政绩观的改变。后者本文已经说过，这里只对前者进行讨论：

环境规制是有成本的。环境规制的成本主要包括制定政策法规、搜集信息、保障政策法规落实所需要的费用，具体可以分为两部分：其一是行政成本，规制机构、聘任行政人员以及日常行政事务的运作花费；其二是执行成本，环境规制虽然节约了讨价还价的费用（不需要与企业协商），但若不能得到规制对象的配合时，使用强制手段也需要一定的花费，这些规制成本是非常高的。相比之下，中国在环境规制方面的投入则相对不足。据统计，如果在现有的治理技术水平下全部处理 2004 年点源排放到环境中的污染物，需要一次性直接投资约为 10800 亿元，占当年 GDP 的 6.8% 左右。同时每年还需另外花费治理运行成本 2784 亿元（虚拟治理成本），占当年 GDP 的 1.80%<sup>①</sup>。而中国“十五”期间污染环境治理投资仅占 GDP 的 1.18%（2000 年为 1.02%、01 年 1.01%、02 年 1.14%、03 年 1.20%、04 年 1.19%、05 年 1.30%）<sup>②</sup>，差距很大。另外，随着近年来环保部门地位逐渐上升，机构日渐臃肿，资金缺乏的现象更为严重。由于环保资金不足，其结果：一方面，使得有些环境工程项目无法按计划完成。以火电行业的脱硫改造工程项目为例，由于国家未能在国债和环保补助金上对火电脱硫项目给予足够的支持，在大部分地区也未能对现役火电机组脱硫的上网电价予以落实，造成老机组脱硫建设缓慢和运行效率低下，脱硫工程进展不理想，计划要求削减 105 万吨二氧化硫（约合新运行 3500 多万千瓦的火电脱硫机组）的任务只完成约 70%（“十五”新投运的脱硫机组只有约 2400 万千瓦），脱硫项目的安排大大滞后于总量控制目标的需求；另一方面，也造成了很多环保部门一边要治污，一边又要靠向企业收取排污费和罚款来维持生计。这种对排污收费的严重依赖，使得一些地方环保部门的独立监督地位日渐淡化。

---

<sup>①</sup> 数据来源：中国环境报 2006.9.8 第 8 版。

<sup>②</sup> 数据来源：2005 中国环境统计年报，第 91 页。

## 6 主要发达国家的环境规制经验及对我国的启示

为了降低我国的环境规制成本，提高环境规制绩效，有必要借鉴国外的先进经验和某些做法。相对而言，欧洲的环境规制在世界上是比较成功的——尤其是德国，因此本章第一节先分析德国的环境规制。此外美国和日本的环境规制也很有特色，如美国的二氧化硫排放量从1990年的2093.6万吨降到1366.9万吨，日本也从1990年的100.1万吨降到2002年的85.7万吨。通过分析这三个国家的环境规制，对我国有一些借鉴和启示。

### 6.1 德国的环境规制

#### 6.1.1 德国的环境规制体制

德国是世界上对环境污染治理最早且成绩显著的国家之一。二氧化硫的排放量从1990年的532.2万吨逐年减少，到2002年已经降到每年排放60.8万吨，其成效可想而知，这是与德国成功的环境规制分不开的。

##### 6.1.1.1 机构设置及职能权限

德国负责环境事务的是联邦环境与核安全部（1986年成立），下辖有柏林的联邦环境局（1974年成立）、波恩联邦自然保护局（1993年成立）以及萨茨基特的联邦放射保护局（1989年成立），各个州也有自己的环境部，地方环保主要有城市和乡镇负责。其中，柏林的联邦环境局是在科学技术上支持联邦环境与核安全部的最主要机构，其研究的领域有空气洁净、防噪音、垃圾经济与水经济、土地保护等，但最主要的是从事环境化学药品和环境法律规定及管理条例的制定工作。

联邦政府环境规制的主要职能是一般环境政策的制订、核安全政策的制订与实施及跨界纠纷的处理。联邦政府环境立法范围包括废物管理、大气质量控制、噪声、核能及其他自然保护、景观管理和水资源管理等框架立法。具体环境政策包括：水与废物管理；土壤保护与受到污染的场地管理；环境与健康；污染控制；工厂安全；环境与交通；化学品安全；自然与生态保护；核设施安全、辐射防护、核材料的供给与处置；环保领域的国际合作。

州政府环境规制的职能主要是环境政策的实施，同时也包括部分环境政策的制订。州政府环境规制的职能主要包括：州环境法规、政策、规划的制订；欧盟、国家污染控制、自然保护法规政策的具体实施；对各区环境行为的监督等。从立法方面讲，州的职能是在联邦的一些框架立法，如水资源管理、自然保护、景观管理及区域发展的基础上进行详细和完善立法。联邦在环境政策制订及立法方面有领导或统帅作用。州在环境执法方面负主要责任。在与联邦或州的规章没有冲突的情况下，地方对解决当地环境问题有自治权。除自治以外，地方也接受州政府直接委派的一些任务。

对联邦与地方权限职责划分的基本依据是环境因子的外部性程度。具体而言，环境因子外部性越大，环境行政管理机构级别越高，反之亦然。例如，外部性程度较大的大气质量由较高行政级别的联邦环境规制机构负责，而外部性程度较小的噪声则由地方环境行政管理机构具体负责。

#### 6.1.1.2 部门协调

为便于各部门间的协调及进行有效的环境规制，2000年，德联邦政府成立了国家可持续发展部长委员会，其成员由来自环境部门和其他与环境相关部门的代表组成，联邦总理为该委员会主席，其任务是制定可持续发展战略。联邦与州及州与州之间的协调主要通过环境部长联席会制度。环境部长联席会由联邦、州的环境部长及联邦、州参议员组成。联席会议由不同州轮流举行，每年定期举行两次。共同部级程序规则中也规定联邦部委在起草相关文件之前必须咨询相关州，这样，州的利益和要求可以尽可能地在法规草案中得到反映。而且，法规草案也要交由相关州阅览。

#### 6.1.1.3 环境执法

为了加强环保执法，德国设立了环保警察，隶属联邦内政部。每名环保警察都要经过一年半的专业训练。环保警察的任务是：发现环境污染时，立即采取补救行动。从化学毒素外泄到不卫生食品的销售，都在他们的管辖范围之内。环保警察行动迅速，他们通过巡逻和使用遥测工具检查环境的污染情况，一旦发现环境污染的现象，立即采取有效的手段，把污染控制在最小范围内。任何一条小溪泛起泡沫，环保警察都会前往取样；凡是已经立法的环保事项，警察在其辖区内一概严格执法，比如鱼类死亡、垃圾箱冒烟、废油渗漏或废气聚集成雾等，都属

于禁令之列。环境警察的存在极大地增强了环保现场执法的力度，保证了执法的严肃性和制止环境违法事件的及时性。

## 6.1.2 德国的环境规制体系

### 6.1.2.1 环境规制法律体系

从70年代开始，德国出台了一系列的环境保护方面的法律和法规，有1972年的《垃圾处理法》，1974年的《控制大气排放法》，1976年的《控制水污染防治法》，1983年的《控制燃烧污染法》，1986年建立了联邦及各州的环保局，1994年把环保责任写入基本大法。后来又出现了《循环经济法与废料法》，到1998年有了《农业和自然保护法》等。把对后代的环境责任写入基本法中，德国的法律制定也是经过了一个历史阶段。2002年4月，德国政府又批准了一项“旧汽车法”修正案，规定汽车生产厂商与进口商必须承担新获准进入市场的车辆的处理，2007年起还必须负责旧车的处理。目前，全德国大约有8000部联邦和各州的环境法律、法规。相关的环保法律林林总总，多得难以数清。例如，在环保法中，关于“垃圾”这一项，就有30多种相关法律。在环保的各个方面，如气候与能源、空气和噪音、垃圾处理、土地保护、水源保护、自然保护以及辐射和核电等，德国都确定了目标，制订了相应法律。

此外，德国将散见于各种单行环境法律、法规中有关刑法的规定，择其要者，集中规定在刑法中，并设立专章，章名即为危害环境罪。德国采用这种模式始于1980年，现行德国刑法（于1998年11月13日公布，1999年1月1日生效）依然采用这种体例，在分则第29章专章规定了“针对环境的犯罪行为”，采用列举方式从第234条至第330条，共7个条文规定了9个罪名，即水域污染，土壤污染，空气污染，造成噪声、震动和离子辐射，与危险物的不许可的设施运转，与放射性物质和其他的危险性物质和物品的不许可的交往，危害需要保护的区域及释放毒药造成严重危险。德国刑法具有两个方面的特点：一是某些危害环境犯罪不但可由实害犯构成，也可由危险犯和举动犯构成。危险犯，指行为人实施了污染或破坏环境的行为，从而造成了一种危险状态，对环境或人身财产构成了严重威胁，即构成犯罪。举动犯，指行为人只要实施了法律禁止的一定行为（如超标排污），无论其是否造成了实际危害，也不论该行是否具有危险，即可构成犯罪。德国刑法中，对举动犯进行规定。例如，第325条规定，只要行为人在设施

(特别是经营场所或机器)的运转中,造成适合于设施范围之外的损害他人健康的噪声的,不管有无实际损害或危险状态发生,均处三年以下的自由刑或罚金刑;二是针对环境的犯罪行为的规定,几乎每一条都明确规定两种罪过形式,依故意还是过失判处不同的刑罚而没有规定无过失责任。过失罪过的成立是基于法律上的义务的存在,这表明防治污染已成为德国公民的一项法律义务。

#### 6.1.2.2 环境规制方法体系

德国一向被视为欧洲环保,尤其是废弃物回收再生利用的典范。其废弃物回收再生利用方法主要有:

##### 6.1.2.2.1 废弃物回收再生利用方法

###### 1) 垃圾收费政策

德国垃圾处理费的征收主要有两类:一类是向城市居民收费,另一类是向生产商收费(又称产品费)。对于居民收费来说,德国的各个城市的垃圾收费方法不尽相同,有的是按户收费,以垃圾处理税或固定费率的方式收取;有的是按垃圾排放量来收。目前,大多数城市都采用按户征收垃圾处理费的方式。据德国环保局统计,垃圾收费政策实施后,家庭庭院垃圾堆肥增多,厨余垃圾减少了65%;包装企业每年仅包装废弃物回收所交的费用已高达2.5亿到3亿美元。

###### 2) 押金抵押返还制度

1988年,德国政府通过了《饮料容器实施强制押金制度》的法令,该法令规定在西德境内任何人购买饮料时都必须多付0.5马克作为容器的押金,以保证容器使用后退还商店以循环利用,这是欧洲第一个有关包装回收的法令。在《包装条例》中也规定,如果液体饮料的容器是不可回收利用的,购买者必须为每个容器至少多付0.25欧元的押金,当容器容量超过1.5升时,需要至少多付0.5欧元。只有容器按《包装条例》的要求返还时,押金才能退回。德国规定塑料瓶保证金并强制退还塑料瓶后,德国啤酒和软饮料生产商几乎都将塑料瓶改为玻璃瓶。于是,德国从2003年1月1日起,无论是易拉罐、玻璃瓶还是塑料瓶,都必须交纳押金。德国相关的政府部门还对这规定的执行进行严格监督,对于不征收押金的销售商处以罚金。

###### 3) 大力发展垃圾处理产业化

德国政府较早地认识到垃圾处理是全民的事业,由于其投资巨大,不能完全依靠政府来解决,必须广泛吸引私人经济参与才能迅速发展。这种垃圾处理利用

方面的根本变革始于 1992 年,此前人们几乎欢迎每一种环保措施,而不考虑费用。进入 1996 年,费用则成为环境保护中考虑的首要问题,随之而来的是推动垃圾处理的市场化和产业化,其中负责包装废弃物处置的双向回收系统有限责任公司(DSD)就是典型的例子。

#### 6.1.2.2.2 能源方面的税收调节

早在 80 年代初,凡在住房改装双层玻璃门窗所花的钱,年终可以在个人收入税中得到退税补偿。对那些油耗低、有害物排放少的车辆,政府在税收上给予优惠。除风能、太阳能等可再生能源外,其他能源例如汽油、电能都要收取生态税,间接产品也不例外,比如 1 升汽油 1.7 马克,再加 6 芬尼的生态税。1999 年德国开始逐步增收能源消耗税,凡投资开发太阳能、风能等可再生能源技术可以得到政府低息贷款。

#### 6.1.2.2.3 通过教育促环保

德国有关幼儿教育的法规规定,幼儿园要把教导儿童“维护自己以及周围环境的卫生”作为一个重要内容。如一年级的小学生,刚到学校注册报到,就会领到一册环保记事本,上面印有森林、草原和田野,意在告诉孩子:热爱大自然,热爱人类生活的优美环境。各级学校也把“维护令人舒适的雅致的环境”作为人格素质教育的一项重要内容,以培养对社会有责任感的人。下萨克森州还把环保意识教育作为各科目的教育目标,各种学校、各门学科都要或多或少同环保教育相联系,并引导学生进行环保实践。在学校里,与环保有关的活动是学生课外活动的重点内容之一,如学校专门负责一条小河流或一个林区的环境保护等等,社会也鼓励青少年进行与环保相关的创造。长期不懈教育的结果是民众在保护环境方面形成了良好的修养和自觉行为:不仅注意日常生活中的点滴节约,而且非常爱护大自然,垃圾分类也成为他们的生活习惯。

#### 6.1.2.3 环境规制监督体系

联邦对州环境政策法规实施情况的监督主要依靠法律和司法监督,州对环境政策法规的实施要经过上议院批准。州环境部或环保局除了是环境政策法规的主要实施机构,同时还是主要监督机构。州主要通过审查地方环境执法的决定对地方环境政策的实施进行监督。此外,州还通过环境监测系统对企业直接进行监督。德国从 70 年代开始建立环境监测网络,对水域(包括地下水)、空气、土壤、高速路、物种多样性进行监测、分析、评估,为环境政策的制定提供依据并处理遗



留的环境问题。在德国莱茵河沿岸各州内部，各州环保局都建立了州内的监测系统、早期预警监测系统，主要是为自来水厂提供信息，追踪污染事故和非法排放行为。同时，还对排污许可证申领单位的废水样品进行检测，以决定是否符合排放标准。国际之间、州际之间进行严格监督。对于超标排放的工厂或单位，政府责令其纠正，否则就收回排污许可证和生产许可证，令其停业整顿并予以重罚。另外，德国环境行政管理的监督机制还表现在通过环境信息的公开透明，实行公众、媒体和非政府组织予以监督的机制。

### 6.1.3 德国的环境规制成效

经过各种环境规制手段的结合使用，德国的环境保护取得了很大的成效，主要污染物排放都有了大幅度的减少，见表 6.1：

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
	年	年	年	年	年	年	年	年	年
SO <sub>2</sub>	5321	3996	3307	2945	2473	1994	1405	1127	899
NO <sub>2</sub>	2706	2493	2303	2189	2038	1967	1877	1781	1709
NH <sub>3</sub>	765	673	649	638	639	635	636	626	632
NM VOC	3221	2796	2539	2326	2158	2024	1896	1805	1725
相对于 1990 年排放 (%)									
SO <sub>2</sub>	100	75.1	62.1	55.3	46.5	37.5	26.4	21.2	16.9
NO <sub>2</sub>	100	92.1	85.1	80.9	75.3	72.7	69.4	65.8	63.2
NH <sub>3</sub>	100	88.0	83.4	83.4	83.5	83.0	83.1	81.8	82.6
NM VOC	100	86.8	72.2	72.2	67.0	62.8	58.9	56.0	53.6

数据来源：赵云城等. 挪威、德国环境统计简况[J]. 中国统计, 第 57 页。

除此之外，德国在水、气、声、渣的治理和自然保护等诸多方面均处于世界领先水平，环保产业发展迅速。据统计，德国在环保、能源、建筑、汽车等产业技术开发方面已超过美国，居世界首位；化学、生物医药、生产工艺、航天等领域仅次于美国，居世界第 2 位；信息技术、服务业居世界第 3 位。通过一系列的科技进步措施及有效的经济结构调整，德国已逐步由资源经济过渡到技术型经济。

1960年-1995年,德国的能源利用率提高了31%,水资源利用提高了36%,原材料利用率提高了49%,从而有力地促进了德国生态环境的改善。值得一提的是德国的环保技术产业。据德国环保局统计,目前国际市场上约20%的环保产品来自德国,每年出口价值达到350亿马克;德国现有从事环保工作的企业达到1万家,技术开发实力在全球首屈一指<sup>①</sup>。二氧化硫(SO<sub>2</sub>)、二氧化氮(NO<sub>2</sub>)、氨(NH<sub>3</sub>)和非甲烷挥发性有机化合物(NMVOC)的排放从1990年开始逐年递减,而且递减速度很快。

## 6.2 日本的环境规制

### 6.2.1 统一且集中的公害防治体制

1963年以前,日本公害防治与环境保护工作分散在政府内阁各省进行,但因意见分歧、权限不清、政策法令不统一,各种问题很难解决。1963年在首相府内建立起“公害防治推进体制”,在通产省企业局设置公害对策课。1964年在原生省环境卫生局设置公害课,在政府内设置“公害对策联络会议”,以加强各省之间的联络,研究《公害对策基本法》的修改。1965年在国会内设置“产业公害特别委员会”,在环境领域制订和审核有关法律,设立“公害防止事业团”,作为特殊法人,筹集资金,并向一些为防止公害而迁移的中小企业提供长期低息贷款。但是,这些机构只起审议、协调、建议的作用,没有权威性;再加效率低下,许多事情议而不决,不少法令难以出台。1970年7月28日,日本政府为克服公害防治与环境保护工作中的分散混乱现象,决定建立“中央公害对策本部”,由首相兼任部长。但因该部属临时应急性机构,首相只是挂名,未能起到公害防治作用,年底即被撤消,于1971年7月1日正式成立国家环境厅。

日本环境厅是日本统一管理环境的内阁级权力机构,其最高行政首长是环境厅长官(同时也是内阁大臣)。另外设有两名次官分别管理政务和一般事物,以及顾问。环境厅的组成部门有厅长办公室、计划调整局、自然保护局、大气保护局、水质保护局;局下设课、课下设室。但在计划调整局下专门设有地球环境部和环境保健部。同时,国立环境研究所也是环境厅的组成机构之一。与各局、所平行设置了一个相当于咨询机构的审议会,这些审议会由专家学者、部分退休的中央和地方相关官员、企业及市民代表组成,对重大政策、立法、计划、事件和行为

<sup>①</sup> 数据来源:根据历年《世界经济年鉴》有关数据整理,转引自季杰.德国发展环境保护的举措与实效.上海环境科学,2002.2,109。

提供科学型的审查和咨询。环境厅的任务是：在公害防治方面，制定基本政策、方针、计划和各项标准，组织协调公害防治的管理工作，包括经济的分配工作；在自然保护方面，负责制定与监督执行全国自然保护规划和方案，制定与监督有关法律的执行。该厅出于环保需要，可向内阁提出与中央各部门有关的环保建议，经内阁批准后由各省、地方执行；有权要求内阁各部门向其提供有关环保方面的情报。除了作为主管部门的环境厅以外，厚生省、农林水产省、建设省、通商产业省等省厅也同时分工负责其行政范围内的环保工作。这些环保工作由环境厅进行协调，特别是在协调污染防治经费预算方面。

另外，随着环境厅的设立，各地区也相应地建立公害防治机构，企业也根据有关法令建立相应的公害防治部门，并配备专职人员。日本政府建立的上述公害防治统一集中体制，使环保有关部门和机构职权分明、互相协作，有力地促进了公害的防治工作。

## 6.2.2 公害防治和生态保护的规制体系

### 6.2.2.1 环境规制法律体系

日本从一开始进行环境规制，就非常注重立法的作用。从60年代开始就陆续制定和颁布了有关环境保护、公害防治的法律或法令多达数十项。这些法律的制定和贯彻实施，对合理利用资源、控制环境污染起了巨大保障作用。

在19世纪中叶前，日本社会以农林水产为中心，各地封建领主为保护山林，曾制定了“禁伐林、禁猎制”等。1873年禁猎制崩溃，制定了《鸟兽狩猎规则》，1895年日本正式制定和公布了《狩猎法》，1911年公布《工厂法》，1931年制定了《国立公园法》等。但当时日本工业化刚起步，对环境的污染和破坏还不太严重，人们的环境意识只是在农林水产业，在工业领域几乎没有。因此，即使制定了《工厂法》，防止污染和公害的规定也没有得到很好的执行。战后，随着经济的恢复和发展，公害事件一再发生，一些地方政府被迫制定了一些防止公害的法律和规定。直到1967年夏国会才通过了第一部全国性的环保法律——《公害对策基本法》。

为了综合治理公害，日本1970年修改了《公害对策基本法》。该法以预防为主，用行政手段有计划地、综合地解决公害问题，明确国家、地方公共团体、企业防止公害发生的责任范围，推进综合的统一的公害对策。但此法在述及生活环

境时明文规定“与产业的协调发展相协调”。1970年12月国会为此对该法进行了修改。首先，摆正公害对策的位置，明确其目的是“在保护国民健康的同时，保护生活环境”。其次，明确企业、国家、地方公共团体及公民的责任，把企业的责任放在第一位，明文规定企业的活动不能完全自由行动，为防止伴随其活动产生的公害，有责任采取必要的措施。同时，规定公害防止的基本政策，以及应采取的措施，以维持人的健康、完善生活环境，推进综合保护环境。作为对策措施，规定了有害气体和污水排出规则、土地利用以及设施设置规则；在公害严重的地区，规定了公共事业单位须制定防止公害的计划及防治措施。

#### 6.2.2.2 环境规制标准体系

日本的环境标准是公害控制法的一个重要组成部分，由政府加以设定。公害对策基本法第9条第1款，遵循这种环境行政的基本构造指出“政府要针对涉及到大气污染、水质的污染、土壤污染以及噪音的环境上的条件，分别规定在保护人的健康、保全生活环境中希望得到维持的标准”，规定了政府对大气、水、土壤、噪音分别设定环境标准的义务。并且在第4款规定“政府必须努力采取综合性的切实有效的有关公害防止的政策，以确保环境标准”，明确表示了环境标准具有作为公害行政目标值的性质。在设定环境标准的时候，通常是向中央公害对策审议会咨询，得到答复后作出决定，这个咨询程序并未被解释为法律上的要件。标准设定的法律形式并不是政令及其他的法规的形式，而是根据内阁会议决定，以环境厅告示的形式向外部公布。

环境标准分为保护人的健康的标准和为保全生活环境的标准两类。一般来说是从人的健康保护的角度进行设定。例如，大气方面的环境标准就是专门从健康保护的角度出发设定的。内容涉及大气、水和噪音标准，关于土壤污染，已由土壤污染防治法第3条规定了农用地土壤污染对策区域的指定要件，因而没有涉及。有关水质的环境标准，分为河川六种、湖泊四种、海域三种等类型，将各个水域具体地作为那种类型，原则上是委任给都道府县知事的权限（公害政策基本法第9条第2款）。这就要求区域的环境规制者都道府县知事，按照区域的特性切实地进行判断。

环境标准设定的时候，在污染已经有了发展的区域，按年度目标要将污染降低到该标准以下；在将来污染有扩大危险的区域，要把将污染抑制在该标准线以下作为公害行政当前的目标。具体地说，在为达到环境标准的目标而设定排放标

准和对公害发生源进行各种行政指导的同时，还应该进一步地通过都市计划和公害防止事业的实施来求得环境标准的实现。在这个意义上，可以说环境标准是在环境行政中占有“关键”地位的内容。

#### 6.2.2.3 环境规制方法体系

##### 6.2.2.3.1 环境影响评价制度

1997年6月9日，日本国会通过《环境影响评价法》，以确保实施项目适当考虑环境保护。在从事大规模开发项目时，要求经营者评价对环境的影响，听取项目所在地区公共机关和公民的意见，根据这些结果，取得项目的许可证。环境影响评价的范围包括道路、大坝、铁路、机场、电站等，这些项目规模大，对环境可能有显著影响，并由中央政府实施或负责发放许可证。法律按规模列出了评价方法和内容，以确定所建设的项目是否作环境影响报告。环境影响报告的最终报告要提交给有权力的机关，以供在发放许可证的过程中考虑。环境厅可以向有权机关发表对最终报告的意见，如果有必要，权力机关可以要求项目建议者修改最终报告。

##### 6.2.2.3.2 总量控制

通过总量控制解决环境污染问题是从日本开始的。日本在1974年正式引入了总量控制的概念，实行地区排放总量和大型点源排放总量控制，在东京、大阪等高污染区实行更严格的总量标准，在按大气总量进行排污削减的优化分配基础上，选择治理较佳的削减排污方案。1978年日本修改的《水质污染防治法》中明确了水质总量控制制度的地位。水质总量控制的中心内容是依据总量控制标准进行控制，以大城市/大工业区集中的东京湾、伊势湾和濑户内海等大面积封闭型水域作为控制对象，将那些直接或间接地流入这些水域的河流的流域作为指定范围，对危及生活环境的污染项目实行总量控制。目前，日本已有24个地区采用总量控制标准限制二氧化硫的排放量，3个地区实行氮氧化物的总量控制。

##### 6.2.2.3.3 保障措施

为了加强环境保护工作，日本政府主要采用补贴和免除税收的形式对公害防治和环境保护提供资金、技术及人员等各方面的保障。

在资金保障方面，防治污染的环保工程项目，属于非赢利性的社会基础产业。其建设事业的资金投入，除少部分来源于企业的排污费及相关罚款外，其余的大部分来源于各级政府的财政收入。日本各级政府每年从财政预算中，按照一定的

比例向环保事业拨款。由 1970 年的 1142 亿日元增加为 1972 年的 2632 亿日元，到 20 世纪 70 年代末，日本环境厅用于环保的财政预算已近 1000 亿日元，其中 90% 用于防治公害的公用事业，并且这个比例还在逐年增加<sup>①</sup>。针对很多企业污染治理资金不足的状况，为了达到生产设备的合理化和环境治理的目的，政府通过日本开发银行和公害防治事业团（现在的环境事业团）有效利用低息融资这一手段，将分散的中小型工厂集中转移到一个地方进行环境处理。如 1986—1990 年投入的 19100 亿日元中有 14290 亿日元用作一般废弃物处理设施的完善。1989 年 642 亿日元是补助金和产业投资，118 亿日元是贷款金，用于掩埋垃圾和尿粪处理设施的完善。同时，由政府指定的某些环境污染严重、需要采取措施的地区有资格获得地区环境污染控制计划的资助，并可获得比未指定地区更优惠的政府资助。但这些指定地区现有工厂的扩建及新厂的建立都受到限制，并且政府鼓励现有工厂在合适的地区重建厂房。

在技术支持方面，日本深谙依靠科学技术来开发资源，保护环境的道理，相继出台了“绿色行星计划”、“月光计划”、“阳光计划”等一系列保护环境的科学技术政策方针，这些技术主要分为排污控污技术和检测技术两种：在排污控污技术方面，处理废水和排气所需要的技术是于 60 年代后期在政府和私营企业的共同努力下发展起来的。首先，日本政府采取了兼有规划与支持功能的政策，为私营企业控制污染而又不损害其生产活动创造了条件。其次，由政府和私营企业联合发起的技术发展项目使得污染控制装备产业迅速地发展。从某种程度上说，由这个部门带来的正的效应大致能够抵消其他行业为了购买环境污染控制设备所增加的投资而带来的负经济效应。表明促进环境控制装置产业的发展不失为控制污染的有效方法。

此外，日本还注重技术人员的培训。由环境厅领导，日本在 1973 年成立了日本公害研修所，并为地方和各省厅培养了一支防治公害的技术骨干队伍。建立了海外环保志愿人员制度，招聘环保志愿人员，组成“绿色和平协力队”，分赴各发展中国家，其中以亚洲各国为主。

#### 6.2.2.4 环境规制监督体系

建立监测网是日本掌握全国环境状况的基本措施。日本采取统一与分散相结合的方针，使监测工作有声有色。从 1965 年起在全国主要城市建立测定站，以后

---

<sup>①</sup>数据来源：学习时报 2003-07-28。

又逐步形成国家和地方两级监测网。日本的地方监测网有 23600 多个，监测内容包括大气、水质和噪声。他们提供的污染现状直接送中央监视中心，作为国家制定环境标准和公害防治计划的依据。由于工业废料是造成环境污染的重要原因，日本有关部门采用了新的监视系统，利用全球定位系统（GPS）跟踪运送废料的卡车的路径，卡车上装有传感器，对有怀疑的工地不间断地摄取卫星照片来核查土地形状的变化，从而查出那些违法倾倒工业废料的场所。

### 6.2.3 日本的环境规制成效

经过上述政策措施的实施，日本从70年代的“公害大国”也成了世界上治理公害最先进的国家，日趋恶化的环境也很快得到了改善。见表5.2<sup>①</sup>：

表5.2 日本大气污染的变化情况(年平均浓度)

年度	二氧化碳 (ppm)		悬浮颗粒物(mg/m <sup>3</sup> )		光化学污染物 (ppm)		二氧化氮 (ppm)	
	大气 监测站 (1442)	尾气 监测站 (382)	大气 监测站 (1508)	尾气 监测站 (246)	大气 监测站 (1139)	尾气 监测站 (38)	大气 监测站 (15)	尾气 监测站 (20)
1970	0.035	0.042	—	—	—	—	0.022	0.032
1975	0.021	0.044	0.050	0.084	0.054	0.057	0.026	0.040
1980	0.016	0.033	0.042	0.053	0.036	0.027	0.027	0.043
1985	0.014	0.030	0.035	0.048	0.039	0.029	0.024	0.037
1990	0.016	0.032	0.037	0.050	0.042	0.035	0.028	0.041
1995	0.017	0.033	0.034	0.047	0.044	0.033	0.029	0.041
1997	0.017	0.032	0.034	0.046	0.044	0.033	0.029*	0.041*

数据来源：〔日〕财团法人矢野恒太纪念会编：《日本国势图会》，1999/2000年版，第489页。转引自刘昌黎. 90年代日本环境保护浅析[J]. 日本学刊，2002（1），第81页。

日本大气中二氧化碳、二氧化氮、悬浮颗粒物和光化学污染物含量都明显降低了。从国际比较看，日本单位GDP的污染物排放量大都下降到了发达国家中的最低水平。1990年，日本每1000美元GDP的二氧化硫排放量为0.5公斤，只相当于加拿大的1/16、联邦德国的1/11、美国的1/9；二氧化氮排放量为0.8公斤，只相当于加拿大的1/6、美国的1/5、英国的1/4；二氧化碳的排放量为0.57吨，略高于法国的0.49吨和意大利的0.54吨，与美国的1.12吨和加拿大的1.05吨相比，都只相

<sup>①</sup>表中括号内为1997年度的有效监测站数。\*为1996年度测定数值。

当于其一半左右。但进入90年代以来，日本环境改善的步伐不仅明显放慢，而且某些方面还有所退步。如1997年，大气中二氧化碳和悬浮颗粒物的达标率各为95.3%和61.3%，分别低于上年的96.4%和69.8%；汽车尾气中颗粒悬浮物的达标率1997年为32.9%，比上年的42.4%下降了近10个百分点。海域、河流和湖泊的水质达标率分别为74.9%、80.9%和41.0%。其中，河流水质达标率虽然比1980年的67.2%有所提高，但海域和湖泊水质达标率却低于1980年的79.8%和41.6%。

## 6.3 美国的环境规制

### 6.3.1 美国的环境规制体制

美国的环境规制工作先由卫生部门(如公共卫生协会，工业卫生协会及水污染控制协会，空气污染控制协会，自来水厂协会，原子能协会)等单位牵头，指导全国范围内的水质、空气、放射性污染的技术性规制工作。历时半个多世纪后，美国于1970年12月，设立了独立性很强、直接向总统负责的国家环境保护局(EPA)，扩大了环境规制部门的行政权限。从此，由其对全国的环境保护问题进行统一的监督和管理，联邦其他各部在其组织和协调监督下负责本部门的环境规制工作。同时设立环境质量委员会和联邦环境执行官办公室，对各部门间的环境事务进行协调；在地方层面上，由国家环保局在各州设独立的执法部门，一定程度上避免地方政府的干预。同时，在充分认识到环境资源的自然属性基础上，加强流域性环境执法机构的设置，提高执法效率。这样的环境规制机构，可以有效制止环境规制者与环境违规者的合谋寻租现象：一是美国的分权制衡机制，即立法、行政和司法的绝对独立使每个政府官员都没有绝对的终身制；二是其公开的信息传递机制。国会议员对于所有重大问题的立场，都在美国民众的监督之下。美国国会的听证，除了一些外交国防秘密之外，一般都是公开的。而且，它对于各种问题的投票情况也是公开的。就是每一个议员对各种议题，投的是赞成票还是反对票，都不能瞒着他的选民。国会议员们在国会发表的讲话，法律规定美国老百姓都有权向国会索取。另外，整个听证过程都由一个专门的电视频道现场转播。

### 6.3.2 美国的环境规制体系

#### 6.3.2.1 环境规制法律体系

美国的环保法律、法规很多，法律条文很详细，操作性强。美国国会通过的



环保法约 15 个，其中主要有水法等 5 个，其制定目的及主要内容如表 6.3 所示：

表 6.3 美国的主要环境法律法规

法律名称	制定目的	主要内容
水法	为了保护国家水体化学、物理、生物特性；使水生生物有适合其生存的水体环境；去除向水体排放的污染物；最终实行零排放	建立点源排放的最低标准，并提供技术指导；对于排放常规污染物的电源，必须采用最佳常规污染物去除技术；对于非常规污染物的电源，必须采用最佳可行技术；对于新污染源必须采取最佳可行示范控制技术
大气法	为了保护和改善大气环境质量；防止和控制大气污染；保障人类身体健康；并对各州大气污染控制计划提供资助	制定大气环境质量一级、二级标准；建立大气质量控制区域；制定流动源大气污染控制计划；对大气污染控制机构提供大气污染控制计划和管理的资金
有毒物质控制法	对特定化学物质进行测试；在使用、运输、储存、处理、焚烧、填埋过程中进行管理	制定化学物质进入市场的规定和测试要求；对企业、公司使用的现有化学物质定期进行检测
资源保护和回用法	发展固体废弃物管理技术；改进固体废弃物收集、分离、回用方法；对不可回用的残留物进行安全处置；禁止乱倾倒；使有害废物减量	确定有害废弃物的定义；建立有害废弃物从产生到最终处置的管理系统；建立在运输、储存、处理、处置有害废弃物时装置的安全性管理系统；对存放有毒物质、石油制品等有毒有害物质的地下储槽进行管理
环境责任补偿法	对有害物质现场清除提供财政技术资助	建立国家对有毒物质污染环境的紧急处理计划和网络；开拓清除现场污染的资金来源

资料来源：作者根据朱忠，董强. 美国环境保护概况[J]. 上海环境统计科学，2004（5）整理。

#### 6.3.2.1.1 法律的制定

20 世纪 90 年代以来，环境保护局在编制排放限值和标准过程中，特别是提

出排放限值和标准草案后，必须依法征求公众意见，包括举行各种听证会，乃至在各方意见无法取得一致时进行诉讼，由法院做出裁决。例如环境保护局制定出纺织工业的最佳实用技术和最佳经济可行技术排放限值和污染源实施标准，美国编织制造协会对此表示不满，向法院提出诉讼，法院裁决除最佳实用技术外，对于其余要求环境保护局再做进一步的工作。环境保护局最终颁布的排放限值和标准必须载入联邦法规登记才具有法律效力，否则只能是行政管理规定，在法规上无约束力。与此同时，环境保护局必须提出排放限值和标准的编制说明。说明法律依据，行业概况，确定排放限值和标准的技术依据，费用分析，以及其它非水质影响（如空气污染、污泥产生量、能源消耗等）。

#### 6.3.2.1.2 法律的执行

美国在环境法律的执行过程中充分体现了公众的环境权益。这一点从美国的公益诉讼制度中可以看出。美国的公益诉讼制度在美国环境法律中具有重要地位，特别是在维护公民环境权益方面具有不可替代的作用。而环境利益是最典型的公共利益或者社会利益。

《英汉辞海》规定<sup>①</sup>：公益诉讼资格是指“因个人的利益或与案件的结果利害攸关而享有的法定起诉权或资格。”即只要某个事件对公民产生了事实的侵害，他就可以对这个事件进行起诉。这里的公民既可以是个人，也可以是团体，包括企业和州政府。被告可以是排污者，也可以是不能根据法律完成自己职责的环保局或其他拥有环境法执行权的行政机关的非自由裁量行为。只要法院被授权且具有审查原告所提争议的能力，原告就能获得或真正能够获得法院对案件的受理。同时，由于公益诉讼的目的并非损害赔偿，而是督促执法，是一种公益活动。因此，所支付的诉讼费用对于公民来说是一笔额外的负担，公民可能会为此放弃诉讼。为了鼓励公众参与公民诉讼、监督执法，美国《清洁水法》规定，法院对根据公民诉讼条款提起的任何诉讼中做出任何最后判决时，可以裁定由任何占优势或主要占优势的当事人承担诉讼费用（包括律师和专家证人的合理费用），只要法院认为该决定是合适的。根据此项规定，本来应当由原告承担的诉讼费用，法院也可以判决由被告承担。这样，就大大减轻了原告的负担。

#### 6.3.2.2 环境规制方法体系

##### 6.3.2.2.1 进入规制

---

<sup>①</sup>王同亿. 英汉辞海[Z]. 北京: 国防工业出版社, 1987年版, 第5122页。

美国是首先把环境影响评价作为一种法律制度在立法上确定下来的国家。1969年美国《国家环境政策法》把环境影响评价作为联邦政府对环境管理中必须遵守的一项制度。依据该法设立的国家环境质量委员会（Council on Environmental Quality, CEQ）于1978年又制定了《国家环境政策法实施条例》（Regulations for Implementing the Procedural Provisions of the National Environmental Policy Act, 简称CEQ条例），为其提供了可操作的规范性标准和程序。美国环境影响评价的对象是联邦政府的立法建议和其他的对人类环境有重大影响的重大的联邦行动，包括下至项目建设，上至政府决策、立法等广阔内容<sup>①</sup>。按照《国家环境政策法》规定，除了法律另有专门规定和为处理某种紧急事态而采取的措施或依法进行的特殊行为，如环境保护局为保护环境采取的行动，国防和外交方面某些秘密事项等两种情况以外，对人类环境质量有重大影响的每一项建议或立法建议或联邦的重大行动，都要进行环境影响评价。其中，加利福尼亚州的规定更为广泛，在1970年的《环境质量法》中要求对所有建设项目都要作环境影响评价。环境影响评价的内容<sup>②</sup>主要包括三项：（1）包括建议行动在内的各种可供选择的方案。详细说明各种可供选择的方案是环境影响评价的核心内容，它包括建议行动（the proposed action）和替代行动（the alternatives）两类，后者是相对于前者而言的，指可以替代建议行动并实现其预期目的的方案。按照替代方案的性质，它又可分为基本替代方案（primary alternative）、第二替代方案（secondary alternative）和推迟行动三种。基本替代方案指的是以根本不同的方式实现建议行动的目的、可以完全代替建议行动的方案，包括不行动（no action）；第二替代方案是指在不排斥建议行动的前提下，以不同方式实施建议行动；推迟行动是指，当建议行动的环境影响在科学上具有不确定性时，应当谨慎地推迟行动。（2）各种方案可能会影响的环境，这一部分的数据和分析必须与环境影响的程度相称。（3）各种行动方案及其补救措施的环境后果。补救措施是限制、减少、弥补行动的不利环境影响的手段。这一部分的内容应该包括各种行动方案及其补救措施的直接的、间接的环境后果的程度，各种行动方案和补救措施对包括能源在内的自然资源的要求等。由此可见，美国关于环境影响评价的内容规定得十分全面，不仅规定了相应的具体内容，而且还考虑到了不同情况下的具体应对对策，规定了多种可供选择的方案，兼顾原则性与灵活性。CEQ条例对公

<sup>①</sup>参见王曦著：《美国环境法概论》，武汉大学出版社1992年9月版，第221—223页。

<sup>②</sup>参见王曦著：《美国环境法概论》，武汉大学出版社1992年9月版，第223—224页。

众参与的程序也作了详细规定，包括参与阶段、参与范围、参与人员、参与效果以及参与的限制等。如项目审查前不必通知公民，但审查后应通告，一般公开的时间为45-90天；公民可以参与规划过程；规划过程开放，为公众提供信息；公民有机会得到EIA文件；公民可以提交有关项目书面评论；当局或建议者必须对公众意见作出反应；当有较大争议或公众对听证感兴趣时可要求举行听证；公众有权了解作出最后决定的理由；公众可以在参与EIA后不少于30天收到有关信息；公众可以质问EIA的充分性等等。此外，根据《行政程序法》，对环境规制部门的任何行为原则上均得审查，因此，虽然有关环境影响评价的法律没有明文规定司法审查，但实务中如果主事机关在环境影响评价程序中没有依照法律法规进行公众参与程序，造成信息损害或程序损害，或被认为有其他违法现象，有关利害关系人均可依法提起诉讼。

#### 6.3.2.2.2 数量规制

“命令——控制”型直接方法是美国政府一开始便采用的传统的数量规制方法。在此方法下，政府往往不会考虑各个企业减轻污染的费用，而只是简单地通过强制性命令的方式为被规制企业设定其应达到的污染控制目标，并监督企业采取相应措施以达到该目标，从而实现环境监督的目的。在制定“命令——控制”型规制规则时，政府通常采用两种标准来达到控制排污的目的，即行为标准和技术标准：前者指政府确定各个企业可以排放的污染量标准，但允许各个企业自由选择一项合适的技术以达到此目标；后者则要求企业采用相同水平的技术以减少排污量，而所谓的“相同水平”包括“最佳可得技术”、“最实用的可得技术”、“最合理可得控制技术”等。在“命令——控制”型环境监管制度下，只要污染企业没有达到政府为其设定的行为标准或技术标准，就被认为是“违法”。这种方法经过一段时间的使用之后，其弊端逐渐的显露出来，于是，以市场为基础的间接方法被逐渐的采用。这种间接方法可以大致分为两大类：以排污税为基础的制度和可交易的排污许可制度，而且后者在美国的环境规制中更为重要。自20世纪70年代以来，美国逐步建立了一个完善的排污许可证管理体制。在成功地实行了排污许可证管理体制多年之后，美国将排污许可证商品化，创建了排污许可证交易体系。1993年，美国进行了第1宗排污许可证交易。实行排污许可证交易后，企业可通过交易将推行清洁生产、改善末端治理技术等措施节约下来的一部分污染物排放指标有偿转让，从中获取经济收益，从而调动企业治理污染的积极性。

事实证明，在可交易的排污许可制度下，政府无须制定和执行硬性的“行为标准”或“技术标准”，而只要综合各种因素设定一个合理的减排目标，企业就会在自身利益的驱动下，以他们认为最经济的方法来实现减排目标。因此，这种方法成本效益好，灵活性较大，同时还可以降低政府的监管成本，实现资源最优化配置。

#### 6.3.2.3 环境规制监督体系

美国在完善立法监督的同时，还具有非常强大的社会监督体系。20世纪70年代之后，环境规制立法的迅速完善以及在经济生活中的迅速实施，可以看作是经济发展的客观需要。但更重要的，起到了决定性推动作用的，是美国广大民众的自发的各种运动以及社会各个领域专家们在理论和舆论上的强烈要求。美国的环境规制体制考虑公众在制定、执行和强化法规过程中的参与。所有联邦环境法规都要经过公众审核、由公众提出意见，要求美国环境保护局在最后公布法规之前考虑处理公众意见。重要的环境许可也要经过公众审核、由公众以听证会等形式直接向法规制定者提出意见。在这样的规制体制下，美国公众总会利用自己的民主行为，经过一定的历史过程，与原有的利益集团进行激烈的斗争，并最终能够把这种要求诉诸于法律，通过立法来确保自身权益的实现。

由于单个民众的力量毕竟有限，民众往往以有组织的形式来表达呼声和意愿。在美国，非营利性的社会组织在总体上已经成为一个很大的部门，占国内生产总值的6.9%和非农就业人口的7.8%。

社会监督的另外一个重要角色是新闻媒体。人们通过报纸、广播、电视等媒介监督国家司法机关和行政职能部门履行规制职责。普及有关规制的法规，揭露社会上一些违法和违纪的现象，为弱势群体伸张正义。在保护普通民众的权益方面，媒体正起着越来越重要的作用。

### 6.4 主要发达国家环境规制对我国的启示

德国、日本和美国的环境规制体制体系虽因各国的政治体制以及文化背景等各有不同，但有些共性的东西值得我们借鉴：

#### 6.4.1 统一协调的环境规制体制

从对三个国家的考察可以看出，三个国家都形成了统一协调的环境规制体制，环境部门在这个体制中处于核心地位，负责对环境规制工作进行协调。其中，除

了美国以外，德国和日本的环境部门都属于内阁成员，具有很高的地位。并且，各国已经形成了完善的协助制度作为这个统一的环境规制体制的制度保障。其中，以德国最为完备：在德国，行政协助是行政机关的义务。对协助机关的选择，德国行政程序法规定，如果有多数官署需要行政协助时，应尽可能向其隶属同行政系统的最低行政官署请求协助。当行政协助请求被请求机关拒绝时，请求机关认为其理由不充分时由他们的共同有事务管辖权的监督官署就协助义务的有无进行裁决，如果没有共同的职务监督官署，由被请求官署的有事务管辖权的监督官署裁决。日本的环境厅也被赋予协调各省厅的环境规制工作。同时，由于环境厅是总理府的直属机构，就有关问题可以直接与首相对话，环境厅长官也属于内阁大臣，与其他省大臣具有同等的政治参与机会。这样，就为日本环境规制的协助提供了一定的有利条件。美国虽然没有专门的协助机构，但是其独有的分权制衡体制也可以看作是各部门之间的协助机制。从中可以看出，协助制度最大的特点在于使各部门的权责法定化，并通过严格的程序消除责任和义务的真空，也消除了管理上的漏洞。并通过反馈机制在有关部门之间形成监督，从而保证环境规制工作的有序实施。

我国法律关于环境规制部门之间的协助问题仅有零星规定，未能形成制度。因此，我国环境规制历来都是多部门条块分割，各自为政，仅有分工而少有配合，即使少有的配合和协调也因未形成法律机制，随意性太强，使得执法效果大打折扣。因此，有必要改变传统的环境规制体制，吸收国外成熟的经验和制度。而行政协助制度有其它制度无可比拟的优点，尤其适合与我国现有的环境规制体制。在环境与资源保护过程中强化行政协助，提高环境行政管理的效率，可以说是一种现实而有效的选择。

#### 6.4.2 完善的环境规制体系

##### 6.4.2.1 环境规制法律体系

相关法律的制定成为政府实行规制的首要前提条件。在这些相关法律中要规定执行机构的独立性及其职责，规定规制的对象，以及对相关违法行为的处理方式。经过几十年的累积过程，发达国家拥有了一个涉及面广、数量大、而且非常高效的规制法律体系。这些恰恰是我们目前所欠缺的：一方面，由于我国对于依法治国理念的提出本身不是很早，缺乏与市场经济体制发展相适应的法律建设，

这使得规制法规作为其中的一个组成部分虽然在近年来得到了一定的完善，但是仍然与经济生活的需求相距甚远；另一方面，由于缺少依法规制的观念，也由于长期的行政长官做主的思想在作祟，我国有关规制政策的制定和执行缺乏稳定和持续性，随意性强。因此，我们应该借鉴西方国家依法规制的理念：任何一项规制在其成立之前，都要经过立法机关的充分讨论，并且通过立法的形式确认下来。这既可以避免随意规制的盲目性，也更有利于在执行规制的过程中通过法律来对执行机构本身进行监督。

环境规制法律体系中环境规制标准占有很重要的地位：环境规制标准是制定环境法律的依据，也依靠法律来促进实施。美国环境标准制定、颁布、实施，其立足点是以法治环境。美国的环境规制标准，实际就是生产、生活必须履行的规划。这种技术含量高的环境法规，占了美国整个环境法规相当大的比例。在美国环境法律中，违反排放标准的污染源，就要受到法律处罚，处罚方式为：一是行政处罚，主要针对轻微违法行为，有责令改正和罚款（小额）；二是追究民事责任，主要针对违法较重或过期不改者，包括大额罚款和强制执行；三是刑罚，针对严重违法行为，应坐牢和加倍罚款。这些处罚的可操作性很强。日本的环境标准则明确的放在公害控制法当中。当环境规制部门依赖于经济发展水平和科学研究制定或改变了一个标准时，相关法律也要做相应的调整，使经济发展水平、环境保护法规、环境标准、科学技术形成一个有机的整体。

从各国的经验来看，环境规制标准已经是环境法律不可缺少的一个组成部分。而在我国，环境规制标准只是一种技术型标准，这样就不可避免的使规制者和排污企业对它的重视程度打了折扣。

#### 6.4.2.2 环境规制监督体系

德国已经建立了完善的环境规制监督机制，中央对州的监督主要依靠法律和司法监督；州是环境规制的主要监督机构，州对地方的监督采用多种监督方式和手段，包括法律监督、财政监督、司法监督等。此外，为避免地方保护主义，州有直接监督企业环境违法的权责。美国则充分发挥了公众的监督作用——所有联邦法规都要经过公众审核、由公众提出意见。

而在我国，目前由于法律没有对中央与地方的环境规制权益关系做出明确的规范，使得监督缺乏法律依据并且监督标准不清；监督体系尚不完善；缺乏制度化监督程序。这些状况使得中央对地方缺乏有效监督，地方环境执法不力，环境

政策实施机制“软化”的状况时有发生。因此，在调整中央和地方关系时，不能总是在放权收权上做文章，还要在完善监督机制上下功夫。

#### 6.4.3 对公众环境权益的法律保障

各国为保护人类的生命健康，专门设立了环境立法，并为此制定了全面综合性的保护手段和措施，包括各种民法手段和措施。这些立法作为特别法，比普通法上的规定更为进步，主要为：确认某些原来作为无主物的环境要素的所有权；规定某些利用环境要素的行为构成权利滥用及其他民事侵权行为；规定环境民事侵权行为的共同侵权责任不以共同故意为必要条件。如《日本公害健康被害补偿法》规定，每一个排放二氧化硫者都应对二氧化硫所造成的人身伤害承担责任，规定对环境污染损害赔偿民事责任适用无过失责任制度和健康受害补偿制度，扩大公民请求权的范围，并依法建立直接对公害健康受害人的补偿机制，使受害人无需通过诉讼而获得补偿。再如，美国的《清洁空气法》和《联邦水污染控制法》等环境资源法规授权任何公民对任何违反环境资源法规的人或其他法律主体提起民事诉讼，包括司法审查之诉；美国制定法（如《联邦水污染控制法》）用“影响”一词说明经济损失、人身伤害等意外的其它损害影响可以确认，诉讼费用可判给被告。公民环境权的被诉方是一切违反环境法规的污染者和联邦环保局。《清洁空气法》和《清洁水法》规定任何法律实体都可以向法院提起公民诉讼，向法院申请强制令、命令状或撤销环境资源行政行为，其司法审查包括政府大多数具体行政行为以及一些抽象行为，甚至涉及环境资源行政法规章的制定行为。日本规定民众诉讼和机关诉讼的原告可以使法律规定“以选举人资格”或“与自己无法律上的利益资格”提起诉讼。其中，行政诉讼包括：①取消诉讼；②确认无效诉讼；③不作为的行政诉讼；④民众诉讼。另外，还有以法律法规为对象的制度诉讼。

同时，在欧洲的很多其他国家也都在法律中明确了公众及其社会团体权益受到损害时进行维权的具体规定。如瑞士把公共环境损害纳入民事和行政责任的领域，公民和社会团体可以基于实质性和非实质性的影响享有行政起诉权，地方团体可以因其或其成员属于或临近受影响区就可以根据妨害法规则获得行政起诉权；芬兰在有关土地使用和开采的工艺环境诉讼中，该市镇拥有土地的居民根据市镇法都可以对违法行为提起诉讼，无需注明利害关系。

此外，发达国家的环境规制在一定程度上都取得了很大的效果还与各个国家



的各方面支持是分不开的。国家在提供了资金支持、政策支持和技术支持之外，还通过各种方式提高全民的环境意识，动员全社会进行环境监督活动和环境友好活动，这些活动反过来又大大减轻了国家的环境规制难度。这些都是作为环境规制还在发展中的我国来说是有非常重要的借鉴意义的。

## 7 提高环境规制绩效的环境规制改革

### 7.1 改革现有的环境规制体制

#### 7.1.1 变自上而下的规制模式为自下而上的规制模式

中国的环境规制体制自20世纪70年代初起,相继历经了起步、初创、徘徊和发展等阶段,已基本形成目前的自上而下的集权规制模式。这一形成于计划经济时代并与之相适应的规制模式,在历史上曾对中国的环境规制产生过一定积极影响:它避免了大量因市场失灵而导致的环境问题,在经济欠发达时期,较之自由经济付出的环境代价相对较低。然而在市场经济逐步完善的过程中,这一模式存在的诸多弊端也在逐步显现:一是自上而下的规制模式导致规制费用过高,经济低效率,阻碍企业效益的正常发挥,阻碍环保科技水平的提高,助长环保系统的行业不正之风等弊病;二是集行政执行权、自主裁决权、准立法权和准司法权于一身的环境规制机构进行规制的权利空间十分宽大,在对其监管不力的情况下很容易导致过度规制的寻租创租行为盛行,而在需要政府进入并干预规制的某些环境领域,却因无利可图而使行政、执法互相推诿。因此,要对其进行变革,构建适应经济、社会发展需要的自下而上的分权环境规制模式。

变集权规制模式为分权规制模式的环境规制体制是市场经济的高速发展的迫切要求,成为中国环境规制体制未来发展的必然趋势,它要求深化环境规制内部改革:将政府微观经济管理职能从对企业的直接行政管理转向行政规制,不再当“婆婆”,完成“裁判者”的角色转换,执行规制职能。在建设服务型政府的基础上,建立环境规制“大部门”体制,将与环境有关的机构都集中在环境规制部门。同时,健全各部门间的协调与配合,有效解决环境规制中机构设置重复、职能交叉重叠、部门关系不清等问题,提高环境规制效率。

#### 7.1.2 建立跨区域垂直的环境规制体制

众所周知,环境问题具有很强的区域性。这里所指的是自然意义上的区域,而非行政意义上的区域。与此相对,中国长期实行的是以行政区划为单位的环境规制体制,这一体制不仅无法遏制反而导致了环境污染和生态破坏加剧,甚至还孳生出许多腐败问题,严重影响环境规制的正常进行。为解决以上问题,中国必

须重新构建起全新的环境规制体制，即跨区域垂直环境规制体制，并提升环境规制部门的地位。通过对美、日两国环境执法体制构建的分析，对环境问题实行全面、集中、统一的执法是促进环境执法的有效手段和方式（如日本的环境省、美国的国家环保局等）。西方国家公共管理体制改革的经验和进程也说明，环境保护已经成为当代政府最基本的职责之一。OECD的30个成员国（含欧盟15国）中，有29个国家的环保机构都是环境部，也都是内阁成员。多年来，尽管各国政府管理体制不断变革，内阁组成部门不断调整，但环境部的地位不断加强、职能范围也不断扩大，统一管理污染控制、生态保护工作。西方国家的环境管理已经逐渐从专门的、分部门的管理方式发展为积极的、综合的管理方式，把环境保护融于社会经济决策中。因此，要打破现有行政区划的限制，建立跨区域垂直环境规制体制，在环境规制系统内部形成垂直的领导关系和利益关系，并适当集中权力，将与环境资源管理相关的权力尽量从其他部门处抽取出来整合到环境规制部门当中。这需要做到三个统一：首先是决策的统一。统一决策是防止“政出多门”最有效的手段。鉴于环境保护的公共性质，决策只能是由代表国家利益又没有部门色彩的政府主管机构作出；其次是监督的统一。在统一决策的基础上，由代表国家利益又没有部门色彩的政府主管机构统一监督其他政府部门和地方政府执行环境保护法律法规；最后是污染控制和生态保护的统一。由于环境问题的整体性和事关国计民生，污染和生态分而治之的局面应当改变。这样做，一方面可以解决环境的外部性问题，另一方面可以将环境部门与地方政府分离开来，减轻地方政府对环境规制部门的干预，保证环境规制部门环境政策制订和行使的中立性，严格依法办事。在这个垂直环境规制体制下，以生态特点为主要依据划分规制区域。在将环境资源划分到环境规制部门以后，对地方政府则需要通过“绿色GDP”考核以调动其环境规制积极性。

在环境规制中，规制主体越多越分散，规制责任就会越趋于松弛，对环境的保护就越无力；反之，权力越是集中并趋向单一中心，责任就越明确、越统一，责任就越大。由于我国现行环境规制中“统管”机构（即各级环境保护局）和“分管”机构（即依法对规制某类资源进行规制的各级部门）并立体制的存在，环境规制与资源规制相互脱节的现象较为突出。为实现持续发展战略、保证资源的永续利用，各级环境规制机构应当在各大型资源开发企业设置相应级别的派驻机构，实施对其开发利用资源活动的监督规制，并负责协调处理重大环境问题。这种跨

部门垂直派驻机构的设置，可被视为是对跨区域垂直环境规制体制的补充。同时，在环境规制机构中执行“执罚分离”——环境执法与处罚机构分离的规制体制，以避免职权的滥用和腐败的孳生。

## 7.2 完善现有的环境规制体系

### 7.2.1 健全环境规制法律体系

法律是国家进行环境规制的重要手段。法制对国家环境规制具有极其重要的意义，它不仅要求广泛运用法律手段实施环境规制，而且还要求将行政、经济等所有环境规制手段的运用都统统纳入法制的轨道。中国的环境立法虽起步较晚但发展很快，早在上个世纪90年代初就已经基本形成了具有特色的环境法律体系。但立法的空前繁荣并未使环境法制建设得到显著加强，依法实施环境规制的目标仍未实现。因此，要尽快对其进行完善。首先，出台《行政程序法》或《行政程序实施条例》，以加强对环境规制者的监督和约束。如果条件尚不具备，可以先出台一部《行政程序实施条例》。其中除了规定政府行政的一般性程序外，还应当包括环境规制部门在进行环境规制中所遵循的程序，以及公众在参与环境规制、监督时应遵循的程序和违反相关程序所带来的法律责任等。其次，完善环境法律中对企业违规排污的司法审查，即程序法部分，在法律中明确企业违规排污所受到的各种惩罚及程序。在实践中，遇到环境民事纠纷，先进行司法审查，变以行政诉讼为主为以司法诉讼为主。这样，不仅可以提高环境规制者的环境规制积极性，也可以加大企业违规排污的惩罚力度，变外部成本为内部成本，从而提高企业治理污染的积极性。再次，要建立起完善的公众参与制度体系。主要有两方面的内容：其一，明确我国公民的各项环境权益。环境权是基本环境权利和基本环境义务的统一，是指环境法律关系主体就其赖以生存、发展的环境所享有的基本权利和承担的基本义务。因此，首先要在宪法中明确环境权，因为环境权是公众参与或公众权力的最具决定性的因素。从公民环境权这一基本权利出发，可以明确规定公民在有关环境事务方面的知情权，以及参与环境事务的讨论权、建议权等具体权利。在已经形成的权利体系中增加新的权利，把《环境保护法》中的末端参与方式修改为全过程参与方式。在今后的环境立法中使公民的环境权具体化、明晰化，比如公民的日照权、通风权、安宁权、环境监督权、环境知情权、索赔权

等，使公众在维护自己的环境权益时有法可依，能够更好地参与保护环境的行动。当环境规制部门不履行其环境规制的职责和履行职责不当时，公民有权向法院起诉，促使其改正错误并负担赔偿责任。当公民之间的环境权益发生冲突时，则可以通过仲裁、司法或其他程序予以解决，使公民获得一定程度的意思自治权。其二，确保公众参与的可行性。在实体法、程序法和各项环境规制制度中具体规定公众参与环境保护的途径、形式和程序等问题，使公众参与环境保护成为可行和易操作的行为，降低公众参与的门槛。比如说环境监督权，如果没有与之相适应的形式和程序，很容易造成环境规制的混乱，或因没有相应的实现途径而使之流于形式。在此过程中，可以明确公众团体的环境诉讼权益，鼓励公众团体发挥作用。因为公众个人的力量是有限的，在与力量相对强大的环境规制者和排污企业的博弈过程中很容易产生“搭便车”的心理，必须依靠一定的组织形式才能更好地发挥公众参与的作用。组织形式可以是官方的，半官方的和非官方的。其中以社会团体为代表的非官方组织最广泛的公众基础，它不代表特定的利益集团，不受控于任何行政机关，角色中立，可以成为沟通政府决策与民意的纽带，也可以为公众参与环保提供有效的渠道。当务之急是要从法律、制度、舆论宣传等各个方面积极培植、扶持和引导民间环保组织的发展，加强公众参与的组织保障，为公众提供参与渠道和活动空间，充分发挥公众参与的重要作用。首先，要从政策法规上确定其存在的合理性，并给与一定的资金支持。同时，对发挥作用比较好的个人和团体，可以进行一定的奖励。

## 7.2.2 完善环境规制标准体系

### 7.2.2.1 明确环境规制标准的法律地位

标准应该是环境法规的一个组成部分，是环境保护政策的具体体现。因此，要变环境标准为环境技术法规以突出环境标准的重要地位，但是还可以使用原来的标准名称。

### 7.2.2.2 确保各环境标准的适用性和统一性

首先，环境标准的制定要立足现实，增加新标准，扩大涵盖内容。其次，提高修订频率，促进各标准之间协调统一。具体说来：

制订环境标准要充分做好调研工作，全面掌握我国经济发展水平和环保科技水平状况，考虑对周围环境的影响、对人体健康的影响、技术的现实性和经济的

合理性。这样的标准才能宽严适度，技术上可行、经济上能承受、实践中能行得通。同时，根据不同行业、不同区域的技术特性和主要污染因子，按照现行环保法律、法规和政策的要求，制订国家和地方标准，确保在一定时期内与经济发展水平和环境技术水平相适应；制订环境标准时要充分考虑不同地区、不同行业的实际情况，针对不同特点、不同环境容量和环境功能区划要求，制订不同的环境标准，不搞一刀切，切实体现环境标准的分类指导性；制订环境标准要充分考虑环境标准的可操作性和科学性，根据不同标准的不同情况制订中远期规划，及时修正和调整；建立一套科学的环境标准制订规范，在制订环境标准时有科学、规范的依据，减少人为因素的影响。同时要建立一整套的与之相匹配的辅助性、技术性规范，以保障环境标准发挥真正的作用；制订环境标准不仅要依靠技术专家，还应广泛吸取环境标准管理人员、各行业、企业及社会各界的建议和意见，使社会各界直接参与环境标准的制订，主动地接受环境标准，使环境标准具有广泛的社会性和代表性；环境标准是一项技术性非常强的工作，必须加大资金投入，认真做好基础研究工作，保证环境标准质量的提高。此外，在制订的环境标准的形式上，应尽可能与国际有关的环境标准接轨，以适应WTO的需要，遵守通用的国际规则，参与全球经济一体化，积极促进国内的经济建设。

在制订新的国家标准、行业标准的同时进一步加强加快现有行业标准、地方标准的修订工作，并以行业标准和地方标准来替代国家综合排放标准，从而进一步健全和完善我国的环境标准体系，以实现环境标准的完整性、协调性、针对性和实用性。

在新的或修订后的环境标准正式发布之前，应通过媒体先公布标准草案，让公众广泛参与、向社会各界广泛征求意见，以增强环境标准的科学性、实用性和可操作性；这不仅是对环境标准最好的宣传方式，同时也是政府政务公开、体现政府决策的民主性和提高政策透明度的需要。

### 7.2.3 理顺环境规制方法体系

#### 7.2.3.1 在进入规制方面提高环境影响评价的使用范围

可以借鉴美国的经验，在对环境影响评价书内容的要求上，规定应当区别不同情况要求提交相应的基本方案与替代方案，以做到全面考虑，择优而行，随机应变，力争实现环境影响最小化，成本最小化，利益最大化。对公众参与的程序、

方式进一步作出明确规定，增强可操作性。如规定环境影响评价文件充分公开（国家规定需要保密的情形除外）；公众参与环境影响评价的全过程；扩展除论证会、听证会之外的公众参与方式；扩展公众参与范围，将政策、环境影响报告表、环境影响登记表列入公众参与范围；明确未按规定执行公众参与规定者的法律责任等等。同时，在每一项政策出台之前都要进行环境影响评价，充分考虑其对环境造成的影响。

### 7.2.3.2 在数量规制方面注重规制方法的改革

#### 7.2.3.2.1 改革现有的规制方法

适当提高排污费标准和罚款数额，使违法者付出沉重代价，扭转违法成本过低的现象，使其环境成本内部化。同时，制定经济激励政策，鼓励企业主动治污，对环保企业、守法企业在各方面给予优惠待遇；实施污染物总量控制制度，根据环境容量或控制目标的要求，在确保实现全国总量控制目标的前提下，综合考虑各地环境质量状况、环境容量、排放基数、经济发展水平和削减能力以及各污染防治专项规划的要求，对东、中、西部地区实行区别对待。

#### 7.2.3.2.2 补充新的可行的规制方法

首先，借鉴发达国家的经验推行可交易的排污权交易制度，并积极利用环境责任保险、信贷担保等激励工具，提高企业环境治理的积极性。其次，在现有资源税的基础上，扩大征收范围：开征环境税、森林资源税、渔业资源税、燃料税、碳税等税种。并在全国范围内征收环境税，征收的环境税包括：燃料税、能源调节税、水污染税、地下水税、废物税、垃圾税、噪音税、超额粪便税、狗税，对出了名的高污染、高危险企业征收惩罚性税收等。再次，对减污积极的企业可以采取财政补贴、税（费）收政策、价格政策、低息（贴息）贷款、押金返还、公益基金、购买性支出等环境规制政策。补贴的资金来源按照美国和西欧的经验，一是通过系统效益收费来筹，另一个是征收化石燃料税。

#### 7.2.3.3 注意各种方法的相互配合

在综合运用各种规制政策时要有侧重点，要与制度因素的现状及其变化趋势相适应，要统筹考虑制度成本（实施成本、转换成本、交易成本、信息成本）、社会公平、经济技术发展程度等因素，要瞻前顾后、考量全局的利弊得失，要科学选择最佳组合方案，要注意激励制度的财力、组织保证，注意激励制度的时差、作用方向、运用时机、主次交替组合，确保组合效应最佳。如：财政类制度比投

资类制度的制定时差要长，而作用时差要短，只有配合使用才能有效避免制度时滞现象。不同地区根据不同实际情况，直接方法与间接方法相结合，保证在明晰产权等市场机制运作基础上充分发挥政府环境规制作用，使外部性问题内部化。成本低而市场的交易成本高的情况下，往往适合于直接手段；而在政府的管理成本高而市场的交易成本低的情况下，往往适合于间接手段。由于我国幅员辽阔，地区之间经济条件，技术制度条件均存在较大差异，因此，现阶段，外部制度技术因素既定的情况下，我国的环境规制工具不能全面推广诸如排放许可证、排污税等经济规制工具，而应分不同地区不同行业加以综合运用。在东部经济发达地区，资本技术水平较高，法规制度健全，监管成本不确定性相对较低，企业提高控污效率的能力与可行性较强，因此可以选择性地运用间接方法，同时，用直接方法进行保障。在西部以及经济欠发达地区，由于中小企业比例较大，技术监督水平滞后，还是应以政府统一规定排放标准的直接措施为主，同时严格惩戒力度，切实遏制中小企业只注重眼前利益的偷排滥排现象。

#### 7.2.4 强化环境规制监督体系

##### 7.2.4.1 提高环境监测技术

我国目前在环境监测体系方面存在的主要问题就是监测技术水平落后。因此，要加大力度进行科学技术水平的研究，加大各种监测仪器的技术含量。建立起一套我国环境监测仪器的研发体系，使各生产厂家和科研单位自成一统，克服“有才没财，有财没才”的现状。同时，制定一个中长期发展战略，统筹规划、分工合作，通过宏观指导，使全国的环保仪器开发呈现一种较为透明的机制，这样必将大大改善现在这种无序竞争的状态，进而形成我国自己的监测网络和系统。

##### 7.2.4.2 完善环境检查程序

根据目前存在的对企业检查时提前通知企业有控制，不通知企业又不承认的现实，可以考虑在突击检查过程中充分利用现代化的工具。如，在检查过程中带有摄像机，先不通知企业，在采样之后再行通知。但是要将整个检查取样的过程摄录下来，并在企业内部人员签字确认之前，整个程序尤其是采取样品不脱离摄像机的镜头。这样，既可以避免企业早有防备，也可以防止企业事后不认账。同时，即使发生了纠纷，也可以作为证据。



## 7.3 化解影响环境规制绩效的深层矛盾

### 7.3.1 加快人们观念的转变

在环境规制的改革和建设过程中，要充分重视民族文化和历史传统的影响。因此，在进行环境规制的改革过程中不能照搬照套外国的东西，而是要把我们所特有的、被历史证明是行之有效的东西与国际惯例和通行的准则结合起来。只有这样，才能创建出具有中国特色的环境规制体制和体系。其次，在环境规制改革过程中，要加快人们的观念转变：①对政府官员，要通过加强对各项法律、法规和规章制度的学习，加强廉政建设；同时，通过纪检监察、舆论监督等手段，做到有法必依、违法必究，进而强化其法制观念。②对企业，要增强其道德意识和社会责任意识。③对公众，要通过日常生活的环境宣传及从小进行环境教育树立其危机意识，破除“等、靠、要”的陈旧观念。否则，就会思想麻木、精神懒惰、心理畏难、行动迟缓，结果只能是等不到、靠不住、要不来。

### 7.3.2 加强对各行为主体的激励和约束

#### 7.3.2.1 对规制者建立敬业激励相容的绩效激励制度

##### 7.3.2.1.1 建立“绿色GDP”评估标准

为防止地方政府对环境规制进行干预，并积极配合环境规制的有效途径。用“绿色GDP”代替传统的GDP作为官员政绩考核的标准，同时要强化对扶贫项目的审批，落实环保的一票否决权。将考核结果要作为选拔任用的依据，也要与物质待遇紧密挂钩，做到“一流岗位有一流人才”、“一流业绩享受一流待遇”。该体系的建立有两个主要益处：一是提高各地区环境资源信息数据的丰富度和准确度，方便政府进行科学决策以及便于研究部门掌握翔实资料以进行高水平的科研活动；二是可将其纳入地方政府绩效评价体系之内，在目前情况下相对于绿色GDP更易操作与实行。在考核制度中加大对多元考核指标体系中的各个指标量化的力度，可以考虑由两部分组成：一是环境资源状况评价，包括环境承载力评价、环境资源丰富度评价、脆弱性评价、价值评价、开发利用特性、生态环境影响评价等评价指标。另一个是管理评价，包括生态环境改善程度、环境资源生产力评价、环境资源可持续利用评价等指标。

##### 7.3.2.1.2 确定合理的考核办法

健全和完善规制者绩效考评制度，必须从评估主体多元化入手，在加强环境规制部门内部考评的同时，既要保障专家学者、新闻媒体和社会团体的发言权，也要保障普通社会公众同样有表达看法的机会。这里的必要条件是畅通监督渠道。要积极发挥特邀监督员队伍的作用，注重通过考察、考核和举报、信访等渠道收集监督信息，建立完善的全方位的监督体系。

#### 7.3.2.1.3 实行公平的薪酬机制

就公务员的职业特征和我国目前的财政状况而言，提升环境规制人员薪金和福利待遇在短期内是有难度的，但在横向和纵向上保持其公正和公平（即合理设计薪酬体系）却很有必要并具有很大的可行性。首先，依据综合素质把环境规制者分成若干级别，每一级别都有相应的业绩标准；其次，对各级别的环境规制者都采用“基本薪金+激励奖金”的报酬分配制度。其中，基本薪金是能够维持环境规制者生活的基本工资，各级别的基本薪金可根据规制者的学历、工作经验、结合公务员的平均工资水平等由政府统一决定和发放。同时，按照相应级别的环境规制业绩标准，对超额规制收益部分按一定的比例系数发放激励奖金。依据新方案低级别的环境规制者由于有激励奖金系数和提高级别的可能性，因此可充分调动了低级别环境规制者的工作积极性；而对于高级别的环境规制者激励，由于给予其的激励奖金系数较高，因此也可以调动其规制积极性；最后，根据业绩标准对环境规制人员进行严格的年度考核，并依据年度考核的情况，对规制者的级别采取升降制度——即年度考核合格的规制者可以提高级别，而年度考核不合格的规制者，则降低级别或者解聘。这种“能上能下”的制约规定，既能稳定环境规制者队伍，又能激励他们的工作热情，使他们不断向更高的目标迈进。

此外，还要按照考核结果，建立各部门官员“能上”也“能下”，“能进”也“能出”的竞争机制。首先，要通过舆论宣传、教育引导使公务员正确认识和对待职务的升降，为干部“能下”、“能出”创造良好的社会环境。对地方政府和环境规制部门的领导干部任用要逐步实行任期制；对部分专业性较强的领导职务试行聘用制。同时要逐步建立领导干部引咎辞职、责令辞职制度。

#### 7.3.2.2 积极发展非政府组织（NGO）

公众发挥监督作用可采取个人和组织两种形式。公众个人的力量是有限的，在与力量相对强大的环境规制者和排污企业的博弈过程中很容易产生“搭便车”的心理。必须依靠一定的组织形式才能更好地发挥公众参与的作用，组织形式可

以是官方的，半官方的和非官方的。其中以社会团体为代表的非官方组织最广泛的群众基础，它不代表特定的利益集团，不受控于任何行政机关，角色中立，可以成为沟通政府决策与民意的纽带，也可以为公众参与环保提供有效的渠道。一些西方国家公众参与的良好运行是与民间环保组织的发展分不开的。如日本环境保护团体等非政府组织不仅是环境规制机关与社会公众间沟通的有力媒介，而且对环境行政规制系统扩大效能、塑造本身以及决定行政运行程序与规则等方面具有重要影响。德国一些党派和社会团体也参与环保工作。在欧美国家，非政府环境保护组织比比皆是，群众环境保护活动持久不衰，以各种绿色团体或绿党为代表的环境保护社会团体引发了一场“绿色革命”。而从我国目前的状况来看，绝大多数的环保组织是官方或半官方的社会团体和各种学会，如中国科协所属的各个学会、中国环境与发展国际合作委员会等，按照西方标准的纯民间环境保护组织较少，而且规模小，力量不足。这种状况极大地制约了我国公众的环保参与。所以，当务之急是要从法律、制度、舆论宣传等各个方面积极培植、扶持和引导民间环保组织的发展，加强公众参与的组织保障，为公众提供参与渠道和活动空间，充分发挥公众参与的重要作用。首先，要从政策法律上确定其存在的合理性，并给与一定的资金支持。同时，对发挥作用比较好的个人和团体，可以给予一定的奖励。

### 7.3.2.3 为企业减污创造激励和约束条件

#### 7.3.2.3.1 提供减污的技术支持

首先，可以考虑向各单位选派专业技术人员，既可以达到技术支持的目的，也可以顺便起到监督的作用。其次，鼓励企业与科研院所的合作。企业缺乏技术、科研院所缺乏资金，两者合作正好可以互相取长补短。当然，这里要给企业施加一定的压力，因为它要付出一定的经济代价。再次，可以考虑加大对企业污染物的集中处理力度。虽然我国已经有了多处集中处理的点，但是由于种种原因，这些处理点有很多已经承包给个人，这些个人则由于自身利益最大化的考虑，出现与企业一样的偷偷停运的现象。因此，规制部门要考虑收回这些集中处理点，对企业的污染物和废物进行有效的集中处理。

#### 7.3.2.3.2 加重对企业投机行为的惩罚

企业之所以会有投机心理和投机行为的出现，是因为其投机行为被发现之后不会承担太大的损失。因此，加重其投机的损失，尤其是向规制部门和规制人员

行贿的损失，是有效减少其投机行为的一种手段。此外，还可以考虑建立一个企业间互相监督的机制，一个企业对另一个企业检举后，可获得对违规企业惩罚的一部分提成。通过企业间的互相监督和检举，有效的避免企业的偷排和寻租等现象。

### 7.3.3 完善信息传递机制

有效的信息沟通，能够降低公众对排污企业和环境规制部门的监督成本，降低其道德风险发生的概率。

#### 7.3.3.1 建立环境信息披露制度

每一个人都应适宜的获得政府部门掌握的环境信息资料，包括关于他们所在社会危险物质和活动的资料，并有机会参与决策的过程。环境规制部门要定期发布水环境质量、城市空气质量、饮用水水源水质状况、总量控制指标等环境方面的信息。还要公开企业环境污染信息，使公众了解污染物的排放水平，了解污染水平对其造成的潜在危害，并通过各种媒体对排污企业造成压力，充分发挥舆论监督、社会监督、公众监督的作用，会减少环境规制成本。因此，在我国社会主义市场经济制度下，发挥信息技术优势，发挥市场看不见的手的功能，充分利用各种媒体、网络技术，广泛传播环境保护知识，传播各种有害物对环境及人类带来的负面影响，由媒体、公众形成对大规模排放有害物质的有效监督网，争取创造一个由市场来决定环境与发展之间均衡的治理环境的新路子是完全有可能的。各级环境部门确保“12369”环境热线的畅通，及时听取公众对环境问题的监督和诉求，鼓励检举和揭发各种环境违法行为，依法解决环境问题，推进环境保护的社会化进程。

#### 7.3.3.2 实行完全的政务公开制度

在我国完善市场经济体制的深刻社会变革中，由于中国传统文化积淀的历史沉重性——集权和强权制度的历史背景，既需要政府进行规制，更需要对政府进行规制。政府规制行为要公开化，凡未予公开的公务活动，其所作出的决定和处理结果都可认定无效。政府公务活动的公开，将会使政府行政质量得到保证。公开可以防止合谋寻租，能够给政府形成竞争性压力，从而提高政府及工作人员的素质。政务公开的制度安排将有助于提高政府的效率，提高社会对政府的信赖。同时，公开是监督的条件，只有将政府行为的条件、程序和结果等诸项内容公开，

监督才能具有相应的基础。在实行政务公开时，还必须赋予其他社会主体获得政府活动公开的权利，确立民众和其他社会主体知情权的具体内容，并给予知情权的行使以强有力的法律保障。

### 7.3.4 摆脱经济发展水平的制约

#### 7.3.4.1 强化环境规制的资金保障

环境污染的治理是一个浩大的工程，需要大量的资金投入，据预测，中国“十一五”期间环境保护投资需要13750亿元<sup>①</sup>，很明显，这笔巨大的支出单纯依靠政府财政是不可能完成的。因此，在提高国家的环保投入的同时，可以走一条财政投入引导、鼓励多渠道投资的道路。

##### 7.3.4.1.1 发挥财政投入的引导作用

要加大国家的环保投入。投入金额可以参照发达国家70年代的投入水平，即2%左右，见表7.1。投入的资金可以用于对企业的污染进行集中处理，以解决企业自行减污的惰性问题 and 资金问题；可以用作对有助于改善环境的长期基本建设项目进行重点投资，如公路、铁路、上下水道、住宅等。

表7.1 世界其他国家环保费用占GNP的比重 单位：%

国家	美国	英国	法国	日本	德国	瑞典
时期	70年代	70年代	70年代	1972-1975	1971-1975	1974
占GNP比重	2	2.4	1.4	1.8-2.9	1.8-2.1	1.9

资料来源：1998年《中国环境保护投资报告》，第56页。

加大对环境保护的财政投入不仅仅是指加大直接用于污染治理的资金支出，更主要的是要对企业减少污染进行财政支持，这主要包括两个方面：一是对那些着眼于最大限度的节约自然资源，并将排放到环境的污染物数量减到最小的先进科学技术提供资金支持。对于工业企业，可以通过工艺改革，新工艺引进与生产环节优化，加强污染的末端治理；用无毒无害或少毒少害的原料来替代有毒的原料；大力发展环境友好型产品。对于农业生产可通过发展高效、低毒、低残留的生物或化学农药、生物肥料以及生物固氮等技术，控制广大农村的水、大气与土壤的污染；通过优化种植结构，采用防水土流失和荒漠化的新技术成果，有效防

<sup>①</sup> 数据来源：21世纪经济报道。

止人口激增、植被破坏、广种薄收所带来的生态危机。二是对积极治理污染的企业实行税收支持。例如，我国目前规定工业企业节水技改固定设备投资的40%可抵扣当年新增所得税，以废水为原料生产的产品可五年减免所得税。这项政策可大大调动企业保护水资源，进行水污染治理的积极性。类似的，还可以实行环保退税政策，对那些有利于环境保护的产品或服务，或者在环境污染治理上取得明显效果的企业进行税收支持。在这种政策的鼓励下，企业开发环保产业、创办环保服务企业的积极性将大大提高。这些做法从表面上看国家减少了退还部分的税收收入，而实际上是一种间接的放大的环境保护投入。因为绿色环保产业的发展，一是促进了环境建设，二是大大增加了经济发展的实力。另外，环保退税制度也可大大调动现有企业对环境污染治理的积极性。

#### 7.3.4.1.2 鼓励多渠道投资

鼓励社会资本参与污水、垃圾治理等基础设施的建设和运营；鼓励污染治理产业化，促进专业化集中治污，培育市场化运作机制；除了排污企业自己解决一部分治污资金以外，还可以考虑在环保领域引入民营资本。目前，中国的民营经济得到了迅速发展，其中不乏资金实力雄厚的大企业。从有关部门1998年对全国民营企业百名排序进行的调查可知，当年有41家民营企业的营业收入额和资产额均在5亿元以上。另据有关部门调查，江苏省2003年“50强”民营企业共实现营业收入5876.4亿元，平均每家企业为117.5亿元，其中有22家企业营业收入超过100亿元，有5家企业营业收入超过200亿元，这些企业完全有实力进行大型投资项目建设。在环境保护领域已经有一些民营企业进行资本运作，如上海竹园第一污水处理厂85%的控股方就是一家民营企业。

除此之外，为了补充既存措施，可以考虑导入各种经济手段（有酬收费、污染负荷费、指定收费、税金等）。还可以建立公益基金，在解决好基金规模、来源、使用、分配、管理等问题的基础上，这是一种有效的融资机制。

#### 7.3.4.2 大力发展环保产业

这是解决经济发展与环境保护之间矛盾的有效途径。发展环保产业，应当坚持以市场为导向、以产品为龙头、以科技为先导、以效益为中心、以企业为主体的原则，强化政策导向，推进技术进步，培育规范市场，加强监督管理，逐步建立与社会主义市场经济体制相适应的环保产业宏观调控体系；建立与社会主义市场经济体制相适应的统一开放、竞争有序的环保产业市场体系和运行机制；建立

与现代企业制度相适应的环保企业发展机制，促进环保产业健康发展。具体说来：在市场培育方面，要规范环保产品市场，建立环保产品保护机制，同时加强环境产业行业协会的作用；在完善管理体制方面，要加快建立环保产品质量标准体系，加大对环保产品的质量监督管理力度，加强对环保市场的监督管理，营造环保产业健康发展的市场环境；在融资支持方面，要加强和改善对环保产业的财政、税收以及金融优惠政策的协调，建立环保产业的风险投资机制，开辟多层次、多渠道、多元化的社会融资渠道；在市场监督方面，要逐步建立起环保产品、环保工程、环保设施运营、环保咨询服务等监督管理制度，遏止地方保护和垄断行为，主管部门与环保产品生产和流通尽快脱钩。

## 参 考 文 献

- [1] Anne Shepherd & Christle Bowler. Beyond the Requirements: Improving Public Participation in EIA [J]. Journal of Environmental Planning and Management, 1997, 40(6): 725-738
- [2] Averch, H. and Johnson, L. Behavior of the Firm under Regulatory Constraint. [J]. American Economic Review, 1962, 52(5): 53-69
- [3] Antke and Domas, M. The Public Interest Theory of Regulation: Non - Existence or Misinterpretation [J]. European Journal of Law and Economics, 2003, 15(2): 165-94
- [4] Baron, D. and Besanko. Regulation, A symmetric Information and Auditing [J]. Rand Journal of Economics, 1984, 15(4): 144-170
- [5] Baron, D. and Myerson, R. Regulating a Monopolist with Unknown Costs [J]. Econometrica, 1982, 50(4): 91-130
- [6] Bartik, T. The Effects of Environmental Regulation on Business Location in the United States [J]. Growth and Change, 1988, (19): 22-44
- [7] Becker, G.S. A Theory of Competition among Pressure Groups for Political Influence [J]. Quarterly Journal of Economics, 1983, 98(3): 371-400
- [8] Becker, G.S. Public Policies, Pressure Groups and Dead Weight Costs [J]. Journal of Public Economics, 1985, 28(3): 329-347
- [9] Caillaud, B; Guesnerie, R & Rey, P. Government Intervention in Production and Incentives Theory: A Review of Recent Contributions [J]. Rand Journal of Economics, 1988, 9(1): 11-261
- [10] Carlos Wing--Hung Lo. The Regulatory Style of Environmental Governance in China [J]. Public Administration, Dev. 2000, 20: 305-318
- [11] Cason T N. Seller Incentive Properties of EPA's Emission Trading Auction [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1993, 25(2): 177-195
- [12] Cason T N. An Experimental Investigation of the Seller Incentives in the EPA's Emission Trading Auction [J]. American Economic Review, 1995, 85(4): 905-922
- [13] Cason T N, Plott C R. EPA's new emissions trading mechanism: A laboratory evaluation [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1996, 30(2): 133-160
- [14] Cramton P, Kerr S. Tradeable Carbon Permit Auctions [J]. Energy Policy, 2002, 30: 333-345



- [15]Daris B W.Federalism and Environmental Politics:An Australian Overview[J].  
Environmentalist,1985,5(4):3-11
- [16]Ellig, J.Endogenous Change and Economic Theory of Regulation[J].Journal of  
Regulatory Economics,1991,3(3):265-274
- [17]Fullerton D, Metcalf Cz Environmental Controls, Scarcity Rents, and Pre-existing  
Distortions[J]. Journal of Public Economics, 2001, 80: 249-267
- [18]Gerald ,E. and Carlos W. H. Lo .Preferences for Dealing with Environmental  
Problems:an Empirical Study of Managers in Three Mainland Chinese Cities[J].  
Journal of Environmental Management, 2002,(64):35-46
- [19]Goulder L, Parry I, Williams R, et al. The Cost-effectiveness of Alternative  
Instruments for Environmental Protection in A Second-best Setting[J]. Journal of  
Public Economics, 1999, 72 (3): 329-360
- [20]Jaffe,A, S.Peterson, P.Portney and R.Stavins.Environmental Regulation and the  
Competitiveness of US Manufacturing:What Does the Evidence Tell us?[J].Journal of  
Economic Literature,1995,(33):132-163
- [21]Jordan, W.A. Producer Protection, Prior Market Structure and the Effects of  
Government Regulation[J]. Journal of Law & Economics,1972,15(1):151-176
- [22]Kapoor. Towards Participatory Environmental Management[J]. Journal of  
Environmental Management,2001,63:269-279
- [23]Keeler, T.E.Theories of Regulation and the Deregulation Movement[J].Public  
Choice,1984,44(1):103-145
- [24]Kverdokk. Tradeable CO2 Emmission Distribution As A Jproblem[J]. CSERGE  
GEC Working Paper, 1992(15):92-135
- [25]Kline J J, Menezes F M. A Simple Analysis of the US Emission Permits  
Auctions[J]. Economics Letters, 1999, 65:183-189
- [26]Laffont.The New Economics of Regulation :Ten Years After[J].Econometrica,  
1994,62(3):1507-1371
- [27]Laffont and Martimort, D.Transaction Costs, Institutional Design and the  
Separation of Power[A]. European Economic Review,1998,42(3):673-684
- [28]Laffont and Tirole,J.The Politics of Government Decision-making: A Theory of  
Regulatory Capture[J].Quarterly Journal of Economics,1991,106(4):89-127
- [29]Laffont and Tirole J. Pollution Permits and Compliance Strategies[J]. Journal of  
Public Economics, 1996, 62(1-2): 85-125

- [30]Laffont,J.and Tirole,J. Using Cost Observation to Regulate Firms[J].The Journal of Political Economy,1986,94(3):16-141
- [31]Levine, M.E. Revisionism Revised: Airline Deregulation and Public Interest[J]. Law and Contemporary Problems,1981,44(1):179-195
- [32]Lewis,T.and Sappington,D. Countervailing Incentives in Agency Problems[J].Journal of Economic Theory,1989,49(2):1294-1313
- [33]Loeb, M and Magat,W. A Decentralized Method for Utility Regulation[J].Journal of Law and Economics,1979,22(2):399-404
- [34]Lopez,R. The Environment as a Factor of Production: The Effects of Economic Growth and Trade Liberalization[J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1994(27):63-184
- [35]Luken and Fraas. The US Regulatory Analysis Framework: A View[J]. Oxford Review of Economic Policy, 1993(4):96-106
- [36]Maggi and Clare. On Countervailing Incentives[J].Journal of Economic Theory,1995,61(1):1238-1263
- [37]Markusen, Morey and Olewiler.Environmental Policy When Market Structure and Plant Locations are Endogenous[J].Journal of environmental Economics and Management, 1993,(24):69-86
- [38]Markusen, Morey and Olewiler.Competition in Regional Environmental Policies When Plant Locations are Endogenous[J].Journal of Public Economics, 1995,56(1):55-77
- [39]Mc Chesney.Rent Extraction and Rent Creation in the Economic Theory of Regulation[J]. Journal of Legal Studies,1987,16(1):101-118
- [40]Mc Chesney, F.S.D. Money for Nothing: Politicians, Rent Extraction, and Political Extortion[M].Cam- bridge, Harvard University Press,1997:156-178
- [41]McConnell, V.and R.Schwab. The Impact of Environmental Regulation on Industry Location Decisions: The Motor Vehicle Industry[J].Land Economics,1990,(66):67-81
- [42]McGuire, M. C. Regulation, Factor Rewards and International Trade[J]. Journal of Public Economics, 1982(17):335-354
- [43] Michael Benarroch and Henry Thille. Transboundary And the Gains From Trade[J]. Journal of International Economics, 2001(55):139-159
- [44]Milkman S R, Prince R. Firm Incentives to Promote Technological Change in Pollution Control[J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1989, 17: 247-265

- [45]Motta and Thisse.Does Environmental Dumping Lead to Delocation?[J].European Economic Review,1994,(38):563-576
- [46]Olson, M., Jr. The Logic of Collective Action [D]. Cambridge, Harvard University Press,1965
- [47]Pashigan,B.P.The Effects of Environmental Regulation on Optimal Plant Size and Factor Share[J].Journal of Law and Environment,1984,(57):1-17
- [48]Pehzman,S. Toward a More General Theory of Regulation[J].Journal of Law and Economcs,1976,19(2):211-241
- [49]Peltzman,S. The Economic Theory of Regulation after a Decade of Deregulation[J]. Brookings Papers,Microeconomics,1989,(Special Issue):1-59
- [50]Porter, M. E. and vander Linde, C. Toward a New Conception of the Environment Competitiveness Relationship [J].The Journal of Economic Perspectives, 1995a,9:97-118
- [51]Porter, M. E. and C. Vander Linde.Green and Competitiveness: Ending the Stalemate [ J ].Harvard Business Review, 1995b,73 (5) :120-134
- [52]Posner, R. A. Theories of Economic Regulation[J]. Bell Journal of Economics & Management Science,1974,5(2):335-358
- [53]Porter and Linde.Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship[J]. Journal of Economic Perspectives, 1995,9(4):97-118
- [54]Ramsey,F.A Contribution to the Theory of Taxation1[J].The Economic Journal, 1927, 37: 147-161
- [55]Stefan, S. and Terje, S .The Link Between 'Green' and Economic Success: Environmental Management as Crucial Trigger between Environmental and Economic Performance[J].Journal of Environmental Management,2002, 65(4):339-346
- [56]Stelzer, I. M. A Conservative Case for Regulation[J]. The Public Interest, 1997, summer:85-97
- [57]Stigler, G.J.The Theory of Economic Regulation[J].Bell Journal of Economics & Management Science,1971,2(1):3-21
- [58]Stigler, G.J. and Friedland, C. What Can Regulators Regulate: The Case of Electricity[J].Journal of Law and Economics,1962,5(10):1-16
- [59]Van Dyke B. Emissions Trading to Reduce Acid Deposition[J]. Yale Law Journal, 1991, 100: 2707-2726
- [60] [美]鲍莫尔等. 环境经济理论与政策设计[M]. 北京: 经济科学出版社, 2003

- [61][美]伯特尼等. 环境保护的公共政策[M]. 上海: 上海三联书店, 2004
- [62]常杪, 任勇. 日本环境管理体制[J/OL]. WWW.Chinacitywater.org
- [63]陈富良. 规制机制设计在环境政策中的应用评述[J]. 江西财经大学学报, 2005 (1): 5-8
- [64] 陈富良. 政府规制中的公共利益理论与部门利益理论[J]. 北京市财贸管理干部学院学报, 2000 (9): 48-49
- [65]陈杰. 论环境保护的制度激励[J]. 中国环保产业, 2004 (2): 9-11
- [66]陈素兰, 刘建琳. 环境标准实施中的若干问题[J]. 中国环境监测, 2001(6): 10-11
- [67]程启智. 国外社会性管制理论述评[J]. 经济学动态, 2002(2): 5-7
- [68]戴启秀, 王志强. 21世纪德国环保发展纲要及新政策[J]. 德国研究, 2001 (1): 47-50
- [69]但德忠. 我国环境监测技术的现状与发展[J]. 中国测试技术, 2005 (9): 1-5
- [70]邓扬. 刍议我国环境监督管理体制[J/OL]. 中国生态环境网, 2006. 5. 12
- [71]丁美东. 政府规制失效及其优化[J]. 当代财经, 2001 (8): 17-20
- [72]杜传忠. 激励规制: 规制经济学的最新发展[J]. 聊城大学学报, 2002 (4): 1-4
- [73]杜钢建. 政府能力建设与规制能力评估[J]. 经济学研究, 2000 (2): 54-62
- [74]方先知. 美国国土资源管理的经验与启示[J]. 湖南地质, 2002 (2): 86-91
- [75]凤亚红. 环境规制与企业竞争力关系研究[D]. 硕士学位论文, 西安科技大学, 2004
- [76]高怀友, 刘凤芝, 赵玉杰. 中国农产品产地标准中存在的问题与对策研究[J]. 生态环境, 2004, 13 (4): 691-693, 701
- [77]高鸿业. 西方经济学(微观部分)[M]. 北京: 中国人民大学出版社, 2004
- [78]管瑜珍. 美国可交易的排污许可证制度[J]. 黑龙江省政法干部管理学院学报, 2005 (4): 98-101
- [79]郭磊. 政府在区域环境治理中的博弈分析[D]. 硕士学位论文, 大连理工大学, 2004
- [80]郭明田. 生态环境建设监理机制研究[D]. 硕士学位论文, 重庆大学, 2001
- [81]郭庆, 李佳路. 环境规制中的激励与监督——国外理论研究综述[J]. 环境经济, 2005 (8): 30-32
- [82]国务院新闻办公室. 中国的环境保护(1996—2005)[R/OL]. 2006
- [83]国家环保总局. 全国城市环境管理和综合整治2004年度报告[R/OL]. <http://finance.sina.com.cn>, 2005. 06. 02

- [84]郭岩,张红.环境标准及其在经济建设中的作用[J].城市环境 2002(6):43-44
- [85]韩月乡.规制的成本分析[J].承德民族师专学报,2003(4):16-18
- [86]郝俊英,黄桐城.环境资源产权理论综述[J].经济问题,2004(6):5-7
- [87]侯锐.关于中国农村生态环境意识阶段划分的探讨[D].硕士学位论文,中国社会科学院研究生院,2000
- [88]侯小伏.英国环境管理的公众参与及其对中国的启示[J].中国人口·资源与环境,2004(5):125-129
- [89]黄新华.放松规制与激励规制——新规制经济学的理论主题述评[J].云南民族大学学报,2004(5):46-51
- [90]黄新华.规制的政治经济学分析——新规制经济学的理论主题及其实践意义[J].厦门大学学报,2004(6):29-31
- [91]季杰.德国发展环境保护的举措与实效[J].上海环境科学,2002(2):107-109
- [92]贾念念.不对称信息下的企业激励机制研究[D].硕士学位论文,哈尔滨工程大学,2003
- [93]贾引狮,骆鑫.西部大开发中环境保护的博弈分析与法律制度创新——一种法律经济学观点[J].兰州商学院学报,2005(4):88-92
- [94]简春林.对环境犯罪控制对策的博弈分析[J].井冈山师范学院学报,2004(25):98-100
- [95]姜双林.环境监管渎职的成因及对策[A].中国法学会环境资源法学研究会2006年年会与学术研讨会论文集,2006:1156-1160
- [96]靳军.企业信用行为的博弈分析[D].硕士学位论文,重庆大学,2003
- [97][法]拉丰、马赫蒂摩.激励理论(第一卷)委托——代理模型(中文版).北京:中国人民大学出版社,2002
- [98][法]拉丰.政府采购与规制中的激励理论[M].上海:上海人民出版社,2004
- [99]兰鸿玉,王生兵,宋勇.博弈模型与管理效率中的人力因素[J].商业研究,2000(2):54-55
- [100]雷华.规制经济学理论研究综述[J].当代经济科学,2003(6):84-92
- [101]李华友,肖学智.德国城市生活垃圾管理政策分析[J].环境保护,2003(5):58-61
- [102]李郁芳.政府规制过程的行为主体及其相互关系的理论分析[J].福建论坛,2002(11):24-27
- [103]李艳芳.美国的公民诉讼制度及其启示——关于建立我国公益诉讼制度的借鉴性思考[J].中国人民大学学报,2003(2):122-129
- [104]李宜钊.政府规制的政策目标与政策选择[J].行政与法,2002(11):5-7

- [105]李子田,郝瑞彬,李宏萍. 公众参与环保的有效途径——环境污染有奖举报[J]. 北方环境, 2004 (2): 36-39
- [106]梁江,孙晖. 论美国环境影响评估体系[J]. 规划研究, 2001 (5): 25-28
- [107]廖进球,陈富良. 政府规制俘虏理论与对规制者的规制[J]. 江西财经大学学报, 2001 (5): 10-12
- [108]廖卓玲. 环境资源可持续利用经济激励机制的制度保障[A]. 中国环境保护优秀论文集, 2005: 203-205
- [109]刘昌黎. 90年代日本环境保护浅析[J]. 日本学刊, 2002 (1): 79-92
- [110]刘浪. 公务员的激励与约束机制研究[D]. 硕士学位论文, 电子科技大学, 2004
- [111]刘萍,赵文涛,李茵. 环境监测法律体系浅析[J]. 江西化工, 2005 (4): 65-67
- [112]吕忠梅. 环境权力与权利的重构——论民法与环境法的沟通和协调[J]. 法律科学, 2000 (5): 77-86
- [113]Mary A. Gade and Cynthia A. Faur. 美国环境管理体系中联邦与地方政府角色透视[J]. China Council of International Cooperation and Environmental Development: 3-22
- [114]马娜. 中国与欧盟环境政策比较研究[J]. 上海标准化, 2005 (2): 40-45
- [115]马中,吴建. 论环境保护管理体制的改革与创新[J]. 环境保护, 2004 (3): 13-15
- [116]蒙肖莲,杜宽旗,蔡淑琴. 环境政策问题分析模型研究[J]. 数量经济技术经济研究, 2005 (5): 79-88
- [117]聂蕊. 中美环境标准制度比较[D]. 硕士学位论文, 昆明理工大学, 2005
- [118]彭海珍,任荣明. 国外关于环境管制与竞争力理论研究综述[J]. 经济纵横, 2004 (3): 61-63
- [119]平阳县地税局. 公务员考核制度有效性研究[R/OL]. 平阳财税网, 2005. 12. 01
- [120]屈振辉 周红金. 关于中国环境管理体制改革的若干构想[J]. 河西学院学报, 2006 (6): 29-31
- [121]秦虎. 环境保护的五大理性和非理性困境[J]. 环境经济, 2006 (1): 25-27
- [122]冉学军. 对现用环境标准中存在问题的几点探讨[J]. 环境科学与技术, 2002 (25): 87-89
- [123]任春. 德国的环保[J]. 德国研究, 2004 (3): 44-46
- [124]森彰. 日本环境事业团在环境保护中的作用[J]. 中国环保产业, 2002 (5): 40-42
- [125]邵军峰. 关于中德危害环境犯罪立法的比较研究[J]. 河南社会科学, 2005

- (5): 50-77
- [126]沈满红. 论环境问题的制度根源[J]. 浙江大学学报, 2000 (6): 57-65
- [127]盛晓白. 德国的环保政策和措施[J]. 审计与经济研究, 2000 (4): 51-54
- [128]舒冰. 论我国环境保护中的公众参与制度[J]. 内蒙古环境保护, 2004 (2): 6-9
- [129]宋健敏. 环境政策决定过程中的公共选择[J]. 财经研究, 2003 (8): 22-27
- [130]孙磊. 德国环境行政管理体制及其启示[J/OL]. <http://www.hwcc.com.cn>, 2005. 5. 16
- [131]孙立明, 黄凯兴. 美国城市生活垃圾处理现状及思考[J]. 工业安全与环保, 2004(4): 16-19
- [132]陶爱萍, 刘志迎. 国外政府规制理论研究综述[J]. 经济纵横, 2003 (1): 60-63
- [133]万宝珍. 环境保护与效率优先的博弈分析[J]. 企业经济, 2004 (6): 5-6
- [134]王宝成. 我国公共部门优化激励机制的对策研究[D]. 硕士学位论文, 武汉大学, 2004
- [135]王斌, 张英杰, 孙志和. 环境污染治理的博弈分析[J]. 青岛建筑工程学院学报, 2004 (2): 102-106
- [136]王健. 当代经济规制理论的沿革与发展[J]. 学习与探索, 2000 (4): 1-8
- [137]王立斌, 张霞. 关于我国环境法体系的几点思考[J]. 城市环境, 2002 (5): 27-28
- [138]王科. 论我国环境保护中的政府管制[D]. 硕士学位论文, 吉林大学, 2004
- [139]王萍. 德国的环境保护及其对我国的启示[J]. 世界经济与政治论坛, 2006 (2): 114-116
- [140]王同亿. 英汉辞海[Z]. 北京: 国防工业出版社, 1987. 5122
- [141]王万山. 对我国环境规制主体制度优化的建议[J]. 中国环保产业, 2004 (4): 20-21
- [142]王欣. 我国环境管理体制中的法律问题及其完善[J/OL]. 中国民商法律网, 2006. 04. 30
- [143]王雅丽, 毕乐强. 公共规制经济学 (第二版) [M]. 北京: 清华大学出版社, 2005
- [144]王亚娟, 刘小鹏, 常虹. 生态环境保护中的博弈行为分析与优化措施——以宁夏西海固地区为例[J]. 宁夏大学学报, 2004 (3): 102-106
- [145]魏昌东, 钱小平. 当代中国“寻租型”职务犯罪衍生机理与控制对策[J]. 社会科学, 2006 (1): 132-137

- [146] 韦曙林. 西方政府规制理论与中国规制实践的差异[J]. 江苏商论, 2004(1): 136-138
- [147] 文国, 武勇. 我国生活应用水卫生标准严重滞后[J]. 世界标准信息, 2006(7): 117-118
- [148] 吴向鹏. 规制重构: 转型经济中政府规制改革的现实选择[J]. 河北财经大学学报, 2002(5): 27-33
- [149] 吴巧生, 成金华. 论环境政策工具[J]. 经济评论, 2004(1): 104-109
- [150] 武从斌. 减少部门条块分割, 形成协作机制[J]. 行政与法, 2003(4): 20-22
- [151] 肖兴志, 王萍. 规制研究中的若干理论问题[J]. 上海行政学院学报, 2001(2): 80-86
- [152] 许晓华, 甘峰. 政府规制改革: 目标与挑战——日美两国比较分析[J]. 浙江社会科学, 2001(2): 111-115
- [153] 严镇宇. 权利不对称与路径依赖[D]. 博士学位论文, 吉林大学, 2006
- [154] 杨柏, 岳中志. 非对称信息条件下证券监管者激励机制研究[J]. 经济理论研究, 2006(4): 46-49
- [155] 杨国艳, 吕玉琴. 环境标准实际执行中的存在问题[J]. 污染防治技术, 2005(4): 30-32
- [156] 杨杨, 杜剑. 对环境税的经济学分析[J]. 兰州商学院学报, 2004(5): 25-27
- [157] 姚从容. 产权、环境权与环境产权[J]. 经济师, 2004(2): 20-21
- [158] 易怀德. 论转型时期我国的政府规制[D]. 硕士学位论文, 苏州大学, 2002
- [159] 佚名. 美中环境影响评价制度[J/OL]. [www.zh09.com/Article/flws/200701/201337.html](http://www.zh09.com/Article/flws/200701/201337.html)
- [160] [法]因内思·马可——斯达德勒和J. 大卫·佩雷斯——卡斯特里罗. 信息经济学引论: 激励与和约[M]. 上海: 上海财经大学出版社, 2004
- [161] 于立, 肖兴志. 规制理论发展综述[J]. 财经问题研究, 2001(1): 17-24
- [162] 张红凤. 利益集团规制理论的演进[J/OL]. [www.21our.com](http://www.21our.com), 2006.06.15
- [163] 张化强, 张化锋. 工程监理寻租行为的博弈分析[J]. 山西建筑, 2005(1): 138-139
- [164] 张联, 张玉军. 欧洲等国环保行政管理体制[J]. 世界环境, 2002(5): 43-45
- [165] 张嫚. 规制制度变迁及其对我国经济改革的启示[J]. 东北财经大学学报, 2001(1): 19-22
- [166] 张嫚. 环境规制约束下的企业行为[D]. 博士学位论文, 东北财经大学, 2005
- [167] 张敏. 中国环保产业的现状、趋势与对策[D]. 硕士学位论文, 西南财经大学, 2000



- [168]张维迎. 博弈论与信息经济学[M]. 上海:上海人民出版社, 1996
- [169]张卫国, 黄淼. 西方规制理论发展演进及其启示[J]. 重庆大学学报, 2004 (2): 18-21
- [170]张五常. 经济解释[M]. 北京: 商务印书馆, 2001
- [171]张志仁. 环境税与排污权交易的对比与我国的实践应用的探讨[J]. 环境经济, 2004 (2): 38-40
- [172]张忠华. 政府的规制和规制的政府——现代经济法的制度安排[J]. 黑龙江省政法管理干部学院学报, 2003 (6): 1-4
- [173]赵红. 环境规制的成本收益分析—美国的经验与启示[J]. 山东经济, 2006 (2)
- [174]赵俊. 论我国环境法公众参与制度的缺陷及其完善[J]. 环境科学与技术, 2005 (3): 54-87
- [175]赵明月. 法经济学视角下的反腐败问题[J]. 内蒙古农业大学学报, 2006 (1): 147-149
- [176]赵细康. 环境保护与产业国际竞争力——理论与实证分析[D]. 博士毕业论文, 南开大学, 2002
- [177]赵云城, 李锁强, 胡卫. 挪威、德国环境统计简况[J]. 中国统计: 57
- [178]郑蕊芳. 德国、俄罗斯环境保护考察报告[J]. 环境导报, 2002 (2): 20-21
- [179][日]植草益. 微观规制经济学[M]. 北京: 中国发展出版社, 1996
- [180]职音, 古长具, 常秀瑞等. 环境监测中部分常用环境标准存在问题的探讨[J]. 中国环境监测, 2002 (2): 45-47
- [181]周惠, 许长新. 新规制经济学理论的发展[J]. 经济评论, 2006 (2): 152-158
- [182]周军. 深圳环保产业超常规发展战略[D]. 硕士学位论文, 吉林大学, 2005
- [183]周扬胜, 安华. 美国的环境标准[J]. 环境科学研究, 1997 (1): 57-62
- [184]周耀东. 管制失灵: 成因与治理[J]. 经济体制改革, 2004 (2): 9-13
- [185][英]朱迪·丽丝. 自然资源—分配、经济学与政策[M]. 北京: 商务印书馆, 2005
- [186]朱华杰, 柯晶公. 公共部门员工激励机制原则研究[J]. 当代经理人, 2006 (1): 167-168
- [187]朱其兆. 环境保护标准体系与环境标准的使用[J]. 中国职业技术教育, 2004 (8): 59

## 致 谢

十一月的天气，让人感觉冬天的微凉。在这个收获的季节，我的论文就要完成，心中感慨万千。回首往事，有过“山重水复”的迷茫，也有过“柳暗花明”的欣喜。几番增删，如今终于可以将这篇令自己惶恐的博士文献与我敬爱的导师以及所有爱我的人和我爱的人，心中才有了一丝丝的轻松。但同时，这篇论文的完成也标志着我人生旧历程的结束、新历程的开始，还要面对人生各种新的挑战。

在我写作的过程中，从论文的选题、改题，到论文的结构、内容，都凝结着恩师林木西教授的无数心血。林老师的悉心引领，启发我不断拓展思考问题的空间，逐渐形成了比较清晰的思路。此外，林老师学识渊博、严谨求实、虚怀若谷、德高望重，他的治学和为人之道不断地改变我的人生观、世界观，使我受益终生。所有这些，都是无法用一个“谢”字来表达的。

同时，我还要感谢张桂文老师、栾福茂老师。对于这篇论文，您们在整个架构的安排和内容的丰富上提出了宝贵的意见，使得不断完善。尤其是张桂文老师，您推心置腹的话语我此生难忘。在这里，我要谢谢你们给予我的孜孜不倦的教诲。我还要感谢负责研究生工作的王璐老师，感谢你在这些年为我们做出的默默奉献。

在我写作的日日夜夜，同事们也默默地为我承担了大量的日常工作，尤其是于明老师、韩雪峰老师和蒋红娟老师，你们使我摆脱了繁杂工作的困扰，谢谢你们！

感谢我的家人对我的支持，特别是我的嫂子孟野和老公王宏志。在我写作过程中，是你们一直鼓励着我。同时，在我写作的过程中，默默地承担了所有的家务及繁重的校稿工作。因此，我要说，这个勋章里也有你们的一半。

本文的研究建立在前人大量研究基础上，他们的卓越成果使我得以进一步探索，在此致以诚挚的谢意。在这里还要特别提到的是，在本文写作过程中，由于本人的愚拙与疏忽，大量对本文写作提供借鉴意义的文章的详细情况都已无从考证，这里特别提出歉意，并对这些文章的作者致以最衷心的感谢！

刘研华

二〇〇七年十一月

## 攻读学位期间发表论文以及参加科研情况

### 一、发表论文、出版专著

1. “影响环境规制效率的企业因素分析”，《商业时代》，2007年7月，第一作者。
2. “辽宁旅行社问题及对策浅析”，《创新与发展》，2005年7月，第一作者。
3. “中小旅行社存在的问题及对策浅析”，《基建优化技术与管理》，2004年3月，第一作者。
4. “人力资本产权特性对高校人事制度改革的启示”，《现代教育管理理论与实践指导全书》，2004年5月，第一作者。
5. 《回眸探索历程——国内外老工业基地振兴方略比较》，辽宁人民出版社，04年版，参编。

### 二、科研项目

1. 主持辽宁省社科联项目，编号 2006lnsklktjjx-254-215，“辽宁与沿海省份国有企业比较研究”，（2006—2007年）（5万字），已结题。
2. 主持辽宁省教育厅项目，2005321，“从环境规制的角度看区域可持续发展能力建设”，（2005—2007年）（5万字），正在结题。
3. 主持辽宁省教育厅项目，编号滚 6-1，“完善高校内部管理体制的竞争和激励机制研究”，（2007年-2008年）（5万字），正在结题。
4. 辽宁省教育厅项目，“自然垄断产业规制的新制度经济学研究（A）”，（2004年-2006年）（10万字），核心研究人员，已结题。
5. 辽宁省教育厅项目，204211“辽宁省传统产业改造问题研究”，（2002年-2004年）（7万字），核心研究人员，已结题。
6. 辽宁省教育厅项目，2005262-5，“辽宁高新技术产业发展研究”，（2003年-2005年）（8万字）， 参与人，已结题。



遼寧大學  
LIAONING UNIVERSITY

# 博士学位论文

DOCTORAL DISSERTATION