当代经济学系列丛书
Contemporary Economics Series
主编 陈昕

国家“十二五”重点图书

（第三版）

环境与自然资源经济学

当代经济学教学参考书系

张帆 夏凡 著

格致出版社
上海三联书店
上海人民出版社

当代经济学系列丛书
Contemporary Economics Series
主编 陈昕

X196
J0031.3

（第三版）

环境与自然资源经济学

张帆 夏凡 著

当代经济学教学参考书系

格致出版社
上海三联书店
上海人民出版社

图书在版编目(CIP)数据

环境与自然资源经济学/张帆，夏凡著.—3版.
—上海：格致出版社：上海人民出版社，2015
（当代经济学系列丛书/陈昕.当代经济学教学参考书系）
ISBN 978-7-5432-2576-3

Ⅰ.①环… Ⅱ.①张… ②夏… Ⅲ.①环境经济学 ②自然资源-资源经济学 Ⅳ.①X196 ②F062.1

中国版本图书馆CIP数据核字(2015)第240847号

责任编辑 钱 敏
装帧设计 敬人设计工作室
吕敬人

环境与自然资源经济学(第三版)

张帆 夏凡 著

出 版
格致出版社·上海三联书店·上海人民出版社
(200001 上海福建中路193号 www.ewen.co)
编辑部热线 021-63914988
市场部热线 021-63914081
www.hibooks.cn
格致出版

发 行 上海世纪出版股份有限公司发行中心

印 刷 浙江临安曙光印务有限公司
开 本 787×1092 1/16
印 张 21.25
插 页 3
字 数 430,000
版 次 2016年1月第1版
印 次 2016年1月第1次印刷

ISBN 978-7-5432-2576-3/F·890

定价：48.00元

国家“十二五”重点图书

主编的话

上世纪80年代，为了全面地、系统地反映当代经济学的全貌及其进程，总结与挖掘当代经济学已有的和潜在的成果，展示当代经济学新的发展方向，我们决定出版“当代经济学系列丛书”。

“当代经济学系列丛书”是大型的、高层次的、综合性的经济学术理论丛书。它包括三个子系列：(1)当代经济学文库；(2)当代经济学译库；(3)当代经济学教学参考书系。本丛书在学科领域方面，不仅着眼于各传统经济学科的新成果，更注重经济学前沿学科、边缘学科和综合学科的新成就；在选题的采择上，广泛联系海内外学者，努力开掘学术功力深厚、思想新颖独到、作品水平拔尖的著作。“文库”力求达到中国经济学界当前的最高水平；“译库”翻译当代经济学的名人名著；“教学参考书系”主要出版国内外著名高等院校最新的经济学通用教材。

20多年过去了，本丛书先后出版了200多种著作，在很大程度上推动了中国经济学的现代化和国际标准化。这主要体现在两个方面：一是从研究范围、研究内容、研究方法、分析技术等方面完成了中国经济学从传统向现代的转轨；二是培养了整整一代青年经济学人，如今他们大都成长为中国第一线的经济学家，活跃在国内外的学术舞台上。

为了进一步推动中国经济学的发展，我们将继续引进翻译出版国际上经济学的最新研究成果，加强中国经济学家与世界各国经济学家之间的交流；同时，我们更鼓励中国经济学家创建自己的理论体系，在自主的理论框架内消化和吸收世界上最优秀的理论成果，并把它放到中国经济改革发展的实践中进行筛选和检验，进而寻找属于中国的又面向未来世界的经济制度和经济理论，使中国经济学真正立足于世界经济学之林。

我们渴望经济学家支持我们的追求；我们和经济学家一起瞻望中国经济学的未来。

陆昕

2014年1月1日

第三版前言

本书第三版问世距第一版出版已时隔18年。这18年中，环境问题已受到越来越多的重视，保护环境已成为各级政府和平民百姓的共识。然而，怎么用经济学来观察和分析环境问题，对许多读者而言仍然是一个空白，需要努力学习和探索，这正是本书写作的目的。

本书是一本中级环境经济学教科书，有以下特点：

(1) 本书全面介绍了现代经济学有关环境问题的理论，书中的理论模型是严格建立在现代主流经济学基础上的，涵盖了广泛的内容，有一定的深度。

(2) 本版介绍了现代环境主义伦理观的一些基本观点，这些观点不包括在传统经济学理论中，却给习惯经济学思维的人们以启迪。

(3) 本版增加了一些新鲜的案例，特别是关于中国的案例，我们尽量使这些案例有趣可读。我们在一些章节的开始，增加了一些格言式的富有哲理的引语，例如《狼图腾》中蒙古老人的肺腑之言，形象地点出了各章的主题。

(4) 在习题中我们提出了一些有争议的、挑战性的问题，供读者锻炼自己的思维。

本书对象为研究生、高年级本科生、政策研究人员、对研究有兴趣的政策制定者以及一切感兴趣的读者。本书可用于经济或环境专业硕士研究生、大学本科生课程及短期培训课程。希望完整地掌握经济理论和分析方法的读者需通读全书并完成练习。利用本书进行教学，可以根据教学目的、学生基础和学期长短，选择不同的章节。仅仅希望了解环境经济学的

大略和政策结论、对数学模型不感兴趣的读者，可以跳过画有“*”号的章节。

为了跟上理论和实践的发展，本书第三版做了较大的修改和更新。首先，我们增加了绿色国民收入核算一章（第25章）、3.4节经济学是如何分析社会福利的、9.3节资源替代的可能性、23.3.5节碳排放交易市场以及许多其他内容。第二，我们对案例进行了大规模的更新，使其跟上环境保护实践的最新发展。这包括对北京大气污染控制与雾霾防治、太原排污权交易等原有案例的更新，同时又新增一部分案例，包括我国煤炭资源的浪费、“水十条”、北京碳排放交易市场、中国环保NGO的发展、区域联防联控、互联网＋环保、环境友好的新技术、美国历史上最严厉的清洁能源计划等。第三，我们对习题做了修改和检查，增加了很多习题，并且首次在书的最后公布了全部习题的答案。

本书一些章节的编写参考了一些环境经济学教科书和专著，例如Tietenberg的*Environmental and Natural Resource Economics*，Baumol and Oats的*The Theory of Environmental Policy*，Pearce and Turner的*Economics of Natural Resources and the Environment*，Freeman的*The Measurement of Environmental and Resource Value*等，特此说明并表示感谢。感谢《狼图腾》的作者姜戎。感谢EEPSEA资助张帆参加哈佛大学环境经济和政策分析项目（Environmental Economics & Policy Analysis Workshop），感谢该项目的主任Panayotou教授和其他教授。

感谢第二版合作者李东，感谢张世秋、潘家华、徐静、樊浩峰、尹嘉、秦琦在本书写作过程中直接、间接的支持和帮助。感谢出版社的何元龙先生、忻雁翔女士的指导和帮助，特别是一直参与本书编辑工作的钱敏女士的卓越工作，本书的第三版正是在她的不懈催促下完成的。感谢1996年春季北京大学经济学院我的环境经济学课上的所有同学，他们在课堂讨论和项目设计中提出了很多有趣的想法。张帆感谢妻子李育苹和女儿粒砂的支持。

在本书出版后的18年中，作者收到很多读者的反馈。我们对本书的读者们表示感谢。公布习题答案的决定正是应这些读者的要求做出的。

2015年10月7日

目　录

第一篇　总　　论

003　1　引言:环境、发展与经济学
003　1.1　环境问题的紧迫性
004　1.2　环境恶化的经济原因
005　1.3　环境与发展
006　1.4　经济学分析在环境研究中的作用
007　本章小结
007　习题
008　参考文献

009　2　环境—经济大系统与环境伦理观
009　2.1　环境—经济大系统
011　2.2　环境伦理观与价值论
017　本章小结
017　习题
017　参考文献

019　3　企业与消费者的经济行为
019　3.1　消费者行为
022　3.2　生产者决策
026　3.3　市场供求
027　3.4　社会福利
028　3.5　经济制度
029　本章小结
029　习题

031 参考文献

032 4 环境恶化的经济原因
032 4.1 市场是如何作用的
033 4.2 市场失灵
041 本章小结
041 习题
041 参考文献

042 5 政府的作用与政府失灵
042 5.1 政府在环境保护上的作用
044 5.2 政府失灵
051 本章小结
052 习题
052 参考文献

第二篇 环境评价

055 6 成本效益分析
055 6.1 静态成本—效益分析
059 6.2 动态成本—效益分析
063 *6.3 动态效率的数学推导
065 *6.4 环境变动对福利的影响
073 本章小结
073 习题
074 参考文献

075 7 市场价值法
076 7.1 生产率变动法
078 7.2 疾病成本法和人力资本法
081 7.3 机会成本法
082 7.4 预防性支出法
083 7.5 重置费用法和重新选址成本法
084 7.6 各种市场价值法的选择和应用
085 本章小结
086 习题
090 参考文献

092 8 替代市场价值法和假想市场法

092 8.1 旅行费用法
096 8.2 内涵资产定价法
102 8.3 意愿调查评估法
110 8.4 环境评价方法的选择
111 本章小结
113 习题
114 参考文献

第三篇 自然资源管理

119 9 自然资源:总论
119 9.1 资源的分类:可再生资源和非再生资源
120 *9.2 资源的跨时间有效配置:n 时期模型
123 9.3 资源替代的可能性
124 9.4 非再生资源向可再生替代资源的转移
125 *附录:转换到可再生替代资源的数学推导
127 9.5 向另一种非再生资源的转变
127 9.6 增长的边际开采成本
128 9.7 发现新资源和技术进步
129 本章小结
129 习题
130 参考文献

131 10 非再生资源
131 10.1 非再生资源的分类
133 10.2 非再生资源的开采与霍特林定律
135 10.3 不可回收的可耗竭资源:石油、天然气和煤
144 本章小结
144 习题
145 参考文献

146 11 可再生资源
147 11.1 渔业资源的经济分析
156 11.2 森林资源的经济分析
161 本章小结
162 习题
162 参考文献

164 12 水资源保护
164 12.1 水资源的有效配置
168 12.2 水资源政策
171 12.3 水资源定价
173 12.4 产权和法规对水资源配置的作用
174 本章小结
174 习题
175 参考文献

176 13 生物多样性
177 13.1 生物多样性的减少
178 13.2 为什么要保护生物多样性
179 13.3 物种保护的经济利益和成本
180 13.4 物种保护的措施
182 本章小结
183 习题
183 参考文献

第四篇 污染控制

187 14 污染控制总论
187 14.1 最优外部性
191 14.2 成本有效配置
194 14.3 污染控制的两种思路
195 14.4 责任法与产权
201 本章小结
202 习题
203 参考文献

204 15 直接控制与排污标准
204 15.1 直接控制的特性
205 15.2 排污标准的问题
208 本章小结
209 习题
209 参考文献

210 16 庇古税
210 16.1 庇古税

211 *16.2 最优庇古税的数学推导
212 16.3 用控制成本来确定庇古税
213 *16.4 用控制成本—外部成本法确定最优污染量的数学推导
213 16.5 庇古税的优点
215 16.6 庇古税的缺点
215 16.7 应该由谁付税
219 本章小结
219 习题
220 参考文献

221 17 排污权交易
221 17.1 排污权交易
222 17.2 排污权交易的优点
224 17.3 排污权交易的缺点
227 本章小结
228 习题
229 参考文献

230 18 不确定性和控制手段的选择
230 18.1 确定情况下收费和排污权交易的等同性
231 18.2 社会效益函数不确定情况下排污收费和排污权交易的比较
232 18.3 控制成本不确定情况下排污收费和排污权交易的比较
233 18.4 曲线的斜率与控制手段的选择
236 18.5 控制手段的选择与混合使用
239 本章小结
239 习题
240 参考文献

241 19 不完全竞争和污染控制
241 19.1 企业对产品市场的垄断与庇古税
244 19.2 影响排污费水平的排污者
247 本章小结
247 习题
247 参考文献

248 20 污染控制的设计
248 20.1 污染控制工具的种类
254 20.2 污染控制手段提供的激励机制
255 20.3 污染控制手段的选择标准

256 本章小结
258 习题
259 参考文献

第五篇 环境问题

263 21 环境与贸易
263 21.1 国内环保成本对国际竞争力的影响
265 21.2 外部性的国际传输
270 本章小结
270 习题
271 参考文献

272 22 收入分配与环境
272 22.1 不同收入阶层对环境质量的需求
273 22.2 环境质量消费的两个王国
274 22.3 环保项目效益的分配
276 本章小结
276 习题
277 参考文献

278 23 全球变暖
278 23.1 全球变暖的原因
279 23.2 全球变暖的影响
280 23.3 全球变暖的全球对策
285 本章小结
285 习题
286 参考文献

287 24 环境与可持续发展
287 24.1 经济发展及其影响因素
288 24.2 经济发展和环境保护的关系
290 24.3 可持续发展的基本概念
294 本章小结
294 习题
295 参考文献

297 25 绿色国民收入核算
297 25.1 可持续发展的衡量

298 25.2 环境资源核算的具体方案
299 25.3 经过调整的净储蓄
299 25.4 真实发展指数
301 25.5 我国的环境核算
301 本章小结
302 习题
302 参考文献
303 结束语
304 索引
313 习题答案

案例目录

案例 2.1　中国环保 NGO 的发展 …… 015
案例 4.1　吉林化工厂事故与松花江污染 …… 039
案例 4.2　官煤勾结 …… 040
案例 5.1　水污染问责风暴 …… 049
案例 5.2　圆明园防渗工程环境影响评价 …… 050
案例 7.1　菲律宾帕拉万岛砍伐树木的影响 …… 078
案例 7.2　美国空气污染对健康的影响 …… 079
案例 7.3　美国地狱谷水坝的研究 …… 082
案例 7.4　高压线电磁场对健康的影响 …… 083
案例 7.5　上海自来水厂的重新选址 …… 084
案例 8.1　关于未名湖水质改进的调查 …… 111
案例 10.1　美国政府的石油政策 …… 141
案例 10.2　我国煤炭资源的浪费 …… 142
案例 10.3　用菜油开车 …… 143
案例 11.1　冰岛渔业的可交易配额 …… 156
案例 13.1　沙尘暴的根源 …… 182
案例 14.1　北京的大气污染控制与雾霾防治 …… 199
案例 14.2　“水十条” …… 200
案例 15.1　我国环境保护标准体系的演变 …… 207
案例 15.2　我国的大气和水污染标准 …… 208
案例 16.1　中国的排污收费制度 …… 218
案例 17.1　美国的可交易许可证制度 …… 225
案例 17.2　中国太原的排污权交易 …… 226
案例 19.1　我国的污染大户 …… 246
案例 20.1　环境管理新举措——区域联防联控 …… 256
案例 20.2　互联网＋环境保护 …… 257
案例 23.1　温室气体交易市场 …… 283
案例 23.2　北京碳排放交易 …… 283
案例 23.3　美国历史上最严厉的清洁能源计划 …… 284
案例 24.1　环境友好的新技术 …… 292

第一篇　总　　论

为了详细讨论资源与环境经济学的具体理论和方法，我们需要把一些大关系勾勒清楚，把一些以后常用的概念和模型展示给读者。因此，本篇将阐述环境与经济系统的关系，介绍环境伦理学的基本观点，给出经济学关于企业和消费者行为的基本模型，讨论市场与政府在环境保护中的作用。

▶1

引言:环境、发展与经济学

半亩方塘一鉴开,
天光云影共徘徊。
问渠哪得清如许,
为有源头活水来。

朱熹:《活水亭观书有感》

1.1 环境问题的紧迫性

经济发展依赖环境和自然资源的生产力的支持,同时又对环境质量产生不利的影响,破坏自己赖以生存的基础。如果说历史上相对广大的环境还能够包容人类的活动,那么到了20世纪下半叶,人类的发展已经在全球范围内威胁到人类自身的生存环境。在中国,随着经济的持续高速发展,环境污染已经成为不可忽视的问题。

目前,中国环境状况相当严峻,仍面临着诸多问题和挑战。资源紧缺的矛盾日益突出,生态环境总体恶化的趋势尚未根本扭转,环境治理的任务依然相当艰巨。一些长期积累的环境问题尚未解决,新的环境问题又在不断产生,一些地区环境污染和生态恶化已到了相当严重的程度,须高度警醒。

我国的资源和环境问题表现在:(1)资源约束趋紧。我国石油、天然气、铁矿石、铝土矿、铜、耕地、淡水等战略性资源人均占有量都低于世界平均水平的,整体上人均资源相对不足。全国2/3的城市缺水。(2)环境污染严重。2013年全国74个城市中有71个城市存在不同程度大气超标现象,平均达标天数比例为60.5%,雾霾天气呈现频发性、全国性态势。2013年10大流域中劣五类水质比例占9.0%,地下水超采严重,饮用水安全堪忧。部分地区土壤污染较重,主要污染物是重金属和有机污染物。(3)生态系统退化。森林生态系统总量不足、质量不高,全国森林覆盖率为20.36%。全国近80%以上草原出现不同程度的退化,水土流失面积占国土总面积的37%,沙化土地占国土总面积的18%。矿产开发、乱砍滥伐等造成的生态破坏十分严重。(中新网,2014年)

特别需要一提的是雾霾，一个近几年在中国发现的严重的空气污染问题。雾霾是高密度人口的经济和社会活动排放的超过大气循环能力和承载度的细颗粒物的集聚。“雾霾”成为2013年的年度关键词，这年1月4次雾霾过程笼罩了全国30个省、区、市，其中北京只有5天没有被雾霾笼罩。2014年2月北京又经历了持续7天的雾霾。二氧化碳、氮氧化物和可吸入颗粒物是雾霾的主要组成部分。雾霾对人体健康危害很大，影响最大的是人的呼吸系统，造成呼吸道疾病、脑血管疾病和鼻腔炎症等，不利于儿童成长，成为人类的又一个杀手。（百度百科）雾霾关系到我们每一个人，使我们切身体验到环境保护的重要性。

人类对环境问题的认知、觉醒、反思，全人类在环境问题上达成共识，标志着人类对自身和世界认识的一次进步。如果1972年斯德哥尔摩会议可以算作国际范围内对环境问题反思的正式开始的话，那么，1992年在里约热内卢和1997年在纽约召开的联合国环境与发展会议则标志着国际环境运动时代的到来。关心环境，珍惜环境，爱护环境，已经成为当今世界和当今中国的大势。

1.2 环境恶化的经济原因

环境恶化是人类行为的结果，而人类行为从来都是一把双刃剑。工业革命一方面为人们提供了空前丰富的物质产品，另一方面却生产出同样空前大量的废水、废气、垃圾和噪音。耕地的过度开发造成森林覆盖面积的缩小和湖泊的消失。人们只重视造田增产的粮食，而忽视围湖给子孙后代带来的危害，近年长江的水患也可以部分归咎于几十年来不懈的围湖努力。

环境恶化的经济危害表现在：

过度使用和浪费资源，造成资源短缺。例如，在中国，过去几十年中，由于水价过低，大量生产和生活用水被浪费了。

把相对稀缺的资源用于低收益、不能持续使用的用途而不是高收益的用途。例如，在泰国，高地（up land）适合种植果树和多年生植物，但实际上却经常种植玉米和木薯等低收益的作物。

把适合持续生长的可再生资源一次性开采光。例如，森林被一次性砍伐光，以致不能再生长，成为不毛之地（Dixon，1986，p.14）。

把一种多用途的资源，用于单一用途。例如，森林只用于木材的砍伐。其实森林还可生产非木材产品，起到保持水土，保护生物的多样性的作用，等等，而这些作用都被忽视。

不对资源保护进行投资。例如，由于政策的不适当，在某一时期中造成中国农民的短期行为，不对土地进行投资，而是企图在短期内把土地的收益和创造收益的能力榨取干净。

由于种种经济原因，在经济发展中不注意保护物种，反而破坏物种，以致灭绝物种。

一些企业污染物的超标排放对环境造成了严重的危害。目前，我国二氧化硫年排放总量大大超出了环境自净能力，造成近三分之一的国土酸雨污染严重(《中国环境年鉴》2004 年，第 78 页)。

我国主要污染物(二氧化硫、氮氧化物)单位 GDP 排放强度是发达国家的 8—10 倍。畜禽养殖业污染问题突出，农村生活污染和农药化肥污染呈恶化趋势(《中国环境年鉴》2004 年，第 107 页)。

……

是什么原因造成了以上这些环境危害呢？与自然科学家有所不同，经济学家特别关心环境恶化的原因。经济学家认为，环境恶化的原因可以概括为成本和收益、稀缺和价格、权利和义务、行为和结果的脱节或背离。这种脱节或背离是由于市场失灵或政府失灵或两者的结合。在现行的市场构架和政府政策下，许多资源没有被市场所涵盖。这些资源没有所有权，也没有价格。因此，人们对这些资源的价值漠不关心，满不在乎。其结果是，人们不是通过更有效地利用资源，通过技术革新来增加盈利，而是过度使用不属于自己的资源，把本应自己支付的成本转嫁到别人身上来增加自己的盈利。这里的别人不仅包括我们的邻居，也包括我们的子孙后代。

简言之，环境恶化不是从天而降的，而是人类自作自受。环境恶化可以归结为两大经济原因，市场失灵和政府失灵。环境恶化的治理必须追根寻源。

1.3 环境与发展

在资源有限的前提下，人类生存环境的保护和经济发展之间至少在短期存在矛盾。人类必须对如何在经济发展和环境保护之间分配资源的问题作出取舍、选择。在其中任何一方面增加资源的投入，至少在短期，必然会减少另一方面资源的投入。

对于资金短缺的发展中国家，这一矛盾更加尖锐。环境库兹涅茨曲线(详见本书第 25 章)描述了经济发展和环境保护之间在时间上的关系，在经济发展初期，发展水平较低，环境破坏程度也较低；随着经济的起飞，环境遭到大规模破坏；当经济发展到较高水平时，人们开始注意环境的保护，把更多的资金用于环境保护，环境状况又得到改善。因此，随着经济的不断发展，环境状况经历了“好—坏—好”的过程，把经济发展水平作为横轴，环境恶化作为纵轴，可以得到一条倒 U 形曲线。这就是环境库兹涅茨曲线。

在长期，环境和发展之间并不一定是矛盾的。如果处理得当，环境的改善可能有助于经济的发展，经济的发展则为环境保护提供资金和技术。

经济学家主张最有效地配置资源，使经济发展和环境保护得到协调。因此，经济学家并不主张零污染，因为在大多数情况下，零污染意味零发展。在这一点上，经济学家和纯粹的环境保护主义者的观点有所不同。经济学家的观点还没有被所

有人理解和接受，因而经济学家对此耿耿于怀。本书的目的之一，是向读者解释经济学家对环境保护的观点。同时，环境保护主义者的很多观点也给经济学家以启示，本书也将介绍一些环境保护主义者的观点。然而，经济学仍然是本书的基础。

1.4 经济学分析在环境研究中的作用

现代经济学为环境和自然资源分析提供了一种思想方法和分析工具。这是一种思路独特的、有力的、人类刚刚开始尝试使用的工具。人们常用道德原因解释为什么要保护环境（“破坏环境是不应该的，是有背天理的”），这是一种有力的解释。相对于道德原因来说，经济原因可能是更现实的解释（“保护环境对人类有好处，必须保护环境，不保护危害无穷”）。这一点对说服政策制定者可能尤为重要。经济学首先指出，在环境保护和资源的其他用途之间，资源配置问题上选择、决策的必要性，进而寻找环境恶化的经济原因，最后设计经济机制来减缓以致消除环境的恶化。经济学家说，天上不会掉馅饼，没有免费的午餐，保护环境必须花钱，必须耗费宝贵的资源。这些资源之所以宝贵，是因为它们可以用于其他用途，可以用于经济发展，解决吃饭问题。因此，存在选择的问题和取舍的问题，必须作出决策，最有效地分配资源，使经济发展和环境保护两者相互矛盾的关系，在可能的条件下，得到最好的调和。

经济学为环境和自然资源分析及有关政策的制定提供了系统的分析工具，环境和自然资源这一新的研究对象也使经济分析获得了新的发展空间。例如，对环境和资源的改进或恶化进行的测量或计量就是现代经济学理论的新的应用。由于具有公共产品的特性，或不存在市场，许多自然资源和环境变化的价值本来难以测量。要确定环境污染的程度，首先需要对环境变化的经济价值作出评价。环境经济学发展了社会成本效益分析方法来解决这一问题，为决策者确定使用、保持自然资源的水平，处理环境污染和经济发展的关系，提供了依据。

环境经济学是运用经济学原理研究自然环境的发展和保护的经济学分支学科。环境经济学使用新古典经济学的标准分析方法来研究环境问题。环境经济学是经济学研究领域横向发展渗透的一部分，是经济学研究向自然科学世袭领地的扩展或入侵。环境经济学的研究需要一定的自然科学知识。环境经济学的发展需要经济学家和自然科学家的联合行动。

经济学家对环境问题的关注可以追溯到马尔萨斯（Malthus，1798）、李嘉图（Ricardo，1926）和马克思（Marx，1867）。马尔萨斯指出了经济发展的绝对限度，即人口增长受食物生产增长的限制。李嘉图指出了经济发展的相对限度，即顶级资源被消耗以后，人类不得不消耗次级资源，从而引起成本的上升。马克思则指出经济增长的社会和政治方面的限制。马克思的这些思想被现代环境主义吸收。Pigou（1920）首先区分了私人成本和社会成本，提出对污染者征收的税款必须弥补社会成本的原则。Gray（1914）和 Hotelling（1931）奠定了非再生资源（例如煤炭）

经济分析的基础。Gray 发现使用非再生资源的成本既包括开发成本，还包括使用者成本，即现在开发所牺牲的将来使用的可能性的价值。Hotelling 证明了利率对资源开发决策的重要作用。在这些先驱者的带领下，一批经济学家在 20 世纪中后期致力于环境经济学的研究，使环境经济学在 20 世纪下半期逐步形成主流经济学的一个分支。

环境经济学与更激进的绿色经济学(green economics)不同。绿色经济学拒绝新古典经济学分析方法，而更注重政治经济学分析方法，更强调人类经济与自然环境的关系(Jacobs，1993)。

环境经济学的一个基本观点是，环境和整个经济是不可分的，环境和经济共同属于一个更大的系统，两者之中任何一个的变化都会影响到另一个。每一个经济决策和行为都会影响环境，同样，环境的每一个变化也会影响经济系统的运转。在资源有限的前提下，环境保护和经济发展之间在短期内存在矛盾。人类必须对如何在经济发展和环境保护之间分配资源的问题作出取舍、选择。这是我们在第 2 章要重点阐述的议题。

本章小结

经济发展既依赖环境的支持，又对环境产生不利的影响。随着经济的高速发展，环境污染已成为不容忽视的问题。环境恶化是人类行为的结果。环境恶化的原因可以概括为成本和收益、稀缺和价格、权利和义务、行为和结果的脱节或背离。这种脱节或背离是由于市场失灵或政府失灵或两者的结合。在长期，环境的改善有助于经济的发展，经济的发展则为环境保护提供了资金和技术。现代经济学为环境和自然资源分析提供了一种思想方法和分析工具。经济学首先指出，在环境保护和资源的其他用途之间资源配置问题上选择、决策的必要性，进而寻找环境恶化的经济原因，最后设计经济机制来减缓以致消除环境的恶化。

习题

1. 你认为人类在处理自身和环境的关系时，应当信奉什么样的哲学？在为环境治理寻找理由时，经济原因比道德原因更强有力吗？

2. “在温饱问题还不能解决的情况下，把宝贵的资源用于环境保护过于奢侈。”你同意这种观点吗？为什么？

3. 你认为我国的环境污染问题是由什么原因引起的？其中最主要的是什么？为什么？

4. 你认为以下两种观点哪种更有说服力？为你支持的观点辩护：

“尽管新古典经济学不是专门为解决环境问题而创立的，其原理具有普遍适应性，足以解决目前主要的环境问题。”

“新古典经济学是为了不同的目的而建立的，新古典经济学不足以解决人类面临的全新的环境问题。”

参考文献

Cole, Ken, 1999, *Economy-Environment-Development-Knowledge*, London: Routledge.

Dixon, J.A., L.F.Scura, R.A.Carpenter, and P.B.Sherman, *Economic Analysis of Environmental Impacts*, London: Earthscan, 1986.

Gray, L., 1914, Rent under the Assumption of Exhaustibility, *Quarterly Journal of Economics*, 28, 466—89.

Hotelling, H., 1931, The Economics of Exhaustible Resources, *Journal of Political Economy*, 39, 137—75.

Jacobs, Michael, 1993, *The Green Economy*, Vancouver: University of British Columbia Press.

Malthus, T., 1909, *An Essay on the Principle of Population*, first published in 1798, reprinted by Macmillan, London.

Marx, K., 1867, *Capital*, Vols Ⅰ, Ⅱ and Ⅲ, Lawrence and Wishart, London, reprinted in 1970 and 1972.

Pigou, A.C., 1920, *The Economics of Welfare*, Macmillan, London.

Ricardo, D., 1926, *Principles of Political Economy and Taxation*, London: Everyman.

Turner, R.K., D.Pearce, and I.Bateman, 1994, *Environmental Economics: an Elementary Introduction*, New York: Harvester Wheatsheaf.

王玉庆主编：《环境经济学》，中国环境科学出版社 2002 年版。

新浪博客，2006.3.25。http://blog.sina.com.cn/m/laoba。

《中国环境年鉴》2004 年，中国环境年鉴出版社。

中国新闻网，“发改委：雾霾天气渐严重，呈频发性全国性态势”，http://www.chinanews.com/gn/2014/06-09/6258348.shtml。

▶2

环境—经济大系统与环境伦理观

草原狼确实是草原的清洁工，它们把草原上的牛羊马，旱獭黄羊，野兔野鼠，甚至人的尸体统统处理干净。……万年草原，如此纯净，草原狼功莫大焉。……人和狼在草原生过，活过，战过，死过。来时草原怎样，去时草原还是怎样。……草原人正是通过草原狼达到轻于鸿毛，最后回归大自然的。他们彼此缺一不可，在肉体生命消失后，终于与草原完全融为一体。

姜戎，《狼图腾》

2.1 环境—经济大系统

传统的经济系统模型把整个经济社会看作一个独立的系统，没有特别考虑环境和自然资源的影响。在传统的经济系统模型中，在忽略政府的情况下，有两个基本的行为主体，家庭和厂商。这两个行为主体由产品市场和要素市场连接起来。厂商生产产品和劳务，通过产品市场出售给家庭，家庭向厂商支付货币。另一方面，家庭在要素市场上将土地、劳动和资本等生产要素出售给厂商，厂商向家庭支付货币。这样，整个经济就成为一个由产品和货币作相反流动而联系起来的系统。经济学就是研究人类在这个系统中时而作为生产者时而作为消费者的行为的学问。传统的经济系统模型由图 2.1 表示。

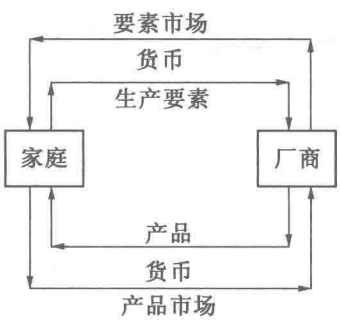


图 2.1 传统的经济系统

现代环境经济学在上述系统的基础上将环境包容进来，把环境看作整个经济—环境大系统的一部分(图 2.2)。环境被看作可以提供各种服务的一种财产(asset)。这种财产的特殊性在于，它提供人类从事经济活动的生存支持系统。同其他财产一样，我们需要防止这一财产的过快折旧，以便为人类提供持续的服务。

环境向经济系统提供：(1)原材料，生产过程将原材料转化为产品最终供消费

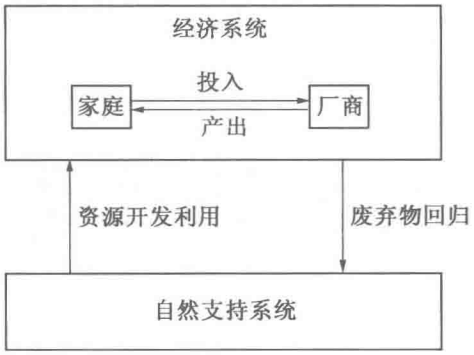


图 2.2　经济—环境大系统

者消费;(2)能源,能源在生产过程中发挥作用。原材料和能源经生产过程和消费最终以废弃物的形式返回自然环境。环境还以各种形式直接向人类提供服务。例如,我们所呼吸的空气,我们观赏自然景色所得到的享受等。自然环境还是人类废弃物的处理场所,人类生产和消费所产生的一部分废弃物可以通过再循环(recycling)重新投入生产和消费。总之,自然环境既是人类生产和生活的基础和条件,也是对人类生产和生活的制约条件。

如果把环境定义得足够大,经济—环境大系统可以看作一个封闭系统。在封闭系统中,没有来自外部的投入,也没有对系统外部的产出。如果我们把环境的定义缩小,例如把环境限制为地球,那么我们的经济—环境大系统就是一个开放系统,它与外部世界进行物质和能量的交换。

经济系统和自然环境的关系受两条物理学定律的约束。热力学第一定律告诉我们,在一个封闭系统中,能量和物质是不能产生或消灭的。根据这一定律,从环境进入经济系统的原材料和能量,或者在经济系统中积聚起来,或者作为废弃物回归到自然环境中。就是说,封闭系统中不管物质以什么形式存在(原材料、产品或废弃物),能量守恒。在系统中,物质的各种形式进行着周而复始的再循环,从一种形式转变为另一种形式,从原料变为产品再变为废弃物,经过大自然的再造,又变为有用之物。

热力学第二定律告诉我们,熵(entropy)在增加。熵是指不工作的能量,也用来表示系统的无序或混乱状态。这一定律意味着,从一种能向另一种能的任何转换都不是完全有效的,能的消费是不可逆的过程。在能量转换过程中,总有一些能量失掉了。因此,如果没有新的能量从外部投入,一个封闭系统最终会耗尽其能量。因为生命需要能量,能量耗尽生命也就停止了。当然,就能源来说,地球并不是封闭系统,地球从太阳得到能量。从长远来说,如果把太阳系看作一个封闭系统,地球的发展受可得到的太阳能的多少的限制。

热力学的两个定律告诉我们,生产和消费产生的废弃物是不可避免的,在这种情况下自然环境作为吸收稀释废弃物并使其再生利用的场所就是必不可少的。由于封闭系统中熵的增加的不可避免,人类必须把经济系统与不断扩大的环境连接起来,形成开放系统,与能量的消耗和生命的终止进行不懈的斗争。

环境—经济大系统的建立,大大开阔了经济学家的眼界,扩大了经济学的研究范围,又一次拓宽了经济学帝国的疆域(几十年以来经济学一直在进行这种扩张,不过其对象主要是其他相对弱小的社会科学领域),也为研究者提供了一个新的视角。同时,这也为我们这本书的展开打下了一个分析的基础。

2.2 环境伦理观与价值论

你觉得黄羊可怜，难道草就不可怜？……草的命最薄最苦。根这么浅，土这么薄。长在地上，跑，跑不了半尺；挪，挪不了三寸；谁都可以踩它、吃它、啃它、糟践它。

姜戎：《狼图腾》

产生于生物学和哲学的旧石器时代的口号“征服自然”，假定自然的存在是为了人类的方便。

Carson(1962)

20世纪下半叶环境问题的紧迫，引发了人类的反思。有关环境的学说像雨后春笋破土而生。这些学说有不同的来源，涉及不同的领域，有着不同的倾向性，但是这些学说的主干是关于环境问题的新伦理学，我们把这些学说概括为环境主义伦理观，或绿色伦理观。

环境主义伦理观在很多方面涉及经济问题，但绝不限于经济问题。环境主义伦理观对以经济效率为主要目标的现代经济学多有批评。环境主义的一些极端流派甚至从根本上否定了现代经济学。与环境主义伦理不同，本书介绍的环境经济学是现代经济学的一个分支，它把现代经济学的基本原理应用于环境和资源问题。环境经济学接受了环境主义伦理学的一些观点，然而基本上是以现代经济学理论为基础的。环境经济学认为，经济学的基本理论在作出一些修改的前提下，可以解释多数环境问题，并提出解决方法。作为一本环境经济学教科书，本书也是以环境经济学的基本理论为基础的。

尽管本书以环境经济学的基本内容为底线，我们仍然愿意在本章对环境主义伦理观作一介绍。尽管有些内容超出了环境经济学的范围，但我们认为，这些观点极具启发性，涉及人类对自然界和人类本身的关系，迫使我们思考与周围环境密切相关的许多基本伦理问题。本章参考了Pepper(1996)的观点。

2.2.1 绿色伦理观

尽管环境主义伦理观流派繁多，其核心观点大体包括了人与自然的关系、对科学技术的看法、对经济的看法和对政府政策的看法。以下是Pepper(1996)概括的传统观点与环境主义伦理观的主要观点的对照。

第一，对自然的看法。

传统观点：人类与自然界是分离的。自然应当为人类服务。人类应该并能够运用自然规律来为自己谋福利。

环境主义：人类是自然界的一部分，人类必须尊重和爱护自然，与自然共处。这是出于自然本身的价值而不是因为自然对我们有用。我们必须遵守自然规律。

第二，对人类的看法。

传统观点：人与人之间的关系是竞争性的。人类社会必须用等级结构组织起来。人在社会中的地位可以用拥有的财产的多少来衡量。理性思维比直觉更可靠。

环境主义：人与人之间的关系是相互合作的。社会等级结构是反自然的、不必要的。精神生活和爱比物质财产更重要。感觉与理性同样重要。

第三，对科学技术的看法。

传统观点：科学技术可以解决环境问题。技术进步决定社会变动。高科技（例如原子能）是进步的标志。我们应当通过分析（把对象分割为各部分）来解决问题。

环境主义：我们不能依赖科技。我们能够按照我们的意愿来改造社会。适当的技术而不是“高”科技是进步的标志。我们应当通过综合（把各部分联系起来组成整体）来解决问题。

第四，对经济活动的看法。

传统观点：生产和消费得越多越好。效率是生产的主要目标。经济增长不会危害环境。长期经济计划是不可能的。贸易使双方受益。大规模生产提高效率。充分就业是最理想的状态。

环境主义：不管是否得到利润，我们都应当生产社会所需要的产品和服务。经济效率应当是以最少的环境消耗生产满足人民需要的产品和服务。不可持续的经济增长是不好的。经济计划的时间范围可以长达几百年（就是说我们可以对未来几百年作出计划）。应当减少国家和地区之间的贸易，各国应当自力更生。小规模、地区性、手工业生产更有效率。人人应当有工作。

第五，对政治的看法。

传统观点：国家是最重要的政治实体。我们可以在不变动的社会—经济—政治制度的情况下解决环境问题。环境主义者想使我们倒退到石器时代，这是不可行的。环境决策应由专家作出。

环境主义：社区是国际社会最重要的组成部分。解决环境问题只有通过社会—经济—政治的全面改革才能成功，必须抛弃我们的工业化生活方式。创造非工业化的、为社区服务的、小规模生产的社会。我们全体都应当参与决策，而不仅仅是专家参与决策。

应当说明，以上关于经济活动的传统观点并不是对现代经济学的准确表述，我们暂且把它看作社会上很多人所持有的观点。我们看到，以上问题都是涉及人与自然、人与人之间关系的根本性问题，是有关世界观、人生观的大问题，是每一个人都应该思考的问题。

环境主义伦理观涉及的首要问题是人与自然的关系问题。这包括人怎样看待自己，怎样看待自然，怎样看待人与自然的关系。污染问题的根源是人的问题，是人类对自然的态度问题。工业革命 300 年以来，随着物质财富的急剧增加，人类对

自然的态度基本上被工具主义和物质主义所垄断。这种态度认为，人与自然是分开的；人是地球上的特殊居民，是高居于自然界之上的天之骄子；人定胜天；科学是人类战胜自然的武器，知识就是力量，人类一旦掌握了科学知识就能够驾驭自然，主宰自然。冷酷的物质主义认为，如果某样东西是好东西，那就越多越好。因此，不管造成多少污染，技术越复杂就越好，经济上只要利润最大化就最好。但是，环境主义者却主张人类是自然界的一部分，山脉、河流和天上的星星就是我们身体的一部分，一个人的灵魂和万物的灵魂是缠绕在一起的。对工具主义和物质主义的否定，就是对一些东方哲学思想（例如“天人合一”）的回归。因此，怎样在思想上认识自己，怎样摆正人与自然的关系，把自己当成自然界的普通的一分子，虚心向自然界的其他成员学习，是解决污染问题的前提。

环境主义伦理观扩大了人类伦理标准的参照系，把人与人之间的伦理标准（例如平等、博爱）应用到：（1）人与自然的关系；（2）不同世代人之间的关系。极端环境主义者认为，既然人类不是高居于自然界之上而是自然界中平等的一员，那么自然界的非人类成员（动物、植物、其他自然物）也应当与人类一样具有生存的权利。这些权利是出于自然物本身，而不是由于它们对人类有用。Nash 曾说过，像人类一样，岩石有其自身的价值（Merchant，1992）。岩石被保护应当由于岩石本身和人类一样是自然界的一分子，而不是由于人类对它感兴趣。

大多数环境主义者认为人类伦理标准应当扩大到当代人与子孙后代之间的关系。当代人留给子孙后代的环境资产应当不少于当代人从前辈手中接受的环境资产。或者说，子孙后代有权希望从前辈手中接受与前辈的前辈交给前辈同样的环境资产。这里的问题是子孙后代现在并不存在，是“隐身人”。而且可能的子孙后代是否能变成现实的子孙后代，取决于今天的政策。如果生育政策收紧，很多可能的子孙后代，可能永远只是可能的。由于子孙后代的假定性，在决定环境决策时，没有人代表他们，而这些决策却可能影响他们的利益。当代人与子孙后代的关系可以看作代际契约，这是当代人之间契约关系的扩展。

既然人类是自然界平等的一员，那么解决环境问题的根本途径是社会—经济—政治制度的改革。很多环境主义者强调分散的、小规模的、地区性的、自给自足的社区对环境保护的作用。因为这样人们才能重新贴近自然，感知自然，尊重和爱护自然。

此外，环境主义可以分为“深绿”和“浅绿”。深度环境主义与浅度环境主义的区别在于，在讨论基本问题之前，深度环境主义拒绝讨论具体的救治技术。他们认为自然界本身对孰好孰坏，如何治理最清楚。Commoner（1972）的“生态学第三定理”说的就是“自然懂得什么最好”这样一个道理。人类对自然系统所作的任何改变都会削弱该系统。因此，深度环境主义主张“无为而治”，他们试图吸收道教、佛教和印度教的思想。为了保护自然，人类的经济活动必须加以限制甚至缩小。不太极端的环境主义者认为，为了保护环境，人类的思维方式和生产方式都需要作某种程度的改变，即找到一些中间道路，既保护了自然环境，又不至于过分限制人类

的经济活动。在自然资源代际转移问题上，深度环境主义者认为全部自然资源必须完整地转移给下一代。一些浅度环境主义者则主张，一些重要的自然资源必须保护起来，并完整地转交给下一代；其他资源可以开发，即保持资本总量不变的前提下，自然资源（或自然资本）与人造的物质资本和人力资本之间可以相互替换。移交给下一代的资本总量不能改变，但其构成可以改变。

2.2.2 环境价值论

与环境伦理观紧密联系的一个问题是价值问题。对价值问题的理论讨论，涉及环境资源是否需要保护的现实问题。如果环境不具有价值，就没有理由保护环境。价值问题是长期反复讨论的问题。对环境价值的理论认知，反映了价值论的不断扩展。

马克思的劳动价值论是在批判地继承了李嘉图等人的古典政治经济学劳动价值论的基础上建立起来的。马克思认为，使用价值是商品的自然属性，是由具体劳动创造的；价值是商品的社会属性，是由抽象劳动创造的。劳动是价值的源泉。马克思指出，如果自然资源“本身不是人类劳动的产品，那么它就不会把任何价值转给产品。它的作用只是形成使用价值，而不形成交换价值，一切未经人的协助就天然存在的生产资料，如土地、风、水、矿脉中的铁、原始森林的树木等，都是这样”（《马克思恩格斯全集》第 23 卷，第 230 页）。

传统主流经济学认为人是自利的，价值是满足人们欲望的能力。价值衡量的是改善环境的主观愿望而不是环境本身的价值。传统经济学认为，价值是由市场供求决定的。商品的需求是由它带给消费者的边际效用决定的，商品的供给是由生产者的边际生产成本决定的。商品供求所形成的均衡价格就是商品的价值。传统经济学的市场交换价值论的自然推理是，没有进入市场的环境资源就没有价值。

环境主义者对以上两种价值论进行了批判，他们认为自然资源是大部分价值的源泉。这种价值不取决于人类对自然资源的使用，也不取决于人类的主观感受和评价。自然资源的价值是客观存在。自然资源具有内在价值，自然资源不是达到某种目的的工具，而是目的本身；自然资源的价值与对它进行评价的人无关。如果人都死光了，自然资源仍然具有价值（O'Neill，1993）。

劳动价值论、现代主流经济学价值论和环境主义价值论实际上揭示了价值的不同层面。劳动价值论讨论的是价值的来源。现代主流经济学的主观价值论和交换价值论实际上说的是价值的表现问题或如何测量价值的问题。环境主义价值观讨论的主要是价值的来源问题，他们认为不仅劳动，整个自然界都是价值的来源。经济价值仅仅是全部价值的一部分，一些学者把这一全部价值称为“初始价值”（primary value），这是支撑经济活动的整个自然系统的价值。这一理论是对传统价值论关于价值来源观点的扩展。环境主义价值观的问题是这一初始价值如何表现，如何被认知，如何被衡量。如果这一价值不依赖于人类的感受，不参与市场交

换，我们如何衡量这一价值。并且，环境经济学在衡量环境价值时，确实遇到了大量这类问题。在寻找衡量环境价值的方法上，环境经济学有所创新。我们将在第二篇详细介绍这方面的内容。

现代环境经济学在现代经济学基本分析工具的基础上，吸收了环境主义价值论的某些成分，形成了若干种环境价值的分类方法。以下例举了其中的一种。

表 2.1　环境价值的构成

环境总经济价值(TEV)				
使用价值(UV)			非使用价值(NUV)	
直接使用价值(DUV)	间接使用价值(IUV)	选择价值(OV)	存在价值(EV)	馈赠价值(BV)

环境总经济价值(total economic value)包括使用价值和非使用价值。环境资源的使用价值(use value)表示的是环境资源被使用时满足使用者需要的功能。使用价值又分为直接使用价值(direct use value)和间接使用价值(indirect use value)。两者的区别在于是否接触环境资源。比如，吃饭提供的使用价值属于直接使用价值，观赏风景所得到的使用价值属于间接使用价值。间接使用价值又包括环境资源的生态功能对经济活动的支持，例如，森林的水土保持功能。选择价值(option value)或期权价值，是消费者为避免未来资源短缺风险而保护未使用资源的支付意愿。同一资源可以在不同时间以不同方式开发利用，提供不同的收益。一旦开发使用，就失去了未来以不同方式使用同一资源的可能性。选择价值是保护资源为未来提供选择自由的价值。例如，保护生物多样性为未来提供的选择价值。

非使用价值(non-use value)是环境资源的内在价值，主要包括环境资源的存在价值(existence value)和馈赠价值(bequest value)，与人类的使用无关。存在价值是在没有使用意图的情况下人类赋予自然的价值。馈赠价值则可能包含未来使用的意图。把环境资源的存在价值也纳入环境资源的价值构成，是经济学吸收环境主义伦理观的结果。在经济价值之外，还可以定义非人类价值(nonhuman value)，这是物种自身具有的独立于人类的价值，来自物种自身的生存权利。目前对这种价值还存在争议。

案例 2.1

中国环保 NGO 的发展

1991 年 4 月 18 日，辽宁盘锦的黑嘴鸥保护协会正式注册成立，成为中国第一个环保 NGO(Non-Governmental Organization，非政府组织)。随着中国社会经济的进步，以及环境问题的突出，环境问题开始困扰中国人，也就是从 20 世纪 90 年代开始，中国的环保 NGO 开始涌现出来。

1994 年 3 月，民间环保组织“自然之友”成立，梁从诫是它的创始人。最初的

环保 NGO 多有着半官方的色彩，NGO 的资源和影响力更多来自精英领袖的个人力量和“私交”。作为全国政协常委，梁从诫曾于 1995 年、1996 年两度在全国政协提案，要求首钢搬迁。2003 年怒江水电开发的环境影响引起了社会关注，有环保 NGO 通过其会员在全国人代会上递交了反对西南建坝的提案。

在怒江水电开发这一事件中，除了个人力量，舆论是另一股更加重要的力量。黑嘴鸥保护协会的创始人刘德天、地球村的发起人廖晓义、绿家园的创办者汪永晨等，都是记者出身，借力媒体和舆论力量是民间环保组织成长的另一个显著特点。2000 年，针对都江堰杨柳湖危害生态的水利工程，两个月之内出现 180 篇新闻报道，工程被时任四川省委书记的张学忠叫停。随后，2002 年的关键词是“昆玉河”，2003 年开始是“怒江”，2005 年是“圆明园”、“环境影响评价”和“松花江”，2007 年是“PX 项目”，2012 年是“PM2.5”……环保组织的声音在经媒体放大后，形成了广泛的社会影响和压力，环保 NGO 在与各利益集团的博弈中，有了自己的话语权，并且推动了社会对环境问题背后的法律、制度、文化等深层次问题的反思。

相比本土 NGO，在华的国际环保 NGO 通常规模更大，也更为成熟。大自然保护协会、世界自然基金会、绿色和平等都是有着广泛影响力的国际 NGO。大自然保护协会致力于保护具有重要生态价值的陆地和水域，1998 年进入中国，注重实地保护，科学保护，和非对抗性的解决方案。绿色和平一向以对抗性姿态著称，2002 年进入中国后，保持着果敢激进的色彩，坚持独立，坚持批判，坚持行动。而世界自然基金会则以稳妥、善与政府沟通为特点，进入中国 30 年，始终稳扎稳打，与林业系统保持良好的互动，其 8 个办公室的 50 余名生态专业人员，常年工作在保护区一线。这些国际 NGO 不仅提供了资金，更为本土 NGO 提供了专业“示范”，依靠专业的方向、团队、管理，拿出专业的调查报告和解决方案，更加有效地与决策部门沟通。

从第一家环保 NGO 成立以来，在这二十几年里，环保 NGO 发展迅速，调查显示，2005 年各类环保民间组织有 2 760 多家，而 2013 年就达到了 7 880 多家。数量迅速增长的同时，NGO 的专业性、多样性、影响力等也在迅速提升，NGO 的运营管理从一种纯粹的志愿者精神向职业化过渡，越来越多的专业人才开始向这一领域聚拢。尽管仍面临着资金困境、与政府互动机制不完善、专业程度欠缺等问题，但环保 NGO 焕发着强大的生命力，在提高公众环境意识、推动公众参与和信息公开、开展环境保护活动、推进政策改革等方面发挥着越来越重要的作用。

资料来源：

徐楠：《环保 NGO 的中国生命史》，《南方周末》2009 年 10 月 8 日。

贾峰：《中国环保 NGO 发展分为三个阶段》，人民网，2011 年 4 月 21 日。

王名，佟磊：《NGO 在环保领域内的发展及作用》，《环境保护》2003 年第 5 期，第 35—38 页。

何平：《环境 NGO 发展需破几重围？》，《环境经济》2015 年第 10 期。

大自然保护协会网站，http://tnc.org.cn。

本章小结

传统的经济系统模型把整个经济社会看作一个系统，没有特别考虑环境和自然资源的影响。现代环境经济学在传统经济系统的基础上将环境包容进来，把环境看作整个经济—环境大系统的一部分。环境被看作可以提供各种服务的一种财产。环境向经济系统提供：(1)原材料，生产过程将原材料转化为产品，最终供消费者消费；(2)能源，能源在生产过程中发挥作用。原材料和能源经生产过程和消费最终以废弃物的形式返回自然环境。环境—经济大系统的建立，为研究者提供了一个新的视角。

同时，我们介绍了环境主义伦理观的主要论点，这些论点涉及人类与自然的关系、人对自身的认识等根本性问题，给我们以启迪。人类是自然界的成员，我们应当珍惜爱护自然环境，遵守自然规律，尊重自然界其他成员的权利。为此我们应当改变我们的思想方式和生活方式。我们也讨论了与此联系的环境资源的价值问题。对环境问题的深入思考，使我们不得不对传统经济学的价值论进行修正和扩充。环境资源的价值既包括使用价值，也包括与人类使用无关的环境资源内在的非使用价值。

习题

1. 什么是传统的经济系统？什么是环境—经济大系统？二者有何相同点和区别？

2. 环境—经济大系统对原有经济系统中的货币和产品的流动有何影响？

3. 根据热力学第二定律，熵在不断增大。这对人类社会意味着什么？人类能够逃脱这一不可抗拒的噩运吗？

4. 你认为人类与自然界的关系应该是什么样的呢？自然界应该成为我们的奴隶吗？我们应该成为自然界的奴隶吗？路边的一块石头也有存在的价值吗？

5. 如果我们的父辈没有给我们留下一片青山，我们也必须给我们的子孙留下一片青山吗？如果这样做才能对子孙后代公平，那对我们是否公平呢？

6. 劳动价值论、现代主流经济学价值论和环境主义价值论讨论的是价值问题的不同层面。环境经济学把它们结合起来是把不同层面的概念混淆起来。你同意这样的观点吗？

参考文献

Carson, R., 1962, *Silent Spring*, New York: Faucet Crest Books.

Commoner, B., 1972, *The Closing Circle*, New York: Bantam.

Merchant, C., 1992, *Radical Ecology*, New York: Routledge.

O'Neill, J., 1993, *Ecology, Policy and Politics: Human Wellbeing and the Natural World*, London: Routledge.

David Pepper, 1996, *Modern Environmentalism*, London and New York: Routledge.

Turner, R.K., D.Pearce and I.Bateman, 1994, *Environmental Economics: an Elementary Introduction*, New York: Harvester Wheatsheaf.

马克思和恩格斯,《马克思恩格斯全集》第 23 卷,人民出版社 1972 年版。

王玉庆主编:《环境经济学》,中国环境科学出版社 2002 年版。

皮尔斯、沃福德著:《环境无末日》,中国财政经济出版社 1996 年版。

▶3

企业与消费者的经济行为

本章，我们介绍一些简单的经济模型。这些模型是现代经济学的基本模型，它们使读者了解经济学家是如何模拟生产者和消费者的行为的。这些模型基本上没有涉及环境问题，了解它们可以为我们进一步学习环境经济学模型打下基础。

经济学是研究人类社会如何在资源有限的条件下，进行选择、取舍，从而最好地满足人们的需要的学问。经济学研究理性的人的行为。经济学可以大体分为微观经济学和宏观经济学，微观经济学研究个体（消费者和厂商）的行为，宏观经济学研究经济的总体行为，研究整个社会的总产出、总就业、通货膨胀等问题。经济学使用模型来模拟人们的行为，同一理论可以用语言、图形或数学公式等不同形式来表示。

3.1 消费者行为

现在我们进入一个市场经济，如第 2 章不包括环境系统的循环流程图所示。在要素市场上，家庭把生产要素卖给企业，在产品市场上，企业把产品卖给消费者。这里，集生产者和消费者为一体的个人分化为家庭和企业。在市场经济中，每个人（企业）并不生产他（家庭）所消费的每一件产品，他仅仅生产一种或少数几种产品，这种分工和专业化提高了生产效率。然后通过商品交换，他得到所需要的其他产品。这种交换开始时是物物交换，以后发展成以货币为媒介的商品交换。

为了分析的方便，经济学把人分为消费者和生产者，尽管两者在现实生活中往往是合二为一的。消费者需要作出决策，买什么、买多少。生产者需要作出决策，生产什么、生产多少、用什么来生产。

3.1.1 效用与消费者的决策

假定在大学校园经济中只有两种产品，饭卡和电话卡，饭卡可以在食堂吃

饭，电话卡可以给父母和朋友打电话。这是大学生的“生活必需品”，满足大学生的物质需要和精神需要。每个大学生都受到预算约束，假定父母不给大学生任何钱，大学生的唯一收入来自奖学金。大学生必须把他或她的奖学金在饭卡和电话卡之间进行分配，多吃饭就少打电话，多打电话就少吃饭。这是一个痛苦的抉择。假定某大学生张粒砂每周奖学金 120 元，饭卡每张 20 元，电话卡每张 30 元。她有若干选择，如果不买电话卡，可以买 6 张饭卡；如果不买饭卡，可以买 4 张电话卡；或者，她可以买 3 张饭卡和 2 张电话卡。如果可以买半张卡，还可能有其他选择。

预算约束表示给定收入和价格时消费者的可能选择，消费者如何选择还要取决于他的偏好。消费给消费者带来满足、良好的感觉。经济学用效用(utility)来衡量消费给人们带来的满足和避免的痛苦，效用可以用人们的支付意愿来衡量。效用本质上是一个伦理学概念，用来衡量经济活动给人们带来的价值。效用与环境经济学的概念紧密相关。效用理论认为，人们在消费中，随着消费量的增加，总效用增加，而边际效用递减。边际效用(marginal utility)是每增加一单位消费时额外增加的效用。吃第一个馒头津津有味，吃第二个馒头味道一般，吃第三个馒头味同嚼蜡，吃第四个馒头就难以下咽。同一物品给不同消费者带来的效用可能是不同的。

像张粒砂这样的理性的消费者在进行选择时，会比较饭卡和电话卡的边际效用和价格。假定饭卡和电话卡的价钱都是 40 元，张粒砂的奖学金每月 120 元，饭卡和电话卡给张粒砂带来的边际效用如表 3.1 所示：

表 3.1　张粒砂从饭卡和电话卡得到的边际效用，价格相同

饭卡数量	边际效用	电话卡数量	边际效用
1	100	1	80
2	80	2	60
3	60	3	40

动脑筋想一想，张粒砂怎样使用她的 120 元使总效用最大呢？如果她买 3 张饭卡，不买电话卡，她得到的总效用是 240 单位。如果她少买一张饭卡，买一张电话卡，得到 80－60＝ 20 单位追加的效用，显然是合算的，即她买两张饭卡、一张电话卡，得到 260 单位总效用。她会不会再少买一张饭卡，多买一张电话卡呢？不会的。因为再少买一张饭卡减少 80 单位效用，再多买一张电话卡增加 60 单位效用，不合算。因此，张粒砂的最佳选择是 2 张饭卡和一张电话卡，这时她得到的总效用最大。因此，当饭卡和电话卡的边际效用相等时，她得到的总效用最大。

以上是饭卡与电话卡价格相等的情况。现在假定两者的价格不同，饭卡 20 元一张，电话卡仍然是 40 元一张。120 元奖学金可以买 6 张饭卡或 3 张电话卡，或两者的某种组合。我们还假定饭卡给张粒砂带来的效用也发生了变化，见表 3.2

所示。

表 3.2　张粒砂从饭卡和电话卡得到的边际效用，价格不同

饭卡数量	边际效用	电话卡数量	边际效用
1	55	1	80
2	50	2	60
3	45	3	40
4	40		
5	30		
6	20		

现在买两张饭卡和一张电话卡肯定不是最佳选择，因为并没有把奖学金花光。如果张粒砂买 3 张电话卡，她得到的总效用是 180 单位。如果她少买一张电话卡，省下的钱可以多买两张饭卡，她失去 40 单位效用，得到 55＋50＝105 单位效用，合算。如果她再少买一张电话卡，多买两张饭卡，失去 60 单位效用，得到 40＋45＝85 单位效用，仍然合算。如果她再少买一张电话卡多买两张饭卡，失去 80 单位效用，得到 20＋30＝50 单位效用，就不合算了。因此，张粒砂的最佳选择是买 1 张电话卡和 4 张饭卡，得到 55＋50＋45＋40＋80＝270 单位总效用。这里的判别标准是什么呢？聪明的读者会发现，标准是购买的最后一单位两种商品的效用与其价格之比相等，或两种商品的边际效用与价格之比相等，即

$$MU_1/p_1 = MU_2/p_2 \tag{3.1}$$

式中，MU_1 和 MU_2 分别表示商品 1 和商品 2 的边际效用，p_1 和 p_2 分别表示两种商品的价格。

由于我们的例子是不连续的，所以在我们的例子中等式两边不一定正好相等，但是只要商品 1 的边际效用/价格比低于商品 2 的边际效用/价格比，我们就应该停止购买商品 1。

3.1.2　需求曲线

需求曲线表示价格与需求量之间的关系，它告诉我们价格变动时消费者的需求量会发生什么变化。假定饭卡的价格不变，电话卡的价格变化。希望使自己效用最大化的消费者，根据价格的变化相应改变了自己的最优需求量。把不同的价格与相应的需求量的组合绘制在以价格为纵轴、数量为横轴的坐标系中，就得到了一条向下倾斜的需求曲线。

需求曲线表示了给定价格的情况下消费者的支付意愿。需求曲线向下倾斜，表示在其他物品价格不变的情况下，随着电话卡价格的下降，消费者愿意购买的数量增加了。或者反过来说，需求曲线向右下方倾斜，表示当购买量增加时，消费者

愿意支付的价格降低了。这是因为随着购买量的增加，最后一单位消费所带来的效用降低了，就是说边际效用降低了。需求曲线可以看作通过询问消费者的支付意愿而绘制成的。我们可以问消费者，“如果价格是 20 元，你愿意买多少张饭卡？如果价格是 19 元，你愿意买多少张饭卡？……”或者问，“如果你买 2 张饭卡，你愿意付多少钱？如果你买 3 张饭卡，你愿意付多少钱？……”把消费者的回答记录下来，就可以绘制出这个消费者对饭卡的需求曲线。注意，需求曲线表示的是所有“可能的”价格与购买量的组合，是消费者的支付意愿。实际的价格和购买量是由市场供求双方决定的，是供给曲线与需求曲线相交的那一点（详见本章后面的内容）。

3.2 生产者决策

消费者（家庭）和企业是市场经济分析中的两个被人为分割开的主角（参看第 2 章的循环流程图）。企业在生产要素市场上购买生产要素（例如劳动和资本），从事生产活动，在产品市场上出售产品，获取利润（profit）。总利润是总收入（revenue）与总成本（cost）之差。这样定义的利润被称为经济利润，它与日常生活中经常使用的会计学定义的利润是不同的。区别在于，按经济学的定义，成本包括所有成本，包括任何由企业家自己所提供的资本、劳动和其他投入品的机会成本。一个小业主在自己的零售店中工作，他的工资应该计入成本。简单说，按经济学定义，业主的正常收益计入成本。经济利润是超过正常利润的利润。在正常情况下，经济利润应该等于零。多数经济分析假设企业经营的目的是使利润最大化（profit maximization）。

因此，企业要作出两大决策。一个是选择要素的投入量，雇用多少劳动力，使用多少资本。另一个是选择产量，生产多少产品。这两大决策涉及产品和要素的价格。因此，企业的决策就是决定其产品的售价、要素的购入价、产品的产量和要素的使用量。在一些情况下，价格是由市场而不是由企业决定的。企业的决策受到两大制约。一个是技术约束，即可以得到的生产技术，它由生产函数来表示。另一个是市场约束，即其他企业和消费者对该企业所采取的行为。例如，如果有多家供应商，竞争就可能使价格降低。这涉及市场结构问题，即完全竞争、垄断等情况。我们在本节集中关注技术约束。

3.2.1 企业的成本

企业用投入品来生产产品。投入与产出之间的技术关系被称为生产函数（production function）。如果企业使用生产要素劳动 L 与资本 K 来生产产品，企业的生产函数是

$$y = f(L, K) \tag{3.2}$$

式中，y 表示产出，$f(*)$表示投入与产出之间的关系。例如，如果只使用劳动一种要素，用 1 小时人工可以生产 2 吨化肥，那么化肥的生产函数就可以表示为 $y=2L$。一个假定的生产函数可以用图 3.1 表示：

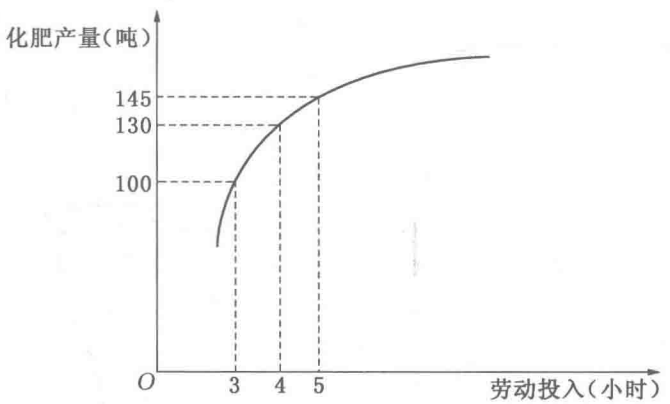


图 3.1　生产函数

图 3.1 中，横轴表示劳动投入，纵轴表示产出。这个生产函数给出了在资本投入不变的情况下，劳动投入与产出之间的关系。劳动投入的增加使总产出增加，但每一单位劳动投入带来的产出即边际产出(marginal product)是递减的。这种情况被称为收益递减(diminishing returns)。在本例中，劳动投入增加了，而资本投入保持不变，更多的工人使用同样数量的机器，产出的增量减少了。

在很多情况下生产函数是收益递减的，但也可能出现收益递增(increasing returns)或收益不变(constant returns)的情况。收益不变指随着要素投入的增加，边际产出不变。收益递增则指随着要素投入的增加，边际产出增加。如果工人把重 50 公斤的电机反着装在工作台的下面，除了扳子以外没有任何其他工具，一个工人用一只手把电机抬起，另一只手拧螺钉，一小时可以装 1 台。如果增加一个工人，一人抬电机，一人拧螺钉，一小时可以装 3 台。工人从 1 个增加到 2 个，增加了 1 个工人，边际产量从 1 台增加到 2 台。这就是收益递增。当然如果把工人增加到 5 个，两个抬，一个拧，其他两个观看，收益就可能递减。因此，收益递增和收益递减可能随要素投入的变化出现在同一生产过程中。

企业的生产成本可以分为固定成本(fixed costs)和可变成本(variable costs)。固定成本是不随产量变化的成本。例如厂房的成本。可变成本是随产量增加而增加的成本。例如劳动投入和原材料成本。企业的总成本等于固定成本与可变成本之和。

在讨论企业决策时，还有两个重要的成本概念，平均成本(average cost)和边际成本(marginal cost)。平均成本是总成本在每一单位产品上的均摊，等于总成本除以产量。边际成本是每增加一单位产量增加的成本。以上各种成本请看表 3.3。

表 3.3　总成本、边际成本与平均成本

产　量	总成本(万元)	边际成本(万元)	平均成本(万元)
0	80	—	—
1	100	20	100
2	160	60	80
3	240	80	80
4	360	120	90
5	500	140	100

表 3.3 中第一行，产量为 0 时总成本为 80 万元，这是固定成本。增加 1 单位产量，增加的成本(边际成本)为 20 万元，总成本等于固定成本加第一单位产量的边际成本，即 80＋20＝100 万元。平均成本等于总成本除以产量＝100/1＝100 万元。再增加 1 单位产量，边际成本为 60 万元，总成本等于固定成本加总边际成本，即 80＋20＋60＝160 万元，平均成本＝160/2＝80 万元。依此类推，我们可以计算出表中的所有数据。

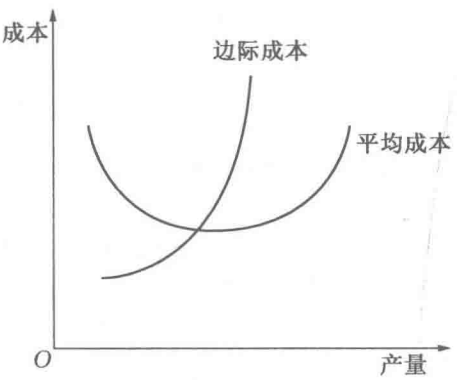


图 3.2　边际成本与平均成本

我们看到，边际成本随产量的增加而不断增加。平均成本是一条 U 形曲线。一般来说，在变量值连续的情况下，边际成本与平均成本的关系可以用图 3.2 来表示。有趣的是，边际成本曲线总是与平均成本曲线的最低点相交。这是由边际值与平均值的一般关系决定的。当边际值低于平均值时，总是把平均值向下拉；当边际值高于平均值时，总是把平均值向上拉。如果一班同学平均分数是 4 分，一个新同学加入该班。如果他的成绩是 2 分，一定会把全班的平均分向下拉。如果他的成绩是 5 分，一定会把全班的平均分向上拉。

3.2.2　企业的产出决策

企业的决策可以分为两个层次：第一，是否开工生产；第二，生产多少产品。企业开工的必要条件是：在长期，价格大于或等于平均成本；在短期，价格大于或等于平均可变成本。平均可变成本等于可变成本除以产量。在长期，如果价格低于平均成本，企业就亏损，就会关门。在短期，市场价格高于平均可变成本但低于平均成本时，企业亏损，但短期内不会关门。因为企业的收益虽然不能弥补全部成本，但可以弥补全部可变成本和部分固定成本；企业如果关门，收益为 0，仍要支付全部固定成本。因此，开工对企业有利。

在决定了是否开工的问题以后，企业面临的决策是生产多少产品才能使利润最大化。对竞争性企业来说，产品价格是由市场给定的。企业的产出决策即企业选择一个产出水平，使利润最大化。我们还是来看看表 3.4 的例子。

表 3.4　企业的利润最大化（单位：万元）

产量	价格	总收益	边际收益	总成本	边际成本	平均成本	利润
0	120	—	—	80	—	—	—
1	120	120	120	100	20	100	20
2	120	240	120	160	60	80	80
3	120	360	120	240	80	80	120
4	120	480	120	360	120	90	120
5	120	600	120	500	140	100	100
6	120	720	120	720	220	120	0
7	120	840	120	980	260	140	−140

这里我们假设产品市场是竞争性的，因此，企业的产量不影响市场价格。价格是一个固定的数值，不随企业产量的变动而变动。我们发现，当价格大于（或小于）边际成本时，企业增加（或减少）产量可以增加利润。只有当价格等于边际成本时，利润才实现最大化。①一般地，竞争性企业利润最大化的生产决策可以用图 3.3 表示：

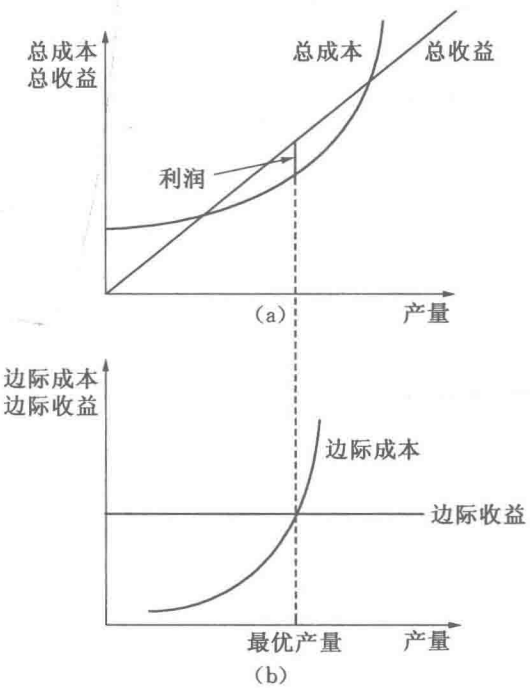


图 3.3　竞争性企业的生产决策

在(a)中，总收益与总成本曲线之间的距离表示利润或亏损。当总收益高于总成本时，企业盈利；当总成本高于总收益时，企业亏损。总收益曲线与总成本曲线之间的距离最大时，利润最大。总收益的增量是边际收益，总成本的增量是边际成本。边际收益和边际成本也是总收益和总成本曲线的斜率。(b)图显示了边际收益和边际成本。边际收益是由市场价格决定的，是一个固定的值，因此，是一条水平线，而边际成本随产量的增加而上升。当边际收益等于边际成本时，总收益曲线和总成本曲线的斜率相等，在这一点，利润最大。

① 由于本例数据不连续，有两个利润最大点，数据连续时一般不会出现这种情况。

3.2.3 供给曲线

在企业利润最大化的基础上，我们可以得到企业的供给曲线。供给曲线(supply curve)表示价格与供给量之间的关系。它表示，在每一给定价格下，企业愿意生产多少产品。或者相对于给定产量，企业弥补成本必须得到的收益。根据以上分析，我们知道如果价格高于最低平均可变成本，竞争性企业为实现利润最大化，就会生产某个产量，在这个产量上价格等于边际成本。就是说，我们可以在边际成本曲线上找到与某一价格相对应的产量。这些价格—产量组合的总和就是供给曲线。

因此，完全竞争企业的短期供给曲线是其边际成本曲线高于最低平均可变成本的部分。

3.3 市场供求

把所有消费者的需求曲线横向相加，就可以得到市场需求曲线(图 3.4)。同样，把所有企业的供给曲线横向相加，就可以得到市场供给曲线。

市场需求曲线和市场供给曲线共同决定了市场均衡价格和均衡交易量。

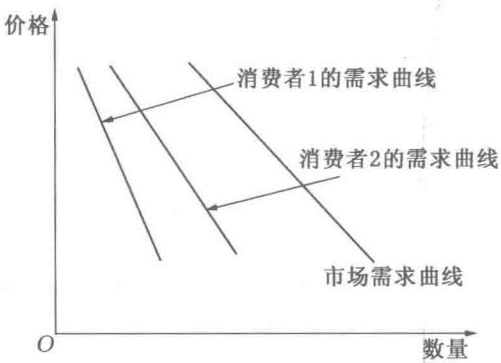


图 3.4 市场需求曲线

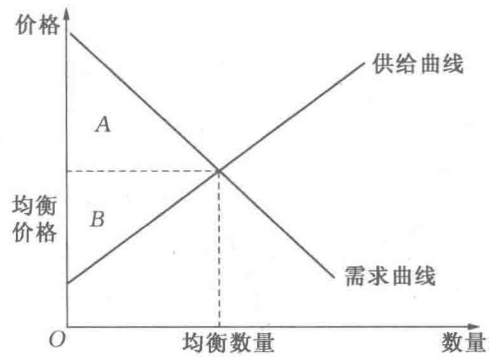


图 3.5 市场均衡

需求曲线上的每个点表示消费者的支付意愿。消费者支付的价格是由市场供求决定的，它等于消费者买进的最后一单位商品的边际效用。所有商品都按照最后一单位商品的价格支付。除了最后一单位商品，所有单位的支付意愿都高于成交价格。消费者支付意愿与实际支付数额之差被称为消费者剩余(consumer surplus)。消费者剩余可以用图 3.5 中的三角形面积 A 来表示。例如，你买了 3 个馒头，支付了 3 元，每个馒头的价格是 1 元。这个价格相当于最后一个馒头给你带来的边际效用的价值，否则你不会买。但是第一个和第二个馒头给你带来更多的效用，对第一个馒头你愿意支付 3 元，第二个馒头你愿意支付 2 元。因此在这个交易

中，你得到了 (3－1)＋(2－1)＋(1－1)＝3 元的消费者剩余。

同样，企业也从交易中获益。供给曲线表示企业的边际成本。均衡价格等于企业生产最后一单位商品的边际成本。除了最后一单位产出，其他所有产出的成本都低于均衡价格。实际出售价格与企业生产成本之差被称为生产者剩余(producer surplus)。生产者剩余由图 3.5 中的三角形 B 表示。

生产者剩余和消费者剩余说明，只要交易是自愿的，交易使交易双方获益。

3.4 社会福利

环境问题通常与社会福利相联系。经济学是如何看待社会福利及其在各社会成员之间的分配的呢？假定有一个社会包括两个成员。只有一种产品 X，所有福利都来自 X。让 U^A 和 U^B 分别表示两个社会成员的效用。假定边际效用递减。社会福利是两个成员效用的函数，各成员效用的增加使社会福利增加。假定消费受产品总量的限制。这样，社会福利最大化的问题就成为：

$$W=W(U^A(X^A),U^B(X^B))$$
$$\text{s.t. } X^A+X^B=\overline{X}$$

最优化的结果为

$$W_A U_X^A=W_B U_X^B$$

这里下标表示微分。社会福利最大化条件是：每个社会成员的消费对社会福利的边际贡献相等。如果再假设社会福利是个人效用的加权之和，并假设权数等于 1，社会福利最大化的条件就简化为：

$$U_X^A=U_X^B$$

每个社会成员的边际效用相等。图 3.6 显示了每个人权数相等时的社会福利最大化的模型。

在我们所假设的条件下，社会福利的最大化意味着每个人的消费量相同。但是如果假设条件改变，比如社会福利函数不是每个人效用的相加，或者个人效用的权数不同，或者个人效用函数不同，社会福利最大化就意味着消费的不平均分配(Persource et al., 2003:62)。

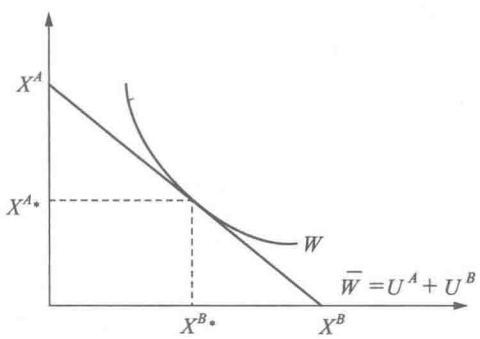


图 3.6 社会福利最大化

对主流经济学以效用为基础的福利分析有很多批评。这些批评主要是伦理学上的。一些批评认为关于个人只关心自己的消费的假设是不全面的，人们还有利他的倾向，效用函数应该也可能包括人们对其他因素例如环境的考虑。罗尔斯

(Rawls, 1971)认为根据效用最大化来分配资源可能损害人们的基本权利。他认为公平的原则应该是所有社会成员都同意的,这样的原则包括,第一,每个人的自由都和其他人的自由相同;第二,社会和经济的不平等应当对每个人都是有利的。后一原则被称为"差异原则"(the difference principle)。我们可以把差异原则解释为社会福利函数采取以下形式:

$$W = \min(U^A, U^B)$$

这个社会福利函数可以用图3.7表示:从 d 点减少 B 的效用,增加 A 的效用,会达到 e 点,使整个社会的效用达到更高的无差异曲线。45度线上,效用在各人间平均分配。因此,在效用分配不平均的情况下,通过把效用从高效用者向低效用者转移,社会的总效用提高了。

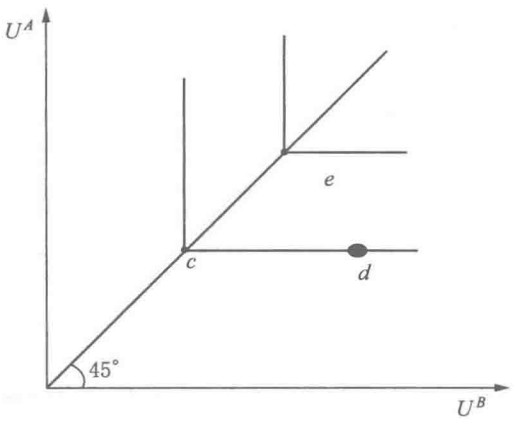


图 3.7 罗尔斯的社会福利函数

3.5 经济制度

以上关于生产者和消费者决策的分析,是建立在市场经济制度的假设之上的。在市场经济中,消费者和生产者能够根据自身的利益在市场约束条件下作出决策。在非市场经济或不完善的市场经济中,消费者和生产者的行为可能是不同的。例如,在计划体制下,如果把产量作为考核企业的主要指标,经理就会把数量最大化作为主要目标。但是,在市场体制下,经理则会以利润最大化为目标。

经济制度是十分复杂的,可以从不同的侧面来观察,其中最基本的有两方面。一方面是社会上成千上万的经济活动是靠什么协调的,是靠市场还是靠计划?另一方面是财产归谁所有,所有者之间的财产关系是如何安排的?

在中央计划经济体制下,中央计划当局对生产什么产品,使用什么要素来生产这些产品,由什么人来生产这些产品等基本经济问题作出决策。在一段时间中,计划经济国家的知识分子和市场经济国家的一些知识分子,都相信中央计划是解决这些基本经济问题的最有效率的方法。然而,20世纪的事实证明,计划经济在协调经济中大量的信息和调动生产者积极性等问题上都不能说是成功的。

市场经济制度则通过分散的价格机制来解决各种经济活动的协调问题。亚当·斯密(Adam Smith)在《国富论》中试图解释市场制度为什么能把追求各自目标的个人同社会经济活动所需要的合作结合起来。他认为,只要合作是严格自愿的,如果交易双方得不到好处,交易根本就不会发生。在大家都能得到好处的情况下,不需要任何外力、强制和对自由的侵犯来促使人们合作。斯密认为,这就是为什么一个"只盘算他自己的得益"的个人"受一只看不见的手指引,去达到一个同他

的盘算不相干的目的。……他在追求自己的利益时促进社会的利益，常常比他实在想促进时还更有效果”。(Smith，1776)

经济制度的另一个重要方面是产权的安排。产权是法人对财产的所有权。法人不限于自然人，还包括公司、政府等。产权是一组权利，包括对财产的占有权、使用权、收益权和转让权。产权在经济学文献中，既指对财产的所有权(ownership of the asset)，也指对企业的所有权(ownership of the firm)。在正常的市场经济中，产权由法律保护。产权激励所有者保护财产，有效地使用财产，用财产创造财产。

在不同的经济制度下，都可能产生危害环境的问题。但是，问题产生的机制不同。在计划体制下，企业排放污水污染环境可能是由于过度追求计划指标而产生的；而在市场体制下，可能是由于企业过度追求自身盈利而产生的。因此，用经济学原理说明中国的环境问题时，必须注意中国的制度基础。

以上体制问题概括起来就是两点，市场与产权。这两点是现代市场经济的制度基础。中国的经济体制在这两方面经历了翻天覆地的变化。1978 年是一个重要的分水岭。1978 年以后，政府决定在城乡推进市场经济，农村实行联产承包责任制，解除了束缚农民积极性的桎梏，几年就解决了几十年解决不了的粮食问题。此后，逐步放开了对大多数产品价格的控制，进行了企业制度的改革，发展了多种形式的产权制度，解放的生产力像脱缰的野马被释放出来。

本章小结

经济学是研究人们在资源有限的条件下进行选择的学问。需求曲线是建立在消费者在预算约束下使效用最大化的行为的基础上的。需求曲线是价格与需求量之间的关系，它反映了消费者的支付意愿。供给曲线是建立在生产者利润最大化的行为基础上的。供给曲线是价格与供给量之间的关系，它反映了生产者的供给意愿。需求曲线和供给曲线共同决定了市场均衡价格。消费者的支付意愿高于市场均衡价格的数额是消费者剩余。市场均衡价格高于供给曲线的数额是生产者剩余。生产者剩余和消费者剩余的存在说明交换对双方都是有益的。以上原理是建立在市场制度的基础上的。经济制度包含两个基本问题，第一，是由市场还是计划来解决基本的经济问题；第二，产权是如何安排的。不同的经济制度下，都可能产生环境问题，但问题产生的机制不同。

习题

1. 什么是效用函数？什么是边际效用？假定你生病住院，每日三餐只有两种食品可供选择，小碗小米粥(每两 4 碗)和小豆包(每两 3 个)，画出一组无差异曲线来表示这两种食品对你的效用。

2. 志愿军叔叔在坑道里吃了一口苹果，回到后方师长给他两个苹果，他都吃

了。一口苹果还是两个苹果给他的总效用更大？边际效用更大？为什么？

3. 给定你每月的全部收入 500 元，假定你家长规定你只能用来吃饭（每餐 10 元）和买书（每本 50 元）。画出你的无差异曲线和预算约束线，标出你的最优决策并解释。

4. 根据题 3 推导出你对书的需求曲线，画图表示。

5. 假定生产函数的形式为：$Y=A+BL^a$，式中，Y 为产出，L 为劳动投入，A、B 为正的常量，a 分别为 1/2 和 1。

（1）用图形表示这个生产函数，纵轴为产出，横轴为劳动投入。

（2）用图形表示边际产出，纵轴为边际产出，横轴为劳动投入。

（3）a 为 1/2 和 1 时，劳动的边际产品是正数吗？劳动的边际产品是递减的吗？

（4）A 和 B 的变动会对该生产函数产生什么影响？

（5）假设市场完全竞争，单位劳动力的工资为 w，$a=1/2$ 时，导出该厂商的供给曲线。

6. 假定今天你可以做两件事，学习环境经济学和干自己愿意干的事情，又假定学习的产出是小测验的成绩。画出学习的生产函数（学习小时数为横轴，分数为纵轴），画出你对分数和学习时间的无差异曲线，标出你的最佳学习时间和分数。

7. 对企业来说为什么要追求利润最大化而不是边际利润最大化？

8. 以下是造船厂的财务资料：

产量	售价	总收益	边际收益	总成本	边际成本	平均成本	总利润
0	0			2			
1	15			9			
2	12.5			14			
3	11			21			
4	10			32			
5	9			45			
6	8			69			

把表中的空白填满。画图表示：

（1）造船厂的总成本、总收益曲线和利润、亏损；

（2）边际成本和边际收益曲线。

9. 我国近年出现的大量污染问题，这主要是由计划体制还是由市场体制造成的？要克服这些问题主要靠市场机制来解决还是需要政府的主动干预？举例说明。

10. 以汽车市场为例：

（1）画出需求曲线 D 与供给曲线 S 的示意图，标出市场均衡价格及数量。

（2）若汽油价格上升，会影响哪条曲线，市场均衡会如何变化？

（3）若强制汽车出厂前必须安装尾气净化装置，会影响哪条曲线，市场均衡会

如何变化?

(4) 不考虑外部性影响,汽车限购如何影响社会福利?

参考文献

Adam Smith, 1776, *An Inquiry into the Nature and Causes of the Wealth of Nations*, New York: Modern Library College Edition.

Joseph E. Stiglitz and Carl E. Walsh, *Economics*, 3ed., New York: W. W. Norton & Company.

Permanent, Roger, Yue Ma, James McGilvray, and Michael Common, 2003, *Natural Resource and Environmental Economics*, Pearson Education Limited.

田国强、张帆:《大众市场经济学》(市场经济普及丛书),上海人民出版社 1993 年版。

威廉姆·J.鲍莫尔、阿兰·S.布莱德著,叶伟强等译,张维迎、张帆校译:《经济学:原理与政策》第 7 版,辽宁教育出版社 1999 年版。

张维迎:《所有权、治理结构、委托—代理关系及其他》,载林毅夫、海闻、平新乔主编,《中国经济研究》,北京大学出版社 2000 年版。

▶4 环境恶化的经济原因

经济学关注的是环境恶化背后的原因。经济学家认为，环境恶化不是从天上掉下来的，而是基于某些社会的经济的原因，是由于人们的行为和制度安排出了毛病。

市场和政府干预是资源配置的两大手段。理解市场和政府是如何配置资源的，对于理解环境恶化的原因十分必要。以市场和政府在资源配置上的成败为两条主要线索来思考，有助于理解环境恶化的原因。本章讨论市场的作用和市场失灵。第 5 章讨论政府的作用和政府失灵。

4.1 市场是如何作用的

我们在第 3 章已经介绍了市场机制的作用。经济学用供求模型来表示市场的作用。单一消费者的需求曲线是建立在效用最大化的基础上的，单一生产者的供给曲线是建立在生产者利润最大化的基础上的。市场价格由供给和需求双方来决定。在以价格为纵轴，数量为横轴的坐标系中，需求曲线通常向右下方倾斜，表示价格和需求数量之间存在负相关关系，价格上升时需求量减少，价格下降时需求量增加。另一方面，供给曲线一般向右上方倾斜，表示价格和供给数量之间存在正相关关系，价格上升时生产者增加供给量，价格下降时生产者减少供给量。把每个消费者的需求曲线相加，就得到市场需求曲线。把每个生产者的供给曲线相加，就得到市场供给曲线。市场需求曲线和市场供给曲线的焦点决定市场均衡价格和数量，见图 4.1(a)。

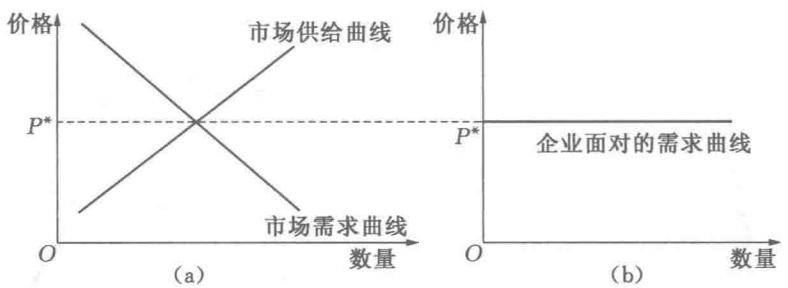


图 4.1 市场供求曲线与企业面对的需求曲线

那么，在市场经济中，每一个生产者是如何作出生产决策的呢？在完全竞争的市场上，每一个单个生产者或企业所面对的价格只有一个，即市场均衡价格，见图 4.1(b)。这是由于完全竞争市场上的竞争者很多，单个生产者无论怎样改变产量都不可能影响市场供给量，也不能影响市场价格。因此，图 4.1(b)中单个企业所面对的需求曲线是一条水平线。

经济学的一个基本假设是，在市场经济中生产者生产的目的是利润最大化。为了使利润最大化，企业必须不断增加产量，直至边际收益等于边际成本(图 3.3 所表示的)。或者说，再多生产一个单位，边际收益小于边际成本，该单位产品的净收益为负。即在这一点企业穷尽了赚取最后一元利润的可能性。在完全竞争的市场上，企业的边际收益等于市场价格。因此，完全竞争市场上，企业利润最大化产出是由以下原则决定的：

$$\text{边际成本} = \text{边际收益} = \text{价格}$$

在不完全竞争的市场上，企业产出的多少影响市场价格，因此，企业面对的需求曲线不是水平线，而是向下倾斜的，价格并不等于边际收益。在这种情况下，企业产出决策的原则是边际成本＝边际收益，但不等于价格。我们将在第 19 章详细讨论不完全竞争的问题。

在经济学中，成本是和选择有关的，因为需要选择才有成本可言。这种由选择而生的成本叫作机会成本(opportunity costs)，这是指做一件事而不做另一件事所牺牲的最大成本。你因为上研究生而失去了到银行工作的机会，如果没有其他选择，如果去银行挣得比政府部门多，那你上研究生的机会成本就是没去外资企业而牺牲的工资。

综上所述，只要市场是完全竞争的，供求均衡表示消费者的边际支付意愿等于生产的边际成本。在这一点效率实现了最大化，资源被最有效地配置。资源配置的任何改变会使一些人的利益减少。在完全竞争的市场上生产者和消费者都没有垄断势力来影响价格的自由波动。因此，完全竞争的市场必须满足以下条件：市场上有大量的生产者和消费者，他们的行为对他人没有显著的影响，生产者是价格的接受者；生产者和消费者都得到完全的信息；企业可以自由进出市场；技术和资源是自由流动的；不存在差异性产品。

4.2 市场失灵

正常运作的市场通常是使资源在不同用途之间和不同时间上配置的有效机制。然而，市场的正常工作要求具备若干条件，其中包括：所有资源的产权一般来说需要是清晰的。所有稀缺资源必须进入市场，由供求来决定其价格；完全竞争；没有明显的外部性，公共产品数量不多；不存在短期行为、不确定性和不可逆决策。

如果这些条件不能满足，市场就不能有效地配置资源。大多数环境恶化和低效使用资源是由于市场机制不健全、市场机制扭曲，或根本就不存在市场。Panayotou (1993)曾经总结了市场失灵(market failures)的 9 个方面，我们把这些市场失灵作了进一步的归纳。就资源使用和管理来说，最严重的市场失灵包括：

(1) 资源产权不安全或不明确。

主流经济学认为，市场机制正常作用的基本条件是明确定义的、专一的、安全的、可转移的和可实行的涵盖所有资源、产品、服务的产权。产权是有效利用、交换、保存、管理资源和对资源进行投资的先决条件。

一般来说，在典型的市场经济中，产权必须明确定义。否则就会引起法律纠纷，使所有权产生不确定性，从而打击人们对资源投资、保存和管理的积极性。例如，农村土地、森林的产权如果不明确，就可能引起农民的短期行为，造成农民过度使用资源。为了避免农民的短期行为，20 世纪 80 年代以来，中国政府几次宣布延长包产到户后农民对土地的使用权，就是保护土地产权的重要措施。当然，对如何才能更有效地保护土地和资源产权的安全，存在着争论。产权的明确定义，意味着产权必须是专一的或排他的，即如果某人拥有某资源的产权，他人对同一资源就不应具有同样的产权。多重产权，会打击所有者对资源投资、保存和管理的积极性。如果两个理性的人都拥有一块土地的全部产权，可能出现的情况是，谁也不愿投资，因为如果你投资，另一位土地所有者会分享你投资的成果，那么，你有什么动力来投资呢？另一位所有者的想法也一样。多人共同投资的前提是全部所有者对投资的形式、投资量等达成协议。然而，合伙者的数量越多，谈判越费劲，交易费用越大，合伙者达成协议的可能性越小。

产权还必须是安全的，就是说不存在产权被剥夺的威胁。如果存在政治经济上的不稳定，如果产权随时可能被剥夺，定义再明确、再专一的产权也是不安全的。在这种情况下长期投资也是不可能的。

产权还必须是可以有效实行的，即使产权是明确定义、专一的、安全的，如果不能有效实行，产权对合理利用资源仍然毫无作用。例如，国家宣布大片森林资源属于国有，如果难以有效实行，国家无力派出大量森林警察对茫茫林海进行监督，那么，森林国有对保护森林资源就没有多大作用。这里所谓的“有效实行”包括有效监督违章活动并进行处罚。有效的处罚必须使犯规者受罚的预期损失大于犯规所得到的收益。

产权应当在法律中加以规定。保护私有产权和公有产权、惩罚侵犯产权的行为，是政府司法部门的职责。对于任何侵犯合法产权的行为，政府都必须毫不犹豫，挺身而出。政府是否履行实施和保护产权的职责，涉及政府承诺的信誉问题。政府一旦失去信誉，就会极大地削弱政府的作用和产权的安全。在我国，1949 年以来很长一段时间中，私有产权没有被法律承认、规定和保护，这是环境破坏和资源浪费的一个重要原因。现在这个问题已经开始受到民众和立法者的重视。物权

法已于2007年通过并实施。然而，有关法律的制定、完善和有效实施，全社会养成对产权尊重的习惯，还有漫长的路要走。

(2) 无市场、薄市场和市场竞争不足。

环境破坏的另一个原因与市场有关，市场的不完善造成了环境问题。

首先，很多资源的市场还根本不存在，或根本没有发育起来。这些资源的价格为零，因而被过度使用，日益稀缺。例如，内蒙大草原和草原上的各种动物。没有一个现成的市场来衡量草原的价值。草原是一块谁都可以自由进入的“公地”。几百年来被人类肆意破坏，现在草原的面积已经极大地缩小了。其次，有些资源(例如渔业资源)的市场虽然存在，但价格偏低，只反映了劳动和资本成本，没有反映生产中资源耗费的机会成本，例如渔场的潜在成本或使用者成本、木材本身的成本。毫不奇怪，当资源价格为零时，资源会被浪费。我国一些地区的地下水和灌溉用水都未被定价，因而被大量浪费。

由于某些原因，一些资源的市场上，卖者和买者的数量很少，从而他们之间的竞争很少，我们把这种市场叫做薄市场(thin market)。薄市场也是一种市场失灵。

即使存在市场，市场失灵还可以表现为竞争不足。有效市场应包括卖者和买者众多、产品比较单一，进入市场障碍较少的特点。如果竞争者太少，市场竞争就是不完全的。资源产业例如水产业和能源产业中的垄断的主要原因是规模经济，即随产量的提高企业生产成本持续下降。竞争不完全的其他原因包括基于法律、政治原因的进入障碍、高信息成本、市场规模狭小。垄断者在市场上的行为是减少产量提高价格，因而损害了消费者的利益。

还有一些不合理的价格是政府制定的。在计划经济下，我国多数产品的价格是政府制定的。改革过程中，政府放开了多数产品的价格，但仍有一些价格是由政府制定或管制的，包括一些资源价格。例如，长期以来，我国水价过低，造成了水资源的浪费。政府制定的价格应当反映资源生产的社会成本和代际成本，才能有效地保护资源。

(3) 外部性。

外部性(externalities)是企业或个人的行为对活动以外的企业或个人的影响，即对第三者的影响。存在外部性的情况下，决策者没有承担决策的全部成本或得到决策的全部收益。例如，张三抽烟，同宿舍的李四得了肺癌。或者王五抹了香水，让全班同学似乎都闻到了春天的气息。外部性造成私人成本和社会成本的不一致，导致实际价格不同于最优价格。这使竞争市场的均衡产量或消费量多于或少于社会最优水平。

很多外部性可以用市场供求模型表示出来。假定某化工厂是市场上的唯一供应商。化工厂把废水排入松花江，使下游水厂不能取水，居民必须购买瓶装水，多花费数百万元，而化工厂不承担这笔费用。图4.2中，D 表示需求曲线，S_p 表示私人边际成本曲线，S_s 表示社会边际成本曲线。化工厂的边际生产成本由 S_p 表示，

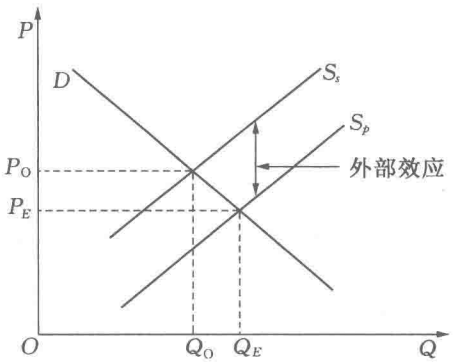


图 4.2　外部性对市场供求均衡的影响

而生产给社会造成的边际成本由 S_s 表示。两条边际成本曲线之间的垂直距离，就是居民购买瓶装水的额外成本。这部分成本不由企业承担，是坏的外部性。化工厂根据边际成本等于边际收益的原则来决定最优产量，即供给曲线和需求曲线的交点决定的市场均衡产量 Q_E。这一产量对企业是最优的。但是企业在作出决策时没有考虑给社会带来的外部性。如果考虑到全部社会成本，对社会来说最优的产量就是 Q_O。用社会最优产量来衡量市场均衡产量，市场均衡产量就太多了。在有外部性的情况下，市场均衡产量对社会来说并不是最优的，因而市场决策是失败的。

外部性可以是好的也可以是坏的。好的外部性的例子是，上游农民种树，保持水土，下游农民得到灌溉用水。但上游农民没有一定要这样做的积极性。坏的外部性的例子是，上游伐木对于下游的种植、灌溉、运输和工业产生了很多坏的影响，造成洪水泛滥和水土流失。这对于下游居民和全社会都是成本，但上游居民不承担这一成本，他们没有动力考虑这一成本。停止伐木会减少上游居民的纯收益，他们为什么要这样做？上游居民内部的竞争关系也不允许单一上游居民单独承担社会成本，只有全体上游居民都承担这种成本，单一的上游居民才不会在竞争中失败。因此，政府必须干预，制定对所有上游伐木者同样的标准和激励机制，使他们都承担这一成本。另一个坏的外部性的例子是上游农民使用农药，影响下游渔民的捕鱼活动。政府可以禁止使用农药。但是，如果水稻减产的损失超过渔业增产的收益，这样做就会减少社会总福利。解决办法：把农药的使用量减少到一个水平，在这个水平上，农药使用的边际收益等于其边际成本。这个边际成本不仅包括生产成本，还包括环境成本。关于这一点，我们在本书以下章节中还要详细解释。

市场机制能否自然地产生上述结果呢？除特殊情况外，答案是否定的。因为环境成本并没有包括在市场关系之内。有效市场的一个基本假设是经济活动主体通过它们对价格的影响相互发生联系。在存在外部性的情况下，产出与污染之间的技术关系并没有反映在市场价格上。一个例外是，如果涉及的是私人外部性，市场可以把这种技术关系包括进来。例如，如果只有一个农民和一个渔民，其中之一可以买下另一方，形成一个联合企业。或者，渔民可以“贿赂”农民减少农药的用量；农民也可以“贿赂”渔民，让渔民接受一定量的污染。这样市场就把外部性内化了。

然而，当交易有关方面的数量增多时，市场越来越难以将外部性内化。损失由很多人分担，对每一个人而言就不那么重要，也不容易分清责任。信息和交易成本也提高了，把很多人弄在一起达成协议的成本是很高的。市场机制有效作用的前

提是交易费用很小，如果交易费用超过通过市场解决问题的收益，就没有必要求助于市场了，可能就需要政府干预。

市场定价没有考虑外部性是低估资源价格的主要原因之一。市场处理外部性的失败有两个原因，即高的交易费用和公共物品。

(4) 公共物品。

与外部性相联系的是公共物品。公共物品(public goods)又称共同消费物品(collective consumption good)，是只有外部性的产品。公共物品有两个特性，非竞争性(non-rival)和非排他性(non-excludable)。竞争性指一个人的消费牺牲了另一个人的消费。与私人物品不同，个人对公共物品的消费不减少其他消费者对同一公共物品的消费。因此，每个人对公共物品的消费量都等于该公共物品向社会提供的总量。虽然公共物品的生产包含失去其他产品生产的机会成本，但公共物品的消费没有机会成本。例如一个人对路灯灯光的消费并不影响其他人对路灯灯光的消费。我吸一口新鲜空气也不会影响其他人对空气的享受。

公共物品的另一个特性是其消费的非排他性，就是说，不可能把某人从公共物品的消费中排除出去。例如国防，某国全体国民都在国防的保护下，不可能把其中任何一个国民从国防的保护下排除出去。

与公共物品相对的是私人物品(private goods)。私人物品不具有非竞争性和非排他性。一个馒头，我吃了你就别吃；这个馒头是我的，是我买来的，你来抢，就犯法。给人们带来危害的公共物品被称为公害(public bads)，污染就是公害。公害也具有非竞争性和非排他性。你吸进有毒的大气，并不影响别人享受同样有毒的大气。你也不能剥夺别人享用有毒大气的权利。

公共物品和私人物品只是两种极端情况，还存在很多中间情况。开放取用资源(open-access resources)具有竞争性但没有排他性。例如远洋渔业，捕捞没有排他性，但捕捞者之间存在竞争。拥挤性资源(congestible resources)在没有达到拥挤点时具有排他性但不具有竞争性。在没有达到用几点时一个人对湿地自然资源的消费并不影响其他人的消费，但私有权可以把一些人的消费排除在外。

表 4.1　公共物品和私人物品的特性

	排他性	非排他性
竞争性	纯粹私人物品(汽水)	开放取用资源(远洋捕鱼)
非竞争性	拥挤性资源(湿地)	纯粹公共物品(国防)

公共物品的存在产生“搭便车”(free rider)问题。因为没人能够或应该被排除，理性的消费者就不会为消费公共物品而付钱。消费者不付钱，私人企业赚不了钱，就不愿意提供公共物品。因此，自由市场不能有效地提供公共物品，或者提供过少的公共物品和过多的私人物品，这就成为政府干预的理由。当然，政府干预也可能失败。

公共物品的最优规模。对私人物品来说，配置效率的标准是每一个消费者的

边际替代率(marginal rate of substitution, MRS,无差异曲线的斜率)等于生产者的边际转换率(marginal rate of transformation, MRT,生产可能性边界的斜率)。对于两成员的社会来说,就是

$$MRS^A = MRS^B = MRT$$

对于公共物品来说,两人经济的有效配置要求

$$MRS^A + MRS^B = MRT$$

就是说,只有当所有消费者的边际替代率等于生产者的边际转换率时,公共物品的规模才达到最优。

环境所提供的服务包含很多公共物品,例如,清洁的空气、干净的水、环境的质量、物种多样性等等。使外部性内部化的服务也是公共物品,因为不能把任何人排除,这些物品最好由政府提供。某些情况下也可由非政府组织通过捐赠来提供公共物品。另一方面,如果把环境污染看作坏的公共物品或公害,提供环境污染的治理服务就是好的公共物品。

公共物品的存在使市场失灵。就是说,市场供求决定的均衡数量不是社会所需要的最优数量。如果每个人都可以搭便车来消费好的公共物品,消费者就没有足够的支付意愿,生产者就不愿提供公共物品,那么,市场就不能提供社会需要的足够数量的公共物品。这时就可能需要政府出面来提供公共物品,并由一般的税收来补偿政府的开支。自然环境所提供的一些服务具有公共物品的性质,用纯粹的市场不能很好地处理这些问题。

(5) 交易费用。

市场的正常运转不是没有成本的。交易费用(transaction costs)是指交易中取得信息、互相合作、讨价还价和执行合同的费用。例如,在网上购物,你首先需要查找所需要的物品,但结果中出现的大量信息往往会使你晕头转向,通过筛选和过滤,你选定了你要买的物品。你也可以通过竞标的方式购物。在这一过程中你所支出的超过商品本身价值的时间和精力都可以算作交易费用。交易费用通常包括搜寻信息的费用,讨价还价的费用,以及监督和实施的费用。如果你在网上买了一台 DVD 播放机,卖方迟迟不寄货来,你就需要和他打官司了,这期间发生的费用也属于交易费用。通常,交易费用同市场交易的好处相比是微不足道的。然而,当交易费用超过交易收益,或买者和卖者太少时,市场就难以建立。没有明确界定的产权,市场不能建立;有了明确界定的产权,如果交易费用很高,也不能保证市场一定能够建立。

解决环境问题有时需要建立市场或明确产权。建立市场产生交易费用。同样,建立和执行产权也有成本。如果这些成本高于产权带来的收益,产权和与之相联系的市场就不会产生。例如,为了通过建立产权保护渔业资源,一种可能的方案是把茫茫大海分给渔民,但这样做成本太高,难以实施,亦不可行。在问题涉及许多人或机构的情况下,找到外部性的来源和大家都同意的解决办法成本也太高。

有时，政府运用其权力，把外部性内化的成本比市场的低，这也是人们争辩政府有理由存在的论据之一。

(6) 不确定性和短视计划。

自然资源保护涉及现在与未来之间的选择。未来存在不确定性和风险。不确定性和风险的区别在于，不确定性(uncertainty)指不知道可能结果出现的概率。风险(risk)指知道可能结果出现的概率。一个行为的结果如果不止一个，就存在不确定性，不确定性有两种：由决策者不能控制的因素例如天气引起的不确定性；由市场失灵不能提供价格信息引起的不确定性。时间越长，不确定性越大。不确定性影响很多部门，资源部门受的影响更大。一般来说，不确定性使人们对自然资源的开发更加保守，这有利于资源的保护。

自然资源的保护和可持续发展意味着为未来利益牺牲当前消费。人们一般来说是短视的，就是说人们更多地看到的是眼前利益。因为人们偏好当前消费，未来利益被打折扣。特别高的折扣率(贴现率)意味着不保存某一资源。一般把利率作为贴现率。就是说，人们把自然资源看作一种资本，如果现在开发，把收益存入银行，可以获得利息；人们再把利率与如果现在不开发留待以后开发的收益率进行比较。如果利率很高，人们现在就会把更多的资源进行开发。因此，高利率加上低的资源自然增长率可能使某一物种灭绝。如果利率确实反映社会在时间上的选择，本不必大惊小怪。但市场利率并不一定反映整个社会长远的真正的时间选择。

案例 4.1

吉林化工厂事故与松花江污染

2005 年 11 月 13 日 13 时 40 分左右，地处吉林省吉林市的中石油吉林石化公司 101 厂一化工车间连续发生爆炸。爆炸事故原因，为该厂苯胺装置硝化单元 P-102 塔发生堵塞、循环不畅而处理不当造成。受中国石油吉林石化公司爆炸事故影响，松花江发生重大水污染事件。

中国石油吉林石化公司(简称吉化)爆炸事故发生后，环保部门立即对吉化公司东 10 号线周围及其入江口和吉林市出境断面白旗、松江大桥以下水域、松花江九站断面等水环境进行监测。监测发现苯类污染物流入第二松花江。从监测结果表示，右岸超标 100 倍，左岸超标 10 倍以上。松花江白旗断面只检出苯和硝基苯，其中，苯超标 108 倍，硝基苯未超标。随着水体流动，污染带向下转移。11 月 20 日 16 时到达黑龙江和吉林交界的肇源段，硝基苯开始超标，最大超标倍数为 29.1 倍，污染带长约 80 公里，持续时间约 40 小时。

此次的松花江水体污染是历来最严重的污染事件，对生态环境影响巨大。

一是对鱼类等沿岸生物的影响。苯和硝基苯都会对人体造成危害，可致癌化学品苯会沉淀淤泥中，一旦江中的鱼类吞下化学品，就可能会受到污染，人若食用被污染的鱼类，污染物就进入食物链，可能引发一连串的生态环境问题。此外，硝基苯水

溶性低，容易在松花江底泥土沉淀积聚，并顺水流污染其他江河及沿岸生物。

二是对水质的影响。硝基苯不易被微生物分解，有毒物质长期残留于江水。由于哈尔滨市自来水厂取水口在松花江上，事件发生后哈尔滨市被迫停水四天。松花江水污染还引起位于下游的俄罗斯的关注。

松花江事件发生后，哈尔滨市政府没有及时向社会公开事件真相，受到批评。事件发生后，中国环保总局局长谢振华引咎辞职，相关责任人被撤职。

因此，一次事故，造成的经济损失不一定惨重，但是其对生态的影响则会长久，中国政府在未来一段时间内需要密切监测松花江一带的生态环境。

资料来源：环保总局网站：《环保总局通报受吉化爆炸影响松花江水污染事件》；《松花江苯污染将爆发连串生态问题》，载《联合早报》2005 年 11 月 24 日；《松花江三大后遗症》，载《联合早报》2005 年 11 月 28 日。

案例 4.2

官煤勾结

煤矿的大量矿难和煤炭资源的过度开发，是和“官煤勾结”紧密联系在一起的。官煤勾结，是指企业花钱买通权力，政府官员以权力寻租，双方通过交易结成利益共同体。

对矿主来说，花几十万到一二百万元人民币，就可以获得百万吨计的煤炭资源的开采权。一个年设计生产能力 3 万吨的煤矿，不超生产能力来生产，全部交足有关税费，一年的纯利润达数百万元。这样的巨额利润，使煤矿老板有足够的资金进行贿赂，也吸引一些政府官员不惜受纪律处分来投资。

官煤勾结的有两种，投资入股和权力入股。大部分官员以权力入股。矿主自动向官员送上股份，等于买了保险。官员入股后，公开或暗中包庇矿主，阻止关停不达标的煤矿。

2005 年 8 月 30 日，中纪委、监察部、国资委和国家安全生产监督管理总局联合下达文件，限定政府官员在 9 月 22 日以前从煤矿撤资。到 2005 年 11 月为止，山西省共清理出 922 名官员投资入股煤矿，资金 9 247 万元；陕西省 53 名官员入股，撤资 625 万元；内蒙 110 名官员撤资 600 余万元。……但是，仍有很多官员没有从煤矿撤资。由于投资煤矿的巨大利润，这些官员宁不当官也不撤资。还有一些官员并没有在股东名单上使用真实姓名。

官煤勾结是“黑心矿主”与“红顶商人”的勾结。打击官商勾结是一项艰巨的工作。需要从严格法治，加强对官员的监督，信息披露等方面作出努力。

资料来源：《“血煤”染“红顶”官煤勾结末日何时来临？》，中华网，news.china.com，2005 年 11 月 18 日。

本章小结

在完全竞争的市场上，供求通过价格的自由波动实现资源的最优配置。在市场均衡点，消费者的边际支付意愿等于生产者的边际成本。因此，正常运作的市场通常是资源在不同用途之间和不同时间上配置的有效机制。然而，在涉及资源和环境的很多情况下，市场机制是不完善的，甚至是不存在的。大多数环境恶化和低效使用资源的原因在于市场机制不健全、市场机制扭曲，或根本就不存在市场。其中包括：资源的产权不存在或没有明确界定；市场不存在或市场竞争不完全；人类行为存在外部性；存在公共产品；存在交易费用；存在短期行为和未来的不确定性。由于这些条件不能满足，市场就不能有效地配置资源，就是说市场失灵了。

习题

1. 市场机制是如何作用的？市场机制的作用可以用什么经济学模型来表示？需求曲线和供给曲线分别是以什么为基础的？为什么？为什么市场均衡价格是最优的？在什么条件下市场交换价格是最优的？

2. 如果供给曲线和需求曲线可以分别用下式表示：

$$\text{供给曲线：} p = 2 + 2q$$

$$\text{需求曲线：} p = 8 - q$$

式中，p 表示价格（万元），q 表示数量（万个）。画图并求出市场均衡价格和数量。（选做）用代数方法解均衡价格和数量。

3. 利用第 2 题资料。如果厂商的生产污染环境，造成的损失为 2 万元（损失是固定的，不随产量的变动而变动）。修改第 2 题的图，并找出均衡价格和均衡数量。（选做）修改代数解。

4. 我国农村是否应当实行完全的土地所有制？为什么？举例说明。

5. 举一个本书没有举的例子来说明什么是公共物品、开放取用资源、拥挤性资源。

6. 为什么很多自然资源的交易费用很高？（提示：课文中无答案，不必费力找，发挥想象力。）

参考文献

Turner, Kerry, David Pearce and Ian Bateman, 1994, *Environmental Economics: an Elementary Introduction*, New York: Harvester Wheatsheaf.

Panayotou, Theodore, Green Markets, 1993, *the Economics of Sustainable Development*, San Francisco: ICS Press.

Wikipedia, http://en.wikipedia.org.

▶5

政府的作用与政府失灵

第4章回顾了市场是如何作用的，介绍了市场失灵的主要原因。在市场失灵的情况下，可能需要政府干预。市场失灵是政府干预的必要条件，但不是充分条件，因为还可能出现政府失灵。本章讨论政府在自然环境保护上的作用和政府失灵。

必须说明，本章所讨论的政府作用是在市场经济大环境下的政府作用问题，因此，对政府干预的需要在一定程度上是由于市场失灵。我国经济正处于由计划经济向市场经济转型的过程中，在计划经济下，政府拥有大多数企业的所有权，政府直接经营国有企业，政府对经济活动的干预与市场经济中的政府干预相比，其程度和规模都大得多。在我国计划经济时代，由于经济活动的总规模较小，虽然存在大量的环境和资源问题，但环境问题不很紧迫。由于过分追求经济发展速度，政府没有对环境问题给予足够的重视，没有把环境保护指标列入计划，没有把环境保护的效益计入产值。20世纪70年代末开始的经济体制改革，给全国人民带来了巨大的经济利益，同时也产生了严重的环境问题。这些问题大体上是在市场经济的大背景下产生的，其原因与计划经济年代的环境问题有很大的不同。

5.1 政府在环境保护上的作用

现代政府可以看作不同人群之间的契约。政府应当代表全体人民的利益，应当为全体人民服务，而不应当为某些特定人群的利益服务。政府应当根据公开透明的法律实行“法治”。在市场经济的大前提下，政府应当为企业的经营创造良好的外部环境，但一般不应干预企业的经营活动本身。

在市场经济下，在某些环境问题上需要政府干预是因为市场的失灵。市场失灵意味着对一些环境产品和服务很难建立起市场或者使市场正常工作。在市场失灵的情况下，政府干预成为一个可能的解决办法。

市场在有效配置资源上的失灵为政府干预提供了机会和理由。市场失灵是政府干预的必要条件，但不是充分条件。政府干预成为必要，还需要两个其他条件：第一，政府干预的效果必须好于市场机制的效果；第二，政府干预所得到的收益必

须大于政府干预本身的成本，即计划、执行成本和所有由于政府干预而加于其他部门的成本。

在现实中，政府并不都是负责的、为社会整体利益服务的。比如，存在着执法不力的政府。例如，在俄罗斯和东欧转型过程中，存在着执法不力甚至政府崩溃的现象。在那里，政府无力保护私有企业免受犯罪活动的掠夺（例如大部分企业要向黑手党缴纳保护费，见罗兰，2002）。连人都保护不了，更谈不上对环境的保护了。税收锐减，是政府执法能力减少的原因之一，但不是唯一的原因。又如，政府、政府的一些部门或政府官员腐败，例如，接受贿赂。这样政府就不是为全社会服务，而是为社会中的某些群体的利益服务。例如，“官煤勾结”，政府官员在煤矿体制改革的过程中，获得新的私有或股份制煤矿的股份。此后，在矿工生产安全、资源保护等方面对企业睁一只眼闭一只眼，袒护企业的违法行为。

针对这些情况，我们认为，政府在资源保护和环境治理问题上应当起到以下作用：

（1）认真负责，坚定不移地制定和执行法律，挺身维护全社会所有人的利益。对于个人和企业浪费资源、破坏环境的行为，严格按照法律进行处罚。具体措施包括但不限于：

① 制定资源保护和环境治理的法律、法规，包括污染物排放标准、足以制止企业违规行为的处罚标准等；法律法规的规定应当尽可能详尽，考虑到各种可能出现的情况，同时必须是可行的。

② 坚决执行有关法律法规。在执行中必须令行禁止，信守诺言，使公众对政府的行为建立正确的预期。

③ 政府的政策应当公开宣布，政府政策的制定过程应当透明，政府应当接受公众的监督，并通过舆论监督等手段来协助解决执法中的困难。

（2）对政府本身的腐败行为，进行坚决的治理。必须把政府官员的利益与受政府管理的个人、机构或企业的利益严格划清界限，禁止政府官员接受被管理者的任何形式的赠予。政府必须接受民众和舆论的监督。政府官员必须遵守职业道德。2006 年 2 月发布的《国务院关于落实科学发展观加强环境保护的决定》提出，要把环境保护纳入官员考核的重要内容，作为官员选拔任用和奖励的依据之一，这是改变地方政府行为的一个可能的办法。（《侨报》2006 年 2 月 15 日）

（3）政府应当理解自己在市场经济中的职权范围，改善和约束自己的行为，本分守法。学会尊重公民和企业的权利。政府应当放手让市场解决大部分产品的生产和消费问题。政府必须明白，企业的合法经营活动，政府无权干预。

在现实中，讨论政府对环境保护的作用问题，有两点容易引起混乱的地方需要澄清：

第一，经济学在讨论政府问题时，一般假定政府都是为全社会的利益服务的，就是说政府都是好政府。但是在现实中，政府、政府部门或政府官员可能代表社会上某些集团的利益。在政府代表全民利益的情况下，理论上证明需要政府干预的

场合，政府就应该干预。在政府代表一部分人的利益时，理论上证明需要政府干预的场合（假定政府是好政府），政府干预不一定就好。这时如果还有利用市场的解决办法，利用市场可能更可靠。因此，很多关于政府作用的争论，与对政府行为的基本假设有关。

第二，在一些情况下，执法需要有力量作为后盾，例如，环保部门负责执法。环保部门执法对象有时是超大型企业，这些企业在财力、市场势力、社会联系上都极具影响力，有着深厚的背景。执法部门需要具有行政授权，利用舆论监督等手段逐步加强执法能力并长期坚持不懈。

5.2 政府失灵

然而，实际上，政府干预往往不能改正市场失灵反而把市场进一步扭曲。原因很多，例如：第一，政府干预的主要目标不是改正市场失灵，国家安全、社会平等、宏观调控可能是政府的主要目标。因此，政府干预常带来未预料到的副作用。第二，政策作用的对象是理性人，政策的效果取决于人们对政策的反应。有些政策（例如补贴、反对进口和竞争的保护）由于影响人们的预期和财产价值而产生利益集团，这些利益集团对政策产生影响，并使改变这些政策在政治上变得困难。第三，不同的政府政策干预相互影响，使激励机制发生扭曲。这样，环境恶化不仅是市场失灵的结果，也是政府政策扭曲激励机制的结果。

政府失灵（government failures）表示政府没有有效地把产品和资源配置给政府的服务对象。政府失灵是相当于市场失灵而言的。政府失灵是政府运作的机制性问题。

政府失灵可以分为若干种类型，但是概括起来可以分为两大类：

（1）政府在追求全社会利益时，由于理解错误，安排不当，考虑不周，把原来可以正常工作的市场机制扭曲，对环境产生外部性（又称外部效应）。政府干预产生这样的后果是事先无意的。这种结果可以通过政府的强制性命令（例如对最低或最高价格的规定），也可以通过税收、补贴等经济手段来实行。

（2）政府或其官员谋求自身利益或某一集团利益，有意损害全社会的利益。例如，官员接受贿赂，官商勾结，包庇企业浪费资源破坏环境的行为。

总之，政府失灵既包括有目的地损害公众利益，也包括由于干预措施的失当而伤及公众利益；既包括需要干预时没有干预，也包括不需干预时干预。

5.2.1 政府对价格机制的破坏

政府对价格机制的破坏常常出现，比较典型的一个例子是政府对农产品价格机制的破坏。政府对农产品价格的保护在很多国家存在，例如，欧盟、日本。政府通常在农民利益集团的压力下，抬高农产品价格，使国内农产品生产过剩。过多的

生产浪费了资源，破坏了环境。这可以由图 5.1 来表示。

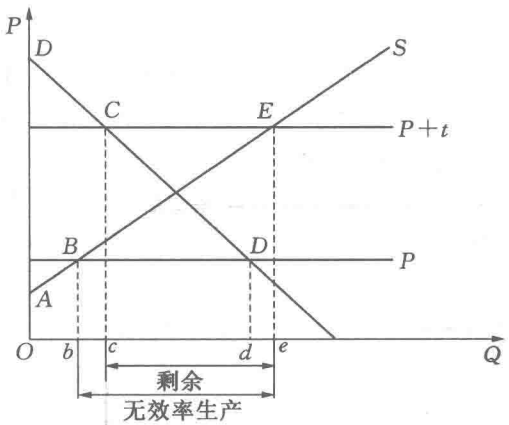


图 5.1　政府农产品保护价格的影响

假定甲省政府可以自行决定大米价格。纵轴表示价格 P，横轴表示数量 Q。D 为本省需求曲线，S 为本省供给曲线。P 为全国大米价格。如果省间大米贸易完全放开，供给曲线为 ABD。这时在 B 点右侧全国大米价格低于甲省的生产成本。在自由贸易的情况下，甲省生产 b，消费 d，消费与本省生产的差额 $d-b$ 向外省购买。如果甲省政府为保护本省农民利益抬高价格，并在各路口设置关卡，对进口大米的商贩收取“关税”t，这样政府管制的价格就上升到 $P+t$。在这一价格下，本省农民生产 e，而本省消费者意愿购买 c。由于高价，生产多于需求，差额 $e-c$ 即剩余产品。而差额 $e-b$ 为本来不应由本省生产的无效率生产。生产过剩，不仅浪费了劳力，而且浪费了土地资源，破坏了生态环境。当然，政府破坏价格机制的前提是存在市场，但对很多自然资源来说，根本就不存在市场。

5.2.2　寻租

寻租是政府或官员有意为少数利益集团服务经常采取的一种形式。寻租(rent seeking)指通过不正常手段无偿从别人处获取利益，而不是通过交换和生产来获取利润。政府在寻租活动中起着重要的作用，“租”在这里的含义与常用的“出租的回报”有所不同。寻租行为是与盈利(profit seeking)行为相对而言的，盈利是指在双方互利的交换中获益。

在议会制国家，寻租常常与利益集团游说国会采取某种管制措施有关。例如，美国公司游说国会，对从中国进口的商品征收高额关税。这保护了美国厂商的利益，但使美国消费者用更高的价格购买中国商品，从而损害了消费者的利益。

寻租常常和腐败联系在一起。例如，某公司欲修建某工程，这能给公司带来巨额收益，但会破坏某著名自然景观，需政府批准。公司给主管部门负责人一笔贿赂款，主管部门批准项目，公司获益，社会利益因景观被毁受到损失。如果对该负责人的贿赂明码标价，公司就可以通过比较获得批文的收益，即贿赂的成本与采取正当手段申请的成本，决定是否进行贿赂。

5.2.3　各种形式的政府失灵

根据决策层次的不同，政府失灵还可以分为项目失灵、部门失灵和宏观政策

失灵。

(1) 政府公共工程项目政策失灵。

在决策的较低层次，政府的工程项目政策的失误对环境造成了巨大的破坏。工程项目政策涉及政府对公共项目和私人项目的政策，我们集中关注公共项目政策。公共项目是政府使用财政收入直接提供公共物品，例如，道路、公园、下水道的投资项目，财政收入来自国民缴纳的税收。如果运用不当，公共项目可能会扭曲市场机制。公共项目可能挤掉私人投资，这在宏观经济学中被称为“挤出效应”(crowding out)。在我国，和在其他发展中国家类似，相对于私人项目，公共项目的规模一般比较大，对经济发展和环境的影响也比较大。在很多国家，政府常常为经济发展而牺牲环境。

公共项目还为腐败和寻租行为提供了巨大的机会。公共工程项目往往被看成一块肥肉。“大楼盖起来，官员倒下去”。政府常常对公共工程项目采取“黑箱”作业，产生额外的财政支出。据估计，在我国，如果对公共工程公开招标可节省资金支出10%以上。当然，即使公开招标，官商勾结也可以采取其他形式来进行。据估计，腐败造成的公共投资、公共支出的流失，在20世纪90年代末，约占GDP的1%—1.5%(胡鞍钢，2001)。

基础公共工程例如公路和铁路的建设，对环境的全部影响往往远远超出对环境的直接影响。穿越一片原始森林修建一条高速公路的环境影响远远超出修路直接砍伐的树木的价值。例如，几十年以前泰国北部的低地还被原始森林覆盖。此后，国家修建了一条主要公路。接着，无地农民开始迁入把土地变为耕地，这使森林在1973年到1977年间遭到大量破坏。新移民在9年间建立了310个村庄。今天，这一地区水土流失，使林业和农业都不能持续发展。其实，同样的情况在中国历史上早就反复发生过。今天，在中国，谁都知道“要想富，先修路”是颠扑不破的真理。确实，基础公共工程的建设给贫穷的人们带来了巨大的经济收益，但同时，如果处置不当，也会给环境带来不可弥补的损失。

由于既得利益集团的影响，工程项目评估往往作出错误的结论。公共工程的项目评估往往使用成本—收益分析，这种分析所计算的成本应当包括所有社会收益和成本。如果忽视或缩小工程的社会成本，例如，对环境造成的破坏，就会作出错误的决策。

(2) 土地政策失灵。

发展中国家最严重的政策失灵是不安全的土地产权。它导致土地的非最优利用和土地、水资源及森林状况的恶化。不安全的土地产权采取很多形式：无产权、不清晰的产权、仅仅给农民短期使用权、使用权不能转让、地价管制，以及强迫集体化等等。在菲律宾、泰国、印度尼西亚都可以找到这方面的例子。在东南亚，无地契土地最典型的形式是租佃制，即佃户租种地主的土地。

中国20世纪80年代包产到户初期，只给了农民土地的短期使用权，使农民产生短期行为，不愿意对土地长期投资。此后，中国政府宣布延长农民的土地使用权

期限，试图以此来调动农民长期投资的积极性。目前，中国农村的土地所有权是不明确的，实际上是不完全的土地社区所有制，这种所有制经常受到政府的干预和占用。由于地块经常调整和农民对土地的使用权受到限制，影响了农民对土地长期投资的积极性。农村土地产权研究成为目前中国经济学理论和政策研究的一个热门领域，是实行土地社区所有制还是私有制成为争论的热点。

非法占用耕地是发展中的中国一个重要的社会现象，也是腐败的一个重要来源。农业部副部长尹成杰在十届人大四次会议上披露，每年农村被正常占用的土地达400多万亩，其中200多万亩属于农民的耕地，这可能使100多万农民失去耕地(《侨报》2006年3月9日)。2012年12月，国土资源部发布“2011年度全国土地变更调查数据”显示，截至2011年12月31日，全国耕地保有量为18.247 6亿亩。2011年度，全国耕地减少532.7万亩，其中建设占用耕地485万亩，灾毁耕地33.5万亩，生态退耕14.2万亩；同期耕地增加483.7万亩，增减相抵，耕地面积净减少49万亩(国土资源部，2012)。据较早的估计，1990—1995年期间，全国累计占用耕地375.6万公顷，而每年征收土地占用税仅30多亿元，合每亩58元(胡鞍钢，2001)。极低的土地价格反映了交易双方的极不平等的地位。这种疯狂的“圈地”运动也破坏了自然环境。

(3) 森林政策失灵。

森林政策是一个特殊的资源政策。如果森林资源日益匮乏，森林产品的价格就必须提高以减少乱砍滥伐并鼓励种树。目前，不仅多数森林产品和服务没有价格，木材本身作为在世界范围交易的产品，价格也过低。这是由于公开的或隐蔽的补贴和政府失灵造成的。不收资源租金，而且对伐木进行补贴会鼓励破坏性砍伐。砍伐会造成水土流失，水土流失会引发各种社会经济后果。

(4) 水资源政策失灵。

一则电视广告说，“如果我们还不节约用水，剩下的最后一滴水将是你的眼泪”。水资源政策是又一项重要的资源政策。水资源政策的关键是要把水资源的稀缺与价格机制联系起来。很多人认为，水是“取之不尽，用之不竭”的资源，因而应当是免费的。几乎所有的国家都对灌溉用水实行补贴，这导致了水的浪费。在泰国这样一个南方国家，北部竟然持续缺水，中部雨季洪水、旱季则需从其他地区进口水。免费的灌溉用水，不反映水的稀缺性和机会成本，结果造成水的浪费。

在中国，长期以来，水价过低，也导致了水资源的严重浪费。据1999年资料，全国668个城市中，有400多个城市供水不足，年缺水量月60亿立方米，使人们的生活和工业生产受到严重影响(张岳，2000年)。住房和城乡建设部2014年公布了一组数据，全国657个城市中，有300多个城市属于联合国人居环境署评价标准的“严重缺水”和“缺水”城市(《经济日报》，2014年)。

(5) 城市化和工业化政策失灵。

在很多发展中国家，工业化的过程和城市化的过程是并行的。工业化过

程中大量农民离土离乡，拥进城市，出现了人口高度集中、环境空前恶劣的巨型城市，例如，圣保罗、曼谷、开罗。如果按目前趋势发展下去，未来的北京—天津、上海—长江三角洲和广州—珠江三角洲将成为世界最大的超巨型大都会地区。如果工业建立在城市，工厂排出污染物，工业化和城市化结出了环境污染的苦果。

城市环境质量问题首先是市场失灵。城市环境是无价的公共财产。环境污染是一种外部性，其内化过程包含高交易费用。因为涉及成千上万的污染者和被污染者，污染治理不能由自由市场提供，因为任何人不能从收益中被排除，没有人愿意为环境保护买单。城市环境问题也是源于政府政策的失灵。从根本上说，是政府片面追求总产值指标的政策造成的。政府必须调整经济发展的指导思想，采取各种干预措施，减少污染。

(6) 产业政策和贸易政策失灵。

产业政策和贸易政策影响不同产业部门的盈利率和资源在不同产业部门间的配置，从而影响不同产业部门所使用的自然资源和产生的污染。在计划经济时代，我国采取了优先发展重工业的赶超战略。为了实现重工业的发展，政府扭曲了价格结构，这使工农业贸易条件恶化，对资源的利用和环境状况产生了不良的作用(林毅夫，2000)。例如，对工业的补贴和工农业产品交换的“剪刀差”，使农业衰落，剩余劳动力向林业和采掘业的转移破坏了森林和矿产资源。迄今为止，世界各国在制定和实施产业政策和贸易政策时，一般很少考虑其环境影响。今后在制定产业政策和贸易政策时，需要更多地考虑环境影响。

(7) 宏观政策失灵。

货币、财政和汇率等宏观政策对资源配置和管理也有重要作用。利率是宏观政策的一个重要工具，货币政策和财政政策都会影响利率。然而，利率同时是一个对资源的微观配置有重要影响的宏观变量。利率越高，对未来的折扣越大，资源消耗得越快，对资源保护的投资越少。如果资本密集型技术比劳动密集型技术产生更多的污染，利率相对于工资越低，越多地采取资本密集型技术，污染就越多。因此，政府的宏观经济政策，可能在不经意的情况下，影响到资源的微观配置。

政府为了保护低工资群体，对最低工资作出规定。然而，这一政策提高了企业的劳动成本，鼓励了资本密集型发展，减少了就业量。在劳动力充裕的地方，会造成更多的失业人口成群结队参加破坏自然资源的活动。因此，任何宏观政策的制定和实施都应考虑其环境影响。

总之，环境破坏往往是由人们的行为造成的。在市场可以正常工作的情况下，市场机制是有效配置资源的手段。在市场不能正常工作的情况下，出现市场失灵。市场失灵是环境恶化的原因之一。市场失灵为政府干预制造了借口，但政府干预并不一定比市场失灵更好，政府干预的失败被称为政府失灵，政府失灵是环境恶化的又一个重要原因。

案例 5.1

水污染问责风暴

松花江污染事件发生后，国家环保总局启动全国环境安全大检查。环保总局副局长潘岳 2006 年 2 月 7 日通报说，化工石化行业存在较明显的布局性、结构性环境隐患。一些高污染、高危险的建设项目分布在人口集中居住区域、江河湖海沿岸的饮用水水源地上游，一旦发生突发性环境事故，后果严重。环保总局决定即日起对化工石化等行业展开整顿：

第一，对全国 127 个分布在江河湖海沿岸、人口稠密区、自然保护区附近的重点化工、石化项目进行环境风险评估和应急预案排查。这 127 个项目涉及 25 个省、自治区、直辖市，投资总额近 4 500 亿元。排查信息全部向社会公开。

第二，环保总局决定对布设在江河岸边的河北省邢台钢铁责任有限公司等 11 家环境问题突出的企业，实行限期整改、挂牌督办。责成相关各省环保部门立即下达限期整改任务，一个月内提交整改方案并报国家环保总局审定后实施。对于没有按照期限整改到位的，将下达停产整治决定和实施经济处罚，对有关责任单位和责任人进行行政追究，其结果全部向社会公开。

第三，对投资总额达 290 亿元的 10 个违反“三同时”（同时设计、同时施工、同时投产）规定的化工、交通等建设项目进行查处。其中，要求河南汝阳县富达金属有限公司氧化钼加工等四个项目实施限期整改。逾期不改者，将责令停止其试生产。

第四，运用制度从源头上防范环境风险。

以松花江水污染事件为代表的一系列严重的突发环境事件，已不仅仅是某个企业是否有过失的问题，而是中国产业布局不合理、产业结构不平衡的整体问题。在今后相当长的时期内，布局性的环境隐患和结构性的环境风险，将取代个体的污染，成为中国环境安全的头号威胁。

这一场在松花江水污染事件背景下刮起的环保风暴，职能部门与企业的环境问责是一大主题，环境问责自此逐渐深化，受到前所未有的关注。近年来，中央政府对政府官员与企业负责人对环境所负责任做出了明确的法律规定。2006 年 2 月 20 日，国家监察部和环保总局制定的我国第一部关于环境问责方面的专门规章——《环境保护违法违纪行为处分暂行规定》公布施行。规定实施后，国家行政机关及其工作人员、企业中由国家行政机关任命的人员等，如果有充当违法排污企业“保护伞”等环保违法违纪行为，将受到严格的责任追究和处分。而近年来，随着雾霾、水污染以及多地发生的环境突发事件，公众对环境部门的政策执行、监管责任也日益关注，对政府环境问责的高峰悄然来临。2013 年，环保领域腐败案件在各地频发，多地环保官员“落马”。2014 年初的地方和全国两会上，各级检察院在工作报告中均强调对环境问题的问责。目前，我国的环境问责机制及配套制度仍

在不断探索、建立和完善过程中。

资料来源：

国家环保总局网站，www.zhb.gov.cn。

《防污染，查127沿岸化工厂》，《世界日报》2006年2月8日。

《环境问责不手软，多地环保官员“落马”》，《新华每日电讯》2014年3月18日。

思考

1. 你对“水污染问责”风暴有何评价？

2. 你对“在今后相当长的时期内，布局性的环境隐患和结构性的环境风险，将取代个体的污染，成为中国环境安全的头号威胁”有何评论？

3. 为什么在中国必须运用掀起风暴的方式来解决环境问题？

案例 5.2

圆明园防渗工程环境影响评价

2005年3月22日，从事生态学研究的兰州大学客座教授张正春发现圆明园管理部门为防止湖水下渗，正在给福海湖底铺设防渗膜。他认为，这将是一场生态灾难，随即向《人民日报》和其他媒体反映了这一情况。

3月28日《人民日报》和人民网同时披露“圆明园湖底铺设防渗膜遭专家质疑”，引起社会关注。

3月29日，针对媒体的报道，北京市环保局开始派员调查。4月1日，国家环保总局向圆明园管理部门下达停工令，并表示圆明园湖底防渗工程未依法报批，属于擅自开工建设项目。4月13日，环保总局召开圆明园防渗工程环境影响听证会。这是2003年9月1日《中华人民共和国环境影响评价法》实施以来，国家环保总局首次举行公众听证会。会上不同意见交锋4小时。5月9日，环保总局责令圆明园管理处限期提交环评报告。但圆明园管理处在一个多月时间内找不到环评单位承担环评工作。

5月11日，环保总局副局长潘岳宣布改革环评单位资质管理办法，对环评行业进行全面整顿。环保总局将加强环评单位的定期考核和管理，定期公布持证单位日常考核成绩。将进一步严格把握环评单位资质准入条件，对不符合条件的单位予以取缔。对弄虚作假的环评单位要追究责任，对伪造数据的环评人员取消资格。对违法环评单位加大处罚力度。

5月9日，清华大学正式接手环评项目，7月5日，圆明园东部湖底防渗工程环境影响报告书正式公布，并通过了环保局国家环境评估中心的技术评估。环评项目负责人、清华大学环境科学与工程系主任陈吉宁教授表示，环评工作严格按照环境影响评价法的规定，本着尊重科学，用事实、数据说话的原则进行。为防止生态系统的持续退化，在北京市水资源严重短缺、地下水不断下降的情况下，圆明园确

有必要采取综合的节水与补水措施，以防止湖水的过度渗漏。但由于该工程是在重要的人文遗迹内实施，且事先未进行环境影响评价，缺少对湖底防渗工程合理性的充分论证，没有对各湖体的地质条件和环境影响等进行深入研究，因而未能选择更加适宜的防渗方式，铺设防渗膜阻碍了天然地层中地下水的下渗过程，加大了水质恶化的风险。相比铺设防渗膜，天然防渗方法更符合生态要求，防渗工程必须进行全面整改。整改措施需要结合当地的地质条件、节水要求和环境影响等多种因素，实事求是地考虑工程的短期影响和长期效果，统筹计算其环境、经济和社会成本。

环保总局表示，国家环保总局叫停圆明园防渗工程后受到社会各界的高度关注，该工程从叫停到听证、环评、评审直至决策的全过程，环保总局都依法向社会公开，希望能借此推进环境决策民主化的进程；搭建一个公正的平台，使公众的各种意见建议能得以广泛而深入的交流；通过一种公开的形式，使政府的执政行为能随时接受公众与舆论的监督。针对环境形势严峻的现状，环保总局将更加严格地进行环境影响评价，对各种开发建设行为可能造成的环境影响进行分析、预测和评价，提出预防或者减轻不良环境影响的对策措施，建立严格的环境准入制度。与此同时，环保总局将根据新的形势与公众意见，不断推行政务公开，改革自身执政行为，加强环评队伍管理。

资料来源：郭翔鹤：《圆明园铺膜事件解决进入倒计时》，新华网，2005 年 5 月 12 日；国土资源部，《2011 年度全国土地变更调查数据》，2012 年 12 月 13 日。www.mlr.gov.cn/xwdt/jrxw/201212/t20121213_1165052.htm。周玮：《潘岳点名批评不敢承担圆明园工程环评责任的机构》，新华网/中新网，2005 年 5 月 11 日；李佳鹏：《北师大有关负责人“喊冤”》，载《经济参考报》，2005 年 5 月 12 日；《圆明园湖心岛房客已搬》，华翼网，news.chinesewings.com，2005 年 5 月 24 日；赵永新：《环保总局要求圆明园对防渗工程进行全面整改》，人民网，2005 年 7 月 7 日。

本章小结

市场在有效配置资源上的失灵为政府干预提供了借口。政府在环境保护问题上的作用包括：(1)制定和执行法律法规，挺身维护全社会所有人的利益。对于个人和企业浪费资源、破坏环境的行为，严格按照法律进行处罚。(2)对政府本身的腐败行为，进行坚决的治理。(3)政府应当理解自己在市场经济中的职权范围，改善和约束自己的行为，尊重公民和企业的权利。

政府干预往往不能改正市场失灵反而把市场进一步扭曲。这被称为政府失灵。政府失灵可以分为两大类：(1)政府在追求全社会利益时，由于理解错误，把原来可以正常工作的市场机制扭曲，对环境产生外部性。政府干预产生这样的后果是事先无意的。(2)政府或其官员谋求自身利益或某一集团利益，接受贿赂，官商勾结，包庇企业浪费资源破坏环境的行为。这方面最典型的行为就是寻租。

习题

1. 政府在环境保护方面有哪些职责？目前政府在这方面的干预是多了还是少了？政府应当在环境保护方面更多地干预，还是更多地让市场、企业和人民群众发挥其积极性，来保护自己生存的环境？

2. 政府失灵包括什么？是由什么引起的？多数政府失灵是有意还是无意造成的？政府失灵是应该由政府来解决还是应该由市场来解决？

3. 近年来，淮河沿岸大量乡镇小企业排放大量未处理污水，造成河水严重污染，影响下游用水。这是市场失灵还是政府失灵？最近环保部门关闭了大量超标排放污水的小企业。这样做能否取得治理淮河污染的效果？这样做是否打击了企业和地方政府发展经济改善人民生活的积极性？

参考文献

Turner, Kerry, David Pearce and Ian Bateman, 1994, *Environmental Economics: an Elementary Introduction*, New York: Harvester Wheatsheaf.

Panayotou, Theodore, Green Markets, 1993, *the Economics of Sustainable Development*, San Francisco: ICS Press.

Wikipedia, http://en.wikipedia.org.

胡鞍钢：《腐败：中国最大的社会污染》，载《读者周刊》2001 年 9 月 29 日，http://www.DZZK.net。

林毅夫、蔡昉、李周：《比较优势与发展战略——对"东亚奇迹"的再解释》，载林毅夫、海闻、平新乔主编，《中国经济研究》，北京大学出版社 2000 年版。

《失地农民年增百万》，载《侨报》2006 年 3 月 9 日。

热若尔·罗兰(Roland, Gerard)著，张帆、潘佐红译：《转型与经济学》，北京大学出版社 2002 年版。

《国务院关于落实科学发展观加强环境保护的决定》，载《侨报》2006 年 2 月 15 日。

张岳：《提高认识，加强管理，理顺体制》，载《中国水情研究报告》2000 年第 6 期，www.hwcc.com.cn/tech/static/zhongguoshuiqingyanjiubaogao/200006.htm。

第二篇　环境评价

要保护环境，首先需要认识环境，对环境状态作出评价，对环境质量进行衡量。由于一些自然资源或环境服务没有市场价格，对它们的评价在技术上存在一定的困难。近年来，环境和自然资源经济学研究在这方面有所突破。本部分介绍环境评价的经济学理论和环境评价的具体方法。根据这些理论和方法，可以对环境所提供的服务作出定性和定量的评价。第 6 章介绍环境评价的理论，第 7 章和第 8 章介绍环境评价的方法。

▶6

成本效益分析

所用经济学家都在智力上致力于把人们所需求的事物用元角分来衡量。

《经济学家杂志》,2002 年 1 月 31 日①

要提出环境保护的对策,首先需要对环境状况及其变化的经济价值进行评价和估计。现代经济学为环境评价提供了一套有用的分析方法,提供了一个工具箱。如果把环境问题的争论比作一个血腥的战场,那么这个战场使用的很多武器是经济学家铸造的。在讨论环境评价的方法(第 7、8 章)之前,我们首先在第 6 章介绍环境评价的理论。

6.1 静态成本—效益分析

我们先介绍经济学关于个人选择的理论,然后讨论资源的社会成本问题。

6.1.1 个人的选择

经济学是研究理性的人进行决策的学问。决策也就是在不同方案之间进行选择。个人基于收益(gains)和损失(losses)来进行决策。在有多种选择时,理性的人挑选的是净收益(等于收益减损失)最大的选择。如果我们用价值来衡量损失和收益,把损失叫做成本(cost),把收益叫做效益(benefit),我们就有了最简单的成本—效益分析。

在现代主流经济学中,成本和效益的定义是针对人们的欲望(wants)的满足而言的。任何增加人们福利的东西,就是效益。任何减少人们福利的东西,就是成本。人们的福利是增加了还是减少了,可以从人们的选择上看出。假设某人是理性的,如果他必须在状态甲和状态乙中挑选一个,他选择了状态甲而没有选择状态乙,那么,状态甲和状态乙的净福利之差一定为正。这里,"净福利"指福利超过成

① *The Economist*, *January*, 31, 2002,转引自 Perman(2003, p.352)。

本的部分。

假设个人 i 在状态 A 和 D 之间进行选择，i 将选择状态 A，如果

$$(B_A - C_A) - (B_D - C_D) > 0 \tag{6.1}$$

(6.1)式中，B 为效益，C 为成本。只有当 A 的净效益超过 D 的净效益时，个人才会选择 A。

主流经济学认为，现代经济体系的物质利益决定人类不能把污染的危险降低到零。为了生存，人们必须吃饭，要有饭吃，必须生产。要过得更好，必须增加生产，也就是说要“发展”。在给定的技术条件下，一定规模的生产会带来一定程度的污染，增加生产会增加污染。因此，在污染和经济利益之间，人类必须作出某种取舍，成本效益分析是作出这种取舍的依据之一。

在同一时点对若干资源配置方案进行选择的经济学标准称为静态效率(static efficiency)。如果某一资源配置使资源使用的净效益最大化，资源的这一配置就满足了静态配置标准。

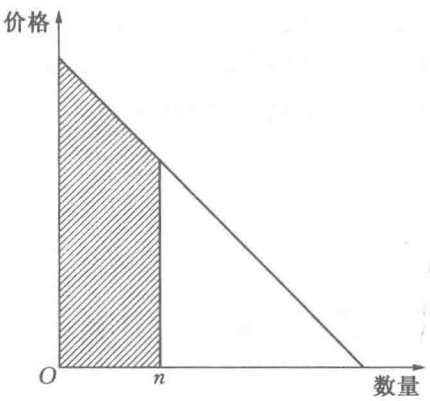


图 6.1　需求曲线

我们在第 3 章讨论了一般商品的市场供求关系。现在我们研究资源或环境服务的配置效率。如果存在市场，或者可以建立假想的市场，效益可以由某一资源的需求曲线得出。我们知道，需求曲线表示在不同价格下消费者愿意购买的某一商品(或服务)的数量。在一般情况下，价格越高(低)，消费者愿意购买的数量越少(多)。因此，需求曲线通常是一条向右下方倾斜的线(图 6.1)。

给定某一数量，需求曲线上相应的点表示消费者对最后一单位该商品愿意支付的货币。消费者对 n 单位该商品愿意支付的总货币量是对第 1，2，…，n 单位愿意支付的货币量之和。假设需求曲线是连续的，愿意支付的总货币量在图 6.1 中为 0 到 n 之间需求曲线以下的面积。我们就用愿意支付的货币总量表示总效益。你买了 3 个馒头，支付了 3 元，每个馒头的价格是 1 元。这个价格相当于最后一个馒头给你带来的边际效用的价值，否则你不会买。但是第 1 个和第 2 个馒头给你带来更多的效用，对第 1 个馒头你愿意支付 3 元，第 2 个馒头你愿意支付 2 元。因此，在这个交易中，你得到总效用 3＋2＋1＝ 6 元。

另一方面，供给曲线表示企业生产产品的边际成本。边际成本是企业再生产一单位产品所付出的成本。就自然资源和环境服务来说，我们可以把成本理解为机会成本。对环境服务来说，即使没有人力投入也会有机会成本发生。环境服务的机会成本是由于提供这一服务而不能提供下一个带来福利最多的服务所牺牲的福利。资源一般可以用于不同的用途。有时这些用途是不能兼容的。例如，三峡可以用来观赏，也可以用来发电。为了发电需要筑坝，筑坝改变了三峡原有的景

观，发电和原有景观是不能兼容的。发电的机会成本是牺牲原有的景观。我们用边际机会成本曲线来表示再生产一单位产品所产生的追加的机会成本。在完全竞争的市场上，边际机会成本曲线等同于供给曲线。图 6.2 给出了供给曲线的图形。

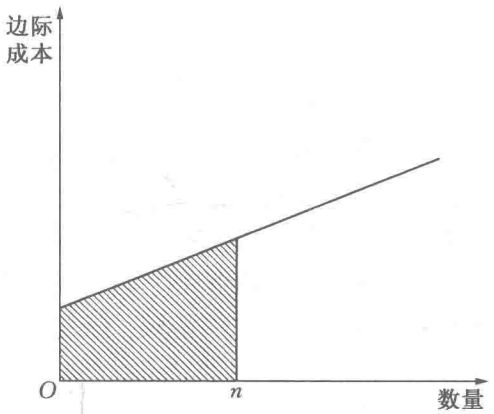


图 6.2　边际成本

总成本是生产第一件产品的成本加生产第二件产品的成本，以此类推，一直加到生产最后一件产品（第 n 件）的成本。也就是说，总成本是边际产品之和。假设边际成本曲线是连续的，原点和 n 之间，边际成本曲线以下的面积就表示总成本。

净效益（net benefit）是总效益超过总成本的部分。在图 6.3 中，净效益为需求曲线以下、供给曲线以上的面积。

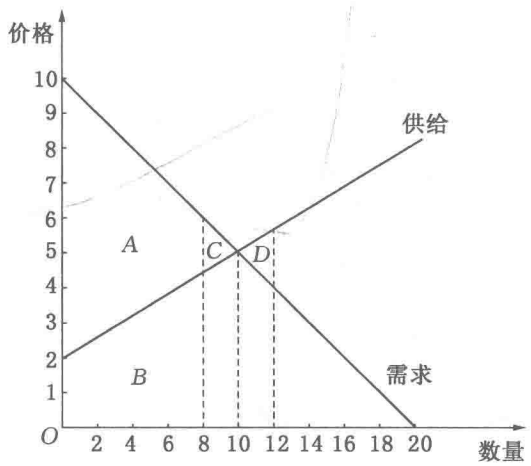


图 6.3　净效益

我们的目的是寻找最有效的资源配置，即能够使净效益最大的产出水平。在图 6.3 中，当产量为 8 时，总效益为 $A+B$，总成本为 B，净效益为两者之差，即 A。产量 8 是不是最优效配置？不是，因为它没有使净效益最大。如果生产 10 单位，净效益增加了面积 C。继续增加生产到 12 单位，净效益不但没有增加，反而减少了，因为对第 11 和 12 单位来说，最后增加的成本高于所得到的效益。减少的净效益由面积 D 表示。经过比较，我们发现生产 10 单位时净效益最大，10 单位产量是最有效的配置。因此，当边际效益等于边际成本时，资源得到了最有效的配置。

最有效配置是帕累托最优（Pareto optimality）。如果找不到其他配置使一些人的福利改进而又不损害其他人的福利，这一组资源配置就是帕累托最优。

6.1.2 资源的社会成本

当资源的市场价格存在时，利用市场来配置资源是有效率的；然而，当资源的市场价格不存在或不能反映资源利用的社会成本时，就不能利用市场有效率地配置资源。这就是市场失灵。市场之所以失灵是因为企业在作出生产决策时，仅仅根据资源的市场价格来计算生产的私人成本，而没有考虑社会成本。例如，造纸厂把废水倒入江河。这对造纸厂来说，没有增加任何私人成本，但是却造成江河的污染，影响了下游的渔业生产、居民的饮食和健康，从而产生了社会成本。因此，社会在作出决策时，必须把资源利用的全部社会成本考虑进来。

社会成本(social cost)是整个社会从事某种活动时付出的总的机会成本，等于私人成本(private cost)与外部成本(external cost)之和：

$$\text{社会成本} = \text{私人成本} + \text{外部成本}$$

外部成本是私人活动对外部造成影响而没有承担的成本。例如，某人吸烟时，对空气造成污染，这是社会成本的一部分，本人却没有承担，因此是外部成本。环境成本是外部成本的一部分。

社会要作出正确的决策，不仅要考虑社会总成本，还必须考虑社会边际机会成本，即再增加一单位产品社会所付出的机会成本。除了“双赢”的情况(win-win case)外，你得到一件东西必须牺牲其他的东西。比如，你不能把麦当劳的汉堡堂吃了同时又把它带走。边际成本也可以分为两部分，边际私人成本和边际外部成本：

$$\text{边际社会机会成本}(MSOC) = \text{边际私人成本}(MPC) + \text{边际外部成本}(MEC)$$

边际社会成本曲线也就是社会供给曲线，表示再生产一件产品社会所付出的成本。

社会生产多少产品取决于社会支付意愿(willingness to pay, WTP)。社会支付意愿是再生产一件产品社会预期得到的好处，也就是边际社会收益(marginal social benefits, MSB)。它等于边际私人收益(在公共产品的情况下，私人收益的总和)加边际外部收益(或减边际外部成本)。

$$MSB = MPB + MEB \tag{6.2}$$

(6.2)式中，MSB 为边际社会收益，MPB 为边际私人收益(marginal private benefits)，MEB 为边际外部收益(marginal external benefits)，例如，当教育的全部边际收益大于边际私人收益时，边际外部收益即为正。MSB 同时表示的是社会需求函数，表示再购买一件产品社会愿意支付的价格，即：

$$MSB = MWTP = DS$$

$$MSOC = SS$$

上面两式中，*MWTP*（marginal willingnesss to pay）是边际支付意愿，*DS* 为社会需求曲线。边际社会收益即社会的边际支付意愿，也就是社会需求曲线。

边际社会机会成本 *MSOC* 是社会再生产一单位产品的成本，也就是社会供给曲线 *SS*。*SS* 和 *DS* 共同决定的均衡价格就是社会的完全成本价格（full cost price）。

边际外部成本又可以分为边际使用者成本和边际环境成本。在这种情况下，边际社会成本由边际私人成本、边际使用者成本和边际环境成本组成：

$$MSOC = MPC + MUC + MEC' \tag{6.3}$$

(6.3)式中，*MPC* 为边际私人成本，*MUC* 为边际使用者成本，*MEC′* 为边际环境成本。使用者成本是指现在使用不可再生资源而不是留给后代使用所产生的成本。

这样，在确定以社会的完全成本为基础的价格时，必须考虑社会的供给曲线和社会的需求曲线。它们可能不同于私人的供给和需求曲线。在环境污染的场合，私人成本往往低于社会成本。由于市场上私人企业作出决策时只考虑私人成本，就会生产过多的产品，造成资源的浪费和环境的污染。

6.2 动态成本—效益分析

我们讨论了静态效率标准，这是衡量效率最基本的标准。当时间因素不很重要时，静态效率标准对于比较不同的资源配置方案十分有用。然而现实生活中很多资源配置问题涉及在不同时间、不同世代之间配置资源的问题。例如，某一资源是应当现在就开发，还是保存下来留待以后再开发？是应该现在牺牲环境发展生产满足当代人的需要，还是为保护环境减缓生产发展速度为后代留下比较多的资源？怎样做对当代人和子孙后代都更好？这些都是现实的决策问题，需要有一个标准来衡量发生在不同时间的成本和效益，来进行决策、作出选择。

为了解决这个问题，经济学家把静态效率的概念扩展为动态效率（dynamic efficiency）的概念。动态效率概念不仅考虑成本和效益，而且考虑成本和效益所发生的时间。今天的 100 元成本，和明天的 100 元成本应该是不同的，但如何不同呢？必须找到一个办法来比较发生在不同时间的净效益，衡量明天的 100 元相当于今天的多少钱。为了比较此时和彼时的效益，未来的价值被转化为现值（present value）以便与现在的价值进行比较。现值是未来的资金贴现率贴现后的价值。

经济学认为，货币是有时间价值的。就是说，今天已经在手里的一块钱比明天到手的一块钱要具有更高的价值。因为今天的一块钱如果存入银行，加上利息，明天就会比一块钱多。如果年利率为 5%，今天贷出 100 元，到明年的今天就会变成 105 元（100 元本金加上 5 元利息）。反过来说，如果利率为 5%，明年到手的 105 元的现值即为 105/(1＋0.05)＝100 元。如果时间更长会怎么样呢？今天 100 元存入

银行，采用复利计算方法，两年后为 $100\times(1+0.05)\times(1+0.05)=100\times(1+0.05)^2=110.25$ 元。那么，两年后到手的 110.25 元的现值即为 $110.25/(1+0.05)^2=100$ 元。

总结以上例子，可以得到一般性的结果。未来第 n 年得到的一次性的净效益的现值由以下公式确定：

$$PV(Bn)=Bn/(1+r)^n \tag{6.4}$$

(6.4)式中，PV 表示现值，Bn 表示第 n 年得到的净效益，r 为利率。

如果学校让你现在作出选择：(1)现在给你 2 800 元，或者(2)学校每年给你若干元奖学金，现在 500 元，一年以后 1 000 元，两年以后 1 500 元，你应当如何选择呢？选择(2)中的一系列钱的现值是多少呢？需要求出每一年收入的现值。你可以求出每一年收入的现值，再把它们加总：

$$PV(B_1,\ B_2,\ B_3)=500+1\,000/(1+r)+1\,500/(1+r)^2$$

这里 B_1、B_2、B_3 是 1、2、3 年的净效益。一般而言，在未来 n 年中得到的一系列净效益(从第 0 年到第 n 年每年得到 Bn)的现值由以下公式确定：

$$PV(B_0,\ \cdots,\ B_n)=\sum_{i=0}^{n}\frac{B_i}{(1+r)^i} \tag{6.5}$$

(6.5)式中，r 为利率，B_i 为 i 时刻得到的净效益。计算现值的过程被称为贴现(discounting)，r 也被称成为贴现率(discount rate)。

利用贴现的概念，可以定义动态效率。一个横跨 n 时期的资源配置方案是动态有效的，如果该方案在各种替代的资源配置方案中使 n 时期中得到的净效益的现值最大。

我们用一个两时期、不可再生资源的例子来说明动态效率的概念。[①]假定某资源只能在两个时期中使用，人们需要决定如何在两时期中分配资源(比如煤)使资源使用的净效益的现值最大。

我们首先假定：(1)资源开发的边际成本是固定的，为每单位 4 元。就是说，不管开发多少单位资源，每开发一单位资源的边际成本都是一样的。在现实中情况可能更复杂，比如，煤矿越挖越深，开采的成本越来越高。(2)两时期中资源供给总量是固定的，等于资源开发的边际成本。资源开发的边际成本曲线就是资源的供给曲线。这里为了简化计算，我们假定了一条水平的资源供给曲线，这与讨论静态效率时的向上倾斜的供给曲线不同。(3)两时期的需求函数(边际支付意愿)是固定不变的，用公式 $p=16-0.4q$ 表示。该需求函数表示，当需求量为 0 时，价格为 16(元)；需求量每增加 1 单位，价格下降 0.4(元)。就是说，需求曲线是向下倾斜的。

如果资源的总供给为 60 单位或更多，我们只需使用静态效率的公式，使边际

① 本例是根据 Tietanberg(1992)改写的。

成本等于边际收益，就可以得到有效配置的数值。根据供给曲线与需求曲线的交点，有效配置为每个时期开采 30 单位(图 6.4)。供给足够满足两时期的需求，第一期的开采并不影响第二期的开采。在这种情况下，静态效率的概念足够解决问题，因为资源足够多，两个时期不会打架，即时间不是一个重要的因素。

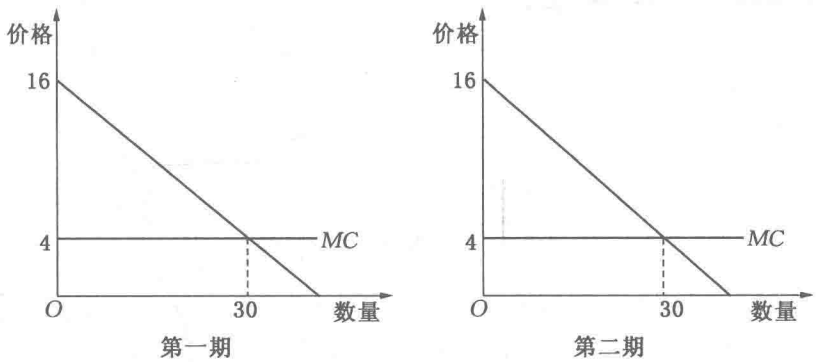


图 6.4　两期静态资源配置

然而，如果资源总供给小于 60 单位，例如，只有 40 单位，在两时期之间就出现了资源稀缺问题。静态效率的概念就不够了，需要使用动态效率的概念，使两时期净效益的现值最大。

我们首先讨论两时期净效益现值的计算方法，然后再讨论净效益现值的最大化问题。

假定我们随便选择第一期的开采量为 30，第二期的开采量为 10，如何计算资源配置的现值呢？第一期净效益的现值为 0 至 30 之间需求曲线以下、供给曲线以上的三角形的面积：$(1/2)\times(16-4)\times(30)=180$。第二期的现值为 0 至 10 之间需求曲线以下供给曲线以上的面积除以 $(1+r)$。假定 $r=0.10$，第二期净效益的现值为 $[(1/2)\times(16-4+12-4)\times(10)]/(1+0.1)=100/1.10=90.91$。两时期净效益的现值总和为 $180+90.91=270.91$。

我们从上例知道了如何计算两期的净效益的现值，但是第一期开采 30、第二期开采 10 是否是最优配置呢？怎样找到一组最优配置呢？一个笨办法是把第一期开采量(q_1)和第二期开采量(q_2)的所有组合都试一遍，计算出每个组合的净效益，然后选出使净效益最大的一组。

有没有更聪明的办法呢？利用经济学的基本原理，我们可以找到更简便的办法。资源的动态有效配置必须满足以下条件：第一期边际净效益的现值等于第二期边际净效益的现值。这是因为，每一期开发资源所获得的边际净效益都是递减的，最后一单位的净效益最低。当第一期开发的最后一单位资源的边际净效益的现值等于第二期开发的最后一单位资源的边际净效益的现值时，两期净效益之和最大。

如何比较两期净效益的现值呢？经济学家把两期的收益期限放在一张图中。这张图的横坐标有两个不同的方向。请看图 6.5。

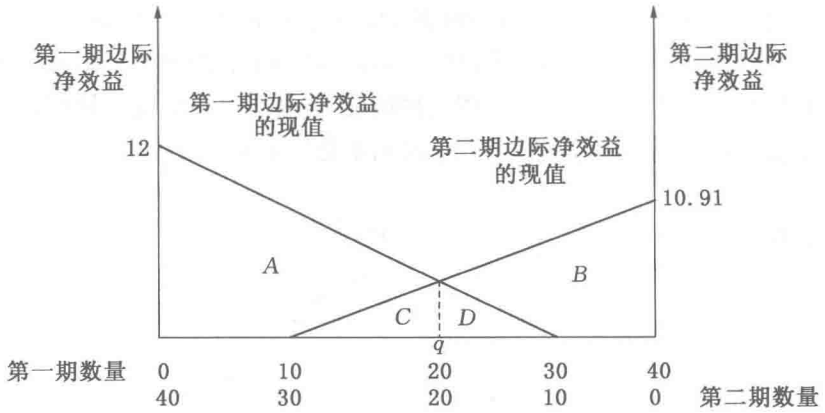


图 6.5　资源的动态有效配置

图 6.5 上的两条斜线分别表示两期边际净效益的现值。第一期边际净效益曲线从左向右，第二期边际净效益曲线从右向左。相应地，横轴从左向右表示第一期的开采量，从右向左表示第二期的开采量。横轴的总刻度为 40，表示两期的总开采量不能超过 40。选择第一期的开采量 q，那么第二期的开采量一定为 $40-q$。注意，我们在这里使用的是边际净效益曲线，而不是需求曲线。边际净效益曲线实际上是图 6.4 中需求曲线高于边际成本（供给）曲线的部分，也就是我们把需求曲线高于水平的供给曲线的三角形砍下来，画在图 6.5 中。当开采量为 0 时，需求为 16，而边际成本为 4，边际净效益为 12，因此，第一期边际净效益的现值线与图中左边的纵轴的交点为 12。当开采量为 30 时，第一期边际支付意愿等于边际成本，边际净效益为 0。因此，第一期边际净效益曲线与横轴的交点为 30。由于第一期的边际净效益的当期值即等于第一期边际净效益的现值，不需贴现。

细心的读者会发现，第二期边际净效益现值线不与第一期边际净效益现值线对称。这是因为第二期边际净效益必须贴现。因此，第二期净效益现值线与右边纵轴的交点低于第一期净效益现值线与左边纵轴的交点。当贴现率为 10%且开采量为 0 时，边际净效益的现值为 $12/1.10=10.91$。第二期边际净效益现值线与横轴的交点也为 30，因为开采量为 30 时边际净效益为 0，其现值 $=0/1.10=0$。因此，高的贴现率会使第二期边际净效益现值线围绕（$q_2=30$，$B=0$）点扭转，变得更平缓。这里 q_2 表示第 2 期数量，B 表示边际净效益。

这样，两时期边际净效益现值线的交点就确定了动态效率配置点 q。净效益总现值为动态效率配置点左侧第一期边际净效益现值线以下的面积加上该点右侧第二期边际净效益线以下的面积。就是说，40 单位资源应当这样分配，第一期开发 q（从左边开始计算），第二期开发 $40-q$。由于选择了动态效率配置点，净效益总现值被最大化了（即面积 $ABCD$ 被最大化了）。

在资源充裕的时候，我们决策时仅仅考虑边际开采成本。当资源稀缺的时候，成本增加了。现在较多的使用会减少将来使用的机会。我们把这种成本称

为边际使用者成本。边际使用者成本是由于现在使用而牺牲将来使用的边际机会成本。

回到前边的例子。当资源的存量为 60 单位或更多时，每个时期开采 30 单位，我们决策时考虑的只有边际开采成本。决策的原则是：价格 = 边际开采成本 = 4，没有边际使用者成本。当资源存量为 40 单位时，稀缺性就存在了。两期或两代争煤。这种情况下，每个时期就不能开采 30 个单位了，动态有效的开采量将少于 30 个单位。由图 6.5 确定的动态有效开采量 q 为第一期 20.476、第二期 19.524（具体计算见 6.3 节）。由这两个开采量决定的两期价格分别为 7.81 和 8.19，超过边际开采成本的部分即为边际使用者成本的当期值。把第二期的超额成本贴现后，两期的边际使用者成本的现值均为 3.81。图 6.6 给出了两期的边际使用者成本。注意，P 与 MC 之差为边际使用者成本的当期值。

贴现率的大小影响边际使用者成本和资源在两时期之间的配置。一个大于 0 的贴现率使第一期开采量大于第二期。如果贴现率大于 0.10，图 6.5 中的第二期边际净效益现值线会继续向右扭转，第一期开采量增加，边际使用者成本减小。因此，贴现率的增加使未来的权重减少，使当前资源的开采量增加。

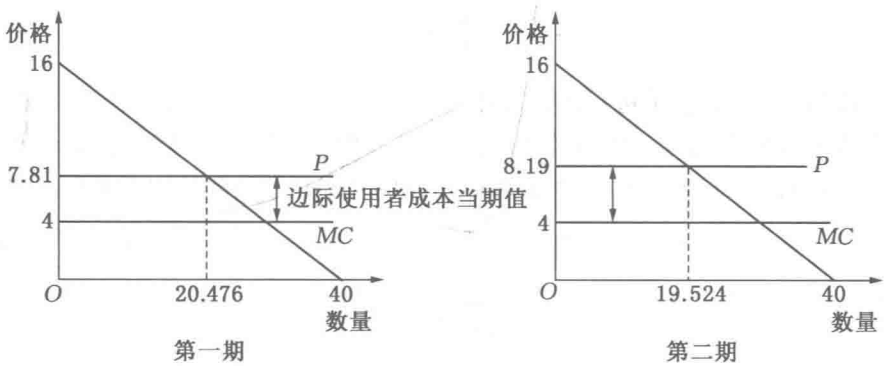


图 6.6　资源在两时期之间的有效配置

边际使用者成本是资源经济学中的一个新概念，是研究不同时间资源稀缺性的一个重要概念，请读者结合本节和下节的例子深刻体会。

*6.3　动态效率的数学推导

本节使用数学方法推导资源的动态效率。本节模型根据 Tietenberg(1992)的资料来演绎。

假设某非再生资源的需求函数是线性的，且不随时间变化，用下式表示：

$$P_t = a - bq_t \tag{6.6}$$

式中 P_t 为 t 年价格，q_t 为 t 年开采数量。

在 t 年开采 q_t 所得到的总效益为需求曲线以下的面积：

$$TB_t = \int_0^{q_t} (a - bq)\mathrm{d}q = aq_t - (b/2)q_t^2 \tag{6.7}$$

式中，TB_t 为总效益。

假设开采该资源的边际成本取固定值 c，t 年开采 q_t 数量的总成本 TC_t 为：

$$TC_t = cq_t \tag{6.8}$$

如果可开采资源的总量为 Q，那么 n 年中资源的最优动态配置问题可用下式表示，即在资源总量的制约条件下，使边际效益与边际成本之差的现值之和最大：

$$\max_{q_t} \sum_{i=1}^{n} \frac{aq_i - (b/2)q_i^2 - cq_i}{(1+r)^{i-1}} + \lambda\left(Q - \sum_{i=1}^{n} q_i\right) \tag{6.9}$$

假设资源总量 Q 小于需求量，动态最优配置必须满足下列条件：

$$\frac{a - bq_t - c}{(1+r)^{t-1}} - \lambda = 0,\ t = 1, \cdots, n \tag{6.10}$$

$$Q - \sum_{t=1}^{n} q_t = 0 \tag{6.11}$$

(6.10)式和(6.11)式表示每一期资源开发的边际净效益现值必须等于 λ，资源总量等于各期开发的资源量。例如，给出需求函数和成本函数的具体参数，$a=16$，$b=0.4$，$c=4$，$Q=40$，$r=0.10$，可以求出两期的开采量和边际使用者成本。

$$16 - 0.4q_1 - 4 - \lambda = 0 \tag{6.12}$$

$$\frac{16 - 0.4q_2 - 4}{1.10} - \lambda = 0 \tag{6.13}$$

$$q_1 + q_2 = 40 \tag{6.14}$$

解以上联立方程式，结果为：$q_1=20.476$，$q_2=19.524$，$\lambda=3.810$。

等式(6.12)表示在动态有效配置点，第一期边际净效益的现值 $(16 - 0.4q_1 - 4)$，必须等于 λ。等式(6.13)表示在动态有效配置点，第二期边际净效益的现值也必须等于 λ。因此，两期边际净效益的现值也应相等。这一点正好由图 6.5 表示出来了。

那么，λ 代表什么呢？从等式(6.12)看出，λ 等于第一期价格 $(16-0.4q_1)$ 和边际开采成本之差，即在最优开采量高于边际开采成本的超额成本。回忆图 6.6，两者之差即边际使用者成本，因此，λ 代表边际使用者成本。等式(6.12)告诉我们，第一期价格 $(16-0.4q_1)$ 应当等于边际开采成本(4)与边际使用者成本之和。如果等式(6.13)两边乘以 $(1+r)$，我们看到，第二期价格 $(16-0.4q_2)$ 等于边际开采成本(4)加上边际使用者成本的当期值 $\lambda(1+r)=3.810\times1.1=4.191$。这表明，随时间的增加，边际使用者成本的当期值不断增加，而其现值不变。

*6.4 环境变动对福利的影响[①]

本节讨论环境变动对福利(welfare)的影响。环境质量的变化对个人福利的影响通常通过四条渠道:在市场上购买的商品的价格的变动,生产要素价格的变动,无市场物品的数量和质量的变动,风险的变动。其中价格变动对福利的影响是分析的基础,我们以下的分析集中在环境变化引起价格变化从而影响福利的情况。我们首先介绍消费者选择理论,然后以价格变动对福利的影响为例,介绍计算福利变动的五种方法。

6.4.1 消费者选择理论

在第3章我们已经初步讲解了消费者选择。为了介绍经济学理论是如何分析环境变动对福利的影响的,我们需要以比较正式的形式介绍一下消费者选择理论。

首先,经济学假定消费者从物品或服务的消费中得到效用。就是说,效用是消费品数量的函数:

$$U=U(q) \tag{6.15}$$

(6.15)式中,U 表示效用,q 表示一组物品和服务(物品和服务量的向量)。如果环境服务或环境污染可以用市场价格来衡量,我们也可以把它们包括进去。不过,环境污染给人们带来的效用是负的。我们把这个效用函数称为直接效用函数。

我们假定消费者的收入是有限的,他们在有限的收入的约束下,希望使自己的效用最大化。就是说,消费者的决策问题是:

$$\max U=U(q) \text{ subject to } \sum_i p_i q_i=M \tag{6.16}$$

(6.16)式中,M 为货币收入。这个最优化问题的解,可以导出普通需求函数:

$$q_i=q_i(P, M) \tag{6.17}$$

这里价格向量 $P=p_1, \cdots, p_n$。把 q_i 代入直接效用函数,我们得到作为价格和收入的函数的效用函数,我们把这个新的效用函数称为间接效用函数:

$$U=v(P, M) \tag{6.18}$$

根据罗伊等式(Roy's identity),需求函数也可以表示为间接效用函数的导数的形式:

$$q_i(P, M)=-\frac{\partial v/\partial p_i}{\partial v/\partial M} \tag{6.19}$$

① 本节内容参照了 Freeman(1993)。

罗伊等式是用间接效用函数的导数形式表示的，求导时把收入看作价格和给定效用水平的函数。支出函数 e 表示消费者的总支出，它等于消费者购买的所有物品的价格乘以其数量。消费者的决策问题也可以表示为在给定效用水平下，使支出最小，即：

$$\min e = \sum_i p_i q_i \text{ subject to } U(q) = U^0 \tag{6.20}$$

(6.20)式中，U^0 表示在支出最小的情况下可以达到的最大的效用水平。支出最小化问题的解，给出了给定价格和效用水平的最优支出额：

$$e = e(P, U^0) \tag{6.21}$$

把支出函数对每一个价格求导，就得到了希克斯补偿需求函数(Hicks compensated demand function)，它表示需求是价格和给定效用水平的函数：

$$\frac{\partial e}{\partial p_i} = h_i(P, U^0) \tag{6.22}$$

这样，我们就有了两个需求函数，普通需求函数和希克斯补偿需求函数。前者是价格和收入的函数，后者是价格和给定效用水平的函数。

6.4.2 价格变动对福利的影响

我们考虑最简单的情况：假设只有两种物品，分析其中一种物品的价格变动对福利的影响。经济学理论至少有五种办法来计算福利的变化。

第一种是用消费者剩余的变化来计量福利的变化，我们在 3.3 节中已有介绍。消费者剩余是消费者从购买中得到的剩余的满足，或满足的剩余部分。等于他所愿意支付的价格(或支付意愿，即需求曲线)和实际支付的价格(即均衡价格)之差。普通消费者剩余(ordinary consumers surplus)等于马歇尔普通需求曲线(Marshallian ordinary demand curve)以下和水平的价格线以上的面积。马歇尔普通需求曲线就是我们常用的需求曲线。普通需求曲线表示收入和其他商品价格不变的情况下某一商品价格与数量之间的关系，它包括了价格变动所产生的替代效应和收入效应。马歇尔普通需求曲线是相对于希克斯需求曲线而言的，我们在本节稍后将讨论二者的区别。消费者剩余是一种衡量福利变动的简单明了的方法。但其缺点在于，它不能用效用函数来直接定义福利的变动。经济学家更愿意用消费者的效用函数来直接衡量福利的变动。其他四种福利变化的计算方法都可以用消费者的效用函数来表示。让我们看看消费者对两种物品的无差异曲线图。

图 6.7 上画着某消费者的两条无差异曲线(indiference curve)。假设环境污染使生产 Q_1 的成本上升从而使其价格由 p_1' 上升到 p_1''。作为对价格上升的反应，个人的消费组合由 U^0 上的 A 变为 U^1 上的 B。问题是：价格上升带来的福利损失是多少？

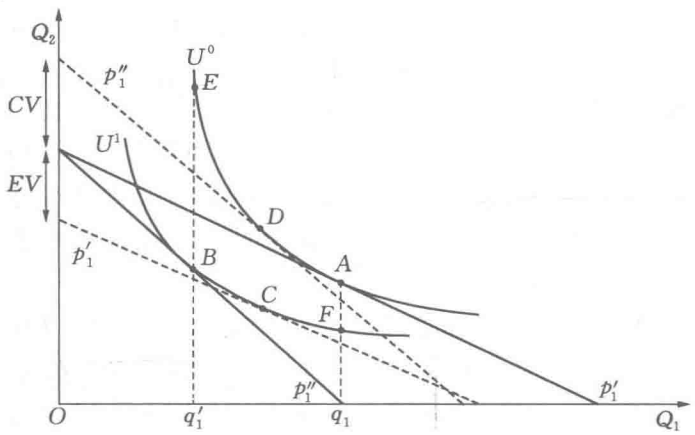


图 6.7　福利变化的四种测量方法

我们把 Q_2 作为计价物(numeraire),即把 Q_2 的价格假定为 1。因此,Q_2 的数量可以用来代表收入。那么,其他四种不同的福利计算方法就可以表示为:

补偿变化(compensating variation, CV)。这种计算方法所要回答的问题是:需要多少补偿支付才能使个人在价格变化前后的福利状况一样。看图 6.7。Q_1 的价格由 p_1'上升到 p_1''。这使价格线向内旋转。原价格通过 U^0 上的 A 点,新价格通过 U^1 上的 B 点。现在我们可以把消费者的收入增加 CV,使消费者的消费组合变为点 D,这时消费者的福利状况和价格变化前的 A 点一样(因为两者在同一条无差异曲线上)。因此,当价格上升时,CV 表示为使消费者福利不变必须补偿的价值。价格下降时,CV 是消费者为了使价格下降所愿意支付的最大价值。价格降低时,CV 不能大于个人收入(因为消费者意愿支付的价值不能大于其收入);价格上升时,CV 可以大于个人收入。

等价变化(equivalent variation, EV)是另一种衡量福利变动的方法。这种方法所要回答的问题是:给定初始价格,什么样的收入的变动等同于价格的变动?在图 6.7 中,给定初始价格,如果收入减少 EV,消费者在 C 点达到 U^1,EV 是在原价格下,等同于价格从 p_1'变动到 p_1''的收入变动。当价格上升时,EV 是消费者为了避免价格变动所愿意支付的最高数额。价格下降时,EV 是使消费者自愿放弃在低价下购买商品所必须支付给消费者的最低数额。

EV 和 CV 的不同在于,EV 的变动是在原价格下,CV 的变动是在新价格下。两者的相同点是:EV 和 CV 都允许消费者调整两种商品的消费量以应付价格和收入的变化。

以上两种方法对消费者购买两种商品的数量没有限制。与上面两种方法不同,下面两种方法对消费者对商品组合的选择有限制。

补偿剩余(compensating surplus, CS)方法所问的问题是:需要给消费者多少补偿才能使他的福利没有变化,并且购买价格发生变动后的商品新的数量q_1'(E 点)。CS 是在新的数量 q_1'处两条无差异线的垂直距离。在图 6.7 中是 B 和 E 两点

之间的距离。这种计算方法与 CV 有关，差别在于购买 Q_1 数量的限制条件。

等价剩余(equivalent surplus，ES)方法所问的问题是：给定旧价格和消费量 q_1，需要收入的多少变化才能使消费者与在新价格和新的购买组合 B 下福利相同。在图 6.7 中，ES 是 Q_1 的消费保持在初始水平时两条无差异线的垂直距离，即线段 AF。ES 与 EV 有关，唯一的不同之处是保持 Q_1 初始水平不变的限制条件。当价格上升时，ES 比 EV 小，因为 q_1 与 q_2 相比，对应的无差异曲线比较平缓(即用 Q_2 衡量的 Q_1 的价值较低)。

这四种方法的含义不同，测量的是不同的东西。其中比较重要的是前两种方法。下面我们比较一下前两种方法，讨论一种商品价格变动的一般情况。

假定 $e=e(P, U^0)$ 为给定各种商品价格，达到效用水平 U^0 所需要的最低支出。式中，e 为支出，P 为价格向量等于(p_1, p_2)。那么，当 p_1 在边际上变动时，基本的福利变动是使效用不变所必需的支出变动，即

$$W_{p1}=\frac{\mathrm{d}e(P, U)}{\mathrm{d}p_1}=-h(P, U^0) \tag{6.23}$$

(6.23)式中，W_{p1} 是价格 p_1 变动引起的边际福利变动，h 为补偿需求函数，是达到初始效用水平 U^0 需要的补偿。这一结果也可以从间接效用函数和罗伊等式得到：

$$\frac{\mathrm{d}v/\mathrm{d}p_1}{\mathrm{d}v/\mathrm{d}M}=-q_1$$

或

$$\frac{\mathrm{d}M}{\mathrm{d}p_1}=-q_1$$

式中，v 为间接效用函数，它是价格 P 和收入 M 的函数。第一式表示，价格变动引起的边际效用变动通过除以收入的边际效用转化为以货币衡量的 q_1。第二式则表示维持效用不变的收入变动等于价格变动乘以商品购买数量。

下面我们分别讨论一下消费者剩余、CV 和 EV 的数学表达式和图 6.8 的含义。

(1) 马歇尔消费者剩余(Marshallian consumer surplus)。

图 6.8(a)表示消费者对两种商品的选择。假定 Q_1 的价格从 p_1' 上升到 p_1''，消费者的反应是把消费组合从 A 转移到 B。图 6.8(b)把均衡点画在一个价格—数量图上，点 A 和 B 都在马歇尔普通需求曲线 q_1 上。

马歇尔消费者剩余是需求曲线 q_1 下方的面积，消费者剩余的变动是面积 $p_1''BAp_1'$，如图 6.8(b)中所示，用公式表示：

$$S=\int_{p_1'}^{p_1''} q_1(P, M)\mathrm{d}p_1 \tag{6.24}$$

(6.24)式中，S 表示消费者剩余的变动。

可以使用罗伊等式来把 S 解释成效用的变动：

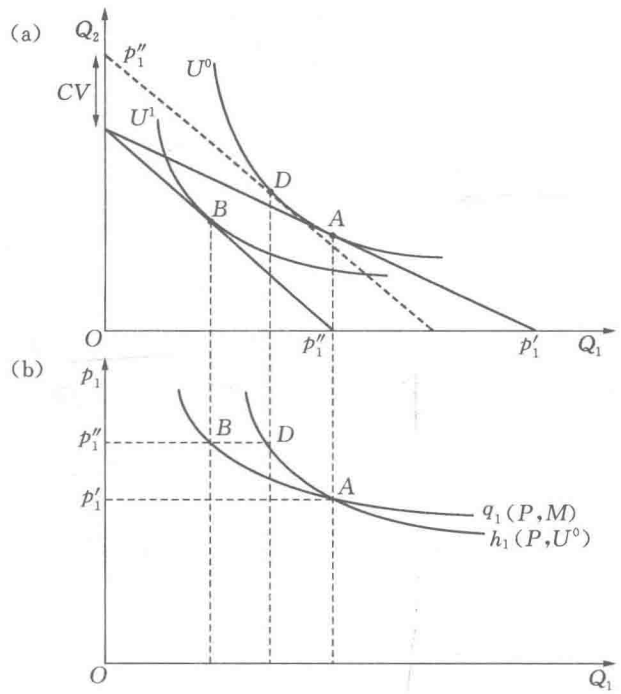


图 6.8　补偿变化和希克斯补偿需求曲线

$$q_1(P,\ M)=-\frac{\mathrm{d}v(P,\ M)/\mathrm{d}p_1}{\mathrm{d}v(P,\ M)/\mathrm{d}M}$$

代入(6.24)式

$$S=-\int_{p_1'}^{p_1''}\frac{\mathrm{d}v/\mathrm{d}p_1}{\mathrm{d}v/\mathrm{d}M}\mathrm{d}p_1$$

如果收入的边际效用在价格变动的范围内是固定的，上式可写为：

$$S=\frac{v(p_1'',\ p_2,\ M)-v(p_1',\ p_2,\ M)}{\mathrm{d}v/\mathrm{d}M}$$

上式表示马歇尔剩余可以解释为用收入的边际效用转化成货币单位时的效用变化。如果收入的边际效用是固定的，那么，S 可以说是与价格变动引起的效用变动成比例的。但是，收入的边际效用固定是一个较强的约束条件。当收入和价格变动时，收入的边际效用一般不可能不变。

(2) 补偿变化(CV)。

假定 Q_1 的价格上升，需要增加多少收入才能使消费者停留在初始效用水平 U^0 上？给定价格变化和补偿收入，消费者将停留在图 6.8(a)的 D 点上。D 也被画在图 6.8(b)上。A 和 D 是在希克斯补偿需求曲线(Hicks-compensated demand)h_1 上，这条需求曲线只反映了价格变动的替代效应。收入效应已被给消费者的补偿收入所抵消。因为假设 Q_1 是正常商品(normal good)，即收入弹性大

于0的商品，希克斯补偿需求曲线比普通需求曲线（马歇尔需求曲线）的价格弹性更小。因此希克斯需求曲线比马歇尔需求曲线更陡。希克斯需求曲线和普通需要曲线的不同对分析 EV、CV 和消费者剩余的不同是十分重要的。

图 6.8(a)表示通过增加收入使消费者保持在初始无差异线上，CV 测量了由于价格上升这一单一原因引起的福利变动。用间接效用函数的形式，CV 可以表示为：

$$v(P', M) = v(P'', M + CV) = U^0$$

价格上升后，如果收入 M 得到补偿 CV，仍然可以保持在初始效应水平 U^0 上。CV 还可以用支出函数来表示。它是在两种不同的价格下使效用保持在 U^0 的两种支出之差：

$$CV = e(p_1'', p_2, U^0) - e(p_1', p_2, U^0) = e(p_1'', p_2, U^0) - M \quad (6.25)$$

因为 CV 被定义为两种支出水平之差，它也可以用边际福利的积分形式来表示：

$$CV = \int_{p_1'}^{p_1''} \frac{\mathrm{d}e(P, U^0)}{\mathrm{d}p_1}\mathrm{d}p_1 = -\int_{p_1'}^{p_1''} h_1(P, U^0)\mathrm{d}p_1$$

CV 等于希克斯补偿需求曲线左侧两个价格之间的面积。即面积 $p_1''DAp_1'$。由于支出 M 在新的价格下达到更高的效用，可以写为：

$$M = e(p_1'', p_2, U^1)$$

代入(6.25)式

$$CV = e(p_1'', p_2, U^0) - e(p_1'', p_2, U^1) \quad (6.26)$$

(6.26)式说明，虽然 CV 是用 U^0 定义的，它也可以测量在新价格下把效用从 U^0 变动到 U^1 所需要补偿的货币。

与马歇尔剩余不同，CV 不依赖对于收入的边际效用的假设。这是因为收入的作用已被剔除了。

(3) 等价变化(EV)。

EV 也可以从支出函数中导出。

图 6.9(a)是消费者的偏好图。价格上升，EV 定义为给定初始价格，使效用减少到 U^1 所必须减少的收入。用间接效用函数表示，EV 是下式的解：

$$v(P', M - EV) = v(p'', M) = U^1$$

在图 6.9(a)中，EV 是在初始价格下使购买组合保持在 C 点必须减少的收入：

$$EV = e(p_1', p_2, U^0) - e(p_1', p_2, U^1) = M - e(p_1', p_2, U^1) \quad (6.27)$$

因为支出水平在 A 点和 B 点是相同的，即 $e(p_1', p_2, U^0) = e(p_1'', p_2, U^1)$，$EV$ 也可写作：

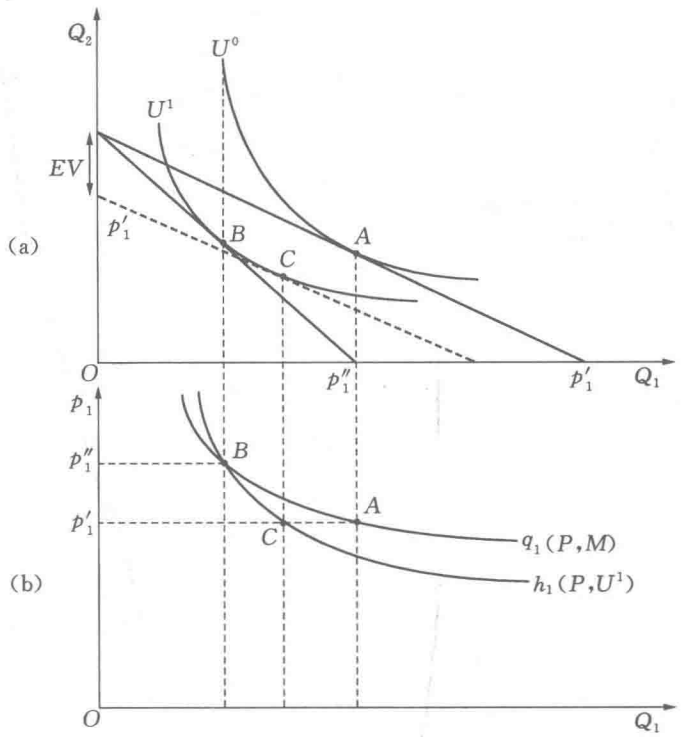


图 6.9　等价变化和希克斯补偿需求曲线

$$EV = e(p_1'', p_2, U^1) - e(p_1', p_2, U^1) \tag{6.28}$$

(6.28)式说明，虽然 EV 定义为利益在 U^0 和 U^1 之间的变化，它也可以用给定效用水平 U^1 条件下价格的变动来表示。

EV 也可以用边际值的积分来表示：

$$EV = \int_{p_1'}^{p_1''} \frac{\mathrm{d}e(P, U^1)}{\mathrm{d}p_1} \mathrm{d}p_1$$

支出函数的价格导数产生了另一条希克斯补偿需求曲线也通过点 B，这次是维持效用在 U^1 水平上。这条需求曲线左侧两个价格之间的面积是福利的变化：

$$EV = -\int_{p_1'}^{p_1''} h_1(P, U^1) \mathrm{d}p_1$$

同 CV 一样，这里也不需要关于收入的边际效用的任何假设。

以上讨论都是关于价格上升的情况，价格下降的情况可用对称的方式解决。总之，CV 和 EV 都是希克斯需求曲线左方的面积，但两条需求曲线不同。在 CV 的情况下，需求曲线通过初始点 A。在 EV 的情况下，需求曲线通过最终位置 B。

(4) 三种福利计算方法的比较。

马歇尔消费者剩余(除特例外)不反映任何理论上定义的效用的变化。它不能

在补偿测验中测量收益或损失。但由于马歇尔消费者剩余落在 CV 和 EV 之间，因此，可能可以用作福利变化的近似测量。

CV 和 EV 代表和福利有关的量。EV 是价格变动的货币等同物，它代表从初始效用水平到最终效用水平货币价值的变动。CV 测量了使效用不变所必需的收入变化。EV 是在同一价格下计量的，CV 是在同一效用水平上计算的。

如果 Q_1 需求的收入弹性为 0，EV 和 CV 相等。在这种情况下普通需求曲线和希克斯需求曲线是相等的。

6.4.3 环境变化对福利的影响

以上我们讨论了价格变化对福利的影响。一些环境质量的变化可以通过价格的变化来影响个人的福利。

CV 和 EV 经常用来计量支付意愿(willingness to pay，WTP)和接受补偿意愿(willingness to accept compensation，WTA)。当价格下降时，CV 是为获得新的较低价格下的购物权的最大支付意愿，这一支付等于价格降低的好处，它使新价格下个人福利不变。当价格上升时，CV 表示为防止福利变化，个人意愿接受的补偿。类似地，EV 表示为放弃一个计划的价格下降，个人意愿接受的补偿；或者为防止计划的价格上涨，个人意愿支付的价值。在环境变化对价格发生影响时，价格的上升或下降可以理解为环境的变坏或变好。

以上有关价格或环境变化对福利影响的讨论可以用表 6.1 概括。

表 6.1 环境变化对福利的影响

变化有没有发生	用来比较的效用水平	环境变化			
		破坏		改善	
有	$U^0(CV)$	WTA to incur	$U^0(M+CV)$	WTP to obtain	$U^0(M-CV)$
没有	$U^1(EV)$	WTP to avoid	$U^1(M-EV)$	WTA to forgo	$U^1(M+EV)$

表 6.1 中，WTA to incur 表示对已经发生的破坏接受补偿的意愿，WTP to avoid 表示为避免没有发生的破坏而支付的意愿，WTP to abtain 表示对已经发生的环境改善的支付意愿，WTA to forgo 表示为放弃尚未发生的环境改善而愿意接受的价值。

CV 和 EV 的测量有着重要的政策意义。假定市政府在某住宅小区中修了一条高速公路。假定小区居民拥有享受安静环境的权利。那么，就可以用居民愿意接受的补偿 CV(WTA)来测量修路对居民造成的损害。同时可以用开车的人的支付意愿 CV(WTP)来测量修路的好处。如果假设市政府有权在住宅小区修路，那么，可以用居民为避免修路愿意支付的价值 EV(WTP)来测量损害，用开车人为不修路愿意接受的补偿来测量修路的好处。

本章小结

现代经济学为环境评价提供了一套有用的分析方法。在同一时点对若干资源配置方案进行选择的经济学标准称为静态效率。当边际效益等于边际成本时，资源得到了最有效的配置。如果找不到其他配置使一些人的福利改进而又不损害其他人的福利，一组资源配置就是帕累托最优。社会在作出决策时，必须把资源利用的全部社会成本考虑进来。社会成本是整个社会从事某种活动时付出的总的机会成本，等于私人成本与外部成本之和。外部成本是私人活动对外部造成影响而没有承担的成本。环境成本是外部成本的一部分。由社会供给曲线和社会需求曲线共同决定的均衡价格就是社会的完全成本价格。由于市场上私人企业作出决策时只考虑私人成本，当私人成本低于社会成本时，就会生产过多的产品，造成资源的浪费和环境的污染。

现实生活中很多资源配置问题涉及在不同时间、不同世代之间进行选择的问题。为了解决这个问题，经济学家把静态效率的概念扩展为动态效率的概念。动态效率概念不仅考虑成本和效益，而且考虑时间对成本和效益的影响。为了比较此时和彼时的效益，未来的价值被转化为现值以便进行比较。计算现值的过程被称为贴现。利用贴现的概念，可以定义动态效率。一个横跨 n 时期的资源配置方案是动态有效的，如果该方案在各种替代的资源配置方案中使 n 时期中得到的净效益的现值最大。

本章还讨论了环境变动对福利的影响，介绍了计算福利变动的五种方法：消费者剩余，补偿变化，等价变化，补偿剩余和等价剩余。消费者剩余是消费者从交易中得到的剩余的满足，用马歇尔普通需求曲线以下的面积表示。当价格上升时，补偿变化（CV）是新价格下使消费者福利不变必须补偿的价值。等价变化（EV）是初始价格下等同于价格变动的收入变动。

习题

1. 某市水力资源丰富，政府正在考虑建设一座水电站，因此对项目进行了如下的成本收益分析，你认为这样的分析有哪些问题？

成本（万元）	收益（万元）
水电站建设费用 3 000	发电收益 100/年，可运行 80 年
维护维修费用 500	流量调节的收益 10/年，可运行 80 年
成本收益分析费用 10	

2. 表示价格与数量之间关系的一种方法是逆需求函数（inverse demand function）。在逆需求函数中，消费者愿意支付的价格是商品数量的函数。假设逆需求

函数为 $p=80-q$。边际生产成本为 $MC=q$，p 为商品的价格，q 为商品的数量。

(1) 计算在静态有效配置下的均衡数量。

(2) 在静态有效配置下净福利为多少?

3. 在本书 6.2 节给出的两期动态有效配置模型中，不可再生资源的逆需求函数为 $p=8-0.4q$，边际开采成本为 $2.00。

(1) 如果两期共有 20 单位资源可供利用。在动态有效配置和贴现率为零的情况下，第一期和第二期将分别开采多少单位的资源?

(2) 两期中有效价格分别为多少?

(3) 每期的边际使用者成本为多少?

4. 假定需求条件与第 3 题相同，但贴现率为 0.1，边际开采成本为 $4.00。

(1) 在有效配置下，每期将生产多少?

(2) 每期的边际使用者成本是多少?

(3) 此题中，静态和动态标准下，答案相同吗? 为什么?

5. 假定需求条件与第 3 题相同，贴现率为 0.1，将两期不可再生资源模型扩展到三期。求边际使用者成本和各期的开采量。

6. 假设政府正试图决定保护风景优美的河流的长度。社会中共有 100 人，每一个人都有同样的逆需求函数 $p=10-q$。q 为保护的河流长度(公里)。p 为他们对这 q 公里受保护的河流每公里愿意支付的价格。

(1) 如果边际保护成本为 $500/公里。达到有效配置后，将有多少公里的河段受保护?

(2) 净福利为多少?

7. 假定一个排放污染的工厂计划在一个居民区内设厂，用什么指标来测量居民所受到的损害? 为什么? 假定一个排放污染的工厂已经在一个居民区内设厂，用什么指标来测量居民所受到的损害? 为什么?

8. 画图表示价格下降时:

(1) 消费者剩余的变动。

(2) 补偿变化(CV)。

(3) 等价变化(EV)。

参考文献

Freeman Ⅲ, A. Myrick, 1993, *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*, Washington, D.C.: Resources for the Future.

Tietenberg, Tom, 1992, *Environmental and Natural Resource Economics*, 3 ed., New York: Harper Collins.

▶7

市场价值法

本章和下一章讲解对环境状况及其变化的经验评价方法。环境评价指对环境的状况、质量和环境所提供的服务的经济价值进行定量评价的方法。这是一个迅速发展且与现实紧密联系的领域。

环境评价是环境分析的难点。这是因为很多环境服务由于其本身特点，不存在市场或市场不完全，没有现存的市场价格作为评价的基础。环境经济学家创造了各种不同的方法，以便在不同的情况下对环境状况进行评价。在市场不完全的情况下进行环境评价的各种方法是环境经济学对经济学作出的贡献。

环境评价方法可以按不同标准分类。可以分为客观评价法(objective valuation approach，OVA)和主观评价法(subjective valuation approach，SVA)。

客观评价法直接根据环境变化所造成的物质影响进行经济评价。包括生产率变化法、机会成本法、重置成本法等。客观评价法通常使用一个“损害函数”(damage function)来表示损害活动(例如水污染、空气污染等)对自然资源或人造资产或对人类健康的物质损害。损害函数是一种技术关系，其数据是自然科学家通过调查或实验得到的。一些有关生态系统和自然资源的损害函数非常复杂。然而，关系一旦确定，就可能移植到其他类似的研究中去。但是使用时需要谨慎。例如，发展中国家往往缺乏有关污染对健康的影响的数据，研究人员常把发达国家的有关损害函数移植到发展中国家的类似研究中去，由于发展中国家和发达国家的情况很不相同，使用时要谨慎比较情况的相同和不同。

主观评价法是根据人们的意见或根据对人们行为的观察对可能的损害间接估算的方法。这种方法有时直接询问人们对环境状况的评价，有时通过观察人们对污染和其他商品的选择来估计可能的损害。直接询问的例子包括询问人们对海水污染价值的估计。观察人们行为的例子也很多。例如，由于担心污染，有些地区人们不直接饮用自来水，而是买瓶装水喝，可以用瓶装水的费用来估算污染的损害。又如，房产价格在污染较少的地区较高，在严格控制其他条件的前提下，两地区间房产价格之差可以用来测量消费者愿意对新鲜空气支付的价格。

环境评价方法还可以按市场信息的完全与否分为市场价值法、替代市场价值法和假想市场法。本书采用以下分类方法来介绍环境评价方法。

市场价值法，包括：

直接使用市场价值的方法；

从成本方面评价环境的方法。

替代市场价值法，包括：

旅行费用法；

内涵资产定价法。

假想市场法，包括：

意愿调查评估法。

我们分两章来讨论环境评价方法。第7章介绍市场价值法，第8章介绍其他方法。

本章介绍的所有环境评价方法都使用市场价格来确定环境和资源的价值。这里隐含的假定是这些价格反映了资源的稀缺性，因而是有效价格（efficiency prices）。如果存在价格扭曲，就需要对现存的价格进行调整。扭曲常常是由于税收、补贴、人为固定的汇率、受管制的工资和利率造成的。这些扭曲在中国经济发展和体制转轨过程中是普遍存在的。

7.1 生产率变动法

生产率变动法（changes in productivity approach）是利用生产率的变动来评价环境状况变动的影响的方法。这是一种广泛运用的环境评价方法。生产率的变动是用投入品和产出品的市场价格来计量的。当价格扭曲存在时，需要对市场价格进行调整。

这种方法把环境质量看作一个生产要素。环境质量的变化导致生产率和生产成本的变化，从而导致产品价格和产量的变化，而后两者是可以观察到的并可以测量的。例如：

（1）化工厂的污水排放对厂周围的农业的生产率有不利影响。因此而损失的农作物的市场价值可以作为减少污染所得到的一部分效益。

图7.1表示排放与不排放污水情况下产量的比较。减少污水排放由于增加了生产率而增加了效益。这种生产率的变化是可以测量的。农业生产的增量可用图中的阴影部分来表示。总的经济效益可以用农产品的增量乘以农产品的市场价格来计算。

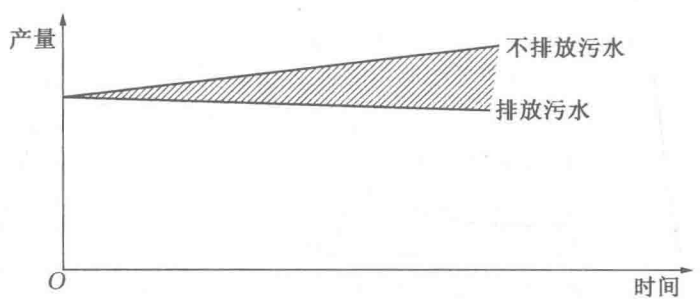


图7.1 污水排放对农业产量的影响

(2) 空气污染可能增加机器设备的腐蚀和损坏,从而降低生产率。

(3) 土壤流失的减少可以保持甚至增加山地稻谷的产量。

以上这些例子中,环境状态的变化引起生产率的变化。因此,可以用生产率的变化来估价环境状态的变化。

生产率变动法的实施包括以下步骤:(1)估计环境变化的物理影响。(2)估计这种物理影响使产出发生的变化。(3)估计产出变化的市场价值。一些研究使用了复杂的方法来克服数据和理论上的缺陷。例如,在研究农作物产量与臭氧密度的关系时,需要控制其他因素的影响,例如,土壤、管理水平的不同。生产率变动法被用于多项环境研究,例如,酸雨对农作物生产的影响(Adams et al., 1986)、水电对环境的影响(Krutilla and Fisher, 1975)、沿海湿地保护对预防飓风的价值(Farber, 1987)等。

需要注意的是:用市场价格估计生产率的变化,必须对有关供求曲线的形状作出假定。这可以分为两种情况:(1)产品和要素价格不变。如果单一厂商产出 Q 的增加相对于整个市场销售量很小,而投入的增加相对于市场销售的各种生产要素而言也很小,就可以假定产品和各种生产要素的价格在产量变化以后仍将保持不变。在这种情况下,用预计的产量变化乘以市场价格就可以得到环境质量变化的价值。产量的变化可以通过对生产函数的研究或征询专家意见估计得出。(2)产品和要素价格变化。如果由于产量和要素需求量较大,产量增加对产品和生产要素的价格有影响,那么,就需要该产品供给和需求曲线的信息。如果可以获得该产品需求和供给的价格弹性系数的资料,就可以计算出考虑到该产品生产变化的价格效应的增产的总效益。

在使用生产率变动法时,还要注意以下问题:

(1) 由于市场竞争的不完全、税收、补贴等原因,市场价格有时不等于竞争的均衡价格。分析时应对此进行修正。例如,把补贴加到价格中去。

(2) 生产率的变化既包括现场的(on site)变化,也包括场外的(off site)变化。现场的变化是项目本身所引起的生产率的变化,通常包括在项目设计中。场外的变化包括所有的外在环境的生产率的变化,所有的外部经济效应。这方面的变化往往被忽视。场外变化的影响必须包括在项目研究中。例如,三峡移民不仅可能影响移民的生产率,而且可能影响移民区原住居民的生产率。

(3) 生产率变动法的研究需要考虑不同项目之间的替代效应。因此,选中的项目和没有选中的项目可能带来的生产率的变化都要加以考虑。我们可以用选中的项目带来的生产率变化和如果没有该项目的情况进行比较。

(4) 必须对生产率变化的时间、计算时使用的正确的价格和相对价格的未来变化作出恰当的假设。

案例 7.1

菲律宾帕拉万岛砍伐树木的影响

Hodgson 和 Dixon(1988，1992)对菲律宾帕拉万(Palawan)岛所作的砍伐树林对沿海地区的影响进行了研究。研究者用生产率变动法估计与该岛沿海生态系统有联系的三种产业的总收入。这三种产业是：伐木、手工捕鱼、潜水及与其相联系的海滨旅游业。贝库特海湾(Bacuit Bay)是研究的焦点，因为捕鱼和潜水都是在这里进行的，这里又承受了伐木产生的泥土沉积。伐木产生的泥水流到海湾里，损坏了珊瑚礁，影响了食物链，从而影响了捕鱼和旅游业。

该研究比较了两种情况：(1)继续伐木，损害海湾的生态系统，使捕鱼和旅游业的收入减少。(2)禁止伐木，失掉伐木收入，但保持和增加捕鱼收入和旅游收入。研究分析了两种情况下，由于生产结构的变动而引起的收入的变动。表 7.1 是研究的结果。

由于缺乏三种产业的成本资料，不能进行传统的成本收益分析。因此，该研究计算了两种情况下三种产业的总收入。估算包括 10 年时期，使用的贴现率为 10%。

表 7.1　三个产业在两种情况下的总收入现值

	选择 1：禁止伐木	选择 2：继续伐木	选择 1—选择 2
总收入现值(贴现率 10%)			
旅游业	25 481	6 280	19 201
捕鱼业	17 248	9 108	8 140
伐木业	0	9 769	−9 769
总计	42 729	25 157	17 572

表 7.1 中，禁止伐木得到更大的总收入。禁止伐木的损失由捕鱼和旅游收入的增加弥补而且有余。继续伐木使捕鱼和旅游收入都减少，但最大的影响是旅游收入。因此，应该选择方案 1 禁止伐木。尽管研究所提出的政策建议是停止伐木，但政府却不能禁止伐木。因为根据法律，公司有权伐木。

本研究的主要缺点是由于缺乏成本资料，只计算总收入，没有计算净收入。然而，在各业间成本差别不大的情况下，只计算总收入也不失为一种简便可行的方法。

资料来源：Dixon(1994)。

7.2　疾病成本法和人力资本法

环境状况的变化可能影响人类的健康，影响劳动力的数量和质量。可以用货币衡量的有关损失主要有：过早的死亡、疾病、医疗费开支的增加，病休造成的收入损失、精神或心理上的代价等。疾病成本法(cost of illness)和人力资本法(human

capital approach)是估算环境状况对人类健康特别是劳动力数量和质量的影响的方法。疾病成本法计算的是所有由疾病引起的成本，例如，缺勤造成的收入损失和医疗费用(包括门诊费、住院费、药费等)。人力资本法不仅用来衡量环境对健康的影响，而且已经用于劳动力、教育等许多方面的研究。

疾病成本法和人力资本法包括以下步骤：(1)确定污染物的量。(2)确定污染下发病的增加量。(3)使用治疗成本、工资损失和生命损失去估计患病和提早死亡的成本。

和生产率变动法类似，疾病成本法也是以损害函数(damage function)或剂量—反应函数(does-response function)为基础的。只有当环境污染与健康存在明确的关系的情况下，计算疾病的成本才是可能的。这里，损害函数把人们接触到的污染水平与污染对健康的影响联系起来。损害函数表示技术性关系。如前所述，由于在发展中国家很多污染物的损害函数没有计算过，往往需要借用发达国家的这类函数。

在计算由于污染引起的过早死亡的成本时，常用人力资本法。这种方法用收入的损失去估价过早死亡的成本。根据边际劳动生产力理论，人失去寿命或工作时间的价值等于这段时间中个人劳动的价值。一个人的劳动价值是考虑年龄、性别、教育程度等因素情况下，每个人的未来收入经贴现折算成的现值。根据Mishan(1972)年的论文，一个在正常情况下可以活到 t 年、由于污染而于 T 年过早死亡的人所损失的劳动力的价值可描述为：

$$L_T = \sum_{t=T}^{\infty} Y_t P_T^t (1+r)^{-(t-T)} \tag{7.1}$$

式中，Y_t 为预期个人在第 t 年内所得到的总收入扣除他拥有的非人力资本的收入；P_T^t 为个人在第 T 年活到第 t 年的概率，r 为预计到第 t 年有效的社会贴现率。这里假设活着就有能力和机会工作。

在使用疾病成本法时，计量经济学模型需要注意控制其他因素的影响，例如，被调查者的收入、社会特性、嗜好等。在使用根据他国资料计算的损害函数时，要注意对本国的适应性。

案例 7.2

美国空气污染对健康的影响

本例介绍一些研究使用疾病成本法和人力资本法计算美国空气污染对健康的影响。本例的材料最初是由 Hufschmidt(1983)汇总的。

(1) 过早死亡的费用。瑞德克(Ridker，1967)的研究是人力资本法最早的应用之一。他用总产出法计算损失的收入。计算公式如下：

$$V_X = \sum_{n=X}^{\infty} [(P_X^n)_1 (P_X^n)_2 (P_X^n)_3 Y_n] / [(1+r)^{n-X}] \tag{7.2}$$

式中，V_X 为一个年龄 X 的人，未来收入的现值；$(P_X^n)_1$ 为年龄 X 的人活到年龄 n 的概率；$(P_X^n)_2$ 为年龄 X 的人活到年龄 n 的条件下，仍有劳动能力的概率；$(P_X^n)_3$ 为年龄 X 的人在年龄 n 时还活着，并且有劳动能力的条件下，仍被雇佣的概率；Y_n 为这个人年龄为 n 时的收入，r 为贴现率。

瑞德克用以上公式计算了美国 1958 年由于空气污染死于不同疾病的男性、女性的收入损失的现值。

(2) 治疗费用。在计算空气污染的成本时，瑞德克计算了四种由于空气污染引起的主要疾病的治疗费用：慢性气管炎，呼吸系统癌症，哮喘和肺炎。以慢性气管炎为例，计算步骤如下：

第一，估计病人人数。美国 1958 年(财政年度)年龄等于或大于 11 岁的患慢性气管炎的病人中有 416 500 人失去至少一天的工作能力；有 468 000 人没有失去工作能力。

第二，应用 Lave and Seskin (1970)关于美国慢性气管炎死亡率的研究成果，估计由于空气污染引起慢性气管炎的死亡人数占病人总数的百分比。他发现，如果城市空气污染减少，达到农村的水平，死亡率将减少 50%。

第三，估计由于空气污染引起的非死亡性慢性气管炎的病人总数。他假定空气污染引起的气管炎的发病率与死亡率的增加相同。由此，空气污染引起的慢性气管炎病人失去工作能力的人数为 $0.5\times416\,500=208\,250$。由于空气污染患气管炎但没有失去工作能力的病人人数：$0.5\times468\,000=234\,000$。

第四，假定失去工作能力的病人治疗费用等于因患慢性气管炎而住院的费用，据此估计治疗费用。治疗的平均费用为每个病人 169 美元，其中，41 美元是门诊治疗费用。假定这 41 美元是没有失去工作能力的慢性气管炎病人的平均治疗费用。这样，美国 1958 年由于空气污染引起慢性气管炎的总医疗费用的估计值为：$\$169\times208\,250+\$41\times234\,000=\$44\,788\,250$。

(3) 缺勤造成的损失。由于空气污染引起病人缺勤而直接造成病人年产值的损失为：

一年内由于患这种疾病而损失的工作日天数 × 病人的日收入

病人可按不同工作类型分类，将空气污染引起疾病而损失的工作日乘以每一种工作类型的平均日工资率。

(4) 在计算了死亡和疾病的社会平均费用后，还需要求出空气污染水平与健康损害的函数关系。Schwing and McDonald (1976)给出了汽车排气与不同年龄组死亡人数的函数关系。使用生命价值的估计值以把控制空气污染的效益转化为货币价值。把各年龄组死亡人数乘以一个人的货币价值就得到该年龄组控制污染的效益，再加总就得到控制污染的总效益。计算结果表明，美国 1968 年空气污染治理的总健康效益为 8.02 亿美元，其中，节省的死亡和治疗费用为 4.60 亿美元，恢复收入损失的效益为 3.42 亿美元。

人们对疾病成本法和人力资本法提出了若干批评，其中包括：

(1) 人力资本法不是基于消费者的支付意愿，而是基于另外一种生命评价方法，即一个人的生命价值等于他所创造的价值。就是说，社会为了挽救一个人的生命最少应该支付同样的价值。如果这种逻辑成立，即应该用一个人创造的价值来衡量其生命的价值，那就意味着富人生命的价值高于穷人生命的价值，一个人如果下岗并且没有希望再找到工作，他的生命就没有任何价值。进一步提出的问题是，应该用一个人的总产出还是净产出来度量生命的价值。一个人的产出减去他的消费开支，剩下的就是他个人生产留给社会的财富，即他的净产值。如果用净产值来度量一个人生命的价值，就意味着当某人的消耗大于其产出时，他的死亡对社会是有益的，这样的人应该从社会中清除出去。这样的逻辑从道德上看，未免过于残酷，至少没有考虑到这些潜在死者的求生的感情因素。

(2) 忽略了风险的因素和对风险的估价。采取减少死亡的措施，其主要目的不是为了挽救特定个人的生命，而是为了减少各类人群死亡的风险。因此，所要评价的效益不是挽救的生命的数量而应是风险的减少。可以用人们愿意支付多少来避免风险，或者用给他们多少补偿使他们同意承担风险，作为人们对风险价值的度量。这为衡量环境污染对人类健康造成的损害提供了另一种思路。

简言之，如果不对方法背后的伦理过分较真，疾病成本法和人力资本法为我们衡量环境污染对人类健康造成的损害，提供了基本的、最低限度的估计方法。

7.3 机会成本法

在无市场价格的情况下，资源使用的成本可以用所牺牲的替代用途的收入来估算。机会成本就是牺牲的收益。例如，不直接计算保护土地的效益，而是计量为了保护土地资源不开发而放弃的最大的效益。直接计算保护土地的效益可以使用其他办法(例如旅行费用法、意愿调查评估法)，但当这些方法不能应用时，用机会成本法来间接计算，是一个可行的方法。

机会成本法(opportunity cost)用所牺牲的最高的替代选择的价值来衡量对象的价值。这涉及自然系统的选择性应用。自然系统的某些应用方案与系统的延续性有矛盾，其后果是不可逆的。以对某一自然资源的保护或开发为例。两种方案(保护和开发)是相互排斥的，必须选择其中之一。开发工程可能使一个地区发生巨大的变化，以至于破坏了原有的自然系统，并使原有自然系统不能恢复原状。在这种情况下，开发工程的机会成本是在未来一段不定的时期内保护原有自然系统而得到的净效益的现值。反过来说，保护自然系统的机会成本是失去的开发工程的效益的现值。

开发的净现值可以由以下公式表示：

$$NPV = D - C - P$$

式中，NPV 为开发的净现值，D、C、P 分别为开发的总收益的现值、开发总

成本的现值和保护资源不开发的收益的现值。

案例 7.3

美国地狱谷水坝的研究

运用机会成本法的一个有名的例子，是美国地狱谷(Hell's canyon，又译赫尔斯峡谷)建设用于水力发电的水坝的研究。研究没有直接估算峡谷的自然价值，而是运用传统的成本效益分析对建议开工的水力工程项目和费用最少的替代项目(核电站)进行了分析。该研究把水力发电项目供电的费用与核电站的供电费用之差作为水利工程的净效益，同时考虑了减少洪水危害的效益。

这样，保护地狱谷自然环境的机会成本为水电站和核电站费用之差。Krutilla (1969)，Krutilla 和 Fisher (1975)检验了不同假定，对核能平均技术进步率和不同贴现率进行了灵敏度分析。分析表明，即使在不同假定下，水坝项目的效益不足以补偿自然保护区的不可逆转的损失。因此，保护自然的机会成本，即从其他来源发电的追加成本，是值得支付的，所以决定不建坝。

7.4 预防性支出法

预防性支出法(preventive expenditure approach)，即用人们为了避免环境危害而作出的预防性支出来衡量环境危害的最小成本。通常，被衡量的物品或服务(例如空气和水)没有市场价格，而预防性支出所购买的物品或服务可以用市场价格来衡量。这一方法假定人们为了避免危险会支付货币来保护自己，因此，可以用其支出来预测他们对危害的主观评价。这种方法隐含的假定是：个人有足够的信息了解环境变化的危害性。

例如，在我国一些地区，即使在夏天，人们并不直接饮用自来水，而是把水烧开，等凉了以后再喝。在这种情况下，人们烧水多是因为知道自来水里有细菌，是为了避免饮用后生病而烧开的。烧水付出的成本(燃料、时间等)就是预防性支出，可以用来估计人们对水中细菌危害的主观评价。

预防性支出法给出的是最低成本，因为：(1)实际支出可能受收入的约束，因此不能完全反映人们的支出意愿。(2)预防支出可能不包括全部效益损失。政府控制污染的支出与个人的预防性支出存在此消彼长的关系，如果环境污染得到较好的控制，个人的预防性支出就会减少。

例如，韩国山地水土保持的研究(Kim and Dixon, 1986)就使用了预防性支出法。在韩国，山地水土流失破坏了低地农田。该研究用低地农民为防止山地水土流失破坏其田地而修筑沟渠的成本，来估计农民对水土保持的主观评价的最低估计值。

又例如，在我国某些城市，由于水源被污染，很多市民不得不购买矿泉水作为饮用水，或者使用滤水器，而不直接饮用自来水。购买矿泉水或滤水器的支出可以用来估计人们对水源污染的危害的主观评价。为了预防空气污染对身体的损害，一些人外出时戴口罩，这是对空气污染的预防性支出，但可能不是预防空气污染的全部支出。

案例 7.4

高压线电磁场对健康的影响

一些研究检验了高压线电磁场对北美居民健康的影响，但研究结论是不确定的。高压线的影响很难与室内电器的影响区分开。然而，北美居民对电磁场的担心在增加，这反映在消费者对离开高压线居住的支付意愿。一些研究者使用内涵资产定价法（详见本书第 8 章）估算了接近高压线的不动产的价格，发现这些不动产的价格低 5%—10%。例如，加拿大不列颠哥伦比亚疗养院花了 370 万美元购买了温哥华岛高压线经过地区的不动产，一年后只以 350 万美元的价格卖出。一些受影响的消费者状告电力公司。1982 年，美国加州圣地亚哥煤气和电力公司申请在一块土地上架设高压线，土地所有者 Daley 对电力公司提出诉讼，指出电磁场和对观瞻的影响会使土地价格下降 4%。法院作出了对土地所有者有利的判决。

资料来源：Gregory and von Winterfeldt (1996)，Garrod and Willis (1999)。

7.5 重置费用法和重新选址成本法

狭义的重置费用法（replacement cost approach）用由于环境危害而损坏的生产性物质资产的重新购置费用来估算消除这一环境危害所带来的效益。广义的重置费用法指重置被损坏的环境资源的成本来估算环境资源的价值。这种方法使用置换的真实费用来估计对消除环境危害的主观评价。用重置费用来估算环境污染责任人的赔偿金额，在现实中是一种可行的方法，在一些国家的环境执法中得到了应用。

这种方法基于以下假设：(1)危害的数量可以测量。(2)置换费用可以计量，且不大于生产资源损失的价值，因而置换在经济上是值得的。如果这一条件不满足，置换资产就没有意义。(3)重置不产生其他连带的经济效益。

例如，Kim 和 Dixon (1986)所做的韩国水土保持研究使用了重置费用法。在该案例中，高原地区的土壤由于水土流失而受到损害。研究者把重置失去的土壤和营养的成本当作水土保持的收益。隐含的假设是：土壤值得保存，即土地生产的

价值高于重置费用。

重新选址成本法(relocation cost approach)是重置费用法的变种。这种方法使用由于环境质量的变化而重新安置某一物质设备的地理位置的实际成本,来估价环境保护的潜在效益。

例如,上游炼油厂的爆炸导致污水流入附近的河流。这对环境有很多影响,其中之一是对下游的自来水厂的影响。为了保证供水质量,该厂可能要迁移到别的地点。迁移设备的成本,可以用来估价炼油厂污染对下游饮水造成的效益损失。

案例 7.5

上海自来水厂的重新选址

上海市政府在20世纪90年代决定对自来水厂取水点重新选址。当时上海拥有1 400万人口,在自来水供应上面临日益严重的困难。黄浦江下游被工业废水、船舶废水和城市污水处理厂排出的废水严重污染。若发生重大事故可能停水若干天,造成巨大的经济和社会损失。有关部门考虑了若干可供选择的方案:(1)全面治理工业污水;(2)把自来水厂的取水点改在上游。方案(1)可以消除污染的根源,但成本很高。方案(2)可以减少治理成本,同时减少自来水受到污染的可能。虽然重新选址的成本也很高,方案(2)的成本仍低于方案(1)。因此,最后采取了方案(2)。世界银行对这一工程提供了部分贷款。

1987年7月,总投资5亿元的黄浦江上游引水一期工程通水,取水口设在黄浦江临江段。一期工程通水后初步实现在黄浦江中游取水,使杨树浦、南市、浦东、杨思、居家桥等水厂的原水水质得到初步改善,使市区430万市民受益。但临江水域在枯水期间上游补给水量不足,受市区污水上溯的侵袭,导致原水水质污染,而且本市日供水量已经突破了600万立方米,引水一期工程的原水供应不能适应上海经济发展和城市建设的需要,为此上海市政府进行了黄浦江引水二期工程。1997年12月,总投资为27.9亿元的二期工程通水,取水口设在黄浦江上游松浦大桥以东1.8公里的松浦大桥以东,采用江心取水方式。

资料来源:

Dixon, J.A., L.F.Scura, R.A.Carpenter, and P.B.Sherman, 1986, *Economic Analysis of Environmental Impacts*, London: Earthscan.

梁志平:《上海水厂水源地变迁》,《东方早报》2015年5月5日。

7.6 各种市场价值法的选择和应用

本章讲解了用市场价值直接计算环境变化影响的方法。这些方法都得到了广

泛的应用。它们的广泛应用是因为很多情况下环境变化可以用可观测的市场价格来估价。使用市场价值法的先决条件是，被估价的环境资源或其替代物的市场价值存在，从而可以用市场价值法进行估价。

在这些方法中，最简单、最直接的方法是生产率变化法。当环境变化的影响主要反映在生产率的变化上，这种变化可以用市场价值来衡量时，可以使用这种方法。

疾病成本法和人力资本法则运用损害函数来估算环境污染对人类健康的影响，用损失的工资来衡量人力资本的损失。这两种方法主要涉及环境污染对人类健康和劳动力的影响。

机会成本法、预防支出法、重置费用法和重新选址法都是从成本角度对环境污染进行估价的方法，都不需要对治理环境所带来的效益进行直接的估算。机会成本法利用牺牲的替代选择的收益来衡量资源使用的成本。预防支出法使用预防性支出来衡量环境污染的成本。重置费用法和重新选址法使用重置费用或重新选址费用来估算环境污染的损失。它们都不是直接估算环境污染的成本，而是使用替代的支出去确定环境污染所造成的损失。在使用置换成本法、重新选址法时，必须首先要对采取某种方案收益是否大于成本有所估计，然后再选择成本最小的方法。

在本书第一版中我们还介绍了一些其他方法，例如，有效成本法（cost-effectiveness analysis）。当资金有限、信息有限，难以用货币形式计算福利时，可以不考虑福利，只计算成本。即先确定目标，然后分析达到这一目标的不同方法及其成本，选择成本最小的方法。这种方法同其他方法的不同是不必把福利货币化、定量化，而只需在达到预定目标的不同方法中选择成本最小的方法。运用这种方法，第一步，需要确定目标。目标可以是某种环境质量，某种疾病的发病率或污染排放标准。然后分析达到这一目标的不同方法的成本，加以比较。严格地说，这种方法是一种决策方法，而不是评价环境资源价值的方法，因此本版没有把它作为一种环境评价方法加以介绍。

在选择环境评价方法时，需要根据评价对象的性质（例如环境污染对产出、劳动力的影响），市场价值资料的可获得性、效益和成本资料的可获得性等因素，作出选择。在一些情况下，可以使用不同的方法来估价同一对象。

本章小结

本章讲解了利用市场价格对环境状况及其变化进行评价的方法。生产率变动法利用生产率的变动来评价环境状况变动的影响。疾病成本法计算所有由疾病引起的成本，例如，医疗费用。人力资本法用收入的损失去估价劳动力数量和质量损失所产生的成本。机会成本法用所牺牲的替代用途的收入来估算资源使用的成本。预防性支出法用人们为了避免环境危害而作出的预防性支出作为环境危害的最小成本。这一方法假定人们为了避免危险会支付货币来保护自己，因此，可以用

这方面的支出来预测他们对危害的主观评价。重置费用法用由于环境危害而损坏的生产性物质资产的重新购置费用来估算消除这一环境危害所带来的效益。重新选址成本法是重置费用法的变种，这种方法使用由于环境质量的变化而重新安置某一物质设备的地理位置的实际成本来估价环境保护的潜在效益。在估算环境变化的影响时，应当根据不同情况来选择和使用本章介绍的各种方法。

习题

麻塘(Mae Taeng)流域是泰国北部一个 1 900 平方公里的集水区域，它是麻塘河奔流、沉积形成的。这条河为下游清迈城南北 22 000 公顷的农业区提供用水，是这里的农民灌溉黄豆、大米和其他庄稼的水源。在旱季(每年 12 月至次年 4 月)几乎所有的麻塘河水流都被用于下游的农业。

该流域原来被森林覆盖，但多年来砍伐森林和烧林造田毁坏了不少森林。自 20 世纪 60 年代以来，泰国皇家森林部门开始在伐林烧林形成的临时性农田上实行森林重植计划，以防止水土流失和恢复野生动植物的生长与栖息。其他的一些计划也在鼓励将这种临时性农田变为可灌溉农田。另一些临时性农田随着城市人口的膨胀而被开发。表 1 列出了 1972 年和 1991 年主要的用地面积。

表 1　麻塘流域土地使用状况(公顷)

土地种类	1972 年	1991 年	变 化 原 因
森　林	130 419	128 711	变为临时性农田
临时性农田	47 823	27 896	
森林种植	12 959	28 653	由临时性农田改造而来
农业用地	3 625	6 438	由临时性农田改造而来
开发用地	608	3 736	由临时性农田改造而来
总　计	195 435	195 435	

土地的使用方式对麻塘河在旱季的流量有很大的影响。例如，在临时性农田的使用方式下能比在森林的使用方式下出现更大的流量。森林种植会减少水流量，因此能灌溉下游的黄豆、大米和其他庄稼的水量就减少了。在该流域的高地上种植灌溉性农作物也会减少下游的用水量。所以，尽管森林重植和高地农业化的计划有明显的益处，但也有一些看不见的成本，那就是降低了清迈附近的农业生产力。

泰国和其他地区的水文研究已经大致估计了土地使用方式对旱季流量的影响(表 2)。这种估计，或称之为水文系数，预测了一平方公里土地使用的变化带来的水流量的变化(以水高表示，单位为毫米)。①

① 如果要把它换成一个更有用的数量单位计量，即百万立方米，它必须乘以土地面积的变化并除以 100 000。

表 2　水文系数

原来的用途	现在的用途	估计旱季流量的变化(毫米)
原始森林	临时性农田	100
临时性农田	森林种植	−170
临时性农田	农业用地	−400
临时性农田	开发用地	0

你作为政策分析家的任务是估计森林重植计划和高地农业化对旱季的流量影响，这对下游的农业生产力会产生的影响。你还要估计如果没有森林重植计划时的农业产出，并讨论该计划是否符合经济理性。

1. 土地使用方式对旱季流量的影响。

(1) 运用表 1 和表 2 的信息，预测 1972—1991 年的土地使用变化带来的旱季的流量变化。其中包括估计整个时期的变化和每年的变化。

(2) 将你的答案与这一时期旱季的实际流量相比较，见附录 1。

(3) 比较的结果如何？根据你对案例材料的阅读，有什么其他的原因能解释旱季流量的变化。

2. 考察下游用水者。

经济学家考察了依靠麻塘河用水的农业区的资料，得出了一个模型来预测农民用于种植大米和黄豆的土地面积。该模型假设，农民的生产决策取决于每种庄稼的市场价格、本地的工资和能得到的用水量。对每个变量，模型都使用一个时期的时滞，即农民现在的决策完全取决于上一年的价格、工资、种植决策和水量。

预测在第 t 期种植大米(R)和黄豆(S)的土地面积的模型是：

大米种植面积 $t = 297\ 121\ 131 \times (\text{大米价格}_{t-1} / \text{黄豆价格}_{t-1})^{0.25}$

$\times (\text{大米价格}_{t-1} / \text{工资}_{t-1})^{0.75} \times (\text{水量}_{t-1} / \text{面积}_{t-1})^{1.78}$

黄豆种植面积 $t = 2\ 591\ 721 \times (\text{黄豆价格}_{t-1} / \text{大米价格}_{t-1})^{0.25}$

$\times (\text{黄豆价格}_{t-1} / \text{工资}_{t-1})^{0.75} \times (\text{水量}_{t-1} / \text{面积}_{t-1})^{0.41}$

注意，总面积＝大米种植面积＋黄豆种植面积＋其他面积，其中其他面积是指其他庄稼的种植面积，它被看作是外生的。

(1) 预测 1981 年到 1991 年种植黄豆和大米的土地面积。你将需要使用以下的表 3 中关于水流量、工资、价格和其他庄稼种植面积的资料。除此之外，已知 1980 年农民种植了 553 公顷大米和 7 943 公顷黄豆。注意，表 3 中水流量这一变量的值来自实际测量，因而它包含了前述土地用途变化带来的影响。

(2) 将你运用模型得出的结果与附录 2 中给出的实际种植面积比较，看看模型对农民行为预测的准确性有多高。

表 3　农业模型的数据

年份	其他庄稼（公顷）	黄豆单产量（千克/公顷）	大米单产量（千克/公顷）	黄豆价格（泰币/千克）	大米价格（泰币/千克）	工资（泰币/月）	水流量（百万立方米）
1980	2 560	925	1 738	5.26	3.12	795	100
1981	1 611	1 163	1 969	5.78	3.42	854	134
1982	2 293	1 444	2 163	6.81	2.62	736	106
1983	2 840	1 044	2 400	5.12	2.90	1 363	140
1984	4 176	1 150	2 881	6.07	2.97	1 041	98
1985	2 836	1 306	2 975	6.00	2.50	914	156
1986	1 766	1 538	2 888	6.09	2.16	896	122
1987	989	1 619	3 169	6.15	2.49	952	115
1988	1 164	2 056	3 100	8.01	3.61	1 026	113
1989	1 051	1 656	3 031	8.46	3.68	1 179	99
1990	622	1 431	2 856	7.33	2.95	1 222	69
1991	720	1 200	3 244	7.33	3.71	1 383	79

3. 对下游使用者的另一种研究。

为了了解森林重植对下游农业生产力的影响，再次运用模型，但这次假设 1972 年到 1991 年没有森林重植计划的影响，即没有把临时性农田变为森林。

（1）你对表 3 中的数据进行怎样的调整？

（2）作为这种调整的结果，你对种植黄豆和大米的土地面积的预测相对于第 2 题有什么变化？

（3）运用表 3 中关于单产量的信息，计算在有森林重植计划和没有它的情况下，1981—1991 年两种庄稼各年的总产出。画两张图分别比较两种情况下黄豆的产出和大米的产出。

4. 边际成本曲线。

通过调整土地面积模型的等式，可得到关于黄豆和大米的边际成本曲线（供给曲线）。首先，调整出的等式右边为价格。例如，将黄豆种植面积模型调整为求黄豆价格的等式。然后，将黄豆种植面积用黄豆总产出/黄豆单产量来代替。注意在竞争均衡条件下，价格＝边际成本，同时也要注意我们假设农民在第 t 年的种植决策是根据第 $t-1$ 年的价格、工资和水流量作出的。

（1）按照上述的步骤，从土地种植面积模型导出边际成本等式（注意是用变量而不是用数字推导）。

（2）假设对黄豆和大米的需求为完全弹性，根据表 3 中关于水流量的数据画出 1991 年两种庄稼的均衡状态。注意图的纵轴和横轴分别为价格和产出。

（3）以阴影部分标出全部可变成本。

5. 比较两种情况下的生产者剩余。

（1）计算两种情况下每年大米的生产者剩余。生产者剩余被定义为全部收入

减去全部可变成本。

(2) 根据你的调查,你认为是应继续执行森林重植计划还是中止它?要作出上述决定,你还需要什么其他的信息?

附录 1　实际旱季流量(毫米)

年份	12 月	1 月	2 月	3 月	4 月	总计
1972	54	40	32	31	28	186
1973	60	47	34	30	17	187
1974	50	52	28	23	23	176
1975	57	41	30	26	18	172
1976	38	37	23	21	21	139
1977	48	46	25	23	24	166
1978	40	30	20	16	17	123
1979	25	19	14	12	16	86
1980	35	25	16	13	11	100
1981	49	34	22	17	12	134
1982	34	25	16	13	19	106
1983	52	35	24	18	11	140
1984	32	23	15	13	14	98
1985	60	39	25	20	13	156
1986	33	35	20	17	17	122
1987	41	29	18	13	13	115
1988	36	27	17	15	18	113
1989	34	24	17	14	10	99
1990	22	16	11	9	10	69
1991	26	19	13	10	12	79

附录 2　实际种植面积(公顷)

年份	总计	黄豆	大米	其他
1980	11 055	7 942	553	2 560
1981	12 470	10 523	336	1 611
1982	14 254	11 152	809	2 293
1983	13 779	10 379	560	2 840
1984	13 870	8 640	1 054	4 176
1985	12 620	8 960	824	2 836
1986	12 974	10 230	978	1 766
1987	11 262	9 226	1 046	989
1988	14 703	12 653	886	1 164
1989	14 477	13 010	416	1 051
1990	10 447	9 600	224	622
1991	9 909	8 904	285	720

注:本题来自 1995 年哈佛大学环境培训项目。

参考文献

Adams, R. M., J. M. Callaway and B. A. McCarl, 1986, "Pollution, Agriculture and Social Welfare: the Case of Acid Deposition", *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 34, pp.1—19.

Dixon, J., L. F. Scura, R. A. Carpenter and P. B. Sherman, 1994, *Economic Analysis of Environmental Impacts*, London: Earthscan Publications.

Krutilla, J.V., 1967, "Conservtion Reconsidered", *American Economic Review*, 54(4), pp.777—786.

Krutilla, J.and A.Fisher, 1975, *The Economics of Natural Environments: Studies in the Valuation of Commodity and Amenity Resources*, Baltimore: John Hopkins University Press.

Farber, Stephen, 1987, "The Value of Coastal Wetlands for Protection of Property against Hurricane Wind Damage", *Journal of Environmental Economics and Management*, 14, pp.143—51.

Garrod, Guy, and Kenneth G.Willis, 1999, *Economic Valuation of the Environment: Methods and Case Studies*, Cheltenham: Edward Elgar.

Gregory, Robin, and Detlof von Winterfeldt, 1996, "The Effects of Electromagnetic Fields from Transmission Lines on Public Fears and Property Values", *Journal of Environmental Management*, 48, pp.201—14.

Hodgson, G., and J.A.Dixon, 1988, "Logging versus Fisheries and Tourism in Palawan: An Environmental and Economic Analysis", *EAPI Occasional Paper*, No.7, Honolulu: East-West Center.

Hodgson G., and J.A.Dixon, 1992, "Sedimentation Damage to Marine Resources: Environmental and Economic Analysis", in J.B.March ed., *Resources and Environment in Asia's Marine Sector*, New York: Taylor and Francis.

Hufschmidt, M.M., et al, 1983, *Environment, Natural Systems, and Development: an Economic Valuation Guide*, Baltimore: the Johns Hopkins University Press.

Kim, S.H., and J.A.Dixon, 1986, "Economic Valuation of Environmental Quality Aspects of Upland Agriculture Projects in Korea", in J.A.Dixon and M. M.Hufschmidt ed., *Economic Valuation Techniques for the Environment: a Case Study Workbook*, Baltimore: Johns Hopkings University Press.

Krutilla, J.V., 1969, "On the Economics of Preservation or Development of the Lower Portion of the Hells Canyon", Draft Report to the Federal Power Commission, Washington, D.C.

Krutilla, J.V., and A.C.Fisher, 1975, *The Economics of Natural Environments*, Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Lave, L.B., and E.P.Seskin, 1970, "Air Pollution and Human Health", *Science*, p.169.

Mishan, E.J., 1972, "The Value of Life", in R.Layard ed., *Cost-Benefit Analysis*, New York: Penguin Books.

Ridker, R.G., 1967, *Economic Costs of Air Pollution: Studies in Measurement*, New York: Praeger.

Schwing, R.C., B.W.Southworth, C.R. von Ruseck and C.J.Jackson, 1980, "Benefit-Cost Analysis of Automotive Emission Reductions", *Journal of Environmental Economics and Management*, 7, p.1.

Schwing, R.C. and G.C.McDonald, 1976, "Measures of Association of Some Air Pollutants, Natural Ionizing Radiation and Cigarette Smoking with Mortality Rates", *Science*, Total Environment, 5.

Saunders, Caroline M., 1996, "Financial, Public Exchequer and Social Value Changes in Agricultural Output", Working Paper 20, Centre for Rural Economy, Department of Agricultural Economics and Food Marketing, University of Newcastle upon Tyne.

▶8 替代市场价值法和假想市场法

当所研究的对象本身没有市场价格来直接衡量时，可以寻找替代物的市场价格来衡量。这类方法被称为替代市场价值法(surrogate market approach)。例如，清新的空气，美好的环境等等并没有直接的市场价格来衡量。很多环境物品或服务都没有市场价格来衡量。这时，就需要找到某种有市场价格的替代物来间接衡量没有市场价格的环境物品的价值。替代市场价值法主要包括旅行费用法和内涵资产定价法。

在连替代市场都难以找到的情况下，只能人为地创造假想的市场来衡量环境质量及其变动的价值。我们把这种方法称为假想市场法或市场创建法(market creation techniques)。假想市场法的主要代表是意愿调查评估法(contingent valuation methods，CVM)，即直接通过询问来得到人们对环境的评价。假想市场法是环境评价的最后一道防线，任何不能通过其他方法进行的环境评价几乎都可以用假想市场法来进行。从这个意义上，假想市场法是一种万能的方法。也正是出于同样原因，假想市场法也存在种种缺点，受到人们的不懈攻击。

8.1 旅行费用法

旅行费用法(tavel cost approach)用旅行费用作为替代物来衡量人们对旅游景点或其他娱乐品的效益的评价。通常，旅游景点是免费的或门票价很低，游客从旅游中得到的效益往往大大高于门票价。为了估计游客的支付意愿(即需求函数)，可以使用旅行费用作为替代物来估计旅游景点的价值。旅行费用往往大大高于门票价格，成为总成本中的重要组成部分。旅行费用法通常使用问卷调查的方式收集数据，使用计量经济学模型估算需求函数，然后计算消费者剩余来衡量旅游景点的效益。

旅行费用法的思路是由 Harold Hotelling 于 1947 年首先提出的(由 Prewitt (1949)报告)，并在 20 世纪 50 年代末开始发展起来的，用于衡量美国免费国家公园的价值。

8.1.1 单一地点旅行费用模型(single site travel cost model)

我们假设:旅游者光顾的旅游点是单一的,旅行的目的是单一的,旅游者在旅游点进行单一的活动。例如,旅游者到泰山旅游,在泰山除旅游外无任何其他活动(例如办公事),路上不去任何其他地点,这样的旅行就可称为单一地点旅行。

对这样一个单一景点旅游活动,应当存在一条需求曲线。需求曲线以下的面积为消费者愿意支付的总价值。我们的目的就是要求出这条需求曲线。

单一地点旅行费用模型把对单一景点的需求和旅行费用联系起来。消费者对景点的旅游需求是旅行费用和其他变量的函数:

$$V=F(P,\ Z) \tag{8.1}$$

(8.1)式中,V 为消费者的旅游次数,P 为从出发点到景点的旅行费用(P 也可以包括门票的价值),Z 为人口的一组社会经济特性,数据为横截面资料,即 i 个消费者的资料,$i=1,\ \cdots,\ m$。

需求曲线 F 以下的面积为消费者 i 的支付意愿,即该景点对消费者 i 的价值:

$$W_i=\int_{P_0}^{\infty}F(P,\ Z)\mathrm{d}P \tag{8.2}$$

因为有许多消费者参观景点,该景点的总价值等于所有消费者支付意愿之和。

$$W=\sum W_i \tag{8.3}$$

以上旅行费用模型的基本思路是明确的。但在具体估算时有许多问题需要解决,其中包括方程的具体形式和数据的收集问题。下面我们介绍两种旅行费用模型。

1. 分区旅行费用法

以上理论模型分别计算了每一个消费者的消费者剩余,然后加总。在具体计算时,有时不可能对每一个消费者计算,需要首先划分 i 个地区,计算每个地区代表性消费者的需求曲线,然后求每个地区的需求函数和消费者剩余,再加总。这种基于旅游者出发地区的代表性消费者资料的旅行费用法被称为分区旅行费用法(zonal travel-cost method),这是由 Clawson 和 Knetsch 在 1966 年首先创立的。

具体方法包括:(1)首先定义出发地区的范围;收集各出发地区的社会经济数据,例如人均收入、教育程度等。(2)求第一阶段需求函数:用不同地区的这些社会经济变量和旅行费用对该地区人均旅行次数进行回归,求代表性消费者的需求函数。(3)求第二阶段需求函数:对每一出发地区,使用第一阶段计算出的参数校正计算每一地区的需求函数,给定支付意愿是参观者人数的函数;计算每一地区的消

费者剩余；最后将各地区消费者剩余加总得到消费者剩余总额。

具体步骤包括：

(1) 定义和划分出发地区。划分出发地区时应注意，地区间的旅行费用应有比较明显的差别，而地区内的旅行费用应比较接近。

(2) 通过实地调查收集旅行者的数据，例如，站在公园门口询问每一位旅行者是从何地出发的、在给定时间内来景点多少次。

(3) 收集每一地区的人口、旅行费用以及有关的社会经济特性数据，这些数据可以从现有资料例如图书馆收集。

(4) 计算每一地区的人均参观次数，用总参观次数(V_i)除以人口(N_i)。

(5) 估计第一阶段需求函数。利用横截面资料，对不同地区的人均参观比率和旅行费用(TC_i)及社会经济指标(例如收入 Y_i)进行回归。第一阶段需求函数采取以下形式：

$$V_i/N_i = \alpha_0 + \alpha_1 TC_i + \alpha_2 Y_i + \varepsilon_i \tag{8.4}$$

(8.4)式中，ε_i 为残差项。下标 i 表示第 i 个地区。第一阶段需求函数只有一个等式，每一地区的数据是一组观察值。在函数中，地区 i 的人均参观次数是该地区人均旅行费用和人均收入的函数。

(6) 利用第一阶段需求函数各参数的估算值和各地区人均收入和人口资料，对每一地区计算第二阶段需求函数：

$$TC_i = \beta_{0i} + \beta_{1i} V_i \tag{8.5}$$

式中，$\beta_{0i} = -\dfrac{\alpha_0 + \alpha_2 Y_i}{\alpha_1}$，$\beta_{1i} = -\dfrac{1}{\alpha_1 N_i}$，$i = 1, \cdots, n$。

与(8.4)式不同，(8.5)式共有 $i = n$ 个等式，由于每个地区人口和人均收入不同，每个等式的 β_1，β_2 的值也不同。每一个地区有一个等式。(8.5)式的推导如下：

从(8.4)式得：

$$\alpha_1 TC_i = \frac{V_i}{N_i} - \alpha_0 - \alpha_2 Y_i$$

$$TC_i = -\frac{\alpha_0 + \alpha_2 Y_i}{\alpha_1} + \frac{1}{\alpha_1 N_i} V_i$$

(7) 使用各地区第二阶段需求函数，计算每一地区的消费者剩余。根据实际 TC_i 值预测该地区总参观人数 V_i，然后把第二阶段需求函数从 0 到 V_i 积分。

(8) 将各地区消费者剩余加总。

分区旅行费用法适合于估算旅游者出发地相对平均分布的情况。但是，如果旅游者出发地的分布很不平均时，不适用于使用分区旅行费用法。分区旅行费用法也不适用于同一出发地旅游者到不同景点旅游的情况。不过，这些问题都可以使用消费者个人数据来克服。

2. 个人旅行费用法

个人旅行费用法(individual travel-cost method)以旅游者个人的资料为基础估算景点的需求函数。该方法估算以下需求函数：

$$V_{ij}=F(TC_{ij},\ T_{ij},\ Y_i,\ Z_j) \tag{8.6}$$

(8.6)式中，V_{ij}是个人i对景点j的光顾次数，TC_{ij}是i参观j的旅行费用，T_{ij}是i参观j的时间费用，Y_i是个人i的收入，Z_j是一组表示其他因素的变量，包括景点j的特点和替代景点的特点。

个人旅行费用法包括以下步骤：

(1) 在景点附近用问卷调查的方式收集资料，包括参观者的旅行费用、参观次数、收入等社会—经济资料，对替代景点的意见。

(2) 估算需求函数。

(3) 通过对需求曲线下的面积积分，求个人平均消费者剩余。在计算个人平均消费者剩余时，使用平均参观次数。

(4) 用个人平均消费者剩余乘以参观者人数得到总消费者剩余。

以下是一个采取线性方程形式的个人旅行费用法的例子：

需求函数：

$$V=a+bTC+cS$$

式中，V为个人参观次数，TC为旅行费用，S为替代景点的旅行费用。a、b、c为需要估算的参数。估算逆需求函数，计算参观q次的旅游者的消费者剩余①：

$$CS=-q^2/2b$$

个人旅行费用法的一个问题是没有参观景点的人们的行为没有被包括在模型中。就是说参观次数为0的人的资料没有被包括在模型中。使用最小二乘法(OLS)估算隐含参观次数可能为负，因此也是不适用的。但这个问题可以使用最大或然估计(maximum likelihood，ML)来解决。

8.1.2 多景点旅行费用模型(multiple site travel cost model)

在现实生活中，评价问题往往涉及多个景点。例如在上海附近有苏州、无锡、杭州等多个景点，游客一次参观多个景点，景点的集中也有助于吸引更多的游客。另一方面，一些开发项目往往会去掉多个景点。例如，长江三峡工程使沿岸多个景点消失。这两方面都需要某种方法来衡量多个景点的价值。

理论上，多景点旅行费用模型首先运用不同消费者i的横截面资料计算对每

① 消费者剩余为$0.5\times V\times TC$，经整理，当$V=q$时，得到以下结果。

一类型景点 j 的一组需求函数，$j=1, \cdots, n$：

$$V_1 = F(P_1, P_2, \cdots, P_n, X)$$
$$V_2 = F(P_1, P_2, \cdots, P_n, X)$$
$$\vdots$$
$$V_n = F(P_1, P_2, \cdots, P_n, X) \tag{8.7}$$

(8.7)式中，X 为使需求函数移动的变量。这里的假定是，如果所有景点是同样的，游客将去最近的景点。P_j 为从 j 点出发的旅行费用。

如果一个景点被取消，只需要计算这个景点的消费者剩余。这和单一景点旅行费用法的计算相同。

如果多个景点被取消，就需要计算所有被取消的景点的消费者剩余。例如，如果景点 1 和 2 被取消，消费者剩余为：

$$W = \int_{P_1}^{\infty} F(P_1, P_2, \cdots, P_n, X)\mathrm{d}P_1 + \int_{P_2}^{\infty} F(\infty, P_2, \cdots, P_n, X)\mathrm{d}P_2$$

等式右侧第二项 $P_1=\infty$ 表示计算景点 2 的增加价值时排除景点 1 的价值。

8.2 内涵资产定价法

在许多情况下，同一件物品包含多种特性。例如，不同的汽车是不同特性的组合：发动机的效率、驾驶的可靠性、设计的风格，等等。经济学理论认为，消费者对一件物品的满意程度取决于该物品所拥有的特性(attributes)。我们有可能找到这些特性的变化对消费者效用的影响。这一理论首先由 Lancaster(1966)提出。内涵资产定价法是建立在这一理论基础上的经验分析方法。

内涵资产定价法(hedonic valuation method，又译作特性定价法)应用最广泛的领域是不动产价值的衡量。我们可以把住房看作拥有很多特性的商品，单元的大小、位置、质量、四邻状况都是住房商品的特性。空气污染也被看作房产的一个特性。在住房市场竞争的情况下，其他条件相同，一般来说，三室一厅的单元比两室一厅的单元的价格要高，离市中心近的房子比离市中心远的房子要贵。同样，空气污染较严重的地区的房价应该比较便宜。这种方法已经广泛应用在房地产定价的实践中。作为对住房价值估算的副产品，经济学家用内涵资产定价法估价空气污染对房产价格的影响。内涵资产定价法通常不直接估算消费者的支付意愿，而是估算产品特性变动的隐含价格，这种隐含价格是特性变动的边际支付意愿。

在使用内涵资产定价法时，我们假设：

(1) 买主了解决定房价的各种信息；

(2) 所有变量的变动都是连续的；

(3) 所有资产特性都可以独立地变动；

(4) 房屋市场处于或接近于均衡状态。

内涵资产定价法的计算步骤包括：

第一步，把房屋价格 PH 写作房屋的各种特性的函数：

$$PH = f(h_1, h_2, \cdots, h_k) \tag{8.8}$$

(8.8)式中，h_1，h_2，…，h_k 为住房的各种内部特性(面积大小、房间数量、新旧程度、结构类型)和住房的四邻环境特性(当地学校的质量、离商店的远近、当地犯罪率等)。一般地，用 h_i 表示住房特性，$i=1$，…，k。特别地，我们把 h_k 作为环境变量，例如，住房附近的空气质量。

如果假设这个函数是线性的，其函数形式为：

$$PH = \alpha_0 + \alpha_1 h_1 + \alpha_2 h_2 + \cdots + \alpha_k h_k$$

第二步，把资产价格函数对特定的使用特性求导，可以求得每种特性的边际隐价格(implicit marginal price)，表示其他特性不变的情况下，特性 i 增加一单位，房屋价格变动多少：

$$P_{h_i} = \frac{\mathrm{d}PH}{\mathrm{d}h_i} \tag{8.9}$$

特别地，对空气污染，假设空气污染的边际隐价格是常数。

$$\frac{\mathrm{d}PH}{\mathrm{d}h_k} = \alpha_k$$

住房特性的边际隐价格是常数的含义是，住房特性的每一边际增加的隐价格是固定不变的。以厕所的数量为例，一套住房，增加第三个厕所所增加的价值等于增加第二个厕所所增加的价值。

如果资产价格函数是非线性的，例如采取对数线性(log-linear)的形式：

$$\log(PH) = \alpha_0 + \alpha_1 \log(h_1) + \alpha_2 \log(h_2) + \cdots + \alpha_k \log(h_k)$$

因为

$$\frac{\mathrm{d}\log(PH)}{\mathrm{d}\log(h_i)} = \alpha_i$$

根据对对数求导的规则，上式也等于

$$\frac{\mathrm{d}PH}{\mathrm{d}h_i}\frac{h_i}{PH} = \alpha_i$$

所以

$$\frac{\mathrm{d}PH}{\mathrm{d}h_i} = \alpha_i \frac{PH}{h_i}$$

特别地，对于环境变量 k，$\dfrac{\mathrm{d}PH}{\mathrm{d}h_k} = \alpha_k \dfrac{PH}{h_k}$。

因此，当隐价格函数采取对数线性形式时，特性的隐价格不是一个常数，而是取决于该特性的数值。特性的价值越高，其边际隐价格越低。住房价格与空气质

量的关系可以用图 8.1 来表示：

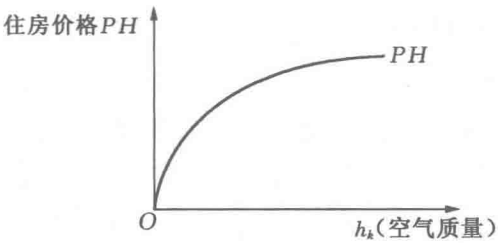


图 8.1　住房价格和空气质量的关系

图 8.1 表示当其他特性不变时，住房价格和空气质量之间的关系。它表明买主接受市场价格的情况下，有一系列住房价格和空气质量的组合(购买方案)可供选择。沿曲线移动，直到边际支付意愿等于边际购买成本(边际购买价格)时，空气质量使买主的效用最大。图中 PH 是一条曲线，这是由于空气质量的边际价格是递减的。边际价格是 PH 曲线的斜率。图 8.2 描绘了空气质量特性与边际价格之间的关系。

图 8.2 表示边际隐价格(dPH/dh_k，PH 的一次导数)曲线。

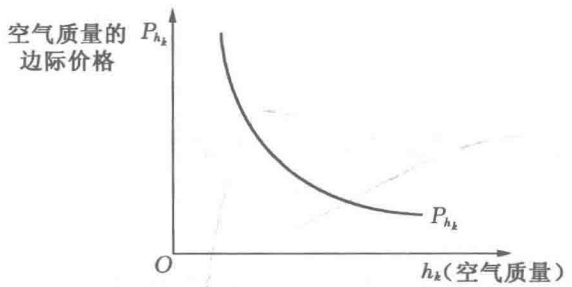


图 8.2　空气质量及其边际价格

现在假设通过调查已知两个或两个以上买主购买 h_k 的数量，通过方程(8.9)可以求出相应的隐价格，h_k 和隐价格的组合可以看作该买主的最大效用平衡点，即边际支付意愿等于边际机会成本时的购买量和其隐价格的交点。内涵资产定价法所估算的并不是消费者的支付意愿，而是支付意愿曲线与边际机会成本曲线的一组均衡点。这可以由图 8.3 来表示。

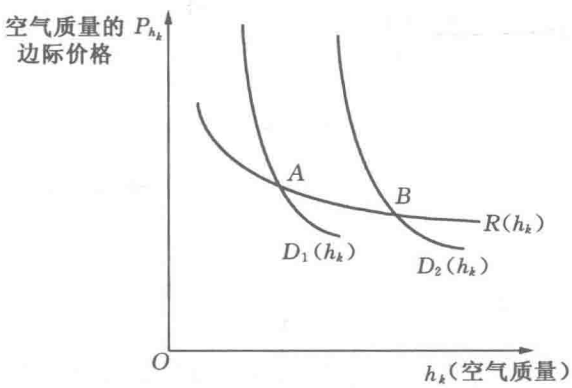


图 8.3　买主的最大效用平衡点

图 8.3 表示已知两个买主的最大效用平衡点的情况。D_1 和 D_2 是买主 1 和 2 的需求曲线或边际支付意愿曲线。R 是边际机会成本曲线。这两条曲线我们都不确知。我们通过调查和内涵资产定价法得到的是 A 和 B 点，它们分别是买主 1 和 2 的最大效用平衡位置。内涵资产定价法得到的 P_{hk} 曲线实际上是综合了供给函数和需求函数两方面因素的约简形式(reduced form)，是均衡状态的价格线，是市场出清时的边际特性价格。它既包含了消费者的支付意愿，也包含了生产者的边际收益。

内涵资产定价法估算的第三步，是使用资产特性的隐含价格信息，估算对特性的需求曲线，并进一步估算特性变化对福利的影响。不幸的是，这一点不一定能做到。

试问在已知若干买主的最大效用平衡点的情况下，能否评价空气质量变化所带来的福利？对于边际变化来说，回答是肯定的。对于非边际变化，除非作出进一步的假设，回答是否定的。这是因为，我们得到的只是边际价格值，R 是平衡点的轨迹，而不是空气质量的边际效益函数，因为 D 是未知的。

为了计算特性的非边际变动(大的变动)所引起的福利变动就必须计算特性需求曲线以下的面积，因此必须估计特性的需求曲线 D。这并不总是可能的。这涉及计量经济学中的识别问题(identification problem)。识别问题是，在估算供给—需求方程组时，仅仅有均衡价格和数量资料不足以分别估算供给方程和需求方程，还需要其他信息。就是说，特性的边际价格与需求曲线是由特性的消费量同时决定的，在这种情况下，必须使用联立方程组来同时解供给曲线和需求曲线，而这需要其他变量的信息。这一问题还来自特性的隐含价格方程的非线性性质(见本节前面部分对对数线性的讨论)。就是说，特性价格是特性消费量的函数。在这种情况下，一般最小二乘法(OLS)回归就会产生偏差。通常需要使用工具变量来处理。

内涵资产定价法存在若干问题：(1)理论模型假设供求均衡(图 9.3 中的 A、B 点)。这一条件在很多情况下由于供给方面的限制难以实现。在一些情况下，由于环境质量更好的住房不一定存在，消费者对环境改善的需求不一定能满足。(2)内涵资产定价法也忽略了居民在迁徙方面受到的限制。(3)内涵资产定价法没有包括一些预防性行为的影响。例如由于空气污染，安装双层玻璃等。

例：用内涵资产定价法计算空气污染对住房价格的影响。

本例题基于 Harrison and Rubinfield(1978)关于空气污染对住房价格影响的研究。本研究使用 1970 年美国波士顿大都会地区人口普查资料。因变量是自用房屋(owner-occupied homes)的价值的中值。

自变量包括四组：

(1) 结构变量：

RM——每一单元住房的平均房间数。

AGE——早于 1940 年修建的单元的比例。

(2) 环境变量：

B——黑人占人口的比例。

STAT——没上过中学的人口比例。

CRIM——犯罪率。

ZN——某地区内大于 25 000 平方英尺的专用地所占面积的比率，专用地指企事业占用的非居住用地。

INDUS——非零售行业占地比率。

TAX——财产税率。

PTRATIO——学生—教师比率，虚拟变量。

CHAS——查尔斯河虚拟变量：如果普查区为查尔斯河围绕，取值为 1，其他取值为 0。

(3) 交通情况变量：

DIS——到波士顿地区五个就业中心的加权距离。

RAD——距离高速公路远近的指数。

(4) 空气污染变量：

NOX——氧化氮(nitrogen oxide)的集中度。

PART——微粒的集中度。

估算结果见表 8.1：

表 8.1　美国波士顿地区资产价格估算结果

变　量	方　程　1	方　程　2
常数项	9.76(65.22)	9.75(71.46)
RM^2	0.006 3(4.83)	0.006 1(1.75)
AGE	8.98×10^{-5}(1.70)	-8.78×10^{-5}(−0.17)
log(*DIS*)	−0.19(−5.73)	−0.21(−6.53)
log(*RAD*)	0.096(5.00)	0.082(4.43)
TAX	-4.20×10^{-4}(−3.43)	-3.98×10^{-4}(−3.35)
PTRATIO	−0.031(−6.21)	−0.033(−6.85)
$(B-0.63)^2$	0.36(3.53)	0.44(4.46)
log(*STAT*)	−0.37(−14.84)	−0.35(−14.39)
CRIM	−0.012(−9.53)	−0.011(−9.26)
ZN	8.03×10^{-5}(0.16)	4.25×10^{-4}(0.86)
INDUS	2.41×10^{-4}(0.10)	9.05×10^{-4}(0.4)
CHAS	0.088(2.75)	0.067(2.07)
NOXp	−0.006 4(−5.64)	
p	2	
PARTq		−0.051(−7.99)
q		4
R^2	0.81	0.82

注：括号里为 t 检验值。p，q 为待估计的参数。

问题：

(1) 每一个回归参数的符号应该是什么？检查计算结果是否与你的预期一致。解释变量 *CHAS* 的参数的含义是什么？

(2) 哪些参数在 10%的水平上是显著的？你能否拒绝所有参数都为 0 的假设？

答案：

(1) 参数的符号：

RM：房间越多，房价越高，应为“+”号。两个方程符号都对，但第一个方程参数显著。

AGE：房子越老，房价越低。应为“−”。方程 1 符号不对，方程 2 符号对但不显著。

B：回归中实际使用的变量为$(B-0.63)^2$。如果 *B* 很小(白人居住区)，*B* 的增加会使房价下跌，*B* 增加使$(B-0.63)^2$ 减小，因此，$(B-0.63)^2$ 的参数的符号应为“+”。如果 *B* 很大(黑人居住区)，*B* 增大使$(B-0.63)^2$ 增大，房价增大，符号应为“+”。两方程的符号都对。

log(*STAT*)：这个变量越大，社区的社会经济状况越坏，房价越低。两个方程符号都对。

CRIM：犯罪率越高，房价越低。应为“−”。两个方程符号都对。

ZN：由于专用地比例较大时限制了小房屋的数量，提高了房价。*ZN* 的影响为正。两方程符号都对，但不显著。

PTRATIO：学生—教师比率，反映社区的社会福利水平，比率越低，教育质量越高。应为“−”号。两方程符号都对。

CHAS：住在河边是好事。靠河边的房子价格高。应为“+”。两方程符号都对。

DIS：越接近工作中心(距离越短)，房价越高。应为“−”。两方程符号都对。

RAD：距离高速公路指数。距离越近越便利，但噪音、污染越大。符号可能为“+”或“−”。实际计算出的符号为“+”。

NOX 和 *PART*：测量污染程度的指标。污染越高，房价越低。应为“−”。两变量的符号都对。

通过表 8.1 中的参数我们可以发现 *CHAS* 参数的含义：住在河边使房价的对数值增加 0.088(第一方程)。表示其他变量不变，河边房价比不沿河的房价高。

(2) 模型中有 100 个观察值，14 个变量(包括常数项)，因此自由度(degrees of freedom)为 86。看哪个变量在统计上是显著的可以用 t 分布或正态分布(因为当自由度大时，t 分布收敛于正态分布)来检验。双尾(twotailed)正态分布的临界值(critical value)为 2.58，我们只需看参数的 t 值是否大于临界值。方程 1 中，只有 *AGE*，*ZN* 和 *INDUS* 不显著，对这三个变量我们不能拒绝参数为 0 的零假设，对其他变量拒绝 0 假设。方程 2 中，*RM*，*AGE*，*ZN*，*INDUS* 和 *CHAS* 在 1%的水

平上不显著。

能否拒绝所有变量的参数都为 0 的零假设？简单回答：因为一些变量统计上显著，我们可以拒绝所有参数都为 0 的零假设。更复杂的回答，使用 F 分布检验来判断：

$$F=\frac{R^2/(k-1)}{(1-R^2)/(n-k)}$$

式中，R 为相关系数，n 为观察值个数，k 为自变量个数加 1。使用这一公式，得到 $F=28.2$。在 1%水平临界值为 2.4，所以拒绝所有参数等于 0 的零假设，即拒绝模型不能解释任何问题的假设。

8.3 意愿调查评估法

在环境状态的变化甚至连通过间接地观察市场行为都不能估价时，只好靠建立假想市场的办法来解决。我们将这种方法称为假想市场法或市场创建法(market creation techniques)。意愿调查评估法(contingent valuation methods，CVM)或假想评估法(hypothetical valuation methods)就是这样一种办法。

意愿调查评估法直接询问一组调查对象对减少环境危害的不同选择所愿意支付的价格。与市场价值法和替代市场价值法不同，意愿调查评估法不是基于可观察到的或假设的市场而是基于调查对象的回答。调查对象的回答告诉我们，在假设的情况下他们将采取什么行动、作出什么样的选择。直接询问调查对象的支付意愿既是意愿调查评估法的特点，也是意愿调查评估法的缺点所在。

意愿调查评估法是环境估价的最后一条防线。旅行费用法和内涵资产定价法不能衡量所有的环境产品或服务。在既无市场又无替代市场的情况下，往往只有一种办法可供使用：直接询问。例如，询问被调查者：为了使湖水能够游泳，你愿意支付多少钱来减少污染？

意愿调查评估法常用来估价环境的非使用价值，例如野生动物保护的价值、生物多样性的价值、保护古迹的价值等。意愿调查评估法在发展中国家常用于估价公共物品或私人物品，例如估计在无自来水或下水道的地方修建供水工程或下水道的价值，用来指导设计和定价。

意愿调查评估法可以粗略分为两类：(1)直接询问支付或接受赔偿的意愿。(2)询问表示上述愿望的商品或劳务的需求量，并从询问结果推断出支付意愿。常见的意愿调查评估法包括但不限于表 8.2 所示。

表 8.2 意愿调查评估法的分类

直接询问支付意愿：	投标博弈
	比较博弈
询问选择的数量：	无费用选择法
	优先性评价法

第一类直接询问支付或接受补偿的意愿，第二类询问选择的商品或劳务的数量，再从数量推断出支付意愿。下面介绍表 8.2 中所列的几种常用的意愿调

查评估法。

8.3.1 投标博弈

在投标博弈(bidding games)中,调查对象被要求估价假想的情况,说出他或她对物品供应的若干不同水平的支付意愿或接受补偿的意愿。这种方法常被用于纯公共物品的估价,即对每个社会成员可以得到给定质量、同样数量的公共物品的估价。例如,对公园的进入、空气和水的净化等的估价。

投标博弈可以分成单次投标博弈和重复投标博弈(或收敛投标博弈,iterative or converging bidding games)。

在单次投标博弈中,调查者向被调查者解释被估价的物品,例如,某种面临绝种的物种,让被调查者说出为保护该物种所愿意支付的最大价值或失去该物种所愿意接受的最小补偿。调查中得到的信息被用于建立总和的支付意愿函数或补偿意愿函数。

在巴西里约热内卢进行的一项关于地表水质量改进的支付意愿的调查使用了单次投标博弈法(Scura and Maimon, 1993)。该项目对 100 个家庭进行调查,对每个家庭的调查为 30 分钟,共有 39 个问题,分为三部分。第一部分介绍了在假想市场上可以买到的不同质量的水,包括文字叙述、水源和水污染的照片和水质的等级标准。水质等级标准包括用于不同用途例如划船、钓鱼、游泳的水质标准。第二部分是关于被调查者的人口社会经济特性的问题,例如收入、教育程度、住房类型等。这些信息将和当地人口普查资料对照以检查抽样的代表性。这部分还包括有关地表水使用频率和对水质问题的重要性的认知问题。这些信息用于帮助解释关于支付意愿的回答。第三部分问题是有关被调查者对水质改进(例如从可以划船提高到可以钓鱼,或从可以钓鱼提高到可以游泳)的单次投标。

根据每个人的支付意愿得到里约热内卢市改进水质的总和支付意愿。总和支付意愿说明人们为改进水质而支付的意愿是显著的。表 8.3 为对不同水质的支付意愿。

表 8.3 里约热内卢市民对改进地表水质的支付意愿

水质等级	支付意愿 被调查者平均 $/家庭/月	支付意愿 全市 (亿$×$10^6$/年)
可划船	$4.64	$1.33
可钓鱼	$5.52	$1.59
可游泳	$7.90	$2.28

重复投标博弈中,被调查者不必自行说出一个确定的支付意愿数额,而是被问及是否愿意对某一物品或状态支付给定的数额。调查者不断改变这一数额,直至

得到最大支付意愿或最小补偿意愿。

例如，作为荷属安提列斯海洋公园的生态经济研究的一部分，一个小型的重复投标博弈被用来估计潜水者对海洋公园门票的评价(Scura and van't Hof，1993)。调查样本为100个对潜水情况了解的正在离开公园的游客。被调查者首先被问及是否愿意支付每人每年$10门票，这笔钱将全部交给公园管理部门用于保持珊瑚礁的质量。接着依次问及假设的门票价值(从$20到$100)，直至得到最大支付意愿价值。将这些个人的支付意愿平均，得到全部游客的支付意愿的估计值。这个估计值可以作为该公园珊瑚礁的最低价值的估计值。

8.3.2 比较博弈

在比较博弈(trade-off games)中，被调查者在不同的物品组合之间进行选择，调查者通过被调查者的选择来确定其对物品的评价。经常给出的是一定数额的货币和一定水平的环境商品的不同组合。组合中的货币潜在地表示环境商品的价格。调查者首先给被调查者一组环境状态和价格的初始值，然后给出一组替代。例如，原来湖水保持现状，不付钱；现在湖水可以游泳，每人付10元。被调查者对两者进行取舍。价格继续上升直至被调查者找不到更好的替代为止。通过被调查者的选择，可以估算出他对环境产品增加量的支付意愿。

例如，确定小区居民雇人清扫小区环境的支付意愿，选择可以是：(1)不付钱保持原有的环境状况；(2)雇专人清扫小区，同时付若干数额卫生费。不同的金额将被一一问及，直到被调查者对不付钱不雇人和付若干钱雇人无所谓时为止。结果可以被解释为环境产品的边际补偿需求价格。

表8.4 利用比较博弈法确定居民对雇人清扫小区的支付意愿

项　目	支出方案(1)	支出方案(2)
捐赠金额(元)	0	20
是否雇人	不雇人	雇人

改变支出方案(2)的数额直至被调查者对方案(1)和方案(2)无所谓时为止。如果表列数字为被调查者的最终选择，那么可以解释为：对于雇人，被调查者愿意支付20－0＝20元。

在进行比较博弈法调查时，需要向被调查者详细介绍所涉及的环境产品的各种属性。通过对统计上足够多的、有代表性的人群进行调查，就可以估算出对该环境产品的总支付意愿。

现假设某小区调查对小区内无名小湖面积扩大的意见。有七种选择。询问六位被调查者对小湖面积从1平方公里增加到7平方公里的支付意愿。对每一种选择，支出方案Ⅰ保持不变，支出方案Ⅱ的数值不断变化直至找到一组与支出方案Ⅰ无差异的数值。对每一种选择重复上述试验。试验结果由表8.5给出。

表 8.5　对无名小湖面积不同选择的支付意愿

小湖面积（平方公里）	被调查者的支付意愿(元)						
	被调查者 1	被调查者 2	被调查者 3	被调查者 4	被调查者 5	被调查者 6	平均
1	0	0	0	0	0	0	0
2	7.5	9	5.5	4	11	6.5	7.25
3	11	13.5	7.5	6	16.5	10	10.75
4	13	16	9	7.5	20	13	13.08
5	14.5	18	10	8.5	20	15.5	14.42
6	15.5	19.5	10.5	9	18	17	14.92
7	15	19	10.5	9	15	10	13.08

假设被调查者的支付意愿的平均值可以作为小区全体居民的支付意愿。根据被调查者支付意愿的平均值画出总效益曲线 B。给定小区全体居民为 20 000 人。假设小湖扩建的总成本随面积的增加而线性增加，由公式 $C = 35\,000 \times S$ 确定，式中，C 为总成本，S 为小湖面积。直线 C 表示总成本。小湖扩建的成本效益分析可用图 8.4 表示：

图(8.4)中，曲线为总支付意愿或总效益，直线为总成本，可以看出，当小湖面积为 4 平方公里时净效益最大，为 $13.08 \times 20\,000 - 4 \times 35\,000 = 261\,600 - 140\,000 = 121\,600$(元)。

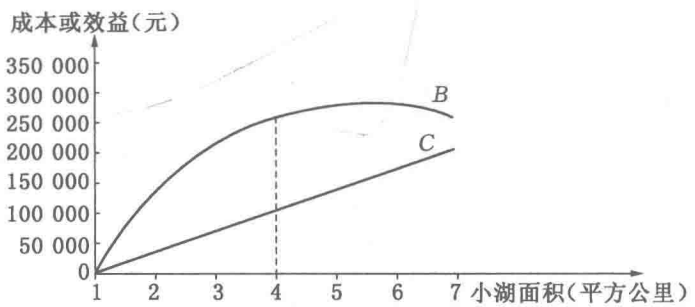


图 8.4　小湖扩建的成本效益分析

8.3.3　无费用选择法

无费用选择法(costless choice)通过询问个人在不同的无费用物品之间的选择来估价环境物品的价值。无费用选择法给被调查者两个以上选择，每一个都不必付钱，直接询问被调查者的选择。例如，给被调查者具有不同价格的若干熟悉的物品和一种无价的环境物品。这些有价物品可以是一杯饮料、一张电影票或者是一顿麦当劳。被调查者如果拒绝这些熟悉的物品而选择环境物品，就可以建立起环境物品的价值范围。注意，这些物品必须是熟悉的，并且对所有被调查者的价值差不多。

选择也可以在一定数额的货币和某种环境产品之间进行。如果被调查者选择环境产品而不是货币，那么，货币的数额可能表示此人对环境产品的最低估价。

无费用选择法与投标博弈法的主要区别在于，在作出选择时个人不必支付任何费用就可以得到供选择的物品。无论选择什么，对被调查者来说，都没有损失。这种方法可以用来估价环境物品的最小价值，缩小投标博弈法中的某些偏差。

无费用选择法实例：

黑龙潭湖水被严重污染，影响了湖边居民的生活。对湖边居民随机抽样，用无费用选择法进行两次独立的试验：

试验 1：两方案无费用选择法。详细介绍湖水污染的影响后，提出两个方案供被调查者作出选择。方案 1：每年赠给被调查者一笔款项。方案 2：清除 90%的湖水污染。每人只有一次选择赠款的机会。如果选择减少 90%的污染，就意味着减少 90%污染的价值至少等于被放弃的款额。进一步给出更高的款额，直至被调查者选择接受赠款，这就意味着减少 90%的污染的价值低于最后一次款额的价值。调查结果见表 8.6。

表 8.6　减少湖水污染的无费用选择法调查结果

调查人数	选择人数	
	减少 90%湖水污染	接受赠款
20	20	0(10 元)
20	14	6(20 元)
20	10	10(30 元)
20	4	16(40 元)
20	0	20(50 元)

表 8.6 中第一行，提供的赠款数额为 10 元，20 人全部选择减少污染 90%。10 元是减少 90%污染的最低价值。最后一行，提供的赠款数额为 50 元，全部选择赠款。减少 90%污染的最高价值小于 50 元。这种试验大致确定了减少污染的最低最高价值的范围，但没有求出减少污染的平均价值。

试验 2：每个被调查者在几种不同的商品和减少黑龙潭 90%污染之间进行选择。调查者应向被调查者详细介绍这些商品及其价格。被调查者对每一种商品和减少污染分别作出选择，并记录下来。表 8.7 为调查结果。

表 8.7　无费用选择法：商品和黑龙潭减少污染的选择

方　案	价值(元)	被调查者编号				
		1	2	3	4	5
一支雪糕	3	−	−	−	−	+
一瓶可乐	6	−	+	−	+	+
一个巨无霸	9	−	+	−	+	−
一客冰激凌	12	+	+	−	−	−
一餐肯德基	20	+	+	+	−	−

注："−"表示在减少污染和物品之间选择减少污染，"+"表示在减少污染和物品之间选择物品。

当被调查者的选择合乎理性时，即当物品价值低于减少污染价值时总是选择减少污染，一旦物品价值高于减少污染价值时即选择物品，并且物品价值继续提高时总是选择物品。在这种情况下，我们称被调查者的回答是一致的。表中1、2、3号被调查者的回答是一致的。4号被调查者的回答是不一致的。5号被调查者的回答相反，当物品的价值提高时，反而选择减少污染，这是非理性的。对不一致和相反的回答，不能用来估价环境的价值。一致的回答可以用来估价环境的价值。一致回答中，“+”、“−”的分界值可以作为被调查者对减少90%湖水污染的估价。1号被调查者的分界值在9元和12元之间，2号的分界值在3元到6元之间，3号的分界值在12元到20元之间。

综上所述，无费用选择法可以对环境价值的范围作出大致的估计。这种方法简单直接，避免了其他方法产生的一些策略性偏差。但是当被调查者的回答不一致时，该法的使用必须谨慎。

8.3.4 优先性评价法

与以上很多方法不同，优先性评价法(priority evaluation technique)直接以完全竞争下消费者效用最大化原理为基础。在调查中，被调查者对一组物品(其中包括一种环境物品)进行选择，调查者按一定规则调整这些物品的价值，使价值收敛到使消费者效用最大化的一组均衡价值。

我们在第3章已经介绍了微观经济学消费者个人在预算约束下效用最大化的基本原理。在两种物品的情况下，为了使效用最大化，消费者应当使两种物品的边际效用与价格之比相等。同样，在有 n 种物品的情况下，使所有商品每一元支出的边际效用都相等，这时总效用最大。用公式表示为：

$$\frac{MU_1}{p_1}=\frac{MU_2}{p_2}=\cdots=\frac{MU_n}{p_n} \tag{8.10}$$

如果上述条件没有满足，可以在预算约束下，改变各种商品的消费量(边际效用会随消费量的变动而变动)，直至满足(8.10)式。这时总效用最大。

优先性评价法包括下列步骤：

(1) 选择若干种物品，其中之一是无价格的环境物品，其他是一般的市场商品，可以用市场价格来衡量。这些物品在生产和消费中必须是相互无关的，在生产和消费中的数量必须是可变的。

(2) 把每一种物品分成若干不同的数量水平。例如，将上衣分为一件，两件，三件等。把每种物品每种数量水平作为一个选择方案。例如，如果有五种物品，每种物品有三个数量水平，那么，就有十五种选择方案。例如，组合1：1件上衣，1条裤子，1块草地；组合2：1件上衣，1条裤子，2块草地；等等。为了包括世界上的所有物品，可以把“所有其他物品”作为一个变量。

(3) 确定每种物品每种数量水平的初始价格。初始价格可以用市场价格。对

于无市场价格的环境物品可以用该物品供给的全部社会成本除以买主数目，或随意给出一个初始价格。

(4) 给被调查者一个预算。向被调查者详细叙述每一种选择方案。叙述包括每种物品每种数量水平的价格。预算要足够大，使被调查者可以选择每一种物品的几个数量水平；但预算不能超过购买所有物品所需要的最大数量。

(5) 请被调查者作出选择。选择的要求是：第一，在各种物品中，每种最多只能选择一个数量水平，而且至少要选择一个数量水平。第二，要把预算全部用完。

(6) 计算每一种方案的实际选择次数，并把实际选择次数和预期选择次数进行比较。计算实际选择次数与预期选择次数的比值 r：

$$r = Q^O / Q^E$$

式中，Q^O 为实际观测到的选择次数，Q^E 为预期选择次数。如果独立的价格是准确的，是完全竞争下的均衡价格，那么，每一种方案对被调查者个人都是一样的。因而一组被调查者对每一种选择的预期频率是随机的。例如，一组人对一种物品的三个数量水平进行选择，选择每一数量水平的预期频率都是 33.33%。总选择次数乘以预期选择频率可以得到预期选择次数。把实际次数与预期次数相比，在均衡状态，比值 r 应为 1。

(7) 在所有方案的 r 比值不全为 1 情况下，调整比值不为 1 的方案的价格。如果 $r > 1$，说明选择该方案的次数较多，价格太低了。即初始价格低于均衡价格，应提高。相反，选择次数较少，太贵了，价格应降低。调整价格后，进行下一轮访谈，让被调查者重新作出选择。这样反复进行，直至 r 值不显著地偏离于 1 为止。为检验观察值对于预期值是否显著偏离，可以使用 χ^2 检验。

求出各种物品的均衡价格后，环境物品的均衡价格作为其中之一，也求出了。优先性评价法把经济学的基本理论，用于具体的经济实验，解决无市场价格的环境物品的估价问题，是极有意义的尝试。

8.3.5 对意愿调查评估法的评价

意愿调查评估法的成效取决于被调查者是否真正按自己在调查中所说的支付意愿来支付。就是说，调查中得到的支付意愿是不是真正的支付意愿。有若干标准可以用来检验意愿调查评估法(Mitchell and Carson, 1989)。

(1) 内容的合理性。调查内容应当针对调查对象。可以考察，调查对调查对象的描述是否模糊？是否给被调查者足够的信息？这些信息是否易于理解？支付工具是否现实可行？替代的可能性是否现实？

(2) 标准的合理性。意愿调查评估法的结果与实际的市场上人们的行为相比是否一致。假想的市场常常缺乏激励使被调查者用足够的精力去琢磨物品的价值，也不像真实的市场那样对人们错误的决策进行惩罚。Bishop 等人(1983，

p.627)指出，在真实世界中用货币来衡量效用，包括反复的市场交换，咨询，对互补品和替代品的估价，家庭内部的讨论，查询消费者信息。在调查中调查者和问卷能否在有限的时间内对这些经验和信息的缺乏作出补偿很成问题。因此，对意愿调查评估法的一项检验是是否与现实市场中的行为一致。这取决于调查的设计，特别是贯穿于调查中的激励机制的设计。许多研究比较了调查与真实的市场，发现假想的市场与真实市场有很大区别。Cummings 和 Harrison(1994)在评价 Dickie 等人(1987)对草莓的假想市场和模拟市场的比较的研究时指出，假想的需求曲线可能对需求量高估 35%—69%，如果把所有样本都包括在内(包括作废的样本)。

(3) 构造的合理性。需要检查用意愿调查评估法得到的结果是否与其他方法(例如旅行费用法或内涵资产定价法)得到的结果一致。

8.3.6 意愿调查评估法的缺点

由于意愿调查评估法仅仅提供询问而没有观察人们的实际行为，它的最大问题是调查是否准确模拟了现实世界，被调查者的回答是否反映了他们的真实想法和真实行为。意愿调查评估法可能产生一系列偏差，这些偏差既可能是心理上的，也可能是统计上的。

可能出现的偏差包括：

(1) 信息偏差(information bias)。调查者可能向被调查者提供太少或错误的信息。理论上，被调查者应该得到清楚、完全、准确的信息。但是实际上不易做到。例如，某项有关保护鲸鱼的调查(Samples et al., 1986)，先后进行两次，第一次调查后，请被调查者看鲸鱼被残害的电影后再调查，人们的支付意愿提高 33%之多。可见，向被调查者提供的信息的多少对调查结果的影响之大。调查的结果往往与调查的内容相关。有关市场价格的信息实际上是有条件的，取决于制度、信息和对这些条件的预期。

(2) 工具偏差(instrument bias)。这是指支付方式引起的回答的偏差。用什么方式收取人们支付的货币，可能影响被调查者的支付意愿。有些被调查者不喜欢某种收钱的方式。调查中使用不同的收钱方式，例如，税收、门票、使用费等，可能得到不同的支付意愿。

(3) 初始点偏差(starting point bias)。这是指调查者可能通过建立参考系暗示可接受的范围，而使应答者的回答发生偏差。例如，在重复投标博弈中，如果调查者给出的初始价值过高或过低，可能影响被调查者的回答。被调查者往往相信初始点就是调查者希望他们选择的值。许多研究的最后投标与初始点显著相关。Tversky 和 Kahneman(1981)的一项研究对被调查者提出了以下问题：

为了防治一项疾病，有两项措施可供选择，请被调查者选择其中之一：

如果采用措施甲，200 人将被救活；

如果采用措施乙，600 人有三分之一的可能性被救活，三分之二的概率全部死亡。

结果 72%的人选择甲，28%选择乙。

同一问题的另一种问卷用不同的方式提问：

如果采用措施丙，400 人将死；

如果采用措施丁，三分之一的概率无人死亡，三分之二的概率 600 人全部死亡。

结果 22%的人选择丙，78%的人选择丁。

实际上四个措施的效果是一样的，不同的只是甲、乙强调的是救活的生命，丙、丁强调的是死亡的人数。许多被调查者在拯救生命的版本中是避险的，在死亡版本中是冒险的。

(4) 假想偏差(hypothetical bias)。这是使用意愿调查评估法时通常出现的一般性问题，是不直接观察实际的市场行为的调查中出现的一般性问题，是由调查的假想性引起的。被调查者往往没有给出真实的回答，而这又往往是由于没有激励机制使被调查者给出真实的回答。

(5) 策略性偏差(strategic bias)。这是指被调查者在回答问题时采取策略性的行为，隐瞒真实的回答。例如，如果被调查者觉得他们回答某物值多少钱，实际上他们就得交多少钱，他们就会使答案偏低。如果他们以为高的答案会引起重视，他们就会使答案偏高。减少策略性偏差的办法包括：去掉最高和最低的观察值；在问卷开始要求被调查者诚实回答问题；使环境变动取决于投标值的多少；在问卷中关于支付意愿的问题之后，询问为什么这样回答。

8.4 环境评价方法的选择

第 7 章介绍的市场价值法一般不需要求出需求曲线，因而不能用标准的经济学方法来衡量福利的变动。这些方法利用现有的市场价格信息，简单易行。传统上常常被政府用来估价环境变动的影响，为政府决策提供依据。

本章介绍的替代市场价值法和假想市场法是在难以得到市场价格信息的情况下用迂回的方法来估价环境价值的。这两种方法都试图建立环境产品的需求曲线，因而都可以用经济学方法来进行福利变动的分析。旅行费用法主要用于估算旅游景点的需求曲线。内涵资产定价法是建立在经济学理论的基础上的。Lancaster(1966)建立的理论认为，一个产品提供一组特性，对产品的需求可以用对其特性的需求来表示。因此，对住房的需求可以用对住房的各种特性的需求来表示，而环境是住房的特性之一。用内涵资产定价法可以估价住房和工资的需求，其中，住房需求与住房的环境特性紧密联系。意愿调查评估法通过询问让被调查者直接表达对环境产品的评价。意愿调查评估法用于任何不能直接用市场价值法或

替代市场价值法估算的环境物品的价值，例如，对环境的非使用者价值的估算。意愿调查评估法的问题是被调查者所表达的支付意愿是否真正反映了人们在现实市场上的行为。

本章小结

本章讲解替代市场价值法和假想市场法。

替代市场价值法使用替代物的市场价格来衡量没有市场价格的环境物品的价值。替代市场价值法主要包括旅行费用法和内涵资产定价法。旅行费用法用旅行费用作为替代物来衡量人们对旅游景点或其他娱乐物品的评价。内涵资产定价法利用物品特性的潜在价值去估价环境污染对房产价格的影响。

假想市场法是在连替代市场都难以找到的情况下，用人为地创造假想的市场来衡量环境质量及其变动的价值。假想市场法的主要代表是意愿调查评估法即直接通过询问来得到人们对环境的评价。假想市场法是环境评价的最后一道防线，任何不能通过其他方法进行的环境评价几乎都可以用假想市场法来进行。出于同样原因，假想市场法也存在种种缺点。

案例 8.1

关于未名湖水质改进的调查①

位于北大校园内的未名湖以及周围的建筑物均属于文物保护的对象，也是学生们散步、休息的处所。但未名湖的水质一直是一个问题，湖水污染严重，水质浑浊，而且没有持续性的活水注入，使水质始终得不到改善，久雨之后更为明显。

作者在设计方案时，考虑到未名湖位于校内，其受益者大多也是本校教师、学生和其他校内人员，对于这一类环境质量的估价很难以游览成本来考虑，因此，选择了意愿调查评估法中的单次投标博弈方法，并在问卷中假定学校将对未名湖水质污染的情况采取措施，实施未名湖水质改进工程。筹款方式有两种：(1)工程资金将部分地由学生以年费的方式，在每学年注册时随学费一起上交，并设立专门基金保证专款专用。(2)通过收取门票的方式筹集工程资金。该研究对这两种筹资方式的结果作了比较和评价。

1996 年 8 月 2 日上午，调查者在本校图书馆自习室分发了 32 份问卷，回收的 32 份问卷全部有效。从问卷中获得了被调查者对未名湖水质的评价、改进水质的支付意愿以及其他相关信息，对问卷设计中提出的一些假说进行了检验。

问卷调查的结果表明，对未名湖周围环境的评价中，87.5%的同学选择了“很

① 本调查作者为北京大学经济学院尹嘉。

好”或“好”。而对于未名湖水质，81.25%的同学认为“一般”或“较差”，只有18.75%的同学认为水质好。对周围环境的评价与对水质的评价形成了强烈的反差，因而有75%的同学认为水质应该改进。被调查者所选择的意愿改进程度集中在BP(可游泳)和CP(可看清水下0.5米以内的景物)两个等级，选择人数分别为10人和21人，而对于AP(可饮用)这一等级只有1人选择。“可饮用”这一标准对于非生活用水来源的湖水来说过于严格也没有必要。

对于不同的水质改进程度，同学们愿意每年支付的数额见下表：

不同水质等级的支付意愿 （单位：元）

	平均	标准差	最大	最小
AP(可饮用)	19.40	25.36	100	0
BP(可游泳)	24.25	28.60	100	0
CP(可看清水下0.5米景物)	25.45	44.11	150	1

AP、BP与CP的均值按所选择的人数加权平均，得到平均支付意愿，即

平均支付意愿 $=19.40\times(1/32)+24.25\times(10/32)+25.45\times(20/32)=24.09$(元/人年)

按在校14 000名学生来计算每年共支付33.73万元，如果按10%折现率来计算，永续年金现值33.73/0.10=337万元可以作为学生对未名湖的总估价。

在影响个人支付意愿的各种因素中，由于样本在年龄、受教育程度等方面具有共同特征，首先考虑了个人收入对支付意愿的影响程度。但由于学生的收入在时间上具有较大的差异和不稳定性，而个人消费额相对来说可以看作个人财富流量和存量的一个指标，因此，着重考察支付意愿与个人日均消费额的情况。调查结果表明，随着消费额的增加，对AP、BP、CP的平均支付意愿均呈现出递增趋势。

调查的另一项内容是，假定学校将采取“收门票”的方式筹集资金，询问学生愿意每次支付的门票钱为多少。大多数同学对“门票方式”表示反感，平均支付意愿为0.69元/次，其中，有34.38%的问卷支付意愿为零，或明确表示“不愿意买门票”、“讨厌门票”、“应自由开放”、“反对!!!”，并提出其他筹集建议。作为北大的学生，他们已经习惯了自由开放的未名湖风景区，无法接受门票这种方式，即使是为筹资做一件愿做的事情，从感情上首先产生了排斥感，支付意愿因而也相当低。如果未名湖一直在收取门票，大家认可了这种方式，那么，支付意愿可能更能真实地反映对湖本身的评价。

在问卷设计时曾经引入其他可能影响个人支付意愿的因素：包括个人过去和现在的经验、是否来自南方并能经常见到湖、是否经常去湖边、对环境问题的重视程度、专业等，但从问卷所提供的信息来看，它们都没有对支付意愿产生显著的影响。但是从经验上看，个人经历及其他因素对支付意愿还是有着综合性的影响，这里值得一提的是，在调查中唯一一位对水质印象回答“很好”因而认为

不需改进的同学对调查者说:“如果你看过清华的水,你就知道未名湖有多干净了。”

在调查与分析的过程中,作者得到了被调查者的鼓励,一位同学在问卷中写道:“这是极有意义的事情!”另一方面也愈加感受到未名湖水质问题的严重。①

(本调查是20世纪90年代末进行的,现在北大已成为“公园”,未名湖是否收门票已经成为公众话题。)

习题

1. 一个对蔚秀园钓鱼者的旅行费用调查得到如下信息:

出发地	人均旅行率	总旅行费用(元)	使用者人数
1	0.040	20	1 000
2	0.015	70	2 000

(1) 画出人均需求曲线(第一阶段需求曲线)。标出图上的坐标和数字。

(2) 在第二张图上,画出每一个出发地对钓鱼服务的需求曲线。

(3) 在第二张图上,画出市场需求曲线。

(4) 计算每一出发地消费者剩余和总的消费者剩余。

2. 利用8.2节例题的资料,回答以下问题:

(1) 比较两个方程,人口变量的变动是怎样“Robust”? Robust的含义:当改变人口量时估计结果变化不大。

(2) 为什么研究者不在同一方程中使用两个污染变量(暗示:*NOX* 和 *PART* 的相关系数为0.96)。在使用两个污染变量的情况下是否可能得到独立的 *NOX* 减少的边际隐价格?

(3) 在一个线性的内涵资产定价模型中,变量 *NOX* 的参数为−2 052,这里隐含了哪些假设条件?根据这个模型,不同调查区居民对降低污染的边际支付意愿是否相同?

(4) 假设波士顿市长要了解在所有调查区降低 *NOX* 0.01 pphm 的福利。使用前面的结果来预测。这是一个好的预测吗?

3. 某市考虑在市中心修建一个现代雕塑。一家公司为了建立其公众形象提出免费设计和修建这一雕塑。但是一些市民认为该雕塑与该市建筑的历史风格不符,反对修建这一雕塑。假定该市只有5位居民,调查表明这5位居民对雕塑的估价如下:

① 为迎接百年校庆,北京大学已于1997年春对未名湖实施了清淤工程,此后未名湖的水质一直保持较好的状态。

居民	估价(元)
赵	−100
钱	50
孙	50
李	−25
周	20

(1) 如果通过投票,以简单多数形式决定,该雕塑是否会被修建?

(2) 居民老赵说,投票方式没有反映居民支持或反对修建雕塑的程度,我和小李虽然只有两个人,但是我们强烈反对修建雕塑。设计一种什么样的相互支付机制使每一个居民对建与不建都无所谓。老赵必须单独向其他人支付多少钱才能避免雕塑的修建?小李必须单独支付多少才能避免雕塑的修建?赵李能否达成一个协议共同支付一笔钱,使各自的支付比单独支付时减少?

4. 什么是意愿调查评估法?意愿调查评估法的主要优点是什么?主要缺点是什么?使用意愿调查评估法时可能产生什么歪曲?

5. 塔曼尼加拉(Taman Negara)是马来西亚最大的国家公园,也是热带最大的公园之一。1990 年有 20 000 游客。大多数来自该国两个最大的城市,克郎谷(Klang Valley,简称 KV)和盆昂巴特勒沃(Penang-Butlerworth,简称 PB)。假设你的助手收集了有关 1990 年参观该公园的数据如下:

出发地	人　口	距　离	参观者人数
KV	300 万	200 公里	18 000
PB	100 万	400 公里	2 000

假设所有参观者都开车,平均每辆车 4 人。他们都不在公园过夜。他们在路上和公园里的饭费并不显著地大于平时的饭费。开车的平均成本为每公里 0.5 元。公园免费进入。

(1) 求分别来自 KV 和 PB 的参观者的平均每人消费者剩余。

(2) 以上的计算忽略了旅行的时间成本。时间成本如何影响第一阶段需求曲线的斜率?

参考文献

Bishop, R.C., T.A. Heberlein and M.J. Kealy, 1983, "Hypothetical Bias in Contingent Valuation: Results from a Simulated Market", *Natural Resources Journal*, 23, pp.619—33.

Clawson, M., and J.L. Knetsch, 1966, *Economics of Outdoor Recreation*, Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Cummings, R.G.and G.W.Harrison, 1994, "Was the Ohio Court Case Well Informed in Its Assessment of the Contingent Valuation Method?", *Natural Resources Journal*, 34 (1), pp.1—36.

Dickie, M., A.Fisher and S.Gerking, 1987, "Market Transactions and Hypothetical Demand Data: a Comparative Study", *Journal of the American Statistical Association* 82, pp.69—75.

Harrison, D. and D.L.Rubinfeld, 1978, "Hedonic Housing Prices and the Demand for Clear Air", *Journal of Environmental Economics and Management*, 5, pp.81—102.

Carson, R.T. and R.C.Mitchell, 1984, "Non-Sampling Errors in Contigent Valuation Surveys", Discussion Paper, No. D -120, Washington, D. C.: Resources for the Future.

Lankaster, K.J., 1966, "A New Approach to Consumer Theory", *Journal of Political Economy*, 74, pp.132—57.

Mitchell R.C. and R.T.Carson, 1989, *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*, Washington D.C.: Resources for the Future.

Prewitt, R.A., 1949, "The Economics of Public Recreation", The Prewitt Report, Washington, D.C.: Department of the Interior.

Samples, Karl C., John A.Dixon and Marcia M.Gowan, 1986, "Information Disclosure and Endangered Species Valuation", *Land Economics*, 82, 306—12.

Scura, L.F., and D.Maimon, 1993, "Economic Valuation of Surface Water Quality Improvements in the Metropolitan Region of Rio de Janeiro Using Objective and Subjective Valuation Approaches", Consultancy report submitted to the World Bank Environment Department, Washington, D.C.

Scura, L. F. and T. van't Hof, 1993, "The Ecology and Economics of Bonaire Marine Park", Environment Department Divisional Paper, No.1993—44, Washington, D.C.: The World Bank.

Tversky, A. and D.Kahneman, 1981, "The Framing of Decisions and the Psychology of Choice", Science, 211, pp.453—58.

哈弗斯密特等著,过孝民等译,《环境、自然系统和发展:经济评价指南》,烃加工出版社 1988 年版。

第三篇　自然资源管理

20世纪70年代有一本风靡世界的书，叫做《增长的极限》。该书的作者认为，人类已经过度使用了自然资源。真的？是不是杞人忧天？在资源日益稀缺的情况下，利润最大化原则是否还适用？人类是否仍然需要把吃饭问题放在首位？

本部分从经济学的角度讨论自然资源的开发、使用和管理问题。第9章是总论，第10章讨论非再生资源，第11章讨论可再生资源，第12章讨论水资源，第13章讨论物种保护。

▶9

自然资源:总论

自然资源是有价值的未经人类加工的自然物。自然资源通常经过人类的开发提炼而进入人类的经济活动。自然资源包括矿产、石油、森林、渔业资源等,但一般不包括农业。我国地大物博,有很多自然资源。但是,由于人口众多,我国的人均自然资源相对贫瘠,保护和有效利用自然资源的任务更加艰巨。本章的模型主要参考了 Tietenberg(1992)。

9.1 资源的分类:可再生资源和非再生资源

自然资源通常被分为可再生资源和非再生资源两大类。

可再生资源(renewable resources)是可以用自然力自我保持或增加蕴藏量的自然资源。可再生资源的再生的速度超过消耗的速度。就是说,在合理使用的前提下,可再生资源可以自己生产自己。例如,鱼、树(以及树的集合森林)等都可以自己实现再生产。只要不过量捕捞,大鱼可以生出小鱼,河湖海洋中的鱼类会一代一代繁殖下去。只要合理砍伐,森林可以砍了再生,生了再砍,循环往复,无穷无尽。可再生资源还包括大气、水和各种生物。如果消耗的速度超过再生能力,可再生资源就不能再生。因此,可再生资源的再生能力是有条件的。

非再生资源(depletable resources,又称可耗竭资源)是不能运用自然力增加蕴藏量的自然资源。一些非再生资源的消耗速度大大超过其再生速度,另一些非再生资源根本不能再生。一般来说,非再生资源不具备自我繁殖能力。由于不能自我繁殖,非再生资源的初始禀赋是固定的,用一点少一点。某一时点的任何使用,就会减少以后时点可供使用的资源。非再生资源有很多是以化石的形式经过漫长时间形成的。煤、铁、石油等矿藏是非再生资源的典型。非再生资源可分为可回收的非再生资源和不可回收的非再生资源。前者主要指金属等资源,后者主要指石油、煤、天然气等能源资源。在现实世界,许多资源是可再生和不可再生资源的混合,其特性介于两者之间。例如,土壤。

由于可再生资源和非再生资源的不同特点,经济学对两者区别对待,分别研究,提出保护和开发这两种资源的不同对策。

*9.2 资源的跨时间有效配置：n 时期模型

本节讨论可再生和非再生资源的跨时间配置问题。讨论时使用动态有效配置的概念(概念见第 6 章)。动态有效配置假定社会的目标是使不同时期从资源中得到的净效益的现值最大化。我们用经济理论来分析人类的开采活动与资源的储藏量之间的关系，研究资源的开采成本、使用者成本与折旧率等经济变量与资源开采之间的关系。

我们从前面讲过的非再生资源的两时期模型开始讨论。

9.2.1 两时期模型：复习

我们在第 3 章讨论过边际开采成本为常数的条件下的两时期有限资源模型。在两期模型中，资源的有效配置受边际开采成本和边际使用者成本的影响。边际使用者成本是一个重要的概念。由于非再生资源的数量是有限的，今天多开采一单位就使明天少开采一单位。因此，今天的开采决策必须把由于今天的开采而使明天损失的净效益计算在内。这就是边际使用者成本，它反映了两期之间开采的边际机会成本。假定需求曲线和边际开采成本是固定的，在动态有效配置下，边际使用者成本的当期值随时间而增加，而边际使用者成本的现值不变。边际使用者成本当期值的增长率等于贴现率 r(详见下面的数学推导)。

9.2.2 n 时期固定边际开采成本模型[①]

下面我们把时间拉长，讨论更长的时期的情况。我们首先保留不变的边际开采成本的假设而把时间延长为 n 期，保留两时期模型中的需求曲线和边际成本曲线。改变时间和资源的总供给量的假设。变化包括：把资源配置在 n 年中，总供给量从 20 增加到 40。

我们假定需求函数对所有市场参与者来说是已知的。需求函数不随时间变动。假定所有的资源都是已知的，资源的质量是一样的，资源的开采成本是常数。我们考察一个追求利润最大化的企业如何开采其矿产资源。

图 9.1 显示了资源开采的价格随时间的变动(a)，供给曲线(b)和开采量的变动。在每一个时点，只要有资源可开发，价格必须使需求得到满足。初始价格 OA 必须在每一时期使开采和销售达到 OB 的水平。如果价格过高，开采和销售量就会减少，资源就不会用于不太重要的用途。当价格达到 OK 时，资源的需求和开采就等于 0。如果价格过低，资源在价格到达 OK 之前就会被开采完。这里我们把 n 称为开采期。如果价格过高，资源没有开采完以前就会达到最高价格。注意，各时

① 本节内容参照 Tietenberg (1992)和 Herfindahl (1967)。

点的价格会互相影响。企业的任务就是选择每一时点的开采量，从而找到一条最佳的价格变化路线，使企业净效益的现值最大化。由于需求曲线是固定的，选择一个开采量就会有一个对应的价格。

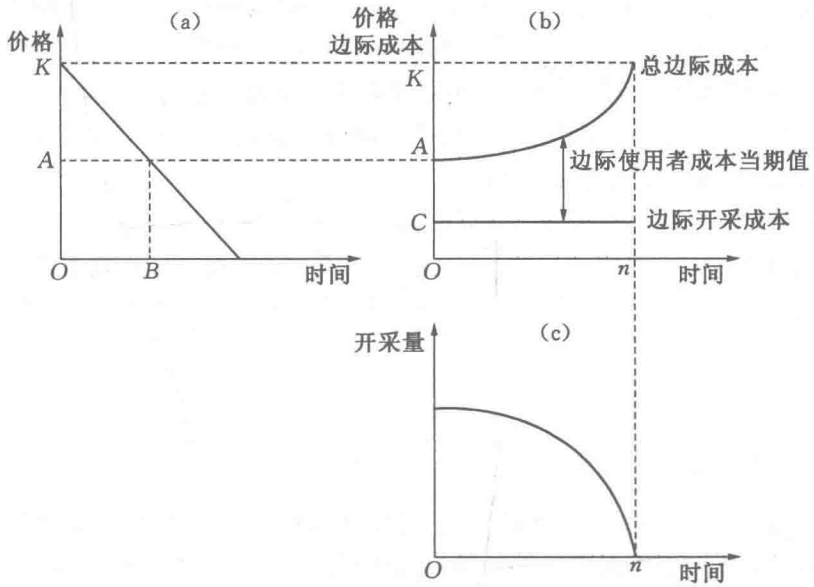


图 9.1　n 时期的有效配置及其成本

我们把前面 6.3 节计算的净效益现值最大化的条件从两期扩大为多期，得到：

$$\frac{a-bq_t-c}{(1+r)^{t-1}}-\lambda=0,\ t=1,\ \cdots,\ T \tag{9.1}$$

$$\sum_{t=1}^{T}q_t-Q=0 \tag{9.2}$$

(9.1)式表示，在每一时点开采的净效益的现值都必须等于边际使用者成本，这就是净效益现值最大化的条件。(9.2)式表示各期开采量之和等于资源蕴藏总量。式中各参数的含义见第 7 章。企业要实现以上的条件需要进行复杂的计算，我们借助计算机来实现这一点。重新给定参数值：$a=16$，$b=0.4$，$c=4$，$Q=80$，$r=0.10$。把参数代入净效益最大化条件，运用计算机程序求解，计算结果如下：

表 9.1　最优开采量、价格和边际使用者成本现值

t	q	λ	p
1	16.01	5.60	9.60
2	14.61	5.60	10.16
3	13.07	5.60	10.77
4	11.38	5.60	11.45
5	9.52	5.60	12.19
6	7.47	5.60	13.01
7	5.21	5.60	13.91
8	2.74	5.60	14.91
9	0.00	5.60	16.00

λ 为边际使用者成本的现值，λ 乘以贴现率，可以得到边际使用者成本的当期值。这样我们就可以得到类似图 9.1(c)的跨时间的均衡开采数量。图中边际使用者成本的当期值随时间变化。

注意：(1) n 时期模型和第 4 章两时期模型一样，均衡边际使用者成本当期值随时间上升。这一上升反映由于资源稀缺性的增加，当前消费的机会成本上升。

(2) 当价格或总边际成本(等于边际开采成本加边际使用者成本当期值)等于 16 时，开采数量随时间下降直至 0。在这点，因为总边际成本等于任何人愿意支付的最高价格，所以，需求和供给同时等于 0。

(3) 人们在作出是否保持一种资源的决策时，实际上是把持有资源看作持有其他形式的资本的一种替代方式。在比较不同资本的收益或同一资本不同时间的收益时，利率是一种重要的经济指标。人们用利率作为贴现率来衡量资源在未来的价值。

9.2.3 利率的变动

资源可以看作一种资本，它可以在一段时间内产生服务流供人们消费。利率是衡量资源在不同时间提供的服务的价值的经济指标，它的变动会影响资源开发在时间上的变动。图 9.2 表示利率的变动对资源价格的影响。假定开发成本仍然是固定不变的。初始利率为 r_0。图中，在初始利率下价格随时间的变动，资源在时间 T_0 开采完，同时达到最高价格 K_0。现在利率下降到 r_1。较低的利率意味着使用蕴藏的资源不像以前那样急迫，使用资源的成本降低了。因此，如果初始价格不变，现在的价格线将低于初始价格线，由实线 r_0 下面的虚线表示。这有一个问题，由于价格低，需求量增大，资源在到达最高价格 K_0 之前在 T_1' 就耗尽。因此，最佳开采路线的初始价格必须高于原初始价格，但为了在资源被耗尽时达到最高价格，后期价格必须低于原价格。这样，新开采路径的价格线就与原价格线交叉，开采期延长。图中新的价格线由虚线 r_1 表示，开采期为 T_1。

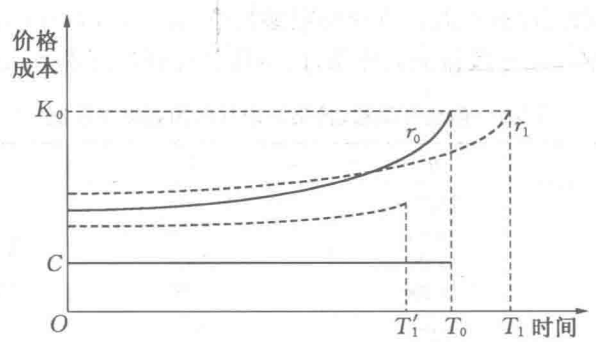


图 9.2　利率下降时的资源价格与开采期

9.2.4 需求的增加

需求增加对资源开采和价格路径的影响依需求增加的方式不同而不同。这里我们假定需求曲线向右转动(见图 9.3 所示),就是说在每一个价格水平下需求量按固定比例增加。需求增加后,按照初始价格线(实线Ⅰ)使用资源会在达到最高价格 K_0 之前把资源耗尽。因此,初始价格必须提高,并且此后每一时点价格都必须提高。新的价格线是Ⅱ。

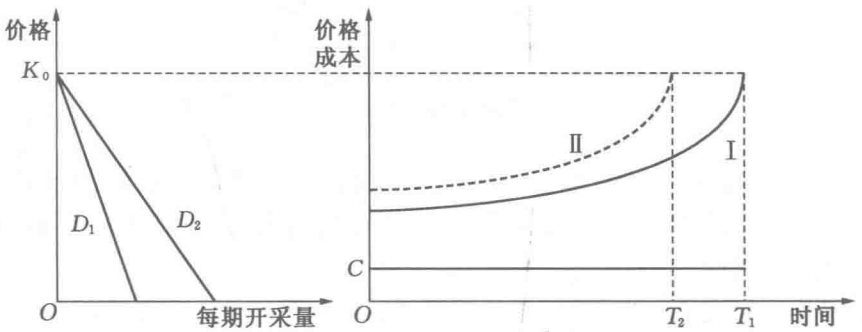


图 9.3 需求增加对价格线和开采期的影响

9.3 资源替代的可能性

资源消耗的最优路径取决于一种资源在生产中是不是“基本的”(不可替代的)。这里,我们讨论的资源是在较高的加总层次上,例如非再生资源和可再生资源。如果一种资源在生产中的投入量为 0,产出即为 0,我们就说这种资源对生产来说是基本的。非再生资源对生产是不是基本的,对经济的长期发展至关重要。如果非再生资源不可替代,经济的长期发展就是不可持续的。

资源之间的替代性可以用替代弹性来衡量。例如,资本 K 与(非再生)资源 R 的替代弹性可以表示为:

$$\sigma = \left.\frac{\dfrac{\mathrm{d}(K/R)}{K/R}}{\dfrac{\mathrm{d}(Q_K/Q_R)}{Q_K/Q_R}}\right| Q \text{ 保持不变}$$

式中,Q_K 是资本的边际生产率;Q_R 是资源的边际生产率。替代弹性的取值在 0 和无穷大之间。

替代弹性的大小与生产函数的形式有关。图 9.4 显示了三种生产函数的等产量线。

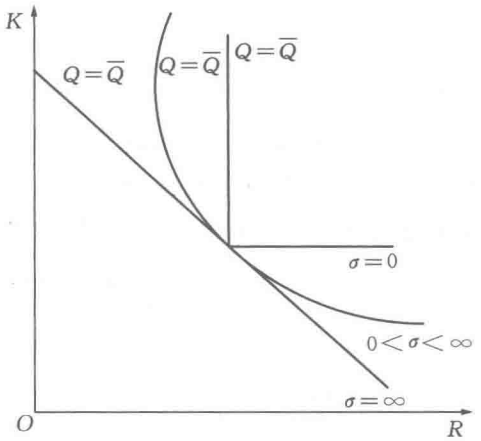


图 9.4　不同生产函数的等产量线

图中，替代不可能时，等产量线是 L 型的，这种生产函数被称为列昂惕夫生产函数。如果替代是完全的，等产量线是直线。在这两个极端之间，等产量线凸向原点，表现出一定的替代性。

经济学家研究了生产函数采取不同形式的情况下资源替代的可能性。基本结论是：可持续发展需要资本和非再生资源之间较高的替代性，或技术较高的持续增长率。这一问题在很大程度上取决于技术发展的现实可能性，有时超出了经济学家的研究领域。

9.4　非再生资源向可再生替代资源的转移

现在我们考虑不同资源之间的转移。常常有这样的情况，在使用非再生资源的同时，有一种固定开采成本的可再生资源可以作为替代品。我们先使用成本较低的不可再生资源，然后转移到可再生替代资源。例如，由使用汽油改为使用水来开动汽车，或由使用煤改为使用太阳能来取暖。为简化分析，我们仍然假定边际开采成本是固定的。

假设当前开采和使用的是数量有限的非再生资源，但是存在着丰富的、可再生的完全替代物，在每单位 12 元的成本下该替代物可供应的数量是无限的。假设需求函数为 $16-0.4(q_t+q_{st})$，q_t 为 t 年开采的、固定边际开采成本的非再生资源的数量；q_{st} 为固定边际开采成本的完全替代可再生资源的数量。非再生资源的边际开采成本为 4 元，替代的可再生资源的边际开采成本为 12 元，非再生资源总量为 80，贴现率为 0.10。根据本节附录的计算结果，我们绘出资源有效配置的路线（见图 9.5 所示）。

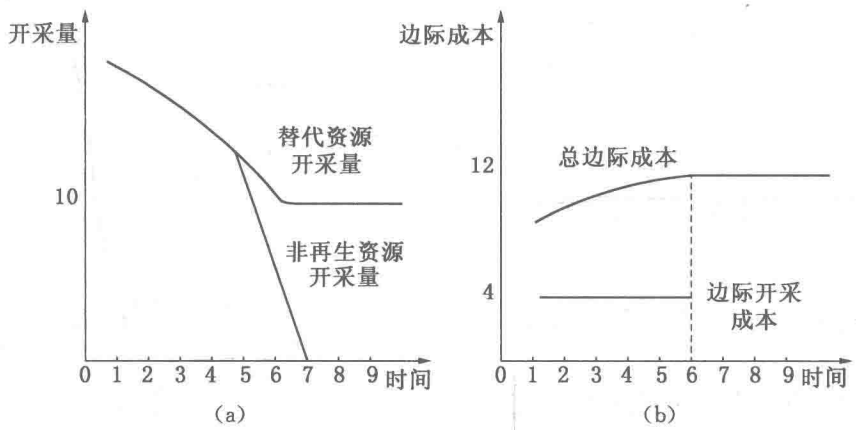


图 9.5　非再生资源转换到可再生替代资源的情况

初始阶段完全开采非再生资源，因为非再生资源的总边际成本（边际开采成本加边际使用者成本）较低，随着非再生资源被逐步开采，边际使用者成本升高，在第 6 期非再生资源和可再生替代资源的总边际成本相等，替代资源开始被开采。在第 6 期，同时开采两种资源，非再生资源在第 7 期以前被开采完，从第 7 期开始完全使用替代资源。替代资源的总边际成本为 12 元，低于最大支付意愿 16 元（参看需求函数的表达式），保证了向替代资源的转换得以实现。在没有替代资源的情况下，最大支付意愿 16 元是总边际成本的上限，总边际成本超过 16 元时，资源的开采和消费就会停止。当存在替代资源且替代资源的总边际成本低于最大支付意愿时，替代资源的总边际成本规定了替代开始开采以后总边际成本的上限。

同无替代资源的情况相似，在本例中，有效配置路线是平滑的，非再生资源的开采量是逐渐减少的，直至转换发生。在转换期中，两种资源同时开采。与无替代资源的情况不同，在本例中，转换发生以前，每期有更多的非再生资源被开采，非再生资源会更快耗尽。这是因为有一种替代资源作为后备。在转化发生以后，可再生资源的开采量保持在 10，这是在总边际成本保持在 12 元的情况下使净效益最大的开采量。

* 附录：转换到可再生替代资源的数学推导[①]

假定存在一种可再生的、完全替代的、供给量无穷多的资源，其单位成本为 12 元。令 q_t 为 t 年开采的、固定边际开采成本的非再生资源的数量；q_{st} 为固定边际开采成本的完全替代可再生资源的数量。根据第 6 章总效益和总成本的公式，我们有使用两种资源情况下的总效益和总成本的表达式：

① 本例使用 Tietenberg(1992, p.148)。

$$TB=\sum_{t=1}^{T}\left[a(q_t+q_{st})-\frac{b}{2}(q_t+q_{st})^2\right] \tag{9.3}$$

$$TC=\sum_{t=1}^{T}(cq_t+dq_{st}) \tag{9.4}$$

式中 TB 为总效益，TC 为总成本。

目标函数：

$$PVNB=\sum_{t=1}^{T}\frac{a(q_t+q_{st})-(b/2)(q_t^2+q_{st}^2+2q_tq_{st})-cq_t-dq_{st}}{(1+r)^{t-1}} \tag{9.5}$$

式中，$PVNB$ 为净效益的现值。

以上目标函数受非再生资源总数约束条件的制约：

$$Q-\sum_{t=1}^{T}q_t\geqslant 0 \tag{9.6}$$

最大化的充分必要条件为(9.7)式，(9.8)式，(9.9)式：

$$\frac{a-b(q_t+q_{st})-c}{(1+r)^{t-1}}-\lambda\leqslant 0,\ t=1,\ \cdots,\ T \tag{9.7}$$

方程组(9.7)中任何一个方程当 $q_t>0$ 时将是一个等式，当

$$a-b(q_t+q_{st})-d\leqslant 0,\ t=1,\ \cdots,\ T \tag{9.8}$$

时将为负的。方程组(9.8)中的任何方程当 $q_{st}>0$ 时将为一个等式，当 $q_{st}=0$ 时将为负的。

$$Q-\sum_{t=1}^{T}q_t\geqslant 0 \tag{9.9}$$

(9.9)式中任何一个方程当 $q_{st}>0$ 时为等式，当 $q_{st}=0$ 时为负。

给定参数数值：$a=16$，$b=0.4$，$c=4$，$d=12$，$Q=840$，$r=0.10$，最优条件满足表 9.2：

表 9.2　非再生资源向再生资源转换：最优开采量、价格和边际使用者成本现值

t	q_t	q_{st}	λ	p
1	17.60	0.00	4.96	8.96
2	16.35	0.00	4.96	9.46
3	14.99	0.00	4.96	10.00
4	13.49	0.00	4.96	10.60
5	11.84	0.00	4.96	11.26
6	5.73	4.27	4.97	12.00
7	0.00	10.00		12.00

9.5 向另一种非再生资源的转变

现在我们进一步考虑从一种不变边际开采成本非再生资源向另一种不变边际开采成本非再生资源的转变。第二种非再生资源的总边际成本较高，但在一段时间内，第二种资源的总边际成本的增长率较低。例如，在某时某地石油的开采成本较高，煤的开采成本较低，这时锅炉烧煤。随着煤资源的消耗，边际使用者成本升高，当煤的总边际成本高于石油的总边际成本时，就改为烧石油。

每种资源的总边际成本等于不变的边际开采成本加上上升的边际使用者成本。第一种资源的总边际成本随时间上升，直到它等于第二种资源的总边际成本。在这一点发生转移，在这一点以后，第二种资源被开采和使用。在转折点的前后，都只有最便宜的资源被使用。上述转变可以由图 9.6 表示。

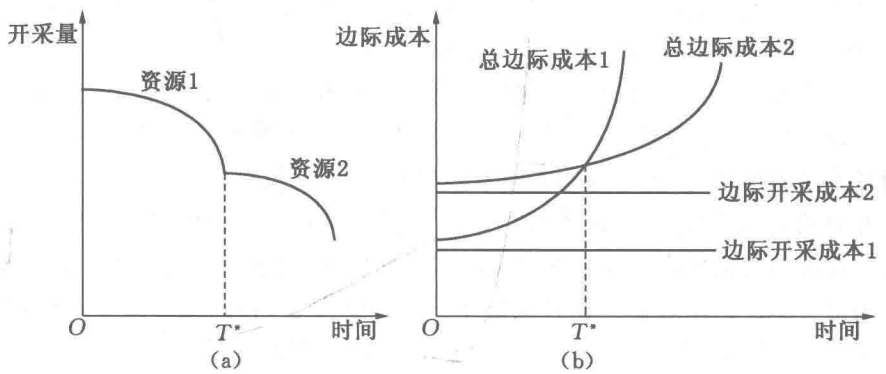


图 9.6 从一种非再生资源向另一种非再生资源的转变

在(b)中，注意总边际成本曲线的特点：(1)转换大体上是平稳的。(2)至少在转变开始后一段时间，总边际成本的增长率下降。这是因为第二种资源总边际成本中增长的部分(边际使用者成本)较小。资源开采量的路径取决于两种资源的需求曲线的形状。如果两种资源是完全替代的，需求曲线的形状完全相同，那么，与总边际成本曲线相对应，在(a)中，资源的开发量的转换大体上也是平稳的。资源 2 的开采量的下降速度在转化初期有所下降，这是由于转化初期总边际成本的增长速度下降了。

9.6 增长的边际开采成本

在前面各节，为了简化分析我们都假设边际开采成本是不变的。现在我们向现实生活更接近一步，考虑边际开采成本随积累的开采量的增加而增加的情况。很多矿产的开采都有这种情况，先开富矿，后开贫矿，越到后来越难开采。也就是说，边际开采成本越来越高。

我们假设非再生资源的开采量随总边际成本的变化而变化，最终转换为可再生替代资源。资源价格或成本和开采量的变化由图 9.7 表示：

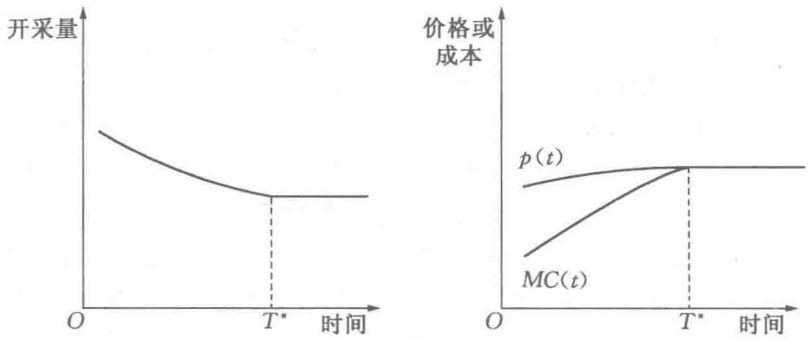


图 9.7　增长的边际开采成本

开采数量的配置路线与以上各例(例如图 9.5 转换到可再生替代资源)的情况相似，但不完全相同。本例与图 9.5 有两点不同：

(1) 两例最大的不同是边际使用者成本的变化。在以上各例中，边际使用者成本当期值随时间而增加，其增长率为贴现率 r。在本例中，当边际开采成本随累积的开采量而增加时，边际使用者成本随时间推进不是增加而是减少，在转换为可再生资源的时刻，边际使用者成本变为 0。这是因为，边际使用者成本是牺牲未来边际净效益的机会成本。在不变开采成本的情况下，目前多消费一单位，就会牺牲未来消费一单位的净效益。在开采成本上升的情况下，目前每开采一单位都使开采成本增加。因此，由于提前开采减少了开采成本，提前开采一追加单位使未来世代作出的牺牲减少以致消失。由于边际开采成本变得越来越高，未来世代由于现在保存资源而得到的净效益变得越来越小。在最后一个时期，边际开采成本变得如此之高，使提早开采不造成任何牺牲。在转换点，边际使用者成本变为 0，边际开采成本等于总边际成本。

(2) 在不变开采成本的情况下，非再生资源被完全耗尽。在本例中，资源存量未被耗尽，由于边际开采成本很高，有一部分资源没有被开采。

在本例中，边际开采成本的上升，改变了边际使用者成本的变化路线，但是并未改变我们在前几例中得出的关于总边际成本上升情况下非再生资源的开采和消费量随时间下降的基本结论。

9.7　发现新资源和技术进步

发现新资源和技术进步是影响非再生资源开采和消费的两个重要因素。在考察这个问题时仍然需要考虑成本。随着易于开采的资源开采殆尽，发现和开采新资源的边际成本不断增高。为了克服开发新资源的边际成本，旧资源的边际成本必须上升到足够高。在这个意义上，我们也可以说，石油价格必须足够高，新的替

代能源才能在市场上站稳脚跟。同样，某种资源的已发现部分的开采成本越高，发现该资源的新来源的效益越高。如果新来源的成本较低，就会降低该资源开发的总边际成本，并鼓励更多的消费。

技术进步将降低开采成本。对于边际开采成本不变的资源来说，技术进步造成的边际开采成本的降低会减缓向替代资源的转换。对边际开采成本递增的资源来说，技术进步使更多的资源在现在而不是在未来被发现。技术进步会在一段时间内降低开采成本，这段时间可能相当长。当然，如果资源是非再生的，边际成本最终就会上升。

本章小结

本章是资源问题的总论。自然资源可以分为可再生资源和非再生资源。就非再生资源而言，在资源有限、边际开采成本为常数的情况下，在 n 时期中，开采量逐期下降，边际使用者成本当期值上升从而使总边际成本上升。在有可再生替代资源的情况下，边际使用者成本和总边际成本随时间上升直至替代资源被开采。与无替代资源的情况比较，转换发生以前，每期有更多的非再生资源被开采，非再生资源消耗得更快。当边际开采成本增加时，边际使用者成本随时间而减少，非再生资源未被完全耗尽就被再生资源所替代。

习题

1. 非再生资源与可再生资源有什么区别？非再生资源是否能变成可再生资源？

2. 在 n 期模型中，初始开采成本是常数 c。现开采成本在时间 T 一次性上升，这对总边际成本和开采量有什么影响？画图解释。

3. 假定对石油的需求量上升，再假定可再生新能源最终将代替石油。需求量的上升对价格、开采量的路径有什么影响？新能源对石油的替代时间有什么影响？用 n 期非再生资源被可再生资源替代的模型来解释。

4. 假设市场对某种鱼类资源的需求曲线为 $p=5-q$，这种鱼类资源现有总数量为 3.7，受环境因素影响已无法繁殖。现考虑一个两期模型，贴现率为 10%，边际开采成本可视为 0，求有效配置下第一期和第二期分别的开采量 q_1 和 q_2，以及两期的价格 p_1 和 p_2；若贴现率上升，结果会如何变化？

5. 两时期非再生资源模型的小改进。假设一种生物资源在第一期开采以后可以以 K 的速率再生。与边际开采费用不变的情况相比，这将如何影响两时期资源的均衡配置？（提示，可以证明 $MNB1/MNB2=(1+K)/(1+r)$，式中，$MNB1$ 为第一期边际净效益，$MNB2$ 为第二期边际净效益。）

6. 一种非再生资源，其边际开采成本递增，且没有有效的替代品。该资源跨时

期配置将受到怎样的影响?

7. 假定需求曲线是稳定的,理解征税对资源配置的作用。

(1) 如果存在一种边际成本不变的替代物,按开采数量征税(例如每吨 5 元的税收)对边际成本递增的非再生资源的竞争配置有何影响?

(2) 试比较征税和不征税对累积开采量和价格轨迹的影响。

参考文献

Brooks, David B., ed., 1974, *Resource Economics: Selected Works of Orris C. Herfindahl*, Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Herfindahl Orris C., 1967, Depletion and Economic Theory, in Mason Gaffney ed., *Extractive Resources and Taxation*, Madison: University of Wisconsin Press.

Hufschmidt, M.M., et al., 1983, *Environment, Natural Systems and Development: an Economic Valuation Guide*, Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Tietenberg, Tom, 1992, *Environmental and Natural Resource Economics*, New York: Harper Collins Publishers Inc.

汪丁丁:《资源经济学若干前沿课题》,载汤敏、茅于轼主编:《现代经济学前沿专题》第二集,商务印书馆 1993 年版。

▶10

非再生资源

如前所述，非再生资源的总存量是固定的，今天开采得越多，明天可供开采的就越少。对非再生资源来说，问题不是“可持续地”开采和取得收益，而是以什么样的速率来开采和消耗资源才能使社会或企业的净效益最大。

10.1 非再生资源的分类

要解决开采量的决策问题，首先必须对资源的存量作出估计，或者说必须摸清“家底”。资源估算涉及地质学、工程学和经济学等多种学科。资源存量的概念是相对的。在资源存量问题上围绕“增长的极限”存在很多争论。为了澄清资源存量问题，我们使用三个概念来对非再生资源分类。

(1) 当前储藏量(current reserves)。当前储藏量(图 10.1 中阴影部分)是能够在当前价格下开采而取得利润的储藏量。这一储藏量的最大值可以用数字来测量。当前储藏量类似探明储藏量(proved reserves)。当前储藏量主要是从经济学的角度定义的，而探明储藏量主要是从技术的角度定义的。

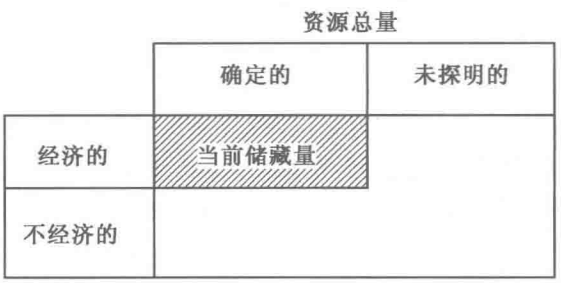


图 10.1 非再生资源的分类

(2) 潜在储藏量(potential reserves)。潜在储藏量指在可能价格下可以开采的储藏量。潜在储藏量是一个函数，而不是一个固定的数值。潜在储藏量取决于人们为取得这些资源而愿意支付的价格，它是价格的函数。价格越高，潜在储藏量越大。例如，在原油地层中使用注入溶剂等新技术可以开发更多的石油，但成

本更高。在价格较低时，企业不会采用这些技术。一旦石油供不应求，价格上涨，企业就可能采用这些新技术，开发更多的石油。

20 世纪 70 年代石油危机发生后，美国国会作了石油开采潜力的调查，调查说明技术的采用和价格是相关的(见表 10.1)。因此，人类面临的尴尬是，只有当石油的价格足够高时，石油的替代品才能问世；为了发展新技术新能源，我们不得不寄希望于石油输出国组织对石油价格的垄断变本加厉。

表 10.1　通过改进技术使回报率达到 10%以上的石油资源预测(1976 年价格，美元)

每　桶　价　格	最终开采量(10^9 桶)
11.62	21.2
13.75	29.4
22.00	41.6
30.00	49.2
30.00 以上	51.1

资料来源：美国国会技术办公室，《美国石油开发的潜力》(U.S.Congress，1978)。

(3) 总储量或资源禀赋(resource endowment)。总储量指地球上该种自然资源的总量。亦称“资源”(resources)，以区别于“储藏量”(reserves)。由于价格对自然资源总储量没有作用，所以资源总量是个地质学而不是经济学概念。这个概念代表可开采资源的上限。

我们可以用图 10.1 来概括以上关于非再生资源的文字。这种划分方法是在美国矿业局和美国地质调查机构的划分方法的基础上简化得出的。这种划分方法有助于我们从经济学和地质学的角度认识非再生资源的储藏量。

图 10.1 中，资源总量用两维空间来表示：经济的和地质的。纵轴表示资源的经济特性，从上到下开采越来越贵，越来越不经济。横轴表示资源的地质特性，从左到右资源的存量越来越不确定。“当前储量”表示地质上确定的、当前开发经济合算的资源储量。

由于对资源储量的概念的理解不正确，计算资源量时常发生错误。计算资源量时常见的错误有：

(1) 使用当前储存量代表最大潜在储存量。例如，通常用静态储藏指数(static reserve index)来预测给定资源的使用年数。静态储藏指数是当前储量同当前消费的比例。静态储藏指数表示还有多少年该资源将被耗尽。该指数正确反映资源消耗情况必须满足以下假设条件：资源耗尽以前，资源的年消费量不变；资源储存量不增加，当前储量和潜在储量相等。这些假设通常都不能满足。而《增长的极限》一书使用指数型储藏指数(exponential reserve index)，更加低估了资源使用年限。该指数假设资源消费以不变增长率增长，却没有考虑资源储量的增加，也没有考虑储量减少引起价格上涨对资源供给的影响。总的来说，静态储藏指数倾向于低估资源的使用年限。

(2) 把整个资源的储藏量当作特定价格下的潜在储藏量。如果价格可以无限上涨，那么，整个资源储量都可以当作潜在储量，任何资源都不会被开发。但是，对大多数资源来说，无限高的价格似乎是不可能的。但是，有些矿产的开采成本极高，人类在现在或可以预见的未来可能不会开采这些资源。

10.2 非再生资源的开采与霍特林定律

非再生资源的供给包含相互联系的三个阶段：勘探(exploration)、开发(development)和采集(extraction)。勘探指确定资源储存量，探明资源的地质特性。开发为采集准备场所和设备。采集即从地下取出资源。

供给过程的每一个阶段都是为了满足下一个阶段的引致需求(derived demand)。勘探的发现是开发的投入，新开发的矿山是采集的投入。最终开采出来的资源的价格不但影响采集决策，而且影响勘探和开发决策。也就是说，每一阶段的成本不但影响本阶段的决策，而且影响其他阶段的决策。

整个非再生资源的供给决策过程有着很强的不确定性。这是因为企业对于未来价格和各阶段成本没有完全的信息。供给过程还受政府政策、市场结构等因素的影响。

汪丁丁(1993)把非再生资源的开采比喻为一个初始量给定的、只能流出不能流进的水池。问题是怎样放水才能使总的利润最大化。由于非再生资源总量是固定的，开采一吨，资源总量就会减少一吨。因此，当前的开采量影响未来的可能开采量。资源的开采成本不仅取决于当前的开采所使用的要素投入量(劳动、能源等)及其价格，还取决于过去开采的要素投入量、当前开采对未来资源开采收益的影响等因素。

我们在第 6 章和第 9 章介绍了非再生资源开采最优化决策的模型。我们可以把这些模型用更规范的语言概括起来。经济学家常常把资源的市场价格和开采成本之差称为“租”。企业或社会的目标是：给定时间偏好和对矿权的需求函数，使各时期租的总和的现值最大化。

决策的约束条件是：(1)资源存量随开采过程而减少，(2)资源初始存量给定，(3)开采成本随资源存量的减少而上升，(4)资源价格不能超过由替代品价格决定的一个价格上限。在资源由地主垄断的情况下，上述模型可以数学地表述为①：

目标：
$$\max_{\{T,y(t)\}}\int_0^T [p(y(t),\ x(t)) - c(x(t))]\ y(t)e^{-rt}\,dt$$

约束条件：

$$x(0) = x_0$$
$$dc(x)/dx < 0$$

① 汪丁丁(1993)。

$$p(y(t), x(t)) \leqslant \bar{p}, \ \forall t \in [0, T] \tag{10.1}$$

(10.1)式中，$x(t)$，$y(t)$为 t 时刻存量和开采量，p，c 分别为价格和单位成本，e^{-rt}表示贴现率的计算。两个控制变量为：中止开采时间 T 和时间 0 到 T 之间的开采量 $y(t)$。以上模型与我们在 10.2 节介绍的模型是一致的，但是这个模型更加一般化，包括了更完全的约束条件。它表示在约束条件下，价格减边际成本乘以开采量的现值之和最大。

对以上类型的模型的求解得出的最重要的结论是，利率在决定资源使用量上有决定性作用。

假定 k 为资源价格的增长率。由于非再生资源总量固定，增长率为 0，其消耗的最优路线必须遵循以下定律：

$$k = r \tag{10.2}$$

即非再生资源的消耗必须遵循以下路线：开采的资源的价格的增长率必须等于贴现率。该定律称为简单的霍特林定律(Hotelling rule)。之所以称为简单的霍特林定律，是因为假设开采成本为 0。不可再生资源的经济理论分析，始于数理经济学家霍特林 1931 年在《政治经济学评论》上发表的经典论文《可枯竭资源经济学》。

霍特林定律的基本思想是，把埋藏在地下的资源看作是特殊形式的资本财产，即把全部资本财产分为资源和其他财产。一方面，如果把资源开发出来出售，所有者购买其他形式的资本财产并按资本利率取得收入。另一方面，如果把资源保存在地下，在资源价格随时间增长的情况下，所有者可以预期资源作为资本的收益的增加。如果资源资本收益的增长率等于其他财产的利率，所有者就会对把资源保存在地下和开采出来这两种选择没有偏好，对两者无所谓。这种情况下，资源就会以最优路线来消耗。因此，合理的最优价格(从而合理的资源资本收益)是给所有者合理保存(从而合理开采)资源的激励。

简单的霍特林定律假设地下资源的价格和开采出来的资源的价格(井口价格)相等。实际上，地下资源的价格低于井口价格，即开采成本是大于 0 的。如果资源总量有限，总开采成本还应包括使用者成本。资源所有者试图通过选择一个开采率使在某一时段内净效益或利润(收益－成本)流的现值的总和最大。资源所有者面临的问题是，在增加开采量的收益(取决于价格)和成本之间作出权衡。开采的总边际成本由递增的边际开采成本和边际使用者成本组成。总边际成本和价格决定开采数量。假设资源销售市场是完全竞争的，企业对资源价格无任何影响力，价格是一条水平线。在不考虑使用者成本的情况下，企业将增加开采量直至边际开采成本等于价格。但是，从全社会的角度考虑，还必须计算边际使用者成本，社会最优开采量由总边际成本(边际开采成本＋边际使用者成本)和价格决定。

一方面，如果人们对未来资源价格的预期大大上涨，即当前开采的使用者成本上涨，或者预期未来的技术进步将大大降低开采成本，资源所有者可以推迟开采。另一方面，如果当前投资的利率上升，就会使现存矿山的当前开采率上升。如果当

前利率足够高，资源所有者会把资源在今天开采完。这说明，当前的利润比未来利润更有价值(未来利润需要经过贴现才能变成其现值)。利率的变化还会影响采矿公司勘探、发展新矿井的努力。这也影响公司对设备的投资。利率上升，会减少勘察努力减少对新矿的投资，这将部分抵消旧矿开采率的上升。

10.3 不可回收的可耗竭资源：石油、天然气和煤

石油、天然气和煤构成能源的主要组成部分。能源在人类生产和生活中起着至关重要的作用。我们每天吃的熟食是使用煤、天然气等加热制成的。现代工业生产过程使用了大量的石油和煤。交通运输需要使用大量的汽油。在大多数发达国家，石油和天然气构成能源的主要部分。在我国，最主要的能源是煤。20 世纪 70 年代以来，能源屡次造成世界性的危机，成为战略性问题，影响到人们生活的各个方面，引起各方面的关注。

本节就各种能源生产和消费中的主要问题，作一些经济学分析。

10.3.1 卡特尔问题

原油危机经常发生的始作俑者是世界上的石油垄断组织——卡特尔。世界上的大部分原油是由一个叫做“石油输出国组织”(Organization of Petroleum Exporting Countries，简称 OPEC)的卡特尔组织生产的。这个组织运用对石油生产和销售的垄断，榨取高额利润，抬高石油价格，造成了资源配置的扭曲。

经济学原理告诉我们，市场上的卖方垄断(monopoly)，就是市场上只有一家卖主。经济学定义的垄断必须满足以下条件：一家卖主；没有接近的替代品；存在某种障碍使竞争者难以进入市场。在竞争的市场上，由于存在很多竞争者，企业面临的是一条水平的需求曲线，这意味着企业不能通过增加或减少产量来影响市场价格。企业利润最大化的原则是：边际成本＝边际收益＝价格。在垄断的情况下，由于市场上只有一个卖主，垄断企业的需求曲线就是市场需求曲线，这是一条向右下方倾斜的需求曲线。由于需求曲线向右下方倾斜，边际收益曲线不等于需求曲线，位于需求曲线的内侧，这意味着边际收益低于价格。企业为了使利润最大化，必须选择边际收益等于边际成本的产量。

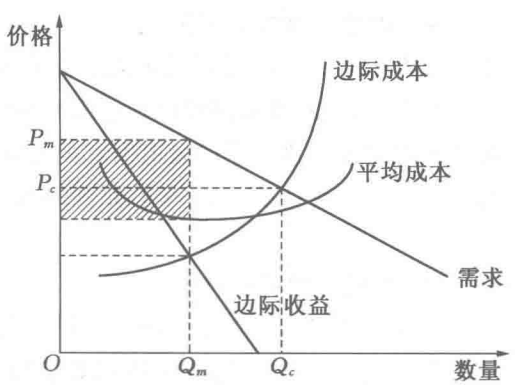


图 10.2 垄断企业的决策

与完全竞争企业相比，垄断企业的产量少、价格高。如果市场上有很多竞争企业，它们应该以 P_c 的价格提供(总共)Q_c 的产品。垄断企业为

了使利润最大化，减少产量到Q_m，使价格上升到P_m，并取得斜线表示的超额利润。

就非再生资源的开采来说，垄断组织可以通过减少供给来榨取比竞争的生产者可以得到的更多的稀缺租。在垄断的情况下，由于限产提价，向替代资源的转换推迟。垄断减少了社会从资源中得到的净效益。

卡特尔(cartel)是指若干企业达成协议，操纵市场，分享利润的一种组织。卡特尔遇到的一个问题是如何使其成员遵守协议。卡特尔一经成立，每一个成员就面临极强的刺激去违背协议。任何成员只要稍稍降低价格，就可以从其他成员那里吸引大量买主。如果每个成员都这样做，最终会回到卡特尔成立以前的状态。因此，卡特尔通常是不稳定的。那么，在世界石油市场上，尽管危机不断，卡特尔为什么能够长盛不衰呢？这取决于石油市场的某些特点，其中包括：

(1) 需求的价格弹性。

经济学原理告诉我们，价格变动时生产者收入的变动取决于需求的价格弹性，需求的价格弹性小于1时，价格上涨使生产者的收入增加。价格弹性越小，卡特尔的收入越多。这是由于价格上升时，消费者如果其他选择不多，就只能支付较高的价格，生产者就可以通过提价增加收入。

原油需求的价格弹性取决于替代资源的供给。由于寻找替代资源需要时间，原油的短期价格弹性较小。在长期，经过调整，原油需求的价格弹性比短期大。替代资源为消费者提供了其他选择。价格适当的替代资源的供给也为卡特尔价格设定了上限。如果卡特尔不能控制这些替代资源，卡特尔价格一旦高于替代资源价格，消费者就会向替代资源转移。一些非常规性石油资源(例如深海石油、极地石油等)的储量和常规性石油资源的储藏同样丰富。但这些非常规性石油目前的开采成本极高。煤炭是一种可以大量供给的替代资源，但煤炭的使用带来严重的环境污染。太阳能是最终的替代资源，其价格是原油价格的长期上限。太阳能已经在某些地方投入使用，虽然其技术进步和生产开发尚需时日，但转换已在某些方面开始。所有这些替代资源的大规模投入使用的先决条件是，替代资源的成本和价格大幅度下降，或石油价格的大幅度上升，这都需要时间。

(2) 需求的收入弹性。

需求的收入弹性表明需求对收入变动的敏感性。特别地，原油需求的收入弹性表示原油需求对世界经济的增长的敏感性。收入增加，对原油的需求也增加。另一方面，需求的收入弹性也表示需求对经济周期的敏感性。收入弹性越大，需求对经济周期越敏感。经济衰退引起的需求减少越多，对卡特尔的降低价格的压力越大。虽然一系列研究估算了原油需求的长期收入弹性，但研究的结果有很大差异。

(3) 其他供给者的影响。

世界原油市场的实际情况，与以上理论分析有很大的不同，在卡特尔以外，还存在着其他供给者，会影响卡特尔对市场的控制。卡特尔占据着世界石油市场的大部分，但仍然存在着其他供给者。如果其他供给者增加产量，就会减少卡特尔的

市场份额，使价格降低。因此，卡特尔在制定价格时必须考虑其他供给者的行为。

Salant(1976)用一个卡特尔和其他竞争性企业同时存在的垄断定价模型来说明这个问题。模型假设有若干个供给者，其中大部分组成卡特尔，小部分没有加入。卡特尔制定垄断价格以使其各期利润的现值最大化时，考虑到其他供给者的销售量的变化。其他供给者不能影响市场价格，他们把市场价格的路径作为给定条件，选择产量使其各期利润的现值最大化。其他供给者的产量影响卡特尔的定价策略。卡特尔和竞争性企业的利润最大化决定了均衡状态的价格变动路径。

模型的结论是，当存在其他供给者时，卡特尔制定的价格与无其他供给者时不同。存在其他供给者时，卡特尔制定的初始价格比无竞争性企业时低，价格上涨得更快。在竞争性企业被逐出市场以前以利率作为上升的速度。这种策略使其他供给者在早期生产得更多，并且最终将耗尽其供给量。当其他供给者耗尽其储量并被逐出市场后，卡特尔提高价格，此后价格上涨很慢。简言之，卡特尔的策略是，早期价格较低时，让其他供给者扩大市场，耗尽资源，然后提高价格，垄断市场。卡特尔的价格变动路径如图 10.3 所示：

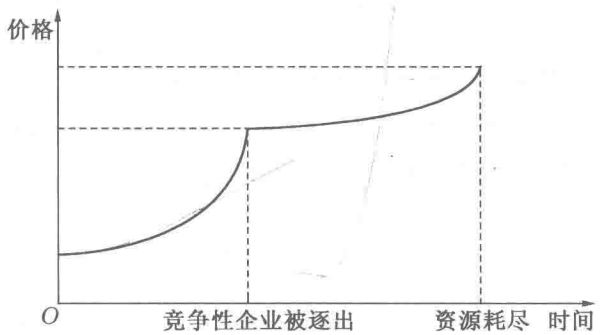


图 10.3　卡特尔的均衡价格路径

Salant 的模型得到的一个惊人的结论是，其他供给者利润现值增加的百分比居然大于卡特尔。这并不难解释。卡特尔为使价格上涨，必须减少自己的产量。其他供给者却不必减产，他们坐收高垄断价格之利扩大产量。因此，在早期其他供给者的利润很高。卡特尔能够做的只是等待其他供给者耗尽其资源，然后独霸市场。这里，竞争者搭了卡特尔的便车。

Salant 的模型的结论受模型的限制条件制约，但是 20 世纪 80 年代的原油市场在某种程度上验证了有关其他供给者的行为的理论。1979 年，OPEC 拥有世界原油产量的 50%，到 1986 年下降到 30%。同期整个产量下降 10%。产量大幅度下降使 OECD 的成员国难以承受，卡特尔只好降价。

卡特尔的一个问题是成员对价格和产量能不能达成一致意见。石油卡特尔是这方面的一个很好的例子。石油输出国组织成员国对原油价格和产量的意见往往很不一致，其中一个重要的影响因素是各国石油储量的大小。沙特阿拉伯的态度比较温和，不主张提价过高。这是因为沙特阿拉伯担心如果油价提得太高，会减少

对其原油的未来需求。因为原油需求的长期价格弹性比短期价格弹性高。相反，储量少的成员国，眼光短浅，希望在短期尽量把租榨光。沙特阿拉伯的意见有相当影响力，这也是以其生产能力为后盾的。卡特尔的组织和维持不是一件易事，然而一旦组织起来，其利润极大。石油卡特尔使石油消费国受到的损失也极大。

近年来，世界石油市场的供求发生了一些根本性的变化，美国的产量大幅度增加、进口减少，这使原油价格大幅度下降，这引起 OPEC 内部是否应当推行进一步限制产量的政策的争论。

10.3.2 价格管制

企业对市场的垄断破坏了市场对资源的有效配置。政府对价格的控制也破坏了资源的有效配置，使资源的开采和消费在时间上偏离最优路线。一些资源的价格由于政治和经济原因大幅度波动。例如，原油价格在 20 世纪 70 年代的暴涨之后，在 21 世纪初再次上涨，世界原油价格从 2004 年初的每桶约 30 美元上涨到 2006 年 4 月的 70 美元(worldoil.com)。2014 年世界原油价格又大幅度下跌。在原油价格剧烈波动的情况下，一些人希望政府出面加以管制。在一般情况下，政府在决定是否对价格直接进行管制时，应当十分谨慎。因为对价格的管制可能破坏价格机制对供求的调节作用。这里我们以美国天然气短缺问题为例来说明价格控制的危害。

美国 1974 年至 1975 年发生天然气的严重短缺。这种情况在计划经济中常见，但在市场经济中是不常见的。在市场的有效配置下，不会出现这么大的短缺。问题恰恰在于美国政府对天然气价格的控制。20 世纪初，汽车在美国的发展产生了对汽油的大量需求，促进了石油勘探的发展。在石油勘探中发现大量的天然气。于是天然气被大量使用，成为美国的一种重要的能源。美国政府对天然气的管制始于 1938 年的《天然气法》。开始，价格管制只限于输送天然气的管道公司。1954 年最高法院对威斯康辛州菲利普汽油公司一案的判决，使联邦动力委员会的价格管制从管道公司扩展到天然气的生产者。

价格管制的主要目的是防止价格过高，管制的主要方式是规定价格上限。在资源开采的初期，过低的价格会使人们过多地开采和消费资源。价格管制下，在需求方面资源的消费量将会高于最优状态。在供给方面，当边际成本超过价格上限时，尽管需求很大，生产者由于亏本将停止生产。因此，在持久性的价格管制下，资源产量将少于没有管制时的产量，于是就出现缺口。

政府实行价格管制是一种寻租行为，可以用消费者和生产者剩余模型来解释。请看图 10.4。图 10.4 中，D 和 S 分别代表天然气的需求和供给曲线。S_0 代表最优状态下的供给曲线，即包括边际使用者成本的供给曲线。有效配置为 q^e 和 p^e。消费者剩余为面积 A，生产者剩余为面积 B，整个社会得到的净效益为面积 A 加

B，即消费者剩余加生产者剩余。

现在由政府制定价格上限。由于未来的价格降低，边际使用者成本下降。这使生产者面临的供给曲线降低，降低到图 10.4 中 S_i，供给曲线的移动使开采量增加到 q^g，价格降低到 p^g，高于最优状态的开采量。当前消费者剩余变为 A 加 B 加 C，当前消费者的状况改善，消费者剩余增加了 B 加 C。然而，另一方面生产者的净效益受损。乍一看，如果 D 大于 B，生产者剩余就会增加。然而，因为过度生产，生产者牺牲了无价格管制时本来可以得到的稀缺租（scarcity rent）。一些未来消费者的利益也受到损害。因为资源消耗过快，最终资源价格会变得比无价格管制时更高。向替代资源的转变将过早，可能转换到成本更高的替代资源。这些成本都将由未来的消费者承担。稀缺租作为一种机会成本其特殊功能是保护未来的消费者。政府通过价格管制降低这种稀缺租，表面上是把收入从生产者转移到消费者，实质上是从未来消费者转移到当前消费者，损害了未来消费者的利益。

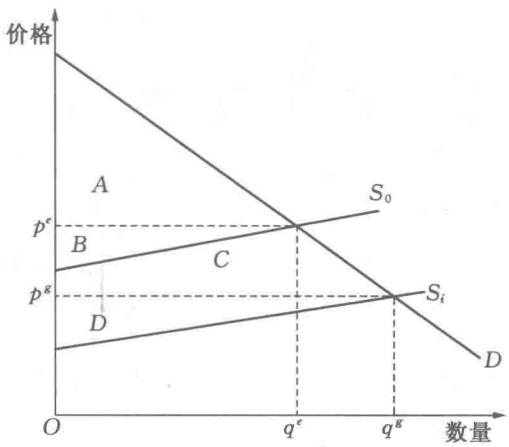


图 10.4　价格管制

这样，价格管制使资源配置显著地偏离有效配置。各种偏离中最重要的两种是：(1)向替代资源转换的时间提早。(2)转换是不连续的或突然的，价格突然跳跃到新的更高的水平。第一种偏离意味着在消费者愿意支付的价格下可以得到的资源没有被用完。这可能导致在开采替代资源的技术没有成熟以前便过早向替代资源转换。第二种偏离，价格的跳跃使消费者的利益受到损失。由于天然气的价格过低，提供了错误的信号，消费者对使用天然气的设备（例如天然气炉）过度投资，直到转变发生时，才恍然大悟，天然气已经告罄，原有的使用天然气的设备提早报废了。

价格管制不仅影响了向替代资源转换的时间，而且还造成向非有效的替代资源的转换。

10.3.3　国家安全问题

石油是战略性物资。对石油的垄断可以由经济性武器变为政治性武器。石油作为战略性物资，往往与国家安全有关。保护国家安全是典型的公共物品。若战略性物资的供给依靠进口，对全社会来说，在市场价值之上增加了一个附加价值。私人进口商在决策时是不会考虑这一附加价值的。与石油进口有关的国家安全问

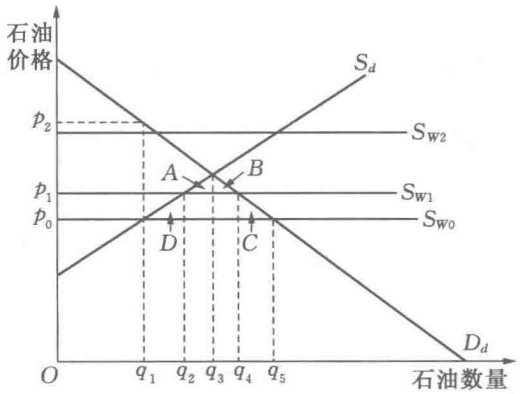


图 10.5　石油供求与国家安全

题可以由图 10.5 来说明。

图 10.5 中，S_d 为国内长期供给曲线。S_d 向右上倾斜，表示给定足够时间进行开发，在不断提高的价格下供应量不断增加。有三条进口供给曲线：S_{W0} 只反映世界市场价格，S_{W1} 包括世界市场价格加“风险成本”或保险溢价（vulnerability premium），这一保险溢价反映了进口造成的附加的国家安全成本。S_{W2} 表示更高的风险成本。假设本国的购买不影响世界市场价格、保险溢价是一常数，三条进口供给曲线都是水平的。D_d 为国内需求曲线。

在不考虑国家安全的情况下，实际的供给曲线是一条折线，由 S_{W0} 以下的 S_d 加 S_d 右侧的 S_{W0} 组成。由需求曲线与供给曲线决定，该国将购买 q_5 数量的石油。其中，q_1 由国内供应，$q_5 - q_1$ 进口。然而，考虑到国家安全成本的有效配置，供给曲线变为 S_{W1} 以下的 S_d 加 S_d 右侧的 S_{W1}，供求决定，应只购买 q_4 总量的石油。其中，q_2 为国内供应，$q_4 - q_2$ 进口。考虑到国家安全成本的供给曲线比不考虑国家安全的供给曲线位置要高。市场配置由于没有考虑国家安全问题，总消费量过多，进口量过多，国内供给量过少。

在外国对本国实行禁运的情况下，全部消费量由国内提供。在长期，经过供给方面的调整，总消费量可能达到 q_3。但是，在短期，国内供给曲线完全无弹性，在 q_1 处变为垂直。这种情况下，供给量为 q_1，价格为 p_2。这就是说，禁运开始时，消费者剩余的损失是巨大的。

面对禁运的可能，石油进口国应当如何反应？一种极端的对策是完全的自力更生。1973 年石油危机开始后，美国总统尼克松向全国宣布，开始实行一个和当年发展原子弹的曼哈顿工程一样巨大的“独立自主工程”（Project Independence），在 20 世纪 80 年代实现能源的自给自足，把石油进口减少到零。这种完全的自给自足是不是最优的？

答案取决于 S_{W1} 的高低。如果保护国家安全的成本较低，就是说，如果 S_{W1} 低于 S_d 和需求曲线的交点（如图 10.5 所示），那么，完全的自给自足肯定不是最优的。完全的自给自足（消费 q_3、进口为 0）的净效益明显地小于最优配置 q_4。效益损失为三角形 A 和 B。最优配置是国内供应 q_2、进口 $q_4 - q_2$。如果包括国家安全成本的世界供给曲线高于国内供求长期均衡点，即供给曲线为 S_{W2}，自力更生就是更好的选择。但这种情况不常发生。

为什么完全自给自足不是最优的？因为一般情况下依赖进口的风险成本低于自给自足所增加的成本。风险成本较低是因为：(1)禁运有一定的偶然性。禁运所

造成的损失取决于禁运发生的可能性、频繁程度和时间长短。禁运发生的可能性较低时 S_{W1} 较低。(2)在国内采取某些措施例如建立战略性储备可以减少依赖进口的风险。这些措施的成本越低，S_{W1} 越低。(3)增加国内生产减少了可供未来使用者享用的资源，从而增加了使用者成本。就是说，完全的自给自足减少了短期风险，却增加了长期风险。

存在风险成本的情况下，政府政策必须同时考虑有效消费水平和有效进口量，也就是说要对图 10.5 中供求两方面采取措施。政府有以下几种政策选择。

(1) 建立国家战略石油储备。这可以在付出一定成本的前提下，降低国家面临的风险，在油价暴涨的情况下，国家可以释放石油储备，增加国内的石油供给，平抑油价。2006 年 4 月，石油价格上涨到每桶 70 美元以上时，美国总统布什就宣布美国将释放部分战略石油储备。

(2) 征收能源消费税(例如汽油税)以鼓励节约能源。这种政策使税后需求曲线左移，减少消费，但不能使进口达到有效水平。问题在于私人企业在作出进口决策时不考虑保护国家安全而产生的追加成本，因而进口过多。能源消费税使所有消费都减少，而不能使进口达到最优水平。因此，能源消费税需要与其他政策工具配合使用。

(3) 鼓励对其他能源开发的税收政策。例如，20 世纪 70 年代美国对使用太阳能和风能的设备投资的家庭和企业提供所得税扣除(income tax credits)。

(4) 对国内供给进行补贴。这使国内供给曲线右移。这将减少进口在总消费中的份额，但是不能减少总消费量。这也不能作为单独的政策工具来使用。

(5) 征收进口关税，税额等于风险成本(S_{W1} 和 S_{W2} 之间的垂直距离)。

(6) 规定进口配额，其数额等于 $q_4 - q_2$。

使用(5)或(6)都会使价格上升到 p_1，总消费量减少到 q_4，进口减少到 $q_4 - q_2$。准确使用(5)或(6)都会达到有效配置。

在长期，非再生资源最终会转化为可再生资源。这或者是由于非再生资源已被耗尽，或者是由于非再生资源所造成的环境成本和其他成本已经超过可再生资源的开发成本，例如，煤和石油的使用造成严重的环境污染，促进替代的可再生资源的开发和使用。

案例 10.1

美国政府的石油政策

历史上，美国政府的能源政策鼓励增加石油和天然气的供给。20 世纪 70 年代以来，美国政府的能源政策发生了重要的转变，更加注重对环境的保护和鼓励新能源的开发。这些转变包括，减少了对石油和天然气产业的税收优惠，对石油加征消费税，对节约能源、发展替代能源实行了税收优惠。

20 世纪 70 年代的石油危机、对石油和天然气产业的税收优惠导致的财政收

入流失和对环境保护的关注，使美国的能源政策发生了重要的转变。能源税收政策的重点转向减少对石油和天然气的需求。税法实行了三项重大的改革：(1)减少了对石油工业的税收优惠。(2)对石油和天然气征收了若干消费税。其中包括对石油征收了超额利润税，对市场价格和基础价格之差征收15%—70%的消费税。(3)实行以节能、发展替代能源和鼓励节能技术商业化的税收优惠政策，包括对投资节能产品、太阳能和风能设备的住户和商家的所得税扣除；对乙醇燃料的消费税豁免；对燃油经济性未达标的产品征收消费税等。

20世纪80年代里根政府时期，政策的重点转向更加依靠自由市场作用的能源政策。这种政策强调对能源市场解除管制，减税，消除补贴，其目的在于减少市场的扭曲，提高能源市场的效率。里根政府既反对使用税收政策增加石油和天然气的生产，也反对使用税收政策来促进节能，认为节能和促进新技术的发展的动力蕴藏于私人企业部门中，需要把这种动力发掘出来。在这期间，很多促进节能的税收优惠自动过期作废。

20世纪90年代以来，美国能源政策再次转移到利用税收进行干预的政策。这些政策以减少对进口石油的依赖和增加能源安全为目的。这些政策也包含了减少财政赤字的考虑。克林顿总统1993年提出基于BTU(British Thermal Units)即燃料所含热量对石油、天然气和煤炭统一征收的燃料税的提案。该税种对不同能源征收的税率不同，引起了广泛的争论，最终对政策的影响有限。

2005年以来，石油价格飞涨。2005年4月，布什总统提出了油价上涨的一系列能源政策设想，包括反对操纵市场的行为，促进更有效地使用燃料，促进原油和汽油供给，投资替代燃料。其中包括一些利用税收的政策，取消对石油公司的一些税收优惠以减少价格的上涨，对混合燃料车辆提供税收优惠。2005年8月，布什签署了《2005年能源政策法》。但对该法的批评包括对石油天然气钻井放松环境方面的管制，开放沿海地区石油开采等。

近年来，随着美国原油产量的增加和价格的下降，美国政府继续把国家安全、经济发展和环境保护作为石油政策的目标，同时着手处理一些新的问题，例如美国生产的原油的出口问题。

资料来源：Lazzari, Salvatore, IB10054: Energy Tax Policy, CRS Isssue Brief for Congress, August 24, 2001.

TED Case Studies, US BTU Tax. Retrieved July 24, 2015 at http://www1.american.edu/TED/usbtutax.htm.

案例 10.2

我国煤炭资源的浪费

中国正处于经济的快速发展时期，对能源的需求与日俱增，其中，煤炭资源的开发和利用是一项重要的工程。

我国煤炭资源禀赋条件较差，人均占有量少，地质勘探工作滞后。按可供开采的资源计算，人均占有量仅为世界平均水平的一半；已查明资源储量仅占资源总量的18%；在尚未利用的资源量中，可供建井利用的精查资源量仅占16%，精查储量缺口较大。与此同时，我国煤炭资源的浪费和破坏问题也非常严重。全国煤矿平均资源回收率约40%，资源富集地区小煤矿资源回收率仅为15%左右。

我国煤矿生产技术和装备落后。全国煤矿非机械化采煤高达60%左右，大多数乡镇及个体煤矿仍靠原始生产方式开采。中国矿业大学能源与安全工程学院程远平教授说，中国95%以上的煤矿都是地下开采，瓦斯爆炸、火灾、水灾、等事故因而多发。煤炭企业以小型为主。目前，全国小型煤矿约2.1万处，产量达10亿吨，分别占全国煤矿数量和产量的95%和45%。在利润的驱使之下，小煤矿多数急功近利，在开采上挑肥弃瘦、狂挖滥采，严重影响资源利用效率和整体开采规划，严重破坏自然环境。

可以看出，煤炭资源的浪费、利用效率的低下以及生产技术和装备落后等现实问题造成了对生态环境的严重破坏。矿区地下水位下降、地表沉陷、植被破坏、瓦斯和粉尘排放、煤矸石占地、煤田自燃等问题相当突出，人民群众的生产生活受到很大影响。山西等地因为滥开小煤矿，导致地下水位严重下降，土地荒芜，给农业及其他经济发展带来严重障碍。此外，小煤矿的安全生产问题也成为制约我国煤矿工业发展的瓶颈之一。

随着我国煤炭产量快速增加，煤炭开采及利用带来的生态环境压力将越来越严重。我国为此在煤炭工业“十五”规划中提出，“要积极实施洁净煤战略，加强政策引导，注重加工转换，强化清洁利用，保护矿区生态环境，促进煤炭工业可持续发展。”国家专门制定了《关于加强乡镇煤矿环境保护工作的规定》，以规范小型煤炭企业。坚决淘汰落后生产能力，关闭非法开采、矿井回收率低、威胁大矿安全生产、不具备安全生产基本条件、破坏生态环境和污染严重的小煤矿。同时，加强矿区环境综合治理，以土地复垦为重点，逐步形成与生产同步的生态恢复建设机制。

资料来源：

《在全国煤矿环境保护座谈会上的讲话——濮洪九》，中国煤炭工业网，2004年6月30日。

《发展改革委主任马凯：加快构建新型煤炭工业体系》，经济日报，2006年6月1日。

《从“今后不再批准开办小煤矿”说起》，人民网，2002年4月23日。

案例 10.3

用菜油开车

2006年美国的汽油价格上涨到每公升3美元以上，迫使人们寻找各种各样的替代能源。

一些汽车的设计允许使用菜油驱动，例如1985型的Benz、1982年Volkswagen Westfalia。随着汽油价格的飙升，一些司机开始使用菜油。这些车有

两个油箱，一个装柴油，一个装菜油。司机用柴油发动，然后在行驶中使用菜油。饭馆和杂货店成了这些车的加油站。一位名叫邓的司机说，“我发现了一家意大利餐馆有好菜油”。菜油司机们设计了专用工具，改装了油箱，使加油更方便。想改装引擎的人可以访问网站 greasecar.com。

用玉米加工酒精作为汽车燃料也是一大热点。大大小小的加工厂如雨后春笋一样冒了出来。康奈尔大学的一项研究认为，用玉米加工酒精消耗的能量超过产生的能量。这也引起了热烈的争论。越来越多的汽车开始使用 E85，即 85%酒精含量的燃料。近年来，随着油价的下跌，使用菜油开车已经不再是时尚了。然而如果有朝一日汽油价格再次上涨，菜油开车也许会再次时兴。

资料来源：Applebome, Peter, “Fill it Up, Please, and Check for Clogged Arteries”, *New York Times*, May 3, 2006; “Ethanol: a Clean Cocktail for Your Car?”, CBS News Online, May 25, 2006, http://www.cbs.news/background/energy/ethanol.html.

本章小结

非再生资源的总存量是固定的，今天开采得越多，明天可供开采的就越少。非再生资源的储存量可以分为：当前储藏量，潜在储藏量，总储量或资源禀赋。

非再生资源的供给包含相互联系的三个阶段：勘探、开发和采集。非再生资源的消耗必须遵循以下路线：开采的资源的价格的增长率必须等于贴现率。该定律的基本思想是，把埋藏在地下的资源看作是特殊形式的资本财产，即把全部资本财产分为资源和其他财产。如果资源资本收益的增长率等于其他财产的利率，所有者就会对把资源保存在地下和开采出来这两种选择没有偏好。这种情况下，资源就会以最优路线来消耗。

不可回收的可耗竭资源石油、天然气和煤构成能源的主要组成部分。本章就各种能源生产和消费中的价格管制问题、卡特尔问题和国家安全问题进行了经济学分析。

习题

1. 什么是简单的霍特林定律？为什么非再生资源的增长要遵循这一定律？

2. 运用简单的霍特林定律解答第 9 章习题 4。

3. 在 Salant 的卡特尔与竞争性企业并存的模型中，卡特尔的价格路径由图 10.3 表示。假定有许多企业，在图中画出：

(1) 无卡特尔时的均衡价格路径。

(2) 所有企业都加入卡特尔时的均衡路径。

说明为什么。

4. 假定产品市场是竞争的。反向需求曲线为 $p=8-0.4q$，边际成本为 $MC=q$。式中，p 为价格，q 为数量。政府管制价格为 $p=\$80/3$。

(1) 求这种情况下的消费者剩余和生产者剩余。

(2) 求无价格管制，单一企业垄断市场情况下的消费者剩余和生产者剩余。

(3) 比较(1)和(2)。

5. 假定某国原油需求曲线为 $P=10-Q$，国内供给曲线为 $P=2+Q$，世界原油价格为 4，原油的风险成本为 1。该国的需求不影响世界原油价格。

(1) 求不考虑风险成本时由市场决定的国内供给量和进口量。

(2) 求考虑风险成本时的国内供给量和进口量。

(3) 一旦外国实行禁运，最初的国内供给量和长期的国内供给量。

画图表示结果。

参考文献

U.S.Congress, Office of Technology Assessment, 1978, *Enhanced Oil Recovery Potential in the United States*, Washington, DC: OTA.

Salant, S. W., 1976, "Exhaustible Resources and Industrial Structure: A Nash-Cournot Approach to the World Market", *Journal of Political Economy*, 84, pp.1079—1093.

Tietenberg, Tom, 1992, *Environmental and Natural Resource Economics*, New York: HarperCollins Publishers Inc.

Industry Statistics, www.worldoil.com.

汪丁丁：《资源经济学若干前沿课题》，载汤敏、茅于轼主编：《现代经济学前沿专题》第二集，商务印书馆 1993 年版。

▶11 可再生资源

可再生资源(renewable resources)是消耗速率低于再生速率的自然资源,即其存量可以持续地补充的资源。可再生资源可以自己再生产自己。空气、鱼类、森林以及很多其他动植物都是可再生资源。从字面上理解,可再生资源是取之不尽、用之不竭的资源。然而,实际上,可再生资源如果管理不善,不用可持续的方式来开采,也是可能枯竭的。例如地下水,如果过量开采就可能枯竭。我们可以用水池来表示可再生资源的存量,这个水池不仅有流出还有流入,在流入和流出达到均衡状态时,水池里的水就保持不变。

可再生资源,或以鱼类和森林为代表的有生命的动植物群体的生存、发展和衰落,主要取决于其群体总数(population,对于人类也称人口)的规模或尺寸。如果群体总数低于某一临界水平,该物种就将灭绝。可再生资源或生物物种的群体总数取决于两个因素:生物学因素和人类社会行为因素。除了生物学因素外,人类行为是影响物种生存、发展和灭绝的重要因素。人类如何有效地使用可再生资源是一个重要的问题。

可再生资源的配置与非再生资源的配置有很多接近之处,区别在于:(1)可再生资源往往由社会占有,模型的优化目标为社会利益最大化,由社会效用函数导出社会需求曲线,用社会需求曲线和供给曲线围成的面积(消费者剩余和生产者剩余)表示社会利益。(2)贴现率变为社会贴现率。(3)资源开采无中止时间限制。(4)增加了可再生资源自然增长率变量 g。这样,上章模型(10.1)可改写为[①]:

目标:
$$\max_{y(t)}\int_0^{\infty}\left[\int_0^{y(t)}p(q)\mathrm{d}q-c(x(t))y(t)\right]e^{-rt}\mathrm{d}t$$

约束条件:

$$\begin{aligned}x(0)&=x_0\\ \mathrm{d}c(x)/\mathrm{d}x&\leqslant 0\\ p(y(t))&\leqslant\bar{p}\end{aligned}\tag{11.1}$$

(11.1)式中,$x(t)$,$y(t)$为 t 时刻资源存量和开采量,r 为社会贴现率,$p(q)$不再是

① 汪丁丁(1993)。

垄断价格，而是社会需求曲线。积分上限是无穷大，因此，减少了控制变量 T。$\int_0^{y(t)} p(q)\mathrm{d}q$ 是需求曲线到 $y(t)$ 为止下方面积，它与总成本 $c(y)y$ 之差为 t 时刻的消费者剩余和生产者剩余。$g(x)$ 为资源存量的净增长速度。

模型的结论是，对于可再生资源：

$$g+k=r \tag{11.2}$$

式中，g 为资源的生物学或地质学的增长率，k 为资本价值的增长率，r 为贴现率。可再生资源的生物学增长率加资本价值的增长率，应当等于贴现率。就是说，稍加修改，霍特林定律也适用于可再生资源。

本章讲解可再生资源实际上是怎样管理的、应该怎样管理，为什么可再生资源也面临过度使用的问题，怎样确定可再生资源的最优使用率等问题。本章参考了 Tietenberg(1992)和 Scott(1985)。

11.1 渔业资源的经济分析

鱼类是一种重要的可再生资源。美国学者 Lester Brown(1974)早在 20 世纪 70 年代就向人类发出警告：世界捕鱼量已经开始下降。尽管后来事实证明捕鱼量的下降只是暂时现象。但是 Brown 的警告还是向世人提出了鱼类资源有效管理的问题。

鱼类资源的问题之所以有意义，不仅是由于鱼类是人类的一个重要食物来源，而且是由于对渔业资源的分析具有代表性。对渔业资源的分析可以大体上应用于其他生物性公共财产资源(biological common-property resources)。鱼类资源遭到破坏的根本原因在于海洋是任何渔船都可以进入的“公地”(commons)，这种现象被称为“公地的悲剧”(tragedy of the commons)。

严格地说，“公地”是社区拥有的财产，而海洋并没有真正的所有者，并不是社区拥有的财产。但鱼类资源遭到破坏的问题是由公开进入造成的。生物学家 Hardin(1968)指出，如果一片牧场是对任何人开放的，那么每一个牧人都试图养尽可能多的牲口，不会在意其活动对社会造成的成本。这样，草就会被吃光，不会再长出来。海洋就是这样一块“公地”，鱼就像海洋里的草，若不加限制，鱼将被捕光。

11.1.1 渔业资源的生物学模型

可再生资源的一个典型的例子是渔业资源。渔业资源的一个重要特点是，资源的增长率和资源群体数量或存量有着密切的关系。资源存量随资源的自然增长率和捕捞量的变化而变化，如图 11.1 所示。

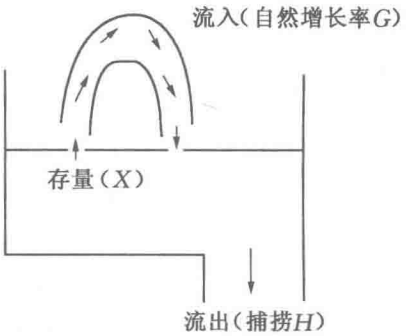


图 11.1　渔业资源的存量、流入和流出

我们对渔业资源的经济分析，是建立在 Schaefer (1957)首先提出的渔业资源的生物学模型的基础上的。Gordon(1954)建立了渔业资源分析的静态经济学模型。Schaefer 模型建立了鱼类存量和鱼类存量增长之间的平均关系。平均关系不是指短期存在的关系，而是指长期平均关系。因为在长期，随机影响因素相互抵消。鱼类存量和其增长之间的关系可以由图 11.2 表示。

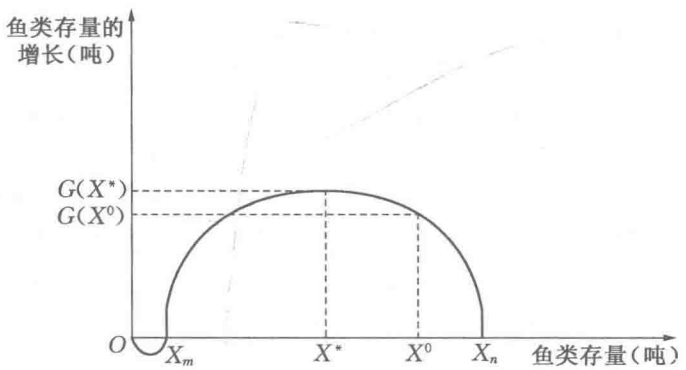


图 11.2　鱼类存量和其增长之间的关系

图中，横轴代表群体数量或存量，纵轴代表存量的增长。存量的增长是存量的函数，等于存量对时间的导数：

$$G = \mathrm{d}X/\mathrm{d}t$$

图 11.2 中，X_m 到 X_n 的弧线是一条可持续捕捞线。在该线上任何一点表示某一存量和与其相对应的产量(即存量的增长)，该产量将不会减少下期资源存量。其中，有一个存量范围(X_m 到 X^*)，存量增长随存量的增加而增加。另一个存量范围中(X^* 到 X_n)，存量增长随存量的增加而减少。

在 X_m 和 X_n 两点，存量的增长都为 0。X_n 是无外部影响的情况下持续存在的总体数量，称为自然均衡点(natural equilibrium)。在这一点，死亡、迁出等引起的群体数量的减少，被出生、迁入等引起的群体数量的增加所抵消。自然均衡点是稳定的，因为任何偏离均衡点的运动都会推动返回均衡点的运动。如果存量超过

X_n，死亡率或向外迁徙率就会增加，直至存量回到 X_n。X_m 是最低可生存存量（minimum viable population，又称为最小可变种群量，见张坤民，1997，p.69）。低于这一存量，存量的增长率就将为负，死亡和向外迁徙将超过出生和向内迁徙。X_m 是不稳定的，该点右侧增长率为正，存量沿曲线向右运动直至 X_n。该点左侧增长率为负，存量减少直至为零。但在 X_m 左侧没有力量发生作用使存量回到 X_m。

当捕捞量等于存量的增量时，存量可以保持不变。我们称这一捕捞量为可持续捕捞量。由于存量不变，存量增长率和捕捞量都将保持不变。最大可持续捕捞量等于最大增量。在图 11.2 中，X^* 为可以取得最大可持续捕捞量的存量，$G(X^*)$ 为最大可持续捕捞量。问题是，$G(X^*)$ 是不是经济上的最优捕捞量？是不是最优管理的目标？

11.1.2 静态有效性分析

生物学的最大可持续捕捞量是否同时是经济上有效的捕捞量？除了个别情况外，回答都是否定的。有效的可持续捕捞量（efficient sustained yield）指经济上效率最高的可持续捕捞量。经济上的效率最大化，指净效益最大。净效益等于总收益减总成本。到现在为止，我们一直在讨论生物学模型，现在我们讨论成本和收益问题。

我们首先讨论不考虑贴现情况下的有效可持续捕捞量，即静态有效可持续捕捞量（static efficient sustainable yield）。我们把静态有效可持续捕捞量定义为不考虑贴现情况下取得最大年净效益的捕捞量。

为了简化分析，我们假设：(1)单位捕鱼活动的成本固定不变。(2)单位捕鱼活动的捕捞量与鱼类存量的大小有关。鱼类存量越多，单位捕鱼活动的捕捞量越多。(3)鱼价固定，不随销售量的变化而变化。

静态有效可持续捕捞量由图 11.3 表示。

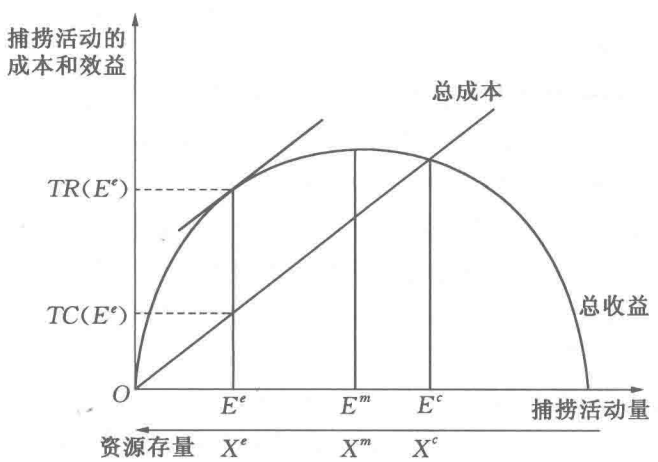


图 11.3 静态有效可持续捕捞量

图 11.3 中，捕捞活动量 E 可以用捕捞时间、年渔船出海次数等衡量。捕捞活动的收益和成本是捕捞活动量的函数。

$$TR = p \cdot h \tag{11.3}$$

式中，TR 为总收益；p 为每单位捕获物的价格；h 为捕捞量，是捕捞活动量 E 的函数。TR 表示可持续的总收益。捕捞活动的总成本为：

$$TC = W \cdot E \tag{11.4}$$

式中，TC 为总成本，W 为单位捕捞活动的成本，E 为捕捞活动量。

总收益曲线的形状类似图 11.2 中鱼类存量增长曲线的形状，因为可持续捕捞量等于鱼类存量的增量，而鱼价已假设固定不变。注意，尽管形状相似，图 11.2 与图 11.3 是不同的，图 11.2 横轴为鱼类存量，图 11.3 横轴为捕捞活动量。在图 11.2 中，增加捕捞活动量将减小鱼类存量从而在曲线上从右向左运动。在图 11.3 中，捕捞活动量的增加是从左向右运动。

图 11.3 中，捕捞量在横轴上从左向右运动，捕捞努力不断增加，可持续捕捞量和总收入也不断增加，直至到达 E^m 点，可持续捕捞量和总收入达到最高点。继续向右运动，继续增加捕捞努力反而减少可持续捕捞量和总收入。因此，E^m 点为取得最大可持续捕捞量的捕捞努力。问题是在经济上，E^m 点是否取得最大净效益呢？

净效益等于 $TR - TC$，在图 11.3 中由总收益 TR 和总成本 TC 的垂直距离来表示。净效益只有在 E^e 点最大。在这点，边际收益（总收益曲线在该点的斜率）等于边际成本（总成本曲线的斜率）。超过这一点追加的成本超过追加的收益。E^e 为经济上有效的捕捞努力水平或最优捕捞水平。在这一点可持续的资源租实现了最大化。

最大可持续捕捞努力 E^m 只有在极特殊的情况下，即捕捞努力的边际成本为零的情况下，才是有效捕捞努力。因此，在一般情况下，有效捕捞努力小于最大可持续捕捞努力。在 E^c 点总成本等于总收益，净效益为零。超过这一点，总成本大于总收益，产生亏损。

在讨论了可持续捕捞量的各种情况后，我们看一看市场会选择什么样的捕捞量，看一看市场配置和有效配置有何异同。由于不同的资源产权情况会影响资源的配置，我们分别考虑不同的资源产权的情况。

（1）竞争的单一的所有者。该所有者对渔业资源有着明确定义的所有权。单一所有者追求利润最大化。如果忽略贴现问题，所有者会不断增加捕捞努力直至边际收益等于边际成本。这一努力水平即 E^e，静态有效可持续捕捞量。利润等于 $TR(E^e)$ 和 $TC(E^e)$ 之差。

（2）自由进入的公共财产（common property）。

对海洋渔业资源来说，单一所有者的假设很不现实。海洋渔业资源通常是公共资源，无人对海洋渔业资源享有完全的所有权。任何人都可以自由进入渔场。

这样便会造成“公地的悲剧”。

渔业资源的公共财产性质产生两类问题：当前外部性和代际外部性。在捕鱼不受任何限制即开放进入(open-access)的情况下，在有效捕捞努力水平可以得到利润，有利润会吸引更多的人来捕鱼，捕捞努力的增加提高成本减少利润，直至耗尽全部利润，即达到捕捞努力 E^c。太多的人挤在一起捕鱼，使成本大大提高，这就是“当前外部性”问题。当前过度捕捞，减少资源存量，减少未来利润，这是“代际外部性”问题。

11.1.3 动态有效性分析

动态有效可持续捕捞量(dynamic efficient sustainable yield)是考虑到贴现时的有效可持续捕捞量。静态有效可持续捕捞量是使每一时期的净效益最大(且每一时期的净效益都相同)的配置。任何比静态有效可持续捕捞努力高的捕捞努力会增加当期的捕捞量和当期的净效益，但是由于减少了下期的资源存量而减少下期的净效益。静态有效可持续捕捞量忽略了经济情况的动态变化，是在假设贴现率为零的情况下动态有效可持续捕捞量的特例。动态分析实际上要回答的是社会如何在不同的时间对资源进行投资的问题。

贴现率越高，保存资源的成本越高。因此，贴现率使渔业资源的开发加速。一旦引进正的贴现率，与静态有效捕捞量相比，有效捕捞努力水平将上升。相应地，鱼类存量将减少。

当捕捞努力超过有效可持续捕捞量时，最初由于捕捞量增加净效益增加。然而，由于这一捕捞量超过了该存量下的可持续捕捞量，未来存量和均衡捕捞量将减少。Clark(1976)证明，贴现率上升时，动态有效捕捞努力水平也上升，直至当贴现率等于无穷大时，动态有效捕捞努力等于 E^c，净效益等于零。为什么？在时间上前后依赖的有效的资源配置点，边际支付意愿等于边际使用者成本加边际开采成本。边际使用者成本反映当前更多地开采资源所牺牲的未来净效益。当贴现率为无穷大时，由于从未来的配置中得不到任何价值，边际使用者成本为零。这意味着，边际开采成本等于边际支付意愿等于固定的价格，总效益等于总成本。因此，净效益等于 0。

*11.1.4 渔业资源开发的动态模型

尽管 20 世纪 50 年代以来有若干尝试(Scott，1955)，渔业资源开发的动态模型是 20 世纪 70 年代以后发展起来的。以下的简单模型是根据 Clark 和 Munro (1975)以及 Clark(1976)建立的。假定鱼类生长的自然环境保持不变。鱼类存量 x 的增长率可以表示为资源的自然增长率 $F(x)$ 和 t 时刻捕捞率 $h(t)$ 的函数：

$$\dot{x} = F(x) - h(t) \tag{11.5}$$

假定在 $0<x<K$ 时，自然增长率 $F(x)>0$；$F(0)=F(K)=0$，$F''(x)<0$。这里 K 表示鱼类存量的自然均衡状态。我们还假定：

$$x(t)\geqslant 0,\ E(t)\geqslant 0 \tag{11.6}$$

式中，$E(t)$表示 t 时刻的捕捞努力程度。在时刻 t 从捕捞中得到的资源租金为：

$$\pi(x,\ h)=[p-c(x)]h \tag{11.7}$$

式中，p 为从捕捞中得到的社会收益，c 为捕捞的社会总成本。社会的目标是使资源租金的现值最大：

$$PV=\int_0^{\infty} e^{-\delta t}\pi[x(t),\ h(t)]\mathrm{d}t \tag{11.8}$$

式中，δ 是社会折旧率。这是一个最优控制问题。控制变量是捕捞量 $h(x)$，被控制的状态变量是鱼类资源存量 $x(t)$。约束条件是(11.5)式和(11.6)式。这个问题的汉密尔顿方程是：

$$H=\pi[x(t),\ h(t)]+\lambda(t)[F(t)-h(t)] \tag{11.9}$$

式中，$\lambda(t)$表示资源的影子价格。按照汉密尔顿方程的通常解法，稳定状态的最优均衡资源存量 x^* 由下式决定：

$$\frac{\partial H}{\partial h}=0;\ \frac{\partial \lambda}{\partial t}=\delta\lambda-\frac{\partial H}{\partial x}=0$$

计算得到最优资源存量的条件：

$$\frac{\dfrac{\mathrm{d}\pi[x^*,\ F(x^*)]}{\mathrm{d}x^*}}{\left.\dfrac{\partial\pi(x^*,\ h)}{\partial h}\right|_{h=F(x^*)}}=\delta \tag{11.10}$$

等式左边是资源的边际租除以捕捞的边际收益(即对资源存量追加投资的“成本”)。这可以看作资源的“自身利率”，它等于等式右边的社会折旧率。使等式两边相等的可持续的资源存量 x^* 就是最优的最优存量。计算并稍加整理，我们得到：

$$F'(x^*)+\left.\frac{\partial\pi/\partial x^*}{\partial\pi/\partial h}\right|_{h=F(x^*)}=\delta \tag{11.11}$$

在等式的左侧，资源的自身利率包括两部分：资源的边际产出和“边际存量效应”，即存量的多少对租的边际影响。在知道具体的函数形式的情况下，我们就可能求出资源最佳存量 x^*。在求出 x^* 后，最佳捕捞率就是：

$$h^*(t)=F(x^*) \tag{11.12}$$

这时鱼类的捕捞是可持续的。如果忽略(11.11)式中的边际存量效应，我们就得到：

$$F'(x^*)=\delta$$

上式表示最优资源存量增长率的变动等于社会折旧率。回到图 11.3，只有在 $\delta=0$ 时，F' 才等于 0，x^* 才等于 x^e，在 $\delta=\infty$ 时，即从未来的配置中得不到任何价值，$x^*=x^c$。当 $0<\delta<\infty$ 时，$x^e<x^*<x^c$。折旧率的上升，使有效捕捞努力上升，使有效资源存量下降。

11.1.5 有关捕鱼业的公共政策

综上所述，捕鱼业的主要问题是捕捞量过多，超过有效的可持续捕捞量。因此，捕鱼业公共政策的主要目标是减少捕捞量。有若干不同的政策可供选择，它们产生的效果不同。

(1) 200 海里领海权与私有化。

既然渔业资源的问题是由于公共资源自由进入而产生的，那么，一个逻辑上的解决办法就是把海洋分给各国政府来管理。把本国对海洋的管辖权扩大到 200 海里就是这样一种政策(各国传统的领海在 3—12 海里之间)。这一政策的最大问题是可行性问题，任何国家都无力对 200 海里领海实施严密的监督和管理。

另一个解决办法是使某些渔业资源由私人占有。这种办法仅适用于一些流动性不大的渔业资源(例如，一些鱼类可以用栅栏圈起来养)，或一些固定洄游到出生地产卵的鱼类。对这些鱼类可以在隔离的水域中人工养殖。例如在日本，政府把一些公共水域授予渔民作为私有财产，使所有者对资源投资并进行有效管理。对于一些洄游鱼类可以在其幼年时期人工饲养，然后放入海洋，待其成年后洄游到出生地再进行捕捞。例如太平洋鲑鱼、鳟鱼等。水产养殖只适用于一部分鱼类，对一些流动性较大的鱼类就不适用。

(2) 早期的管制。

管制是减少捕捞量的一种方法。早期渔业资源管制政策只追求捕捞量的减少，却忽视了净效益的最大化。简言之，这种管制就是给捕鱼制造各种麻烦，增加渔民捕鱼的成本。这些管制仅仅提高了捕鱼的真实成本，却没有导致有效捕捞量。

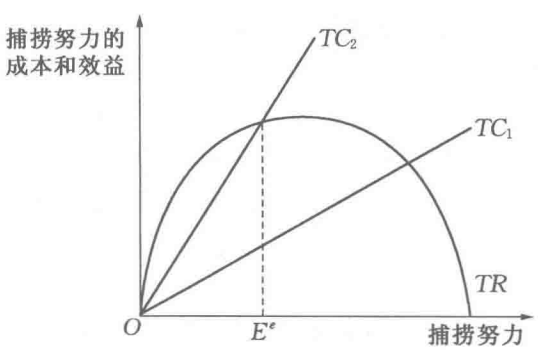


图 11.4 某些管制提高了捕鱼的真实成本

图 11.4 给出了管制前的总成本曲线 TC_1 和管制后的总成本曲线 TC_2。净效益为总收益 TR 和总成本之差。管制后，有效配置点 E^e 的净效益变为零。管制是如何使总成本上升的呢？

这方面最有代表性的例子是美国防止太平洋鲑鱼过度捕捞所设计的管制办法(Crutchfield and Pontecovo，1969；Tietenberg，1992)。太平洋鲑鱼在河滩上产卵。幼鱼游进大洋，长大后洄游到出生的河滩上产卵，然后死去。洄游过程中，很容易用陷阱、网等捕捉。因此，太平洋鲑鱼面临过度捕捞和绝迹的危险。政府针对这一问题采取了若干管制措施。首先，政府禁止在鲑鱼高产河流中设置障碍物和陷阱。然后，政府关闭了若干捕捞区，在另一些捕捞区若干时期禁止捕捞。这些措施如图 11.4 所示使总成本曲线向上扭转移动。由于不能使用网，渔民不得不使用更贵的工具捕捞同样数量的鱼。由于高产区域禁止捕鱼，渔民不得不到低产区域去捕鱼，这都提高了捕捞的成本。管制尽管防止了对鲑鱼的过度捕捞，但是不能改变单个渔民采取新技术增加其市场份额的动机。这些用提高成本限制捕捞量的办法，大大损失了净效益，减少了渔民的收入。成本的上升使净效益减少到 0。

(3) 税收。

有没有办法既不增加成本又使捕捞量减少到有效水平？可以试一试税收。税收可以采用各种形式。商业性渔业公司或渔民一般需要缴纳营业税；出售鱼类可能要缴纳销售税。对某些鱼类，政府还可能征收消费税。与管制一样，税收也使渔民的成本增加。

再看图 11.4，对捕捞努力成比例征税也能使总成本曲线向上扭转上升。对渔民来说，税后成本也为 TC_2。但这并不意味着税收和管制同样低效率。与提高成本的管制不同，政府得到了税收，可以返还给社会，为社会谋福利。因此，对整个社会来说，成本没有增加。在管制的情况下，渔民所付出的总成本 TC_2 全部消耗了真实的资源，称为真实资源成本(real-resource costs)。在税收的情况下，总成本的增加部分从社会的一部分转移到社会的另一部分，是转移成本。对渔民来说是成本，对全社会来说，不是真实的成本。因此，税收既没有增加社会的总成本，又减少了捕捞量。但是，税收使渔民的利益受到了损失。用经济学术语说，“租”(rent)从渔民手中转移到政府手中。因此，渔民对税收不满意。那么，有没有既不增加社会成本，又减少捕捞量，还受渔民欢迎的办法呢？

(4) 可交易配额。

一个可能的解决办法是可交易配额(transferable quotas)规定每个渔民(或每条渔船)在一定时期(例如每个季度)的捕捞量配额，该配额可以买卖。配额有时是在鱼类被过分捕捞的情况下，由渔民主动要求政府实施的。在很多国家，配额的实行需要经过国会立法。配额有时与捕鱼执照同时实行。可交易配额体系有下列基本要素：

① 配额的持有者可以捕捞指定种类鱼的指定数量。

② 配额总量等于有效捕捞量。配额总量除以渔民或渔船的数量就得到每一

份配额的数量。

③ 配额可以在渔民之间自由地公平地交换。

以上三要素缺一不可。配额一般是按不同鱼类制定的，配额必须规定鱼的捕捞量而不是其他指标。例如不能是渔船的数量。如果规定的是每人一条船，渔民可以造大船，多出海等等。配额总量等于有效捕捞量才会使全社会的捕捞量达到有效水平，配额总量往往是政府根据生物学家的建议制定的。配额自由交易是关键的一条。这是因为每个渔民的生产成本不同（而且政府不可能了解每一个渔民的成本），交易使配额流转到那些由于成本更低而可以得到更多好处的渔民手里，这样全社会的效益也会提高。因为有的人成本较低，需要配额，所以可交易的配额的价格是正的。那些手里有配额但成本高的渔民发现与其使用配额不如把配额卖了更合算。成本低的人买了配额还能赚钱。因此，可交易配额能鼓励技术进步。采用新技术不但可以从已有的配额中赚钱，还可以通过购买配额而赚钱。

在税收情况下，租由渔民手中转移到政府手中引起渔民不满。那么，在可交易配额系统中租是怎样分配的呢？在配额系统中，租的分配由配额的初始分配决定。配额有不同的初始分配办法，其效果各不相同：政府可以拍卖配额，通过拍卖收入得到全部租。这与税收类似，不受渔民欢迎。或者，政府可以根据渔民历史上的捕捞量把配额无偿分配给渔民。渔民可以自由交易直至市场均衡。这种情况下，租由现有的渔民得到。新渔民要进入市场，必须向现有渔民购买配额。新渔民之间的竞争会抬高配额的市场价格，直到使市场价格反映未来租的市场价值的现值。因而，对未来渔民来说，这一系统与税收无异。

减少捕捞量的各种政策可能触及不同社会群体的利益，从而遇到阻力。首先，减少捕捞量减少了渔民的收入，政府需要制定政策帮助一部分渔民退出渔业。其次，政府也不愿意因减少捕捞量而减少国民生产总值。许多地方政府把 GDP 作为最重要的发展目标之一。在一些渔业占 GDP 较多比重的地方政府，可能不愿接受减少捕捞量的政策。

减少捕捞量是上述各种政策的共同目标，但是如何减少捕捞量还存在各种问题。因为捕鱼活动存在规模经济，每个渔民减少同样比例只会增加每个渔民的成本。如果所有渔船大部分时间都闲在那里，不如减少渔船（即渔民）的数目，让每条船都得到充分使用。但是让谁退出捕鱼业呢？经济学的办法是对捕捞配额收取年费。年费收入用于支付给那些自愿退出捕鱼业（或某些种类鱼的捕捞活动）的渔民。

好的政策能否起作用，还取决于怎样实施。渔业资源政策往往不易实施。海岸线很长，难于监督渔民是否遵守捕捞限额。因此，政策设计必须考虑实施问题。政策设计必须使服从政策的成本尽可能小。政策中应包括违反政策的惩罚条款例如罚款，罚款额应足够高，以使违反政策的成本与遵守政策的成本达到平衡。政府必须监督配额的实施，在执行中可以寻求渔民的行业组织的帮助。为支付执行配额的费用，政府可能收取少量手续费。一旦把监督执行成本计算进来，最优解就可

能改变。

案例 11.1

冰岛渔业的可交易配额

1984 年冰岛有 1 736 条渔船，总吨位 111 000 吨。1976 年以前，冰岛的捕鱼业是国际性和自由进入的。外国渔船几乎占深海捕捞的一半。1976 年冰岛宣布 200 海里领海，使外国渔船退出了冰岛捕鱼业。然而，本国捕鱼业的竞争仍然激烈。捕鱼业的经济效益不断降低。1945 年到 1983 年捕鱼业的资本存量增加了 1 200%，而真实产值仅增加 300%。这些因素迫使冰岛政府对捕鱼业管理进行了改革。1969 年冰岛首先对远洋渔业实行了配额。1984 年对深海渔业实行了配额制。

几经变动，目前冰岛渔业捕捞权包括两部分，渔业执照和捕捞配额。从事渔业需要一般性的执照。捕捞特殊鱼种不但需要执照，还需要特定鱼种的配额。目前的配额制度有以下特点：配额等于允许的总捕捞量除以渔船数量，配额每年确定一次。配额是可交易的。政府每年收取少量的手续费。目前配额适用于 19 种鱼，这些鱼种占上岸总鱼量的 95%以上。渔业部每年决定每个鱼种的配额。这一决定以海洋研究所的建议为基础。海洋研究所出海研究鱼类资源的状况，并对上岸的捕捞物抽样。配额的任何部分可以在渔船之间转让。转让的唯一要求是要在渔业部登记。在 1991—1998 年期间，配额的交易额上升。

近年来，捕鱼船队的数量显著减少，尽管登记总吨位仅稍下降。由于一些登记的渔船没有捕鱼，实际吨位可能也下降了。自由转移的可交易配额对渔民提供了激励，减少渔船的数量。1992 年到 90 年代末，总捕捞努力减少了 35%以上。

资料来源：Runolfsson B. and R. Arnason, The Effects of Introducting Transferable Property Rights on Fleet Capacity and Ownership of Harvesting Rights in Iceland's Fisheries.

11.2 森林资源的经济分析

森林是另一种可再生资源。地球上大片土地被森林覆盖。或者可以这样说，至少在几十年几百年以前，在人们大量砍伐森林以前是这样。森林提供多种产品和服务。木材可以作建筑材料、燃料，可以造纸。树木吸收大气中的二氧化碳并放出氧气。森林为动植物提供生存场所，还起到水土保持的作用。

也许正是由于森林所蕴藏的巨大财富，贪婪的人类在发展过程中猛烈地破坏森林。据估计，全世界每年有 1 300 万至 1 500 万公顷热带雨林被破坏(Nielson, 2006)。在中国，森林的破坏也是一个重要的问题。森林的破坏加剧了全球变暖，减少了生物多样性，造成了水土流失。

本节参考了 Tietenberg(1992)。

11.2.1 森林的有效开发

木材既是一种产出又是一种物质资本。被砍伐的木材是一种产出，出售木材可以得到收入。没有被砍伐的树木是资本，让树木继续生长，它就会长得更高更大，将来可以卖更多的钱。森林管理者需要作出的决策是，现在砍还是让它们继续生长。森林投资期很长，从种植到收获一般要 25 年。森林有巨大的外部性，它引起人们的开发欲，使有效管理森林资源难上加难。

树木的成长以体积来衡量。树木的成长分若干时期。幼年期树木的体积增长很慢。此后，树木进入壮年时期，树木的体积增长很快。当树木成熟以后，其体积的增长再次减缓以至停止。这样，树木的生长曲线就像图 11.5 的图形一样。

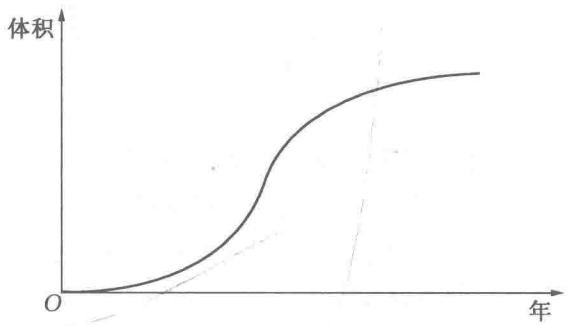


图 11.5 树木生长模型

需要作出的决策是：应当在什么时候砍伐？生物学家计算平均年增量(mean annual increment，MAI)，*MAI* 等于树木生长累积体积除以树木累积生长年数。*MAI* 先增加后降低。生物学决策规则是，在 *MAI* 最大时砍伐。表 11.1 表示的是一个假想的树木生长模型。在这个模型中，树木的生长先加速，再减速。这可以由 *MAI* 的值看出。在第 65 年，*MAI* 和树木生长速度达到最高点，按生物学的规则，应当在这一点砍伐。

表 11.1 平均年木材产量最大化(*MAI*)

树木年龄(年)	木材体积(立方米)	*MAI*(立方米/年)
5	0.001	0.000 1
10	0.4	0.04
15	3.5	0.23
20	10.4	0.52
25	20.1	0.80
30	31.0	1.03
35	42.3	1.21

（续表）

树木年龄(年)	木材体积(立方米)	*MAI*(立方米/年)
40	53.4	1.33
45	64.0	1.42
50	74.0	1.48
55	83.3	1.51
60	92.0	1.53
65	100.0	1.54
70	107.4	1.53
75	114.3	1.52
80	120.7	1.51
85	126.7	1.49
90	132.2	1.47
95	137.3	1.45
100	142.1	1.42

注：假设木材体积 $= 105e^{(1-65/AGE)}$，AGE 为年龄。
MAI = 木材体积 $/AGE$

经济学家认为，上述生物学决策准则没有考虑许多经济因素，例如，树木的价值、贴现、种植和砍伐成本。经济学认为，最优砍伐时间是净效益的现值最大之时。净效益的现值等于砍伐的收益的现值减成本的现值。当延迟砍伐一年的边际收益等于其边际成本时净效益的现值最大。

最优砍伐时间还取决于砍伐后是否马上重新种植树木。如果重新种植，延迟砍伐的成本增加了一项延迟再种植的成本。我们首先考虑森林只被砍伐一次，砍伐后不再种植的情况。

表 11.2　一次砍伐，净现值最大化

树木年龄(年)	收益的现值 (元/立方米)	成本的现值 (元/立方米)	净效益的现值 *NPV* (元/立方米)
5	0.096	0.029	0.067
10	54	16	38
15	391	117	273
20	953	286	667
25	1 504	451	1 053
30	1 911	573	1 337
35	2 143	643	1 500
40	2 224	667	1 557
45	2 191	657	1 534
50	2 082	625	1 458
55	1 927	578	1 349
60	1 749	525	1 224

（续表）

树木年龄（年）	收益的现值（元/立方米）	成本的现值（元/立方米）	净效益的现值 NPV（元/立方米）
65	1 563	469	1 094
70	1 380	414	966
75	1 207	362	845
80	1 047	314	733
85	903	271	632
90	775	232	542
95	662	198	463
100	563	169	394

注：收益 = 价格 × 体积 $/(1+i)^{AGE}$
成本 = 单位成本 × 体积 $/(1+i)^{AGE}$
NPV = 收益 − 成本
价格 = 200 元 / 立方米，单位成本 = 60 元 / 立方米，$i = 4\%$

表 11.2 中，在树木 40 岁时，净效益 NPV 的现值最大，为 1 557 元，这时木材的当前增长率等于贴现率 4%。按照经济学家的意见，应在树木 40 岁时砍伐。如果等到 70 岁时，NPV 已经降为 966 元。因此，经济学家认为应更早砍伐。贴现使砍伐提早了。更高的贴现率使砍伐时间更短了。高贴现率导致较早砍伐是因为较高的贴现率使人们对树木的增长速度更不耐烦。贴现率的使用表示一种比较：树木在砍伐前价值的增长率和砍伐后把出售木材的收入用于投资的增长率（等于贴现率）。当木材的增长率低于投资的增长率时，就应当砍伐。

在现实中，树木被砍伐之后又被再种植，这样循环往复以至无穷。延长砍伐期将增加以后的生长—砍伐周期的机会成本。最优砍伐时间是延期砍伐的边际收益等于其边际成本之时。当边际机会成本增加时，最优砍伐时间就提前了。

表 11.3　无穷时间反复种植、反复砍伐

树木年龄（年）	NPV_∞（元/立方米）
5	0.337
10	116
15	615
20	1 227
25	1 685
30	1 934
35	2 009
40	1 966
45	1 851
50	1 696
55	1 525
60	1 353

（续表）

树木年龄（年）	NPV_∞（元/立方米）
65	1 187
70	1 032
75	892
80	766
85	656
90	559
95	475
100	402

注：$NPV_\infty = NPV_1/[1-(1+i)^{-AGE}]$

在表 11.3 中，我们看到，在无穷时间反复种植、反复砍伐的情况下，砍伐时间又提前了。

无穷循环的净现值是第一、第二、……以至无穷时期砍伐的净现值之和：

$$NPV_\infty = NPV_1 + NPV_2 + \cdots$$

假设每一周期的砍伐量和树木价值都一样，贴现率为 i，每一周期的长度为 T 年，上式可写为：

$$NPV_\infty = NPV_1 + NPV_\infty(1+i)^{-T}$$

解出 NPV_∞：

$$NPV_\infty - NPV_\infty(1+i)^{-T} = NPV_1$$

$$NPV_\infty[1-(1+i)^{-T}] = NPV_1$$

$$NPV_\infty = NPV_1/[1-(1+i)^{-T}] \tag{11.13}$$

因此，与生物学家不同，经济学家认为树木的最佳砍伐期是树木的净效益现值最大的时期。各种因素会影响这一最佳砍伐期，例如使用什么样的贴现率，或者树木被砍伐后是否再种植新的树木，都可能影响树木的最佳砍伐期。

11.2.2 森林资源的破坏

森林是一种重要的自然资源。森林资源在全球范围遭到了破坏。首先，森林资源破坏的一个原因是产权。前面所讲的森林资源有效利用的前提条件是有明确的所用权。如果森林处于私有权的管辖之下，其他人可以被排除在资源的消费之外，就可以运用前面所讲的原则来管理森林。如果没有明确的产权，森林就成为一片无人照料的“公地”。尽管技术上森林比海洋更容易确定产权，实际中很多森林的产权是不明确的，或者尽管有产权，其监督和执行是困难的。这样渔业面临的“公地悲剧”对于森林也适用。其次，即使森林的私有权是明确的，所有者很难了解

森林资源的社会价值，也没有激励在资源管理中考虑森林的社会价值。第三，个人所有者和政府都有迅速把木材转换为货币价值或者把林地转换为其他收益更高的用途的激励。渔业有一个自动保护机制，当存量减少时，捕捞量也会减少，边际捕捞成本急剧上升。森林基本上不存在这一自动保护机制，砍伐单一树木的成本与森林总量的关系十分薄弱。以上原因是针对世界各国而言的，对我国也很适用。

我国的森林资源集中在东北、内蒙、云南等地区。这些资源在不同时期遭到了不同程度的破坏。近年来，在市场经济体制下，超限额采伐屡禁不止，无证采伐现象严重，盗伐、滥伐木材、非法收购和加工、非法运输木材、非法捕猎和倒卖野生动物等现象严重。建设项目在大量占用农地的同时，也大量非法占用林地。1999 年到 2003 年，全国有 1 011 万公顷林地被改变用途或被占用为非林地（董峻，2005）。

我国目前森林资源的破坏，主要基于以下原因：(1)产权不明确或产权难以实施。从计划经济时代开始，我国的森林资源形式上归国家和集体所有，实际上产权归属不明确，经营主体不落实，权利与责任不对称，监督不落实。集体林归乡、村所有，林农对资源保护不关心。国有林名义上归国家所有，实际上林业局和国有林场自管自用，缺乏有效的监督和管理。(2)由于经济发展前景的不确定性，经营者行为短期化，为短期利益损害子孙后代的利益。(3)由于把经济发展作为衡量地方政府政绩的主要指标，地方政府过度追求经济发展，通过过度开发森林资源来增加总产值。一些地方政府为当地的形象工程任意占用、毁坏林地。(4)政府官员和经营者勾结，为牟取非法利益，违反森林保护法规。(5)政府监督不力，管理不善。

近年来，我国中央政府和一些地方政府制定了保护森林资源的一系列法律、法规和政令，国家林业局根据这些法规制定下发了具体规范，采取了一系列措施和办法。根据统计资料，我国的森林覆盖面积有所回升，由 2005 年的 18.2%增加到 2014 年的 21.6%。然而，要从根本上扭转森林资源破坏的趋势，还需要进一步明确森林的产权归属，明确经营主体，明确所有者、经营者的权利、责任和利益，落实政府的监督。

一般来说，政府对森林资源保护的政策包括以下方面：第一，明确产权。第二，征收资源税，使生产者在砍伐树木时把所有社会成本考虑进去。第三，对森林资源保护采取一定的管制，例如对树木砍伐周期做出规定，并进行有效的监督和检查。

本章小结

我们以渔业资源和森林资源作为代表来讨论可再生资源的使用和管理问题。“可再生”并不意味着无穷无尽。公开进入、具有公共财产性质的渔业资源通常被过度捕捞。为了保护渔业资源，私人部门和政府都开始采取措施减少捕捞量，使捕捞量达到有效的可持续捕捞量。森林是另一种可再生资源。森林的问题在于何时砍伐最适宜。在这个问题上生物学家和经济学家的意见不同。经济学家认为，应在树木的净效益的现值最大时砍伐，而当延迟砍伐一年的边际收益等于其边际成

本时净效益的现值最大。

习题

1. 假设鱼群存量的增长与鱼群存量之间的关系可用 $q=8p-0.2p^2$ 表示，式中，q 为鱼群存量增长量(吨)，p 表示鱼群存量(千吨)。每吨鱼的价格是 100 元，鱼群存量减少时的边际净效益为 $40p-800$。

(1) 计算最大可持续捕捞量时鱼群的存量。如果把鱼群存量维持在这一水平，每年的捕捞量为多少?

(2) 如果边际捕捞成本为 $MC=2(160-p)$，求与有效可持捕捞量对应的鱼群存量。

(3) 画图说明你的结果。

(注意横轴 P 的变动方向。给定横轴的变动方向，理解各函数的表示方法和含义。)

2. 假定某渔场规定每年捕鱼量的限额为 200 吨，假定这 200 吨是有效的可持续捕捞量。当 200 吨捕捞完毕，这年剩下的时间渔场关闭。

(1) 这是公共财产的有效解决方法吗? 为什么?

(2) 如果将这 200 吨的限额分成 200 份可转让的配额，每份配额允许持有者捕捞 1 吨鱼。根据以往各自的捕捞量将这 200 个配额在渔民之间分配。这时你的答案有所不同吗? 为什么?

3. 表 11.2 中，如果贴现率为 0.08，在净现值最大化的原则下，最优开发年限有何改变? 为什么?

4. 两块林地，同时种植，其中一块砍伐后撂荒，另一块砍伐后盖旅馆，在效率原则下，哪一块砍伐的时间较早? 为什么?

5. 现有一片林场，在任意时间 t 林场产出的木材体积为 $Q(t)=75t^2-t^3$。

(1) 何时林场上可产木材最多? 最大木材体积是多少?

(2) 如果你是生物学家，按生物学规则应在何时砍伐? 此时可砍伐的木材体积是多少?

(3) 现在你学习了经济学，如果木材价格是 $p=1$，不计成本，贴现率 $r=0.1$，在一次砍伐的情况下，最优砍伐时间是何时? (t 作为连续变量，贴现因子可表达为 e^{-rt}，e 为自然对数的底。)

(4) 在无限重复情况下，砍伐成本为 50，最优砍伐时间是何时?

参考文献

Brown, Lester, 1974, *In the Human Interest*, New York: W.W.Norton.

Clark, C.W., 1976, *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of*

Renewable Resources, New York: Wiley-Interscience.

Clark, C.W.and G.R.Munro, 1975, "The Economics of Fishing and Modern Capital Theory: a Simple Approach", *Journal of Environmental Economics and Management*, 2, pp.92—106.

Crutchfield, J.A.and G. Pontecovo, 1969, *The Pacific Salmon Fisheries: a Study of Irrational Conservation*, Baltimore: John Hopkins University Press for Resources for the Future.

Gordon, H.S., 1954, "The Economic Theory of a Common-property Resource: The Fishery", *Journal of Political Economy*, 62, pp.124—42.

Hardin, G., 1968, "The Tragedy of the Commons", *Science*, 162, pp.1243—8.

Nielson, R., 2006, *The Little Green Handbook*, New York: Picador.

Runolfsson B. and R. Arnason, "The Effects of Introducting Transferable Property Rights on Fleet Capacity and Ownership of Harvesting Rights in Iceland's Fisheries", http://www.fao.org//docrep/005/y2498e/y2498e04.htm.

Schaefer, M.D., 1957, "Some Considerations of Population Dynamics and Economics in Relation to the Management of Marine Fisheries", *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 14, pp.669—681.

Scott, A.D., 1955, "The Fishery: The Objective of Sole-ownership", *Journal of Political Economy*, 63, pp.116—24.

Scott. A. ed., 1985, *Progress in Natural Resource Economics*, Oxford: Clarendon Press.

Tietenberg, Tom, 1992, *Environmental and Natural Resource Economics*, New York: Harper Collins Publishers Inc.

董峻:《国家林业局公安部联手打击"破坏森林资源"案件》,新华网,2005 年 3 月 30 日。

汪丁丁:《资源经济学若干前沿课题》,载汤敏、茅于轼主编:《现代经济学前沿专题》第二集,商务印书馆 1993 年版。

张坤民主笔:《可持续发展论》,中国环境科学出版社 1997 年版。

郑北鹰:《保护森林资源现象为何屡禁不止》,载《光明日报》2004 年 12 月 20 日。

▶12 水资源保护

水是人类生存不可缺少的物质。水是一种特殊的资源，是一种可以补充的但可能耗尽的资源。水以不同的物质形态在自然界巡回。水资源的供给来自两个来源，地表水和地下水。地表水包括江河湖泊中的水，地下水是蕴藏在岩层中的水。大部分地下水是历史上漫长年代中积累起来的，一旦消耗就难以补充。

据估计，地球上共有 13.86 亿立方米水，其中，只有 2.53%为淡水，河流和湖泊中的水只占淡水的 0.266%。河水的循环时间约为 16 天，湖水约为 17 年，地下水约为 1 500 年。每年可供人类使用的淡水为 42 780 立方公里，人均 6 882 立方米。由于人口众多，亚洲的人均可使用水量在世界上最低，其次为欧洲和非洲(Shiklomanov, 2000)。

我国水资源比较紧缺。2014 年水资源总量 28 370 亿立方米，人均水资源 2 079.5 立方米。全年总用水量 6 220 亿立方米，2013 年全国人均用水量 456 立方米(国家统计局，2015)。2003 年全国 194 个城市和地区展开了地下水位动态监测，其中 60 个城市和地区地下水位呈下降趋势，其中华北地区地下水水位总体呈下降趋势，北京平原地区地下水水位下降大多在 1—3 米(国土资源部 2004)。不过，2011 年中国地质调查局部署实施的我国北方 11 个平原盆地区的地下水调查评价项目显示，北方区域地下水位的下降减缓(于猛，2011)。

12.1 水资源的有效配置

微观经济学是这样来描述生产者和消费者对水资源的配置所作出的决策的。生产者使用若干种投入品(其中包括水)生产产品，水和其他投入品与产出品之间的关系用生产函数来表示。给定投入品的成本和产出品的价格，生产者选择投入量使利润最大化。在每一种投入品(包括水)的边际成本等于边际收益的价值时，实现了利润最大化。根据边际成本与边际收益的关系，可以导出生产者对水和其他投入品的需求曲线。生产者对水的需求曲线在以价格为纵轴需求量为横轴的坐标系中是一条向右下倾斜的曲线，价格越低，对水的需求量越高。这是因为随着水量的增加，水的边际生产率降低。

单个消费者给定收入和市场价格，在水和其他各种消费品之间作出选择。效用最大化的结果是每一种消费品的边际效用等于其边际成本即价格。根据这一关系，可以导出水和其他消费品的需求曲线。消费者对水的需求曲线也是一条向右下倾斜的曲线，它表示对应于每一个水价消费者对需求量的最优选择。

从整个社会的角度看，水资源的有效配置是使所有使用者的总的净效益最大。假定社会上有两组竞争性的使用者，没有重复使用，全社会水资源的资源配置问题可以表示为给定总水量，使两组使用者的净效益之和最大：

$$\max_{w1,\,w2} NB_1(w_1)+NB_2(w_2) \text{ subject to } w_1+w_2=W \tag{12.1}$$

式中，NB 为净效益，W 为总水量，w_1 和 w_2 为第 1 组和第 2 组使用者使用的水量。给定各组用水量之和等于总水量，社会用水量的最优决策是选择每组使用者的用水量使各组净效益之和最大。解这个最大化问题，最优决策的条件是：

$$MNB_1=MNB_2 \tag{12.2}$$

式中，MNB 表示边际净效益。在各组的边际净效益相等时，社会净效益最大。这一决策问题可以用一张第 6 章介绍过的图来表示(图 12.1)。该图包括 1 个横坐标轴、2 个纵坐标轴。横坐标的长度等于全部水量，第 1 组的用水量是从左向右衡量的，第 2 组的用水量是从右向左衡量的。边际净效益等于边际收益减边际成本。第 1 组的边际净效益曲线向右下方倾斜，第 2 组的边际净效益曲线向右上方倾斜。在两条边际净效益曲线的交点，两组的边际净效益相等。由这一点决定的水资源的配置是最优的。

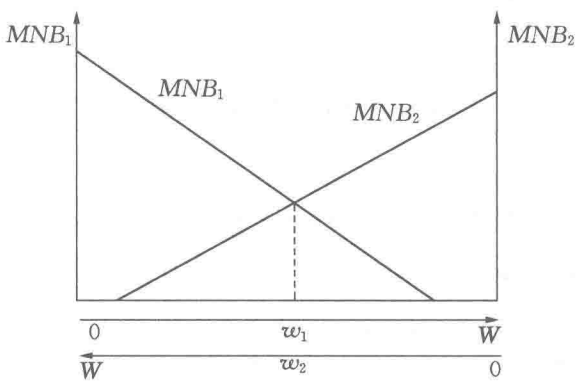


图 12.1　两组使用者的水资源配置决策

12.1.1　水的总需求曲线

单个生产者和消费者的决策取决于水的价格，水价是由全社会对水的供给和需求决定的。社会对水的需求是由单个生产者和消费者的需求曲线加总而成的。

水的需求曲线与其他物品相比，有以下特点。这些特点影响了水的需求曲线

的加总。

(1) 水的纯度不同，加工成本不同。例如，灌溉用水不用特殊加工，其成本仅包括输送成本；饮用水需要加热、杀菌；而医用蒸馏水、去离子水需要专门的设备进行加工。

(2) 非竞争性。同一汪水有时可以满足两个不同的需求，因为这两个需求互不冲突，是非竞争的。例如，三峡水库既可发电又可防洪。

(3) 重复使用。在一些情况下，水可以重复使用，先后满足不同的需要。例如，洗脸水可以再用来洗脚、浇花。

12.1.2 水在竞争性用途之间的配置

在假定不存在重复使用的前提下，可以把不同竞争性用途的需求横向相加，得到总需求曲线。如图 12.2 所示。

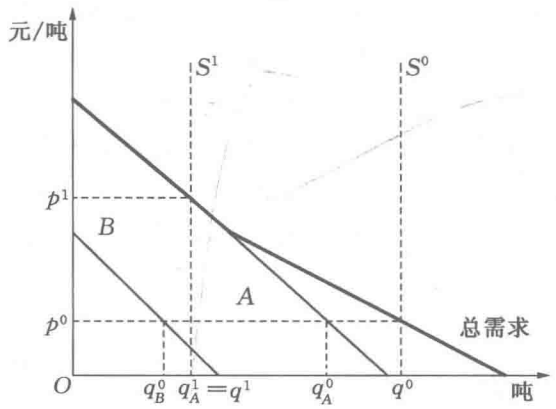


图 12.2 水在竞争性用途之间的配置

图 12.2 中，A、B 分别为两种竞争性用途的需求曲线。给定同样的消费量，从用途 A 中得到的边际净效益较高，支付意愿也较高，因此，A 位于 B 的上方。我们可以把用途 A 看作饮用水，把用途 B 看作灌溉用水。两条需求曲线横向相加，得到总需求曲线(图中粗线)。我们假定供给量是固定的(垂线)。当供给曲线为 S^0 时，供给比较充分。S^0 与总需求曲线的交点决定价格 p^0。在价格为 p^0 的情况下，A、B 两种用途的需求量分别为 q_A^0 和 q_B^0，总需求量为 q^0。在供给比较充分的情况下，两种用途都使用了一部分水。现在假定水的供给量减少到 S^1，价格上升到 p^1，用途 A 的使用量为 q_A^1。由于价格高于 B 的最高支付意愿，B 的使用量为 0，总使用量 q^1 等于 q_A^1。随着水资源的紧缺，通过价格的调节，水只用于饮用，而不用于灌溉。这里，水资源在两种用途之间配置的原则是，两种用途的边际净效益相等(两者都等于价格)。这正是我们在本节开始时给出的资源配置最优化的条件。为什么只有当边际净效益相等时资源配置才是最优的？因为如果两种用途的

边际净效益不同，我们就可以把一部分边际净效益较低的用途所使用的资源转移到边际净效益较高的用途上去。随着资源的减少，边际净效益就会提高。最终，两种用途的边际净效益就会相等。当我们不能再改变资源的配置时，就达到了资源的最优配置。

12.1.3 不同用途之间的非竞争性

当水的不同用途是竞争性的时候，同一口水喝了就不能浇庄稼。在这种情况下，对不同用途的需求横向相加就得到水的总需求曲线。

然而，水的一些不同用途之间有可能是非竞争性的。例如，北京的八一湖可以游泳，也为天鹅的生长提供了环境。陈苏在八一湖游泳，游泳给陈苏带来满足，陈苏愿意为此支付一定的钱。八一湖养了一群天鹅，对天鹅的观赏给陈苏带来更多的满足，陈苏愿意为此支付更多的钱。八一湖水的两种非竞争性的用途给陈苏带来的总满足是两种用途各自带来的满足之和。在这种情况下，总需求是不同用途的需求曲线的纵向相加。正是因为同一单位水满足了两种（或两种以上）不同需要，这一单位水带来的总价值是两种用途各自带来的价值之和。图 12.3 显示了竞争性用途和非竞争性用途需求曲线的加总。

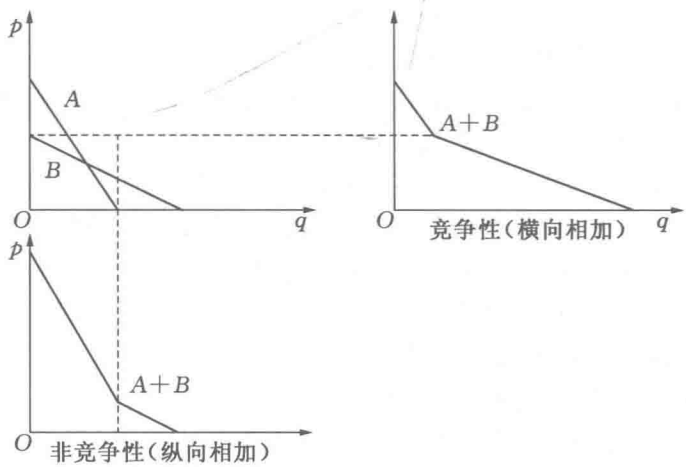


图 12.3 不同用途之间的竞争与非竞争性

12.1.4 水的重复使用

水的重复使用是水不同于其他很多物品的一个重要的特点。水在自然界中不断地改变着形态（固态、液态、气态），但是其总量的变化很小。人们使用水，但使用以后，水仍然存在。水在被使用后，往往没有失去其使用性，可以被重复使用。

我们假定有一条河，河边有两个村。上游村用河水洗衣服，剩下的水流到下游村，下游村重复使用水来洗衣服。假定总水量为 W，上游村使用的水量为 w_1，下游

村使用的水量为 w_2，上游村用剩下的水量为 $R(w_1)$，是上游使用水量的函数，假定 $0 < \mathrm{d}R/\mathrm{d}w_1 < 1$，上游用水量变动 1 个单位，用剩下的水量变动小于 1 个单位。整个社会净效益最大化的问题是：

$$\max_{w1,\,w2} NB_1(w_1) + NB_2(w_2) \text{ subject to } w_1 + w_2 = W + R(w_1) \quad (12.3)$$

选择上游和下游的用水量 w_1 和 w_2 使上游和下游的净效益之和最大。约束条件是上游和下游的用水量等于河流总水量加上重复使用水量。一阶条件给出这个问题的解：

$$MNB_1/(1 - \mathrm{d}R/\mathrm{d}w_1) = MNB_2 \quad (12.4)$$

上游的边际净效益除以 1 减上游的使用使重复使用量的变动等于下游的净效益。重复使用改变了水资源配置的条件。$0 < \mathrm{d}R/\mathrm{d}w_1 < 1$ 表示上游用水量每增加 1%，重复使用水量的增加小于 1%。上游使用量产生的重复使用量越多，$\mathrm{d}R/\mathrm{d}w_1$ 越接近 1，考虑到重复使用的边际净效益越大，社会就应让上游使用更多的水。在图 12.1 中，与 MNB_1 相比，$MNB_1/(1 - \mathrm{d}R/\mathrm{d}w_1)$要向右扭转。$MNB_1$ 的扭转使社会的水资源最优配置发生变化，上游的用水量增加，下游的用水量减少。

12.1.5 水资源的动态配置

我们在第 6 章介绍的资源动态配置的原则也适用于水资源。在动态配置问题中，不同时期的净效益需要用折旧率换算成现值。动态最大化的问题是通过选择一组使用量使各期净效益的现值之和最大。

这类最大化问题可以用于解答每期地下水的开采量，水库的每期放水量，每期灌溉用水量。在解决各种具体问题时，可以使用不同的约束条件。

动态配置问题对地下水特别适用。地下水的开采包含边际使用者成本，它反映了现在使用地下水对未来使用产生的机会成本。地下水的边际开采成本也将逐步上升。原先打 2 米深的井就可以见到水，现在要打 10 米深，开采成本当然增加了。直到地下水被开采光，或地下水的边际开采成本高于边际效益，或地下水的开采成本高于开采替代资源的边际成本，地下水的开采才会停止。地表水是地下水的可能替代资源。在有效配置的地下水市场上，价格将随时间而逐步上升，直到停止开发。价格与边际开采成本之差将逐步缩小，直到资源被开采光或转移到其他资源，如图 9.6 所示。

12.2 水资源政策

我们在上节讨论了水资源的最优配置。水资源的最优配置是经济学分析的结果，是水资源配置的目标。在现实生活中，水资源的配置往往是远离最优水平的。这大多是人为造成的，是政策失误或所有权安排不当的结果。

水资源政策可以分为需求管理和供给促进两方面。这些政策涉及价格、技术、管制等许多方面。水资源政策的目标是开源节流，即增加供给、节制消费。在比较不同的政策选择时，经济学家广泛地使用了消费者和生产者福利的变化来衡量不同政策的利弊。

12.2.1 价格管制

政府对水价格的管制，如果偏离均衡点，就可能对生产者和消费者的福利产生影响。

在计划经济时代，我国的水价长期低于均衡水平，如图 12.4 中的 P_L。在这种情况下，生产者不能弥补生产成本，把产量压低到 Q_L。与均衡状态相比，消费者剩余减少面积 C，生产者剩余减少面积 F，如表 12.1 所示。20 世纪 80 年代以来，政府一直在提高水价，水价总体上更接近均衡价格。这使消费者剩余和生产者剩余都增加了。如果政府把水价提高到均衡价格以上，如图中的 P_H，消费者无力支付过高的水价，生产者和消费者剩余的总和又会减少。为了简化分析，图中我们假定供给和需求曲线的斜率的绝对值相等。当然，生产量的减少也节省了一部分生产成本。

表 12.1 价格管制对福利的影响

消费者剩余的变动	生产者剩余的变动	总变动
$-C$	$-F$	$-C-F$＋成本的变动

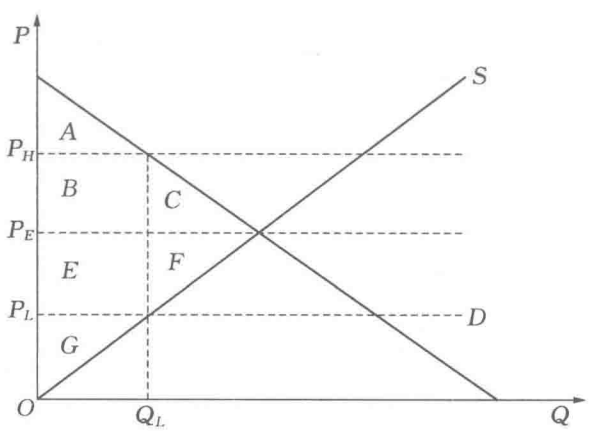


图 12.4 政府对水价的管制

12.2.2 数量配给

政府对水的消费量和生产量进行直接控制，如果控制数量低于均衡数量，结果与价格管制类似。读者可以尝试画图表示这种情况。

12.2.3 需求移动政策

一些政策工具使需求曲线发生移动或扭转。这些政策包括通过教育使消费者节约，通过税收或补贴使消费者使用新技术来减少消费或转移到其他替代资源。假定一项消费者教育项目使消费者使用某种新技术，减少了水的消费量。从这些减少的水量，消费者得到与以前同样的福利。在图 12.5 中，消费者支付的金额由 P_0Q_0 下降到 P_1Q_1，比较两个长方形的面积，我们发现消费者的净福利增加了 $C+D+G+F$，即使用新技术所增加的成本。注意面积 A 不是消费者福利的损失，因为我们假定消费者的福利不变。

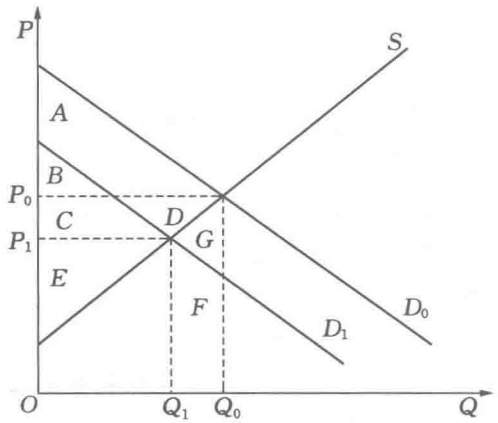


图 12.5 降低需求的政策

12.2.4 供给移动政策

政府可能采取的另一项政策是增加供给或使供给曲线右移的政策。这类政策可以有各种形式，例如，放松对生产企业的某些限制从而降低成本的政策。这种政策的效果可以由图 12.6 表示。供给曲线由 S_0 移动到 S_1，价格下降，数量增加。消费者剩余的增加为 $B+C+E$，生产者剩余的变动等于 $H+G-B$，总变动为 $C+E+H+G$。

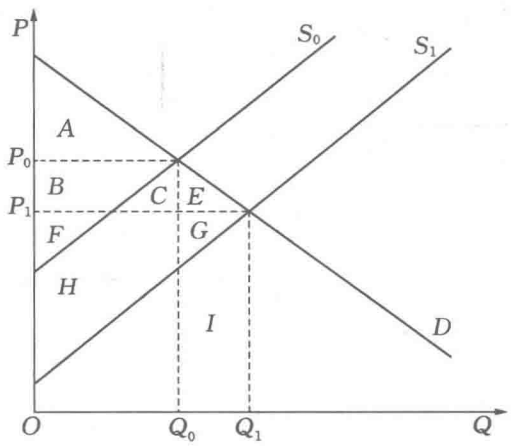


图 12.6 增加供给的政策

以上政策是政府实际上采取的水资源管理政策。用经济学原理来分析，这些政策各有利弊。在决定采取什么样的政策的时候，可以用经济学方法对政策对福利的影响作出分析，发现其优缺点，从而作出适当的选择。

12.3 水资源定价

水价的制定是实现资源有效配置的重要工具。由于一些制度性原因，水价系统性过低使稀缺的水资源被浪费。本节讨论水价格的构成和最优定价原则。

12.3.1 水价构成

水价通常是由水表测量的，包括两部分：使用的水量的费用和不基于使用量的费用。基于水量的费用通常采取三种形式，递减水价(decreasing block rate structure)、递增水价(increasing block rate structure)和统一水价(uniform rate structure)，见图 12.7 所示。前两种也可以称为阶梯水价。

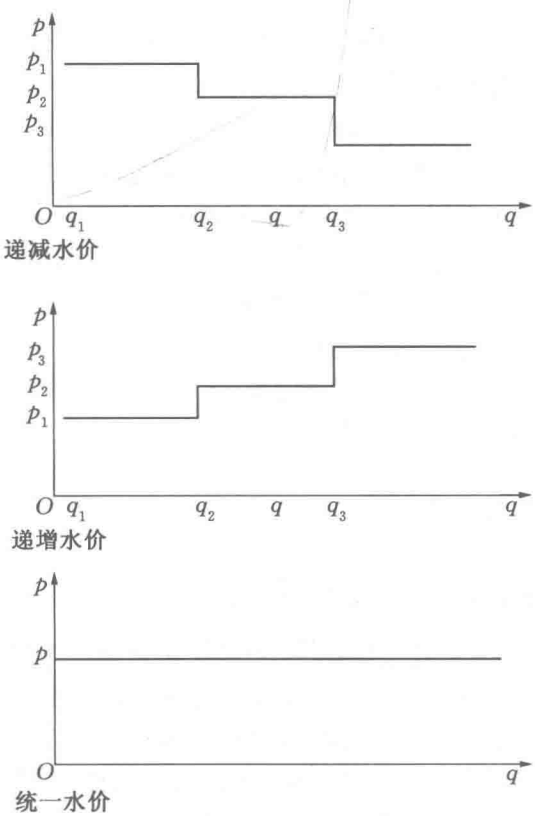


图 12.7 水价的不同形式

递减水价指在某一“区段”(block)内价格是固定的，当消费量进入下一个更高

的“区段”时价格下降。当用水量在 q_1 和 q_2 之间时，价格为 p_1；当用水量超过 q_2，达到 q 时，水费为 $p_1(q_2-q_1)+p_2(q-q_2)$。在各国历史上，递减水价使用较多。这是因为，供应的水量越多，平均成本越低。水厂的规模主要取决于高峰用水量，大型工商业用户的用水量比较稳定，所以对水厂来说成本也较低。递减水价不利于水资源的保护，并且把更多的负担加到用水较少的低收入人群身上。

递增水价与递减水价正好相反，其计算方法就像累进所得税一样。这种水价可以促进节约用水，用水多者被“罚款”。由于多用水者可能更富裕，递增水价更公平。我国的一些地区就采取这种水价。

当“区段”只有一个时，就是统一水价。在高峰和非高峰时段边际成本变动不大的情况下，统一水价可以较好地发挥作用。我国在计划时期长期使用的偏低的统一水价不利于水资源的保护。要使统一水价较好地发挥作用，水表必须能够测量高峰和非高峰时段的使用量，目前的水表一般还满足不了这样的要求。

12.3.2 不以使用量为基础的费用

水费中一般有两个不以使用量为基础的固定费用，水表费和连接费。水表费(meter charge)亦称服务费，一般按期收取。水表安装和运行需要供水企业的资本投入，这些投入应当得到补偿。水表费为供水企业提供了一项不受使用量影响的稳定的收入。

第二项固定费用是连接费(connection charge)，这是新用户连接到系统上时支付的一次性费用。这种费用一般是对新的服务地点收取的费用，而不是对原有地点的新用户收取的费用。把水送到一个新的地点(例如一座新建的公寓)需要建设管道和闸门，这些投资需要得到补偿。这些成本是连接新用户的边际成本。如果新用户不支付这笔费用，就会由老用户来分担，新地区的供水系统由于不需付费就会发展过快，原有地区的用户就会发展过慢。

这样，水费的两个组成部分都有其原因，它们对有效地配置水资源都起着不可替代的作用。

12.3.3 水价制定的经济学原则

在市场经济中，供水企业一般是在政府的管制下制定水价。传统的水价制定方法是平均成本法，即用总成本除以总水量。这种水价不能有效地配置水资源。

根据经济学的基本原理，水价是配置水资源的工具。水价是一个信号，它告诉水的消费者和生产者水资源的稀缺程度。生产者和消费者对价格信号作出反应，调整其生产和消费的数量。水价是否合理，关系到水资源的配置是否有效率。

水价制定的经济学原则包括以下几点：

(1) 水价必须反映水资源的边际成本。这一成本应当是水资源的社会成本，

不仅包括供水企业的边际成本，还包括对社会的外部成本，例如，水资源的使用者成本。

(2) 水价必须反映供水系统的基本建设的边际成本，这些成本主要体现在提供新地点用户的边际成本上。如果水价不能正确地反映这方面的边际成本，供水网络的基本建设的布局就会产生扭曲。

为了保护稀缺的水资源，我国正在进行城市和农村的水价改革。在城市正在逐步推广递增式阶梯水价。在农村进行农业水价综合改革，合理确定农业用水价格，实行定额内用水优惠价格、超定额用水累进加价，以促进水资源的节约和保障灌排工程的良性运行。

12.4 产权和法规对水资源配置的作用

除了价格不合理，产权缺位或产权不清晰是水资源配置低效率的重要原因。而法律和规则是界定、清晰产权的重要途径。

目前在世界各国，水资源的产权采取了各种各样的形式，包括私有制、社区私有制、地方政府所有制和中央政府所有制。这些产权形式是历史上逐步演变而成的，和当地水资源的稀缺程度关系密切。这些产权由水资源法规加以确认和保护，习俗也对产权的实施起着重要的作用。法规规定了谁是水资源的所有者，所有者对水资源有哪些权利，有关各方的行为规范。水资源法规的建立、修改和废除必须经过一定的法律程序。

我国宪法第九条、《中华人民共和国民法通则》第八十一条规定，水流等自然资源属于国家所有。《中华人民共和国水法》(简称《水法》)第三条规定水资源属于国家所有。农村集体经济组织所有的水塘、水库中的水，属集体所有。目前的水资源管理问题主要涉及地区之间水权的归属、调配和管理的问题。现行《水法》在这方面的规定不够明确。我国目前的用水管理涉及地区间的水量分配问题。跨行政区域的水量分配方案，由上一级政府水行政主管部门制定。例如，跨省的水量分配方案，由国务院水行政主管部门制定，报国务院批准。在水量分配确定之后，实行取水许可证制度，取水许可证不可转让。1993 年国务院颁发《取水许可证实施办法》，到本世纪初全国共发新取水许可证 80 余万套，占全国总用水量的 85%以上。取水许可证不得转让的规定，目前已经成为健全水权制度的法律障碍，需要对许可证制度进行修改，规定水权的内容、取得方式、转让条件和程序。《水法》规定，对直接从地下、江河湖泊取水者征收水资源费。目前全国许多省市已经制定了水资源收费管理办法，但国家办法尚未出台，水资源费的性质不明确。水资源的价值核算体系也不健全，收费标准偏低(水利部发展研究中心，2002)。

总的来说，我国的水资源产权制度已经开始建立。但还存在许多问题。其中包括水资源产权的界定还不够明确、清晰。国家对水资源总体上的所有权缺乏具体的制度作为实施的基础。对水资源产权的各种形式及其相互关系缺乏具体的

规定。

本章小结

水是一种可以补充但可能耗尽的资源。水的供应来源包括地表水和地下水。我国的水资源比较紧缺。

从社会的角度看，水资源的有效配置是使所有使用者的总的净效益最大。在最优配置点，各组使用者的边际净效益相等。把竞争性用途的需求横向相加，得到水的总需求曲线。在水的不同用途之间无竞争性的情况下，总需求是不同用途的需求曲线的纵向相加。重复使用使水的最优配置发生变化。在动态的情况下，水资源的资源配置是选择一组使用量使各期净效益的现值最大。

价格管制，如果偏离均衡点，就会使福利减少。数量配给也会产生类似的效果。使需求曲线或供给曲线移动的政策，也会使福利发生变化。水价包括两部分：以使用量为基础的部分和不以使用量为基础的部分。与水量相关的水价通常采取递减、递增和统一的形式。不以使用量为基础的水价包括水表费和连接费。水价是配置水资源的工具，水价制定必须反映水资源和供水系统基本建设的边际成本。

产权缺位或产权不清是水资源配置不当的重要原因。水资源的产权由水资源法规加以确认和保护。目前我国的用水管理涉及地区间的水量分配和取水许可证的发放方法。

习题

1. 解释：如果向下倾斜的水的需求曲线与纵轴(价格)永不相交，是什么含义？

2. 假定两个使用者的边际净效益分别为：

$$MNB_1 = 100 - 5Q_1,\ MNB_2 = 80 - 5Q_2,\ Q_1 + Q_2 = Q$$

式中，MNB 为边际净效益，Q 为用水量，下标表示第几个使用者。求水资源的最优配置。为什么在最优配置点第 1 个(或第 2 个)使用者使用较多的水？

3. 某社会有三个水的使用者，他们的需求曲线分别为：

$$P_1 = 100 - 10Q_1$$
$$P_2 = 80 - 5Q_2$$
$$P_3 = 60 - Q_3$$

式中，P 和 Q 表示价格和数量，下标表示第几个使用者。

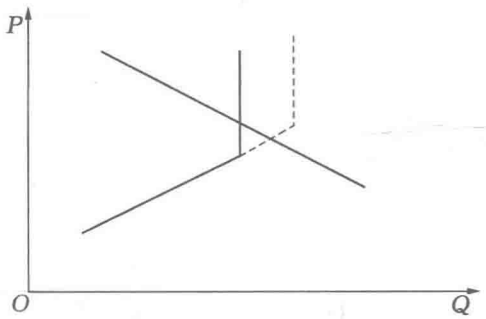
(1) 假定需求是竞争性的，求总需求函数的表达式并画图表示。

(2) 假定需求是非竞争性的，求总需求函数的表达式并画图表示。

4. 在目前情况下，我国农村的水资源所有权和使用权应当采取什么形式？

5. 根据目前我国城市的情况，设计一种水价制度。

6. 假定水的供求曲线如下图所示：



这里水的价格是根据平均成本而不是边际成本制定的(供给曲线等于平均成本)。在图中表示出消费者和生产者得到的福利。现在如果供给曲线发生像图中虚线所表示的移动，消费者和生产者的福利有什么变动?

参考文献

Budianscky, S., 1995, *Nature's Keepers*, New York: The Free Press.

Griffin, Ronald C., 2006, *Water Resource Economics*, Cambridge, MA: MIT Press.

Leakey, R.and R.Lewin, 1995, *The Sixth Extinction*, London: Weidenfeld and Nicolson.

Shiklomanov, I.A., 1998, World Water Resources: a New Appraisal and Assessment for the 21st Century, International Hydrological Programme, UNESCO, Paris.

Shiklomanov, I.A., 2000, "Appraisal and Assessment of World Water Resources", *Water International*, 25(1), pp.11—32.

国家统计局:《2003 年国民经济和社会发展统计公报》,载《中国环境年鉴》2004 年第 113 页,中国环境年鉴社 2004 年版。

国家统计局,年度数据,资源和环境。2015 年 7 月 26 日下载于 http://data.stats.gov.cn/easyquery.htm?cn=C01。

国土资源部:《2003 年中国地质环境公报》,载《中国环境年鉴》2004 年第 137 页,中国环境年鉴社 2004 年版。

水利部发展研究中心:《水权的法律解释及制度建立》,2002 年 5 月 24 日,www.lonwin.com.cn。

于猛:《中国北方地下水位下降速度减缓》,《人民日报》,2011 年 1 月 17 日,http://news.ifeng.com/mainland/detail_2011_01/17/4305948_0.shtml。

▶13

生物多样性

在该亚(大地女神)眼里我们只是另一个物种,既不是这个星球的主人也不是管家。我们的未来更依赖于如何与该亚搞好关系,而不在于没完没了的人类利益的黄粱美梦。

Lovelock(1989)

物种(species)是有着一组共同基因的相对独立的可再生的生物群体。在生物学中,物种的拉丁文名称由两部分组成,第一部分是与其他物种共有的属(genus),第二部分是某物种独有的名称。例如,现代人属的拉丁文名称是Homo sapiens,其中,Homo 表示"人属",包括已绝迹的人属。

生物多样性(biological diversity)指自然界中的植物、动物和微生物的种类的数量的丰富程度和每一物种活动的丰富程度。物种保护指维持自然界中物种的多样性。每一种动植物或微生物都有其独特的基因。遗传密码储藏在基因中。生物多样性因此由遗传的、种类的,以及生态系统的多样性来衡量。科学家对物种的估计有很大差距,但根据生态系统的多样性来衡量。科学家对物种的估计有很大差距,但根据 2011 年的估计,地球上的物种数量在 875 万左右,其中只有约 124 万被人类描述过(Mora, C., 2011)。

表 13.1 地球上的物种

	已识别数量	估计数量	±标准差
总计	1 244 360	8 750 000	1 300 000
真核生物			
动物	953 434	7 770 000	958 000
色藻	13 033	27 500	30 500
真菌	43 271	611 000	297 000
植物	215 644	298 000	8 200
原生生物	8 118	36 400	6 690
原核生物			
古细菌	502	455	160
细菌	10 358	9 680	3 470

资料来源:Mora, C.(2011)。

从表 13.1 中看到，只有 14%的物种已被人类识别。对生物多样性的关心与对濒危物种的忧虑是联系在一起的，这一问题在世界范围引起关注大约在 20 世纪 80 年代。

13.1 生物多样性的减少

物种灭绝是引起全球关注的问题。但是对于物种减少的速度，有着不同的估计。哈佛大学生物学家 Edward O.Wilson 警告世人，每年有 5 万种以上物种灭绝(Budiansky，1995，p.164)。Leakey 和 Lewin(1995)指出，在下一个 10 年中将有 100 万种物种灭绝。大量物种灭绝的数字是来自物种与土地面积的关系，这种关系由以下公式表示：

$$S = cA^z \tag{13.1}$$

式中，S 表示物种，A 表示土地面积，c 和 z 为参数。

这一关系是经验关系，基于一些小范围的经验估算。由于不可能对全球物种进行普查，只能根据小范围的调查来估算全球的物种。例如，调查者对 19 棵椴树喷洒杀虫剂，收集落在地上的死甲虫。每棵树有 1 200 种甲虫。假定甲虫占昆虫的 40%，那么，每 1 棵树的树冠有 3 000 种昆虫。假设树冠以下的昆虫为树冠的 1/2，每棵树就有 4 500 种昆虫。假定在椴树上发现的物种有 13.5%不在其他树上，这就是说椴树上有 600 种物种是椴树独有的。如果所有热带树(50 000 种)的物种都是这样，那么，就有 3 000 万种昆虫物种。物种数量就是这样估算出来的。

物种灭绝是怎么估算的呢？在基年和 t 年之间，物种的变动可以由下式表示：

$$(S_t/S_0) = (A_t/A_0)^z \tag{13.2}$$

式中，下标 t 和 0 分别表示第 t 年和第 0 年。z 的值是根据经验数据估算的，在 0.1 和 1 之间。z 随面积的增加而增加。

现假定 $t=1$，有 940 万种物种，森林的年减少速度是 0.8%，$z=0.25$，那么，$S_1 = S_0(A_1/A_0)^z = 940 \times (1-0.008)^{0.25} = 938$ 万，就是说每年减少 2 万，这比实际的物种减少速度高 8 万倍(Leakey and Lewin，1995，p.241)。使用物种—面积曲线，研究者估计了巴西圣保罗州的原始森林的减少将使物种减少 90%。然而，巴西动物协会的统计表明，在森林减少的过程中，只有两种鸟和四种蝴蝶消失了(Van Kooten and Bulte，2000)。根据保护自然和自然资源协会(International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources，IUCN)的资料估计，1600 年到 1994 年记录的动物物种共减少 626 种(Edwards，1995)。看来，用物种—面积关系来估算物种的灭绝由于涉及许多不可靠的假设，可能高估了物种灭绝的速度。当然，这绝不是贬低物种保护的重要性。相对于物种灭绝的数量来说，可能更重要的是物种的价值。

除了已经灭绝的物种以外，全球还有相当数量的物种面临灭绝的危险。表 13.2

为全球濒临灭绝的脊椎动物物种的数量。

表 13.2　全球濒危脊椎动物物种数量

地　球	数　量
非洲	723
东亚-太平洋	1 469
欧洲	260
中南美	821
北美	309
西亚	71
极地	14
世界总计	3 667

物种保护涉及我们对生物的看法。鲨鱼是物种保护的一个例子。鲨鱼对人类造成很大伤害，使我们产生恐惧。鲨鱼有时在海滨浴场对人类展开攻击。然而鲨鱼对人类的伤害并没有我们想象得那么多。鲨鱼最初产生于 4 亿年以前，有 500 多种，其中著名的大白鲨可以活 70 岁。通过使用卫星等技术，人类现在对鲨鱼有了更多的了解。大白鲨李玛丽在网上有 87 000 个粉丝。近几十年来，由于鱼翅市场的发展，人们大规模捕捞鲨鱼，一些鲨鱼正在减少。鲨鱼的减少不利于海洋生态平衡。尽管鲨鱼危害人们的生命，我们吃掉的鲨鱼比鲨鱼对我们的伤害更多。确实到了我们改变对鲨鱼的看法的时候了(Skomal，2015)。

为什么生物多样性遭到破坏?

(1) 生物多样性本身具有公共物品的特性。其收益由许多人共享。任何一个人的享用并不影响其他人的享用，任何一个人也难以排除任何其他人享用该物品。因此，私人没有足够的动机保护生物多样性。

(2) 生物多样性往往没有相应的市场。没有市场价格来衡量生物多样性的价值。没有市场价格向生产者和消费者传递足够的信息，使他们了解生物多样性的价值，因而不能影响他们的行为。

(3) 政府失灵。在很多国家，政府对开发进行补贴，例如，对产量的补贴、减免税、低息贷款，以及对化肥、农机、灌溉用水的补贴。这些政府干预扭曲了市场机制，把自然资源不当地转换成其他形式的资本。这产生了扭曲的激励机制，使人们采取错误的行为，加剧了对生物多样性的破坏。

(4) 人类的经济发展本身也可能造成生物多样性的破坏。这种情况有时是难以避免的。经济发展和生物多样性的破坏在一些情况下是难以兼顾的，只能尽量兼顾。

13.2　为什么要保护生物多样性

很多人把道德作为保护物种的理由。环境主义者认为，人类是自然的一部分，

人类必须尊重和保护自然。不管生物多样性对人类有无好处，人类都有义务保护它。人类有保护物种的道德责任，还因为人类有能力破坏其他物种。能力带来责任。作为自然界大家庭的平等成员，其他物种和人类一样具有生存的权利。人类保护生物多样性不应基于功利的原因。这些道德观点得到了广泛的支持和同情，有时甚至以宗教的形式出现。

道德观点的一个问题是，从不同角度出发、侧重点不同的道德观点之间时常发生冲突。例如，动物生存的权利和人类维持基本生存的权利之间的冲突。换句话说，“人还没吃饱呢，还怎么保护其他生物呢?”这时就需要某种标准去评判哪一个道德观点在哪种情况下更有理，过分强调人类或自然界其他成员利益的观点似乎都有失公允。用经济学家的话来说，就需要在不同的选择之间进行某种“取舍”，兼顾人类和自然界其他成员的利益。

给人类带来的经济利益是保护生物多样性的又一个重要原因。我们在下节对此详细论述。

13.3 物种保护的经济利益和成本

生物多样性能给人类带来经济利益。这种经济利益也是我们保护生物多样性的原因之一。我们在第 2 章已经讲过，总经济价值包括使用价值和非使用价值。使用价值又包括直接使用价值、间接使用价值和选择价值。非使用价值包括存在价值和馈赠价值。存在价值是在没有使用意图的情况下人类赋予自然的价值。馈赠价值则可能包含未来使用的意图。在经济价值之外，还可以定义非人类价值(nonhuman value)，这是物种自身具有的独立于人类的价值，来自物种自身的生存权利。对这种价值存在争议。

生物多样性有着多种经济价值。以热带雨林为例，直接使用价值包括：提供制造药品的原料、旅游、提供干鲜果品等。许多药物来自热带雨林。选择价值是人们为保护现存的热带雨林不被开发留待以后使用的支付意愿。延缓热带雨林的开发可能给社会带来收益。热带雨林还储藏碳，这是它的间接使用价值。如果雨林被砍伐，二氧化碳会被释放出来，加剧全球变暖的过程。此外，热带雨林的存在本身和未来使用的可能性对人类都具有非使用价值。生物多样性的最大价值可能是这么巨大的多样性的存在本身，人们愿意支付一定的价值以换取对这一存在的了解。

可以用意愿调查法估计生物多样性的非使用价值，即直接询问人们为保护某一自然资源的支付意愿。还可以通过其他方法估计非使用价值。

Costanza 等(1997)估计世界生态系统提供的效益有 33 万亿美元，证明生态系统对人类的重要性。有趣的是，这一效益显著超过了全球 GDP。批评者认为，估算的效益超过了支付意愿的预算约束。因为人们对生态系统的支付意愿必须建立在其支付能力的基础上。作者的辩护是，GDP 只包括市场交易的产品和服务，这

不能代表人类的全部支付能力。

抽象地谈物种保护的经济利益是没有意义的。经济利益是相对于成本而言的。物种保护的机会成本是同一土地用于其他用途(比如进行农业开发)而不是被保护起来可能得到的利益。如果物种保护的净收益为 1 元/公顷,而将土地开发用于农业的净收益为 0.8 元/公顷,那么,保护物种就理直气壮。以 B_c 表示物种保护的收益,C_c 表示物种保护的成本,B_d 表示开发的收益,C_d 表示开发的成本,那么,如果满足下式,物种保护在经济上就是合理的:

$$(B_c - C_c) > (B_d - C_d) \tag{13.3}$$

不等式左侧为物种保护的净收益,右侧为替代用途的净收益。注意,物种保护的收益和成本是随着面积的变化而变化的。就是说,物种保护的边际净收益随保护面积的增加而减少。对于一个用途来说,在边际收益等于边际成本时,边际净收益最大。

13.4 物种保护的措施

物种保护可以采取两种方法:(1)建立物种保护区,例如建立国家公园,把公园用栅栏圈起来,由国家或非政府组织保护。(2)可持续地使用物种,使其存量不减少,例如对森林和渔业资源的可持续使用。物种保护主义者不喜欢后一办法。因为他们认为这违反了道德观点,并且在实际中难以实行。

保护区是由政府或非政府组织管理的、有较大面积的、相对不受人类干扰的、接近自然状态的地区。保护区内禁止进行的活动应当公开宣布。保护区可以采取多种形式,包括生态保护区、国家公园或地方公园、野生动植物保护区、世界或国家历史遗址等。对进入和使用加以限制的保护区,已有几千年历史。印度在公元前 4 世纪就有森林资源的保护区,欧洲狩猎资源的保护区也有几百年历史。近代第一个保护区美国加利福尼亚 Yosemite 国家公园于 1861 年建立(Van Kooten and Bulte, 2000)。自然资源保护区在 20 世纪六七十年代有一个大发展。到 20 世纪 90 年代,就面积而言,中北美洲的保护区最大,其次是欧洲、非洲和亚洲(World Conservation Monitoring Centre, 1992)。2010 年世界上有 161 000 个保护区,占世界土地面积的 10%—15%(Wikipedia, 2015)。人口压力和政治稳定性对保护区的成功关系重大。协调保护区与当地居民的关系也很重要。在一些前殖民地国家,保护区最先是由殖民当局建立起来的。殖民当局在建立保护区时,驱逐当地居民,不给或少给补偿。因此,保护区得不到当地人民的支持。这些都应当引以为戒。保护区的另一个问题是资金不足和管理不善。

偷猎是许多发展中国家保护区的严重问题。由于某些濒危动物的价值远远高于当地居民的收入,愿意冒险偷猎的人前仆后继。表 13.3 是一些国家虎骨的价格和人均 GDP 的比较。在这样一些国家政府需要统筹解决环境保护和贫困问题。

表 13.3　一些国家虎骨价格和人均 GDP 的比较(美元)

国　家	每公斤	整个虎骨的价值	人均 GDP
柬埔寨	100	1 700	200
印　度	15—200	255—3 400	435
老　挝	12—76	204—1 292	310
尼泊尔	100—130	1 700—2 200	180
越　南	100—375	1 700—6 375	220
俄罗斯	20—300	340—5 100	2 100

资料来源:McNeely 等(1995, p.779)。

在不设立保护区的情况下减少对生物多样性的破坏,涉及使用指令性控制还是经济激励手段的老问题。指令性控制作用直接、效果明显,是不可缺少的。但指令性控制也容易产生副作用,对经济发展产生不必要的伤害。因此,多数经济学家主张,在可能的情况下,尽量使用经济激励手段。

20 世纪七八十年代,非洲象的数量显著下降,从 70 年代中期的 120 万—130 万头减少到 90 年代中期的少于 60 万头。减少的主要原因是国际象牙贸易产生的暴利。1989 年订立的关于濒危野生动植物国际贸易公约(Conventions on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES)禁止象牙贸易。但是津巴布韦等五个非洲国家拒绝签署这一协议。这些国家申诉说象牙交易关系其国计民生。1997 年 CITES 在重申禁止象牙贸易的同时,允许三个非洲国家进行少量象牙交易。是否应当禁止象牙贸易呢?

对象牙贸易的分析常常采用 Anderson(1992)的简单的静态模型。假设象牙贸易是可以监督并忽略偷猎。象牙贸易可以由图 13.1 来表示。S 和 D 分别为象牙的供给和需求曲线。假定象牙的卖主是非洲国家,买主是亚洲国家。自由市场的均衡价格为 P,均衡交易量为 Q。生产者剩余为 bgP,消费者剩余为 bfP。现在假定欧洲国家为观赏而希望保护象资源,杀象减少了欧洲国家的福利,从而使边际

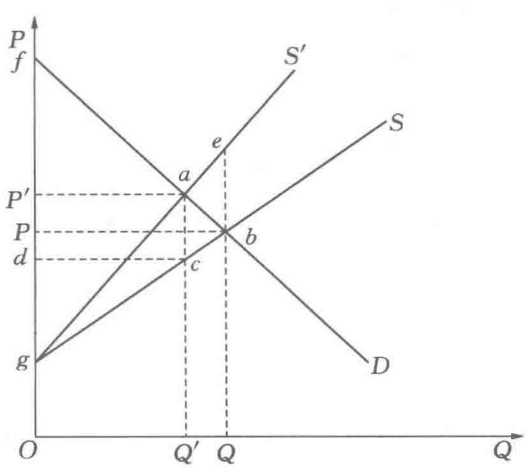


图 13.1　象牙贸易的福利分析

成本曲线(即供给曲线)向左上扭转移动。在反映全球利益的均衡点,数量和价格分别为 Q' 和 P'。这里均衡数量并不为 0。就是说,除非 S' 是垂直的,完全禁止象牙贸易不是最有效率的。可以设立进口或出口关税。与旧的均衡点相比,在新的均衡点,买主和卖主的福利分别减少了 $baP'P$ 和 $bcdP$。关税收入等于 $acdP'$,在出口关税情况下归非洲国家,在进口关税情况下归亚洲国家。欧洲国家得到 $bcae$ 收益,而交易量减少所增加的净收益总额为 bae。

因此,经济学分析表明,尽管关税会补偿一部分福利的减少,减少象牙贸易会减少参与交易国家的福利,增加主张减少象牙贸易的国家的福利,并增加总的社会福利。

本章小结

物种是有着一组共同基因的相对独立的可再生的生物群体。生物多样性指自然界中的植物、动物和微生物的种类数量的丰富程度和每一物种活动的丰富程度。物种保护指维持自然界中物种的多样性。物种减少的原因在于物种的公共产品性质、市场失灵、政府失灵和经济发展本身。生物多样性无论从道德的角度还是经济的角度来讲都是重要的。即使抛开道德,单从经济的角度来讲,生物多样性仍然是重要的,给人类带来很大利益。物种保护可以采取两种方法:(1)建立物种保护区,例如建立国家公园,由国家或非政府组织保护。(2)可持续地使用物种。

1994 年制定的我国自然保护区条例规定对有代表性的自然生态系统、珍稀濒危野生动植物物种的天然集中分布区、有特殊意义的自然遗迹等保护对象所在的陆地、陆地水体或者海域,依法划出一定面积予以特殊保护和管理。自然保护区分国家级和地方级。管理自然保护区所需经费,由所在地县级以上地方人民政府安排。国家对国家级自然保护区给予适当的资金补助。除另有规定外,禁止在自然保护区内进行砍伐、放牧、狩猎、捕捞、采药、开垦、开矿等活动。违反规定者,处以 100 元以上 5 000 元以下的罚款。

案例 13.1

沙尘暴的根源

好牧草是靠密密麻麻的根来封死赖草的,草根毁了以后,就是赖草和沙子的地盘了。

姜戎:《狼图腾》,第 288 页

腾格里已经不是原来的腾格里了,天空干燥得没有一丝云。草原的腾格里几乎变成了沙地的腾格里。干热的天空下,望不见茂密的青草,稀疏干黄的沙草地之间是大片大片的板结沙地,像铺满了一张张巨大的粗砂纸。

姜戎:《狼图腾》,第 355 页

内蒙古阿拉善盟境内有巴丹吉林、腾格里、乌兰布和、雅玛雷克四大沙漠，统称为阿拉善沙漠，其面积为国内第二。自古以来沙漠之间有草原、山地等地貌阻隔，沙漠基本处于固定状态。但是近年来，沙漠面积迅速增加。1996 年至 2002 年期间，阿拉善沙漠面积增加了 2 400 多平方公里，年均增加 350 平方公里。沙漠之间有多处已经连接。植被的破坏使土地裸露，在降雨量较少的情况下，造成沙尘暴。

类似的情况，在澳大利亚和美国早已发生过。20 世纪 50 年代苏联在中亚草原大规模开荒种粮，带来可观的收入。然而，不久就受到自然界的惩罚，植被的破坏导致 1963 年哈萨克草原垦区的黑风暴，造成大量耕地损失。

阿拉善沙漠的扩大是几十年来过度放牧，任意砍伐的结果；是片面强调经济发展，盲目相信人定胜天的经济发展指导方针的错误。《狼图腾》里的那些从内蒙古农区像候鸟一样飞到草原上来的民工，正是我们自己的写照。折腾几天，绿色的草滩就不见了，代替草滩的是一排排像猪圈一样的土房；再过几天，美丽的天鹅湖就变成了烂泥塘。现实中几十年前碧波荡漾的居延海早已不复存在了，绿洲变成了沙尘暴的发源地。

为了弥补沙漠化造成的损失，我们付出了巨大的代价。中国与澳大利亚技术合作阿拉善整治项目是阿拉善地区争取到的第一个外国政府无偿援助项目，澳方投资 5 539 万元，中方配套资金 4 213 万元。项目主要是“解决人对环境的认识”。20 世纪 90 年代，阿拉善盟提出“转移发展”战略，把人从生态脆弱区搬迁出来，让生态休养生息。从 2000 年开始，陆续搬迁出 9 000 多人。人们说，“减少了人为的破坏活动，就是对自然最好的保护”。

资料来源：中国青年报记者，《寻找沙尘暴的根源：阿拉善荒漠化的启示》，转引自 www.dwnews.com。

习题

1. 为什么要保护生物多样性？经济发展和保护生物多样性是否存在尖锐的矛盾？你从心底里认为哪个更重要？

2. 如果人类没有能力保护所有的物种，你认为应当用什么原则来决定保护的轻重缓急？目前人们最强调应当保护的是否真是最需要保护的，例如大熊猫？

3. 你是否相信物种灭绝的估计数字？这些数字是否被扩大或缩小？为什么？

参考文献

Anderson, K., 1992, “The Standard Welfare Economics of Policies Affecting Trade and the Environment”, in K. Anderson and R. Blackhurst ed.,

The Greening of World Trade Issues, Hertfordshire: Harvester Wheatsheaf.

Budiansky, S., 1995, *Nature's Keepers*, New York: The Free Press.

Chapman, Duane, 2000, *Environmental Economics: Thoery, Application, and Policy, Reading*, MA: Addison-Wesley.

Costanza, R. et la., 1997, The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital, *Nature*, 387, pp.253—261.

Edwards, S.R., 1995, "Conserving Biodiversity: Resource for Our Future", in R. Biley ed., *The True State of the Planet*, NY: The Free Press, pp.212—65.

McNeely, J.A. et al., 1995, "Human Influences on Biodiversity", in V.H. Heywood and R.T. Watson ed., *Global Biodiversity Assessment*, Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Lovelock, J., 1989, *The Age of Gaia: A Biography of Our Living Earth*, Oxford: Oxford University Press.

Lovelock, J., 1991, *Gaia: The Practical Science of Planetary Medicine*, London: Gaia Books.

Leakey, R., and R. Lewin, 1995, *The Sixth Extinction*, London: Weidenfeld and Nicolson.

McNeely, J. A., M. Gadgil, C. Leveque, C. Padoch, K. Redford, and 64 others, 1995, "Human Influences on Biodiversity", in V.H. Heywood and R.T. Watson ed., *Global Biodiversity Assessment*, UN Environment Program, Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Mora, C., Tittensor, D.P., Adl, S., Simpson, A.G., and Worm, B., 2011, "How Many Species are There on Earth and in the Ocean?", *PLoS Biol*, 9(8).

Nielsen, Ron Dsc, 2006, *The Little Green Handbook*, New York: Picador.

Skomal, Gregory, "The Misunderstood Shark", *New York Times*, August 8—9, 2015.

Stork, N.E., 1999, "The Magnitude of Global Diversity and Its Decline," in J.Cracraft and F.T.Grifo ed., *The Living Planet in Crisis: Biodiversity Science and Policy*, New York: Columbia University Press.

Van Kooten, G.Cornelis and Bulte, Erwin H., 2000, *The Economics of Nature*, Malden, MA: Blackwell.

World Conservation Monitoring Centre, 1992, *Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources*, London: Chapman & Hall.

《中华人民共和国自然保护区条例》，国家环保局网站，www.zhb.gov.cn。

第四篇　污染控制

自然界和经济系统的关系包括两部分：在一侧，资源流入经济系统；另一侧，废弃物流回自然系统。本书前面关于自然资源的章节主要谈资源流入经济系统的问题，下面关于环境污染的章节主要谈废弃物流出的问题。我们关心的是找到这两种流的平衡。我们主要回答两个问题：(1)什么是废弃物流出的适当水平；(2)为达到这一废弃物流出的适当水平，在不同废弃物的来源之间如何分配。我们希望找到适当的手段，来达到废弃物流出的适当水平和构成。

▶14

污染控制总论

本章讨论什么是最优的污染水平和污染控制的两种思路。读者也许会问，有污染就应该消除，还有什么最优的污染水平？遗憾的是，根据经济学的基本原理，污染并不一定要完全消除。最优的污染水平不一定意味着零污染水平。

14.1 最优外部性

我们首先从经济理论开始讨论。经济理论为污染控制的政策设计提供了指南。外部性理论是与污染控制问题紧密联系的一个最重要的理论问题。我们在第5章曾讨论过这个问题，现在有必要复习一下。

污染，在很多场合，是一种外部性。造纸厂把废水倒入江河，影响了下游人们的生活和生产。汽车排出含铅废气，使附近居民家的儿童智商下降。这些都是外部性，而且是坏的外部性，是公害或者私害。在人口拥挤的环境中，每个人的行为更可能影响他人，外部性的问题更加突出。污染，一方面是污染物对环境的物理、化学作用，另一方面是人们对这种作用的心理反应，表现为人们的不舒服、不喜欢、不安、关切、担心、忧虑等等。经济学把人们的反应总结为福利的损失。污染的物理作用并不等于污染的经济作用，衡量污染的经济作用要考虑人们福利的损失。

外部性指一个人或企业的行为影响了其他人的福利，但是不存在激励机制使产生影响的人或企业在决策时考虑这种对别人的影响。外部性一般要满足以下条件：甲的效用或生产函数所包含的真实（非货币的）变量的值由乙来选择，而乙在作出选择时并未考虑甲的福利。

很多外部性是公共物品的特性，但是也有一些外部性是和私人物品相联系的。相应地，外部性可以分为公共外部性（public externalities）和私人外部性（private externalities）。如果一个城市的空气被污染，在污染面前人人平等，污染对每一个市民都有影响。市民人数的增加，并不减少每一个人受到污染的程度。因此，空气污染是一种公害或坏的公共物品（public bad）。在公寓的公共楼道里堆放自家的破烂儿，使邻居每一次都掩鼻而过，也是一种公害。相反，门前的花园使每一个行人感到赏心悦目，是一种公益或公共物品（public good）。公共物品的特性源于其

消费的不可分性，一个人对公共物品的消费并不减少可供其他人消费的数量。我呼吸空气并不影响其他人呼吸空气，我观赏花卉并不影响其他人观赏花卉。由于公共物品的特性，市场价格体系不能实现资源的有效配置。

与公共物品相反，私人外部性的例子就不那么容易找到。私人外部性的消费是可分的。一个例子是，乙随手将垃圾扔到甲的院子里。这时垃圾就不会被扔到丙的院子里，垃圾由甲独享，就是说消费是可分的。这个例子和把垃圾扔到大街上不同，是私人外部坏效应或私害。

14.1.1 最优外部性

污染可以从物理角度和经济角度来观察。物理性污染的存在不一定意味着经济性污染就一定存在。经济性污染即使存在，也不一定要完全消除干净。这也许是令人失望的，请读者耐心听一听经济学家的道理。污染的物理性损害需要经过以下步骤才变为损害的货币价值：

排污者的经济活动⟶排污⟶污染物在环境中聚集⟶人们和污染物接触⟶污染造成的物理损害⟶损害的货币价值

污染损害的货币价值是基于损害的物理属性，而损害的物理属性常常由损害函数来表示。损害函数是人们和污染物的接触与其物理损害之间的关系。我们在第二篇对损害函数已有所交代。经济学对很多问题的分析采取最优化的思路。外部性也有一个最优值的问题。请看图 14.1。

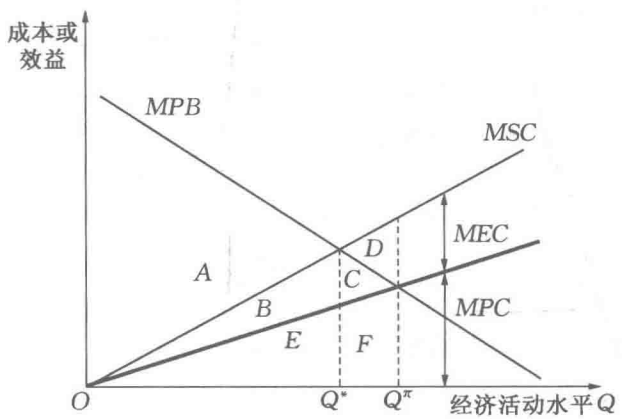


图 14.1 最优污染水平的另一种表示

图 14.1 中，边际成本 *MSC* 包括边际外部成本 *MEC* 和边际私人成本 *MPC*。最优经济活动水平 Q^* 由边际私人效益 *MPB* 与边际社会成本 *MSC* 两条曲线的交点决定。

如果我们用边际私人效益 *MPB* 减去边际私人成本 *MPC*，就得到边际私人净效益 *MNPB*(marginal net private benefits)，对应的私人净效益总值就是面积 *A*、

B、C；用边际社会成本 MSC 减去边际私人成本 MPC，就得到边际外部成本 MEC（marginal external cost），对应的外部成本总值就是面积 B、C、D。把这两块面积画在图上，就得到图 14.2。这是最优污染水平的另一种表示方法。两图得出的最优经济活动水平是同样的。简单说，图 14.2 就是把图 14.1 中粗线以下部分去掉，把以上部分拉到水平线上。

图 14.2 中，$MNPB$ 代表边际私人净效益（marginal net private benefits）。私人净效益是企业生产活动中收益和（私人）成本之差，边际私人净效益是经济活动水平的一单位变动所得到的追加的净效益。MEC 代表边际外部成本（marginal external cost），是生产活动产生的未由生产者承担的成本。我们在第 6 章对 MEC 已有介绍。边际外部成本是人们感受到的污染的物质影响，如果人们对污染毫不在乎，MEC 曲线就根本不存在。边际私人净效益和边际外部成本曲线的交点决定最优经济活动水平。

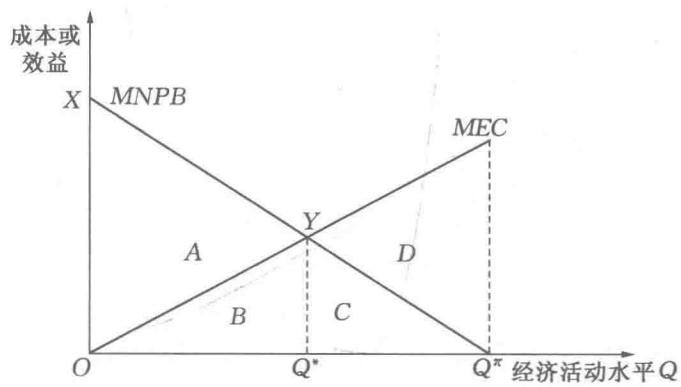


图 14.2　最优污染水平

图 14.2 中，由于两条曲线都表示边际量，它们下方的面积表示总量。$MNPB$ 以下的面积表示总私人净效益，MEC 以下的面积表示总外部成本。社会的目的是使总效益与总成本之差最大。从图中可以看到，只有当边际私人净效益等于边际外部成本时即经济活动水平为 Q^* 时，总效益与总成本之差最大，这时两者之差由三角形 OXY 表示。相应的最优经济活动水平为 Q^*。最优外部性由三角形 OYQ^* 代表。

在 Q^* 点，最优经济活动水平的条件是边际私人净效益等于边际外部成本：

$$MNPB = MEC$$

因为在完全竞争的情况下 $MNPC$ 等于价格 P 减去边际私人成本 MPC，即：

$$MNPB = P - MPC$$

因此，

$$P - MPC = MEC$$

或

$$P = MPC + MEC$$

这里 $MPC + MEC$ 为边际社会成本或边际社会机会成本。

因此，当 $MNPB = MEC$ 时：

$$P = MSC$$

MSC 表示边际社会成本。也就是说，价格等于边际社会成本是帕累托最优的条件。帕累托最优是指不可能使一个人的状况变得更好而不至于使其他人的状况变坏的状况。就是说不可能变得更好的状况。

图 14.1 中不同点和面积的含义是：

Q^*——经济活动的最优水平。

Q^π——产生最大私人效益的经济活动水平。这是无政府管制情况下追求利润最大化的私人企业的生产水平。它是边际私人净效益等于 0 时的生产水平，在这一点私人净效益的总值最大。

面积 $A + B$ ——排污者私人净效益的最优水平。

面积 B——外部性的最优水平。

面积 A——社会净效益的最优水平。

面积 $C + D$ ——需要消除的非最优的外部性。

面积 C——对社会无益的私人净效益。

注意，在图上 B、C 两块面积是净效益和成本的重叠，既代表净效益，又代表成本。可以把 A、B、C 和 B、C、D 分别看作两块透明胶片重叠在一起。

图 14.1 说明，由于外部性的存在，私人成本和社会成本不同。为了追求私人净效益的最大，排污者将从事过多的经济活动，例如 Q^π。在 Q^π 私人净效益为 $A + B + C$，而外部成本为 $B + C + D$，社会净效益为 $A + B + C - B - C - D = A - D < A$。这对社会显然不是最优的。只有当排污者的经济活动水平为 Q^* 时，社会净效益才最大。$C + D$ 的消除是帕累托改进(Pareto improvement)。帕累托改进是从一种资源配置向另一种资源配置的转变，在转变中至少使一个人变好，而不使任何其他人变坏。

14.1.2 修正的最优外部性模型

以上模型说明，最优污染量并不一定是经济活动为零时的污染量。换句话说，根据以上模型，除非在极个别情况下，在零经济活动量时边际外部成本就超过边际私人净效益，那么要消灭污染只有消灭生产，把产量降为零。根据以上简单模型，没有零污染的产品，无污染的产品并不存在。科学家常讲消灭污染，而经济学家则讲最优污染不为零。如何调和科学家和经济学家的观点？

上节模型把经济学家的观点过于简单化了。实际上，自然界对污染有一定的

吸收能力，当污染量小于某一值时，自然界可以把污染物吸收并转化为无害物。例如，少量污水排入河流可以被稀释。但是当污染物的排放超过一定限度时，自然界不能吸收污染，外部性就产生了。以上情况可以用图 14.3 表示。

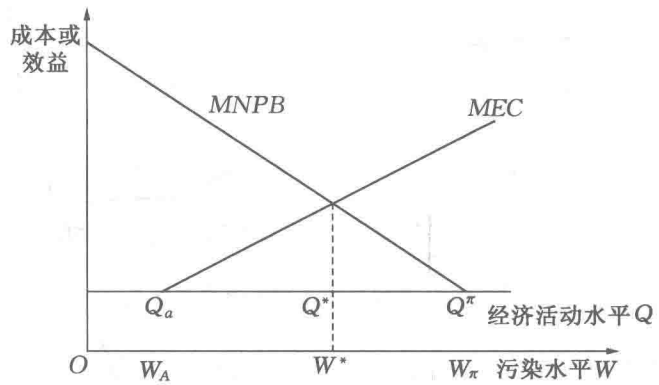


图 14.3　环境有吸收能力情况下的最优污染水平

图 14.3 中，环境对污染的吸收能力由 *MEC* 曲线的起始点表示，*MEC* 在经济活动水平为正的 Q_a 点开始。在此点左侧，外部性为零，污染被环境吸收。

图 14.3 并不改变图 14.2 中关于最优污染水平的结论。如果 *MEC* 的位置如图 14.3 所绘，零污染仍不是最优污染，但零污染不再需要零经济活动了。图 14.3 假设经济活动和污染水平是成比例的，因此，每一个 Q 都有一个相应的 W 水平。

图 14.2 和图 14.3 对下面的分析很有用。在一般情况下，当 *MEC* 的位置对分析结果无影响时，我们使用图 14.2。特殊情况下，我们使用图 14.3。

14.2　成本有效配置

以上研究是从净效益最大化的角度进行的。我们还可以换个角度，从损害成本和控制污染的成本的最小化入手来确定最优污染水平，从这一角度进行研究更容易理解。控制污染是一项昂贵的事业。对于污染，企业面临着若干选择，例如，是购买昂贵的设备对污染进行控制，以达到有关标准；还是减少产量以减少污染量；还是关门大吉。企业需要比较各种成本，作出选择。

我们首先需要知道：(1)控制成本怎样随控制的程度而变化，(2)损害成本怎样随污染物的排放量而变化。如前所述，通常污染的边际损害成本随污染物排放量的增加而增加。由于环境可以很容易地吸收少量污染，当排放量小时，边际损害也少，当排放量大时，边际排放量造成的损害可能很大。边际控制成本的形状则相反，通常随控制量(污染减少量)的增加而增加，随污染量的增加而减少。或者说，污染水平越低，进一步减少污染的成本越高。

把两种成本放在一起有图 14.4：

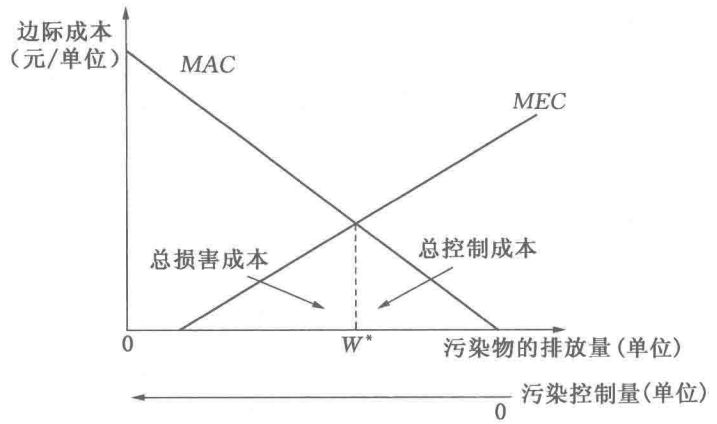


图 14.4　边际控制成本与边际损害成本

图 14.4 中，*MAC* 表示边际控制成本，*MEC* 表示边际外部成本。从左向右表示更多的污染排放。从右向左则表示更多的控制，更少的污染排放。*MAC* 从右向左看，*MEC* 从左向右看。最有效率的控制或污染排放量是总成本（总损害成本加总控制成本）最低的控制水平或污染排放量。W^* 代表有效配置。当边际污染物所造成的边际外部损失等于避免这些损失的边际成本时，即 $MAC = MEC$ 时达到最优污染。W^* 左面的点（更多的控制）不是最有效率的，因为控制成本的增加超过损害的降低，因此，总成本会上升。同样，低于 W^* 的控制（W^* 右边的点）使控制成本降低，但增加的损害成本会更高，从而也使总成本上升。所以，只有当边际控制成本等于边际损害成本时，总成本最低，即 W^* 是最有效率的。

图 14.4 说明，在给定条件下，最优污染水平不是 0，从每天生活中都可找到这方面的例子。例如汽车事故所造成的损失。汽车事故造成很多损失，我们希望降低事故损失，但并没有把事故损失降到 0，因为成本太高。把事故损失降到 0，需要取缔汽车，其成本是牺牲汽车给我们带来的所有利益，出远门只好坐三轮车。问题不在于我们不知道如何制止汽车事故。我们只要取缔汽车就可以消灭事故。但是，因为我们知道汽车给我们带来利益，我们只是把事故降低到总成本最小的水平，这就是事故的边际成本等于不坐车的边际成本的水平。一句话，我们不能因噎废食。

在一些情况下，污染的最优水平可能是 0 或接近 0。这是在第一单位污染所造成的损失超过控制最后一单位污染的边际成本之时。

那么，$MAC = MEC$ 原则和前面讲的 $MNPB = MEC$ 原则是什么关系呢？在前面的例子中，企业只能通过减少产量来对政府排污收费进行调整，这样做的净成本是减少产量所损失的利润（私人净效益）。因此，*MNPB* 可以看作减少产量是减少污染的唯一途径时的控制成本曲线。*MAC* 是可以用更多的方法（包括添置污染处理设备）来控制污染时的一般性的控制成本曲线。

我们以图 14.5 表示 *MNPB* 和 *MAC* 曲线的关系：

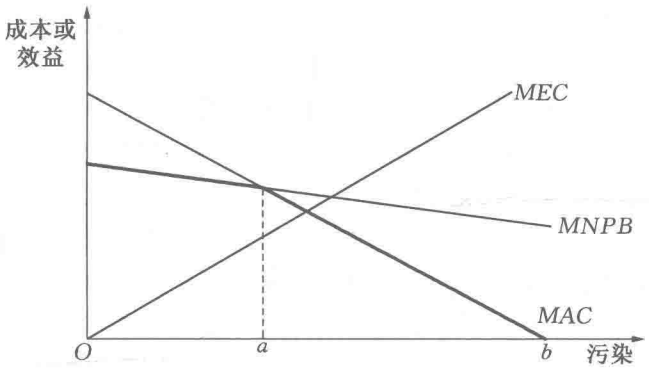


图 14.5　边际私人净效益与边际控制成本曲线的关系

图 14.5 中，a、b 之间，$MAC < MNPB$，说明添置处理设备的成本低于减少产量的成本，O、b 之间减少产量的成本低于添置设备的成本。粗线是最低成本线，是企业决策时考虑的成本曲线。当 MEC 的位置如图所示时，最优污染量由 MAC 和 MEC 的交点确定。这时，添置设备控制污染的成本较低。

以上分析是就一个经济社会而言的。进一步讲，在一个经济社会中，可能存在多个污染源，这些污染源（例如工厂）控制污染的成本一般来说是不同的。那么，存在多个污染源的情况下，如何在各污染源之间分配污染排放量，从而达到成本有效配置呢？

假设有两个污染源，共排放 30 单位污染物。环保局决定要减少 15 个单位污染物，这 15 个单位的减少如何在两个污染源之间分配，以使全社会减少的总成本最少呢？从图 14.6 中可以找到答案。

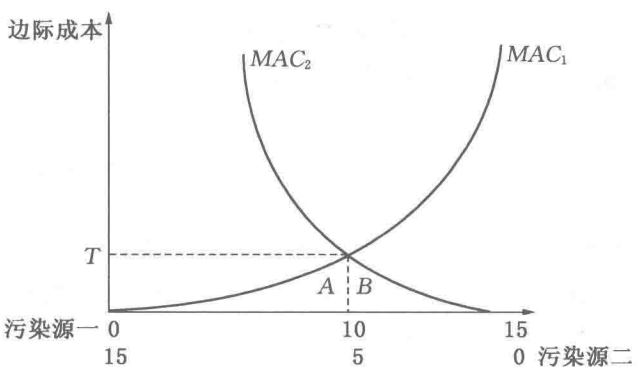


图 14.6　两污染源的成本有效配置

图 14.6 中，横轴表示污染控制量或减少量，第一污染源的边际控制成本从左向右越来越大，第二污染源的边际控制成本从右向左越来越大。两污染源总共 15 个单位的污染减少量。横轴上的每一点代表两个污染源减少量的组合。例如，最左边一点代表第二污染源承担全部削减，最右边一点代表第一污染源承担全部削减。

什么样的配置使总控制成本最低呢？两条控制成本曲线的交点决定成本有效配置。在成本有效配置点，第一污染源削减 10 个单位排污量，第二污染源削减 5 个单位排污量。总控制成本＝面积 A ＋面积 B。读者可以选择不同的污染控制量组合试一试，任何其他配置的总成本将更高。污染控制的这种分配是给定两污染源的控制成本曲线的情况下使成本最小的最优配置。

把这个原则扩展到很多污染源的情况，污染控制的最重要的经济原则是：

只有当所有排污者的边际控制成本相等时，控制污染的总成本才会最小。

14.3 污染控制的两种思路

上节指出，污染问题上如果存在外部成本，社会最优和私人最优并不重合。那么，如何控制污染，达到社会最优呢？在如何控制污染的问题上主要存在两种思路：(1)指令控制(command-and-control)或直接管制方法(direct regulatory approach)，(2)市场激励方法(market-based incentive approach)。前者指设定环境质量指标通过立法手段强制执行。后者指利用修正的市场机制保护环境。

如前所述，价格机制或市场在一般情况下可以达到帕累托最优。但是对于非市场(零价格)的环境产品或服务，纯粹的市场机制不能达到帕累托最优。因为很多环境产品的价格不能反映生产这些产品所消耗的所有资源的价值，社会成本和私人成本不相等，所以不能有效地配置资源。但是这并不是说市场机制不能改进环境质量。尽可能利用市场机制来改进环境质量是一个现实的课题。有两种方法利用市场改进环境质量：(1)对某些没有市场的环境产品，建立市场。通过收取门票或改变产权的办法建立与外界隔离的自然资源市场，例如与外界隔离的沿海水域经济区。(2)修正市场机制，由管理部门制定包括资源全部社会价值的市场价格。这种方法与指令控制方法不同，是管理部门有意识地利用市场激励来减少环境污染的方法。

经济学家一般认为，市场激励方法比指令控制方法更有效率。然而目前很多国家实际使用的污染控制方法多为指令控制方法。指令控制方法同对环境保护缺乏认识、视而不见相比，显然是一个进步。指令控制简单易行，见效较快。然而，经济学家认为这种方法的效率较低。指令控制方法至少有以下低效率问题：政府取得企业污染控制信息需要耗费追加的成本。一般认为，政府和企业之间对污染控制信息的取得是不对称的，企业对自己使用污染控制技术的成本的信息总是比政府更了解。政府要制定指令控制标准，管理者需要得到排污者的有关信息，需要知道各个企业不同技术和不同的污染控制成本。这些都需要耗费资源。而另一方面，市场激励方法使排污者可以自行选择采取什么方式减少排污，如何根据本企业的情况对排污标准作出反应。例如，在收取排污费的情况下，排污成本低的排污者愿意安装污染处理设备，而排污控制成本高的排污者则宁愿支付排污费。这样，污染处理的工作就会由控制成本低的企业来做，整个社会的控制成本就会降低。因

此，一般来说(假定排放的是非持续性污染物，且人们的行为是理性的)，指令控制方法比市场激励方法的控制成本更高。

在现实世界中，各国政府控制污染的标准实际上是建立在社会可接受的污染水平之上的。这一标准是通过各种政治形式和舆论表达出来的。“排污者付费原则”(polluter pays principle)被很多国家作为环境政策所基于的经济性原则。该原则认为，产品或服务的价格应当反映全部的生产成本，反映生产过程中所耗费的全部资源的成本。污染的排放和处理所耗费的资源也应计入总成本。就是说，排污者应当支付其活动对环境所造成的全部损害，这样做可以产生一种激励机制，使排污者减少排污，至少减少到边际控制成本等于边际损害成本时的污染水平，即达到对社会而言最优的污染水平。

一般的排污者付款原则要求排污者支付控制排污量以达到排污量标准的费用(控制成本)，而不需支付标准内排污对环境所造成的损害。因此，一般的排污者付费原则给排污者在排污标准以内排污而无需付费的权利。扩展的排污者付费原则则要求排污者不仅支付控制成本，而且支付损害成本。

排污者付费原则是经济合作与发展组织(OECD)在 1972 年提出的。我国 1979 年颁布的《中华人民共和国环境保护法(试行)》根据“污染者负担”原则，规定了实施排污收费制度。此后有关水、大气、固体废物和噪声污染的法律都作出了类似的规定。

14.4 责任法与产权

上节的两种思路是从政府干预角度出发的，另一种思路是从主体和市场的角度出发，通过明确主体的责任和权利使他们参与并自发解决环境污染问题。例如，在一条河流两边，分别有一家造纸厂和一家自来水厂，造纸厂要向河流中排放污水，而自来水厂需要将河水作为水源，造纸厂的排放污染了自来水厂的水源。除了政府执行排污标准或收取排污费等措施，还可以考虑让两家通过协商或法律渠道自行解决，当然前提是明确各自的责任和权利。这种政策的好处在于，一方面由于两方分别是环境负外部性的制造者和受害者，他们有很强的动机寻求污染问题的解决；另一方面，相比政府，参与者自身更清楚污染控制成本和损害成本，从而能够达到更有效的均衡。

14.4.1 责任法

法律责任意味着：行为人因违反了法定义务或契约义务，或不当行使法律权利、权力所产生的，由行为人承担的不利后果。若将责任法简单地看做“污染者负担”，也就是说污染者需对其污染行为引起的损害负责，这样就为环境问题的解决提供了途径。

如图 14.7，MAC 是污染者的边际控制成本，MD 是污染造成的边际损害成本，初始的污染水平为 E^{π}。假设现在责任法规定污染者需等价赔偿其排污引起的损害，损害成本也被纳入到污染者的实际成本中。在 E^{π} 的污染水平下，污染者负担的成本为 MD 曲线下的全部面积 ODE^{π}。假设污染水平减少到 E_1，则污染者需要负担减排成本 E_1CE^{π} 加上损害成本 OBE_1，相比 E^{π} 的污染水平下，成本减少了 $BCE^{\pi}D$，是帕累托改进。直到污染水平降到 E^*，总成本最小为 OAE^{π}。若继续减排，则污染控制成本增加大于损害成本的减小，总成本变大。因此，污染者会选择 E^* 的污染排放量。由此可见，责任法的效果不仅在于使受到污染损害的人得到赔偿，更在于使污染者将原本忽视的外部成本内部化，从而做出社会最优的决策。

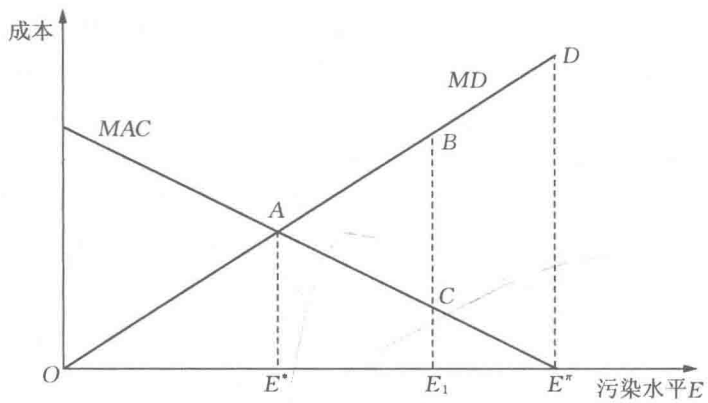


图 14.7　责任法下的最优污染

环境法律责任包括环境行政责任、环境刑事责任、环境民事责任，此外由于环境问题可能涉及公众部门，环境公益诉讼也是责任法的重要组成部分。与一般侵权行为不同，环境侵权行为在归责原则上采用无过错责任，即因污染环境而给他人造成财产或人身损害的单位或个人，即使主观上没有故意或过失，也要对造成的损害承担赔偿责任。行为的违法性是构成环境民事法律责任的非必要条件，而危害后果是必要条件，某些合法行为也可能造成危害后果。此外，在污染行为与损害结果的因果关系方面，由于很难建立严格的因果关系，且技术性太强，在环境侵权领域采用举证责任转移或倒置原则，从因果关系理论来说，这是因果关系推定原则，只要原告提供初步证据，证明自己受到的损害是由被告造成的，举证责任就转由被告承担，这一原则的目的在于减轻原告的举证负担，加重被告的举证责任，从而提高原告请求损害赔偿的成功率。

对侵犯公共利益的行为，有关团体或个人可以提起公益诉讼。以维护环境公共利益为目的，环境公益诉讼的提起者包括任何社会成员，如公民、企事业单位和社会团体。特别地，提起环境公益诉讼的社会成员，既可以是直接的受害人，也可以是无直接利害关系的人。环境公益诉讼的对象既包括一般的民事主体，也包括国家行政机关。环境公益诉讼的功能具有明显的预防性质，同时兼具补救功能。

14.4.2 产权

上一小节中提到的自来水厂与造纸厂的例子中，一个进一步的问题是，什么决定了谁是污染者谁是受害者？作一个反直观的假设，如果这条河流原本属于造纸厂，那么造纸厂就拥有使用河流的权利，自来水厂为了干净水源要求其处理污水，造纸厂反而成了“受害者”。这就引出了一个重要的制度安排——产权。这一思想首先是由科斯(Ronald Coase)在1960年提出的。科斯(Coase，1960)强调产权和排污者—受害者之间讨价还价对解决污染问题的重要性。科斯定理指在无交易费用的情况下，产权安排通过有关各方的谈判使资源配置达到最优。科斯反对政府利用排污标准、收费或补贴进行干预。科斯认为，在资源的产权有保障的前提下，应当由排污者和该污染的受害者谈判，通过贿赂或补偿来自行解决污染问题。

资源和环境的产权指所有和使用资源的权利。财产在这里有广泛的含义，可以用于任何人造产品或自然资源。权利可以是私有权利(资源被个人所有)，也可以是多人共有的。在资源和环境问题上，产权很少是绝对的，总是受社会一定规则的制约。

科斯定理的含义可以用图14.8来表示。

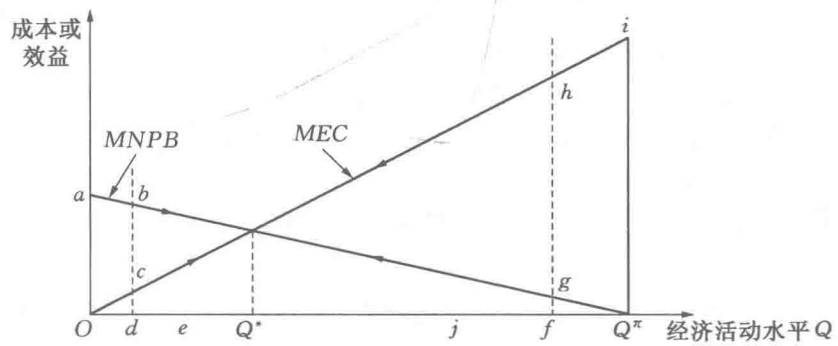


图14.8 由谈判达到的最优污染

图14.8与图14.2相像，然而这里没有政府，均衡是由市场交易的双方经过谈判决定的。如无政府干预，排污者生产Q^{π}以使利润最大。但社会最优经济活动水平在Q^{*}。市场解和社会最优不一致。我们看有没有通过谈判达到社会最优均衡的可能性。首先假设受害者拥有产权。这意味着受害者有权不被污染，而排污者没有权利排污。在这种情况下，图中谈判的起始点在原点。因为受害者握有产权，并且希望完全没有污染。原点是一个极端。但在这一极端，双方并非不可以谈判或讨价还价。假设双方移到d点，排放少量的污染物。排污者将得到$Oabd$净效益，受害者将付出Ocd成本。但是由于$Oabd > Ocd$，排污者可以付给受害者大于Ocd小于$Oabd$的款项以补偿受害者的损失。通过行贿，排污者和受害者都会受益，变得更好。也就是说，移向d是帕累托改进(至少一方变好，其他人没有变

坏)。既然右移到 d 是帕累托改进,那么继续右移到 e 以至 Q^* 也一样。但是,到达 Q^* 以后继续右移就不同了,因为那时排污者的收益小于受害者的损失,排污者没有能力继续向受害者提供补偿,谈判的基础没有了。因此,如果受害者握有产权,我们开始于原点,有向 Q^* 移动的自然趋势。

那么如果排污者握有产权会怎么样呢?这次起始点在 Q^π,因为在这点排污者拥有所有的权利来生产产品并污染环境。但是现在双方有可能向 f 点移动。因为向 f 点移动受害者损失的减少将大于排污者收益的减少,受害者可以给排污者一个小于 $fhiQ^\pi$ 大于 fgQ^π 的补偿或贿赂,使排污者减少生产和排污,移向 f。向 f 移动是帕累托改进。如果移向 f 是帕累托改进,那么移向 Q^* 也是帕累托改进。

因此,科斯定理的含义是,无论排污者还是受害者拥有产权,存在向社会最优点移动的自然趋势。只要能使排污者和受害者谈判,市场将自然达到社会最优。如果这一理论是正确的,我们就不需要政府干预,可以由市场自己来解决污染问题。

科斯定理对环境经济学产生了重要的影响,也受到了各种批评。其中主要是科斯定理的一些假设条件在现实中不能满足,其中包括:

(1) 如果竞争是不完全的,科斯定理就不成立。在完全竞争条件下,$MNPB = P - MPC$,因此,$MNPB = MEC$ 意味着 $P = MSC$(边际社会成本)。在不完全竞争情况下,$MNPB = MR - MPC$,式中,MR 代表边际收益。在不完全竞争情况下,MR 不等于 P。在科斯模型中,排污者的交易线(bargainning curve)是 $MNPB$,它是以该线为依据来决定支付或补偿的数量的。如果完全竞争不存在了,交易线就不是 $MNPB$ 了。这个问题有多严重,取决于我们如何看待现实世界离完全竞争有多远。如果我们认为现实世界大体上是竞争的,这个问题就没有那么严重。

(2) 如果交易费用过高,交易就难以成功。这些交易费用包括把交易双方召集到一起的费用,调查事实以确定损害和赔偿的费用等等。

(3) 信息不完全。科斯定理假设信息是完全的,在现实中,信息往往是不完全的。交易各方还可能有意识地提供错误的信息。例如,谈判者可能故意提高自己所拥有的财产的价值,以影响谈判的结果。

(4) 在多方参与的情况下,谈判可能会变得过于复杂。在另一些情况下,难以确定谁是排污者谁是受害者。例如,有些污染的受害者是下一代。又如,对于开放进入的资源(open access resources),没有资源的所有者,因而也不知道和谁交易。

(5) 科斯定理认为,无论是排污者还是受害者拥有产权都不会影响交易的结果。然而在实践中,如果把产权给排污者,受害者给排污者补偿,换取少排污。这可能给排污者一个刺激,为得到补偿,以后就会有更多的企业排污,并得到补偿。

总之,科斯定理提出了解决污染问题的一个新思路。但现实世界中不是任何情况下排污权交易都能够实现。

案例 14.1

北京的大气污染控制与雾霾防治

北京地区受不利气象条件、“簸箕”状地形和城市“热岛”效应等方面的共同影响，大气污染物不易扩散和清除，特别是在出现静稳天气的气象条件下，容易形成高浓度的污染天气。另外，北京市机动车保有量迅速增加，这将加大空气中固体颗粒的浓度。因此，北京市大气中污染物浓度一直居高不下，全年各个季节污染都比较严重，且市区污染明显重于郊区。

从 1998 年开始，北京市的环境污染治理被列为本届政府确定的国家环境保护重点治理计划——“33211”工程。国务院专门批复了《北京市环境污染防治目标和对策(1998—2002 年)》，以大气污染防治为重点，大力削减污染物排放总量，努力推进生态保护与建设。

2008 年前后，为保障北京奥运会期间的空气质量，北京市实施了一系列污染控制措施，除加强对燃煤、工业、扬尘等污染源排放的控制外，首次实行了机动车限行政策。

1998 至 2010 年，北京市先后实施了十六个阶段、数百项控制大气污染的措施，每年都制定具体的污染物浓度下降目标，取得了一定的成效，空气中主要污染物浓度逐年下降，但大气污染物排放总量仍然超过环境容量，空气质量与公众期盼依然存在较大差距，大气污染复合型特征突出，城市正常运转和市民日常生活产生的污染物所占比重越来越大，大气污染防治形势仍十分严峻。

2011 年冬季，北京地区严重的雾霾污染事件，首次引发对了公众对大气细颗粒物 $PM_{2.5}$ 的大规模关注。$PM_{2.5}$ 是指空气动力学直径小于 2.5 μm 的颗粒物，由于粒径极其细小，能够进入人体呼吸系统的深处，甚至能够穿过肺泡进入血液循环，对人体健康造成严重影响。细粒子主要含有由从燃烧源排放的一次颗粒物和气态污染物转化形成的二次颗粒物。研究表明，燃煤、机动车排放、生物质燃烧、工业排放及二次源是城市大气细颗粒物的主要来源。根据北京市环保局 2014 年发布的 $PM_{2.5}$ 来源解析，北京市本地源的贡献占到 64%—72%，其中机动车、燃煤、工业生产和扬尘是北京市 $PM_{2.5}$ 来源的四个主要方面(如下图 1 所示)。

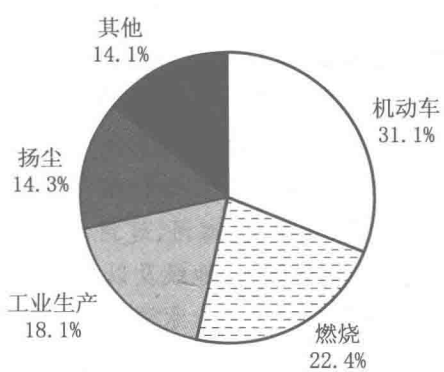


图 1　北京市 2012—2013 年度 $PM_{2.5}$ 来源综合解析结果

为使环境空气质量评价结果更加符合实际状况，更加接近人民群众切身感受，加强大气污染治理，2012 年 2 月环保部新修订的《环境空气质量标准》将 $PM_{2.5}$ 浓度标准纳入其中。2013 年 9 月，国务院公布《大气污染防治行动计划》，从污染物排放控制、产业结构、环保技术、能源结构、项目环保准入、环境经济政策、法律法规、区域协作、预警应急体系、责任明确 10 个方面提出大气治理的行动计划。随后，北京市政府也出台并开始实施《北京市 2013—2017 年清洁空气行动计划》，以到 2017 年全市空气中的细颗粒物 $PM_{2.5}$ 年均浓度比 2012 年下降 25%以上、控制在 60 微克/立方米左右为行动目标。2014 年 3 月起，《北京市大气污染防治条例》实施，北京市将在压减燃煤、控车减油、治污减排、清洁降尘等 4 大关键领域集中发力，计划 5 年全社会总投资近 1 300 亿美元。据统计，2013 年至今，北京已经建成投运 3 个燃气热电中心，关闭了 3 个燃煤电厂，改造燃煤锅炉超过 1 万蒸吨，压减燃煤 900 万吨左右；退出了 680 家污染企业，2013 年和 2014 年共有 84.2 万辆高排放老旧机动车被报废更新。

参考资料：

唐孝炎：《大气环境化学》，高等教育出版社 2006 年版。

北京市环保局：《北京市 $PM_{2.5}$ 来源解析正式发布》，2014 年 4 月 16 日，http://www.bjepb.gov.cn/。

国务院：《大气污染防治行动计划》，2013 年 9 月，http://www.gov.cn/zhengce/content/2013-09/13/content_4561.htm。

北京市人民政府：《北京市 2013—2017 年清洁空气行动计划》，2013 年 9 月，http://zhengwu.beijing.gov.cn/ghxx/qtgh/t1324558.htm。

《2020 年北京空气质量将有更明显改善》，《经济日报》2015 年 6 月。

案例 14.2

“水十条”

我国正面临着严重的水污染，全国的水环境形势非常严峻。就地表水而言，我国河流中受到严重污染的劣Ⅴ类水体所占比例约为 10%，而某些流域污染相当严重，例如海河流域劣Ⅴ类的比例高达 33%（国家环保部，2012）。另一方面，涉及饮水安全的水污染事件频繁发生，例如 2005 年的松花江污染事件、2007 年的太湖蓝藻事件等，不仅造成了巨大的经济损失，更严重影响了人们的健康以及生产生活。

2015 年 4 月，国务院颁布了《水污染防治行动计划》，提出以下控制目标：到 2020 年，长江、黄河、珠江、松花江、淮河、海河、辽河等七大重点流域水质优良（达到或优于Ⅲ类）比例总体达到 70%以上，地级及以上城市建成区黑臭水体均控制在 10%以内，地级及以上城市集中式饮用水水源水质达到或优于Ⅲ类比例总体高于 93%，全国地下水质量极差的比例控制在 15%左右，近岸海域水质优良（Ⅰ、Ⅱ类）比例达到 70%左右。京津冀区域丧失使用功能（劣于Ⅴ类）的水体断面比例下

降15个百分点左右，长三角、珠三角区域力争消除丧失使用功能的水体。到2030年，全国七大重点流域水质优良比例总体达到75%以上，城市建成区黑臭水体总体得到消除，城市集中式饮用水水源水质达到或优于Ⅲ类比例总体为95%左右。

《水污染防治行动计划》从以下十个方面提出了具体的措施，又被称为“水十条”：1.全面控制污染物排放；2.推动经济结构转型升级；3.着力节约保护水资源；4.强化科技支撑；5.充分发挥市场机制作用；6.严格环境执法监管；7.切实加强水环境管理；8.全力保障水生态环境安全；9.明确和落实各方责任；10.强化公众参与和社会监督。环保部预计“水十条”的实施可拉动GDP增长约5.7万亿元，其中直接贡献占13%，间接贡献占87%；带动环保产业新增产值约1.9万亿元，其中直接购买环保产业产品和服务约1.4万亿；而对就业的影响，“水十条”的实施累计可增加非农就业约390万人。

备注：

我国的水环境质量标准中依据不同水体的功能和目标，将水质分为几类，地表水环境质量和地下水质量标准分为五类，海水水质分为四类。以地表水环境标准为例，地表水按功能高低依次划分为五类：

Ⅰ类　主要适用于源头水、国家自然保护区；

Ⅱ类　主要适用于集中式生活饮用水地表水源地一级保护区、珍稀水生生物栖息地、鱼虾类产卵场、仔稚幼鱼的索饵场等；

Ⅲ类　主要适用于集中式生活饮用水地表水源地二级保护区、鱼虾类越冬场、洄游通道、水产养殖区等渔业水域及游泳区；

Ⅳ类　主要适用于一般工业用水区及人体非直接接触的娱乐用水区；

Ⅴ类　主要适用于农业用水区及一般景观要求水域。

对应地表水上述五类水域功能，将地表水环境质量标准基本项目标准分为五类，不同功能类别分别执行相应类别的标准值。

资料来源：

中华人民共和国环境保护部：《2012年全国水环境质量状况》，2013年6月6日，http://wfs.mep.gov.cn/swrkz/shzl/201308/t20130823_258623.htm。

国务院：《水污染防治行动计划》，2015年4月2日，http://zfs.mep.gov.cn/fg/gwyw/201504/t20150416_299146.htm。

中华人民共和国国家标准，《地表水环境质量标准》，GB3838-2002。

本章小结

污染，在很多场合，是一种外部性。外部性指一个人或企业的行为影响了其他人或企业的福利，但是，没有激励机制使产生影响的人在决策时考虑对别人的影

响。外部性也有一个最优值的问题。污染控制的经济原则是：只有当所有排污者的边际控制成本相等时，控制污染的总成本才会最小。

在如何控制污染的问题上主要存在两种思路，指令控制方法和市场激励方法。前者指设定环境质量指标通过立法手段强制执行。后者指利用修正的市场机制保护环境。市场激励方法一般来说比指令控制方法更有效率。第三种思路是完全不要政府干预，通过责任法或产权制度让市场自己来达到最优。“污染者负担”的法律原则下，污染者会将污染行为产生的外部性内部化，从而达到社会最优。不同于一般侵权行为，环境侵权领域采用无过失原则，且举证责任转移。明确的产权安排下，排污者和受害者可以通过谈判等途径自行解决环境问题，这一思想首先是由科斯提出的，被称为科斯定理。科斯认为，在资源的产权有保障等前提下，且交易费用为零时，应当由排污者和受害者谈判，通过贿赂或补偿来达到最优配置，自行解决污染问题。

习题

1. 图 14.3 中，在什么情况下零污染是最优污染？解释其经济含义。

2. 已知：

$$MPB = 100 - 4Q$$
$$MEC = 2Q$$
$$MPC = Q$$

式中，MPB 为边际私人效益，MEC 为边际外部成本，MPC 为边际私人成本。Q 为经济活动水平。

(1) 求边际私人净效益 $MNPB$ 的表达式。

(2) 求均衡经济活动水平。

(3) 画图表示(1)和(2)。

3. 举例说明科斯定理。

4. A 市有一个美丽公园，人们在公园中可以散步、玩耍、欣赏美景，假设居民从公园获得的边际效用可以用 $MB = 300 - 5Q$ 表示，Q 为进入公园的人数。同时公园中人数越多，维护成本也就越高，比如需要处理更多垃圾、一些公共设备磨损更加严重等，经测算，公园的维护成本为 $C = 0.5Q^2 + 10$。

(1) 若没有任何进入限制，公园中达到多少人时不会再有人愿意进入公园？

(2) 从社会总效用最大的角度考虑，公园中有多少人时最合适？

(3) 如果这个公园是你的私人财产，政府不干预公园的进入和管理，是否会通过某种办法达到(2)中的有效利用水平？

5. 在中国目前的情况下，污染控制应当遵循哪种思路？

参考文献

Barry C.Field, Martha K.Field, 2009, *Environmental economics: An introduction* (Fifth Edition), McGraw-Hill.

Coase, R., 1960, "The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, 3, pp.1—44.

Tietenberg, Tom, 2006, "Tradable Permit Appproaches to Pollution Control", *The Colby Reader*, http://www. colby. edu/par/Holiday% 2099/Tradable%20Permit%20Approaches%20.

Turner, R. Kerry, David Pearce and Ian Bateman, 1994, *Environmental Economics: an Elementary Introduction*, New York: Harvester Wheatsheaf.

金瑞林:《环境与资源保护法学》,高等教育出版社 1999 年版。

中国环保法规,www.zhb.gov.cn/eic/。

▶15

直接控制与排污标准

政府对污染的控制可以分为两大类，直接控制与利用经济手段的间接控制。政府控制污染的政策工具大体可以分为三大类，即排污标准、排污费和排污权交易。

排污标准是目前世界上使用最广泛的污染直接控制方法。直接控制在世界各国是大量使用的污染控制方法。排污标准是由管制部门制定并依法强制实施的每一污染源特定污染物排放的最高限度。例如，政府规定的造纸厂每日污水的排放量。排污标准的设定往往是基于一定的健康指标。通常排污标准和惩罚相联系，超过标准排污者将受到惩罚，例如，被罚款，但这种罚款不是基于经济最优化的分析，因此，一般不能达到社会最优的污染水平。

15.1 直接控制的特性

政府对环境质量的直接控制通常包括以下要素。各级立法机构（例如国会）通过有关环境保护的法律。通过立法建立环境保护的专职行政机构，规定环境保护机构的职能。政府其他机构承担一部分环境保护职能。立法机构制定、通过、颁布有关环境保护的法律、法规。这些法律、法规规定污染排放的标准，违反标准的惩罚，涉及各领域的环境保护，环境标准的批准、监督和执行。

排污标准通常由各领域的环境保护法规作出具体规定。排污标准规定了一定时间一定地点排污量的上限。广义的环境标准还包括工艺流程标准、产品标准等。工艺流程标准涉及对工艺流程各环节排污量的限制。产品标准规定了具有污染可能性的产品必须满足的条件。许多环境保护标准是在国际上实行的。目前，排污标准大多是以技术为基础的，常常要求企业使用“不增加成本条件下的最好的技术”。然而实际上，环保标准的实行肯定会提高企业的成本，企业会把一部分成本转嫁到消费者价格上。我国自 20 世纪 80 年代以来制定和颁布了大量的环保法规，其中包括对各种污染物排放标准的规定，初步形成了一个体系。

政府负责对排污标准作出规定，对污染物的排放实行直接控制，这是控制污染基本的必要的一步。政府的控制能力是目前现实存在、可以使用的控制污染的力

量，能够相对有效地对企业的行为加以限制。

目前我国环保形势严峻，一个重要的原因是某些企业、政府部门和地方政府为追求各自的目标，牺牲环境质量。政府的专业环保部门相对于这些企业和部门力量不足，难以驾驭。从这个角度看，政府直接控制不是太强，而是偏弱。解决这个问题的可能途径是依靠法治和舆论监督。政府控制污染的活动必须遵循法治的原则和法律程序，进一步完善我国的环境保护法规和排污标准。政府控制污染的活动应当学会发挥舆论监督的作用，这是可以利用与某些企业和部门相抗衡的又一种力量。

15.2 排污标准的问题

政府通过制定排污标准来控制环境质量，是一种粗放的管理方法，它至少存在两方面的问题。第一，由于政府难以掌握所有企业成本和效益的信息，很难制定一个统一的排污标准，以使排污量达到最优水平。第二，不同企业或不同污染源的污染控制成本是不同的。对不同企业或污染源采取同样的排污标准，采取“一刀切”的办法，不可能是最优的。

由于缺乏企业的成本和效益的信息，政府制定的排污标准很难在经济上是最优的。只有在极特殊的情况下，排污标准碰巧才能达到最优排污量。请看图 15.1。

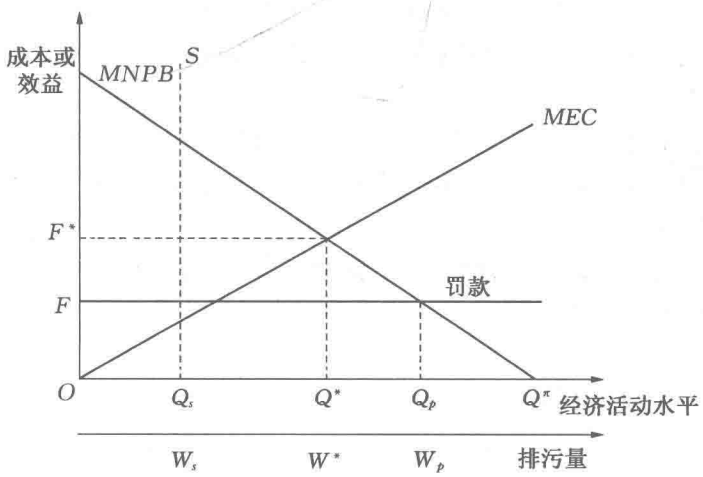


图 15.1 排污标准对最优污染水平的偏离

图 15.1 中，排污标准 S 对应于排污量 W_s 和经济活动水平 Q_s。为了监督排污标准的实施，设立罚款 F。企业如果遵守排污标准，其经济活动水平会被限制在 Q_s 以内。然而，Q_s 并不是最优的，因为最优经济活动水平是 Q^*，它是由边际私人净效益和边际外部成本的交点决定的。只有把排污标准设立在 W^* 才是最优的，而这需要有关 $MNPB$ 和 MEC 的详细信息，政府是很难掌握的。在缺乏这类信息的情况下，设立最优的排污标准只有碰巧了。

在本例中，不仅排污标准不是最优的，罚款也不是最优的。在罚款为 F 的情况下，排污者有动力排放 W_p 污染物。这是因为(从原点向右)到 W_p 点为止私人净效益大于罚款，在 W_p 点右侧边际罚款超过边际私人净效益。排放 W_p 污染物使企业的私人净效益最大($MNPB$ 以下、F 以上的三角形的面积)。政府不但难以掌握企业的成本和效益的信息，而且要监督企业排污标准的执行情况也有相当的成本。由于排污标准的监督有一定困难，超标排污不一定被抓住。排污者要比较罚款乘以被抓住的概率和排污的私人净效益。即使被抓住的概率为 1，排污者仍会排放 W_p 污染物。因此，要达到最优排污量，罚款必须设定在 F^*。

总之，在使用排污标准的情况下，要达到最优排污水平，必须同时满足以下条件：(1)排污标准为最优排污量 W^*。(2)罚款为与最优排污量对应的罚款 F^*。(3)罚款的实施还必须是完全确定的，即违规后被罚款的概率为 100%。然而，政府和企业对企业经营情况和排污控制的信息的掌握是不对称的。只有企业最了解自己的情况，政府要得到同样的信息，必须亲自经营每一个企业，这是不可能的。在这种情况下，企业不但有动力而且有条件欺骗政府，政府于是采取“一刀切”的办法。

第二，在有多个污染源的情况下，对每一个污染源制定不同的排污标准成本太高。由于成本原因，政府对不同的污染源设立统一的排污标准，而这不会是最优的。

这是因为各个污染源的污染控制成本不同。政府如果对不同污染源设立不同的排污标准，需要了解各污染源的控制成本，而污染源从自身的利益出发，不愿将自己的控制成本如实报告。这种情况下，最简单的办法只有对所有污染源设立统一的排污标准。

假定社会上有两个工厂排污，政府设定统一的排污标准。假定政府根据污染对居民健康的影响规定全社会的排污上限为 15 个单位，即两个工厂准许排污量相加应等于 15。但是在缺乏信息的条件下，如何在两个工厂间分配这一指标？最简单、最常用的办法，就是分配给每个工厂同样的指标，每个工厂 7.5 个单位，但这是不是有效的呢？请看图 15.2。

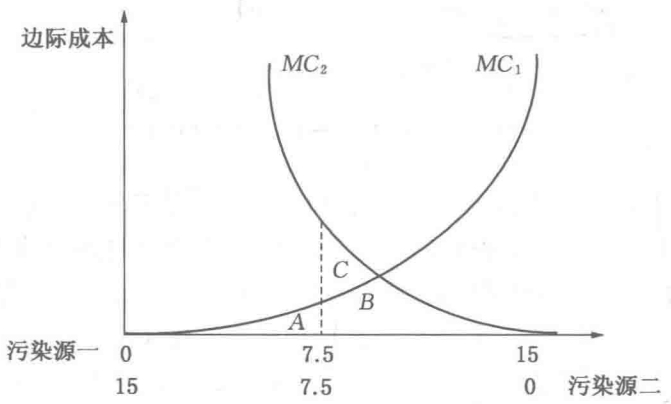


图 15.2　统一的排污标准的效果

图 15.2 中，A 为污染源一的总控制成本，$B+C$ 为污染源二的总控制成本，虽然污染源一的控制成本降低了，但污染源一成本的降低比污染源二成本的升高小得多。总成本比最优成本增加了面积 C。因此，除了极个别情况（所有污染源的控制成本曲线的形状都一样）外，使用统一的排污标准并不能达到成本有效。因为，只有两条曲线交点所确定的污染量才是最优的。

案例 15.1

我国环境保护标准体系的演变

我国环境保护标准工作是与国家环境保护事业同时起步的。

1973 年，我国颁布了第一个国家环境保护标准《工业“三废”排放标准》，制定了工业企业废水、废气、废渣的排放标准，作为我国环境保护标准体系建立的起点。

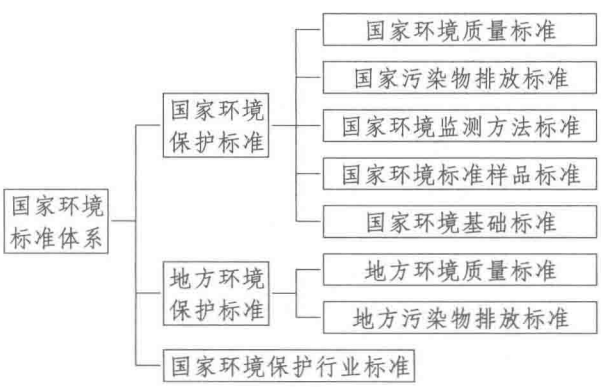
30 多年来，从范围、对象等方面，我国不断补充和建立新排放标准。我国环境保护标准体系已初具规模，标准体系由国家和地方两级构成。国家级环境保护标准包括环境质量标准、污染物排放（控制）标准、标准样品、环境保护行业标准及其他国家环境保护标准。参见附图。

截至“十一五”末期，我国累计发布环境保护标准 1 494 项，其中现行标准 1 312 项；共有国家环境质量标准 14 项，国家污染物排放标准 138 项，环境监测规范 705 项，管理规范类标准 437 项，环境基础类标准 18 项。

“十一五”期间，各地结合实际加强了标准管理工作，北京、河南等省（市）环境保护部门发布环境保护标准规划，上海实施环境保护标准行动计划，黑龙江、山东、广东、天津、辽宁、福建等省（市）也出台了一系列地方环境保护标准，截至“十一五”末期，现行地方污染物排放标准达到 63 项。

随着经济的发展和环境治理问题的深入，我国必将进一步完善环境保护标准体系，制定更多的标准以配合环保工作的开展。

附图：



资料来源：

国家环境保护部：《国家环境保护标准“十二五”发展规划》，环发[2013]22号。

国家环境保护部网站，环境保护标准体系 http://www.mep.gov.cn。

案例 15.2

我国的大气和水污染标准

2000年修订的《中华人民共和国大气污染防治法》对大气污染的标准的制定作出了原则规定。该法规定，县以上政府的环境保护行政主管部门负责对大气污染防治实施管理。国务院环保主管部门制定国家大气环境质量标准，并根据大气环境质量标准制定国家大气污染物排放标准。污染物排放浓度不得超过排放标准。国家实行按照排放物的种类和数量征收排污费的制度。征收的排污费一律上缴财政，用于大气污染防治。企业应当优先采用清洁生产工艺。国务院主管部门公布限期禁止采用的工艺名录和设备名录。生产工艺的采用者必须在规定的期限内停止采用名录中的工艺。

2000年颁布的《〈中华人民共和国水污染防治法〉实施细则》规定，对不能达到国家规定的水环境质量标准的水体，可以实施重点污染物排放总量控制制度。总量控制计划包括总量控制区域、重点排放物的种类及排放总量、需要削减的排放量及削减时限。对实施排放总量控制的水体，县以上政府组织制定实施方案。分配重点污染物排放总量控制指标，应当遵循公开、公平、公正的原则，按照科学、统一的标准执行。

这两个重要法规，涉及了排污标准的制定权限、涉及内容和排污量指标在不同污染源之间的分配原则。

资料来源：国家环保总局网站。

本章小结

污染控制可以分为直接控制和利用经济手段的间接控制。控制污染的政策工具大体可以分为三大类，即排污标准、排污费和排污权交易。排污标准是目前世界上使用最广泛的污染直接控制方法，是由管制部门制定并依法强制实施的每一污染源特定污染物排放的最高限度。目前在我国直接控制是最重要的污染控制方法。排污标准的实施需要依靠法律手段和舆论监督。

排污标准至少有两个问题：(1)由于政府和企业之间信息的不对称，只有在极特殊的情况下，排污标准碰巧才能达到最优排污量。(2)在有多个污染源的情况下，政府对不同的污染源设立的统一排污标准不是最优的。

习题

1. 假设 $MNPB=100-0.5Q$，$MEC=0.4Q$，Q 为排污量。

(1) 用试错法试验三种排污标准和罚款的组合，看它们是不是最优的，计算各种情况下的福利损失。

(2) 计算最优排污标准和相应的罚款。

2. 假设有两个工厂，甲工厂的边际控制成本为 $MC=0.5W$，乙工厂的边际控制成本为 $MC=W$，假定两工厂的总准许排污量为 30。W 为排污量。计算并回答以下问题。

(1) 如果平均分配准许排污量，是不是最优的？

(2) 什么是排污量的最优分配？

(3) 在平均分配准许排污量的情况下，总控制成本比最优情况下增加多少？

3. 某造纸厂的生产成本为 $C=Q^3-3Q^2+5Q+80$，生产多少时平均成本最低？若造纸市场是完全竞争的，各造纸厂的成本曲线相同，市场均衡价格为多少？由于造纸产生大量废水，污染环境，政府采取控制生产的方式减少污染，规定每家造纸厂的产量不得高于 3，纸张的市场价格会如何变化？企业是否有动力偷偷增加产量？由此说明直接控制方法的一些缺点。

参考文献

Gilpin, Alan, 2000, *Environmental Economics: a Critical Overview*, Chichester: Wiley.

Turner, R. Kerry, David Pearce and Ian Bateman, 1994, *Environmental Economics: an Elementary Introduction*, New York: Harvester Wheatsheaf.

中国环保法规，www.zhb.gov.cn/eic/。

王玉庆主编：《环境经济学》，中国环境科学出版社 2002 年版。

▶16 庇古税

除了个别的巧合，排污标准难以达到最优排污量。因此，很多经济学家主张政府运用经济机制来达到最优。庇古税或排污收费就是这样一种经济机制。

16.1 庇古税

征收污染税的想法是英国经济学家阿瑟·庇古(Arthur C. Pigou，1877—1959)最先提出的。在《福利经济学》(*Economics of Welfare*，1920)一书中，他建议，应当根据污染所造成的危害对排污者征税，用税收来弥补私人成本和社会成本之间的差距，使二者相等。这种税被称为“庇古税”(Pigovian taxes)。庇古税的特点是对排污者而不是受害者征税。今天，很多排污收费遵循了庇古税的原则，实践中庇古税也被称为“排污收费”①。图 16.1 为庇古税的示意图。

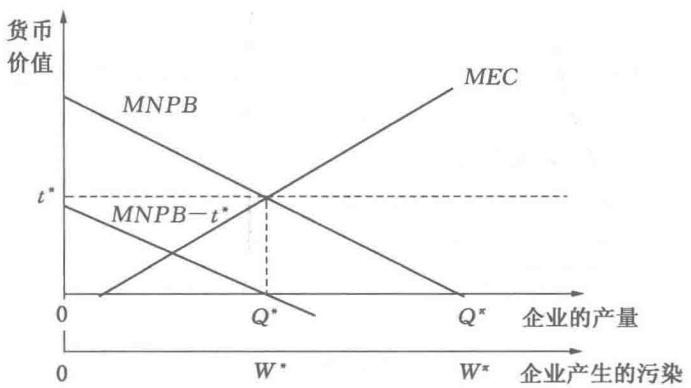


图 16.1 庇古税

图 16.1 中 $MNPB$ 为企业的边际私人净效益，MEC 为边际外部成本。企业为利润最大化生产所有 $MNPB > 0$ 的产品，即把产量扩展到 Q^x。社会最优要求当 $MEC > MNPC$ 时停止继续扩大生产，即生产 Q^*。税款 t^* 使企业每生产一单位

① 见 Pearce 和 Turner(1990，p.84)。

产品，就必须缴纳 t^* 税款。在 $t^* > MNPB$ 时税款大于企业的边际净效益，企业亏本。这时企业停止扩展生产，即把生产限制在社会最优产量 Q^* 的水平。换一个角度看，税款使企业每生产一单位产品的边际净效益减少 t^*，即 t^* 把 $MNPB$ 向左下方移动到 $MNPB - t^*$。随着产量的减少，税款使污染排放从 W^π 下降到 W^*。图中，税率恰好等于最优产量 Q^* 所对应的边际外部成本 MEC，即产量达到最优时污染对外部产生的边际损害。这样，如果企业的产量超过 Q^*，所付的税款就会超过边际私人净效益。因此，企业愿意把生产限制在 Q^* 水平，从而把污染排放限制在 W^* 水平。因此，t^* 是最优税率，在最优污染水平，t^* 等于 MEC。这样，最优庇古税可以定义为：在最优污染水平等于边际外部成本（边际污染损害）时的排污收费。

最优庇古税的制定不仅需要知道 MEC 的信息，而且需要知道 $MNPB$ 的信息。但是，如前所述，政府往往难以得到企业的这类信息。企业没有激励向政府提供这类信息来制定管制措施。这就是著名的信息不对称问题。信息不对称问题是庇古税实施的一个重要障碍。

*16.2 最优庇古税的数学推导

我们假设经济是完全竞争的。社会净效益（NSB）等于产生污染的经济活动的总效益（用总产值表示）减去私人成本 C，再减去外部成本 EC：

$$NSB = pQ - C(Q) - EC(Q) \tag{16.1}$$

式中，p 为产品价格，Q 为产生污染的经济活动的产量。在完全竞争的假设下，p 值不依赖于 Q。

社会净效益 NSB 最大化的一阶条件为：

$$\frac{\partial NSB}{\partial Q} = p - \frac{\partial C}{\partial Q} - \frac{\partial EC}{\partial Q} = 0 \tag{16.2}$$

因此，

$$p = \frac{\partial C}{\partial Q} + \frac{\partial EC}{\partial Q} = \frac{\partial SC}{\partial Q} \tag{16.3}$$

式中，SC 为社会成本，等于 C 加 EC。这里效益和成本的导数就是边际效益和边际成本。社会净效益最大化要求满足(16.3)式。社会净效益的最大化也可表示为边际私人净效益等于边际外部成本：

$$p - \frac{\partial C}{\partial Q} = \frac{\partial EC}{\partial Q}$$

或

$$\frac{\partial NPB}{\partial Q} = \frac{\partial EC}{\partial Q} \tag{16.4}$$

式中，NPB 为私人净效益（价格减边际私人成本）。

如果征收庇古税 t^*，可以满足社会净效益最大化的条件(16.3)式：

$$t^* = \frac{\partial EC}{\partial Q^*} \tag{16.5}$$

式中，Q^* 为最优经济活动量。也就是：

$$p = \frac{\partial C}{\partial Q^*} + t^* \tag{16.6}$$

以上简单的数学推导告诉我们，严格的经济学分析是如何得出庇古税的。

16.3 用控制成本来确定庇古税

前两节用边际私人净效益和边际外部成本来确定庇古税，本节换一个角度，用边际控制成本和边际外部成本来确定庇古税。第 14 章讲过用边际控制成本和边际外部成本确定最优排污量，这两者也可以用来确定最优庇古税。排污收费的目的之一是鼓励企业安装污染处理设备，例如污水排放企业在下水道安装污水处理装置。这些设备的价值是企业控制污染的成本。

我们使用与图 14.4 类似的图 16.2，来说明最优庇古税的确定。

图 16.2 中，最优污染水平 W^* 是由 $MAC = MEC$ 确定的(详细讨论见第 14 章)。MAC 从右向左看，MEC 从左向右看。最有效率的控制或污染排放量是总成本(总损害成本加总控制成本)最低的控制或污染排放量。当边际污染物所造成的边际外部损失等于避免这些损失的边际控制成本时，达到最优污染。W^* 左面的点(更多的控制)不是最有效率的，因为控制成本的增加超过损害的降低，因此，总成本会上升。同样，W^* 右边的点使控制成本降低，但增加的损害成本会更高，从而也使总成本上升。所以，只有当边际控制成本等于边际损害成本时，总成本最低，即 W^* 是最有效率的。因此，最优庇古税应该定为 t^*，它等于最优污染水平的边际外部成本 MEC 或边际控制成本 MAC。

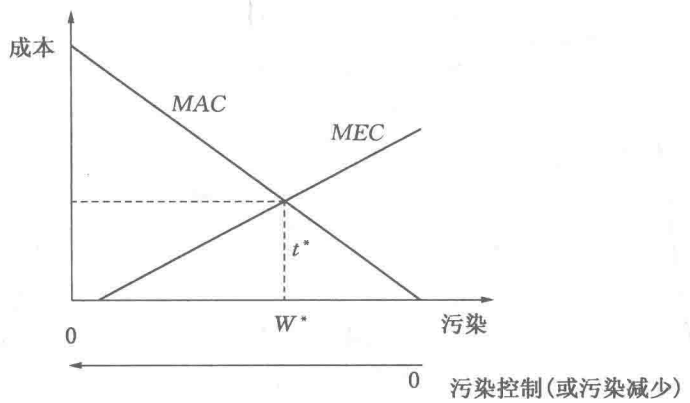


图 16.2 用控制成本—外部成本方法确定最优庇古税

*16.4 用控制成本—外部成本法确定最优污染量的数学推导

我们也对控制成本—外部成本法作一个正式的推导。令 Q_C 为污染控制下的产值，Q_N 为无污染控制时的产值。那么：

$$Q_C = Q_N - TAC \tag{16.7}$$

式中，TAC 为总控制成本。

由于需要付出控制成本，控制污染情况下产出将减少。令有污染控制情况下环境所提供的服务的价值为 E_C，无污染控制情况下环境所提供的服务的价值为 E_N。那么：

$$E_C = E_N - TEC \tag{16.8}$$

式中，TEC 为总外部成本。

外部成本使环境提供的价值减少了。污染控制下整个经济社会的总社会效益 TSB 为产值 Q_C 加上环境服务的价值 E_C：

$$TSB = Q_C + E_C = Q_N - TAC + E_N - TEC = Q_N + E_N - (TAC + TEC) \tag{16.9}$$

上式告诉我们，总社会效益 TSB 最大化等同于总成本最小化。因为污染 W 影响 TSB、TAC 和 TEC，所以可以对 W 求导，使 TSB 最大化，一阶条件为：

$$\frac{\partial TSB}{\partial W} = -\left(\frac{\partial TAC}{\partial W} + \frac{\partial TEC}{\partial W}\right) = 0 \tag{16.10}$$

或

$$-MAC = MEC \tag{16.11}$$

这里总控制成本和总外部成本的导数分别是边际控制成本和边际外部成本。负号表示 MAC 从右向左测量。庇古税应当等于最优污染水平的边际外部成本 MEC 或边际控制成本 MAC。

16.5 庇古税的优点

我们首先把庇古税与排污标准进行比较，这里假设排污标准实施时没有罚款。然后我们再讨论排污标准加罚款的情况。

和排污标准比较，达到同样排污量庇古税的成本较低。这方面的研究见 Baumol 和 Oates(1971)，Pearce 和 Turner(1990)提供的画图证明。

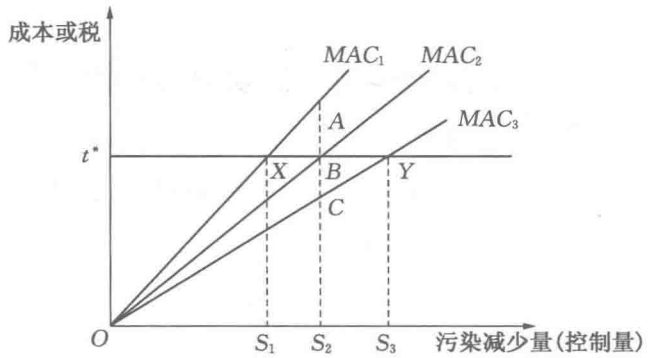


图 16.3　庇古税与统一的排污标准的成本比较

图 16.3 中，横轴表示污染减少量或污染控制水平。MAC_1，MAC_2，MAC_3 表示生产同样产品的三家工厂的边际控制成本。MAC 曲线向右上方倾斜，与前几图不同，是因为横轴表示污染减少量而不是污染量。不同工厂的 MAC 不同，是因为使用了不同的污染控制技术，现实中各工厂使用的技术一般是不同的。对于同样的污染减少量，工厂 1 的成本最高，工厂 2 次之，工厂 3 最低。为简化分析起见，假设线段 $S_1S_2=S_2S_3$ 且 $S_1+S_2+S_3=3S_2$。

现假定政府设定排污标准 S_2，工厂 1、2、3 的边际控制成本分别达到 A、B、C。再假设政府设定庇古税 t^*，三家工厂将选择不同的污染控制水平。例如，对工厂 1 来说，污染控制量从零上升到 S_1 为止，控制污染比付税要便宜。但是超过 S_1，$MAC_1>S_1$，因此，工厂 1 只会控制 S_1 的污染量。这样，工厂 1 的控制成本最高，控制量最少，工厂 3 控制成本最低，控制量最多，工厂 2 的控制成本和控制量均居中。虽然各工厂的控制量不同，把各厂的控制量相加，总控制量达到了 $3S_2$ 的目标。

那么，排污标准的控制成本高还是庇古税的控制成本高呢？为了比较总控制成本，需要计算不同工厂不同情况下 MAC 曲线以下的面积：

在排污标准的情况下：

$$\text{总控制成本}=TAC_{st}=OAS_2+OBS_2+OCS_2$$

在庇古税的情况下：

$$\text{总控制成本}=TAC_t=OXS_1+OBS_2+OYS_3$$

两者之差：

$$TAC_{st}-TAC_t=S_1XAS_2-S_2CYS_3$$

因为 $S_1XAS_2>S_2CYS_3$，所以 $TAC_{st}>TAC_t$。

因此，达到同样的排污控制量，庇古税比排污标准的成本较低。成本较低的原因是庇古税使不同企业根据各自的控制成本选择控制量，而排污标准是“一刀切”。

至于庇古税的控制成本是否最低，还需要和其他控制手段比较。

我们再把庇古税和排污标准加罚款进行简单的比较。以上我们假设企业必须达到政府规定的排污标准。现在我们假设排污标准辅以罚款，如果企业达不到排污标准，就要支付罚款。如前所述，在这种情况下，如果罚款过低，企业就不会遵守排污标准。如图 15.1 所示，如果罚款过低，企业只会把产量（和排污量）降低到罚款＞*MNPB* 处，这时边际外部成本 *MEC* 大于边际私人净效益 *MNPB*。罚款必须升高到最优庇古税的水平，产量和排污量才会达到社会最优水平。

因此，与排污标准相比：(1)庇古税可以达到最优排污量，而排污标准并不总是可以达到最优排污量。(2)在同样达到最优排污量的情况下，庇古税的成本较低。

16.6 庇古税的缺点

庇古税在理论上是美妙的，但实行上有相当的困难。最大的问题是缺乏确定最优庇古税所必需的信息。

首先，准确地确定边际外部成本是十分困难的。准确地确定边际外部成本是确定庇古税的前提条件。要做到这一点需要详细的信息和对这些信息的正确的一致的理解。边际外部成本的确定是一个从生产转换到污染的物理性损害，再转换到人们对这种损害的反应和感受，并用货币价值来计量的过程。这个复杂的过程被称为“剂量—反应”关系，我们在本书第二篇已有详细介绍。这一过程包括很多环节，这些环节的转换不仅复杂，而且涉及不同利益集团的不同观点，因此，实际中准确确定边际外部成本有一定困难。

其次，政府管制部门不容易了解企业的边际私人净效益曲线和边际控制成本曲线。在市场经济中，没有激励机制使企业向政府如实报告其私人成本和效益。在面对众多企业的情况下，管制部门收集每一个企业的净效益和控制成本信息所耗费的成本更是难以想象的。如果不要求信息的绝对准确，信息问题在实践中可以找到某些替代办法。

庇古税的另一个问题是应该由谁来付税的问题。

16.7 应该由谁付税

庇古税是实行“排污者支付”原则的手段之一。应不应该由排污者来支付污染所造成的损失呢？由于排污者必须为污染所造成的损失承担责任，他们从自己的利益出发减少了污染。请看图 16.4：

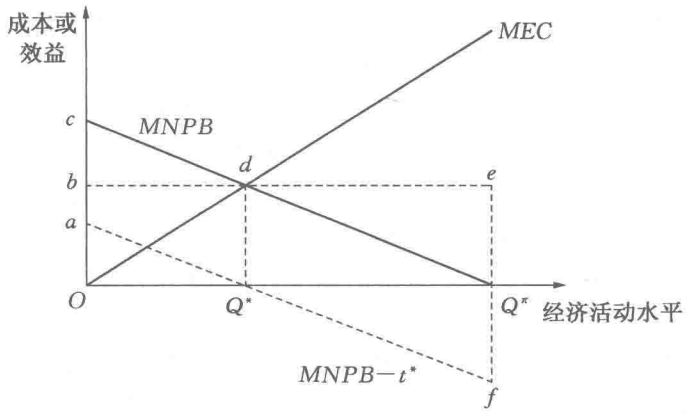


图 16.4　排污者支付的庇古税

在无庇古税的情况下企业生产 Q^{π}。在有庇古税的情况下，如果企业生产 Q^{π}，企业需支付的庇古税相对于图中两个长方形 $ObdQ^{*}+Q^{*}deQ^{\pi}=ObeQ^{\pi}$（也等于平行四边形 $acdQ^{*}+Q^{*}dQ^{\pi}f$，这里庇古税把 $MNPB$ 向下拉）。企业当然不会支付 $Q^{*}deQ^{\pi}$，因为如果这样做税额就会超过私人净效益 $Q^{*}dQ^{\pi}$。为了避税，企业将生产 Q^{*}，即最优产量。但是，当企业生产 Q^{*} 时，仍需支付税款 $ObdQ^{*}$。企业被惩罚两次，第一次，为避税减少产量牺牲私人净效益；第二次，生产最优产量时，仍需缴纳庇古税。

从全社会的角度说这是不是合理的呢？Q^{*} 是可持续产量。就是说，在每一时期的结束，环境可以吸收这一产量所产生的污染。为什么企业还要对这一污染付税？这是许多利益集团反对庇古税的原因，也是许多政策制定者不愿意实行庇古税的原因之一。

由谁付税的问题还涉及企业和消费者之间分担税负的问题，即企业会不会把税负转嫁到消费者身上的问题。

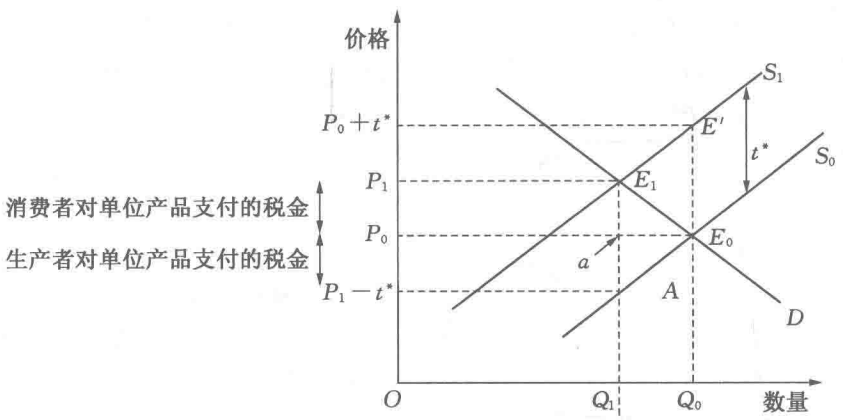


图 16.5　企业和消费者对税负的分担

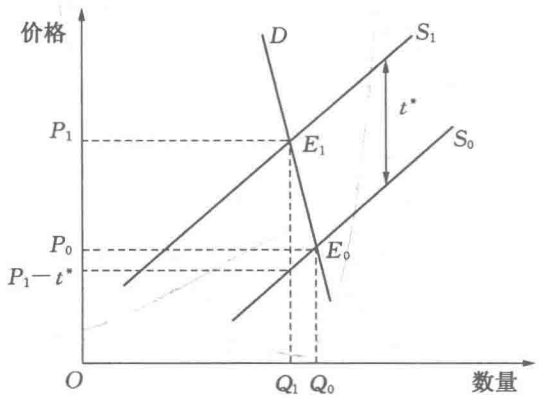
图 16.5 中，假设某水泥厂需求曲线为 D，税前供给曲线为 S_0，两线在均衡点

E_0 决定均衡价格 P_0 和均衡数量 Q_0。现假设水泥厂的污染水平和产量成比例，水泥厂必须对生产和出售的每一袋水泥缴纳庇古税 t^*。这使水泥厂的生产成本上升 t^*，从而使供给曲线上升到 S_1，即如果出售数量仍为 Q_0，价格将为 P_0+t^*。然而，消费者对价格上升的反应是减少购买数量。这样，新的均衡点为 S_1 和 D 的交点 E_1，均衡价格为 P_1，均衡数量为 Q_1。

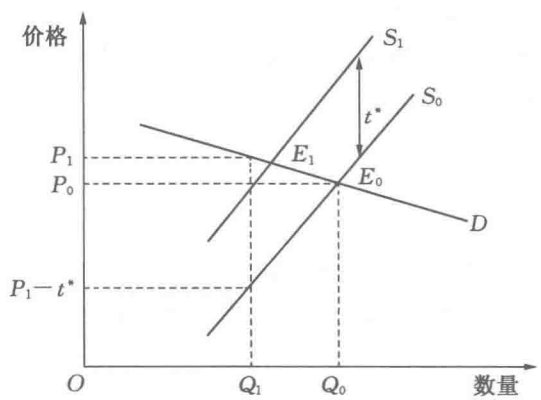
对于生产者来说，价格提高了，但需付税，因此，生产者实际得到的价格是 P_1-t^*，低于原价格 P_0。每袋水泥生产者的收入减少 $P_0-(P_1-t^*)$，这是生产者支付的那部分庇古税。生产者还由于出售量从 Q_0 减少到 Q_1 而减少了总收入。

消费者支付的价格从 P_0 上升到 P_1，P_1-P_0 是消费者支付的那部分庇古税。价格的上升还使消费者的购买数量减少。

综上所述，消费者和生产者分担了庇古税，但是谁负得更多呢？根据微观经济学的基本理论，这取决于需求曲线和供给曲线的相对斜率。



(a) 较陡的需求曲线



(b) 较陡的供给曲线

图 16.6　供给曲线和需求曲线的斜率与庇古税的分担

在图 16.6(a)中需求曲线相对较陡，或者说需求曲线弹性较小，价格升高消费者仅仅少量减少购买量。在这种情况下，消费者负担大部分庇古税。

图 16.6(b)的情况则相反，需求曲线相对较平，弹性较大，价格升高消费者大量减少购买量。在这种情况下，生产者负担大部分庇古税。其实，这些理论在微观经济学中早有讲述。以上关于供给曲线和需求曲线斜率的分析不但适用于庇古税，也适用于其他税。

由消费者分担庇古税是不是公平呢？一般来说是公平的。因为生产者和消费者都应为一种造成污染的产品负责。在竞争性的市场经济中，生产者生产某一数量的某种产品(从而产生污染)是因为消费者需要这些产品。消费者因而应当分担产生污染的部分责任。庇古税的一个作用是通过增加成本和提高价格向生产者和消费者传达该产品生产造成污染的信息，促使生产者和消费者转向生产和消费污染较少的其他产品。

庇古税虽然一般来说是公平的，但是统计资料显示，当某些庇古税的税率提高时，穷人相对于富人来说要把支出的较大部分用来支付增加的税收，因而受到的损失较大。这样庇古税在分配上有可能是不公平的。但是政府收入的税款，可以通过不同形式返还给损失较大的那部分消费者，减少以致消除分配上的不公平。

案例 16.1

中国的排污收费制度

中国政府第一次提出排污收费是在 1978 年 12 月 31 日，中共中央批转了国务院环境变化领导小组的《环境变化工作汇报要点》。1979 年 9 月颁布的《中华人民共和国环境保护法(试行)》对排污收费制度作了明确规定。1982 年 2 月 5 日，国务院批准并发布了《排污收费暂行办法》，自该年 7 月 1 日起在全国执行，标志着排污收费制度在中国的正式建立。

中国排污收费的法规体系由四个层次组成：全国人大颁布的法律，国务院制定的行政法规，各省、自治区、直辖市制定的地方法规，中央和地方政府部门制定的地方法规。目前征收排污费的项目有水、气、固体废物、噪声、放射性废物等五大类 100 多项。全国除台湾省外，30 个省、自治区、直辖市实施了排污收费。

2003 年，我国对排污收费制度进行了改革。2003 年 1 月国务院新颁布的《排污费征收使用管理条例》(2003 年 7 月 1 日起施行)，标志着以行政法规的形式确立的市场经济条件下的排污收费制度的建立。该条例在原《征收排污费管理办法》及相关法规的基础上对排污费的征收、使用、管理进行了完善。据国家环保总局有关负责人介绍，与原有法规相比，这一条例的新意主要体现在四个方面：

(1) 按照污染要素的不同，将原来的超标收费改为排污即收费和超标收费并行，收费标准提高到略高于污染治理设施的运行成本；

(2) 在排污费使用上，也从着重于返还排污企业进行污染源治理，转化为集中使用，明确排污费必须纳入财政预算，列入环境保护专项资金进行管理；

(3) 扩大了征收排污费的对象，不仅对单位排污者收费，对个体工商户排污者

也将收取排污费；

(4) 规定排污费必须用于重点污染源防治、区域性污染防治、污染防治新技术新工艺的开发示范和应用。

我国的排污收费制度，从费用的征收上看，具有类似税收的强制性、无偿性和固定性，但收费毕竟不同于收税，收取排污费涉及污染排放的申报、许可等诸多的问题。例如，我国的排污收费制度建立在排污申报登记制度之上，排污费按申报登记的数量缴纳，在实践中容易形成为收费而收费，而无法对污染排放总量起到控制的作用。因此，在实践上，如何处理好排污收费与排污许可、排污权交易与排污行政处罚，还有排污申报登记制度的关系，是进一步完善我国排污收费制度的关键。

资料来源：张世秋：《可持续发展的经济手段》，载张坤民主笔：《可持续发展论》，中国环境科学出版社 1997 年版；《中国环境年鉴》2004 年，第 227 页，中国环境年鉴出版社；肖杨：《论排污收费制度》，中国环境法网；《我国排污收费制度有重大变化》，www.chinastandard.com.cn，2003 年 1 月 24 日；《要明确环境费税征收指导思想》，载《中国财经报》2006 年 2 月 7 日。

本章小结

排污标准难以达到最优排污量。很多经济学家主张用政府引导的经济机制来达到最优。庇古税就是这样一种经济机制。庇古建议，应当根据污染所造成的危害对排污者征税，用税收来弥补私人成本和社会成本之间的差距，使二者相等。庇古税的特点是对排污者而不是受害者征税。最优庇古税可以用边际私人净效益和边际外部成本来确定，也可以用边际控制成本和边际外部成本来确定。对庇古税的分析假设完全竞争，去掉这一假设会出现更为复杂的情况。

和排污标准比较，达到同样排污量，庇古税的成本较低。庇古税在理论上是美妙的，但实行上有相当的困难。最大的问题是缺乏确定最优庇古税所必需的信息。当企业生产最优产量时，仍需缴纳庇古税的问题也是一个引起争论的问题。

习题

1. 两公司控制污染的边际成本分别为 $MC_1=200q_1$，$MC_2=100q_2$，式中，q_1，q_2 分别为两公司减少的排污量。假设不进行任何排污控制，每个公司的排污量分别为 20 吨。

(1) 计算减少的排污总量为 21 吨时的成本有效配置。

(2) 如果政府想通过排污费来达到成本有效配置，排污费应为多少？

(3) 在成本有效配置下，政府的收益是多少？

2. 两企业排污控制的边际成本分别为 $MC_1=0.6q_1$，$MC_2=0.3q_2$。式中，q 为污染量。排污量—实际污染强度 ppm 的转换系数(排污量/实际污染强度)分别为

$a_1=1.0$，$a_2=0.5$。若不进行控制，两企业的排污量分别为 25 吨和 30 吨，周围环境的标准为 21 ppm。排污费定为 6 元/ppm 是否合理？

3.（选做）已知：价格 $P=12$，私人成本 $C(Q)=2Q^2$，外部成本 $EC(Q)=Q^2$。式中，Q 为产生污染的经济活动的产量。

（1）用微积分（参看 16.2 节）计算社会最优产量和庇古税。

（2）画图表示你的计算结果。

4. 火电的供给曲线为 $p=0.1q+0.1$，需求曲线为 $p=10.6-2q$，求市场均衡的发电量和价格。假设为弥补火力发电造成的空气污染带来的外部成本，本着“谁污染谁付费”的原则，政府经研究后决定向火力发电企业收税，每生产 1 单位电，收取 $t=0.42$ 元，求新均衡下的发电量及价格，以及消费者和生产者实际各分担了多少税收。若现在太阳能发电技术非常成熟且成本较低，消费者对火电的需求会如何变化，这将如何影响税收的分担？

5. 举例说明庇古税与排污标准加罚款的区别。

参考文献

Baumol, William J. and Wallace E. Oates, 1988, *The Theory of Environmental Policy*, 2ed., Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Baumol, William J. and Wallace E. Oates, 1971, “The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment”, *The Swedish Journal of Economics*, 73(1), pp.42—54.

Pearce, D.W. and R.K. Turner, 1990, *Economics of Natural Resources and the Environment*, Hemel Hempstead: Harvest Wheatsheaf.

Pigou, A.C., 1920, *The Economics of Welfare*, Macmillan.

Turner, R. Kerry, David Pearce and Ian Bateman, 1994, *Environmental Economics: an Elementary Introduction*, New York: Harvester Wheatsheaf.

秦杰、邹声：《中国排污收费制度 7 月 1 日起有重大变化》，新华社 2003 年 6 月 30 日，www.opet.org.cn/news/news5.htm。

国务院：《排污费征收使用管理条例》，2003 年 1 月 2 日公布，2003 年 7 月 1 日起实行，www.zhb.gov.cn。

《中国环境年鉴》2004 年，中国环境年鉴出版社。

▶17

排污权交易

排污权交易是利用激励机制来鼓励个人和企业保护环境的一种政策工具。这是一种崭新的有创意的工具，有着广阔的应用前景。排污权交易在我国已经进行了大量的试验和应用。

17.1 排污权交易

排污权交易(marketable pollution permits)指管制当局制定总排污量上限，按此上限发放排污许可，排污许可可以在市场上买卖。排污权交易提供了激励机制来降低污染控制的成本。排污权交易的想法首先是由 J. H. Dales(1968)提出的。图 17.1 给出了排污权交易的基本思想。

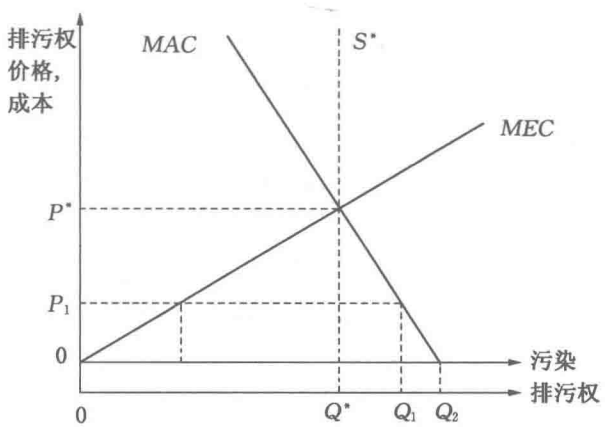


图 17.1 排污权交易

图 17.1 中，横轴表示污染水平和排污权。*MAC* 表示边际控制成本，*MAC* 向右下方倾斜，因为排污量越多(控制量越少)，边际控制成本越低。如前所述，如果控制污染的唯一方法是减少产量，*MAC* 可以用 *MNPB* 来代替。*MEC* 是边际外部成本。最优排污权的数量为 Q^*，排污权的最优价格为 P^*。如果管制当局希望达到帕累托最优，应当发放 Q^* 排污权。S^* 是排污权的供给曲线。由于其发放是

被政府管制的，它不受价格的变动的影响，因此，S^* 是一条垂直线。边际控制成本 MAC 表示每一污染量对应的控制成本，实际上是排污权的需求曲线。当排污权的价格为 P_1 时排污者将购买 Q_1 排污权，因为当排污量小于 Q_1 的时候（Q_1 的左侧），购买排污权比控制污染便宜（MAC 曲线高于 P_1）。在 Q_1 右侧，通过控制把排污量减少（例如从 Q_2 减少到 Q_1）比购买排污权便宜，企业会选择控制污染。因此，MAC 是排污权的需求曲线。

既然存在排污权的供给与需求，排污权的供给者和需求者就可能进行交易。为什么排污权能够进行交易呢？为什么要使用排污权交易这个工具呢？因为排污权交易有很多优点。

17.2 排污权交易的优点

排污权交易有很多优点，可以列举如下：

（1）成本最小。

与其他污染控制制度相比，排污权交易的成本最小。这是因为排污权交易可以使企业根据控制成本的大小，自行选择排污量的多少。控制成本高的企业多排些污；控制成本低的企业，多控制少排污。这样对整个社会来说成本就最低。图 17.2 告诉我们为什么排污权交易使成本最小。

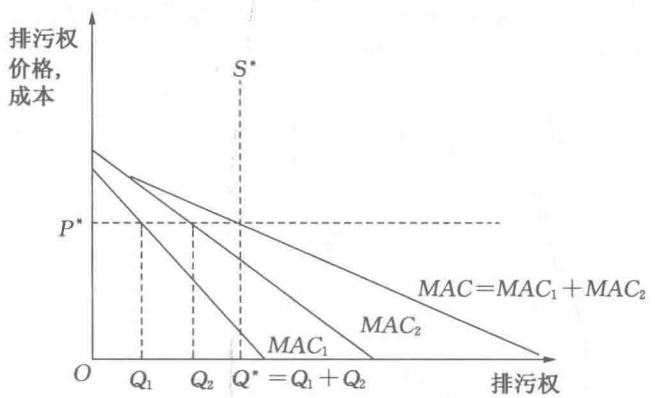


图 17.2 排污权交易使成本最小

图 17.2 与图 16.3 相似，只不过横轴的方向相反，越向右排污量越大。图 17.2 中省略了 MEC 曲线。假设市场上只有两个排污者，两个排污者使用的污染控制技术不同，控制成本不同。在同样的排污权数量（即污染水平）上，排污者 2 的边际控制成本较高。如前述 MAC 曲线也是排污权的需求曲线。同其他商品的需求曲线相同，排污权的总需求曲线是各排污者需求曲线横向相加之和，即 $MAC=MAC_1+MAC_2$。当排污权的价格为 P^* 时，在需求曲线上找到相应的点，排污者 1 和排污者 2 分别购买 Q_1 和 Q_2 排污权，且边际控制成本较高的排污者 2 购买较多的排污权。这是因为，在一定的排污水平上，控制成本较低的排污者将发现控制污

染比购买排污权更便宜，控制成本较高的排污者则发现购买排污权比控制污染更合算。由于各排污者的控制成本不同，存在排污权交易的潜在可能，低控制成本的排污者排污量较少，将出售排污权供高排污成本的排污者购买，通过控制减少排污量；而高控制成本的排污者将购买排污权，增加污染的排放，以减少控制成本。通过交易，不同成本的排污者各尽所能、各取所需，达到控制成本的最小化。对整个社会来说，以可能的最低控制成本，达到了预定的排污量。因此，排污权交易比直接制定排污标准更便宜。

(2) 管制当局可以通过发放或购买排污权创造市场，调控排污权价格。

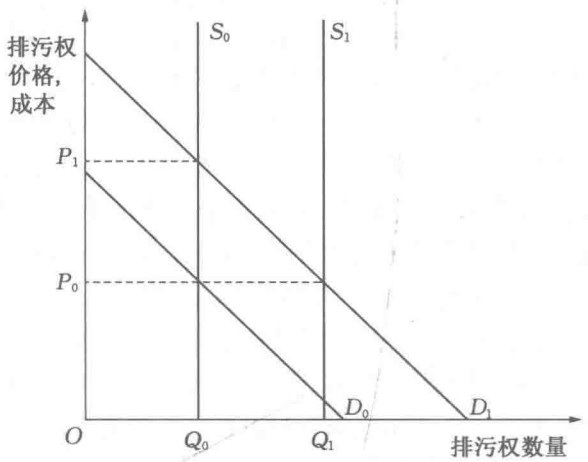


图 17.3　排污权供给和需求的变化

如图 17.3 所示，排污权需求的变动会影响排污权的市场价格。新的排污者进入某行业，对排污权的需求增加了，这将使排污权总需求曲线从 D_0 右移到 D_1。如果政府管制当局要保持原有的总排污量，因此，发放的排污权数量不变，排污权供给曲线就仍为 S_0。需求增加而供给不变，排污权价格就会从 P_0 上升到 P_1。和一般的商品市场相同，对排污权需求的增加使排污权价格上涨。新进入者或购买排污权，或添置污染处理设备控制污染，成本最小化仍然得以实现，不需政府操心。如果管制当局认为由于新企业进入排污权需求增加，需要增加允许的排污量，管制当局可以发放更多的排污权，比如发放 Q_1，使排污权供给曲线右移到 S_1，这使排污权价格回到原价格 P_0。相反，如果管制当局认为需要严格排污量的控制，管制当局可以自行进入市场，买进若干排污权，使排污权供给曲线左移，这会使价格上升。总之，政府管制当局通过发放或出售排污权，可以创造一个排污权市场，并通过市场操作来控制排污权的供给量和价格。这和中央银行的证券市场操作类似。

(3) 和庇古税相比，排污权交易不需要事先一次性确定税额，也不需要对税额进行直接的调整。

排污权交易避免了庇古税的一些问题。排污权交易不需要像庇古税那样，事先确定排污标准和相应的最优庇古税税额，而只需确定排污权数量并找到发放排

污权的一套机制，然后让市场去确定排污权价格。这样，排污权交易所需要的信息就少得多，相应地寻找信息的成本也少得多。在存在通货膨胀的情况下，庇古税的真实价值会变化，其作用会减小，政府必须相应作出调整。而在排污权交易中，当事人对供给和需求作出反应，在作出决策时已经把通货膨胀的作用计入。在排污者进入和退出时，政府需要对庇古税相应作出调整，而排污权交易会随供求的变化自动作出调整。这些都减少了管理成本。

(4) 由于控制技术的复杂性，政府管制部门对控制成本的估计较难。排污权交易避免了管制部门对控制成本估计错误从而造成企业不愿投资的问题。

和其他投资类似，污染控制投资在技术上往往是“整体性”的(lumpy)或不可分的。要再减少一单位污染，往往需要增加一笔大投资。例如，要再减少 1 吨污水排放，需要购置一台处理设备，甚至需要再建设一座污水处理厂。而这些设备不仅可以处理增加的一单位污染，而且可以处理很多单位的污染，直至达到该设备的极限。此后如果再增加处理量，需要再作一笔大投资。因此，实际的污染控制投资成本是阶梯型递进的。如果按照减少每一单位污染所分摊的成本求出边际控制成本曲线，边际控制成本曲线就不是规则的图形，以此来确定庇古税，就可能影响企业的行为，企业将产生和最优庇古税下不同的反应。

如果管制当局错误地估计了企业的控制成本，使庇古税低于控制成本，企业将选择交税而不是添置污染控制设备，这样就达不到排污量的控制指标。在这种情况下，投资的整体性助长了企业不愿对控制设备进行投资的倾向。

排污权交易的设计本身就从根本上排除了这一问题。因为管制当局只确定排污权的总量(即污染量减少的总量)，排污权的价格是由市场供求确定的。只要确定了排污权的总量，就可以交给市场去自行解决。

此外，排污权交易还给非排污者提供了表达意见的机会。这种意见的表达是通过买卖实现的。如果排污权市场是完全自由竞争的，任何人(不管是不是排污者)都可以进入市场买卖。环境保护组织如果希望降低污染水平，可以进入市场购买排污权，然后把排污权控制在自己手中，不再卖出。这样污染水平就会降低。这种解决办法在经济上是有效率的，因为它通过支付意愿反映了人们的选择。

17.3 排污权交易的缺点

同任何人类设计的制度一样，排污权交易也有种种缺点。

(1) 排污许可证的初始分配如果采取拍卖的方式，就会产生与庇古税类似的双重付费的问题。在政府规定的排污限度以内的排污，本来不应付费。但是如果采取拍卖的方式分配许可证，实际上企业对允许的排污也付了费。这样做不尽公平，企业及其利益的代表者可能会对此表示反对。

(2) 企业对排污权的垄断问题。和其他产品的市场类似，一家企业也可能买下全部排污权，对排污权市场进行垄断。控制排污权市场，实际上就控制了产品市

场，控制了产品市场的进入，使其他企业不能进入该产品市场。

排污权交易制度的历史尚短。其实行面临来自不同方面的阻力，其中包括环境主义者、企业和政府管理部门。20 世纪 70 年代，这一思路刚刚提出时，无人问津。现实中解决问题的需要使排污权交易派上了用场。20 世纪 70 年代在美国，一些地区排污达不了标，根据规定，这些地区就不能建设有关的新企业，这就影响了这些地区的经济发展。环境保护与经济发展发生了矛盾。政府当局为了解决这个矛盾，便开始寻找更灵活的政策，于是排污权交易脱颖而出。

案例 17.1

美国的可交易许可证制度

美国的可交易许可证制度从 1976 年开始实施。可交易许可证主要包括：空气污染许可证、汽油含铅量许可证和向水体排放污染物的许可证等。排污交易是美国采取的同许可证相关的主要制度，是空气质量管理政策的主要手段。美国的排污交易制度始于 20 世纪 80 年代初。

排污权交易的基本思路是，在一个地区内企业的排污量是由美国环保局规定的，该地区的排污量如果低于环保局规定的上限，就可以把排污权出售给需要更多的排污权的其他地区的企业。可交易量等于允许排放量同实际排放量之差。交易可以是内部交易（同一工厂或车间不同污染源之间），也可以是外部交易（不同工厂之间）。

美国的排污权交易制度把污染源分为：老污染源（70 年代中期已经存在的污染源）、新污染源（70 年代中期后出现的污染源）、改扩建污染源。不同地区被分为达标区和未达标区。

美国的《清洁空气法》规定：允许进行排放交易，交易包括补偿（offsets）、容量节余（netting）、泡泡（bubbles）和银行（banking）四种方式。

补偿政策用于达标区的新污染源和改扩建污染源以及达标区的一些污染源。在这些地区只有当厂商得到本区内足够的排放许可的时候，才能进行新的排放。

容量节余政策允许改扩建污染源通过减少同一工厂内的其他污染排放来避免通常要求达到的更高标准，工厂必须在总体上产生净效益。

泡泡政策用于老污染源。在一个多污染源的工厂内部，允许在减少一个污染源排放的同时增加另一个污染源的排放，使总排放水平保持在规定的限度内。

银行政策促使污染源储存排污消减许可额度，以备将来之用。

酸雨项目和二氧化硫交易制度

1990 年清洁空气法修正案建立了美国的酸雨项目，该项目主要涉及火力发电厂。20 世纪 80 年代美国硫氧化物排放量的 75%来自火力发电厂。酸雨项目的目标是在 2010 年使每年的二氧化硫排放量比 1980 年下降 1 000 万吨，即把二氧化硫排放量砍掉大约一半。为达到这一目标，分两步实行排污总量控制和排污权交易

制度，加强对火力发电厂的排污限制。第一步从1995年开始减少东部和中西部110个烧煤的发电厂的二氧化硫排放量，第二步从2000年增加控制对象的数目，进一步减少排放量。二氧化硫排污权交易允许电厂使用成本最有效的技术减少二氧化硫排放。二氧化硫排污许可是这个排污权交易制度的关键，其数量由美国环保局每年确定，逐年减少，直至达到排污量减少的最终目标。每一许可提供最高1吨二氧化硫排放量。许可是每年由环保局审核和调整的，但允许未使用的许可留到下年使用。许可是可以交换的。在年末，如果实际排污量超过许可排污量，每吨超额排污被罚款2 000美元，并在下年排污许可中扣减相同数量。

排污许可的原始分配采取无偿分配（占总额的97.2%）、拍卖和奖励的形式。为了方便交易，环保局建立了企业账户和普通账户，许可证的交易采取转账形式。为了解决私下交易市场的运作不正常的问题，美国环保局建立了拍卖市场。拍卖市场由芝加哥商品交易所经营。任何人都可以在拍卖市场上购买排污许可，这使环保团体可以进场购买排污许可，从而减少排污量。个人也可以进场购买，经济学家Tietenberg的一些学生就曾在网上购买排污权作为给父母的圣诞节或生日礼物。

美国的二氧化硫交易制度实施以来，效果显著：排放量大大减少，许可证市场价格大大低于估计值，交易活跃。

铅含量交易制度

美国1982年开始实行汽油中的铅含量交易制度，以降低空气中的铅含量。这一制度的主要对象是汽油提炼厂。由于涉及的炼油厂的数目有限，该制度的实施比较可行。炼油厂的去铅成本不同，生产低于含铅标准的炼油厂可以把节省下来的含铅许可出售或存入含铅许可银行以备未来使用。高于铅含量标准的炼油厂可以使用过去的许可或向其他企业购买许可。大约35%的许可被存入银行，15%的许可被交易。含铅许可交易市场的交易相当活跃。

美国从汽油中去铅的工作进行得很成功。1980—1989年环境中的平均铅含量下降了87%，其中99%的下降是由于无铅汽油的使用。由于铅含量交易给企业提供了选择性，铅含量减少的速度大大加快了。

资料来源：张世秋（1997），Gilpin（2000）和Tietenberg（2006）。

案例17.2

中国太原的排污权交易

山西省省会太原是我国重要的能源和工业基地，但同时也是污染严重的城市。太原长期以来面临着严重的空气污染。早在21世纪初，太原就开始了建立排污权交易机制的尝试。

2001年9月，亚洲开发银行和山西省政府共同启动了太原排污权交易机制项

目。太原市采取的排污权交易制度的具体形式是“限额加交易”，在这种形式下，政府主管部门决定排放总额，并将这一限额分配给各污染源。每一单位排污许可允许持有者排放一定数额的污染物。排污许可可以在污染源之间交易。

为了设计排污权交易系统，太原市政府做了大量的工作。首先确定了目标和范围，决定排污权交易只包括烟囱的二氧化硫排放。参加排污权交易的只包括26个烧煤的大型企业，这些单位的二氧化硫排放量约占太原市的50%。排污许可的分配是排污权交易制度设计的关键环节。排污许可可以无偿发放、出售或拍卖。考虑到多数企业的资金短缺，太原市环保局认为出售排污许可是不现实的，决定根据历史排污情况分配排污许可。原则是：2005年的排污量是2000年各企业实际排污量的50%，并对各企业的不同情况作了规定（例如如果2001年的排污量已经达到2005年的标准，2001年到2005年每年在减少5%）。太原市规定未使用的排污许可可以存入银行或出售。

为了政策的执行，太原市政府作了大量的辅助管理工作。在每一个烟囱上建立了排放的持续监测系统。太原市环保局建立了中央数据库，通过联网实现了各单位生产技术信息的交流。建立了排污许可的监测系统、交易系统和纠纷调节系统。为了使排污权交易正常进行，对违规者进行了罚款，排放高于排污许可的单位都必须缴纳罚款。

太原市的二氧化硫排污权交易是一个新的尝试，这一尝试在国内首次制定了比较完整的二氧化硫排放许可交易方案，包括了5年内的排污权分配、企业账户、交易程序、配额的跟踪核查、储存、排放的监测申报、罚款等，建立了交易所需的全套管理文件，尝试了排污权交易市场的可行性，也暴露了一些问题，因此成为了中国排污权交易实践中具有代表性和重要意义的案例。

2011年10月，山西省排污交易中心在太原正式揭牌，排污权交易在山西全省范围内全面实施。目前排污权交易机制正在我国不断推广和扩大，2007年以来，国务院有关部门在江苏、浙江、湖南、湖北、河南、河北、山西、陕西、内蒙等11个省（区、市）开展了排污权有偿使用和交易试点。

资料来源：Harvard Institute for International Development, 1999, “Market-Based Instruments for Environmental Management in the People's Republic of China”, paper submitted to the Asian Development Bank(TA No.2951-PRC); Morgenstern, R.D.et al., “Emissions Trading to Improve Air Quality in an Industrial City in the Peoplw's Republic of China”, in Day, Kristen A., 2005, *China's Environment and the Challenge of Sustainable Development*, Armonk, NY: M.E.Sharpe；吴健：《排污权交易》，中国人民大学出版社2005年版；《排污权交易试点提速》，中证网2015年1月19日。

本章小结

排污权交易指管制当局制定总排污量上限，按此上限发放排污许可，排污许可

可以在市场上买卖。排污权交易有很多优点：由于各企业可以根据成本的不同作出选择，排污权交易的成本最小；管制当局可以通过发放或购买排污权来控制排污权价格；给非排污者表达意见的机会；和庇古税相比，不需要事先确定税额，也不需要对税额进行调整；避免了管制部门对控制成本估计错误从而造成企业不愿投资的问题。排污权交易也有种种缺点，排污许可证的初始分配如果采取拍卖的方式，就会产生与庇古税类似的双重付费的问题；企业对排污权市场可能进行垄断，控制排污权市场，实际上就控制了产品市场。本章还介绍了美国和中国太原的排污权交易制度。

习题

1. 两个空气污染源的边际控制成本函数分别为 $MC_1 = 0.3q_1$（元），$MC_2 = 0.5q_2$（元），式中，q_1，q_2 分别为排污控制量。排污量（吨）—ppm（污染物的集中度 parts per million）转换系数分别为 $a_1 = 1.5$，$a_2 = 1.0$。如果不进行任何控制，它们将分别产生 20 吨污染。环境标准为 12 ppm。

（1）如果建立排污许可制度，需要发放多少排污许可，价格是多少？

（2）如果将排污许可拍卖，每个污染源将花费多少钱来购买排污许可？

（3）如果开始时给两个污染源各免费分配一半排污许可，每个污染源最终将花费多少钱来购买排污许可或出售多少钱的排污许可？

2. 两个空气污染源的边际控制成本函数分别为 $MC_1 = 1.5q_1$（元），$MC_2 = q_2$（元），式中，q_1，q_2 分别为排污控制量。排污量（吨）—ppm 转换系数分别为 $a_1 = 0.5$，$a_2 = 1.0$。如果不进行任何控制，它们将分别产生 20 吨污染。环境标准为 9 ppm。

（1）如果建立排污许可制度，需要发放多少排污许可，价格是多少？

（2）如果将排污许可拍卖，每个污染源将花费多少钱来购买排污许可？

（3）比较第 1 题和第 2 题的结果并解释。

3. 两公司控制污染的边际成本分别为 $MC_1 = 200q_1$，$MC_2 = 100q_2$，式中，q_1，q_2 分别为两公司减少的排污量。假设不进行任何排污控制，每个公司的排污量分别为 20 吨。

（1）计算减少的排污总量为 21 吨时的成本有效配置。

（2）如果给第一个污染源 9 吨排污许可，第 2 个污染源 10 吨排污许可，排污许可的市场价格是多少？在交易后每个污染源最终持有多少吨排污许可？交易后每个污染源用于购买排污许可的净支出为多少？

（3）假定该区域内出现了一种新的污染源，其固定的边际控制成本为 1 600 元。如果不进行任何控制，将排放 10 吨污染物。控制责任将如何分配？每个企业将处理多少污染物？排污权价格将如何变化？交易将如何进行？

4. 石油行业有企业 A 和企业 B，利润与排污量的关系分别为 $\pi_A = 100Q_A -$

Q_A^2，$\pi_B = 200Q_B - 2Q_B^2$

(1) 无任何控制下，A 和 B 将分别排放多少污染？利润分别为多少？

(2) 环保部门希望能够减少 60%的污染量，于是规定每个企业减少 60%的排污量，这时 A、B 又将排放多少污染，利润分别为多少？

(3) 环保部门意识到借助市场的力量能更有效地控制污染，于是通过按照(2)问中的排放量分别向 A、B 发放排污许可，A、B 间将如何交易？两企业的利润分别为多少？

(4) 有人提议还可以征收排污费，为减少 60%排污量应收取多少排污费？两企业的排污量和利润分别为多少？

(5) 还有不同意见认为应该补贴减少污染的企业，为达到 60%的减少目标应补贴多少？两企业的排污量和利润分别为多少？

(6) 作为环保部门的领导，你需要兼顾减少污染的目标、减少污染的效率以及实施的成本，上述 4 种方法中你会选择哪一种？

参考文献

Dales, J.H., 1968, "Land, Water and Ownership", *Canadian Journal of Economics*, 1, pp.791—804.

Dales, J.H., 1968, *Pollution*, Toronto: University of Toronto Press.

Gilpin, Alan, 2000, *Environmental Economics: a Critical Overview*, New York: John Wiley.

Hufschmidt, M.M.et al., 1983, *Environment, Natural Systems, and Development: an Economic Valuation Guide*, Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

Tietenberg, Tom, 2006, "Tradable Permit Appproaches to Pollution Control", *The Colby Reader*, http://www. colby. edu/par/Holiday% 2099/Tradable%20Permit%20Approaches%20.

Turner, R. Kerry, David Pearce and Ian Bateman, 1994, *Environmental Economics: an Elementary Introduction*, New York: Harvester Wheatsheaf.

王庆玉主编:《环境经济学》,中国环境科学出版社 2002 年版。

保罗·R.伯特尼和罗伯特·N.史蒂文斯,《环境保护的公共政策》第 2 版,上海三联书店、上海人民出版社 2002 年版。

哈弗斯密特等,过孝民等译:《环境、自然系统和发展:经济评价指南》,烃加工出版社 1988 年版。

张世秋:《可持续发展的经济手段》,载张坤民主笔:《可持续发展论》,中国环境科学出版社 1997 年版。

▶18

不确定性和控制手段的选择

在现实生活中存在各种不确定性。不确定性对排污者的行为和排污控制手段的选择有着一定的影响。如果政府建立了一个排污权交易市场，企业会不会进入市场进行交易呢？回答是不确定的。谁也不敢说企业不会采取其他对策。在这种存在不确定性的情况下还要建立排污权交易市场吗？本章从理论上讨论存在不确定性的情况下，如何选择排污控制手段。本章所使用的模型是在 Baumol 和 Oates (1988)的基础上修改而成的。

18.1 确定情况下收费和排污权交易的等同性

我们首先讨论确定情况下的排污控制手段。如果追求社会福利最大化的政府确定地知道有关各函数，排污收费和排污权交易会得到完全一样的排污量，尽管两者的信息成本和控制成本可能不同。政府如果能得到所有信息，就可以确定庇古税的水平，向企业征收。政府也可以向企业分发排污权，排污权的自由交易将把排污权的价格抬高到庇古税的水平。这时，对排污者整体来说，向政府交排污费和在市场上购买排污权是相同的。排污费和排污权交易把排污限制在同样水平上(图 18.1)。

图 18.1 中，纵轴向右表示排污减少量，向左表示排污量。曲线 *MEC*/*MSB* 表示边际外部成本或边际社会效益，从排污量的角度看，随着排污量的增加，进一步增加排污量所带来的边际外部成本增加；从排污减少量的角度看，边际外部成本的消除也是边际社会效益，随着排污量的减少，边际社会效益减少。本章以下把边际外部成本/边际社会效益曲线简称为边际社会效益曲线(*MSB*)。曲线 *MAC* 为边际控制成本(或简称为控制成本曲线)。它向右上方倾斜，表示排污量越少(排污控制量越多)，进一步增加排污量的边际控制成本越高。最优解为点 E，在该点边际社会效益等于边际控制成本。相应的最优排污量为 q^*。细心的读者会发现图 18.1 与图 17.1 是十分相似的，唯一的不同是横轴的方向相反。我们把它作为讨论不确定性的起点。

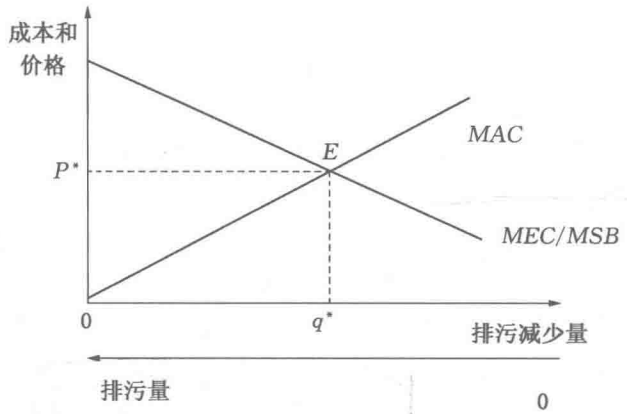


图 18.1　不确定性和控制手段的选择

政府可以通过对每一单位收取 P^* 金额的费用而达到最优解 E，排污者会发现交税不如采取措施使污染的减少量达到 q^*。同样，政府也可以分发一定数量的排污权，使污染的减少达到 q^*。排污权的总量应为 q^*。假定排污权的市场是完全竞争的，排污权额价格会哄抬到 P^*。这样，两种手段都会使排污量达到最优水平。

18.2　社会效益函数不确定情况下排污收费和排污权交易的比较

当政府管理者对有关函数的曲线的位置没有确切的了解时，计算污染的最优值时就会发生误差。本节先讨论不确定的边际社会效益曲线，下节讨论不确定的控制成本曲线。不确定的边际社会效益曲线由图 18.2 表示。

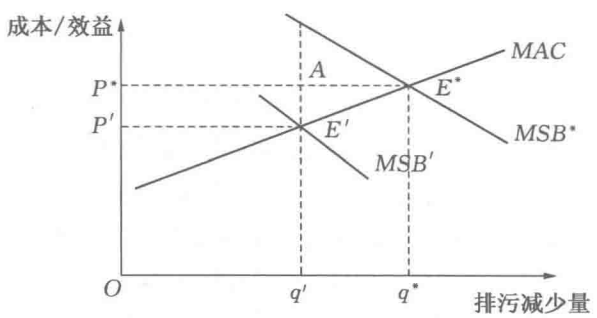


图 18.2　不确定的边际社会效益曲线

图 18.2 中，政府确切了解控制成本曲线 MAC。政府认为边际社会效益曲线为 MSB'，选择 E' 为最优解。政府或者收费 P'，或者发出 q' 排污权。如果管理者的判断是正确的，且排污权市场是完全竞争的，两种政策的效果是一样的，排污量均为 q'。

如果政府管理者认为边际社会效益曲线是 MSB'，而实际上边际效益曲线是 MSB^*，实际上的边际效益高于管理者所想象的，因此减少排污的效益更高，q' 单位排污减少就不够了。实际上的最优解是 E^*，相应的最优排污量是 q^*。由于选择 q' 而不是 q^* 所造成的社会损失在图中为三角形 A。相反，如果实际的 MSB 曲线低于政府的想象，排污减少量和社会损失如何呢？读者可以自己推算。

因此，对社会效益曲线的错误估计会造成社会损失。在社会效益曲线不确定的情况下，我们还希望知道两种基本的排污控制手段的效果有无不同。给定任何边际控制成本函数 $MAC(q)$，如果把价格（排污费）定为 $P^* = MAC(q^*)$，在竞争市场上排污减少量就会为 q^*。如果排污权定为 q^*，排污权的均衡价格就是 P^*。也就是说，这些价格和数量仅仅依赖控制成本函数，完全不依赖于社会效益函数的形状或位置。因此，政府既可以分发排污权直接设定 q^*，也可以通过设定 P^* 间接设定 q^*。给定控制成本函数两种方法的效果一样。

总之，对社会效益曲线的估计错误会造成社会损失，但是无论管理者选择排污收费还是排污权交易结果都一样。就是说，效益曲线位置的不确定性对于排污控制手段的选择并无影响。

18.3 控制成本不确定情况下排污收费和排污权交易的比较

如前所述，排污权交易和排污费在一些方面是不同的。排污权交易保证一个排污量的上限，无论保持这一排污量的成本有多高。另一方面，假设企业使成本最小化，征收排污费保证边际排污控制成本等于排污费，不管相应的排污量有多少。因此，实行排污权交易可以确保达到某一排污减少量，但对达到这一减少量的成本没有完全的把握。而征收排污费可以把握控制成本，但对排污减少量没有完全的把握。

如果管理者错误地估计了控制成本函数，他所估计的最优排污减少量和最优排污成本将可能是错误的。在现实中，由于企业虚报排污控制成本，政府预期的边际控制成本可能会高于实际的边际控制成本。当实际的边际控制成本曲线低于预期的边际控制成本曲线时，如果事先把目标定在预期的最优水平，实行排污权交易时排污减少量不足，而征收排污费时排污减少量过多。请看图 18.3。

图 18.3 中，假设边际社会效益曲线是确知的。边际控制成本曲线则存在不确定性。政府估计的控制成本曲线为 MAC'，相应的“最优解”为 E'。然而，实际的控制成本曲线为 MAC^*，位于估计的成本曲线的下方，真实的成本低于估计的成本。相应的真正的最优解为 E^*。这种情况下，真实的最优解 E^* 位于估计的最优解 E' 的右下方。估计的“最优”排污减少量 q_t 一定小于实际的最优排污减少量 q^*。而由征收排污费而得到的排污减少量 q_f 则一定大于 q^*。就是说，如果 MSB 曲线向右下倾斜，MAC 曲线向右上倾斜，则我们有 $q_t < q^* < q_f$。

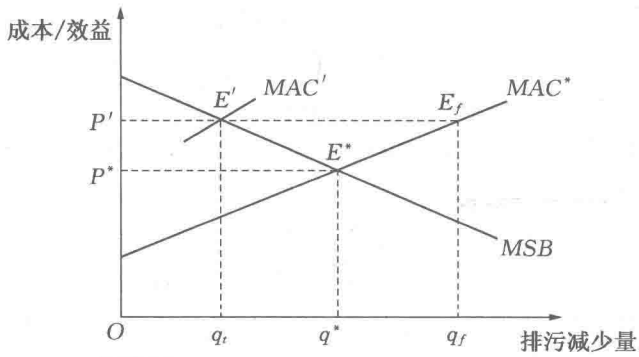


图 18.3　不确定的控制成本曲线

采取排污权交易得到的 q_t 不足，这是因为高估了控制成本。排污费得到 q_f，比最优排污减少量大，也是因为制定排污费时高估了控制成本。

18.4　曲线的斜率与控制手段的选择

我们来看各曲线的效率对控制手段选择的影响。

18.4.1　社会效益曲线的斜率

图 18.3 中，q^* 落在 q_t 和 q_f 之间。$|q_t - q^*|$ 和 $|q_f - q^*|$ 表示排污减少量与最优解之间的偏差。偏差的大小取决于 *MAC* 和 *MSB* 曲线的形状以及控制成本函数的随机误差。

所有其他条件相同，边际社会效益曲线越陡，排污权交易系统中由于对控制成本函数估计错误引起的偏差 $|q_t - q^*|$ 越小，排污收费系统中由于对控制成本函数估计错误而引起的偏差 $|q_f - q^*|$ 越大。请看图 18.4。

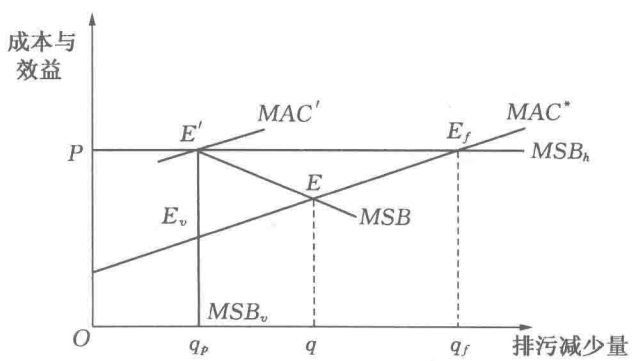


图 18.4　社会效益曲线的斜率与偏差

图 18.4 中，*MAC** 为真实的边际成本曲线，*MAC*′ 为政府估计的边际成本曲线。有三条不同斜率的边际社会效益曲线，其中 MSB_h 是水平的，MSB_v 是垂直

的，第三条是斜的。三条效益曲线对于管理者都是已知的，代表三种情况，它们都经过管理者预计的边际控制成本曲线为 MAC' 时的最优解 E' 点。在排污费系统下，管理者选择排污费 P，在排污权交易的情况下，管理者选择排污减少量 q_p。我们可以比较两种不同排污控制系统中由于对控制成本曲线估计的错误使排污减少量偏离最优值的幅度。当边际效益曲线是水平线时（MSB_h），排污费达到真实的最优排污减少量 q_f；而排污权交易的偏差（$|q_f - q_p|$）相当大。在另一个极端，当边际社会效益曲线是垂直的时候（MSB_v），正好相反，排污权交易达到真实的最优解，而排污费的偏差最大（$|q_f - q_p|$）。

把两种极端的情况和两种中间情况都考虑进来，我们看到，从 E_f 开始，边际社会效益曲线越来越陡，真实最优解沿真实边际控制成本曲线左移。这使真实最优解离排污费均衡点 E_f 越来越远，离排污权交易均衡点 E_v 越来越近。相应地，真实最优排污减少量也向左移动。

以上结果直观上可以这样解释：当边际社会效益曲线很陡时，边际控制成本的大幅度下降只意味着排污减少量的少量增加是正当的，因为排污量的减少所增加的社会效益微乎其微。另一方面，排污减少量增加时，如果边际社会效益几乎不下降（边际社会效益曲线是水平的），尽管对边际控制成本曲线的估计有误，真实最优控制成本和估计值的偏差不会很大，相应的排污费也不会有很大偏差。也就是说，如果边际社会效益相对固定，排污费的计算即使建立在估计的成本函数的基础上，也会接近真实成本。

18.4.2 边际控制成本曲线的斜率

假设所有其他条件不变，通过 q_f（基于错误估计的成本曲线制定的排污费导致的排污减少量）的边际控制成本曲线越陡，排污权交易产生的偏差 $|q_t - q^*|$ 越大，排污费产生的偏差越小。请看图 18.5。

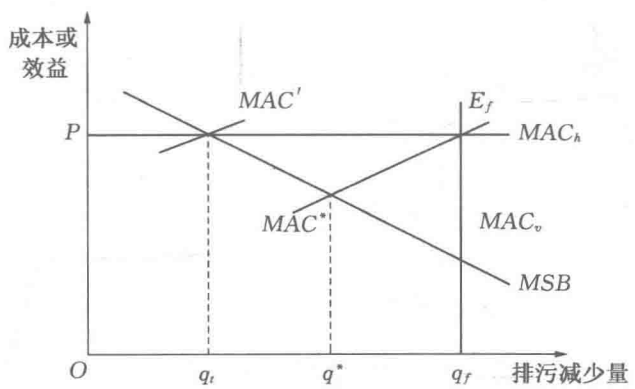


图 18.5 控制成本曲线斜率的影响

图 18.5 中三条真实的边际成本曲线通过 E_f 点（对应于排污费 P 和排污减少

量 q_f)。当边际控制成本曲线越来越陡时,最优排污减少量向右移动,从 q_t,经 q^* 到 q_f。即从排污权交易得到的排污减少量向排污费得到的排污减少量移动。因此,当边际控制成本曲线的斜率变小时,排污权交易产生的偏离变小,排污费产生的偏离变大。

18.4.3 线性效益和控制成本曲线的相对斜率

假设边际控制成本函数和边际社会效益函数都是线性的。当管理者错误地估计边际控制成本函数时,如果两曲线斜率的绝对值相等,排污权交易和排污费将产生同样的绝对偏差。如果边际控制成本曲线斜率的绝对值大于边际社会效益曲线,排污费将产生较小的偏差。反之则结果相反。请看图 18.6。

图 18.6 中,MAC 和 MSB 斜率的绝对值相等。E' 为管理者事先错误地估计的最优解。按照这一最优解,或者征收排污费 P,或者发放排污权 q_t。真实的最优解为 E^*,对应的排污减少量为 q^*。可以证明排污费和排污权交易产生的排污减少量的偏差相等。把直线 q^*E^* 延长到 K。三角形 $E'KE^*$ 和三角形 E_fKE^* 全等,因为它们都是直角三角形,共有一边 E^*K,并且 $E'E^*$ 和 E^*E_f 的斜率相等。因此,$E'K$(排污权交易产生的偏差)等于 KE_f(排污费产生的偏差)。

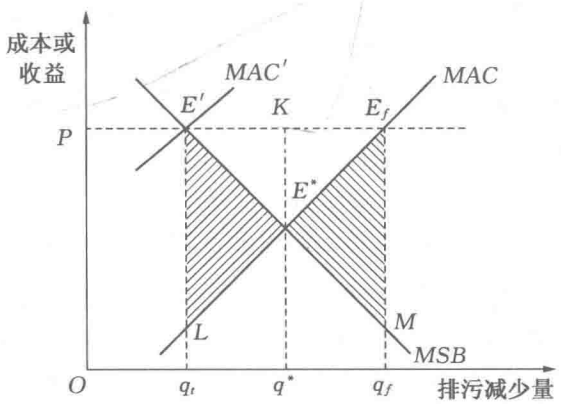


图 18.6 线性社会效益和控制成本曲线的相对斜率

18.4.4 社会效益和控制成本曲线的相对斜率与消费者剩余和生产者剩余

以上我们仅讨论了排污减少量的偏差,还没有讨论社会福利的损失。管理者错误估计的社会损失要由消费者剩余和生产者剩余的变化来衡量。一般来说,排污费和排污权交易对剩余的影响是不同的。请看图 18.7。

图 18.7 中,面积 X 表示成本曲线估计错误的情况下排污权交易产生的社会损失,面积 Y 表示排污费产生的社会损失。图形表示两者所产生的损失不一定相等,

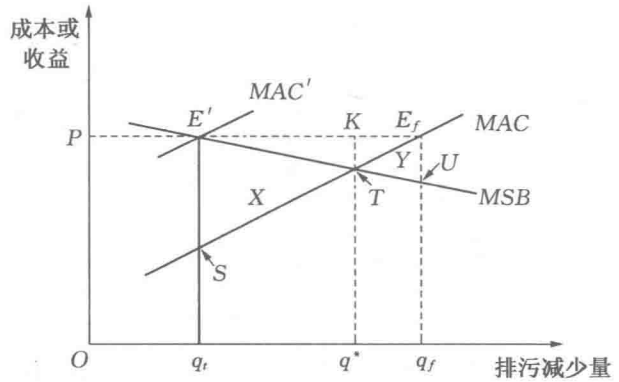


图 18.7　排污费和排污权交易对剩余的影响

两者的大小取决于边际社会效益曲线和边际控制成本曲线的斜率。

假设边际社会效益曲线和边际控制成本曲线都是线性的，且边际社会效益曲线是确定地已知的，而边际控制成本曲线的估计存在误差。又假设管理者是风险中性的，追求福利最大化。在这种情况下，如果两条曲线的斜率相等，排污权交易和排污费所产生的福利损失是相等的。如果两条曲线的斜率不等，当边际控制成本曲线比边际社会效益曲线陡时，排污费是较好的政策工具；相反，当边际社会效益曲线比边际控制成本曲线陡时，排污权交易是较好的政策工具。

以上结论可用图说明。图 18.6 中两条曲线斜率相等意味着 $E'K = KE_f$，这又意味着斜线覆盖的两个三角形 $E'E^*L$ 和 E_fE^*M 面积相等。这两个三角形分别代表排污权交易和排污费造成的福利损失。因为两个三角形相似，且 $E'K$ 和 KE_f 是各三角形通过 K 点的高。排污减少量的偏差和福利损失的关系可由下式表示（参看图 18.7）：

$$(E'K)^2/(KE_f)^2 = \text{面积 } E'ST/\text{ 面积 } TUE_f$$

因此，在图 18.7 中，当边际控制成本曲线比边际社会效益曲线陡时，排污费的预期福利损失小于排污权交易的福利损失。相反，当边际社会效益曲线比边际控制成本曲线陡时，排污权交易的福利损失小于排污费的福利损失。

18.5　控制手段的选择与混合使用

上节的结论并不意味着排污费和排污权交易绝对地孰好孰坏。在特定的情况下，当人们得到一些有关边际成本和边际效益曲线的形状的信息时，上节的结论才能作为手段选择的指导原则。对整个经济来说，在某些情况下这种手段较好，在另一些情况下另外一种手段较好。

排污费是规定一个排污价格，排污权交易是规定一个最高排污量；一个是价格控制，一个是数量控制。到此为止，我们都假设数量控制和价格控制是单独使用的。如果把两者混合在一起，会产生什么样的效果呢？能不能克服不确定情况下

排污费或排污权交易的缺点呢？Roberts 和 Spence(转引自 Baumol and Oates, 1988)设计了一个排污权交易、排污费和补贴的混合控制系统，这个系统减少了不确定性。在该系统中，管理者同时使用三种控制手段。管理者发放若干可交易的排污权，在排污权市场上产生每一排污权的均衡价格 p。同时，管理者允许排污者在没有排污权(或排污权用完)的情况下排污，但对每单位排污收取排污费 f。最后，管理者对每单位没有使用的排污权给以补贴 s，$s \leqslant f$。

这三种控制手段的关系是这样的。如果 $p > f$，人们就宁愿支付排污费而不愿购买排污权，因此，p 一定会下降，直至等于或低于 f。另一方面，如果 $s > p$，人们就会买尽可能多的排污权，囤积起来，获得每单位 $s-p$ 的净收益，但是没有人愿意在这一价格下出售排污权。因此 s 也不能大于 p。这样，在均衡状态三个变量之间的关系是 $s \leqslant p \leqslant f$。排污费和补贴规定了排污权价格的取值范围。

有趣的是，通过选择 s 和 f 的值，混合系统可以变为单一的排污权交易系统或排污费系统。在一个极端，如果让 $s=0$，$f=\infty$，补贴和排污费实际上就不存在了，混合系统就变成了单一的排污权交易系统，变成单一的数量控制。在另一个极端，如果让 $s=f=k$，那么，排污权价格就只能是 k，混合系统变为单一的排污费系统，系统中排污费为 k。

通过选择可控变量 s、f 和排污权的发放数量，管理者可以设计控制系统，追求福利的最大化。其结果至少不比单一的排污权交易系统或排污费系统更糟。这是由于以下三点理由：

第一，因为单一系统只是混合系统的特例。如果某一单一系统最优，管理者只需选择适当的控制变量，使混合系统变为某种单一系统即可。

第二，在单一的排污权交易系统中，由于控制成本不确定，选择固定的预期最优的排污减少量 q^* 存在两种潜在危险：(1)如果在 q^* 处，管理者估计的控制成本过高，那么，排污减少量 q^* 就会比真实最优排污减少量小。(2)如果在 q^* 处，估计的控制成本过低，q^* 就会比真实最优排污减少量大。混合系统可以通过调节排污费和补贴，避免这两种偏差。如果使 f 低于真实边际控制成本，排污者只要对多于排污权的排污量支付排污费 f，就可以排放比排污权多的污染，不受排污权的限制；如果使 s 高于控制成本，排污者就不会受排污权的限制，继续减少排污量并且为得到补贴而囤积排污权。因此，当排污权交易系统的效果不好时，混合系统将使排污者自动转换到排污费系统，不受排污权数量的限制，自动调节到最优排污量。

第三，在单一的排污费系统中，当成本函数不确定时，基于管理者估计的边际控制成本曲线的固定的排污费 f 也可能产生不好的效果，达不到最优排污量。如果使排污费变为排污量 q 的函数 $F(q)$，并使其边际量等于与 q 对应的边际社会效益，即 $\mathrm{d}F(q)/\mathrm{d}q = MSB(q)$。相应地，在图上排污费就不是一条水平线，而是与边际社会效益曲线重合的一条斜线。这样，在任何不等于最优值的 q 值，排污者将发现边际控制成本不等于边际排污费，这会刺激排污者向最优排污减少量移动。排污者所选择的排污量必然处于边际控制成本曲线与边际排污费曲线(即边际社

会效益曲线)的交点,即最优排污量。管理这一系统,管理者完全不需要任何有关边际控制成本的信息,并且也与边际控制成本曲线的不确定性完全无关。

Roberts 和 Spense 模型介于水平线排污费 f 和倾斜的 $F(q)$ 曲线之间,其排污费曲线是一条折线,是 $F(q)$ 的近似,如图 18.8 所示:

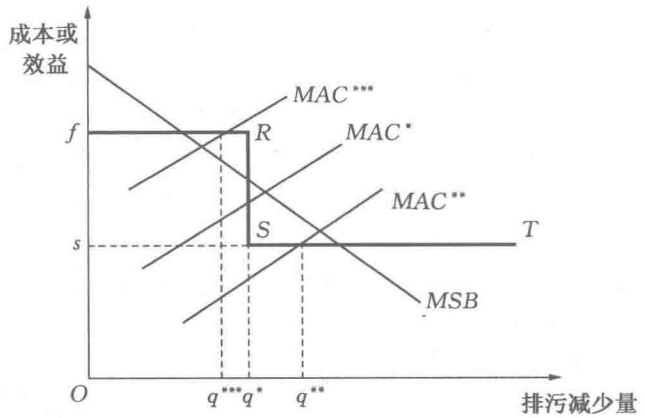


图 18.8 Roberts-Spense 模型

图 18.8 中有三个控制变量 q^*、f 和 s。当排污减少量少于 q^* 时,有排污费 f,当排污减少量大于 q^* 时,有补贴 s,进一步排污的机会成本是失去的补贴。在线段 SR,有价格 p,$f \geqslant p \geqslant s$。和水平线比较,$fRST$ 是对边际社会效益曲线 MSB 的较好的近似。可以看到,当成本曲线不确定,为极端情况 MAC^{***} 和 MAC^{**} 时,排污量处于 q^{***} 和 q^{**} 之间。q 的偏差减小了。

如果把图 18.8 的 $fRST$ 线称为"一个台阶曲线"的话,Roberts 和 Spense 设计了多台阶的排污收费曲线,这些曲线更接近边际社会效益曲线,使福利增加。当台阶无穷多时,我们就回到前面讲的可变收费函数 $F(q)$,该函数与边际社会效益曲线重合,是最优的。

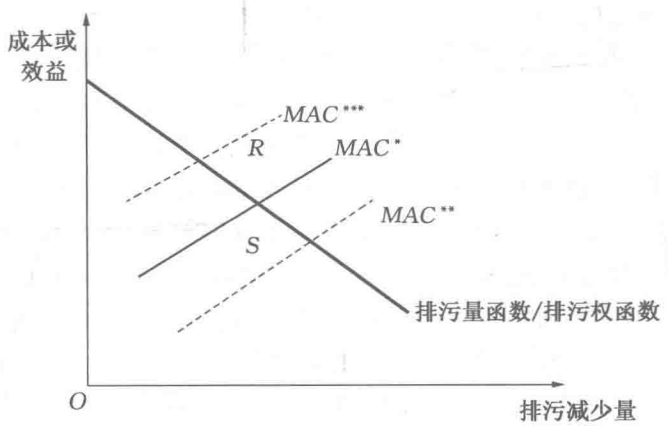


图 18.9 排污量函数或排污权函数

总而言之，在边际控制成本不确定的情况下，一劳永逸的解决办法就是让排污费成为排污量的函数，与边际社会效益曲线重合。这样不管边际控制成本曲线处于什么位置，两线的交点决定的排污量，一定是最优排污量。另一方面，这也相当于把排污权作为价格的函数，使排污权成为一条与边际社会效益曲线重合的曲线。这可以由图 18.9 表示。当然，在以上所讲的所有这些情况中，边际社会效益曲线必须是已知的。

本章小结

本章讨论了存在不确定性的情况下如何选择排污控制手段。确定情况下，排污收费和排污权交易会得到完全一样的排污量。当管理者对有关函数的曲线的位置没有确切的了解时，计算污染的最优减少值时就会发生误差。对边际社会效益曲线的估计错误会造成社会损失，但是，无论管理者选择排污收费还是排污权交易，结果都一样。认识效益曲线位置的不确定性，对于选择排污控制手段并无影响。如果管理者错误地估计了控制成本函数，他所估计的最优排污减少量和最优排污成本将是错误的。当实际的边际控制成本曲线低于预期的边际控制成本曲线时，如果事先把目标定在预期的最优水平，实行排污权交易时排污减少量不足，而征收排污费时排污减少量过多。边际社会效益曲线和边际控制成本曲线的斜率对不确定情况下不同排污控制方法的偏差有影响。因此，排污费和排污权交易并不能绝对地区分孰好孰坏，必须根据有关边际控制成本和边际社会效益曲线的信息，选择适用的手段。管理者还可以把排污权交易、排污费和补贴结合起来混合使用。

习题

1. 重复 18.3 节和 18.4 节的分析，假设真实的边际成本曲线在估计的边际成本曲线的上方。

2. 假设边际控制成本曲线不确定，画图表示、比较并说明边际效益曲线比边际控制成本曲线陡时，排污费和排污权交易产生的福利损失。

3. 假定边际排污控制成本曲线是确定的，为 $MC=10+q$，排污的边际效益曲线是不确定的，管理者认为的边际效益曲线 $MB^{*}=100-q$，实际的边际效益曲线为 $MB^{**}=150-q$。

(1) 计算管理者所确定的排污量和最优排污量。

(2) 计算管理者错误估计效益曲线所造成的社会福利损失并加以说明。

4. 假定排污控制边际效益曲线是确定的，为 $MB=100-q$，排污的边际成本曲线是不确定的，管理者认为的边际成本曲线 $C_a=40+q$，实际的成本曲线为 $C_t=20+q$。

(1) 计算管理者所估计的排污量和真实的最优排污量。

(2) 计算管理者错误估计成本曲线所造成的社会福利损失并加以说明。

5. 在边际社会效益曲线存在不确定性的情况下，设计一种排污控制系统使排污量始终保持在最优排污量水平。

参考文献

Baumol, William J. and Wallace E. Oates, 1988, *The Theory of Environmental Policy*, 2ed., Cambridge, UK: University of Cambrige Press.

▶19

不完全竞争和污染控制

本书以前各章在讨论排污控制的措施时，一般都假设存在完全竞争，企业是价格和排污费的被动接受者。企业决定其行为时，是把价格和排污费作为给定的。前文中我们曾经讨论过不完全竞争下的庇古税。在 16.6 节中，我们看到当不完全竞争被引进时，庇古税就不是最优的了。本章的主要模型是在 Baumol 和 Oates (1988)的基础上修改而成的。

19.1 企业对产品市场的垄断与庇古税

在现实生活中，很多市场并不是完全竞争的，很多企业具有不同程度的市场势力，可以在一定程度上影响价格。最极端的情况是单一企业垄断市场。垄断对排污控制有什么影响呢？

19.1.1 垄断对庇古税的影响

我们首先讨论企业垄断其所生产的产品的市场，同时企业在生产过程中产生排污的情况。为什么庇古税在产品市场垄断的情况下不是最优的呢？因为这里存在两种扭曲：企业对产品市场的垄断减少了产量，同时企业的生产产生了外部性。庇古税通过减少产量减少了外部性的成本，但同时又进一步减少了产量，使社会由于产量减少而受到的福利损失增加了。图 19.1 给出了垄断企业的成本曲线和需求曲线。

图 19.1 中，垄断企业面临的需求曲线 D 向右下倾斜(而不是水平的)，这是因为市场上只有一个企业，企业的需求曲线就是市场需求曲线。与需求曲线对应的边际收益曲线 MR 在需求曲线的内侧向右下倾斜。企业面对边际私人成本曲线 MPC 和边际社会成本曲线 MSC，两者之间的垂直距离为边际外部成本 MEC。企业为使利润最大化，必须使 $MPC = MR$，垄断产量为 QM。而在完全竞争条件下的均衡点为价格等于边际社会成本的点，即 $P = MSC$，此时的产量 Q^* 为最优产量。

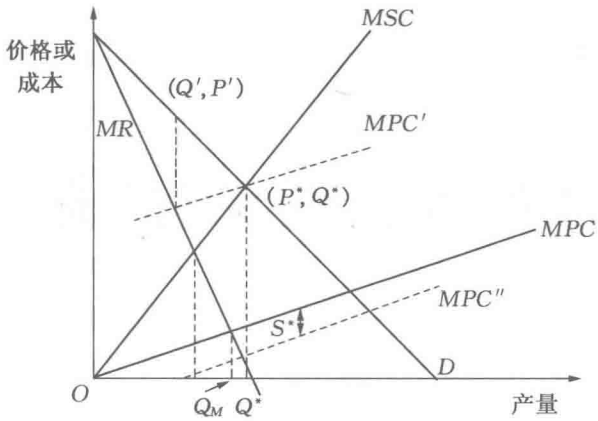


图 19.1　垄断情况下的庇古税或补贴

现在向企业征收庇古税，这将提高企业的边际私人成本，减少企业的产量。如果在 Q^* 设立庇古税，使其等于全部边际外部成本 MEC，会使企业的边际私人成本曲线由 MPC 上升为 MPC'。垄断企业为了利润最大化，使 $MR = MPC'$，结果使产量为 Q'，价格为 P'，进一步偏离最优产量和价格。我们的目的是得到 Q^*，这是完全竞争情况下的最优产量。这需要把 MPC 拉下到 MPC''，使 $MR = MPC''$，才能得到 Q^* 和 P^*。但这样做需要设置补贴 S^* 而不是税收。就是说，由于垄断已经大幅度地减少了产量，要达到社会最优产量，我们不但不能减少产量，而且需要用补贴来使垄断企业增加产量。

以上结果取决于各条曲线的形状，取决于各变量之间的关系。重画图 19.1 并改变 MPC 和 MSC 的形状可以得到正的庇古税。

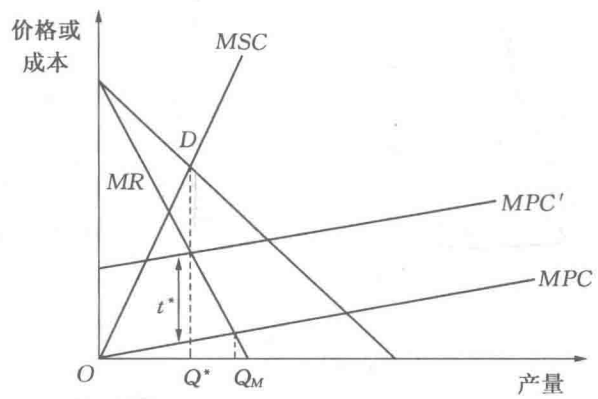


图 19.2　不完全竞争下正的庇古税

图 19.2 中，MSC 和 MPC 的差别很大。MPC' 和 MR 的交点给出 Q^* 和 P^*。庇古税 t^* 是正的。庇古税是正还是负，取决于在 Q^* 边际收益 MR 是大于还是小于初始的边际私人成本 MPC。而这又取决于 MEC 的大小，MEC 越大，在最优产量点上的 MR 越可能大于 MPC。这说明，在不完全竞争下，如果边际外部成本相

对于边际私人成本较大时，仍需要庇古税。在社会最优产量 Q^*，如果边际收益小于边际私人成本，企业的产量就会小于社会最优产量，这时政府需要给企业以补贴才能使产量达到社会最优水平。

但是，无论庇古税为正为负，最优庇古税都不等于最优产量上的 MEC。原因在于我们同时在解决两个问题：外部性和垄断。如果首先改正了垄断问题，使价格 P 等于边际私人成本 MPC，再克服外部性问题，那么，庇古税就会等于 MEC^*。

以上结果可以总结如下：

完全竞争：

$$t^* = P - MPC = MR^* - MPC^* = MEC^*$$

不完全竞争：

如果　　$MPC^* > MR^*$，$S^* = MPC^* - MR^*$

如果　　$MR^* > MPC^*$，$t^* = MR^* - MPC^*$

这里 S^* 表示最优补贴。

19.1.2 次优庇古税

环保部门一般无权对垄断企业给予上述补贴。在环保部门只能征收庇古税的情况下，什么是次优庇古税？这里所谓的“次优”是在只能征收庇古税的约束条件下的最佳选择。在这种情况下，既要考虑污染造成的外部性，也要考虑到垄断企业减少产量对社会造成的损害。社会福利的最大化要求把垄断企业产品的价值和提供这一产量的完全社会成本之差最大化。Barnett(1980)得到的结果是：

$$t^* = t_c - \left| (P - MC) \frac{dy}{ds} \right| \tag{19.1}$$

19.1 式中，t^* 为次优庇古税，t_c 为完全竞争情况下的庇古税，P 为产品价格，MPC 为边际私人成本，s 为排污水平。等式右边第一项为完全竞争情况下的庇古税，第二项为产量减少所引起的福利损失，该损失是用边际产品价值和边际私人成本之差乘以一单位排污量减少所引起的产量的减少表示的。因此，对垄断企业征收的次优庇古税应低于对完全竞争企业征收的最优庇古税。

19.1.3 庇古税对社会福利的影响

在排污控制实践中，对完全竞争企业和不完全竞争企业收取不同的庇古税可能极大地增加管理工作量，包括收集每个企业的需求曲线和控制成本的信息的工作量。这实际上几乎是不可能的。是否可以对所有企业征收统一的庇古税？这在相当程度上取决于对垄断企业收取一般的庇古税时社会福利损失的大小。我们用画图的方法来表示福利的变动。

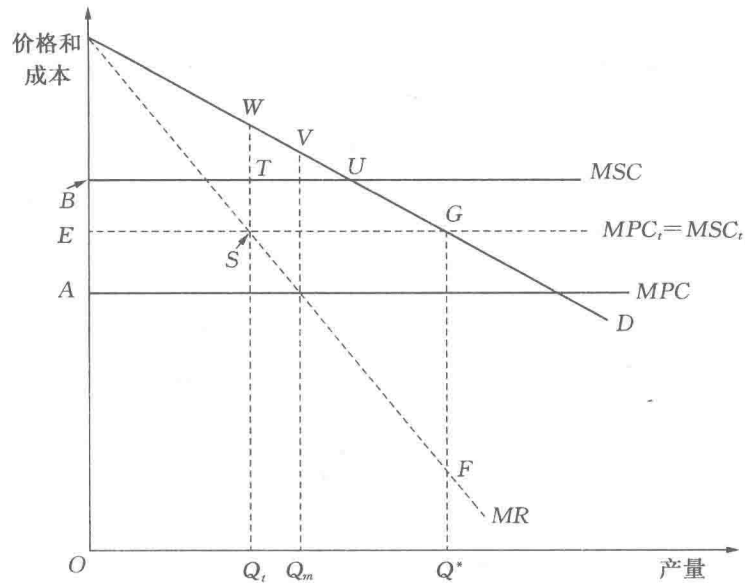


图 19.3　产品市场垄断情况下的福利

图 19.3 中，与前面两图不同，为了简化以后的分析，假定垄断企业的边际私人成本曲线是水平线 MPC，每一单位生产所造成的外部成本为 AB，从而社会边际成本曲线为 MSC。受利润最大化动机驱使，遵循边际收益等于边际私人成本的原则，企业的产量为 Q_m（$MR = MPC$）。我们再增加一个假设：向企业征收庇古税将提高边际私人成本 MPC，这迫使企业采取降低成本的技术，使边际社会成本 MSC 有所降低。当全部污染成本被内化（由企业承担）时边际私人成本等于边际社会成本，即 $MPC_t = MSC_t$，这时最优产量为 Q^*，产品以最低社会成本生产。这是完全竞争市场加庇古税所得到的最优产量，也是我们的目标。这时垄断企业为了利润最大化，使边际收益 MR 等于边际私人成本 MPC_t，产量为 Q_t，要达到最优产量，需要庇古税 TS（迫使企业降低私人成本）加补贴 GF。

在现实中，环保部门只有权征收庇古税，无权给予补贴。可能的选择只是是否征收庇古税。这需要比较福利的增加和损失。在图 19.3 中，庇古税 BE 使产量从 Q_m 下降到 Q_t，这使社会福利增加了面积 $EBTS$。然而，产量的减少同时使消费者剩余减少了 $UVWT$。庇古税的净效益是这两块面积之差。一些经验研究表明，庇古税使社会福利的增加明显大于社会福利的减少（Oats and Strassmann，1984）。如果这是正确的，对垄断企业可以忽略垄断引起的产量扭曲，与其他企业一样征收庇古税。

19.2　影响排污费水平的排污者

不完全竞争的另一种情况是，排污者不是排污费的简单接受者，它们可能对排污费的高低产生影响。在一些地理上狭小的地区，比如说一个小城市，往往只有几个主要的排污企业，这些企业的行为可能影响排污费的高低。这些企业不仅调整

其产量来影响所缴纳的排污费的总量，而且调整其行为来影响单位排污费的高低。

就单位排污费或庇古税的税率而言，庇古税的定义有一些模糊之处。假设在最优解，排污量为 100 吨，每吨排污的边际损害是 5 元；现在实际的排污量是 500 吨，每吨排污的边际损害是 10 元。现在庇古税应该等于 5 元还是 10 元，等于最优的边际损害还是现在的边际损害？庇古税并没有明确的定义。这就给政策制定者留下了一些模糊的空间。

问题是，如果我们从一开始就制定一个最优庇古税，此后不管排污量有何变动，庇古税都不变，企业自然没有动机去影响庇古税。但是政策制定者也可能根据排污水平而调节庇古税。但是，如果庇古税是根据不同排污水平上的边际损害而不断调节的，企业可能就有动机以其行为（排污量的多少）去调节庇古税的高低。

现在我们假设社会上有一家企业排污，对其他个人和企业产生负的外部性。我们在第 16 章得到确定最优污染量的条件，即边际控制成本等于边际外部成本：

$$\frac{\partial TSB}{\partial W}=-\left(\frac{\partial TAC}{\partial W}+\frac{\partial TEC}{\partial W}\right)=0 \tag{19.2}$$

式中，TSB 为总社会效益，TAC 为总控制成本，TEC 为总外部成本，W 为污染排放量。

总量对排污量求导就是边际量。我们假定外部成本 TEC 等于污染排放量 W 乘以单位外部成本 D。当 D 不随污染量 W 变化时，边际外部成本就等于常量 D，(19.2)式变为：

$$-MAC=MEC=D \tag{19.3}$$

当边际控制成本等于边际外部成本 D 时，污染量达到最优水平，庇古税 t 应该等于边际外部成本 D。

现在我们假定边际外部成本不是一个常数，而是污染量的函数，随污染量的变化而变化。边际外部成本 D 随排污量 W 的变化而变化，即 D 是 W 的函数。在这种情况下，排污企业的利润可以表示为总收益减总控制成本减庇古税：

$$\pi=TR-TAC-Wt=TR-TAC-WD \tag{19.4}$$

式中，π 为利润，TR 为总收益，Wt 为庇古税。

利润对排污量求导，得到企业最优排污量的条件：

$$\frac{\partial \pi}{\partial W}=-\frac{\partial TAC}{\partial W}-D-W\frac{\partial D}{\partial W}=0 \tag{19.5}$$

把(19.5)式与(19.2)式比较，我们发现企业的最优排污条件比社会最优排污条件多了最后一项，即排污量乘以边际外部成本随排污量的变动。只有在最后一项等于 0 时，两式才相等。然而如果社会上只有一家企业排污，必然会产生外部性，最后一项不为 0。在这种情况下边际外部成本等于 $D+W\dfrac{\partial D}{\partial W}$，庇古税就变为：

$$t=D+W\frac{\partial D}{\partial W} \tag{19.6}$$

这意味着，在最优排污量，边际控制成本等于原有的边际外部成本 D 加上边际外部成本的变动(乘以排污量)。就是说，如果边际外部成本随排污量的变化而变化，排污费就不仅要考虑原有的边际外部成本，而且要考虑边际外部成本的变动。

案例 19.1

我国的污染大户

火力发电行业是中国主要的环境污染大户。

火力发电一般是指利用石油、煤炭和天然气等燃料燃烧时产生的热能来加热水，使水变成高温、高压水蒸气，然后再由水蒸气推动发电机来发电的方式的总称。在我国，目前以煤为燃料的火力发电厂占有相当大的比重。

火力发电排放出的烟气、粉尘是大气污染的最主要来源。燃烧煤炭将产生大量硫的氧化物和氮氧化物，是导致酸雨、光化学烟雾、霾等空气污染问题的主要污染物。在环保部调查的全国重点工业企业中，火电的排放量贡献巨大，二氧化硫排放占到约 46%，氮氧化物的贡献约为 66%，粉尘也占到 20%左右。

火力发电厂也是工业用水大户和废水排放大户。随着水资源短缺的加剧和日益严重的环境污染，废水处理在火力发电厂中占有越来越重要的位置。

中国经济的快速增长，伴随的是对能源的巨大需求。目前，中国已超过美国成为第一大发电大国，据统计，2014 年，全国发电量为 5.4 万亿千瓦时(度)，其中火力发电量首次下降，但仍占到约 75%。

火力发电行业是处于政府监管之下的行业，也是一个带有垄断性质的行业，比如在投资、定价等方面未引入竞争机制，各级地方出于自身经济利益的考虑，尤其是利税，面对落实环保政策时会打折扣(因为电力企业都是当地的纳税大户)。垄断带来的排污处理的低水平也加大了排出的污染物对环境带来的危害。

在对电力需求不断增加的市场下，环境问题已经刻不容缓了。环保总局于 2004 年 3 月修订了火电厂排放标准，明确了火电厂大气污染物的排放控制目标。自 2005 年起，2004 年以前建设的火电机组达不到新标准的，在治理项目未实施前，环保部门不得审批机组所属企业的新、改、扩建火电项目。2011 年环保部再次修订了《火电厂大气污染物排放标准(GB13223-2011)》，制定了更加严格的排放标准，面对严格的新标准，不少煤电企业开始探路超低排放。

资料来源：

《中国地方利益成为环保障碍》，凤凰网，2006 年 8 月 18 日。

《火力发电一二三》，能源科学网。

环保部：《2013 年中国环境统计年报》，http://zls.mep.gov.cn。

中国电力企业联合会：《2014 年电力工业运行简况》。

《火电大气污染排放标准执行我国入“超低排放时代”》，中商情报网 2014 年 7 月 28 日。

本章小结

本章讨论了不完全竞争情况下的污染控制。我们首先讨论了产品市场垄断企业在生产过程中产生排污的情况。庇古税在这种情况下不是最优的，因为存在两种扭曲：企业对产品市场的垄断减少了产量，同时企业的污染产生了外部性。庇古税通过减少产量减少了外部性的成本，但同时由于进一步减少了产量使社会由于产量减少而受到的福利损失增加了。本章接着讨论了不完全竞争的另一种情况，排污者不是排污费的简单接受者，这些企业的行为影响排污费的高低。在这种情况下，排污费应当考虑边际外部性随排污量的变动而产生的变动。

习题

1. 为什么庇古税在产品市场垄断的情况下不是最优的？在这种情况下需要什么政策措施？

2. 什么是次优庇古税？在什么情况下需要次优庇古税？次优庇古税应当高于还是低于最优庇古税？

3. 单一企业垄断市场条件下，假设需求曲线为 $p=100-q$，社会边际成本 $MSC=70$，边际私人成本 $MPC=50$，当污染成本由于征收庇古税而内化时的私人边际成本等于社会边际成本，即 $PMC_t=SMC_t=60$。

(1) 计算在无庇古税情况下企业利润最大的产量。

(2) 计算社会最优产量。为了达到最优产量，庇古税和补贴各为多少？

4. W 为污染排放量，q 为污染控制量，污染的边际外部成本为 $MEC=4W$，企业的边际控制成本 $MAC=2q$，无任何控制时，企业将产生 15 个单位的污染。为使外部成本内部化，达到社会有效排污量，政府决定向企业收取每单位污染 t 的排污费。假设市场不完全竞争，企业的行为将影响排污费。企业的最优排污量为多少？排污费为多少？

参考文献

Baumol, William J. and Wallace E. Oates, 1988, *The Theory of Environmental Policy*, 2ed., Cambridge, UK: University of Cambrige Press.

Oats, W.E. and D.L.Strassmann, 1984, "Effluent Fees and Market Structure", *Journal of Public Economics*, 24, pp.29—46.

▶20

污染控制的设计

我们把污染控制的设计作为第四篇污染控制的总结。这大体上是一个实践问题。污染控制是人类设计的一种制度。它深深地体现着设计师的意图，也体现了当时的社会环境和自然环境。这种制度是随着人类治理污染经验的丰富而不断演变的。设计更好的污染控制制度是我们研究污染控制问题的目的之一。

20.1 污染控制工具的种类

在实践中，污染控制的手段种类繁多，大体上可以分为强制性的指令控制手段和经济激励手段。指令控制手段（又称命令控制手段）指政府制定法律、法规，对污染物的排放量和人们的行为作出规定，依法强制实行，对违反规定的行为依法惩处。在各国，指令控制手段通常包括以下内容：由不同层次（例如国家、省级）的立法机构制定有关法律、法规；收集大量技术、经济信息；制定大量的排污标准和其他环保标准；制定处罚细则；监督环保法规的执行，对违规行为实施处罚。传统上，指令控制手段在各国都是主要的污染控制手段。指令控制手段对经济活动当事人直接发生作用，结果比较确定，具有相当的可行性。自 20 世纪 80 年代以来，我国政府制定了大量的环保法律、法规。这些法律、法规包括但不限于：海洋环境保护法、水污染防治法、森林法、矿产资源法、土地管理法、野生动物保护法、环境保护法、水土保持法、固体废物环境污染防治法、环境噪声污染防治法、节约能源法、大气污染防治法、清洁生产促进法、水法、环境影响评价法、草原法、放射性污染防治法、防沙治沙法、固体废物污染环境防治法。我国政府相应还制定了很多的实施细则。这些法律、法规规定了有关环境污染的管理机构，经济活动当事人保护环境的责任，违反规定的处罚，处罚从不同数额的罚款到停产、关厂。指令控制手段直接、简洁、见效快，易于掌握。我国目前存在很多问题是由于没有有效地执行已有的规则。因此，加强法规的严格监督和执行十分重要。应当说明，这些法规中也使用了经济激励手段。但是，指令控制手段有些缺陷：政府要确定排污标准，需要大量的信息；政府必须制定大量的详细的规定；指令控制手段由于不考虑企业的不同情况，牺牲效率，造成浪费；指令控制手段没有调动企业控制污染的积极性。由于指令控制手

段的这些缺点，大多数经济学家偏爱经济激励手段。

由于指令控制手段的缺点，大部分经济学家认为，在充分强调强制性管理的重要性的同时，在条件允许的情况下，应当尽可能地采取经济激励手段。本章也把重点放在经济学家感兴趣的经济激励手段（economic incentive instruments）上。经济激励手段是人工设计的利用经济因素（例如价格、税收、补贴等）调动人们的积极性以鼓励人们保护环境的机制。经济激励手段的主要优点是，由于调动了经济活动当事人的积极性，使当事人以最节约自身成本的方式来控制污染，从而大大减少控制污染的成本。经济激励手段与指令控制手段相比，也更加灵活，可以更迅速地对情况的变动作出反应。经济激励手段的使用还处于尝试阶段，还没有得到政府管理人员、企业和公众的充分理解。经济激励手段的实行需要较高的管理水平，需要市场机制一定程度的发展，这些在中国都相对缺乏。

在实际污染控制中，经济激励手段大体上可以分为以下几大类。在理论上我们把庇古税与排污收费看作是相同的，或者说庇古税是理论基础，排污收费是实际作法。在以下对实际污染控制手段的分类中，我们把费与税分开。两者的区别在于，收费是对超额排污者的罚款或受益者对环境服务的补偿，即收费的对象是特定的一群经济活动当事人。环境税收针对更广泛的人群，例如，消费某种产品的全部消费者或排放某种污染物的全部企业。收费所得一般用于污染控制的特定目标，税收收入理论上则进入政府的整个财政收入，用于更广泛的支出。在现实中，收费与税收的区别并不是很严格的。经济激励手段在各国采取了各种形式，大体上包括：

（1）收费。这是政府对从事污染环境行为或接受某种服务的特定的经济活动的当事人收取的费用。包括排污费（emission charges），即按照超标的排污数量和质量对排污者收费；使用者收费（user charges），即使用者为污染物集中处理支付的费用，例如城市污水处理和垃圾处理的费用；产品收费（product charges），即对生产和消费过程中产生污染的产品收费，例如对煤炭的生产和消费收费；管理收费或行政性收费，政府因提供管理服务对被管理者收费，例如有毒化学品注册收费。由于政府相对于从事经济活动的个人或企业处于垄断地位，所有这些收费都必须有严格的程序，对公众和媒体公开，接受政府内部和公众的严格的监督。例如，排污收费的费率应当等于污染所造成的外部成本。我国和一些国家早期排污收费的一个问题是费率过低，企业宁可交费，不愿减少污染。相比之下，一些国家或地区的罚款额较高。例如，澳大利亚南威尔士对环境污染的罚款就比较严厉，对企业可以处以高达 100 万澳元的罚款，对个人可能处以高达 25 万澳元的罚款或 7 年徒刑（Gilpin，2000，p.144）。

预付金返还制度（deposit-refund system）可以看作一种特殊的收费，主要针对饮料容器，被称为“瓶子法”。具有潜在环境危害的产品一经进入生产过程，生产者就必须支付一定数额的押金，押金等于潜在的社会成本，随着生产和消费过程的进展，合理处置产品的责任在交易者中多次转手，最终由消费者把废弃物交给指定的

处理中心，并得到押金的返还。这种方法被大量用于塑料或玻璃容器的处理。这种方法把难度极大的政府监督转换为生产者和消费者的自觉行为，促使厂商寻找对环境损害较小的材料，使消费者采取更有利于环境保护的行为。

(2) 环境税收。这是以排污种类和浓度为征收对象的税收。包括：①二氧化硫税(sulphur taxes)，即对二氧化硫排放征收的税。二氧化硫的排放主要来自工业、商业和居民使用的煤和石油的燃烧，这造成酸雨(acid rain)问题。②碳税(carbon taxes)。对二氧化碳排放征收的税。二氧化碳主要是煤、石油和天然气的燃烧造成的，这是全球变暖的一个主要原因。一般对不同的燃料采取不同的税率，煤炭的税率最高，石油次之。同时对不排放二氧化碳的能源例如太阳能不征税。碳税使能源的消费者选择能源消费的最优结构。③燃料税。对汽车污染排放所征收的税。燃料税的主要目的是推动无铅汽油的使用。④销售税。对某些产生污染的产品的销售征税的特殊税种。例如对耗油量大的“油老虎”征收的新车销售税，对导致臭氧层减少的化学物质征收的销售税，对化肥和杀虫剂征收的销售税。同时，税收减免也在环境保护上得到了广泛的应用，例如美国对乙醇等燃料的使用减免燃油消费税、所得税，对与环境保护有关的基本建设债券减免税收。

(3) 排污权交易。允许的排污量以内的剩余排污权的市场交易制度。剩余排污权的所有者在市场上把排污权出售给需要更多排污的排污者。这种制度创新使企业能够根据自己的污染控制成本作出排污量的选择，同时把社会总排污量限制在一定的水平。排污权交易是先在美国创立并得到比较多的应用。排污权交易在二氧化硫污染、含铅汽油对大气的污染、水资源的分配、水污染、鱼类过度捕捞、臭氧层保护等领域得到了应用。

(4) 补贴。政府对排污者或潜在排污者提供资金、贷款或减免税等形式的资助。补贴可能对治理环境污染起促进作用。政府出于其他目的对某些经济活动的补贴，可能对环境造成负面影响，例如政府对石油开采的补贴可能导致石油的过度开采和环境污染。目前，逐步减少补贴在世界范围内是大趋势。补贴还可能造成价格机制的扭曲。

(5) 环境金融工具的使用。政府为环境保护目的而利用一些金融工具融资和投资。这些金融工具包括：①环境证券。为环境保护基本建设融资而发行的债券和股票。政府用自己的信誉对政府债券的偿还作出保证，还可以利用减免税增加债券的吸引力。②环境基金。用于对环境项目投资的基金，投资可以采取购买上市的环境公司股票或用于未上市风险投资。③环境责任保险。保险公司通过收取保险金，对可能的环境损害提供保险。

表 20.1 列出了代表性国家使用的经济激励手段。

表 20.1　一些国家采用的经济激励手段

(a) 利用市场

	收　费	税	减少补贴	专项补贴	债　券	基　金	预付金返还
水资源	水定价：智利，哥伦比亚，水域保护收费	地下水保护地方税减免：澳大利亚	降低补贴：匈牙利、波兰				
矿产资源	采矿特许权：加拿大，OECD国家，保险费税：美国	矿产与矿渣税：菲律宾，非传统燃料税收减免：美国			环境保障债券：美国，澳大利亚		
渔业资源	捕鱼许可证	捕鱼投入物税，产品税			石油泄漏债券：美国		
森林资源	木材费	森林产品税：巴西	减少畜牧养殖土地补贴，取消木材补贴：美国	树苗补贴：印度尼西亚	环境保护债券	自然遗产信托基金：澳大利亚	再造森林押金：马来西亚
土地管理	土地改善费，土地填埋费：英国	取消对未开发土地的税收：法国	取消土地转化补贴：巴西	自然覆盖储备补贴：加拿大		自然遗产信托基金：澳大利亚	
生物多样性保护区	生物观光费：哥斯达黎加；水域保护费：印度尼西亚		减少土地转化补贴	栖息地保护补贴			
空气污染	矿物燃料开采特许权，行政性收费：美国	排放税，能源税：OECD，产品税：OECD国家；销售税：美国；原料投入税：比利时	减少能源补贴：美国	工业能源节约补贴，环境补贴：法国，意大利；排烟控制补贴：英国			硫税返还：瑞典
水污染	污水排放费：荷兰、法国；行政性收费：美国	个人持有债券的税收减免：美国		对环境投资的减税与补贴：美国			
噪音污染	噪音费：荷兰	机票税的一部分用于环保：美国		治理噪音补贴：美国			
固体废弃物	使用者费：OECD国家，厄瓜多尔	个人持有债券的税收减免		信贷/补贴：韩国，中国			押金返还：瑞典，挪威，波兰，澳大利亚，加拿大，美国
有毒化学品		处置费：OECD国家	减少农用化学品补贴	农药淘汰补贴：瑞典	废物处理债券	处理有毒化学品基金：美国	

注：环境保障债券(environmental assurance bonds)：工程开始时发行债券筹集的资金，用于工程结束时环境的恢复。

(b) 创建市场和信息披露

	产　权	排污权交易	国际补偿制度	信息披露
水资源	水权，供给管理的分权	水资源市场：美国	跨国界水资源贸易	
渔业	200 海里领海权	可交易配额/许可证：新西兰，澳大利亚，冰岛，加拿大		
森林资源	授予土地所有权	可交易的再造林信用：哥斯达黎加		
土地管理	土地所有权	可转移的开发权：美国	可交易的保护信用	
生物多样性	生物多样性专利，生物观光权利	可交易的国际保护信用	可交易的国际保护信用	
空气污染	环境责任，私人能源生产	SO_2 可交易排污许可证：美国；可拍卖的耗竭臭氧层物质许可证，铅排放交易：美国	碳补偿的联合履约	污染物排放报告：美国
水污染	责任制度：美国	可交易排放许可证		
固体废弃物	责任制度：美国			
有毒化学品	责任制度：美国			社区知情权法：美国

注：责任制度包括对污染责任的界定、追溯和相应的罚款制度。
资料来源：K.汉密尔顿(1998)；王玉庆(2002)；伯特尼(2002)；Gilpin(2000)。

现实生活中污染控制手段的具体形式五花八门、不胜枚举。Opschoor 和 Vos (1989)列举了意大利、瑞典、美国、法国、联邦德国、荷兰六国的污染控制手段，共计 85 种，每个国家平均 14 种。其中，50%是收费，30%是补贴，剩下的有预付金返还和排污权交易等。其中比较成功的有荷兰的污水收费，美国的某些排污权交易和瑞典的预付金返还制度。

自 20 世纪 80 年代以来，中国在环境保护实践中，采取了大量的经济激励手段。我们在表 20.2 中根据不同资料(其中主要参考王玉庆，2002)作了一个不完全的汇总。

表 20.2　中国采用的经济激励手段

(a) 利用市场

手　段	开始实施时间	实施部门	对　象	说　明
超标排污费	1982	环保	全国企事业单位	1998 年开始排放总量收费
污染治理补贴	1982	环保、财政	全国治理污染企业	主要来自排污费基金
综合利用税收优惠	1984	税收	全国综合利用企业	主要包括增值税和营业税
矿产资源税	1986	税收	全国资源开发单位	

（续表）

手　段	开始实施时间	实施部门	对　象	说　明
城市建设维护费	1986	税收	全国企事业单位	
矿产资源补偿费	1986	矿产	全国资源开发单位	
污水排污费	1991	环保	全国企事业单位	收费标准 0.2 元/吨以下
二氧化硫收费	1992	环保	两控区（酸雨控制区和二氧化硫控制区）企事业单位	1998 年之前在两省九市实行
资源税	1993	税收	煤、石油、天然气、矿产品等开采单位	2011 年资源税改革，改从量为从价
汽车尾气收费（试点）	1996	环保、公安	部分城市	
信贷刺激	1996	银行	全国接受贷款单位	对严重污染行业实行贷款限制
飞机噪声收费（试点）	1998	环保、民航	客货运输机	部分城市
污水处理费	不详	城建	部分城市向城镇污水处理设施排放污水、废水的单位和个人	从部分城市扩展到全国；2014 年底财政部等出台《污水处理费征收使用管理办法》；缴纳污水处理费的不再缴纳排污费
水资源费		水利	全国水资源开发者	
城市供水增容费	不详	城建	部分城市超过定额的单位	
废物回收押金	不详	物资	全国可再用固体废物产生者	
固定资产方向调节税		税收	全国建设单位	对环保实行零调节税率
价格补贴	不详	经贸委和计委	大部分城市污水处理厂和垃圾处理厂	主要是电价或煤炭价格的优惠
扶持清洁生产的技术进步专项资金、中小企业发展基金	2002	环保、财政	全国从事清洁生产研究的项目、中小企业	清洁生产促进法
可再生能源电价附加补贴和配额交易	2007	发改委、电监会	可再生能源发电项目、省级电网企业	
绿色信贷	2007	环保、人民银行	企业和金融机构	
生态补偿	2007	环保	试点	
高效节能产品推广财政补助资金	2009	财政、节能主管部门	高效节能产品生产企业	补助标准主要根据高效节能产品与同类普通产品成本差异的一定比例确定

（续表）

手　段	开始实施时间	实施部门	对　象	说　明
生态功能区转移支付	2009	环保、财政	国家重点生态功能区	通过绩效考评实现激励约束
节能汽车补贴	2010	财政、工信等	节能汽车推广车型的购买者	
页岩气开发利用补贴	2012	财政、发改委、能源	页岩气开采企业	中央财政补贴标准 0.4 元/立方米
环境保护税	2015	税收	全国环境排放应税污染物的单位及其他生产经营者	6 月 11 日发布《环境保护税法》的征求意见稿

(b) 创建市场和信息公开

手　段	开始实施时间	实施部门	对　象	说　明
排污许可证交易	1985	环保	上海和太原 11 城市排污交易企业	上海主要是水污染交易，其他城市主要是 SO_2 交易
废物交换市场	1989	废旧物资交换中心	上海和沈阳等城市的综合利用企业	
环境标志	1994	环保	全国申报环境标准的企业	
环境质量公报和周报	1997	环保	全国主要城市	
环境影响评价、环境影响报告书	2003	环保	全国各级政府部门	环境影响评价法
危险废物识别标志	2005	环保	全国	废弃危险化学品污染环境防治办法
碳排放交易	2011	发改委	北京、天津等试点	
企业环境信用评价	2013	环保、发改委、人民银行、银监会	污染物排放总量大、环境风险高、生态环境影响大的企业	

资料来源：王玉庆(2002)；伯特尼(2002)；Gilpin(2000)；国家环保局网站。

20.2　污染控制手段提供的激励机制

以上基于市场价值的污染控制手段提供了三种激励机制：

(1) 直接改变价格或成本水平。

当对产品或生产过程收费时，直接改变了产品的价格或成本。产品费是对产

品收费，而排污费则是对生产过程收费。一方面，成本的变动使污染造成的社会成本得到了反映，使社会成本内化，对社会成本的考虑进入企业的内部决策，企业在决定生产多少时必须考虑社会成本的多少，使产量保持在社会最优的水平上。另一方面，价格的变化迫使消费者在作出购买和消费决策时，考虑产品的社会成本，减少污染较严重的产品的消费。

(2) 政府通过金融、财务手段间接改变产品的价格或成本。

例如，政府通过补贴、低息贷款和其他财务刺激(例如加速折旧)促进保护环境的技术的发展和执行环保政策的激励机制，或者通过减少对增加生产的补贴来减少对环境的污染。这些手段的目的是使价格和成本能够反映产品对社会的全部成本和收益。然而，如果使用不当，它们同样可以使价格和成本扭曲，脱离真实的社会成本和收益。因此，在使用上应当十分谨慎。

(3) 市场创建、市场发育和市场支持。

政府通过制度创新人为地建立与环保有关的新的市场，例如排污权交易市场。创立一个新的市场，需要模仿现存的市场的运行机制，创造一系列的制度，观察市场的实际运行，并加以调整。创建市场是一项创造性的、极富挑战性的工作。市场发育一般是通过立法、改变管制方法、配额拍卖等实现的。通常把公共或半公共机构负起稳定市场价格的责任称为市场支持。

激励机制的设计要求对经济活动当事人的行为和动机的观察和研究。现代经济学提供了一些方法，例如实验经济学进行的大量实验，为我们提供了许多范例。把心理学与经济学结合起来，是现代经济学的趋势之一。由于人们的心理是复杂的，我们设计的经济机制在实际运行中，往往会出现出乎意料的结果，需要不断地修正。这是一个有趣的过程。

20.3 污染控制手段的选择标准

学者在表述理论时，必须对现实再简化或抽象，否则人类语言就难以作出清楚明确的表达。政府不是学者，更不是单纯的经济学家。政府在作出决策时，有自己的立场和考虑。政府在选择污染控制手段时，考虑是多方面的，包括公平、效率、可行等，经济效率仅仅是其中一方面。这里我们忽略政府官员个人利益与政府利益的不同，并假设政府的利益与社会是一致的。以下是政府通常对污染控制手段的选择标准：

(1) 经济效率。即以最小的社会成本得到最大的经济收益。

(2) 低的信息需要量。执行政策使所需要的信息尽可能的少。

(3) 行政管理费用的节约。

(4) 公平。兼顾社会各群体的利益。

(5) 可靠性。政策的结果比较确定，风险较小。

(6) 可行性。政策实施的步骤和做法切实可靠。

(7) 协调性。环保政策对其他各方面的变化，例如技术、价格、气候的变化应有相当的适应性。对其他方面的影响是可以接受的。与其他政策的冲突较小。

(8) 政治上的可接受性。例如，在议会制国家中，政治家往往要考虑选票问题，其决策受选民的倾向性和选举的周期的影响。

要同时满足以上所有条件实际上是不可能的。况且不同条件可能是相互矛盾的，满足一个条件可能会牺牲另一个条件，因此往往需要选择取舍。实际结果往往是各方面利益的妥协。从这个角度看，环境污染控制机制的设计不但是科学，更是艺术。

本章小结

经济激励手段是人工设计的利用经济因素调动人们的积极性以鼓励人们保护环境的机制。现实中的污染控制手段包括指令控制手段和经济激励手段。经济激励手段又包括以下几类：收费(包括排污费、使用者收费、产品收费、管理收费等)，环境税，排污权交易，补贴，环境金融工具等。基于市场机制的污染控制手段提供了三种激励机制：直接改变价格或成本水平，通过金融、财务手段间接改变价格或成本，市场创建、市场发育和市场支持。政府在选择污染控制手段时，有多方面的考虑，例如公平、效率、可行等，经济效率仅仅是其中一方面。

案例 20.1

环境管理新举措——区域联防联控

2015 年 4 月 30 日，中央政治局会议审议通过了《京津冀协同发展规划纲要》，旨在推动京津冀协同发展，在京津冀交通一体化、生态环境保护、产业升级转移等重点领域率先取得突破。京津冀协同治理环境的开端，其实是对区域内大气污染的应急防控。

我国的大气污染呈现出“复合型”特征，除了传统的二氧化硫、总悬浮颗粒物等一次排放产生的污染物，由一次污染物反应形成的二次污染物，如臭氧、细颗粒物($PM_{2.5}$)逐渐成为大气污染控制的重点和关键。大气污染的范围从局地的一次污染转变为区域的二次污染，呈现出明显的区域性特征。2013 年以来，我国中东部地区多次出现重度雾霾污染事件，持续时间长、污染区域面积大。京津冀、长三角、珠三角等区域，城市间大气污染变化过程呈现明显的同步性。辽宁中部城市群、湖南长株潭地区以及成渝地区等城市密度大、能源消费集中的区域也出现了区域性大气污染。仅从行政区划的角度考虑单个城市的大气污染防治难以解决大气污染问题，区域大气污染联防联控机制应运而生。

区域联防联控是指依靠区域内地方政府间对区域整体利益所达成的共识，运用组织和制度资源打破行政区域的界限，以大气环境功能区域为单元，让区域内各

省市从区域整体需要出发，共同规划和实施大气污染控制方案，统筹安排，互相监督，互相协调，最终达到控制复合型大气污染、改善区域空气质量、共享治理成果与塑造区域整体优势的目的。

早在北京奥运会筹办时，为了保障空气质量，环保部与北京、天津、河北、山西、内蒙古和山东等6省区市政府及有关部门共同成立了奥运会空气质量保障工作协调小组。在奥运会期间，对6省市分别有针对性地进行燃煤锅炉高效脱硫除尘技术改造，机动车升级换代，清洁能源替代，淘汰小锅炉等一系列措施。环境管理主管部门还会同6省区市政府统一行动，加大执法监察力度，对重点企业严防死守。区域间的协同管理成功保障了奥运会举办期间的空气质量。

在2014年的亚太经合组织(APEC)会议期间，北京参照奥运模式，开展了京津冀及周边地区的联防联控。按照空气质量保障措施要求，周边省区市大气主要污染物要减排30%，6省区市在会议期间实际停产企业9 298家，限产企业3 900家，停工工地4万余处，减排超过30%，会议期间京津冀及周边地区大气细颗粒物浓度同步出现了下降，联防联控对“APEC蓝”发挥了重要作用。

2014年，大气污染防治法修订草案中设立了重点区域大气污染联合防治的专门章节，规定了由国家建立重点区域大气污染联防联控的机制，统筹协调区域内大气污染防治工作，实现统一规划、统一标准，明确协同控制目标。这将为全国大气污染的区域协同治理提供法律依据和制度支持。

京津冀地区的协同，已从短期的区域防控应急，上升为长期、全面、深入的一体化战略，京津冀“生态红线”、“环境共同体”等正在规划，重污染预警、应急、共享的协同以及船舶污染治理、机动车环境违法信息区域共享等已有一体化详细措施。交通、生态、产业转移的整体规划升级，将为区域的大气污染治理提供根本的解决途径。

资料来源：

《京津冀协同发展规划纲要获通过》，人民网2015年5月1日。

胡敏，唐倩等：《我国大气颗粒物来源及特征分析》，《环境与可持续发展》2011年第36(5)期，第15—19页。

柴发合，李艳萍等：《我国大气污染联防联控环境监管模式的战略转型》，《环境保护》2013年第41(5)期。

北京市政府网站，zhengwu.beijing.gov.cn。

《区域联动，多措并举，周密部署，全力保障APEC空气质量》，新浪新闻2014年11月15日。

案例20.2

互联网+环境保护

随着新媒体的兴起和移动互联网时代的来临，“互联网+”成为各行各业变革的新思维，利用信息通信技术与互联网平台，互联网与各行业深度融合，极大地提

升了社会创新力和生产力。“互联网+”应用在环境保护领域同样给环保带来了新的活力。

首先,“互联网+”表征的是一种以计算机科学为基础的,包括移动互联网、云计算、大数据、物联网等智能技术在内的集群,其典型特征在于其强大的计算能力和数据分析处理能力,因此“互联网+”与环境治理的融合可以弥补某些技术不足的障碍。2015 年 3 月 22 日世界水日,博天环境集团发布了一款净水器,植入了一种 TDS(总溶解性固体物质)探针和智能模块,探头的检测数据反映了净水器对自来水的净化效果,通过无线网传输数据,企业可以从后台为用户的选择、更换滤芯提供建议。这种第三方检测的数据积累,可以使企业提供更有针对性的净水服务,也可以为“水质地图”的绘制提供数据基础。

第二,“互联网+环境保护”能够提高环境资源的使用效率。互联网这一平台能够以极低的成本搜集并反映供需信息,减少了资源的浪费。2014 年 8 月,百度与传统企业 TCL 奥博(天津)环保发展有限公司合作,开发了一款轻应用“百度回收站”。居民通过手机将自己的旧电器拍照上传,就可接到客服电话,继而完成类似快递上门取件的回收服务,实现资源再利用。互联网也为决策者最优化利用提供更加完备的信息,例如物流领域可以在综合大量客户需求的基础上,通过改善运输网络实现物流效率的提高。

第三,互联网在环境意识的公众传播中发挥着巨大作用,在中国网民数量世界第一的当下,环保已成为网上报道最多、讨论最热烈、关注度最高的领域之一。随着互联网在公活领域的广泛渗透,环境信息或知识得以在公众快速传播,新媒体也为环境问题的公众参与提供了更加畅通便捷的途径。相比传统的广播、电视、报纸等媒介,微博、微信等新媒体的即时性、共享性、交互性的特征可以使得环境信息为公众迅速掌握并及时传播,例如公众对雾霾的关注和认知就是始于美国大使馆 $PM_{2.5}$ 的微博;公众还可利用各种网络平台对污染企业和政府部门进行监督举报,随时随地可以参与环保,也促进了企业和政府的环境信息公开,由此形成政府、企业和公众良性制约的互动关系。

资料来源:

蔡华杰:《以“互联网+”推进环境保护》,《中国社会科学报》2015 年。

汪韬:《“我们正在消化总理报告”互联网+环保=?》,《南方周末》2015 年 4 月 3 日。

刘少华:《“互联网+”开启环保新思维》,新华网 2015 年 6 月 14 日。

习题

1. 现实中的排污控制手段有哪些?这些手段和前几章讲的理论上的几种主要控制手段是何关系?

2. 排污控制手段提供了哪些激励机制?试分析一种常用的排污控制手段所包

含的激励机制。

3. 政府在选择排污控制手段时有哪些考虑，你认为什么是最重要的？为什么？

4. 针对你所在的地区的水污染情况，设计一种不同于现行制度的污染控制制度。解释你的制度的基本构想、理论依据、假设条件，与现行制度相比的优缺点。如何才能使本地区政府接受你的方案？设计一个说服领导接受你的计划的方案。

参考文献

Gilpin, Alan, 2000, *Environmental Economics: a Critical Overview*, Chichester: Wiley.

Opschoor, J.B. and J. Vos, 1989, "*Economic Instruments for Environmental Protection*", OECD, Paris.

Turner, R. Kerry, David Pearce and Ian Bateman, 1994, *Environmental Economics: an Elementary Introduction*, New York: Harvester Wheatsheaf.

保罗·R.伯特尼和罗伯特·N.史蒂文斯：《环境保护的公共政策》第2版上海三联书店、上海人民出版社2002年版。

K.汉密尔顿、J.迪克逊、谢剑等：《里约后五年：环境政策的创新》，中国环境科学出版社1998年版。

王玉庆主编：《环境经济学》，中国环境科学出版社2002年版。

张世秋：《可持续发展的经济手段》，载张坤民主笔：《可持续发展论》，中国环境科学出版社1997年版。

第五篇　环境问题

本篇讨论一些与环境污染有关的涉及广泛的问题。这可以看作是前面所学理论在现实中的应用。本篇讨论的环境问题包括环境与贸易、收入分配与环境、全球变暖、环境与经济发展、绿色国民收入核算等问题。

▶21

环境与贸易

不管世界贸易组织(WTO)在哪里开会,都会有成千上万的示威者跟随而至。示威者认为,世界自由贸易牺牲了全球环境和工人的权利。引起关注的国际性环境问题主要包括两个问题。第一个问题是,如果一国采取环境保护措施,对其在国际贸易中的竞争地位有何影响。比如,发展中国家采取环保措施是否会增加产品成本,穷国是否应当采取比较便宜但容易造成污染的技术,以环境为代价来发展经济。又如,一些企业界人士认为,购置环保设备会增加企业成本,影响一国的国际竞争力。我们希望通过一个简单的理论模型,对这个问题作出分析。第二个问题是向国外输出污染物或从国外进口污染物的问题。这是关于进口污染物的国家如何通过关税或庇古税来减少所受污染,如何通过国际合作来解决国际污染问题。本章分先后从理论上讨论以上两个问题。①

21.1 国内环保成本对国际竞争力的影响

假设世界上只有两个国家,i 和 j。读者可以把 i 看作穷国,把 j 看作富国,但把谁看作富国或穷国并不影响我们以下的分析。每个国家生产产品 D 和其他产品。假设不采取控制措施,D 的生产产生污染,影响周围环境,不产生污染的生产方法是存在的,但成本较高。假设 j 国已禁止使用产生污染的 D 的生产方法。现在的问题是,i 国是否应采取控制污染的生产方法,这样会不会使成本上升影响该国的国际竞争力。我们先考虑对国际收支和就业的短期影响,再考虑长期影响。

21.1.1 短期影响

我们使用局部均衡分析。图 21.1 为两国各自的供求曲线和总供求曲线。

① 本章的模型在 Baunol 和 Oates(1988)的基础上作了一些修改。

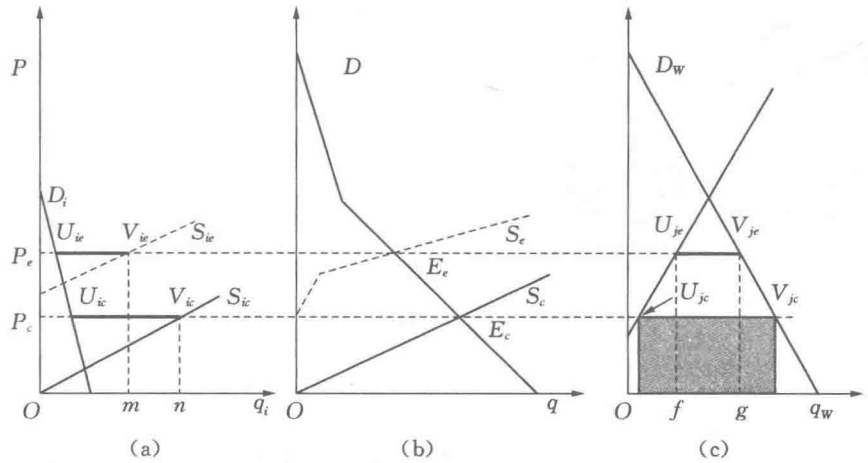


图 21.1　污染控制对两国供求的影响

图 21.1 中，(a)和(c)分别 i 国和 j 国的 D 产品的供求曲线。(b)是两国供求曲线的加总，即世界供求曲线。(a)图中，i 国有两条供给曲线，S_{ic} 对应于较便宜的有污染的生产技术，S_{ie} 对应于较贵的无污染的生产技术。忽略关税、运费等的不同，假设 D 的价格 P 在两国相同。把两国的供给和需求曲线分别横向相加，在(b)中给出总供给和总需求曲线。注意有两条总供给曲线，S_c 表示 i 国由于不控制污染而成本较低情况下的总供给曲线，相应的国际均衡点为 E_c，均衡价格为 P_c。在这一价格下，i 国是 D 的净出口国，出口量为 $U_{ic}V_{ic}$。S_e 为 i 国控制污染成本较高情况下的总供给曲线，相应的国际均衡点和均衡较高，分别为 E_e 和 P_e，i 国的出口量为 $U_{ie}V_{ie}$。根据以上模型，我们可以得出以下结论：

有四点是确定的，即价格、需求、生产和污染。

当供给曲线斜率为正，或虽然斜率为负但比需求曲线平缓时，i 国使用产生污染的便宜技术将使世界市场价格降低。

i 国使用便宜技术通过降低世界市场价格，将使世界对该产品的需求以及每一个国家对该产品的需求提高。

用较便宜的技术而不是较贵的技术生产，i 国将增加产量。这是因为较低的价格使国内外的需求都增加了。

相应地，由于更多的 D 由 i 国使用便宜技术生产，全世界的污染也增加了。如果污染的影响集中在工厂附近，那么 i 国就将替世界承受大部分污染。

有两点不确定，就业和外汇收入。

使用较便宜的技术，i 国外汇收入的增减是不确定的，取决于该国是净进口国还是净出口国。如果 i 国是 D 的净进口国，国内生产成本的下降在我们的模型中意味着进口成本也下降(因为国内生产成本下降使世界价格下降)。这导致 i 国生产更多的 D，j 国生产更少的 D。由于进口量和进口价格的下降，i 的外汇收入将增加。如果 i 国是 D 的净出口国，采取便宜生产方法不一定会增加外汇收入。i 国将增加出口，但价格同时会下降。只有当 j 国的进口需求的价格弹性大于 1 时

(价格下降 1 单位,需求的增加大于 1 单位),i 国的外汇收入才会增加。在图 21.1(c)中,只有当阴影覆盖的面积大于面积 $fU_{je}V_{je}g$ 时,i 国的外汇收入才会增加。

从较贵的技术向较便宜的技术转移,i 国 D 产业的就业可能下降也可能上升。这是因为虽然生产了更多的产品,但单位产品生产使用的劳动和其他投入可能减少也可能增加。在图 21.1(a)中,便宜生产方法的总成本是面积 $OnV_{ic}P_c$,贵的生产方法的总成本是面积 $OmV_{ie}P_e$。两个面积的大小取决于供给曲线和需求曲线的弹性和位置。当总需求缺乏弹性时,从较贵的技术向较便宜的技术转移,价格有较大的下降,总成本将减少。如果各种投入的比例不变,总就业量就可能减少。

结论是,穷国使用便宜生产方法的结果在一些方面与人们的预期一致,可能增加产品的生产和出口,降低世界市场价格,增加全世界特别是本国的污染。在另一些方面结果并不是像人们想象得那样明确。如果不考虑有关弹性,采用无污染技术并不一定会导致国内失业或国际收支恶化。

21.1.2 长期影响

在长期,在其他各国都采取环境保护措施的情况下,一国如果不采取环保措施,将以损害其自身环境为代价提高其在国际贸易中的比较优势,在国际分工中成为用廉价污染技术生产某些产品的专业户,自愿地为其他国家承担肮脏的工作。这实际上是一种特殊的出口补贴。希望用这种不控制国内污染的方法增加国际竞争力的发展中国家,就会自愿地成为世界上肮脏产业的落脚点。

21.2 外部性的国际传输

外部性的国际传输或转移是一个新近引起关注的问题。中国海关在 1996 年发现外国垃圾的大量进口,引起各方的关注。一些国家也抱怨某国排放的烟雾漂洋过海对它们的空气产生污染。解决国际外部性的政策工具包括关税和常用的国内治理污染的工具。我们对这两类政策工具作一些理论分析。

21.2.1 关税

在国际贸易中,当进口品对进口国产生外部性时,关税原则上可以作为解决问题的次优经济手段。这里的先决条件是受害国具有足够的市场力量通过关税影响外部性产生国的价格。

我们想说明的是,对进口国来说最优的保护关税不一定对全世界是最优的。我们分两步先讨论外部性国际传输受害国的最优保护关税,然后讨论国际(次优的)帕累托最优资源配置。

我们想比较关税与国内庇古税的作用,说明两者是否可以互相替代。虽然关

税可以起到庇古税在国内的作用，但关税并不是庇古税的完全的替代。因此，如果污染产生国根据本国所受危害设立庇古税，同时其他受害国根据各自的受害程度设置关税，其效果并不等于污染产生国设立的国际最优的庇古税。其原因在于：(1)由于隔着一条边界，污染产生国的国内价格不受受害国关税的直接影响。(2)进口国关税只反映该国境内所受到的外部性的影响，因此，进口国消费者所支付的也小于世界范围的全部社会成本。因此，用关税对付外部性的国际传输是一个次优问题。就是说，关税不能等价于世界范围的最优庇古税。然而，由于不存在一个世界政府，不可能征收世界庇古税，只能以关税或国内庇古税来代替。

由于产量变化，我们不能使用埃奇沃斯盒状图。Baumol 和 Oates(1988)使用 Meade(1952)创造的图形来表示这个问题。如图 21.2 所示。

图 21.2 中，第一象限表示 A 国对两种产品的消费。曲线包容的面积表示 A 国生产可能性集合。CC'表示 A 国消费者的无差异曲线。考虑第一象限中任意一点，例如点 R。如果 R 是一个生产和消费的均衡点，即无差异曲线与生产可能性边界的交点。CC'在点 R 的斜率表示两种产品的价格比率。相应地在生产可能性边界上与这一价格对应的点是 R'，对应的产品 1 的产量是 $R'P'$。然而，R 点并没有与生产可能性边界相切。不过，贸易可以使生产可能性集合在一定限度内移动，通过进口和出口我们可以消费更多的一种产品、更少的另一种产品。这样，我们把生产可能性集合移动到和 CC'在 R 相切的位置，来满足消费者的需要。这时，产品 1 的国内生产量为 $P'R'=PR$，消费量为 WR，两者之差 $WP=SU$ 必须进口。

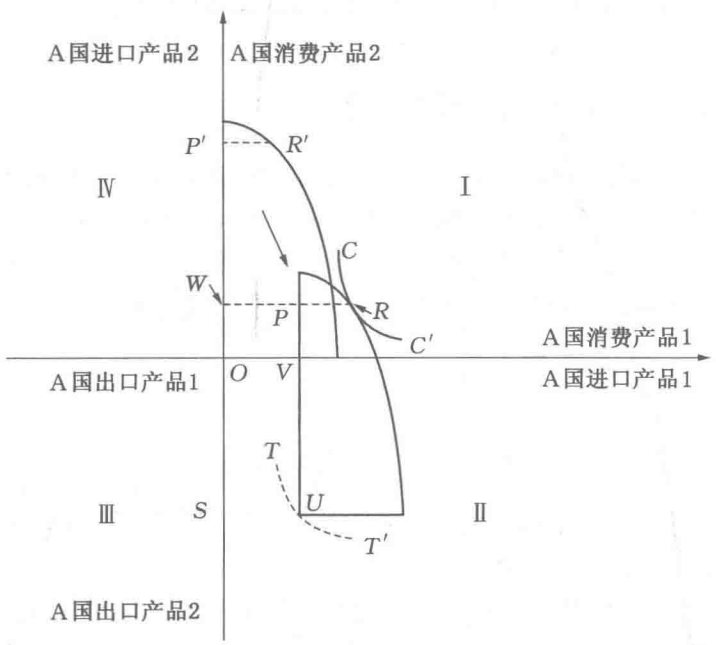


图 21.2　外部性的国际传输

同样，纵轴表示产品 2 的消费量。我们可以看到如果均衡点为 R，A 国产品 2

的总产量为 PU，国内消费为 PV，剩下的 VU 必须出口。A 国产品 2 的出口量为 VU。因此，移动了的生产可能性集合的原点 U 表示 A 国消费量为 R 点时的进出口组合。如果让生产可能性集合来回移动，与消费无差异线 CC' 其他各点一一相切，U 点的移动就可以划出一条弧线，这就是贸易无差异线 TT'。TT' 代表使 A 国能够消费无差异曲线 CC' 上相应各点的进出口的各种组合。这样，我们就把消费者无差异曲线转变为贸易无差异曲线。

一条贸易无差异曲线只是表示了满足消费者某一效用水平的所有可能的进出口组合。实际的贸易量取决于两国的提供曲线(offer curve)。假设产品 1 的生产造成污染的传输，影响 A 国，A 国进口产品 1 出口产品 2。图 21.3 表示图 21.2 的第Ⅱ象限(右下)。

图 21.3 中，初始点(零交易)为原点。虚线 $OK'N'M$ 为产品 1 的进口国 A 的提供曲线，实线 $OKNM$ 为出口国 B 的提供曲线。提供曲线表示在不同的相对价格下，各国愿意出口的一种产品以换取另一种产品的数量。点 M 为两条提供曲线的非零交点，是自由贸易的均衡点，m 为 A 国产品 1 的进口量。假定 A 国政府决定对进口品征收关税，但没有考虑污染问题。让 I_i 代表与 A 国消费者效用相联系的贸易无差异线，对进口品征收关税使前面得出的贸易无差异曲线的形状发生了变化。给定 B 国的提供曲线，并按通常的假定，假设出口国(B 国)是被动的，对进口国的税收无反应。A 国根据自己的贸易无差异曲线和 B 国的提供曲线，选择一点使自己的福利最大，即在出口国 B 的提供曲线和 A 的无差异线的切点 N 福利最大。A 国可以通过征收进口税把进口需求量限制在 n 来达到福利最大化。从原点到 A 国提供曲线上的 N' 点之间的连线表示相对价格(与 B 国提供曲线和 I_1 的切线平行)，关税使相对价格从 OM 变为 ON'。

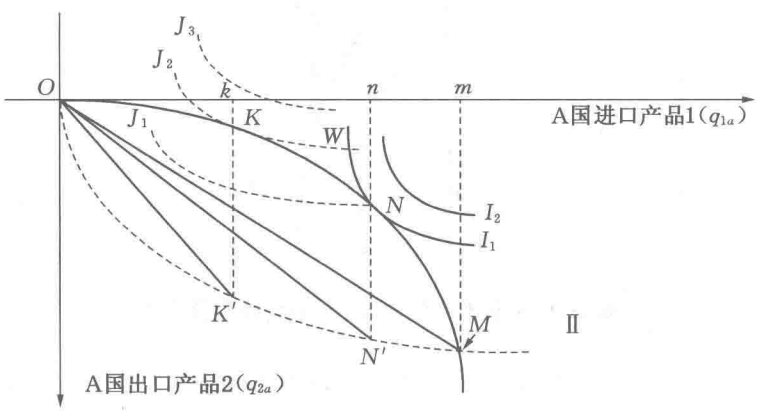


图 21.3　B 国无反应情况下 A 国有无关税的进口量

现在我们考虑污染的影响。我们考虑到进口产品 1 对 A 国的全部成本(包括外部成本)，我们可以建立一组新的无差异线。由于外部性的影响，产品 1 的社会边际效用小于其社会私人效用。由于两种产品 1 和 2 的无差异线在任何点的斜率

的绝对值等于边际效用之比 MU_1/MU_2，相应地有比社会私人无差异线 I_i 平缓的社会无差异线 J_i。图 21.3 给出一组这样的曲线。社会无差异线和出口国的提供曲线的切点 K，位于 N 的左侧。与 K 对应的进口量为 k，相对价格为 OK'，其中包含比 ON' 更高的关税。

因此，所有其他条件相同，在进口品具有外部成本的情况下，使进口国净效益最大的关税比无外部成本时的关税高。

以上分析假设 B 国是被动的，对 A 国的任何行为都毫无反应。A 国在知道 B 国的提供曲线的情况下，挑选最优关税。现在假定两国都不是被动的，对对方的行为都会作出反应。我们在这种情况下看外部性对两国利益最优化的影响。图 21.4 画出了两条合同线(contract curves)，即不考虑外部性时的合同线和考虑外部性时的合同线。

图 21.4 中，E 曲线为出口国 B 的社会无差异线，该曲线代表 B 国不考虑外部性的私人选择。I 曲线和 J 曲线分别代表进口国 A 的不考虑外部性和考虑外部性情况下的社会无差异线。由于 I 曲线比 J 曲线陡，I 曲线和 E 曲线的切点，位于 J 曲线和 E 曲线切点的右下方。J 曲线与 E 曲线切点的连线，是考虑到外部性的合同线 RR'，处于不考虑外部性的合同线 PP' 的左方。这里合同线表示两国的帕累托有效点的组合，表示两国的理性选择。把两条合同线和提供曲线画在一起，我们得到图 21.4。

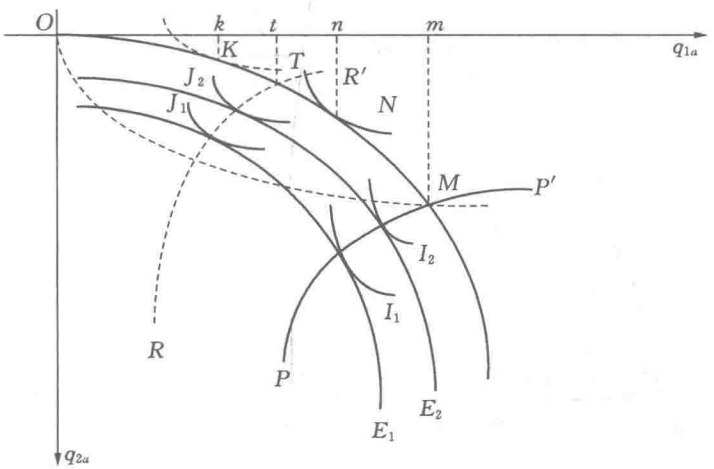


图 21.4　B 国有反应情况下的合同线和贸易量

图 21.4 中，两条提供曲线的交点、市场均衡点 M 落在不考虑外部性的合同线 PP' 上。由于外部性的存在，这条合同线上的点并不是最优的。最优点为出口国提供曲线和 RR' 线的切点 T，这是真正的帕累托最优点的集合。T 点在市场均衡点 M 的左侧。

最后，我们把 M 和 T 点与图 21.3 忽略 B 国利益所得到的 N 和 K 点联系起来看。点 N 一定在点 M 的左侧。同样，K 一定在 T 的左侧。因为，T 是在价格反映

了两种产品的全部社会成本情况下的市场均衡点，而 K 既反映了社会成本又反映了 B 国的完全被动(对进口国最优的点)。

因此，如果外部性全部落在进口国境内，国际最优关税(T)将比进口国最优关税(K)小。

在存在国际污染传输而无联合管制的情况下，零关税通常不是最优的。为了达到这一目的，关税必须使进口量从 m 降到 t。进口国自身的利益也要求比无外部性时更高的关税。因此，有无关税情况下的进口量是不同的，进口国自身的最优进口量与对两国最优的进口量也是不同的。

必须再次强调，在本例给定的条件下，即使是帕累托最优关税(T)，实际上也只是次优的，不是国际庇古税所能达到的最优。因为关税只限制进口国对产生污染的产品的消费，并未限制出口国对该产品的消费。因此，关税只是在其他更直接的办法不可行时才是政府的一种选择。

21.2.2 排污费和排污权交易

关税对限制污染在国际间的传输起着次优作用，但关税并不是排污收费和排污权交易的完全替代物。在处理国际污染传输问题时是否可以使用排污收费和排污权交易呢?

原则上，以上各章所讲授的排污收费和排污权交易的作用也适用于污染的国际传输。问题是，这里涉及的是不同的主权国家，而当今世界不存在一个世界政府。一个主权国家没有动力为了别国的利益控制污染而增加本国的成本，不可能为了对别国的污染而向本国企业征收排污费。

剩下的只有一个办法，就是国际合作。在治理国家污染传输问题上各国间的合作可能使问题得到改善。问题在于需要找到一种激励机制和组织结构来实现合作。这种组织结构必须使所有各方的利益都得到改善，使各方都有动力。否则，任何协议都不可能达成。就是说，可行的政策必须对有关各国是帕累托改进。

国际污染传输可能采取不同形式。从某种意义上说，双向传输(影响污染输出国和输入国)由于影响双方的利益可能更好协商解决。单向传输则较难解决。我们先看单向传输(只影响输入国利益)。假设 A 国产生污染影响 B 国的环境。

图 21.5 中，MSC_A 为 B 国对 A 国造成的边际社会成本，MAC_B 为 B 国的边际治理成本函数。全球最优政策是使 B 国的排污量限制在 OC 的政策。需要探讨的是，在两国的利益都得到改善的制约条件下，找到一个程序来实现这一政策。

在两国无任何协议的情况下，排污量为 OE。我们要使排污量降到 OC 从而使两国的福利都得到改善。B 国没有积极性为减少 A 国的污染而采取污染控制措施。A 国必须向 B 国付钱。A 国支付的最少金额相当于面积 CBE，这样才能使 B 国的状况至少不变得更坏。这里实行的不是“排污者付费”的原则，而是“受害者付费”的原则！而且，A 国如果仅仅支付 CBE，只是支付了控制成本，所有收益都被

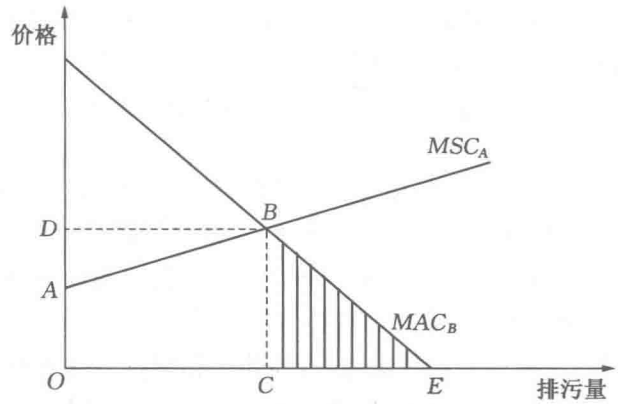


图 21.5　单向污染传输

A 国独占，B 国还不会满意。可能的一个解决办法是，A 国就每一单位污染控制向 B 国提供 OD 补贴，这样可以大体上在两国之间均分控制污染的收益。

本章小结

引起关注的国际贸易与环境污染的关系主要包括两个问题。第一个问题，一国采取环境保护措施对其在国际贸易中的竞争地位有何影响。在短期，穷国使用便宜生产方法的结果并不是像人们认为的那样明确。如果不考虑有关弹性，采用无污染技术并不一定会导致国内失业或国际收支恶化。在长期，在其他各国都采取环境保护措施的情况下，一国如果不采取环保措施，将以损害其自身环境为代价提高其在国际贸易中的比较优势。第二个问题，外部性的国际传输。在国际贸易中，当进口品对进口国产生外部性时，关税原则上可以作为解决问题的次优经济手段。然而，对进口国来说最优的保护关税不一定对全世界是最优的。

习题

1. 假设世界上只有 i 国和 w 国，两国的供给曲线和需求曲线分别为

i 国需求曲线 D_i：$p=120-1.5q$

i 国有污染的供给曲线 S_{ic}：$p=0.7q$

i 国无污染的供给曲线 S_{ie}：$p=70+0.7q$

w 国需求曲线 D_w：$p=200-1.2q$

w 国供给曲线 S_w：$p=30+1.2q$

(1) 求世界有污染和无污染的总供给曲线、总需求曲线、有污染和无污染的均衡价格和产量。

(2) 求两国在有无污染两种情况下的进出口量。

(3) i 国从有污染技术转向无污染技术对两国的生产、进出口和福利有何

影响?

2. 发展中国家在经济发展的某一阶段必须通过牺牲环境来出口廉价商品。你对此有何评论?

参考文献

Baumol, William J. and Wallace E. Oates, 1988, *The Theory of Environmental Policy*, 2ed., Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Mead, James E., 1952, *A Geometry of International Trade*, London: Allen and Unwin.

王玉庆主编:《环境经济学》,中国环境科学出版社 2002 年版。

▶22 收入分配与环境

社会上不同收入的人群对环境质量有着不同的需求，对环境保护的轻重缓急也有着不同的立场和观点。环境保护的成本在不同收入的人群之间的分配也是不同的。在制定环境保护政策时，必须考虑对不同收入人群的影响。本章模型参考了 Baumol 和 Oates (1988)。

22.1 不同收入阶层对环境质量的需求

不同收入阶层对环境质量可能有不同的要求，这可能是由其经济地位决定的。各种人对环境质量可能有不同的看法。富人和穷人可能对环境质量有不同的需求，对环保的重要性有不同的看法，环保对他们的效用也可能不同。我们从理论上探讨对环境质量的需求是怎样受收入的影响的。

我们先来看一个人由穷变富的过程中对环境质量的要求有什么变化。我们假设：(1)环境质量是正常物品(normal good)。因此，收入增加时，对环境质量的需求也增加。(2)环境质量的价格是固定的，该价格不随收入的变动而变动。根据以上假设，一个人收入的变化对环境质量的需求可以用图 22.1 来表示。

图 22.1 中，I 和 I' 表示消费者在其他物品与环境质量之间选择的无差异曲线，AA' 表示收入较低时的预算约束线，BB' 表示收入增加后的预算约束线。当收入增加时，个人的预算约束从 AA' 上升到 BB'，导致消费者对环境质量的需求从 q_p 上升到 q_r。因此，收入的增加使消费者需要更多的干净的空气和水。

现在我们把这个例子由一个消费者收入的增加变成两个收入不同的消费者，一个穷人，一个富人。我们增加第三个假设：穷人与富人的无差异曲线没有显著的差异。就是说，人们的效用函数是近似的。这样，我们就可以把图 22.1 变成收入不同的两个人对环境质量的需求。我们就会发现，富人比穷人需要更多清洁的空气和水。

我们的结论是基于以上三点假设。第一和第三条假设是比较合理的，第二条假设，问题较大，在累进税(收入越多税率越高)的情况下，环境保护的价格对富人可能比对穷人高。在极端的情况下，由于环境质量相对于其他物品比较便宜，穷人

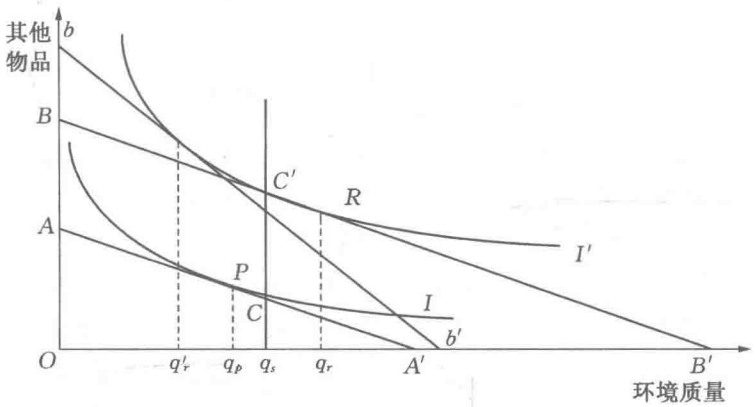


图 22.1 收入的变化与对环境质量的需求

可能比富人需要更多的环境质量。在图 22.1 中，如果富人的预算约束线变陡，由 BB' 变为 bb'，富人对环境质量的需求就会变为 q_r'，少于穷人对环境质量的需求。

22.2 环境质量消费的两个王国

人们对环境质量的消费有着不同的偏好，实际的消费还取决于环境质量消费的社会属性。本节讨论对环境质量消费的两种极端情况。我们把社会看作许多村庄的组合，环境质量在各村的分布是不同的；在村内，环境质量是单一的。我们来看这两种情况。

22.2.1 用脚选择居住环境

环境质量在各村之间是不同的。举个例子，空气质量甚至在北大校园里也不完全一样，据说在俄文楼前的一片绿地空气最好，在其他地方就不那么好了，在校门外的人车流中空气就更差了。在这样一个村庄组成的世界中，个人可以用脚来选择自己的生活环境，或者说用脚投票。我们追随经济学家 Tiebout(1956)，假设地域上不同点的环境质量是不同且连续的，个人对自己的生活环境有选择自由，可以选择住在三里屯还是百万庄。环境较好地点的地租较高。个人综合考虑地租和环境质量，把可以承受的地租作为前提，选择具有最满意的环境质量的居住地点。高收入者会选择环境质量较好的地点居住，低收入者则选择环境质量较差的但租金较便宜的地点居住。如果房价和地租完全反映了环境质量，在每个人都作出选择之后，在居住的均衡状态，环境质量和其他物品的边际替代率，应当等于单位环境质量的机会成本。虽然穷人消费较差的环境质量，穷人和富人对环境的边际评价(用为每一单位环境质量愿意牺牲的其他物品来衡量)是一样的。简言之，这个 Tiebout 设想的世界，是用脚自由选择的世界。在这个世界中，人们根据自己的能力来选择居住环境。

22.2.2 环境质量作为纯粹的公共物品

在村内人们的需求仍然是有差别的，然而只能有一个环境质量供居民消费。我们把村内的环境质量看作纯粹的萨缪尔森型公共物品即纯粹的公共物品。在这个世界中，社会所有成员消费同样质量的环境产品。虽然是一个村，也分贫富。再看图 22.1，让 I 和 AA' 分别表示穷人的无差异曲线和预算约束，让 I' 和 BB' 分别表示富人的无差异曲线和预算约束，那么，富人所需要的环境质量 q_r 就会多于穷人所需要的环境质量 q_p。然而，由于我们定义环境质量是纯粹公共物品，根据定义，所有村民必须消费同一环境服务。社会必须对这一环境质量的水平作出决定。如果这一决定是由简单多数原则确定的，环境质量将由 Black(1948)的中位数投票者的选择所决定。这一环境质量比富人需要的差，比穷人需要的好，如图 22.1 中的 CC' 所示，环境质量的消费量为 q_s。简言之，由于环境质量是公共物品，一个地点只能有一个环境质量供大伙消费，村民必须投票表决，选择一个居中的环境质量，因而穷人富人都不能完全满意。

我们假设村外的大世界套着村中的小世界。现实中，这两种世界可能是平行的。在一个小世界中极端环境质量是公共物品由多数选择决定；在另一个小世界中极端是用脚投票，人们在有着不同环境质量的很多小村庄中进行选择。很多情况下，两者是以不同的比例混合在一起的。

22.3 环保项目效益的分配

根据以上分析，我们知道人们对环境质量的消费取决于个人的偏好和环境消费的社会属性。环保项目使用社会的资源给社会带来效益。那么，环保项目的效益是对富人还是对穷人有利呢？在环保项目效益的分配的问题上，由于情况很复杂，在很多情况下难以得出确定的结论。但一般来说，如果环保项目不带有收益再分配功能，项目的收益分配往往是有利于富人的。

在环境质量是纯公共物品的情况下，环保项目对同一地区每一个社会成员的作用都是一样的。社会选择一种环境质量，这种环境质量是富人需要的环境质量和穷人需要的环境质量之间的折中。在 Tiebout 模型中，不同的地区可以设计不同的环保项目。例如：(1)对富人和穷人都有益的项目；(2)仅仅对穷人有益的项目；或(3)仅仅对富人有益的项目。为改善空气质量而征收排污税大体上对富人和穷人都有益，是第(1)类项目的例子。对饮用水质量制定最低标准，在富人区已经满足了最低标准的情况下，只使穷人受益，是第(2)类项目的例子。最后，如果穷人区在上游富人区在下游，那么，控制污染向下游排放的项目就可能只使富人收益。

我们首先考察纯公共物品情况下的环保项目。例如，市政府治理市区的空气污染，其效果在市区内每个人都可得到。还是回到图 22.1，富人的用支付意愿测量

的环境质量的边际价值(q_r)比穷人高。就是说,环境质量每增加一单位,对富人的价值更高。这是因为富人对这一单位的环境质量愿意支付较多的货币。在图 22.1 中,我们看到在 q_s 附近,富人的无差异曲线比穷人的无差异曲线陡,这意味着为了获得一单位增加的环境质量,富人愿意牺牲更多的其他物品。因此,环保项目对富人更有利。

但是在 Tiebout 模型中,不能得到这么确定的结论。因为富人和穷人住在不同的地区。因此可以设计不同的环保项目,在富人区设计对富人有利的项目,在穷人区设计对穷人有利的项目。这里不同人群从环保项目中得到的利益以实物来衡量与以价值来衡量可能是不同的,正如图 22.1 所示。这取决于人们的效用函数和支付意愿。

在 Tiebout 模型中,各地区的污染程度不同,穷人区的污染可能比较严重。因为穷人区污染比较严重,兼顾贫富人群的第(1)类项目应该使穷人受益更多。但这点的成立是有条件的:尽管穷人从这些项目中得到的收益用物质标准来衡量较多,但是我们不能说穷人对环境质量改善的主观评价比富人高。尽管穷人得到的环境质量的改善较多,穷人和富人对环境质量和其他产品的边际替代率不一定会显著不同(如图 22.1 所示)。空气是改善了,但穷人可能认为把纳税人的钱用于改善空气不如改善伙食更重要。况且,穷人区环境质量的改善还可能使房租提高,从而减少穷人因环境改善而得到的收益。

第(2)类项目(例如制定环境质量最低标准)最可能使穷人受益。但也可能发生环境质量的改善提高房租从而减少穷人收益的情况。如果全市只有石景山的空气低于 4 级,市里规定所有区县的空气都必须达到 3 级,受益最多的当然是石景山。但是空气质量的改善可能吸引更多的开发商、炒房团,房地产价格的上升可能增加石景山本地穷人的负担。因此,对穷人有利的项目不一定总是对穷人有利。

第(3)类项目对富人有利。基于成本考虑,政府有时不可能使所有地区的环境都保持高质量,所以采取措施把污染限制在一些地区中,使其他地区免受污染,比如,限制在其他地区设厂。在 Tiebout 模型中,这类项目对穷人不利,因为穷人在初始时刻生活在污染比较严重的地区,由于更多的污染企业愿意在不受保护的地区设厂,这不但使这些地区的污染加剧,而且由于经济的发展房地产价格甚至可能提高,增加这些地区穷人的负担。

到此为止,我们只考虑环保项目收益的分配,没有考虑资金来源。在 Tiebout 模型中,由单个社区来支付环保项目的费用。每一个社区成员享受环境质量改善的效益,同时要支付环保项目的成本。每个人通过迁移来选择他所愿意居住的社区。由于穷人和富人的收入水平不同,他们的选择也不同。在这种情况下,世界就分成了穷人区和富人区。这时,任何企图改善环境状况的努力,反倒可能使人们的状况变坏。例如设置统一的环境标准,可能损害穷人的福利。

例如,一些大型环保项目或其他工程项目的实施,可能对附近居民造成一次性的影响和持续的影响。一次性的影响包括居民的搬迁,企业关停所造成的失业。

这些影响一般来说更多地由穷人来承担。搬迁的、被解雇的往往是弱势群体。持续性的影响主要通过产品价格和服务的变化来实现。例如，食品卫生标准的提高可能使食品生产者的成本上升，生产者于是通过价格的提高来转嫁一部分成本。国外的一些研究发现，低收入阶层比高收入阶层承担了更多比重的这方面的成本(Dorfman and Snow，1975)。

综上，环保问题涉及社会各阶层的利益分配问题，或穷人与富人之间的利益分配问题。这些关系人们切身利益的问题关系社会的安定和公平。解决这类问题的一个方法是建立一个“用脚投票”的 Tiebout 世界，其要义是允许社会生活的多样性，发挥各社区的积极性。小社区在环保问题上的作用是极其巨大的，环保问题的解决从根本上讲必须依靠小社区的作用。只有当每个居民都真正在意自己的社区环境时，才有可能解决全国的环境问题。第二个办法是对环境问题达成社会协议，可以用投票表决的办法，也可以用其他代表不同群体利益的办法。这是一个公共选择问题，一个成熟的社会应当成功地解决这个问题。对这些问题应当在不同群体之间进行深入的交流和讨论，形成一定程度的共识。在弱势群体更可能受到损害的情况下，环保项目一定要包含对受害群体的补偿措施，以减少项目的负面影响。

本章小结

社会上不同收入的人群对环境质量有着不同的需求，环境保护的成本在不同收入的人群之间的分配也是不同的。本章讨论了对环境质量消费的两种极端情况：环境质量作为纯粹公共物品的情况和居住地点可以选择的情况。环保项目效益的分配在一般情况下对富人有利，应当对受害群体作出适当的补偿。

习题

1. 画图并说明累进所得税情况下环境质量的价格对富人比对穷人高时的情况。穷人有没有可能比富人购买更多的环境质量？为什么？

2. 是不是穷人多的地区污染更严重？为什么江苏南部地区收入水平很高，而污染也很严重？Tiebout 模型能解释上述现象吗？为什么？如果不能，能否对 Tiebout 模型作一些修改使它能解释上述现象？

3. 用投票来解决环境标准问题，在我国目前是否可行？在哪一层次(村、县、市、省、全国)更可行？为什么？

4. 现实中 Tiebout 世界是可能的吗？目前我国有哪些因素阻碍 Tiebout 模型的实施？

参考文献

Baumol, William J. and Wallace E. Oates, 1988, *The Theory of Environmental Policy*, 2ed., Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Black, D., 1948, "On the Rationale of Group Decision Making", *Journal of Political Economy*, LVI, pp.23—34.

Dorfman, Nancy and Artjur Snow, 1975, "Who Will Pay for Pollution Control?", *National Tax Journal*, XXVIII, pp.101—15.

Mead, James E., 1952, *A Geometry of International Trade*, London: Allen and Unwin.

Tiebout, C., 1956, "A Pure Theory of Local Expenditures", *Journal of Political Economy*, 64(5): pp.416—24.

▶23

全球变暖

全球变暖是一个典型的国际性环境问题。各国分别排放的二氧化碳等气体，进入大气层，对全球的环境产生了整体性的影响。如何协调各国的行为，成了一个棘手的问题。经济学如何解释全球变暖的原因，估计全球变暖的影响，提出切实可行的政策呢？

23.1 全球变暖的原因

全球变暖(global warming)是指地球大气层平均温度的上升。在20世纪，接近地表的大气温度上升了摄氏0.6度左右(Wikipedia，2006)。全球变暖主要是由人类的行动引起的。二氧化碳(CO_2)和其他温室效应气体的排放是全球变暖的主要原因。这些气体的排放主要是矿物燃料(煤、石油)的燃烧和森林的燃烧引起的。

太阳是怎样给地球带来温暖的呢？太阳辐射是短波，地球辐射是长波。大气中的二氧化碳等气体，可以使太阳的短波辐射通行无阻，却对地球的长波辐射加以吸收。自然界的这种安排使地球表面保持一定的温度，被称为“温室效应”(greenhouse effect)。没有温室效应，地球的温度将比现在低30摄氏度，不适合人类居住。这些产生温室效应的气体，最主要的是二氧化碳(CO_2)，还有甲烷(methane，CH_4)、一氧化二氮(nitrous oxide)和氯氟烃类(CFC's)。

人类的活动使大气中温室气体的含量增加，增强了自然界的温室效应。这是全球变暖的主要原因。目前大气中的二氧化碳和甲烷的含量与1750年相比分别增加了约30%和150%。这是65万年以来最高的，而且还在增长(Wikipedia，2006)。二氧化碳的排放约有四分之三是由于矿物燃料的燃烧，其余是由于森林的破坏。森林被砍伐后不仅减少了二氧化碳的吸收，还把更多的太阳辐射反射回大气中去。甲烷是天然气的主要组成部分。除了在湿地系统中由厌氧细菌产生外，主要是由天然气泄漏和水稻种植等人类活动产生的。一氧化二氮主要是由土壤和水中的微生物过程产生，燃烧性物质和矿物燃料等人类活动增加了一氧化二氮的排放。氯氟烃类也主要是人类排放产生的。

23.2 全球变暖的影响

对全球变暖的原因，科学家基本形成了共识。全球变暖对地球和人类的影响，还没有形成共识，存在着不同的估计。全球变暖的可能影响包括海平面上升、对农业生产的影响、臭氧层的减少、气候引起的自然灾害和疾病的流行。

全球变暖使两极冰雪溶化和海水水体膨胀，导致海平面上升。海平面的上升可能使沿海地区被淹没，使人口稠密的沿海城市不能居住。海水倒灌使低于海平面的地区被海水倒灌，土壤被侵蚀。总之，海平面的显著上升，会缩小陆地面积，影响人们的生活，制造出大批“环境难民”和人口的大迁移。全球变暖还可能扰乱大洋的洋流。山峰顶部冰雪的溶化可能会影响一些地区的人民的生产和生活。比如，喜马拉雅山山顶积雪的溶化，可以为中国和亚洲其他国家提供水源，但积雪的过快溶化可能产生洪水，并可能使未来的水源枯竭。

全球变暖可能延长农作物的生长季节，使一些寒冷地区变得适于农业生产。但是，全球变暖也可能产生很多负面影响，造成更多的自然灾害，频繁的降雨，持续的高温和干旱。这可能使许多原来适于农业生产的地区，不再适合农业生产。

全球变暖可能危害人体健康，增加患病的可能性和死亡率。气温的升高，可能增加传染病的流行。一些由昆虫传播的疾病，例如疟疾的发生频率和传播范围可能增加。比如，较热的气候使蚊虫的生长率加快，使蚊虫吸血的次数增多。

全球变暖不仅可能影响人类的活动，还可能影响整个生态系统。气温的升高、海平面的膨胀、较少的积雪覆盖，都可能使生态系统发生变化。一些物种可能被迫离开其原有的生存环境。一些物种可能改变其原有的生活习惯。例如，春天的过早到来可能改变鸟类过冬的迁徙路线和时间表。

全球变暖可能带来巨额的经济损失。世界上的两家大保险公司 Munich Re 和 Swiss Re 在 2002 年的一项研究中估计，气候变化频率的增加可能在最近 10 年中造成每年 1 500 亿美元的损失，这些损失包括保险费，灾害救助，税收，企业和个人承担的损失。2005 年是自然灾害发生的高峰年。Munich Re 估计，该年全世界的总经济损失达 2 000 亿美元，其中投保的损失为 700 亿美元(UNEP, 2002; ENS-Newswire, 2005)。

就对发达国家和发展中国家的影响来说，由于发展中国家更多地依赖于农业，全球变暖对发展中国家的负面影响可能会大于对发达国家的影响。但从时间上看，由于人类越来越少地依赖农业，同样的全球变暖对今天的影响比对过去的影响要小。

对全球变暖的经济损失的估算存在很多不确定性，在科学家之间并不存在共识。人类使用的预测模型只能根据过去的历史来估算未来，存在很多问题。概念的简单概括和媒体的宣传都可能使人们产生误解。又如，夏天的“桑拿天”是不是预示全球变暖新世纪的来临？Schelling(1992)在回答这类问题时说，第一，这可能

是温室效应；第二，但这绝不是温室效应模型所能预测的。因为现行的模型只能作出连续性的预测，模型预测“在过去 7 年中的 4 个热年中，全球气温平均比过去 40 年的平均水平上升 0.2 度”。就是说，模型根本就没有预测出当年的“桑拿天”。

23.3 全球变暖的全球对策

全球变暖的对策是全球性的，可以从技术层面和社会层面分别来看。

23.3.1 技术层面

从技术的角度看，对应全球变暖的策略包括：

减少能源的消费。把能源的消费构成从矿物燃料转变成替代的不产生或少产生温室气体的能源。这需要发展多项新技术，包括节能技术，利用太阳能、风能、核能的技术，电动或混合动力的车辆的技术等。

停止森林的砍伐或降低砍伐速度。森林吸收了大量的二氧化碳。重植树木再造森林。类似的还有一些设想，例如通过给海洋“施肥”（例如投入铁）增加海洋的光合作用，吸收更多的二氧化碳；清洁大气，去除大气中的温室气体。但这些大都处于科学幻想的阶段（Schelling，1992）。

23.3.2 社会层面

对应全球变暖的难点不仅在于技术层面，而且在于社会层面。目前的地球是由许多国家组成的，这些国家是由不同的政府分别治理的。不存在一个世界政府，不存在一个世界环保局制定和实施环保规则，对违规行为进行处罚。而全球变暖是一个全球性问题，是由世界各国的排放造成的，对世界各国有不同的影响。蔚蓝色的大气层就是一块“公地”，谁都可以把废气排放在这里，各国也曾经不必为废气的排放付费。采取不同的削减二氧化碳排放量的政策，不同程度地削减排放量，对各国的成本和效益是不同的。而且，削减二氧化碳排放量的费用很大，结果有很大的不确定性。因此，各国对削减二氧化碳排放量的态度有很大不同。

23.3.3 共同行动的协议

1997 年 12 月联合国气候变化框架公约（United Nations Framework Convention on Climate Change，简称 UNFCCC）参加国会议制定了京都议定书（The Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change）。京都议定书的目标是“将大气中的温室气体含量稳定在一个适当的水平，进而防止剧烈的气候改变对人类造成伤害”。条约于 2005 年 2 月 16 日开始强

制生效。到 2005 年 9 月，共有 156 个国家通过了该条约，这些国家的排放量占全球排放量的 62%。

京都议定书规定工业化国家要减少温室气体的排放量，温室气体包括二氧化碳、甲烷、氮氧化物等 6 种。从 2006 年到 2012 年，欧盟国家应减少 8%，美国应减少 7%，日本应减少 6%，俄罗斯可以维持现有水平，澳大利亚可以增加排放 8%，冰岛可以增加排放 10%。各国之间可以互相购买排放指标，也可以用森林面积的增加按一定方法抵消排放量的减少。

条约重申发达国家有责任为其他国家提供有关气候变化的研究和项目的资金和技术支持。

各国政府和民间组织对京都议定书有各种不同的意见。批准该条约的政府都支持京都议定书。欧盟各国是其中十分突出的一群。许多环保组织支持京都议定书。

反对意见分两类。在一个极端，一些人认为京都议定书做得不够，标准过低，作用微乎其微。在另一个极端，反对意见认为京都议定书以解决环境问题为名，阻碍经济增长。

美国是全球温室气体排放量最大的国家。美国政府既不批准京都议定书也不从该条约退出。当然，只有得到美国政府的批准，京都议定书才会对美国有效。在京都议定书谈判之前，1997 年 6 月 25 日美国参议院就以全票通过决议，要求美国政府不得签字同意任何“不同等对待发展中国家和工业化国家的、由具体目标和时间限制的条约”，因为这会“对美国经济产生严重的危害”。1998 年美国副总统戈尔象征性地在协议上签字，但考虑到参议院的态度，克林顿政府没有将协议提交国会审议。

中国也是实际上温室气体排放量较多的国家，但人均排放量大大低于美国。中国已于 2002 年 8 月批准了京都议定书（中华网，2002）。京都议定书的实施对中国企业提出了严峻的挑战。

23.3.4 温室气体排放的控制手段

联合国《气候变化框架公约》和京都议定书列举了控制全球变暖的控制手段，这些手段已经在一些国家得到采用。我们在本书讨论污染控制的章节也已经对其中一些手段作了讨论，这里仅简述如下：

指令性控制。政府制定温室气体的排放标准，强制实行，对违规者进行惩罚。为了得到企业生产和污染控制的技术等信息，政府需要投入大量人力物力。由于采取“一刀切”的标准，企业不能根据自己的情况选择最优的控制方法。

征收排污税。控制二氧化碳排放的税被称为碳税。一般是根据二氧化碳的排放量对排放者征税，生产者可能通过价格的变化使消费者承担一部分税收。对含碳量不同的燃料采取不同的税率，含碳较多的煤的税率应比石油高。目前真正实

施碳税的国家主要集中在 OECD 组织中。

排污许可证交易。由政府确定一个排污总量，按这一总量发放许可证，许可证可以交换。这样，企业可以根据自身的控制成本，通过交换选择自己的最优排污水平。

建立清洁发展机制。通过法律、管理、技术等手段，发展有利于保护环境，减少温室气体排放的清洁产品和生产工艺，在生产和消费的各个环节监控温室气体的排放。

以上手段在世界很多国家空气污染的国内治理上都有很多应用。所有这些手段在我国也都有所应用。各国在国内治理空气污染不是本章的重点。本章讨论的是国际环境问题。我们看到，这些污染治理手段可以在世界范围应用。京都议定书实际上在各国间综合使用了这些手段中的一部分。它规定了各国温室气体排放的标准，并允许这些标准在国家之间进行交换。UNFCCC 如何对各国的执行情况进行监督，怎样对违规国家进行处罚是比较困难的问题。如何解决，我们拭目以待。

23.3.5 碳排放交易市场

在各种控制碳排放的手段中，碳排放交易市场已经成为各国应对气候变化的主要手段之一。与碳税比较，碳排放交易市场所需信息较少，允许企业根据自身的控制成本做出选择，具有较大的灵活性。碳排放交易市场包括现货市场和衍生品市场，现货市场又分为一级市场和二级市场。一级市场是排污权的初次分配，采取免费分配和拍卖等形式。二级市场进行排污权的转手交易。

碳排放交易市场的设计主要包括以下方面：(1)供给管理。包括减排目标、交易周期长度的设定，排放配额及其分配方法的确定。排放目标可以分为绝对目标(例如排放总量)和强度目标(例如单位产出排放、单位员工排放)。绝对目标直接、简单，目前所有碳排放市场都采取绝对目标。配额分配方法包括祖父法(根据企业的历史数据分配)、拍卖法、行业法(根据行业税确定基准，优于基准的部分获得免费配额，劣于基准部分的配额需要购买)。(2)需求管理。包括排放实体和项目减排量的确定，以及检测报告和监督体系的设计。欧盟的监督体系通常采取企业自行申报、第三方机构独立审核和管理机构的抽查和专家数据检验等方式。(3)价格管理。包括惩罚价格、安全阀机制、配额动态分配的确定。价格管理是由于市场设计中的缺陷和漏洞引起的。安全阀机制是通过调整减排量的使用额度来缓解价格过高的问题。动态分配是价格异常时修正配额供给从而影响价格的机制。

欧盟碳交易系统(EU ETS)采取免费分配的办法，带来如何在成员国和行业之间公平分配排污权的问题，造成某些企业获得额外利润的问题，破坏了公平竞争。价格波动过大，这主要是由于系统比较封闭，资金的流入、流出较慢，系统风险无法有效输出。价格在交易周期后半段出现大幅下滑，价格接近零，市场面临崩

溃。这是由于供给相对过剩，市场预期配额供给不足的概率为零。为了解决这些问题，欧盟委员会提出救市措施，包括提高减排目标，减少配额供给，扩大覆盖部门的范围，引入价格下限等。

中国的碳排放交易市场。中国在20世纪90年代就开始进行大气污染物排放许可证制度。2011年10月，国家发改委气候司发布《关于开展碳排放权交易试点工作的通知》，批准北京、天津、重庆、湖北、上海、深圳和广东七省市开展碳排放权交易试点工作。目前中国多省市已建立碳交易所。中国的碳交易市场有以下特点：(1)排放主体多元化。例如，北京的重点排放行业是建筑业，广州则是2011—2014年排放超过2万吨的工业企业。(2)配额分配方式多元化。有些省市按历史数据分配排放配额，也有省市结合历史数据与行业基准线方法分配。中国的碳市场目前流动性水平有限，流动性分布不够均匀。由于经济情况的波动，增量存在较大的不确定性。在各地试点的基础上，中国将逐步建立全国统一的碳交易市场。

案例 23.1

温室气体交易市场

芝加哥气候交易市场(Chicago Climate Exchange，CCX)于2003年12月开始交易。到2006年5月，已经交易了600万吨碳排放许可。CCX是私人公司，有175个自愿参加的成员，包括福特、杜邦、摩托罗拉等大公司。2004年CCX的成员减少了3 000万吨二氧化碳排放。CCX的规模还小，它的总裁Richard Sandor是位经济学家。

Sandor的一个理想是建立全世界温室气体交易市场。首先，需要设立各国的排放限额；然后把排放许可分配(或拍卖)给每个国家的各个污染源；剩下的就是让污染源交易排放许可。甚至可用允许投机，如果你估计明年夏天特热，电厂开足马力，需要更多的排放许可，你现在就可用买进许可。

CCX的一项发明是“补偿”(offsets)。如果企业帮助其他人减少温室气体的排放，就可以得到奖励，冲销其排放定额。一些农民实行“免耕”(no-till)，每年不耕地，把碳保存在土地里。他们因此得到CCX的补偿，按时得到CCX寄来的支票。

资料来源：Goodell, Jeff, “Capital Pollution Solution?”, *New York Times Magazine*, July 30, 2006.

案例 23.2

北京碳排放交易

2012年3月，北京正式启动了碳排放权交易试点，根据《北京市碳排放权交易试点实施方案(2012—2015)》，将600家年均二氧化碳排放总量1万吨以上的固定

设施排放企业强制纳入北京市碳排放权交易市场。

北京碳交易试点实行重点排放者二氧化碳排放权配额制度，配额分年度发放，2013年排放配额基于企业2009—2011年排放水平，按配额分配方案计算确定；2014年和2015年配额分别根据上一年度排放水平计算确定。除免费发放的配额外，政府预留少部分配额，通过拍卖方式分配。

北京市环境交易所碳交易中心是北京的碳交易平台，除履约机构外，符合条件的非履约机构和自然人也可申请成为交易参与人。碳交易的产品包括直接二氧化碳排放权和间接二氧化碳排放权。直接二氧化碳排放的主要行业包括热力供应、电力和热电供应行业。间接二氧化碳排放权是指北京市用电所导致的区域外的排放，北京每消耗1度电大约有2/3来自外购，与这外购相联系的碳排放就是间接排放。间接二氧化碳排放的主要领域是制造业和大型公共建筑等。

碳交易的价格主要由供需双方协商、竞价的方式确定。当市场波动过于激烈时，政府采取公开市场交易方式调节价格。当市场配额严重短缺时，政府通过拍卖投入部分配额入市；当市场配额过多时，政府通过回购收回部分配额。从2013年11月28日开市，至2014年9月22日，北京碳市场累计成交量月204.8万吨，累计成交额突破亿元，市场累计成交量和成交额位居7个碳排放交易试点前列。碳交易价格从开市初的50元/吨逐步波动式上涨，最高时达到80元/吨。

碳排放权交易市场的建立加强了企业节能减排的主动性，280余家企业通过开展能源审计、加强能源管控、实施节能技术改进等措施，切实减少了二氧化碳排放，并通过市场交易获得了减排收益。经初步核算，2013年重点排放单位碳排放总量同比下降了4.5%左右，利用市场手段推动节能减排的效果初步显现。

资料来源：

陈洁民，张尧，赵丹：《北京碳排放交易发展现状分析》，《理论界》2012年第11期，第52—55页。

北京环境交易所：《北京环境交易所碳排放权交易规则配套细则(试行)》，2015年1月14日 http://www.cbeex.com.cn/。

北京市发展和改革委员会：《北京市碳排放权交易试点取得明显实效》，2014年9月25日 http://www.bjpc.gov.cn。

案例23.3

美国历史上最严厉的清洁能源计划

美国是世界上碳排放污染的主要来源国之一。2015年，美国总统奥巴马提出历史上最严厉的清洁能源计划，提出在2020年碳污染从2005年水平减少17%和2025年把温室气体排放从2005年下降26%—28%的目标。联邦政府2016财年预算对清洁能源技术的总投资达74亿美元，用于清洁能源技术例如太阳能、风力、低碳燃料和提高能源使用效率的研究，包括：(1)对清洁能源技术进行投资。其中

包括对核能、交通、各种能源、清洁能源制造业的研究的支持，对联邦科技办公室、州和地方政府有关技术研究项目及其应用的预算拨款。(2)促进农村地区的清洁能源发展，包括生物饲料等研究。(3)使用公有土地支持清洁能源基础设施项目的建设。(4)使清洁能源税收优惠持久化。(5)把联邦政府使用清洁能源目标定在2020年达到20%。(6)促进乙醇技术的研究和应用。(7)取消对低效率的矿物燃料的补贴。

奥巴马的计划还提出鼓励州和市政府、企业减少碳排放的行动。联邦政府拨款2 500万美元帮助州政府建立自己的碳减排计划。联邦政府提供资金用于预防和救助气候变化影响的活动，包括对水灾、气候变化对沿海地区的影响、旱灾、野火及其他未来灾难的救助，灾难救助工具的购买，对未来灾难的预测等。计划也包括对全球有关活动的支持。

资料来源：The White House, Middle Class Economics: Building a Clean Energy Economy, Improving Energy Security, and Taking Action on Climate Change, https://www.whitehouse.gov/sites/default/files/omb/budget/fy2016/assets/fact_sheets/building-a-clean-energy-economy-improving-energy-security-and-taking-action-on-climate-change.pdf.

本章小结

全球变暖是指地球大气层平均温度的上升。二氧化碳(CO_2)和其他温室效应气体的排放是全球变暖的主要原因。这些气体的排放主要是矿物燃料(煤、石油)的燃烧和森林的燃烧引起的。对全球变暖的原因，科学家基本形成了共识。对全球变暖对地球和人类的影响，存在着不同的估计。全球变暖的可能影响包括：海平面上升、对农业生产的影响、气候变化引起的自然灾害、疾病的流行和对生态系统的影响。在技术层面，对应全球变暖的策略包括：减少能源的消费；发展新技术，把能源的消费从矿物燃料转变成替代能源；停止森林的砍伐或降低砍伐速度。在社会层面，需要协调各国政府的政策。京都议定书是各国之间对应全球变暖的协议。减少温室气体排放的政策包括：指令性控制、排污税、排污权交易、建立清洁发展机制等。这些手段在国际上的应用是世界各国面临的新挑战。

习题

1. 什么是全球变暖？全球变暖的原因包括什么？自然界的变动还是人类行为是全球变暖的主要原因？对于全球变暖，在哪些方面存在共识，在哪些方面不存在共识？

2. 设计一个治理温室气体排放的国际政策体系。这个体系必须：(1)足够能削减温室气体的排放；(2)能够被世界主要国家的政府接受。

参考文献

Chapman, Duane, 2000, *Environmental Economics: Theory, Application, and Policy*, *Reading*, MA: Addison-Wesley.

ENS-Newswire, 2005, http://www.ens-newswire.com/ens/dec2005/2005-12-07-01.asp.

Global Warming, 2006, Wikipedia, http://en.wikipedia.org.

Schelling, T.C., 1992, "Some Economics of Global Warming", *American Economic Review*, 82, 1, p.1.

Turner, R. K., D. Pearce and I. B. Bateman, 1994, *Environmental Economics: an Elementary Introduction*, New York: Harvester Wheatsheaf.

UNEP Summary, 2002, http://www.unepfi.org/fileadmin/documents/CEO_breifing_climate_change_2002_en.pdf.

京都议定书,Wikipedia, http://zh.wikipedia.org。

王玉庆主编:《环境经济学》,中国环境科学出版社 2002 年版。

《中国递交"京都议定书"批准书》,中华网, www.china.org.cn/chinese/kuaixun/197219.htm。

▶24

环境与可持续发展

环境与经济发展之间的关系是什么样的？经济发展是否必然造成环境污染？保护环境是否会降低经济发展的速度？本章用经济学原理来解释这些问题，把环境问题和整个国民经济的发展联系起来。

24.1 经济发展及其影响因素

传统经济学认为，经济发展主要是由三种因素引起的，即(1)资本的投入，(2)劳动的投入，和(3)技术进步。经济发展的三大因素可以由生产函数表示：

$$Y=Af(K, L) \tag{24.1}$$

式中，Y 为产出量，K 为资本投入，L 为劳动投入，A 为技术进步因子。生产函数表示投入和产出之间的技术关系。资本投入的增加，劳动投入的增加，技术进步都会使产出增加，从而使经济发展。

根据传统经济学，降低发展速度的主要因素包括：

(1) 要素投入的减少。在很多国家，人口增长率大幅度下降，导致劳动投入的增长率下降。能源和原材料价格的上升使厂商减少能源和原材料的投入，这也可能降低经济增长速度。资本品的形成在过去和未来对经济发展速度的提高已经起了并还将起重要的作用。人均资本装备的增加提高了劳动生产率。资本品在未来经济发展中的作用也受到一些限制，其中包括：①资本品对其他生产要素的替代是有限的。例如，未来资本品和能源是否维持互补品的关系，资本品能否替换能源，对世界能源消费和全球变暖至关重要。②由于一部分要素用于环境保护，用传统方法计算的要素生产率下降。

(2) 技术进步所受到的限制。技术进步一方面受人类智力水平和知识积累的限制；另一方面技术进步受到制度方面的限制，例如在污染治理方面不利于新投资的政府管制，限制了对污染治理的新技术的投资。

(3) 政府管制所造成的扭曲打击了私人企业投资的积极性，降低了经济增长速度。

传统经济学没有把环境作为促进或阻碍经济发展的一个因素。然而，环境污染的日益严重和环境保护所增加的成本，使人们开始对环境在经济发展中的作用开始反思。

24.2 经济发展和环境保护的关系

Kuznets(1955)在20世纪50年代提出一个假说，即在经济发展过程中，收入差距先扩大再缩小。这一收入不平均和人均收入增长之间的倒U形关系，被称为库兹涅茨曲线(Kuznets Curve)。

粗略的观察表明，在经济发展过程中，环境也同样存在先恶化后改善的情况。例如，和二三十年前相比，一些发展中国家的城市例如曼谷、墨西哥城的污染更严重了，而发达国家的城市则更干净了。就是说，发达国家的城市经历了一个先污染后治理的过程。环境经济学家据此提出了存在环境库兹涅茨曲线的假说。环境库兹涅茨曲线如图24.1所示。

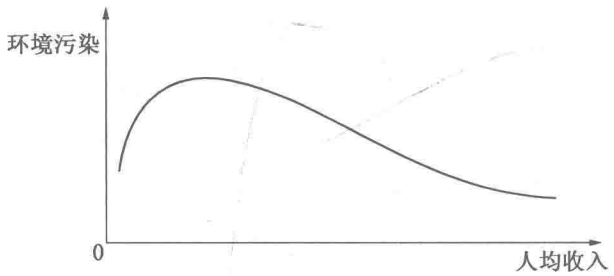


图24.1 环境库兹涅茨曲线

图24.1中，环境污染指标可以用人均污染物的排放量等指标表示。在经济发展的较低阶段，由于经济活动的水平较低，排放物较少，环境污染的水平较低。在经济起飞、制造业大发展阶段，资源的耗费超过资源的再生，排放量激增，环境恶化。在经济发展的更高阶段，随着人们对环境质量要求的提高和环境意识的加强，社会经济结构发生变化，社会用经济发展所积累的资源治理环境，污染产业停止生产或被转移，因此，环境状况开始改善。这样就形成了一个倒U形曲线。

某一经济社会的自然资源和环境状况主要取决于以下因素：(1)经济活动的水平和规模。这被称为“规模效应”。其他条件不变，经济活动的规模越大，自然资源的消耗越快，污染越严重。(2)经济结构。这被称为“结构效应”。经济结构决定资源消耗和环境污染的水平和类型。产业结构可能随经济发展而产生变化。经验研究表明，产业结构和经济发展水平之间有一定的关系。低收入国家，一般以农业和轻工业为主。中等收入国家，工业产值占总产值的比重增加。高收入国家，制造业的比重不但不继续增加反而减少，而高技术产业和服务业的比重增加，污染水平减少。工业污染水平和重化工业在工业中的比重有关。以一次产业(农业、采掘业

等)为主的经济中,森林减少和水土流失较为严重,而工业污染较轻。当一国进入工业化阶段,农村资源消耗问题转为城市污染问题。随着经济的进一步发展,制造业比重减少和高技术产业、服务业的比重增加,使污染减少。(3)技术水平。这被称为"技术效应"。技术决定了生产的方式。同样的高级轿车,可能是用大型冲压机冲压出来的,也可能是老工人用榔头敲出来的。同样产业结构的两个国家,如果使用的技术不同,产生的污染也不同。一般来说,使用低技术的国家,会消耗更多的资源,或产生更多的污染。因此技术可以分为"干净的"和"肮脏的"。减少污染需要技术升级。(4)环境保护政府管制的方式和效果。我们暂且把这称为"政府效应"。在经济发展的不同阶段,政府的政策目标的轻重缓急和管理手段会发生相应的变化,对环境保护的重视程度也会变化。(5)环保意识和环保支出。随着经济发展,收入提高,人们对环保更加重视,要求更高的环境质量。人们的意识通过各种政治机制的作用,使用于环保的资金增加。环境保护意味着资金的投入,许多环保设备十分昂贵,环境保护对于发展中国家是一种奢侈品。随着收入得到提高,政府和老百姓手里的钱多了,可以用于环保的资金也多了。以上五点中的前三点是Grossman(1995)提出的。

环境库兹涅茨曲线本来应该用一国长期的时间序列数据来检验,但是人们只是在最近才开始积累有关资料,因此,这方面的资料十分缺乏。经济学家大多用包括发达国家和发展中国家的横截面资料来检验环境库兹涅茨曲线。把发达国家和发展中国家按收入水平排列起来,就像是一个国家在时间上的发展。Panayotou(1992)使用横截面资料估计环境库兹涅茨曲线。他使用综合指标"森林砍伐"代表森林资源的消耗和污染,把森林砍伐作为人均收入和人口密度的函数:

$$\ln DEF = \alpha_1 \ln INC + \alpha_2 \ln POP + (1/2)\alpha_{11}(\ln INC)^2 + \alpha_{12}(\ln INC)(\ln POP) + (1/2)\alpha_{22}(\ln POP)^2 \qquad (24.2)$$

式中,DEF 为森林砍伐率;INC 为人均收入;POP 为人口密度。

Panayotou 使用 41 个国家 20 世纪 80 年代资料,用最小二乘法估计了方程(24.2)的参数。

估计的环境库兹涅茨曲线告诉我们,人均收入为 100 美元时,森林砍伐率为 1.3%,在人均收入为 823 美元时达到最高森林砍伐率 3.5%,在人均收入为 2 000 美元时森林砍伐率降到 3%以下,人均收入为 4 000 美元以上时降为 2%以下。由于该模型使用的是横截面资料,并且主要使用的是发展中国家的资料,模型所估计的结果仅供参考。

用同样的方法还可以计算污染物含量和收入的关系。Panayotou 发现污染的转折点(人均收入 3 800—5 500 美元)比森林砍伐的转折点(人均收入 800—1 200 美元)要高得多。

环境库兹涅茨曲线带有一些宿命论的色彩。好像人类的发展注定必须经过一个先污染后治理的过程。在经济发展没有达到一定水平之前,污染是必然的,政府整治与否都无济于事。这种观点过于机械,不利于后发展的国家的政府在经济发

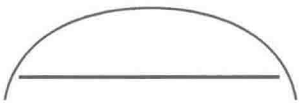


图 24.2 环境库兹涅茨曲线与水平通道

展中注意环境保护。人是有思想的，当后进国家看到先进国家的发展所带来的环境恶果时，它们可能采取不同的策略。资料允许的话，比较先进国家和后进国家的环境库兹涅茨曲线是很有意义的。后发展国家的任务，就是在考虑发展总效益的前提下，降低环境库兹涅茨曲线的弧度，或者说，在倒 U 性曲线上找到一条水平的通道，如图 24.2 所示。

24.3 可持续发展的基本概念

可持续发展是一个内涵丰富、外延含糊、被广泛运用的时髦概念。可持续发展(sustainable development)在 20 世纪 80—90 年代开始引起人们的关注。可持续发展是满足当代人的需要又不牺牲后代人满足其需要的能力的发展(World Commission on Environment and Development, 1987)。这一概念并没有解释可持续发展的具体衡量标准。

可持续发展的限制条件是资源总量。用货币单位表示的环境资源的总经济价值称为环境资本总量。就整个人类社会来说，资本总量＝自然资本＋人造资本。自然资本和人造资本在一定条件下有相互替代和/或相互补充的关系。在现实世界中，资本总量的计量有一定困难，特别是某些自然资本，由于不存在市场价格，其评价衡量有一定难度。

由于定义的含糊，世界上存在可持续发展的几十种定义(Van Kooten and Bulte, 2000, p.232)。分歧集中在以下几个方面。其中的关键问题是，我们要使什么可持续？可能的答案包括：使消费可持续，使总资本存量可持续，使自然资本的存量可持续。

24.3.1 使消费可持续

一种观点是，可持续的应当是人均消费量。然而接下来的问题是把什么人均消费量作为可持续的目标，富人的还是穷人的？富国的还是穷国的？如果把全球平均消费量作为可持续的目标，那么，一定会损害富国的人们，使他们失去为可持续发展的动力。因此，可持续一定要与发展联系在一起。发展同可持续一样，是硬道理。可持续必须在保持富人的生活水平的同时，提高穷人的生活水平。

Pezzey (1997)区分了三种不同的发展：

(1) **可持续**的发展：$C_t \leqslant C_t^m$，$\forall t$

(2) 可持续的**发展**：$C_{t+1} \geqslant C_t$，$\forall t$

(3) 可生存的发展：$C_t \geqslant C_L$，$\forall t$

式中，C_t 为 t 时刻的消费，C_t^m 为从 t 时刻开始可以永远保持下去的最高消费水平，

C_L 是可保持生存的消费水平。定义(2)可持续的发展曾是历史上可持续发展最常见的定义,它表示本期的消费不少于上期的消费,该定义可能过强。定义(3)可生存的发展,表示每期消费大于或等于可生存的消费水平,该定义可能过弱。定义(1)表示每期消费水平不高于可持续的最高消费水平,这个定义可能是从消费方面来定义的可持续发展的适当定义。

消费是经济发展的最终目的和归宿。从消费方面来定义可持续发展,用最终消费来衡量发展,越过了一些中间环节,比较直接。但使用消费来衡量可持续发展,忽略了达到最终目标的手段。而用资本存量来衡量可持续发展更强调达到目的的手段。

24.3.2 用资本存量来定义可持续发展

消费问题的另一面是总收入中省下多少用于投资的问题。而投资涉及资本存量的变动。今天消费多少的另一面是给子孙后代留下多少资本存量的问题。是应当使留给后代的每一种自然资源的存量都与我们从前辈接受的每一种自然资源的存量一样呢?还是包括自然资源和人造资源的总资本存量不变即可?这涉及两种资源的替代性问题。由此产生两种可持续性:强可持续性和弱可持续性。

强可持续性(strong sustainability)主张,交给下一代的每一种自然资源的存量都应当与从上一代接受下来的一样。就是说,在每一代中,每一种自然资源的存量都不应减少。强可持续性的一个基本假设是,不同种类的自然资源对生产的作用是互补的而不是替代的。这是因为,一些自然资源对生产的作用是基本的,不可替代的。即使可以替代,随着资源的消耗,资源之间的替代性会下降。强可持续性论者不重视价格的作用。他们认为,由于自然资源市场的不健全,价格不能反映自然资源的稀缺性。价格也不能反映子孙后代的意愿。自然资源的私人所有者的计划时段太短,不能可持续地使用资源。强可持续性论者大多是自然科学家,他们的观点可以追溯到英国经济学家马尔萨斯(Malthuse)。

弱可持续性(weak sustainability)认为,只要交给后代的资本总量(包括自然资源和人造资源)与从前辈手中接受的一样,就保持了可持续性。就是说,我们可以用人造资本的增加来弥补自然资源的减少。新古典经济学家大多持这种观点。弱可持续性论者的基本假设是,自然资源或自然资本与人造资本是替代品,它们之间的替代弹性很高。因此,发展过程中可以用人造资本代替自然资本。技术进步可以是社会从依赖一种非再生资源转移到另一种非再生资源,最后转移到可再生资源。例如从煤转移到石油,最后转移到太阳能。在这一过程中,价格起了重要的作用。当资源变得日益稀缺时,资源的相对价格上升,这导致对资源的保护、向替代资源的转移和新技术的创造。例如,用电能驱动汽车的技术已经存在,但是只有在汽油足够稀缺即汽油价格足够高时,才能得到大规模推广。弱可持续性论者的观点可以用一个煤矿为例来说明。开采煤矿的收入的一部分应当作为资本储存起

来。一旦煤矿被开采光，储存的资本所创造的经过贴现的收入应当等于煤矿存在时创造的收入。这样，我们就可以用人造的资本来弥补自然资本的减少。假设是自然资本与人造资本是可以替代的。

强可持续性和弱可持续性之间的分歧是基于不同的伦理观。它们之间的分歧也许是难以调和的。同时，两者之间的分歧还基于对自然资本与人造资本之间的替代性的假设。这种替代性在很大程度上是经验问题，这种替代性会随经济的发展而变化。我们并不知道不同资源在未来的替代性是怎样的。

发展是在一定的时间尺度下衡量的。可持续发展是在资本总量的制约条件下时间尺度上的均衡发展状态。英国经济学家 Mill(1871)早在 19 世纪就提出稳态经济体系的概念。他认为需要从经济体系的稳定与否而不是物质增长与消耗来衡量环境状态。一个稳态的经济体系的特征包括：人口数量、人造资本数量不随时间而增加。维系人口和资本所需的物质与能量流通速率要降到最低的可能水平，这个水平足以使人们保持较好的生活并持续到未来。Mill 所讲的仅仅是人口和资本的持续。

可持续发展问题可以用优化控制模型来表述，以下模型是潘家华(1997)给出的。给定资源存量，选择一个开发自然资源的经济资源投入量(劳动和资本额投入量)，使无限时间上净收益现值之和最大：

$$\max_{R} \int_0^{\infty} Y(R, S) e^{rt} \mathrm{d}t$$

subject to

$$\mathrm{d}S/\mathrm{d}t = -aY(R, S) + h(\theta - R) + g(S)$$

$$\theta - R \geqslant 0;\ R, S \geqslant 0$$

$$S(0) = S_0;\ S(\infty) \geqslant S_{\min} \tag{24.3}$$

式中，S 为资源总存量向量，R 为用于资源开发利用的经济资源(劳动和资本)投入量，Y 为净收益函数，h 为资源改善函数，g 为资源自我更新函数，r 为贴现率，θ 为可用于资源开发的经济资源总量(劳动和资本)，S_0 为资源总存量的初始值，$S_{\min}$ 为资源的终态制约量，低于这一水平，自然界将难于维系各种生态联系与功能，资源将减少以至枯竭。(24.3)式表示，在一系列约束条件下，资源开发管理问题可以表述为，选择一个开发自然资源的经济资源投入量(劳动和资本额投入量)，使无限时间上净收益现值之和最大。约束条件包括：资源存量随时间的变化率，可用经济资源量大于或等于实际使用的资源量，资源存量的初始状态，资源存量大于或等于其终态制约量。

案例 24.1

环境友好的新技术

随着人类发展与自然环境的矛盾日益突出，频繁出现的公害事件和环境问题使人们意识到，人类需要更为先进的技术体系来实现可持续发展，这些技术被称为

"绿色技术""清洁技术""生态技术"等等，总之就是环境友好的、有利于保护环境的技术。由于环境问题本身涉及方方面面，环保技术也是多种多样、内容广泛，包括污染物处置、污染修复、清洁能源、节能、资源节约等各种技术，下面将简单介绍清洁能源技术中的光伏发电技术，和污染修复领域的生物修复技术。

光伏发电

相比产生大量二氧化碳和其他污染物的传统不可再生能源，太阳能、风能、水能、生物能、潮汐能等可再生的清洁能源，不会面临能源短缺的限制，同时对不产生污染物，对环境影响较小，更能满足可持续发展的需要。

太阳能光伏发电系统，简称为光伏，是一种利用太阳电池半导体材料的光伏效应，也就是光照时不均匀半导体或半导体与金属组合的部位间产生电位差的现象，将太阳能直接转换为电能的一种新型发电系统。

光伏技术具备很多优势：比如没有任何机械运转部件；除了日照外，不需其他任何"燃料"，在太阳光直射和斜射情况下都可以工作；同时太阳能组件无需维护，运行成本低；而且从站址的选择来说，也十分方便灵活，城市中的楼顶、空地都可以被应用。但光伏发电也面临着一些限制，如需要面积大、能源利用率低、设备投资较高、电池板生产有污染等问题。

1958 年，光伏技术以太阳能电池的形式在空间卫星的功能领域首次得到应用，发展到今天，小到自动停车计费器的供能、屋顶太阳能板，大到太阳能发电中心，光伏技术在发电领域的应用已较为普遍。全球太阳能光伏市场增长迅速，按年均太阳能系统装机容量计算，全球太阳能市场 2003—2007 年的复合年均增长率达 47.4%。2010 年，全球太阳能光伏电池年产量 1 600 万千瓦，其中，中国年产量 1 000 万千瓦。2010 年，全球光伏发电总装机容量接近 4 000 万千瓦，主要应用市场在德国、西班牙、日本、意大利，其中德国 2010 年新增装机容量 700 万千瓦。随着太阳能光伏发电规模、转换效率和工艺水平的提高，全产业链的成本快速下降。太阳能光伏电池组件价格已经从 2000 年每瓦 4.5 美元下降到 2010 年的 1.5 美元以下，太阳能光伏发电的经济性明显提高。

生物修复技术

生物修复是指利用特定的生物吸收、转化、清除或降解环境污染物，从而修复被污染环境或消除环境中污染物的生物措施，从工艺上可分为原位生物修复和异位生物修复两类。和传统的物理化学方法相比，生物修复技术是一类低耗、高效、环境安全的环境生物技术，同时在处理成本上占很大优势，例如美国军事中心对 1 万吨以上的污染土壤修复成本的研究显示，燃烧法的成本约为 740 美元/吨，而异位生物修复的成本仅为 230—300 美元/吨。

20 世纪 80 年代末，美国在阿拉斯加海滩 Exxon Vadez 油轮石油泄漏事故中，通过生物修复项目在短时间内清除了污染，这是生物修复成功应用的开端。经过不断发展，生物修复技术被广泛应用于环境领域，如水体修复、土壤修复等，清除的污染物类型也从石油烃类拓展到重金属、有机农药、氨氮营养物质等各类污染物。

具体的生物修复方法包括植物修复、微生物修复、生物通风法、生物淋滤法、生物强化技术、生物反应器等。举一个简单的例子，在固体废弃物处置上，常用的处理方法是填埋或者焚烧，但这些方法都会造成二次污染，而利用堆肥这一生物处理方法，则能达到垃圾的“无害化”。通过控制堆肥过程的环境因素，给微生物提供良好条件，促进其繁殖，微生物降解有机物质的同时还会产生大量热量，提高微生物代谢速率，从而提高废弃物的处理效果。

资料来源：

《光伏简介》，新华网 2009 年 8 月 4 日。

百度百科，太阳能光伏发电系统，baike.baidu.com。

维基百科，Bioremediation，en.wikipedia.org。

邢新会，刘则华：《环境生物修复技术的研究进展》，《化工进展》2004 年第 23(6)期，第 579—584 页。

杨秀敏等：《生物修复技术的应用及发展》，《中国矿业》，2007 年第 16(12)期，第 58—60 页。

贺永华等：《污染环境生物修复技术研究进展》，《科技通报》，2007 年第 23(2)期，第 271—276 页。

本章小结

可持续发展是人类社会的一种长期发展战略，是发展过程中人类和自然界关系的一种动态协调。可持续发展过程本身反过来又要求人类自身的协调。可持续发展战略的设计涉及生态、社会、经济、文化诸因素，需要兼顾自然科学家和社会科学家的不同意见，对社会、经济和环境目标加以协调，可持续发展的实施需要兼顾社会各阶层各集团的利益和爱好，对各阶层各集团的利益进行协调。可持续发展是一种天人合一的境界，是代际兼顾的状态。环境经济学为这种理想提供了一套切合实际的理由、一组人类在实现这一理想过程中可以使用的决策工具。

习题

1. 什么是可持续发展？什么是可持续发展的目标、控制变量和制约条件？

2. 根据下列各国资料利用公式(25.2)估算环境库兹涅茨函数，列出各统计检验值。

人均 GNP(US$1 000 000)	森林破坏率(变化的%)	人口密度(每 1 000 公顷)
126	0.3	415
160	0.9	8 404
260	0.8	892

（续表）

人均 GNP(US $1 000 000)	森林破坏率(变化的%)	人口密度(每 1 000 公顷)
311	2.2	2 811
353	0.3	1 541
400	3.5	2 625
510	0.5	372
645	0.3	549
780	2.3	445
930	2.7	315
960	3.0	2 293
1 040	2.3	379
1 358	0.3	173
1 820	1.3	516
2 021	1.1	174
2 629	0.6	212
4 350	0	767
7 992	0	43 836
10 420	−0.1	1 948
11 856	−0.3	4 334
14 399	0	2 482
15 160	0	29
18 529	0	280

计算结果是否支持环境库兹涅茨曲线的存在？为什么？

参考文献

Googstein, Eban S., 2002, *Economics and the Environment*, 3ed., New York: John Wiley.

Grossman, G.M., 1995, "Pollution and Growth: What Do We Know?", in I. Goldin and L. Winters, ed., *The Economics of Sustainable Development*, Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Kuznets, S., 1955, "Economic Growth and Income Inequality", *American Economic Review*, 45, pp.1—28.

Malthus, T.R., 1815, *An Inquiry into the Nature and Progress of Rent and Principles by Which it is Regulated*, London: John Murray.

Panayotou, T., 1992, "Environmental Kuznets Curve: Empirical Tests and Policy Implications", prepared for the Employment Strategies Branch, Employment and Development Department, International Labor Office, Geneva.

Pezzey, J. C. V., 1997, "Sustainability Constraints versus 'Optimality'

versus Intertemporal Concern, and Axioms versus Data", *Land Economics*, 73, pp.448—466.

Repetto, R., 1989, "Nature's Resources as Productive Assets", *Challenge*, 32, September/October, pp.16—20.

United Nations Statistics Division, *Satellite Analysis and Accounts*, http://unstats.un.org.

Van Kooten, G.C. and E.H. Bulte, 2000, *The Economics of Nature: Managing Biological Assets*, Malden, MA: Blackwell Publishers.

World Commission on Environment and Development, 1987, *Our Common Future*, Oxford: Oxford University Press.

潘家华:《持续发展途径的经济学分析》,北京大学出版社 1997 年版。

王玉庆主编:《环境经济学》,中国环境科学出版社 2002 年版。

▶25

绿色国民收入核算

上一章介绍了可持续发展的基本概念，本章讨论可持续发展的实际衡量，即包括环境因素的国民收入核算问题和其他可持续发展指标。

25.1 可持续发展的衡量

衡量经济发展的尺度应当是福利(welfare)的改善或恶化。但现存的计算方法使用的不是福利尺度。

25.1.1 现存的衡量尺度

现存的衡量经济发展的尺度是产量尺度，即用产品和服务的数量来衡量经济发展。常用的指标是国民生产总值(GNP)或国内生产总值(GDP)。GNP减去折旧等于国民净产值(NNP)。国民生产总值是对产出的衡量，而不是对福利本身的衡量，GNP的各组成部分对福利的影响是不同的。现行国民经济核算体系的缺陷包括：(1)忽略了自然资源的稀缺性。国民净产值只减去了人造资本的折旧，没有计算自然资源的消耗和折旧。也就是说，人造资本在使用中磨损，磨损部分被计为折旧，从国民净产值中扣除；但是自然资源的损耗或折旧并没有从国民净产值中扣除。(2)没有反映环境恶化的损失成本及其对经济的影响。(3)没有完全准确反映环境保护成本。污染削减费用、为防止污染而支付的健康保护费用等在现行核算中被当作服务提供的收入，而没有作为成本。从国民总产值中扣除自然资源的损耗，使经济增长率指标发生了很大变动。

25.1.2 替代的衡量尺度

为了在宏观经济分析中反映环境和资源的影响，需要建立一种新的国民经济账户体系，被称为绿色国民经济账户。这种国民经济账户应当反映生态系统的功能，反映生态系统直接和间接向人类社会提供的产品和服务。这种国民账户计算

把自然资源作为生产资本来对待，计算经过环境调整的国内净产值（NDP）和经过环境调整的国内净收入。

原国内净产值的表达式为：

$$NDP = C + I + (X - M) \tag{25.1}$$

式中，NDP 为国内净产值，C 为消费，I 为净投资（已减去折旧），X 为出口，M 为进口。（25.1）式中，净投资没有反映自然资产的损耗。对 I 进行调整，得到经过环境调整的国内净产值公式：

$$NDP = C + (I_{p.ec} + I_{np.ec} - I_{np.env}) + (X - M) \tag{25.2}$$

式中，$I_{p.ec}$ 为产品资产的净资本积累，$I_{np.ec}$ 为非产品资产的净资本积累，$I_{np.env}$ 为环境资产的耗减。

25.2 环境资源核算的具体方案

计算经过环境调整的国内净产值必须对环境资源进行核算。目前环境资源的核算包括三种方法：

（1）环境资源的实物核算。包括自然资源的实物存量和流量核算，例如土地资源的核算、森林资源的核算等；环境资源对污染的容量的核算等。

（2）环境资源的价值核算。它以货币来衡量环境资源的价值。包括自然资源的价值核算和环境损害的价值核算。由于很多资源和环境服务不存在市场，环境资源的价值往往需要根据对消费者支付意愿的调查来估算。环境资源的价值核算最容易与传统的国民经济核算联系起来。

（3）环境资源的福利核算。它是从环境资源对消费者和生产者产生的影响的角度来衡量环境资源产生的福利变动。国民经济核算的根本目的应当是对福利的核算。然而对福利直接核算存在很多困难，这些困难影响核算的准确性。

在以上三种核算中，实物核算的历史最久，也最成熟。价值核算和福利核算都还不成熟，存在很多争议。

对传统的国民经济核算体系进行修改已经得到了共识，但对于具体作法仍然存在分歧。对如何改造现行的国民经济核算体系大体上有三种思路：（1）对现行的国民经济核算体系进行根本性的调整，把自然资源和环境核算加入现行体系。（2）建立独立的自然资源与环境帐户，不与现行体系发生任何联系。（3）建立一个相对完整的卫星帐户，与现行体系连接起来，不破坏现行体系的基本结构。第三种思路比较可行，是联合国统计署推荐的方案。

下面我们介绍一下第三种思路。基本想法是把环境成本从国内净产值中扣除，得到经过环境调整的国内净产值。某一时期的环境成本等于环境资产的期初值与期末值之差：

$$EC_t \equiv \sum_{i=0}^{n} a_{it} v_{it} - \sum_{i=0}^{n} a_{it-1} v_{it-1} \tag{25.3}$$

式中，a_i 为第 i 个环境资产的物质量，v_i 为第 i 个环境资产的价值，$i=1, \cdots, n$ 为环境资产的个数。$t-1$ 是时期的开始，t 为时期的结束。EC 表示所有环境资产的价值在一个时期中的变动。经过环境调整的国内净产值 EDP 等于：

$$EDP_t \equiv NDP_t - EC_t \equiv (GDP_t - D_{MT}) - D_{Nt} \tag{25.4}$$

式中，NDP 为国内净产值，D_M 为人造资本的折旧，D_N 为自然资本的贬值。

第三种思路的一个好处是，在计算环境调整的国民收入时，不必废弃原有的国民收入核算。这种方法只是在原有核算的基础上增加了 EDP 的计算。这样原来计算的 GDP 历史数据数据仍然有效，继续可以进行比较。

25.3 经过调整的净储蓄

传统的国民收入核算还计算一国的储蓄。储蓄是消费之外的剩余部分，是未来经济发展的必要条件。传统的净储蓄等于 GDP 减去资本折旧。考虑到环境资产的影响，环境资产的贬值也会使一国的储蓄减少，那么净储蓄的概念也需要调整。为此，世界银行创造了调整的净储蓄(adjusted net saving，ANS，又称 genuine savings)概念。ANS 通常用占国民收入的百分比来表示。ANS 的计算包括以下步骤：

国民储蓄总额

－固定资产折旧，等于国民净储蓄

＋教育支出，这里把教育支出看做对未来的投资

－非再生能源和矿产资源的消耗(资源消耗价值减开采成本)

－森林资源的减少

－碳排放所造成的损失

世界银行计算了一些国家的 ANS。结果表明，很多国家的 ANS 与传统的国民储蓄的差别不大。但是一些的国家的差别很大。一些以资源开采为主要收入来源的国家，例如智利、沙特阿拉伯、俄罗斯等，ANS 比传统的国民储蓄占 GDP 的比重大幅度下降，甚至变为负值。根据世界银行的计算，我国的 ANT 为 GDP 的 35.9%，比国民储蓄占 GDP 的比重(53.9%)有一定程度的下降，但仍为正值(World Bank，2012)。

25.4 真实发展指数

绿色国民收入核算和经环境调整的净储蓄都没有衡量社会福利。研究者试图创造反映社会福利的统计指标来代替国民收入核算。真实发展指数(Genuine Progress Indicator，GPI)就是这样一个衡量国民福利的指数。

人们对 GDP 核算的一个批评是，GDP 包括了所有人类经济活动，不管这些活动是否有利于增进人们的福利。空气污染造成呼吸道疾病，治疗这些疾病的活动被计入 GDP。这样，污染越多，GDP 越高。这是不合理的。因此应当区分增进福利和减少福利的经济活动。GPI 就进行了这种区分。

GPI 以货币作为衡量单位，以消费为计算的起点。凡是增进福利的经济活动被计入 GPI，减少福利的很多从 GPI 中扣除。具体计算包括以下主要步骤：

个人消费对收入不平均进行调整（用收入分布作为权数计算消费）

＋家庭劳动和养育子女的劳动

＋高等教育

＋义务劳动

＋耐用消费品的服务价值（这是耐用品存在期间提供的服务，住房服务已被计入 GDP，但其他耐用品例如汽车的服务没有计入 GDP）

＋道路提供的服务的价值

－犯罪成本（包括监狱、防范犯罪的成本）

－闲暇时间的减少（例如延长工作时间）

－失业的成本

－上下班通勤和交通事故成本

－污染的成本和防范污染的成本

－失去森林、湿地的成本

－矿产资源减少的成本（对子孙后代的成本）

－碳排放的成本

对资本投资的收益和对外借债的从成本进行调整

研究者计算了一些国家或地区的 GPI。美国的 GPI 计算表明，在各种调整中，家务劳动和高等教育增加的价值最多，而非再生能源消耗和碳排放减少的价值最多。总的看，减少大于增加。

比较美国 1950—2004 年期间 GDP 和 GPI 的变动趋势，GDP 一直向上，而 GPI 先上升，在 20 世纪 70 年代以后就大体保持不变。对美国马里兰州 1960—2010 年的分析表明，经济指标向上，社会指标不变，环境指标变坏（Harris and Roach，2013，p.182）。

除了真实发展指数以外，全世界的研究者正在创造各种指标来衡量经济社会发展和人们的福利。联合国建立的人类发展指数（human development index，HDI）就是一个被广泛引用的生活质量指标。HDI 的计算基于预期生命长度、教育和收入。联合国每年都公布各国的 HDI，2011 年排名最高的是挪威和澳大利亚。

此外，OECD 计算并公布更好生活指数（better life index，BLI）。BLI 的计算基于以下方面：收入、财富、平均；工作和收入；住房；健康；工作与生活的平衡；教育；社会关系；政治参与；环境质量；安全；个人的主观满足程度。每一个方面从 1—10 评分。在计算指数时，基本的做法是把以上各方面简单平均。这种做法受

到批评，因为各个方面对生活质量的作用可能是不一样的，所以需要给予不同的权数。OECD 计算了其成员国和世界上一些主要国家的 BLI 并进行了排名。

25.5 我国的环境核算

我国自然资源核算和环境破坏损失计量的工作始于 20 世纪 80 年代，到目前为止，已经进行了大量的工作。在自然资源核算方面，1988 年国务院发展研究中心带领国内多家单位与美国世界资源研究所合作，开始进行了“自然资源核算及其纳入国民经济核算体系”的研究。在环境破坏的损失研究方面，20 世纪 80 年代初，过孝民、张慧勤主持了中国“六五”期间环境经济损失的研究，对中国的环境经济损失进行了全面、系统的计量。90 年代初，金鉴明主持了“中国典型生态区生态破坏的经济损失”研究。1995 年，中国社会科学院环境与发展研究中心进行了“中国 90 年代环境污染与生态破坏的经济损失”研究。1996 年，美国东西方研究中心提交了《中国的环境问题：经济损失估计》报告。1997 年，世界银行发表了《面向 21 世纪的中国环境》报告（王玉庆，2002）。

国家环保总局和国家统计局 2006 年 9 月 7 日公布了《中国绿色国民经济核算研究报告 2004》。研究结果表明，2004 年，全国因环境污染造成的经济损失为 5 118 亿元，占当年 GDP 的 3.05%。研究结果见下表：

表 25.1 2004 年全国环境污染损失（亿元）

	亿元	占 GDP%	占总成本%
全国因环境污染造成的经济损失	5 118	3.05	
其中：水污染的环境成本	2 862.8		55.9
大气污染的环境成本	2 198.0		42.9
固体废物和污染事故造成的经济损失	57.4		1.2

资料来源：国家环保总局和国家统计局，《中国绿色国民经济核算研究报告 2004》，《人民日报》2006 年 9 月 8 日，第 1 版。

此次核算还表明，“如果使用现有治理技术全部处理 2004 年点源排放到环境中的污染物，约需一次性直接投资 10 800 亿元，占当年 GDP 的 6.8%左右。同时，每年还要花费治理运行成本 2 874 亿元，占当年 GDP 的 1.8%。而中国在‘十五’期间的环境污染投资仅占 GDP 的 1.18%，差距很大。”

本章小结

可持续发展和自然资源保护需要具体的指标来衡量。传统的国民收入核算不能反映环境和许多其他影响人类生活质量的因素。为了修正传统的国民收入核算，世界上许多研究机构和研究者正在创造各种衡量环境变化和其他因素对人类福利影响的指标。这些指标各有特点，但有很多地方是共同的，它们指出了这一领

域未来研究的方向：

首先，我们需要一个衡量人类福利的指标，研究的重点需要从衡量经济活动总量转变到衡量福利。传统 GDP 衡量的是没有区分对人类是否有益的经济活动总量，这一指标不能完全满足我们的要求。新的指标必须区分对人类是否有益，据此进行加减，产生新的指标。

第二，对福利的研究不仅是静态的，而且需要研究福利的动态变化即可持续性问题。这里我们特别需要把自然资源作为一种资产加入到总资产中。可持续性正是由资产在不同时间的变化体现出来的，资产的变化是动态变化的关键联系。

第三，衡量福利的一个问题是在缺乏市场价格的情况下对环境资产的衡量问题。这方面还有大量的基础工作需要进行。需要创造建立在统一的理论基础上的、可以接受的指标和研究方法。

习题

1. 现行的 GDP 核算有哪些问题？你认为应当如何纠正？

2. 假定某国的经济数据如下，计算该国的经环境调整的国内净产值(EDP)：

年初木材存量 2 亿立方米
年末木材存量 1 亿立方米
年初木材价格 5 元/立方米
年末木材价格 7 元/立方米
年初石油存量 4 亿吨
年末石油存量 3.5 亿吨
年初石油价格 50 元/吨
年末石油价格 60 元/吨
碳排放 1 亿吨
碳排放损失 10 元/吨
GDP 500 亿元
人造资本损耗 5 亿元

参考文献

Harris, Johnathan M., and Brain Roach, 2013, *Environmental and Natural Resource Economics*, 3rd ed, Armonk, N.Y.: M.E.Sharpe.

World Bank, 2012, Adjusted Net Saving website, http://go.worldbank.org/3AWKN2ZOY0.

国家环保总局和国家统计局：《中国绿色国民经济核算研究报告 2004》，《人民日报》2006 年 9 月 8 日，第 1 版。

结束语

随着人类数量的增长和经济活动的发展，地球显得越来越狭小，环境问题日益严重。中国的高速发展和众多的人口使环境问题的解决更加紧迫。人类的生存环境涉及一系列根本性的问题，包括：

人类在自然界的定位，人类与其他物种之间的关系是征服被征服还是合作关系？

人类自身不同世代之间的权利和义务的问题。我们这一代应该给后代留下什么样的自然和人造的遗产？

自然界作为人类经济活动的外部环境，能否再长期支持人类的经济活动？人类的经济发展是否与自然环境在根本上是水火不相容的，两者的矛盾在根本上是不是不可协调的？

主流经济学是否能够提供足够的工具来解决环境经济问题？为解决环境问题，主流经济学是否需要基本的创新？

等等。

对所有这些问题，本书不能都提供完整的答案，对有些问题根本提供不了答案。本书的范围是十分有限的。本书是一本把经济学理论用于环境问题的教科书，本书也许属于那种“没有搞清根本性问题就讨论技术性问题”的著作。当然完整地回答以上根本性问题也不是本书的目的。这里我们希望为读者划定一个范围，说明能够解决和不能解决的问题。本书希望为读者提供一个范围有限的基础，为读者进一步学习研究提供一个基础，以便对上述根本性问题进行思索和探讨。

索引

"深绿"和"浅绿"，13
《国富论》，28
《增长的极限》，117，132
200 哩领海权与私有化，160
渔业资源开发的动态模型，151
n 时期固定边际开采成本模型，120
一些国家采用的经济激励手段，251
三河三湖"水污染控制，205
上海自来水厂的重新选址，84
不可回收的可耗竭资源：石油、天然气和煤，135，144
不同收入阶层对环境质量的需求，272
不同用途之间的非竞争性，167
不完全竞争和污染控制，241
不确定性，33，34，39，41，133，161，230—232，237—240，279，280，283
不确定性和控制手段的选择，230，231
个人旅行费用法，95
中国太原的排污权交易，226，228
中国环保 NGO 的发展，15
中国的排污收费制度，218
中国采用的经济激励手段，252
为什么生物多样性遭到破坏，178
为什么要保护生物多样性，178，183
主观评价法，75
二时期模型：复习，129
二氧化硫税，250
二氧化碳，4，156，179，250，278，280，281，283—285，293
互联网＋环境保护，257，258
交易费用，34，37，38，41，48，197，198，202
产业政策和贸易政策，48
产权，29，33—35，38，41，46，47，150，160，161，173，174，194，195，197，198，202
产权和法规对水资源配置的作用，173
京都议定书，280—282，285，286
人力资本法，78，79，81，85
企业和消费者之间分担税负，216
企业对产品市场的垄断与庇古税，241
企业的所有权，29，42
优先性评价法，102，107，108
传统的经济系统模型，9，17
传统经济学的市场交换价值论，14
使消费可持续，290
使用者成本，7，35，59，63，64，74，120—122，125—129，134，138，139，141，151，168，173
使用者收费，249，256
供给曲线，22，26，27，29，30，32，36，41，45，56—62，73，88，99，120，138—141，145，146，166，

170，174，175，182，216—218，220，221，223，264，265，270
供给移动政策，170
保护区，16，49，82，180—182，184，201，251
保险溢价，140
信息偏差，109
修正的最优外部效应模型，195
假想偏差，110
假想市场法或市场创建法，92，102
假想评估法，102
偷猎，180，181
免耕，283
全球变暖，156，179，250，261，278—281，285，287
全球变暖的对策，280
全球变暖的影响，278，279
公共外部效应，192
公共物品，37，38，41，46，103，139，178，187，188，274，276
公共财产，48，147，150，151，161，162
公益或公共物品，187
共同消费物品，37
关税，40，45，141，182，263—270
内涵资产定价法，76，83，92，96—99，102，109—111
再循环，10
冰岛渔业的可交易配额，156
净效益，56，57，59—64，73，81，82，105，120，121，125，126，128，129，131，134，136，138—140，149—151，153，154，158—162，165—168，174，188—193，197，202，205，206，210—212，215，216，219，225，244，268
分区旅行费用法，93，94
初始点偏差，109
利润，12，13，22，25，26，28—30，32，33，40，45，117，120，131，133—138，142，143，150，151，164，190，192，197，210，228，229，241，242，244，245，247，282
利率的变动对资源价格，122
剂量—反应函数，79
动态成本—效益分析，59
动态效率，59—63，73
动态效率的数学推导，63
动态有效可持续捕捞量，151
勘探，133，135，138，143，144
北京的大气污染控制，199
北京碳排放交易，282，284
区域联防联控，256
单一地点旅行费用模型，93
单次投标博弈，103，111
卡特尔和其他竞争性企业同时存在的垄断定价模型，137
卡特尔问题，135，144
发现新资源和技术进步，128
可交易配额，154—156，252
可再生资源，4，59，60，74，117，119，123—125，128，129，134，141，146，147，156，161，291
可变成本，23，24，26，88，89
可持续发展，39，124，143，163，219，229，257，259，287，290—294，297，301
可持续发展的衡量，297
可持续捕捞量，149—151，153，161，162
各种市场价值法的选择和应用，84
合同线，268
吉林化工厂事故与松花江污染，39
向另一种非再生资源的转变，127

固定成本，23，24
国内环保成本对国际竞争力的影响，263
圆明园防渗工程环境评价，
土地政策，46
在巴西里约热内卢进行的一项关于地表水质量改进的支付意愿的调查，103
场外的变化，77
垄断，13，22，33，35，132，133，135—139，145，147，224，228，241—244，246，247，249
城市化和工业化政策，47
增长的边际开采成本，127，128
外部成本，58，59，73，173，188—190，192，194，196，202，205，210—213，215，219，221，230，241，242，244—247，249，267，268
外部效应，44
多景点旅行费用模型，95
存在价值，15，179
完全成本价格，59，73
宏观政策失灵，48
官煤勾结，40，43
客观评价法，75
对人类的看法，12
对国内供给进行补贴，141
对意愿调查评估法的评价，108
对政治的看法，12
对数线性，97，99
对科学技术的看法，11，12
对自然的看法，11
寻租，40，45，46，51，138
工具偏差，109
市场价值法，75，76，84，85，92，102，110，111
市场失灵，5，7，32—35，38，39，41，42，44，48，51，52，58，182
市场激励方法，194，195，202
市场需求曲线和市场供给曲线，26，32
布莱克的中位数投票者的选择，
希克斯补偿需求函数，66
帕累托最优，57，73，190，194，221，265，268，269
平均可变成本，24，26
平均年增量，157
平均成本，23—25，30，114，172，175，209
庇古税，210—220，223，224，228，230，241—245，247，249，263，265，266，269
庇古税对社会福利的影响，243
庇古税的优点，213
庇古税的缺点，215
库兹涅茨曲线，5，288—290，295
建立国家战略石油储备，141
开发，3，4，7，14—16，39，40，51，59—62，64，81，82，86，87，95，117，119，120，122，127—129，131—134，136，140—142，144，151，157，161，162，168，178—180，219，226，251—254，258，275，292
开放进入，151，198
引致需求，133
弱可持续性，291，292
强可持续性，291，292
当前储藏量，131，144
影响排污费水平的排污者，244
征收能源消费税，141
征收进口关税，141
总储量或资源禀赋，132，144
总成本，22—25，30，57，58，64，92，

105，125，126，147，149—152，154，172，189，192—196，202，207，212，213，265，301
总收入，22，78，79，150，217，291
意愿调查评估法，76，81，92，102，108—111，114
意愿调查评估法的缺点，102，109
成本，5—7，14，22—27，30，33，35—39，41，43，45—48，51，55—67，73—76，78—86，88，89，92，98，99，105，108，111，114，120—122，124—130，133—136，138—141，145，147，149—155，158—162，164—166，168—170，172—175，179，180，182，188—198，202，204—207，209—215，217—224，226，228—247，249，250，253—256，258，263—269，272，273，275，276，280，282，288，293，297—301
成本效益分析，6，55，56，82，105
成本有效配置，191，193，194，219，228
我国水资源，164
我国煤炭资源的浪费，142，143
我国环境保护标准体系的演变，207
我国的污染大户，246
所得税扣除，141，142
技术效应，289
投标博弈，102—104，106，109，111
指令控制，194，195，202，248，249，256
指数型储藏指数，132
损失，34，36，40，41，45，46，55，66，72，76，78—80，82—85，106，120，138—141，154，170，183，187，192，197，198，200，209，212，215，218，232，235，236，239—241，243，244，247，279，297，299，301，302
损害函数，75，79，85，188
排污权交易，198，204，208，219，221—228，230—237，239，250，252，255，256，269，285
排污权交易的优点，222
排污权交易的缺点，224，237
排污标准，194，195，197，204—210，213—215，219，220，223，248
排污标准的问题，205
排污者付费原则，195
排污费，194，195，204，208，218—220，229，230，232—239，241，244—247，249，252，253，255，256，269
控制成本不确定情况下排污收费和排污权交易的比较，232
控制手段的选择与混合使用，236
提供曲线，267，268
搭便车，37，38
收入分配与环境，261，272
收益，4，5，7，15，22—26，29，30，33—39，42，45，46，48，55，58，59，61，72，73，78，81—83，85，99，122，131，133—135，144，149，150，152，154，158，159，161，164，165，178—180，182，189，198，219，237，241—245，255，269，270，274，275，284，292，300
收益不变，23
收益递减，23
收益递增，23
政府在环境保护上的作用，42

政府失灵，5，7，32，42，44，45，47，48，51，52，178，182
政府对价格机制的破坏，44
政府对水价格的管制，169
政府效应，289
效用，14，19—22，26—30，32，56，65，66，68—72，96，98，99，107，109，146，165，187，202，267，268，272，275
效益，6，42，55—57，59—64，73，76，77，80—86，92，99，105，120，121，125，126，128，129，131，134，136，138—140，149—151，153—156，158—162，165—168，174，179，188—193，197，202，205，206，210—213，215，216，219，225，230—240，244，245，268，274—276，280，290
数量配给，169，174
旅行费用法，76，81，92—96，102，109—111
无差异曲线，28—30，38，66—68，266，267，272，274，275
无市场、薄市场和市场竞争不足，35
无费用选择法，102，105—107
早期的管制，153
普通消费者剩余，66
普通需求函数，65，66
曲线的斜率与控制手段的选择，233
替代市场价值法，75，76，92，102，110，111
最优庇古税的数学推导，211
最优砍伐时间，158，159，162
最大可持续捕捞量，149，150，162
最小可变种群量，149
有关捕鱼业的公共政策，153
有效价格，74，76
有效成本法，85
有效的可持续捕捞量，149，153，161，162
有效的捕捞努力水平或最优捕捞水平，150
未名湖水质改进的调查，111
机会成本，22，33，35，37，47，56—59，63，73，81，82，85，98，99，120，122，128，139，159，168，180，190，238，273
机会成本法，75，81，82，85
林毅夫，31，48，52
森林政策，47
森林资源的破坏，160，161
森林资源的经济分析，156
次优庇古税，243，247
欲望，14，55
正常物品，272
比较博弈，102，104
水价制定的经济学原则，172
水价构成，171
水在竞争性用途之间的配置，166
水污染问责风暴，49
水的重复使用，167
水的需求曲线的加总，166
水表费，172，174
水资源保护，164
水资源定价，171
水资源政策，47，169
水资源的动态配置，168
水资源的有效配置，164，165，174
污染控制，185，187，193—196，199，202，204—206，208，213，214，221，222，224，241，247—250，252，254—257，259，264，269，

270，281
污染控制工具的种类，248
污染控制手段提供的激励机制，254
污染控制手段的选择标准，255
污染控制的两种思路，187，194
污染控制的设计，248
沙尘暴的根源，182，183
消费者剩余，26，27，29，66，68，70—74，92—96，113，114，138—140，145—147，169，170，181，235，244
消费者的决策，19，65，66，165
消费者选择理论，65
渔业资源的生物学模型，147，148
渔业资源的经济分析，147，148
温室气体交易市场，283
温室气体排放的控制手段，281
潜在储藏量，131，133，144
燃料税，142，250，251
物种，4，15，38，39，103，146，176—180，182，183，279，303
物种保护，117，176—180，182
物种保护的措施，180
物种保护的经济利益和成本，179
特性，6，37，79，93，94，96—99，103，110，111，119，132，133，178，187，188，204
环保项目效益的分配，274，276
环境与可持续发展，257，287
环境与贸易，261，263
环境主义价值论，14，15，17
环境主义伦理观，11—13，15，17
环境价值的分类方法，15
环境友好的新技术，292
环境变动对福利的影响，65，73
环境库兹涅茨曲线，5，288—290，295
环境总经济价值，15
环境税收，249，250
环境评价，53，55，73，75，76，85，92，110，111
环境评价方法的选择，110
环境质量作为纯粹的公共物品，274
现值，59—64，73，78—82，112，120—122，126，133—135，137，152，155，158—162，168，174，292
现场的变化，77
生产函数，22，23，30，77，123，124，164，187，287
生产率变动法，76—79，85
生产者决策，22
生产者剩余，27，29，88，138，139，145—147，169，170，181，235
生物多样性，15，102，156，176—179，181—183，251，252
生物多样性的减少，177
生物性公共财产资源，147
用控制成本－外部成本法确定最优污染量的数学推导，213
用控制成本来确定庇古税，212
用脚选择居住环境，273
用菜油开车，143，144
用资本存量来定义可持续发展，291
疾病成本法，78，79，81，85
直接使用价值，15，179
直接控制与排污标准，204
真实发展指数，299，300
石油输出国组织，132，135，137
石油进口有关的国家安全问题，139
确定情况下收费和排污权交易的等同性，230
碳税，250，281，282
社会供给曲线，58，59，73

社会支付意愿，58
社会边际机会成本，58
社会需求曲线，59，73，146，147
福利，11，27，28，31，36，55—57，65—68，70—74，85，99，101，110，113，154，169—171，174，175，181，182，187，201，209，210，230，235—241，243，244，247，267，269，270，275，297—302
私人外部效应，192
私人物品，37，102，187
科斯定理，197，198，202
稀缺租，136，139
税收，38，43，44，46，76，77，109，130，141，142，154，155，170，182，210，218—220，242，249—254，267，279，281，285
税收减免，250，251
空气污染对住房价格的影响，99
空气污染是一种公害或坏的公共物品，187
等价剩余，68，73
等价变化，67，70，71，73，74
策略性偏差，107，110
管理收费或行政性收费，249
约简形式，99
经济制度，28，29
经济发展及其影响因素，287
经济激励手段，181，248—252，256
经济—环境大系统，9，10，17
经过调整的净储蓄，299
统一水价，172
绿色国民收入核算，261，297，299，301
绿色国民经济账户，297
绿色经济学，7
罗伊等式，65，66，68
美国历史上最严厉的清洁能源计划，284
美国地狱谷水坝的研究，82
美国政府对天然气的管制，138
美国政府的石油政策，141
美国的可交易许可证制度，225
美国空气污染对健康的影响，79
美国防止太平洋鲑鱼过度捕捞所设计的管制办法，154
联合国气候变化框架公约，280
腐败，43，45—47，49，51，52
自然均衡点，148
自然资源管理，117
芝加哥气候交易市场，283
菲律宾帕拉万岛砍伐树木的影响，78
薄市场，35
虎骨，180，181
补偿，38，66—74，81，82，102—104，109，172，180，182，197，198，202，225，249，252，253，276，283
补偿剩余，67，73
补偿变化，67，69，73，74
补贴，44，47，48，76，77，141，142，170，178，197，229，237—239，242—244，247，249—256，265，270，285
规定进口配额，141
规模效应，288
计价物，67
识别问题，99
财产，9，12，17，28，29，44，48，100，134，144，147，150，151，153，161，162，196—198，202
财产的所有权，29
贴现，39，59，60，62，63，73，74，78—80，82，120，122，124，128，

129，134，135，144，146，147，149—151，158—160，162，292
贴现率，39，59，60，62，63，74，78—80，82，120，122，124，128，129，134，144，146，147，151，159，160，162，292
贸易无差异曲线，267
资源产权不安全或不明确，34
资源的社会成本，55，58，172
资源的跨时间有效配置：n 时期模型，120
边际产出，23，30，152
边际使用者成本，59，63，64，74，120—122，125—129，134，138，139，151，168
边际外部成本，58，59，188—190，192，202，205，210—213，215，219，221，230，241，242，245—247
边际成本，23—27，30，33，35，36，41，56—58，60，62，64，73，88，120，122，125，127—130，134，135，138，145，150，158，159，164，165，168，172—175，180，188，192，211，219，228，233，234，236，239，244，247
边际支付意愿，33，41，59，60，62，96，98，99，113，151
边际效用，14，20—22，26，27，29，30，56，68—71，107，165，202，267，268
边际社会收益，58，59
边际私人净效益，188—190，193，202，205，206，210—212，215，219
边际私人收益，58
边际隐价格，97，98，113
连接费，172，174
选择价值，15，179
递减水价，171，172
递增水价，171，172
酸雨，5，77，225，246，250，253
采集，133，144
重复投标博弈，103，104，109
重新选址成本法，83，84，86
重置费用法，83—86
销售税，154，250，251
间接使用价值，15，179
阿拉善沙漠，183
阿瑟·庇古，210
需求增加对资源开采和价格路径的影响，123
需求曲线，21，22，26，29，30，32，33，35，36，41，45，56，57，59—63，66，68—73，77，93，95，99，109，110，113，114，120，121，123，127，129，130，135，140，141，145—147，164—167，169，170，174，181，216—218，220，222，223，241，243，247，264，265，270
需求的价格弹性，136，264
需求的收入弹性，72，136
需求移动政策，170
霍特林，133，134，144，147
霍特林定律，133，134，144，147
静态储藏指数，132
静态成本—效益分析，55
静态效率，56，59—61，73
非人类价值，15，179
非使用价值，15，17，102，179
非再生资源，6，7，63，117，119，120，123—137，139，141，143—146，291

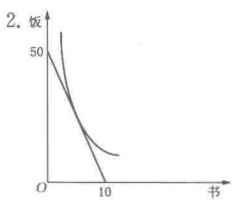
非再生资源向可再生替代资源的转移，124
非再生资源的分类，131
非再生资源的开采，125，128，133，136
预付金返还，249，251，252
预算约束，20，29，30，107，179，272—274
预防性支出法，82，85
风险，15，39，49—51，65，81，140，141，145，236，250，254，255，282
馈赠价值，15，179
马克思的劳动价值论，14
马歇尔剩余，69，70
马歇尔普通需求曲线，66，68，73
高压线电磁场对健康的影响，83
鼓励对其他能源开发的税收政策，141

习题答案

由于四舍五入等因素，计算结果可能略有差别。

第3章

2.

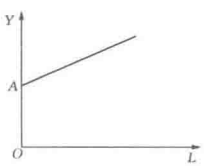


无差异曲线的形状取决于你的选择。

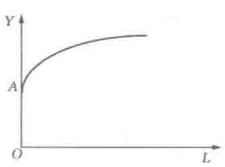
3. 改变价格，找出相应的需求量，把价格和需求量画在一张图中。

4.

(1)

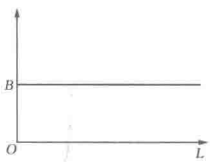


$a=1$

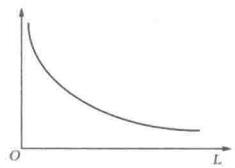


$a=1/2$

(2) 边际产出



$a=1$



$a=1/2$

(3) 是正数。$a=1/2$ 时递减。

(4) A 影响劳动投入为0时的产出(截距)，B 影响边际产出(斜率)。

(5) 厂商的成本曲线：$C=wL=w\left(\frac{Y-A}{B}\right)^2$

式中 Y 为产出，A，B 为参数。

完全竞争市场，厂商为价格 p 接受者，利润最大化：

$$\max W=pY-C \text{ 因此，} \frac{\partial W}{\partial Y}=0$$

厂商的供给曲线：$p=MC=2\frac{w}{B^2}(Y-A)$ 或 $Y=\frac{B^2}{2w}p+A$

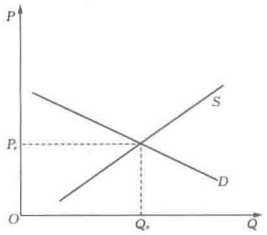
7.

(1)

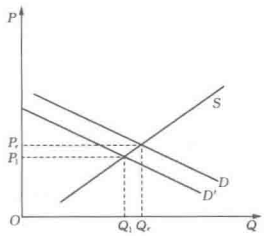
产量	售价	总收益	边际收益	总成本	边际成本	平均成本	总利润
0	0	0		2			−2
1	15	15	15	9	7	9	6
2	12.5	25	10	14	5	7	11
3	11	33	8	21	7	7	12
4	10	40	7	32	11	8	8
5	9	45	5	45	13	9	0
6	8	48	3	69	24	11.5	−21

8.

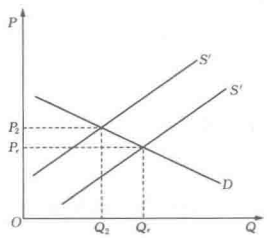
(1)



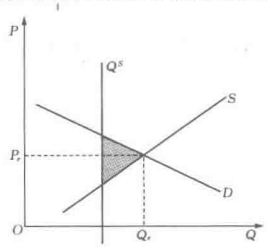
(2) 汽油价格上升,需求曲线下降,均衡价格与数量都下降。



(3) 供给曲线上移,均衡价格上升,均衡数量下降。

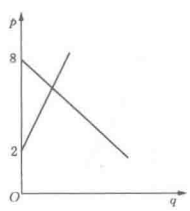


(4) 消费者剩余与生产者剩余均减少,黑色三角部分即为社会福利的无谓损失。



第 4 章

2.



q	p_s	p_d
1	4	7
2	6	6
3	8	5
4	10	4
5	12	3
6	14	2

让供给等于需求,$q^* = 2$。代入供给或需求曲线,$p = 6$。

$32 + 2 + 2q = 8 - q$

$q = 4/3$

第 6 章

1. (供参考)成本还有生态移民费用、生态环境改变的成本(对气候、生物的影响)、航运损失、娱乐功能损失(游泳、钓鱼等)等,收益可能还包括旅游收入等,此外需考虑贴现问题。

2. (1) 均衡数量:供给 = 需求

$80 - q = q$

$q^* = 40$

(2) 净福利:$80 \times 40 \times 1/2 = 1\,600$

3. $8 - 0.4q_1 - 2 - \lambda = 0$

$8 - 0.4q_2 - 2 - \lambda = 0$

$q_1 + q_2 = 20$

第一期开采量 $q_1 = 10$

第二期开采量 $q_2 = 10$ 边际使用者成本 $\lambda = 2$

有效价格 $p^* = 4$

4. (1) $8 - 0.4q_1 - 4 - \lambda = 0$

$(8 - 0.4q_2 - 4)/1.1 - \lambda = 0$

$q_1 + q_2 = 20$

$q_1 = 10$, $q_2 = 10$

(2) $\lambda = 0$。

(3) 静态与动态结果相同,因为 $\lambda = 0$,资源总量刚好够开采。

5. $8 - 0.4q_1 - 4 - \lambda = 0$

$(8 - 0.4q_2 - 4)/1.1 - \lambda = 0$

$(8 - 0.4q_3 - 4)/1.1^2 - \lambda = 0$

$q_1 + q_2 + q_3 = 20$

$q_1 = 6.91$

$q_2 = 6.59$

$q_3 = 6.33$

(由于四舍五入,三者相加不等于 20)

$\lambda = 1.24$

6. (1) 社会对公共产品的需要是个人需求的纵

向相加。

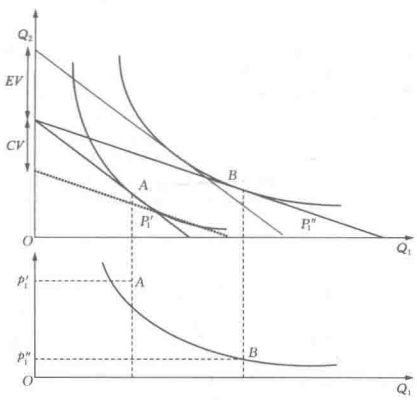
社会需求：$p = 1\,000 - 100q$

$p = MC$，$1\,000 - 100q = 500$

$q = 5$

(2) 净福利：$1/2 \times (1\,000 - 500) \times 5 = 1\,250$。

8.



$p_1'ABp_1''$为消费者剩余的增加部分。

第 7 章

1. (1) 计算土地面积的变化，把变化从公顷转换为平方公里(除以 247 公顷/平方公里)。用变化(平方公里)乘以水文系数，再除以 100 000，得到旱季流量变化。

(2) 比较实际流量与估计值，无森林种植估计值 = 实际 + 调整系数。

2. 3

对水流量进行调整。

年	大米面积(公顷)			黄豆面积(公顷)		
	预测	经调整的预测	实际	预测	经调整的预测	实际
1980			553			7 943
1981	949	1 146	336	9 968	10 409	10 523
1982	1 286	1 382	809	10 846	11 026	11 153
1983	543	655	560	13 096	13 673	10 379
1984	523	586	1 054	6 408	6 578	8 640
1985	670	858	824	9 382	9 929	8 960
1986	1 109	1 223	978	12 186	12 462	10 230
1987	471	588	1 046	11 030	11 603	9 226
1988	648	794	886	10 814	11 334	12 853
1989	789	995	416	11 990	12 647	13 010
1990	485	639	224	10 389	11 069	9 600
1991	287	441	285	8 618	9 512	8 904

年	大米产量(千克)			黄豆产量(千克)		
	预测	经调整的预测	两者之差	预测	经调整的预测	两者之差
1980						
1981	1 867 453	2 255 480	388 027	11 587 538	12 101 039	513 501
1982	2 781 697	2 988 876	207 179	15 658 980	15 919 189	260 209
1983	1 302 595	1 571 403	268 807	13 668 909	14 270 777	601 868
1984	1 506 458	1 688 154	181 696	7 369 280	7 564 508	195 229
1985	1 993 258	2 551 084	557 827	12 255 319	12 969 932	714 614

（续表）

年	大米产量(千克)			黄豆产量(千克)		
	预测	经调整的预测	两者之差	预测	经调整的预测	两者之差
1986	3 203 200	3 531 690	328 489	18 735 427	19 159 965	424 538
1987	1 493 774	1 862 340	368 566	17 855 009	18 782 691	927 682
1988	2 007 328	2 462 764	455 436	22 236 714	23 305 868	1 069 154
1989	2 390 527	3 015 564	625 037	19 858 739	20 946 871	1 088 132
1990	1 385 196	1 825 768	440 572	14 869 427	15 843 090	973 663
1991	931 023	1 430 807	499 784	10 341 145	11 414 075	1 072 930

4.

$$A_{R,t}=\alpha[P_{R,t-1}/P_{S,t-1}]^{0.25}*[P_{R,t-1}/WAG_{t-1}]^{0.75}*[WAT_{t-1}/A_{T,t-1}]^{1.78}$$

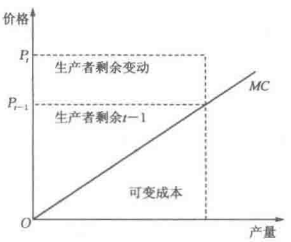
$$A_{R,T}=\alpha P_{R,t-1}[1/P_{S,t-1}]^{0.25}*[1/WAG_{t-1}]^{0.75}*[WAT_{t-1}/A_{T,t-1}]^{1.78}$$

$$P_{R,t-1}=A_{R,t}/\alpha[1/P_{S,t-1}]^{0.25}*[1/WAG_{t-1}]^{0.75}*[WAT_{t-1}/A_{T,t-1}]^{1.78}$$

$$=[A_{R,t}*P_{S,t-1}{}^{0.25}*WAG_{t-1}{}^{0.75}*[A_{T,t-1}/WAT_{t-1}]^{1.78}]/\alpha$$

$$MC_{R,t}=(Q_{R,t}*P_{S,t-1}^{0.25}*WAG_{t-1}^{0.75}*A_{T,t-1}^{1.78})/(\alpha*Y_{R,t}*WAT_{t-1}^{1.78})$$

Q 为总产量，Y 为单位产量。



5.

	大米，森林种植			大米，无森林种植			差别(无森林种植－森林种植)
	TR	*TVC*	*PS*	*TR*	*TVR*	*PS*	*PS*
1981	6 386 688	2 913 226	3 473 462	7 713 742	3 518 549	4 195 193	721 731
1982	7 288 046	4 756 702	2 531 344	7 830 856	5 110 979	2 719 878	188 533
1983	3 777 527	1 706 400	2 071 127	4 557 067	2 058 537	2 498 530	427 403
1984	4 474 179	2 184 364	2 289 816	5 013 817	2 447 823	2 565 994	276 178
1985	4 983 144	2 959 987	2 023 156	6 377 711	3 788 360	2 589 351	566 194
1986	6 918 913	4 004 001	2 914 912	7 628 449	4 414 612	3 213 837	298 925
1987	3 719 497	1 613 276	2 106 221	4 637 227	2 011 327	2 625 899	519 678
1988	7 246 455	2 499 124	4 747 331	8 890 577	3 066 141	5 824 437	1 077 105
1989	8 797 139	4 314 901	4 482 238	11 097 276	5 443 093	5 654 183	1 171 945
1990	4 086 328	2 548 760	1 537 567	5 386 015	3 359 413	2 026 602	489 035
1991	3 454 095	1 373 259	2 080 836	5 308 294	2 110 440	3 197 854	1 117 018

TR：总收入，*TVC*：总可变成本，*PS*：生产者剩余。

TR＝产出t×价格t　　*TVC*＝0.5＊价格$t-1$×产出t

从农民福利角度看，应该终止森林重植计划，但是从社会福利角度不一定，缺乏外部成本信息，如水土保持和野生动物恢复的价值。

第 8 章

1.（1）第一阶段需求曲线

$0.040=a_{01}+a_{11}*20$

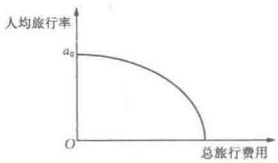
$a_{11}=(0.040-a_{01})/20=0.002-0.05a_{01}$

$0.015=a_{02}+a_{12}*70$

$a_{12}=(0.015-a_{02})/70=0.0002-0.01a_{02}$

$V_1/N_1 = a_{01} + (0.002 - 0.05a_{01})TC_1$

$V_2/N_2 = a_{02} + (0.0002 - 0.01a_{02})TC_2$



(2) 第二阶段需求曲线

$\beta_{01} = -a_{01}/a_{11} = -a_{01}/(0.002 - 0.05a_{01})$

$\beta_{02} = a_{02}/a_{12} = -a_{02}/(0.0002 - 0.01a_{02})$

$N_1 = 1\,000/0.04 = 25\,000$

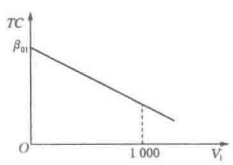
$N_2 = 2\,000/0.015 = 133\,333$

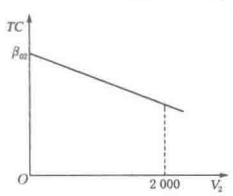
$\beta_{11} = 1/(a_{11}N_1) = 1/[(0.002 - 0.05a_{01})\,25\,000] = 1/(50 - 1250a_{01})$

$\beta_{12} = 1/(a_{12}N_2) = 1/[(0.000\,2 - 0.01a_{02})\,133\,333] = 1/(26.7 - 1\,333.3a_{02})$

$TC_1 = \beta_{01} + \beta_{11}V_1 = -a_{01}/(0.002 - 0.05a_{01}) + V_1/(50 - 1\,250a_{01})$

$TC_2 = \beta_{02} + \beta_{12}V_2 = -a_{02}/(0.000\,2 - 0.01a_{02}) + V_2/(26.7 - 1\,333.3a_{02})$





(3) 第二阶段需求曲线横向相加，取决于 β_{01} 大于还是小于 β_{02}。

(4) 消费者剩余

$(1/2)1\,000(1\,000/\beta_{11}) + (1/2)2000(2000/\beta_{12}) = 500 * 1\,000/(-50 + 1\,250a_{01}) + 2\,000\,000/(-26.7 + 1\,333.3a_{02})$

2.

(1) B 比较 robust，STAT 很 robust。

(2) 两变量相关，不能得到独立的隐价格。

(3) 假设：完全信息，变量是连续的，变量可以独立地变动，房屋市场处于均衡。不同地区居民边际支付意愿相同。

(4) NOX 降低 1，资产价格上升 0.006 4。是好预测，因为 $t = 5.64$。

3. (1) 会。

(2) 赵、李各单独支付 120 元，或两人共支付 120 元，其中赵小于 100 元，李小于 25 元。

5. 出发地 KV

$V_i/N_i = 18\,000/3\,000\,000 = 0.006$

$TC = 0.5 * 200 * (1/4) = 25$

$\alpha_1 = (0.006 - \alpha_0)/25 = 0.000\,24 - 0.04\alpha_0$

第一阶段需求：$V_1/N_1 = \alpha_0 + (0.000\,24 - 0.04\alpha_0)TC_1$

$\beta_{11} = 1/\alpha_1 N_1 = 1/[(-0.04\alpha_0 + 0.000\,24) * 3\,000\,000] = 1/(720 - 120\,000\alpha_0)$

第二阶段：$TC_1 = \beta_{01} + \beta_{11}V_i$

$\beta_{01} = -\alpha_0/\alpha_1 = -\alpha_0/(0.000\,24 - 0.04\alpha_0)$

消费者剩余：$(1/2) * 18\,000 * (18\,000 * \beta_{11})$

类似可以求出出发地 PB 的答案。

第 9 章

2. 边际使用者成本下降，总边际成本取决于边际开采成本和边际使用者成本的升降，如果边际总成本下降，开采期可能延长。

3. 价格线上升，开采期缩短，替代提前。

4. 最大化两期收益现值之和的条件为两期边际净收益的现值相等，即 $MNB_1 = MNB_2/(1+r)$

因此 $5 - q_1 = (5 - q_2)/1.1$，且 $q_1 + q_2 = 3.7$，得到 $q_1 = 2$，$q_2 = 1.7$，$p_1 = 3$，$p_2 = 3.3$

若贴现率上升，第一期的开采量增加，价格下降，第二期开采量减少，价格上升。

5. 最优条件

$MNB1 = (1+K)MNB2/(1+r)$

$MNB1/MNB2 = (1+K)/(1+r)$

6. 边际使用者成本随时间减少。如果总成本超过最高价格(最高支付意愿)，一部分资源可能未被开采。

7. (1) 提高总成本，使替代提前。

(2) 征税减少累计开采量，价格轨迹上移。

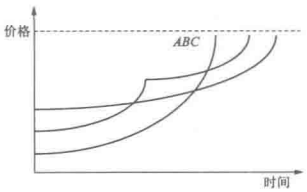
第 10 章

2.

$$\begin{cases} p_1 = 5 - q_1 \\ p_2 = 5 - q_2 \\ p_2 = (1+r)p_1 \\ q_1 + q_2 = 3.7 \end{cases}$$

四个方程联立解出四个变量。

3. 价格路径(Salant，1976)。



A 无卡特尔时的均衡价格路径，价格按利率上升。

B 卡特尔与竞争性企业并存。第一阶段价格按利率上升，第二阶段速度下降。由于累积销售不变，A 与 B 相交。

C 都加入卡特尔，垄断。垄断价格在初始阶段较高，由于累积销售与其他两种情况相同，C 与 A、B 相交。

4. (1) 政府管制价格为最高限价，这里不起作用。

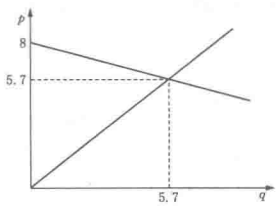
$p = 8 - 0.4q$

$MC = q$

$p = MC \quad 8 - 0.4q = q$

$q = 5.7$

$p = 5.7$



消费者剩余：$(1/2) \times (8 - 5.7) \times 5.7 = 6.6$

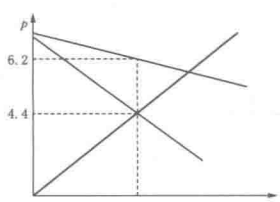
生产者剩余：$(1/2) \times 5.7 \times 5.7 = 16.2$

(2) 边际收益：$MR = 8 - 0.8q$（$TR = (8 - 0.4q)q$）

边际成本：$MC = q$

$MR = MC \quad 8 - 0.8q = q \quad q = 4.4$

$q = 4.4$ 时，$p = 6.2$，$MC = 4.4$

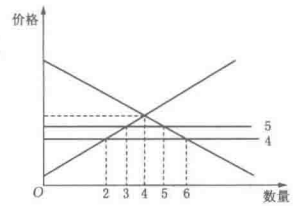


(4)

消费者剩余：$(1/2) \times (8 - 6.2) \times 4.4 = 4.0$

生产者剩余：$1/2 \times 4.4 \times 4.4 + (6.2 - 4.4) \times 4.4 = 17.6$

5.



(1) 不考虑风险成本，国内供给 2，进口 $6 - 2 = 4$。

(2) 考虑风险成本，国内供给 3，进口 $5 - 3 = 2$。

(3) 若禁运，短期国内供给量为 2，长期国内供给变为 4。

第 11 章

1. $q = 8p - 0.2p^2$

价格 $= 100$

$MR = 40p - 800$

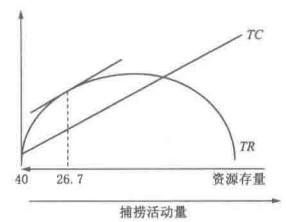
$MC = 2(160 - p)$

$TR =$ 价格 $* q = 800p - 20p^2$

(1) 最大捕捞量：$TR = 0$，$800p - 20p^2 = 0$，$p = 40$

(2) 有效捕捞量：$MR = MC \quad 40p - 800 = 320 - 2p$，$p = 26.7$

(3) 捕捞的成本和收益：



(1) 不。因为每个渔民一年中有部分时间失业，浪费了资源。

(2) 不同。因为通过配额的交换，效率最高的渔民会全年生产。

3. 更高的贴现率使最优砍伐时间更短了。

4. 第二块砍伐较早，因为收益率较高。

5.

(1) $Q'(t) = 150t - 3t^2 = 0$，$t^* = 50$，$Q_{max} = 75 \times 50^2 - 50^3 = 62\,500$

(2) $\max MAI = Q(t)/t = 75t - t^2$

$t_{MAI} = 37.5$ 时，MAI 最大，此时可采伐的木材体积为 $75 \times 37.5^2 - 37.5^3 = 52\,734.4$

(3) $\max NPV(t) = pQ(t)e^{-rt}$

$NPV'(t) = pQ'(t)\,e^{-rt} - pQ(t)re^{-rt} = 0$，$t = 17$

(4) $\max NPV_\infty = [pQ(t) - C]e^{-rt}/(1 - e^{-rt})$

$NPV'_{\infty}=0$,

$pQ'(t)=r[pQ(t)-C]/(1-e^{-rt})$, $t=13$

第 12 章

1. 使用量为 0 时，边际净效益（支付意愿）无限高。

2.

$MNB_1=100-5Q_1$

$MNB_2=80-5Q_2$

$MNB_1=MNB_2$ 时达到最优配置

且 $Q_1+Q_2=Q$

因此 $100-5Q_1=80-5(Q-Q_1)$

$Q_1=2+(1/2)Q$

$Q_2=Q-Q_1=(1/2)Q-2$

第一个使用者使用较多的水。因为使用量为 0 时，第一个使用者的支付意愿较高。

3.

(1) $Q_1=10-1/10p$

$Q_2=18-1/5p$

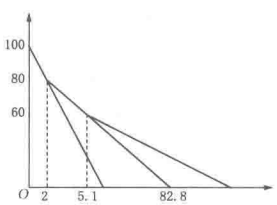
$Q_3=60-p$

总需求曲线为：

$p=100-10Q$，$0\leqslant Q\leqslant 2$

$p=86.7-3.3Q$，$2\leqslant Q\leqslant 5.1$

$p=66.2-0.8Q$，$5.1\leqslant Q\leqslant 82.8$

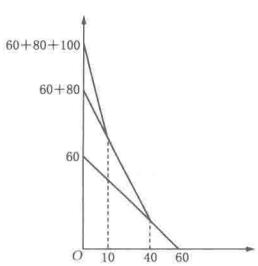


(2)

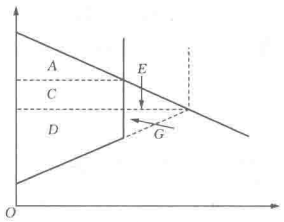
$p=240-16Q$ for $0\leqslant Q\leqslant 10$

$p=140-6Q$ for $10\leqslant Q\leqslant 40$

$p=60-Q$ for $40\leqslant Q\leqslant 60$



6.



消费者剩余变动：$C+E$

生产者剩余变动：$G-C$

第 14 章

1. 在 0 污染水平，$MEC>MNPB$

2. (1) $MNPB=MPB-MPC=100-4Q-Q=100-5Q$

(2) $MNPB=MEC$

$100-5Q=2Q$

$Q=14.3$

3. (1) $MB=0$，$Q_m=60$

(2) $MC=MB$，$Q=300-5Q$，$Q_e=50$

(3) 公园门票 50 元（供参考）

第 15 章

1. (2)

$MNPB=MEC$

$100-0.5Q=0.4Q$

$Q=111.1$

罚款 $F=0.4Q=44.4$

2. $MC_1=MC_2$

$0.5W_1=30-W_1$

$W_1=20$，$W_2=10$

(1) 平均分配不是最优的。

(2) $W_1=20$，$W_2=10$。

(3) 控制成本。

最优：150

平分：168.8

3. $MC(Q)=3Q^2-6Q+5$，$AC(Q)=C/Q=Q^2-3Q+5+80/Q$

当 $MC=AC$ 时，AC 最小

$3Q^2-6Q+5=Q^2-3Q+5+80/Q$，$Q^*=4$

完全竞争市场，厂商的利润为 0，市场价格 $p=AC=29$

政府限制产量后，市场供给小于需求，均衡价格上涨，$p>MC$，企业有动力继续生产，政府监管成

本高。即使严格监管，长期而言，由于企业有利润，会有新企业进入，生产总量最终仍会回到原先水平，因此政府还要同时控制造纸行业无新企业进入。

第 16 章

1. (1) $MC_1 = MC_2$

$200q_1 = 100(21 - q_1)$

$q_1 = 7$，$q_2 = 14$

(2) 排污费：$q_1 = 7$ 时，$MC_1 = p = 200q_1 = 1\,400$

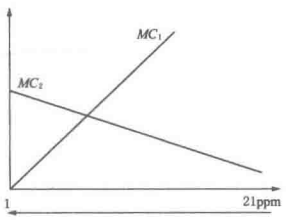
(3) $1\,400 \times 21 = 29\,400$

2. $q_1 = 25 - \text{ppm}_1$

$(30 - q_2)/\text{ppm}_2 = 0.5$

$q_2 = 30 - 0.5\text{ppm}_2$

$MC_2 = 0.3(30 - 0.5\text{ppm}_2) = 9 - 0.15\text{ppm}_2$



$0.6(25 - \text{ppm}_1) = 9 - 0.15(21 - \text{ppm}_1)$

$ppm_1 = 8.2\text{ppm}_1 = 8.2$ 时，$MC_1 = 0.6 \times 8.2 = 4.92$

6 元排污费过高。

$3\partial NPB/\partial Q = 12 - 4Q - 2Q = 0$

$Q^* = 2$

$\partial NPB/\partial Q = p - \partial C/\partial Q = \partial EC/\partial Q = 2Q$

$t^* = \partial EC/\partial Q = 2Q$

$Q^* = 2$ 时，$t^* = 4$

4. $0.1q + 0.1 = 10.6 - 2q$，$q = 5$　$p = 0.6$

新的均衡 $0.1q + 0.1 + 0.42 = 10.6 - 2q$　$q' = 4.8$　$p' = 1$

$p' - p = 1 - 0.6 = 0.4$　$0.6 - (0.1 \times 4.8 + 0.1)4 = 0.02$

0.42 元/单位的税收由消费者承担 0.4，生产者承担 0.02

存在可替代能源时，消费者对火电的价格需求弹性变大，税收中由生产者承担的比例增加。

第 17 章

1. (1) $MC_1 = 0.3 \times (20 - 1.5\text{ppm}_1) = 6 - 0.45\text{ppm}_1$

$MC_2 = 0.5(20 - \text{ppm}_2) = 10 - 0.5\text{ppm}_2$

$\text{ppm}_1 + \text{ppm}_2 = \text{ppm} = 12$

$P = MC = MC_1 = MC_2$

$\text{ppm}_1 = 2.1$　$\text{ppm}_2 = 9.9$　$P = 5.05$

发放 12ppm 的排污许可，价格为 5.05 元/ppm

(2) $P \times \text{ppm}_1 = 5.05 \times 2.1 = 10.6$

$P \times \text{ppm}_2 = 5.05 \times 9.9 = 50.0$

(3) $(9.9 - 6) \times 5.05 = 19.7$

类似可以计算第 2 题。

3. (1) $MC_1 = MC_2$

$200(21 - q_2) = 100q_2$

$q_2^* = 14$，$q_1^* = 7$

(2) 企业 1：$20 - 7 - 9 = 4$　需求　持有 13

企业 2：$20 - 14 - 10 = -4$　供给　持有 6

市场价格为 $MC_1 = 200q_1^* = 1\,400$

(3) $MC_1 = MC_2 = MC_3 = 1\,600$

$q_1 = 8$，$q_2 = 16$

排污权数量 $m_1 = 20 - 8 = 12$，$m_2 = 20 - 16 = 4$，$m_3 = 19 - 12 - 4 = 3$

新污染源从企业 1 购买 1 吨排放权，从企业 2 购买 2 吨排放权，排污权价格上升为 1 600 元

4. (1) $MB_A = 100 - 2Q_A = 0$　$Q_A = 50\pi_A = 2\,500$

$MB_B = 200 - 4Q_B = 0$　$Q_B = 50\pi_B = 5\,000$

(2) $Q_A = 50 \times 0.4 = 20\pi_A = 1\,600$

$Q_B = 50 \times 0.4 = 20\pi_B = 3\,200$

(3) $Q_A = Q_B = 20$ 时，$MB_A < MB_B$

$P = 100 - 2(20 - \Delta Q) = 200 - 4(20 + \Delta Q)$　$\Delta Q = 10$，$P = 80$

$Q_A = 10\pi_A = 900 + 10 \times 80 = 1\,700$

$Q_B = 30\pi_B = 4\,200 - 800 = 3\,400$

(4) $MB_A = 100 - 2Q_A - t = 0$　$Q_A = 50 - 0.5t$

$MB_B = 200 - 4Q_B - t = 0$　$Q_B = 50 - 0.25t$

$Q_A + Q_B = 40 = 100 - 0.75t$　$t = 80$

$Q_A = 10\pi_A = 900 - 10 \times 80 = 100$

$Q_B = 30\pi_B = 4\,200 - 30 \times 80 = 1\,800$

(5) $\pi_A = 100Q_A - Q_A^2 + s(50 - Q_A)$

$\pi_B = 200Q_B - 2Q_B^2 + s(50 - Q_B)$

$MB_A = 100 - 2Q_A - s = 0$

$MB_B = 200 - 4Q_B - s = 0$

$s = 80$

$Q_A = 10\pi_A = 900 + 40 \times 80 = 4\,100$

$Q_B = 30\pi_B = 4\,200 + 20 \times 80 = 5\,800$

第 18 章

3. (1) 管理者：$MC = MB^* 10 + q = 100 - q$　$q^* = 45$

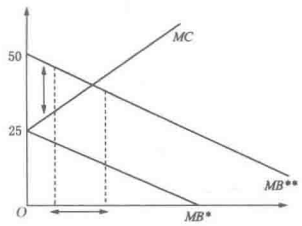
最优：$MC = MB^{**} 10 + q = 150 - q$　$q^{**} = 70$

(2) $q^* = 45$ 时，$MC = 10 + 45 = 55 MB^{**} = 150 - 45 = 105$

$105 - 55 = 50$

$q^{**} - q^* = 70 - 45 = 25$

面积：$(50 \times 25)/2 = 625$



4. (1) 估计排污量

$B = C_a \quad 100 - q = 40 + q \quad q_a = 30$

最优排污量

$B = C_t \quad 100 - q = 10 + q \quad q_t = 40$

(2) 福利损失

$q = 30$ 时，$C_a = 70$，$C_t = 50$

$(70 - 50) \times (40 - 30)/2 = 100$

第 19 章

3.

(1) $MR = 100 - 2q (TR = (100 - q)q)$

垄断企业利润最大化产量：

$MR = MPC \quad 100 - 2q = 50 \quad q = 25$

(2) 社会最优产量

$P = PMC_t \quad 100 - q = 60 \quad q^* = 40$

庇古税 $70 - 60 = 10$

补贴 $q = 40$ 时，$MR = 100 - 2q = 20$，$P = 100 - q = 60$

补贴 $= 60 - 20 = 40$

4. 边际外部成本 $D = 4W$

$\max \pi = TR - TAC - WD = TR - TAC - 4W^2$

$MAC = 8W$，$2(15 - W) = 8W$

$W = 3t = MAC = 24$ 排污费应为 24

第 21 章

1. (1) 需求 $\quad P_i = 120 - 1.5q_i \quad P_w = 200 - 1.2q_w$

$q_i = 80 - 0.67P_i \quad q_w = 166.67 - 0.83P_w$

总需求：$q_i + q_w = q = 246.67 - 1.5P$

有污染供给

$P_i = 0.7q_i \quad P_w = 30 + 1.2q_w$

$q_i = 1.43p_i \quad q_w = -25 + 0.83P_w$

$q_i + q_w = q = -25 + 2.26P$

有污染均衡

$246.67 - 1.5P = -25 + 2.26P$

$P^* = 72.25$

$q^* = 138.29$

无污染供给

$P_i = 70 + 0.7q_i \quad q_i = -100 + 1.43P$

总供给：$q_i + q_w = -100 + 1.43P - 25 + 0.83P$

$q = -125 + 2.26P$

无污染均衡

$246.67 - 1.5P = -125 + 2.26P$

$P^* = 98.85$

$q^* = 98.4$

(2) 有污染 $p^* = 72.25$

i 供给 $q_i = 1.43p_i = 1.43(72.25) = 103.32$

i 需求 $q_i = 80 - 0.67p_i = 80 - 0.67(72.25) = 31.59$

i 出口 $103.32 - 31.59 = 71.73$

无污染 $p^* = 98.85$

i 供给 $q_i = -100 + 1.43p = -100 + 1.43(98.85) = 41.36$

i 需求 $q_i = 80 - 0.67p = 80 - 0.67(98.85) = 13.77$

i 出口 $41.36 - 13.77 = 27.59$

(3) 有污染：

$CS_i = 1/2 \times (120 - 72.25) \times 31.59 = 754.2$

$PS_i = 1/2 \times 72.25 \times 103.32 = 3\,732.4$

$CS_w = 1/2 \times (200 - 72.25) \times (138.29 - 31.59) = 6\,815.5$

$PS_w = 1/2 \times (72.25 - 30) \times (138.29 - 103.32) = 738.7$

无污染：

$CS_i = 1/2 \times (120 - 98.85) \times 13.77 = 145.6$

$PS_i = 1/2 \times (98.85 - 70) \times 41.36 = 596.6$

$CS_w = 1/2 \times (200 - 98.85) \times (98.4 - 13.77) = 4\,280.2$

$PS_w = 1/2 \times (98.85 - 30) \times (98.4 - 41.36) = 1\,963.6$

第 25 章

2. 环境损失：7 * 1 亿 − 5 * 2 亿 + 60 * 3.5 亿 − 50 * 4 亿 − 10 * 1 亿 = −3 亿 + 10 亿 − 10 亿 = −3 亿元

$EDP = 500$ 亿 $- 5$ 亿 $- 3$ 亿 $= 492$ 亿元

（第三版）

环境与[redacted]学

第三版的修改和更新之处：

- 增加了绿色国民收入核算一章（第25章）、3.4节经济学是如何分析社会福利的、9.3节资源替代的可能性、23.3.5节碳排放交易市场以及许多其他内容；
- 对案例进行了大规模的更新，使其跟上环境保护实践的最新发展。这包括对北京大气污染控制与雾霾防治、太原排污权交易等原有案例的更新，同时又新增一部分案例，包括我国煤炭资源的浪费、“水十条”、北京碳排放交易市场、中国环保 NGO 的发展、区域联防联控、互联网 + 环保、环境友好的新技术、美国历史上最严厉的清洁能源计划等；
- 对习题做了修改和检查，增加了很多习题，并且首次在书的最后公布了全部习题的答案。

格致出版社向**使用本书授课的教师**提供教学资源
授课教师可以通过如下方式联系到我们：

邮箱：hibooks@hibooks.cn

微信　　微博

ISBN 978-7-5432-2576-3

定价：48.00元
易文网：www.ewen.co
格致网：www.hibooks.cn

[General Information]
书名=环境与自然资源经济学　第3版
作者=
页数=321
SS号=13924420
DX号=
出版日期=
出版社=

封面
书名
版权
前言
目录
第一篇　总论
1　引言：环境、发展与经济学
1.1　环境问题的紧迫性
1.2　环境恶化的经济原因
1.3　环境与发展
1.4　经济学分析在环境研究中的作用
本章小结
习题
参考文献
2　环境—经济大系统与环境伦理观
2.1　环境—经济大系统
2.2　环境伦理观与价值论
本章小结
习题
参考文献
3　企业与消费者的经济行为
3.1　消费者行为
3.2　生产者决策
3.3　市场供求
3.4　社会福利
3.5　经济制度
本章小结
习题
参考文献
4　环境恶化的经济原因
4.1　市场是如何作用的
4.2　市场失灵
本章小结
习题
参考文献
5　政府的作用与政府失灵
5.1　政府在环境保护上的作用
5.2　政府失灵
本章小结

习题
参考文献
第二篇　环境评价
6　成本效益分析
6.1　静态成本—效益分析
6.2　动态成本—效益分析
6.3　动态效率的数学推导
6.4　环境变动对福利的影响
本章小结
习题
参考文献
7　市场价值法
7.1　生产率变动法
7.2　疾病成本法和人力资本法
7.3　机会成本法
7.4　预防性支出法
7.5　重置费用法和重新选址成本法
7.6　各种市场价值法的选择和应用
本章小结
习题
参考文献
8　替代市场价值法和假想市场法
8.1　旅行费用法
8.2　内涵资产定价法
8.3　意愿调查评估法
8.4　环境评价方法的选择
本章小结
习题
参考文献
第三篇　自然资源管理
9　自然资源：总论
9.1　资源的分类：可再生资源和非再生资源
9.2　资源的跨时间有效配置：n时期模型
9.3　资源替代的可能性
9.4　非再生资源向可再生替代资源的转移
附录：转换到可再生替代资源的数学推导
9.5　另一种非再生资源的转变
9.6　增长的边际开采成本
9.7　发现新资源和技术进步

本章小结
习题
参考文献
10 非再生资源
10.1 非再生资源的分类
10.2 非再生资源的开采与霍特林定律
10.3 不可回收的可耗竭资源：石油、天然气和煤
本章小结
习题
参考文献
11 可再生资源
11.1 渔业资源的经济分析
11.2 森林资源的经济分析
本章小结
习题
参考文献
12 水资源保护
12.1 水资源的有效配置
12.2 水资源政策
12.3 水资源定价
12.4 产权和法规对水资源配置的作用
本章小结
习题
参考文献
13 生物多样性
13.1 生物多样性的减少
13.2 为什么要保护生物多样性
13.3 物种保护的经济利益和成本
13.4 物种保护的措施
本章小结
习题
参考文献
第四篇 污染控制
14 污染控制总论
14.1 最优外部性
14.2 成本有效配置
14.3 污染控制的两种思路
14.4 责任法与产权
本章小结

习题
参考文献
15 直接控制与排污标准
15.1 直接控制的特性
15.2 排污标准的问题
本章小结
习题
参考文献
16 庇古税
16.1 庇古税
16.2 最优庇古税的数学推导
16.3 用控制成本来确定庇古税
16.4 用控制成本—外部成本法确定最优污染量的数学推导
16.5 庇古税的优点
16.6 庇古税的缺点
16.7 应该由谁付税
本章小结
习题
参考文献
17 排污权交易
17.1 排污权交易
17.2 排污权交易的优点
17.3 排污权交易的缺点
本章小结
习题
参考文献
18 不确定性和控制手段的选择
18.1 确定情况下收费和排污权交易的等同性
18.2 社会效益函数不确定情况下排污收费和排污权交易的比较
18.3 控制成本不确定情况下排污收费和排污权交易的比较
18.4 曲线的斜率与控制手段的选择
18.5 控制手段的选择与混合使用
本章小结
习题
参考文献
19 不完全竞争和污染控制
19.1 企业对产品市场的垄断与庇古税
19.2 影响排污费水平的排污者
本章小结

习题
参考文献
20 污染控制的设计
20.1 污染控制工具的种类
20.2 污染控制手段提供的激励机制
20.3 污染控制手段的选择标准
本章小结
习题
参考文献
第五篇 环境问题
21 环境与贸易
21.1 国内环保成本对国际竞争力的影响
21.2 外部性的国际传输
本章小结
习题
参考文献
22 收入分配与环境
22.1 不同收入阶层对环境质量的需求
22.2 环境质量消费的两个王国
22.3 环保项目效益的分配
本章小结
习题
参考文献
23 全球变暖
23.1 全球变暖的原因
23.2 全球变暖的影响
23.3 全球变暖的全球对策
本章小结
习题
参考文献
24 环境与可持续发展
24.1 经济发展及其影响因素
24.2 经济发展和环境保护的关系
24.3 可持续发展的基本概念
本章小结
习题
参考文献
25 绿色国民收入核算
25.1 可持续发展的衡量

25.2　环境资源核算的具体方案
25.3　经过调整的净储蓄
25.4　真实发展指数
25.5　我国的环境核算
本章小结
习题
参考文献
结束语
索引
习题答案
封底