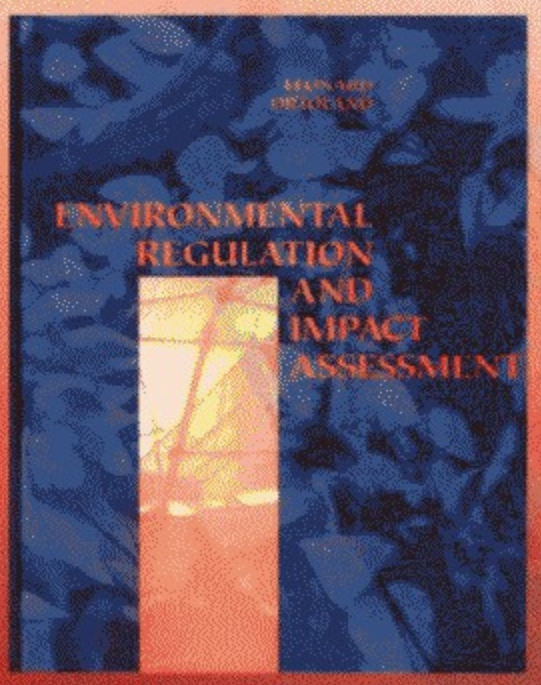
国外名校名著

环境管理与影响评价

Environmental Regulation and Impact Assessment

[美] 伦纳德·奥托兰诺 著
郭怀成 梅凤乔 译
茹江 刘永 校



化学工业出版社

国外名校名著　译著版系列

化工过程设计 Robin Smith 著	王保国等译
环境管理与影响评价 Leonard Ortolano 著	郭怀成等译
代谢工程—原理与方法 Gregory N. Stephanopoulos 著	赵学明等译
工业水污染控制（原著第3版） W. Wesley Eckenfelder, Jr. 著	陈忠明等译
大气污染控制工程（原著第2版） Noel De Nevers 著	胡　敏等译
生物过程工程基本概念（原著第2版） Michael L. Shuler 著	赵学明等译
化工过程安全理论及应用（原著第2版） Daniel A. Crowl 著	蒋军成等译
环境安全与健康工程 Gayle Woodside 著	毛海峰等译
传递现象（原著第2版） R. Byron Bird 著	戴干策等译
有机化学—结构与功能（原著第4版） K. Peter C. Vollhardt 著	戴立信等译
化工过程优化（原著第2版） Thomas F. Edgar 著	张卫东等译

ISBN 7-5025-4946-3

9 787502 549466 >

ISBN 7-5025-4946-3/G·1293　定价：58.00元

国外名校名著

环境管理与影响评价

[美] 伦纳德·奥托兰诺 著
郭怀成 梅凤乔 译
茹江 刘永 校

化学工业出版社
·北 京·

(京) 新登字 039 号

图书在版编目 (CIP) 数据

环境管理与影响评价/[美] 奥托兰诺 (Ortolano, L.) 著；郭怀成，梅凤乔译. —北京：化学工业出版社，2003.11
(国外名校名著)
书名原文：Environmental Regulation and Impact Assessment
高等学校教材
ISBN 7-5025-4946-3

Ⅰ. 环… Ⅱ. ①奥… ②郭… ③梅… Ⅲ. 环境管理-环境影响-评价-高等学校-教材 Ⅳ. X820.3

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2003) 第 109704 号

Environmental Regulation and Impact Assessment/by Leonard Ortolano.
ISBN 0-471-31004-2
Copyright © 1997 by John Wiley & Sons, Inc. All rights reserved.
AUTHORIZED TRANSLATION OF THE EDITION PUBLISHED BY JOHN WILEY & SONS, INC., New York, Chichester, Weinheim, Singapore, Brisbane, Toronto. No part of this book may be reproduced in any form without the written permission of

John Wiley & Sons, Inc.

本书中文简体翻译版由 John Wiley & Sons 出版公司授权化学工业出版社独家出版发行。
未经许可，不得以任何方式复制或抄袭本书的任何部分。
北京市版权局著作权合同登记号：01-2002-6473

国外名校名著
环境管理与影响评价
[美] 伦纳德·奥托兰诺 著
郭怀成 梅凤乔 译
茹江 刘永 校
责任编辑：梁 虹 满悦芝
责任校对：蒋 宇
封面设计：郑小红
*
化学工业出版社出版发行
(北京市朝阳区惠新里 3 号 邮政编码 100029)
发行电话：(010)64982530
http://www.cip.com.cn
*
新华书店北京发行所经销
聚鑫印刷有限责任公司印刷
三河市东柳装订厂装订
开本 787 毫米×1092 毫米 1/16 印张 36½ 字数 891 千字
2004 年 1 月第 1 版 2004 年 1 月北京第 1 次印刷
ISBN 7-5025-4946-3/G·1293
定 价：58.00 元

版权所有 违者必究
该书如有缺页、倒页、脱页者，本社发行部负责退换

前　言

资源与环境是人类赖以生存、繁衍和发展的基本条件，地球是人类的共同家园。而资源短缺、环境污染和生态恶化，已经成为当代人类普遍关注的全球性问题。随着现代工业生产的迅速发展，对环境污染进行有效地控制已经变得越来越重要和紧迫，保护人类的生存环境，实施可持续发展战略，是21世纪国际社会“环境与发展”与“和平与发展”两个共同重要主题的内容之一。

近几十年来，世界环境科学发展十分迅速，环境保护的国际合作和协同行动日益加强。我国政府把环境保护作为基本国策之一，环境保护事业得到了长足发展，环境污染状况也得到了明显的改善。随着我国可持续发展战略的实施，社会对从事环境保护人才的专业水平与能力的要求日益提高，同时也对我国今后环境教育事业提出了更高的要求。

与国外合作，积极引进国外优秀教材是缩小我国高等教育事业与国际前沿差距的有效途径之一。为了适应我国环境保护事业的发展和环境保护教学的需要，全面推进素质教育，化学工业出版社积极探索，提出我国环境教育要与世界先进国家接轨的新思路。为此，他们及时启动了引进国外名校名著教材的工程。

化学工业出版社组织编辑人员通过国外出版研究机构对国外著名的高等学校进行调查研究，搜集了一大批配合我国教学课程设置、适合我国国情的国外优秀经典教材。他们还组织国内各个重点院校的专家学者对拟订的国外教材进行评审，然后决定是否引进。对于已经确定引进翻译的教材，他们总是寻找在该领域拥有多年经验的资深专家进行翻译，每一步都严格把关，与各方面专家紧密合作，力求把最好的引进教材奉献给广大师生。化学工业出版社“国外名校名著”环境科学与工程有关的教材涉及水污染控制工程、大气污染控制工程、固体废弃物处理工程、生态保护工程、环境管理、环境影响评价、环境安全与健康、环境化学、环境生物、环境工程学等多方面的内容，充分体现新知识、新技术、新思路，力求反映环境学科的发展趋势并尽可能配套，努力使之形成一个相对完整独立的体系。

本书即是上述“国外名校名著”环境科学与工程系列教材之一，参加本书翻译的有：

第1～4章，戴永立、梅凤乔；第5～7章，郭长雷、郭怀成；第8～11章，吕晓剑、梅凤乔；第12～15章，王斌、郭怀成；第16～18章，孙延枫、郭怀成；第19～21章，邢可霞、梅凤乔；第22～23章，王吉华、王丽婧、郭怀成；索引中英文对照由刘永翻译整理。

我们期待“国外名校名著”环境科学与工程系列教材的出版会对我国环境高等教育产生积极地推动作用，丰富学科内涵，加快学科内容和研究方法的发展，提高人才培养质量，最终将有利于环境资源有效保护这一人类共同关注的事业。

译者

2003年10月

序　　言

环境管理方面的书籍很少涉及环境影响评价（EIA，Environmental Impact Assessment），同样，环境影响评价的书中也很少有环境管理的知识。这本书与其他书的不同之处在于强调环境影响评价和环境管理的紧密结合。环境管理和环境影响评价在实施的过程中应用了很多相同的预测和评价程序。而且，环境影响评价中经常直接利用大量的环境管理规章，例如空气和水质标准。

这本书同时强调环境分析的方法和环境规划的过程，其中也穿插案例研究来反映在环境决策过程中的下列特征：多目标决策者之间的目标冲突；由于不确定性的信息带来的不确定性以及不同政府部门之间的协调。书中大部分的案例来自于美国，少数来自于美国外的其他国家。

本书分为五部分，是一个有机的整体。第一部分介绍了环境决策的参与者的类型，同时引进了在决策过程中有重要作用的决策标准，如生产效率和代际公平；此外，第一部分还用文字描述了两个主要的决策背景：（1）环境管理的设计和实施；（2）对拟建工程和项目的环境影响评价。

第二部分着重于介绍环境管理的理论和实践。在分析了传统的命令控制型环境管理方法的同时，本部分介绍了一些经济刺激为基础的管理手段，如排污收费、废弃物管理的补贴以及排污权交易。这些以市场为基础的手段的优势在于可以用相对较少的成本来达到环境质量目标，因此在过去的几十年中受到重视。这些环境管理策略的分析方法来自于环境经济学，这包括利用费用-效益分析将环境损害货币化的过程。对这些可供选择的管理方案进行比较评价就是要突出其在实际应用中出现的问题。

第三部分通过对美国几个环境管理项目的回顾将环境政策实施中的问题进行分类，分类的重心在于联邦管理水、大气和危险废物的项目；同时还考虑了工业企业采用的用来替代废物处理的污染预防措施。此外，第三部分还分析了美国的环境影响评价项目，并突出了它在将环境影响评价向全世界传播中的显著作用。

第四部分和第五部分的着重点在制定管理手段和实施评价方法上。第四部分通盘考虑了预测和评价环境影响、风险评价、公众参与规划以及解决环境纠纷的技术方法。第五部分详细解释了对与生物资源和自然资源、噪声、大气质量以及水资源相关的环境变化进行评价的概念和过程。附录部分介绍了地理信息系统及其在环境规划中的作用。

这本书最初的版本在 4 个课堂上使用过，两个在乔治亚州技术研究学院，两个在斯坦福大学。这些课堂上的学生来自于不同的专业，其中包括城市规划、民用建筑、公共政策、经济学、生物学以及应用地球科学。学生和教师们充分地利用了附在每一章后面的教学辅导材料：列出的主要概念和术语以及一系列的问题讨论。

使用本书的读者应该已经拥有了基本的代数知识，但是并不一定要有经济学和环境科学的知识背景。本书在脚注中还偶尔使用微积分来提供补充信息。

使用过我以前的教材版本——《环境规划与决策》❶（纽约：1984）的老师们可能对这

---

❶ （美）奥托兰诺著. 环境规划与决策. 华南环境科学研究所译. 北京：中国环境科学出版社，1988。——译者注

本书和以前版本书的关系感兴趣。两本书联系密切，因为这本书正是为了修改 1984 年版书所进行的研究工作的结果。随着这项研究工作的深入，我确信环境影响评价和传统的环境管理之间存在着值得思考的综合性。

为了反映这种综合性，本书舍弃了 1984 年版本中的一些内容，同时也增加了不少内容。删除的内容涉及土地使用和环境之间的关系，但是二者之间关系的重要性程度并没有削弱。第一部分和第二部分基本上都是增加的新内容。尽管新书中仍然可以找到 1984 年版本书的痕迹，但第二部分有很明显的差异。第三部分和第四部分的第 7 章来自 1984 年版书第 5～8 章。例外的是地理信息系统的处理，第五部分的章节内容得到了更新，将 1984 年版书的后五章进行扩充。

加利福尼亚，斯坦福大学

1996 年 9 月

致　　谢

我在准备每一章的内容时，曾得到很多人的帮助，在此特别要感谢他们对本书的关注。这里我还要感谢我的学生、教员和职员们为本书所做的贡献。斯坦福大学的同学：Greg Browder，Katherine Kao Cushing，Alnoor Ebrahim，Melissa Geeslin 和 Samibhar Sankar 帮我准备了第一稿。

倒数第二稿预先在乔治亚州技术研究学院城市规划系 William Patton 和 Anne Shepherd 教授的课堂上进行了试验。这些课堂上学生的建议绝大部分都十分有用，William Patton 和 Anne Shepherd 教授提供的建议也是十分有用的。此外，Shepherd 教授的助研 Chrisi Bowler 也提供了很多建议。夏威夷大学 Peter Flachsbart 和波特兰州立大学 Connie Ozawa 对倒数第二稿进行了大量的检查。我感谢所有这些人对本书的检查所给予的细心的关注。

本书初稿亦在斯坦福大学的两门课程（环境规划方法、环境政策设计和实施）上进行了试验。为了提高本书的可读性，这两门课的下列同学：Kevin Armstrong，Alyssa Cobb，Rachel Daniel，Jeffrey Deason，John Hicks，Alexandra Knight，Jennifer Nachbaur，Gilbert Serrano，Anna Steding，Richard Strubbe，Bliss Temple，Maya Trotz，Stephanie Wien，Sarah Young 和张建宇（音译）参加了多次为本书而召开的会议。

John Wiley & Sons 公司的编辑 Cliff Robichaud 以及他的助手 Catherine Beckham 和 Sharon Smith 在准备过程中，通过对不同阶段的原稿的检查、整理，提高了本书文字的质量。我要感谢下列同事：Slippery Rock 大学的 Craig Chase，爱荷华州大学的 Cheryl Contant，加利福尼亚大学伯克利分校的 Timothy Duane，夏威夷大学的 Peter Flachsbart，俄亥俄州立大学的 Steven Gordon，圣达菲学院的 Allen Harriso，弗吉尼亚大学的 Valentine James，Ball 州立大学的 B. Thomas Lowe，密歇根州大学 William Marsh，纽约州立大学的 Burrel Montz，科罗拉多大学的 Stanley Specht，佛罗里达州立大学的 Bruce Stiftel，他们参加了我早期的调查来决定本书的内容。我还要感谢宾夕法尼亚大学的 Walter Lynn 对本书内容所给予的建议。

我无法完全表达对助手 Duc Wong 所做工作的感谢，她的秘书技能、组织能力和永不服输的精神使本书的原稿写作工作得以顺利进行下去。她同时也得到了斯坦福大学几位同学的帮助：Jean Han Chung，Melissa Geeslin，Toby Goldberg 和 Kirsten Rhodes。我要感谢 Patti Walters 所做的图形设计以及 Greg，Monica lamnie Meyer 和 Patti Walters 为设计本书封面所做的努力。

内 容 提 要

本书系统地介绍了包括命令控制、排污收费、排污权交易等内容的环境管理、环境决策以及环境管理政策的制定与实施等内容，同时以美国、中国及欧洲的一些国家为例，论述了预测和评价环境影响、风险评价、公众参与规划及解决环境纠纷的技术方法，并介绍了美国对与生物资源和自然资源、噪声、大气质量以及水资源相关的环境变化进行的评价。附录部分介绍了地理信息系统及其在环境规划中的作用。书中各章附有思考题，便于学习。

本书可以作为高等学校环境科学、环境工程、土木工程、经济学、生态学以及应用地球科学等多专业的本科生教材及相关专业的研究生教材，也可供环境保护管理人员和科技人员参考。

目　　录

第一部分　环境决策的参与者和准则

第 1 章　美国环境论的主题 …… 2
1.1　环境管理的人类中心主义基础 …… 2
1.1.1　新兴工业城市里的公共健康 …… 2
1.1.2　以资源有效利用为特征的自然保护 …… 4
1.1.3　自然系统的维护 …… 5
1.1.4　身心恢复及精神价值 …… 7
1.2　环境公平运动 …… 8
1.3　生态中心主义的环境观 …… 11
1.4　一个新专业：环境规划与管理 …… 14
主要概念和术语 …… 16
问题讨论 …… 17
参考文献 …… 17
第 2 章　基于效率、公平和权利的决策 …… 19
2.1　生产效率和费用-效益分析 …… 19
2.2　区分道德的和法律的权利 …… 21
2.3　环境公正和代内公平 …… 22
2.3.1　实用主义和分配公正 …… 23
2.3.2　自由主义和权利论 …… 24
2.3.3　环境不公的证据 …… 26
2.3.4　国际环境公正问题 …… 28
2.4　代际公平和可持续发展 …… 29
2.4.1　对子孙的道德义务 …… 29
2.4.2　可持续发展和分配公正 …… 31
2.5　对良好生活环境的道德权利和法定权利 …… 33
2.5.1　法定权利 …… 33
2.5.2　对非人类动物的义务 …… 34
2.5.3　“自然权利”的法律化 …… 36
主要概念和术语 …… 39
问题讨论 …… 40
参考文献 …… 41
第 3 章　环境管理的参与者 …… 43
3.1　美国环境保护局和它的机构设置 …… 43
3.1.1　美国环境保护局 …… 43

3.1.2 总统和行政办公室 …… 46
3.1.3 国会 …… 47
3.1.4 法院 …… 48
3.1.5 州政府 …… 49
3.1.6 受管团体 …… 50
3.1.7 环境非政府组织 …… 52
3.1.8 大众传媒和公众 …… 53
3.2 EPA 的规章制定过程 …… 54
3.2.1 《行政程序法》 …… 54
3.2.2 废水排放指南发布程序 …… 55
3.2.3 OMB 在规章制定中的作用 …… 57
3.3 美国以外的各国环境部门 …… 57
3.4 国际关注的全球环境问题 …… 59
3.4.1 国际协议谈判：以臭氧耗损为例 …… 59
3.4.2 危险废物的国际贸易 …… 62
主要概念和术语 …… 64
问题讨论 …… 65
参考文献 …… 66
第 4 章 项目开发：参与者，过程和环境因素 …… 68
4.1 多用途水项目：新麦伦斯水坝 …… 68
4.1.1 1966 年前的项目规划 …… 68
4.1.2 最初的障碍：1962～1973 …… 70
4.1.3 阻止项目的进一步斗争：1973～1983 …… 71
4.2 公共部门项目的特点 …… 72
4.2.1 复杂的机构环境 …… 72
4.2.2 大型公共项目的不可逆转性影响 …… 73
4.2.3 不确定性下的决策制定 …… 74
4.3 规划活动及过程 …… 74
4.3.1 明确问题和目标 …… 75
4.3.2 形成规划方案 …… 75
4.3.3 影响分析 …… 76
4.3.4 方案评估 …… 76
4.3.5 规划实施 …… 77
4.3.6 项目运行和监控 …… 77
4.3.7 公共部门规划中的市民参与 …… 77
4.4 私人项目规划 …… 78
4.4.1 管理风险和加州的道（Dow）化学公司 …… 78
4.4.2 私人开发和管理风险 …… 80
主要概念和术语 …… 83
问题讨论 …… 84

参考文献 …… 84

第二部分　环境管理政策的制定与实施

第5章　环境问题的经济学分析框架 …… 88
5.1　环境是一种经济资产 …… 88
5.1.1　从物质守恒的角度审视问题 …… 89
5.1.2　环境输出 …… 89
5.2　消费者选择理论与需求曲线 …… 90
5.2.1　效用最大化 …… 91
5.2.2　需求曲线推导 …… 92
5.3　生产理论与供给曲线 …… 93
5.3.1　生产函数与等量曲线 …… 94
5.3.2　最小生产成本 …… 94
5.3.3　有关成本的经济学术语 …… 95
5.3.4　供给曲线 …… 97
5.4　竞争市场与帕累托效率 …… 98
5.4.1　完全竞争市场 …… 98
5.4.2　帕累托有效分配 …… 100
5.4.3　竞争市场中价格的重要性 …… 100
5.5　为什么市场不能实现环境资源的有效分配 …… 101
5.5.1　产权 …… 101
5.5.2　公共物品 …… 102
5.5.3　公共财产资源 …… 102
5.5.4　外部成本 …… 103
主要概念和术语 …… 104
问题讨论 …… 105
参考文献 …… 106
第6章　环境资源的经济价值 …… 108
6.1　环境资源作为一种资本资产 …… 108
6.2　经济价值与消费者剩余 …… 109
6.3　内涵资产评价法 …… 111
6.3.1　内涵价格函数 …… 111
6.3.2　内涵价格分析实例 …… 113
6.3.3　内涵价格法中的潜在问题 …… 113
6.4　旅行费用法 …… 114
6.4.1　假想旅游地的旅行费用法（TCM）应用 …… 114
6.4.2　旅行费用法的复杂性 …… 116
6.5　防护支出法 …… 116
6.6　生产函数法 …… 117
6.6.1　产量变化不影响价格 …… 117

6.6.2 环境变化影响价格 …… 118
6.6.3 对市场的影响 …… 119
6.7 生命健康评价法 …… 120
6.7.1 以先前的收入为基础的价值评估 …… 120
6.7.2 以支付意愿为基础的价值评估 …… 121
6.8 意愿调查价值评估法 …… 122
6.8.1 支付意愿和接受意愿 …… 123
6.8.2 意愿调查价值评估法（CV）的应用 …… 123
6.8.3 意愿调查价值评估法的可行性评价 …… 124
6.9 环境资源价值评估的实际应用 …… 126
6.9.1 评价程序的选择 …… 126
6.9.2 效益评估和政策分析 …… 127
关键概念和术语 …… 127
问题讨论 …… 129
参考文献 …… 130
第7章 污染削减的有效水平 …… 132
7.1 潜在的帕累托改进标准 …… 132
7.1.1 标准的缺陷 …… 133
7.1.2 生产效率 …… 133
7.2 费用-效益分析 …… 134
7.2.1 未来收益和成本的贴现 …… 135
7.2.2 贴现率的选择 …… 135
7.3 污染削减的理想水平 …… 137
7.3.1 玛格丽特制盐公司削减氯化物的成本 …… 138
7.3.2 氯化物排放量与雪松河水质的关系 …… 138
7.3.3 龙舒特酿酒厂用于水处理的成本 …… 140
7.3.4 减少水处理成本带来的经济收益 …… 140
7.3.5 玛格丽特制盐公司的最小排污成本 …… 142
7.3.6 雪松河的例子与现实情况的差异 …… 143
7.4 政府干预污染削减的必要性 …… 144
7.5 政府干预的形式 …… 145
主要概念和术语 …… 146
问题讨论 …… 147
参考文献 …… 148
第8章 命令控制型的环境管理 …… 150
8.1 环境规章的类型 …… 150
8.1.1 环境标准 …… 150
8.1.2 基于环境标准的排放标准 …… 151
8.1.3 基于技术的排放标准 …… 152
8.1.4 以技术为依据的排放标准 …… 154

8.1.5 其他形式的规章 …… 155
8.2 污染物负荷分配问题 …… 155
8.2.1 污水处理的费用 …… 157
8.2.2 排放对河流水质的影响 …… 157
8.2.3 设定排放标准的效率和公平性 …… 158
8.3 特拉华河口的 BOD 分配 …… 161
主要概念和术语 …… 165
问题讨论 …… 165
参考文献 …… 166
第 9 章 实施环境管理 …… 168
9.1 中国环境政策的执行 …… 168
9.1.1 中国的环境保护 …… 168
9.1.2 环境管理机构 …… 170
9.1.3 环境保护目标责任 …… 171
9.1.4 三同时 …… 171
9.1.5 以协商作为执行方式 …… 173
9.2 规章遵循监控 …… 174
9.3 美国环境规章的执行 …… 175
9.4 以市民为主的执行行动 …… 177
9.5 影响规章遵守的因素 …… 178
9.5.1 排污者的决策背景 …… 179
9.5.2 环境管理部门的行动 …… 180
主要概念和术语 …… 182
问题讨论 …… 183
参考文献 …… 184
第 10 章 排污收费 …… 185
10.1 排污收费和生产效率 …… 185
10.1.1 基本理论：收益与污染源位置无关 …… 186
10.1.2 多个污染源的例子 …… 187
10.2 满足环境质量标准的排污收费 …… 190
10.2.1 通过试验和误差调整计算排污费 …… 190
10.2.2 影响排污收费的一些实际问题 …… 192
10.3 欧洲的排污收费和补贴 …… 193
10.3.1 法国的排污收费支持着流域机构的发展 …… 194
10.3.2 荷兰征收排污费的经验 …… 194
10.3.3 德国排污收费的教训 …… 195
10.4 中国的排污收费和补贴 …… 196
10.4.1 排污费及其对企业的影响 …… 197
10.4.2 排污收费收入的用途 …… 197
10.4.3 作为命令-控制型措施补充的排污收费和补贴 …… 198

10.4.4 中国排污收费的经验 …… 198
主要概念和术语 …… 199
问题讨论 …… 200
参考文献 …… 201
第 11 章 排污权交易 …… 202
11.1 基本理论：效益与污染源位置无关 …… 202
11.2 考虑污染源位置时的基本理论 …… 204
11.3 政府在排污权交易市场中的作用 …… 206
11.3.1 定义排污权和方便交易 …… 206
11.3.2 排污许可的初始分配 …… 207
11.4 基于排放削减信用的交易 …… 209
11.4.1 排放补偿交易 …… 209
11.4.2 削减费用的气泡政策 …… 211
11.5 SO_2 排污许可的交易 …… 212
11.5.1 排污许可的初始分配 …… 212
11.5.2 拍卖和直接销售 …… 213
11.5.3 交易的其他形式 …… 215
11.6 排污权交易的经验 …… 216
11.7 比较分析：标准、收费和排污权交易 …… 217
主要概念和术语 …… 221
问题讨论 …… 223
参考文献 …… 224

第三部分 美国环境管理

第 12 章 水质管理 …… 226
12.1 20 世纪 80 年代以前的水污染控制 …… 226
12.1.1 州的早期治理和地方政策 …… 226
12.1.2 早期联邦战略：会议协商和建设补贴 …… 227
12.1.3 在环境对策上向环境标准转变 …… 229
12.1.4 20 世纪 70 年代战略上的主要变化 …… 229
12.2 1980 年后的水质管理 …… 232
12.2.1 面源污染控制 …… 232
12.2.2 雨水排放控制 …… 233
12.2.3 湿地资源保护 …… 234
12.2.4 有毒水污染立法 …… 234
12.2.5 联邦补贴政策改革 …… 235
12.3 水质管理新挑战 …… 236
主要概念和术语 …… 237
问题讨论 …… 238
参考文献 …… 238

第 13 章　空气污染控制 …… 240
13.1　1990 年前的空气质量管理 …… 240
13.1.1　早期控制战略：城市法令和损害法 …… 240
13.1.2　早期联邦空气质量法：1955—1967 …… 241
13.1.3　区域环境标准和州实施计划 …… 242
13.1.4　国家环境标准和联邦强加的排放标准 …… 243
13.1.5　交通控制和机动车检查规划 …… 244
13.1.6　新污染源和标准的实现 …… 245
13.2　清洁空气法 1990 年修正案 …… 246
13.2.1　促进国家环境空气质量标准（NAAQS）的实现 …… 247
13.2.2　清除流动源 …… 247
13.2.3　酸雨控制 …… 249
13.2.4　控制有害大气污染 …… 249
13.2.5　改进执行 …… 250
13.3　未解决的空气污染问题 …… 250
主要概念和术语 …… 253
问题讨论 …… 254
参考文献 …… 255
第 14 章　危险废物管理 …… 256
14.1　废物跟踪和废物处理设施管理 …… 256
14.1.1　危险废物的定义 …… 256
14.1.2　危险废物跟踪清单系统 …… 258
14.1.3　TSD 设施的必备条件 …… 260
14.2　基于责任规则的环境管理 …… 261
14.2.1　CERCLA 的核心：责任 …… 262
14.2.2　共同责任、单独责任、公平问题 …… 263
14.2.3　CERCLA 实施的经济低效性 …… 264
14.2.4　实施战略 …… 267
14.3　案例：一个超级基金场所的清洁 …… 268
14.3.1　MEW 的污染历史 …… 269
14.3.2　在 MEW 实施超级基金的程序 …… 271
14.3.3　超级基金程序的复杂性 …… 275
14.4　作为废物管理战略的污染预防 …… 278
14.4.1　污染预防措施例证 …… 278
14.4.2　管制激发污染预防 …… 279
14.4.3　清洁生产可以增加收益 …… 280
主要概念和术语 …… 282
问题讨论 …… 284
参考文献 …… 285
第 15 章　环境影响报告和政府决策制定 …… 287

15.1 国家环境政策法的目标和主要内容 …… 287
15.2 环境影响报告书的起草和使用 …… 289
15.2.1 国家环境政策法（NEPA）程序的步骤 …… 289
15.2.2 起草环境影响报告书（EIS）的要素 …… 291
15.3 遵循国家环境政策法的规章 …… 292
15.3.1 公众和部门对 EIS 的评议 …… 293
15.3.2 环境质量委员会（CEQ）移送程序 …… 294
15.3.3 法院在强迫遵循程序要求中的作用 …… 294
15.4 国家环境政策法（NEPA）实施的长期性问题 …… 296
15.4.1 国家环境政策法（NEPA）程序一般对决策的影响是有限的 …… 296
15.4.2 环境影响报告书（EIS）经常不是为方案和政策而做 …… 297
15.4.3 累积影响经常不被评价 …… 297
15.4.4 减轻和监控不利影响的最低要求 …… 298
15.4.5 风险评价的关注不足 …… 299
15.5 国家环境政策法（NEPA）对工程项目和组织机构的影响 …… 300
15.5.1 国家环境政策法作为管理变化的推动力 …… 300
15.5.2 国家环境政策法（NEPA）对于项目建议者的影响 …… 301
15.6 州环境影响报告书的要求 …… 301
15.6.1 州环境评价要求和私人项目开发 …… 302
15.6.2 州立 NEPA 中的程序与实质 …… 303
15.7 美国以外的环境影响评价 …… 304
15.7.1 里约热内卢的 EIA 方案 …… 305
15.7.2 EIA 方案中的差异 …… 306
主要概念和术语 …… 309
问题讨论 …… 311
参考文献 …… 312

第四部分 环境规划中的预测与评估

第 16 章 项目提案与政策行为的环境影响预测 …… 316
16.1 影响鉴定的辅助手段 …… 316
16.2 预测的判断方法 …… 319
16.3 物理模型和实验 …… 321
16.4 数学模型预测 …… 323
16.4.1 用科学原理预测细菌浓度 …… 323
16.4.2 预测一氧化碳浓度的统计模型 …… 328
16.4.3 污染物质媒质传输模型 …… 329
16.4.4 “软信息”预测模型 …… 331
16.4.5 模型的校准和有效性 …… 332
主要概念和术语 …… 334
问题讨论 …… 335

参考文献 …… 336
第 17 章　评价方法：项目开发、管理计划和环境风险 …… 339
17.1　多标准评价问题 …… 339
17.1.1　水库库址选择案例 …… 339
17.1.2　评价因子与权重 …… 340
17.2　费用-效益分析的拓展 …… 341
17.2.1　传统费用-效益分析的局限性 …… 341
17.2.2　扩展 BCA 用于多目标研究 …… 342
17.2.3　扩展 BCA 的实际应用：Nam Choan 大坝 …… 342
17.3　列表法和因子权重计分总和 …… 344
17.3.1　以排序为基础的表格条目登记法 …… 345
17.3.2　因子权重计分总和 …… 346
17.3.3　目标-实现矩阵 …… 347
17.4　环境风险评价 …… 348
17.4.1　风险评价的基础 …… 350
17.4.2　长期暴露于较低浓度污染物下 …… 350
17.4.3　工业事故和系统失灵 …… 353
17.5　使用风险评价来评估备选方案 …… 355
17.5.1　慢性暴露危害 …… 355
17.5.2　工业事故和工程系统故障 …… 357
主要概念和术语 …… 359
问题讨论 …… 360
参考文献 …… 362
第 18 章　公众参与和环境争端解决 …… 364
18.1　公众参与的目的 …… 364
18.1.1　行政部门与公民目标比较 …… 364
18.1.2　公众参与水平 …… 365
18.2　公众识别 …… 366
18.3　公众参与方法 …… 368
18.3.1　基于会议的公众参与方法 …… 368
18.3.2　非会议式方法 …… 369
18.4　将公众参与纳入到规划过程中：案例分析 …… 370
18.5　解决环境资源争端 …… 371
18.5.1　环境仲裁的开始 …… 372
18.5.2　原则性谈判的基础 …… 372
18.6　环境仲裁的三个阶段 …… 373
18.6.1　仲裁谈判前阶段 …… 375
18.6.2　仲裁谈判进程 …… 376
18.6.3　仲裁谈判后阶段 …… 376
18.7　ADR 在环境决策中的使用 …… 377

18.8 未来解决争端的替代方案 …… 378
18.8.1 什么时候进行 ADR 最合适？ …… 378
18.8.2 是否 ADR 比诉讼更好？ …… 379
主要概念和术语 …… 379
问题讨论 …… 381
参考文献 …… 382

第五部分 影响评价和管理中的方法

第 19 章 规划和政策制定时的生物学研究 …… 386
19.1 基础生态学概念 …… 386
19.2 生态评价标准 …… 389
19.2.1 生物多样性 …… 390
19.2.2 关键物种 …… 393
19.2.3 保护区分类标准 …… 395
19.3 鱼类和野生动植物管理机构的评价方法 …… 396
19.3.1 生境评价方法 …… 396
19.3.2 内流方法 …… 398
19.3.3 差距分析 …… 398
19.4 生物影响评价中所采取的行动 …… 401
19.4.1 确定拟议行动的细节 …… 401
19.4.2 确定有关的生物学问题 …… 401
19.4.3 编制现存生物系统的清单 …… 402
19.4.4 生物影响预测 …… 402
19.4.5 生物影响评价 …… 404
19.4.6 影响决策过程 …… 404
19.4.7 监测和减缓影响 …… 404
19.5 生物评价实践：能源设施规划研究 …… 405
第 19 章附录 地理信息系统 …… 408
19′.1 以空间和描述数据来定义地理信息系统 …… 408
19′.1.1 表述空间数据的方法 …… 408
19′.1.2 栅格与矢量数据模式 …… 410
19′.1.3 地理信息系统中的图层 …… 410
19′.1.4 地理特征和描述性数据的表格之间的连接 …… 411
19′.2 地理信息系统的建立 …… 412
19′.3 GIS 在生物研究中的应用 …… 414
主要概念和术语 …… 415
问题讨论 …… 416
参考文献 …… 417
第 20 章 环境感观质量的模拟与评价 …… 420
20.1 模拟与评价 …… 420

20.2 景观偏好研究引起的问题 …… 421
20.2.1 景观偏好预测 …… 421
20.2.2 模拟和事实之间的等值响应 …… 422
20.2.3 非专家与设计专家的偏好 …… 422
20.2.4 模拟的真实性 …… 423
20.3 感观目录编制 …… 424
20.4 模拟项目实施后情形的技术 …… 426
20.4.1 传统模拟技术 …… 426
20.4.2 数字图像处理 …… 429
20.5 感观效果和景观质量评价 …… 431
20.5.1 设计专家的评价鉴定 …… 431
20.5.2 基于优先判断的评价 …… 432
20.6 拟议铁路运输线的感观评价 …… 435
20.6.1 拟议项目环境影响报告的两个草稿 …… 435
20.6.2 准备感观清单 …… 436
20.6.3 感观影响评价 …… 438
20.6.4 阻止 BART 的弗里蒙特行动 …… 439
关键概念和术语 …… 439
问题讨论 …… 440
参考文献 …… 441
第 21 章 噪声影响评价要素 …… 443
21.1 声音及其测量 …… 443
21.1.1 纯音和声压级 …… 443
21.1.2 声谱和 A-加权分贝 …… 445
21.2 表征城市噪声的统计量 …… 447
21.2.1 声压级的直方图 …… 447
21.2.2 噪声对人们的影响 …… 449
21.3 噪声影响评价步骤 …… 450
21.4 建筑施工和维修活动产生的噪声 …… 451
21.4.1 预测建筑施工和维修噪声 …… 452
21.4.2 控制建筑噪声的规章 …… 452
21.5 评价和缓解公路噪声 …… 453
21.5.1 预测公路噪声 …… 453
21.5.2 用障碍物减缓公路噪声 …… 455
21.6 机场噪声预测 …… 457
21.6.1 感觉噪声量 …… 457
21.6.2 社会噪声 …… 458
主要概念和术语 …… 460
问题讨论 …… 461
参考文献 …… 463

第 22 章　大气质量变化评价 …… 465
22.1　大气污染特性 …… 465
22.1.1　环境标准限制的污染物 …… 465
22.1.2　危险大气污染物 …… 467
22.1.3　室内空气污染 …… 468
22.1.4　全球关注的气体排放问题 …… 469
22.2　大气质量影响评价程序 …… 472
22.3　空气污染物排放量的估算 …… 474
22.4　排放量和浓度关系的简单模型 …… 475
22.4.1　箱模型 …… 475
22.4.2　罗尔勃克（ROLLBACK）模型 …… 477
22.4.3　统计模型 …… 478
22.5　污染物通过平流和扩散迁移 …… 481
22.5.1　点源高斯模型 …… 481
22.5.2　化学稳定物质的多源模型 …… 484
22.6　大气中的化学反应 …… 486
22.6.1　光化学烟雾 …… 486
22.6.2　气溶胶 …… 487
22.6.3　酸沉降 …… 487
22.6.4　模型运用的环境 …… 488
主要概念和术语 …… 488
问题讨论 …… 490
参考文献 …… 491
第 23 章　人类活动对水资源的影响 …… 493
23.1　水循环的表达 …… 493
23.1.1　水循环要素 …… 493
23.1.2　水文模拟模型 …… 494
23.2　土地利用变化对洪水流量的影响 …… 495
23.3　表征水质的参数 …… 497
23.4　点源：市政污水和工业废水 …… 499
23.5　水的面源污染 …… 500
23.5.1　城市化和道路建设 …… 500
23.5.2　农业、森林业和采矿业 …… 501
23.5.3　垃圾填埋场和污水处理厂的渗滤液 …… 502
23.5.4　水资源工程 …… 502
23.6　地表水质预测 …… 504
23.6.1　预测点源排放影响 …… 504
23.6.2　面源影响预测 …… 509
23.7　地下水水质预测 …… 513
23.7.1　达西（Darcy）定律 …… 514

23.7.2 持久性溶质的平流和扩散 …… 516
23.7.3 活性溶质的输送 …… 518
23.7.4 非水相液体的输送 …… 519
23.7.5 地下水的计算机模型 …… 520
主要概念和术语 …… 521
问题讨论 …… 523
参考文献 …… 524
索引 …… 526
A …… 526
B …… 528
C …… 530
D …… 533
E …… 534
F …… 539
G …… 540
H …… 541
I …… 542
J …… 543
K …… 543
L …… 543
M …… 544
N …… 546
O …… 548
P …… 548
Q …… 551
R …… 551
S …… 553
T …… 556
U …… 557
V …… 558
W …… 558
Z …… 560

第一部分　环境决策的参与者和准则

当代环境论（environmentalism）诞生于20世纪60年代。在这10年中，公众对环境退化的关注日益增加，同时，维护环境质量的努力不断加强。许多国家制定了控制水和大气污染的措施。新的法律和法规要求政府机构考虑决策对环境的影响。对人类活动造成的环境影响的日益关注导致了一个新的研究领域的发展：环境规划与管理（environmental planning and management）。

本书第一部分共有4章。第1章考察当代环境论。它通过介绍美国环境论的历史，阐明了环境管理的传统和现代目标。借助这种历史分析，第2章描述了那些在做出具有环境影响的决策时所广泛采用的（决策）准则。其中的一些准则关注的是，环境保护的经济收益是否超过其支出以及收益与支出的分配是否公平。其他的决策准则与维护地球的可居住性的法律和道德义务有关。

第3章介绍了典型的环境管理参与者以及这些参与者借以发挥作用的机构情况。尽管第3章的重点是美国，但它同时也考察了其他国家的情况，并考察了为解决国际环境问题而创设的机构情况。第一部分的最后一章即第4章旨在说明环境法规是如何影响大型开发项目如水坝、化学精炼厂等的规划的。第4章中的案例研究将说明，公共和私人组织如何参与到空气和水质控制法律以及环境影响评价要求的实施过程。

总的说来，本书开篇的4章介绍了参与环境管理和影响评价的机构，分析了他们在制定决策时使用的准则。第一部分为以后各章讨论有关的政治、经济和技术问题奠定了基础。

第 1 章　美国环境论的主题

人们为什么要保护环境?[1] 是因为环境保护是一种好的经济投资吗？亦或是因为我们负有保护物种及其生境的道德与法律义务，所以，不得不采取环境控制措施？本章通过审视美国当代环境论的历史根源，分析了采取环境保护措施的缘由。

本章对美国环境论的介绍表明，环境论和环境规划与管理已经存在了一个多世纪，只不过名称不同而已。尽管诸如环境管理之类的术语直到最近才出现，[2] 但公众有组织地影响环境质量、技术专家运用理论和实用知识管理环境却已经有了很长的历史。本章通过分析美国环境论历史上的主题，将为第 2 章系统考虑环境决策的各种基础做好准备。虽然有关的历史细节主要涉及美国的情况，但主要思想在其他许多国家是同步发展的。

本章包括 4 节，其中有 3 节是为理解环境规划与管理过去的目标以及将来可能的目标提供基础的。第 1 节涉及到长期占支配地位的所谓人类中心主义（anthropocentric）的环境保护动机：保护公众健康，有效地利用自然资源，维护地球供养人类的能力，以及保留那些具有值得称道的美学和精神恢复（spirit-renewing）价值的地方。第 2 节介绍当代的环境公平运动。尽管这项运动起因于抗议把污水处理设施安装在少数民族社区，但它迫使决策者关注如何分配环境保护的费用和收益问题。

本章第 3 节将视野转向生态中心论（biocentrism）。这种观念认为，人类以外的物种除具有供养和增进人类生活的用途外，本身还具有内在价值（inherent value）。这方面的讨论将介绍那些支持对非人类物种和自然物提供法律保护的哲学理论。第 4 节即本章最后一节偏离了本章重点讨论的环境保护目标问题，转而追溯环境规划与管理作为一个被广泛承认的专业领域的形成过程。

1.1　环境管理的人类中心主义基础

环境保护动机通常具有人类中心主义基础。在美国，环境管理计划的发展在很大程度上起因于对环境恶化如何影响人的问题的关注。多数人并不认为环境具有内在和自我价值。美国环境论的历史反映出，长期以来，激起人们关注环境的人类中心主义基础有四个：人类健康、资源利用效率、生命支持和人的身心恢复(personal renewal)(见表 1.1)。

1.1.1　新兴工业城市里的公共健康

以现在的标准来看，19 世纪美国新兴工业城市的环境质量差得令人难以置信。人们把垃圾、煤渣和其他不要的东西扔到街上，与腐烂程度不同的动物粪便混在一起。人类的屎尿要么倒入满溢的简易厕所、臭水沟，要么倒在露天。工业设施产生的废水随意地排放到大街上。即使是在使用管道收集废水以后，这些废水仍是未经处理就排入河流。难闻的气味从大

---

[1] 我要向居住在加利福尼亚州奥克兰的作家兼编辑伊丽莎白·梅纳德·夏耶芙（Elizabeth Maynard Schaefer）女士致谢。她对本章的初稿提出过很有帮助的评论。

[2] 环境主义者（environmentalist）这个术语已有很长的历史。目前，它是指那些关注人类活动如何影响自然环境的人。然而，一个世纪以前，环境主义者是指那些对自然环境如何影响社会运作和发展感兴趣的人。

表 1.1　环境管理的人类中心主义基础

- 保护公众健康

通过工程措施来满足人们对安全用水和基本卫生条件的需要。

- 有效利用资源

通过有效利用自然资源避免产生废物。

- 维护自然系统

为了人类以及被人类看重的非人类生物而保护地球，使之适于居住。

- 保护荒野地

保护那些被人们视为美和身心恢复的源泉的地方。

烟囱、敞开的下水道和腐烂的动物粪便中散发出来。如此糟糕的卫生条件导致的结果是，到了 19 世纪中叶，美国许多大城市多次出现各种流行病，比如：伤寒、霍乱、黄热病、天花和斑疹伤寒症等。

有限的关于疾病起因的知识妨碍了人们对付流行病的努力。这些知识主要来源于一些记载某种特殊环境状况与疾病出现之间的关系的研究文献中。这种做法，已经成为现代流行病学（epidemiology）的重要组成部分，是埃德温·查得威克（Edwin Chadwick）于 1842 年进行的一项有关英国工人的生活条件与身体健康之间关系的不朽研究的基础。❶ 查德威克的报告被称为“19 世纪最有影响的环境健康文献”，对美国的公众健康事业具有巨大影响。❷ 此报告为在纽约和波士顿开展类似的研究奠定了基础。

查德威克的研究促使他提出一项基于工程措施改善城市卫生状况的疾病预防计划。他宣称，“最好的预防办法”是，“通过建立供水系统和改进下水道系统，尤其是采用更廉价、更有效的方法去除城镇里的各种有害废物，来净化污水、街道和住所……开展这些活动，应当求助于市政工程科学，而非医生……”。❸ 尽管激发查德威克的是人道主义，但他的报告却体现出这样的思想：“环境恢复项目会得到回报，因为人们的健康水平会提高，家庭会更加稳固，成千上万的原本身陷贫穷和肮脏的市民将投身到经济生活的洪流中……”。总之，从经济意义上讲，改善城市环境质量是值得的。

在查德威克开展研究工作期间，医药界正围绕如何解释流行病爆发的问题进行着激烈的争论。一些人认为，疾病是通过直接接触传播的，所以，防止疾病传播的办法是建立隔离区以隔离患者。另一种观点，也是被广泛接受的观点，则认为，引起疾病的微生物会在污物中自发地产生。❹ 因此，保护公众健康的办法是，清扫腐臭的街巷，提供充足的洁净水、新鲜空气和纯净的食品。

19 世纪后半叶的科学突破对解释疾病传播提供了很大帮助。路易斯·巴斯特（Louis Pasteur）和其他人的工作使人们相信，细菌是由其他细菌产生的，细菌不可能在无菌介质中自发产生。及至世纪之交，新兴的卫生工程专业开始有了科学基础。❺

在公共卫生的早期历史中有两个方面是值得注意的，因为它们在环境保护的历史中一再出现。一是公众团体的作用，这可以通过现今被称为环境非政府组织的团体为改善 19 世纪

---

❶ 查德威克的调查报告《关于英国劳动者的卫生状况的调查》（*On an Inquiry into the Sanitary Conditions of the Labouring Population of Great Britain*）详述了英国贫民窟恶劣的卫生状况并分析了其影响。

❷ 引自培图拉（Petulla，1987，p. 17）。流行病学所关注的是，一定人群中疾病的发生、分布以及控制。

❸ 查德威克的话见培图拉（Petulla，1987，p. 18）；本段后面的引语出自艾森巴德（Eisenbud，1978，p. 43）。

❹ 有关自发产生以及其他早期的疾病传播理论，见达菲（Duffy，1990）所著的《美国公共卫生历史》（*History of Public Health in the United States*）。

❺ 在 20 世纪 70 年代，以往所谓的公共卫生工程在美国开始被称作环境工程（environmental engineering）。

纽约城中贫民区和普通住宅区的生活条件所做的努力来说明。当时，有两个公众团体，即改善贫民生活条件协会（成立于1843年）和公民协会卫生学与公共卫生委员会（成立于1864年）在倡导卫生改革方面发挥了重要作用。这些团体游说政治家，开展公众教育活动，借助新闻界的力量，总的说来，运用的策略与现代环境组织并无二致。[1] 19世纪末，由受过教育的中产阶级妇女组成的市民组织又加入了上述组织的行列中，她们开展的主要活动是减少空气和水污染。其中最有成效的是1884年成立的纽约市妇女（环境）保护协会（the Ladies' Protective Association of New York City）。美国其他的大城市也有类似的团体。

公众团体改善城市卫生状况的力量在社区工作人员（Settlement Workers）开展的活动中更加充分地显现出来。这方面的事例有，1888年在芝加哥赫尔社区中心发起的活动。[2] 赫尔会所（Hull House）宪章号召其成员调查并改善芝加哥工业区的状况。赫尔会所卓有成效的工作包括：

- 简·亚当斯（Jane Addams），除了发起赫尔会所，还为改革芝加哥糟糕的垃圾收集系统做出了贡献；
- 爱丽斯·哈密尔顿（Alice Hamilton），她对伤寒流行的调查研究表明，污水排放与芝加哥一些社区疾病蔓延有直接的关系；
- 佛罗伦斯·凯利（Florence Kelly），其工作促使普通住宅区及分布在其中的工场改善了卫生条件。

赫尔会所的社区工作人员还积极推动工会将环境问题纳入议事日程。

在早期公共卫生历史上另一个值得注意的方面，是围绕污水在排放前是否应当进行处理所发生的争论。在20世纪初，许多工程师将污水处理看做是不必要的花费。他们认为，在输送公共饮用水之前先依靠自然水道稀释污水、后采用过滤等方法进行处理更便宜。当时的很多公共卫生工程实践都是基于这样一句格言，“稀释是对付污染问题的良方”。工程师们开发出一些方法，用来计算稀释污染物需要多大的流量。他们还调查研究了河流是如何通过大气复氧来补偿因微生物代谢水中有机废物而消耗的氧分来实现自净的。

与卫生工程师们相反，医生和那些关心河流娱乐价值的人敦促人们进行排放前的处理。[3] 这样的争论在今天又有了新的版本，不过不是关于是否应该处理废弃物；大多数人都认为，某些废物处理是必要的。目前争论的焦点是，在确定合适的处理水平时，到底是应当以经济可行性为基础，还是以保护公众健康为基础。

1.1.2 以资源有效利用为特征的自然保护

20世纪初，美国人目睹了一场自然保护运动的到来，这场运动主要是运用自然科学和经济学的先进思想和手段来更加有效地管理森林、水和其他自然资源。它的倡导者们并不反对开发利用环境以满足（人类的）物质需要。事实上，他们赞成发展。他们所关心的是避免

---

[1] 达菲（Duffey，1968）讲述了这些组织以及其他公众组织在提高19世纪纽约市的公众卫生方面所具有的影响。他的分析强调了这种观点，即有时改善城市贫民的卫生条件是出于经济方面的原因。在追忆1863年发生在纽约市的征兵骚乱中出现的群体暴乱和抢劫时，他引用了一些将骚乱与居住在肮脏贫民区的居民的挫折感联系起来的报道。达菲（Duffey，1968，p.553）认为：“1863年的骚乱唤醒了许多正直市民的同情心，并有助于让那些缺乏同情心的人相信，社会改革是有经济回报的。”财产损失和伤亡（估计有1000人左右）“对于推动健康和社会福利运动所提供的动力也许比其他任何一个事件都大”（Duffey，1968，p.552）。

[2] 有关赫尔社区中心的讨论是基于哥特列布的著作（Gottlieb，1993，第2章）。

[3] 要了解有关卫生工程师和医生之间的早期争论的更多情况，请参见培图拉的著作（Petulla，1987）。

浪费自然资源。这种将自然保护和有效开发同等看待的思想是狄奥多尔·罗斯福（Theodore Roosevelt）总统当局倡导的一个重要主题，它是由罗斯福总统的自然资源首席顾问吉福德·平肖特（Gifford Pinchot）提出来的。

平肖特是美国森林署（U. S. Forest Service）的首任长官，同时也是科学管理森林的最主要倡导者。他对环境的态度反映在他的“三原则”中。对平肖特来说，“自然保护的第一原则是发展，也就是说，利用这个大陆上现存的自然资源为居住在此的人民造福。”❶平肖特强调利用现有的资源在一定程度上是对那些批评者的回应，后者认为罗斯福和平肖特的真实意图是要限制资源开发。平肖特的第二个原则是“自然保护意味着防止浪费”。因此，尽管资源可以被利用，但这种利用应当以明智的管理和谨慎的看护为特征。平肖特的第三个原则反映了早期自然保护运动在意识形态上的弦外音：“自然资源必须是为了多数人而不是少数人的利益来加以开发和保护。”这与罗斯福当政时期在美国盛行的反垄断思潮是一致的。

美国自然保护运动的领导者们认为，在地理学、森林学和水文学等领域的专家应在管理自然资源利用方面发挥关键的作用。❷ 为了科学而有效地开展资源管理活动，就必须拥有大量受过良好培训的专业人员。在20世纪上半叶，美国很多资源开发机构聘用了受过技术培训的专家，来管理与土地和水有关的各种各样的需求。

很多当代经济学家持有的观点反映了平肖特的有效利用资源的思想。经济学家被教会去识别各种生产要素包括劳动、自然资源和其他投入的最佳组合，以便有效地生产产品和服务。经济学家所追求的效益和费用（以货币为度量单位）之差最大化的目标被定义为生产效率目标。❸ 多年来，涉足资源管理的经济学家们主要是农业经济学和水资源经济学等领域的专家。在过去的几十年里，一个新的专业即环境经济学（environmental economics）已经发展起来。它的假设之一是，吸纳工业和城市废物是对环境的一种合理（也是不可避免的）利用。很多环境经济学家相信，废物削减量应当通过分析有关的经济效益和费用来确定。❹ 经济学家对于生产效率的关注与平肖特的关于如何利用环境的思想是一致的。

1.1.3 自然系统的维护

与经济学家一样，自然科学家也一直在关注着如何利用资源的问题。在生态学成为一门公认的学科之前的几十年，乔治·帕金森·马什（George Perkins Marsh）（1864）曾很有说服力地指出，要避免使“自然的和谐”变成不和谐。他的那本被经常引用的书《人与自然》或者《受人类活动改变的自然地理》（*Man and Nature; or, Physical Geography as*

---

❶ 本段的引文出自平肖特的著作《为自然保护而斗争》（*The Fight for Conservation*）的一部分，再版本见纳什的编著（Nash，1968，p. 58-62）。

❷ 海斯（Hays，1959）分析了自然保护运动和资源的科学管理之间的关系。

❸ 有些经济学家在提到使货币化的效益与费用之差最大化的目标时使用的术语是经济效率（与生产效率相对）。但是，其他经济学家是基于帕累托（Pareto）准则在更广泛的意义上使用经济效率这一术语的，这个主题将在第5章讨论。效率的这种广义用法也称为帕累托效率。因为经济效率一词在经济学中有两种含义（生产效率和帕累托效率），所以，除非上下文使其含义非常明确，否则本书不用这个术语。

❹ 正如第5章和第7章将要讨论的，环境经济学在很大程度上关心如何使公、私决策者关注其行为的社会成本。社会成本包括：无法计价的环境破坏以及私人成本。近年来，这一领域的关注范围已经突破了传统的效率问题，还考虑到费用和效益的分配问题。在20世纪80年代后期，感到受限于传统环境经济学的经济学家们发现了一个新的领域——生态经济学（ecological economics）。该领域用广博而长远的眼光看待环境-经济的相互作用，把生态学和经济学结合在一起。对这个新领域的介绍，参见科斯坦佐（Costanza，1991）。

Modified by Human Action）集成了大量的科学研究成果和他本人取得的第一手观察资料。马什作为美国大臣被派驻土耳其（1849—1854）和意大利（1861—1862）的经历使他能够获得第一手资料，这成为《人与自然》这本书中一个关键的部分。上述使命使他得以观察到动植物驯养、林地开垦、发展灌溉系统以及在地中海盆地开展的其他人类活动对环境造成的各种不良影响。

马什研究了自然系统抗干扰的能力以及在经历诸如“地质震动”引起的扰动后的自我恢复能力。让他忧心的是，人类活动会干扰有机和无机世界里的各种自发结构和过程，并引起自然的不稳定和不可逆的变化。基于对各种人类活动所引起的不良环境影响的研究，马什警告说，如果“人无远见”地继续下去，势必会威胁到地球供养人类的能力。

20 世纪初，随着生态学的发展，其他人开始运用更严格的科学依据来清晰明白地表达马什所关注的问题。奥尔多·利奥波德所做的生态学研究把他引向以下的立场（Leopold，1933，p. 635）：

一种与土地和谐的关系要比那些关注其进程的历史学家们所认识到的更复杂、对文明的影响更大。文明并不像通常设想的那样，是去征服一个稳定而永恒的地球。文明是人类、其他动物、植物与土地之间相互的和彼此依赖的合作，这种合作随时都有可能因其中一方的失误而受到破坏。掠夺土地已经导致一些国家或民族受到驱逐，而这样的事有时会再度发生。

人类轻率地毁坏自然系统的能力在 20 世纪 40 年代得到极大的提高。第二次世界大战以后出现了大批新物质，包括放射性物质和人工合成有机物。很多这样的物质是持久性的。它们不会很快地降解或分解成相对简单、低害的物质。针对近来人类干扰自然系统的能力提高的问题，一些科学家已经做出反应，要求对人类活动予以进一步地控制。

当代科学家呼吁限制，通常是基于乔治·帕金森·马什和奥尔多·利奥波德关注的问题：人类具有不可逆转地摧毁自然系统的能力。与这种呼吁相伴随的紧迫感在雷切尔·卡逊（Rachel Carson）的著作《寂静的春天》（1962）中得到了反映。这本畅销书的书名是设想未来的某一个春天，鸟儿和其他动物在不经意间都沉寂下来。它们是被人工合成的化学物质毁灭的，这些化学物质能通过自然界里的生产和消费活动从一个生物体内转移到另一个生物体内。杀虫剂，比如 DDT，就是《寂静的春天》中最关切的化学物质。卡逊（Carson，1962，p. 7）描述了使用杀虫剂造成的意想不到的后果：

这些喷雾剂、粉剂和气雾剂目前在农场、花园、森林和家庭里几乎得到普遍的应用——这些非选择性的化学药品能够杀死每一个昆虫，包括“好”的和“坏”的，从而使鸟儿不再歌唱、鱼儿不再在水中雀跃、树叶披上一层致命的薄膜，并长期滞留在土壤中——所有这一切只不过是为了对付为数不多的杂草和昆虫。有谁会相信，在地球表面施放一种有毒烟幕弹而不顾及所有生命，这样的事居然会发生呢？

《寂静的春天》只是第二次世界大战以来向公众发出无意的环境破坏已经十分严重的警报的众多书籍之一。

1.1.4 身心恢复及精神价值

前面提到的改善公共健康、提高自然资源利用效率和维护自然系统等观念分别与环境工程、经济学和生态学有关。这些观点都是注重实际的。埃德温·查得威克（Edwin Chadwick）和其他倡导公共卫生改革的人坚持认为，通过改善城市卫生状况来预防疾病可以节省政府的资金。吉福德·平肖特和其他涉足自然保护运动的人则把重点放在消除自然资源利用的低效率上。奥尔多·利奥波德和雷切尔·卡逊等生态学家则强调维护地球使之适合人类居住的重要性。与上述观点形成对照，下面所要介绍的思想与宗教和精神恢复有关，它们显得不那么实在。然而，这些观点和工程师、经济学家以及生态学家关注的那些更实际的问题具有同样的重要性。事实上，有的人认为，从（维持）这个星球的长久可居住性来看，精神和哲学问题是最重要的。

下面将要讨论的几个问题最初是在努力保存美国荒野地时引发的。因此，以下按时间顺序讨论这种保存主义者运动。一直到18世纪，人们常常将那些人类未曾涉足的荒野看做是神秘的和危险的。它们成为人们想要征服和开发利用的对象。浪漫主义诗人，如威廉·华兹沃斯（William Wordsworth）和塞谬尔·柯尔雷基（Samuel Coleridge）等，对于从正面认识那些偏远的、神秘的、与世隔绝的荒野的价值起到了重要的先导作用。在美国，保存荒野地的事业在19世纪末获得了动力，当时得以保存下来的原生荒野地只有很少一部分。❶

保存荒野地的很多原因都有经济和生态方面的基础。例如，荒野地为科学家研究自然过程提供了机会，其中拥有的数不清的物种构成了一个丰富的基因库，也许在将来会证明它们在农业、工业和医药等方面非常有用。此外，荒野为狩猎者、垂钓者和其他热衷于户外娱乐的人提供了机会。对于保存荒野地来说，这些理由是实际的，因而是重要的，它们为许多环境管理计划奠定了基础，但我们要考虑的不是这些。我们所关心的是，保存荒野地的精神和哲学方面的论据。

（1）美国的先验哲学

在荒野地保存事业中有时表现出来的宗教狂热，常常是基于19世纪美国先验论者、尤其是拉尔夫·沃尔多·爱默生（Ralph Waldo Emerson）和亨利·大卫·梭罗（Henry David Thoreau）的思想。在他们的哲学里中心教义是，拥有灵魂的人具有超越宇宙物质世界进而认识到更高的精神真理的潜力。按照历史学家罗德里克·纳什（Roderick Nash，1973，p.68）的说法，先验论者相信，“一个人进入荒野时，他达到道德上的完美和感知上帝的机会最多。”

爱默生被普遍视为美国先验论者的精神领袖。他的有关在荒野中能够与上帝交流的观点在他的《自然》这篇文章的一段中得到总结：

> 在森林中，我们恢复理智和信仰……站在空旷的原野——我的头沐浴在爽朗的空气中，同时升入无限的空间里——这一切意味着利己主义的消失。我变得眼珠明亮，失去自我；我看见一切；宇宙流穿透我的全身，我是上帝的一部分。❷

在本世纪初，保存荒野地的观点依赖于先验论者关于精神价值如何在自然界得到反映的

❶ 有关美国保护主义者运动的资料主要来源于纳什（Nash，1968 and 1973）。

❷ 文中爱默生和梭罗的话引自纳什编选的读物（Nash，1968）。

看法上。这体现在约翰·缪尔（John Muir）虽然勇敢但未能成功阻止在加州内华达山脉赫奇赫奇（Hetch Hetchy）山谷建造大坝的事例。缪尔曾研究过爱默生的著作，并怀有上帝存在于自然中的类似的、强烈的感情。罗德里克·纳什引用缪尔著作中的一些话说："缪尔将自然描述成'通向天堂的窗口，反映造物主的镜子。'树叶、岩石和水体成为'神圣灵魂的火花。'"❶ 在保护赫奇赫奇山谷使它不被水库淹没的斗争中，缪尔大声疾呼，"拦截赫奇赫奇谷吧！不妨将人民的教堂都拦截成水塘，因为在人的心灵里根本就没有什么值得祭祀的神圣庙宇。"

尽管宗教情结感召着缪尔去保护赫奇赫奇山谷和其他荒野，但这并不是他惟一的动机。在缪尔的著作中，一个突出的要旨、同样也是19世纪末20世纪初其他许多保存主义者的要旨在于（荒野地）为人们提供精神和情感恢复的机会的重要性。对缪尔和其他人来说，工业革命带来的机械化的技术生活的苦难需要某种（精神）重建，而只有荒野能够提供这种机会。

（2）精神恢复和再造

那些认为荒野是身体和精神再造源泉的人们紧随着亨利·大卫·梭罗（Henry David Thoreau）的脚步。在他看来，森林和荒野提供的是"使人振作的滋补品和护卫"。在投入到保护荒野的政治运动时，梭罗认为，荒野的丧失会使人变得虚弱、乏味和缺乏创造性。

自梭罗著作发表以来，荒野作为精神恢复源泉的重要性是一再被提起的主题。对某些人来说，荒野依然存在的思想本身就是力量的源泉。20世纪60年代，美国作家华莱士·斯特格纳（Wallace Stegner）明确提出荒野思想的重要性：

> 即使我们十年都不曾涉足荒野，但想到并确信荒野存在也会对我们的精神健康有好处。当我们年轻的时候，荒野对我们有好处，因为在休憩时它能够迅速地将健全的心智带进我们狂躁的生活里。当我们年老的时候，它对我们同样是重要的，原因很简单，因为它在那儿——如同思想在那儿一样重要。❷

有时，荒野地无与伦比的美就是对人类的"滋补"。荒野地的美学特征经常被用来支持荒野地保护，尤其是当这些特征独一无二的时候。正是基于这样的原因，20世纪60年代，民间组织成功地阻止了联邦政府为了一项大型水利工程而淹没亚利桑那州大峡谷的一部分的企图。

保存荒野地和风景区的斗争主要是由那些有足够收入也有空闲时间进入荒野地的个人来发动。与之相对，环境公平运动（movement of environmental justice）的出现则反映了中等收入者所关心的事情。

1.2 环境公平运动

环境计划常常会给受影响的人群分摊不平等的费用。这就引发出有关费用和效益分配的公平性问题。比如，政府提出在旧汽车上安装昂贵的排放控制装置的要求就经常遭到批评，因为这给穷人造成了不成比例的负担。

---

❶ 引自纳什（Nash，1973，p. 125）。下文中有关保护赫奇赫奇山谷的那段著名的引文最初出现于缪尔（Muir）的著作《约塞米蒂》（*Yosemite*）中，并被纳什（Nash，1973，p. 168）引用。

❷ 引自斯特格纳的短文"荒野思想"（*The Wildness Idea*），再版在纳什编选的读物（Nash，1968，pp. 192-197）中。

在 20 世纪 80 年代以前，有关环境保护的费用和收益的分配问题很少得到系统的考虑。在此之前，研究人员曾试图运用统计学方法来论证，某种环境计划对富人带来的好处比穷人多（在经过税收调节之后）或者正好相反。然而，1980 年以前开展的研究遇到的麻烦是，缺乏对分配问题进行分析所需要的数据和方法。尽管早期的研究在处理这样一个困难的分析问题方面具有开拓意义，但除了研究人员本身，并未引起关注。❶

还有其他一些原因导致环境保护的费用和效益的公平分配问题得不到重视。法律学者里查德·拉扎勒斯（Richard Lazarus，1993，p. 842）提到，美国环保局历史上曾拒绝“将分配方面的要求纳入到（环境）执法活动中。环保局一贯认为，诸如分配的影响之类的社会学问题是在制定技术上有效、经济上合理的污染控制标准这样一个纯粹的技术要求的考虑范围之外的。”❷ 此外，分配问题得不到重视还有一个原因，这就是，环境政策分析人员职业上的偏见，他们当中很多人具有经济学的背景。经济学家对生产效率的关心远胜于分配问题，这种对效率的重视反映在 20 世纪 80 年代以前经济学家给环境政策制定者提出的建议中。❸

终于在 1982 年，与环境保护相关的分配问题引起了公众的注意（见表 1.2）。事件的起因是，“当黑人占多数的北卡罗来纳州沃伦县被选定作为 24,480 m^3 含剧毒多氯联苯（PCBs）的泥土的填埋场后”非裔美国人举行了一次全国性的抗议活动。❹ 在这场失利的抗议活动中有 400 人被逮捕，其中包括来自哥伦比亚特区的众议员威廉·冯特洛（William Fauntroy）。结果，冯特洛要求美国审计总署（GAO，General Accounting Office）调查有害废物处理设施的选址是否与种族有关。

表 1.2　环境公平运动中的主要事件

1982	针对在北卡罗来纳州沃伦县处理 PCBs 的计划，举行了全国性的抗议活动。
1983	美国审计总署的调查证实，将商业性有害废弃物处理设施选定在南部与种族有关。
1987	基督教联合会种族公平委员会提供进一步的证据，证明种族与有害废物处理设施选址有关。
1990	密歇根大学召集的会议使得那些关心环境公平问题的学者、社会活动家和美国环保局官员聚集一堂。
1992	美国国家环保局收集到证据，表明少数民族和低收入阶层承受了不成比例的环境费用。
1994	克林顿总统签署了第 12898 号政令，来处理环境公平问题。

美国审计总署（GAO）在东南部 8 个州即美国环保局第 IV 区管辖的范围内调查了所有商业性有害废物的异地填埋场（异地填埋场是指，既不是工业设施的一部分、也不在工业设施毗邻区的填埋场）。审计总署在对四个此类场所进行研究后发现，“其中的三个填埋场都位于黑人占多数的社区。”❺ 在第四个社区，也有 38%的人口是黑人。

1987 年，基督教联合会种族公平委员会（CRJ，Commission for Racial Justice）开展了一次更加综合的研究，以调查种族因素是否影响到有害废物处理设施的选址。查尔斯·李（Charles Lee），作为该项调查研究活动的负责人，特别强调了该项研究最重要的发现。❻

---

❶ 有关环境保护费用和收益分配的文献综述，见拉扎勒斯（Lazarus，1993）；该文献在第 2 章中有简明的介绍。

❷ 拉扎勒斯用经济效率来表示生产效率。在很多情况下，国家法律要求在制定污染控制标准时要比较费用和效益。也有例外的时候，比如国会要求环保局制定保护公众健康的标准时不要求比较费用和效益。

❸ 萨哥夫（Sagoff，1988）给出了一些事例。如果想进一步了解有关 20 世纪 80 年代以前环境公平问题不受重视的原因，可参见巴拉德（Bullard，1990）和拉扎勒斯（Lazarus，1993）。

❹ 引自巴拉德和赖特（Bullard and Wright，1992，p. 41）。本段及下一段的实例引自巴拉德和赖特（Bullard and Wright，1992）以及拉扎勒斯（Lazarus，1993）。

❺ 引自拉扎勒斯（Lazarus，1993，p. 801）引用的审计署的报告。

❻ 所列出的发现是对李（Lee，1993，pp. 48-49）的文章内容所做的复述。

- 在整个美国，对各种因素考量后发现，种族因素始终与商业性有害废物处理设施的选址具有最大的关联性。
- 在商业性有害废物处理设施最多的社区中，少数民族定居者的比例最高。在拥有 2 个以上此类设施或拥有全国最大的 5 个填埋场中的 1 个填埋场的社区中，少数民族定居者的平均比例是没有此类设施的社区的 3 倍以上（38%对 12%）。
- 在拥有 1 个有害废物处理设施的社区中，少数民族定居者在总人口中所占的比例平均是没有此类设施的社区的 2 倍（24%对 12%）。
- 尽管社会经济状况对商业性有害废物处理设施的选址具有重要影响，但种族因素已被证明是最关键的因素。即使将城市化和地区差异等因素考虑进去，上述结论仍然正确。在拥有有害废物处理设施的社区，居民的收入和财产价值要比没有此类设施的周边县郡的居民低得多。
- 美国 5 个最大的商业性有害废弃物填埋场中，有 3 个是位于黑人或拉美人聚居的社区。这 3 个填埋场的容量相当于全国填埋场总容量的 40%。

审计总署和基督教联合会种族公平委员会所取得的引人瞩目的研究成果促使人们对相关问题展开调查。例如，种族问题是否牵涉到其他环境不公平问题，如少数民族对铅、杀虫剂和被污染的鱼的暴露程度在比例上是否异常的问题？1990 年，对这些问题进行调查的研究者们在密歇根大学聚会。除审查有关少数民族不公平地受到污染暴露的数据外，研究者们还仔细地考虑了这样一个问题，即：导致少数民族承担了不成比例的环境危害的真正原因是贫穷，而不是种族（尽管已经有了督教联合会种族公平委员会和其他研究发现）。会议组织者对于为何在收入以外种族因素会与环境风险不公平的分担有关做了如下解释：

古典经济理论会预测到贫穷在起作用。由于收入和财富有限，穷人没有办法搬出污染地区。同时，在贫困地区，土地价格偏低；为了降低经营成本，这些地区会引进污染企业。此外，由于在选择住所方面受到歧视，少数民族的流动性受到进一步的限制，这已被研究人员充分证实是不可忽视的因素。既然谁都不想要有害场所（NIMBY，not-in-my-backyard-syndrome，不要放在我家后院综合症），而工业总是沿着阻力最小的方向流动，因此，政治影响最小的社区就成为安置这类设施的目标。当地居民经常意识不到政策对他们的影响；同时，他们缺乏组织，也没有资源（时间、金钱、相互联系、对政治的了解）用于采取政治行动。少数民族社区不仅在资源方面处于劣势，而且在政府机构中也没有代言人。在做出选址决定时，无代言人意味着很少有机会接近政策制定者，也没有人为他们主张利益。❶

随着许多研究成果在沃伦县抗议活动之后公之于众，美国的环境公平运动在 20 世纪 90 年代初进入了一个新纪元。至此，环境公平成了一个主流问题。美国环保局（EPA，Environmental Protection Agency，1992）发布的一份报告总结了有关的数据。这些数据显示，低收入人群和少数民族承担的污染负担是不成比例的。1994 年，克林顿总统发布了第 12898 号政令，要求每一个联邦机构制定一项战略，以解决“各种计划、政策和活动对少数民族和低收入人群所带来的重大的和不良的健康影响。”该政令有很多条款，包括支持社区参与健

---

❶ 引自布赖恩特和莫海（Bryant and Mohai，1992，p.7）。

康研究和数据收集工作。❶

20 世纪 90 年代初，环境公平问题引起环境非政府组织的关注。强大的环境组织如塞纳俱乐部（Sierra Club）等开始把他们令人生畏的力量转向环境公平问题。例如，1990 年，塞纳俱乐部的执行主任呼吁“让有色人种接管塞纳俱乐部。”他还补充道，“在美国和全世界范围内开展环境公平斗争应当成为塞纳俱乐部在下一个世纪里的首要目标。”❷ 此外——也许比主流机构的关注更为重要的是——环境公平运动得到来自基层的广泛的和多种族的支持。❸

1.3 生态中心主义的环境观

以上几个部分讲述了历史上出现的、以人类中心主义为基础的环境论主题。这些主题都是基于同样的思想，即：只有人类具有内在价值（intrinsic value）；只有人类具有内在和自我价值。非人类的动物、植物和自然物只具有工具价值（instrumental value）；它们的价值仅是作为满足人类需要的手段（或工具）。

按照人类中心主义的观点，只有人类具有道德地位（moral standing）。换句话说，只有人类才有价值或具有内在价值，道德义务（moral obligations）只应当给予人类。❹ 因此，维护某个特定的动物或植物种群只有在它有益于人类时才是合理的。也许在将来的某一天，人们会发现，这一物种的基因结构对医药或工业有用。或者，如同对待熊猫和拉布拉多海豹一样，支持对这些物种进行保护是出于公众的情感。在这里，关键点在于，物种保护的理由不是基于物种的内在价值。没有人会争辩说，物种享有对生存的道德权利。

在环境论的历史上，人类中心主义一直起着主导作用。例如，它反映在 20 世纪初吉福德·平肖特和其他杰出的自然保护主义者的观点中。对平肖特来说，保护意味着为了人类的利益而明智地和有效地利用自然资源。人类中心主义在美国的荒野保护运动中同样得到反映；例如，一些保存主义者认为，荒野为被困于拥挤的城市里过着单调生活的人们提供了一种重要的精神恢复的源泉。尽管在荒野保护事例中所反映出来的情操不同于平肖特赤裸裸的功利主义思想，但是，人类的利益仍然是争论的中心。

生物中心论（biocentrism）折射出另外一种视角。生态中心主义的观点以为，某些（对部分生态中心论的倡导者来说，也许是全部）非人类动物物种具有内在价值。❺ 因此，比如说，狗具有价值，这并非从狗作为人的宠物的用途衍生出来的。狗之所以具有内在价值，是因为它是活的有机体。

---

❶ 有关第 12898 号政令及其与提高环境公正的联邦政府行动的关系的详细分析，参见布赖恩特（Bryant，1995，pp. 217-19）。

❷ 引自塞纳俱乐部执行主任迈克尔·费希尔（Michael Fisher）在庆祝俱乐部成立 100 周时所做的报告。有关报道见塞纳俱乐部杂志《塞纳》1993 年第 3 期（5/6 月）第 51 页。

❸ 有关环境公平的历史见巴拉德和赖特（Bullard and Wright，1992）和巴拉德（Bullard，1993）。巴拉德是加州大学洛杉矶分校的社会学教授。他被称为“最多产的作者和‘环境不公正’主题的提倡者”（Lazarus 1993，p. 803）。

❹ 道德地位和道德义务是伦理学专业的哲学家使用的专业术语。对这些术语的专业定义进行描述超出了本书的范围。非专业定义将在第 2 章中给出。对道德地位和道德义务的详细讨论，参见范·德·威尔和皮尔斯（Van De Veer and Pierce，1994，第 1 章）。

❺ 有些作者不用生物中心论，而用生态中心论这一提法。比如，阿姆斯特朗和波兹勒（Armstrong and Botzler，1993，p. 369）引入以下的定义：“生态中心论是基于自然界具有内在价值的哲学假设的。”

现代生物中心主义思想的根基可以追溯到20世纪初。[1] 最有影响的生物中心主义倡导者是艾伯特·施韦策（Albert Schweitzer），他在非洲开展的医疗工作广为人知。施韦策基于下述思想建立起一套道德体系，即："正确的行为"要求人应该像尊重自己的生命一样尊重每一个生物。[2] 虽然施韦策的道德观赞成剥夺非人类动物的生命，但采取这样的行动的前提条件是，它是必要的并且是以最大程度地减轻非人类生物痛苦的方式进行的。

生物中心主义思想在约翰·缪尔（John Muir）的著作中也有反映。例如，可以看看缪尔对这个问题的回答：响尾蛇对谁有益？他的回答是，响尾蛇"对它们自身有益，我们不应嫉妒它们分享生命。"在别处，缪尔提到，"没有人类，宇宙是不完整的；但如果没有那些肉眼看不见、目前还不了解的微小生物，宇宙同样也是不完整的。"按照缪尔的看法，人们在身处荒野时能够学会尊重"世间万物的权利"。[3]

近来，有关人类对动植物负有道德义务的观点与生态学家奥尔多·利奥波德（Aldo Leopold）倡导的伦理观紧密相连。在他的著作《沙乡年鉴》的最后一部分，包含了利奥波德称之为土地伦理（land ethic）的基础。在利奥波德看来，伦理所应用的共同体不应限于人类。它应当扩展到包括生命共同体（biotic community）的其他成员：土壤、水、植物和动物。利奥波德认为，土地利用决策除经济因素外还应当考虑"什么是伦理上和美学上正确的问题"。利奥波德的土地伦理为回答这些问题提供了一个准则。对利奥波德来说，"当一件事情倾向于维护生命共同体的完整性、稳定性和美丽时，它就是正确的。如果相反，它就是错误的"（Leopold，1949，p. 262）。

20世纪70年代是生物中心论历史的一个分水岭：环境伦理学（environmental ethics）作为一个学科出现了。[4] 伦理学，作为哲学的一个分支，关注的是什么该做、什么不该做。传统上，它一直认为只有人具有内在价值。环境伦理学通过赋予非人类生物以内在价值，拓展了伦理学的范围。20世纪70年代环境伦理学成长为一个学科领域从诸如《环境伦理学和生态哲学》（*Environmental Ethics and Ecophilosophy*）等学术期刊的创立得到反映。此外，已有的哲学杂志开始刊登一些有关非人类物种的道德权利的文章。同时，有关环境伦理学的大学课程和教科书开始出现。[5]

并非所有的哲学家都赞同这样的观点，即：无论非人类生物（或生态系统）是否对人类有益，它们都具有内在和自我价值。这种争论是重要的，因为在道德哲学理论中只考虑那些具有内在价值的生物。一些哲学家认为，只有人才具有内在价值；而另一些人则相信，道德关怀应延伸到所有有感觉的生物，即所有能感受疼痛和苦难的生物。[6] 与此同时，还有一些哲学家争辩说，将道德关怀仅仅给予有感觉的生物是不合理的。他们相信，在哲学上有正当

---

[1] 那种认为非人类物种有内在价值的看法并不算新思想。在18世纪的科学进展之前，就有很多文化把地球视为活的生命体。比如，Mander（1991，pp. 215-18）在书中提到，有很多人，比如美国西南部的Navajo人和澳大利亚土著都相信地球是活着的星球。Mander认为许多土著居民把人类看做是植物、动物和岩石组成的生命网中的一部分。

[2] 本段中施韦策的话转引自纳什（Nash，1989，p. 60）。

[3] 本段中缪尔的引语转引自纳什（Nash，1973，pp. 128-29）。

[4] 20世纪70年代同时也是女权主义理论应用于环境资源利用问题的年代。相应的观点，被称为生态女权主义（ecofeminism），自20世纪70年代初诞生以来迅速发展。核心理论关注的是，男性统治、女性屈从和环境资源滥用之间的关系。按照亚当斯（Adams，1993，p. 1）的观点，"生态女权主义认为，妇女和自然受压迫之间的关联必须得到认识，以便充分理解这两种压迫"。

[5] 罗尔斯顿（Ralston，1996，pp. 222-29）提供了一份包含60多本有关环境伦理学的教材和文集的清单。

[6] 关于这方面更详细的分析和讨论，参见里根（Regan，1983）和辛格（Singer，1993）。

的理由将权利赋予所有的动植物。甚至有一些哲学家认为，道德义务应延伸到生境。❶

在哪些物种（或生态系统）应得到道德关怀的问题上存在分歧，使得哲学家们区分出不同类型的环境伦理学。例如，科罗拉多州立大学哲学教授霍尔姆斯·罗尔斯顿（Holmes Ralston Ⅲ）识别出划分环境伦理学主题的五种可能的方法。他对这一领域的划分见表 1.3。

表 1.3　环境伦理学的类别①

- 人类中心主义伦理，其中人具有内在价值、环境具有使用价值。这种伦理体系将传统的伦理应用于环境。
- 动物伦理，其中从道德上考虑到动物的福利。有些哲学家把动物分为有感觉和无感觉动物，并认为道德只基于有感觉的动物。
- 尊重所有生命包括动物和植物的伦理。
- 认为只有濒危物种与道德有关的伦理。这种立场反映出在物种层次上对生命的尊重。
- 土地伦理，其中将道德的因素给予生命共同体。

① 资料来源：罗尔斯顿（1996，pp. 206-10）。

深层生态学（deep ecology）是被广泛讨论的环境伦理学体系之一。虽然深层生态学的术语源于挪威哲学家阿诺·奈斯（Arne Naess）提出的哲学体系，但最广为人知的是它的基本原则。下面所列出的深层生态学基本原则来自福克斯（Fox，1990，pp. 114-15）对奈斯及其同事乔治·塞辛斯（George Sessions）的合著所做的阐释。

1）地球上的人类和非人类生物的福祉和繁荣本身就具有价值。……这些价值与人类以外的自然界是否可用于实现人类的目的无关。

2）生命形态的丰富多样有助于这些价值的实现，同时它们本身也是有价值的。

3）除非满足最重要的需求，否则，人类根本无权降低这种丰富多样性。

4）人类生活和文化的繁荣与充分减少人口是一致的。非人类物种的繁荣也要求这样减少人口。

5）当代人对非人类世界干扰过多，并且这种情况还在急剧恶化。

6）因此，政策必须改变。这些政策影响基本的经济、技术和意识形态结构。所引起的情势将会与目前大不相同。

7）意识形态的变化主要是改变对生活质量的评价（生活在内在价值的情形中），而不是坚持不断提高生活水准。这是对“大（big）”和“全（great）”之间的差异的深刻认识。

8）赞同上述观点的人们有义务直接或间接地尝试这些必要的变革。

深层生态学的这些原则是对（自然）保护和保存的人类中心主义基本原理的批评。

尽管生物中心主义的伦理观一直受到极大的关注，但生物中心主义还远未成为西方道德哲学的主流。毫不奇怪，有人认为，将道德关怀给予非人类物种，顺其逻辑推导出来的结论是荒谬的。帕斯莫尔（Passmore，1974，p. 126）这样写道：“假如人类曾经决定他们应该以对待人类的方式对待植物、动物和景观，并将后者想像成与人类一起组成一个严格意义上的道德共同体的话，那么，要使这个世界变得文明——或者，有人会补充说，要有所作为或要持续生存——是不可能的。”

虽然对非人类动物、植物和自然物的道德义务并没有被广泛接受，但认为这种义务存在

❶ 纳什（Nash，1989）对相关的各种观点进行过历史的分析。

的思想至少自 20 世纪 70 年代以来已经在环境决策中发挥了作用。比如，美国那时通过的濒危物种法在一些人看来就是基于“所列出的任何一个定居在美国的非人类物种的生命和自由应在特殊意义上得到保障的立法思想……”，或者说至少受到这种道德观一定的影响。[1] 生物中心主义思想同样影响到一些有影响力的环境组织如绿色和平组织的政策。据绿色和平组织的创始人罗伯特·亨特（Robert Hunter）说，1974 年绿色和平组织将其关注对象“从人类的尊严观扩展到所有生命的尊严观”。[2]

动物、植物和生态系统是否应该得到道德关怀的问题是那些做出对环境有影响的决策的人们必须面对的。在这种道德关怀所及的范围内，这种道德关怀在判断某种影响环境的行为是否优于另一种行为时是有重要作用的。在做出这种道德判断时所采用的准则将在下一章予以介绍。

1.4 一个新专业：环境规划与管理

至此，本章已经从历史角度分析了环境保护动机。人类中心主义的考虑，比如保护公众健康、有效利用自然资源等，一直是环境管理计划的中心目标。然而，自 20 世纪 70 年代以来，有两个问题影响到有关环境保护程度的讨论：环境公平，以及对非人类物种的道德义务。

这一节将不再讨论本章重点关注的激发环境保护的目标问题，而是追溯新的以解决环境问题为宗旨的机构和一个新的专业领域环境规划与管理的形成（20 世纪 70 年代）。满足新的环境法规要求的过程，尤其是编制开发项目的环境影响报告书的要求，需要不同领域的专家一起工作。[3]在 20 世纪 70 年代，随处可以听到要求运用交叉学科方法来解决环境问题的呼声，同时，建立适当的机构以便于运用交叉学科方法解决环境问题的需要也日益明显。[4]

有几类组织的出现使得与环境相关的学科之间建立起联系。政府机构，如美国陆军工程部队，在各驻地办公室设立了环境科室并聘请了环境工程、城市规划、生物学和其他相关学科的专业人士任职，这有助于这些机构达到环境要求。负责实施新的环境政策和计划的区域和地方政府也设立了环境部门。此外，很多私有工商企业，尤其是那些为改善环境业绩而需要有较大投入的企业，都组建了新的部门以满足环保要求。

20 世纪 70 年代同时也是众多环境咨询公司创建的时期，并且已有的环境工程咨询公司的人员能力得到了加强。20 世纪 70 年代颁布的新的环境法规，加上公众对企业及政府机构的环境业绩的期望不断提升，使得对咨询专家提供环境服务的需求明显增加。

随着那些以交叉学科方法解决环境问题的组织或机构的成长，创建新的论坛以便进行信息交流的动机也就出现了。在美国，将来自与环境相关的不同领域的专家集聚起来的要求导致全国环境工作者联合会（NAEP，the National Association of Environmental Professions）

---

[1] 引自培图拉（Petulla，1980，p. 51）；本段的第二个引语出自亨特，载于：纳什（Nash，1989，p. 179）。

[2] 有关深层生态学与环境非政府组织工作之间关系的分析，参见德瓦尔（Devall，1992）。

[3] 对于联邦机构开展的众多类型的活动，1969 年的国家环境政策法（NEPA，the National Environmental Policy Act）强制要求其编制（环境影响）报告书。第 15 章将讨论国家环境政策法的实施。

[4] 铎尼（Dorney，1989，p. 92）提供了盖伊·伯杰（Guy Berger）给出的一个定义：“交叉学科的……描述的是两个或多个学科之间的关系，这种关系既包括（学科之间）简单的思想交流、也包括（学科之间）概念、方法……术语、研究数据和组织的相互整合……”。

于 1975 年正式成立。[1] 除了建立新的思想交流论坛，全国环境工作者联合会还建立了“环境工作者道德和从业标准规范”。遵守规范是成为全国环境工作者联合会会员的一个条件。几年之后，全国环境工作者联合会又创立了一套从有经验的和高素质的会员中评定“合格（certified）环境工作者”的程序。[2]

尽管人们普遍承认一个新专业已经诞生，但对于如何刻画以及如何称呼它却没有一致的意见。环境咨询专家、滑铁卢大学教授罗伯特·铎尼（Robert Dorney）在其著作《环境管理专业实践》（*The Professional Practice of Environmental Management*）中指出，这个被全国环境工作者联合会的创建者们视为正在发展中的新专业具有的特征是缺乏统一的术语。

铎尼使用环境管理人员（environmental manager）这个名词来表示一类新的环境问题解决者。他将环境管理人员描述成（Dorney，1989，p. 15）：

> ……一类具有自然科学、社会科学或偶尔具有工程、法律或设计专业背景的专业人员，他们以系统为导向、运用交叉学科的方法、从定量或（和）未来的角度来解决受人类改造的环境所出现的问题……被承认为环境管理者的人通常具有规划、景观、建筑、工程或法律方面的专业资质。

对铎尼来说，环境规划是包括实施在内的广义的管理职能的组成部分。他把环境规划人员描述成这样的人：

> ……他或她将自己对生态系统的认识运用到规划过程中或纳入到一个预测性的参照系中以便最终得到人类活动与自然之间的和谐……

正如铎尼已经认识到的，比较困难的问题是，铎尼所说的环境管理人员会被其他人称为环境规划人员。定义不统一的部分原因是，那些自称为环境规划人员和环境管理人员的人有着广泛的教育背景。另外一个原因则源于解决环境问题所需要的交叉学科手段。例如，大学在环境规划与管理方面的教学和科研计划主要是在过去 30 年里形成的。由于对定义缺乏一致的认识，本书将不对环境规划和环境管理进行细微的划分。

环境规划人员和环境管理人员的工作范围非常广泛，下面罗列的情形从总体上提供了上述人员典型的工作场景和活动。[3]

- 新设施开发。主要工作包括：对拟建项目进行（环境）影响评价、减轻建设过程中的环境影响、监测工程建设完成后的环境影响。这里的设施包括公共建设工程和私人开发项目。

---

[1] 阿诺德（Arnold，1979）报道说，在加利福尼亚、伊利诺依、明尼苏达和纽约等州成立了类似的（但是独立的）环境工作者联合会。这些新的专业团体在其他国家也有成立的；例如，铎尼（Dorney，1989）提到安大略环境管理学会（成立于 20 世纪 70 年代中期）。同时，来自不同领域的环境工作者还建立起国际性联合会。1980 年成立的影响评价国际联合会（IAIA，the International Association for Impact Assessment）就是一个实例。许多这样的组织出版了自己的杂志和通讯，比如，IAIA 的杂志《影响评价》。

[2] 取得合格证的要求与专业培训和职业经历有关；此外，还要参加一次笔试，并且申请人必须具有同行委员会认可的资质和经验。

[3] 这里列举的情形是根据铎尼（Dorney，1989）对同一主题所做的分析进行整理的。

● 旧设施退役。例如，拆除报废的核电站、清除即将关闭的军事基地遗留的有毒废物、恢复诸如露天矿区等“生态上被遗弃的”土地。

● 设施运行。包括监测是否达到污染物控制要求、通过物质循环的办法减少废物的产生、对设施运行情况进行环境审计。

● 政府政策分析和环境计划实施。比如，研究和评估环境法律和政策的有效性。

● 城市和区域发展。包括分析土地利用的适宜性、制定土地利用控制政策使之有利于资源保护并能最大限度地减少滑坡和洪水等自然灾害。

上面的罗列是举例性质的，而不是全面性的。本章以后各章将对环境规划与管理方面的许多活动进行详细论述。❶

主要概念和术语

环境管理的人类中心主义基础（*Anthropocentric Bases for Environmental Management*）

查德威克对公共卫生（事业）的影响（Chadwick's influence on public health）

流行病学（Epidemiology）

废物处理与稀释（Waste treatment vs. dilution）

非政府组织（Nongovernmental organizations）

社区工作人员（Settlement workers）

美国（自然）保护运动（American conservation movement）

平肖特的（自然）保护原则（Pinchot's principles of conservation）

生产效率（Productive efficiency）

环境管理的生态学基础（Ecological basis for environmental management）

美国的先验哲学（American transcendentalism）

保存主义者对荒野的看法（Preservationist views on wilderness）

环境公平运动（*Movement for Environmental Justice*）

种族和填埋场选址之间的联系（Associations between race and landfill location）

不要放在我家后院（NIMBY）综合症（NIMBY syndrome）

环境风险的分配（Distribution of environmental hazards）

生物中心主义的环境观（*Biocentric Perspectives on the Environment*）

生物中心主义（论）与人类中心主义（论）（Biocentrism vs. anthropocentrism）

施韦策的尊重生命（观点）（Schweitzer's reverence for life）

利奥波德的土地伦理（Leopold's land ethic）

动物的权利（Animal rights）

对非人类物种的义务（Obligations toward nonhuman species）

深层生态学（Deep ecology）

一个新的专业：环境规划与管理（*A New Profession: Environmental Planning and Management*）

环境规划人员（者）（Environmental planner）

---

❶ 由于这一学科范围广并会随着新的环境与资源管理问题的显露而扩充，所以，单独的一本书不可能包含所有内容。

环境管理人员（者）（Environmental manager）

全国环境工作者联合会（NAEP）（National Association of Environmental Professionals（NAEP））

交叉学科工作组（Interdisciplinary teams）

问 题 讨 论

1-1 考虑一下你自己对于人类如何影响环境的问题表示关注的理由。在何种程度上你的个人动机与本章提到的经济、生态、精神和哲学观点是重叠的？

1-2 评论一下人类中心主义的决策框架的作用。根据你的评论，你觉得人类中心论是评估人类活动引起的环境后果的合理方法吗？

1-3 支持改善19世纪美国工业城市公共卫生状况的人认为，这种改善能够减少政府的开支。支持这一立场的论据有哪些？在今天，类似的理由还有效吗？

1-4 本章认为，20世纪初所展现出来的人类中心主义环境保护动机在今天仍然适用。你同意吗？试想一想，改善环境质量的现代动机中，有没有一些动机在20世纪中叶以前并不存在。

1-5 吉福德·平肖特提出的（自然）保护原则中有哪些原则在今天仍然适用？为了反映自然资源利用面临的现实情况，你会对平肖特的原则做什么样的修改？

1-6 根据自己的经验或阅读的文献，举例说明：某个或几个种族人群或少数民族人群承受了不公平的环境风险负担。从所举的例子中你能否说明：这种不公平在多大程度上是源于财产或种族因素？

1-7 试对导致美国环境不公平的可能因素即种族因素做出分析。在你的分析中，请考虑种族主义以及少数民族所拥有的经济、政治力量等可能发挥的作用。同时，请考虑一下：在华盛顿拥有强大游说能力的环境组织在多大程度上代表了少数民族的利益；同时，少数民族人群以往在多大程度上对环境问题表现出兴趣。通过分析，你认为通过哪些方式可以消除种族因素引起的环境不公平？

1-8 美国当代哲学家和动物权利倡导者汤姆·里根（Tom Regan）将利奥波德的土地伦理称为一种形式的“环境法西斯主义”。里根（1983，p.361）认为，“土地伦理暗含这样的情景，即：为了更大的生命利益，比如为了生命共同体的完整性、稳定性和美丽，个体动物或植物可以做出牺牲。”举例说明里根所设想的个体牺牲情况。你认为这种为了生命共同体而做出的个体牺牲是“正当的”吗？

1-9 对奈斯（Naess）和塞辛斯（Sessions）提出的深层生态学的八大原则，有哪个你表示赞同？如果都赞同，你准备承担什么样的义务来“实现必要的变革”？

参 考 文 献

Adams, C., ed. 1993. *Ecofeminism and the Sacred*. New York: Continuum.

Armstrong. S. J., and R. G. Botzler, eds. 1993. *Environmental Ethnics: Divergence and Convergence*. New York: McGraw-Hill.

Arnold, N. 1979. NAEP: Past, Present and Future. *The Environmental Professional* 1: 3-5.

Barbour, I. G. 1980. *Technology, Environment, and Human Values*. New York: Praeger.

Bryant, B. I., ed. 1995. *Environmental Justice: Issues, Policies and Solutions*. Washington, DC: Island Press.

Bryant, B. I., and P. Mohai, eds. 1992. *Race and the Incidence of Environmental Hazards*. Boulder, CO: Westview Press.

Bullard, R. D. 1990. *Dumping in Dixie: Race, Class and Environmental Quality*. Boulder, CO: Westview Press

Bullard, R. D. ed. 1993. *Confronting Environmental Racism*. Boston: South End Press.

Bullard, R. D., and B. H. Wright. 1992. "The Quest for Environment Equity: Mobilizing the African-American Community for Social Change." In *American Environmentalism*, eds. R. E. Dunlap and A. G. Mertig. 39-49. Philadelphia: Taylor & Frances.

Carson, R. 1962. *Silent Spring*. Boston: Houghton Mifflin.

Chadwick, E. H. 1842. *Report into the Sanitary Conditions of the Laboring Population of Britain*. Reprint, 1965, ed. M. W. Flinn. Edinburgh. U. K.: Edinburgh University Press.

Costanza, R., ed 1991. *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. New York: Columbia University Press.

Devall, B. 1992. "Deep Ecology and Radical Environmentalism." In *American Environmentalism*, ed. R. E. Dunlap and A. G. Mertig, 51-62, 90-91. Philadelphia: Taylor & Frances.

Dorney, R. S. 1989. *The Professional Practice of Environmental Management*, ed. L. C. Dorney. New York: Springer-Verlag.

Duffey, J. 1968. *A history of Public Health in New York City*, 1625-1866. New York: Russell Sage Foundation.

Duffey, J. 1990. *The Sanitarians: A History of American Public health*. Urbana, IL: University of Illinois Press.

Eisenbud. M. 1978. *Environment Technology and Health*. New York: New York University Press.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1992. *Environmental Equity, Reducing Risk for All Communities*. Report No. EPA230-R-92-008. Washington, DC.

Fox, W. 1990. *Toward a Transpersonal Ecology*. Boston: Shambala.

Gottlieb, R. 1993. *Forcing the Spring: the Transformation of the American Environmental Movement*. Washing, DC: Island Press.

Hays, S. P. 1959. *Conservation and the Gospel of Efficiency: The Progressive Conservation Movement*, 1890-1920. Cambridge, MA: Harvard University Press.

Lazarus, R. J. 1993. Pursuing Environmental Justice: the Distributional Effects of Environmental Protection. *Northwestern University Law Review* 87 (3): 787-857.

Lee, C. 1993. "Beyond Toxic Waste and Race." In *Confronting Environmental Racism*, ed. R. D. Bullard 41-52. Boston: South End Press.

Leopold, A. 1933. The Conservation Ethic. *Journal of Forestry* 31 (6): 634-43.

Leopold, A. 1949. *A Sand County Almanac*. Oxford: Oxford University Press. Reissued in 1970 as a Sierra Club/Ballantine Book by Ballatine Books, New York.

Mander, J. 1991. *In the Absence of the Sacred: The Failure of Technology and the Survival of the Indian Nations*. San Francisco: Sierra Club Books.

Marsh, G. P. 1864. *Man and Nature: or Physical Geography as Modified by Human Action*. New York: Charles Scribner. Reprint, 1965 (ed. D. Lowenthal), Belknap Press of the Harvard University Press, Cambridge, MA.

Nash, R., ed. 1968. *The American Environment: Readings in the History of Conservation*. Reading, MA: Addison-Wesley.

Nash, R. 1973. *Wilderness and the American Mind*, rev. ed. New Haven: Yale University Press.

Nash, R. F. 1989. *The Rights of Nature*. Madison: University of Wisconsin Press.

Passmore, J. 1974. *Man's Responsibility for Nature, Ecological Problems and Western Traditions*. London: Duckworth.

Petulla, J. M. 1980. *American Environmentalism*. College Station, TX: Texas A & M University Press.

Petulla, J. M. 1987. *Environmental Protection in the United States*. San Francisco: San Francisco study center.

Ralston. H., III. 1996. "Philosophy." In *Greening the College Curriculum*, eds. J. Collett and S. Karakashian. Washington, DC: Island Press.

Regan, T. 1993. *The Case for Animal Rights*. Berkeley: University of California Press.

Sagoff, M. 1988. *The Economy of the Earth*. Cambridge: Cambridge University Press.

Singer, P. 1993. *Practical Ethics*. 2d ed. Cambridge: Cambridge University Press.

第2章　基于效率、公平和权利的决策

促使政府和个人保护环境的动因有很多：希望有效地利用资源，负有提供安全饮用水的义务，等等。那么，这些考虑是怎样转化为决策准则的呢？对于一个特定的开发项目（或环境法规）来说，应该采用哪些决策准则？而多个准则之间的冲突又如何解决呢？

本章将考察政府在制定各种可能对环境产生影响的决策时所采用的准则。这些准则也被私人机构所采用，他们的开发项目必须满足空气和水的质量标准以及其他各种环境法规要求。

本章首先考虑生产效率（productive efficiency）目标以及用来估计效率是否提高的最常用的分析方法：费用-效益分析（BCA，benefit-cost analysis）。然后，通过区分法律的和道德的权利，为考虑其他决策准则做好准备。接下来，对两类与环境公平有关的问题进行考察。一类问题涉及到当代人：在一个国家内部或国家之间，环境保护的费用和效益怎样才能公平地分配？另一类问题涉及到后代人：如果拟议中的项目损害后代人满足其需要的能力，这样的项目是否应当被采纳？本章最后考察道德的和法律的权利。其中的一些权利涉及到人类；例如，公民享有在良好的环境中生活的权利。其他权利则涉及到动物。一些人相信，人类以外的某些动物享有被善待的权利。

2.1　生产效率和费用-效益分析

在20世纪30年代，吉福德·平肖特和其他早期的自然保护主义者提倡的有效利用资源的观点因出现一种所谓的费用-效益分析的决策方法而得到支持。尽管费用-效益分析的基本原理已存在数十年，但这种方法得到广泛运用是在美国国会于1936年通过《防洪法》以后。该法案标志着一项计划的开始，该计划涉及大量的联邦公共工程，因此，国会担心政府机构能否明智地使用所投入的巨额资金。从对财政负责的角度出发，该法案规定，只有那些“产生的效益超过预期的费用”的防洪项目才能实施。在1936年的法案通过后，以货币化形式计算效益和费用的方法得到发展，并被许多公共部门用于决策，包括制定环境政策。

费用-效益分析能够以多种方式为公共决策提供帮助，但最通常的理由是基于经济学家提出的概念——生产效率。[1] 通俗地讲，如果能够以一组给定的投入组合获得更多的预期产出，那就表明，生产效率提高了。对此，经济学家有更专门的定义，这将在本书第7章中加以论述。

由于第5章至第7章会对生产效率做广泛讨论，这里仅对它做简要的介绍。我们说，如果一个开发项目（或环境法规）能够生产出可能的最大净效益值，即效益减去费用后的净值，那么，它在生产上就是有效率的。这里，费用和效益都用货币单位表示，并且它们都有特定的含义。第5章和第6章将给出这些术语的专门定义。[2]

---

[1] 关于费用-效益分析合理性的其他基础，参见库珀（Copp，1985）。

[2] 尽管第5章会对这些术语做详细论述，但在这里仍预先给出它们的定义。经济效益是以人们为了获得有益的结果而“愿意支付”多少钱来衡量的。费用是以社会将资源用于实施一项计划时所放弃的机会来衡量的。

在实践中，效率最大化是个难以捉摸的目标。[1] 典型情况下，费用-效益分析是在一个更狭隘的意义上加以运用的，即用于判断一项政策或计划能否提高效率（而不必是效率最大化）。通常，运用费用-效益分析是要确定，一个拟议中的政策或项目所产生的货币化效益是否大于费用。而在运用这种分析方法时，通常是假设，只有当拟议中的行动所产生的货币化效益大于费用时，才应该采取该项行动。[2]

在论述环境政策和自然资源管理的文献中，一个非常突出的思想就是将生产效率作为公共决策的目标。鼓吹生产效率目标的人（大多是经济学家）认为，应当更经常地运用费用-效益分析方法。有时，费用-效益分析的支持者能够说服决策者将生产效率作为评判环境和自然资源管理计划及项目是否可接受的准则。

在资源管理领域，运用费用-效益分析的实例数不胜数，这里仅提及一个事例来说明生产效率目标对环境政策具有实际的影响。1981 年 2 月，美国总统里根颁布了第 12291 号政令，要求每一项新的重大的联邦法规都要进行费用-效益分析。提出一项新法规的机构必须证明该提议的货币化收益超过各种支出。尽管这项要求受到广泛批评，人们认为它会延缓环境立法进程，但在美国，费用-效益分析依然在制定联邦环境法的过程中得到应用。

在制定与环境保护和自然资源管理有关的公共决策时，生产效率（以及它在费用-效益分析方法运用时的实现）不能够作为惟一的依据。作为决策准则，它的不足之处已被广泛讨论过，后面的章节还要对这种方法的技术缺陷进行详细论述。[3] 本节后面的部分将忽略费用-效益分析的技术缺陷，进而讨论它更为本质的缺陷：这种方法无法考虑公平问题以及公民享有在良好的环境下生活的权利。

作为公共决策的依据，生产效率的一个主要缺陷是，不考虑费用和收益的分配。它只关心总的净效益，而不顾及谁获利、谁受损。如果在决策中仅考虑生产效率，那就很容易引起不公平的后果。[4] 比如，由于土地价格低廉、住户没有能力进行抵抗，有害废物处理设施就可能安置在低收入社区。如果在做出将多少有害废物从工业化国家出口到发展中国家的决定时也只考虑生产效率，类似的不公平也会出现。事实上，由生产效率应用引发出来的不公平近来已经成为国际社会关注的一个焦点。[5]

生产效率目标的另一局限性是，它根本不考虑那些法定的或道德上的基本权利，因为它们可能引出“生产效率低下”的解决方案。美国最高法院就工作场所的棉花喷粉健康标准所做的判决就反映出生产效率和享有有益于健康的环境的权利之间的冲突。在法院受理的一个案件中，纺织工业认为，政府制定的关于棉花喷粉的健康标准不合适，因为相应的费用超过效益。对于法院在美国制造业者协会诉多诺万（American Textile Manu-

---

[1] 在计算环境计划的货币化经济效益时遇到的困难是运用费用-效益分析使生产效率最大化时面临的一个问题。生产效率的一个特例——费用有效性——比较容易应用。在费用有效性研究中，分析者假定，某一特定目标（例如，使被污染的河流中含菌量最小化的目标）必须得到满足。费用有效性分析试图找到满足选定的目标的最低费用方法。

[2] 一个现实问题就是，环境改善的许多效益难以用货币来衡量。在这种情况下，效益小于费用并不意味着不应该采取拟议的行动。

[3] 第 6 章和第 7 章会讨论费用-效益分析的技术问题。有关费用-效益分析的最新评论，见坎蓬（Campen，1986）和萨戈夫（Sagoff，1988）。

[4] 费用-效益分析除了不能考虑当代人的公平问题外，还会在应用于分析影响后代人的决策时得出矛盾的结论。令人困惑的结果源于所谓的折现（详见第 7 章）过程，以使不同年份的现金流转具有可比性。对于费用-效益分析如何处理对后代人的影响问题，坎蓬（Campen，1986，pp. 59-60）做过评论性分析。

[5] 有关有毒废物国际贸易问题，本书第 3 章将予以分析。

facturers Institute v. Donovan）案中所做判决的重要意义，卡普夫（Karpf，1982，p. 89）做了如下总结：

最高法院……得出结论说，劳工部长在颁布有关有毒物质或有害物理因素的可接受暴露水平时，并未被要求做出费用-效益分析。实际上，最高法院暗示，劳工部长没有必要仅仅因为预期的费用大于预期的效益就放宽标准。

最高法院的判决表明，在该案例中，工人的健康和安全高于生产效率。

接下来的几节将介绍在制定有关环境保护和资源管理的决策时用到的其他一些准则。这些准则涉及的因素包括公平和法定的权利等，它们可能使决策者偏向那些缺乏生产效率的项目或法规。

2.2 区分道德的和法律的权利

在讨论环境政策时，除生产效率最大化外，其他决策准则通常会涉及到权利的概念。例如，保存湿地的政策常常会限制财产所有者的权利。支持物种保护的人会说，非人类物种也有权利。本节将通过介绍权利的概念并区分法定权利和道德权利，从而为考虑其他的准则奠定基础。

法定权利创设于法律、宪法和其他相当的制度体系中。相应地，它们会随时间和地点发生变化。例如，在美国，18 岁以上的男女在全国选举中享有投票权。而在不久以前，18～20 岁的人却并不享有这样的权利。1920 年以前，美国妇女无论年龄大小都不能参与投票。

一般而言，法定权利授予个人或可作为“法人”对待的实体，比如，公司或机构。要使得一项法定权利具有意义，就必须存在一个公共机构，比如法院，它有权对侵害个人（或实体）合法权利的行为进行审察。此外，法定权利的享有者必须有能力主动提起诉讼。克里斯托夫·斯通（Christopher Stone，1974）在论述将诉权授予自然系统的监护人（本章后面将详细介绍）时曾提出在建立一个法权体系时需要满足的各种准则，其中包括上述准则以及其他一些准则。

与法定权利形成对照，道德权利不依赖于任何特定的法律体系。[1] 当我们说存在道德权利时，实际上是说，道德上负责的人应该以某种方式行事。这些人，哲学家称之为道德代理人（或行为人），包括所有能够理解并在做出行动决定时运用道德原则的人。至于那些没有推理能力的人，如婴儿或大脑遭受无法治愈的损伤的人，则不能成为道德代理人，但对他们仍应当给予道德关怀，也就是说，道德代理人应该以道德上负责的方式来对待他们。

道德原则，作为推断哪些行为在道德上是可接受的前提，是指那些值得信赖的主张。它们是说明性的（或规范性的），而不是描述性的（或经验主义的）。所以，道德主张常常引起争议也就不足为怪。例如，让我们考察一下“人不应毁坏濒危物种的生境”的道德主张。这一命题，与北部斑点猫头鹰是濒危物种以及俄勒冈森林是北部斑点猫头鹰的栖息地等经验事实结合起来，就产生出一个道德主张：“人们不应该破坏俄勒冈森林。”这样一个反对在俄勒

---

[1] 有人进一步指出，从道德权利适用于各方面情况都相同的个体这一点来看，道德权利具有普适性（Regan，1983，pp. 267-68）。有些特征，比如性别、宗教等，则与道德权利的适用性无关。与这种普适主义者的立场相对，有人认为，“道德判断到底是真理还是谬误，与做出这种判断的人或他（她）所处的文化有关。”

冈某些地区进行伐木的道德命题一直受到众多的争议。

道德原则为论述谁享有道德权利提供了基础，这个问题一直为哲学家们所争论。为了澄清争论的性质，这里不妨对下面的短语做一个不正规的分析，“B 享有得到 M 尊重对待的道德权利。”❶ 在这个句子中，B 是权利的享有者，M 是道德代理人。所以，这个句子可以被解释为：M（道德代理人）不许无礼地对待 B（权利享有者）。

哲学家们难以达成一致的问题是，B 是否可以是道德代理人之外的其他人。一些哲学家认为，B 只能是道德代理人，因为只有道德代理人能够做出道德判断并对诸如要求善待的道德主张做出反应。❷ 其他哲学家则把权利享有者的范围扩大到所有人，包括婴儿和其他不能成为道德代理人的人。还有一些哲学家走得更远，认为权利享有者的范围包括人和那些能够感受疼痛和苦楚的动物（有感觉的生命）。

尽管有关法律的和道德的权利的讨论经常使用相同的术语——比如，“权利”、“责任”和“义务”等词汇——但这些术语在法律和哲学中的用法是不同的。法律方面的要求可能在道德理论中找不到，某些法律是不公正的并且在道德上是荒谬的。然而，道德上的限制经常会影响到立法。的确，那些获得通过的法律通常会保护那些据说是从有效的道德主张中引申出来的权利。

有关道德原则和道德义务的思想是如何帮助我们制定与环境有关的决策呢？这些思想的应用之一就是，它们可以用来确定下面说法的具体含义，即：一个开发项目（或环境法规）导致货币化的费用和效益的公平分配。

2.3 环境公正和代内公平

自古以来，人们一直在围绕公正的各种含义进行讨论。尽管公正的某些观念得到了很多人的倡导，但没有一个定义和理论受到普遍的支持。然而，对公正问题应该予以探讨，因为它在做出影响环境的决定时通常具有重要的作用。的确，有些哲学家认为，公正的概念是解决环境问题的核心。例如，美国当代哲学家罗伯特·温兹（Robert Wenz）（1988，p. 24）就认为，“人们之所以会对环境政策问题持有不同的意见，主要是因为他们采用了不同的公正原则或对同样的原则赋予了不同的权重。”

分配公平（distributive justice）指的是谁该得到什么。在影响环境的决策中，前面所提到的“什么”既包括好处，比如空气质量的改善；也包括坏处，比如当一个工厂因违反环境法而被关闭时所造成的失业。而在“谁该得到什么”中的“谁”则包括那些生活在某个国家或不同国家里的人以及尚未出生的人。对未出生的人的义务通常被放在代际公平的标题下加以考虑，对此将在下一节讨论。

公平原则（principles of justice）常常会涉及到一些特定的说法，如“按需分配”或“按劳取酬”。❸ 但是，采用不同的公平原则可能会导致相互冲突的结果。为了解决冲突，通常要把各种公平原则结合起来，以形成公平理论。在分析各种公平理论是否适用于制定与环境有关的决策时，温兹提出了以下的论断（1988，p. 43）：

---

❶ 这里的分析改编自范·德·威尔和皮尔斯（Van De Veer and Pierce，1994，p. 19）。

❷ 密歇根大学哲学教授卡尔·科恩（Carl Cohen）就持有这种观点。他的观点以及下文将会提到的各种相反观点在马佩斯和赞巴迪（Mappes and Zembaty，1992，pp. 433-75）编辑的文集中都有介绍。

❸ 有关公正原则的其他事例，参见诺兹克（Nozick，1974，pp. 156-57）。

最好或是最理想的公平理论应当提出令所有人都信服的基本理由。它能为所有合理的公平原则找到存在的理由，并能令人信服地说明为什么其他的原则是不合理的。同时，它能对那些相互竞争的、合理的公平原则做出轻重缓急的区分。这样，它就为解决争端提供道德的基础，使争论各方都感到满意。

不幸的是，并不存在任何被广泛接受的理想化的公平理论。为说明起见，下面介绍两种处理分配公平的哲学思路，一种思路是基于实用主义哲学的；另一种思路（权利论）则与自由主义相关（见表 2.1）。下面将说明这两种思路各自是如何用于解决环境冲突的。

表 2.1　处理分配公正问题的两种哲学思路

实用主义——注重结果
如果政府决定对财富进行再分配，那么，这项决定的公平性将以全体社会成员在效用（幸福）方面所获得的集体收益来衡量。一些人可能因政府的决定而增加负担，但这里只考虑总的净效用的变化。
权利理论——注重过程
如果政府决定对财富进行再分配，那么，这项决定的公平性将基于当前的分配是不是通过强迫或欺骗的方式实现的。如果不是，那么，公平的分配变化就是指那些不涉及强迫、欺骗、偷窃或奴役的方案。

2.3.1　实用主义和分配公正

实用主义并不是一种公正理论，但它的中心思想却常被用来对某些特定的公正原则进行辩护。经典形式的实用主义通常与 18 世纪英国哲学家杰里米·边沁（Jeremy Bentham）联系在一起，他对制定社会政策和法律的基础十分关注。按照当代实用主义哲学家和动物权利活动家彼得·辛格的看法（Peter Singer，1993，p. 3），“经典的实用主义认为，一项行动如果能够使所有受影响的人增加快乐，且增加的快乐至少与其他替代活动带来的快乐增加一样多，那么，这项活动就是正当的；反之，就是错误的。”在这里，效用是与快乐和满足同义的一个模糊概念。经典的实用主义者只关心一定数量的物品和服务的分配所产生的总的满足，他们只在意最终结果。实用主义的另一个重要原则涉及到利益的平等：每个人的利益都要考虑到，同样的利益应平等看待。换句话说，在计算一项活动所产生的快乐变化时，各个人相同的利益应赋予相同的权重，而不考虑性别、种族、年龄等因素。❶

有许多诉讼案件可以说明，实用主义原则究竟是如何被应用于确定环境决策所引起的成本和收益的分配的。一个很著名的例子就是储备矿业公司诉美国政府（Reserve Mining v. United States）案。❷ 争论的焦点集中在，储备矿业公司在明尼苏达州银湾的作业活动所产生的废物以何种方式影响到明尼苏达州德鲁斯地区以及其他饮用苏必利尔湖水的社区居民健康的。原告认为，该公司排放的废水含有一种已知在某些职业场所是致癌的类似于一种石棉的物质。而该公司却坚持认为，他们排放的废水没有造成严重的健康危害。

审理该案件的美国地区法院认定，“法院除了下令立即停止这种威胁到数千人健康的排污活动外，别无选择。”❸ 这项决定的基础是“平衡公平”，其中比较了各种备选的法院行动所引起的收益和成本。法院确定，公众健康（因为储备矿业没有调整其排放的计划，这种情

❶ 关于此种对利益进行公平考虑的原则的更详细讨论，参见辛格（Singer，1993，p. 21）。

❷ 斯图尔特和柯里尔（Stewart and Krier，1978，pp. 262-79）对储备矿业公司诉美国政府一案有详细介绍。

❸ 这里引用的是主审法官的话，转引自斯图尔特和柯里尔（Stewart and Krier，1978，p. 265）。

况会继续出现）比关闭工厂所产生的负面经济和社会影响更重要。当时，该工厂雇佣了3300人，每年的薪金超过3000万美元；同时，其铁矿产量占全国的12%。[1]

储备矿业公司对地区法院的判决提起上诉并获胜。在做出判决时，上诉法院提出的理由是，所认定的不良健康影响含有不确定性。因此，上诉法院认定，也许存在某些健康风险，但“不能说受损害的可能性比不受损害的可能性大”。[2] 上诉法院相当重视社会收益——以收入、就业和矿产量衡量——这是由储备矿业公司作业活动带来的。法院同时也注意到，在上诉期间，储备矿业公司制定了废物处理计划。最后，法庭判决，“在对不可预见的健康影响和关闭工厂引起的可预见的社会经济效益后果进行权衡后，没有理由发布即时禁令。”在本案中，与工厂继续运作所具有的经济重要性相比，德鲁斯地区居民可能享有的绝对安全的饮水的权利便黯然失色。德鲁斯地区的居民被迫承担健康风险。

地区法院和上诉法院在决定费用、效益的分配时都运用了实用主义的思想。每个法院都将产生最大社会净收益的分配方式视为公平的。储备矿业公司诉美国政府一案证实，在将实用主义观念用于处理健康风险等具有高度不确定性的后果时，会产生问题。

计算具有不确定性的“快乐”和“效用”，是实用主义者所面临的较大的计量问题。有些哲学家甚至怀疑，效用能不能完全以量化形式测量。同时，他们还质疑，在不同的人之间进行效用比较是否合理、有效。一些批评直接对这样的思想提出挑战，即：所有人的效用之和最大化应作为指导原则。[3]

2.3.2 自由主义和权利论

现代意义上的自由主义，是指将个人自由视为政治生活的核心因素的学说。[4] 自由主义者认为，个人应当自由自在地去做他喜欢的事，只要他不妨碍他人的自由。由于个人自由会因政府介入个人生活的增加而减少，所以，政府的规模应当尽可能小。与无政府主义者不同，自由主义者大多相信，小政府介入对于保护人们免受欺骗和暴力是必要的。

对许多自由主义者而言，私人财产对于维护个人自由至关重要。因此，如果政府的作用是保护生命和自由，那么，政府就应该保护私人财产权。[5]

1974年，罗伯特·诺兹克（Robert Nozick）明确提出了权利论，后来被视为一种自由主义的公平论。[6] 与实用主义形成对照，权利论不关心结果。它所关心的是程序公正。在权利论看来，如果一种对商品或服务（或如罗伯特·诺兹克那样，统称为“占有物”）的分配是以合法手段从另一种公正的分配中产生出来的，那么，它就是公正的。同样地，如果占有物的转让不牵涉到暴力、欺骗、偷窃或奴役，那么，它就是合法的。诺兹克还引入其他公平原则，来分析那些以不公正手段实现的占有物分配，譬如通过武力夺取财物。权利论与自由主义的下述观点是一致的，即：只要不妨碍他人以同样方式行事的能力，任何人都可以自由处置自己的财物。

基于诺兹克的权利论所实施的一种（程序上）公正的占有物分配可能（从结果看）是非常不平等的。这里根本不考虑一种占有物的分配是否满足社会需要的问题。除非现有的占有

---

[1] 有关储备矿业公司诉美国政府一案的事实，引自斯图尔特和柯里尔（Stewart and Krier，1978，pp. 262）。

[2] 这里引用的资料是第八巡回法庭的意见，转引自斯图尔特和柯里尔（Stewart and Krier，1978，pp. 276-77）。

[3] 例如，可以参见纳维森（Narveson，1988，pp. 150-53）。

[4] 这里所陈述的自由主义概念来自纳维森（Narveson，1988，p. 7）。

[5] 本段落是基于温兹（Wenz，1988）对自由主义所做的分析。

[6] 原始介绍见诺兹克（Nozick，1974）。

物分配是通过暴力、欺骗等手段实现的，否则，就没有理由对资源进行再分配，以缩小富人和穷人之间在生活水平上的差距。如果富人自愿地把财物送给穷人，那么，由于转让是自愿的，所以，这种再分配是公平的。但是，如果政府通过征收所得税等方式强迫富人转让部分财物，则这种分配是不公正的。权利论的这种推论是对政府通过再分配将财富从富人转移给穷人的行为的公然反对。然而，自由主义者反对政府实施财富再分配的观点并不能完全令人信服。权利论要求，现时的财物分配公正的前提是，它不能源于先前是通过暴力、欺骗、偷窃或奴役等手段实现的不公正的分配。但是，正如温兹所言（1988，p. 75），“在地球上，如果说有，那也只有极少数地区的环境资源不是通过暴力或欺骗手段而到达它现时的所有者手中的。”

即便如此，自由主义的公正观念仍可以用于解决某些环境冲突。对此，温兹通过分析在17世纪的英格兰所发生的相邻财产所有者之间出现的环境争端予以了证实。[1] 1611年，威廉·阿尔德里奇状告邻居托马斯·本顿，认为后者剥夺了他的财产使用权。在诉讼前，本顿在自己的果园里靠近阿尔德里奇家的地方修建了猪圈。从本顿所养的猪身上散发出来的恶臭以及对身体有害的气味妨碍了阿尔德里奇使用其房屋的能力。而且，猪圈挡住了阿尔德里奇从自家窗户欣赏迷人的乡村风光的视野。被告本顿靠卖猪为生，他对自己的行为做出的辩护是，“修建猪圈是维持生计所必需的”；同时，他认为，“人不会有那么敏感的鼻子，连猪的气味都无法忍受。”

法庭判定，由于阿尔德里奇要忍受臭气，他应该得到40英镑的损害赔偿。实际上，他使用自己财产的权利受到削弱。但是，法官同时判决，本顿可以保留猪圈，亦无需对阿尔德里奇家的视线受影响给予赔偿。在法庭看来，视线的损失只与“快乐”有关，并非“必需品”。对本顿而言，他付给阿尔德里奇的赔偿金是他继续从事养猪业的代价。

在温兹眼里，私有财产权不会为某些环境问题的公正解决提供完善的基础。例如，在涉及阿尔德里奇和本顿的案件中，起核心作用的是自由主义者所强调的保护财产权的必要性。然而，即使在如此简单的案件中，也牵扯其他一些公正原则，因为当事双方都主张对自己的财产拥有使用权。本顿想用自己的土地谋生，阿尔德里奇则想生活在没有猪圈臭气的环境里。法官不得不在相互冲突的财产权主张中寻求平衡。

自由主义的原则对于公正解决与公共财产有关的环境问题常常不会有多大帮助。大气污染就是一个例子。从原则上讲，可以采用有关妨害的普通法（如阿尔德里奇-本顿案所表明的），但当多个污染者引起众多人受害时，问题就复杂了。[2] 任何人想要采取法律行动时就会面临这样的问题，要认定哪个污染者引起损害。证实损害可能涉及到复杂的科学问题，还可能需要大量的调查研究。此外，如果许多人都受到污染的不利影响，并且每个人蒙受的损害都是适度的，那就不可能采取法律行动。这样，即使受污染损害的众多受害人遭受的损害总和是重大的，要基于妨害法采取法律行动也是很难的。

同实用主义一样，自由主义的公正原则只能用于公正解决某些环境争端。但是，没有任何一种公正理论足以应付各种环境问题。

---

[1] 温兹的分析（Wenz，1988）是根据斯图尔特和柯里尔（Stewart and Krier，1978）给出的案情做出的。本段后面的引语是法官的意见，转引自斯图尔特和柯里尔（Stewart and Krier，1978，pp. 117-18）。

[2] 法律中的妨害（nuisance）概念涵盖许多事情，包括阻碍他人合理使用自己的财产。妨害可能侵犯了某个人，也可能侵害了整个社区居民的健康、安全和舒适。普通法（common law）是建立在司法先例而非成文法的基础上的一个法系。它起源于英国，后在美国得到采用。

2.3.3 环境不公的证据

典型的情况下，认定环境保护的费用和收益分摊不公的经验主义主张其实是采纳了所谓的公平法则：如果一个人所占的份额与具有相同地位的其他人所占的份额一样，那就是公平的（Wenz，1988，p. 22）。举例来说，如果两个社区作为安放商业性废物处理设施的地点具有相同的技术适宜性，假设一个社区主要由收入较低的拉美人组成，另一个主要由中产阶级白人组成。若是由于拉美社区的居民缺乏经济和政治力量来抵抗而决定把处理设施建在拉美社区的话，那么，这样的结果无论是从种族还是收入的角度看都具有明显的歧视性。然而这些因素根本无关。它们与这两个社区在技术上是否适合安放废物处理厂毫无关系。巴拉德（Bullard，1993，p. 197）引用过这样的案例：一家咨询公司以类似于低收入人群缺乏反抗能力为由，建议将垃圾焚烧装置建在那里。他将那份咨询专家的报告称为环境不公的“一支正在冒烟的枪”（意指“确凿的证据”——译者注）。

在研究环境不公时，有两个问题起到核心作用。第一，环境保护计划的费用和效益分配是否不公？第二，少数民族和穷人是否承受了过高的环境风险？表 2.2 列出了在应对这两个问题时曾研究过的一些假设。

表 2.2 与美国环境不公相关的假设

● 环境管理计划的费用和效益是怎样分配的？
穷人承担的污染控制费用份额常常是不相称的。
城市以外的公共娱乐区域所产生的惠益主要被中、高收入的家庭享用。
● 少数民族和穷人是否承担了过高的环境风险？
与非西班牙裔白人相比，少数民族受到污染的不利影响的范围偏高。
少数民族和低收入人群对特定污染物如杀虫剂的暴露水平高于平均水平。

（1）环境保护计划不公

对环境不公开展的一些研究工作调查了为达到美国环境法规要求所支付的费用的分摊情况。[1] 如果穷困家庭在达标费用中所占比例大于富裕家庭，那么，这样的费用负担就是倒置了。

要查明达到环境保护计划要求所支付的费用是不是倒置，困难是相当大的。就污染去除费用而言，究竟其中有多少花费造成了物价上涨是难以确定的；同时，许多环境计划受到了联邦和州所得税的资助，而穷人交纳的所得税占收入的比例比中产阶级和高收入阶层要低一些。但有一个例外，那就是汽车尾气排放，其中的分配影响比较清楚。可以肯定，穷人因削减汽车排污而消耗的费用与其收入不相称，因为拥有汽车的低收入家庭用于汽车维修方面的费用占其可支配收入的比例相对较高。同样地，有时会有人认为，当环境法规引起工厂关闭和失业时，穷人的负担也会相对大一些。

接下来，考察有关环境管理计划是否更有益于较高收入人群的研究。事例之一就是柯林斯（Collins，1977）所做的研究，其中分析了美国政府对建造公共污水处理厂给予补贴对财富分配的影响。[2] 柯林斯将补贴计划引起的分配后果界定为“不正当”，因为这项计划所带来的净货币效益大部分给了最高收入阶层。[3] 他同时发现，虽然穷人也从补贴中得到了一些

---

[1] 本节中所介绍的有关环境计划的费用和效益分配的假设巴伯（Barbour，1980）、拉扎勒斯（Lazarus，1993）和布赖恩特（Bryant，1995）等人已经进行过详细讨论。

[2] 柯林斯（Collins）所分析的联邦计划是根据《联邦水污染控制法》1972 年修订案建立的。

[3] 这种定性（以及下面的引文）来自柯林斯（Collins，1977，pp. 352-53）。柯林斯从每个收入阶层所获得的总补贴货币值中减去纳税额，最终得出“净财政影响”。

净效益，但“财富的再分配主要是从中产阶级那儿转移到最高收入阶层”。

对波士顿城市地区空气污染的研究是有关环境保护的分配后果的又一个研究事例。哈里森和拉宾菲尔德（Harrison and Rubinfeld，1978）采用估算空气污染削减产生货币收益的标准程序计算了波士顿地区空气质量管理的收益。[1] 研究者们发现，“以美元计算的绝对收益水平随收入增加而明显提高。只有当收益水平表达成占收入的百分比时，穷人获得的空气质量改善收益才位居前列。”[2]

尽管支持下述结论的统计学研究还做得很少，但还是被提出来：诸如荒野地、国家公园等城区以外的公共休闲区域所产生的惠益，主要享受者是中等收入和高收入家庭。与这部分人口总数成比例，他们使用荒野地和国家公园的频率高于较低收入的家庭。这种情况的出现部分原因在于，人们需要拥有汽车和良好的收入，才会到这些地方去享用其提供的休闲娱乐机会。

（2）环境风险分配不公

许多研究者对于少数民族和低收入者是否承受了过高的环境风险进行过调查。对这个问题进行系统研究始于 20 世纪 80 年代，当时涉及的是在美国各地做出的有害废物填埋场的选址决定。尽管研究结论受到了质疑，但早期的研究却发现，种族和收入似乎都影响到填埋场的选址。[3] 一些研究认为，种族歧视在这些设施选址过程中起到核心作用。[4]

当对种族歧视的指责变得人所共知后，进一步的研究随即进行，同时少数民族社区的代言人要求美国环保局（EPA）采取行动。尽管环保局并没有启动新的数据收集工作以做出即刻的响应，但它对以前的报告进行了严格的调查。

环保局（1992）的研究针对不成比例的不良健康影响提出的惟一定论是：就铅中毒而言，种族因素导致出现不成比例的影响。“血铅量高于可接受水平的黑人儿童比率远高于白人儿童。”[5] 至于污染暴露情况，环保局得出了一些宽泛的结论：“在工作场所，少数民族和低收入人群对选定的空气污染物、有害废物设施、受污染的鱼、农用杀虫剂的暴露水平高于平均水平。”就农用杀虫剂问题，环保局指出，“在近 200 万农场工人中，有 80%到 90%的人是少数民族”；并且在农业领域的工作场所对化学品的暴露是健康风险最大的领域之一。尽管环保局的研究因忽视了某些相关的调查而受到批评，但它做出的主要结论与先前的研究得出的结果，即环境不公与种族和社会经济地位相关，是一致的。[6]

环境风险分摊问题的另一个方面涉及到，环境执法不公是否造成对少数民族的歧视。少数民族社区的环境质量较低，是不是因为在这些地区只有相对较少的资源用于环境法规的执行？位于圣路易斯的华盛顿大学法学教授理查德·拉扎勒斯（Richard Lazarus）对先前有关这个问题的研究做了总结。他援引的调查结果显示，在美国少数民族社区，对违反环境法所

---

[1] 货币化效益是采用第 6 章中介绍的方法估算的。

[2] 引自哈里森和拉宾菲尔德（Harrison and Rubinfeld，1978，p. 314）。他们的研究仅考虑了货币化效益，而不包括成本。

[3] 宾（Been，1994）对支持有害废物设备选址与种族、收入等因素有关的证据进行过评论。她还对有关环境不公平的早期研究比如美国审计总署的研究（1983）中所采用的一些结果提出了另一种解释。

[4] 具有特别重大影响的两项研究是：（1）美国审计总署的研究报告（1983）；（2）基督教联合会种族公平委员会的一项研究（1987）。这些报告的主要发现在第 1 章已有总结。另参见：巴拉德（Bullard，1990）。

[5] 研究结论在美国环保局的报告（EPA，1992，p. 3）中已有报道。本段落中最后一个引文来自：美国环保局（EPA，1992，p. 16）。

[6] 关于被美国环保局所忽视的早期研究的详细情况，参见巴拉德（Bullard，1993）。围绕 EPA1992 年报告的相反意见见拉扎勒斯（Lazarus，1993）。

处的罚金较低，污染清除比较缓慢，违反污染控制法的事件较为频繁。❶

这种选择性的环境执法使得一些学者把环境公平定义为依法平等的环境保护。密歇根大学自然资源和环境学院的班扬·布赖恩特（Bunyan Bryant）就持有这种观点。布赖恩特的环境公平（equity）概念与环境公正（justice）概念不同，详见表 2.3。由于 20 世纪 90 年代初环境不公平问题即引起关注，相信在美国的环境决策中，环境公正问题会受到日益的重视。

表 2.3　从平等保护的角度界定环境公平①

环境公平 环境公平是指环境法中的平等保护。例如，在美国有害废弃物清除计划中，有证据显示，要将位于少数民族地区的已被废弃的有害废物场地纳入国家优先行动清单中所花时间要比白人区的长 20%。同时，它还显示，政府对在白人区违反资源保护和回收法（RCRA，the Resource Conservation and Recovery Act）的公司所处的罚金要比在黑人区高 6 倍。这就是不平等的保护。
环境公正 环境公正……的范畴比环境公平更广泛。它是指支持社区可持续发展的各种文化规范、价值、规则、法规、行为、政策和决策。在可持续社区，人们相信自己生活的环境是安全的、富有营养和生产力的。 在文化和生态多样性受到尊重和高度敬畏、分配公平盛行的社区中，环境公正受到支持。

① 表中的资料来源于布赖恩特（Bryant，1995）。原著的定义更长，请参考原作者的叙述。

2.3.4　国际环境公正问题

在决策中对日益重视环境公平并非只有美国。阿尔斯顿和布朗（Alston and Brown，1993）在评论公平问题时曾识别出以下一些具有国际重要性的主题。❷

- 战争和武器试验。战争对环境的影响可以通过越南战争中大量使用的化学武器和脱叶剂、波斯湾战争中蓄意的石油泄露和点燃油井等得到说明；有关的事情还有核武器试验对土著人如澳大利亚土著人和内华达州西部的肖松尼族人（美国西部的一种印第安人——译者注）的不良影响。

- 国际借贷。人们已经看到，国际开发银行对发展中国家一些破坏环境的项目和活动给予支持。这可以通过世界银行对在巴西开展的一些有损于热带雨林完整性的项目给予资助得到说明。与国际借贷有关的事情涉及到以债务换自然计划，其中包括建立自然保护区等活动，对第三世界的土著居民带来影响。工业化国家的环境团体已经多次开展过这种交换。例如，保护国际（Conservation International）以每美元 15 美分的价格购买到 65 万美元的玻利维亚外债。作为回报，玻利维亚政府同意拿出与这笔外债等值的钱用于自然保护。有很多以债务换自然项目被描述成“公然漠视土著居民的权利……”❸

- 解决国际环境问题的费用。解决国际环境问题（如全球气候变化）可能影响到第三世界国家的消费模式和发展机会。第三世界国家不愿承担解决全球问题的沉重费用负担，这是可以理解的。在发展中国家看来，全球环境问题是由工业化国家富裕起来的居民过分膨胀

❶ 这些事实来自拉扎勒斯（Lazarus，1993，pp. 818-19）。拉扎勒斯指出一些不太严格的补救少数民族社区超级基金处理点的方法。在第 14 章中提到的超级基金主要用于资助一些关于处理设施选址的项目，这些项目都是根据美国“超级基金法”要求而建立起来的对有害废弃物进行处理的设施。

❷ 这里没有列出阿尔斯顿和布朗（Alston and Brown）总结中的所有名词，原因是它们中的一部分没有重大的环境影响。

❸ 引自 1990 年一封给环境和保护协会的公开信，见阿尔斯顿和布朗（Alston and Brown，1993，p. 189）。1991 年，拉美非政府组织的 220 名代表呼吁在国家制定相应政策的同时暂搁置所有的债务-自然项目。

的物欲和轻率的消费造成的。

● 有毒废物贸易。工业化国家的有害废物经常非法地进入发展中国家、尤其是那些没有废物管理方面的环境专家的发展中国家进行处理。这种被称为“有毒恐怖主义”的贸易已经引发了许多环境问题，并使一些发展中国家禁止有害废物的进口。

阿尔斯顿和布朗没有特别强调的一个国际环境公平问题涉及到跨国公司的工厂选址决定。这一公平问题就是，跨国公司是不是利用发展中国家环境法执行不力或环境法宽松的特点而不公正地行事，把工厂放在那里。一个人所共知的例子涉及到 1900 多个墨西哥组装厂，这些工厂是由总部设在美国、日本和其他一些国家的公司拥有的，它们分布在墨西哥与美国之间 3200 多千米的边境线上。巴拉德（1993b，p. 19）对这一问题做了如下总结：

这些工厂利用墨西哥廉价的劳动力将进口部件和原料组装成产品，然后运回美国……差不多有 50 万墨西哥人在这些工厂里工作。他们每天的工资平均只有 3.75 美元。这些工厂在提供低报酬工作机会的同时，由于造成了边境小镇人口拥挤、污水及供水系统紧张、空气质量降低，从而加剧了局地的污染状况。所有这一切使得工人和附近的居民健康受损。墨西哥环境管理部门因人员不足、设备不好，难以有效地执行国家的法律……

这里所总结的国际环境公平问题是令人恼怒的。极具挑战性的国际公平问题将会继续存在，直到处理跨国污染问题的有效国际机构建立起来为止。

2.4 代际公平和可持续发展

对公平问题的讨论可以延伸到考虑当代人对后代人的义务。代际公平问题不时被分析到，但哲学家们直到最近才开始尝试在环境管理的范畴内严肃对待这个问题。从 20 世纪 70 年代初以来，很多人已经认识到，战后的这几代人具有对以后数千年出生的人们产生负面影响的能力（比如，核电厂的放射性废料处理不当造成的影响）。[1] 这种认识使得越来越多的文献论及对后代人的义务。[2]

2.4.1 对子孙的道德义务

与有关同一代人内部面临的分配公平问题一样，哲学家们对于代际之间怎样分配负担和收益才是公平的也没有一致的看法。尽管比较诱人的观点认为后代对于一个适于居住且自然资源没有枯竭的环境享有道德上的权利，但一些哲学家却对此持有异议。他们提出的理由是，撇开想像，后代并不存在，因此，他们不可能享有权利。比如，美国当代哲学家托马斯·汤普森（Thomas Thompson，1980，p. 201）就认为，“后代人，既然不存在，就不能对我有任何要求。即使他们有要求，那也不是实实在在的东西，充其量也只具有潜在的实在性，所以不足以与我建立起感情的纽带。”其他一些哲学家则认为，当代人就算对后代有义务，这种义务也是不明确的，因为我们不知道要为后代留下什么；技术和喜好变化得很快。顺着这些思路，帕斯默（Passmore，1974，p. 98）说，“我们不可能确切地知道后代是否需要我们保留下来的东西……同时，总是存在这样的风险，那就是，我们刻意做出的牺牲带来

---

[1] 1970 年，关于后代主题的哲学论文很少（Partridge 1980，p. 10）。

[2] 关于对后代义务的文献介绍见 Partridge（1980）和布朗·魏依斯（Brown Weiss，1989）。

的长期影响反而会使后代的境遇比我们不那么做更糟糕。”

虽然有这些反对意见，很多哲学家还是提出了道德方面的论据来说明我们对后代有义务。哈佛哲学教授约翰·罗尔斯（John Rawls）在他很有影响的著作《正义论》中有一部分提出了一个很有意思的思想。由于罗尔斯的工作为代际义务的哲学分析提供了一个起点，所以，下面将介绍他在这方面的一些思想。

罗尔斯的分析是围绕一个假想的契约展开的。设想这个契约是在理性的、自利的人之间订立的，罗尔斯的做法是要求立约人提出用于“设定基本权利和义务并确定社会利益分配”的原则（Rawls 1971，p. 11）。为此，罗尔斯将假想的立约人放在“无知的面纱”后面，也就是说，每个人都不知道自己在社会里的强项与弱项、优势与劣势是什么。[1] 罗尔斯设计的练习是，要求立约人努力去设想，一旦面纱被揭掉，他们可能的处境会是怎样的。

尽管罗尔斯并没有针对久远的后代来考察公平问题，但他确实考虑了相邻两代人之间的公平问题。在其中，罗尔斯请求那些假想的、生活在特定世代的立约人将自己置于一个不知道自己属于哪个世代的立约人的立场上思考。然后，他们应当：

一方面，设想出自己在历史上的各个时期愿意为儿孙储蓄多少；另一方面，想想自己有权从父辈那里继承什么；然后，通过平衡这两者，努力拼凑出一个公正的储蓄计划。为此，可以将自己想像为父亲，在记住自己相信自己有权从自己的父亲那里得到什么的同时，看看自己确实能给儿子留下多少。[2]

罗尔斯所说的“储蓄”可以是机械方面的净投资，或新技术研制方面的投资等；尽管罗尔斯没有考虑环境质量问题，但别人却将他的成果用于处理环境问题。

比如，罗尔斯以前的学生罗纳德·格林（Ronald Green）就做过这样的研究。格林把罗尔斯的社会契约理论应用于分析当代人对遥远后代的义务。格林的结论包含以下可以直接适用于环境质量的“公理”。

- “理想情况下，未来人的生活应该比我们更好，至少不能更差。”[3] 在解释什么是“更好”时，格林是将环境恶化和资源耗竭包含在内的。
- “为了将来而做出的牺牲应该在当代人内部公平地分摊，并要特别照顾那些目前处在最不利状况的人们。”在这方面，格林强调了下述问题，它在有关环境保护的讨论中往往被视为核心问题：如果为了后代而要牺牲当前的消费以保护环境和自然资源，那么，应当怎样在富有的国家和经济不发达的国家之间分配这种牺牲？

主张当代人有义务为后代人保护环境的论断并非仅仅是以哲学家的道德理论为依托。正如伊迪丝·布朗·魏依斯（Edith Brown Weiss，1988，p. 18）在提出代际公平理论时所指出的，“那种认为我们有义务为了后代来保护地球以及我们有权利分享其惠益的观念是深深地植根于国际社会各种不同的法律传统中的。这种根基在普通法和民法传统、伊斯兰法、非

---

[1] 因为公正原则源自公平状况，所以罗尔斯（Rawls）在描述问题时混用公正和公平。

[2] 引自罗尔斯（Rawls，1971，p. 289）。

[3] 本公理及下面一条引自格林（Green，1980，pp. 94 和 pp. 97）。

洲习惯法以及亚洲无神论传统（比如，敬畏自然就是日本神道的一个特点）中都存在。”有些国家（比如，圭亚那、伊朗和巴布亚新几内亚）以及美国的夏威夷、伊利诺依和蒙大拿州甚至将对后代的义务明确载入宪法。❶

2.4.2 可持续发展和分配公正

当代人有义务限制环境的使用以便为后代人保存环境的思想已经成为制定环境政策的规范。❷ 从代际公平纳入各种可持续发展定义的方式可以清楚地看出，对后代的义务已经影响到环境政策。一种被广泛引用的可持续发展定义是，“既能满足当代人需要又不对后代人满足其需要的能力构成危害的发展。”这一可持续发展概念来自世界环境和发展委员会或称为布伦特兰委员会（1987，p. 43）。❸

布伦特兰委员会的报告并不是最先使用术语“可持续发展”的，但以前的可持续发展概念只集中在物种和生态系统保护上。❹ 布伦特兰委员会拓展了可持续发展的内涵，把焦点放在平衡以下两者的关系上：一是对后世的义务；二是当代人的需要。正是布伦特兰委员会的报告，激发出无数的力量，力图在兼顾代际和代内公平的基础上界定可持续发展。

目前，对于可持续发展的定义还没有形成一致的意见。但很多研究者已不再在一般意义上讨论可持续发展，而是力求提出可用于规划和政策制定的可持续性概念。❺ 这样的例证之一就是，麻省理工学院教授、诺贝尔经济学奖得主罗伯特·索鲁（Robert Solow）提出的“迈向可持续性的实际行动”。❻ 索鲁将可持续的发展道路看做是允许后代人享有同先辈一样过着富足生活的机会。所以，可持续性并不要求把任何特定的东西留给后代（但某些独特的、不可替代的财产除外，如：加利福尼亚的约塞米蒂国家公园），而是给他们留下足够的资源，以便使他们获得不亚于我们的生活水平、并像我们一样照顾下一代。从最广泛的意义上讲，这就要求我们不消耗人类的资本。

索鲁的可持续发展概念的核心是总资本的消耗和投资。这里的资本是指，能够生产出商品和服务的资产。总资本不仅包括自然资本（如森林和湿地），也包括人力资本和人造资本。人力资本（或称社会资本）包括“人及其能力水平、制度、文化的内聚力、教育、信息和知识。”❼ 人造资本包括道路、工厂、设备等。

索鲁认为，可持续发展要求有一定数量的生产投资。最低限度的投资要求是，能够补偿总资本的消耗量。如果投资低于这个水平，就意味着当代人在消耗其子孙的资本。❽

---

❶ 布朗·魏依斯（Brown Weiss，1989）的附录中有几个国家和美国几个州宪法中关于对后代义务的细节。

❷ 该论断的证据见布朗·魏依斯（Brown Weiss，1989）。

❸ 布伦兰特（Gio Brundtland），前挪威首相，是世界环境与发展协会主席。

❹ 更早的可持续发展定义是 IUCN（International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources）咨询了几个国家的意见后于 1980 年给出的。世界保护战略建议“可持续的经济发展”应该：

- 保护必要的生态过程和生命支持系统；
- 保存基因多样性；
- 确保物种和生态系统的可持续利用。

❺ 关于定义可持续发展时做出的努力见 Tisdell（1993）。

❻ 罗伯特·索鲁的话引自“迈向可持续的一步”，第四届未来资源年会的邀请报告，华盛顿，1992 年 10 月 8 日。其他类似观点见 Dorfman 和 Dorfman（1993，pp. 179-87）。

❼ 人力资本的定义见古德兰和戴利（Goodland and Daly，1995，p. 304）。

❽ 索鲁（Solow）的分析未能给出衡量一种途径是否可持续的量化方法供决策者参考。然而，他强调量度国家经济发展的国民生产总值（GNP）应被修正，从而可以把自然资源的消耗和环境质量的恶化计算进去。相关的努力见 Ahmad，Serafy，and Lutz（1989）。

这一可持续性概念可被称为弱可持续性（weak sustainability），因为它没有区分人造资本和自然资本。❶ 索鲁把自然资本和机器、工厂等混在一起来计算人类的总资本。

许多生态学家和部分经济学家不赞同索鲁在任何时候都将自然资本和人造资本合在一起来计算总资本的做法。分歧源于资本替代的能力。当提起机器、技术秘诀等形式的资本时，我们会想到减少劳动力但增加机器仍能够保持一定的生产水平，而不可逆性则无关紧要。相反地，对于耗竭了的自然资本，如灭绝的物种，能找到替代品吗？

古德兰和戴利（Goodland and Daly，1995）使用强可持续性（strong sustainability）的概念来表示这样一种发展，它将经济发展的回报再分别投入到自然资本和人造资本中（见表2.4）。例如，如果一个工厂是建在填埋的湿地上，那就把该工厂的部分经济收益用于恢复被破坏的湿地。又比如，“石油消耗产生的收入应该部分用于可持续的能源生产投资，而不应投入到其他任何资产中”（Goodland and Daly 1995，p. 305）。

表 2.4　弱可持续性和强可持续性①

弱可持续性——维持总资本不变
例如：只要净收入的一部分被用于补偿总资本（比如对科研和教育投资），但石油有可能被耗竭。
假设：人造资本和自然资本可以相互替代。
强可持续性——分别维持人造资本和自然资本不变
例如：只要净收入的一部分被用于补偿自然资本（比如，投入到太阳能领域）以及总资本，但石油有可能被耗竭。

① 资料来源：古德兰和戴利（Goodland and Daly，1995，p. 305-306）。

财富分配不均具有的复杂性使得一些经济学家提出比强、弱可持续性更复杂的可持续发展定义。例如，皮尔斯、巴比尔和马坎雅（Pearce，Barbier and Markandya，1990，p. 2）将发展定义为预期社会后果的向量，其中的预期社会后果包括：

- 人均真实收入的增长
- 健康和营养状况的改善
- 受教育的程度
- 获取资源
- 更公平的收入分配
- 基本自由的提高

进而，他们把可持续发展定义为一种“发展向量不随时间衰减的状态”（Pearce，Barbier and Markandya，1990，p. 2）。他们在对该定义做出补充时同样要求维持自然资本的存量。

当前围绕可持续发展的必要性展开的讨论引出了一个难题：假如为了公平对待后代而应当有意识地缩减当前的消费，那么，这种缩减消费的负担应当如何在富人和穷人之间分配呢？比如，当众多中国人和印度人的生活水平远低于欧洲和北美人的平均生活水平时，指望中国和印度会因全球变暖对后代构成威胁而停止燃用他们丰富的煤炭，这难道公平吗？

因此，可持续发展牵涉到两类分配公正问题的相互作用：（1）为了公平对待后世，当代人在消费方面应当做出多大的牺牲？（2）当代人应当如何分担这种消费上的牺牲？这些问题的复杂性，加上衡量可持续性存在的困难，使得以实用的语言来描述“对后代的义务”的企图归于失败。

❶ 弱可持续性引自古德兰和戴利（Goodland and Daly，1993）。

2.5 对良好生活环境的道德权利和法定权利

直到最近，我们一直认为只有人才享有权利，包括道德权利或其他方面的权利。正如环境史专家罗德里克·纳什（Roderick Nash，1989，p.17）所指出的，自基督教出现以后，人们越来越相信，“自然，包括动物在内，都没有权利；人类以外的生命是为人类而存在的。”自20世纪70年代以来，很多学者主张，应该把道德哲学的范围扩大到包含某些种类的非人类动物。还有相对少一些的学者主张，应该把道德关怀延伸到动物之外，包括植物和其他自然物在内。

接下来要讨论的是，对良好生活环境的道德权利和法定权利问题。首先关注一下在某些政权中的人们对于良好生活环境的法定权利。然后考虑那些能体验疼痛和苦难的动物的权利。最后，考察那些支持人对于动物、植物、自然物以及生态系统负有法定和道德义务的观点。

2.5.1 法定权利

有些人认为，每个人都享有在良好的环境中生活的道德权利；而维护这种权利，则需要以限制人们任意恶化环境为代价。为了使地球适于人类居住，限制个人自由是必需的。

美国的一些州已经把享有利于健康的环境的权利写入宪法。例如，1971年，宾夕法尼亚州修改宪法，修改后的宪法第一条如下：

人民有权享受清洁的空气、纯净的水，有权保存环境的自然、景观、历史和美学价值。宾夕法尼亚的公共自然资源是全体人民包括后代人的共同财产。作为托管人，宾夕法尼亚州将会为了全体人民的利益而保存和维护这些资源。❶

在20世纪60年代末，关于“每个人都享有在有益于健康的环境中生活的基本的和不容剥夺的权利”的主张差一点就写进美国联邦宪法。这种权利在参议院提交的最终成为1969年《国家环境政策法》的案文中曾明确提出，但后来在参众两院联席会议委员会准备的最终法案中却被删掉了。❷ 尽管《国家环境政策法》对于每个公民享有在有益健康的环境中生活的权利没有给予保障，但它规定的目标之一就是要“确保所有美国人拥有安全、益于健康、富有生产力、在美学和文化上都令人愉快的环境。”

维拉斯昆兹（Velasquez，1982）认为，20世纪70年代，在美国确定几个环境计划的形式时，享有有益于健康的环境的道德权利是一个关键的考虑因素。1972年的联邦水污染控制法的某些条款可以说明这一看法。该法规定，作为国家目标，到1985年应禁止“向适于航行的水域中排污”。为了实现这一目标，该法律要求美国国家环保局（EPA）给那些向河流和其他表面水体排放大量污水的市政机关和公司发放许可证。为了确定1983年允许排放的废水量，国会要求环保局按照“经济上可行的最佳可获得技术”对各种排污设施提出削减废物负荷的指标。对某个特定的公司或市政机关提出的水污染控制要求将基于最严格的废水

---

❶ 这是宾夕法尼亚宪法第1章第27小节（1971年8月18日修订），见布朗·魏依斯（Brown Weiss，1989，p.324）。书中附录B含其他几个州宪法的类似章节。

❷ 加拿大安大略省最近也出现了类似结果。1994年，安大略省颁布了一项方便居民利用法律手段保护环境的法案。与早先的法案不同，该法案没有赋予公民健康环境权。1994年法案的分析见Walker（1995）。

削减水平。环保局认为，这种要求是采用（最佳）可获得技术能够经济地实现的。实用主义者所关心的社会效益是否超过如此苛刻的控制要求所引起的费用并没有对环保局的决策产生影响。同时，谁受益、谁承担费用的问题也没有对环保局的决策产生影响。维拉斯昆兹将联邦政府实行如此苛刻的控制要求解释为，它是基于、至少是暗示着对公民享有使用纯净水的道德权利的认同。

公民对有益于健康的环境所享有的法定权利亦被载入美国以外的国家、尤其是拉美国家的宪法中。魏依斯（Edith Brown Weiss，1989）在其著作中摘录了那些明确规定公民对于有益于健康的环境享有权利的国家的宪法。这些国家包括巴西、智利、厄瓜多尔、韩国、尼加拉瓜、秘鲁和西班牙。❶

巴西宪法还进一步阐明了环境质量权。这方面的规定颁布于 1988 年，其中有一个完整的条款即第 225 条专门涉及环境。第 225 条以下文开始，规定了一系列环境权利和责任：

> 生态上均衡的环境，既是供全体人民共同享用的资产，又是健康的生活质量所必须的，因此，对于生态上健康的环境，人人享有权利。这就要求公共机构和全社会必须承担起为今世后代保护环境的义务。❷

第 225 条列出了政府为确保“该权利的实现”而要履行的职责。其中包括采取行动保护动植物、保存“遗传财产”以及管理生态系统。在第 225 条的结尾，宪法规定：

> 凡对环境有害的不法行为及活动，无论其主体是个人还是法人，均以违法论处；违法者除有义务对造成的损害进行补救外，还将受到刑事和行政制裁。

第 225 条使“分散的环境保护权”得到进一步强化，“该权利是由 1985 年的法律（即巴西环境法——译者注）所创设的，其中规定‘对于危害环境、损害消费者、破坏财产和贬损环境的艺术、美学、历史、旅游和景观价值的责任事件，公众可以提起民事公诉’”。❸ 1985 年的法律导致一股旨在捍卫上述权利的诉讼潮；而 1988 年的宪法通过赋予这些权利以宪法的基础使得这些权利得到加强。根据 1988 年宪法，“保护环境的权利从政府扩大到全体人民”。1985 年的环境法和 1988 年的宪法使得巴西人，以私营协会的形式或通过国家检察机构，运用法律手段来保护他们对有益于健康的环境所享有的法定权利成为可能。

2.5.2 对非人类动物的义务

人类有权在适宜于居住的环境中生活，那非人类动物呢？几个世纪以来，一直有人主张不该虐待动物。❹ 下面的讨论将总结三种观点，它们常被用来支持对动物给予某种程度的保护。第一种、也是最古老的观点就是人类中心论。直到 20 世纪 70 年代，在讨论人对动物的义务时，占主导地位的思想是动物仅仅具有使用价值。动物和其他没有生命的财产一样，可以为人类的利益服务，它们并没有内在价值。从这个观点出发，人类善待动物的惟一原因就

---

❶ 哥伦比亚 1991 年宪法也包含公民的这种权利。布朗·魏依斯（Brown Weiss）的论述是 1989 年的。

❷ 引自布朗·魏依斯（Brown Weiss，1989，p. 298）书中巴西 1988 年宪法第 225 章。下面的引语出处相同。

❸ 本段的引语出自 Chang（1990，p. 405）。她同时也观察到 1985 年到 1988 年期间，有 100 多起案子的基础是 1985 年 Sao Paulo 州的法律。

❹ 出于简化的目的，用“动物”来替代“非人类动物”。

是：如何对待动物将影响到人类。例如，踢邻居的猫是不对的，但这并不是因为猫被侵犯了，而是因为你冒犯了邻居。与此相关的一个观点是，一个人粗暴地对待动物是不对的，因为这样的人也会粗暴地对待人。

第二种观点认为，应该对动物施以人道，因为有些动物是有体验的（也就是说，它们能够体验到快乐、疼痛、痛苦和其他感情）。这种看法在 1789 年由杰里米·边沁提出时还不太被接受。

总有一天，动物们会得到本应属于它们、但却被强行剥夺了的权利。法国人已经发现，皮肤黑不应成为无情地抛弃一个人的理由。总有一天，人们会认识到，腿的数量、表皮的光滑程度或骶骨在何处终止同样不足以成为遗弃一个有灵性的生命的理由。难道还有其他不可克服的因素吗？这难道没有说服力，或讨论得不够？但一匹成年的马或狗肯定比只有一天、一周、甚至一个月大的婴儿更有理性、更善于变化。假如不是这样，那还需要什么样的理由？问题并不是它们能不能推理、能不能讲话，而是它们会不会感到痛苦。❶

一些当代的功利主义哲学家已经接受边沁的观点，并以感知力作为基础来确定正确对待动物的方式。功利主义哲学家彼得·辛格（Peter Singer，1993，p. 57）运用传统的功利主义原则并结合“具有感受痛苦和欢乐的能力是享有利益的前提条件……”的主张提出了一个观点。辛格认为，所有有感觉的动物都享有利益，所以，评价任何特定行为的道德价值必须考虑到它对所有有感觉的生命、而不仅仅是对人类的影响。

辛格在运用功利主义思想时综合考虑到一项行动的效益和负担，其中的效益和负担既包括发生在人身上的、也包括发生在有感觉的动物身上的。对于发生在人身上的，并没有给予额外的权重；每个个体（人或动物）都一视同仁。据此，道德上可接受的行为就是能使个体得到的满足之和减去个体的负担之和后的净值（净效益）最大化的行为。

这种将所有有感觉的生命都纳入费用和效益计算公式中的功利主义观点一直受到一些人的责难，理由与攻击传统功利主义者的理由类似。典型的反对意见涉及到费用和效益测算所面临的实际问题，以及为了使其他人的效用总和最大化而要求少数人承担过多的负担时所引起的明显不公正问题。在将非人类的有感觉的动物纳入功利主义计算公式后，辛格和其他人遭到了更多的批评，主要是因为，从他们的观点出发所引出的逻辑结果对传统的有关在医学研究和农业领域如何利用动物的观点提出了挑战。功利主义的这些观点（比如辛格提出的观点）所遭受的攻击以及通常的反对意见在有关动物福利的文献中已有广泛的讨论。❷

第三种观点是关于动物权利的，通常为动物福利的倡导者们所运用。说明这一立场的讨论主要是基于美国当代哲学家汤姆·里根（Tom Regan）的观点，他曾经为动物的权利提出了一个非常详细、被广泛引用的辩护。里根用“生命的主体”作为其理论的核心。在描述这一概念时，里根（1985，p. 22）提到，虽然不同个体的性状和能力各不相同，但不能因此说某些个体“内在价值少，受到与其他个体相同待遇的权利小”。里根接着说：

最明白无误、最无可争议的是，所有人都具有价值。在这里，起关键作用的是人与人之

---

❶ Bentham 的引语出自 Regan（1983，p. 95）。

❷ 见 Attfield（1991），Regan（1983），和 Singer（1993）。

间所具有的相似性，而不是差异性。真正关键的、基本的相似点只是：我们每个人都是有体验的生命主体；我们都是享有福利的有意识的生物；这种福利对我们来说是重要的，而无论我们对他人是否有用。我们需要并且偏爱某些东西，相信并感受某些事情，回忆并期待某些事件。我们生活中所有的一切，包括我们的欢乐和痛苦、享受和苦难、满足和挫折、继续存在和突然死亡——这一切使得我们作为个体所享有的、经历的生命质量不同。那些与我们有关的动物（比如，被我们吃掉的和捕获的）也是这样，因此，应当将它们视为有体验的生命主体，他们具有属于它们自己的内在价值。❶

里根认为，正如以社会利益为由无礼地对待人是不被允许的一样，无礼地对待作为生命主体的动物也应当不被允许。

为了捍卫自己的观点，里根系统地陈述了一系列反对意见并指出其不足之处（至少在他看来是如此）。❷ 例如，对于这样的反对意见即动物因“缺乏理智、自制力和智力”而比人的内在价值少，里根通过考察我们如何对待有类似性状的人、比如婴儿以及有智力残疾的人而给予了反驳。

这些人的内在价值并不比你我的少。同样地，我们也没有理由说，那些像他们一样作为有体验的生命主体的动物具有较小的内在价值。所有具有内在价值的生命都有相同的价值，不管它们是人还是其他动物。

动物权利的倡导者以及那些将有感觉的生命纳入到传统功利主义计算公式中的人们所提出的理论已经对公私机构作出的与动物福利有关的决策产生了重大影响。例如，消费者联合抵制皮毛制品、法律已经就如何对待实验用动物做出规定。但是，这些理论关注的是作为个体的动物，而不是整个物种或生态系统。保护物种和生态系统的政治努力在很大程度上是依赖于那些与非人类动物的道德权利无关的观点。

2.5.3 “自然权利”的法律化

最近一些年，法学家们和其他人一直非常关注这样的思想，即：对动物、树木、生态系统以及物种给予某种形式的法律关怀。尽管这方面的讨论经常会提到“权利”一词，但赋予权利只是给予法律承认和保护的一种途径。此外，由于难以确定非人类生命的“利益”之所在，所以，在法律中对非人类生命赋予明确的权利会引起语言及其他方面的混乱。由于这些原因，不妨在这里先考虑一下：如果不明确引入权利的概念，那么如何才能（对非人类生命）提供法律保护。这方面的一个例子就是，防止虐待动物的法律。❸ 比如，如果法律禁止虐待狗，那么，即使不为狗创设任何法律权利，也是能够做到的。比如，法律可以规定，人对狗采取的某些行为是被禁止的并会受到处罚。法学家也许会说，这样的法律创设了（人）对狗的义务。

另外一个例子是关于美国一项联邦法规要求“渔民意外捕获到海龟时应对它们做人工呼吸”。在这里，法律通过规定渔民的义务而对海龟提供了一种法律保护措施，而这种义务可

---

❶ 该引语以及本段的其他引语出自 Regan（1985，pp. 22 and 23）。

❷ 关于本观点以及相反观点的系统性论述见 Regan（1983）。

❸ 本段及下段的思想和例子出自 Stone（1988，p. 44）；下段的引语出处相同。

以由联邦机构强制执行（至少原则上如此）。这进一步证明，不赋予非人类物种以法律权利而对其进行保护是可能的。

虽然非人类物种可以在没有授予权利的情况下得到保护，仍有一些人认为，某些环境法事实上已经赋予非人类动物以权利。❶ 例如，美国濒危物种法（ESA，Endangered Species Act），该法对列为“濒危”或“受威胁”的动物物种以及列为濒危的植物物种提供保护。基于对这部法律、包括其实施情况及立法过程的分析，瓦纳（Varner，1987，p. 68）发现，它“使人们自然而然地做出这样的理解，即 ESA 暗藏的意图是赋予物种本身以法律权利，而非任何稍弱的不能反映其作为道德和法律共同体成员资格的地位”。即使瓦纳是对的，但 ESA 的规定还包含许多免责条款，这使得很多人对它的保障力产生怀疑。❷ 同样地，为动物保护立法提出的许多理由都是以人类中心主义为基础的，其中并没有涉及物种的权利。

南加州大学的法学教授克里斯托夫·斯通（Christopher Stone）就人类对于非人类动物应有的法律义务所做的分析颇为煽情。在他的那篇被经常引用的著作《树木应该享有诉权吗?》（*Should Trees Have Standing?*）中，斯通提出了被他称为“不可思议的”主张，“我们赋予森林、海洋、河流和环境中其他‘自然物’以法律权利……”❸ 预料到许多人的即时反应，斯通补充道，“说环境应该享有权利，并不是指它应该享有我们能够想到的所有权利或者享有与人类同样的权利”。斯通认为，更确切的意思是指，现在就应该仔细研究将自然物的法律权利纳入法律系统的方式并探究这样做的后果。

在谋求为“法律上无行为能力者”如老年人和已经破产的公司等提供合法代表权的过程中，斯通关于自然物的权利体系如何起作用的思想得到模仿。因此，斯通呼吁“建立一项制度，借助它，任何一个对自然物友好的人在意识它处于危险状态时可以请求法院创设监护权（Stone 1974，p. 17）。”诸如地球之友、衣扎克·沃尔顿联盟等环境组织都可以成为这样的监护人。在论述这种监护人制度的优点时，斯通（1974，p. 24）指出，自然物的监护人将：

> 在一段时间内进行连续的监督，从而会加深对监护对象的了解……因此，这种做法可使法院确信原告（代表自然物的监护人）具有陈述诉求所需要的专业技能并相信原告在陈述诉求中所描述的境况是真实的……

如果不了解斯通撰写著作时的背景，也就无法评价他的著作的实际作用。在他撰写《树木应该享有诉权吗?》的著作时，美国最高法院正准备审理塞纳俱乐部诉莫顿案（*Sierra Club v. Morton*）。❹ 法院面临的中心问题是，塞纳俱乐部是否有资格提起诉讼，要求停止在加州红杉国家森林公园矿王（Mineral King）山谷建设一个滑雪场。联邦巡回法庭法院拒绝受理这一案件，原因是：塞纳俱乐部未证实它在经济上会由于该滑雪场的建造而受到损害，所以不具备起诉资格。在这里，起诉资格要求原告证明它会蒙受经济或其他方面的损害。由于塞纳俱乐部未能证明该俱乐部或其成员将受到伤害，所以，联邦巡回法庭认定塞纳俱乐部无诉讼资格。

---

❶ 正如 Varner（1987，p. 66）指出的，“所谓事实上的法律权利就是在社会上存在但法律系统没有明确指出的”。Varner 接着指出动物保护法赋予动物某些事实上的法律权利。

❷ 有关 ESA 被修订后更容易被找出漏洞的例子见 Nash（1989，pp. 77-79）。

❸ 引自 Stone（1974，p. 9）。他后来的观点见 Stone（1988）。

❹ 有关该案的详细情况见 Stone（1974）书中对美国最高法院的意见的描述。

斯通长期思考自然物的权利问题，而最高法院受理的塞纳俱乐部诉莫顿案悬而未决恰好给他提供了一个检验其思想是否具有说服力的机会。[1] 在《树木应该享有诉权吗?》中，斯通明确提到了上述案件，并强调了把矿王山谷视作原告、塞纳俱乐部作为该地区的监护人所具有的优点。尽管斯通的观点没能得到多数法官的支持，但这些观点成为威廉·道格拉斯（William Douglas）法官提出异议的基础。在其异议的开头部分，道格拉斯声称：

如果在伤害激起公愤时我们允许环境问题以即将遭受道路、推土机等的损害、损伤或侵犯的无生命物的名义提请到联邦机构或联邦法院，那么，关键性的“起诉资格”问题就会变得简单而清晰……。

这一案件……更恰当的名称应该是矿王山谷诉莫顿案。[2]

在他所做分析的后面部分，道格拉斯将矿王山谷的“合法代言人”指定为：

那些来到这里的远足者、垂钓者、猎人、野营者，或常来这儿的人，或独自坐在那里惊叹的访客……所有与那个即将遭受损害、污染或损伤的无生命物有着亲密关系的人，都是它的合法代言人。

大多数法官判塞纳俱乐部败诉，但这给该组织确立起诉资格提供了一个指引。塞纳俱乐部最终对诉讼做了修改并使该案件得到审理。[3]

美国法院几乎没有审理过与《树木应该享有诉权吗?》中所提出的监护权概念有关的问题。在对此予以评论时，斯通（Stone，1988）提到了 20 世纪 70 年代在诉权要求方面发生的变化。在这 10 年中，联邦法院对于环境诉讼中原告具备起诉资格的条件要求日益放宽。同时，20 世纪 70 年代颁布的许多环境法律明确规定，公众享有诉权，以实施环境法规。

按照斯通（Stone，1988，p. 9）的观点，另外一个使监护权概念的实际影响降低的发展就是，最近的立法“通过借用并扩展古老的公共信托理论，使得政府对破坏环境的私人提起诉讼的权利得到强化……”。公共信托论认为，某些财产——特别是空气、海洋和被水淹没和可能被水淹没的土地——是属于全体公民的公共财产。政府机构扮演的角色是公共信托资源的受托人。公共信托论的这种扩大使用乃是最近的事，它的使用范围仍在不断拓宽。[4]

本节对影响环境质量的决策中所使用的主要准则的介绍到此为止，这些准则包括：生产效率、公平、对适于居住的环境享有的道德与法律权利。在所介绍的各种准则中，对适于居住的环境享有的法律权利和生产效率（以费用-效益分析的形式体现）是环境决策中最经常使用的准则。

实践方面的和哲学方面的困难常常阻碍到其他决策准则、尤其是那些与道德义务和道德权利相关的准则的规范化应用。比特利（Beatley，1994，p. 17）对运用道德观点解决环境

---

[1] Stone 写作《树木应该享有诉权吗?》的动机见 Stone（1974，pp. xii-xiv）。

[2] 本引语及紧跟着的引语出自道格拉斯（Douglas）法官在塞纳俱乐部对莫顿一案中的意见，见斯通（Stone，1974，pp. 73 and 76）。

[3] 塞纳俱乐部通过重新起草文件得以获得代理权，他们指出该发展计划会妨碍其相关利益，也会损害一些会员的利益（Stone 1988，p. 8）。

[4] 关于美国公众信任原则的发展见 Plater，Abrams，and Goldfarb（1992）。

问题时遇到的困难进行了剖析。在分析“与伦理有关的土地利用规划”时，他提出，不要指望从伦理学方面找到具体的操作规范来解决冲突。反过来，他建议，更恰当的做法是，塑造一种伦理倾向，使伦理对环境决策产生方向性影响。

主要概念和术语

生产效率和费用-效益分析（BCA）（*Productive Efficiency and Benefit-Cost Analysis (BCA)*）

BCA 的合理性（Justifications for BCA）
BCA 和分配后果（BCA and distributional consequences）
人类生命的价值（Value of a human life）
折现（Discounting to present value）
BCA 和环境权（BCA and rights to a quality enviroment）

区分道德的和法律的权利（*Distinguishing Moral and Legal Rights*）

道德代理人（Moral agents）
道德原则（Moral principles）
说明性的和描述性的主张（Prescriptive vs. descriptive claims）
有感觉的生命（Sentient beings）
权利所有者（Bearers of rights）

环境公正和代内公平（*Environmental Justice and Intragenerational Equity*）

分配公正（Distributive justice）
公正原则（Principles of justice）
杰里米·边沁和功利主义（Jeremy Bentham and utilitarianism）
公平的权衡（Balancing of the equities）
罗伯特·诺兹克和权利论（Robert Nozick and entitlement theory）
自由主义（Libertarianism）
有关妨害的普通法（Common law of nuisance）
公平法则（Rule of equity）
倒置的管制计划（Regressive regulatory programs）
美国的环境不公（Environmental inequity in the United States）
国际环境不公（International environmental injustice）
以债务换自然（Debt-for-nature swaps）
有毒废物贸易（Toxic waste trade）
墨西哥组装厂（Maquiladoras）

代际公平和可持续发展（*Intergenerational Equity and Sustainable Development*）

约翰·罗尔斯和社会契约论（John Rawls and social contract theory）
对后代的道德义务（Moral obligations to posterity）
可持续发展的不同定义（Alternative definitions of sustainable development）
可持续发展和公平（Sustainable development and equity）
自然资本和人造资本（Natural capital vs. human-made capital）
总资本（Total capital）

强可持续性和弱可持续性（Strong vs. weak sustainability）

对良好生活环境的道德权利和法定权利（*Moral and Legal Rights to a Habitable Environment*）

对良好生活环境的法定权利（Legal rights to a habitable environment）

动物的权利（Animal rights）

克里斯托夫·斯通所使用的监护权概念（Christopher Stone's use of guardianship concepts）

物种和生态系统的权利（Rights of species and ecosystems）

诉讼资格（Standing to sue）

公共信托论（Public trust doctrine）

问 题 讨 论

2-1 举例说明，仅仅依赖功利主义会引出这样一个环境计划：要么侵犯人的权利、要么费用和效益分配不公、或者同时存在这两种问题。

2-2 经济学家认为费用-效益分析处理分配问题的无效性并不会影响这种技术的使用。生产效率使“经济馅饼”最大化；如果对支出和收益的分配结果不满意，也可以通过收入转移来调节，比如使用可行的所得税。你是如何看待这种为费用-效益分析辩护的理论的？

2-3 你支持里根总统颁发的限制饮用水的可疑诱癌物质浓度的第 12291 号令吗？在这里，运用费用-效益分析的优缺点分别是什么？

2-4 “控制机动车污染排放的花费是税率递减的”是什么意思？

2-5 Winona La Duke 在环境公正领域中工作了 15 年，他在塞纳俱乐部的杂志上发表了“种族、公正和环境”（见 *Sierra*，78（3），5/6，1993：55）：

我们的保留地在明尼苏达北部，位于 Bemidji 和 Fargo 之间，有 57.6 km×57.6 km 这么大，是北方 7 个 Ojibwa 保护区之一。由于有 1867 年的条约，我们割让了一块面积巨大的土地，我们把这片地叫做白土地。这是一片富饶的充满了湖泊、松树林、农场、牧场和几百年来我们使用的药材的土地。我们今天失去它了。到 1920 年，我们保留地的 90%已经落入了非印第安人的手里，他们用各种非法的土地转让手段攫取了这片土地。我们中的多数人被逐出保留地，陷入贫困。这些人中有 2/3 成为难民。

用这个例子来评价一下罗伯特·诺兹克（Robert Nozick）的授权理论在分析环境公正问题中可以起到的作用。

2-6 拉扎勒斯（Lazarus，1993，p. 800）在报告中提到，“管理和预测办公室以及一些联邦法官最近提出，环境法实际上损害了公众健康，因为它们使人更穷，而较富的人更安全。换言之，拥有更多经济资源的人比拥有较少资源的人更容易保持健康。这样，因为环境法使经济财富减少，它们也就同时损害了公众健康。”对以上推理进行分析，给出支持或反对的理由。

2-7 解释一下约翰·罗尔斯（John Rawls）用“社会契约论”来发展公正原则的基础，并叙述其他人对 Rawls 成果的新发展（例如我们有义务为了后代保护环境和自然资源）。说说你自己关于对后代义务的看法。

2-8 设想你住在一个工厂附近，被迫受到低浓度致癌物的威胁。居民对工厂施加压力，要求严格进行排污控制，但这会给工厂造成沉重的经济负担。想要估计居民得癌症的可能性是不可能的，但这种癌症会导致死亡。你认为居民和工厂分别有哪些权利？这两种权利是怎样冲突的？你会用哪种道德理论来分析解决这个冲突？你认为何种解决方式是公平的？这件事与储备矿业公司对美国政府一案有何相似之处？你的解决方法会与法院有多大程度的不同？法院在解决储备矿业公司一案时采用“公平平衡”原则。

2-9 有关赋予非人类物种权利的讨论可以看做是在何处划权利线的问题。这条线应该划在有情感生物这儿还是所有的动植物？生态系统？你会把线划在哪儿？说明你是怎样确定这条线的？如果你认为应当授权给感情生物，那么相关的一些冲突应当如何解决？

参 考 文 献

Armstrong, S. J., and R. G. Botzler. 1993. *Environmental Ethics: Divergence and Convergence*. New York: McGraw-Hill.

Ahmad, Y. J., S. E. Serafy, and E. Lutz. 1989. *Environmental Accounting for Sustainable Development*. Washington, DC: The World Bank.

Alston, D., and N. Brown. 1993. "Global Threats to People of Color." In *Confronting Environmental Racism*, ed. R. D. Bullard, 179-94. Boston: South End Press.

Attfield, R. 1991. *The Ethics of Environmental Concern*. 2d ed. Athens: University of Georgia Press.

Barbour, I. G. 1980. *Technology, Environment, and Human Values*. New York: Praeger.

Beatley, T. 1994. *Ethical Land Use: Principles of Policy and Planning*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

Been, V. 1994. Locally Undesirable Land Uses in Minority Neighborhoods: Disproportionate Siting or Market Dynamics? *The Yale Law Journal* 103 (6): 1383-1422.

Brown Weiss, E. 1989. *In Fairness to Future Generations: International Law, Common Patrimony and Intergenerational Equity*. Tokyo: The United Nations University, and Dobbs Ferry, NY: Transnational Publishers.

Bryant, B., ed. 1995. *Environmental Justice: Issues, Policies and Solutions*. Washington, DC: Island Press.

Bullard, R. D. 1990. *Dumping in Dixie: Race, Class and Environmental Quality*. Boulder, CD: Westview Press.

Bullard, R. D. 1993a. "Conclusion: Environmentalism with Justice." In *Confronting Environmental Racism*, ed. R. D. Bullard, 195-206. Boston: South End Press.

Bullard, R. D. 1993b. "Anatomy of Environmental Racism and the Environmental Justice Movement." In *Confronting Environmental Racism*, ed. R. D. Bullard, 15-39. Boston: South End Press.

Campen, J. T. 1986. *Benefit, Cost and Beyond*. Cambridge, MA: Ballinger.

Chang, L. 1990. The New Emerald Hunters: Brazilian Environmental Jurisprudence, 1988-1989. *Georgetown International Environmental Law Review* Ⅲ (2): 395-416.

Collins, R. A. 1977. The Distributive Effects of Public Law 92-500. *Journal of Environmental Economics and Management* 4 (4): 344-54.

Copp, D. 1985. "Morality, Reason and Management Science: The Rationale of Cost-Benefit Analysis." In *Ethics and Economics*, eds. E. F. Paul, F. D. Miller, Jr., and J. Paul 128-51. Oxford: Basil Blackwell.

Dorfman, R., and N. S. Dorfman, eds. 1993. *Economics of the Environment: Selected Readings*, 3d ed. New York: W. W. Norton.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1992. *Environmental Equity, Reducing Risk for All Communities*. Vol. 1, Report No. EPA 230-R-92-008. Washington, DC.

Goodland, R., and H. Daly. 1995. "Environmental Sustainability. In *Environmental and Social Impact Assessment*, eds. F. Vanclay and D. A. Bronstein, 303-22. New York: Wiley.

Green, R. M. 1980. "Intergenerational Distributive Justice and Environmental Responsibility." In *Responsibilities to Future Generations*, ed. E. Partridge, 91-102. Buffalo, NY: Prometheus Books.

Harrison, D., Jr., and D. L. Rubinfeld. 1978. The Distribution of Benefits from Improvements in Urban Air Quality. *Journal of Environmental Economics and Management* 5: 313-32.

IUCN. 1980. *The World Conservation Strategy: Living Resource Conservation for Sustainable Development*. Glaud, Switzerland: IUCN.

Karpf, B. 1982. American Textile Manufacturers Institutes v. Donovan. *Ecology Law Quarterly* 10 (1): 87-96.

Lazarus, R. J. 1993. Pursuing Environmental Justice: the Distributional Effects of Environmental Protection. *Northwestern University Law Review* 87 (3): 787-857.

Mappes, T. A., and J. S. Zembaty. 1992. *Social Ethics: Morality and Social Policy*. 4th ed. New York: McGraw-Hill.

Narveson, J. 1988. *The Libertarian Idea*. Philadelphia: Temple University Press.

Nash, R. 1989. *The Rights of Nature*. Madison: University of Wisconsin Press.

Nozick, R. 1974. *Anarchy, State, and Utopia*. New York: Basic Books.

Partridge, E., ed. 1980. *Responsibilities to Future Generations*. Buffalo, NY: Prometheus Books.

Passmore, J. 1974. *Man's Responsibility for Nature, Ecological Problems and Western Traditions*. London: Duckworth.

Pearce, D., E. Barbier, and A. Markandya. 1990. *Sustainable Development: Economics and Environ-ment in the Third World*. Hants, U. K.: Edward Elgar.

Plater, Z. J. B., R. H. Abrams, and W. Goldfarb. 1992. *Environmental Law and Policy*. St. Paul, MN: Westview.

Rawls, J. 1971. *A Theory of Justice*. Cambridge, MA: Harvard University Press.

Regan, T. 1983. *The Case for Animal Rights*. Berkeley: University of California Press.

Regan, T. 1985. "The Case for Animal Rights." In *In Defense of Animals*, ed. P. Singer. Oxford: Basil Blackwell.

Sagoff, M. 1988. *The Economy of the Earth*. Cambridge, U. K.: Cambridge University Press.

Singer, P. 1993. *Practical Ethics*. 2d ed. Cambridge, U. K.: Cambridge, University Press.

Stewart, R. B., and J. E. Krier. 1978. *Environmental Law and Policy*. 2d ed. Indianapolis: Bobbs-Merrill.

Stone, C. D. 1974. *Should Trees Have Standing?* Los Altos, CA: William Kaufmann.

Stone, C. 1988. *Earth and Other Ethics*. New York: Harper & Row.

Thompson, T. 1980. "Are We Obligated to Future Others?" In *Responsibilities to Future Generations*, ed. E. Partridge, 195-202. Buffalo, NY: Prometheus Books.

Tisdell, C. 1993. *Environmental Economics: Policies for Environmental Management and Sustainable Development*. Hants, U. K.: Edward Elgar.

U. S. General Accounting Office. 1983. *Siting of Hazardous Waste Landfills and Their Correlation with Racial and Economic Status of Surrounding Communities*. Washington, DC.

United Church of Christ Commission for Racial Justice. 1992. *Toxic Waste and Race in the United States*. New York: United Church of Christ.

Van De Veer, D., and C. Pierce. 1994. *The Environmental Ethics and Policy Book*. Belmont, CA: Wadsworth.

Varner, G. E. 1987. Do Species Have Standing? *Environmental Ethics* 9 (1): 57-72.

Velasquez, M. G. 1982. *Business Ethics: Concepts and Cases*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Walker, 5. 1995. "The Ontario Environmental Bill of Rights," In *Environmental Rights: Law, Litigation and Access to Justice*, eds. S. Deimann and B. Dyssli. London: Cameron May Ltd.

Wenz, P. S. 1988. *Environmental Justice*. Albany: State University of New York Press.

World Commission on Environment and Development. 1987. *Our Common Future*. Oxford: Oxford University Press.

第3章　环境管理的参与者

在各个国家之间以及各个国家内部，环境政策的实施过程都会不同。尽管存在差异，但影响环境法规执行机构的力量是相同的。这些机构，有时叫做环境保护局，[1] 都只有很短的历史。在大多数国家，这类机构在1970年以前都不存在。

环境保护机构是在高度受限制的情况下运行的。典型情况下，这种机构会受到相反力量的牵引，会有人认为过严，有人认为不够严。司法和立法部门经常监督环境机构的活动，同时，其他机构和企业亦力图阻止环境管理机构，以免干扰他们实现自己的目标。公民，个人或者非政府组织（NGOs，Nongovermental Organization），也能影响环境机构的行为。

本章描述各种影响环境政策执行的势力。第一部分介绍美国环境保护局（EPA，Environmental Protection Agency）和它的许多公共和私人的组成部分。第二部分检查EPA的法规制定，这是EPA执行环境法规，发展法规的第一步。这前两部分强调了非政府组织（NGOs）在政策制定和实现中所起的越来越重要的作用。

第三部分在更广的范围来讨论EPA，概述了美国国家级环境保护机构的成长。第四和第五部分继续国际主题，介绍联合国环境规划署（UNEP，the United Nations Environmental Programme），分析了UNEP和NGOs在帮助解决全球环境问题中的作用。

3.1　美国环境保护局和它的机构设置

影响美国环境保护局的主要组织包括总统和总统行政办公室、国会、联邦法院、州政府、管理部门、NGOs、传媒、公众（见图3.1）。[2] 被管制的群体（也称受管人）包括那些遵从EPA的法规的实体：公司和其他私人组织、州和地方政府以及其他联邦机构。下面开始介绍EPA。

3.1.1　美国环境保护局

20世纪60年代后期，环境质量的恶化已经成了重要的政治问题。当时的总统，理查德·尼克松，想成立一个机构来有效地处理环境问题，所用的方法要同其他政治目标（特别是经济增长）相协调。1969年，尼克松召集了首次会议讨论有关如何最佳组织行政分支来管理环境的问题。

各个不同组织构成的讨论会的结果就是提议成立一个独立的环境机构，把已经存在于几个联邦部门中的环境计划统一起来。[3] 新机构将着眼于长远，直接对总统负责，拥有对污染治理采取综合、系统处理方法的能力。

1970年7月9日，尼克松用总统权力改组了联邦政府，向国会提交了成立环境保护局的提议。根据1939年的改组法，国会有60天的时间来否决提议。因为两议院都不反对尼克

---

[1] 这些政府机构的名称在不同国家是不相同的。其他常用的名字是“环境部”（“ministry of the environment”或者“environment department”）。

[2] Allison Moore和Patti Collins为本章前两部分提供了有益批评，前者是斯坦福大学的学生，后者是在美国环境保护局第九区办公室工作的。

[3] 关于EPA的起源和历史的记述，见Landy，Roberts，和Thomas（1994），和Fiorino（1995）。

松的提议，成立 EPA 的计划在 1970 年 9 月就开始实施。

10 个已有的项目组重组成立新的 EPA。这些项目组中，最大的包括内务部的水质管理项目组，健康、教育和福利部的空气质量和固体废物管理项目组。其他的部分项目组是有关杀虫剂、辐射和水质卫生的。总的来说，EPA“继承”了 5200 名工作人员和 11 亿美元的年度预算（1971）。[1]

图 3.1　美国环境保护局及其组织环境

EPA 的主要职能是在国会授权下执行环境法。执行过程中，EPA 颁布了一系列的政策和法规，开展研究和监测工作，并且进行制裁等许多其他工作。在执法的同时，EPA 也能通过向国会提交新规划的方式，告知国会应立法并采取措施来避免将来出现的环境问题的影响。

EPA 的总部在华盛顿，这里是它制定政策和法规，规划、评价工作的地方。它在全国有 10 个区域办公室，与州环境机构、公司和其他隶属实体合作开展日常工作。每个区域办公室负责某几个州的工作。

在 EPA 成立的第一个十年末（1980），它已拥有 12000 名工作人员和大约每年 50 亿美元的预算。[2] 因为受到 EPA 所执行的补助计划的影响，这个预算数字有很大的误导性。举例说，1980 年 50 多亿的预算，除了 15 亿是用于 EPA 自身工作的开展外，其余的则通过 EPA 之手转到了州和地方政府，比如用于资助城市污水处理厂的建设。

EPA 的预算仅仅只是其执行环境质量目标所花费的支出中的一小部分，更多的成本是公司和政府用于购买清洁设备，运行污水处理厂，修补垃圾填埋厂等支付的。表 3.1 给出了 EPA 实施管制措施的执行成本。从 1972 年到 1990 年，每年的执行费用（按 1990 年的价格）从 300 亿美元飙升到 1150 亿美元，约占 1990 年国民生产总值的 2.1%。

表 3.1　美国所有环境污染控制行动的成本①

年总成本	1972	1987	1990	2000②
10 亿美元（1986 年价）	26	85	100	160
10 亿美元（预计 1990 年价）	30	98	115	185
GNP 的百分比	0.9	1.9	2.1	2.8

① 数据来自美国环境保护局（1991）。资本费用以 7%的利率转变为每年成本的可比价，资本设备的使用寿命随设备类型变化（例如，废水处理厂为 30 年）。

② 2000 年的数据是根据 EPA1991 年规划中的要求估计的。

表 3.2 中给出了 EPA 在 1987 年项目实施的资金分配情况。最大的两项花费是用于控制水体的点源污染和空气的固定源污染（见图 3.2），其次大的花费用于固体废物管理。因为

---

[1] 这些关于 EPA 最初的员工和预算的细节来自 Marcus（1980，p. 36）。

[2] 这一段中的数据来自 Portney（1990，p. 10）。在 20 世纪 80 年代，EPA 取得了许多新的责任，特别是在清除危险废物排放设备方面。虽然在第一届里根政府（1980～1984）期间，EPA 裁减了员工，到 1994 年，它的员工数量大约是 18，500。而 1994 年的财政预算是 66 亿（Fiorino，1995，p. 43）。

《综合环境响应、补偿和责任法》（CERCLA，Comprehensive Environmental Response，Compensation and Liability Act）（亦被称为《超级基金》）以及《资源保护和恢复法（RCRA，Resource Conservation and Recovery Act）》涉及的项目需要增加费用，因此用于处理危险废物的费用（占总成本的小部分）也有望增加。

表 3.2　实现 1987 年 EPA 计划的成本[①]

项　　目	成本/ 10^9（1986 年价格）	项　　目	成本/ 10^9（1986 年价格）
水：		危险废物：	
点源污染	33.6	RCRA	1.7
面源污染	0.8	超级基金	0.7
饮用水	3.1	杀虫剂	0.5
空气：		有害化学物	0.4
固定源污染	19.0	其他（包括其他未分配的 EPA 的行政成本）	0.8
流动源污染	7.5	放　射	0.3
非指定源污染	0.3	总　计	85.4[②]
固体废物（资源保护和恢复法，RCRA）：	16.7		

① 数据来自美国环境保护局（1991）。

② EPA 1987 年的总成本报告的是 85.29 百万美元；表中显示的总数略有不同，因为有三个重要数据做保留操作。

和所有的官僚机构一样，EPA 也要考虑预算和人员的规模。然而，环保局的资源和正常运行并非严格地执行国会的命令就能得到保证。它必须小心地防止法律法规的制定和执行过于严格，以免疏远了商业实体和其他被管的群体。如果被管制的群体觉得被管得过度，他们就会游说国会来使 EPA 放松管制，这就将减少 EPA 的预算和权力。而且，如果被管的团体大多采取不合作的态度——比如，违反允许条件或者不提交所要求的自我监测报告，EPA 的管理也就不能有效。若用制裁的方式来进行管理，EPA 没有这么多的人员和预算来严厉制裁那么多的受管团体。并且，EPA 就失去了强制执行的政治打击力量。为了管制有效，EPA 必须得到大多数受管人的合作，因此，它主要靠谈判和契约来执行它的规划，也尽力教育受管团体怎样去遵循那些要求。

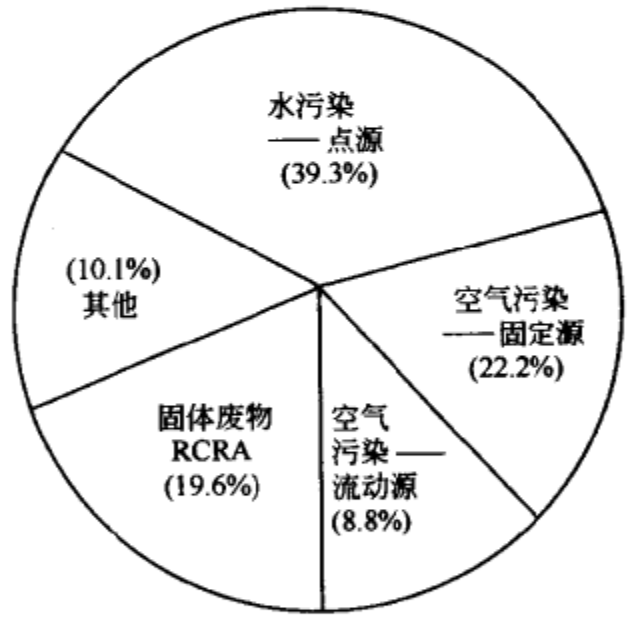


图 3.2　1987 年 EPA 各计划的成本分布图
（资料来源于美国环境保护局（1991，pp2-2—3-5））

当然，EPA 并不是可以自由的放松管制，因为那会引起环境组织的批评（可能是诉讼）和负责起草环境法的国会委员会的阻挠。当环境组织感到 EPA 没有恰当地执行法律，他们会游说国会，频繁地利用联邦法庭来控告 EPA 局长。国会有很多方法来处理 EPA 管制过松的问题。比如，它可以修订法律来减少 EPA 管理人执法时的自主程度。国会也可以加强监督，特别是当它认为 EPA 有被受管团体控制的危险时。比如，在 20 世纪 80 年代，据传闻，EPA 官员和在超级基金项目中负责危险废物清除的公司进行私下交易，国会就加强了监督。于是，EPA 必须在国会要求严格管制和企业要求放松管制的压力之间寻求平衡。

国会想通过法律的政策和标准来指导环保局的行为。然而，有多个理由使得法律语言模糊不清，需要 EPA 来解释。有时，法律模糊不清是因为法律制定过程中的妥协造成的；模

糊允许解释的灵活性，也可以使对立的立法人员对法案达成一致。通常环境问题的复杂性也使得国会颁布有模糊条例的法律。立法人员和他们的工作人员通常没有时间和专业知识来充分阐明法律的科学和技术部分，制定执行细节的任务就留给 EPA 了。比如，20 世纪 70 年代，国会要求废水排放安装最好的可能的技术来减少水污染，国会就给 EPA 权力去定义什么是“最好的可能的”。另外，国会让 EPA 来制定执行的政策和策略的详细内容。这些决定反映在 EPA 发布的具有法律强制性的法规上。EPA 还有权自由决定何时采取合适的制裁来强制环境法的实现。因为财力有限，EPA 必须要有选择地实现制裁，这选择的能力同时也是权力的源泉。

下面几部分系统地介绍了 EPA 机构组成的各主要部分。这将提供一个环境管理规划的设计和实施的各种工作力量的概括。虽然这是有关美国国家环保局的讨论，但是在其他的国家里，也有相似的力量在影响着环保机构的运行，包括州和地方的环保机构。

3.1.2 总统和行政办公室

尽管 EPA 是执行分机构的一部分，总统对它的控制却十分有限。一种控制方法是通过环保局局长和高级职员的任命。的确，局长的选择通常传递了总统的政策趋向。于是，当罗纳德·里根总统任命安妮·哥萨克（Anne Gorsuch）为他的第一任 EPA 局长时，他发出了要减少 EPA 对商业的控制的信号。哥萨克被任命，部分原因就是因为她对总统的忠诚和对减少联邦对私人部门的干涉政策的支持。同样地，当里根任命 William Ruckelshaus（一个为环境主义者所尊敬的人）为他的第二任局长时，所传达的信息就是 EPA 要再次加强环境法的执行了。哥萨克时期 EPA 的无效被看做是一次重要的政治责任。❶

除了任命 EPA 的高层官员，白宫还时常企图影响 EPA 的政策方向和独立决策。这通常是成功的，夸尔斯（Quarles）（1976）和伯浮德（Burford）（1986）等内部人士给出了大量的实例。然而，某些 EPA 局长成功地抵制了白宫的压力，一个例子就是卢塞尔·特伦（Russell Train），尼克松任职期的一位 EPA 局长，他从白宫获得了“EPA 局长拥有对 EPA 法规内容的最终决定权的书面保证”。❷

白宫控制 EPA 的另一种方法是在总统预算提议的准备过程中实现的。❸ 预算分配在预算管理办公室 OMB，（Office of Management and Budget）指导下进行，而 OMB 是总统执行办公室的一部分。预算控制的影响在里根政府早期得到了证明。在 1981 年到 1983 年之间，EPA 的预算几乎减少了 1/3，因此不得不大规模裁员。❹ 这明显减弱了 EPA 执行其监控和开展工作的能力。

除了影响总统预算外，OMB 也影响 EPA 的规章制定过程，而这一过程产生的规章通常可以具有法律效力（在下一节里叙述）。❺ 从 1971 年开始，OMB 就被要求试图对 EPA 提

---

❶ 与安妮·伯浮德（她结婚前的名字是安妮·哥萨克）部门相关的一些事件和 William 到来的叙述，见 Landy，Roberts 和 Thomas（1994）和伯浮德（1986）。

❷ 该引用来自 Landy，Roberts 和 Thomas（1994，p. 38）。

❸ 为了下一年的财政拨款（从 10 月开始），总统的预算在每个历年开始的时候提交国会。虽然国会做最终的预算决定，总统的预算指出了各个执行部门的优先顺序。更多关于政府预算过程如何影响 EPA 的信息，见 Fiorino（1995，pp. 70-71）。

❹ 关于 1981 年到 1983 年期间 EPA 的预算和员工的详情，见保护基金（1984，pp. 388-90，和 1987，p. 27）。

❺ 注意区分：EPA 发布规章（regulations），这是政府法律的一种形式，用以实施成文法（statutes）。规章是有约束性的。EPA 也发布非约束性的指南（guidance），以帮助被管制的组织达到法定的要求。正如该讨论表明的那样，总统发布执行命令的权力提供了另一个白宫控制各部门的权力来源。

议的规章进行评审，以确保规章制定中考虑到了经济和财政因素（比如通货膨胀）。1981 年 1 月，当里根总统发布 12291 号政令，要求所有管理部门在制定影响超过 1 亿美元的新规章时都要准备规章影响评价（RIAs，Regulatory Impact Analyses）的时候，这种评审变成了强制性的要求。

12291 号政令的一个重要规定是“除非社会从规章中得到的潜在效益高于费用，规章就不能采用。”OMB 被授权执行这项总统令。根据对 OMB 的几次绩效分析，12291 政令在很大程度上促进了管制的放松。由于对环境质量改善的货币效益进行评价在科学数据和方法上都十分有限，这很容易误用 RIAs 而使商业利益的管制放松的问题被提上政治议程。❶

3.1.3 国会

国会提供了 EPA 通过立法来引导总统执行它的规划项目的理由。另外，国会控制 EPA 的预算，并且是 EPA 权力的来源——授权 EPA 局长作为代表来解释环境法规的细节。同时国会也是对 EPA 工作做出批评的重要来源。❷

国会控制 EPA 的一个方法是在通过法律时给出清楚的执行标准和政策指导，❸ 这包括对 EPA 局长职责的明确规定。❹ 正如后面会详细谈到的那样，环境组织经常利用法庭迫使 EPA 执行法律条款，而不是遵从局长的意愿。国会也会用“棒槌规定”（hammer provision）监督 EPA，这种规定作为成文法的一部分，清楚地说明什么是违约的规章。如果 EPA 不能在约定时间前发布一项规则，“棒槌”落下，违约法规就起作用了。

棒槌规定是在 1984 年对《资源保护和恢复法》的修正中首次提出的，在其中国会规定了如果 EPA 不能在特定时间以前发布规章，要执行的最小的法规控制。例如，在 1984 年修正法颁布前，没有关于小规模生产者的规定。小规模生产者就是每月危险废物的产出量在 100～1000 千克之间的生产者。在 1984 年的修正案中，国会要求 EPA 在 1986 年 3 月 31 日前发布对小规模生产者的规定；国会同时还规定了控制措施，比如对小规模生产者实行废物跟踪，如果 EPA 不能满足最后的期限的话，国会就实施自己规定的控制措施。这个棒槌规定确保了在 1986 年 3 月 31 日前对小规模生产者有一定的控制水平；同时也并没有解除 EPA 以后发布更多综合性规章的职责。在这种情况下，如果 EPA 按时发布了规章，国会就不会再使用棒槌规定。Fortuna 和 Lennet（1987，p. 116）评述，“EPA 当时的行为，很大部分就是负责制定最小的控制法规的细则条款，这些都达到了预期的目标。”❺

国会也能通过要求进程报告和要求总审计局进行绩效评价的方式监测 EPA 对环境法的执行情况。而且，国会委员会和下级委员会通常召开听证会，使国会能监控 EPA 对环境法的执行或者修正环境法律。这种听证会使国会有机会听到所有利益集团，包括被法律管制的

---

❶ 关于误用 RIAs 的文件，见 Rosenbaum（1991，p. 133）和其中引用的研究。

❷ 下面有关国会 EPA 关系的讨论仅限于国会对 EPA 行为的限制。关于国会的环境事务的政策开发行为的介绍，见罗森本（1991，第 3 章）。更全面的关于国会对环境政策进行监管的记述，见 Fiorino（1995，pp. 63-69）。

❸ 另一种国会控制的形式是要求参议院批准总统高级官员的选择，包括 EPA 局长。

❹ 有关是什么构成了不可任意支配的责任这一问题经常引起很多争论，并且有时候也成为法律诉讼的主题。从《秘密法辞典》（1990 年第 6 版，St. paul 著，新墨西哥：西部出版公司）中可以看出在界定不可任意支配的责任含义时遇到的困难。辞典中这样写到，不可任意支配的行为是那些“其中没有永恒的和严厉的规定来约束什么是必须要做的，什么是不需要必须要做的……”。除非有法规毫不含糊地规定 EPA 的行政长官必须要做什么，责任就存在争辩的余地。

❺ RCRA1984 年修正案部分的目的是为了将 EPA 引导进入正确的轨道，因为在之前的一段时间里，EPA 曾经有过“错过最后期限，制定的法规不完全，甚至因为延缓了法规制定而导致危险废物问题恶化”。参议员 George J. Micthell 引自 Harris，Want 和 Ward（1987，p. 87）。

集团的意见。

虽然通常国会批评 EPA 的不足，但许多分析人士相信缺点是不可避免的，因为就 EPA 所能利用的信息、财力和时间来看，国会要求 EPA 所做的已经超出了其能力范围。结果就是一连串有关不能按期发布法规和不能实现清除目标的记录。此外，为了和环境要求一致，国会也通过修正它自己的法律来延长达到要求的最后期限。

为什么国会有延长最后期限的作法呢？原因之一是，国会考虑到严格实行管制引起的经济困难，认识到许多由于管理和司法的滞后而阻碍了综合环境法的执行。罗森本（Rosenbaum，1991，pp. 116-17）补充了另一个同等重要的理由，就是“尽管国会曾经许诺采取措施来保障法律的实施，但到后来，他们在政治上并不愿意面对这些承诺。”因此，国会把做这类政治上不受欢迎的决定的职责推给 EPA，而这类决定是控制污染所必须做的。罗森本（1991，p. 114）就这个观点进行了详细论述：

环境立法经常是模糊又互相矛盾的，因为国会不能或不愿解决法律中存在的主要的政治矛盾，所以国会常常用沉默、混淆、甚至故意含糊的法律语言来掩盖这些矛盾。结果就是这样的政治“烫手山芋”被转到环保局，由它来解释和澄清这些法律语言，同时伴随而来的是政治矛盾和立法批评，或者这个工作就留给法院来完成。这样 EPA 就陷入了长期的起诉和政治交易中，这些程序阻碍了 EPA 制定对于法律执行很关键的一些规章。此外，很多规章只有经过几年甚至几十年的研究后才能确定。

3.1.4 法院

在解决诉讼当事人之间的争论中，法院对 EPA 的政策形成和实施都有影响。法院行为时常是针对 EPA 局长的；而原告通常是环境组织或者商业实体。若是环境组织，通常是指控 EPA 没有执行环境法的条款或没有完全的执行，一般的案例是起诉某项排放标准定得过低达不到环境法的目的。相反，若是商业实体，他们通常考虑达到标准的成本和效益，因为一个标准定得过高而起诉。

有时法院解释法律行为的影响远远超出某项标准。一个例子就是 1977 年在塞纳俱乐部对 Ruckelshaus 的案例中联邦地方法院的判决，这个案例是关于地区的空气质量比国家规定的空气质量标准高的。❶ 原告主张 1970 年的《清洁空气法》不允许这样的地区空气质量以任何方式下降到国家标准。法院的判决结果有利于塞纳俱乐部，它的判决迫使 EPA 形成了一项有关比国家标准低的地区的空气质量污染物水平防止显著恶化（PSD，Prevention of Significant Deterioration）的政策。这项政策允许恶化但是进行量的限制。在评述法院在解释清洁空气法的角色时，Melnick（1983，p. 73）认为，EPA 的 PSD 政策“是在法庭产生，并且在过去十年几乎都停留在那里。”

另一个关于法院行为影响 EPA 的例子是有关为了达到国家环境空气质量标准，对交通和土地使用进行控制。1972 年，加利福尼亚州向 EPA 递交了符合《清洁空气法》要求的计划。EPA 驳回了这个计划，因为它不符合周围的洛杉矶、旧金山等主要都市区的空气质量标准。然而，EPA 也没有照《清洁空气法》的要求发布一套替代方案。

---

❶ 塞纳俱乐部对 Ruckelshaus 的案件最先于 1972 年 5 月在哥伦比亚区联邦地区法院审理，法院对判决经过了最高法院的审核。想进一步了解法院判决和 EPA 随后的行为，参见 Melnick（1983，第 3 章）。

关于 EPA 没有执行《清洁空气法》的诉讼被提交上来。在 Riverside 城区和 Ruckelshaus 的案例中，❶ 原告认为，因为该州的计划不能达到光化学氧化剂的合适标准，EPA 局长依法有责任发布能达到标准的土地使用和交通控制计划。法院的判决结果有利于原告，命令 EPA 局长发布所要求的规章，包括必要的控制土地使用和交通的规章。根据判决结果，EPA 对政策进行了调整，其中包含一个采取汽油配给制和对停车场强加收费等偏激措施的计划，这个计划使得洛杉矶的汽油销售减少了 82%。

EPA 提议的计划将导致洛杉矶居民生活方式的根本改变，人们对计划的批评很激烈。洛杉矶市长称这个计划“像驴一样愚蠢”，一位来自加利福尼亚的参议员说它将导致“经济和社会混乱。”❷ 公众的大声抱怨引来法院对 EPA 土地利用和交通控制规章的质询。❸ 法院反对 EPA，阻止了这个不受欢迎的计划的实行。在这个案件之前，EPA 就知道如果它试图对地方土地使用和交通的决策者强加它自己的意愿，就会被彻底地批评。的确，在 1972 年，当 EPA 公开它提议的洛杉矶的交通控制时，它就公开表明法院和成文法没有给它留下任何机会。❹

法院时常被环境组织和受管集团利用来达到策略性的目的。当 EPA 发布规章来实行成文法时，法院的质询经常就跟来了，如果 EPA 败诉，它就被迫改变它最初的规章。而修正的规章可能会引起其他的在第一次法院判决中没有考虑到的利益实体的诉讼。Wenner（1982）分析了 20 世纪 70 年代美国的 1900 例环境法诉讼案，发现法律被斗争拖延是很平常的。

3.1.5 州政府

EPA 执行的许多管理行为曾经是把州政府排除在外的，即使联邦权利扩大，州政府也执行他们自己的很多规划。在 1948 年实行联邦水污染控制法之前，联邦政府几乎不参与环境保护。从那时起，联邦政府开始在管理空气和水污染上担任越来越重要的角色。到 20 世纪 70 年代，州政府在这些管理领域内的传统影响已经被取代了。在里根掌权时期，州政府的影响开始恢复。里根的新联邦制度的目的要把一些国内事务的权力返回到州，包括环境质量管理方面。❺

把更多的环境政策的权力交给州政府有以下几个理由。❻ 首先，州政府能更灵活敏锐地对地方的条件和需要做出反应；而且，各州独立行动，就可能采取有创意的政策工具和试用环境管理的新方法；最后，把环境规划的权力返回到各州，将减少传统的在联邦和州政府之间分享环境管理权时存在的不平衡。

里根政府的影响是州环保局执行的联邦空气和水质规划的数量有很大的增长。❼ 联邦空

---

❶ 这一案件在加利福尼亚州中区法院审理（4 E.R.C 1728，C.D.，加利福尼亚 1972），整个事件参见 Melnick（1983，第 9 章）。

❷ Sam Yorty 市长和参议员 John Tunney 的话引自 Marcus（1980，p. 133-134）。

❸ EPA 和 Browm 的案件在美联邦上诉法院第 9 巡回区审理，521 F. 2d. 827。法定判决 EPA 不能强制要求加利福尼亚州采用 EPA 自己制定的计划。EPA 对州政府的立场受到严重的威胁，更多关于土地使用和交通控制计划的内容参见 Melnick（1983，第 9 章）。

❹ EPA 在这一事件上的立场参见 Quarles（1976，p. 22）。

❺ 联邦制度指权利在不同层次政府之间的分配。在联邦国家，权利在宪法规定的各行政单位之间分配（一般为州或省），欲了解在美国环境政策下的联邦制度运作情况，参见 John（1994）。

❻ 这一部分的资料来自 Ringquist（1993，pp. 44-45）。当然，要加强联邦政府在环境管理中的作用也有很有说服力的论断，例如，如果失去了国家管理，州就可能为吸引工业投资而采用比较低的环境标准。有关是否加强联邦政府环境保护中的职能的讨论见 Stewart（1977）。

❼ 根据 Ringquist 的说法（1993，p. 61），在里根政府执政的第一个 3 年（1981～1983）里，“联邦委托给州政府的合格的环境项目从 33%上升到 66%。”Ringquist 同时指出（1993，p62-65）在 1979 年到 1988 年联邦政府资助州政府的大气和水污染控制项目分别减少了 54%和 68%，州政府负责去寻找新的资金来源。

气和水污染控制立法为州环保局执行联邦规划提供了可能性（例如，得到许可的州能发布国家污染物排放削减系统的废水排放许可）。当州担任这个角色时，EPA 及其州级部门就成了规划执行的合作者。EPA 保留对国家空气或水质量管理规划组成的政策制定和监督的职责，州环保局承担执行的职责。只有当州环保局能证明它拥有执行规划所需要的权威、人员、监控能力和其他资源时，国家法律才准许这样的职责分担。

在 20 世纪 80 年代，许多州都尝试制定了有创意的环境政策，这些政策通常比与它们对应的联邦政策要严格。这可以从加利福尼亚对汽车清洁燃料的严格要求看出，这些要求后来被八个东北的州采用。这些清洁燃料的规定为 1990 年联邦《清洁空气法》中燃料要求的重新形成奠定了基础。正如 Ringquist（1993）所论证的，许多州已成为环境规划的改革者，有的已经到了努力保护环境的前沿。而且，州级的政策试验产生了创新的管理策略，这些策略广泛地在各州传播，并且影响了联邦环境政策的形成。

3.1.6 受管团体

EPA 发布的规则影响到很广范围的组织，不但影响私人企业，也影响到州和地方政府以及许多联邦部门。这里分别讨论每个团体。

（1）州和地方政府

虽然 EPA 在许多情况下都和州环保局达成一致，但 EPA 和州政府的关系并不总是和谐的。除了发布规章影响州环保局执行联邦环境规划的方式外，EPA 也发布州环保局必须遵守的规章。

EPA 与州和地方政府之间的紧张关系可以从 EPA 的交通和土地利用控制计划这件事情中得到证明。正如前面所提到的，即使清洁空气法要求它发布这样的计划，EPA 也尽力避免那样做。EPA 官员知道对土地利用和交通的控制一直都是州和地方政府实施的。后来法院判决迫使 EPA 发布了控制计划。而且，即使已经发布，EPA 也宣称它将请国会修正《清洁空气法》，以便能使它自己从这个计划中解脱出来，因为它无疑会增加了 EPA 与州和地方政府的紧张关系。❶

EPA 把管理负担强加到市政府和其他一些操作废物管理机构的公共团体。例如，根据国家《清洁水法》，所有公开拥有废水处理设施的实体都必须得到排放许可，这种许可是作为国家污染排放削减系统的一部分的。在没有发放许可的能力的州，由 EPA 发放许可，并且直接监管地方公共团体。

（2）其他联邦机构

虽然 EPA 在很多计划里与其他联邦机构合作得很好，但也在一些计划中暗含矛盾。其中首先就是实施污染控制要求中和诸如军事基地等联邦机关的矛盾。虽说 EPA 可以对不遵守其规章的联邦机构进行制裁，但是促进机构之间无冲突并进行合作才是最好的办法。❷ 在与其他联邦机构的冲突中，EPA 的权益并不能得到很好的维护，尤其是当政治影响不利于 EPA 与白宫和国会的关系的时候，EPA 的工作人员通常只能采取就执行细节与其他联邦机构进行谈判的办法来解决争端，因为把这些问题提交到上级机构寻求解决是不现实的。

1969 年的《国家环境政策法》确立了联邦环境影响报告书（EIS，Environmental Im-

---

❶ 详细的资料来自 Quarles（1976）。

❷ 此外，许多法学家认为 EPA 利用法院的判决来促使别的联邦机构执行环境法规是违反宪法的。有关这种相反论调的内容，参见 Steinberg（1990）。

pact Statement)，这使 EPA 对所有联邦机构有潜在的实质性影响。1970 年的《清洁空气法》的 309 条款要求 EPA 审查根据联邦 EIS 计划产生的每个影响报告。在执行审查中，EPA 发现它自己时不时就陷入矛盾之中。尽管 EPA 尽力与其他联邦机构就分歧进行谈判，避免激化到对簿公堂，但它却不能总是做到这样。然而，EPA 的批评者认为这样的对峙出现得如此之少，309 条款赋予 EPA 的权力并没能对联邦机构的行为进行有效地限制。❶

(3) 企业

EPA 对商业团体采取的方法波动很大，关键看谁入主白宫，谁领导 EPA。有些 EPA 局长——例如，尼克松政府的 Ruckelshaus——对要求工业遵守法规采取强硬的态度。Ruckelshaus 的努力维护了 EPA 作为环境保护部门保护环境的形象。其他 EPA 局长，像安妮·哥萨克，作为里根执政期间的第一位局长，就采取调和的态度，强调 EPA 与工业的谈判和合作。

在布什和克林顿执政时的 EPA 局长（分别是威廉·内利，William Reilly 和卡罗尔·布朗尔，Carol Browner）提出了与工业进行合作的非管制计划，❷ 比如 EPA 的绿色照明计划 (Green Lights Program)。该计划的几百名志愿者调查了他们的设施，尽可能在五年里改善他们 90%的管辖范围的照明效率。EPA 为参加者提供关于有效照明的成本和可行性的详细信息。根据 EPA 统计，该计划使参加者每年节约几百万美元。❸

企业为了他们的利益，利用了与政府之间的“特殊关系”（Lindblom，1980，p. 73）。Lindblom 评述道“一个民主选举的政府不可能面对广泛的或者长期的（经济）危机还能幸存。”这就可以解释企业与政治家们的关系。而且，企业通常能组织金融资源和法律能力，这些都是长期对议员进行游说和在法庭之外斗争所需的。

工业掌握了有重要意义的财力和与政治家们的良好接触，因而当他们和 EPA 或其他管理实体发生冲突的时候，他们的意见就能及时而有力地反映出来。企业经常劝说国会和白宫减少 EPA 的管制强加给他们的负担。在国会举行的关于环境立法的听证会中，私有利益者是主要的出席者。而且正如前面所提到的一样，在法院，他们也是 EPA 管制最有力的挑战者。

在 20 世纪 70 年代，在传统策略之外出现了另一个重要的策略，企业用它来减少环境管制的负担，这就是所谓的一种新型的“公共利益组织”，它是受私人企业支持的，同时也像环境组织那样以法律策略作为手段，太平洋法律基金会是这种组织中成立最早的一个。它提出的诉讼中，包括有阻止加利福尼亚对核开发进行限制以及阻止 EPA 要求洛杉矶向海洋排放污水前必须要先经过处理等。❹ 其他的这类组织包括山地州法律基金会和东北法律基金会。罗森本（1991，p. 94）认为“企业公共利益组织主要是由 Adolph Coors 公司和 Scaife 基金会这样的组织赞助的，这些组织激烈地反抗过去 30 年里通过的大多数环境管理规划。”

自 20 世纪 80 年代末期以来，作为审慎使用运动（wise use movement）的一部分，赞助反抗环境管制组织的工业越来越多。这个运动是一些致力于保留工作岗位和保护私人财产权的不同组织的集合。许多“审慎使用”的鼓吹者认为环境管制，比如保护湿地，是剥夺了

---

❶ 参见 Hill (1978) 有关对 EPA 在 309 条款下的行为的回顾分析。

❷ 例如企业努力在法规要求之外尽可能地降低污染，有关污染防治的讨论参见第 14 章。

❸ EPA 绿色照明计划的内容来自 Kling 和 Schseffer (1993，p. 27)，同时他们也列举了另外几种 EPA 和企业之间的合作关系。

❹ 有关这些诉讼的信息，参见 Wenner (1982，p. 54-55)。

土地所有者受宪法保护的财产使用权。无疑，审慎使用组织和环境非政府组织陷入了争论之中（正如最近的关于太平洋西北部伐木和生态环境保护的争论）。❶

3.1.7 环境非政府组织

自从 1892 年成立塞纳俱乐部之后，❷ 环境保护组织就对美国的环境政策产生了一定的影响。在二战结束到 1982 年这一段时间里，至少又有五个国家层次的环境组织成立（见表 3.3）。在 1950 年以前，这些组织的主要目的是保护公共用地（特别是国家公园和其他风景资源）以及特殊的野生动植物物种。

表 3.3 美国全国环境游说组织①

组　织	成立日期	成员人数/1000 人		1990 年预算
		1960	1990	/10^6
塞纳俱乐部	1892	15	560	35.2
全国 Audubon 协会	1905	32	600	35.0
全国公园保护协会	1919	15	100	3.4
Izaak Walton 联盟	1922	51	50	1.4
荒野保护协会	1935	10②	370	17.3
国家野生动物联盟	1936	—	975	87.2
野生动物保护者	1947	—	80	4.6
环境保护基金	1967	—	150	12.9
地球之友	1969	—	30	3.1
自然资源保护委员会	1970	—	168	16.0
环境行动	1970	—	20	1.2
环境政策研究所	1972		非成员组织	
总计		123	3103	217.3

① 资料来源：《环境运动 20 年：全国环境组织变化趋势》，摘自 Mitchell，Mertig 和 Dunlap《美国环境保护论》。版权所有。

② Mitchell 和 Mertig 认为这是一个估计数。

自 20 世纪 60 年代以来，环境非政府组织的数量和规模以及他们使用的策略都有很大的变化。表 3.3 显示了 12 个环境非政府组织的成员和预算的数字，这 12 个组织是 1990 年在华盛顿开展环境运动的主要力量。❸ 这些组织与其他环境组织的区别在于他们更注重为环境法的立法和有效实施而进行游说。

表 3.3 包括两个公益环境法组织：环境保护基金（EDF，Environmental Defense Fund）和自然资源保护委员会（NRDC，Natural Resources Defense Council）。这些组织的成员大多是律师、科学家和工程师，他们因为揭露公众和私人组织的环境陋习并引起法院的关注而博得名声。表 3.3 中，不仅仅 EDF 和 NRDC 是依靠诉讼的组织。在 20 世纪 70 年代，塞纳俱乐部发起的环境方面的诉讼案例比其他任何一个环境组织都多。❹ 除了游说和法律策略之外，表 3.3 中的组织也依靠公众教育运动来达到他们的目标。

---

❶ 更多审慎使用运动的内容参见 Echeverria 和 Eby（1995）。他们同时还列举了很多力主发展的组织，但这些组织都有一个听起来对环境很友好的名字，如石油、天然气公司和一些房地产开发商赞助的全国湿地联盟就是反对湿地保护的领导力量。

❷ 其他国家里的环境非政府组织也发挥了同美国境内的环境非政府组织相似的作用。有关其他国家环境非政府组织的内容，参见 Tolba 等（1992），世界自然研究所（1992）和 Yap（1992）。

❸ 有关对这些全国性的环境组织的影响分析，参见 Cameron，Mertig 和 Dunlap。

❹ 资料来源：Wenner（1982，p. 47）。

虽然表 3.3 中所列组织以在华盛顿活动为主，在美国还存在几百个其他的环境非政府组织，其中有的组织的预算和成员都多过表中所列的这些。例如，1990 年美国绿色和平组织的预算为五千万美元，成员有两百多万。在表 3.3 中未列出的环境组织中，有的则主要靠直接行动来达到目标。这包括地球第一（Earth First!）的全民对抗和 Sea Shepherd 协会的各种形式的“生态破坏演示”（ecotage），例如，把捕鲸船弄沉和在树旁打桩来阻止伐木。[1] 这里，采用生态破坏演示的方法是和“极端生态学”的基本原理相联系的。[2]

环境组织通常扮演局外人的角色，依靠诉讼、游说、直接行动和传媒运动来进行工作。然而，如果在某一执政期间，来自环境非政府组织的人员被吸收进入 EPA 和其他部门的高级职位，他们就可以更直接地施加影响了。最近的一个例子就是威廉·内利，他是布什政府的 EPA 局长，在此之前曾领导世界野生动植物基金/保护基金。

国家层次的环境 NGOs 并不是影响美国环境政策的惟一组织。自 20 世纪 70 年代以来，成立了大量的民间环境组织。他们的影响主要在地方，为促使其社区的有害废物污染的清除、阻止新污染源的布局而斗争。这些地方组织的行为也影响到 EPA。一个例子是关于 EPA 资助社区参与清除垃圾填埋场以及由于地下贮藏槽泄漏引起的有害废物污染的项目。民间环境组织极力为这些计划游说包括超级基金（Superfund）对地方组织提供的赠款，以使他们能够聘请专家对有害废物场所的补救进行技术咨询。

另一个民间环境主义者影响 EPA 的例子是环境公正运动（见第 1 章）。运动领导人施加压力的结果就是使 EPA 更加重视其规划和政策对少数民族和弱势群体造成的影响。

3.1.8 大众传媒和公众

环境运动的影响是与它从公众那里得到的大力支持紧密联系的。有同情心的传媒对环境事务的宣传对产生这些支持起了重要作用。[3] 强大的公众支持对环境组织很重要，因为它使得他们对新环境法以及对现有法律的有效实施这两方面的要求合法化。自从 19 世纪末 20 世纪初开始，环境组织就开始利用传媒来影响环境方面的公共政策。20 世纪早期的保护约塞米蒂自然公园的赫奇赫奇山谷不被水库淹没就是一个典型的实例。报纸评论，特别是《东方》，在引起公众反对水库这一事件中起了很大的作用。到 20 世纪 60 年代末期，在媒体上对环境事务进行广泛地宣传已经属于很平常的事情。举例来说，媒体对于圣·芭芭拉石油溢出（1969）、Love Canal 的化学废物问题（1978）和 Exxon Valdez（1989）的油轮破裂事件的关注。

媒体宣传和公众意见对环保局的影响有多种形式，比如，影响局领导的轮换。这一点从 20 世纪 80 年代早期电视和报纸公开指责 EPA 局长和她的高级人员对超级基金计划的实施管理不当中就可以看出。媒体早就对所谓的 EPA 利用基金来达到成员政治目的这一事件进行公开，同时也告诉公众在与白宫、EPA 和国会斗争时应该采取的策略，以及一些信息来源以使公众能够核实 EPA 对其错误行为所做的辩解。这次论战成为里根政府的一项主要的政治债务，而且导致环保局长的辞职。[4]

传媒和公众意见也能影响 EPA 在制定某些规章上的立场。一个例子是关于 EPA 对化学杀虫剂（普遍使用的商标是 Alar）安全的行为。McClosky（1992，p. 86）这样描述公众意

---

[1] 环境组织采用的策略和方法的回顾，参见 Mertig 和 Dunlap（1992）。

[2] 第 1 章列出了这些原理。欲了解极端生态主义对一些偏激性对环境组织如“地球第一”的影响分析，参见 Devall（1992）。

[3] 公众对环境运动支持的详细资料，参见 Mertig 和 Dunlap（1992）的不同论文。

[4] 就当时 EPA 行政长官对这些事件的辩解，参见伯浮德（1986）。

见的影响：

关于 Alar 的安全问题在 EPA 争论了 15 年，EPA 都没能下决心是否停止使用。【当自然资源保护委员会在国家电视上发表了它的危险评价，并谴责了 Alar 在苹果上的使用时】，再也没有顾客想去买苹果了，也没有超市想卖。苹果种植人请求停止使用 Alar，因为市场已经瓦解了，Alar 的生产商宣布停止生产……这件事情在市场上得到了解决。EPA 是否禁止它已经无关紧要；社会通过其他方式决定了人们是不能接受它的使用的。

最后，Alar 的生产商决定从市场上把产品撤销。

公众意见和传媒对国会的影响最终影响到 EPA 决策的优先顺序。例证就是 20 世纪 80 年代末期由 EPA 的环境专家提出来的公众评价。EPA 官员根据他们认为的环境问题的风险程度对这些问题进行排序，并把结果与公众对这些问题的排序进行比较（EPA，1987），结果有很多的不一致。有些风险，比如臭氧层损耗和全球变暖，公众认为的风险性比 EPA 专家低得多；对化工厂事故和有害废物的排放则恰好相反，公众认为的风险高，而 EPA 官员认为中等或低。当然，EPA 官员的排序受到了环保局局长召集的许多专家们的普遍支持（EPA，1990）。

风险优先排序的结果证明 EPA 曾耗费大量资源在那些环境专家认为和其他问题相比并不重要的环境问题（比如，清除有害废物场所）上。这些不一致是因为 EPA 的章程是选出来的官员们制定的，他们通常反映的是公众意见。EPA 为了能处理好那些它认为有高优先级的问题，就必须对公众和选出的官员进行不同形式的环境风险教育。

3.2 EPA 的规章制定过程

当国会通过一项环境法时，它就把设计实施程序和要求的责任给了环保局。当 EPA 的要求以规章的形式颁布后，它们就具有法律效力。在美国，部门的正式规章和法律在行政意义上是等同的。通常，条例（regulation）和规章（rule）这两个术语是互相换用的。

这部分考查 EPA 的规章制定过程。首先介绍《行政程序法》（APA），它详细规定了联邦规章制定的程序。然后介绍一个规章制定的实例：EPA 工业废水处理技术和排放标准条例。这些条例为《联邦水污染控制法》（FWPCA，the Federal Water Pollution Control Act）1972 年修正案中要求的排放许可的签发提供了依据。

3.2.1 《行政程序法》

立法机构将实施权授予一个部门，就给了该部门委任的官员巨大的权力。在 20 世纪 30 年代，当富兰克林 D. 罗斯福政府实施新的社会计划，竭力使国家摆脱经济危机的时候，潜在的行政权力被滥用的可能性大大增加了。这期间，联邦部门的数量、规模、权力剧增，引发了怎样使这些部门做到对公民负责的讨论。

结果，在 1946 年，国会通过《行政程序法》（APA，Administrative Procedure Act）（在有的文献中也译为《管理程序条例》——译者注）来限制联邦部门权力的使用。（许多州采用了他们自己的 APA 版本。）虽然 APA 有很多条款，但其中主要的一条（此处涉及的惟一的一条）是关于部门发布规章、执行法律所遵从的程序。❶

---

❶ 行政程序法其他的一些重要条款涉及行政机构必须要召开听证会和对争议进行裁决。这项法律同时也给出了在何种情况下居民可以申请联邦法院对各行政机构做出的裁决进行申诉。

除非由其他的成文法指导，联邦各部门发布规章必须遵从 APA 通告和评论所要求的以下步骤。

1）各部门在联邦注册处发表被提议的规章制定的通告。联邦注册处是联邦注册系统的组成部分，它的行政行为是记录如总统声明和规章制定通告等。[1] 这个通告必须包括被提议的规章的主旨和描述制定程序的信息。通告还必须详细列出拟订规章的法律依据。

2）利益相关的团体都必须有机会通过提供数据和书面评议的方式参与规章制订。[2]

3）在参考相关团体的评议的基础上，部门必须在联邦注册处再次发表拟订规章的通告。该通告则包括最终的规章和对规章的基础和目的的概述。

4）部门要在最终的规章发布 30 日之后才能实施。

这些步骤一般被称为《行政程序法》的非正式规章制定。[3]

所列的这四个要求通过允许相关团体了解所提议的规章、对提议提出评议以及知晓最后结果的方式提供了保障。而且，最终的规章发表后的 30 天等待期为受影响的团体提供了在联邦法院向规章提出质疑的机会。[4]

像 EPA 这样的部门，通过增加细则，并对规章制定中采取的所有行动进行详细书面记录来补充 APA 的非正式规章制定程序。EPA 整理了全部行政记录，因为许多联邦法官在根据 APA 判案时强调了部门保持规章制定行为记录的必要性。

EPA 和其他部门遵守的规章制定过程各不相同。有时个别成文法对部门规章的制定有特殊要求，程序的行政变化也因时而异，即使各个案例制定规章的程序细节有差别，下面这个案例说明了实际操作中的主要因素。

3.2.2 废水排放指南发布程序

根据 1972 年 FWPCA 修正案，制定规章形成废水排放指南的过程被广泛研究。（这里 Effluent 是废水排放的同义词。）[5] 正如在第 12 章中详细记述的，1972 年修正案介绍了一个新的控制水污染的联邦策略：国家污染排放削减体系（NPDES，the National Pollution Discharge Elimination System）。在这个体系中，EPA（或者有权实施 NPDES 的州）不得不通过发放许可的形式管理 47,000 个工业废水排放源，这些许可规定了允许排放的水质和水量。国会要求 EPA 在 1974 年 12 月前发布废水排放指南。该指南是为了给出一个标准，以作为 1972 年修正案发布许可的基础。例如，修正案要求工业在 1977 年前用“最可行的技术”（BPT，Best Practicable Technology）控制水污染，到 1983 年采取“最可能的技术”（BAT，Best Available Technology）。

马可斯（Marcus，1980，pp. 141-42）这样描述国会的意图：

理论上说，污水排放指南中一般性的规章是针对个别许可证情况的。指南陈述了整个工

---

[1] 联邦注册处还同时负责记录保存《美国联邦法规汇编》（CFR，Code of Federal Regulations）和总统的行政命令。联邦注册处除周一、周日和节假日后的第一天外，每天发布简报。

[2] 《行政程序法》并没有规定公众评议的时间段，相关团体一般有 30 天或更多的时间来加以评议。

[3] 如果一项法令没有包含导则，则各机构可以根据《行政程序法》的非正式程序来发布规章；如果法令要求必须要进行听证，则各机构就需要运用《行政程序法》更严厉的程序——“正式”程序。

[4] 欲了解更多有关《行政程序法》对规章制定程序的要求，参见 Davis（1972，第六章）。

[5] 除非特别指出来，这一部分的内容来自于 Magat，Krupnik 和 Harrington。

业界，像粮食加工厂、玻璃制造厂和石油生产商，都必须遵守的 BPT 和 BAT 标准，而许可证规定的污染是针对各个特定工厂的。

事实证明，在发布污水排放指南的全部规章的过程中，EPA 中遇到了比编制规章时所遇到的更不同寻常的困难。指南的发布要求 EPA 对 250 多组工业的废水削减实践进行调查，以确定什么污染控制技术是最可行的和最可能的。❶ 这是一个庞大的工作，国会要求的时间安排又很紧张。EPA 最初的目的是在 1973 年下半年发布 22 家工业的排放指南，但是到那时却连一家都没有能发布。因为错过了时间期限，从而导致自然资源保护委员会对 EPA 提起诉讼，结果双方以“两边同意的判决”的形式达成了一致，EPA 详细地列出了它要遵守的一个严格的时间表。❷ 这一结果同时也免除了 EPA 被管理和预算办公室（OMB，the Office of Management and Budget）质疑的可能。（OMB 的典型角色在下面详细阐述。）

对任何一种具体的工业行业，EPA 的规章制定程序由三个主要的部分组成（见表 3.4）。

表 3.4　EPA 定义 BPT 和 BAT 的程序①

订约人调查阶段	产生“制定说明”和规章的提案
选取工业作为管理对象	在联邦注册处发表拟订规章的布告③
选择 EPA 技术和经济项目官员	提供 30 天时间进行正式的广泛的评议
选择技术和经济订约人	规章发布阶段
产生“制定说明”草案并发布出去接受非正式的广泛评议②	对正式的广泛评议进行分析
提议规章阶段	产生最终的“制定说明”和规章
分析来自非正式评议意见	在联邦注册处发表所订规章的布告④
进行 EPA 内部评议	实施前至少还需要 90 天时间

① 摘自 Magat，Krupnik，Harrington（1986，p. 32），1986 年版《未来的资源》。

② EPA 的非正式广泛评议不是《行政程序法》中要求的内容。

③ 通常，OMB 要在该布告发表前对拟订规章进行评议。

④ 通常，OMB 要在该布告发表前对最后的规章进行评议。

在第一阶段，EPA 依靠一个“技术订约人”来调查工业实践，开发 BPT 和 BAT 的实用概念。对一类工业的子类来说，通常选取一个具有代表性的工厂，由订约人来决定工厂内的一些问题，如不同生产过程是如何影响污染参数的、采取什么样的废水管理程序以及实行不同废水削减流程所需的费用和能量等。“制定说明”草案就是从订约人得到的产物，包含 EPA 发放 NPDES 许可时使用的排放水质的定量限制。EPA 职员也指定一个“经济订约人”来研究采用所提议的排放指南时的经济影响（例如，如果强制实施某排放标准会导致多少工厂被迫关闭）。

在规章制定的第一小段，EPA 职员对订约人的进展以及从其他组织如公司、工商协会、部门和环境组织等征求来的信息进行内部评议。这一阶段得出的“制定说明”草案在大众中传播。一般地，需要 30 天评议时间，接着 EPA 在联邦注册处发表他们收集到的公众对草案的评议概要意见以及他们对这些评议的反应。❸

❶ EPA 将全国的水污染主题区分为 30 个工业类别和超过 250 个子目录。

❷ 两边同意的判决指由法庭起草并发布的判决书，宣布诉讼双方达成一致。

❸ 《行政程序法》并不要求在规章制定的早期阶段就需要接受公众评议，但当规章到提议阶段时，就需要接受公众评议。

在规章制定的第二阶段，EPA 组成一个内部工作小组来拟订规章。这时候主要是针对这些制定草案受到的评议再次进行分析和权衡。经 EPA 内部评议后形成拟订规章，这时就可以在联邦注册处发表。相关利益团体有至少 30 天的时间加以评议。通常，这些评议是对开发草案的批评的正式陈述。

正式评议期之后，EPA 进入其过程的第三阶段：规章发布。此阶段与外界已无联系。EPA 基于对评议的一些反应对拟订规章进行修改，然后把最终规章发表在联邦注册处。

最后，当规章发表后，对规章有置疑的人有 90 天的时间提出法律质询。建立排放指南的这些规章通常受到置疑，针对不同的排放指南提起的诉讼有 150 多起。在许多案例中，控诉和反控诉的过程耗费了相当长的时间，因此拖延了对这些诉讼案件的审理，其直接的后果就是使安装所要求的处理设备的时间拖延的更长。

3.2.3 OMB 在规章制定中的作用

前面提到的这个例子并不足以说明 OMB 在规章制定中的作用。在 20 世纪 80 年代，发表了两个政令，大大地增加了管理和预算办公室（OMB）的影响。其中一个是 12291 政令，要求对提议的主要规章进行费用-效益分析，“授权 OMB 在部门提议的规章征求公众意见之前，根据该政令的主旨对它进行评议……”❶

如果前面记述的废水排放指南的规章制定过程遵从正式的程序，那么 OMB 将在两处对规章的每一条进行详细地评议：（1）在拟订规章的通告在联邦注册处发表之前；（2）在最终规章在联邦注册处发表之前。

在一些极端的案例中，OMB 对 EPA 所提议的规章的评议历时三年半多。大多数情况下，OMB 的评议使规章制定要多花费几个月的时间。❷

里根总统在 1985 年 1 月发布 12498 号政令，要求各部门在开始制定一个新规章前需要通知 OMB，从而增加了 OMB 的影响。该令还要求各部门提交研究和信息收集的书面理由，这些研究和信息是判断一个法规是否符合要求所必需的。有批评指责 1985 年的 12498 政令和 12291 政令，“把制定规章的根本决定权交给 OMB 的人员，这些人既不能胜任规章涉及的真实领域，也不对国会或者任何选民负责。”❸ 虽然在对 OMB 能力的批评上还有争议，但可以肯定的是，OMB 对规章提案进行评议的前景是十分有限的，因为它强调的环境费用和效益是能够用货币化来衡量的。

前面的讨论说明了为什么实施一项新的环境规划通常要花数年的时间，同时也说明了白宫、国会、受管制团体和环境组织影响环境政策执行的一些方法。

3.3 美国以外的各国环境部门

这部分把对美国国家环保局的讨论扩展到美国以外，考虑在别的国家中这些相似的部门是如何发展的。虽然在不同的国家里，环境署以及相关的行政部门的发展形式各不相同，但仍存在一些共同的模式。一个就是 20 世纪 60 年代以前的模式，在这种模式下，空气污染、水污染和固体废物的环境法规并不只是在一个国家部门执行。通常存在几个这样的管理规

---

❶ 引自 Morrison（1986，p. 1062）。

❷ 这里所指的时间耽搁主要是针对那些影响超过 1 亿美元的规章，Fiorino（1995，p. 27）提供了很多 EPA 被 OMB 耽搁的例子。

❸ 引自 Morrison（1986，p. 1062）。

划，在低一级的部门执行，如卫生、自然资源等局（或部门）。正如在当时的美国，责任就是如此分散。

在美国之外，别的国家环境保护机构发展的另一个普遍的模式就是对环境部门的行为进行不同程度的监督，监督由立法和执行机构而不是由司法机构来进行。与美国的情形相比，美国是通过法院受理公民和非政府组织的起诉来对 EPA 的行为发挥主要的监督作用的。为什么其他国家的普通公民和利益组织不如此依靠法院来影响环境部门的行为呢？对此有几种解释：（1）成文法限制了公民起诉部门的条件（例如，公民有提供机构行为对个人伤害的证据的义务）；（2）没有公民起诉部门的惯例；（3）潜在的问题是原告缺乏信息或支付法院斗争所需的资金。

无疑，另一个共同点就是美国以外的国家环境部门时常要致力于如美国 EPA 同样的平衡行为中：为加强环境管制对环境主义者需求，与阻止环境要求干涉经济发展的压力之间的平衡。这部分的讨论就是在这些共同点上展开。

正如前面提到的，国家级的环境部门是直到 20 世纪 60 年代才开始出现的。❶ 工业化国家的环境部门一般是在 20 世纪 60 年代末期和 70 年代初期成立的，例子见表 3.5。导致这些部门成立的动因和导致美国 EPA 成立的动因基本相同。对国内水供应、污水管理、空气质量等的管理规划逐个产生，并由不同的组织单元独立实施。因为缺少对各个独立的管理规划的统一安排，因此，成立一个环境部门来消除分散、加强不同管制部门之间的协调是理所当然的方法。而且，在 20 世纪 60 年代末期，工业化国家的政府面临来自公民越来越大的压力，要求控制伴随经济快速增长而来的环境衰退。

表 3.5　工业化国家在 1972 年以前成立的国家环境部门举例

年份	国家	组织	年份	国家	组织
1969	瑞典	国家环境保护委员会	1970	加拿大	环境部
1970	美国	环境保护局	1971	日本	环境厅
1970	英国	环境部	1971	法国	环境和自然保护部

发展中国家的国家环境保护机构一般是在 1972 年斯德哥尔摩联合国人类环境会议（UNCHE，the United Nations Conference on the Human Environment）之后才出现的。斯德哥尔摩会议连同准备这次会议所召集的许多国际会议，为工业化国家和发展中国家提供了机会，就彼此的问题和对环境与发展的关系的不同观点进行讨论。根据 Tolba 和他的同事（1992，p. 742）的说法，工业化国家“到【斯德哥尔摩】来讨论工业增长引起的污染问题的国际解决。他们也关心自然保护……发达国家对诸如‘贫穷引起的污染’和不发达引起的资源低效率利用等问题没有什么兴趣。”Runnals（1986，p. 194）是这样评述发展中国家对斯德哥尔摩会议的关注：

他们担心环境法规和管制会减慢他们的发展，针对致癌物质或有害物质的严格的健康管制会被用以阻碍他们的出口，他们开采自己的森林和矿产财富的意图会受到阻止。最后，他们中许多国家担心新建立的世界银行和美国国际开发署（USAID，United States Agency for International Development）以及其他组织之间的环境关系会实质上增加他们的开发项目的

---

❶ 详细的介绍参见 Tolba 等（1992，p. 702）。

成本，如果没有另外的金融资金来补足这些成本，将会使开发项目的执行延期。

斯德哥尔摩会议的结果之一就是发展中国家把环境质量管理纳入优先考虑的行列。以肯尼亚为例，1974 年，它在非洲成立第一个国家环境保护机构。1972 年，肯尼亚政府成立了人类环境工作委员会来为在瑞士 Founex 召开的国际会议准备报告。Founex 会议之后，肯尼亚政府成立了国家环境秘书处（属自然资源部）代表肯尼亚出席斯德哥尔摩会议。该会议两年之后，国家环境秘书处地位提升，成为总统办公室的一部分。虽然国家环境秘书处有时在实现其管制目标时会受到工业和开发部门的妨碍，但是在根据国家议程开展环境质量管理方面仍卓有成效。[1] 像其他发展中国家的环境部门一样，它得到了不同的联合国组织和发展援助组织（如美国国际开发署）的帮助。

如表 3.6 所示，许多发展中国家在斯德哥尔摩会议之后很快成立了国家层次的环境保护机构。到 1992 年，斯德哥尔摩会议 20 周年的时候，全部工业化国家和大多数发展中国家都实质上拥有了国家环境保护部门。例如，到 1992 年，51 个非洲国家中有 37 个建立了“环境、自然资源或自然保护部。”[2]

表 3.6　发展中国家在斯德哥尔摩会议后成立的国家环境部门举例

年份	国家	组织	年份	国家	组织
1973	巴西	特别环境秘书处	1977	菲律宾	国家环境保护委员会
1974	肯尼亚	国家环境秘书处	1980	沙特阿拉伯	监测和环境保护局
1975	泰国	国家环境理事会			

虽然许多发展中国家已成立国家环境管理机构，但这些机构在建立法规和实行管制目标的时候经常遇到困难。许多发展中国家的环境保护机构不得不在预算不足和缺少有经验的工作人员的情况下进行工作。也许更重要的是，这些机构经常缺少政治上的支持。这些因素综合的结果就是，在许多国家，环境法律和政策没有得到有效地执行。

3.4　国际关注的全球环境问题

20 世纪 70 年代出现的全球环境问题的重要性大大超过了早期那些国际环境问题。在 20 世纪 70 年代以前，主要的国际环境事务就是关于迁移野生动物的保护和国际流域的水质及其使用。而自从 1970 年开始，国际环境法规覆盖了越来越复杂和广泛的主题范围。

在众多具有全球影响的环境问题中，[3] 本书涉及的包括跨国界空气污染导致的酸性物质沉降（通常称为酸雨的现象）、大气层臭氧耗损和全球气候变化、生物多样性损失以及危险废物的国际贸易。这些问题的技术方面将在后续的章节介绍。本章的余下部分介绍参与开发国际环境政策的主要参与者。考虑两个全球问题：大气层臭氧耗损和危险废物的国际贸易。前者用于证明联合国环境规划署和环境非政府组织（NGOs）在促进达成国际协议中所起的作用；危险废物贸易的讨论则说明了国内环境政策在国际政策和贸易中越来越重要的影响。

3.4.1　国际协议谈判：以臭氧耗损为例

臭氧层损耗在 20 世纪 70 年代年首次作为一个问题被提出，但直到 1984 年英国科学家

[1] 国家环境秘书处履行其职责的论述参见 Hirji 和 Ortolano（1991）。

[2] 资料来源：Tolba 等（1992，p. 724-25）。

[3] Tolba 等（1992）给出了这些国际问题的综合回顾。典型的国家环境问题都具有国际范围包括人口膨胀、生物多样性减少、森林遭到砍伐和过度放牧、全球气候变化、臭氧层破坏、酸沉降、跨境水污染以及危险废物的国际贸易。

在南极上空发现了大气臭氧层空洞后才得到重视。[1] 后来的证据表明，两极高纬度地区的臭氧层在变薄。到 20 世纪 80 年代末期，经验证明氯化物和溴化物与臭氧破坏有关，其中氟氯化碳（CFCs）是起特别重要的作用的。大气臭氧损耗对人类的影响包括皮肤癌、视力失调（如白内障）和免疫系统抑制，已确定的对生态系统的负面影响包括农业和渔业产量的减少。20 世纪 80 年代期间，科学家预计了如果不采取任何措施制止臭氧层的破坏将会发生的事情。后果是令人警醒的，采取国际对策迫在眉睫。

（1）联合国环境规划署在组织谈判中的作用

自从 1972 年斯德哥尔摩会议之后，联合国环境规划署（UNEP，the United Nations Environmental Programme）在国际环境舞台上扮演了一个重要的角色。[2] 这个组织是联合国大会响应斯德哥尔摩会议号召创立的一个新的联合国机构，以促进和协调联合国机构的环境行动。UNEP 作为环境监测数据的信息交换中心和国际协议的推动者为国际团体提供服务。[3]

从关于臭氧层破坏物质的蒙特利尔议定书的签订一例可以充分说明 UNEP 促进环境协议的过程。由于对大气臭氧层日益稀薄引起的危害的科学关注与日俱增，UNEP 管理委员会在 1976 年把臭氧耗损问题列为它最重要的五个问题之一。之后，UNEP 组织了一系列的国际会议的第一次会议，把科学家、非政府组织和政府代表召集在一起来讨论臭氧耗损问题。这次 UNEP 会议是在 1977 年召开的，采纳了一个保护臭氧层的世界行动计划。虽然这次会议建议采取国际行动来管制 CFCs 的使用，但臭氧耗损问题在当时并未认为是很紧急的问题。

1978 年，UNEP 组织臭氧层协调委员会进一步描述了臭氧耗损问题。这个委员会，由非政府组织和政府部门的代表组成，在科学研究的优先考虑上起了重要作用。

1981 年，UNEP 为细化臭氧层保护的全球框架协定，成立了法律和技术专家特别工作组。工作组从 1982 年 1 月开始会议，国际谈判的过程也开始认真地进行。（这个框架协定是国际规章制定并形成协定的关键步骤。框架协定建立基本原则，但不包括约束性协议。）[4]

在削减臭氧耗损的谈判中，有几个关键的国家，其中包括 CFC 的主要生产国：美国、英国、法国、前西德和意大利。这五个国家的 CFC 产量占全世界的 75%。美国的生产商面临着国内要求削减 CFCs 的压力，因此美国很想通过达成国际协议，使其他国家也削减 CFCs的生产以“平衡各国的市场占有量”。欧洲的生产商则反对削减，因为他们想保护他们巨大的 CFCs 的国外市场，避免采用替代物而增加的额外成本。

到 1985 年，主要参与者仅能就框架协定达成协议：1985 年维也纳臭氧层保护协定。维也纳公约宣布了研究和信息交换的议程，但不包括任何具体的义务。直到 20 世纪 80 年代末，科学家们才研究清楚持续生产 CFCs 的负效应，这促使 CFCs 的生产国再次进行谈判。

维也纳公约之后，谈判进行并在 1987 年达成协定，形成关于破坏臭氧层物质的蒙特利尔议定书。与维也纳公约相比，蒙特利尔议定书包括了要求减少 CFC 的约束性协定。公约

---

[1] 平流层位于大气的上部分，正如在第 22 章解释的一样，臭氧过多是造成低层大气问题的来源之一。

[2] 还有其他的环境组织在解决国际环境问题中发挥了重要的作用，欲了解这些组织的信息，参见 Young（1994）。

[3] UNEP 制定的日程需得到理事会的指导，理事会中含 58 个联合国会员国，任期 3 年。UNEP 位于肯尼亚的内罗毕，由一个执行主任领导。

[4] 在这一部分，公约（convention）是一个国际法律工具，经常用来达成一致性的国际环境问题协议。一旦公约达成，就可以就议定书（protocol）的内容进行谈判，其中包含涉及的责任义务和需要采取的行动。

要求，除了其他要求之外，缔约国政府冻结选定的 CFCs 的产量在 1986 年水平，到 2000 年削减其产量的 50%（1986 年水平）。❶

蒙特利尔会议之后，UNEP 又组织了其他会议来加强蒙特利尔议定书。在这全过程中，当时 UNEP 的执行主任，Mostafa Tolba，直接参与谈判，对最后结果产生了重要影响。波特和布朗（1991，p. 49）这样描述 Tolba 的作用："在蒙特利尔议定书的谈判过程中，他是主要的参与者，他与会议主席——奥地利的 Winfried Lang 一起，在达成一致意见的过程中，与【欧盟的】主要代表进行非正式会谈，为 CFCs 的分阶段完全停止生产而努力游说。"波特和布朗也提到 UNEP 执行主任在后来几次 UNEP 主持的强化蒙特利尔议定书的会议（20 世纪 80 年代末）中的重要作用，他的工作促进了各方达成妥协，推动了会议日程的严格进行。到 1990 年，原来的协定已经修改为，要求到 2000 年对选定的 CFCs 实现分阶段完全停止生产。

（2）环境非政府组织的影响

全国性的环境非政府组织，如美国环境保护基金，在国际环境问题的解决中发挥着越来越积极的作用。这些国家组织在努力促成减少全球问题的协议中辅助国际环境非政府组织开展工作。❷ 环境非政府组织在国际舞台的重要性从他们在大气臭氧层问题中所起的作用可见一斑。

除了游说政府谈判，非政府组织还把他们自己的分析结果直接提交到蒙特利尔会议。例如，来自环境保护基金的代表，包括一名律师、一名经济学家、和一名大气物理学家，向欧洲的非政府组织提供数据和分析结果。这些信息有助于说服一些欧洲政府接受蒙特利尔议定书中对选定的 CFCs 到 2000 年削减其产量的 50%的要求。❸ 非政府组织内部以及一个国家的非政府组织和另一个国家的谈判代表之间的信息交换是平常的。非政府组织影响 UNEP 的政策，有关臭氧耗损的协定能够达成的一个原因就是非政府组织被允许在所有的国家会议上发表他们的观点。❹

许多环境非政府组织意识到蒙特利尔议定书是无力的，于是他们很快采取措施来强化它。例如，蒙特利尔会议后仅数周，国际地球之友的全国各分支机构的年会就通过一项决议，把臭氧层保护作为优先运动的目标。他们的目的是确保缔约国执行协定的条款，要求今后的国际会议加强这些条款。

在蒙特利尔议定书公布之后的几年里，全世界的环境非政府组织在各国发动了全国范围的运动，来促进对臭氧问题的了解，以得到公众和政府对减少 CFCs 和其他导致臭氧耗损的化合物的生产和使用的支持。这些运动包括：对选民、学生和舆论就 CFCs 的替代物进行教育，组织全国范围的对生产基于 CFC 的产品的公司的消费者抵制等。除了发动运动外，非政府组织继续努力，在谈判的国际会议中强烈要求减慢对大气臭氧的耗损并采取进一步的措

---

❶ 蒙特利尔议定书 1989 年生效，在此之前 23 个国家批准。但 1992 年 4 月，76 个国家批准了这个议定书。

❷ 许多非政府组织采取松散的各国组织联合会的形式，如绿色和平组织和国际地球之友。另一种非政府组织采取"思想库"模式把技术和法律专家聚积在一个核心的专业人员周围。这种形式被位于华盛顿的自然资源研究所以及位于伦敦和布宜诺斯艾利斯的环境和发展国家研究所所采用。国际自然联盟的形式更独特，它的成员包含 60 个国家里的 100 多个政府机构、400 多个非政府组织，由各成员单位代表组成的会员大会管理，国际自然联盟是在一次保护自然的国际会议后于 1948 年建立的。更多非政府组织的内容，参见 McCormick（1993）和 Caldwell（1990）。

❸ 环境保护基金在蒙特利尔议定书中的作用参见波特和布朗（Porter 和 Brown，1991，p. 61）。

❹ 本部分余下内容的资料来自 Cook（1990）。

施。在几次这类会议中，采取的最后措施主要是依据非政府组织代表提出行动陈述。

在今后为促进环境问题国际解决的谈判中，非政府组织在控制大气臭氧损耗中使用的方法可能被用到。库克（Cook，1990，p.337）认为“强化的非政府组织声音【反映在非政府组织在蒙特利尔议定书中的行动】已经改变了国际政治形势。曾经仅是政府之间的谈判，他们现在必须反映支持地球保护的公民的意见。”非政府组织在蒙特利尔议定书中采用的策略和方法很快在其他有关问题中使用，特别是有关全球气候变化的国际关注中。❶

尽管各缔约国根据蒙特利尔议定书，同意采用越来越严格的 CFCs 削减要求，但这并不意味着臭氧耗损问题已经解决。UNEP 和许多非政府组织都看到了加强现有协议的必要性，而且还有许多监测工作要做，以判断削减是否实行，并决定臭氧耗损问题是否真的有改善。而且，遵守蒙特利尔议定书的条款的努力受到高利润的原始（与循环的相比）CFCs 的黑市的妨碍。在几个国家，CFCs 的非法进口也是一个问题，如印度、中国、俄罗斯和美国。例如，在美国，1995 年联邦政府查获的非法进口 CFCs 超过 45 万千克，CFCs 成了第二大非法进口品（排在非法的毒品之后）。❷

3.4.2 危险废物的国际贸易

即使 UNEP 和非政府组织有效地建立起 CFCs 削减的国际协定，但他们却不能同样成功地解决全球废物贸易。虽然废物的国际贸易在工业化国家间由来已久，但在 20 世纪 80 年代才开始向发展中国家扩展。一些发展中国家把这看做“有害殖民主义”（toxic colonialism），禁止有害废物的进口。然而，这增加了其他接受这些废物的发展中国家的压力。许多为解决有害废物贸易的国际紧张状态而采取的行动不是不够就是不可实施。

与有害废物相关的问题从工业化国家向发展中国家转移有三个原因：化学工业的增长，工业化国家有关有害废物排放法规的日益严格，许多发展中国家艰难的经济状况。

二战后，具有贸易可行性的化学品的数量飞速增加。❸ 到 1982 年，总数估计有 60,000 种物质，是 1940 年的大约 350 倍。到 1992 年，大约 100,000 种化学品有贸易可行性。新物质数量的增加伴随着化学品总的生产量的相应增长。与处理化学废物产品快速增长的问题同时存在的情况就是关于这些产品的影响的信息非常缺乏，每年大约有 1000 种新物质产生，检测这些化学物质的致癌性和其他生化影响的能力却是远远不够的。❹

20 世纪 80 年代出现了一次显著的有害废物贸易，工业化国家越来越严格的有害废物排放法规是造成这次贸易的部分原因。例如，在美国，资源保护和恢复法的 1984 年修正案中，对接受危险物质的设施增加了更严格的要求，许多曾经接受危险物质的填埋厂不得不关闭，因为他们发现要达到新要求成本太高。同时，这也就增加了对接受危险废物的设施的需求。然而，新的处理设施不易开发，因为居民担心临近这样的地点会很危险，反对危险废物设施的布局被概括为 NIMBY——not in my backyard（意为“别在自家后院”综合症）。

危险废物处理场所的短缺抬高了现有设施的费用。就出现的这些新的更严格的法规而言，在美国和在其他工业化国家是相似的。企业家们很快发现，即使算上运输成本，公司把

---

❶ 全球气候变化的国际政策因为气候变化的更加不确定性而变得更加具有争论性。有关各方为达成全球气候变化的国际政策而付出的努力，参见 Young（1990）。

❷ 有关非法进口 CFCs 的材料来自于 Chin（1996）。

❸ 这一段的资料来源于 Tolba 等（1992）。

❹ Petulla（1987，p.63）认为监测一项新的化学物质需要花费 2～4 年和 100 万美元。他同时指出，超过“10,000 种未经监测的化学物质被我们广泛地应用着”。

危险废物运到发展中国家要更有利。到 20 世纪 80 年代末期，一个高利润的全球贸易网已经形成，许多发展中国家（主要在拉美和亚洲）成了危险废物消纳国。❶

那时，发展中国家迫切需要硬通货，同时他们也背负巨大的国际债务，对于他们而言，从工业化国家接受危险废物可以得到美元（或其他国际货币），这很有诱惑力。然而，接受这样的废物通常证明是一次失败的交易。在 20 世纪 80 年代，大多数发展中国家都没有法规对进口废物中的许多危险物质进行管制。而且，他们也没有管理和监测危险废物或评价其危险的人员和设备。

在 20 世纪 80 年代，媒体报道了很多次由此而引发的事故。从工业化国家运来的废物被倾倒在发展中国家，这通常是非法的，也导致了巨大的危害。❷ 例如，228 桶，每桶 209 L 的被发货人称为“纯溶剂”的物质被从美国运到津巴布韦；而桶里装的并不是溶剂，而是毒性很高的废物。又如，来自美国和欧洲的装载二噁英（dioxin-laced）焚化灰的货船越过海洋寻找愿意接受他们货物的发展中国家；媒体报道了这些“流浪的毒船”以及许多在发展中国家因为进口废物存放或处理不当而引起的伤害事故。

有毒废物国际贸易呈增加趋势引起了广泛的关注，针对这一问题采取的管制有很多形式，在其中最普遍的一种方式是事先非正式许可（prior informed consent）：废物出口人必须事先通告愿意接受废物的国家，在取得其书面允许之后才能进行运输。（典型地，管制也包括对装运废物进行准确地标记。）事先非正式许可的思想源于美国单边采取的限制危险废物出口的作法，这也是关于控制危险废物跨国界移动和处理的国际协议——巴塞尔公约的中心思想。该协定 1989 年签订，1992 年 5 月开始生效。

作为管理国际有毒废物贸易问题的第一步，巴塞尔公约受到了欢迎，但还是招致了很多批评。有些人提出这样的问题：这个公约是否仅是将“有毒恐怖”合法化了？该协定的抨击者主要担心的是，大多数发展中国家对危险废物管理既没有法规也没有经验。

巴塞尔公约和其他事先非正式许可共有的一个重要缺点是缺乏强制性。考虑到非正式许可要求是美国管理危险废物贸易的计划的核心，有毒物被虚假地标记为“可循环物”或“燃料替代物”是很普遍的现象。而且，美国 EPA 也没有有效的强制政策，它没能和海关官员协调其管制计划。结果，美国的事先非正式许可的要求通常并不被人重视。❸

许多非洲国家是废物出口的主要消纳国（recipent），他们把有毒物贸易看做是对他们环境权的侵害，是贫穷国家受工业化国家和富裕的贸易企业的剥削。他们企图游说国际社会从而使巴塞尔公约更具有限制性的，但这是不成功的，他们想通过这样的公约禁止所有的把废物出口到那些缺少与出口国同样的技术水平和废物管理设施的国家的行为。他们还提出一个方案，其中包括要求联合国核查人员对处理场所进行监测。但他们的提议并没有得到工业化国家的支持，因为大多数工业化国家都看到了保持危险材料贸易的经济需求。

最后，在 1995 年，巴塞尔公约的缔约国会议采纳了其修正案，要求立即禁止所有的危险废物从许多工业化国家出口到发展中国家做最终处理（final dispoal）的行为。❹ 修正案也禁止可循环废物的出口，并从 1998 年 1 月 1 日开始执行。然而，这些变化并不表示在减慢

---

❶ 有关这些废物消纳国的进一步信息请参见 Hilz（1992）。

❷ 有关这些事故的详细资料，参见调查报告中心（Center for Investigative Reporting）和 Moyers（1990）。

❸ 这一段的内容来自于 Hilz（1992）对美国法规对危险废物贸易进行管制的讨论。

❹ 1995 年修正案禁止从经合组织（OECD）国家出口危险废物。

对发展中国家的危险材料的贸易中又前进了一步。缔约国会议对修正案的采纳并非意味着这些新的禁令还是巴塞尔公约的一部分。协定的修改要求成员国的批准，但直到 1996 年中，所提议的禁令还没有被批准。而且，因为公约对危险的和可循环的废物的定义十分模糊，问题还停留在讨论究竟什么样的废物运输是被新的禁令所禁止的。❶

即使巴塞尔公约能继续得到加强，有关危险废物的全球贸易的问题仍然是不易解决的。它的实施也是很难实现的。即使在拥有世界上最成熟的危险废物管理法规和设备的美国，非法处理和法规执行不足也是很平常的事情。

主要概念和术语

美国环境保护局和它的机构设置（*U. S. Environmental Protection Agency and Its Institutional Setting*）

EPA 局长（EPA administrator）
受管人（Regulated community）
管理影响分析（Regulatory impact analysis）
管理和预算办公室（Office of Management and Budget）
国会监管（Congressional oversight）
“棒槌”规定（“Hammer” provisions）
对 EPA 政策的司法影响（Judicial influence on EPA policy）
联邦制度（Federalism）
防止显著恶化（Prevention of significant deterioration）
交通控制计划（Transportation control plans）
审慎使用运动（Wise use movement）
环境非政府组织（Environmental NGOs）
民间环境主义（Grassroots environmentalism）

EPA 的规章制定过程（*EPA's Rulemaking Process*）

行政程序法（Administrative Procedure Act）
非正式规章制定（Informal rulemaking）
联邦注册处（Federal Register）
废水排放指南（Effluent guidelines）
12291 号政令（Executive Order 12291）

美国以外的国家环境部门（*National Environmental Agencies Outside the United States*）

分散管制计划（Fragmented regulatory programs）
部门间的敌对状态（Interagency rivalries）
部门监管的资源（Sources of agency oversight）
联合国人类环境会议（UN Conference on the Human Environment）
贫穷引起的污染（Poverty as a cause of pollution）

国际关注的全球环境问题（*International Responses to Global Environmental Problems*）

---

❶ 有关巴塞尔公约中涉及到的这些名词的模糊定义，参见 Krummer（1995，p. 50）。

联合国环境规划署（United Nations Environment Programme）
国际非政府组织（International NGOs）
氟氯化碳（Chlorofluorocarbons）
大气臭氧耗损（Stratospheric ozone depletion）
维也纳公约（Vienna Convention）
蒙特利尔议定书（Montreal Protocol）
公约和协议（Conventions vs. protocols）
有毒废物的国际贸易（International trade in toxic waste）
NIMBY 综合症（NIMBY syndrome）
事先非正式许可（Prior informed consent）
巴塞尔公约（Basel Convention）

问 题 讨 论

3-1 在 1982 年和 1985 年之间，Petulla（1987，pp. 87-89）访问了 92 位为美国不同公司工作的环境经理。作为这个研究的“最有力的结论”，他如下报道：

在任何公司，一个有力的、进步的环境管理规划的最重要的指标就是总经理或 CEO（Chief Executive Officer）及其律师的立场。如果这个立场是对环境顺从的，而且通过长期规划来使风险和责任问题最小化，则其他所有事情进入这样一种状态：明确相关的政策，足够的预算、培训计划、增设环境部门、有目标的规划、工厂经理的合作、环境审计、资源恢复。我发现如果上层的态度是一般的或消极的，环境部门就倾向于没有计划的胡乱对付，“扑火”一样的无组织状态，做些表面工作，并容忍一些道德问题。

用这个结论，你怎样劝说 EPA 局长，关于如何改善私人部门对美国国家环保局的法规的遵守？

3-2 一个国家级环境保护机构目的在于，通过把它的大多数强制力量用来针对那些大的、明显的违反环境要求的污染者，促进工业遵守其法规。该机构打算把这种企业告上法院，想处以巨额的罚款。尽可能地把故意危及公众健康和福利的团体官员送进监狱。这种强制性政策的优缺点是什么？

3-3 华盛顿州的国家环境非政府组织对环境政策的形成和实施有重要影响。你怎么解释这些组织拥有的影响力？如果你描述的民间环境组织不是出现在华盛顿州的非政府组织，你的答案将如何变化？

3-4 考虑到 Petulla（1987，p. 148）如下提到的“伦理两难问题”：

一名环境经理发现一个有毒废物地下储存桶在泄漏，就向公司报告了这件事，并且要求从预算中拿钱来做清理。公司官员认为他们没有权力采取补救措施，如果他们有的时候就通知他。这个经理相信他们将不知拖延到什么时候。一年之后，没有采取任何行动，他又不能把公司报告政府部门，于是他离开了公司。他遗憾他不能告诉公司为什么要离开。

如果你处在这个环境经理的位置，你将怎么做？

3-5 一项美国环保局研究（1987）——未完成的事业，发现环保局把大量的资源用于清理污染地下水的有害废物填埋场；而机构的人员并不认为其风险性高。同时，机构人员认为很严重的问题，比如室内空气污染和大气臭氧耗损，却没有得到大部分的资金。这个结果令你吃惊吗？你认为环保局为什么优先考虑机构人员认为相对不重要的问题，而一些高风险环境问题却得到很少的关注？

3-6 描述美国环保局在根据联邦水污染控制法 1972 年修正案实施有效指南中遇到的困难。在准备你的答案的时候，考虑 EPA 任务的范围和结果对受管团体的重要性。EPA 应该采取什么步骤来加快规章制定过程？

3-7 考虑一个新近在一个发展中国家成立的国家环境保护机构。你受雇为顾问指导该机构采取策略来增加它的预算和政治力量。你能提出什么建议呢？

3-8 一个主要居住着低收入家庭的社区的居民得到消息说，一家地区危险废物填埋场将布局在靠近他们城镇边上的地方。于是成立一个地方非政府组织代表居民去和要建填埋场的私人企业和政府官员进行谈判。因为你熟悉环境 NGOs 的经验，你被受雇为这个新成立的 NGO 的顾问。对于他们可能追求的选择你

将提出怎样的建议呢?

3-9 虽然许多人控诉危险废物的国际贸易是不道义的，代表一种环境不公正，其他人却认为这不存在不道义或不公平的问题。有毒废物贸易的支持者举出这样的理由：如果发展中国家有意接受危险废物的输入以换取金钱，这项交易就应看做是自愿的买者和卖者之间的普遍商业行为。你将怎样回答这种理由?

3-10 巴塞尔公约代表着迈向满意解决国际危险废物贸易问题的开始。然而，许多人认为协定所依靠的事先非正式许可的概念是缺少强制力的。UNEP 能采取什么措施来促进这个问题的更满意的解决呢?

参 考 文 献

Burford, A. M. 1986. *Are You Tough Enough?* New York: McGraw-Hill.

Caldwell, L. K. 1990. *International Environmental Policy*. 2d ed. Durham, NC: Duke University Press.

Cameron, R., A. G. Mertig, and R. E. Dunlap. 1992. "Twenty Years of Environmental Mobilization: Trends Among National Environmental Organizations." In *American Environmentalism*, eds. R. E. Dunlap and A. G. Mertig 11-26. Philadelphia: Taylor & Frances.

Center for Investigative Reporting and B. Moyers. 1990. *Global Dumping Ground*. Washington, DC: Seven Locks Press.

Chin, K. 1996. Customs, EPA Crack Down on CFC Crooks, *Chemical Engineering* 103 (4): 43 and 51.

Conservation Foundation. 1984. *State of the Environment* 1982. Washington, DC.

Conservation Foundation. 1987. *State of the Environment: A View Towards the Nineties*. Washington, DC.

Cook, E. 1990. Global Environmental Advocacy: Citizen Activism in Protecting the Ozone Layer. *Ambio* 19 (6-7): 334-38.

Davis, K. C. 1972. *Administrative Law Text*. St. Paul, MN: West Publishing.

Devall, B. 1992. "Deep Ecology and Radical Environmentalism." In *American Environmentalism*, eds. R. E. Dunlap and A. G. Mertig, 51-62. Philadelphia: Taylor & Frances.

Dunlap, R. E., and A. G. Mertig, eds. 1992. *American Environmentalism*. Philadelphia: Taylor & Frances.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1987. Unfinished Business: *A Comparative Assessment of Environmental Problems*. Vol. I. Washington, DC:
Office of Policy Analysis.

——. 1990. *Reducing the Risk: Setting Priorities and Strategies for Environmental Protection*. Report of the Science Advisory Board: Relative Risk Reduction Strategies Committee (Report # SAB-EC-90-021). Washington, DC.

——. 1991. *Environmental Investments, The Cost of a Clean Environment*. Report of the Administrator, Environmental Protection Agency. Washington, DC: Island Press.

Echeverria, J., and R. B. Eby, eds. 1995. *Let the People Judge: Wise Use and the Property Rights Movement*. Washington, DC: Island Press.

Fiorino, D. J. 1995. *Making Environmental Policy*. Berkeley: University of California Press.

Fortuna, R. C., and D. J. Lennett. 1987. *Hazardous Waste Regulation: The New Era*. New York: McGraw-Hill.

Harris, C., W. L. Want, and M. A. Ward. 1987. *Hazardous Waste-Confronting the Challenge*. New York: Quorum Books.

Hill, W. W. 1978. *The National Environmental Policy Act and Federal Water Resources Planning: Effects and Effectiveness in the Corps and SCS*. Report NO. IPM-4. Stanford, CA: Department of Civil Engineering, Stanford University.

Hilz, C. 1992. *The International Toxic Waste Trade*. New York: Van Nostrand-Reinhold.

Hirji, R., and L. Ortolano. 1991. Strategies Used by Kenya's National Environment Secretariat to Promote Environmental Protection. *The Envirc tal Professional* 13: 154-65.

John, D. 1994. *Civic Environmentalism: Alternatives to Regulation in States and Communities*. W ~ ton, DC: CQ Press.

Kling, D. J., and E. Schaeffer, 1993. EPA's Flagship Programs: Existing Programs to Promote Pollution Prevention in Innovative Ways. *EPA Journal* 19 (3): 26-27.

Kummer, K. 1995. *International Management of Hazardous Wastes*, Oxford: Clarendon Press.

Landy, M. C., M. J. Roberts, and S. R. Thomas, 1994. *The Environmental Protection Agency: Asking the Wrong Questions from Nixon to Clinton* (expanded edition). New York: Oxford University Press.

Lindblom, C. A. 1980. *The Policy Making process*. 2d ed. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Magat, W. A., A. J. Krupnick, and W. Harrington 1986. *Rules in the Making*. Washington, DC: Resources for the Future.

Marcus, A. A. 1980. *Promise and Performance Choosing and Implementing Governmental Policy* Westport, CT: Greenwood Press.

McClosky, M. 1992. "Twenty Years of Chang in the Environmental Movement: An Insider's View." *In American Environmentalism*, eds. R. E. Dunlap and A. G. Mertig, 77-88. Philadelphia: Taylor and Frances.

McCormick, J. 1993. "International Nongovernmental Organizations: Prospects for a Global Environmental Movement." In *Environmental Politics in the International Arena; Movements, Parties Organizations and Policy*, ed. S. Kamieniecki, 131-43. Albany: State University of New York Press.

Melnick, R. S. 1983. *Regulation and the Courts: The Case of the Clean Air Act*. Washington, DC: The Brookings Institution.

Morrison, A. B. 1986. OMB Interference with Agency Rulemaking: The Wrong Way to Write a Regulation. *Harvard Law Review* 99: 1059~74.

Petulla, J. M. 1987. *Environmental Protection in the United States*. San Francisco: San Francisco Study Center.

Porter, G., and J. W. Brown. 1991. *Global Environmental Politics*. Boulder, CO: Westview Press.

Portney, P. R., ed. 1990. *Public Police for Environmental Protection*. Washington, DC: Resources for the Future.

Quarles, J. 1976. *Cleaning Up America: An Insider's View of the Environmental Protection Agency*. Boston: Houghton Mifflin.

Ringquist, E. J. 1993. *Environmental Protection at the State Level: Politics and progress in Controlling Pollution*. Armonk, NY: M. E. Sharpe.

Rosenbaum, W. A. 1991. *Environmental Politics and Policy*, 2d ed. Washington, DC: CQ Press.

Runnals, D. 1986. "Factors Influencing Environmental Policies in International Development Agencies." In *Environmental Planning and Management, Proceedings of the Regional Symposium on Environmental and Natural Resources Planning*, Manila, Phillipines, 19-21 February 1986. Manila: Asian Development Bank.

Steinberg. M. W. 1990. Can EPA Sue Other Federal Agencies? *Ecology Law Quarterly* 17 (21): 317-53.

Stewart, R. B. 1977. Pyramids of Sacrifice? Problems of Federalism in Mandating State Implementation of National Environmental Policy. *Yale Law Journal* 86 (5): 1196-1272.

Tolba, M. K., O. A. El-Kholy, E. El-Hinnawi, M. W. Hoidgate, D. F. McMichael, and R. E. Munn, eds. 1992. *The World Environment* 1972-1992. London: Chapman & Hall.

Wenner, L. M. 1982. *The Environmental Decade in Court*. Bloomington: Indiana University Press.

World Resources Institute. 1992. *World Resources* 1992-93. Oxford: Oxford University Press.

Yap, N. 1990. NGOs and Sustainable Development. *International Journal*. Winter: 75-105.

Young, O. R. 1994. *International Governance: Protecting the Environment in a Stateless Society*. Ithaca, NY: Cornell University Press.

第4章　项目开发：参与者，过程和环境因素

环境管理经常影响主要开发项目如高速公路、水坝和钢厂等的决策。这种项目的提议人怎样才能在不牺牲他们的经济目标和其他目的的情况下满足环境要求呢？我们通过具体的案例分析来对这个问题进行研究。虽然案例分析并不能得出一般性的结论，但它使我们能够详细考察在主要的开发项目中如何处理环境因素。在案例分析中，本章将考虑规划的所有方面，包括政治和经济，以便揭示环境因素如何影响项目决策。

下一节介绍一个公共（public）项目——新麦伦斯（New Melones Dam）水坝的案例研究；接下来的几节着重分析一些与公共项目相关的行动和过程，实际上就是对上述案例的扩充。本章的最后一节分析一个道（Dow）化工公司提议的石化厂的案例。这个案例要强调的是私人开发项目规划与公共部门规划不同的方式。

4.1　多用途水项目：新麦伦斯水坝

位于加利福尼亚的斯坦尼斯洛斯（Stanislaus）河上的新麦伦斯水坝是由美国陆军工程部（下文简称为工程部）规划和建设的。这个项目是环境主义者和项目支持者之间斗争的主要根源，对它进行分析有多个目的。首先，在这个案例中，可以识别出那些经常参与主要的公共项目决策的各类人员；其次，还可以着重研究对开发目标存在争议的有关各方所使用的策略；再则，新麦伦斯案例也向人们展示了一些方法，在美国，个人和团体通过这些方法可以干预公共部门的决策过程；最后，这个案例还说明了在协调处于同一地区的不同政府部门间的利益时遇到的困难。在新麦伦斯项目过程中发生的主要事件如表 4.1 所示。

表 4.1　新麦伦斯水坝项目中发生的主要事件

1944	美国国会授权工程部制定一个涉及 5.55×10^8 m^3 的防洪水库的计划。
1962	美国国会批准工程部规划一个 2.96×10^9 m^3 的多用途项目，由农垦局运作。
1966	这个 2.96×10^9 m^3 的项目开始建设。
1971	塞纳俱乐部（Sierra Club）威胁说，如果这个没有环境影响报告书的 2.96×10^9 m^3 的项目继续建设，将起诉工程部。
1972	环境保护基金（EDF，Environmental Defense Fund）起诉工程部和农垦局，宣称其环境影响报告书是不充分的。
1973	州水资源控制委员会（WRCB，Water Resources Control Board）否决了农垦局要求完全使用 2.96×10^9 m^3 的权力的申请；农垦局上诉到联邦地方法院。
1974	加利福尼亚选民拒绝了一个公民发动的投票方法，该方法将阻碍这个 2.96×10^9 m^3 项目的完成。
1978	项目建设完成；美国最高法院建立起 WRCB 和农垦局双方均要遵从的水库运作程序。
1980	加利福尼亚的主管人员否决了州立法机构允许水库蓄水到 2.96×10^9 m^3 的法案。
1983	州水资源控制委员会改变先前的立场，允许水库的完全使用。

4.1.1　1966 年前的项目规划

直到 1966 年开始建设前，新麦伦斯项目都是很有争议的，但这时候争议的原因与项目

的环境影响无关。❶ 早期的矛盾来自工程部和美国农垦局（下称农垦局）这两个美国最大的水资源开发部门之间的分歧，两个部门都计划在同一地点建设水坝。

在20世纪30年代，斯坦尼斯洛斯河洪水造成的损失导致美国国会（在1944年）授权陆军工程部研究建设一个单一目的的水坝用来控制洪水的可行性。工程部规划了一个蓄水 5.55×10^8 m^3 的水库的建设计划。这个项目将位于麦伦斯水坝的位置，麦伦斯水坝是在20世纪20年代当地农民开发的小型灌溉项目（见图4.1）。

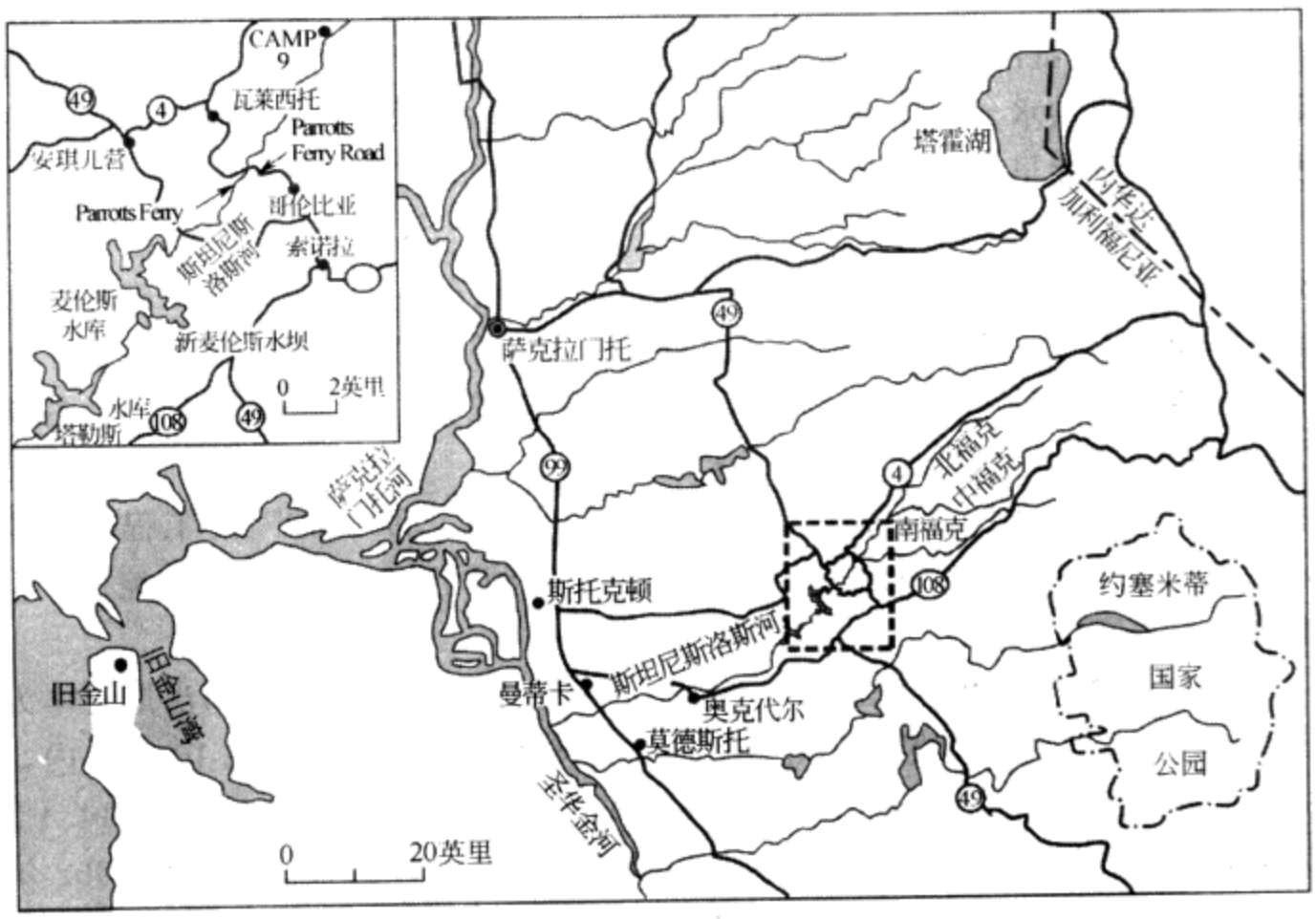


图4.1 新麦伦斯工程的位置图

（Palmer授权重印，《斯坦尼斯洛斯：河流之争》（*Stanislaus: The Struggle for a River*），C71，1982，版权所有加利福尼亚大学Regent学院。）

（1英里=1.6千米）

在工程部设计其洪水控制方案的同时，农垦局也计划着建设由联邦资助的南加州农业灌溉工程。农垦局与加州水资源部合作，决定在麦伦斯水坝处建一座蓄水量 1.356×10^9 m^3 的新坝。经国会批准，农垦局与工程部谈判成功，请后者设计能同时满足防洪与灌溉所需要的 1.356×10^9 m^3 大坝。

虽然工程部和农垦局在20世纪40年代后期都具备了修建 1.356×10^9 m^3 大坝的技术能力，但没有国会的资金支持，工程部是无法进行该项目的建设的。要想获得资金是困难的，在艾森豪威尔执政的20世纪50年代早期，联邦水利项目不被重视，新麦伦斯水坝工程被终止了。此外，当时加州的一项分析显示不需要更多的灌溉水。在新麦伦斯的分析报告中，经济效益对费用的比率系数仅0.73，比联邦水利工程要求达到的值小多了。如果经济效益比费用少的话，国会是不会批准该项目的。

---

❶ 除特别声明外，新麦伦斯案例研究出自Palmer（1982）。除直接引用外，没有给出Palmer（1982）的具体页码。

在20世纪50年代后期，农垦局完成了中央峡谷计划（Central Valley Project），该项目旨在建立从加州北部向南部送水的联邦运河与水库网络。该计划使得农垦局把位于新麦伦斯的 2.96×10^9 m^3 水库纳入中央峡谷工程。陆军工程部和农垦局联合起来，敦促国会批准这个 2.96×10^9 m^3 的项目，以便控制洪水、提供灌溉水、发电，以及满足旅游需求等等。1962年，国会批准这项在原新麦伦斯项目基础上大大扩展了的计划。工程部负责设计和建造，农垦局则负责运行。在得到国会批准后的很多年里，农垦局并没有明确的灌溉水使用计划。

促使1962年国会批准项目的一个关键因素是20世纪50年代末到60年代初斯坦尼斯洛斯河发生的一系列大洪水。1965年，当地居民和农民组成了斯坦尼斯洛斯河洪水控制协会进行游说，希望大坝能早日完工。

4.1.2 最初的障碍：1962～1973

并不是所有的人都喜欢这个联邦大坝。❶ 没有受到洪水影响的农民担心农垦局会把大量的水卖给南加州的农民，从而减少当地的灌溉水量。当地支持这个项目的人组成了斯坦尼斯洛斯河盆地团体（Stanislaus River Basin Group），建议修建一个 1.356×10^9 m^3 的非联邦工程来进行洪水控制并提供灌溉水。但他们未能成功。

在20世纪60年代后期，当陆军工程部正要开始兴建 2.96×10^9 m^3 工程时，情况发生了变化，出现了两件以前没有想到的事：斯坦尼斯洛斯河上的漂流运动日益流行、担心水坝建成后旧金山湾-三角洲系统的水质会下降。

当1962年国会最初批准这个 2.96×10^9 m^3 工程的时候，对斯坦尼斯洛斯河作为漂流运动场地曾经进行了一次考察，但在当时这种运动还不太为人所知。而在10年之内，这项运动成为流行时尚。到1971年，从Camp Nine到Parrot's Ferry（见图4.1）的14.4 km长的水道成为全国第二、加州第一的漂流胜地。如果新麦伦斯水库的蓄水量不是1962年国会批准的 2.96×10^9 m^3，而是20世纪40年代预计的 1.356×10^9 m^3 的话，这14.4 km水道将不会被淹没。漂流爱好者认为应该实施这个更小的项目。

由于担心河水被分流到南加州后可能导致水质下降，在20世纪60年代出现了新的反对意见。环保组织，尤其是塞纳俱乐部和环境保护基金（EDF），害怕河水分流到南加州会极大地减少流到萨克拉门托-圣华金冲积三角洲以及Suisun和旧金山湾的流量，而水量不足可能导致水质下降和鱼类减少。

（1）环境影响报告的要求

1971年，当这个 2.96×10^9 m^3 项目进行初期建设工程时，反对者开始采取措施。他们首先利用1969年的国家环境政策法，该法案规定联邦机构准备开始一项对人们居住环境将产生巨大影响的活动时必须提交环境影响报告（EIS，Environmental Impacts Statements）。毫无疑问，新麦伦斯项目会产生巨大影响，但到1971年其EIS还未完成。这并不让人吃惊，因为国家要求提交环境影响报告是1970年的事，此时陆军工程部不得不忙于准备不同时期数以百计工程的EIS。

1971年，当工程部正在编制新麦伦斯的EIS时，他们得知如果在EIS未完成之前项目的招标工作就开始的话，塞纳俱乐部将把问题诉诸法庭。工程部很认真地对待塞纳俱乐部提出的威胁要求。工程部的官员采取了他们认为“空前的”行动，把招标工作推迟近5个月，

---

❶ 除特别声明外，本节的内容出自Randolph and Ortolano（1975）。

直到 EIS 最终完成。

在 EIS 于 1972 年 5 月完成后不久，环境保护基金把工程部和农垦局送上了法庭。基金会认为，该项目的 EIS 不符合要求，因为它没有分析用以灌溉的那部分蓄水的环境影响。的确如此，因为直到 1972 年 5 月，农垦局还没有想好在何时何地来使用这些灌溉水。环境保护基金认为，除了分析未来蓄水的用途外，EIS 还应分析与预计蓄水量有关的不确定性问题。环境保护基金和其他反对者的立场是：一个 1.356×10^9 m^3 的工程就可以满足防洪以及其他目的，因此没有必要把水位抬高到淹没 Camp Nine 和 Parrot's Ferry 的位置。

联邦地方法院受理本案的法官是个环境主义者，他要求立即停止施工，农垦局必须准备一份补充 EIS，对基金会关于灌溉水的用途问题做出回答。农垦局准备了必要的文件，概括了其他替代方案的环境影响。但农垦局仍然未能明确指出水的用途，法官满意了，让工程继续进行。尽管环境保护基金对审判结果上诉，但最终没有成功，该项目的反对者被迫采取别的策略。

（2）水资源权

农垦局需要有合法的水资源权才能从斯坦尼斯洛斯河抽水。之前农垦局向加利福尼亚水资源控制理事会（California Water Resources Control Board，下称理事会）提出申请，该机构管理水资源权。申请过程中包括召开公众听证会，这给反对者提供了又一次机会来终止该计划的实施。这次反对者占了优势。

理事会赋予农垦局蓄水 8×10^8 m^3 的权利，只有发生洪水时才能蓄水到 1.356×10^9 m^3。因此农垦局蓄水 2.96×10^9 m^3 的申请未获批准，但舆论普遍认为这只是暂时的。理事会没有授权给农垦局是因为他们尚未提出明确的用水方案。然而，只要农垦局能够使理事会确信“一项明确的灌溉水用途带来的利益超过对鱼类、野生动物以及新麦伦斯大坝流域娱乐活动的损害”，❶ 理事就会给农垦局在将来赢得申请的机会。

4.1.3 阻止项目的进一步斗争：1973～1983

反对者把理事会限制蓄水量至 1.356×10^9 m^3 的决议视为暂时的胜利，农垦局很快就上诉到联邦地方法院。除了受到判决结果改变的威胁外，项目反对者还害怕加州水资源政策的改变会使理事会发生根本性变化。此外，加州还可能通过州立法推翻理事会的决议。

因为环境保护基金的官司和理事会的决议都没有受到最终否定，工程部继续施工。同时，反对者重新组织了攻击行动，他们希望能获得最终的胜利。

（1）投票开始

1973 年末，反对者发起了一项新的运动，其策略的依据来自加州公民有权发起投票来确立新的法律。这需要做很多工作：怎样才能获得 30 万登记选民的签名？应当选取怎样的策略？有足够的民间力量来进行这次活动吗？通过一个被称为“河流之友”（Friends of the River）的团体的努力，这些问题都得到了解决。

1974 年秋，加州选民得到提出第 17 号议案的机会，这样由投票决定可以把斯坦尼斯洛斯河纳入加州河流系统并废止新麦伦斯计划。但该措施允许在同一地点修建一个更小的防洪坝。同意该议案就意味着反对新麦伦斯大坝。投票方案的这种措辞把人们搞糊涂了（投反对票意味着反对大坝?）。直到这次席卷全州的运动结束时，还有一些反对大坝的人不知道该如何投票。该议案最终以 6%的劣势被否决。

虽然议案被否决的原因确有争议，但相关的支持者和反对者拥有的财力物力也起到了作

---

❶ 见 Palmer（1982，p. 74），理事会的第 1422 号决议。

用。“河流之友”用了不下 24 万美元，但大坝的支持者却动用了超过 40 万美元的经费。赞成修建大坝的主要有新麦伦斯的合同人、设备的生产者和农业利益集团。

(2) 最终结果

在这次全州性的投票反对活动失败后两年，加州立法机构中的项目支持者试图把斯坦尼斯洛斯河纳入加州景观河流系统。该议案被委员会否决。

1978 年 7 月，美国最高法院受理了加州政府的上诉，这次上诉与农垦局在前些时候的案子有关（由联邦地方法院审理），他们想要推翻水资源控制理事会的决议。总的说来最高法院站在理事会这边，要求农垦局遵守加州的水资源法。但是，最高法院把案子转回到最初审理该案的地方法院（位于加州弗瑞斯诺）。同时，最高法院规定了理事会和农垦局都必须遵守的程序。农垦局必须在 1979 年秋天以前提交水库运行计划。在理事会认定计划可行后，地方法院就可以断定州政府做出的决定是否符合国会批准新麦伦斯大坝工程的政策。最高法院把案子踢回地方法院实际是造成了更多的上诉机会。

1980 年 5 月，反对建坝者们一直担心的事终于发生了。支持 2.96×10^9 m^3 大坝的人游说加州立法机关通过一项允许使用全部 2.96×10^9 m^3 蓄水量的法案。尽管法案通过了，但加州州长杰瑞·布朗最终使用了他的否决权。在这个时候，理事会的最初决议依然有效。

最后，也就是工程完成之后 5 年的 1983 年，大坝的支持者们得到了他们想要的结果。水资源控制理事会开展新的研究，找到多余灌溉水的用途，推翻早先做的决议并允许达到水库最大蓄水量。

4.2 公共部门项目的特点

本节以新麦伦斯的例子说明公共部门发展项目具有的基本特点，尤其是那些基础设施项目。大型公共项目经常涉及很多复杂的部门关系，联邦、州和当地组织都会有各自不同的目的，在这种情况下，很少有项目不遭到反对。正如新麦伦斯案例中表现出来的一样，反对项目的公民有机会迫使项目开发者考虑其行为的环境后果。美国公民的参与权有很多是 20 世纪 70 年代早期获得的（比如 EIS 的要求），在其他一些国家也有类似的权利。

4.2.1 复杂的机构环境

图 4.2 显示了能够影响项目开发者决策的几种机构组织。公共发展机构通常受到行政和立法实体的影响。在新麦伦斯大坝一例中，这些实体是美国总统，他决定预算的优先权，还有美国国会，他们批准项目的计划和建设并拨款。对那些由当地政府负责的公共建设项目而言，相应的行政和立法机构通常是市长（或城市管理者）和监督者委员会（或市议会）。

在美国，通常由法院来解决公共项目的争端。在新麦伦斯一案中，两个法院起了作用。环境保护基金把项目告上法庭使得建设延期，并引发一些新的问题。此外，陆军工程部为了对付案子所做的环境研究也导致采取了一些措施来减轻项目的不良影响。例如，EIS 制定了保护野生动物栖息地以及建立新栖息地来抵消被水淹没的栖息地的计划。

各级政府的行政和立法实体同样能够影响公共项目。尽管联邦发展机构尽量在项目执行之前征得各级政府行政和立法实体的同意，但政府的支持很可能在项目准备的长期过程中被减弱。例如，虽然前任加州州长同意新麦伦斯项目，现任州长杰瑞·布朗却反对它。❶

在规划一个项目时各级政府各部门之间通常要进行广泛的合作。20 世纪 70 年代在很多

❶ 前面提到过，布朗否决了加州立法机构试图推翻水资源控制董事会限制蓄水量至 1.356×10^9 m^3 决议的提案。

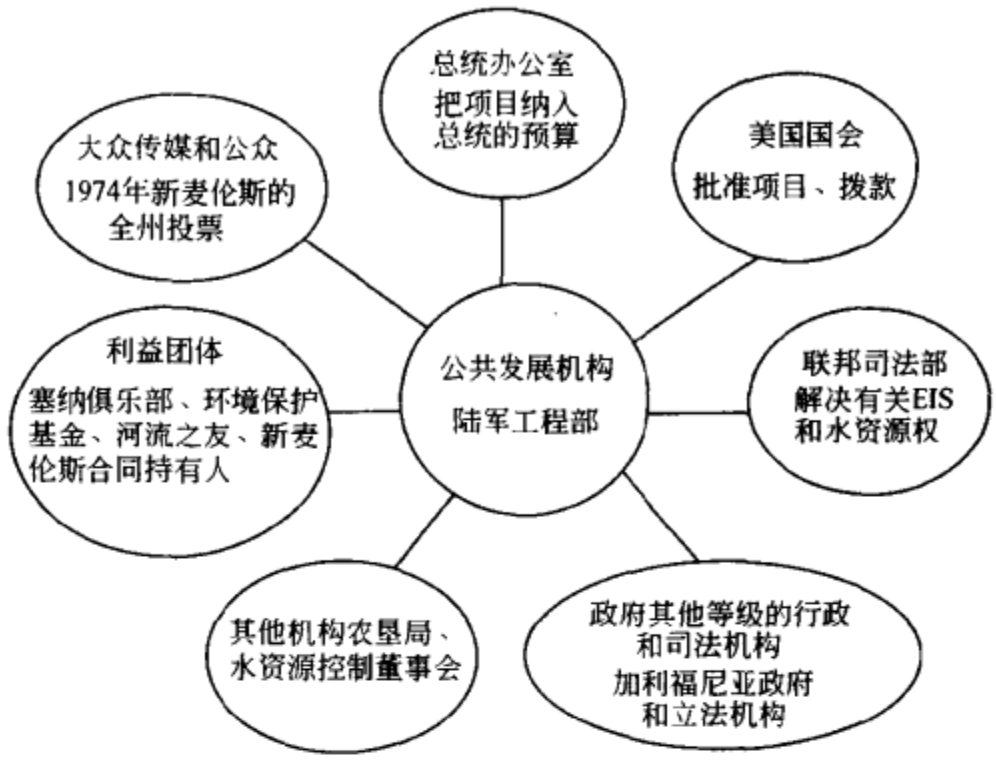


图 4.2　影响公共部门项目支持者的机构

（新麦伦斯案例的主要参与者）

类型的公共项目中引入环境影响评价后，这种合作变得更具整体性。EIS 并不是惟一要求全体合作的强制令。比如，在 20 世纪 70 年代 EIS 产生以前的几十年中，联邦水资源机构一直被要求与渔业和野生动物机构合作。

通常情况下，最易发生争论的双方是项目支持者和将因项目而遭受损失的民众。这一点十分明显地在工程部（农垦局）与环境保护基金和河流之友的斗争中表现出来。

除与民间组织发生相互关系外，项目开发机构还得经常与公众联系。报纸和电视是常用的宣传大型项目的媒体。对于有争议的项目，开发机构可以利用很多种“公众参与技术”（比如公共讨论会）来使公众获得项目信息，有时这些技术用于让公众参加项目规划。在新麦伦斯项目中公众和媒体参与的程度有点高得不同寻常。一般情况下，投票者是无权决定项目开发与否的。

4.2.2　大型公共项目的不可逆转性影响

自从 1969 年美国国家环境政策法通过以后，一个项目可能会给环境造成多大程度的不可逆转性影响已经成为公众普遍关心的问题。对不可逆转性影响的分析（法案提出的要求）必须回答这样的实际问题：不可逆转的影响会持续多久？对新麦伦斯项目的反对之所以那么激烈，其原因之一就是人们相信项目完成后的影响是永远无法被消除的。拆掉一个大坝的可能性很小，就算工程被拆除了，也需要几十年的时间来使被淹没的地区恢复原貌。

大型项目的影响通常是不可逆转的。这主要是由于政治原因，而不是技术原因。很少发生由于项目有负面影响而被拆除的事，也不会有足够的政治力量支持拆除。虽然拆除工程是罕见的，但并不是没发生过。比如，密苏里州圣路易斯的 Pruitt-Igoe 公众住宅计划。在 20 世纪 50 年代，圣路易斯公共住宅管理处花费了 3600 万美元建设了包括 33 幢、2800 套住宅的 Pruitt-Igoe 工程。1965 年，也就是工程结束后的 10 年，管理处又花了数百万美元试图消除由于设计和建筑问题带来的负面影响。比如，没有隔离好的蒸汽管道造成数不清的燃烧事故，没有护拦的低位窗户导致 3 名儿童坠楼身亡。[1] 项目设计和建造的问题，以及住宅区本

[1] 有关 Pruitt-Igoe 公众住宅计划负面影响的更多内容见 Bailey（1965）。

身位置不好，最终导致其被蓄意破坏。犯罪率不断飙升。1973 年，即建成后的 20 年，在管理处的监督下，全部 33 幢住宅被拆除。❶

4.2.3 不确定性下的决策制定

大型公共项目的另一特点是它们的影响不易被预测。多数人已经认为预测项目的费用具有不确定性，但预测经济效益和环境影响时面临着更多的不确定性因素。估计经济效益通常需要推算长期人口以及经济活动，需要做出很多关于项目完成后人们行为的假设。

尽管在新麦伦斯项目中经济效益预测的不确定性没有被陆军工程部承认，但它确实存在，并在工程部计算大坝的娱乐效益时表现了出来。工程部预计每年将有 400 万人次的游客；但反对者认为这个数字是荒谬的：400 万人次比附近的约塞米蒂国家公园的游客还多。另外，在新麦伦斯范围内 120 km 已经有 20 座水库用于娱乐度假了，其中 15 座比新麦伦斯更大靠近人口中心。❷ 对工程部的估算结果提出质疑是很重要的，因为过高的娱乐作用被转化为经济效益而提高了项目的费用-效益率。在 20 世纪 70 年代初，反对者认为工程部的娱乐效益预测被夸大了。虽然这些对项目的费用-效益率的攻击是确实的，但并未产生影响，因为到 1962 年，国会已经批准了该项目，工程部就不必正式为他们的经济分析做辩护了。❸

在新麦伦斯项目中，最具争议性也最明显的不确定性因素是蓄水的灌溉用途。批评者声称农垦局的水量需要预计太夸张了。然而，深受洪水之苦的人以及南加州的农业利益集团都支持农垦局完成项目，即使在当时没有任何用水的详细计划。

4.3 规划活动及过程

新麦伦斯案例向我们展示了实施公共项目时通常进行的活动。简单地说，规划活动呈线性顺序进行。然而在实践中，这些活动通常都是相互交叠的，当新信息出现时经常必须进行再次研究。亚历山大（1979，p. 114）在比较了很多用以描述规划过程的“模型”后说明了这一点：

所有的这些模型都有一个共同点，即它们把规划视为有顺序的、多阶段的过程。在此过程中，很多阶段是通过反馈与前一阶段发生联系的。其中心思想是这种反馈引起规划者重新进行前面的分析，有时会得到不同的结论。

什么是规划阶段（或元素），它们之间通过什么相联系？本节将回答这些问题并介绍规划的方法。同时还将介绍在所有阶段中如何考虑环境问题。

多数描述规划的模型都包括以下几部分：明确问题和目标，规划方案的系统化阐述，影响分析，拟推荐方案的评价，规划实施，项目运行和监控。❹ 一个部分的结尾和下一个部分的开端经常是不能明确划分的。实际上，可以认为前 4 个阶段（明确问题和目标，规划方案的系统化阐述，影响分析和评价）是同时进行的，而不是相继的。如图 4.3 所示，在规划研究的任何一个阶段，这四项活动之间都存在着双向的信息流。在研究过程中，这些活动也在

---

❶ 相关信息见 Kay（1973）。该住宅区并不是近年来美国惟一被拆除的小区。1996 年，联邦政府正处于“8 年 25 亿美元拆除 100，000 套高层建筑公寓计划”的中期。（MacFarquhar，N.“美国正在使房屋更接近地面”，《纽约时报》7 月 2 日，1996 年，national ed.，pp. 1 and 15.）

❷ 出自 Randolph 和 Ortolano（1975，p. 246）。

❸ 对工程部新麦伦斯项目的费用-效益分析的攻击见 Parry 和 Norgaard（1975）。

❹ 这里使用的术语不是标准化的，但却是常用的。

连续地进行着，同时在不断地进行改善。这里，其中的一项活动可能更受重视一些，这同规划者的倾向有关，说明了他们正在研究的内容。❶

4.3.1 明确问题和目标

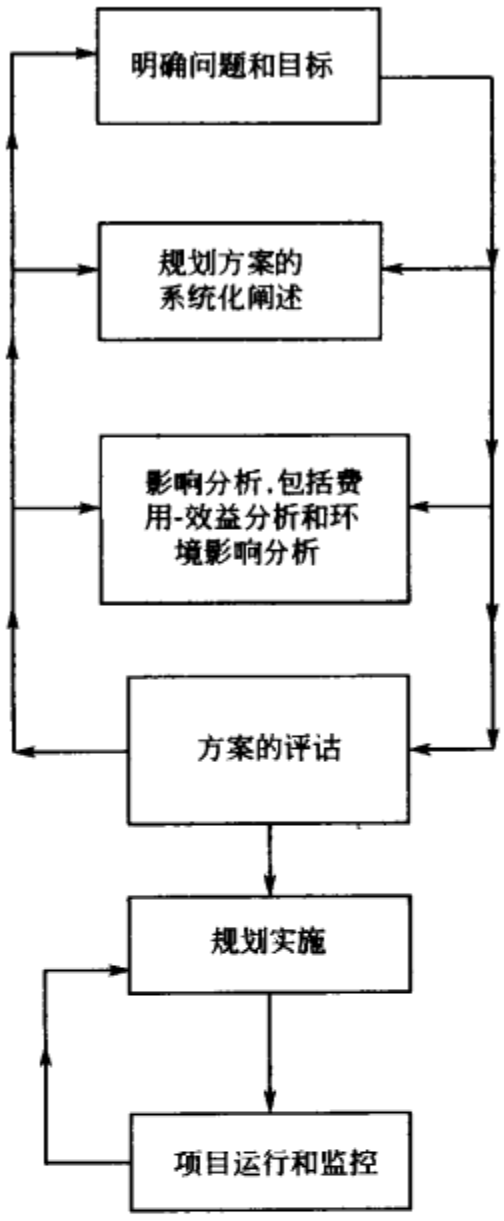


图 4.3 项目规划过程

当说到“问题”这个词时，通常指有令人不满意的状态出现，“明确问题”常常是指明确地说出当前状态的不妥之处。在项目规划之中，明确问题的含义更多。大型工程，尤其是基础设施工程，经常是为了解决预计将来要发生的问题。这样，明确问题要求我们看到的不只是当前的不足之处。同时还包括随着经济发展和人口增长可能带来的问题，以便采取措施解决它们。

在新麦伦斯一例中，最初是把焦点放在洪水控制上。斯坦尼斯洛斯河平原上的人口在增长，当时预计如果不控制社会发展的话，就必须控制河流才能减轻洪水危害。在 20 世纪 40 年代，当陆军工程部刚开始研究新麦伦斯工程时，限制河流平原的发展不是作为一种减少洪水危害的方案，其重点是控制洪水。

更一般地，明确问题还包括明确目标，以及指导描述和评估不同方案的一些限制条件。这些目标和限制条件有时被称为评价因素。

对于公共项目，由于有很多团体的利益会受到影响，所以明确目标的过程通常是复杂的。在新麦伦斯案例中，20 世纪 40 年代涉及的团体主要是陆军工程部、洪水平原上土地的拥有者和大坝下游的城市政府。为了说明评价因素的性质，我们来看一下工程部的立场。虽然总体目标是减轻洪灾损害，但还有其他一些因素影响目标的实现。国会给工程部的批准令限制了他们的行动自由：他们只能修建控制洪水的工程。这样一来工程部就没有考虑土地利用及洪水隔离带等其他的减灾措施。此外，工程部不能修建费用超过经济效益的工程。

处于大坝下游的农民关心如何减轻洪灾，但他们需要的是为此所付得起代价的解决方法。工程部的计划要求“当地赞助人”负担一部分建设资金。在 20 世纪 40 年代初，要求当地负担的费用很少，工程所需的大部分资金由联邦预算解决。因此本地人热切地想找到一种既满足自己需要又使工程部不超出国会限制的方案。对于一个 20 世纪 40 年代的单一目标工程来说，工程部和当地人都不必费心考虑如何弄清楚问题以及如何找到可接受的解决方案。

当新麦伦斯计划从洪水控制扩大到灌溉和其他目的后，受影响的人增加了，也就出现很多“问题”。在 20 世纪 50 年代早期，开始出现相互矛盾的目标。那时，农垦局认为应向盆地以外输送灌溉水，但加州政府认为没这种必要，很多当地农民也反对这样做。到了 20 世纪 70 年代，有更多持不同意见的利益团体加入到项目中，取得一致就更加不可能了。

4.3.2 形成规划方案

概念化不同的规划方案靠的是假定，不管是明确的或暗含的，假定目标和限制条件。再

---

❶ 与本段提到的内容相关的案例见 Ortolano (1974)。

次以 20 世纪 40 年代初的新麦伦斯计划为例。工程部把控制洪水的目标转化为在斯坦尼斯洛斯河段上不同位置蓄水量的指标。他们同时也标出由于水流、土壤状况等因素造成的技术限制，去掉那些不适宜建坝的位置。在构建方案时，这些限制条件被用于两个方面。第一，它们为计划的设计提供了基础。比如，下游水位的控制高度是决定新麦伦斯水库蓄水量的基础。第二，限制条件被用于判断计划的可行性。比如，如果产生的经济效益低于费用，该设计方案就是不能被接受的。

如果环境因素被及早地引入，它们可能在设计时起到关键作用。假如新麦伦斯最初的设计方案重视从 Camp Nine 到 Parrot's Ferry 的这 14.4 km 水路，那么那个 2.96×10^9 m^3 的水库计划就可能因为环境效益和社会效益而被取消。然而，在 1962 年国会批准 2.96×10^9 m^3 工程时，没有人想到这 14.4 km 水路在后来会具有这么高的价值。

概念化各种设计方案的过程与其说是科学，不如说是艺术。除去一些常规问题外，整个过程依靠的是创造力和创新。在 20 世纪 70 年代以前，水资源工程的“艺术”主要是运用所谓的职业判断来缩小设计方案的范围。通常（现在很多时候也是）这种缩小是由项目规划机构根据其将要进行的活动来做的。

20 世纪 70 年代出台的环境影响报告要求扩展了设计过程。在形成规划方案时要求考虑环境价值。第 15 章中会提到，实际操作时做的 EIS 并没有达到理论要求。设计方案的限制条件仍以经济和技术因素为主。在项目计划已经明确后，环境问题在影响评估过程中是最先被考虑的。这时，项目的支持者很难冷静公平地对待评估结果。

4.3.3 影响分析

影响分析涉及预测描述一项活动进行后可能造成的变化（影响）。应该分析哪些影响是非常重要的问题。大型项目会带来很多变化，但对其进行深入研究在人力、物力、财力上还是受到很多限制。

经济效益影响分析是通常要做的，也是某些类型的项目所必须做的。例如，在美国，所有的大型水资源项目都必须做经济费用-效益分析。另一个例子来自世界银行，当经济效益未能超过费用时，项目一般是不会被批准的。

从 20 世纪 40 年代以来，经济影响研究就一直在美国进行着，但环境和社会影响的综合性研究直到 1969 年国家环境政策法通过后才成为常规。在那之前项目的评估工作也在进行，但通常局限在一定范围内。例如，在 1962 年批准新麦伦斯项目之前，工程部已经就项目可能对斯坦尼斯洛斯河盆地鱼类和野生动植物造成的影响进行了研究。这些分析是工程部根据联邦法律而做的，法律条款要求他们与研究鱼类和野生动植物的机构合作。

仅仅用一种模式是无法解决应该分析哪些影响、具体怎样分析这些问题的。每一个案例都是不同的。如果能在每个阶段都能清晰地表述出目标和限制条件，那么就能够为影响分析提供指导。确定分析的步骤之一是划定范围（scope），在这项活动中不同的团体被召集到一起共同研究，在影响分析阶段开始之前取得共识。❶

4.3.4 方案评估

从理论上说，凡满足全部限制条件的提案都是可行的。方案的评估过程研究的是这样的一个问题：理论上可行的方案究竟有哪个是可以实施的？如果只有一个可行的方案，问题变为是实施该计划，还是什么都不做。

---

❶ 划定范围这一概念最初源于美国国家环境政策法要求提交环境影响分析报告，在第 15 章中会有进一步的讨论。

原则上，环境影响评价结果在评估过程中发挥关键性作用。但在实践中，项目的位置和规模常常在很多分析尚未开始时就被决定了。这导致我们通常见到的结果，即环境影响分析仅能够减少（或抵消）由技术和经济指标决定了的项目的不良影响。

目前已经有很多项目评估的方法（见第 17 章）。因为项目评估经常要依靠受影响个人的意见，所以有时公民也参与到这个过程中。

4.3.5 规划实施

当诸如陆军工程部之类的发展机构推荐一个计划时，意味着规划的结束。这时，那些有权做出最后决定的人根据规划研究的结果，尤其是被推荐的那个方案做出决定，该决定可能导致新一轮的规划。决策者直接否决被推荐的规划（例如，因为不可调和的负面影响），或者要求修改规划都是常见的。比如，当项目中增加了除洪水控制以外的目标时或当工程规模扩大时，国会曾经不止一次地要求工程部重新进行新麦伦斯工程的研究。

在 20 世纪 70 年代以前，在建设项目中环境因素并没有发挥重要作用。现在情况已经改变了。很多建设项目合同都就工程在建期间如何把其对环境和社会的不利影响减少到最低限度做出了明确规定。

4.3.6 项目运行和监控

项目建成后，有时（不是通常情况）要监督其运行的环境影响。有些政府，如加州规定必须对被要求提供环境影响报告的项目进行监督以确保减少影响的措施能得到执行。此外，环保组织还尽力监督设备的运行，使它们符合环境标准。

监控中更常见的例子是采取措施满足大气和水质量法的要求。很多国家都有要求工厂自行监控烟尘和污水排放以及向环保部门报告环境保护结果的法规。环保部门行使监督职能。

很多环境影响分析的结果均要求对新项目实施更严格的监控。有人认为监控可以减轻不良的环境影响。如果监控发现环境影响是不能让人接受的，可以采取修改项目或改进运行的方法予以纠正。Holling（1978）及他的同事们在题为《适应性环境管理》（*Adaptive Environmental Management*）的文章中倡导了上述观点。

支持加强监控的第二种观点是，这样做能提高预测影响的准确性。相比而言，项目完成后的监测研究进行得很少。加强监测后，就有机会评估预测的准确性并找到预测方法的局限性。

4.3.7 公共部门规划中的市民参与

在 20 世纪 60 年代以前，公众参与公共项目规划的机会十分有限。在美国，公民能够通过公众听证会参加公共项目的规划过程，但通常是在发展机构已经做出决定之后。多数情况下，公众满足于把问题交给规划者、工程师和指定的官员。公共项目由技术专家进行规划和评估，这些专家与政府官员一起和对这些工作感兴趣的机构进行合作。

在 20 世纪 60 年代，公众要求增加参与到那些影响他们的公共项目规划中的机会。很多公众认为专家在规划大型项目时并没有考虑环境和社会问题。

到了 20 世纪 70 年代，很多开发机构观察到，仅仅建立在经济效益分析和技术专家判断基础上的项目，常常会被关心环保和社会影响的人告上法庭。一些机构的应对措施是让公众参与修改规划。

规划过程在 20 世纪 70 年代得到改进，进行改进的原因是陆军工程部这类的大型基础设施建设机构发现公众不仅能够在明确问题和目标时发挥作用，还可以帮助评估方案。[1] 的

---

[1] 有关陆军工程部修改水资源规划过程使公众得以参与的例子，见 Mazmanian 和 Nienaber（1979）。

确，某些机构发现，离开那些受影响的人的意见就无法在环境损害和经济效益的矛盾中找到平衡点。他们发现公众可以辅助构建不同的方案，可以分析项目的影响。公众通常具有专业人员可能忽略的规划地区的详细知识和其他一些有助于明确规划的信息。更常见的是，公众可以帮助找出应该被仔细加以研究的一些影响。

公众参与公共项目规划的运动不只发生在美国。这种现象同样发生在很多有民主传统的国家。公众参与的升温是与非政府环境组织的影响力提高相联系的。民间环境团体经常在项目开始阶段发起并给相应机构施压，使公众得到机会参与规划和决策。

4.4 私人项目规划

规划一个私人发展项目从本质上与规划公共项目有两方面的不同。第一，公众参与的机会有限。多数情况下，公众只能参与政府的决策。比如公众参加市政厅在进行一项改变当地规划从而建设新项目之前举行的会议。第二，私人项目的成败取决于项目开发者的管理和分配风险的能力。对于开发者来说，风险会以很多形式呈现，会出现在项目的每一个阶段，包括运行阶段。例如，办公大楼的开发人得冒办公室租不出去的风险。正如 Peiser（1990，p. 500）指出的："开发者在城市建设中所起的作用就是承担别人不愿承担的风险。开发者的成功靠的是把巨大的风险分摊到各个参与人身上，从而达到控制风险的目的。"

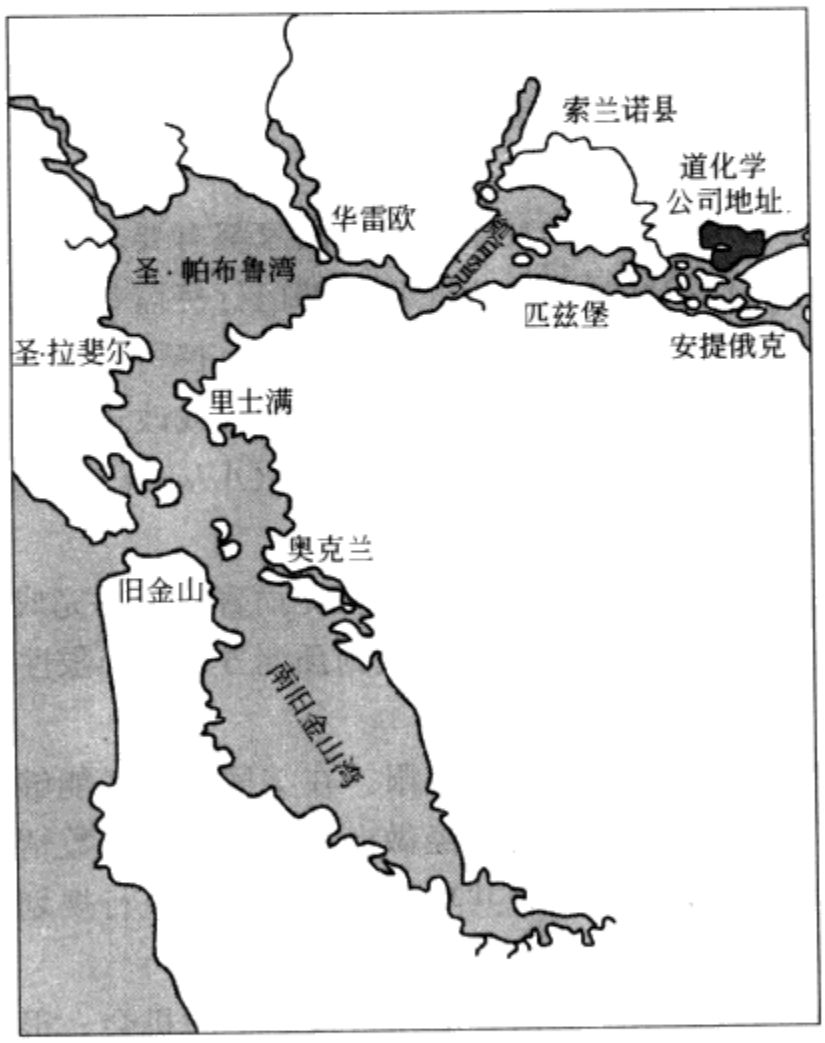


图 4.4 位于旧金山湾的道化学公司工厂位置图（Duerksen 授权重印。《道化学公司和加利福尼亚：环境事务（envirobussiness）的转折点》，1982，pp. 6-7。保护基金会版权所有，版权移交给世界野生动物保护基金会。）

因为私人开发者面对的经济风险是显而易见的，本节就不予以强调了。这里讨论的是管理风险（regulatory risk），当项目开发无法取得政府批准时项目就会被延期或受阻。通过分析公众对道化学公司 20 世纪 70 年代在加州建立石化企业的态度，可以说明什么是管理风险。这项分析同时也说明公众是怎样影响私人项目决策的。

4.4.1 管理风险和加州的道（Dow）化学公司

1975 年 2 月，道化学公司宣布了在加州投资 5 亿美元建设精细石化工厂的计划，厂址位于旧金山东北 56 km 处。❶ 该项目包括 13 个分厂，占地 2.4 km^2，一部分将建在索兰诺县，另外 1 km^2 建在 0.8 km 以外的康特科斯特县（见图 4.4）。该厂将把粗加工石油转化为常用化合物，如乙烯丙酮和苯乙烯。该项目将创造 1000 个全日制工作岗位和 1000 个建筑岗位。道化学公司的计划是 1976 年开始动工，1978 年让第一个分厂开始生产，到 1982 年完成全部 13 个分厂。不管怎样看，这都是一个巨大的

❶ 本节的事实描述出自 Duerksen（1982），除直接引用外未标明页码。

工程。

道化学公司宣布其计划后不久，大西洋富地公司（ARCO，the Atlantic Richfield Company）就宣布在道公司的工厂附近建一个世界规模的精细石化厂。很自然地，旧金山湾地区的环保组织开始担心这些化工企业将给空气、水质及当地湿地带来不利影响。环境科学家还担心新项目将会吸引大量外来人口，对服务业的要求将超过当地政府的能力。

道化学公司面对的管制环境非常复杂。他们至少需要从联邦、州和当地组织处得到65项批准（见表4.2）。

表4.2　道化学公司石化项目必须取得的许可证

联邦		州土地委员会	1
美国陆军工程部	4	海湾空气污染控制区	26
美国海岸卫队	1	州级总数	40
联邦级总数	5	县	
州		萨克拉门托县	1
区域水资源委员会	7	索兰诺县	11
水资源控制理事会	1	康特科斯特县	8
水资源部	1	县级总数	20
渔业和娱乐	3	总数	65
农垦委员会	1		

注：Duerksen授权重印，《道化学公司和加利福尼亚：环境事务（envirobussiness）的转折点》，1982，pp.6-7。保护基金会版权所有。版权移交给世界野生动物保护基金会。

除了取得许可证以外，道化学公司还要提交环境影响报告。根据1970年通过的加州环境质量法案（CEQA，the California's Environmental Quality Act），当州政府和地方政府在做决策时，都需要提交环境影响报告（EIR，Environmental Impact Report）。总共有几个州立政府机构和县政府参与该项目的决策，索兰诺县在其中起主要作用，因为它是与项目关系最大的地方政府。编制EIR的过程包括收集环境和社会影响的相关信息并对公众和其他机构的建议做出回答，这项工作很快就完成了。但编制速度太过于快速引起了一些问题，随后，州立机构和公众就指责EIR编制太快，以致他们没有足够的时间来审阅EIR的草案。

另外，人们还批评说EIR是由道化学公司出钱请咨询公司做的。即使这样做是合法的，而且EIR是为索兰诺县（不是道化学公司）准备的，也让人怀疑该报告的客观性。一个州政府官员宣称该文件是“让道化学公司感到舒服的和甜蜜的EIR”。❶

1975年12月，索兰诺县的监督委员会最终接受了道化学公司的报告并协助实施项目。比如，把2.4 km^2的农用地划为工业用地。

EIR完成的进度使道化学公司面临着两个问题。第一，在索兰诺县刚刚接受EIR以后，就有人把项目告上法庭，试图终止项目。诉讼是由地球之友、塞纳俱乐部和当地环保组织“开放空间的人”提起的，他们认为索兰诺县在编制EIR和划拨土地时违反了规程。这个案子没有给项目造成长期影响。

快速完成EIR带来的第二个问题在几个月后暴露了出来，当时道化学公司正在申请陆军工程部的批准。由于道化学公司申请工程部批准的项目存在巨大的环境影响，所以要求有联邦的环境影响陈述（EIS）。与州级的EIR相对应，EIS是国家级的文件。❷ 虽然这两个报

---

❶ 资料来源于当时的州首席检察官Larry King，引自Duerksen（1982，p.47）。

❷ EIS是美国国家环境政策法要求的，EIR是加州环境质量法案要求的。两种报告的内容相近但不完全相同。

告都是环境影响的书面陈述，但它们是彼此独立的。

1976 年 4 月，工程部签署了一份 EIS 草案，把它发给各政府机构及感兴趣的市民并向他们征求意见。这时候，几个州立政府机构已经发现他们对索兰诺县编制的 EIR 审核得太快太不充分。这一发现以及怀疑 EIR 编制的不全面促使州政府机构向道化学公司提出新问题以便了解更多的信息。

在道化学公司忙于与政府机构就完成 EIR 审议的事讨价还价时，它又遇到了新的麻烦。这次是要从海湾空气污染控制区（BAAPCD，the Bay Area Air Pollution Control District）获得许可证，该机构负责在旧金山湾实施州和联邦的空气质量法规。1976 年夏，BAAPCD 拒绝了道化学公司修建苯乙烯工厂的申请，该厂是计划中 13 个工厂之一。

BAAPCD 的决定根据的是 1970 年美国清洁空气法案的条款，该条款的内容是禁止在原本已有一项以上污染物达不到国家环境空气质量标准（NAAQS，National Ambient Air Quality Standards）的地区建立新的污染源。例如，如果一个地区的颗粒物超标，就不能在该地区批准建立重大的颗粒物排放源工程。❶

道化学公司的问题在于，即使他们在这个工厂使用了空气污染控制设备，仍然会排放大量 NAAQS 禁止的 3 种污染物：颗粒物、碳氢化合物和氧化剂。所以道化学公司的申请没有得到批准。公司向 BAAPCD 的听证会提出了上诉。

到 1976 年秋，道化学公司的耐心几乎被耗尽。公司和政府之间的僵局使得比尔·普瑞斯出面调停，他是州长吉瑞·布朗的十位助理之一。普瑞斯希望加快政府机构批准项目的进程，因为他觉得政府需要“表示一点商业时代以前的同情心”。❷ 很多在商业社区的人都感到加州的条条款款太折磨人了。在与普瑞斯进行了广泛接触后，道化学公司同意与所有政府机构一起参加一个为期两天的听证会，听证会旨在给道化学公司签发许可证。这些机构在双方同意的最后期限前（1976 年 11 月 5 日）向公司提出了 70 多个细节性问题。❸ 大约一个月后（12 月 8 日）听证会开始；产生了 1000 多页的会议记录。政府许诺将在 30 天内给道化学公司明确的答复。但最后期限到了仍然没有答复。1977 年 1 月 19 日，在投资 1000 万美元进行规划和设计后，道化学公司最终放弃了该项目。政府官员被公司的决定惊呆了，有人这样描述这项决定，“把从萨克拉门托到圣地亚哥的窗台都震得发抖”。❹

付出这些努力之后，道化学公司觉得他们不得不终止项目。公司的新闻发言人说，“申请建立新工厂的过程太复杂和昂贵了，想要继续下去是不实际的。”道化学公司已经为项目投资了 1500 万美元。放弃该项目反映了这样的观点“公司不应该把可以用在别处的钱耽误在这里”。❺ 公司董事长说得更加直截了当：“最后分析表明，扼杀我们的是不确定性。”❻ 管理风险太高了，项目不可能推进。

4.4.2 私人开发和管理风险

私人项目发起人面临的管理风险主要来源于：

---

❶ 清洁空气法的这个条件在 20 世纪 70 年代末被修订以使像道化学公司这样的项目能够在污染物超标地区在一定条件下得到批准。（见第 13 章）

❷ 普瑞斯的话见 Duerksen（1982，p. 75）。

❸ 问题清单见 Morse（1984，pp. 149-57）。

❹ 本条引语和下面一条出自 Duerksen（1982，p. 109）。

❺ 道化学公司一位经理雷·布鲁贝克的话，引自 Duerksen（1982，p. 111）。

❻ 董事长是保罗·奥利菲斯，他的话引自 Morse（1984，p. 146）。

- 政府管理人员对环境法术语解释的不确定性；
- 要求出示比预计更多的环境影响信息；
- 在项目规划过程中发生的法规变化；
- 政府管理人员与开发者之间沟通不力；
- 因项目反对者的法律行动和行政诉讼引起的延误。

管理的不确定性转换为遵守法规所需开销增加的风险，或者项目延期甚至完全终止。遵守法规的开销包括建造处理设备、减轻负面影响的费用和开发费，这些费用可能迅速增加。预料之外的延误可能导致开发者贷款利息的激增，或者因为无法把被困住的资金用于别的项目而遭受损失。这些管理风险和开销在道化学公司的案例中都有体现，在本章最后的备忘录中将会详细说明。

(1) 管理风险的本质

道化学公司放弃了石化企业项目因为他们相信管理风险太大了。雷·布鲁贝克，道化学公司负责规划的部门经理这样描述公司的处境：

我们真正的问题是要在全州范围内取得许可证。我们的进程太慢了。花了两年半时间和450万美元取得65个许可证中的4个后，我们看不到光明的前景，不得不中止以减少损失。❶

事实上，由于什么样的行动将能够被允许是未知的，所以管理风险总是存在的。道化学公司和海湾空气污染控制区（BAAPCD）之间关于什么是“严重空气污染排放物”的争论说明了这点。在BAAPCD驳回公司的许可证申请的时候，如果某种预期的空气污染排放是显著的，就可以阻止排放源的建立。1970年的清洁空气法案没有对“严重排放源”进行定义，这项任务留给了BAAPCD。BAAPCD的定义是如果“能够在地面监测点测到污染物，则是严重排放源”。❷ 道化学公司的职员发现这种定义是不可思议的严格，并且向其他的区域性空气污染控制机构提出建议，要求建立没那么严格的排放标准（例如，如果污染物的排放量超过67.5 kg/h，就算显著污染）。公司同时争辩说，在BAAPCD使用的用来估算地面排放水平的空气质量模型中，有很多关于风速和其他气候条件的假设是非常糟糕的。尽管道化学公司极力反对，BAAPCD的态度却十分强硬，并拒绝颁发许可证。

当公司提供的环境影响评估被视为不充分时，他们同样面临着无法预计的开销。被迫提供更多信息是开发者不可避免的风险，因为没有规定环境影响分析最低细节度的标准。像道化学公司这样的大型复杂工程可能有几十项潜在的影响。项目支持者（或咨询者）面临的困境是如何把影响归类，以决定分析对象和分析深度。如果行政管理者和反对者认为重要的影响没有被仔细地加以研究，开发者将被要求重做。这正是发生在道化学公司身上的事。

在编制联邦EIS的过程中，道化学公司为应付各项新要求而付出的钱剧增。州立机构在审查根据州法为索兰诺县编制的EIR时敷衍了事，不得不在审查陆军工程部编制的EIS时负起责任来。例如，加州资源部要求得到他们认为重要的四个方面的新信息：空气质量，日益增加的航运，为道化学公司的新建企业提供服务而产生的间接增长，以及化学物质排放和水质量。杰克·琼斯（Jack Jones），道化学公司负责与环境法规进行协调的官员发现这些

---

❶ 雷·布鲁贝克，引自Duerksen (1982, p. 111)。

❷ BAAPCD第二行政官菲尔斯坦的话，引自Duerksen (1982, p. 60)。

问题中有很多是“不可能”回答的。他说：“我们回答力所能及的问题。那时，我每个月得花 20 万美元请顾问来回答问题并进行研究。”❶

道化学公司案例中反映出来的另一种风险是沟通不力。这里用的例子仍然与海湾空气污染控制区（BAAPCD）有关。公司申请许可证期间，如果某地区的空气质量达不到国家标准，新的严重污染源就得不到批准。问题的关键是公司的项目是否在空气质量不达标区。杰克·琼斯，当时负责协调环境法规的公司官员说 1974 年 BAAPCD 的人向他们保证不用考虑联邦清洁空气法案关于空气质量不达标区的问题。根据仲斯所说，“（BAAPCD 的人）告诉我们旧金山不是空气质量不达标区，在可预见的将来也不会是。”❷ 很明显，所谓的沟通不力发生了。密尔顿·菲尔斯坦（Milton Feldstein），当时的 BAAPCD 第二行政官说，他“惊诧”于琼斯的肯定。在菲尔斯坦看来，“公司好像完全不了解什么是环境空气质量。”❸

上面提到的风险都源于开发者与政策执行者之间的互相影响，但项目反对者的影响也会成为风险来源。在很多地方，反对者可以利用例行的行政或法律程序来延缓工程。道化学公司的项目反对者行使权力的方法是提起法律诉讼，其依据之一是认为环境影响报告是不充分的。如果不发生其他的事使得公司放弃项目的话，这个案件可能造成项目延迟。开发者可能在不断拖延的法庭战斗中损失大笔的钱，有时他们会中途放弃项目以避免反对者给他们带来更大的风险。

（2）减少管理风险

道化学公司面对的这些管理约束也并不只是针对他们自己一家公司，同时，这种情况也不是加州才有的。20 世纪 70 年代以来，私人公司和政府都开始对商业活动在处理日益复杂和沉重的环境法规时承担的风险变得敏感，相应地也采取了一些措施来减轻风险。

为免于承担“反商业”的恶名，有些州和地方政府已经试图缩短许可证发放时间、减少不确定性。比如，20 世纪 70 年代末，佐治亚州建立了“一步性获得环境许可证的系统”。❹ 相似的系统在别的地方也被使用。简化许可证批准过程的思想是让开发者只和一个政府机构打交道，再由这个机构与政府其他部门合作。这样一来，如果开发者需要从五个政府机构那里获得许可证，只需提交一份申请表而不是五份。此外，开发者不必同所有的五个机构打交道。这样，一步性获得意味着由一个单独的政府机构处理申请并与相关部门合作。理论上，开发者至少可以在短时期内得到多机构联合做出的一致回答。

一步性获得可能减少管理风险，但它并不包治百病。把与各政府机构协调的重担加于一个机构身上并不一定会减少处理时间。另外，这样做并不会减少开发者遇到的挫折，因为他们被迫与工作负担过重并可能缺乏经验的管理者合作，而管理者经常工作负担过重或缺乏经验。此外，当法律法规中含有模棱两可的词语需要管理者就不同案例做出解释时，一步性获得并不能减少管理不确定性。

公司也采取了自己的措施来减少管理风险。一种策略是在项目规划初期加强与潜在反对者的沟通。反对者包括单独的市民以及可能关心该项目的环境组织。有些公司创立了独特的部门来与外界关心某项目的人合作。例如杜邦公司 20 世纪 80 年代末为了辅助在台湾选择二

---

❶ 杰克·琼斯，引自 Duerksen（1982，p. 69）。

❷ 杰克·琼斯，引自 Duerksen（1982，p. 55）。

❸ 引语出自 Duerksen（1982，p. 57）。

❹ 与佐治亚许可证系统有关的引语出自 Duerksen（1982，p. 128）。

氧化钛工厂厂址而建立的“交流处”。杜邦与反对者沟通的努力帮助他们得以在台湾北部的Kuanyin建厂。❶

当项目开发者与反对者之间的沟通障碍无法消除时，一些公司利用仲裁法来解决争端。在第18章中将提到，仲裁法通常是法律体系为解决厂址争端的可取方案。

除与潜在反对者加强联系外，很多公司正在提高他们的环境形象。在20世纪80年代末，“许多位于工业密集区的跨国公司不得不开始发展一种‘公司环境论’”。❷ 约翰逊和约翰逊公司的经历可以说明问题。在20世纪80年代，该公司成立了一个研究组来保证其下属的所有企业都遵守政府和公司环境法规。此外，公司还努力“与当地社区建立联系（教育和财政方面），并对职员进行环境教育。同时还试着减少产品包装并且循环利用材料。”❸

许多以对环境负责为目标的公司都把重点放在防止污染物产生的活动上：减少垃圾，循环和再利用。在第14章中会说明，公司通常都有强烈的动机去追求严格的污染防治策略。

有些公司已经超越了污染防治阶段，开始把环保责任纳入工厂选址和设计阶段。例如杜邦公司为把一个超过100万美元的产品工厂建在西班牙北部亚斯都里阿斯地区进行的努力。1989年，杜邦公司邀请美国保护野生动物栖息地委员会（WIIEC，Wild Life Habitat Enhancement Council）帮助他们设计新型的能提高环境质量的工厂，尤其注重保护野生动物、湿地，提高水质量，以及具有历史文化价值的地方。与WIIEC合作，杜邦公司充分依靠亚斯都里阿斯地区的环境因素进行选址、设计和建设。杜邦公司对该项目实行了“独立的”环境影响评估来测算影响和风险，后来证明这样做使影响和风险达到最小。公司预计把15%的投资用于污染控制设备，并且至少有一个生产组实现“零排放”。据杜邦公司对该项目负责人比尔·瓦克称，“与WIIEC合作有助于减少建设前对社区状况的忧虑并且有助于弄清楚工业和环境容量。”❹ 公司具有这样高度的环境责任感并不多见，但这说明了公司怎样通过与当地社区合作并把环境因素融入工厂选址和设计中来减少管理风险。❺

总之，公司可以通过加强与当地社区和项目潜在反对者的交流来减少管理风险，也可以把污染防治设施（废物减量、循环和再利用）作为传统废物处理设备的补充来减少风险。公司还可以进行环境影响分析，利用分析结果来制定有关设计、选址和建设的决策，这样也能减少管理风险。

主要概念和术语

多用途水项目：新麦伦斯大坝（*Multipurpose Water Project: New Melones Dam*）

机构间合作（Interagency coordination）

机构间竞争（Interagency competition）

费用-效益比率（Benefit-cost ratio）

环境影响报告（Environmental impact statement）

---

❶ 交流处是在杜邦意图建厂在Lukang的计划失败后成立的。Lukang因其坚决反对杜邦的项目具有历史重要性。有关杜邦在台湾的计划见Ortolano（1993）。

❷ 引自Holmberg（1992，p. 186）。

❸ 引自Cairncross（1991，p. 283）。

❹ 比尔·瓦克称的话引自Schmidheiny（1992，p. 235）。有关杜邦公司在西班牙的这个项目见Schmidheiny（1992）。

❺ 很多公司在面对环境后果敏感的工厂选址、设计及建设时还有很长的路要走。公司改变与环境有关的行为要面临的阻碍见Holmberg（1992，pp. 171-78）。

水资源权利（Water rights）

公共部门项目的特征（*Characteristics of Public Sector Projects*）

不可逆转性影响（Irreversible impacts）

复杂的机构环境（Complex institutional settings）

参加者和目标的多重政策（Multiplicity of actors and goals）

不确定性下的决策制定（Decision making under uncertainty）

公众参与规划（Citizen participation in planning）

规划活动及过程（*Planning Activities and Processes*）

项目规划模型（Models of project planning）

评估因素的确定（Identification of evaluative factors）

形成规划方案（Formulation of alternatives）

影响分析和评估（Impact analysis and evaluation）

实施和运营（Implementation and operations）

项目建成后的监测（Post-construction monitoring）

公众参与技术（Public participation techniques）

私人项目规划（*Private Sector Project Planning*）

管理风险（Regulatory risk）

财务风险（Financial risk）

政策障碍（Regulatory gridlock）

一步性获得许可证（One-stop shopping for permits）

公司环境论（Corporate environmentalism）

污染防治（Pollution prevention）

问 题 讨 论

4-1 本章的很多内容基于如下论断：在考虑规划过程的所有方面，尤其是与政策经济有关的方面以前，很难弄清楚有多少环境因素将会影响项目决策。利用本章的两个实例来支持或反对上述观点。

4-2 公众项目规划和私人项目规划过程中的主要不同之处是什么？说明影响公共和私人项目开发者行为的因素。

4-3 本章包括一个公众部门项目案例和一个私人项目案例。在这两个例子中影响项目结果的机构组织有多少是相同的？

4-4 很多编制环境影响报告的咨询者从项目开发人那里领报酬。这样的安排会不会有损咨询者的职业道德？有什么办法可以减少咨询者因为利益关系做出不公正评价的可能性？

4-5 有人认为某些利益集团会滥用环境影响评价法来达到停止他们反对的项目的目的。这种看法在本章的实例中有没有得到体现？

4-6 想像一下你被聘请去为加州减少政策障碍的措施做宣传。你会提出什么建议？

4-7 设想你是一个公司的咨询顾问，该公司想要把一个大型工业区建在有反对力量的社区，因为工厂会造成环境影响。为了减少项目被延误或终止的风险，你会提出怎样的行动建议？

参 考 文 献

Alexander, E. R. 1979. "Planning Theory." In *Introduction to Urban Planning*, ed. A. J. Catanese and J. C. Snyder, 106-119. New York: McGraw-Hill.

Bailey, J. 1965. The Case History of a Failure. *Architectural Forum* 123 (5): 22-29.

Cairncross, F. 1992. Costing the Earth. Boston: Harvard Business School Press.

Duerksen, C. J. 1982. *Dow vs. California. A Turning Point in the Envirobusiness Struggle*. Washington, DC: Conservation Foundation.

Holling, C. S., ed. 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Chichester, England: Wiley.

Holmberg, J., ed. 1992. *Making Development Sustainable*. Washington, DC: Island Press.

Kay, J. H. 1973. Pruitt-Igoe Housing Project. *The Nation* 217 (9): 284-86.

Mazmanian, D., and J. Nienaber. 1979. *Can Organizations Change?* Washington, DC: Brookings Institution.

Morse, C. W. 1984. *Environmental Consultation*. New York: Praeger.

Ortolano, L. 1974. A Process for Federal Water Planning at the Field Level. *Water Resources Bulletin* 10 (4): 766-78.

Ortolano, L. 1993. Controls on Project Proponents and Environmental Impact Assessment Effectiveness. *The Environmental Professional* 15 (4): 252-363.

Palmer, T. 1982. *Stainislaus: The Struggle for a River*. Berkeley: University of California Press.

Parry, B. T., and R. B. Norgaard. 1975. Wasting a River. *Environment* (Jan./Feb.): 17-27.

Peiser, R. 1990. Who Plans America? Planners or Developers? *Journal of the American Planning Association* 56 (4): 496-502.

Randolph, J., and L. Ortolano. 1975. Effect of NEPA on the Corps of Engineers' New Melones Project. *Columbia Journal of Environmental Law* 1 (2): 232-73.

Schmidheiny, S. 1992. *Changing Course: A Global Business Perspective on Development and the Environment*. Cambridge, MA: MIT Press.

第二部分　环境管理政策的制定与实施

第二部分主要介绍了经济学和工程学中的概念是如何被应用到环境管理政策的制定和实施过程中的。前三章是对环境经济学概念的基本介绍，其中第5章介绍如何用供给、需求、市场等基本经济学概念来描述环境污染问题；在第6章中，这些经济学概念被用于对环境污染造成的经济损失评估；第7章通过对费用-效益分析和有效的污染削减水平的介绍，将前两章中的经济学概念结合起来。

后面的章节主要关注的是环境管理的策略问题。第8章介绍了传统的环境管理方式："命令与控制"(command and control)。在这种管理模式下，环境管理部门首先制定"命令"，通常包括应该采取哪些削减污染的工艺，限制污染物排放等。然后环境管理部门对各单位的实施情况进行监控，检查他们是否达到环境部门提出的要求，对未达到者进行惩罚。第9章讲述了环境管理政策在实施和监控过程中的难度。由于"命令与控制"模式是当今世界大多数国家现行的政策，所以该章着重探讨了在这种模式下的问题，同时，所涉及的实施难度问题同样适用于其他管理模式。

第二部分的最后两章介绍了环境管理中市场调节手段的应用。在这种模式下，环境管理部门不必制定详细的条款告诉污染者必须做什么，而是采取经济刺激手段引导污染者削减废物排放。第10章探讨了其中的一种手段——排污收费制度（pollution discharge fees)。第11章介绍了另一种手段——排污许可交易（tradable discharge permits)，在这种制度下，排污权可以在污染者之间进行交易。

以上三种管理手段："命令与控制"、排污收费制度、排污许可交易，现在已经在许多国家被广泛应用，它们的实际应用情况在第二部分的案例分析中有所介绍。在第二部分的最后，作者对这三种制度的优缺点进行了对比性的评价。

第 5 章　环境问题的经济学分析框架

当经济学家意识到，污染是伴随生活和生产而不可避免地出现的现象时，他们便开始了对环境保护问题的研究。[1] 环境管理的关键问题在于如何对污染进行最好的控制：减少废物的产生，对废物循环利用，废物处理以减小其对环境的危害等等。

这一章着重介绍在分析环境管理问题中应用到的经济学概念。首先，环境被视为一种能够提供多种服务的经济资产。然后，在这一章中提出了两种经济学模型：消费者选择模型——能够为环境管理的效益评估提供一个基础；生产模型——能够分析生产者对不同管理手段的反应。在本章的最后介绍了完全竞争市场的条件，这只是一种理论上理想化的状态，但是可以用它来研究，为什么当一种生产活动或者消费活动的影响不能够在市场价格中得到反映时，就会造成市场失灵。[2]

5.1　环境是一种经济资产

经济学家通常用“残余物”（residual）这个词来描述在个人、工厂以及政府部门的生产和消费活动中伴随产生的物质和能量。例如，汽车在运行过程中可以产生噪声、热量、碳氢化合物、颗粒物和一氧化碳，这些就可以被视为汽车运行时的“残余物”。“残余物”相当于通常所说的污染物或者废弃物，在这里，这些词是可以交替互换的。

自然环境可以被视为一个围绕着经济系统的大壳（见图 5.1）。工厂和政府将生产出来的产品或者提供的服务卖给消费者。产品的生产和服务的提供过程都需要要素输入。例如家庭提供的劳动力和来自自然环境中的原材料（经济学家把家庭作为产品和服务的消费者和要素输入的所有者）。生产过程同样会产生“残余物”，这些“残余物”会最终回到环境中。消费者从工厂和政府的生产活动中获得收入并购买商品和服务，消费这些产品和服务的过程同样要产生“残余物”，而这些“残余物”也同样最终被排放到环境中。图 5.1 中所示的“残余物”经过循环利用和废物处理后被排放到环境中去，它们是由人类社会中的生产者和消费者所产生的。

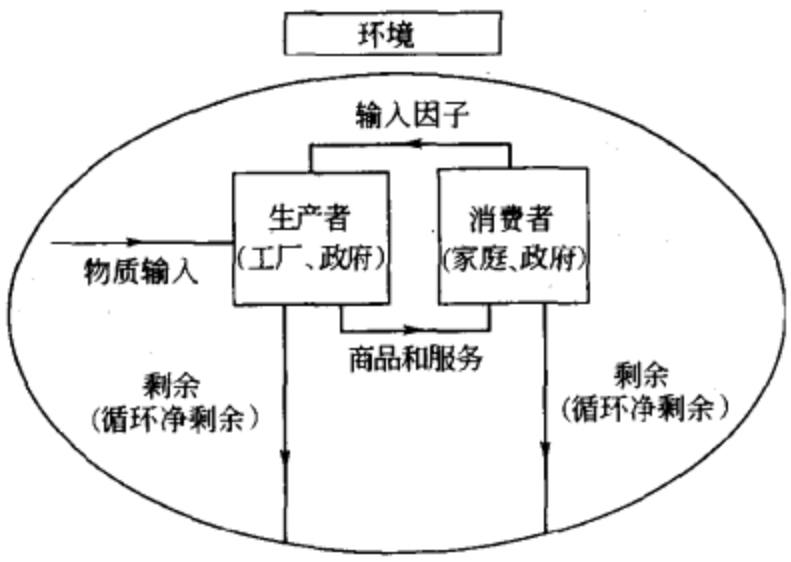


图 5.1　传统经济活动与环境

事实上，所有的生产和消费活动都会产生“残余物”，“残余物”是由物质和能量组

[1] 有关这一问题，Melissa Geeslin 和 Greg Browder 在他们还是斯坦福大学的学生时就有过论述；此外，斯坦福大学的 David Louggee 和加利福尼亚州奥克兰的作家兼编辑 Elizabeth Schaefer 也有过论述。

[2] 对此感兴趣的读者可以参考初级经济学的课本，例如萨缪尔森（Samuelson）和诺德豪斯（Nordhaus）1992 年所著的经济学入门；更深的理论可以参考微观经济学的教科书，例如曼斯菲尔德（Mansfield）在 1988 年，以及鲍莫尔（Baumol）和布兰德（Blinder）在 1991 年所著的微观经济学。

成的，物质残余是以固态、液态或气态返回到环境中的物质。能量残余包括噪声和热，例如木头在炉子中燃烧产生并通过烟囱传导到环境中的热。废物通常可以加以循环再利用（在这种情况下它们又可以成为输入要素），或者它们可以通过物理、化学、生物过程加以处理。

物理定律告诉我们，剩余物质和能量不可能消失。我们可以参照热力学第一、第二定律。根据热力学第一定律，能量既不会产生也不会消失，它只会从一个物体转移到另一个物体，或者从一种状态转变成另一种状态。热力学第二定律看上去比较复杂，它陈述的是任何能量转换过程都会有以热能为形式的能量损失。[1] 例如，在能源工厂里，煤炭的燃烧将化学能转化为热能，把水变成水蒸气，蒸汽推动涡轮发电，又转化为电能，这其中的每一个能量转化过程都有以热能为形式的能量损失。

5.1.1 从物质守恒的角度审视问题

物质守恒定律在制定控制“残余物”的政策方面有着重要的作用。[2] 如果不考虑这一物理定律，在制定政策的过程中往往只是把“残余物”从一种介质转移至另一种介质。例如，旨在提高水质的政策有时会导致固体废物和大气质量问题，从水中将污染物分离出来进行填埋或者燃烧会增加固体废物处理的压力，同样也可能成为大气污染的新的来源。

如果从环境物质守恒的角度出发，我们会认识到，处理废物的过程并不能消灭他们；然而，将废物进行一定的处理再将它们释放到环境中会减小其对环境的影响。例如，在污水处理厂中，格栅及其他物理处理设施的应用可以将固体废物从废水中分离出来，经过一定的处理，它们以脱水后的污泥、燃烧后的灰烬或者气态物质形态被排放到环境中，会比在水中对环境的影响小些。

物质守恒是非常基础的理论，然而，有时政府在制定环境政策中会忽视它，仅仅重视单个环境项目，往往是一个项目针对水质，一个项目针对大气，一个项目针对噪声等等，忽视了这些项目之间的协调，从而可能会导致不良的后果。几十年前纽约大气质量管理中出现的问题就是一个例子，它告诉人们如果忽视了质量守恒原理将会发生什么。[3] 当时城市严格控制公寓内的家用焚烧炉的气体排放量，要求非常苛刻以至于许多公寓所有者发现，停止使用焚烧炉比依照法规使用焚烧炉更划算。这样一来，卫生部门负责的固体废物的收集和填埋工作大大增加，固体废物处理的压力太大，所以到后来，这一强硬的焚烧炉管理措施就被废止了。

5.1.2 环境输出

经济学家经常把自然资源视为一种资本，一种能够提供商品和服务的资产。用于生产食品的牵引车和能够发电的叶轮都是人造资本（human-made capital），那么自然环境会提供什么样的商品和服务（或者自然资本）呢？

表 5.1 描述了自然环境提供的四种服务。[4] 第一，它为人类提供物质输入，比如制造活动中用到的油、木材、铁等，它们通常被称作自然资源。自然资源通常被划分为可再生资源和不可再生资源。地下水是一种可再生资源，只要使用速度低于地下水的再生速度，它是可以永续利用的。油和煤炭都属于不可再生资源，随着这些资源不断的被人类开发利用，它们

---

[1] 热力学第二定律可以用“熵”（entropy）来陈述，这是一个衡量系统中能量损失的方法。根据热力学第二定律，当系统变化的时候，熵就要升高。例如，煤炭燃烧产生热，其中可利用的能量总是少于煤炭完全燃烧时释放的能量，对于燃煤发电也同样有这种情况，每一个能量转化过程都会产生“残余”，即散失的热量。

[2] 物质守恒定律认为，物质不能被创造和消灭，只能从一种形式转化为另一种形式。

[3] Freeman，Haveman 和 Kneese，(1973，p. 29)。

[4] Freeman，Haveman 和 Kneese，(1973，p. 21-22)。

表 5.1　环境提供的服务分类[1]

物质输入
提供给各种经济活动的物质，例如：石油、木材
废物接纳
接受残余物，例如：废水和噪声
生命支持功能
健康的环境包括清洁的空气和水体
舒适服务
优美的风景和宜人的空间提供了个人休闲的场所

① 资料基于 Freeman，Haveman，and kneese (1973，p. 21-22).

的储量就会越来越少。

第二，环境是废物的处理场所。环境可以净化和转移人类生产和生活中的残余物，自然过程可以把一些残余物转化成无害的物质。

第三，自然界中的光合作用是人类赖以生存的源泉。如果不是绿色植物把太阳能转化为有机物，人类将不可能生存下去。离开了光合作用，人类将失去一切食物和能量的来源。

最后，环境还具有美学价值。人们去户外休闲娱乐，优美的景色可以陶冶人们的情操，让人们精神焕发。

一旦环境被视为一种资产，人们就往往只关心环境对人类有影响的一方面。这种看法是非常狭隘的。例如，许多人都喜欢海豚，所以经济学家在考虑环境问题时就会考虑到保护海豚的经济价值。相比之下，很少有人关心鳜鲈，一种鲜为人知的濒危鱼类。与海豚相比，经济学家不会赋予这种鱼类以经济价值。既然环境被视为是一种资产，那么非人类和环境中的自然事物就会被人类考虑到，但是它们的重要性却因人类的关心程度而大相径庭。生物中心论在环境经济学中地位并不重要。

表 5.1 中的内容可以做如下解释：人们愿意付出一些东西而获得更多的来自环境的服务，或者不损害其质量和数量。表 5.1 的内容还为环境污染的技术限制提供了基础：当人们获得环境的处理废物的服务的同时，可能会对其他环境功能，包括生命支持、精神服务、物质输入等产生负面影响。但是在一定的范围内，废物排放到环境中可能并不能构成环境污染。阿拉斯加野外的废物丢弃就是一个例子。但是，如果现在相对独立的废物丢弃在阿拉斯加变得普遍起来，那么废物就可能影响到其他人的生活，构成环境污染。在大多数情况下，废物一旦被排放，在环境法规中就被视为环境污染。

环境同化能力（assimilative capacity of the environment）是与环境提供的废物处理的服务相关的另一个概念。人们通常要决定什么水平的环境质量是令人满意的，比如在一条河流中，溶解氧达到一个什么样的含量，水中的细菌少于多少等等。给出这种标准以后，就能够计算出在环境质量保持在可接受的程度的情况下，人们可以向环境中排放的废物。可排放的废物总量就是环境同化能力。

5.2　消费者选择理论与需求曲线

由于消费者选择理论是导出需求曲线的概念基础，所以经济学家的这一理论在环境政策的制定中起着至关重要的作用。对于一个消费者，需求曲线反映了消费者购买一种商品的数量和商品价格之间的数学关系。对于大多数商品，价格下降，消费量就升高，需求曲线代表了数量和价格之间的关系。这一部分主要讲述在这一理论中，需求曲线是如何导出的。

描述消费者行为有很多种方法，在消费者选择理论中要有如下假设：个体消费者有固定的收入，面临着两种不同商品各自购买量这样一个问题。❶ 每种商品的价格是由市场来决定的。个体消费者被称为“价格接受者”，因为每个消费者的购买量不足以影响整个市场的情况。

---

❶ 在一般的消费者选择理论中，消费者面临 n 种商品的选择（n 为任意数），这些商品可以是物品，也可以是所提供的服务。在这里，把消费者面临的选择假设为只有两种商品，是为了便于说明讲解。n 种商品时的结果可以类比的通过微积分求得。详见：鲍莫尔（Baumol）和布兰德（1993）。

5.2.1 效用最大化

描述消费者行为的模型建立在决策制定的规则之上。基于效用这一概念，从19世纪末开始这一规则被经济学家广泛采用。❶ 对于一个经济学家，效用概念为描述消费者根据自己的偏好选择购买商品的行为提供了一个基础。❷ 我们说一个消费者通过购买商品的行为获得了更多的效用，就是说这种商品购买的组合方式效用高于其他组合方式。消费者获得了效用最大化，就是说他在选择商品购买众多的组合方式中最大程度地满足了个人偏好。

下面我们来考虑一个消费者如何选择两种商品的购买量 Q_1、Q_2，其中 Q_i 代表 i 种商品的购买量（$i=1,2$）。对于任意一个消费者，效用函数 $U(Q_1, Q_2)$ 是消费者对商品数量组合（Q_1，Q_2）的偏好程度的判断尺度。任何一个 $U(Q_1, Q_2) = C$ 曲线都叫做无差异曲线。在每个无差异曲线上，消费者对任何一个商品数量组合 Q_1，Q_2 的偏好满足程度是一样的。

无差异曲线提供了一些关于消费者偏好的信息。例如，在5.2图中，效用高的曲线 $U(Q_1, Q_2)$ 上的任意一点 Q_1，Q_2 的组合方式就比效用低的曲线上任意一点商品数量组合方式对于消费者来说偏好性强些。我们来看图中两种商品组合方式（$\bar{Q}_1$，$\bar{Q}_2$）和（$\bar{\bar{Q}}_1$，$\bar{\bar{Q}}_2$），根据图中表述的效用情况可以判定，消费者更倾向于前者。我们不能断定偏好的程度，因为效用函数只是给出偏好的顺序，而无法将其量化。❸

标准的消费者选择模型假定一个消费者有固定的收入（I），这个消费者在其收入的限定范围内将选择效用最大的商品组合方式（Q_1，Q_2）。抽象地讲，就是消费者选择 Q_1，Q_2 使 $U(Q_1, Q_2)$ 达到最大值，限定条件为：

$$p_1 Q_1 + p_2 Q_2 = I \tag{5-1}$$

式中 p_i 代表第 i 种商品的价格（$i=1$，2）。假定消费者掌握足够的信息：他事先知道偏好次序以及两种商品的价格。

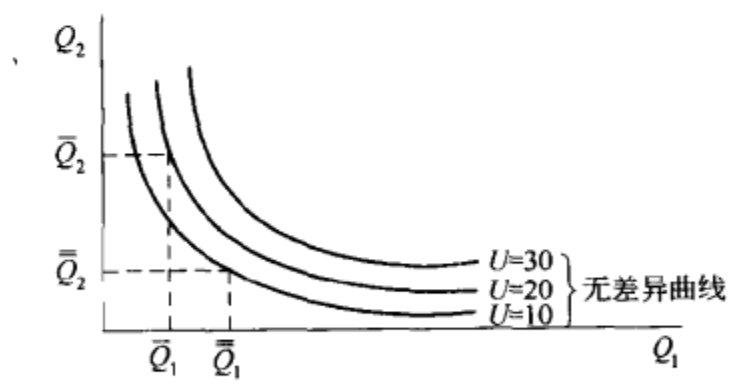


图 5.2 无差异曲线

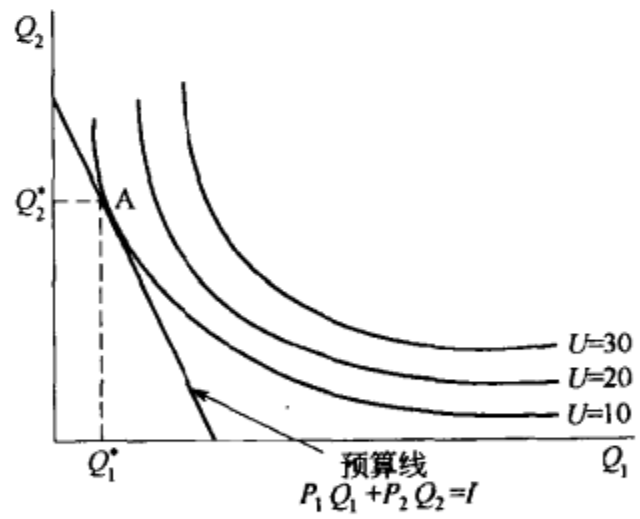


图 5.3 Q_1 和 Q_2 效用最大值

---

❶ 经济学家定义的效用与历史上的由杰里米·边泌等人提出的功利哲学思想有一定的联系。然而现在，经济学家和哲学家所谓的“效用”的意义是不同的。有关哲学家所定义的“效用”参见第2章。

❷ 原来的消费者选择理论把效用看做是可以衡量的以“util”为单位的数量。现代经济学认为消费者选择主要依赖于效用的大小次序。现在的经济学课本中对效用的介绍总是结合着消费者对商品搭配方式的选择加以说明，商品搭配中不仅包括物品，还有提供的服务。为了简单起见，本文中仅指物品。有关消费者选择理论的详细解释，参见斯坦福大学的经济学教科书，例如萨缪尔森和诺德豪斯（1992）。

❸ 效用的衡量问题在许多书籍中都有探讨，在此不作为重点论述。有关效用衡量方法的介绍，参见 Keeney 和 Raiffa（1993）。

图 5.3 在图 5.2 的基础上增加了一条由公式（5-1）表示的消费者预算控制线，这条线的斜率为（$-p_1/p_2$）。[1] 从图 5.3 中可以看出，消费者将选择（Q_1^*，Q_2^*）的商品组合方式，以在现有的收入情况下实现效用最大化。当效用最大化时，消费者预算线与无差异效用曲线 $U(Q_1, Q_2)$ 相切于点（Q_1^*，Q_2^*）。

预算线的斜率与无差异曲线在切点（图 5.3 中的 A 点）的斜率相等。[2] 这可以用边际效应这一概念来解释。经济学家用“边际”（marginal）一词来表示“附加的”或者“增加的”，一种商品的边际效应就是消费者再多购买一个单位的这种商品所获得的效用增加。在切点 A，购买第 i 种商品的边际效应与第 i 种商品的价格 p_i 的比率是一个定值（$i=1, 2$）。[3] 换句话说，购买一个单位的第 i 种商品所获得的效用增加与 p_i 成正比。这种关系也是经济学家主张价格是商品价值衡量尺度的基础。[4]

5.2.2 需求曲线推导

上面简述的消费者选择理论为导出需求曲线提供了一个概念基础。需求曲线描述一种商品的价格与购买量之间的关系。一个消费者的需求曲线可以从图 5.3 不同商品价格对应的不同的效用最大化中导出。为了获得第 i 种商品的需求曲线，除了这种商品的价格 p_i 外，其他均视为常量。

现在我们来推导商品 1 的需求曲线。让商品 1 的价格逐渐降低，p_1 越小，预算线与水平轴 Q_1 的交点值越大（见图 5.4）。[5]

把图 5.2 无差异曲线与图 5.4 的预算线叠加在一起，如图 5.5，就构成了一系列的效用最大化的商品组合方式，每一种方式对应一个商品价格。图中给出了每一个 p_1 对应的效用最大化时的 Q_1，这些对应的 p_1，Q_1 在图 5.6 中被单独描绘出来，就构成了消费者对商品 1 的需求曲线。对于大多数商品，需求曲线向右逐渐下降。[6] 换句话说，价格越低，消费者为了达到效用最大化，对该商品的购买量就越大（所有其他参数不变）。

从概念上讲，如果一个社会内的所有成员对一种商品的需求曲线都被描绘出来，将这些曲线加起来就会得到这种商品的整个市场的需求曲线。图 5.7 描述了在一个理想的只有两名成员的社会内，市场需求曲线的获得过程。将个人需求曲线相加的过程（如图 5.7 所示）有时也叫做“水平相加”（horizontal addition）。[7] 在下一章中将讲述市场需求曲线是被如何用

---

[1] 将式（5-1）改写成直线的标准形式：$Q_2=kQ_1+b$，结果便可以表达为：$Q_2=-(p_1/p_2)Q_1+(I/p_2)$

[2] 对于 $U(Q_1^*, Q_2^*)$ ＝常数这条曲线，$dU=0=\frac{\partial U}{\partial Q_1}dQ_1+\frac{\partial U}{\partial Q_2}dQ_2$，这是曲线 U 在（Q_1^*，Q_2^*）的微分，所以斜率为 $k=\frac{dQ_2}{dQ_1}=-\frac{\frac{\partial U}{\partial Q_1}}{\frac{\partial U}{\partial Q_2}}=-\frac{p_1}{p_2}$，与预算线的斜率 $-p_1/p_2$ 相等。

[3] “边际”的意思是“增加的”，第 i 种商品的边际效用的表达式为 $\frac{\partial U}{\partial Q_i}$。根据前面的关系式可知，每多花费一块钱购买任何商品所获得的边际效用是一样的，因为：$\frac{\frac{\partial U}{\partial Q_1}}{p_1}=\frac{\frac{\partial U}{\partial Q_2}}{p_2}$。在一般情况下，消费者面临 n 种商品的选择，类推可以得到：$\frac{\frac{\partial U}{\partial Q_i}}{p_i}=$常数　$i=1, 2, 3\cdots n$。详细地推倒过程参见 Baumol 和 Blinder（1991）。

[4] 价格和价值的关系在第 6 和第 7 章中有详细阐述。

[5] 预算线与水平轴的交点就是当 $Q_2=0$ 时 Q_1 的值。把 $Q_2=0$ 代入 $p_1Q_1+p_2Q_2=I$，得出 $Q_1=\frac{I}{p_1}$。如果 I 为常数，p_1 减小，那么 Q_1 就将增大。

[6] 经济学家将一般商品（normal goods）定义为：当收入增多时，该种商品的需求量也相应增多。对于这样的商品来说，需求曲线向右逐渐下降。

[7] 这种将个人需求曲线水平相加得到整个市场的需求曲线的方法不适用于公共物品（public goods）。公共物品有其独特之处，这一点将在本章后面加以阐述。

来估计削减污染的货币效益的。

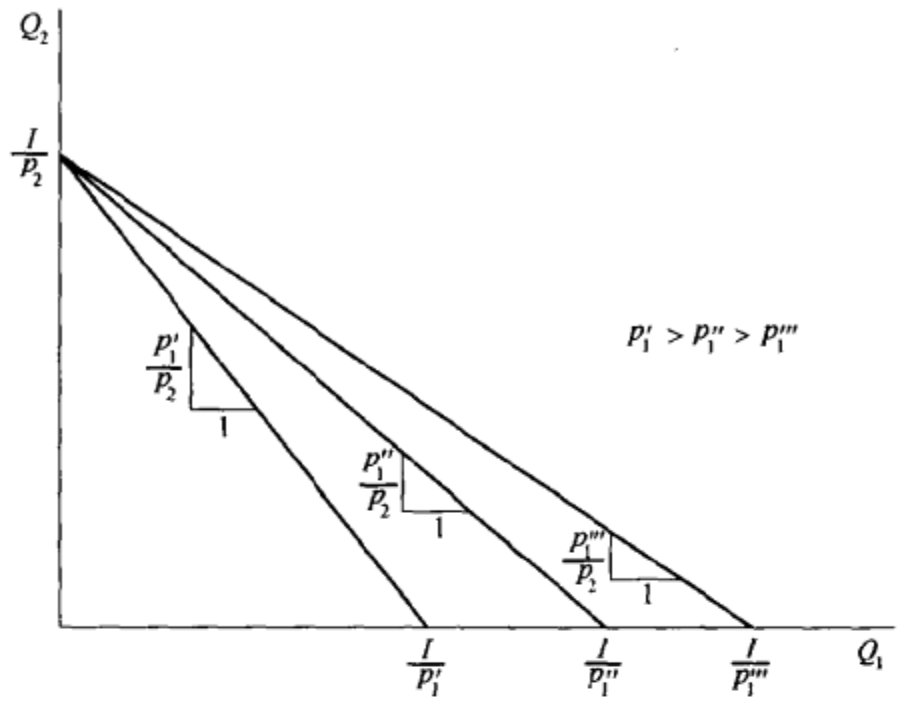


图 5.4　I 与 p_2 不变，不同 p_1 对应的预算线

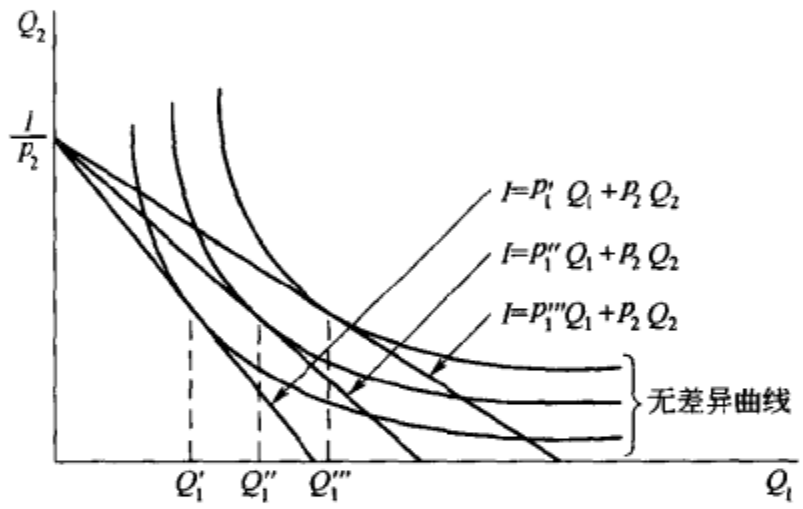


图 5.5　效用最大化消费水平与 p_i 的变化关系

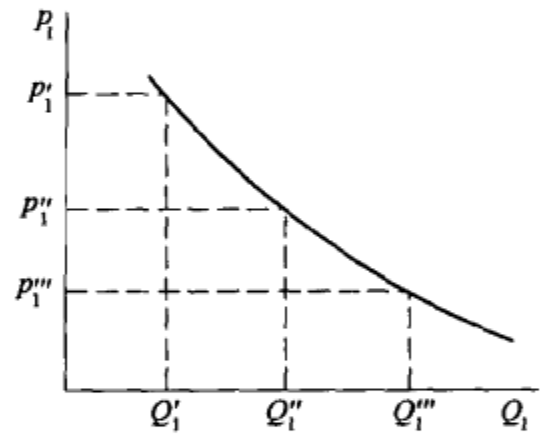


图 5.6　导出的对商品 1 的个人需求曲线

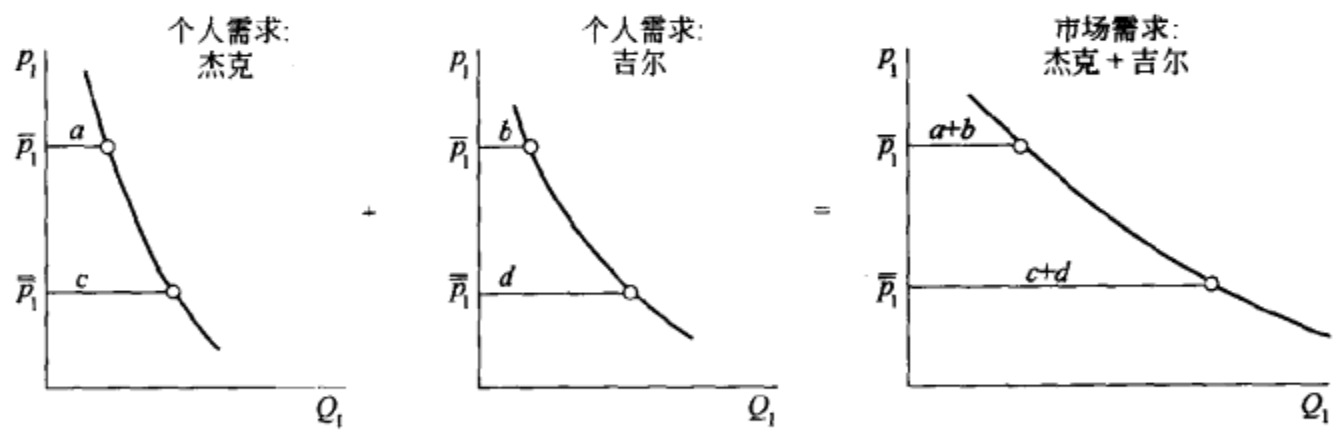


图 5.7　水平相加：从个人需求曲线推导市场需求曲线

5.3　生产理论与供给曲线

经济学家的生产理论在环境政策的制定中同样起着重要的作用。生产理论讲述的是工厂为获得一定数量的产品输出，如何决定各种输入要素的数量。这一理论同样可以导出供给曲线——产品价格与工厂生产该产品数量的关系。当有新的环境政策实施的时候，通常会提高

产品的生产成本。经济学家用供给曲线来衡量环境政策对产品产量和价格的影响。

5.3.1 生产函数与等量曲线

通常认为生产者的决策通常取决于生产技术，这种观点是基于一种假设得到的，即生产过程中的输入要素和输出要素可以通过数学表达式将它们之间的关系表达出来，这个数学表达式就是生产函数。简单地讲，假设一个生产者只有一种输出要素因子，数量为 Q，只有两个输入要素因子。❶ 这时生产函数可以表达为：

$$Q=F(X_1,X_2) \tag{5-2}$$

其中，X_i代表第 i 种输入因子的数量（$i=1$，2）。生产函数 $F(X_1, X_2)$ 描述的是输入因子（X_1，X_2）一定的情况下所能输出的最大值。生产函数能够体现输入和输出的技术关系，体现了生产中的成本效率，因为它表达的是在一定输入下的最大输出。

生产函数有很多形式，取决于它包含的技术特征。适合作为入门讨论的方程有如下特点：

- 对于每一组输入（X_1，X_2），都有一个惟一的输出 Q；❷
- 函数 $F(X_1, X_2)$ 是一条平滑曲线；
- 其他条件不变，任何一个输入因子增加，都会导致输出的增加。

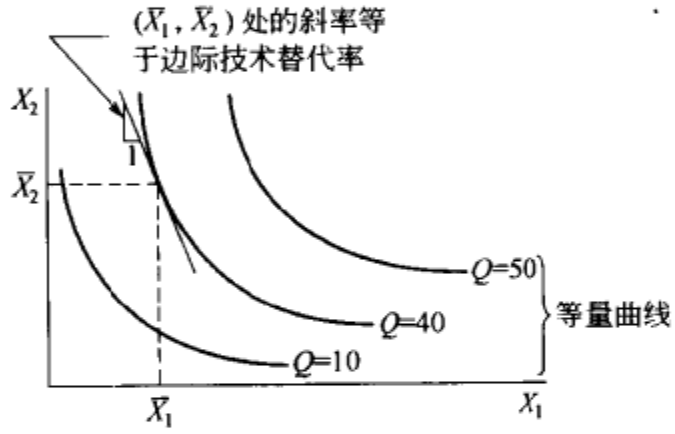


图 5.8 生产函数等高线

图 5.8 是一条假定的生产函数曲线 $F(X_1, X_2)$。每一条生产函数曲线都是等量曲线（isoquant），因为它表示的是对于同样的输出 Q 所需要的 X_1，X_2的所有组合方式。

生产者可以减小一种输入，增加另一种输入而获得同样的输出。对于任意一个 X_1和 X_2的组合，曲线在该点的斜率表示的是每减少一个单位的 X_1而要获得同样输出所必须增加的 X_2。输入代替是一个重要思想，它让我们认识到一种输入的增加可以弥补另一种输入的减少而获得同样的输出。等量曲线的切线的斜率的绝对值被称为“边际技术替代率”（marginal rate of technical substitution），它表明生产函数可以体现技术特征（见图 5.8）。

5.3.2 最小生产成本

最小生产成本的理论包含了生产成本效率问题，目的是寻找一种输入因子的组合方式 X_1，X_2得到一定的输出并且使成本最小。❸ 生产成本可以表示为：

$$w_1X_1+w_2X_2=C \tag{5-3}$$

其中，w_i是第 i 种输入因子的价格($i=1$，2)；

X_i是第 i 种输入因子的数量($i=1$，2)；

C 代表生产成本。

等式（5-3）类似于前面的预算约束线，是一条与横竖轴相交的直线。

图 5.9 是等量曲线与成本线叠加的结果。在输出一定时，成本最小的情况下输入因子的组

---

❶ 输入因子可能为任意多个，但是在这里只假定为两个，因为这样可以通过画图更直观地解释生产理论。

❷ 假定 $F(X_1, X_2)$ 是一个连续函数，它的一阶导数和二阶导数也是连续函数。

❸ 也可以用下面的话表示：在一定的预算下寻找最大的生产输出。在一个最佳的生产函数里，输出一定，生产成本最小。

合可以通过图像很好地表现出来。现在假定产量为 40，要得到这样的输出可以有很多种输入因子的组合方式，比如图 5.9 中的 S 和 U 点。然而，在这些组合方式当中，只有一种方式的成本最小，就是图中的 S 点，成本为 200。除此之外，任何一点的成本都大于 200。当成本线与等量曲线相切时，切点处就是成本效率最高的点。图中 R 和 T 是另外两个切点。❶

这些切点为考虑不同输出相对应的最小成本提供了一个基础。把图 5.9 中每个切点的成本与输出建立一一对应的关系，就成了图 5.10，称其为成本曲线（cost curve）。

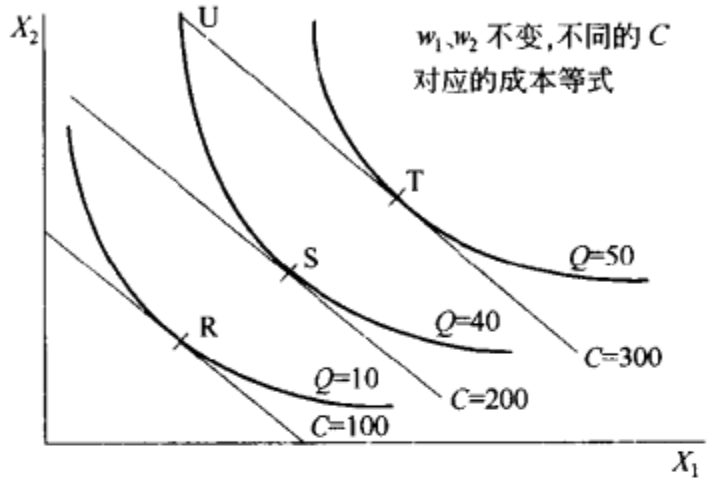


图 5.9　不同 C 对应的满足成本最小化的 X_1 与 X_2 的值

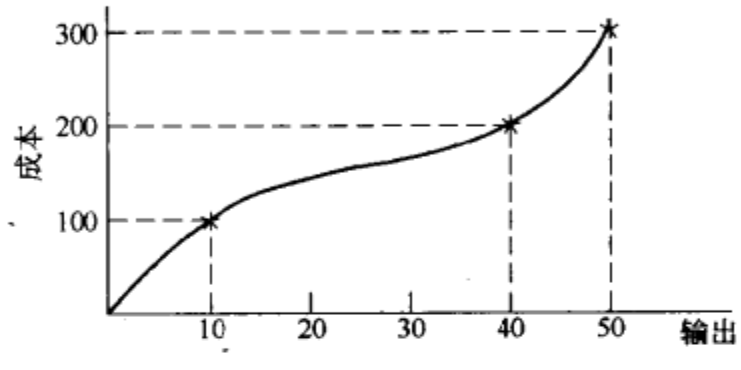


图 5.10　从图 5.9 推导出的成本曲线

5.3.3　有关成本的经济学术语

下面是一些常用的有关生产理论的术语。

不变成本：固定不变的成本，即使没有产出也必须付出的成本，包括根据契约租赁和维护的费用。不变成本（FC，Fixed Costs）的组成部分依研究的时间长短而定。对于长期生产（相对的概念）来说，就没有不变成本。❷

可变成本：随产量的不同而发生变化。可变成本（VC，Variable Costs）包括工人的工资、原材料和燃料的开销等等。

总成本：对于短期生产，不变成本和可变成本同时存在，所以在一定产出下，其总成本（TC，Total Cost）就是二者的加和（见图 5.11(a)）。在最低成本理论中，各个输入因子价格一定，一定产出下的总成本函数与刚好能够完成产量的最低支出有关。❸

---

❶　切点处的条件有一些很有趣的经济学解释。输入因子 i 的边际产量（或者边际输出）是当这种输入因子增加一个单位而其他条件都不变时所引起的产量的增加。对于任意一种组合 X_1，X_2，因子 i 的边际产量就是 $F(X_1,X_2)$ 在该点对 X_i 求偏导的计算结果。通过计算可知，在切点处，对于任何一个输入因子，每多花一元钱引起的边际产量是一样的。我们对 $F(X_1,X_2)=$常数求偏导：

$$\mathrm{d}\{F(X_1,X_2)=c\}=0=\frac{\partial F}{\partial X_1}\mathrm{d}X_1+\frac{\partial F}{\partial X_2}\mathrm{d}X_2,$$

切线斜率为

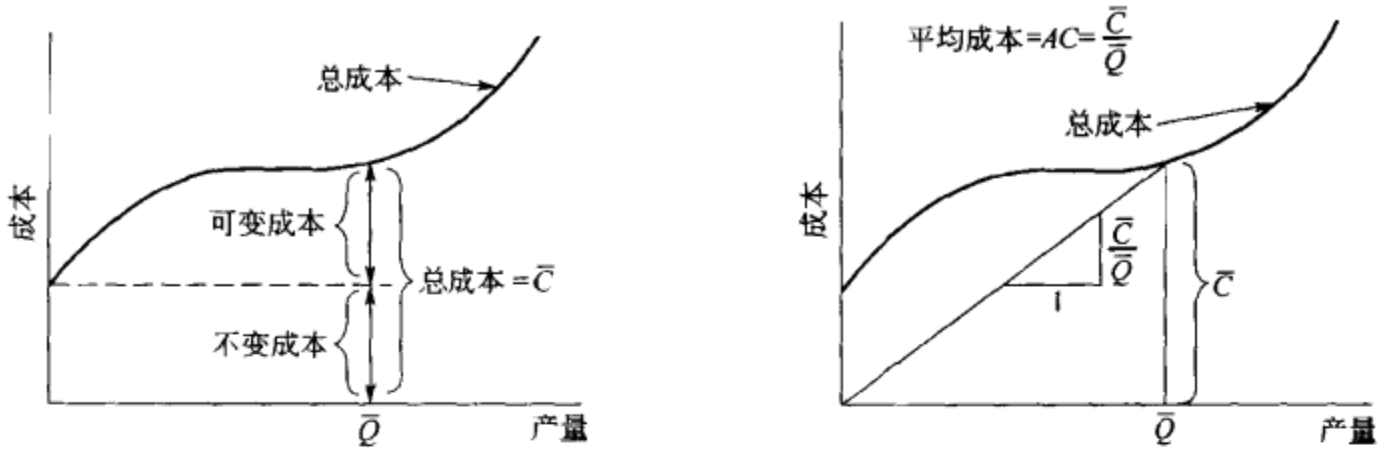
$$\frac{\mathrm{d}X_2}{\mathrm{d}X_1}=-\frac{\dfrac{\partial F}{\partial X_1}}{\dfrac{\partial F}{\partial X_2}}$$

类似于预算线斜率的求法，等式(5-3)的斜率为$-(w_1/w_2)$，联合上式可以得出：

$$\frac{\dfrac{\partial F}{\partial X_1}}{w_1}=\frac{\dfrac{\partial F}{\partial X_2}}{w_2}$$

❷　长期生产和短期生产不能以一个特定的时间期限来划分，如果所有成本都是可变的（也就是说没有不变成本），那么这就是一个长期生产。比如一个公司要建一个工厂而进行 15 年的财产抵押，那么这个长期生产的期限就可能是 15 年。而对于一个没有工厂的公司来说，它的长期生产期限可能只有几个月。

❸　引自 Lloyd（1967，p. 111）。输入因子价格是指土地、劳动力等投入的价格。



(a) 总成本 = 可变成本 + 不变成本　　(b) 计算出的$\overline{Q}$产量下的平均总成本

图 5.11　总成本、不变成本、可变成本和平均成本

平均成本：在一定产出下，成本除以输出就是平均成本（AC，Average Cost）（见图 5.11(b)）。如果分子是总成本，那么结果就是平均总成本；如果分子是不变成本（可变成本），那么结果就是平均不变成本（可变成本）。

边际成本：在一定产出下，边际成本（MC，Marginal Cost）就是每增加一个单位的产出所必须付出的成本的增加。对于总成本曲线上的任意一点，其切线的斜率就等于边际成本（见图 5.12）。❶

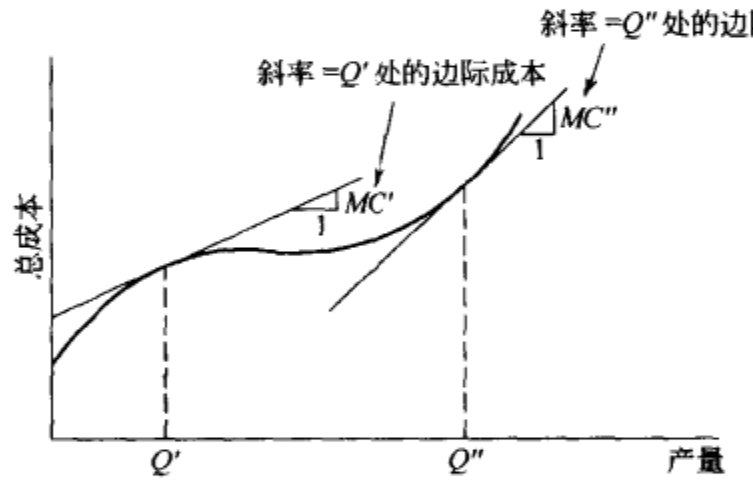


图 5.12　边际成本作为总成本的斜率

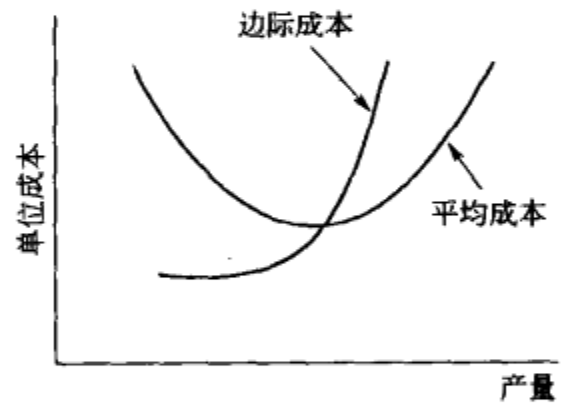


图 5.13　短期边际成本和平均成本的典型形状

由于边际成本是每增加一个单位的产出所必须付出的成本的增加，所以在一定产出 $\overline{Q}$ 下，总可变成本就是各个边际成本相加直到 $\overline{Q}$ 的和；也就是说，总可变成本等于边际成本曲线、数轴与 $\overline{Q}$ 所围成的面积。❷

成本曲线的形状取决于生产技术问题。图 5.13 表示的是在一般性介绍的生产理论中，

---

❶ 边际成本就是总成本对产出的一阶导数。由于总成本（TC）是总可变成本（TVC，Total Variable Costs）和总不变成本（TFC，Total Fixed Costs）之和，而不变成本是一个常量，其导数为零，所以边际成本就等于可变成本对产出的一阶导数。

$$MC=\frac{\mathrm{d}}{\mathrm{d}Q}(TVC+TFC)=\frac{\mathrm{d}}{\mathrm{d}Q}(TVC)$$

❷ 对积分学不熟悉的读者可以参见本章后思考题 5-4。运用微积分计算需要明确总成本与边际成本的概念以及微分和积分的关系。如前所述：$MC=\frac{\mathrm{d}(TVC)}{\mathrm{d}Q}$，

也就是说：$TVC=\int_0^{\overline{Q}} MC\,\mathrm{d}Q$

这个积分的结果就是边际成本曲线、坐标轴以及 $\overline{Q}$ 所围成的面积。

各种成本曲线的大致形状和关系。边际成本曲线与平均成本曲线相交于最小平均成本点。一般地，平均成本曲线降低时，边际成本曲线一定在平均成本曲线的下面。❶

5.3.4 供给曲线

一种商品的供给曲线描述的是工厂在不同市场价格下所愿意生产和提供的该种产品的数量。其他条件不变，商品价格越高，供给量也就越大。通常情况下，供给曲线向右下方倾斜。前面在一定产出下最小成本的确定方法可以用来研究工厂短期生产的供给曲线。❷ 现在假定一个工厂处在完全自由竞争的市场条件下。在这种市场条件下，每个生产者都是价格接受者。(完全竞争市场的其他特点以后再做介绍)。对于每个生产者来说，他们的规模不足以影响到整个市场中原料和产品的价格。如果一个工厂生产的产品市场单价为 p，那么销售 Q 个单位的该产品所获得的收益为 pQ。在短期生产过程中，价格 p 是一个常量。

决定工厂提供一种商品的供给量大小的因素是这个工厂生产该产品的边际成本与该产品市场价格的关系。在考虑这一关系时，经济学家通常假定生产者要实现利润最大化。❸ 生产者要确定一个特定产量 Q 以实现最大利润 π，用数学表达式表示为：

$$\pi = pQ - TC \tag{5-4}$$

其中，p 为该产品的市场价格；TC 为 Q 产量下的总成本。工厂要解决效益最大化问题，就要调整它的产量，直到这种产品的边际成本与市场价格相等为止。❹

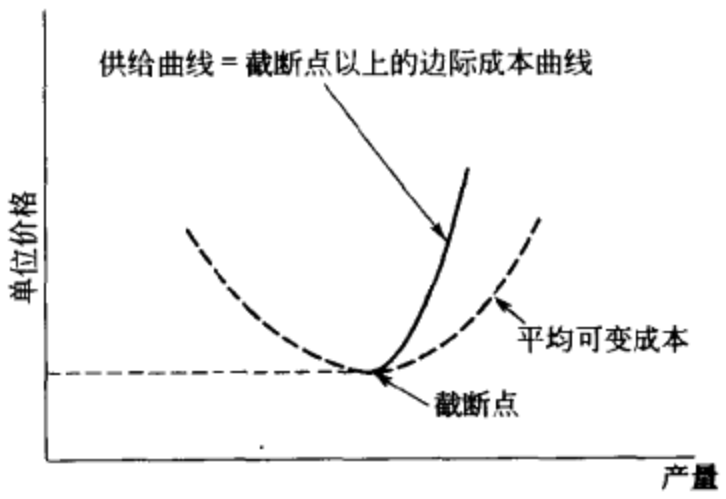


图 5.14 企业短期供应曲线

在一定的最低价格以上，完全竞争市场中工厂的供给曲线与该产品的边际成本曲线是一致的（见图 5.14），这是因为工厂要达到使边际成本和市场价格相等时的产量。与可变成本相等的市场价格是供给曲线的一个限定因素，如果市场价格低于可变成本，那么工厂生产该

---

❶ 令 $C(Q)$ 为 Q 产量下的总成本，则有：$MC=\frac{dC(Q)}{dQ}$，$AC=\frac{C(Q)}{Q}$

假设 AC 减小，则其导数为负值，即：$\frac{d}{dQ}\left[\frac{C}{Q}\right]=\left\{\frac{Q\frac{dC}{dQ}-C\frac{dQ}{dQ}}{Q^2}\right\}<0$

由于 $Q>0$，所以：$Q\frac{dC}{dQ}<C$　　或者　　$\frac{dC}{dQ}=MC<\frac{C}{Q}=AC$

类似的还可以得出：当平均成本增加时，边际成本一定高于平均成本。

❷ 图 5.13 中的成本曲线是一般情况下对短期生产的工厂而言的，长期生产的结果可以通过若干短期生产结果的叠加得到。所以这里就没有必要再介绍长期生产的情况了，下面的理论主要都是针对短期生产。

❸ 这个假设在研究生产者行为模型时要经常用到。然而，这个假设在经济学家中是有争议的。其他形式的模型也已经有所发展（比如，参见 Cyert 和 March，1992）。

❹ 条件 $p=MC$ 可以如下推导得出：假定工厂产量为 Q，这时 $p>MC$，这时工厂并没有实现效益最大化，因为它可以再多生产一个单位的产品以获得（p-MC）的利润；再来假定工厂产量为 Q，这时 $p<MC$，这时工厂也没有实现效益最大化，因为它可以减少生产一个单位的产品以获得（MC-p）的利润。要实现利润最大化只能在 $p=MC$ 时。这个结果还可以通过微分来求得。当实现效益最大化时，

$$\frac{d\pi}{dQ}=0=p-\frac{d}{dQ}(TC),$$

也就是说：

$$p=\frac{d}{dQ}(TC)$$

而总成本对 Q 的一阶导数就是边际成本，所以　　$p=MC$。

同时要求得 π 的二阶导数以确定这是最大值点而不是最小值点。

产品就要受到损失，要实现效益最大化的工厂就会停止生产。

图 5.15 运用工厂供给曲线来预测生产者对计划实行的环境政策的反应。纵轴代表产品市场价格 p。环境政策实施之前，工厂供给曲线为 S_1。即将实行的环境政策要求工厂每生产一个单位的产品就要收取污染税 K。这个污染税反应了工厂生产对环境造成的破坏而带来的成本。污染税的收取使工厂供给曲线向上移动了 K 个单位，因为收取污染税，工厂边际成本增大，而边际成本（最低市场价格以上的部分）与供给曲线相同。污染税的收取使供给曲线由 S_1 移动到 S_2，并且使工厂供给量由 Q_1 减少到 Q_2。由于工厂是价格接受者，所以他们无法通过提高市场价格的方式将增加的成本转嫁给消费者。

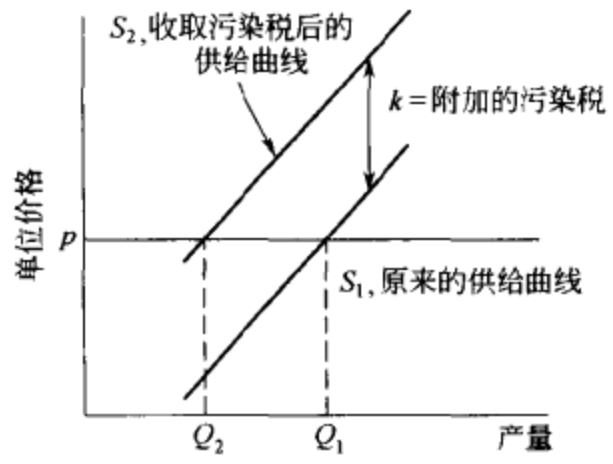


图 5.15　污染税对企业产出的影响

这是一家工厂的情况。完全竞争市场中有很多工厂，他们有各自的供给曲线。理论上讲，市场供给曲线是各个工厂供给曲线的叠加，方法与图 5.7 中求市场需求的“水平相加”方法相同。

生产理论说明，一个追求效益最大化的工厂（在完全竞争市场中）会调整自己的产量使最后生产的一个单位产品的成本正好与该产品的市场价格相等。从这个角度讲，市场价格就反应了工厂生产最后一个单位的产品时所耗费的自然资源的价值。经济学家将这个市场价格称为机会成本（opportunity cost），它反映了生产者将这些输入因子用于生产而没有用于其他方面的机会的价值（机会成本是一个重要的概念，本书后面会有详细介绍）。

5.4　竞争市场与帕累托效率

生产者和消费者在市场中走到一起，买者与卖者相互进行交换。一种理想状态下的市场形式——完全竞争市场，在环境政策的分析中起着重要的作用，因为它是衡量真正市场在引入环境政策后是否会得到改善的基础。这一部分主要讲述完全竞争市场的特征，以及为什么经济学家要用它来作为评估真正市场运行情况的基准等一系列问题。

图 5.16 是一个经济市场的常规模型。消费者从生产者那里用货币换取物品和服务，同时生产者用货币从消费者那里换取生产输入因子（例如土地、劳动力等等）。[1]

5.4.1　完全竞争市场

在完全竞争市场中，一种商品由无数个生产者进行生产，每一个生产者都是价格接受者，市场中的每个参与者都完全掌握商品的价格、技术以及成本。[2] 现有的生产者可以自愿离开这个市场，而其他生产者也可以自由加入。生产者进出市场并没有任何限制（例如政府法规）。

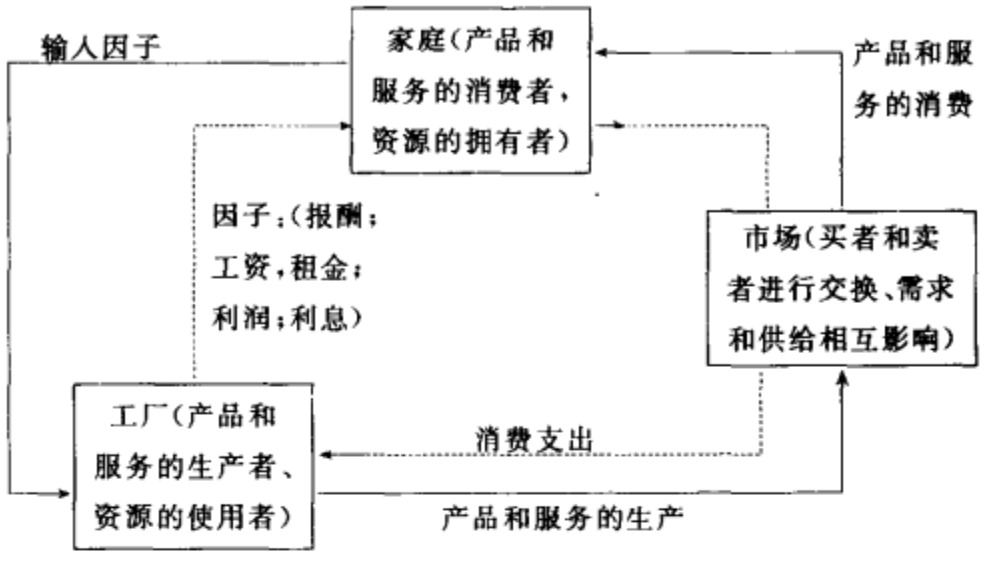
设想所有的物品和服务以及其他输入因子在完全竞争市场中流动，生产者和消费者通过

---

[1] 许多个体在经济系统中都扮演着双重角色：他们既是生产者又是消费者。在这里，他们的双重身份并不重要，在此不做讨论。

[2] 在现代经济学中，这种情况很少能够（或许曾经可以）得到满足。完全竞争市场的模型是在假想的基础上建立起来的，它为研究真正市场与理想市场的差距提供了一个基础。

无数次的交换逐渐形成一系列商品价格使市场没有剩余，工厂的供给量与消费者的需求量相等，市场达到一种平衡。



通过建立社会模型说明的经济活动过程，这只是真实情况的简化模型中的主要假设：

a) 没有政府；

b) 所有收入用于消费，没有储蓄；

c) 没有国际贸易；

d) 闭合的独立系统。一般的经济分析可能提及到 a)、b)、和 c)，但是很少明确地阐述 d)。

环境经济学：基础导论，1993，p.16. 约翰霍普金斯大学出版社授权翻印。

图 5.16　传统的经济系统模型

完全竞争市场模型同样需要对生产者和消费者的行为进行假设。生产者在一定技术条件限制下追求效益最大化（如生产函数中反映的一样），消费者在一定收入的限制下达到效用最大化。对生产者来说，众多的消费者每一个人都是价格接受者，因为他们不能以自己的行为影响整个市场的价格。

经济学家用“一般均衡”(general equilibrium) 来描述理想市场中产品和输入要素因子同时达到平衡的状态。理想市场中的一般均衡有如下特征：

- 消费者在一定收入限制下达到效用最大化；
- 生产者在一定技术条件限制下达到效益最大化；
- 市场没有剩余，供给与需求完全相等；
- 工厂没有超额利润，即企业收入和支出相等，这里的支出包括经营者的才能及其承担风险的正当回报。

图 5.17 描述了在没有剩余的市场中某种商品价格的情况。这种商品的均衡价格（p^*）就是供给曲线与需求曲线的交点处所对应的价格。任何其他价格都会因为市场参与者的行为而得到调整。如果供不应求，购买者之间的竞争会使价格抬高；同样地，供过于求时，过剩的供给会压低价格，市场没有达到平衡状态。当市场达到平衡价格时，市场中就没有剩余了。

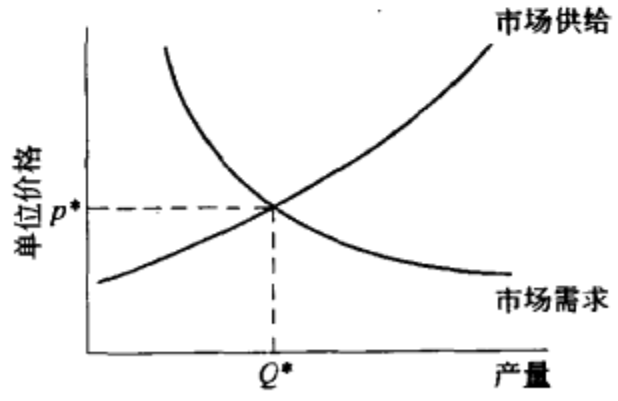


图 5.17　供给曲线和需求曲线交点作为市场均衡点

5.4.2 帕累托有效分配

经济学家之所以关心完全竞争市场，是因为这种市场的平衡状态会使输入因子和输出因子都按照帕累托效率（pareto efficiency）进行分配。[1] 当一种资源配置发生改变时，如果至少使一个人受益（增加其效用或者利润）而不使其他人受到损害，那么就实现了帕累托效率（帕累托最优）。资源配置在这里是一个广泛含义，既包括工厂间的输入因子分配，也包括消费者间的产品和服务的分配。如果一种资源配置没有实现帕累托效率，那么可能通过某种分配的改变使其在一部分人受益的同时（他们这样认为）而不损害其他人的利益，这个重新分配的过程称其为帕累托改进。

帕累托效率分配可以做如下解释：比如两个消费者，他们各有一些商品，而且他们也知道对方有什么。如果他们进行某种交换能够使得双方的效用都增大而且其他人不受到这个交换的影响，那么这个交换过程就实现了帕累托效率。根据定义，之前的经济活动就没有实现帕累托效率。后来的交换是一种改进方法，因为两个消费者都获得了效用增加而没有使其他人受到损害，所以这个交换过程就是帕累托改进。然而最后的分配结果仍然不一定是帕累托最优，可能还会有其他帕累托改进的资源再分配的方法。

帕累托效率同样适用于生产。在帕累托效率资源配置下，生产都是有成本效率的，任何一家工厂都是以最小的成本生产一定数量的产品。此外，要多生产出一种产品就必须引起其他产品产量的减少。

如上所述，完全竞争市场可以实现资源的帕累托效率分配。更完善的理论（即福利经济学第一定理）是这样的：如果（1）市场足够大；（2）生产者和消费者都在完全竞争市场中；（3）价格和产品输出都达到一个一般均衡的状态，这时资源配置就会实现帕累托效率。我们知道资源的帕累托效率分配并不是惟一的，还有许多这样的分配方法。这个理论陈述的就是当以上三个条件得到满足的时候，就会达到这样一种资源配置状态。

“足够大的市场”这一条件还需要做进一步的说明，它包含的意思是在这个市场中，所有对参与者有价值的物品和服务都必须在市场中进行交换。如果有些物品，比如洁净的空气，有价值但是没有在市场中进行交换，那么就不会得到这个理论的结果。由于许多由自然环境提供的服务功能既不是私人所有，也没有在市场中进行交换，所以，这一理论的实际应用范围是非常有限的。

5.4.3 竞争市场中价格的重要性

如前所述，经济学家定义的成本与货币化的花费不同，对一家工厂来说，成本是指为所有输入要素因子的支出。然而，由于存在着最低工资保障、福利等政府干预活动，使得工厂的货币支出并不等同于经济学家所计算的成本。经济学家认为，成本反映了已经使用了的机会，机会成本这一概念将经济学家眼中的成本与日常所谓的成本区别开来。

机会成本的含义就是有限资源的牺牲问题。如果资金、劳动力以及其他资源被用来生产一定的产品，那么它们就不能被用作其他用途，而其他用途的最大收益就为这种用途成本的确定提供了一个基础。例如，将一片土地用来种小麦的机会成本就是将这片土地用于建房、种玉米

---

[1] “帕累托效率”是以出生于意大利的瑞士经济学家 Vilfredo Pareto 的名字命名的，他在 19 世纪初提出了判断资源配置的准则。帕累托准则认为，当输入或输出因子的分配发生变化时，如果一部分人认为对他们有益，同时不伤害别人的利益，这样就是一种配置方式的提高。这条准则并不是判断资源配置变化的惟一标准。第 7 章中还介绍了一个效率概念，它建立在货币化的效益和费用的计算基础上。

等其他用途的最大收益。虽然农民可能是没有任何花费继承得到了这片土地，但是将这片土地用来种小麦还是有成本的：将这片土地用于其他用途的最大收益。只有在一种情况下机会成本为零，那就是这种输入因子除此以外没有任何经济用途。例如，大洋中的一个孤岛被用作为飞机加油的停靠站，如果它再也没有其他任何的用途，那么这个机会成本就为零。

机会成本通常难以计算，然而在一种情况下，市场价格就反映了机会成本，那就是当完全竞争市场达到一般均衡时。在完全竞争市场条件下，任何一种输入因子的价格都反映了这个因子用于这种生产的机会成本，同时也反映了这个因子对产品的贡献所能满足需求的价值。[1] 换句话说，完全竞争市场中的价格反映了这个输入因子被用作其他用途的价值。

如果所有商品都在完全竞争市场中进行交换，那么计算经济成本就是很简单的事情，因为市场价格就是机会成本。然而，对于一些由环境提供的服务，例如能够呼吸的空气，根本就不存在市场。而且，如果环境提供的许多服务在一个没有竞争的市场中。市场价格可能会与机会成本偏离甚远。例如，美国加利福尼亚农民购买灌溉用水的问题，有些农民购买 1 “英亩-英尺”（maf，1 maf＝1233 m^3）的用水只需 50 美元，而有些农民则需要花 400 美元。[2] 政府补贴政策中经常把没有意义的市场价格当作水的机会成本。

当市场价格无法衡量机会成本的时候，经济学家通常会用到影子价格（shadow price）。影子价格就是一种产品或服务在完全竞争市场中的价格。[3] 影子价格反映了机会成本。

5.5 为什么市场不能实现环境资源的有效分配

自从亚当斯密提出市场中“看不见的手”可以引导追求私人利益的个体去实现整个社会的利益开始，竞争市场就一直是人们赞颂的对象。[4] “看不见的手”理论以完全竞争市场模型为出发点，用数学模型说明竞争市场可以引导资源的有效配置，实现消费者效用最大化和生产者效益最大化。不需要复杂的努力，在没有政府计划和干预的情况下实现帕累托效率。

然而，亚当斯密和其他人所描述的竞争市场的优点不适用于环境资源。经济学家已经找到了一些原因，并且对除市场外什么样的制度能够更好地进行环境管理做了一些分析。下列概念在这些分析中有着重要的作用：产权、公共物品、公共财产资源以及外部成本。这些概念有一些重复，但是在这里将对它们一一进行介绍。[5]

5.5.1 产权

环境资源为什么不能通过正常的市场交易来实现适当管理，这个问题的一种解释起始于产权（property right）概念。产权就是物主在认为有利的情况下使用和交换财产的权力。[6]

---

[1] 引自 Walsh（1970，p. 267.）。在有关资源的论述中，市场价格被认为能够反映输入因子的机会成本和产品的价值。

[2] “英亩-英尺”是一个在美国广泛应用的灌溉用水体积单位。1“英亩-英尺”的水体积相当于在 1 英亩的土地上平均洒上 1 英尺深的水（1 英亩＝4046 平方米，1 英尺＝0.3048 米——编者注）。

[3] 影子价格最初出现于数学最优理论，它为价格的确定提供了一个基础。有关进一步论述，参见 Sassone 和 Schafer（1978）。

[4] 每个个体都试图使自己的资金实现效益最大化。一般情况下，他既不试图提高社会整体利益，也不关心自己为社会利益贡献了多少。他考虑的只是自己的安全和收入。看不见的手引导这个个体为社会利益服务，这原本不是他的意愿。在追求自己利益的同时，他为社会利益所做的贡献比自己有意识的贡献要大得多。（亚当斯密，《国富论》，引自 Gregory 和 Ruffin，1986，p. 35）。

[5] 经济学家对这些概念的说法不一。参见 Dorfman（1993，p. 77）有关经济学家对“公共物品”、“公共财产资源”、“外部性”等概念意见不一致的说明。

[6] 引自 Gregory 和 Ruffin（1986，p. 34）。

完全竞争市场假定所有资源、物品和服务都归个人所有，市场中存在一个产权体系。

Tietenberg（1992，pp. 45-47）描述了一种产权体制，它能够在有良好功能的市场经济中创造高效率的产出。他提出的产权关系有四个特征。

1）普遍性（universality）。所有资源都归个人所有，它们的产权完全明确。

2）排他性（exclusivity）。占有、使用资源或者将其直接、间接卖给其他人的过程中引起的收益和成本的增加只对拥有者而言，对其他人没有任何影响。

3）可转移性（transferability）。所有财产都可以在所有者之间自由转让。

4）强制性（enforceability）。个人财产不容侵犯。

许多环境资源（比如自然界的水和空气）都不是个人所有，竞争市场无法将它们进行帕累托效率分配。或许，当它们归个人所有并可以进行自由交换的时候就可以实现帕累托效率分配。然而，下面的讨论告诉我们，私人产权并不总是提高帕累托效率。

5.5.2 公共物品

对于满足经济学家提出的公共物品这一概念的物品和服务来说，私有制并不是一定与帕累托效率相联系的。公共物品（public goods）的定义与物品或服务是否由公共实体提供没有联系，对于经济学家来说，公共物品（比如无线电信号或者灯塔）有如下特征。

1）消费非竞争性（nonrival consumption）。一个人消费了这种物品并不减少其他人的消费量。例如，一个家庭享受到了水坝防止洪水的作用而从中受益，但他们的受益并不减小水坝给邻居带来的同样的保护作用。

2）非排他性（nonexcludability）。一旦这种物品投入使用，任何一个生产者都没有能力花费那么多资金去阻止，或者说不能阻止任何消费者享受到这种物品带来的益处。[1] 例如，在一个受水坝保护的地区，让一个居民不能受到水坝的保护是不可能的。

在市场体系中提供公共物品是不可能的，因为非排他性意味着生产者无法从消费者那里得到回报，所以公共物品大多是由政府经过集体商定后提供的。然而，公共物品的这一特性导致无偿使用问题，公共物品的分配不符合帕累托效率分配原则。

无偿使用者就是不用支出就能从某种物品或服务中受益的消费者，由于公共物品的消费无竞争性，因此无偿使用情况就容易发生（牙膏一定是竞争性消费，因为一个人使用了多少，其他人就要少使用多少）。如果是自愿地为公共物品筹资，大多数消费者都不愿意投入资金，因为他们认为，为了满足其他人的需求，一样会设立公共物品。如果是竞争性消费的话，那么无偿使用者或者不花钱或者少花钱从该物品中受益。公共电视台就是一个例子，许多人收看公共电视而并没有交纳会员费，而有一些人交纳了会费，但是要低于如果电视台是非公共的情况下他们的支付意愿。

5.5.3 公共财产资源

公共财产资源（集体物品）是指具有消费竞争性，却难以禁止其他人消费者使用的资源，比如渔场、猎场、地下水源、石油层等。由于限制和控制其他消费者对公共财产资源的使用有很大难度，所以私人很难对其进行管理，除非其他消费者自己约束自己的行为（自愿地或者其他情况）。[2]

---

[1] 排他性花费包括确定被排挤人群以及强制性手段限制物品使用权利等（Gregory 和 Ruffin，1986，p. 206）。

[2] 公共物品和公共财产资源的区别在于消费竞争性的差别。公共物品（比如广播信号）在消费中没有竞争性；而油田中的石油作为一种公共财产资源，它的消费显然是竞争性的。

允许公共财产资源的无限制性的开发具有很大的负面影响，这一点在一篇颇有影响的文章——生物学家加雷特·哈丁（Garrett Hardin）的《公地的悲剧》（1968）中有很多论述。[1] 在这篇文章中，哈丁用一片牧牛场的实例来表明他的观点。假设公共资源对所有人都是开放的，社区中每人的放牧量没有任何限制。假如每年放牧量在一定范围内的话，牧场就可以自己恢复，永续利用。然而，为了追求个人利益最大化，每个放牧的人都想增加放牧量，在对每人放牧量没有限制的情况下，导致草场过度放牧，最后变成荒漠。

这种“公地的悲剧”同样适用于环境接纳人类污染的服务功能。例如，一条水质稳定的河流具有一定的环境容量，能够在不破坏水质的情况下接纳一定数量的污染，这个污染数量就是这条河流的自净能力。就像上面的牧场一样，河流的自净能力是一种公共资源，如果缺乏社会的控制，每个污染物排放者都会将其视为自由使用的资源。由于缺乏刺激手段，污染者不会投资试图减少污染物的排放。这样，河流的自净能力就会被过度使用，最终导致河流水质下降。在政府干预和环境管理中，人们已经越来越多地意识到，建立防止公共资源过度利用的刺激手段是十分迫切的。

从事公共财产资源研究的学者们大致上赞同这样一个观点，那就是改变资源的不合理个人利用。对公共资源有效地管理需要对使用者进行控制和管理，防止过度使用造成的资源破坏。[2] 在中世纪，为了实现对庄园经济的有效管理，曾对放牧时间加以限制；加拿大为了保护龙虾资源，曾提出大西洋海岸龙虾保护方案，其中提出了季节性关闭政策。这些都是对公共资源进行有效管理的例子。[3]

5.5.4 外部成本

当生产者和消费者之间的交换行为不能被市场价格正确反映的时候，外部性（externality）就产生了。能源工厂由于燃烧高硫煤而对环境造成破坏，产生了生产外部成本；而在餐馆吸烟则会产生消费外部成本，因为吸烟者只是花了购买雪茄的钱，但在消费过程中，燃烧的雪茄却对别人产生了影响，从而产生了外部成本。[4]

当外部性存在的时候，资源不能够有效分配。比如，一个生产者在有外部性的情况下，其产量会比考虑全部成本时多，这样，他的全部成本（或者社会成本）就分为两部分，一部分是这个生产者的私人成本，而另一部分则是转嫁给他人的外部成本。

由图 5.15 可以看出当外部成本被忽视时所导致的资源的不合理分配。在图 5.15 中，当不考虑外部成本，即生产所造成的环境破坏的时候，工厂产量为 Q_1；假如环境法规强制生产者为每个单位的产品交纳 K 元的污染税，污染税的大小基于生产对环境危害的程度，那么生产者的边际成本会增加，为了实现效益最大化，生产者只有削减产量以在收取污染税的情况下达到效益最大。

经济学家用“市场失灵”（market failure）来描述由于忽视外部性而导致的后果。在图 5.15 的例子中，假如忽视外部性，市场交易本身不会使生产者同时考虑私人成本和外部成本，这样就导致了市场失灵。经济学家所关心的是帕累托效率，所以关键问题就是如何使生

---

[1] 这些负面影响十几年前就在 Gordon 的一篇技术论文中有详细论述（1954）。

[2] 引自 Dorfman 的论文集（1993，p. 106），原文引自 Gordon（1954）。

[3] 有关公共资源管理的详细论述参见 Gordon（1954）。

[4] 全面地讲，并不是所有的外部性都是不利的。不利影响的外部性称之为外部不经济性，而有正面影响的称为外部经济性。假如养蜂的人在一片苹果园边筑巢，果树授粉的概率便会大大增加，这就是外部经济性的例子。蜜蜂采粉会提高苹果产量，从而增加苹果园主的利润，这部分利润叫做外部利润。

产者必须考虑由其污染产生的外部成本，将外部成本内部化。

政府为了强制生产者将其外部成本内部化，通常实施一些法规政策，限制污染物的排放，对违规者予以处罚，这就是所谓的“命令-控制”型的管理方法。

许多经济学家认为，存在更好的方法可以强制生产者实现外部成本内部化，他们试图用基于市场的方法来解决市场失灵的问题。最经常的方法有两种：第一种方法是对生产者收取排污费，迫使生产者考虑外部成本；第二种方法假定与污染治理或排放相关的产权不明晰，导致了污染发生，因此管理者建立一个排污权交易市场，在这里，排污权可以进行买卖。后面的章节将会对“命令-控制”型管理方法、排污收费和排污权交易这三种政策予以详细论述。

主要概念和术语

环境是一种经济资产（*The Environment as an Economic Asset*）

物质剩余（Materials residuals）

能量剩余（Energy residuals）

物质平衡观点（Materials balance perspective）

环境是一种重要物品（Environment as a capital good）

环境的接纳废物的作用（Waste receptor services）

环境的美学价值（Amenity services）

环境同化能力（Assimilative capacity of the environment）

消费者选择理论与需求曲线（*Consumer Choice Theory and Demand Curves*）

消费者偏好（Consumer's preference）

效用函数（Utility functions）

无差异曲线（Indifference curves）

效用最大化（Utility maximization）

预算限制（Budget constraint）

边际效用（Marginal utility）

个人与市场需求曲线（Individual vs. market demand curves）

生产理论与供给曲线（*Production Theory and Supply Curves*）

生产函数（Production function）

等量曲线（Isoquants）

成本效率（Cost effectiveness）

边际技术替代率（Marginal rate of technical substitution）

不变成本，可变成本，总成本（Fixed，variable，and total cost）

平均成本，边际成本（Average vs. marginal cost）

供给曲线（Supply curves for firms and industries）

边际成本等于价格（Price equal to marginal cost）

竞争市场和帕累托效率（*Competitive Markets and Pareto Efficiency*）

一般均衡（General equilibrium）

平衡价格（Equilibrium price）

帕累托改进（Pareto improvement）

帕累托效率资源分配（Pareto-efficient resource allocation）

福利经济学第一定理（First theorem of welfare economics）

竞争市场中价格的重要性（*Significance of Prices in Competitive Markets*）

机会成本（Opportunity cost）

影子价格（Shadow price）

为什么市场不能实现环境资源的有效分配（*Why Environmental Resources Are Not Allocated Efficiently By Markets*）

“看不见的手”（“Invisible hand” concept）

产权（Property rights）

竞争性与非竞争性消费（Rival vs. nonrival consumption）

无偿使用者（Free riders）

公共物品，集体物品（Collective vs. public goods）

公共财产资源（Common property resources）

公地的悲剧（Tragedy of the commons）

生产外部成本（External costs of production）

消费外部成本（External costs of consumption）

私人成本，社会成本（Private vs. social cost）

市场失灵（Market failure）

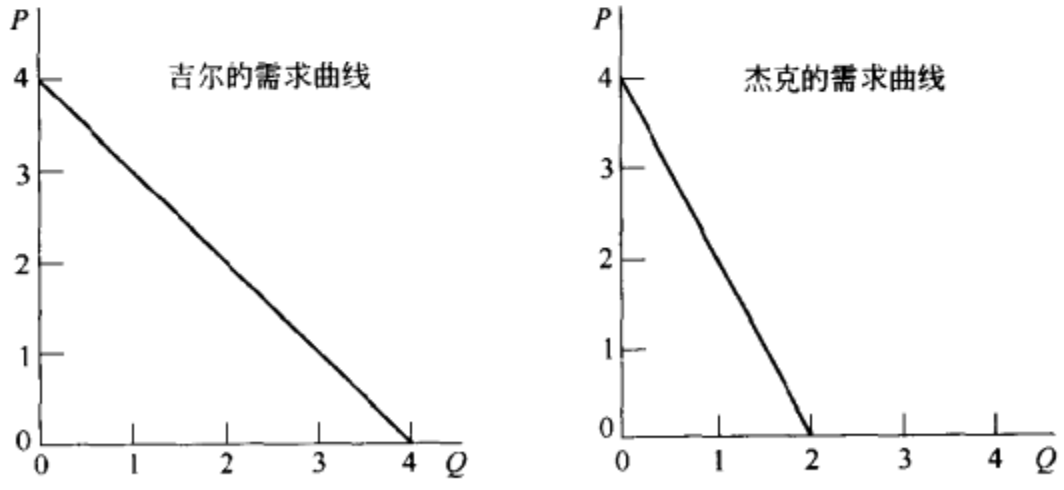
外部成本内部化（Internalization of external costs）

问 题 讨 论

5-1 环境政策制定者经常针对一种特定的环境介质，如水、大气、土壤等提出环境管理政策。指出这种政策所忽视的环境介质的交叉影响情况（比如机动车排放物可能对水质产生的影响，或者废水处理可能对空气质量产生的影响）。通过对交叉影响的研究解释下列现象：在一些大城市，提高废物收集服务成为一种减小洪水危害的节约成本的方法。

5-2 一些人认为，只有当环境退化对人类造成危害时才是环境污染。你如何看待这种观点？从物质的角度看，这种观点是否符合污染的定义？

5-3 线性的需求曲线在现实市场中是不存在的。这里为了方便计算，假定需求曲线是线性的。假定一个市场中只有两个消费者，他们的个人需求曲线如下：



根据个人需求曲线画出市场需求曲线，并写出需求与价格的关系式。假如市场中加入第三个消费者，市场需求曲线将会发生什么样的变化？

5-4 假如一个工厂只生产一种产品，总成本与产量的关系如下：

$$TC=Q^2+1$$

(a) 什么是固定成本？写出可变成本与产量 Q 之间的关系式。

(b) 写出 Q 从 0 到 6（Q 为整数）时的可变成本和边际成本。

(c) 用下面的方法绘制边际成本曲线图。首先考虑产量 Q 从一个整数 $\overline{Q}$ 到 $(\overline{Q}+1)$ 时，其中点 $[\overline{Q}+(\overline{Q}+1)]/2$ 处边际成本的情况。之所以这样做是因为在这个例子中，为了简单起见，(b) 中只考虑 Q 为整数的情况。根据前面给出的函数以及上面的绘图过程，可以得出边际成本与 Q 的关系式：

$$MC=2Q$$

对于复杂的关系，可以通过这种方法得出边际成本与产量之间的大致关系。

(d) $Q=1$，2…5 时计算 MC 曲线、数轴与 Q 之间围成的面积。面积大小应该与总可变成本相等。

5-5 其他条件不变时，供给曲线描述的是不同价格下生产者所能提供的产品量。需求曲线上的一点代表该价格下生产者的供给量。当需求发生变化时会引起需求量沿需求曲线的变化。这种变化与需求曲线的整体变化有所不同。需求曲线的整体变化是由输入因子价格变化或者技术原因等引起的。分析下列情况，哪些会引起需求量沿需求曲线的变化，哪些会引起需求曲线的整体变化；如果是后者，分析这种变化导致需求曲线向右下方移动还是左上方移动。以下情况均将在完全竞争市场中考虑：

(a) 产品价格上涨；

(b) 一种输入因子价格的下降；

(c) 技术革新降低成本；

(d) 污染费的收取（比如，废水中每千克的生化需氧量收取 22 分钱）。

5-6 假如政府为控制污染对生产者收取污染费（比如汽油税或者对大量耗油的汽车收税）。收税会导致供给曲线向上移动单位税收个单元。从需求曲线的形状来看，这种污染税的收取是否是生产者或者消费者的负担？考虑下列两种极端情况：(A) 垂直的需求曲线，(B) 水平的需求曲线。分析这两种情况下平衡价格的变化，并分析污染税出自生产者还是消费者或者两者都有。

5-7 分析一个你熟悉的市场，是否有满足完全竞争市场的条件？

5-8 生活中经常有一些“部分公共物品”，它们具有公共物品的一部分特性。下列物品哪些具有公共物品的特性：汽油、防水坝、图书馆、博物馆、纯净的空气、国家防御体系、社区供水设施。

5-9 一个美国东部的富人在西部荒漠地区购买了一片农场，之后他发现在这片农场的地下 6 米处有丰富的地下水资源。于是这个农场主与一些投资者签订协议共同开采地下水，卖给附近的城镇以换取利润。而这样开采地下水会导致地面沉降。目前这些地下水被附近居民用来灌溉农田。这里存不存在公共物品或者公共财产资源的问题？包含什么样的外部成本？应该采取什么样的措施使外部成本内部化？

参 考 文 献

Baumol, W. J., and A. S. Blinder. 1991. *Microeconomics, Principles and Policy*. Dallas, TX: Harcourt, Brace, Jovanovich.

Cyert, R. M., and J. G. March. 1992. *A Behavioral Theory of the Firm*, 2d ed. Cambridge, MA: Blackwell Business.

Dorfman, R., and N. S. Dorfman, eds. 1993. *Economics of the Environment: Selected Readings*, 3d ed. New York: W. W. Norton.

Field, B. C. 1994. *Environmental Economics: An Introduction*. New York: McGraw-Hill.

Freeman, A. M., III, R. H. Haveman, and A. V. Kneese. 1973. *The Economics of Environmental Policy*. New York: Wiley.

Gordon, H. S. 1954. The Economic Theory of a Common-Property Resource: The Fishery. *The Journal of Political Economy* (April). Reprinted in Dorfman, R., and N. S. Dorfman, eds. 1993. *Economics of the Environment: Selected Readings*, 3d ed. New York: W. W. Norton.

Gregory, P. R., and R. J. Ruffin. 1986. *Essentials of Economics*. Glenview, IL: Scott, Foresman.

Hardin, G. 1968. The Tragedy of the Commons. *Science* 162: 1243-48. Reprinted in Dorfman, R., and N. S. Dorfman, eds. 1993. *Economics of the Environment: Selected Readings*, 3d ed. New York: W. W. Norton.

Keeney, R. L., and H. Raiffa. 1993. *Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Tradeoffs*. Cambridge, U. K.: Cambridge University Press.

Lloyd, C. 1967. *Microeconomic Analysis*. Homewood, IL: R. D. Irwin

Mansfield, E. 1988. *Microeconomics: Theory Applications*, 6th ed. New York: W. W. Norton.

Samuelson, P. A., and W. P. Nordhaus. 1992. *Economics*. 14th ed. New York: McGraw-Hill.

Sassone, P. G., and W. A. Schafer. 1978. *Cost-Benefit Analysis: A Handbook*. New York: Academic Press.

Tietenberg. T. 1992. *Environmental and Natural Resources Economics*, 3d ed. New York: Harper Collins.

Turner, R. K., D. Pearce, and I. Bateman. 1993. *Environmental Economics: An Introduction*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.

第6章　环境资源的经济价值

环境质量的改进可以带来经济效益，而环境退化将会增加经济费用。对环境质量改变的经济价值的估计为我们提出了很多问题。[1] 什么是环境改变的效益（或者费用）？这种效益（费用）在实际中怎样估算？本章将通过介绍经济学家估算环境改变的经济影响的主要方法，来逐步解答这些问题。

从理论上估算环境改进的效益需要借鉴第5章中介绍过的需求曲线，这些有关需求（或效益）的信息可以与费用信息结合起来，以提高资源的分配效率。环境决策者越来越多地提倡效益与费用的货币对比，它们相结合的过程将在下一章中介绍。本章着重探讨经济评价——“以货币价值来衡量环境商品或者环境提供的服务以及环境质量变化带来的影响。”[2]

6.1　环境资源作为一种资本资产

经济学家将环境视为一种自然资本（natural capital），因为环境能够提供四种功能：物质输入、废物接纳、生命支持以及美学价值（见表5.1）。一种单一的环境资源可以提供多种服务，湖泊就是一个例子。湖泊作为饮用水源而为生命提供支持；美学价值体现在人们可以在湖中划船或是湖边野餐；湖泊可以为人类提供物质输入，比如各种鱼类；最后，湖泊还可以作为附近城镇的污水排放场所。必须明白评价一个湖泊的经济价值，不仅要分析当前湖泊所提供的功能，而且要考虑未来它可能提供的服务。

经济学家将环境的总经济价值定义为行为使用价值（active-use value）和情感使用价值（passive-use value）的总和（见图6.1）。与其名字一样，行为使用价值源于人们对环境资源的利用。以湖泊为例，行为价值使用者包括钓鱼者、划船者、以湖水为供给水源的人们以及那些以湖泊作为废水排放地的人们。行为使用价值又被细分为直接使用和间接使用两部分。上面的例子都是直接使用，坐在湖边欣赏景色的人们就属于间接使用者。

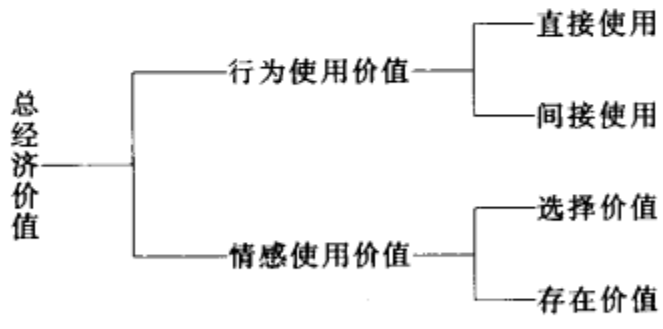


图6.1　环境价值类型

从20世纪60年代开始，经济学家们意识到，环境资源还有情感使用价值，因为很多没有行为上使用过一种环境资源的人们都愿意为维护它而支付费用。假设上面讲到的湖泊就是坐落于美国加利福尼亚和内华达州边境的塔霍湖。很多人并没有到过那里，但是他们却愿意为保护那里的美丽景色而支付费用。他们就是“情感使用者”，他们所愿意支付的费用反映了他们赋予湖泊的价值。情感使用价值又根据这些人是否计划对湖泊进行行为性的使用而细分成两类。如果他们有这种计划，那么这个价值就是选择性价值，也就是说，他们获得了去那里游玩的一种选择性。有的人可能即使没有使用一种环境资源的可能性也会赋予其价值，比如有人听说塔

---

[1] 在这里我要感谢Greg Browder，当他是斯坦福大学的学生时，为本章的初稿做了大量的工作。同时也要感谢斯坦福大学经济学系的Lawrence Goulder教授在本章最后定稿时提出的宝贵意见。

[2] 这个经济评价的定义引自Dixon等（1994，p.4）。

霍湖景色很美就感到舒适，即使他从未计划去那里也愿意出资保护那里的景色。这部分人赋予湖泊价值仅仅因为湖泊存在，这就是经济学家所说的环境资源的存在价值（existence value）。

环境资源的经济价值依赖于“支付意愿”（WTP，Willingness to Pay）这一概念。在环境变化的经济价值评估中，支付意愿就是一个人愿意为改善环境质量（或者防止其恶化）所支付的最大费用。人们通过交易选择物品和服务，支付意愿就是这个人对这些物品和服务的经济价值评价。习惯上，商品的价值用货币来表示。

支付意愿不能够用来对不可交换的物品进行经济价值评价。比如，一些人认为物种灭绝是任何可得的利益都替代不了的。因此，只关注可交换的物品和服务是经济评价方法的障碍。

6.2 经济价值与消费者剩余

需求曲线是经济学家对经济价值所下的定义中的核心部分，因为需求曲线是在对消费者的效用最大化的基础上得出的（见第 5 章）。需求曲线上任意一点的高度代表消费者的边际支付意愿，它表示的是消费者为了获得一个单位的物品或服务而愿意放弃的货币数。图 6.2 是一个消费者在一个星期内对罐装果汁的需求量，这个需求量只能为离散的整数。从图中可以看出，消费者愿意为第一罐果汁支付高价格，然而随着商品数量的增多，支付意愿逐渐降低。这个消费者愿意为第一罐花费 2 元钱，第二罐 1.5 元钱等等，这些数据就是消费者对第一罐、第二罐果汁的边际支付意愿。支付意愿随着购买量的增多而降低，因为在通常情况下，一种商品的消耗量越大，消费者增加一个单位的该种商品的消费所获得的满足就越小。

消费者的支付意愿通常要高于这种商品的实际购买价格。第 5 章中已经介绍过，竞争市场中的价格不是由消费者制定的，而是在市场中形成的。在图 6.2 中，果汁的价格为每罐 1 元，所以消费者将购买 3 罐，总支出为 3 元钱。然而，这 3 罐果汁的价值应该是它们边际支付意愿的总和，即 2＋1.5＋1＝4.5 元。这样，消费者只花了 3 元钱就购买到了实际上他愿意最多支付 4.5 元而得到的商品。支出和价值之间的差额，本例中为 1.5 元，称之为消费者剩余（consumer's surplus）。❶

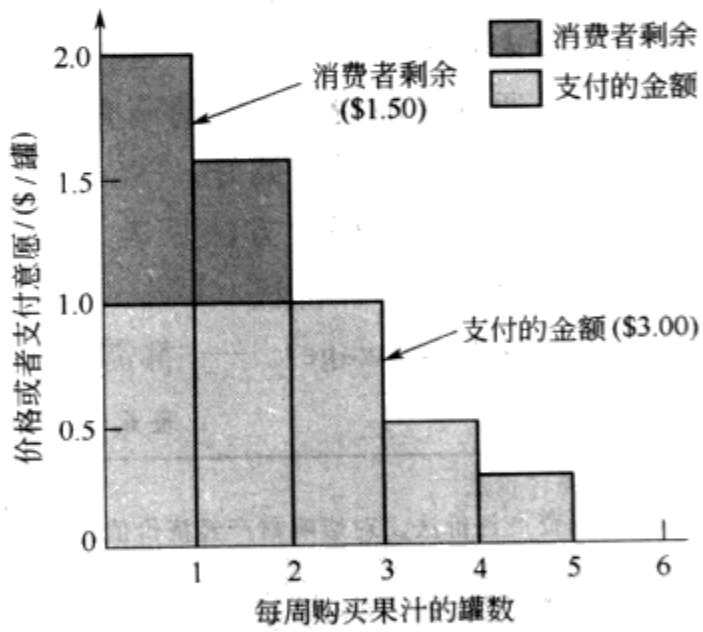


图 6.2 一个人对果汁的支付意愿

“消费者剩余”这一概念是由法国经济学家 Jules Dupuit 于 1844 年在一篇有关公共事业的价值的论文中提出的。他发现由于消费者剩余的存在，消费者为某种商品的实际支出要小于产品的价值，现在的效益估算就是建立在他的这一思想基础之上的。计算总价值时，经济学家要将市场价值（价格乘以商品数量）与消费者剩余相加。在图 6.2 的例子中，购买价格 3 元钱就低于这 3 罐果汁的实际价值。总的实际价值应当是消费曲线、坐标轴与消费量之间所围成的部分的面积，即阴影部分消费者剩余的面积加上现金支出的总额。

---

❶ 早在 1844 年，Jules Dupuit 就对消费者剩余的理论有过一些介绍，后来在 20 世纪初，Alfred Marshall 对其进行了详细地论述。Marshall 曾有这样的论述：消费者剩余就等于需求曲线以下，价格线以上的部分的面积。后来的经济学家根据无差异曲线和效用函数来计算消费者剩余，并明确了 Marshall 的计算方法与真正消费者剩余相吻合的条件，这些工作促进了后来改变经济财产的基本方法的发展，同时也引起了 Marshall 关于消费者剩余理论的适用性的论战。这些已经超出了本书所讨论的范围，有兴趣的读者可参见 Freeman（1993，第 3 章）以及 Hanley 和 Spash（1993，第 2 章）。

上面有关罐装果汁的例子阐明了边际支付意愿、总价值与消费者剩余的概念。在市场分析中，将个人偏好与相对人群的数量结合起来考虑就可以建立一个消费群体的曲线。图 6.3 与图 6.2 所表述的概念是一样的；不同的是，图 6.3 描述的是群体的需求曲线。需求曲线是一条平滑连续的直线，因为它代表的是一个群体的整体需求。并不是所有的消费者偏好都是一样的，将这些偏好相加，就得到了图 6.3 所示的平滑的市场需求曲线。图 6.3 中两个阴影部分的加和——现金支出与消费者剩余——代表销售的果汁的总的社会效益，这个社会效益可以用来评估环境资源的经济价值。通过类比可知，对于一个消费者，获得的包括消费者剩余的总效益是需求曲线、坐标轴与消费量所围成的面积。

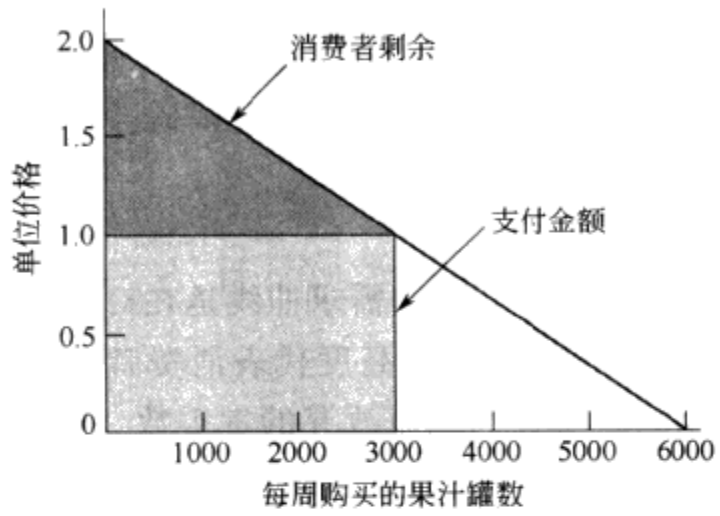


图 6.3　果汁的市场需求

对环境变化的经济价值的评估分为两种：事先评估与事后评估。[1] 事先评估为环境政策决策者提供信息，比如削减污染的经济影响以及保护自然湿地的经济价值评估。事后评估主要用于一个既成事件的结果的评价，比如一个油轮泄油事件对环境造成的损害的评价。

事先评估和事后评估方法大致相同，不同的是，事先评估需要考虑未来不同的状况，而事后评估着重考虑现在的情况与以前情况的差别。[2]

直接市场评价法（market-based method）和意愿调查价值评估法（contingent valuation method）是两种广泛应用的经济资源价值评价方法。直接市场评价法通过对消费者所做出的实际选择来对价值予以估算，这种方法依赖于市场价格；意愿调查价值评估法设定一种假想的情况，通过对消费者选择的调查估算价值，这种方法依赖于消费者偏好的表述，而不是实际购买过程中所显示的偏好。

本章所要介绍的评价方法见表 6.1，先介绍直接市场评价法方法。一些直接市场评价法——比如内涵资产评价法（hedonic property value）、旅行费用法（travel cost）和内涵工资评价法（hedonic wage）——都需要通过市场中个人选择的分析建立需求曲线。其他直接

表 6.1　常用的经济价值评价方法

直接市场评价法

- 内涵资产评价法。对影响财产经济价值的因素进行统计分析，推导出例如空气质量改善等环境因素的价格与需求曲线。
- 旅行费用法。通过对旅游者到过一个旅游地的次数和每次的支出推导需求曲线。
- 防护支出法。把环境质量改善的经济价值作为为防止环境退化而采取行动的支出的减少来计算。
- 生产函数法。从下面两个方面分析经济影响：(1) 环境质量改变会怎样影响生产和产品水平；(2) 生产改变会怎么样影响收入、利润和价格。
- 生命健康评价法。
  —人力资本法：每个人都被视作一个资本单元，其大小按个人收入计算。
  —内涵工资法：对影响收入水平的因素进行统计分析，推导个人生活的价值。

意愿调查价值评估法

人们对一种环境资源的某些特性的支付意愿建立在他们对调查问题回答的基础上。这些回答反映了他们在假定条件下可能的支付行为。

[1] 参见 Freeman (1993, p. 14)。

[2] 事后评估也可以用来帮助事先评估以及对事先评估予以检验。例如，将废物排放造成的实际损害与事先评估做比较，就可以对事先评估做出检验。

市场评价法方法虽然也要用到市场数据，但是无需建立需求曲线。意愿调查价值评估法是评估情感使用价值的惟一方法，所以在表 6.1 的最后对它进行介绍。评价方法有很多，在这里不能一一介绍，表 6.1 中列出的是一些常用的方法。[1]

6.3 内涵资产评价法

内涵资产评价法（hedonic property value）用于推断具有房屋属性的环境服务的经济价格。这种方法的名字源于“享乐主义”，但与其原来含义不同。[2] 内涵价格（hedonic pricing）在这里的含义是指一种商品或服务能够提供给人们享受的总的价格，而这个总价格可以拆分到物品的每种特性予以分别计算。例如，一个房屋的价格取决于面积的大小以及房间数目等因素。内涵价格法试图确定商品的每种特性对这种商品总价格的贡献大小。

在环境管理的过程中，内涵资产评价法首先考虑除环境特性外的（比如空气中 SO_2 的含量）一切有关的房屋常规特性，然后环境特性对价格的贡献大小就可以推断出来。例如，假设有两间房屋，其中一间经常受到交通噪声的干扰，其他方面这两间房屋都完全相同，那么这两间房屋的价格的差异就反映出低噪声的经济价值。内涵资产评价法被广泛应用于噪声、水质、空气质量等环境因素的经济价值评估。

6.3.1 内涵价格函数

研究内涵价格首先要确定影响价格的因素。以房屋为例，可能包括以下方面：

1）周边情况，例如邻居的平均收入以及学校的情况，以变量 N_i 代表，i 从 1 到 m；

2）房屋本身的情况，例如面积大小以及房间数目，以变量 H_j 代表，j 从 1 到 n；

3）环境质量情况，例如噪声水平以及空气中 SO_2 含量，以变量 E_k 代表，k 从 1 到 p。

内涵资产评价法依赖于大量的数据，每一个数据都包含了一部分房屋价格（P）以及周边情况、房屋情况、环境质量情况等因素的价值。这些数据来自于一定地理区域内的房屋的一个样本。将这些数据收集到一起，对内涵价格等式进行回归分析。[3]

$$P=f(N_1,N_2\cdots N_m,H_1,H_2\cdots H_n,E_1,E_2\cdots E_p) \tag{6-1}$$

f（ ）就是内涵价格函数。

内涵价格等式为研究环境特性的隐含价格（implicit price）（例如 E_1）提供了基础。如果其他因素保持不变，P 对 E_1 的斜率就能够表现出 P 随 E_1 的微小改变而改变的情况。在微积分中，这个斜率就是 f（ ）对 E_1 的偏导数，这个偏导数就是 E_1 的隐含价格。

如果所有的房主都有相同的收入和效用函数，E_1 与 E_1 的价格之间的关系就是 E_1 的需

---

[1] 对评价方法的分类观点有所不同。例如，在 Turner，Pearce 和 Bateman（1993，p. 15）中，评价方法根据是否用到需求曲线而被分为两类：一类是需要用到需求曲线的，比如表 6.1 中的内涵资产评价法、旅行费用评价法、内涵工资评价法以及意愿调查价值评估法；另一类是不需要建立需求曲线的，比如表中的其他方法。有关的其他思想和详细的环境资源评价过程参见 Freeman（1993）和 Turner（1993）。评价理论和实际应用请参见 Dixon 等（1994）以及 Hanley 和 Spash（1993）。

[2] Hanley 和 Spash（1993，p. 74）中将内涵资产评价法的来源追溯到 20 世纪 60 年代对消费者行为的理论研究。将这一方法应用于环境资源的价值评估至少始于 1967 年，Ridker 和 Henning 用这种方法评估空气污染对居民财产的价值影响。

[3] 回归分析用来确定等式的系数，例如 $y=a_1x_1+a_2x_2$，y 为因变量，x_1，x_2 为自变量，a_1，a_2 是通过 y，x_1，x_2 的观测值待确定的系数。基本统计学中有很多回归分析的介绍，本书第 16 章中也有一些讨论。

求曲线。虽然这是一种特定情况，但是它却说明了一个基本的概念。一般条件时的情况需要进行复杂的计算，在这里不做探讨。❶

下面是一个内涵资产评价法的应用实例，假设要确定城区空气质量改善的经济价值。假定所有房主都有相同的收入和效用函数，空气质量以 SO_2、颗粒物、O_3 等指标描述，而未被污染的空气指标值为 100，污染空气的指标值低于 100。这样，污染越严重的空气指标值越低，污染越轻微的空气指标值越接近 100。房屋的内涵价格等式为：

$$P=N^2+H^2+10{,}000-(100-E)^2 \tag{6-2}$$

其中，P 为房屋价格；

N 为周边情况；

H 为房屋本身情况；

E 为空气质量指标值。

在这里，空气质量的隐含价格为 $(200-2E)$。❷

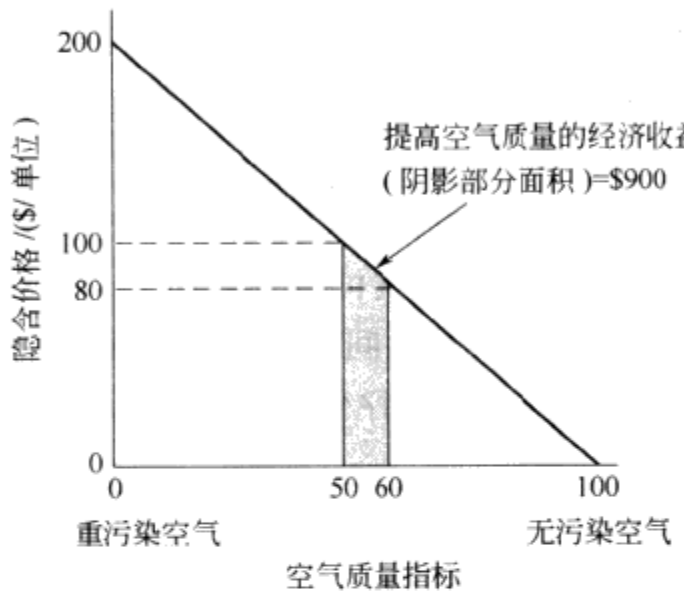


图 6.4　空气质量对房屋需求曲线的影响

图 6.4 描述的是一个消费者在购买房屋的过程中愿意为空气质量的改善而支付的隐含价格。❸假如这一地区的居民有相同的对空气质量的要求，那么无论他们买房与否，图 6.4 就代表了居民对空气质量的平均需求曲线。

空气质量改进的价值就是空气质量在改进前和改进后个人需求曲线以下的面积的差值。例如，空气质量从 50 提高到 60，对一个家庭来说，其经济价值就是图 6.4 中的阴影部分的面积，即 900 元。如果空气质量从 50 提高到 60，空气质量改善，个人将从中获益并且愿意为此支付一定的费用。每个家庭的变化是 900 元，乘以当地的住户数就是空气质量提高的整体经济价值。例如，如果空气质量改善所影响的地区内有 100,000 个住户，那么空气质量改善的经济价值就是 9000 万元。❹

上面的例子假定所有住户的收入和偏好完全一样，但这在现实中是不可能的，因而隐含价格函数并不是个人的需求曲线。内涵资产评价法在实际应用中很复杂，不仅仅是用统计的方法寻找隐含价格函数，用微积分推算隐含价格等式。在实际操作过程中需要经济理论和统计分析两方面的专业知识。

---

❶ 复杂的情况参见 Freeman (1993)，其中也有上面所说的简单情况的论述。

❷ E 的隐含价格为 $\frac{\partial P}{\partial E}$，即内涵价格函数式 (6-2) 对 E 的偏微分。

❸ 这个例子中内涵价格函数比较简单，考虑更复杂一点的情况：

$$P=NH[10{,}000-(100-E)^2]$$

在这种情况下，E 的隐含价格是 $NH(200-2E)$，空气质量改善的边际价值取决于周边情况、房屋本身的情况以及空气质量。

❹ 内涵资产评价法中出现的一个问题是：如果没有移民带来的收入和人口的增长，空气质量改善如何使房屋价值增加呢？Trijonis 和 Colleagues (1985, p. 108) 对这个问题进行如下解释：这种方法并不是基于房屋价值的变化，每个人的房屋的价格并不是一定要通过收入的形式增值。许多人错误地认为，环境质量改进所引起的对房屋需求的改变是内涵资产评价法的基础，其实这种方法并不是研究房屋的供给曲线与需求曲线的，而是研究房屋选择中的一个参数。作者进一步阐明："内涵资产评价法用房屋价格的变化来反映消费者以空气质量（或者其他环境特性）交换其他商品（居住空间、位置等）的信息，根据这种信息可以推导出空气质量的个人需求曲线（如图 6.4 中的例子）。需要说明的是，这里并不是对房屋的需求，而是对房屋的一个方面，即周围空气质量的需求。"

表 6.2　波士顿地区空气质量研究内涵价格等式中的变量[①]

变量名称	系　数	变量注释	变量名称	系　数	变量注释
RM^2	0.0057	平均房间个数	PTRATID	−0.030	学校老师与学生的比例
AGE	1.26×10^{-4}	1940 年以前住户的比例	CRIM	−0.014	犯罪率
Log RAD	0.017	与高速公路的邻近程度	NO_2^2	−0.0058	氮氧化物含量，亿分之一
TAX	-3.53×10^{-4}	财产税			

① 引自 Harrison 和 Rubinfeld（1978）。表中所列变量只是他们建立内涵价格等式所用到变量的一部分。

6.3.2　内涵价格分析实例

内涵价格研究被越来越多地用于评估空气质量恶化对财产价值所造成的影响。在总结许多前人研究结果的基础上，Freeman（1979）得出这样一个结论：通常用到的内涵价格函数包含一个线性等式，等式中通常包含研究变量的对数转换。例如，在波士顿地区空气质量对房屋价值影响的研究中，Harrison 和 Rubinfeld 采用了几个函数进行试验，最后选定了一个函数，以房屋价格作为因变量，求中等房屋价格的对数。❶

表 6.2 中列出了一些研究中的变量，衡量空气污染的变量是氮氧化物（NO_x）含量的平方，单位为亿分之一（100×1 μL/L）。氮氧化物的系数在经济学上有一个有趣地解释，但由于内涵价格等式是非线性的，所以它的权重不明显。他们经过计算发现，当氮氧化物含量以及所有其他变量都在中值点的时候，氮氧化物含量每减少 100 μL/L，中等房屋的价格就上涨 1613 美元。❷

因为他们无法假定所有家庭收入均等，所以他们必须对结果进行统计分析，以估计居民对空气质量改善的支付意愿。他们试着根据家庭收入、NO_x 和家庭人口建立支付意愿等式。根据这个等式，当时的控制机动车排放 NO_x 的计划每年将会为每个人带来 60～120 美元的效益。

6.3.3　内涵价格法中的潜在问题

内涵资产评价法中所存在的潜在问题如下。❸

- 遗漏变量：如果在建立内涵价格等式过程中遗漏了一个重要的影响价格的变量，等式中的系数就是不正确的，这也将会推导出不正确的隐含价格函数。
- 相关特征：如果两个变量所代表的特征是紧密相关的，那么就不能得出这两个变量的各自的系数。例如一个飞机场同时带来空气污染和噪声污染，两者都会导致房价的下跌。这时内涵价格等式就不能区别下跌的房屋价格哪部分是由空气污染造成的，哪部分是由噪声污染造成的。
- 函数的选择：内涵价格研究中已经用到了许多形式的函数，例如二次方程和对数方程，然而经济学中没有为方程形式的确定提供一个基础。研究者只能采用便于研究、符合数据、有利于经济学解释的方程形式。
- 市场分化：房屋市场可以用不同的方法进行分类，比如租赁的房屋和产权房屋。如果没有意识到市场的分化而将各种情况放在一起进行统计分析，得出的内涵价格等式中的系数就可能是不正确的。每个市场都要建立各自的内涵价格等式。

---

❶ 在运用内涵资产评价法研究美国空气质量的过程中，通常引用美国人口及房屋普查中的数据作为基本数据。

❷ Harrison 和 Rubinfeld 指出，当采用不同形式的函数时，计算结果是不同的。

❸ 根据 Hanley 和 Spash（1993，pp. 78-81）。这里所列出的问题在经济计量学中很常见，经济计量学是经济学的一个分支，主要研究用统计分析和经济学理论来判断经济变量关系的方法。有关计量经济学的内容参见 Gujarati（1988）。

● 理想的房屋市场：内涵资产评价法假想房屋市场是一个完全竞争的、处于平衡状态的市场。例如在空气质量的例子中，假定所有买主都完全掌握空气污染水平及其对财产影响的信息，他们在买房过程中将空气污染的影响计算在内。内涵价格评价法还要假定房屋没有剩余和短缺，供求相等，市场平衡。这些假定情况在实际房屋市场中是不存在的。

尽管有上面局限性的存在，内涵价格评价法还是可以反映房屋的环境特征的经济价值，内涵资产评价法已经被用来在美国和加拿大的 11 个城市对 15 种空气污染进行研究，Freeman（1979，p. 161）对此做出如下论述："首先，一般事实都证明了空气污染会影响财产的价值这个假想，只有三个例子（结果与假想不符）……其次，（这 15 个研究中）得出的数据比较可靠，不同研究得出的数据和各城市之间的数据具有广泛的一致性。"

6.4 旅行费用法

旅行费用法（TCM，Tavel Cost Method）已经被广泛应用于公园、水库等户外旅游地的价值评估。[1] 这种方法在对旅游者花费和对旅游地的利用的分析基础之上，推断出旅游地的价格。这种方法采用的是能动使用的数据，不能用来评估情感使用价值。

如果户外旅游地的价格随地点和时间的变化而变化，那么一个旅游地的需求曲线就可以通过不同门票价格下的旅游人数来确定得出。然而，在一般情况下，旅游地管理者或者不收取门票，或者门票价格不随时间变化，这样，公共旅游地的门票就不能反映出旅游者的实际支付意愿。

旅游费用评价法认为，"一个公园或者旅游景点的'价格'应该随不同旅游者的花费的不同而发生变化"（Portney，1994，p. 4）。这种方法在研究旅游者对旅游花费增长的反应的基础上来估计旅游者的支付意愿。[2] 在 TCM 中，旅游支出包括到达旅游地的支出，旅游花费的时间（时间支出）以及门票支出。旅游支出取决于家庭所在地点和由家庭收入、家庭人口所决定的时间花费，而门票一般情况下对所有旅游者都是相同的。

使用旅行费用法，第一步要将旅游地周围的地区分区，通常采用的方法是以旅游地为圆心，划分若干个同心圆，地区划分有时也采用行政划分方式，例如市或县。

旅行费用法还需要各地区的人口数据以及旅游人数，旅游人数的确定要通过对样本人群进行调查得出。然后，再用各地区的旅游人数除以该地区人口数，得出每千人中的旅游人数。

6.4.1 假想旅游地的旅行费用法（TCM）应用

表 6.3 是一个假想水库旅游区的旅游支出调查结果。这个旅游区没有门票，周围被分为两个地区。地区 1 的旅游者距旅游地近，平均支出为1 美元；地区 2 的旅游者距旅游地远，平均支出为 3 美元。除了平均支出以外，表中还提供了每个地区的人口数以及每千人中的旅游人数。图 6.5 表示出了旅游支出和每千人中的旅游人数的关系。

---

[1] 旅行费用评价法的思想最早由 Harold Hotelling 提出，1947 年在他给美国公园服务管理者的一封信中提到了这一概念（Hanley 和 Spash，1993，p. 83）。然而，一般认为这个概念的正式提出者是 Clawson Knetsch（1966），他在一本专论《户外旅游经济学》中对这种评价方法进行了详细阐述。

[2] TCM 方法认为"对大多数旅游者来说，尽管他们对旅游地的选择根据自己的喜好有所不同，但是对旅游花费的改变作用都是相同的"（Clawson 和 Knetsch，1966，p. 78）。

表 6.3　一个假想旅游地的旅游支出和旅游地利用数据[①]

地区	人口	每个旅游者支出	每个季节的旅游人数	每 1000 人中的旅游人数
1	1000	$1[②]	500	500
2	4000	$3	1200	300

① 引自 Clawson 和 Knetsch，《户外旅游经济学》，1966，p. 79，约翰霍普金斯大学出版社授权重印。

② $1=1 美元——编者注。

用旅游支出方法确定旅游地需求曲线，通常认为旅游支出越多，旅游人数越少，如图 6.5 中表示的关系。旅游者对门票价格的反应与他们对交通费用的反应是一样的。

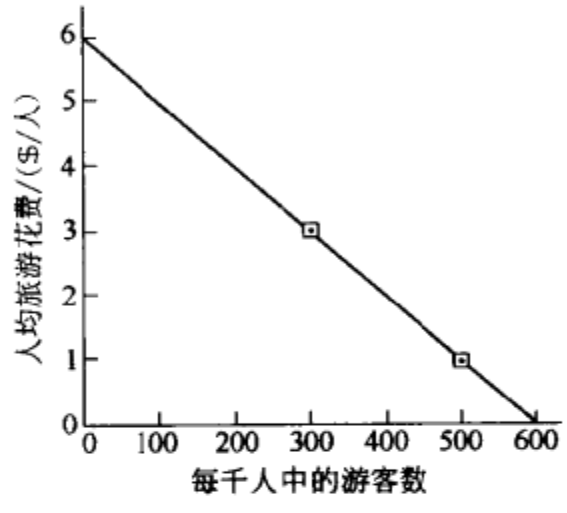


图 6.5　一个假想旅游地每千人中的旅游人数与旅游支出的关系图

引自 Clawson 和 Knetsch，《户外旅游经济学》，1966，p. 79，约翰霍普金斯大学出版社授权重印。

旅游地的需求曲线通过反复使用下面的方法求得：

1）在原来的旅游支出基础上加上任意一个门票价格，得到一个新的旅游支出；

2）通过旅游支出与每千人中旅游人数的关系推导出每个地区新的每千人中旅游人数；

3）用每千人中旅游人数乘以该地区人口数得出这个地区的总旅游人数；

4）将第三步中的结果相加，得出第一步中提出的旅游支出条件下总的旅游人数；

5）返回第一步，重新确定一个旅游支出。

表 6.4　不同门票价格下旅游人数估算[①]

地区	不同门票价格下的旅游人数				
	$0	$1	$2	$3	$4
1	500	400	300	200	100
2	1200	800	400	0	0
总旅游人数	1700[②]	1200	700	200	100

① 引自 Clawson 和 Knetsch，《户外旅游经济学》，1966，p. 80，约翰霍普金斯大学出版社授权重印。

② 门票为 0 时的旅游人数通过调查得出（见表 6.3）。

为了说明这个过程，假设（表 6.4）旅游地没有门票时，总旅游人数为 1700 人，这个数据是通过对旅游者的调查得出的，它给出了需求曲线上的一点（图 6.6）。现在假定门票从 0 变为 $1，也就是说地区 1 的旅游者旅游支出从 $1 变为 $2，从图 6.5 中可知，地区 1 每千人中旅游人数从 500 下降到 400 人。地区 1 人口为 1000，所以在门票为 $1 的情况下，地区 1 的总旅游人数为 400 人。地区 2 与地区 1 同理。门票为 $1 的情况下，旅游支出从 $3 上升到 $4，每千人中旅游人数从 300 下降到 200 人，总旅游人数从 1200 下降到 800 人（千分之二百乘以地区 2 的人口数 4000）。将两个地区的结果相加，得出门票为 $1 时总旅游人数为 1200 人。

现在假定门票上升至 $2，重复上面的步骤。如表 6.4 所示，门票为 $2 时总旅游人数为 700 人（来自地区 1 的旅游者为 300 人，地区 2 的旅游者为 400 人）。门票为 $3，$4，$5 时依此类推。当门票价格为 $5 时，旅游支出为 $6，没有旅游者愿意花 $6 或者更高的钱去旅游。上面的计算结果如图 6.6 所示。

对于这个假定水库而言，它的经济价值正确的评估方法是：计算旅游者支付意愿的最大

值。因为门票价格为 0，所以旅游者的最大支付意愿就是图 6.6 中需求曲线以下的总面积。[1]

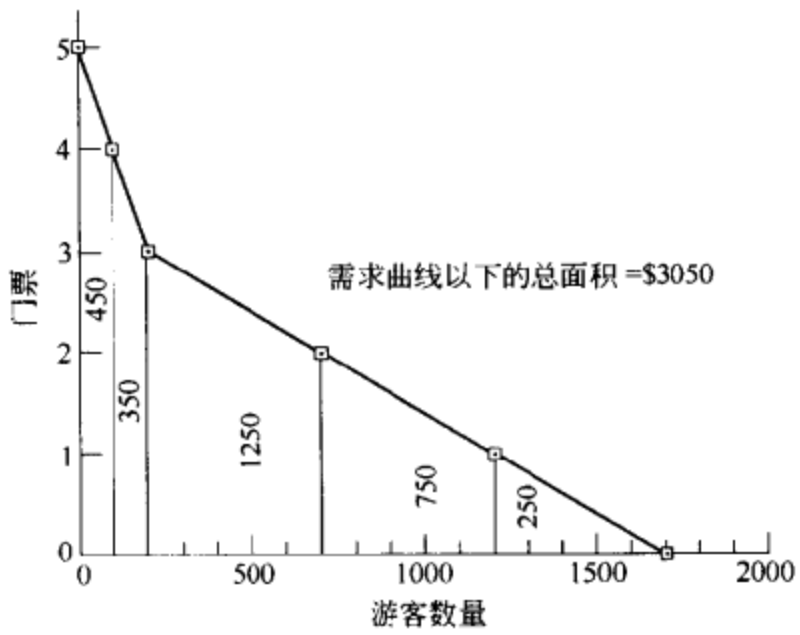


图 6.6　假想水库的需求曲线

如图所示，前面 100 名旅游者对旅游地的支付意愿是 $4 到 $5，这部分经济价值（即这部分人的支付意愿）就是 $450（消费曲线以下，0 到 100 之间的面积）。下 100 名旅游者的支付意愿计算方法同上，如图中所示。通过总面积的计算得出 $3050，这就是这个假想旅游地所能提供的旅游服务的经济价值。

6.4.2　旅行费用法的复杂性

前面的例子介绍了旅行费用法（TCM）的主要步骤，然而 TCM 的实际应用是很复杂的，需要对以下几方面进行分析。[2]

- 多目的地的旅游：如果一个人在一次旅行中到达多个旅游地，就产生了一个问题：他在被研究的旅游地支出是多少。对于长途旅行者，在一个地区可能到达几个旅游地，这个问题就显得十分重要。

- 替代景点：一个旅游地的经济价值不仅取决于其本身，还取决于它附近的类似的旅游景点。例如，两个相同的湖泊，其中一个距离主要公路比另一个近 10 km。这两个湖泊本身可以完全替代，然而旅游者通常选择近一点的湖泊。如果替代品的存在被忽视，计算出来的结果就可能是错误的。不考虑更近的湖泊的存在，计算出的经济结果将与 TCM 方法计算出的结果有出入，因为很少有人会跑更远的路去欣赏同样的景色。在旅行费用法中没有简便的方法将替代旅游地的影响因素纳入需求曲线中进行考虑。

- 时间支出：旅游所花费的时间的经济价值同样是总旅游支出的重要组成部分，但是现在对它的估算还没有统一的方法。一种方法是根据个人工资的比率进行计算，但是当旅游时间在周末或者个人的工作时间无法代替旅游时间的时候，这种方法就不适用了。况且，旅游时间本身也有一个机会费用的问题。如果一个人不去旅游，他可以通过别的方式度过假期。问题的难点在于时间支出因人而异，难以收集反映这些差异的数据。[3]

- 旅途支出：TCM 中计算每千米旅途的花费有两种方法。（1）驾驶的边际花费，即汽油的花费；（2）驾驶的平均花费，包括汽车折旧和保险的费用。在消费者行为模型中，消费者通过边际花费和边际效用的比较来实现个人效用最大化。然而，许多人在选择的时候也要考虑平均花费。[4] 边际花费和平均花费的选择会极大地影响 TCM 的计算结果，但是目前对于采用哪种方法还没有一个定论。

6.5　防护支出法

防护支出法来源于以下思想：人们为防止环境恶化而支出一定的花费，这个花费的金

---

[1] 门票为 0 的另一个结果是总经济价值等于总消费者剩余。

[2] 这些有关旅行费用评价法问题的讨论参考 Hanley 和 Spash（1993，pp. 86-91）。

[3] 有关时间支出的估计方法的介绍参见 Hanley 和 Spash（1993，pp. 89-90）。

[4] 每千米的旅途平均花费要比汽油花费高得多。Hanley 和 Spash（1993，p. 88）的一个研究实例表明，用平均花费计算出的经济价值结果是用边际花费时的 2.5 倍。

额反映了环境质量改善所带来的经济效益。防护支出的例子有很多，家庭为防止自来水水质恶化而购买瓶装水或安装滤水器，或者他们在饮用前将水烧开；对用水水质要求高的工厂出资对污染日益严重的供水进行处理；家庭和工厂为了避免日益严重的颗粒物造成的空气污染而投入资金除尘；有时候为了净化室内空气而安装空调和空气过滤装置等等。

用防护支出法对环境价值进行评估的过程中，经济学家定义的“替代品”是其中的一个中心概念。在作用上，瓶装水是一个家庭自来水的替代品；工厂所使用的处理后的用水是无污染供水的替代品。用于替代品的支出的减少就是衡量环境改善的经济价值的标准。

防护支出法在实际应用中有很多缺陷。[1] 这种方法的常见缺点是，替代品不能完全替代良好的环境质量，它们往往只能弥补其中的一部分。例如，假如一个家庭为了防止日益增长的交通噪声而安装了一扇双层玻璃，但由于双层玻璃并不能完全阻隔噪声，所以安静环境的经济价值就被低估了。而且，只有双层玻璃在关闭的时候才能起到阻隔噪声的作用，一旦这个家庭将其打开或者在户外他们的花园中时，双层玻璃就不能起到作用。

防护支出法应用的另一个难题是，所购买的替代品可能会起到减小污染以外的作用。例如，双层玻璃除了能够阻隔噪声以外，还能减小房间内的热量损失；同样地，空调不但能够减少室内空气中的颗粒物，还能起到调节室内温度的作用。那么购买双层玻璃与空调过程中，为防止污染而支出的金额应该怎样计算呢？

工厂承担的防护支出有时在环境经济价值的评估中会起到误导作用。[2] 当防护支出很大，足以影响市场供给曲线的时候，这种情况就有可能发生。

6.6 生产函数法

环境质量与产品产量的关系是生产函数法研究的基础。环境质量和产品产量的联系在很多工业领域，特别是农业、林业、渔业等都有体现，这些联系在经验生产函数中有所反映。[3] 环境质量和市场产量之间的关系通常是一条剂量-反应曲线（dose-response curve）。环境质量的改善可以降低生产费用，从而使生产者提供的商品量增加，而环境质量恶化则会导致相反的结果。这里用实例对生产函数法进行介绍。

6.6.1 产量变化不影响价格

假如由环境质量改变所引起的生产费用的变化很小，不足以影响整个市场的价格，这时首先要确定环境质量的改变是如何影响产品产量的，然后再对产量的变化进行经济价值评估。

下面用一个例子来解释这种方法。Hufschmidt 和 Dixon（1986）曾经用这种方法来估算日本东京湾渔业的经济损失。这里的渔业曾经由于一个土地开垦项目而遭受损失：海湾中的湿地和浅水区被填以沙土和碎石，开垦出的新的土地用来发展工业。

由于开垦地区是东京湾内渔业产量最高的地区之一，因而这个开垦项目造成了渔业的大

---

[1] 根据 Freeman（1993，pp. 114-115）的观点，防护支出法在分析环境质量的“无边际变化”的时候有一个根本性的缺陷。他的数学分析表明，即使在市场上购买到的是环境质量的完全替代品，使用防护支出法分析无边际变化的环境质量，也会低估环境质量的经济价值。

[2] 有关这种方法缺陷的进一步论述参见 Hanley 和 Spash（1993，pp. 99-101）。

[3] 生产函数的介绍在第 5 章。

幅度减产。Hufschmidt 和 Dixon 用事后评价的方法来研究水产品（包括海草和贝类）的经济损失。他们首先获得了 1963 年前后水产品产量和市场价格的数据，认定在 1963 年，未开垦项目已经影响到了东京湾的渔业。在 1963 年以前的几年间，东京湾水产品平均年产量为 16.6 万吨，这作为一个判断水产品产量下降的基本数据。1972 年到 1977 年间是开垦后一个有代表性的时期，这一时期的年产量见表 6.5。表中的第三列是产量损失的数据，即当年产量与发展时期（1956～1962）年平均产量的差值。

表 6.5　东京湾渔业产出损失①

年份	水产产量 /10^3 t	与 1956～1962② 年的产出损失/10^3 t	产量减少部分的市场价值/10^9 日元	渔民收入总损失 /10^9 日元
1972	50	116	62.6	46.3
1973	52	114	61.3	43.5
1974	55	111	56.5	42.4
1975	44	122	66.5	47.2
1976	53	113	51.2	36.4
1977	97	69	19.2	12.1
年平均	59	108	52.9	38.0

① 价值基于 Hufschmidt 和 Dixon（1986，pp. 114-116）的基础之上。所有的价值计算基于 1979 年的价格。

② 1952～1962 年的平均产出为 166×10^3 t。

分析的第二步是对水产品的产量减少进行经济价值估计。Hufschmidt 和 Dixon 采用了两种方式进行计算：产量减少部分的市场价值和渔民的经济损失，以产量损失导致的利润减小作为代表值。

产量减少部分的市场价值通过减少的产量乘以“产品单位价值”（10^6 日元/千吨）求得。产品单位价值取决于当年渔民的毛利润。计算结果如表 6.5 中“产量减少部分的市场价值”一列所示。

Hufschmidt 和 Dixon 采用的第二种方法用来反映渔民收入的损失，它是通过减少部分的市场价值减去投入的费用（每千吨）求得的。由于生产费用数据不充分，Hufschmidt 和 Dixon 在确定生产费用的过程中进行了一些假设。❶ 计算出的最后结果见表 6.5 的最后一列。

东京湾的例子说明了通过产量变化评估环境资源的经济价值的方法。然而，由于这是一个事后评估，其中没有涉及到事先评估的问题，因而不能为是否采取一项行动的决策服务。现在通过一个假想的例子来考虑这些问题，同时对即将产生的环境变化造成的市场价格的变化的复杂性予以介绍。

6.6.2　环境变化影响价格

下面是一个减少某个地区大气中臭氧含量的例子，在此要做的评估工作就是计算臭氧含量的减少为当地农民带来的经济效益。这是一个有关臭氧含量高会抑制一些农作物生长的假想的例子。❷ 评价步骤如表 6.6 所示。

---

❶ 例如，Hufschmidt 和 Dixon（1986，p. 111）假设渔民劳动的机会费用为零，他们认为“这是一个非常大的（或许是不切合实际的）假设”，但是他们没有关于劳动费用的数据。Hufschmidt 和 Dixon 之所以这样假设，是因为一般情况下，渔民不愿意改变职业或者到另一个地方工作。

❷ 这是一个有关低空臭氧含量的例子。在美国，臭氧含量高（无论单独存在还是与硫氧化物、氮氧化物结合存在）往往同农作物的减产联系在一起。

表 6.6　生产函数法的主要步骤

客观影响描述
用剂量-反应曲线或者生产函数来描述环境质量改变与产品产量改变之间的关系。
生产者反应分析
生产者将对环境质量的变化做出反应，这将导致个人生产边际费用和供给曲线的变化。
市场反应调查
当生产者的反应集体发生作用时，可能会影响市场供给曲线、平衡价格和产品产量。
经济变化估算
前面的产品价格和数量的变化引起消费者剩余和生产者剩余的变化。

第一步主要分析减少臭氧的计划对农作物产量的影响，这是一个科学问题，其结果有时体现于剂量-损失（或者剂量-反应）曲线中。❶ 为了简单起见，假定减少臭氧的计划给农产品带来的产量增加是 500 t/(km² · a)，而当前农产品的市场价格是 $10/t。❷ 如果不需要对劳动力等其他输入因素进行调整，那么臭氧减少带来的经济效益就是 $5000/(km² · a)。如果获得产量增加还需要投入 $2/t 的劳动力，这时的经济效益就是增加的农产品的价值减去增加的劳动力投入，即 $4000/(km² · a)。

这里存在的问题是：农民是否会由于环境质量的改善而改变农作物品种？一般情况下，农民要根据经济情况的变化和环境的变化进行适应性调整。在这个例子中，农民可能会发现，如果改种菠菜等对臭氧敏感、市场价格高的农作物，会提高他们的效益。在这种情况下，前面的分析就会得出错误的结果。

6.6.3　对市场的影响

现在来探讨市场水平的影响。个体生产者的改变是否足够大，以至于集合在一起时足以引起生产费用的变化呢？例如，如果减少臭氧计划引起了农作物供给曲线的变化，那么市场平衡价格和产品量将会被重新确定，这一点在经济价值评估中必须要考虑到。问题的复杂性在于消费者剩余和相关的生产者剩余的衡量。

为了说明这个问题，假定减少臭氧的计划将会引起菠菜种植业边际费用的降低，菠菜供给曲线发生了位移，如图 6.7 中所示。原来的平衡价格是 OC，对应的平衡产量为 OH。由于臭氧含量的减少，需求曲线与新的供给曲线相交于 F，这时的平衡价格为 OA，供给量为 OG。在这种新的平衡下，因为菠菜价格的下降，消费者将购买更多的菠菜。

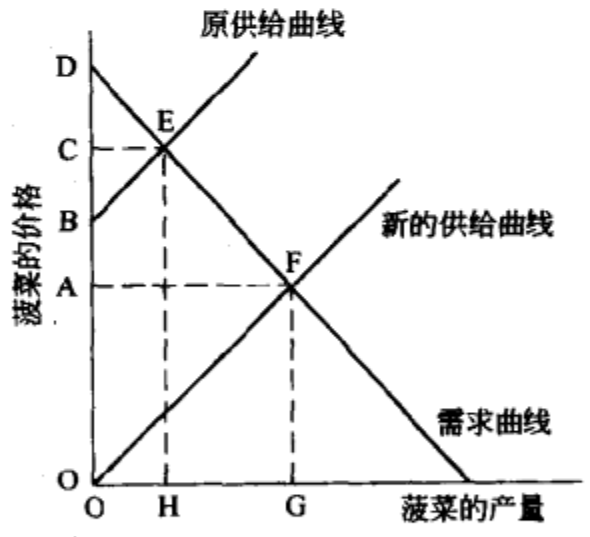


图 6.7　臭氧浓度降低对假想市场的影响

在此，把供给曲线位移产生的经济效益分为两部分进行分析。消费者获得的经济效益是消费者剩余的变化。在原来的情况下，消费者剩余相当于图中三角形 CDE 的面积。当供给曲线改变后，消费者剩余扩大为 ADF。增加的消费者剩余就是两个三角形的面积差值，即

---

❶ 在高臭氧所引起的农作物的经济损失评估过程中，有关暴露剂量的详细定义参见 Hanley 和 Spash（1993，pp. 175-177）。他们还阐述了臭氧-农作物损失中剂量-反应曲线的求法。剂量-反应曲线在第 17 章的风险评价部分有一些介绍。

❷ 这个例子引自 Freeman（1982，pp. 86-88）。

ACEF 的面积。

生产者同样要受到市场平衡价格和平衡产量的变化的影响。在此用一个完全竞争市场中的概念——生产者剩余来分析市场变化对生产者的影响。根据第 5 章中对完全竞争市场的介绍，每一个生产者都是价格接受者，一个追求利润最大化的工厂要不断增加产量，直到边际费用与市场价格相等为止。总收入（产品价格乘以数量）和总可变费用（边际费用曲线、坐标轴和产量所围成的面积）之间的差值就是生产者剩余。[1]

一个行业的生产者剩余与每个生产者的剩余都有联系，因为这个行业的供给曲线是个人生产者的边际费用曲线的水平加和。[2] 同分析个人生产者一样，整个行业的生产者剩余就是价格线以下，供给曲线以上的面积。图 6.7 中三角形 BCE 代表臭氧含量和生产费用减小以前，生产者剩余的情况。同样地，三角形 OAF 代表污染减小后的生产者剩余情况。生产者剩余的增加值就是这两个三角形的面积差值，即 OAF 减去 BCE 的面积。

对市场平衡价格和产品数量的改变所引起的经济后果进行全面分析，就要同时考虑消费者剩余和生产者剩余。在图 6.7 的例子中，消费者和生产者都在生产费用的减小中受益，他们受益的大小就是消费者剩余变化（ACEF 的面积）与生产者剩余变化（OAF 减去 BCE 的面积）的加和，这个剩余的改变之和就是图中 OBEF 的面积。[3]

6.7 生命健康评价法

某些环境质量的提高，例如 SO_2 排放的削减，会改善生命和健康状况。对改善生命健康状况的经济价值的评估方法主要有两种：一种是计算疾病和未成年死亡造成的收入的损失，这种方法与经济学中效益定义的基础（支付意愿）联系不大，但是这种方法采用了适当的数据收集和统计分析方法，因而被广泛使用；另一种方法具有更为坚实的概念基础，它建立在人们对从事高风险工作的支付意愿的基础上。

这两种方法都对人的生命进行了价值评估（从统计的角度），但也引发了一些争论。一些人反对对人的生命进行价值评估，对这些反对意见的回答通常是这样的：无论政府还是个人，通常都是在财富增长与死亡风险中间进行谨慎的选择。例如，吸烟者通常知道他们是在以缩短寿命的风险和吸烟带来的快感进行交易，他们的选择就是一种暗含的效用-风险交易。对人的生命进行价值评估的目的就在于将这种暗含的价值评估明确化。这种方法并不是对某个人的个体生命价值进行评估，而只是从统计或保险精算的角度对人的生命进行分析。

6.7.1 以先前的收入为基础的价值评估

人力资本法是一种常用的对疾病和未成年死亡造成的经济损失进行价值评估的方法。[1] 在这种方法中，生命损失的价值可以被看做是一个人未来收入期望的现价。个体被视为经济资本单位，可以进行价值估算（与其他资本一样），一个人的收入期望就是对他的价值估算。

---

[1] 这个分析是针对短期生产的情况，总费用包括不变费用和可变费用。生产者剩余与生产者的利润不同，因为生产者剩余没有考虑不变费用。研究一个长期生产的工厂对臭氧减少的反应，必须考虑工厂固定资产重新组合的情况。

[2] 个人生产者供给曲线与市场供给曲线的关系在第 5 章中已经做了介绍。

[3] 这个结论需要通过几何知识加以证明。消费者剩余与生产者剩余之和通常被称之为“社会剩余”（social surplus）。

[1] 根据 Landefeld 和 Seskin（1982），用人力资本法对人的生命进行价值评估可以追溯到 17 世纪。

早期的人力资本法需要明确一个人的收入随时间变化情况以及这个人可能活到的年龄。生命期望是计算一个人未来收入的基础。[1] 将这个收入结果打一个折扣（乘以适当的贴现率）就得到了收入的现价。[2] 如果给定了一个环境质量改善带来的生命延长数量估计值，人力资本法就可以对这些延长的生命进行价值评估。在计算过程中要考虑到人和人之间的差异，比如年龄、性别、受教育情况以及这个人可能具有劳动力的时间等等方面的差异。

对人力资本法有很多人持反对意见，其中一部分原因是，这种方法认为一个人的价值完全等同于他的收入。这一点在道义上是经不起辩论的，因为这种方法把退休以后的人或者永久残疾的人都视为零价值。此外，很多经济学家对这种方法也持反对意见，因为它计算出的经济价值与效益定义的基础——支付意愿没有紧密的联系。

用人力资本法评估疾病带来的经济损失可以得到更广泛的认可。环境污染引发疾病，导致一个人因旷工而减少收入，这个收入的减少就被认为是损失的经济价值。一些对疾病的研究中还要将医疗费用计算在内。[3]

6.7.2 以支付意愿为基础的价值评估

在过去的几十年间，许多经济学家都认为对人的生命进行评价的中心问题（在环境价值这个问题的探讨中）是人类死亡风险的减小。Freeman（1982，p. 39）用下面的例子给出了解释。假如有 1000 人都愿意支付 $1000 来换取政府实行可以减小这个人死亡几率的 1% 的政策，这些人的支付意愿的总和是 100 万美元，避免的死亡的平均数（或者期望值）是 10（0.01 乘以 1000）。用总的支付意愿除以避免的死亡数，就得到了一个生命的统计价值——$100,000。如果个人真的通过购买政策表达他们的支付意愿，那么一个人的生命的价值就可以从这些数据中推得。在实际应用中，确定支付意愿可以有其他方法。在污染削减政策延长生命的研究中，劳动市场中从事高风险工作的人获得高工资的数据就可以估算人的生命的价值。

一种典型的利用劳动市场中工资-风险交易数据的方法是以内涵价格为基础的。根据前文的内容，内涵价格方法要确定商品或者服务的价格与其特性之间的数学关系。在生命价值的研究中，工资水平就相当于前面的价格，工作相当于前面的服务。价格评估过程称之为内涵工资法，需要通过统计分析建立下面形式的等式：

$$w=g(J_1,J_2\cdots J_n,L,I) \tag{6-3}$$

式中 w 代表工资水平（例如年薪），g（）是内涵工资函数，变量 $J_i(i=1\cdots n)$ 代表与风险无关的工人特征工作性质，L 代表死亡风险，I 代表非致命伤害风险。与工资水平有关的个人特征包括年龄、性别、教育水平等；与工资水平有关的工作性质包括职位、工作环境、声誉等等。一般地，在内涵工资法中对工作性质等因素要进行全面的考虑，以保证接受风险对工资的影响可以单独进行考虑。

内涵工资法中要用到微积分，一个简单的例子，内涵工资函数对任意一个变量（J_1，$J_2\cdots J_n$，L，I）的偏导数就是这个变量的边际隐含价格。[4] 因此，例如内涵工资函数对死亡风险（L）的偏导数就是生命的边际隐含价值；对非致命伤害风险 I 的偏导数就是非致命伤

---

[1] 在统计学中，期望值是根据可以用数量表示的结果（比如收入）以及实现这一结果的可能性来定义的。

[2] 未来费用折合成现价的计算方法将在下一章中做介绍。

[3] 空气污染控制减少人的发病率，进而带来经济价值，用人力资本法对这个价值进行评估的研究参见 Dickie 和 Gerking（1989）。作者同时也用到了防护支出法对发病率降低带来的经济价值进行评估。

[4] 这一说法建立在一些假设的基础上，详见 Freeman（1993）。

害的边际隐含价值。Viscusi（1986，p.199）中是这样论述的："这里的价值代表的是货币-风险交易中的价值，并不是一个人死亡或者受伤害的价值。"这里的隐含价格表示的是个人对风险边际改变的支付意愿。当对无边际改变的支付意愿进行分析的时候需要进行更复杂的分析。

Freeman（1993）通过11例内涵工资法的应用给出了人们对减小死亡风险的边际支付意愿。他认为，对人的生命价值的最合适的估计应当是$640,000～$8,500,000之间（以1986年美元现价计算）。然而，由于影响因素很多，所以估计值也大有不同，有些是由于数据的准确性引起的，有些是由变量选择的不同引起的。Gegax，Gerking和Schulze（1991）所做的工作是这11个研究中最近的一个，他们采用了如Freeman（1993，p.428）所说的"比任何劳动市场能够提供的数据都更为详尽的工作性质描述"。经过统计分析得出，研究中的工人生命的价值约为$1,900,000。

6.8 意愿调查价值评估法

前面所讲的任何一种经济价值估算方法都要依赖于市场数据。当然，用来确定人们对一种商品或者服务的支付意愿还有其他的一些方法，意愿调查价值评估法（CV，Contingent Valuation）就是其中之一，这种方法通过人们在假定情况下的意见的调查确定其支付意愿。❶ 虽然这种方法看似简单，但在实际应用中需要很多技巧和大量的工作。

意愿调查价值评估法最早出现于20世纪60年代，那时经济学家们大多对这种方法持怀疑态度。❷ 因为这种方法中需要人们确定他们对一些商品和服务的偏好情况，而这些商品和服务他们从来没有购买过。许多经济学家对人们是否有这种能力表示怀疑。例如，人们如何为提高大峡谷的能见度或者秃头鹰的保护来制定价格呢？此外，如果有人故意给出一个十分偏激的答案，那么这也是一个问题。例如，答题者可能有意抬高自己的支付意愿答案，因为他们认为这样将会增加政府为保护这种资源的开支。

虽然争议仍然存在，但是意愿调查价值评估法已经获得了一些人的认可。❸ 意愿调查价值评估法已经应用于许多环境资源的价值评估，例如野外风景、野生动植物以及湿地等等，同时也用来评估原油泄漏、有毒废物等造成的经济损失。在20世纪80年代后期，这种方法被美国联邦法院用来确定环境污染的补偿金，这是该方法被广泛接受的一个重要原因。❹

---

❶ 在这里，"可能性"的意思是未来可能出现的情况。这种方法被称作意愿调查价值评估法是因为"从答题者那里得出的价值可能存在于调查中所构建或模拟的市场中。"（Portney，1994，p.3）。

❷ 根据Portney（1994，p.4），意愿调查价值评估法最早由S. V. Ciriacy-Wantrup于1947年提出，Davis在1963年最早对其进行应用。虽然Davis没有明确提出意愿调查价值评估法这一概念，但他却详细使用了"假想市场"的方法以获得人们对户外旅游地的支付意愿的信息。

❸ 关于意愿调查价值评估法的争论的介绍，参见经济观察杂志中对意愿调查价值评估法的讨论，第8卷，1994年秋季刊第4期，pp.3-64。

❹ 1989年，美国联邦法院对俄亥俄内务部（DOI，Department of the Interior）计划的意见是美国关于意愿调查价值评估法和情感使用价值损失的第一次重要的法律性的决定。联邦法院要求，DOI基于《联邦综合环境资源保护与责任法案》提出的自然资源破坏评估规则（CERCLA，Comprehensive Environmental Resource Conservation and Liability Act）必须要将对情感使用价值损失的赔偿考虑在内。此外，联邦法院还指出，意愿调查价值评估法是一种可行的对情感使用价值进行评估的方法。有关俄亥俄事件的详细论述参见Kopp和Smith（1993）。自从这个法规实施以后，意愿调查价值评估法被多次应用于危险废物的案例中。意愿调查价值评估法的其他应用案例参见《美国海洋与大气管理》（NOAA，National Oceanic and Atmospheric Administration，1993）以及Portney（1994）。

6.8.1 支付意愿和接受意愿

在一个意愿调查价值评估法研究中，答题者要表达他们对某种资源的估价，而问题往往侧重于接受意愿（WTA，Willingness to Accept）而不是支付意愿（WTP，Willingness to Pay）。接受意愿认为任何人都有享受一定环境质量的权利，而当这种权利被侵犯的时候就应该获得补偿。接受意愿指的是一个人在环境质量改善之前（或者允许一定的环境恶化）而愿意接受的补偿的最小值。例如，在一次可能性评估研究中，假定人们拥有享受安全饮用水的权利，如果采取 WTA 的方式，就询问被调查者如果失去安全饮用水的供应，他们必须要获得多少补偿；而如果采取 WTP 的方式，就需要询问如果要得到安全饮用水的供应，他们愿意支付多少钱。

支付意愿和接受意愿是不相等的。支付意愿要受到收入的个人限制，而一个人对某种环境质量变化的接受意愿却没有上限。Dorfman（1993，p. 317）认为当接受意愿和支付意愿只相当于收入的一小部分时，从消费者行为理论出发可知，WTP 和 WTA 应该是相等的。然而，以往的研究经验证明，WTA 总是高于 WTP，有时甚至高出几倍。对此，Dorfman 给出如下解释：

人们对自己的财产和权利从自我出发，心理上反对任何的对自己权利的侵犯。从这个意义上讲，WTP 和 WTA 的出入就可以理解了。在公共决策中，应当考虑个人偏好的这种不连续性。

WTP 和 WTA 都已经建立起了良好的进行经济价值评估的程序，选择哪种方法要看研究的环境特性是这个人的权利（WTA）还是这个人为了获得这种特性而必须支付的（WTP）。倾向于使用 WTP 的人的观点是：经济学家“通常认为与 WTA 相比，WTP 计算出的价值是反应财富变化的更可靠的指标”（Freeman，1993，p. 170）。然而，在某些情况下，WTA 显得更为适用。

确定人们对某种环境特性的支付意愿具有很大的复杂性，这一点在意愿调查价值评估法分析的步骤中就已经得到证实。[1] 这些步骤主要针对调查问卷的使用，将在本章下面的部分对此做详细介绍。

6.8.2 意愿调查价值评估法（CV）的应用

一旦确定了要研究的环境特性，就要为这种环境特性设定一个假想的框架，以这个假想框架作为个人支付意愿的背景。被调查者并不是回答他们对一种环境特性的支付意愿，而是假定如果这种环境特性受到威胁，为了保护这一环境特性，答题者愿意支付的金额。例如，在一个 CV 研究中，假设用于保护新英格兰地区的大西洋鲑鱼的公共资金减少，大西洋鲑鱼将在新英格兰地区的河流中绝迹。[2] 这个假想的情况暗示人们，要保护大西洋鲑鱼，必须依靠个人的资金支持，这就为确定个人的支付意愿提供了一个背景。

CV 研究的结果可能会受到改善环境质量的筹集资金方法的影响。在 CV 研究中，这些资金筹集方法被称为“价格传达手段”，包括财产税、收入税、门票、使用账单以及自愿捐献等。如果在一次调查中，被调查者认为应该为某种环境特性支付，但是价格传达手段不当，他可能就会选择低于实际支付意愿的价格。

调查问卷中一般要包含对某种情况的假定，调查问卷要进行事先检验，以确定这个问卷

---

[1] 意愿调查价值评估法的步骤引自 Hanley 和 Spash（1993，pp. 54-57）。

[2] 这个意愿调查价值评估法的研究引自 Field（1994）。

得出的结果不是偏离事实的，能够正确反映人们对某种环境商品和服务的支付意愿。事先检验可以让一小部分人做问卷的试用版本，这样就可以对问题答案进行监控，而且问卷设计者和其他工作人员可以对答案进行探讨。修改建议和改进措施体现在问卷的最后版本中。

调查对象包括所有财产将受到环境改变的显著影响的人，一般情况下，从这些人中抽取一些样本进行问题回答。问卷中还应包括答题者的特征信息，例如年龄、收入、政治面貌、教育水平等，因为这些信息有助于结果的分析。

（1）支付意愿的获得

通过调查获得支付意愿的信息有多种渠道，包括电话调查、邮件调查、面对面交谈等等。例如，一个面对面的“投标博弈”（bidding game）调查，首先询问被调查者是否愿意为某种环境改变支付一定的金额。[1] 如果答案是肯定的，提出的价格逐渐升高，直到答题者不愿支付更多金额为止，这个最高金额就是反映了这个答题者的最大支付意愿。问卷也可以采用开放性的问题，比如直接问答题者“你对这种商品所愿意支付的最高金额是多少?”

另一种确定支付意愿的方法叫做“投票法”（referendum question approach），这种方法需要答题者回答是否愿意为环境改变支付特定数量的金额，如果回答是肯定的，那么答题者的支付意愿就大于或等于这个金额。答题者是随机抽取的，在抽取到的样本中，针对不同的人可以提出不同的金额数，得出的是或否的数据可以用来建立需求曲线。

还有一种方法叫做“排序法”（contingent ranking），这种方法提供给答题者一系列的行动选项，其中包括一种环境变化，其他选项都有一个相联系的货币价值（例如夏威夷旅行，$1000）。答题者需要对这些选项根据自己的偏好进行排序，根据环境资源的排序位置就可以推断出它的价值：高于后一个选项的价值，低于前一个选项的价值。例如在这个例子中，夏威夷旅行（$1000）排在第一位，环境资源的保护排在第二位，周末短途旅行（$500）排在第三位，那么环境资源保护的最大价值应该在$500～$1000之间。

（2）数据处理和响应分析

获得了个人支付意愿以后，需要对答题结果进行分析，去除无用回答。例如，明显超出一个人的支付能力的答案需要被去除。调查数据经常被用来分析WTP和收入、年龄、教育水平等因素的关系。通过WTP数据的合理性的检验，就可以对CV调查的效果进行评估。例如，大多情况下，WTP随着收入和环境质量水平的提高而增加。

6.8.3 意愿调查价值评估法的可行性评价

虽然经济学家一致认为，在环境保护水平的决策中应当考虑被动环境价值，但是在CV方法是否是环境情感使用价值有效的评价方法这一问题上却存在争议。许多经济学家都坚持认为，对商品和服务进行价值评估的惟一有效方法就是对个人在市场中所做出的选择进行研究。这一理论是内涵资产评价法等直接市场评价法方法的基础。虽然内涵定价法并不是对环境资源的直接购买，但是这种方法的基础是真正决定的数据，而不是空想的支付意愿。人们怀疑CV方法的有效性，因为它反映的只是人们对于假想问题的回答，而没有表现出真实的现金支付。在CV方法中，回答应该是有意义的，答案中不应该存在答题者对个人偏好的故意的掩饰，答题者有能力提供有实际价值的答案，但是有什么条件来保证实现呢?

从对意愿调查价值评估法的批评中可知，问卷的用词和问题的顺序都会对答题者造成一定的影响。例如，Diamond和Hausman（1993，pp. 15-16）提到了一个关于保护海豹的CV

---

[1] 引自Freeman（1993，pp. 170-176）。

方法的例子，其中指出，保护海豹的价值大小取决于问题提出的顺序。如果一个关于保护鲸鱼的问题先于海豹提出，这时得出的保护海豹的经济价值要比顺序相反时低。而相比之下，保护鲸鱼的经济价值却没有这种变化。很明显，鲸鱼对于答题者来说比海豹更为人们所熟悉，所以，当先问到保护鲸鱼的价值，后问保护海豹的价值时，答题者会受到前面问题的影响，他们不愿让海豹的价值高于鲸鱼。从这个例子中可以看出，调查过程本身也会对答案产生影响，这也成为 CV 方法中一个反映调查结果与支付意愿之间的关系的问题。

20 世纪 80 年代中期以前，关于 CV 方法效果的争论一直仅限于环境经济学领域，20 世纪 80 年代后期出现了一个转折点。美国联邦法院将 CV 作为一种确定环境情感使用价值赔偿的有效的方法；此外，在 1990 年，《美国油类污染控制法》（U. S. Oil Pollution Control Act）要求国家海洋大气管理局（NOAA，National Oceanic and Atmospheric Administration），对油类污染所造成的环境损害的赔偿评估应该遵照这一法案的规定，但是 NOAA 坚持对原油泄漏所造成的环境损失的赔偿中应当考虑被动环境价值。

20 世纪 90 年代初，NOAA 召集 5 名经济学家组成研究小组，对环境情感使用价值的 CV 评估的效果进行研究，研究小组的报告（NOAA，1993）对意愿调查价值评估方法做出了权威性的鉴定。虽然他们对 CV 方法的有效性给予了肯定，但同时，他们也提出了这种方法的一些缺陷。由于无法对研究小组的结果进行全面证实，因此这些缺陷就显得十分重要。根据这份报告，以前的 CV 方法“大多情况下都会过高的估计实际支付意愿”（NOAA，1993，p. 4604）。这个研究小组对以前的 CV 方法进行研究，主要结果如下。

- 理性选择的矛盾性（inconsistency with rational choice）：一些研究结果表明，采用理性选择的意愿调查价值评估法的结果具有矛盾性。例如，一般认为，对于一个没有获得满足的消费者来说，一种商品的数量多应该比数量少时好。然而，一些结果表明，WTP 并没有随着商品数量的增多而增大。研究小组引用了一个有关保护鸟类的例子，在这个例子中，假设池塘中发生泄油事件，而这个池塘是一些鸟类的迁徙地，人们为防止 2000 只鸟死亡的支付意愿与 200,000 只鸟的支付意愿没有什么差别。[1]

- 缺乏有效的预算限制（absence of meaningful budget constraints）：在一次调查中，即便答题者对自己支付意愿的真实性做出了良好的承诺，但是他们可能没有仔细考虑自己的收入的限制。假如当答题者真正面临环境变化与其他财产的选择的时候，答案可能就会不同了。在一些 CV 研究中，被调查者给出了难以置信的答案，他们似乎愿意用大部分的收入来解决环境问题。

- 信息的提供与接受（information provision and acceptance）：即使对研究中所假设的情况进行详尽地说明，由于被调查者的能力的限制，也不能够完全接受这些信息，这是因为被调查者通常对研究中的问题缺乏了解。例如，即使对一个很有判断力的人提供了详细的信息，他还是会觉得为一个防止原油泄漏计划进行经济价值评估是很困难的事情。

尽管这些缺陷的存在，NOAA 研究小组还是认为，如果进行了正确的操作，CV 可以提供有用的信息，并且能够为“损失评估，包括环境情感使用价值损失在内的司法程序提供一个足够可靠的出发点。”[2] 研究小组为意愿调查价值评估法的实际操作提出了一些建议：

---

[1] 有关这个例子的详细情况参见 Devousges 等（1993）；研究小组引用的是 Devousges 等人所著的较早的未出版的版本。

[2] 引自 NOAA（1993，p. 4510）。

我们已经针对CV方法的实际操作制定了一些紧急方针。这需要谨慎地为被调查者提供待评估的环境破坏的信息，还要让他们最大程度的了解替代品以及其他无损害的方法的情况。在支付意愿的调查中，应该对价格传达方式进行全面清晰的阐述，并且对相关的预算限制加以强调。对支付的方式和价格要进行有说服力的描述，最好采取投票法，因为人们一般都有对不太了解的事物进行投票的经验。在被调查者的选择中，应该督促他们倾向于保守的方向，以部分地或完全地消除夸大支付意愿的倾向。

尽管存在诸多缺陷，意愿调查价值评估法却是对环境情感使用价值的惟一评估方法。

6.9 环境资源价值评估的实际应用

表6.1中提到的方法在实际中都有应用，其中有些方法用的多，而有些方法很少用到。对于一个特定的研究问题，哪种方法是最合适的呢?

6.9.1 评价程序的选择

虽然很多书上都讲到环境资源的经济价值评价方法，但是却很少有对于应该使用哪种方法的回答。方法的选择取决于评价过程所提供的时间和资金，同时与个人对方法的偏好也有关系。此外，选择哪种方法还要根据评估人员的自身情况。有些方法——比如内涵定价法——需要评估人员具有较好的经济学背景和丰富的统计分析经验；而其他方法，例如防护支出法，对评估人员这方面的要求就不是很高。

表6.7为一个特定研究中评价方法的选择提供了一个出发点。表6.7中所列的只是各种方法重要的特点，是对前面有关评价方法适用性的总结。表中的最后一列内容在前面没有涉及，这是Dixon等（1994）对各种方法的适用性做出的评价。

表6.7 各种经济价值评估方法的特点

经济价值评价方法	主要适用的范围	基本假设	关键词	Dixon等给出的适用性评价①
内涵资产评价法	机场附近的噪声污染 市区空气质量	房屋市场是完全竞争市场	内涵价值函数	潜在适用
旅行费用法	户外旅游地 生物保护	旅游者的WTP可以通过旅游支出反映出来	到访率和旅游花费	选择性适用
防护支出法	空气污染 水污染	环境服务功能的完全替代品的支出	预防性行为支出	广泛适用
生产函数法	农作物损失 渔业损失	生产力变化对供给曲线的影响	供给曲线改变对市场价格和产量的影响	广泛适用
人力资本评价法	生命价值	生命价值可以用收入损失衡量	生命期望和收入损失	广泛适用
内涵工资评价法	生命价值	劳动力市场是完全竞争市场	内涵工资函数	潜在适用
意愿调查价值评估法	旅游地的情感使用价值 便捷的水供给	调查中WTP的表达可以反映实际经济价值	通过调查获得的有意义的WTP	潜在适用②

① Dixon等人（1994）将经济价值评估方法分为三类：（1）一般适用——经常用到的评估方法；（2）选择性适用——应用中需要比一般适用的方法“更加谨慎，对数据和其他资料有更高的要求，或者需要进行更多的假设”（p.63）；（3）潜在适用——很少用到的方法，因为需要的数据收集难度很大。

② 此处的“潜在使用”与正文中的“选择性使用”有冲突，疑为原书的错误。——译者注。

资料来源：Dixon等（1994，pp.8，63）。

Dixon 和他的同事们对实际应用的经济价值评价方法进行了广泛地分析，并得到了亚洲银行和世界银行的赞同。他们的分析为从事开发项目计划所带来的环境损失或效益的分析家们提供了实践性的建议。❶ 如表中所述，Dixon 和他的助手们发现，内涵资产评价法只是潜在适用，这主要因为该方法需要大量的广泛的数据；Dixon 和他的同事们将旅行费用法和意愿调查价值评估法确定为选择性适用，这些方法是可行的，但是只适用与某些特定的情况；生产函数法、防护支出法以及人力资本评价法是广泛适用的。然而，如本章前面所述，防护支出法和人力资本评价法都曾受到人们严厉地批评。

6.9.2 效益评估和政策分析

下面以 Freeman（1982）对美国空气污染控制计划的经济效益评估为例，来说明环境政策的经济价值评估分析。Freeman 在研究中发现，大部分空气污染削减所带来的经济效益来自于人们健康状况的提高（见表 6.8）。在健康状况提高的 170 亿美元的经济效益（1978 年）中，将近 1400 万美元是由控制固定污染源而减小的死亡率贡献的。对机动车控制的经济效益只占健康受益的一小部分。Freeman（1982，p. 130）通过对这些数据以及污染削减费用的分析得出结论，“从费用-效益角度出发，我们非常有理由相信，对固定污染源的控制是划算的。”他还指出，每年至少要花费 70 亿美元的机动车控制计划无法通过费用-效益分析的检验。根据这一研究结果，Freeman 赞成机动车控制计划进行费用效率的改进。

表 6.8 1978 年美国大气污染控制的效益/ 10^9（1978 年价）

项　目	范　围	效益最合理评估值	项　目	范　围	效益最合理评估值
健　康	3.1～40.6	17.0	原材料	0.4～1.4	0.7
污染和清洁	1.0～6.0	3.0	财产价值	0.9～8.9	2.3
植　被	0.1～0.4	0.3			

在许多国家，由于实现环境目标的高投入性，决策者越来越多地需要对环境项目的经济效益进行评估，并利用费用-效益分析进行分析。美国环保局（EPA）的行动要遵循第 12291 号行政令，这个命令要求美国管理部门在实施一项规章政策以前，必须要向预算管理办公室提交一份“政策影响评估”。这个命令告诉管理部门（在法律允许范围内），除非一项规章政策的效益超过费用，否则就不能付诸实施。正因如此，经济价值评估成为美国国家环境政策制订过程的一个重要组成部分。虽然很多人认为费用-效益分析有很大缺陷，但它在政策制定中却起着非常重要的作用。❷ EPA 经常由于没有进行经济检验而无法推行一项环境政策。

关键概念和术语

环境资源作为一种资本财产（*Environmental Resources as Capital Assets*）

行为使用价值，情感使用价值（Active-use vs. passive-use values）

直接使用，间接使用（Direct vs. indirect use）

可再生资源，不可再生资源（Renewable vs. depletable resources）

---

❶ 为工程项目提供资金的许多组织（例如世界银行）都要求在项目的计划中包含一个费用-效益分析。这些组织越来越多地要对他们所支持的项目进行环境影响价值评估。

❷ 有关第 12291 号令的实施情况的更多介绍，参见 Smith（1984）以及本书第 3 章。遵循这一行政命令，EPA 在运用经济理论指导费用-效益分析的过程中面临很多困难，VanderHart（1993）对此有一些介绍。

选择性价值（Option value）
存在价值（Existence value）

经济价值与消费者剩余（*Economic Value and Consumers' Surplus*）

支付意愿（Willingness to pay）
事先评估和事后评估（Ex ante vs. ex post analysis）

内涵资产评价法（*Hedonic Property Value Method*）

隐含价格（Implicit price）
内涵价格等式（Hedonic price equation）
回归分析（Regression analysis）
需求曲线位移（Shifts in demand curves）
相关特性（Correlated characteristics）
理想房屋市场（Perfect housing markets）

旅行费用法（*Travel Cost Method*）

旅游时间费用（Time cost of travel）
门票价格（Admission fee as a travel cost）
多目的旅游（Multipurpose trips）
替代景点（Substitute sites）

防护支出法（*Defensive Expenditures Procedure*）

替代品（Substitute goods）
非预防性效益（Benefits unrelated to defensive actions）

生产函数法（*Production Function Approaches*）

剂量反应曲线（Dose-response curves）
生产力损失的事后研究（Ex post studies of lost productivity）
工厂对环境质量改变的适应性调整（Firms'adjustments to changes in environmental quality）
生产力变化对价格和产量的影响（Effects of productivity changes on prices and outputs）
供给曲线位移（Shifts in supply curves）
生产者剩余（Producers' surplus）

生命健康评价法（*Methods of Valuing Health and Longevity*）

人力资本法（Human capital technique）
收入损失（Foregone earnings）
生命统计价值（Statistical value of human life）
效用-风险交易（Utility-risk tradeoffs）
内涵工资评价法（Hedonic wage method）

意愿调查价值评估法（*Contingent Valuation*）

情感使用价值补偿（Compensation for lost passive-use values）
CV 调查问卷（CV survey questionnaire）

假想市场（Hypothetical market）

价格传达方式（Bid vehicles）

可能性排序（Contingent ranking）

调查结果中的偏见（Bias in survey responses）

预算限制的缺乏（Absence of budget constraints）

环境资源价值评估的实际应用（*Environmental Resource Valuation in Practice*）

评估方法选择标准（Criteria for selecting valuation techniques）

项目决策的经济价值评估（Valuation for project-level decisions）

政策评估（Policy and program evaluations）

计划实施法规的效益（Benefits of proposed regulations）

问 题 讨 论

6-1 考虑一个你曾经去过的公园或者野外旅游地。它可以提供什么样的服务？是否存在情感使用价值？对这个旅游地所提供的服务进行经济价值评估可以采取哪些方法？

6-2 举一个例子说明消费者剩余，说明消费者总经济效益、总支出和消费者剩余之间的区别。

6-3 内涵工资评价法和内涵资产评价法有何相似之处？有哪些区别？

6-4 旅行费用法的理论基础包含哪些假设？消费者对旅游支出变化的反映是否符合你的观点？

6-5 下面是一个假想水库的旅游支出调查结果。

城市	人口	人均旅游支出	每个季度到访人次
A	1000	$1	400
B	2000	$3	400
C	4000	$4	400

a. 用旅游支出方法构建水库的需求曲线，即描述旅游支出与游客人数之间的关系的曲线。

b. 根据需求曲线估计水库所提供的娱乐服务的总价值（基于支付意愿）。

c. 简洁的说出用旅行费用法估计计划修建的水库的经济价值的三个缺陷。

6-6 假如一个用于娱乐的水库的需求曲线为：

$$Q=2000-20p$$

Q代表旅游人数，p代表门票价格。当前门票价格为0，如果政府计划将门票价格定为$5，消费者剩余将会减小多少？

6-7 你有没有为噪声污染等环境变化做防护支出的经历？如果有，那么以你自己的经历演示如何用防护支出法对环境特性进行经济价值评估。

6-8 解释如何用东京湾例子中的方法评估酸雨对一片商用林造成的经济损失。

6-9 以前已经有很多评估臭氧污染对农作物造成的经济损失的研究。这一研究的出发点是剂量-损害（或者剂量-反应）函数。Hanley 和 Spash（1993，p.176）归纳出了影响剂量的因素：

植物暴露于空气污染物中，环境中的臭氧含量、一定含量存在的时间长度和出现的次数共同用来衡量空气污染物的剂量，称之为“暴露剂量”。其他因素在臭氧对植物影响的性质和大小的确定中也十分重要，比如暴露的时间间隔、暴露日的时间、它们的顺序和形式，如果考虑帐篷效应或者叶边界层的影响，还要加上臭氧的总通量。

在臭氧污染造成农作物损失的剂量-损害关系的研究中，你如何确定剂量的衡量方法？有时在农作物损失研究中，剂量被认为是污染物含量，这种说法合理吗？

6-10 人力资本法可以用来对发病率和死亡率的减小进行经济价值评估。说出对这种方法的一种批评。

6-11 意愿调查价值评估法与其他方法的区别是什么？回答中考虑经济学家眼中的用支付意愿衡量的价值的概念，并且指出行动使用价值与情感使用价值的区别。

6-12 对下列事物进行价值评估应该采用哪种评估方法：

a. 生态旅游中的野生动物保护；

b. 计划修建的机场的噪声污染；

c. 一个村镇供水质量的改善；

d. 水污染导致的渔业经济损失。

6-13 用不同方法对同一种环境资源的经济价值进行评估，得出的结果被许多人用来进行对比性研究。一些学者曾对得克萨斯东部湖泊的游船的经济价值进行研究，Hanley 和 Spash 将研究结果概括如下：

	支付意愿/(\$/人)			支付意愿/(\$/人)	
湖泊位置	旅行费用法	意愿调查价值评估法	湖泊位置	旅行费用法	意愿调查价值评估法
Conroe	32	−0.87	萨默维尔	24	11
Livingston	102	6	休斯顿	13	5

从这个结果数据你可以得出什么结论？如果两种方法的结果大致相同，你会得出什么结论？

6-14 假如你对环境问题持生物中心论观点（与人类中心论相反），你认为这些对环境变化进行经济价值评估的方法的首要缺陷是什么？

参 考 文 献

Clawson, M., and J. L. Knetsch. 1966. *Economics of Outdoor Recreation*. Baltimore: Johns Hopkins Press.

Davis, R. K. 1963. Recreation Planning as an Economic Problem. *Natural Resources Journal*, 3 (2): 239-49.

Diamond, P. A., and J. A. Hausman. 1993. "On Contingent Valuation Measurement of Nonuse Values." In *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, ed. J. A. Hausman, 3-38. Amsterdam: Elsevier.

Devousges, W. H., F. R. Johnson, R. W. Dunford, K. J. Boyle, S. P. Hudson, and K. N. Wilson. 1993. "Measuring Natural Resource Damages with Contingent Valuation: Tests of Validity and Reliability." In *Contingent Valuation: A Critical Assessment*, ed. J. A. Hausman, 91-159. Amsterdam: Elsevier.

Dickie, M., and S. Gerking. 1989. "Benefits of Reduced Morbidity from Air Pollution Control: A Survey." In *Valuation Methods and Policy Making in Environmental Economics*, ed. H. Folmer and E. Van lerland, 105-122. Amsterdam: Elsevier.

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

Dorfman, R. 1993. "An Introduction to Benefit-Cost Analysis," In *Economics of the Environment: Selected Readings*, ed. R. Dorfman and N. S. Dorfman, 297-322. New York: W. W. Norton.

Dupuit, J. 1844. On the Measurement of the Utility of Public Works. *Annales des Ponts et Chaussées*, 2d series, vol. 8. Reprinted (as translated from the original, French version) in Munby, D., ed. 1968. *Transport: Selected Readings*. Harmondsworth, Middlesex, U. K.: Penguin Books.

Field, B. C. 1994. *Environmental Economics*. New York: McGraw-Hill.

Freeman, A. M., III. 1979. *The Benefits of Environmental Improvement*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.

——. 1982. *Air and Water Poilution Control*. New York: Wiley.

——. 1993. *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Washington, DC: Resources for the Future.

Gegax, D., S. Gerking, and W. Schulze. 1991. Perceived Risk and the Marginal Value of Safety, *Review of Economics and Statistics* 73 (4): 589-96.

Gujarati, D. N. 1988. *Basic Econometrics*. New York: McGraw-Hill.

Hanley, N., and C. L. Spash. 1993. *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Hants. England: Edward Elgar.

Harrison, D., Jr., and D. L. Rubinfield. 1978. Hedonic Housing Prices and Demand for Clean Air. *Journal of Environmental Economics and Management* 5: 81-102.

Hufschmidt, M. M. and J. A. Dixon. 1986. "Valuation of Losses of Marine Product Resources Caused by Coastal Development of Tokyo Bay." In *Economic Valuation Techniques for the Environment: A Case Study Workbook*, eds. J.

A. Dixon and M. M. Hufschmidt, Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Kopp, R. J., and V. K. Smith. 1993. *Valuing Natural Assets*. Washington, DC: Resources for the Future.

Landefeld, J. S., and E. P. Seskin. 1982. The Economic Value of Life: Linking Theory of Practice. *American Journal of Public Health* 72: 555-61.

NOAA (National) Oceanographic and Atmospheric Administration). 1993. Natural Resource Damage Assessments Under the Oil Pollution Act of 1990. *Federal Register* 58 (10) (January 15): 4601-14.

Portney. P. R., 1994, The Contingent Valuation Debate: Why Economists Should Care, *Journal of Economic Perspectives* 8 (4): 3-17.

Ridker, R. G., and J. A. Henning. 1967. The Determinants of Residential Property Values with Special Reference to Air Pollution. *Review of Economics and Statistics* 49: 246-57.

Smith, V. K., ed. 1984. *Environmental Policy Under Reagan's Executive Order*. Chapel Hill: University of North Carolina Press.

Trijonis, J., et al. 1985. *Air Quality Analysis for Los Angeles and San Francisco Based on Housing Values and Visibility*. Report by the Santa Fe Research Corporation to the California Air Resources Board (ARB Contract No. A2-088-32). Sacramento, CA.

Turner, R. K., ed. 1993. *Sustainable Environmental Economics and Management: Principles and Practice*. London: Belhaven Press.

Turner, R. K., D. Pearce, and I. Bateman. 1993. *Environmental Economics: An Elementary Introduction*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.

VanderHart, P. G. 1993. An Economic Critique of Several EPA Regulatory Analyses. *The Environmental Professional* 15 (4): 406-11.

Viscusi, W. K. 1986. The Valuation of Risks to Life and Health: Guidelines for Policy Analysis. In *Benefit Assessment: The State of the Art*, eds. J. D. Bentkover, V. T. Covello, and J. Mumpower. Dordrecht, Netherlands: D. Reidel.

第 7 章　污染削减的有效水平

用经济学来解释环境经常会面临下面的问题：计划实施的环境法规或者开发计划是否能够实现社会资源分配的改进?[1] 这里，资源分配（resource allocation）包括工厂对输入要素的使用以及产品在消费者中的分配。确定资源分配改善的一个基础是帕累托标准（Pareto's criterion）：当输入要素的使用以及产品的分配发生改变时，如果这种改变不对任何人造成损失，并且改善了一部分人的状况（以他们自己的观点），那么这种改变就是一种资源分配的改进。[2] 符合帕累托标准的改变叫做帕累托改进（Pareto improvement）。如第 5 章中所讲述的那样，如果不存在一种符合帕累托标准的资源分配的改变，这种情况就是帕累托最优（Pareto efficient）。在帕累托最优状态下，任何一种收益发生改变，就至少有一个人对另一个人造成了伤害。

由于资源分配可以站在一个社会的高度进行评估，而不必判断一个人的效用获得是否弥补了另一个人的效用损失，因此帕累托标准得到了大多数经济学家的认可。帕累托改进中没有任何效用的减小，因此个人的得失可以不做比较。

帕累托标准没有多少实际价值，因为只要社会资源分配中伴随着一些人的损失，帕累托标准就不能得到满足。大多数开发计划和环境法规都同时包含收益和损失，在这种情况下，帕累托标准就无法判断一个计划实行的项目或法规是否是一个改进。

7.1　潜在的帕累托改进标准

20 世纪 30 年代，一些经济学家提出了判断资源分配改进的“补偿标准”（compensation criteria），广泛应用的补偿标准中引入了“潜在帕累托改进”（potential Pareto improvement）的概念。在分析一个计划实行的开发项目（或者环境法规）的过程中，假定受益者和损失者都已经被确定，对有益和无益的影响都已经进行了经济价值评估（在这里，我们把有益和无益的影响分别称为货币收益和货币成本）。当计划实行的项目（或者法规）满足以下条件时，我们就称它为潜在帕累托改进：从这个项目中受益的人，原则上，当转让足够的资金给损失者，并完全弥补他们的损失之后，至少还有一个人有收益剩余（转让之后）。[3] 在实际中，这种资金转让并不实际发生，但这样一种对资源的重新分配就是潜在的帕累托改进。[4]

---

[1] Melissa Geeslin 曾对本章提出了宝贵的意见，当时她还是斯坦福大学的学生。

[2] 当运用帕累托标准时，任何人都有权对资源重新分配造成的有益或有害的影响进行判决。

[3] 潜在帕累托改进标准经常与 Lord Nicholas Kaldor 和 Sir John Hicks 这样两个经济学家联系在一起。Kaldor 潜在补偿检验（Kaldor potential compensation test）采用了潜在帕累托改进标准的形式：在即将发生的变化中，是否存在这样的一些受益者，他们在对损失者做出完全补偿后境况仍然能够得到改善？Hicks 阐述的补偿检验从偏好的角度解释了即将发生的改变的可接受性，他的问题是：在一个拟进行的行动中，损失者能否完全补偿受益者，从而使他们停止这种改变呢？如果这个计划中止，损失者对受益者做出了补偿，那么将要在计划中受益的人至少也获得了与实行计划能够获得的同样的收益。对即将遭受损失的人来说，道理相同。有关这两种检验方法的不同点的详细介绍参见 Freeman（1993，pp. 86-88）。

[4] 在潜在帕累托改进的讨论中，“一般认为，个人之间的资金转让过程本身没有成本……”Sugden 和 Williams（1978，p. 90）。

7.1.1 标准的缺陷

如果运用潜在帕累托改进作为评价标准，那么即使一个项目或法规对某些人造成了损害，然而对于整个社会来说，其整体影响还有可能是一种提高。虽然潜在帕累托改进标准具有一些优点，而且它适用于收益和损失同时存在的情况；但是，由于这种标准没有考虑项目或法规影响财富分配的方式，因此遭到了很多人的批评。根据潜在帕累托改进标准，如果一个计划的项目的结果是：使富人变得更富，而穷人变得更穷，但是这也可能是一种社会收益。例如，假设一个项目将为美国最富有的人带来 100 万美元的收益，而同时给 999 个最穷的家庭带来每户 1000 美元的损失；但是根据潜在帕累托改进标准，这个计划将是一种国家财富的改进。

同时，也有很多人对潜在帕累托改进标准提出批评，他们质疑这个标准背后的价值判断方式：

1）个人财富的变化可以用其收入变化充分地表示；

2）任何人获得一定数量的金钱与其他人获得这些钱是一样的（都是对社会财富的贡献）；

3）社会财富的变化是用社会内所有个人的收入变化的总和来进行衡量。

批评者还发现，运用潜在帕累托改进标准就等于暗中假设现存的财富分配是合理的。❶

7.1.2 生产效率

虽然潜在帕累托改进标准没有考虑到费用和收益的分配问题，但是在实际中它还是被广泛地应用，其中一种应用是基于它与生产效率（productive efficiency）（一种判断市场运行情况的标准）之间的相互联系性。对于经济学家来说，如果一个项目（或者一项法规）可以提高经济生产中的商品或服务的净经济价值，那么它就提高了生产效率。

我们可以从下面的例子中了解生产效率的概念。假设在一个经济系统中存在两种输入因子——土地和劳动力，两种输出因子——小麦和木材。现在所有的土地和劳动力可以生产出小麦和木材各 100 单位。如果土地和劳动力的配置发生变化之后，可以生产出 101 个单位的小麦和 100 个单位的木材，原来分配方式基础上的变化就是一种生产效率的提高。或许还存在某些输入因子配置的改变方式可以生产出更多的小麦而保持木材的生产量不变，如果这些改变没有实现，那么这个经济系统就没有实现最大的生产效率。

生产效率比帕累托效率的概念狭隘，因为后者对生产和消费都有所涉及。生产效率最大化时不一定实现了资源的帕累托最优分配，因为在一个生产效率最大化的经济体系中，或许可以改变产品在消费者中的分配情况以满足帕累托改进的准则。而相比之下，帕累托最优的经济体系一定是生产效率最大化的，如果不是这样，那么就一定存在一些符合帕累托改进准则的输入因子的改进。在数学分析上，生产效率最大化是帕累托最优的必要条件，而不是充分条件。❷

根据定义，如果输入因子的某种改变增加了商品或服务的净经济价值，那么生产效率就得到了提高。这样，如果一个计划开发的项目（或者一项环境法规）带来的商品或服务的经

---

❶ 这一批评的依据是：经济学家认为，个人对商品和服务的需求是市场参与者的个人偏好的反映。如果现存的社会财富分配方式发生显著变化，由于市场参与者的变化，将会导致对商品和服务的需求也发生显著变化。需求影响市场价格，而价格（连同需求曲线的经验估计一起）在收益和成本的计算中是重要的影响因素。这样，现存的财富分配方式就会间接地影响收益和成本的计算。

❷ 有关生产效率和帕累托效率的关系的介绍，详见 Dorfman（1993）。

济价值的增加大于投入的成本，那么这就是一个提高生产效率的计划。换句话说，满足潜在帕累托改进准则的项目或法规可以提高生产效率。从这些结论我们可以推知：实现生产效率最大化的计划必将使收益和成本之间的差值达到最大。这是一条用来做费用-效益分析的准则。

7.2 费用-效益分析

费用-效益分析（Benefit-Cost Analysis）是指对一个计划（或项目）进行的评价过程，其目标是为了获得生产效率，其中包括以货币的形式对效益和成本（费用）的计算。在一些项目分析中，广义的费用-效益分析被用来对项目的优缺点进行分析（通常是定性的），并为决策提供依据，本书中不对这种广义的使用方式进行探讨。

在费用-效益分析中，通常通过对商品或服务的支付意愿（willingness to pay）来计算收益，以机会成本（opportunity cost）来计算成本。如果市场中输入和输出的体系已经建立，市场状况没有偏离完全竞争市场太远，那么市场价格就可以用于费用-效益分析。在完全竞争市场中，输入因子的价格可以认为是机会成本，而输出因子的价格可以作为衡量消费者支付意愿的尺度。由于实际市场经常与理想市场相差甚远，因而在计算收益与成本过程中通常需要对市场信息进行修订。

在市场没有建立或者市场价格无法正确反映输入的成本以及输出的经济收益的时候，经济学家就会使用到“影子价格”（shadow price）。Mishan（1975，p. 81）做出了如下的解释：

“影子价格”是经济学家赋予商品或某种因子的价格，这种价格在经济计算中比真正的市场价格更为合适。对于影子价格，没有什么其他特殊的意义。在对一个项目进行评价的过程中，经济学家可能对一些市场价格进行“矫正”，或者对一些没有市场价格的收益和损失赋予其价格，以产生他所期望得到的结果。例如，在考虑外部不经济性的过程中，经济学家可以增加一个输入因子的成本，或者减小商品的价格。

下面是一个以影子价格作为市场价格修订的例子。假设对一个开发项目进行评估，这个计划不需要有特殊技能的工人，而且在该计划的实施地，无技能的劳动力长期失业是一个很普遍的现象。在这种情况下，计划中实际支付给工人的工资就比劳动力本身的机会成本高，因为如果不是这个计划，这些劳动力可能处于失业的状态。在这个例子中计算费用-效益，支付给这些无技能工人的工资就可能被修正为零。机会成本之所以为零，是因为这里没有其他的选择方式来实现这些无技能劳动力的经济价值。

假如一个计划实施的项目将导致空气污染或其他外部性成本，但这些损失无法用价格来衡量。在这种情况下，影子价格就作为这个损失的隐含价格（或赋予价格）。隐含价格的计算方法我们已经在第 6 章中做了阐述。例如用内涵资产评价法来确定市区空气污染的隐含价格。

为了进行更加完整的费用-效益分析，在此需要介绍两个变量：贴现率 i 和时间水平 T。例如，一个计划的开发项目或者环境法规可以带来一系列的经济收益 B_1，B_2，$\cdots B_T$，其中 B_t 代表第 t 年获得的经济收益（$t=1$，$\cdots T$）。项目的成本依次为 C_1，C_2，$\cdots C_T$，其中 C_t 为第 t 年的成本。

费用-效益分析要对未来的收益和成本的现在价值进行计算，贴现率 i 在这里起着重

要的作用（未来成本和收益的贴现计算我们将在后面做介绍）。用总收益的现值减去总成本的现值，其结果，即净收益的现值（present value of net benefit），就是衡量这一计划对生产效率的贡献的标准。❶ 如果收益减去成本得出的现值大于零，那么这个计划项目就提高了生产效率；如果净收益的值达到最大，那么这个项目是对生产效率的贡献也达到最大化。

7.2.1 未来收益和成本的贴现

贴现（discount）为不同时期的成本（或收益）提供了一个可以相互比较的基础。贴现的计算过程首先可以用一个被人熟知的思想来解释：银行存款的利率计算。如果 P 美元被存入银行，利率为每年 i（%），在第一年末，P 美元将会增长为 $(1+i)$ P 美元；第二年末将会变为 $(1+i)$ $[(1+i)P]$ 美元。这样继续增长下去，在利率为 i（%）的情况下，P 美元将会在 t 年之后变为 $(1+i)^tP$ 美元。

未来的成本（或收益）折算成当前价值的概念可以从下面的问题中找到答案：在未来 t 年之后，$(1+i)^tP$ 美元相当于当前货币体系下的价值是多少呢？答案是 P 美元，因为在利率为 i（%）的情况下 P 美元的投资在 t 年后将变成 $(1+i)^tP$ 美元。将未来的总值 $(1+i)^tP$ 美元除以 $(1+i)^t$ 就得到了其当前的价值。这样，在未来的 t 年之后，F 美元相当于目前价值为：

$$\frac{F}{(1+i)^t} \tag{7-1}$$

这个比率的计算过程叫做“贴现”。

在费用-效益分析中，关键的步骤是对每年的收益和成本进行估计，以及变量 i 和 T 的确定。收益和成本的价值计算的有关概念和方法我们已经在第 5 章和第 6 章中做了介绍。在计算过程中，尺度一般比较大，通常是在国家层次上。例如，在美国联邦水资源项目的分析中，收益和成本是针对美国所有居民而言的。在某一地区或当地范围内进行收益和成本评估也是完全可以做到的，但是更为常见的是全国范围内的计算。

时间水平（T）是指未来的某一年，“在这年之后，所有的成本和收益都可以忽略不计。”❷ 时间水平选定为 50 年，就意味着 50 年后任何收益和成本进行贴现计算以后都小到可以忽略不计的程度。对于投资来说，选择不同的时间水平会得出不同的结果，因而我们必须考虑在选定的时间水平之后，收益和成本的情况，然后检验其现值是否显著。

7.2.2 贴现率的选择

在为公共决策服务的费用-效益分析中，时间水平和贴现率通常是由政策决策者制定的。时间水平的选择依赖于贴现率的选择。当贴现率高时，折成现值的过程就使未来的收益和成本的重要性相对降低。表 7.1 列出了当前 $1 随不同时间和不同贴现率的变化情况，表中数据说明了上面的结论。如表中所示，随着时间 t 的变化，当贴现率从 4%增长到 20%时，当前的 $1 的未来价值急剧下降。表 7.1 还告诉我们，当时间水平超过 50 年以后，在这些贴现率下，$1 至多只相当于几分钱。

---

❶ 净收益的现值用数学表达式表示为：$\left\{\sum_{t=1}^{T}\frac{B_t}{(1+i)^t}-\sum_{t=1}^{T}\frac{C_t}{(1+i)^t}\right\}>0$

其中 $\frac{1}{(1+i)^t}$ 用来将未来的收益和成本折成现在的相应价值。这在后面会有介绍。

❷ 引自 Sugden 和 Williams（1978 年，p. 65）。

表 7.1　在贴现率 i 下，t 年之后 $1 折合成现值的情况

年数 t	贴现率 i(%)			
	4	8	12	20
10	0.676①	0.463	0.332	0.162
25	0.375	0.146	0.059	0.011
50	0.141	0.021	0.004	0.0001

① 表中的数据等于 $(1+i)^t$。

表 7.2 说明，在低贴现率情况下，长期的、资金集中的项目看起来更加吸引人。表中提供了不同贴现率下净收益的现值的变化情况，假定成本的现值为 $1000，每年获得的收益为 $100，时间水平为 50 年。在这个计算过程中，为了方便计算，我们引入“等比现值因子”(uniform series present worth factor，K) 这一概念：

$$K=\frac{(1+i)^T-1}{i(1+i)^T} \tag{7-2}$$

如果等比现值因子乘以 A——代表每年年末的支出（或收入）的当时价值，其结果就变成了贴现率为 i 时的当前价值 (P)：❶

$$P=AK \tag{7-3}$$

表 7.2　贴现率对一个假想项目净收益现值的影响①

贴现率 i(%)	等比现值因子	收益的现值/$	净收益的现值/$
4	21.5	2150	1150
6	15.8	1580	580
8	12.2	1220	220
10	9.9	990	−10
12	8.3	830	−170
14	7.1	710	−290

① 假想项目的成本现值为 $1000，每年收益为 $100，时间水平为 50 年。

在表 7.2 中的例子中，我们需要计算出每年末的 $100 的收益折合成现值的等比数列。考虑第一列贴现率为 4%的情况，利用式 (7-1) 计算出总收益，表达式如下：

$$\frac{\$100}{(1.04)}+\frac{\$100}{(1.04)^2}+\cdots+\frac{\$100}{(1.04)^{50}}$$

这个加和不必一一对各项进行计算，运用等比现值因子式 (7-2)，将 i=4%和 T=50 代入：

$$K=\frac{(1.04)^{50}-1}{0.04\ \ (1.04)^{50}}=21.5$$

再将 K=21.5 和 A=100 代入式 (7-3)，最后得到总收益的现值为 $2150。

表 7.2 给出了 i 从 4%到 14%之间 K 的变化情况。对于每一个 i，将 A=100 和相应的 K 值代入式 (7-3) 就得到了总收益的现值。净收益的现值就是总收益现值减去成本 $1000。根据表 7.2 提供的结果，只有当贴现率小于 10%时，净收益才是正的。这个例子

❶ K 的表达式来自于：$P=A\left[\sum_{t=1}^{T}\frac{1}{(1+i)^t}\right]$。

括号内的表达式根据式 (7-1) 计算 t 年内每年的结果得出 (t=1，…T)。括号中的和结果等于 K，即式 (7-2)。有关的代数计算过程参见工程经济教科书，比如 Collier 和 Ledbetter (1982，pp. 37，62)。更多的，式中的 T 以年数 n 代替表示。通常，收益和成本的计算时间不超过一年。

表明，贴现率 i 在判断一个计划项目是否提高生产效率的过程中起着至关重要的作用。

在费用-效益研究中，贴现率通常由政府制定。有关贴现率的选择的争论一般围绕以下一个或几个方面。

- 借贷成本（cost of borrowing money）：确定贴现率的一种方法是使其等于项目建议者为获得资金所支付利息的利率。例如，资金的获得方式可以是发行股票，或者从世界银行等发展支持机构获得贷款等等。

- 市场利率（market rate of interest）：当政府机构用收缴上来的税款作为项目建设的资金的时候，就挤占了可能作为私人投资的资本。政府实施的项目是否应当至少与个人投资项目具备同样的吸引力呢？一些经济学家的回答是肯定的，并且认为，在费用-效益分析中，政府机构应当考虑市场利率。对于任何一个政府计划而言，其贴现率应当等于进行这一计划建设的、与政府具有同样投资风险的个人企业为获得资金所支付的利率。

- 社会贴现率（social rate of discount）：一些经济学家认为，在费用-效益分析中，个人市场的利率过高，因为它没有反映社会目标，尤其是一些有关未来发展的社会目标。政府的一些基础性建设项目，例如公路和水处理厂建设，通常需要很大的初期投入，其收益可以在很长时期内不断增长。如同表 7.2 中的例子一样，这样的项目在高贴现率下显得没有吸引力，然而当贴现率足够低时，其吸引力以及政府为未来发展而进行的基础性建设的必要性就显现出来了。基于这一原因，在费用-效益分析中，应当使用政府制定的社会贴现率。[1]

在费用-效益分析中，究竟应该采用什么样的贴现率，这已经是经济学家争论了几十年的问题了。[2] 这也是一个政治管理问题，因为在费用-效益分析中，贴现率越高，高投入的基础性建设就越难得到正的净收益。在贴现率的选择中，决策者通常要对市场利率和借贷成本的优点进行比较，同时还要经常考虑到有关未来发展的主要基础性建设项目的重要性。

7.3 污染削减的理想水平

污染削减的理想水平（optimal level of pollution abatement）是指在这样的一种废物排放削减水平下，能够实现收益与成本之间差值的最大化。在这里，污染削减是一种生产效率。基于价值判断（value judgment），许多经济学家已经确定了污染削减的生产效率水平，但这种判断经常是很含糊的。尽管这种立场忽视了污染削减中谁是受益者、谁是支出者，然而一些维护这一价值判断方法的观点认为，收益和支出的具体分配问题应当在确定了削减最优水平之后再单独对其进行处理。这种将生产效率作为理想削减水平的基础的观点有其局限性，因为在实际中，收益和支出并不总是重新分配的。

下面介绍一个确定理想削减水平的计算过程的例子。这是一个简化的例子，但它足以说明，为什么基于生产效率的理想污染削减水平所代表的更多的是理论上的理想状态，而不是环境管理者的实际目标。[3]

---

[1] 参见 Farber 和 Hemmersbaugh（1993），他们认为在环境法规的费用-效益分析中，应当使用 1% 的低贴现率。

[2] 有关开发项目评估中，合适的贴现率选择参见 Sugden 和 Williams（1978 年，第 15 章）以及 Dixon 和 Hufschmidt（1986 年，pp. 43-45）。在环境法规的费用-效益分析中，有关影响贴现率选择的因素的分析参见 Arnold（1995 年，pp. 177-197）。

[3] 虽然对一些环境法规进行费用-效益分析可能无法得出理论上的理想结果，但是这些分析在环境政策的制定过程中是很有用的。费用-效益分析对美国环保局提供了很多帮助，有关实例参见 Arnold（1995）。

这个例子是关于雪松河（Cedro River）上的两个假想的工厂，如图 7.1 中所示。位于上游的工厂——玛格丽特制盐公司（Margarita Salt Company）从河中取水用于生产，再将废水排放到河流中。河水被使用后的惟一变化就是水中氯化物的浓度，以毫克/升表示（mg/L）。这样，当玛格丽特制盐公司排放废水以后，河流中的氯化物含量增加了，这将给下游的企业——龙舒特酿酒厂（Long Shot Brewery）带来负面影响，因为在制造啤酒之前，酿酒厂需要对河水进行处理，去除水中的氯化物。

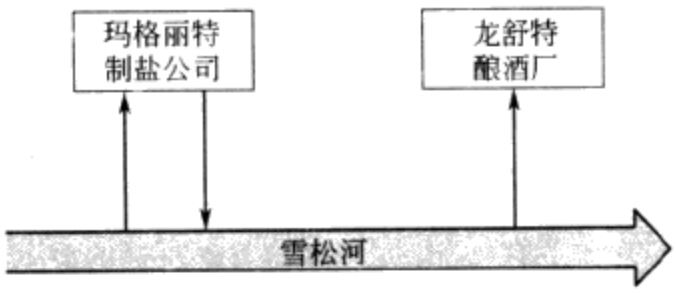


图 7.1　雪松河上的两个工厂

7.3.1　玛格丽特制盐公司削减氯化物的成本

为了保护河水水质，雪松河水质管理委员会正式成立并且通过了一项水质管理计划，其目的是让玛格丽特制盐公司考虑到其排放的氯化物对下游龙舒特酿酒厂造成的损失。每个工厂都有一个雪松河水质管理委员会的联络代表，并且为管理委员会提供所有决策所需的数据（这是一种假想的情况）。水质管理委员会的主管工程师从工厂的代表那里获得相关信息。从玛格丽特制盐公司那里，他了解到当要削减现氯化物排放量的 25%，50%，75%，100%时，该公司所支付的成本（100%的削减污染在实际中是不可能的，在这里只是为了计算的方便）。氯化物的削减可以通过废水末端治理（end-of-pipe）或者物质循环利用等方法完成。❶ 生产效率观点告诉我们，削减污染必须采取成本最小的方法。玛格丽特制盐公司削减氯化物的成本情况见表 7.3。❷ 水质管理委员会的主管工程师将这些数据绘成图 7.2，用统计学方法得出了这条曲线的最接近的等式：

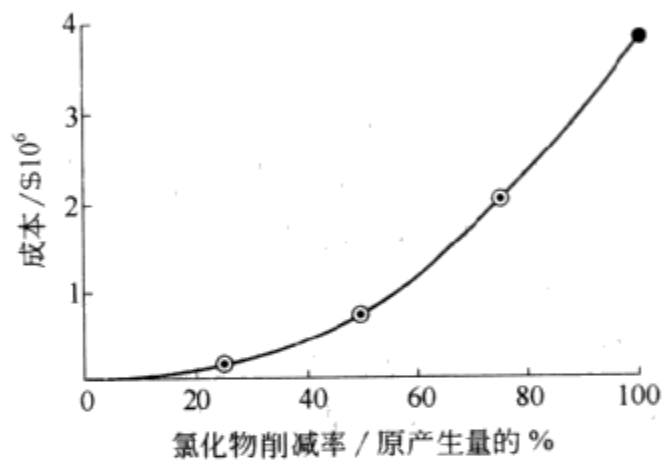


图 7.2　玛格丽特制盐公司削减氯化物排放的成本

$$C_M(R)=100(R)^{2.3} \tag{7-4}$$

式中，R 代表玛格丽特制盐公司的原氯化物排放量的削减率，$C_M(R)$代表削减率为 R 时的成本。原氯化物排放量就是玛格丽特制盐公司在没有任何政府干预行为时的氯化物排放量。

表 7.3　玛格丽特制盐公司削减氯化物排放的成本

氯化物削减的百分率(%)	削减污染的成本/ $10³	氯化物削减的百分率(%)	削减污染的成本/ $10³
25	164	75	2050
50	808	100	3980

7.3.2　氯化物排放量与雪松河水质的关系

水质管理委员会的工作人员对玛格丽特制盐公司不同氯化物削减水平下，龙舒特酿酒厂的取水处的氯化物浓度进行分析。首先，他们需要查找雪松河流量的历史纪录，从历史基础数据的情况来看，玛格丽特制盐公司处的河水流量大约为每秒 28.38 m^3，并且在龙舒特酿酒厂处流量没有显著的增长。同时工作人员还需要查找水质历史记录，发现在这个流量下，

❶ 污染削减的非常规处理方法，详见第 14 章。

❷ 为了简便起见，假定这里提供的成本数据都是在一定贴现率和时间水平下，经过折算后的现值。

玛格丽特制盐公司排污口以上的河段氯化物浓度为 25 mg/L。玛格丽特制盐公司的排水量仅为 0.02838 m^3，可以忽略不计，然而氯化物含量高达 100,000 mg/L。玛格丽特制盐公司的排污量就是排出的污水流量与浓度的乘积，即 2838 $m^3 \cdot mg/L$。❶

氯化物不会随时间衰减，这给工作人员的调查带来了一些方便，他们只需要在玛格丽特制盐公司排污处进行质量守恒分析，就可以得出龙舒特公司处河水中氯化物的浓度。下游河水中的氯化物承载量就是河水氯化物本底值加上玛格丽特制盐公司的排污量（见图 7.3）。一旦确定了下游河水中的氯化物承载量，那么氯化物浓度就可以被计算出来。用下游河水中氯化物的总承载量除以河水流量就得到了下游河水氯化物的浓度。这样，如果玛格丽特制盐公司不进行氯化物排放的削减，那么龙舒特酿酒厂处河水的氯化物浓度为：

$$\frac{[(28.38)(25)+(0.02838)(100,000)]m^3 \cdot mg/L}{(28.38+0.02838)m^3}=125\ mg/L$$

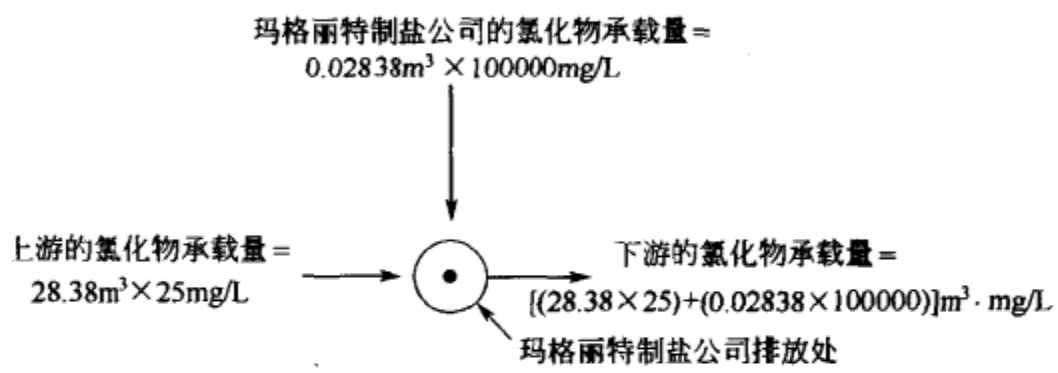


图 7.3　玛格丽特制盐公司排放的氯化物平衡关系图

同理，水质管理委员会可以找到下游河水氯化物浓度与玛格丽特排污量之间关系的数学表达式。如果 R 代表氯化物削减率，玛格丽特制盐公司处的氯化物平衡关系如图 7.4 所示。为了寻求氯化物承载量与浓度的关系，令 [Cl] 代表排污点以下的氯化物浓度（mg/L）。[Cl] 的值可以通过前面的质量平衡方程推导求得：

$$[Cl]=\frac{[(28.38)(25)+100,000-28.38R]m^3 \cdot mg/L}{(28.38+0.028,38)m^3}$$

或者，化简以后：

$$[Cl]=125-R \tag{7-5}$$

表 7.4　氯化物削减与下游氯化物浓度的关系

氯化物削减百分率	排放总承载量/($m^3 \cdot mg/L$)	下游氯化物浓度/(mg/L)
0	2838	125
25	2128.5	100
50	1419	75
75	709.5	50
100	0	25

❶ 虽然流量与浓度目前没有一个一致的单位，然而在美国它却经常被水质专家用到。流量（体积/时间）与浓度（质量/体积）的乘积是质量变化率（mass flowrate）（质量/时间）。

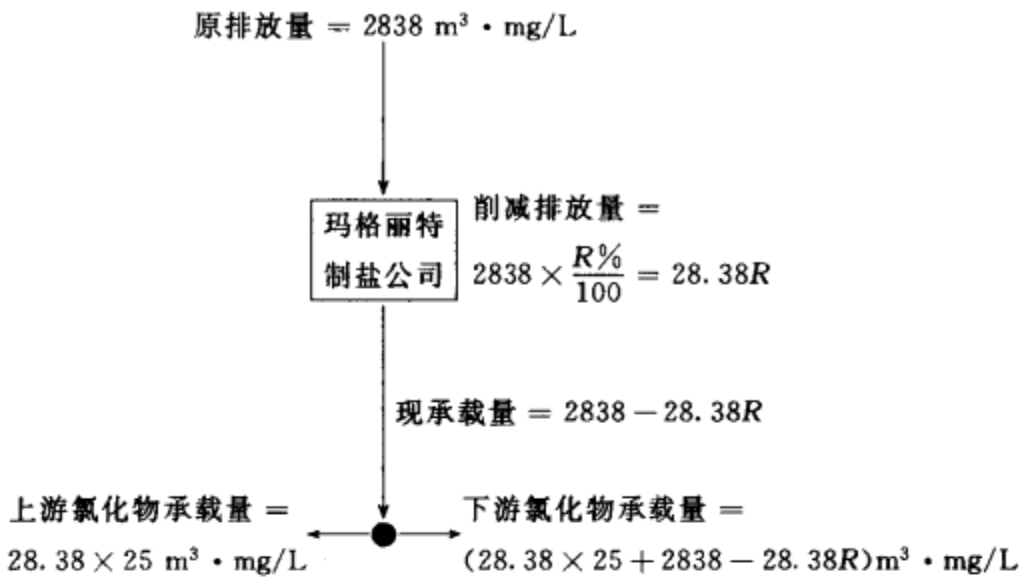


图 7.4　处理率为 $R\%$时玛格丽特制盐公司的氯化物平衡关系图

7.3.3　龙舒特酿酒厂用于水处理的成本

雪松河水质管理委员会的主管工程师再从龙舒特酿酒厂的代表那里获得有关信息，在不同的取水口处氯化物浓度下，估计与之对应的龙舒特酿酒厂用于水处理的成本是多少。经过必要的分析，龙舒特酿酒厂提供的成本信息见表 7.5。这一次主管工程师同样需要确定水处理成本与氯化物浓度之间关系的方程式，结果如下：

表 7.5　龙舒特酿酒厂水处理的成本

取水处的氯化物浓度/(mg/L)	水处理成本/$10³	取水处的氯化物浓度/(mg/L)	水处理成本/$10³
25	63	100	1000
50	250	125	1560
75	563		

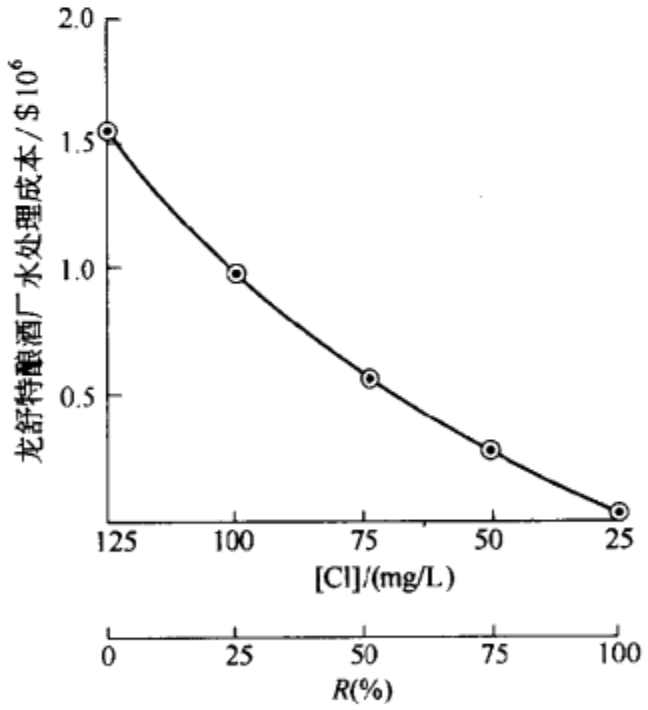


图 7.5　龙舒特酿酒厂的水处理成本

$$C([\mathrm{Cl}])=100[\mathrm{Cl}]^2 \qquad (7\text{-}6)$$

$C([\mathrm{Cl}])$代表取水处氯化物任意浓度下龙舒特酿酒厂的水处理成本。将式（7-5）与式（7-6）联立，就得到：

$$C_L(R)=100(125-R)^2 \qquad (7\text{-}7)$$

式中 $C_L(R)$代表的是龙舒特酿酒厂的水处理成本与玛格丽特制盐公司的污染削减率之间的函数。主管工程师将成本与 [Cl] 和 R 的关系等式分别绘成图，见图 7.5。水平轴是在 [Cl] 与 R 的关系式（7-5）基础上确定的。

7.3.4　减少水处理成本带来的经济收益

认为资源应当有效分配的人们建议雪松河水质管理委员会设定一个 R 值，使削减废物排放的收益与成本的差值最大。这里的收益来自于玛格丽特制盐公司氯化物处理所带来的龙舒特酿酒厂水处理成本的减少。❶

❶ 在第 6 章的术语中，我们将酿酒厂的水处理成本称为防护性支出。

表 7.6　龙舒特酿酒厂收益计算/ $10^3

氯化物削减百分率	如果玛格丽特制盐公司不减少氯化物排放龙舒特酿酒厂的成本	削减率为 R%时龙舒特酿酒厂的成本	成本减少带来的经济收益①
0	1560	1560	0
25	1560	1000	560
50	1560	563	997
75	1560	250	1310
100	1560	63	1500

① 表中最后一列取三位有效数字。

玛格丽特制盐公司每削减 R%的氯化物排放量，龙舒特酿酒厂就可以避免一定的水处理成本（或者损失），我们在这种想法的基础上计算经济收益。如果 $R=0$，龙舒特酿酒厂没有避免损失，因而收益为零；如果 $R=100$，避免的损失就是氯化物削减后龙舒特酿酒厂用于水处理的成本（$1,560,000）与削减前所必须付出的成本（$62,500）之差值。从这个角度出发，水处理成本的减少为龙舒特酿酒厂带来的经济收益用 $B_L(R)$ 表示为：

$$B_L(R)=1,560,000-C_L(R) \tag{7-8}$$

将式(7-8)与式(7-7)联立得到：

$$B_L(R)=1,560,000-100(125-R)^2 \tag{7-9}$$

表 7.6 列出了 R 取不同的值时的经济收益情况。现在，主管工程师就掌握了完全的信息，令 R 取定某一个值，使净经济收益最大。❶ 水质管理委员会的决策者为了说明计算过程，绘制了一张表格以选取使氯化物削减带来的净经济收益达到最大值的 R^*。对于任意一个 R 值，利用 $B_L(R)$和 $C_M(R)$的等式分别计算出龙舒特酿酒厂的收益和玛格丽特制盐公司的成本。不同 R 值的计算结果如表 7.7 所示。

表 7.7　龙舒特酿酒厂的收益与玛格丽特制盐公司的成本

玛格丽特制盐公司的氯化物削减百分率(%)	龙舒特酿酒厂的总经济收益/ $10^3	玛格丽特制盐公司的总成本/ $10^3	总收益与总成本之差/ $10^3
0	0	0	0
10	240	20	220
20	460	98	362
30	657	250	407
40	838	484	354
50	997	808	189
60	1140	1230	−90
70	1260	1750	−490
80	1360	2380	−1020
90	1440	3120	−1680
100	1500	3980	−2480

❶ 主管工程师要用微积分知识求出使净收益最大的 R 值：R^*。净收益 $N(R)$ 表达式为：

$$N(R)=B_L(R)-C_M(R)$$

或者：

$$N(R)=1,560,000-100(125-R)^2-100R^{2.3}$$

使 $N(R)$最大的 R 需满足：

$$\left.\frac{dN(R)}{dR}\right|_{R=R^*}=0$$

解之：

$$\frac{dN(R)}{dR}=0=200(125-R)-230R^{1.3}$$

得出：$R^*=30$。当 $R>0$ 时，$N(R)$的二阶导数为负值，因此得出的 R^* 满足条件。

表 7.7 的最后一列数据告诉我们，使净收益最大的 R 值为 30，做一张总收益和总成本的关系图我们同样可以确认这一点（见图 7.6）。当削减率为 30%时，将 $R=30$ 代入式(7-5)中，得出龙舒特酿酒厂取水处的氯化物浓度为 95 mg/L。

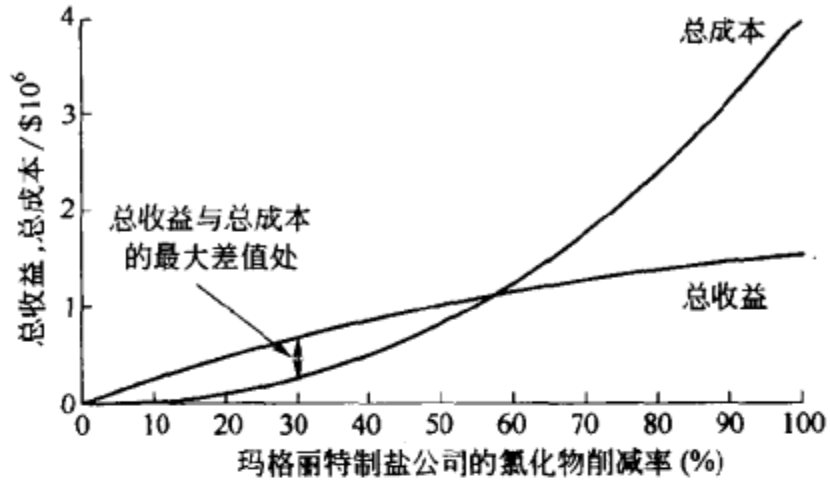


图 7.6　总费用和总效益

图 7.7 是氯化物削减的边际收益与边际成本的关系图。当边际收益与边际成本相等时对应的 R 值就可以满足净收益最大。当 $R<30$ 时，由于边际成本小于边际收益，因而我们可以通过增加氯化物的削减水平而增加净收益；从图中边际收益与边际成本的对比关系我们还可以认识到，当 R 取到 30 时，继续增加氯化物削减水平，净经济收益反而会降低。❶

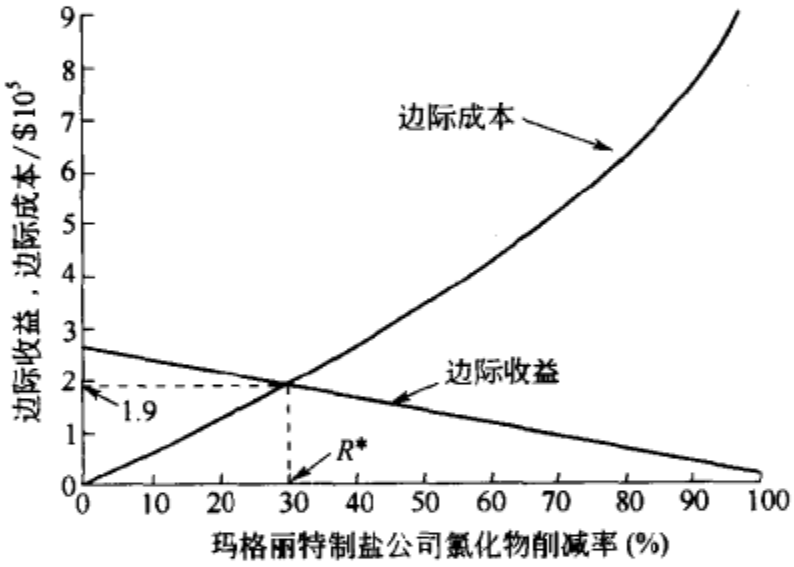


图 7.7　费用和效益增加曲线

7.3.5　玛格丽特制盐公司的最小排污成本

在这个例子中，污染削减带来的经济收益就是，当上游废物削减成本与下游水处理成本之和达到最小时所对应的氯化物削减的生产效率水平。现在，我们假定一家企业同时拥有玛格丽特制盐公司和龙舒特酿酒厂。对于这样一家企业，从经济效益考虑，应当选择一定的污染物排放量，使玛格丽特制盐公司废物削减成本与龙舒特酿酒厂水处理成本之和最小。任何其他的污染物排放量对这样一家同时拥有玛格丽特制盐公司和龙舒特酿酒厂的企业来说，都会带来不必要的支出。

使总成本最小化的氯化物排放量的选择如表 7.8 所示。对于任意一个削减率 R，根据式(7-4) 计算出玛格丽特制盐公司的成本，由式 (7-7) 计算出龙舒特酿酒厂的水处理成本。不同 R 值对应的成本列于表 7.8 中。观察表中最后一列，当玛格丽特制盐公司减少其氯化

---

❶ 如果收益与成本函数是可微的，并且其图像具有一定的凹度，那么在使净收益最大的 R 值处总有边际成本等于边际收益。前面注解中的等式：

$$N(R)=B_L(R)-C_M(R)$$

当 $N(R)$取最大值时有：

$$\frac{dN(R)}{dR}=0=\frac{dB_L(R)}{dR}-\frac{dC_M(R)}{dR}$$

即：当 $N(R)$取最大值时边际收益等于边际成本。

物排放量的30%时，氯化物削减成本与水处理成本之和达到最小值。❶ 这与净收益最大时的R值结果是一样的。

表7.8 氯化物削减和水处理的成本

玛格丽特制盐公司的氯化物削减百分率(%)	玛格丽特制盐公司氯化物削减的总成本/$10^3	龙舒特酿酒厂水处理的成本/$10^3	氯化物削减与水处理成本之和/$10^3①
0	0	1560	1560
10	20	1320	1340
20	98	1100	1200
30	250	903	1150
40	484	723	1210
50	808	563	1370
60	1230	423	1650
70	1750	303	2050
80	2380	203	2580
90	3120	123	3240
100	3980	63	4040

① 表中最后一列取三位有效数字。

7.3.6 雪松河的例子与现实情况的差异

雪松河的例子说明了费用-效益分析方法在环境质量管理中的应用，但它并不能说明在现实情况下，如何制定合适的污染排放水平。在这个例子中只考虑了一种污染物（氯化物），然而在现实中，往往是几种污染物都非常重要。并且，在这个例子中，只有一个污染源——玛格丽特制盐公司，但是在现实中通常是多个污染源并存的。❷

玛格丽特制盐公司的污染物排放量与下游污染物浓度之间的关系要比现实河流中二者之间的关系简单的多。例子中结果计算之所以这么简单是由于氯化物的稳定性，而且污染物排放量和河水流量都视为常量。现实中像氯化物这样稳定的污染物很少，当污染物被排放到环境中之后，这些物质往往经过物理的、化学的、生物的过程发生变化。此外，环境特征本身也是随时间变化的。以上这些复杂的因素使人们很难准确地预测出排放物对周围环境质量造成的影响。当污染源非常多的时候，上面的工作就更加艰巨。在很多情况下，要做出有意义的预测都是不可能的。

例子中对污染削减收益（或者说与其对应的污染物排放造成的损失）的估计也较为简便。例子中用到的收益估计过程简便而且直截了当。但是实际情况中，损失要比简单的下游水处理成本要复杂的多，特别是在美学和人类健康方面，要对其经济收益进行定量的评估更

---

❶ 同样可以用微积分知识求出一个R值，使氯化物削减成本与水处理成本之和$C_T(R)$最小。总成本的表达式可以将式（7-4）和式（7-7）相加求得：

$$C_T(R)=100R^{2.3}+100(125-R)^2$$

当$R=\hat{R}$时，$C_T(R)$取最小值，由微积分原理有：

$$\left.\frac{dC_T(R)}{dR}\right|_{R=\hat{R}}=0$$

解之：

$$\frac{dC_T(R)}{dR}=0=230R^{1.3}-200(125-R)$$

得出$\hat{R}=30$，通过验证，$C_T(R)$的二阶导数为正数，总成本最小。比较上面$C_T(R)$的偏导数与注解17中$N(R)$的偏导数，发现它们只是符号不同，因而得出的满足净经济收益最大的R值与使总成本最小的R值结果是一样的。

❷ 包含多个污染源的复杂情况的例子在第8章中有所介绍。

加困难。许多污染削减的影响都很难用货币的形式给予评估，甚至很多时候无法尝试。没有对经济收益的评估，也就不可能进行最大收益的计算。

虽然雪松河的例子过于简单，然而它为我们提供了一些思路。它阐明了环境质量讨论中经常倡导的原理：如果一种污染削减的收益大于成本，那么这种污染削减就应当进行。此外，这个例子也对在环境管理中计算收益和成本所必须用到的一些简化方法和假设进行了分析和阐述。

雪松河的例子对理解生产效率标准的局限性也有一定的帮助。即使能够进行完整的费用-效益分析，如果不对其他因素进行检验，得出的数据结果也不能够被采用。决策者们经常要考虑到污染削减的收益和成本是否进行了公平的分配。有关的权利问题也在考虑之列。下面就是在雪松河的例子中与权利和公平相关的一些问题，例如：

- 玛格丽特制盐公司的废物排放行为是否侵犯了下游酿酒厂使用洁净水的权利？
- 玛格丽特制盐公司造成损失的行为是否是法律赋予的权利？
- 如果损失产生了，玛格丽特制盐公司是否应该对龙舒特酿酒厂给予经济补偿？
- 如果强制玛格丽特制盐公司削减氯化物或者对下游损失进行补偿都会导致公司的倒闭，那么玛格丽特制盐公司将会如何反应？
- 如果玛格丽特制盐公司倒闭将会引起大量工人失业，那么对该公司所采取的强硬措施是否合理？

这些重要的问题都超出了环境管理中生产效率方法的解决范围。

7.4 政府干预污染削减的必要性

在污染管理中，在多大程度上需要政府干预呢？当考虑这个问题时，设想一下，如果没有雪松河水质管理委员或者其他部门的干预作用，玛格丽特制盐公司的行为将会怎样呢？在这样的情况下，玛格丽特制盐公司可能会将其所有的污染物全部排放掉。在玛格丽特制盐公司来看，雪松河是免费提供废物接收功能的场所，任何的氯化物削减都会增加公司的成本，而这种成本是没有任何经济回报的。即使氯化物排放会使下游企业的成本显著增加，然而玛格丽特制盐公司在决策过程中没有必要考虑这些成本。

或许有人认为，制盐公司出于道德和责任感会减少排放一定量的氯化物；然而，在事实上，玛格丽特制盐公司显著的氯化物削减并不能从道义上得到保证。这一点可以从 Baumol 和 Oates（1979）所收集的关于企业减少环境污染的自愿行为的资料中得到证明。他们发现，“道义上的劝说”（moral suasion）只有在短暂的、重大的危机发生时才能有效地促进自愿行为。他们引用了一个有关浓烟的紧急情况的例子，在这个例子里，自愿的污染削减可能是应付紧急情况的惟一办法。对于平时的自愿削减行为，Baumol 和 Oates 的分析中没有提供任何事例来支持这种观点。

对于玛格丽特制盐公司，相对于呼唤道德责任感来说，现金支付可能是实现氯化物削减的更有效的刺激手段。表 7.7 中的数据说明，即使没有政府的调节，也可能存在一种合理的支付手段。例如，考虑 R 是 10%而不是 0 时，氯化物削减成本和水处理成本的情况。如表中所示，当 $R=10\%$时，玛格丽特制盐公司削减氯化物的成本为 $20,000，而龙舒特酿酒厂将节约水处理成本 $240,000。很明显，他们可以私下达成一种协议，玛格丽特制盐公司削减 10%的氯化物排放量，同时获得多于其削减成本的补偿。经济利益驱使龙舒特酿酒厂要求玛格丽特制盐公司将氯化物削减率提高到 30%并对其进行补偿。一旦超过 30%，对于龙

舒特酿酒厂来说，自己进行水处理就要比补偿玛格丽特制盐公司的废物削减更为划算。例如，在削减率为30%和40%两种情况下，削减氯化物成本分别为$250,000和$484,000（见表7.7），二者的差值$234,000就是提高10%削减率的成本；而龙舒特酿酒厂的收益分别为$657,000和$838,000，二者之差$181,000就是提高10%削减率为龙舒特酿酒厂带来的收益。由于收益的增加要小于成本的增加，因而龙舒特酿酒厂不会为更多的氯化物削减进行补偿。

诺贝尔经济学奖获得者罗纳德·科斯（Ronald Coase）阐明了互利性的贸易产生有效结果的条件。在污染控制的过程中，科斯定理（Coase theorem）是这样阐述的：如果无需成本的各部之间的协商是可能的，在污染权（或者环境不被污染权）明确的情况下，资源分配是符合最佳生产效率的。[1] 但是不幸的是，正如雪松河的例子一样，科斯理论的条件在实际污染过程中很少能够得到满足。

科斯定理的一个条件是达成协议时无需成本，然而，对于像玛格丽特制盐公司和龙舒特酿酒厂这样的企业来说，“交易成本”（transactions cost），即互利性交易的确认和实施的费用可能是相当可观的。这里的成本可能包括获得信息的费用，例如表7.7中的数据，协商以及执行协议的费用。协商的过程可能复杂而漫长，因为企业之间一般不了解对方的处理成本，在协商过程中，他们可能通过拖延、欺骗等手段为自己攫取利益。

企业之间私下达成协议的另一个阻碍因素是法定权利的不明确性。玛格丽特制盐公司是否具有排放氯化物的法定权利，还是说它的排放是由于目前缺乏相关的雪松河水质控制法规？同样，龙舒特酿酒厂是否具有使用未污染水的合法权利？如果玛格丽特制盐公司没有氯化物排放权，那么龙舒特酿酒厂可能就不会同意为它削减氯化物进行补偿。如果对法定权利规定的不明确，企业之间的私下交易就不可能实现。

科斯（1960）认为，在一般情况下，交易费用的存在和完备法规的缺乏是进行前面所述的互利性交易的障碍。在这样的个人协议达成之前，政府必须明确阐述谁拥有使用环境提供的服务的权利。当然，即使权利已被明确阐述，高额的交易费用也会妨碍协议的达成。例如，假设一个工厂排放出的SO_2对这个社区的居民健康产生了不良影响，我们来考虑他们之间达成协议的成本。由于受影响的人口太多，把他们召集到一起进行协商的费用可能要远高于最后的收益。

7.5 政府干预的形式

前面的讨论表明，没有政府的干预，削减污染是不太可能的，除非让产生废物的工厂有一定的经济认识。第二部分剩余的章节着重探讨政府进行污染管理的三项政策：（1）环境法规，颁布排放标准；（2）以费、税为形式的经济刺激手段；（3）可以买卖的污染许可证制度。[2] 我们用雪松河的例子来对这三种政策分别进行介绍。

在第一种政策下，雪松河水质管理委员会可以制定法规，要求玛格丽特制盐公司把废物排放量削减至最优生产效率水平。正如图7.6所描述的那样，$R=30\%$，氯化物浓度为95 mg/L时，净经济收益最大。如果水质管理委员会有权制定法规，它颁布要求如下：玛格丽特制盐公

---

[1] 科斯理论的阐述引自Layard和Walters（1978年，p.192）。

[2] 这些并不是所有可行的政府管理政策。例如，有时政府可以规划投资兴建污水处理厂。这种项目投资的举例说明在第10章。

司的废物排放量不能超过其废物产生总量的70%，相当于0.02838 m^3 流量下，氯化物浓度不超过100,000 mg/L。如果公司没有遵循这一要求，将对其进行罚款等形式的制裁。

在第二种政策依赖于排污费（discharge fee）的收取，每排放一个单元的污染物，收取一定的费用。假定水质管理委员会并没有为玛格丽特制盐公司制定氯化物排放标准，而是每排放单位质量的氯化物，对其收取 $Z 的排污费。玛格丽特制盐公司对此的反应取决于收取的费用与削减排放量的成本之间的关系。如果 $Z 比其削减废物的成本低得多，那么玛格丽特制盐公司就得不到削减污染的经济驱动力，它会排放所有产生的氯化物，交纳相应的费用。相反，如果费用比削减污染的成本高得多，那么该公司就会全力削减氯化物的排放。如果水质管理委员会了解该公司决策的基础及其削减废物的成本，那么管理者就可以通过设定 $Z 值，使玛格丽特制盐公司的废物排放量削减到原来的0～100%之间的任意一个值。

另一种经济刺激手段叫做“可买卖的排污许可证”（marketable pollution permit）制度。雪松河可买卖的（或者可交换的）许可证体系可以按照下面的方式来建立：雪松河水质管理委员会首先制定一个河水中氯化物含量的标准，通过质量守恒分析，可以计算出河流在符合标准的前提下能接纳的氯化物的量。我们用 $Y kg/d 代表这个总承载量。然后，水质管理委员会发放氯化物排放的许可，总体上，许可只允许排放 $Y kg/d 的氯化物。因为所有的氯化物排放都要有获得许可，所以水质总是符合标准的。假设最初水质管理委员会把所有的污染排放许可都发给了玛格丽特制盐公司。❶ 初始分配以后，个人许可证就可以自由买卖。如果价格合适，玛格丽特制盐公司就可以将许可证转让给龙舒特酿酒厂。如表7.7所示，削减氯化物的排放量会减小酿酒厂的水处理成本，这样就存在一种经济驱动力促使酿酒厂从制盐公司购买污染许可证。

玛格丽特制盐公司也可能将污染许可证卖给那些计划在这一地区建厂、而且同时需要排放氯化物的企业。这样，河水中污染物的浓度取决于排放地点的分布，这个例子显得更为现实，而污染许可证买卖体系也会发生相应的变化。必要的修正并不改变这种政策的主要思想，即：在环境质量达到一定目标的前提下，鼓励个人买卖，实现对环境的污染物接纳服务的有效利用。

这里提供的三种政策互不相同，都可供选择。在后面的章节中我们会进一步说明，在环境管理的实践中，更好的方法是采用传统的法规与经济刺激手段相结合的复合体系，例如同时建立在排污收费制度和可买卖的许可证制度基础上的政策。

主要概念和术语

潜在的帕累托改进标准（*Potential Pareto Improvement Criterion*）

帕累托标准（Pareto's criterion）

人与人之间的效用比较（Interpersonal comparisons of utility）

补偿试验（Compensation tests）

收益和成本的分配（Distribution of costs and gains）

生产效率（Productive efficiency）

费用-效益分析（*Benefit-Cost Analysis*）

---

❶ 另一种方法是把所有的许可都发给龙舒特酿酒厂，或者还可以通过拍卖把污染许可转让给出价最高者。

支付意愿（Willingness to pay）
机会成本（Opportunity cost）
影子价格（Shadow price）
折合现值（Discounting to present value）
贴现率（Discount rate）
市场贴现率和社会贴现率（Market vs. social rate of discount）
时间水平（Time horizon）
等比现值因子（Uniform series present worth factor）

污染削减的理想水平（*Optimal Levels of Pollution Abatement*）

质量守恒分析（Mass balance analysis）
排放量与水质的关系（Linking discharges and ambient quality）
污染削减的成本（Costs of pollution reduction）
避免损失带来的经济收益（Benefits as damage costs avoided）
污染削减成本与损失之和最小化（Minimizing pollution reduction plus damage costs）
净收益最大化（Maximizing net benefits）
费用-效益分析的局限性（Limitations of benefit-cost approach）

政府干预污染削减的必要性（*Need for Government Intervention in Pollution Abatement*）

自愿的污染控制（Voluntary pollution control）
减少污染的私人协定（Private agreements to reduce pollution）
科斯定理（The Coase theorem）
交易成本（Transaction costs）
排污权（Legal rights to discharge）

政府干预的形式（*Forms of Government Intervention*）

颁布标准，制定法规（Direct regulation using standards）
符合环境标准的排放量（Effluent versus ambient standards）
技术标准（Technology-based standards）
现金资助（Cash subsidies）
排污收费（Pollutant discharge fees）
可买卖的污染许可证（Marketable pollution permits）

问 题 讨 论

7-1 在人与人之间的效用对比中是否存在伦理基础？开发计划或者环境法规会影响收入的分配，你对客观分析这种影响的可能性如何评价？

7-2 试举一个假想的例子说明帕累托改进标准的应用。在这个标准的应用当中做出什么样的价值判断？

7-3 假设一个计划项目最初投资为$10,000，在未来的10年当中每年获得的收益为$2000，如果贴现率为5%，这个计划会提高生产效率吗？要使净收益为正值，贴现率最高不能超过多少？

7-4 考虑一种在美国常见的市场经济体系。政府干预手段会影响到个人以及企业的产生和排放废物的决策，如果对这种影响的效果给予肯定？

7-5 对雪松河的例子进行灵敏度分析（sensitivity analysis），确定一个氯化物削减水平使净收益最大。

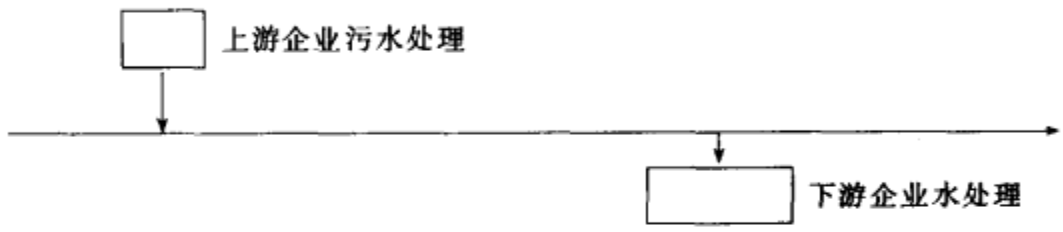
玛格丽特制盐公司的成本函数如下：

$$C_M(R)=100R^2$$

假如雪松河水质管理委员会为了实现最优的经济效率而制定了排放标准。如果水质管理委员会仍然根据式（7-4）计算玛格丽特制盐公司的成本，制定出了一个排放标准，而实际上成本函数为 $100R^2$，通过两个企业的总成本的变化情况描述制定这个标准造成的后果。

7-6　一条河流接纳一家罐头厂排放的废水，在排放点的下游有一个利用率很高的公园。许多人愿意支付一定的费用去除公园里由罐头厂的废物带来的气味。假如这些人的支付意愿的总额足够用于污染削减，使公园里的气味变得最小。如果由个人现金出资，将资金从公园使用者支付给罐头厂来实施气味削减，试讨论在实施这项措施过程中的阻碍因素。

7-7❶　你被邀请做一次费用-效益分析，确定一条河流的污染物排放的最佳生产效率水平。河流附近有两家工厂。X 为上游工厂的废物排放量，R 为该工厂的废物产生量。



上游工厂的废水处理成本是一个关于废物排放量的函数：

$$m+nX^{-1}$$

式中参数 m 和 n 都为正数，且：

$$0\leqslant X\leqslant R$$

下游工厂的水处理成本是一个上游工厂废物排放量的函数：aX^b，

式中参数 $a>0$ 且 $b\geqslant 1$。

如果上游工厂将废物排放量削减至 $X<R$，则下游工厂将会获得相当于水处理成本减小量的经济收益。

a. 写出废物排放量为 X 时，对应的经济收益 $B(X)$ 的表达式，$X<R$。

b. 确定一个 X 值，使下游工厂的收益[$B(X)$]与上游工厂的水处理成本之差最大。检验你得到的结果，确认这是最大值点（而不是最小值点或者鞍点）。这个 X 值就是污染削减的理想水平。

c. 这里，污染削减的理想水平还可以通过另一种方式求得，即寻找一个废水排放水平，使上、下游工厂水处理成本之和最小。用这种方法求污染削减的理想水平。通过检验确认得到的结果是最小成本点。

d. 将 b 和 c 中的结果进行比较。

参 考 文 献

Arnold, F. S. 1995. *Economic Analysis of Environmental Policy and Regulation*. New York: Wiley.

Baumol, W. J., and W. E. Oates. 1979. *Economics, Environmental Policy and the Quality of Life*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Coase, R. H. 1960. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3: 1-44.

Collier, C. C., and N. B. Ledbetter. 1982. *Engineering Cost Analysis*. New York: Harper & Row.

Dorfman, R. 1993. "Some Concepts from Welfare Economics." In *Economics of the Environment: Selected Readings*, 3d ed., R. Dorfman and N. S. Dorfman, eds. New York: W. W. Norton.

Dixon, J. A., and M. M. Hufschmidt, eds. 1986. *Economic Valuation Techniques for the Environment: A Case Study Workbook*. Baltimore: John Hopkins University Press.

Farber, D. A., and P. A. Hemmersbaugh. 1993. The Shadow of the Future: Discount Rates, Later Generations and the Environment. *Vanderbilt Law Review* 46 (2): 268-304.

❶ 这道题需要用微积分进行解答。

Freeman, A. M., III. 1993. *The Measurement of Environmental and Resource Values*. Washington, DC: Resources for the Future.

Layard, P. R. G., and A. A. Walters. 1978. *Microeconomic Theory*. New York: McGraw-Hill.

Mishan, E. J. 1975. *Cost-Benefit Analysis: An Informal Introduction*. London: George Allen & Unwin Ltd.

Sugden, R., and A. Williams. 1978. *The Principles of Practical Cost-Benefit Analysis*. Oxford: Oxford University Press.

第 8 章　命令控制型的环境管理

命令与控制（command and control）是一个环境术语，表明运用排放标准和其他一些规章来满足环境质量目标，它和经济激励相对应。这个概念很简单，环境管理部门发布规章（或命令）来要求污染者采取行动以满足环境目标，然后管理部门通过监控看规章是否得到执行；管理部门可以对不遵守规章的加以制裁，对遵守规章的给予奖励。

本章的第一部分简要叙述了建立在命令控制型的规章体系。本章的大部分内容是有关命令与控制规章体系设计的中心问题：要求污染者进行何种程度的污染物减排？我们将运用一个假想的包括三个污染源的例子来介绍一种分析问题的途径，通过对向特拉华（Delaware）河河口排放污水的工厂和市政设施的案例研究来说明分析程序的应用过程。在下一章中，将讨论环境管理部门如何使污染者遵守规章这一问题。

8.1　环境规章的类型

尽管管理体系的具体内容在不断变化，但一些基本要素还是被广泛使用。在一个典型的命令与控制型管理实例中，表 8.1 中的一个或多个要素被法律或行政命令所采用。[1] 环境部门下令执行，然后制定出建立在有效的政策指导和科学信息的基础上的规章细节。下面的讨论将描述各个基本要素。

表 8.1　环境规章的一般形式

环境标准	执行标准	管理实施标准
废水废气排放标准	技术推动的标准	产品禁令
基于技术的排放标准	技术标准	信息产生和披露规定

8.1.1　环境标准

制定环境标准（ambient standard）的目的是为了保持空气和水的质量。[2] 标准经常是数量性的，通常用浓度单位（concentration unit）来表达（即：每单位体积内污染物的质量）。环境标准在表 8.2 中给予了说明，其中包括由美国环境保护局（EPA）在清洁空气法下制定的国家大气环境质量标准（NAAQS，National Ambient Air Quality Standards）。[3] 表中的标准以人体健康为出发点，国会要求 EPA 可以在不考虑满足标准所需费用的基础上制定出保护人类健康的标准。[4] 例如，年平均硫化物（以二氧化硫 SO_2 测定）的环境标准

---

[1] 表 8.1 包括除被用于鼓励污染者执行规定的激励措施以外的规定。激励机制的例子有税收信用和帮助废物排放者支付减少排放量费用的补助金。在这部分里对所给出的规划要素的讨论是建立在命令控制的基础上的，但并不对命令控制做评价。对命令控制的评价将在第 11 章末尾介绍。届时在作用于管理环境质量方面，此种命令控制评价将与建立在市场和政策性文件基础上的命令控制评价相比较。

[2] 环境标准有时是针对噪声，尤其是对在职业背景下噪声制定的。像在第 21 章所讨论的那样，噪声参数的测定用分贝单位来表示。尽管并不经常使用，但“环境标准”这个词也可以适用于将有毒物质净化的场所的土壤。

[3] 美国清洁空气法的关键条款在第 13 章详细叙述。

[4] 清洁空气法包括“辅助的”国家大气环境质量标准，保护“公众健康”（例如，保护农业不受不利影响），也有例外，表 8.1 中的标准也用于（现在）辅助国家大气环境质量标准：没有辅助标准用于一氧化碳，二氧化硫的辅助标准为每三小时 1300 $\mu g/m^3$。

为：年平均读数每立方米 80 mg SO_2（80×10^{-6} g/m^3）；而 24 h 平均标准没有那么严格，规定为 365 mg/m^3。在美国，全国实行一套统一的大气环境质量标准，而在一些国家，例如中国，空气质量标准随着地区的不同而有所差异。

表 8.2　美国国家大气质量标准①

污染物质	保护公众健康的标准②
一氧化碳 CO	八小时平均 10 mg/m^3，一小时中 40 mg/$m^3$②
铅 Pb	一年中的一个季节中平均值 1.5 μg/$m^3$②
二氧化氮 NO_2	每年 100 μg/$m^3$②
臭氧 O_3	每小时 235 μg/$m^3$②
颗粒物(以 PM_{10} 为标准)④	一年平均 50 μg/m^3，24 小时 150 μg/$m^3$③
硫化物(按照 SO_2 测定)	一年平均 80 μg/m^3，24 小时 365 μg/$m^3$③

① 来自美国环境保护局（EPA）。

② 允许每年有一天超标。单位符号如下：mg＝milligrams（10^{-3}）；μg＝micrograms（10^{-6} g）；m^3＝立方米。

③ 每年超标不超过一次。

④ PM_{10} 指直径小于 10 μg 的颗粒。

环境标准通常是为了适应环境的某种用途或为防止像生态系统破坏之类的不良后果而制定的。通常，立法者具体指出保护的用途并指定发布标准制定的其他准则，环境部门用这些准则为环境参数赋值。在第 3 章阐述过的被 EPA 使用的标准的制定过程中，通常允许市民和相关利益团体对提议的环境标准给出意见。一些情况下，相关利益团体参加标准推荐委员会。❶ 当有新的科学解释出现时，环境部门有权对环境标准进行修改。

环境部门可以认定一个污染者是否违反了环境标准，从而来迫使其减少污染排放。例如，在 20 世纪 60 年代，当新泽西州 Raritan 海湾的大肠杆菌超过环境标准时，美国公共卫生局对违规的原因进行调查，并命令污染源负责清理。之所以采取这么果断的行动，是因为污染与疾病的传播紧密相关。❷

8.1.2　基于环境标准的排放标准

环境标准通常被用作基础，以此来制定单个工厂和市政设施污染物的排放标准，当排放物为废水时，排放标准通常被称为污水排放标准（effluent standards）；当为大气污染物时，称为大气排放标准（emission standards）。污水和大气排放标准还经常被环境管理部门用作颁发排污许可证的基础。当污水或大气排放标准被违反时，他们将采取强制执行措施：环境部门使用制裁，比如罚款和责令工厂关闭，来强迫污染者进行治理。

环境管理部门要在环境标准的基础上设定排放标准，它必须面对如下问题：如果排放了某一特定数量的污染物，那么水（或大气）环境质量将下降多少。如果这些问题不能得到回答，就不能将污染物的排放和环境质量的变化联系起来。数学关系（或模型）经常被用来估计污水排放如何影响环境质量。对于一些污染物，比如水流中的氯化物，所需的数学关系是可以得到的，但是对于许多其他的污染物质，还没有适当的数学模型，这时就必须使用其他方法来设定排放标准。

---

❶ Flachsbart 和 Morrow（1987）提供了一个公众直接参与制定环境标准的例子。他们描述了夏威夷健康部门大气咨询委员会设定硫化氢（H_2S）全国环境标准的工作，硫化氢是一种和地热能量产生有关的污染物。委员会包括健康和环境组织、能量生产商、建设部以及州管理部门的代表。委员会推荐的 H_2S 标准是经过相关团体讨论后的结果。

❷ 公共卫生局在调查纽约市区发生的流行肝炎时发现了违反环境标准的行为，当人们食用来自 Raritan 海湾的甲壳类动物时，受到了感染因而发生了肝炎。

即使在可以运用现有数学模型来预测一定的污染物排放如何影响水（或大气）环境质量的情况下，使用那些模型来得到排放标准也是有很多问题的。数学模型的预测精度可能被质疑，排污者可能认为环境部门的模型建的不准确或者不好，这种抱怨十分普遍。在设定排放标准的模型的有效性方面，环境管理部门和排污者分歧很大，从而导致了污染治理工作被推迟了很长时间。

除了质疑数学模型外，排污者还可能对标准提出异议，因为这些标准看上去不太公平。如果几个污染源同时影响某一点的环境质量，那么排放标准的许多不同组合都可以满足某个环境标准。一些污染者可能被要求进行主要的清理工作，对污染负主要责任；而另一些可能被要求只进行一点点清理。这么多排放标准的组合中该使用哪一个呢？当环境部门根据环境目标设定排放标准时，经常会出现关于公平和模型有效性的问题。

排放标准不是对环境标准的一种替代。排放标准和环境标准一前一后被制定实施，考虑经济增长如何影响环境质量将详细阐明二者的这种顺序的意义。如果建立了排放标准，而没有设定环境标准，那么当经济发展或者人口增长导致新污染源出现时将会如何呢？如果新污染排放源和现存污染源继续执行排放标准，环境质量肯定会下降。有时现存污染源被更加严格地规定提供“安全边界”（margin of safety）来达到环境标准。在这种情况下，一些新的污染源能够在不违反环境标准的情况下被容纳。

还有另一种途径来使排放标准适应增长的需要，即：区别对待新污染排放者和现存污染者。通常，新污染者必须比现存污染者减少更高比例的污染排放。这种适应增长的方法在环境质量下降但不违反环境标准的情况下能够起到作用。但是当环境不能够再继续恶化时，就必须要求新污染源通过让现存污染源削减污染排放来抵消（offset）他们的污染排放。如第11章所说，美国一些大城市地区用这种抵消方法来管理新污染源的空气污染。

8.1.3 基于技术的排放标准

在不必判断某个污染源减少特定数量污染物会导致环境质量提高多少的情况下，排放标准也可以被制定出来。排放标准可以基于可用的削减污染物的技术进行制定，而不依赖于环境标准，基于技术的排放标准经常考虑获得不同削减水平所需的费用。当然，有时政府强制要求运用现有最有效的污染物削减技术，而这通常是非常昂贵的。

美国水污染控制法的条款说明了基于技术的标准的应用。[1] 在联邦水污染控制法（FWPCAA，the Federal Water Pollution Control Act Amendments）1972年修正案之前，政府制定了基于环境标准的污染排放标准。1972年修正案提供了一个新的要求：所有主要污染源必须获得联邦污水排放许可，满足州政府制定的环境标准和EPA建立的基于技术的环境要求。

另外，还有一个实例可以来说明基于技术的排放限制，那就是1972年修正案对最佳现有实用控制技术的使用。这个技术在环保局发布的排放指导中指定。20世纪70年代，排放者申请许可时，排放限制是在指定最佳现有实用控制技术（BPT，Best Practicable Control Technology）的指导基础上决定的。当然，在颁发许可证前，要进行检查以保证运用最佳现有实用控制技术能够满足适当的水环境质量标准。不管可行与否，都要使用数量模型程序来进行检查。如果最佳现有实用控制技术的要求不足以满足环境标准，许可的条件就必须更加

---

[1] 基于技术的限制的其他例子包括美国清洁空气法1990修正案中最佳可获得控制技术作为管理大气污染物基础的运用。

严格。

很多工业部门都发布规定最佳现有实用控制技术的排放限制指导。❶ 对于每个工业部门，根据生产过程的相似性、排放特征以及设备年龄建立排放限制子类。例如，纸浆和造纸工业的排放指导包括诸如手工制作工厂和亚硫酸盐生产工厂。最佳现有实用控制技术的要求为任何特定子类设定了污染物浓度的允许限度。

表 8.3　金属加工工业部分最佳现有实用控制技术排放限制①

污染物	一天最大量/(mg/L)	不准超过的月平均量/(mg/L)	污染物	一天最大量/(mg/L)	不准超过的月平均量/(mg/L)
镉	0.69	0.26	镍	3.98	2.38
铬	2.77	1.71	汞	0.43	0.24
铜	3.38	2.07	锌	2.60	1.48
铅	0.69	0.43	氰化物	1.20	0.65

① 来自《联邦法规汇编》标题 40，第 433 部分，433.12 部分，(1995 年 7 月 1 日修订)。表中给出了对排放的金属总浓度的限制，除了金属之外还对金属加工最佳现有实用控制技术下其他的污染物做了规定。

表 8.3 中的排放限制显示了一部分金属加工工业的最佳现有实用控制技术规定。金属加工工业内部的活动包括电镀、化学蚀刻和印刷电路板的生产，表 8.3 给出了金属排放限制。金属加工工业完全的最佳现有实用控制技术规定还包括对油脂、总悬浮固体、pH 和几十种有毒有机化学物质的限制。给金属加工工厂颁发环境许可的部门同时也能够对排放指导中的最佳现有实用控制技术规定进行修改，条件是：许可的申请人必须要证明排放指导不能反映其工厂的特定属性。

美国颁发的污水排放许可的特征在表 8.4 中列出。如表中所示，事实上美国所有的污水许可都包括对浓度（每单位体积污水中污染物的质量）和每单位时间污染物质量的限制。关于单位时间质量（或质量流量）的许可条件有不同的时间阶段，超过半数的州颁发的质量流量限制都是按照每天多少质量。从表 8.4 中也可以看出，许多排放许可也包含了另外的一些要求，如对每单位投入和每单位产出的污染物质量进行规定。

表 8.4　污水排放许可包括的限制类型①

限制的类型	运用此类型限制的州的百分比(%)	限制的类型	运用此类型限制的州的百分比(%)
浓度②	100	每小时	9
质量/单位投入③	36	每　天	59
质量/单位产出	50	每　周	14
质量/单位时间④		每　月	27
每分钟	4	每　年	7

① 建立在未来资源公司进行的对 44 个州的调查的基础上，由 Russell，Harrington，和 Vaughan (1986，p. 19)。

② 密度的单位是单位体积内污染物质量。

③ 质量指污染物的质量。

④ 下面的数值指排放许可使用的不同时期，例如，4%的州对每分钟的污染物排放质量进行限制。

尽管污水排放许可的数量限制是建立在实际的技术措施的基础之上的，但污染者还是经常需要决定在满足要求的时候应该采取哪种污水削减程序。排污者进行这种选择的时候会用到运行标准（performance standard）。运行标准有一个优点：污染者能够选择费用有效的措

❶ 污染排放方针的发展过程在第 3 章中有描述，最佳现有实用控制技术对公共治理工程同样适用。

施，即以最小的费用达到实际污染削减目标所采取的行动。污水处理常常不是费用有效的，污染预防（pollution prevention）可能经常被用来达到污染削减目标，比如减少污染物的产生量的技术以及材料循环再利用的方法。例如，电镀厂可能发现，使它的生产过程产生更少的铬废物可能比处理污水去掉铬更加便宜。

虽然根据最佳现有实用控制技术发放排污许可的工作量很大，但是这种基于技术的措施有一个主要的优点：即，最佳现有实用控制技术会促使污染物削减，但排污许可的签署不需要预测环境对削减的反应。如果预测环境质量没有有效的科学方法的话，那么排污许可可能只需要依据最佳现有实用控制技术的指南来进行颁发。

同样，基于技术的排放标准也有个主要的缺点：如果严格执行标准，生产有效性无法得到保障。[1] 这是因为基于技术的标准没有考虑排放位置或者污染削减费用的差异，对同一类型的所有工厂都实行同一的排放限制。例如，表 8.3 中金属加工的最佳现有实用控制技术要求单位处理费用较高的小工厂和单位处理费用较低的大工厂达到同样的目标。如果使排放要求能反映工厂位置和污染削减费用，经常可以降低达到某一目标的总成本。

8.1.4 以技术为依据的排放标准

在 20 世纪 70 年代，美国曾经对汽车排放做出过规定，与常规不同的是，这项规定并没有将排放和环境质量联系起来。汽车排放标准的制定建立在两方面：国会对污染削减技术的可行性分析和汽车工业吸引资本的能力。这些标准是以技术为依据的，因为没有新技术的发展，这些标准是无法被达到的。尽管国会认为，严格控制汽车排放所得到的效益与费用相比是值得的，但许多人仍然怀疑这种说法。有批评认为，国会的主张导致汽车工业、管理部门和 EPA 之间出现了频繁的纠纷。

为了说明在执行国会政策时遇到的问题，下面以 1970 清洁空气法规定的排放削减规定为例。法案要求 1975 年要减少 90%的碳氢化合物和 CO（在 1970 年基础上），1976 年要减少 90%的氮氧化合物（1970 年基础上），这些削减没有考虑当时的可行性。通过法案的实施，国会想促使汽车企业研究控制排放的技术。1970 年法案给予 EPA 管理者允许延期一年达到 1975～1976 标准的权利。然而，EPA 行使这一权利的过程充满了矛盾和斗争，它不得不在“最后时刻”（11th hour）同意改变政府以前所说的将主要汽车工厂关闭的警告，而且还要与工业专家争论什么排放控制水平才是技术上可行的。[2]

法案要求，1975～1976 年削减 90%的 CO，HC，NO_x 排放，但是直到 20 世纪 80 年代早期，这个目标才得以实现。而且，法案仅仅只是对“新”汽车的排放加以管理，当汽车使用过一段时间后是否满足标准要求就不是法案所能够管的了，因为那时候汽车已经不是“新”车了。

按照一些分析家所言，1970 年清洁空气法中的汽车排放标准并没有能够给美国汽车工业提供刺激，以促使他们研制排放控制的技术。[3] 生产商为什么要超过要求来削减更多的污染排放，而这些新的、更多的削减量可能会最终成为制定更加严格的标准的基础？这样的结果是可以想像的，因为汽车排放标准很大程度上依赖于现有技术，而不考虑实际的费用。还有人认为，汽车工业最初不去进行排放控制研究，是因为这个行业有很多机会去施压得到解

---

[1] 在美国基于技术的水质标准下，Hunter 和 Waterman（1996）给出了很多证明这些标准没有严格执行的证据。

[2] 权威人士对这些事件的观点，见 Quarles（1976），他是参与汽车工业延期申请的环保局官员之一。

[3] 联邦汽车排放规定对汽车生产商研究工作影响的讨论来自 Mills 和 White（1978）。

除或延迟标准；例如，通过在法庭上对控制要求质疑或者游说国会。

一些人认为，1970 年法案的技术推动特征破坏了美国汽车生产商的研究活动。在 20 世纪 70 年代早期，汽车生产者有一些高风险的研究机会去减少车辆排放。美国生产商选择开发催化式排气净化器，因为它有很大的可能满足联邦排放要求。Mills 和 White（1978）认为，其他风险更大的技术，比如分层进料发动机，可能更好。很少依赖于在某个日期前满足标准的外国汽车生产商开发了其他的技术，他们开发了一些最早的能够满足实际标准的汽车，且消耗最少。Garwin（1978）提出了另一个观点，由于外国生产商感到，他们不能像美国同行一样能够通过游说来反对联邦标准，因此自身产生了很大的动机去满足清洁空气法中具体规定的 1975～1976 年为最后期限的标准。

8.1.5 其他形式的规章

除了环境标准和排放标准，命令与控制型的管理还可以建立在规定使用特定技术或管理实践的规章上。命令和控制措施还包括产品禁令以及产生和披露信息的规定。

技术标准（technology standard）类似于基于技术的标准，但是它常常更加麻烦，因为它规定废物管理必须使用特定的设备和生产过程。技术标准有一个关键的优点：它很容易监控。环境部门仅仅需要决定要求的设备或者生产过程是否到位和正常运行。技术标准的缺点是：（1）排放者没有决定权；（2）满足环境质量目标可能存在费用更少的途径。而且，技术标准不能刺激排放者研究其他的污染削减方法。

一些标准指定废物管理实践，而不是要求废物管理技术或者操作水平。例如，美国环境保护局开发了很多种“最佳管理措施”（BMP，Best Management Practice）来减少面源污染。面源污染源扩散严重，不容易收集在一个管子或渠道里进行处理（能够收集在管子或渠道里的污染源称为点源污染）。面源污染的一个例子是使用化学杀虫剂的农场，通过沉淀和灌溉水的过滤，再被转移到地面水池。这些管理措施标准被用于对面源污染物的负荷进行限制。

另外一种形式的规章为产品禁令（product ban），比如对认为不安全的杀虫剂进行限制。EPA 有责任为杀虫剂颁发许可，可以通过不给或不更新许可来禁止某些杀虫剂的使用。（在这里，许可是指允许生产商试验和销售产品的许可。）产品禁令的广泛讨论的结果是禁止产品为氟氯化碳（CFC）。

自从 20 世纪 70 年代以来，生产和揭露信息的规定已经逐渐成为一种非常重要的规章形式。美国联邦政府要求对环境影响进行披露就是一个例子，详细内容在第 15 章。

另外一个要求信息披露的例子是 20 世纪 80 年代美国国会颁布的公众知情权法。在这个法案下，拥有有害物质的工厂必须详细列出这些物质的目录，将结果报告给当地政府的特定部门。这让市民有机会知道他们面对当地工业产生的有害物质。另外，美国环保局建立了有毒物排放名录（TRI，Toxic Release Inventory），一个表明工厂使用和储存的有毒物质的类型、数量和位置的全国性数据库，（通过 TRI）了解到不同的地方有哪些有毒物质，市民就可以给工厂施加压力改变生产实践减少有毒物质的使用。

8.2 污染物负荷分配问题

在设计管理大气和水质量的命令与控制系统时，会遇到一个普遍问题，那就是：为了达到特定的环境质量目标该如何为不同的污染源设定排放标准？这一问题有时也被称为污染负荷分配问题（pollution load allocation problem），因为它关系到环境的“污染接受服务”在排放者之间如何分配。下面有关水质的例子表明了如何分析污染负荷分配问题，同样的方法

可以应用于空气质量中。

考虑一个假设的河流，接受三个污染源的排放物，假定每个污水排放源可以运用生化需氧量（BOD，Biochemical Oxygen Demand）完全描述，水流中的溶解氧（DO，Dissolved Oxygen）浓度表征环境质量。污水中 BOD 的浓度较高说明有机物质细菌分解消耗掉废水中大部分的 DO。污水排放以后，生物降解需要的氧来自于水流。这样，如果排放的 BOD 增加了，排放源下游的 DO 浓度就会下降。河流的 DO 浓度非常重要，因为如果它降到 6 mg/L 以下，一些鱼类就不能生存。如果 DO 降到零，生物降解过程就会产生很坏的气味。

这些分析依赖于标准模拟程序，预测 BOD 排放的增加如何影响 DO 的降低。BOD 和 DO 数学模型广泛应用，这两个参数在这里被用来说明如何得出排放标准来满足环境标准。仅仅是用两个参数是一个简化。在实际情形中，水质的其他方面，如透明度和致病细菌的存在，都在特定标准中被考虑。

假设在枯水期，河流的环境标准 DO 定为 6 mg/L。❶ 还假设如果没有向河流中排放污染物，在这些水流条件下 DO 为 7 mg/L。DO 标准和没有排放时的 DO 的区别为 1 mg/L，它代表了河流中用于受纳废水的那一部分能力。❷

图 8.1 给出了三个污染排放源，污染源 1 和污染源 2 位置相对，污染源 3 在下游远处。图中还包括一个点 α，在源 3 的下游。6 mg/L 的 DO 标准只在点 α 适用，因为这点有丰富的渔业资源。在实际情况下，河流的许多位置都设定标准。当然，一个点 α 已经能够说明问题

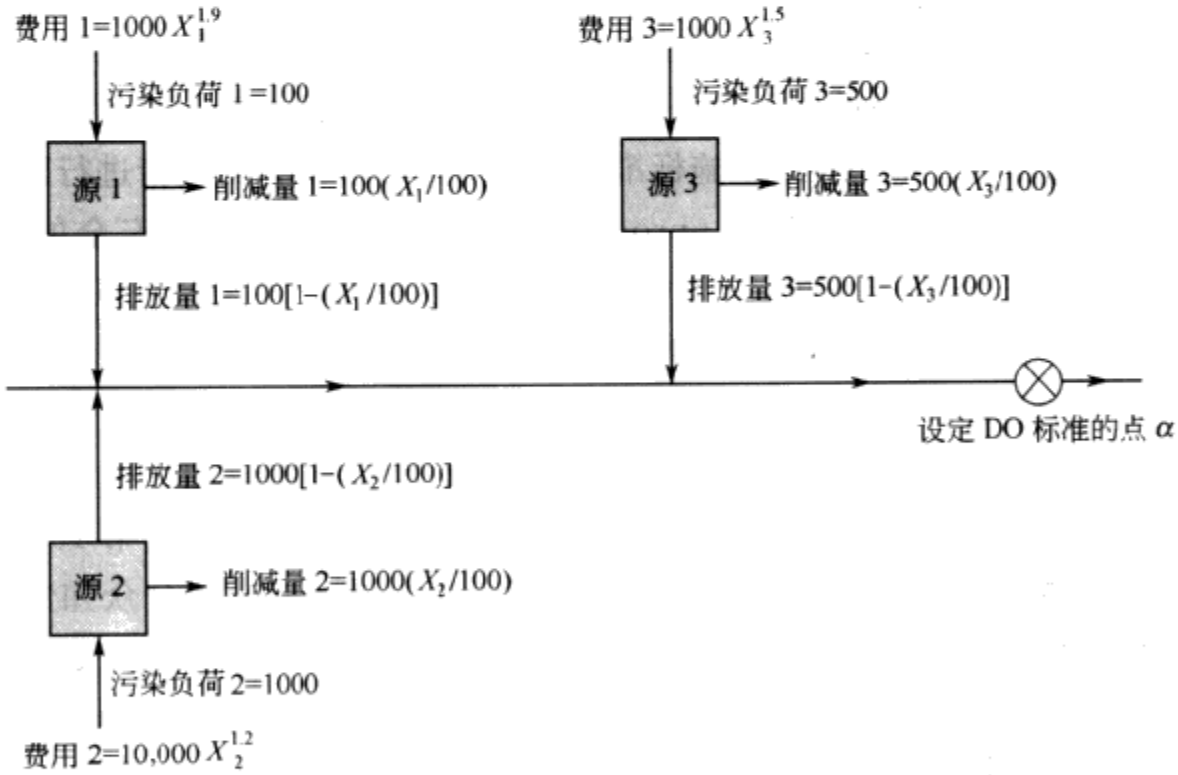


图 8.1　三种污水源举例

（注：污染负荷、削减量和排放量均以 450 kg/d BOD 计。）

（此图中费用 3＝1000$X_3^{1.5}$　疑应为费用 3＝5000$X_3^{1.5}$——编者注。）

---

❶ 当时定水质标准时，常常指明多少流量来稀释污水排放。通常，选择枯水期。如果标准在小流量稀释污水时也能够得到满足，那么在其他条件下通常也能满足。Velz（1976）描述了界定低流量条件的方法。

❷ 表 5.1 的讨论中介绍了环境提供废物接受服务的观点。对于三个污染源的例子，“吸收”有机污染排放的过程中用掉了 1 mg/L DO，允许的氧下降限制了水流吸收耗氧有机废物的能力。

了。图 8.1 还表明了每个污染源产生的 BOD 的原始负荷（raw load），它们的单位是 450 kg/d。这样，例如，源 1 的原始负荷为 100 单位，或者 45,000 kg/d BOD。

为了仅消耗 1 mg/L 的 DO，三个污染源有很多的方法来削减它们的污染排放。为了分析可行结果，用 X_1 代表污染源 1 减少的 BOD 原始负荷比率，X_2 和 X_3 分别代表污染源 2 和 3。尽管存在无数种选择来削减污染（例如：物质再循环），这个例子假设仅仅使用污水处理的方法。

图 8.1 表明与处理水平 X_1，X_2 和 X_3 的任意水平相对应的 BOD 削减和排放，比如，污染源 1，通过污水处理去除掉 100（$X_1/100$）单位，｛100［1－（$X_1/100$）］｝单位被排放到河流中。得出这些结果，是因为 X_1 是污染源 1 通过治理原始负荷的去除率。去除百分率 X_1，X_2 和 X_3 同样用来确定一套排放标准。对于任意 X_i，相应的 BOD 排放是源 1 的原始负荷乘以［1－（$X_i/100$）］。相应的排放标准要求 BOD 排放不能高于这个值。

8.2.1 污水处理的费用

图 8.1 还表明了污水处理的费用。例如，源 1 去除 X_1% 的原始负荷的费用是 $1000X_1^{1.9}$，图中的所有费用均为建设和运行污水设施的费用的现值。运用现值的概念是因为设施的运行费用发生在不同的未来的时间。❶

排放标准需要的去除百分率 X_1，X_2 和 X_3 的总费用记为 C_T（X_1，X_2，X_3），是图 8.1 费用的总和：

$$C_T(X_1,X_2,X_3)=1000X_1^{1.9}+10,000X^{1.2}+5000X_3^{1.5} \qquad (8\text{-}1)$$

式（8-1）中的各项与典型的处理费用有所不同。通常，当去除百分率接近 100 时，实际费用会很快上升。源 1 和源 3 某种程度上有这种类型的上升。然而，源 2 的费用表达式的指数接近于 1，但是费用没有表现出明显的上升。这个例子中的费用是特意挑选来表现生产效率标准和那些看上去公平的标准的差别。这种差别是因为，源 1 有一小部分污染去除非常昂贵。而在河流的同一点处排放的源 2，却能够以更低的费用去除同样数量的废物。

8.2.2 排放对河流水质的影响

为了制定达到 6 mg/L 的 DO 的环境标准的排放标准，还需要其他的信息。众所周知，排放 BOD 能够降低河流的 DO，这种影响需要一个数量性的描述。最简单的分析过程是在稳定状态条件下，即水流和污染排放都是恒定的。在这些条件下，一般假设污染物排放和某地河流 DO 之间存在线性关系。ΔDO，即由于 BOD 排放而使点 α 处 DO 发生的变化值为：

$$\Delta DO=\phi_{1\alpha}\left[100\left(1-\frac{X_1}{100}\right)\right]+\phi_{2\alpha}\left[1000\left(1-\frac{X_2}{100}\right)\right]+\phi_{3\alpha}\left[500\left(1-\frac{X_3}{100}\right)\right] \qquad (8\text{-}2)$$

括号里边的表达式代表 BOD 排放（见图 8.1），$\phi_{i\alpha}$ 的值，称为转换系数（transfer coefficient），估计了源 iBOD 排放每单位增加导致的点 α 处 DO 的减少。$\phi_{i\alpha}$ 的单位是 mg/L DO 每 450 kg/d BOD。在这个例子中，$\phi_{1\alpha}=\phi_{2\alpha}=0.002$，$\phi_{3\alpha}=0.003$，$\phi_{1\alpha}$ 和 $\phi_{2\alpha}$ 的值相同，源 1 和源 2 在同一点排放。这个例子中，$\phi_{3\alpha}$ 的值比其他两个转换系数要高，因为源 3 更接近点 α。❷水流中 DO 和污染源的距离的关系是在一段距离之后，河流会自然复氧。如果没有其他的污染物加入，河流的自然复氧会最终使得 DO 升高到源 1 和源 2 上游的浓度水平。

---

❶ 第 7 章中介绍了现值（present value）的概念，这个概念可以通过考虑普通储蓄账户来说明。如果利息为 6%，今天只需要 $1.00 就可以在一年后获得 $1.06。这种情况下，一年后的 $1.06 的现值为 $1.00。

❷ Thomann（1972）给出了得出转换系数的质量平衡分析。$\phi_{i\alpha}$ 的数值完全依赖于个别情况。正如 Thonamm 的分析说明的，完全可能出现 $\phi_{3\alpha}<\phi_{1\alpha}$ 的情况。

在计算相应的排放标准以前，需要考虑如果不进行污水处理，那么点 α 的 DO 为多少。运用等式（8-2），取相应的 $\phi_{i\alpha}$ 值，$X_1=X_2=X_3=0$，将这些值代入等式（8-2）得到 DO 的变化（以 mg/L 计）为：

$$\Delta DO=(0.002)(100)+(0.002)(1000)+(0.003)(500)=3.7$$

每个污染源都排放它的原始负荷，河流点 α 处的 DO 低于没有任何污染物时的 3.7 mg/L，这两个数值之差为 3.3 mg/L，即为点 α 处最终的 DO。这个值明显低于 6 mg/L 的标准。

如果三个排放引起的 DO 的下降限为 1 mg/L，那么 6 mg/L 的标准就能满足。DO 的下降可以通过选择 X_1，X_2 和 X_3 的方式来限制，

$$\phi_{1\alpha}\left[100\left(1-\frac{X_1}{100}\right)\right]+\phi_{2\alpha}\left[1000\left(1-\frac{X_2}{100}\right)\right]+\phi_{3\alpha}\left[500\left(1-\frac{X_3}{100}\right)\right]=1.0 \qquad (8\text{-}3)$$

等式（8-3）将等式（8-2）给出的 ΔDO 设定为 1 mg/L。代入相应的转换系数的值并且简化，等式（8-3）能够写为：

$$0.2X_1+2X_2+1.5X_3=270 \qquad (8\text{-}4)$$

任何能够满足等式（8-4）的 X_1，X_2 和 X_3 的组合都可以用来确定满足 6 mg/L 环境标准的排放标准。因为存在许多组合，就有很多套可能的排放标准。

8.2.3 设定排放标准的效率和公平性

（1）污染物的等百分比削减

设定标准的最简单的方法之一就是每个污染源削减相同百分率的原始负荷，用这种方法，需要的削减百分率在等式（8-4）中设为 $X_1=X_2=X_3=X$，解出 X，得 $X=73\%$。如果每个污染源去除 73%的原始负荷，6 mg/L 的标准就能得到满足。这个相同百分比削减计划的总费用可以用等式（8-1）表示：

$$C_T(73,73,73)=1000(73)^{1.9}+10,000(73)^{1.2}+5000(73)^{1.5}=\$8,310,000$$

一些人认为相同百分比削减计划很公平，因为每个污染源都等同对待。这个看法显然站不住脚，排放者有不等同的处理费用，而且在不同的位置，因此，采用相同百分比削减要求不一定公平。

考虑污染源 1 和 2 来说明费用分配的不公平。他们在相同的位置，每个生产过程的每单位污水对 DO 有相同的影响，在这个意义上，污染源好像是公平的。然而，污染源削减 73%污染物时，每个污染源减少每单位 BOD 要花费多少呢？表 8.5 给出了平均的单位费用：总的处理费用除以去除的 BOD 量。污染源 1 削减一单位 BOD 排放的平均费用要远远大于污染源 2。让他们减少相同百分比的原始负荷公平吗？

表 8.5 基于相同率削减政策的标准

污染源	污染削减百分比(%)	削减的 BOD /(kg/d)	治理费用 /$10^3	削减每单位 BOD 的平均费用/($ · 450 kg/d)
1	73	33	3470	47.5
2	73	330	1720	2.4
3	73	165	3120	8.5
总费用			8310	

相同百分比削减政策没有考虑排放位置的不同也导致了不公平。这个例子中，位置的影响由转换系数表示，$\phi_{1\alpha}=\phi_{2\alpha}=0.002$，$\phi_{3\alpha}=0.003$，源 3 排放的每单位 BOD 引起的点 α 处 DO 下降是其他污染源的 1.5 倍，那么让源 3 去除更高比率的原始负荷是否更公平呢？

对于相同百分比削减方法有很多的批评，其中最普遍的就是认为它不能有效地利用社会资源。许多其他计划能够以低于这个例子中相同百分比削减计划所需的 $8,310,000 费用来达到 6 mg/L 的 DO 标准，例如，有一种不太昂贵的方法，可以设计为让源 3 保持 73%的去除率，而源 1 不用治理；要满足环境标准，源 2 必须取出它自己原始负荷的 73%加上源 1 的原始负荷的 73%；源 2 的污染物去除百分率上升到：

$$\left[\frac{(0.73)(1000)+(0.73)(100)}{1000}\right]\times 100\%=80.3\%$$

运用等式（8-1），这个计划的总费用为

$$C_T(0,80.3,73)=10,000(80.3)^{1.2}+5000(73)^{1.5}=\$5,050,000$$

这代表在相同百分比削减政策基础上的 $3,260,000 的费用节省，更多的费用节省也是可能的。

（2）总成本最小化的污染处理

排放标准也可以基于费用有效准则：找到以最小的费用满足 DO 目标的去除率。如果经济想要生产效率必须做到费用有效。❶ X_1、X_2 和 X_3 的费用有效值使费用最小化，满足等式（8-4），即要求点 α 处 DO 达到 6 mg/L。在数学上，寻找费用有效的排放标准相当于寻找 X_1、X_2 和 X_3，在满足等式（8-4）的要求下，使等式（8-1）值最小。费用最小化的问题使用微积分通过标准程序就可以解决。❷ 结果如表 8.6。

表 8.6　总费用最小化的标准

污染源	污染削减百分比(%)	污染排放百分比(%)	排放的 BOD /(450 kg/d)	α点 DO 的下降/(mg/L)	治理费用 /$10³
1	4.12	95.88	95.9	0.192	15
2	100.00	0.00	0.0	0.000	2510
3	46.12	53.88	269	0.808	1566
总费用					4091

费用有效的排放标准和所有的污染源都削减同样比例污染的标准相比，可以节省大约 50%的费用（比较表 8.5 和表 8.6）。因为有机会产生显著的费用节省，人们可能期望得到支持通过费用最小化的途径来设定排放标准，然而，支持是很微弱的，因为费用分配不均。例如，费用最小化标准要求源 2 基本上去除所有的废物，而源 1 则不到 5%。因为两个排放

---

❶ 更加一般来说，费用有效意味着以最少的费用达到预先决定目标。费用有效和生产效率的关系如下得到：如第 7 章所说，如果投入要素以增加物品或服务净值的方式进行重新分配，经济的生产效率会得到提高。假设达到环境质量目标的社会目标的满足不是费用有效的，这意味着达到环境目标的费用不是最小，如果投入因素重新分配以最小费用达到环境目标，那么最初用于达到环境目标的一些投入可以用来生产其他物品或服务。因此，最初的资源分配（环境目标的满足不是费用有效的）不是生产有效的。

❷ 一个解决程序是先从等式（8-4）解出 X_3，然后带入等式（8-1）得到：

$$\hat{C}_T(X_1,X_2)=1000X_1^{1.9}+10,000X_2^{1.2}+5000(180-0.133X_1-1.33X_2)^{1.5}$$

通过解 $\partial\hat{C}_T/\partial X_1=0$ 和 $\partial\hat{C}_T/\partial X_2=0$ 同时得到使 $\hat{C}_T$ 最小的 X_1 和 X_2 值，这导致 $X_2>100\%$，这在实际上不可能，但是可以理解为如果等式（8-1）最小化那么源 2 削减它所有的废物。然后，整个最优化问题用 $X_2=100\%$ 重新检查，等式（8-4）解出 X_3，结果带入等式（8-1）得

$$\tilde{C}_T(X_1)=1000X_1^{1.9}+10,000(100)^{1.2}+5000(46.7-0.133X_1)^{1.5}$$

解 $d\tilde{C}_T/dX_1=0$ 确定使 $\tilde{C}_T$ 最小的 X_1，结果为 $X_1=4.12\%$，将 $X_2=100\%$ 一起代入等式（8-4）得到 $X_3=46.12\%$。保证 $X_1=4.12\%$ 给出的是最小的（不是最大）$\tilde{C}_T$ 的条件是 $\left.\frac{d^2\tilde{C}}{dX_1^2}\right|_{X_1=4.12}>0$，这个条件是满足的。

在同一地点，许多人认为这是不公平的。

费用分配的不公平可以通过一个税收和补贴体系来得到潜在的消除。比如，假如让源 2 削减所有的 BOD 是不公平的。不考虑费用有效的政策，政府可以对源 1 和源 3 收税来补贴源 2，使得最后的费用分配是平等的。通过这种途径，社会资源的最小量被用于污染处理，而且处理费用公平分配。尽管这个看法看上去非常合理，它也没有得到广泛运用。一个原因就是在达成有关如何公平分配费用的合约时的困难，另一个原因就是征收必要的税收和补贴常常在政治上是不可行的。

(3) 区域内等百分比削减

所有的制定排污标准的方法都有缺点，等同百分比削减计划在经济上是低效率的，费用有效政策常常导致削减费用的不公平分配，费用有效制度的明显的不公平是因为它不同地对待污染源，减少这种不公平需要回答一个很难的问题：以同样的方式对待排污者意味着什么呢？如果有可能定义一个区域，同一区域内的污染源在相关的各个方面都是相似的，那么要求每个污染源削减相同比例的原始负荷就是公平的。基于区域内等百分比削减来设定排放标准的基础就是，假设如果每个区域内的污染源削减相同比例的原始负荷，那么结果就是公平的。❶

在区域内等百分比削减这个基础上寻找排放标准需要回答另一个难题：区域该如何划分？为了说明，假设例子中的三个污染源被放置在两个区域内，源 1 和源 2 在一个区域内，源 3 在另外一个区域。❷ 这样划分区域说明，不论源 1 和源 2，哪个排放的每单位 BOD 都对河流的 DO 有相同的影响。也就是说，源 3 不一定要和其他源一样削减相同百分比的污染，因为源 3 排放的每单位 BOD 能导致点 α 的 DO 下降更多。

在资源使用最经济的区域，如果要求源 1 和 2 削减相同比例的原始负荷，相同百分比削减计划就能使总费用保持最低，这个方法建立的标准通过寻找 X_1，X_2 和 X_3 使得总费用最小来设定，同时满足 $X_1 = X_2$，点 α 处的 DO 为 6 mg/L。后边的条件表示为等式 (8-4)。X_1，X_2 和 X_3 只使用计算机程序来计算，结果如表 8.7。❸

表 8.7　$X_1 = X_2$ 时总费用最小化的标准

污染源	污染削减百分比(%)	污染排放百分比(%)	排放的 BOD /(450 kg/d)	α 点 DO 的下降/(mg/L)	治理费用 $10^3
1	61.3	38.7	38.7	0.077	2490
2	61.3	38.7	387.0	0.774	1400
3	89.9	10.1	50.5	0.152	4260
总费用					8150

---

❶ 这个假设是有争论的，因为同一区域内的排放者通常没有相同的废物处理费用。如果处理费用不相等，同一区域内的污染源不是在所有的方面都相同。由于污染者不同，让他们削减同样比例的污染物就不一定公平了。

❷ 在划分区域时，有两种极端的情况：将所有的污染源都放在同一区域内，或者让每一个污染源在各自的区域内。如果所有三个污染源都在一个区域内，结果就是相同百分比削减方法。如果每一个污染源都有自己的区域，就能获得费用有效的计划。通过定义不同于这两种极端情况的区域划分可以得出中间政策。

❸ 运用等式 (8-4) 解出 X_3，得到的结果连同 $X_1 = X_2$ 的限制条件一起代入等式 (8-1) 得：

$$\bar{C}_T(X_1) = 1000X_1^{1.9} + 10{,}000(X_1)^{1.2} + 5000(180 - 1.47X_1)^{1.5}$$

费用最小的 X_1 值通过解 $d\bar{C}_T/dX_1 = 0$ 来得到。得到的值 $X_1 = 61.3\%$ 也满足使 X_1 最小的条件：$\left.\frac{d^2\bar{C}}{dX_1^2}\right|_{X_1=61.3} > 0$。将 $X_1 = X_2 = 61.3\%$ 代入等式 (8-4) 得到 $X_3 = 89.9\%$。

这个例子的特点就是，区域等百分比削减规定和在所有的污染源都削减 73%时花费相同的费用（比较表 8.5 和表 8.7）。区域计划的高费用是因为源 1 有相对较高的处理费用，而源 1 和源 2 必须进行相同比率的削减。在其他情况下，区域计划的使用可能要比相同百分比削减政策要经济的多。考虑这样一种情况，污染源和规定环境标准的点相距很远，他们的排放对那点的环境质量影响很小。区域等百分比削减计划对这些污染源要求很低的处理水平。因此，达到环境标准的总费用要比所有污染源削减同样比例的原始负荷要少得多。

区域等百分率削减方法可能不能消除污染削减费用分配的所有不公平。在假设的例子中，即使将源 1 和源 2 放到同一区域内之后还是存在明显的不公平。源 1 削减每单位 BOD 的平均费用比源 2 相应的费用要高很多。

区域不需要按照地理位置来划分，为了得到更加公平的结果，区域可以界定为包括同一类型的污染排放源，例如，假设源 1 和源 3 是市政设施，源 2 是石油冶炼厂，可以认为源 1 和源 3 因为它们都是市政设施这样他们的治理费用是相似的，他们应该削减相同比例的原始负荷。区域划分的方法不能消除明显的不公平。因为源 3 对点 α DO 的影响比源 1 更大，要求 $X_1 = X_3$ 可能被认为是不公平的。

三个污染源的例子说明，没有哪一套排放标准既是经济上有效率的，又能很合理地分配费用，因此必须在公平和效率之间做出权衡抉择。

8.3 特拉华河口的 BOD 分配

尽管前边的例子是假设的，它与 20 世纪 60 年代晚期特拉华河口决定排放标准的过程有相似之处。这个过程是由特拉华河口综合研究室（DECS，the Delaware Estuary Comprehensive Study）领导的，当时它是联邦水污染控制局的一部分。❶ 下面通过对 DECS 的几个方面的选择分析将前文所述的有关污染分配问题的讨论加以延伸。

和三个污染源的例子一样，特拉华河口综合研究室将重点放在 BOD 和 DO 上。考虑了 44 个 BOD 污染源，这些污染源总体占到河口排放的生化需氧量的 95%。河口综合研究室估计了每一个污染源削减不同百分比的 BOD 排放的费用，这些费用在图 8.2 中用直线段表示。这样河口综合研究室就能够用一系列线性等式来表述任意 BOD 削减计划的总费用。

与本章前文所述类似，除了费用信息外，河口综合研究室还需要对转换系数做出设定。为了得到转换系数，86 km 的特拉华河口被划分为 30 段，每个长度约 3000 m 或者 6000 m（见图 8.3）。每段都有两个代表质量守恒规律的等式，一个是 DO，一个是 BOD。假设为稳定状态，对这相应的 60 个等式同时进行求解，得到转换系数，这样就可以估计河口每段输入 BOD 量的减少可以导致 30 段每段的 DO 升高多少。因为需要为 30 段而不是仅仅 1 段设定环境质量标准，所以需要计算出很多转换系数。另外还需要考虑 BOD 排放对排污点上游和下游区域 DO 的影响。河口都是沿海水域，存在潮汐和新水的

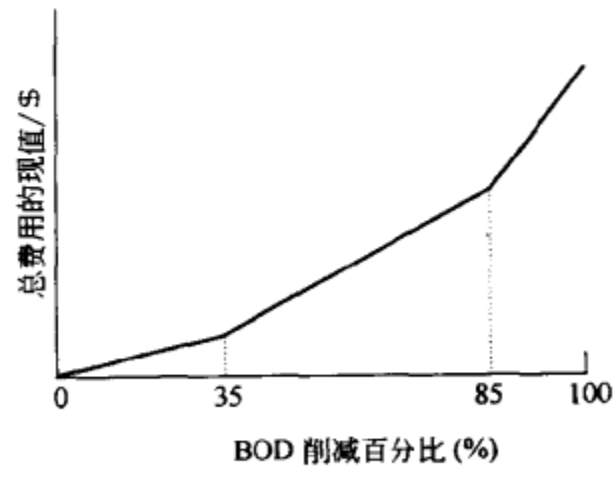


图 8.2 BOD 削减费用折线图

❶ Ackerman 等（1974）讨论了河口综合研究室的分析和他们如何影响特拉华河口的环境和排放标准。Thomann（1972）和 Thomann 和 Mueller（1987）提供了有关河口综合研究室调查的数学和工程方面的具体信息。

流入，潮汐的影响的一个直接结果是，水不仅转移到排放位置的下游，也转移到排放点的上游。

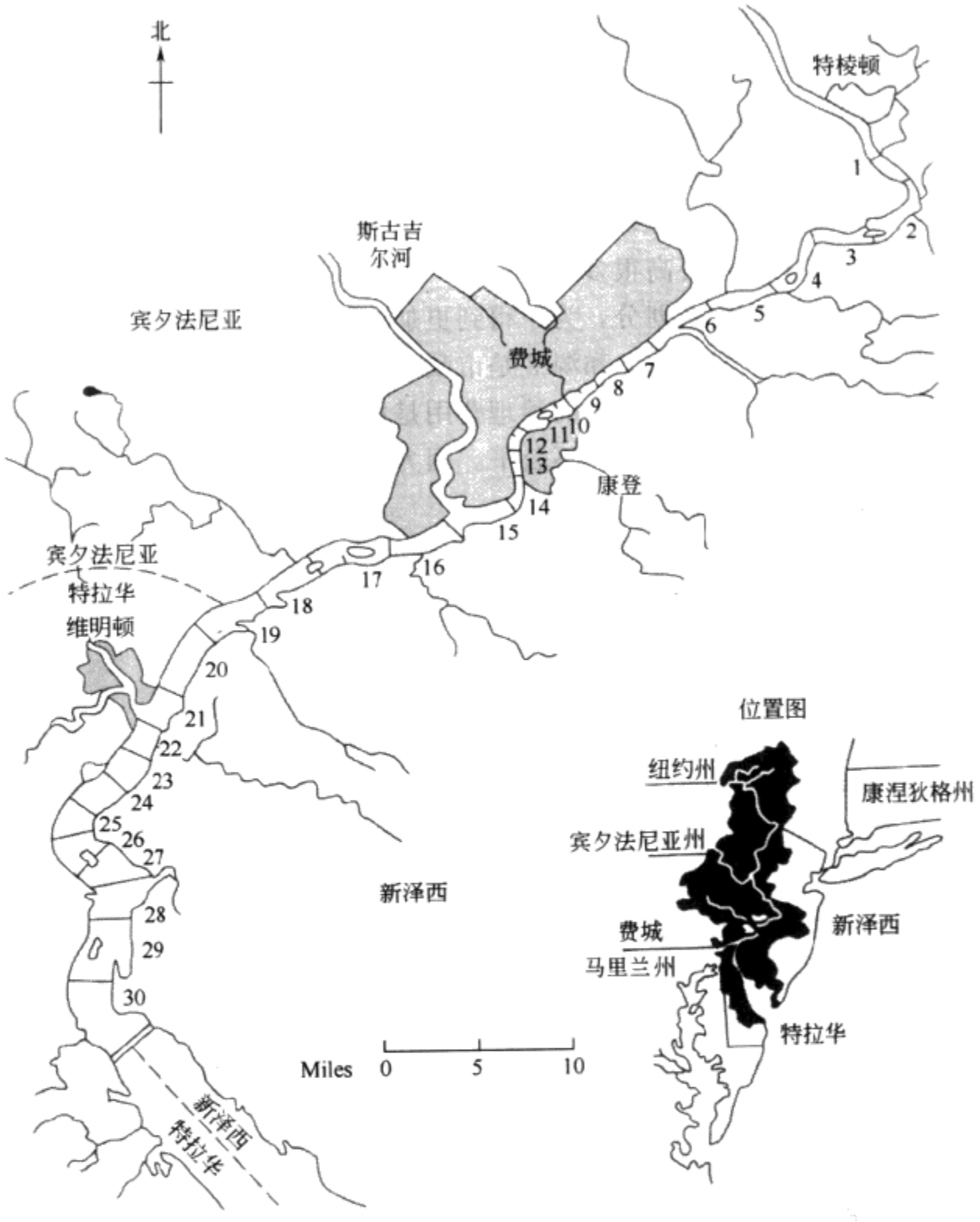


图 8.3　使用 DECS 分析法分析特拉华河口

（资料来源：地表水质模型和控制原理，Robert V. Thomann 和 John A. Mueller，1987，Addison Wesley 教育出版社，重印得到许可。）

特拉华河口的例子和三个污染源的例子的不同之处在于已经建立了环境标准。在河口综合研究室的研究中，目标是为了提供给决策者帮助他们选择环境标准的信息，关键信息是有关达到不同的 DO 浓度目标需要多少费用。❶

河口综合研究室考虑了五套环境标准，每一组标准被称为“目标组合”（objective set）。表 8.8 给出了河口几段的一部分 DO 目标组合。目标组合 5 代表河口 1964 年的情况。目标

❶ 对这几套环境标准各自的效益都进行了考虑，但是最大的效益并不能用金钱来衡量，特拉华河口环境标准的最后选择反映了有关的不同费用和效益，但是没有进行严格的费用-效益分析。

组合的全面描述包括所有 30 段河口，以及其他如氯化物、透明度和 pH 的限制。尽管许多水质指标被河口综合研究室考虑，但是 DO 是最受关注的。

表 8.8　特拉华河口分析中运用的几种 DO 环境标准①

目标组合序号	选定的位置(河段)				
	特棱顿	费城	彻斯特	维明顿	里斯顿点
	(1)	(14)	(18)	(21)	(30)
1	6.5	4.5	5.5	6.5	7.5
2	5.5	4.0	4.0	5.0	6.5
3	5.5	3.0	3.0	3.0	6.5
4	4.0	2.5	2.5	2.5	5.5
5	7.0	1.0	1.0	4.0	7.1

① 表中 DO 标准在夏季平均条件下，单位为 mg/L。见 Kneese 和 Bower (1968，p. 227)。

其他获得每个目标组合代表的水质水平的排放标准也被确定，河口综合研究室调查了分配 BOD 排放的三种策略：等百分比削减，最小费用（或者费用效率），区域内等百分比削减率。实际上，三个污染源例子运用的分析方法被使用了五次，五个目标组合每个一次。

污染源 i 的排放限制由 X_i 代表，即 BOD 的削减百分率。对于满足某个目标组合 DO 要求的一套排放标准，X_1，X_2，…，X_{44} 的值必须满足不同的水质限制。对于河口任意段“β”，水质限制的形式为

$$\phi_{1\beta}W_1\left(\frac{X_1}{100}\right)+\phi_{2\beta}W_2\left(\frac{X_2}{100}\right)+\cdots+\phi_{44\beta}\left(\frac{X_{44}}{100}\right)\geqslant K_\beta \tag{8-5}$$

这里：

W_i——污染源 i 现在排放的 BOD 总量；

$\phi_{i\beta}$——污染源 i 排放的 BOD 量下降 1 个单位导致的 β 段 DO 的上升；

K_β——满足 DO 标准需要的 β 段 DO 的上升。

表达式（8-5）的左边部分类似于等式（8-2）。对任意污染源 i，W_i 乘以（X_i/100）为削减 X_i 百分率导致的现在 BOD 排放的削减量。削减的排放量乘以转换系数表示相应的 β 段 DO 的上升，表达式（8-5）左边的部分合计了每个削减造成的 β 段 DO 的上升。不等式保证了 X_1，X_2，…，X_{44} 引起的 β 段 DO 总的上升不小于满足特定目标组合要求的 DO 的升高。

设定排放标准的等百分率削减计划由试验错误程序最终决定。选择一个百分比，检查表达式（8-5）给出的这个类型的水质限制，看是否满足 30 个段每个的 DO 标准。如果一段或几段的标准不能满足，削减百分比上升一点，水质限制再检查一遍。如果超过了标准，那么降低一点百分比，再检查一遍。这个过程给出刚好满足 DO 要求的惟一的削减百分率。

要找到费用最小的 X_1，X_2，…，X_{44} 值，必须将每个污染源代表 BOD 削减费用的直线段相加，最后的总费用等式是和削减百分比成线性关系的式子的总和。也就是说，每个削减百分率都只是一次幂形式。水质限制包括 30 个线性不等式，每段一个；表达式（8-5）是一个典型的限制。因为所有的等式和不等式由和削减百分率成线性关系的式子组成，费用最小的 X_1，X_2，…，X_{44} 的值可以使用标准数学方法计算。河口综合研究室很容易地解决了费用最小化的问题。❶

❶ 除了水质限制，还必须将每个 X_i 都限制在 0 到 100（%）之间，最后的费用最小化问题是“线性计划”的形式。这样的问题运用专门设计的程序可以解决。寻找最小费用 X_1，X_2，…，X_{44} 的线性计划问题的完全陈述见 Thomann (1972)。

设定排放标准的第三种途径，区域内等百分率削减政策，有一个更加复杂的费用最小化过程。要找到合适的 X_1，X_2，…，X_{44}值，费用最小化的问题扩大到要求任何区域所有的污染源削减同样百分比的污染排放。将 44 个污染源组成不同的区域有很多方法，认为一种分组方法比另一种有道理是没有任何理论基础的，河口综合研究室考虑了几种划分区域的计划。尽管区域内相同百分率削减的规定增加了费用最小化问题的数学难度，但河口综合研究室工作人员设计了一个特殊的程序来解决这个问题。

河口综合研究室的一部分结果如表 8.9。表中的费用包括建设费用和运行维持的费用，反映 1975～1980 年期间预期的废物量。费用最小的计划通常比相同比率削减计划便宜得多。区域内等百分比削减计划的费用决定于区域是如何划分的，表 8.9 中最后一行费用是对应于河口综合研究室最后使用的区域划分。

表 8.9　达到特拉华河口目标组合的总费用/ $10^6①

目标组合	策略		
	相同百分率削减	最小费用	区域内等百分率削减
1②	460	460	460
2	315	215	250
3	155	85	120
4	130	65	80

① 来自 Kneese 和 Bower（1968，p. 230），所有费用均为 1968 年报告的现值。

② 目标组合 1 费用数值对三种策略来说是相同的，此目标组合所造成的高水平 DO 要求很高水平的污染治理和使用河口人工复氧机械装备。

为了制定特拉华河口标准，最终对目标组合 2 和 3 进行折中权衡来表示为新的环境标准组合。执行这套水质标准的管理方法是由特拉华河流域管理委员会（DRBC，Delaware River Basin Commission）来设计的，它是一个有广泛权利和义务的州间机构。他们的计划有四个区域，一个区域内的每个污染源削减相同百分率的 BOD 原始负荷，这些百分率从 86.0 到 89.25。

最后结果的表达形式说明，在执行排放标准时存在一些困难。考虑为同一区域内两个石油精炼厂设定 BOD 排放限制的问题，假设执行区域内相同百分率削减政策的时候，一个精炼厂已经进行了费用很高的废物处理，而相邻的精炼厂没有处理设施排放所有的废物。要求每个精炼厂对现有排放量进行相同百分比的削减是不公平的。为此，特拉华河流域管理委员会按实际情况决定“假设的原始负荷”，并以此确定每个污染源可能排放的 BOD 的数量限制（“限额”）。排污者经常认为特拉华河流域管理委员会最初设定的限额过低。最后的限额在经过一系列排污者和特拉华河流域管理委员会之间的协商会议后被最终确定。Baumol 和 Oates（1979，p. 236）认为：

最后设定的排污许可变化幅度非常惊人，例如，河口石油精炼厂最终的污染限额从每天 314 BOD 到 6532。

最后定额的大范围变化反映了提出公平的排放标准的难度，尤其是在必须做出判断以识别假设原始负荷的地方。

实施特拉华河口排放要求的另一个问题是由对转换系数的有效性的质疑引起的，河口综

合研究室的调查假设这些系数适用于估计特定数量的 BOD 削减能够导致多大程度的 DO 提高，一些排放者认为系数将河口的复杂机能过度简单化，他们认为，仅仅根据现有的对河口活动的知识，无法对 DO 如何变化进行精确的数量预测。同时，他们也认为预测水质变化的程序过于简单且不可靠，因此极力反对在此基础上所实施的昂贵的 BOD 排放定额。

对转换系数有效性的争论说明了设定达到环境标准的排放标准时遇到的普遍问题。这种得出排放标准的方法，要求在执行了建议的污染削减后对能够多大程度上提高环境质量做出一个清楚的判断。如前所述，这些判断经常遭到质疑。

河口综合研究室的调查的讨论说明了分析家如何能够帮助决策者进行公平和效率之间的权衡，它提出了一些在选择环境和排放标准中出现的实际问题，下一章通过研究环境部门在污染者没有满足环境要求时采取的行动，详细讨论了执行问题。

主要概念和术语

环境规章的类型（*Types of Environmental Requirements*）

环境标准（Ambient standards）
废水和废气排放标准（Effluent and emission standards）
排放许可（Discharge permits）
基于技术的标准（Technology-based standards）
技术推动的标准（Technology-forcing standards）
技术和执行标准（Technology vs. performance standards）
最佳管理措施（Best management practices）
信息披露规定（Information disclosure requirements）

污染负荷分配问题（*The Waste Load Allocation Problem*）

费用的现值（Present value of costs）
生化需氧量（Biochemical oxygen demand）
DO（Dissolved oxygen）
BOD-DO 耦合模型（BOD-DO models）
转换系数（Transfer coefficients）
费用效率准则（Cost-effectiveness criterion）
生产效率（Productive efficiency）
相同百分比削减（Equal percentage removal）
区域内等百分比削减（Zoned equal percentage removal）
费用分配的公平（Equity in distributing costs）

特拉华河口的 BOD 分配（*BOD Load Allocation for the Delaware Estuary*）

水质限制（Water quality constraints）
公平-效率均衡（Equity-efficiency tradeoffs）
设定环境标准的基础（Bases for setting ambient standards）
假设的原始负荷（Hypothetical raw loads）

问 题 讨 论

8-1　你将用哪些标准来比较达到环境质量目标的各种类型的规章？标准包括被管理者的灵活性，监督

是否容易，对个人研究新的污染削减技术的影响。

8-2 假定你是环境部门的政策分析员，你被要求对管理固定大气污染源以达到法律要求的大气环境质量标准而使用的技术标准和执行标准进行比较，列出你将用于评价技术标准和执行标准的准则，并且进行一个比较分析。

8-3 排放标准可以基于（a）环境水质标准，（b）可用污染削减技术，（c）两者相结合来制定。分析各种方法的优点和缺点。

8-4 一个地方大气质量管理机构对现存污染源的管理比较宽松，但是它正考虑对所有每年排放超过 100 t SO_2 的新固定大气污染源使用严格的执行标准，SO_2 排放低于 100 t/a 的新污染源将面对比现存污染源适度严格的要求。你的工厂现在的生产设备每年排放 300 t 的 SO_2，正考虑关闭现有工厂，开始运行每年排放 200 t 的新的更有效率的设备。假定 SO_2 的削减费用是公司决策的一个重要因素，为了避免严格的新标准，工厂有哪些选择？这些选择如何影响大气环境质量？

8-5 在管理主要大气污染源的不同方式中（见表 8.1），哪一个更能刺激工厂对治理技术或者减少废物量的生产过程变革进行研究？

8-6 考虑一种情形，有两个工厂排放相同的大气污染，除了相对大气质量控制点的位置不同，其他各个方面都相同，工厂 1 离大气质量控制点更近些，位置的不同反映为转换系数的不同：$\phi_{i\alpha}$ = 工厂 i（$i=1$，2）排放量的每单位变化导致的大气质量控制点 α 的浓度变化。此例中，$\phi_{1\alpha}=1.0$，$\phi_{2\alpha}=0.5$。$\phi_{i\alpha}$ 的单位是每 450 kg/d 排放的浓度 mg/L。达到污染削减的总费用如下表所示。每个工厂的最大可能排放量为 7，控制技术（本例中）使得削减 1，2…7 是可能的（也即非整数值是不可能的）。假设大气环境质量标准要求点 α 的最大可能浓度为 3 mg/L，两个污染源没有大气污染时其浓度为零。

a. 如果两个工厂对他们的未控制排放进行同样比率的削减，决定费用最小的大气污染控制计划。

b. a 部分的计划不是生产效率的。找到费用最小的控制计划。（提示：因为 $\phi_{1\alpha}>\phi_{2\alpha}$，计算工厂 1 比工厂 2 削减更多污染的控制计划的费用。）

污染削减单位/（450 kg/d）	0	1	2	3	4	5	6	7
总年费用/ $10^3	0	1	3	6	10	16	23	31

8-7 考虑下表中从 3 个污染源例子中总结的信息，你赞同这 3 个计划中的哪一个？你的回答应该考虑公平和生产效率。

	最小费用（%削减）	相同百分率削减（%削减）	区域内等百分率削减(%削减)
污染源			
1	4	73	61
2	100	73	61
3	46	73	90
总费用/ $10^5	4.091	8.31	8.15

8-8 假设你是水域水质管理部门的领导，你的员工力劝你批准一项类似于 3 个污染源例子中为水域主要污染源设定排放标准的研究，在你决定是否批准这项研究之前你会问你的员工哪些问题？

8-9 假设你是一个刚接到命令要求削减 80% 污染排放量的公司的顾问，这个要求基于类似 3 个污染源例子中的一项研究。你将建议你的客户如何继续？

参 考 文 献

Ackerman, B. A., S. R. Ackerman, J. W. Sawyer, Jr., and D. W. Henderson. 1974. *The Uncertain Search for Environmental Quality*. New York: Free Press.

Baumol, W. J., and W. E. Oates. 1979. *Economics, Environmental Policy and the Quality of Life*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Flachsbart, P. G., and J. W. Morrow. 1987. "The Development of Hawaii's H_2S Standards and Geothermal Regulations." Paper presented at the 80th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, (June 21-26), New York, NY.

Garwin, R. L. 1978. "Comments on Government Policies Toward Automotive Emissions Control," In *Approaches to Controlling Air Pollution*, ed. A. F. Friedlaender. Cambridge, MA: MIT Press.

Hunter, S., and R. W. Waterman. 1996. *Enforcing the Law: the Case of the Clean Water Acts.* Armonic, NY: M. E. Sharp.

Kneese, A. V., and B. T. Bower. 1968. *Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions.* Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press.

Mills, E. S., and L. J. White. 1978. "Government Policies toward Automotive Emissions Control." In *Approaches to Controlling Air Pollution*, ed. A. F. Friedlaender. Cambridge, MA: MIT Press.

Quarles, J. 1976. *Cleaning up America: An Insider's View of the Environmental Protection Agency.* Boston: Houghton-Mifflin.

Russell, C. S., W. Harrington, and W. J. Vaughan. 1986. *Enforcing Pollution Control Laws.* Washington, DC: Resources for the Future.

Thomann, R. V. 1972. *Systems Analysis and Water Quality Management.* New York: Environmental Science Services Division. Reissued by McGrawHill, New York.

Thomann, R. V., and J. A. Mueller. 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control.* New York: Harper & Row.

Velz, C. J. 1976. "Stream Analysis—Forecasting Waste Assimilation Capacity." in *Handbook of Water Resources and Pollution Control*, ed. H. W. Gehm and J. I. Bregman, 216-61. New York: Van Nostrand Reinhold.

第 9 章　实施环境管理

许多看上去非常有效的环境管理措施都不能被有效地执行，即使环境管理机构强制执行，被管理者也总是能够找到绕过管理规章的方法，使得实际结果可能和政策设计所预期的大相径庭。是什么阻碍了环境规章的有效执行呢？管理部门可以通过采取哪些措施来克服这些障碍呢？

通过对实际环境中的政策效果进行评价，本章对环境政策的执行问题进行了回顾。本章的讨论首先从分析中国污染控制管理开始；然后转到两个关键的执行问题：监督能力和规章的执行。中国的政策执行是依靠环境管理部门和污染者之间的合作来进行的，这一点与美国环境管理机构运用的更加强制性的手段形成了鲜明的对比。最后，本章分析了影响污染者遵守管理规章的因素。

9.1　中国环境政策的执行[1]

引入中国管理方法的目的是将其作为例子，因为中国很多制度在其他地方一般找不到。[2] 而且，在中国，环境管理制度的背景也与别的国家有所不同：大部分实施环境管理的机构隶属于地方政府；而在多数国家，国家、州或省级权力部门都执行国家的环境项目。[3]

9.1.1　中国的环境保护

在 20 世纪 70 年代之前，中国就开始运用环境标准来努力控制工业污染的排放，但是这些标准经常因免罚而被忽视。[4] 1978 年邓小平提出的政治经济体制改革开始之后，对环境政策进行改革的时机到来了。

1979 年，中国的环境保护法授权对环境标准进行完善，在该法通过之后不久又颁布了大气和水环境质量标准，另外还建立了全国排放标准体系，地方有权颁布比国家总体标准更加严格的排放标准。

原来的排放标准有一个基本的缺陷：仅仅规定了污染物的浓度，而不是总量——单位时间排放的污染物的总质量。例如，考虑广东省化学需氧量 COD（Chemical Oxygen Demand）——一个广泛用于表征水污染中有机污染物质数量的参数的排放标准，污水排放标准要求一个工厂的 COD 最大浓度低于 110 mg/L。[5] 接收污水水域的水质不仅依赖于 COD 的排放浓度，而且依赖于每单位时间排放的 COD 总质量。如果工厂污水的 COD 浓度很高，它可以很简单地加入未污染的水将污水稀释，而不用减少 COD 的排放量就可以达到排放标准。在很多情况下，接收污水的水域，水质通过稀释不能得到提高。正如以下描述的那样，中国权力机关开始弥补 1989 制定的排放标准的不足。

---

[1] 这部分从我和三位同事：马晓莹（音译）、Barbara Sinkule 和 Kimberly Warren 的谈话中受益很多。

[2] 第 12 章和 13 章概述了更多管理工业污染的典型的方法，那里描述了美国水质和大气质量管理计划。

[3] 第 3 章有关美国环保局的讨论展示了一个更加普遍的政策执行环境，联邦和州管理机构在执行规章中起到主要作用。

[4] 这个观察来自于 Ross（1988，p. 154），他对中国的污染控制措施进行了介绍。

[5] COD 更详细的技术内容，参阅 masters（1991）。

1979 年环境保护法规定了三个工业污染控制制度：环境影响评价（environmental impact assessment）；排污收费（discharge fees）；三同时（three synchronizations）制度——新工厂必须和相应的污染管理体系同时设计、同时施工、同时投产。如表 9.1 中总结的，20 世纪 80 年代污染控制运动迅速发展，1989 年修订了 1979 年环境保护法，20 世纪 80 年代引入的制度有时在中国被称为“新五项”：它们补充了 1979 年的“旧三项”。

表 9.1　中国的污染控制制度（1993 年）

1979 年环境保护法规定的“旧三项”	20 世纪 80 年代规定的“新五项”
● 环境影响评价	● 排污许可体系①
● 排污收费	● 环境保护目标责任
● 三同时	● 城市环境综合整治定量考核
	● 污染限期治理
	● 污染集中控制

① 排污许可体系（DPS）按照中国环境保护八项制度的提法应该译为“排污申请登记与许可证”。其余几项也按照八项制度的提法来译。——译者注

新五项中只有一个属于传统的污染控制政策：排污许可体系（DPS，Discharge Permit System）。排污许可体系和美国以及其他地方运用的许可证计划相似，这个体系要求特定规模以上的污染物排放者在排放污染物之前要获得排污许可。排污许可详细地说明了允许合法排放的条件（包括最大的污染物浓度和排放量）。因为排污许可限制了排放量，工厂不能通过加水稀释污水来达到要求，排污许可体系组成一个基于单个排放源的污水和大气排放标准的体系。❶

排污许可制度要求工厂拥有监测工业设备内每个流程所产生污染物的质量和数量的设备。在执行排污许可制度之前，许多中国工厂缺乏它们各个流程和生产线的排放对总污染物贡献量的信息。监测内部运作的要求可以帮助工厂管理者发现清洁生产（cleaner production）的可能，例如，通过改变生产过程减少产生污染物的数量。中国环境官员经常认为清洁生产比污染处理更加有效和廉价（在中国和其他很多国家，“清洁生产”用来指美国所谓的“污染预防”）。

和在很多国家都有运用的排污许可体系相比，环境保护目标责任体系是中国特有的。在这个体系下，地方官员（如市长）、政府部门首脑以及工厂厂长签订环境责任条约。当领导者签订了条约后，他们必须尽力控制它们的运作来达到具体的环境改进目标。责任体系很重要，因为它使得具体环境目标的完成成为许多中国领导工作业绩评价的一个正式的部分。

另外一个中国特有的管理体系是城市环境综合整治定量考核（annual assessment of environmental quality in Chinese cities）。这个体系下，中国国家环保局在主要城市进行环境质量的年度数值评估；评估所使用的参数包括传统的大气和水质测量指标以及表征城市基础设施特征的变量（比如有垃圾收集设施的家庭的百分率）。年度评估是通过媒体来进行的，数据“引起对地方政府官员的称赞或者批评”。❷ 公众参与年度评估使得很多政府官员加强环境质量改进。没有市长愿意看到他（或她）的城市处在年度评估排行的最底端。

表 9.1 中新五项的最后两项都不是通常意义上的制度。污染限期整治（limited time

---

❶ 在 20 世纪 90 年代早期，排污许可体系在超过 100 个城市试行，最终的排污许可体系是在 20 世纪 90 年代末颁布的。

❷ 引自 Wang 和 Blomquist（1993，p. 72）。

treatment orders）在本质上给了环境官员命令污染者在某个最后期限之前控制它们的污染物或接受重大处罚的权利。地方官员给出污染削减目标的命令，让污染者在某个固定的日期之前执行必需的污染管理体系。很多情况下，环境管理部门和接受命令的工厂紧密合作解决污染问题。没有达到限期治理所要求的条件会有严重的后果——罚款或者工厂被关闭直到达到命令为止。

表中的最后一项，污染集中控制（centralized pollution control），是要求城镇以及其他行政团体积极推动污染集中管理体系。这个制度在河南省安阳市的运用具有示范性。安阳当地的环境管理单位创造了一个“污水管理治理站”来主管集中处理设施的建设和运行，这些设施包括收集许多小工厂排放的废水的拦截下水道以及一个集中废水处理厂。

9.1.2 环境管理机构

1979 年环境保护法批准建立一个复杂的管理网络来管理中国新的污染控制计划。中国国家环保总局为执行国家级命令计划提供指导规则。然而，这些全国性计划主要由更低级别政府单位比如省、市、县一级的环境保护局来进行。

每个环保局都是以国家环境保护总局为上级的“职能线”（functional line）的一部分。这个职能线是一个垂直的阶梯等级，从国家级往下到省环保局，然后一直到市和县环保局。比如，考虑临近香港的深圳（在广东省）的情形。深圳环保局垂直向上报告给广东省环保局，然后，省环保局报告给国家环保总局。

每个环保局也是地方政府的一个机构，需要向地方政府首脑做报告。[1] 例如，深圳环保局是深圳市政府的一个办公局，对深圳市长负责。市长办公室为环保局提供资金，市长也可以干预环保局领导的任免。各个环保局必须和其他的部门合作，向同一个地方领导汇报。这样深圳环保局和深圳经济委员会、深圳市工业局以及其他深圳市政府的部门一起工作。

地方环保局领导向两个方向汇报：按功能线垂直向上到上面的国家环保总局和平行地向地方政府领导。这种责任和义务的双重性影响着环保局运作的方式，使得中国环保局完全不同于其他国家执行环境计划的机构。[2] 因为它们是地方政府的一部分，环保局必须使他们的污染控制计划和地方政府的经济发展计划相适应，由于地方政府领导（例如深圳市长）影响着环保局的预算以及它能否与其他政府部门进行合作，所以不这样做是不理性的。没有地方政府领导的支持，环保局要强制实行污染控制要求是非常困难的。

1979 年环境保护法的临时性也妨碍着环保局的执行能力。1979 年环境保护法确立的时候，它是“试行”的。尽管新法律的试行在中国非常普遍，但是 1979 年环境保护法的试行地位是不利于环保局工作的。[3] 因为是试行，许多工厂遵循法案只是为了方便，而不是出于法律责任。[4] 这种情况在 1989 年得到了改善，此时 1979 年制定的环境保护法得到修订，而且不再处于试行地位。

---

[1] 中国的行政管理体系中，“地方”被认为广泛地包括省、市等等。地方政府和国家政府区分开来。

[2] 中国的大城市比如北京，地方环保局和地方“工业局”的环境保护处、国家级工业局或部的地方办事机构一起执行某些方面的国家环境法规。比如，北京的化学工业局地区办公室是北京市政府的一部分，它的环境保护处有很多环境专家，当北京市环保局管理化学试剂工厂时，它就和北京市政府化学工业局的环境保护处紧密合作。

[3] 1978 年，邓小平解释了为什么需要试行：“很多的立法工作需要去做，我们没有足够的熟练人员，因此，法律条款必须从不完善开始，然后逐步改进……简而言之，有法律总比没有好，早有比晚有好。”（邓小平，引自 Ross 1988，p. 140）

[4] 观察来自 Ross（1988，p. 159）。

1979 年环境保护法没有包括任何减少生产重要性的条款。这样，当满足工厂的产量目标和环境保护目标发生冲突时，工厂领导倾向于忽视环境目标。工厂领导认为达到产出目标意味着好的业绩评价，而没有达到污染控制目标不会影响到这些。1982 年这种情形有所改变，环境保护第一次作为完整的一章包括在第六个“五年”计划（1981～1985）中，环境保护纳入了计划，“国家将为环境保护分配资金”，而且“如同生产约束一样，符合环境规章对经济部门和企业的压力”将越来越大。❶

9.1.3 环境保护目标责任

自从环境保护目标责任体系在修订 1989 年环境保护法时被引入以来，环境保护目标在工厂领导者心目中的地位显著上升。Wang 和 Blomquist（1993，pp. 61-62）将这个体系描述如下：

各级地方政府应当对他们管辖范围的环境质量负责，采取措施提高环境质量。这样，各单位如省级政府、市长、县级领导、地方政府各部门领导、企业管理者以及其他团体都通过签订环境保护责任协议为环境目标负责。协议阐明了在规定的时间内各实体必须满足的环境保护目标。

环境责任协议在实体和通常监视它运作的团体之间签订，这样在地方工业局评估业绩时，评估的内容将扩大到包括具体的环境目标（比如，在某日前减少 COD 排放 10%）。协议的项目通过协商制定，他们除了反映环境因素之外还反映了经济和社会因素，协议还可以包括激励（比如超额完成的资金奖励）和含罚款在内的制裁等条例。Wang 和 Blomquist（1993，p. 63）描述了很多例子说明“在这种体系下，企业的声誉、利润和雇员的福利都濒临危险”。

环境责任体系不仅仅应用于企业，在管理单位之间也可以签订协议。比如，市长和省级领导可以就环境改进目标签订协议。市长主要依靠市政各局和它管辖的地方企业达到这些目标。❷ 市政府下的每个工业局都监督管辖市区内一定数量的企业，而市环保局发挥中心作用，因为环保局帮助市长选择环境改进目标，对影响实现环境目标的企业施加要求。市长有既定的影响力来保证市政各局、地方企业和环保局合作以达到环境改进目标。

9.1.4 三同时

中国的环境规章和其他地方不同，因为执行规章的制度背景不同，而且规章的执行更多地依赖于环境管理者和工厂之间的交涉和协商。三同时制度在 S 市一个新工厂的应用说明了这些不同之处。❸ 如前边提到的，三同时制度要求新工厂和工厂的废物处理系统同时设计、同时施工、同时投产。

（1）工厂设计和建设

1986 年，中国大陆和香港的投资者合资开办了一家染色和纺织棉线的工厂。为了执行“三同时”的第一步（设计阶段），投资者正式向中国南方 S 市环保局（由于本节所举案例未经证实，文中隐去具体地点——编者注）注册，作为注册的一部分，工厂所有者给环保局出示了关于他们拟建工厂设备的资料及配合废水处理工厂的设计。在和环保局的会晤中，投资者了解了当地的环境要求，三同时制度的第一步使得新工厂所有者以后很难辩解说他们不知

---

❶ 引号中的内容来自 Ross（1988，p. 160）。

❷ 在很多方面，中国城市的市长类似于一个“团队”的领导，包括城市各局和他们管辖的企业。要得到更多这方面的内容，参阅 Sinkule 和 Ortolano（1995，pp. 20 和 21）以及那里引用的参考书目。

❸ 这一小部分总结了 Sinkule 和 Ortolano（1995）的一个案例研究。

相关的环境规章。

在三同时的第一阶段，S市环保局指出，在预期的产量水平下，建议的最大污水排放量210 t/d对工厂来说好像太低了，出于这种考虑，环保局商议由合资的中方承担将污水流量保持在210 t/d的责任。环保局盖章批准之后，三同时第一阶段就完成了，没有这个章，S市政府就不批准建设。因为工厂领导知道没有环保局的批准他们不能够获得允许建设工厂，他们通常都会履行三同时的第一阶段。

纺织印染厂的建设在1986年10月开始，在三同时第二阶段（同时施工），S市环保局负责监督他们建造的污水处理工程，三同时制度要求污水处理设施的建设和工厂建设同时进行，在纺织印染厂的例子中，环保局却没有进行建设过程的视察。个别环保局跳过三同时的第二阶段，第二阶段也需要有正式的批准公文或盖章，环保局为了节省工作时间可能没有视察就通过了第二个阶段。❶

（2）工厂试产

建设完工之后，纺织印染厂开始试生产，包括污水处理工厂的试运行，试生产开始于1987年10月。1987年11月中旬，环保局要求工厂领导在两个月内对工厂以及处理工程的最后批准提出申请，这个批准只能在工厂污水处理厂运行通过环保局审查和批准之后做出，也是三同时的最后一步。纺织印染厂没有遵守两个月的最后期限，S市环保局没有继续追究明显属于工作上的疏漏。

纺织印染厂开始生产几个月后（最后视察之前），当地渔民对S市环保局抱怨说工厂下游的鱼全死了，尽管工厂方面承认对鱼死亡负责，但他们声称是因为一处污水输送管道破裂所致，S市环保局对工厂进行了检查，发现所谓的“事故管”正在被用作日常的污水排放，而不通过污水处理工厂。

在得知工厂故意绕过污水处理厂后，S市环保局领导带领其他S市政府的官员参观了工厂，其后不久（1988年5月），环保局命令工厂交付罚金并且将其污染排放限制到210 t/d，工厂立即关闭了部分生产过程，采取行动重新设计和重建污水处理厂，S市环保局的命令由于有S市政府的背后支持立即产生了效果。

（3）达标失败

在接下来的20个月里，纺织印染厂在满足S市环保局对三同时第三阶段要求之前，两次重建了处理工程，第一次改建不够之后，S市环保局工作人员为他们提供了技术帮助，提供了一些使处理厂达到要求的措施，环保局的专家和工厂人员一同工作解决污水管理问题在中国并不少见，事实上，在20世纪80年代，中国非常缺乏有处理工程设计经验的环境工程专家，很明显参与第一次改建的顾问经验的缺乏是最初处理工厂改建没有达到环保局要求的原因。

当纺织印染厂正尽力达到要求时，环保局对工厂210 t/d的排放率提出质疑，这个问题通过三方协商得以解决，这三方包括工厂代表、S市环保局和S市工业局。S市工业局隶属于S市政府，提议将工厂的允许排放从210 t/d提高到350 t/d。工厂、环保局和地方工业局的三方协商在中国非常普遍，工业局通常扮演保护工厂的角色，一旦协商完成，它还得保证工厂履行治理责任。

（4）强制工具

S市环保局在强迫纺织印染厂减少污染努力的最后阶段，使用了限期整治命令的权力。

---

❶ 环保局可能选择不去检查治理工厂建设的其他原因，见Sinkule和Ortolano（1995）。

环保局强调（1989 年 10 月）工厂必须在三个月内使其污水处理厂完全符合要求，否则将受到严重处罚。工厂按期完成，环保局对工厂的表现非常满意，三同时过程同时结束。

尽管三同时制度在中国广泛应用，被看做中国基本环境保护策略之一，但是过去它不能解决一个重要困难：一些工厂总是试图避免运行设计建造用来达到三同时制度要求的处理设施。这种行为以前非常普遍，尤其在华南地区，污染治理工程停止运行部分是因为长期的电力缺乏导致经常性的灯火管制（brownout）。其他的环境制度，如罚款和排污收费，被用来处罚那些没有运行处理工程的工厂（见表 9.2）。

表 9.2　中国环境部门为推动环境保护采取的措施（1993 年）[①]

制裁	媒体发布(例如,有关城市环境质量数据的报纸文章)
行政警告	公开的"批评通告"
罚款	给企业技术和经济建议
限期治理命令	工人培训计划
企业暂时关闭命令	额外的经济刺激[②]
企业重新选址命令	排污收费
纪律处分(例如,工厂管理者降职)	对污染治理系统建设的赠与和贷款
培训和公开	

① 基于 Sinkule 和 Ortolano（1995）。

② 中国控制污染的经济刺激在第 10 章中概括。

9.1.5　以协商作为执行方式

协商和制造舆论是中国环境政策执行的特征，注重保持和谐关系的文化传统对环境政策的执行影响很大❶。尽管协商过程可能非常曲折，并且很费时间，但中国传统的做法就是这样。协商也提高了政策执行的可能性，因为政策潜在的反对者都参与了协议的商定。

从纺织印染厂的例子中可以看出，环保局依赖于协商以及培养与企业之间和谐的关系来进行环境污染防治工作。S 市环保局意识到，工厂在获得为达到环境要求而需要的环境工程服务方面有困难，于是就提供给工厂关于如何达到排放标准的技术指导，纺织印染厂的例子也展示了工业局帮助制造舆论的途径。❷

Sinkule（1993，pp. 27-28）在讲到传统中国式冲突的解决时，将环保局和企业的关系描述如下：

> 保持融洽避免丢脸是建立舆论和合作关系的中心。个人或者组织之间和谐的关系并不意味着所有问题上的完全一致，团体之间的关系包括有时一个或双方团体妥协来保持总体的和谐。协商通常以一种允许团体在不丢脸的情况下屈服的方式来进行。相反，严格按字句坚持遵循规章，以对质的态度清楚地界定对和错，会导致不得不承认做错的一方有失面子。

环保局对同企业保持合作而不是敌对关系的重视，反映了过去在中国环境规章执行中司

❶ 强调通过商议和妥协来达到一致同意并不是环境管理所特有的，如 Shirk（1993）说的那样，通过协商取得一致是中国各级政府决策的主要方式。

❷ 地方工业局在工厂和环保局的协商中作为第三方对各方都有好处，参与协商的工业局和企业有监督关系，这样他们对协商结果很有兴趣，对工厂的好处就是工业局可以运用他们的生产技术和减少污染物的知识来帮助协议的达成。环保局受益是因为他们的工作人员通常缺乏有关工业生产和污染治理可能性的知识，这些技术问题在各个行业都有所不同。另外，协议一旦达成，工业局作为企业的监督单位，能够协助环保局促使企业达到协议要求执行环境保护措施。

法机构发挥不了主要作用的原因。[1]

9.2 规章遵循监控

在中国以及其他地方，环境规章的发布并不能保证一定得到遵循。更何况，如果环境管理部门对规章遵循的考核是建立在单次监测（比如，新汽车是否达到大气污染控制要求的测量）的基础之上的话，持续的达标率就会很低。

单次达标率不等于持续达标率在美国很普遍。例如，美国环境保护局（EPA）报告（20 世纪 80 年代早期）96%的主要私人污染源和 81%的主要公共治理工程在单次观察中都能满足废水排放允许条件。[2] 相反，美国总审计局（GAO）1983 年发布的一项研究报告显示，持续达标率普遍不能达到污水排放限制。运用 531 个主要污水排放者的数据，美国总审计局发现，31%的污染源有一个或多个“重大违背”（significant violations）许可条件的地方；[3] 同时，总审计局还发现，这种违反许可的情况会持续好多年，直到环境管理部门开始实施强制许可为止。

为什么环境规章的持续达标率（和单次达标率相反）那么低？为什么采取制裁要经过那么长的时间？这些问题的回答不是那么简单的。当然，考虑美国环境管理部门如何监督和执行的活动，可以给这些问题提供部分解释。

美国环境管理部门主要依赖于自我监控：排污者测量他们各自排放物的质量和数量，然后将结果报告给环境管理部门。自我监控报告中的信息由设备检查（facility inspection）加以补充，设备检查工作主要是由熟练的管理部门人员“通过间接证据比如设备运行日记、工厂和设备外表和维修状况、所排污水的目测质量来推断达标情况”。[4] 对自我监控一个更严格的补充就是监测抽查（monitoring visits），管理部门工作人员进行测量来判断污染物排放的浓度和排放率。正如我们所预期的，设备检查花费较少，因此比监测抽查更频繁地被运用。后者经常被用于主要的排污点以及被认为管理者违反了排放许可条件的工厂。

Russell，Harrington，Vaughan（1986，pp. 36-37）在回顾当时的研究时指出，州环保局对达标情况的检查在很大程度上依赖于自我监控，[5] 管理机构既没有人员也没有资金对所有他们管理的工厂进行监测抽查。管理机构没有广泛的监测使得很难精确地测量出哪个污染源遵守了环境规章。另外，管理机构经常会提前通知检查和监测抽查，这导致很难知道管理部门工作人员的观察能否反映工厂的通常情况。

由于有关责任的法律条款的变动，美国的自我监控活动在近年来有了改进。一些美国法

---

[1] 如 Sinkule 和 Ortolano（1995，p. 156）所讲，中国传统上不依赖于法院解决争端，法律制度的发展在文化大革命时期（1966～1976）被打断。这种情形现在有所变化，一些环保局人员在执行环境政策时显示出越来越多的运用法律制度的趋势。

[2] 本段提到的研究，其数据来自 Russel，Harrington 和 Vaughan（1986，pp. 6-8）的摘要。

[3] 在这里，重大违背是指至少违背一个排放许可条件连续四个或更多月份。

[4] 引自 Russel，Harrington 和 Vaughan（1986，p. 22）。这段的所有事实均来自 Russel，Harrington 和 Vaughan（1986）对州环保局监测活动几个研究的摘要。用于描述达标监测的术语均未标准化。例如，环保局区分了五种检查是否达到污水排放许可的监测类型，最不严格的“考查检查”（reconnaissance inspection）和“达标评价检查”，类似于这里所谓的设备检查。花费最大的站点访问包括对有毒物质的采样，一般需要复杂的取样和分析技术（Hunter 和 Waterman，1996，pp. 41-43）。

[5] 据 Russel，Harrington 和 Vaughan（1986，pp. 36-37）：“管理部门对自我监控污染源的审计或检查一般每年进行一次，但是报告审计的频率从每月一次到每五年一次。”他们继续观察到“审计抽查的费用和它们的频率一样变化很大，变化范围从一些州不进行排放测定要花费大约 100 美元（1992 年价），到其他州进行这种测定要花费几千美元”。

律要求公司官员进行自我达标证明，这会作为自我监控和报告的一部分。高层管理者自己要对错误报告负责，这提高了公司对其监测质量的重视。自我达标证明对提高监控数据报告质量的影响是很难用数字来表示的。然而，对违反环境要求的公司高级管理人员进行法庭宣判和其他犯罪处罚已经被广为宣传，这种宣传无疑提高了自我报告数据的质量。

由于送到环境管理部门的自我监控数据还要公之于众，因此也提高了自我监控数据的质量。[1] 一些环境法律的条款允许市民运用这些数据来对排污者进行上诉。更普遍的是，市民经常提醒环境权力机关注意环境违法，从而在其中起到了关键性的作用。

9.3 美国环境规章的执行

当环境管理部门认为一个排污者违反了环境要求，比如污染排放标准时，它将怎么做呢？每个国家，甚至在一个国家内部，处理方法都可能不同。在一些国家如中国，环境管理部门注重和排污者保持长期合作关系，可能提供技术建议，甚至帮助企业合法筹集资金建设污水处理设备。在其他国家，包括美国，将会采取更加敌对的措施：当鼓励达标的最初努力失败后，环境管理部门就强制排污者进行治理，任何情况下都是合作和强制结合，文化和制度因素决定管理者采用的执行措施是调和或是敌对。即使在一个国家之内，环境管理者的执行风格也会随时间而不同，这取决于这样的一些因素，如经济的健康运行或一些关键官员的政治日程。而且，地域差异和环境问题的多样性也使得环境管理部门在任何特定时期内执行风格的不同。

在美国，很多环境管理机构将强制执行看做是使污染者遵守规定的一种固有方式。按照 Cheryl Wasserman（1992，p. 41）的说法，“现在人们普遍认为，如果污染者不达标不会带来任何结果，那么污染者在他们被抓住之前就很少会主动为达标投入花费”。他曾经在美国环保局重要执行岗位上工作过。Wasserman 强调强制执行的重要性，认为政府通过合作的方式鼓励达标的计划（例如提供给污染者帮助和信息）很少能得到资金支持，而且经常被认为是不必要的。[2]

最近一项对环保局 1970 年以来执行活动的研究证实，环保局的规章执行遵循一个威慑体系（deterrence system）模式，即：“一个短时间的过程，其主要目的在于识别和处罚违规者，在一个威慑体系中，管理官员的当务之急是将惩罚罪犯既看做一种个别案例中主持正义的途径，也当作一种对将来可能出现的违规行为的威慑”（Mintz，1995，p. 102）。

有人认为，环保局的管理风格基本上都是强制性的，更重要的是威慑性的，这一观点非常普遍，但却是有争议的。Hunter 和 Waterman 就持另外一种结论，他们分析了环保局对清洁用水法的履行，认为环保局的执行风格更加注重实效而不是强制性的。Hunter 和 Waterman 认为（1996，p. 99），注重实效的管理风格促使执行结果更符合执行人员的最初目标，而不是对法律的严格遵循或者协商。采用这种积极的管理风格，环保局的工作人员需要有相当的判断力。Hunter 和 Waterman 提出的理论就是，管理环境的不同——在水质、地理区域、管理过程参与者等方面——导致环保局必须采取注重实际的方法来执行水质法案。

对州环保局如何对违规做出反应进行调查，可以为我们理解美国环境管理部门在典型情况下如何执行环境法提供基础。[3] 除紧急情况下外，对违规的反应通常是一个持续很久的过

---

[1] 市民在监督环境法执行中所起作用的例子，见 Hunter 和 Waterman（1996，pp. 40-41）。

[2] 这方面更多内容见 Wasserman（1992，p. 30）。

[3] 这类调查的例子见 Russel，Harrington 和 Vaughan（1986）。

程，包括沟通、命令、警告、制裁这样的一个逐渐升级的过程（见表 9.3）。最初的反应一般是非正式的：书信、电话、会议和违规告示。这些初期行动劝告违规排污者，告诉他们如何进行改正，并且经常会给改正行动设定一个最后期限。如果最初的非正式交流没有结果，管理部门就会以更加严重的制裁进行威胁。污染者常常试图协商延期，或者即使许诺也不遵守，仅仅作为一种延迟的手段。污染者避免遵守规定的时间越长，他节省减污费用的时间也就越长。

表 9.3　环保局采取的执行反应[①]

非正式反应	正式反应
目的：通知污染者违反了环境规章	目的：运用管理部门实施制裁的能力来迫使污染者遵守规章
方法：	方法：
信件，电话，会议	行政程序
正式“违规通知”	民事诉讼
	刑事诉讼[②]

① 表头描述了美国环境部门一般采用的目的和方法，表中内容不太全面。

② 有时对污染者的民事和刑事诉讼同时进行。

如果非正式措施不能取得满意的结果，环境管理部门就采用强制措施：正式的行政管理程序，以及民事和刑事诉讼。首先的正式行动通常包括行政活动：允许管理部门征收罚款，或者发布行政命令要求污染者采取特别治理行动。正式行政措施和法庭采取的行动相似，但他们由环境管理部门自己的行政律师裁决，为了保护这些被控告违规的人的权利，正式行政措施有严格的管理程序。环境管理部门能经常自己采取准司法行动，这些行动占到美国正式强制活动的大部分。

管理部门发布的行政命令不是自己执行的。如果污染者没有做出反应，环境管理部门只有依靠法庭来强制执行。尽管刑事诉讼的威慑力更大（尤其是当公司官员面临入狱的可能时），但大多数环境管理部门提出的诉讼案件都是民事诉讼。[❶] 刑事诉讼很少被使用，因为刑事诉讼对环境管理部门有很多的要求。为了赢得诉讼，环境管理部门需要证明个人或工商企业知道而且愿意为违反环境规章负责。另外，刑事诉讼中对合理证据的管理规则比民事诉讼要严格的多。

人们普遍认为，美国的环境权力机关对违反规章的污染者起诉是一件很简单的事情，但事实并非如此。法院行动很昂贵，他们需要联系专家来收集证据和为案件准备合法辩护；另外，环境部门不能独自提出诉讼，一般情况下，环境管理部门要必须从公诉人那里获得案例，比如美国检察部或者州法律事务所。公诉人通常有他们自己的日程安排，不可能给所有的环境部门认为有价值的案件优先权。即使环境部门在审判中获胜，也必须经过上诉阶段，这可能使案子的解决拖延好几年。

有关美国环境保护局采取正式执行行动的数据突出了不同类型正式措施的相对使用频率。[❷] 在 1981 年到 1989 年间，每年有 87%～92%的正式强制行动包括行政诉讼（见表

❶ 在美国，民法采取的行动保护个人权利，相反，刑法是有关敌对国家的犯罪的。州（或者美国）刑事法规规定了什么构成犯罪。环境法律比如美国清洁水法和美国清洁空气法案包含了在民法和刑法允许下可以施加的制裁。要了解有关清洁水法和清洁空气法案的更多信息，分别参阅第 12 章和第 13 章。

❷ 本段的数据来自 Segerson 和 Tietenberg（1992，p. 68）。表 9.4 只包括了一部分 Segerson 和 Tietenberg 概括的九年中的数据。

9.4)。每年民事诉讼案件占到正式行动的 8%～11%，刑事诉讼案件不到 2%。在美国正式强制行动的数量在 20 世纪 80 年代不断上升，在 1989 年达到最高 4560 件。

表 9.4　美国环保局的行政行动和向美国司法部提起的民事和刑事诉讼①

	财政年度			
	1981		1989	
	总数	百分比(%)	总数	百分比(%)
行政行动	1107	90	4136	91
民事诉讼	118	10	364	8
刑事诉讼	0	0	60	1
总数	1225	100	4560	100

① 基于 Segerson 和 Tietenberg (1992, p. 68)，原始数据包括整个 1981～1989 年的环保局数据。

一般情况下，法院诉讼很多是通过庭外和解来结束的，环境管理部门和他们起诉的对象经常希望避免审判所需要的时间和花费。环境案件的绝大多数都是通过协商解决的。

9.4　以市民为主的执行行动

个体市民和非政府组织通过几种方式也可以影响到环境规章的执行，参与的方式随国家的不同而异。在很多国家中，市民可以通过向媒体或政府权力机关报告可疑的环境违规行为，从而以一种非正式的途径影响环境法律的执行。即使在中国，尽管过去市民很少参与政府管理，但市民经常抱怨那些造成环境质量恶化的污染源，这也对环保局的执行活动有很重要的作用。

在一些国家，如巴西，非政府组织能够提起诉讼强制执行环境法律条款。❶ 在这些情况下，非政府组织弥补了环境部门执行行动的不足。

在什么情况下私人团体可以利用他们的权利来强制执行环境法案呢？要回答这个问题，让我们看看美国由市民和非政府组织发起的强制执行环境法的法庭行动。在 1970 年到 1987 年间，大多数由市民和非政府组织控告违反美国环境法者的案件是在清洁水法下进行的。❷ Jorgenson 和 Kimmel (1988, p. 1) 分析了这一时期超过 1200 件市民发起的诉讼案例，发现大约 900 个案件是在清洁水法下进行的。清洁水法 1992 年修正案允许任何市民对任何他认为违反了排放标准或限制的人提出民事诉讼。❸ 市民也可以对被认为违反了环保局（或州）发布的要求遵守排放标准的命令的违规行为提起诉讼。在市民或非政府组织进行诉讼之前，他们需要首先通告州政府，并且给予政府 60 天的期限。这个规定使得州或者联邦环境权力机关可以自己及时采取强制行动。这 60 天通告也使被认为违反规定的人有机会去遵守环境规章，从而避免被告上法庭。❹

---

❶ 有关市民诉讼更多的信息可以在 Naysnerski 和 Tietenberg (1992) 中查到；他们着重介绍了美国的情形，简略谈及了欧洲共同体的情况。

❷ 第一个有市民执行条款的美国环境法是 1970 年清洁空气法。尽管清洁空气法条款做了一个重要的先例，但是它没有被广泛运用，可能是因为没有廉价的途径让市民获得证明一个污染源违反法案需要的数据。1990 年清洁空气法案被修订要求污染源准备污染监测报告并递交给环境管理部门时，这种情况有所改变，市民可以接触到这些报告。

❸ 更准确地说，1972 年法案被命名为联邦水污染控制法 1972 年修正案，这个法案后来被称为清洁水法（见第 12 章）。

❹ 1970 年到 1987 年间市民提出来的案例的统计数据说明被告几乎总是输掉官司，按照 Naysnerski 和 Tietenberg (1992, p. 117) 的分析，超过 1200 个案例中 507 个得到“解决”；这些当中，“只有四个案例其最终是被告获胜”。

Naysnerski 和 Tietenberg（1992）认为，清洁水法的三个特征使得它被市民广泛运用：

1）如果市民起诉人赢得诉讼，他们的法庭费用（包括律师费）都由被告支付；

2）市民起诉人既可以控告那些根据法律规定而要求他们强制遵循的禁令，也可以因被处以罚款而提起诉讼；

3）市民可以合法地利用所需的自我监控报告来识别是否违反排放标准，这些报告也可以作为违规证据在法庭上使用。

如果污染者输掉诉讼，他们将面临下面列举的一个或多个结果：花钱改进设备使其达标，法律规定的金钱处罚，起诉人的法庭费用，污染者自己准备辩护和诉讼的费用。

尽管在大多数国家，环境法律的私人强制执行还做不到，一些学者却非常重视它被广泛传播的潜力。Naysnerski 和 Tietenberg（1992，p. 131）认为，面对一个非合作性、腐败、没有足够资金的政府，改进环境政策是一种无望的冒险，在这种环境下，私人强制执行有很大的潜力。他们认为私人强制执行非常适合发展中国家，因为这些国家的公共机构经常被描述为既没有管理工具也没有经济来源去追求环境法律的有效执行。即使腐败的法律执行也可以被私人强制执行过程所破坏（Naysnerski 和 Tietenberg 1992，p. 136）。

当然，环境管理部门执行规章力度不够并不仅仅局限于发展中国家，例如在美国，在 20 世纪 80 年代中期，许多私人强制执行活动都是因为环保局在里根政府的执行不力才引发的。Naysnerski 和 Tietenberg（1992，p. 114）认为，在里根总统执政时期，许多环境团体组织成员并寻找捐赠人以保证他们能够提出市民诉讼，一旦人员和资金到位，私人执行就将进行，因为这种情况下，他们可以自我维持。

9.5 影响规章遵守的因素

经济学家开发了很多模型来解释污染者遵守环境规章的程度。[1] 污染排放者通常被认为对费用有完全的信息，而且是不受道德约束、理性的参与者。按照经济学家的理论，排污者的行为原则是，使遵守规章的费用加上违规费用预期值（expected value）的和为最小。这个预期值既反映违规所受的处罚，也反映实施处罚的可能性。

政治学家也同样提出了一些理论来解释污染者对规定是如何做出反应的。政治学家的模型强调在不完全、不确定信息下行为的最优化是有限的。根据这些理论，污染者和管理者胡乱应付找到环境问题最满意的解决方案，而不是最优解决方案。污染者的决策不仅用经济因素解释，也运用非经济因素比如管理机构工作人员和管理者之间的个人关系。这些理论经常突出管理机构工作人员判断力的训练，以及对环境争端达成可接受的解决方案的协商过程。[2]

经济学家和政治学家的理论深入地研究了污染者对环境规章如何进行反应这些问题，这些理论也同时对环境管理机构如何能够促进污染者遵守环境规章提供了指导。当然，这些理论都没有定论。

遵守规章与否取决于污染者对环境规章采取什么样的反应，可能的行为有很多。一个极端是排污者无视规章，另一个极端就是排污者执行制止污染计划比规章要求的还要好。

---

[1] 遵守规章行为的文献的介绍，见 Tietenberg（1992）以及那里引文的来源。

[2] 非经济因素对遵守环境规章的影响更多的介绍，参阅 Mazmanian 和 Sabatier（1981），Sinkule 和 Ortolano（1995），Hunter 和 Waterman（1996）。更全面的有关政府计划执行的文献，例如 Bardach（1977）和 Mitnick（1980），也提供了影响遵守环境规章的因素的见解。

影响遵守规章的因素可以分为两大类：一类是有关排污者的，另一类是有关环境管理机构的。

9.5.1 排污者的决策背景

表 9.5 列出了一些影响规章遵守的背景因素。表中的前几个因素表征排污者的费用，包括资本费用即购买设备、厂房建设费用，污染者筹集到所需资金的能力。寻找资金来源是公共团体面临的一个问题，尤其是需要投票者投票通过发放债券筹集资金时。私人组织得到环境项目资金也有很多问题，因为公司内部新项目对资金的竞争通常非常激烈。遵守规章的费用还包括运行和维持污染减排系统的费用。在很多（不是全部）国家，污染者通过最初的资本费用加上将来运行和维持费用的现值来计算他们遵守规定的费用。

表 9.5 影响规章遵守的因素——排污者的决策背景

遵守规章的费用：	规章的了解
资金数量和运行费用	专家意见的可获得性
筹集资金的能力	技术的可获得性
不遵守规章的预期费用：	文化因素和社会因素：
交易费用	尊敬法律
罚款和排污费用	关心公众形象
损害和有毒点清理的责任	对组织成员负责
监狱审判	组织惰性
工厂关闭命令	工厂属性：
潜在的经济机会：	工厂类型、规模、年龄
污染物控制造成的费用节省	工厂位置
新产品发展	所有制形式
规章和技术的知识：	

不遵守规章的经济费用分析起来比较困难，因为它们非常不确定。排污者能够根据法律和规章估计最大的处罚，但是，排污者却不可能知道会不会使用最大处罚。污染者还对处罚什么时候进行，是否全部实施都不确定。如以前所说，环境管理部门的执行过程是很长的。管理部门必须首先发现违规，这需要时间。然而，如果环境管理部门没有足够的预算和人员，许多违规行为就不能被发现。即使发现了违规行为，环境管理部门通常会试图使污染排放者“主动”遵守规章，并进行一段时间的协商。如果排污方有很聪明的谈判代表，而且对它的公众形象和法律不怎么关心的话，协商可以持续数年。在这段时间内，排污者需要花费一些交易费用（transaction cost），包括谈判、执行行政命令和法庭费用。而在同时，它避免了减少污染物所需的费用。❶

许多国家的环境法规使得不遵守规定的费用非常难以分析，因为他们允许刑法制裁。而且，在一些国家，公司在法律上有责任对污染受害者进行赔偿，或者有责任对污染物处理场所进行清理。很明显，当费用包括对故意违反环境法律的公司官员进行监狱审判时，不遵守规定的费用如果拿金钱来计算就比较复杂了。清理有毒污染场所费用的高度不确定也使得估计违规现金费用更加困难了。❷

由于实施污染预防（清洁生产）项目可能会带来经济上的收益，因此这也成为另外一个

---

❶ 一些学者运用“博弈论”（theory of games）模拟了污染者和管理机构之间的相互作用，可参阅 Russell，Harrington 和 Vaughan（1986）。

❷ 如第 14 章所示，清理费用的高度不确定是美国超级基金计划下有毒污染场所清理的一个特征。

影响排污者遵循环境法规的因素。这些项目的主要途径是对物质进行循环再利用、节省能源和水、尽量减少污染物的产生；有时污染预防可以导致新的产出，如同绿色产品所倡导的那样，因为他们经过了物质的再循环再利用。很多工厂都在尽力减少污染物的产生，因为它在经济上是有意义的。[1] 严格的环境规章和潜在的责任规定使得很多公司发现了减少污染物的新措施，这些措施即使在没有环境规章的情况下也使他们获得利润。

环境规章信息的质量以及规章执行还是变动的可能性，对遵守规定的行为也有很大的影响。环境规章的迅速变动和难以理解打乱了污染排放者的决策过程，它的频繁变化和模糊性促使很多工厂减少他们产生的污染物，污染物产生的越少，工厂面对管理风险的机会就越小。[2]

在一些情况下，尤其是在环境工程设备供应短缺的发展中国家，减少污染物的可用技术信息影响着对规定的遵守。污染者的决策也受到能否获得污染控制和操作设施的工作人员的影响。

除了经济和技术因素外，社会和文化因素也影响着规章遵守与否。在一些国家，污染者认为环境管理部门没有执行规章所必需的政治能力和资源。[3] 另一个社会文化因素是，市民是否将违反环境法的行为看做是一种不负责任的行为。保持一个好的公共形象的重要性已经影响了一些公司去遵守环境法，尤其是那些拥有坚实的民众基础并引以为荣的公司。

另一些影响因素是有关组织内部行为的。在 20 世纪 80 年代，许多大公司的首席执行官（CEO）许诺工业发展要对环境负责，公司的绿色化成为公众传媒的一个普遍主题。当然，公司高层的许诺向下渗透，并且影响到众多公司职员的日常行为从而影响环境质量，但这需要一定的时间。通常用组织惰性来描述公司对新的环境政策缺乏快速反应。许诺要使他们的组织对环境负责的公司领导面对一个非常有挑战的问题：如何及时的将环境因素融入到所有职工的日常决策中？使每个人都明白他们的决定如何影响到环境质量的计划在这一点上是非常有效的，中国的环境保护目标责任体系就是如何使环境责任制度化的一个例子。当员工的工作表现评价中有环境因素时，即使那些不关心组织环境目标的员工也将倾向于认真地接受这些目标。

敢于革新、有企业家精神的工作人员可以弥补阻碍组织达到环境目标能力的惰性。在达到规章要求的过程中，那些知道如何将团体资源和人员组织起来解决环境问题的个人将发挥核心作用，尤其是当规章的满足包括革新的污染预防方法。

此外，还有一些因素影响着工业废物排放者是否遵守环境规章，这些因素是有关工厂设备本身的。重要的因素包括公司规模、年龄、位置和生产过程的种类。工厂所有者的性格也是有影响的。例如，对中国企业的统计分析表明，其他条件等同的情况下，国有企业比其他所有制形式的企业有着较高的污水处理程度。[4] 这样的结果是因为国有企业可以超过预算约束而没有破产风险，这样预算约束所造成的阻碍就比其他类型企业小。

9.5.2 环境管理部门的行动

污染排放者对环境规章的反应受到环境管理机构行为很大的影响。在设计执行规章的计划中，环境管理机构通常区分三种类型的活动：监测、执行和促进遵守（见表 9.6）。

---

[1] 将污染物最少化作为污染抵制策略的公司的例子见第 14 章。

[2] 管理风险在第 4 章道化学公司的案例研究中有介绍。

[3] 例子见 Abracosa 和 Artolano（1987）关于在菲律宾前总统 Marcos 时期国家环境影响评价制度如何被忽视的分析。

[4] 这个研究是由 Rozelle，Ma 和 Ortolano（1994）报道的。

表 9.6　影响遵守规章的因素——环境部门计划

● 监控(发现违规行为的能力)	● 促进遵守的程度
● 执行的特性	被管理团体的教育
实施制裁的能力和意愿	公众支持的发展
制裁的及时性和可预测性	经济刺激的运用
处罚的恰当性	管理者环境管理能力的提高

监测是为了发现违规行为，监测的要求与管理部门进行执行的类型有关。如果管理部门的目的是要通过协商来使其遵守规章，那么它经常依赖于自我报告数据和设备检查。但是，如果必须要使法庭相信排污者确实违反了法律规章，管理部门监测的要求就提高了。

如果必须说明某一污染排放违背了环境质量标准，环境部门的监测工作会非常困难，如果没有很好地描述相关污染物的转化和转移的科学理论或者有多个污染源时，监测就更加复杂。如果许多污染源的排放都影响到给定环境的环境质量，其中任何一个污染源都可以声称是它的邻居导致了违规。在这些情况下，管理部门不能只进行简单的监测，必须建立一个数学模型来描述每个污染源是如何影响环境质量的。建立能经受住合法挑战的模型是很昂贵的，这也是管理机构花费数年时间通过非正式协商来推动遵守规章的一个原因。

(1) 执行努力

如果环境管理部门不去努力发现违规以及对违规采取一贯的恰当的行动，它的执行努力的可信度就会受到损害。通常，污染者做出是否遵循环境规章的决定是建立在这样的基础之上的：管理部门对他们是否遵守规章的反应。对他们来说，管理部门可以努力建立一个迅速和坚决执行的形象，保证执行行动对被管理团体所熟知。如果管理机构将成功执行的行动公开，被管理者会认为违反环境规章是不能被容忍的。

美国环保局（EPA，1992，p. 2-3）关于环境执行的手册描述了污染者对管理部门如何反应的感觉的重要性：

> 因为感觉对产生威慑非常重要，执行行动将如何进行和他们进行的事实一样重要，❶ 在历史上有很多小部队打败了大部队的故事，原因是他们给大部队造成了他们是强大的这样一个印象。同样地，执行行动如果能够很好地进行并且能够很好地公开，他们所造成的影响绝不仅仅只是使某个违规者遵守规章这么简单。

这里有一个例子可以说明管理部门是如何影响被管理者感觉的：如果公司的官员因为违反环境法规而入狱，那么这个公司必须在主要报纸的商业部分公开他们的罪状。

管理机构执行规章的另外一个值得注意的方面是，在与污染者的诉讼案中运用“创造性的解决方案”。环境部门有时运用庭外解决来达到其更进一步的目标。例如，管理部门可能建议减少金钱处罚或者延长遵守规定的最后期限作为解决方案的一部分。作为交换，管理部门可能得到污染者的允诺恢复一片被别人损害的重要生态区域。表 9.7 列出了宾夕法尼亚州 allegheny 县为了提高空气质量运用的创造性解决方案。

❶ 在这句引用语的背景中，威慑是指促使排污者改变他们的污染管理行为以避免管理部门可能施加的不利结果的力量。Wasserman（1992，p. 23）总结了四个“产生威慑必需的因素：（ⅰ）发现违规的可信的可能性；（ⅱ）迅速和果断的反应实施……（ⅲ）合适的严重的制裁；（ⅳ）所有这些因素都被真实地感觉到。”

表 9.7　宾夕法尼亚州 allegheny 县（1970～1990）商议的创造性庭外解决方案[①]

绩效证券(Performance Bonds)。
公司提供绩效证券，如果他们没有执行解决方案条款，证券将被没收。
第三方契约账户(Escrow Accounts)。
公司建立特殊的契约账户，如果公司没有付清因没有遵守规定遭受的罚款，账户里的资金将移交给县政府。
存款项目(Credit Projects)。
公司减少污染物排放超过要求水平，取代罚款。
自我监控(self monitoring)。
公司致力于广泛的自我监控来增加其是否达到要求的了解。
研究要求(Research Requirement)。
公司进行研究工作来识别他们如何能够最好地达到规定。

① 源自：美国环境保护局（1992，p. 11-10）。表目是 allegheny 县法院和违反大气污染控制规章的污染者协商解决的例子。

（2）促进遵守

除了对不遵守规章的行为进行处罚之外，环境管理部门也可以积极地鼓励遵守规章。下面就是一些用来促进遵守的活动的例子。❶

- 对被管理团体进行教育和提供技术帮助。一个技术援助的例子就是前边引用过的中国环保局帮助纺织印染厂达到污水排放要求的例子。很多环境管理部门发放技术手册，赞助建立车间提供给被管理者有关污染控制方法和污染最小化实践的信息。
- 公众支持的发展。许多环境部门通过媒体宣传环境危机和市民行动机会来获得公众支持，例如，20 世纪 80 年代在中国台湾省，一个电力公司计划建一个水坝，这个水坝会淹没 Taroko 峡谷，台湾一个主要风景区。台湾省环保局通过媒体警告市民拟建工程的影响，公众的反对促使工程支持者们放弃建坝的计划，最终在 Taroko 峡谷建立了一个公园。
- 运用经济刺激。环境部门经常游说政府建立激励计划，例如为治理工程建设提供基金和低息贷款。许多国家通过给污染控制工程提供补助来促进遵守规章。环境部门也促进了“创造性筹措资金”计划，例如运用免利息税的证券来为环境项目筹集资金。❷
- 提高被管理者的环境管理能力。环境部门提高了公司和市政当局的环境专家的能力，例如在中国，环保局有时候会对工厂的环境管理人员进行培训。

每一个环境部门都在使用被动的制裁和主动的促进遵守之间寻求它自己的平衡。在美国，在环境管理部门经常和被管理者有敌对的关系的地方，以制裁作为执行手段非常普遍，而且有逐渐加剧的趋势。而相比之下，中国很少依赖于法院诉讼。中国环境管理部门把更多的重点放在促进遵守、发展和被管理者的合作性关系上。合作和强制执行之间适当的平衡决定于整个政策背景。

主要概念和术语

中国环境政策的执行（*Environmental Policy Implementation in China*）

地方和国家环境机构（Local vs. national environmental agencies）

排污许可体系（Discharge permit system）

“三同时”制度（Three synchronizations policy）

---

❶ 表中的主要标题来自环保局（1992）。

❷ 其他有关环境部门提出的创造性筹资的例子，见环保局（1992，pp. 5-6）。

环境保护目标责任体系（Environmental responsibility system）
城市环境综合整治定量考核（Assessments of urban environmental quality）
污染限期治理（Centralized pollution control systems）
协商建立规章（Establishing requirements by negotiating）
影响执行的文化因素（Cultural factors affecting implementation）

规章遵循监控（*Monitoring Compliance with Regulations*）

自我监控（Self-monitoring）
自我证明（Self-certification）
检查和审计（Inspections and audits）
最初和持续达标（Initial vs. continuing compliance）

美国环境规章的执行（*Agency Enforcement of Environmental Regulations in the United States*）

合作和强迫反应（Cooperative vs. coercive responses）
妨碍体系（Deterrence system）
正式和非正式执行（Formal vs. informal enforcement）
协商资源达标（Negotiating voluntary compliance）
行政命令（Administrative orders）
民事和刑事法律诉讼（Civil vs. criminal law responses）
以市民为主的执行行动（Citizen-based enforcement activities）
市民和非政府组织抱怨（Citizen and NGO complaints）
环境法中的市民诉讼条款（Citizen-suit provisions in environmental laws）
公众和私人执行（Public vs. private enforcement）

影响规章遵守的因素（*Factors Affecting Compliance Behavior*）

经济和社会文化因素（Economic vs. sociocultural factors）
资本和运行和维持费用（Capital and operating and maintenance costs）
不达标避免的费用（Costs avoided by noncompliance）
交易费用（Transactions costs）
团体和个人债务（Corporate vs. personal liability）
通过污染抵制造成的费用节省（Cost savings via pollution prevention）
监控数据的合法性（Legal adequacy of monitoring data）
执行支持的模型（Modeling in support of enforcement）
部门行动的可预测性和可信度（Predictability and credibility of agency action）
创造性解决方法（Creative settlements）
达标促进（Compliance promotion）

问 题 讨 论

9-1　中国的环境关于有时把它们的污染控制计划描述为“有中国特色的环境保护”，你如何理解这句话，依据下列方面（1）中国采取广泛运用的环境管理形式使其符合中国国情；（2）中国发展了和已建立的政府制度相一致的独特的制度；（3）中国在执行环境规章时依赖于传统文化习惯和社会道德规范。

9-2　中国环境规章的执行严重的依赖于环境部门和污染者之间的协商，相反，美国环境部门经常将排

污者看作需要强迫达标的敌人，你怎么解释这两个国家在政策执行方法上的不同呢？

9-3 其他国家可以从中国的环境管理方法中吸取什么教训？在设计你的回答时，考虑哪些中国独特的政策和制度（例如，环境保护目标责任体系）。

9-4 在 20 世纪 80 年代，美国环保局的正式执行反应严重依赖于行政行动。法律行动只占采取正式执行反应案例的 10%，多数法庭诉讼依靠民法而不是刑法，你怎么解释反应的这种格局？

9-5 回想一个你最熟悉的行政权限，假设你是权限的主要环境管理者，你将靠什么样的执行方法来使得污染排放者遵守环境规章？

9-6 环境规章的下列形式如何排序以及它们在管理机构易于执行方面的特征：技术标准，基于技术的排放标准，基于环境标准的排放标准？

9-7 假设你是美国环保局的管理者，你想促进环境规章的自愿达标，而且，假设你将重点放在公司在抵制污染方面的经济上的优点，而不是使用废物治理和其他措施来管理它们，你会采取什么样的行动？

参 考 文 献

Abracosa, R., and L. Ortolano. 1987. Environmental Impact assessment in the Philippines: 1977-1985. *Environmental Impact Assessment Review* 7 (4): 293-310.

Bardach, E. 1977. *The Implementation Game*. Cambridge, MA: MIT Press.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1992. *Principles of Environmental Enforcement*. Washington, DC: Office of Enforcement, U. S. EPA.

Jorgenson, L., and J. Kimmel. 1988. *Environmental Citizens Suits: Confronting The Corporation*. Washington, DC: The Bureau of National Affairs, Inc.

Hunter, S., and R. W. Waterman. *Enforcing the Law: The Case of the Clean Water Acts*. Armonk, NY: M. E. Sharpe.

Masters, G. M. 1991. *Introduction to Environmental Engineering and Science*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Mazamanian, D. A., and P. A. Sabatier, eds. 1981. *Effective Policy Implementation*. Lexington, MA: Lexington Books.

Mintz, J. A. 1995. *Enforcement at the EPA: High Stakes and Hard Choices*. Austin: University of Texas Press.

Mitnick, B. M. 1980. *The Political Economy of Regulation*. New York: Columbia University Press.

Naysnerski, W., and T. Tietenberg. 1992. "Private Enforcement." In *Innovation in Environmental Policy*, T. Tietenberg, ed., 109-36. Hants, England: Edward Elgar Publishers.

Ross, L. 1988. *Environmental Policy in China*. Bloomington: Indiana University Press.

Rozelle, S., X. Y. Ma, and L. Ortolano. 1993. Industrial Wastewater Control in Chinese Cities: Determinants of Success in Environmental Policy. *National Resources Modeling* 7 (4): 353-78.

Russell, C. S., W. Harrington, and W. J. Vaughan. 1986. *Enforcing Pollution Control Laws*. Washington, DC: Resources for the Future.

Segerson, K., and T. Tietenberg. 1992. "Defining Efficient Sanctions." In *Innovation in Environmental Policy*, T. Tietenberg, ed., 53-73. Hants, England: Edward Elgar Publishers.

Shirk, S. L. 1993. *The Political Logic of Economic Reform in China*. Berkeley: University d California Press.

Sinkule, B. 1993. *Implementation of Industrial Water Pollution Control Policies in the Pearl River Delta Region of China*. Ph. D. dissertation, Dept. of Civil Engineering, Stanford University, Stanford, CA.

Sinkule, B., and L. Ortolano. 1995. *Implementing Environmental Policy in China*. Westport, CT: Praeger Pub.

Tietenberg, T., ed. 1992., *Innovation in Environmental Policy*. Hants, England: Edward Elgar Publishers.

Wang, X., and R. Blomquist. 1993. The Developing Environmental Law and Policy of the People's Republic of China. *The Georgetown International Environmental Law Review* 5: 25-75.

Wasserman, C. 1992. "Federal Environment: Theory and Practice." In *Innovation in Environmental Policy*, T. Tietenberg, ed., 21-51. Hants, England: Edward Elgar Publishers.

第10章　排污收费

从20世纪70年代以来，许多国家的政府发展了建立在污染者付费原则（polluter pays principle）基础上的污染控制计划。按照这个原则，“污染者应当承担由政府决定的控制污染措施的费用，以使得环境处于可以接受的状态”。❶ 在许多国家，这个原则被体现在让污染者按照他们排放的污染物数量付费等措施中。

本章的前半部分介绍了排污收费（pollutant discharge fee）的经济学原理，用一个税收模型来解释污染者付费原则。经济学理论说明了如何选择排污费的数值才能够使得污染控制具有生产最优效率。按照这个理论，排污费可以取代污染物排放标准——命令与控制管理体系中的中心因素。

本章的后半部分分析了欧洲和中国排污收费制度如何被运用。❷ 正如这些分析所表明的那样，排污收费实际的执行效果和理论有相当的差距。❸ 在实际中，排污收费体系总是和传统的命令控制体系一起运用，排污收费所得的收入也经常被用作资助污染控制方面。

10.1　排污收费和生产效率

几十年前，著名的英国经济学家亚瑟·庇古（Arthur Piogou）提出了一个消除由生产活动外部成本导致的资源不合理分配的税收计划，即现在所说的庇古税。❹ 当外部成本存在时，工厂的私人生产成本低于社会成本，庇古税使工厂承受的成本等于社会成本，当工厂考虑外部成本时被称为成本内部化。

当代的排污收费理论就是建立在庇古关于如何使得工厂外部成本内部化的观点上。其中心观点如下：管理机构对工厂（以及其他的污染源）排放的每单位污染物收税，不是对工厂的投入或产出征税，而是对排放的污染物本身征税。❺ 当工厂不得不对排放的每单位污染物付一定的费用时，工厂就有动力去减少污染物的产生。

治理污染的边际成本和边际收益曲线是阐述排污收费的一个基本框架。在第6，7章中曾对此做过介绍。在下面的理论讨论中，假设管理机构对于污染源治理的费用和效益有完全充分的信息。

---

❶ Opschoor和Vos（1989）年报道，这个定义被国际经济合作与发展组织（OECD，Organization for Economic Co-operation and Development）使用。Opschoor和Vos分析了这个定义的模糊性，说明了污染者付费原则在OECD国家是如何应用的。

❷ 排污收费（或税）在很多的国家都被广泛使用，但是在美国运用的不多。Oates（1996，p. 197）指出，美国环境收费的影响主要是税收的“副作用，同时还有很多别的主要目标”。联邦和各州对汽油的收费就给出了例子，布朗和约翰逊（1984）分析了在美国运用排污收费的可行性。

❸ 只对排污收费的实际应用有兴趣的读者可以直接调到“欧洲的排污收费和补贴”部分。

❹ 要了解原叙述的内容，参阅庇古（1932）。外部成本的定义见第5章。

❺ 对原料收取环境税的一个例子就是，美国对生产化学和石油产品所需的化学原料进行征税。正如第14章解释的那样，这些税收为有毒污染物管理机构进行的污染治理活动提供了资金。对产出进行征税的例子，比如在美国一些州对电池和轮胎增收的税。其他的例子，参阅Oates（1996，pp. 195-223）。

10.1.1 基本理论：收益与污染源位置无关

图 10.1 是简化的线性边际成本和边际收益曲线。[1] 横轴代表工厂减少的污染物数量，最大减排量为 $\bar{R}$，即工厂的原始负荷（raw load）。原始负荷指如果没有政府强制收费，工厂将排放的污染物数量。为了便于表达，污染物指定为氯化物（chlorides），第 7 章中雪松河的例子中的物质。这里涉及到的是水质污染，所以相应的庇古税成为废水排污费（effluent charge）。如果涉及到的是空气污染，税收相应的称为大气排污费（emission charge）。不管是废水还是废气，基本的理论推导是一样的。[2]

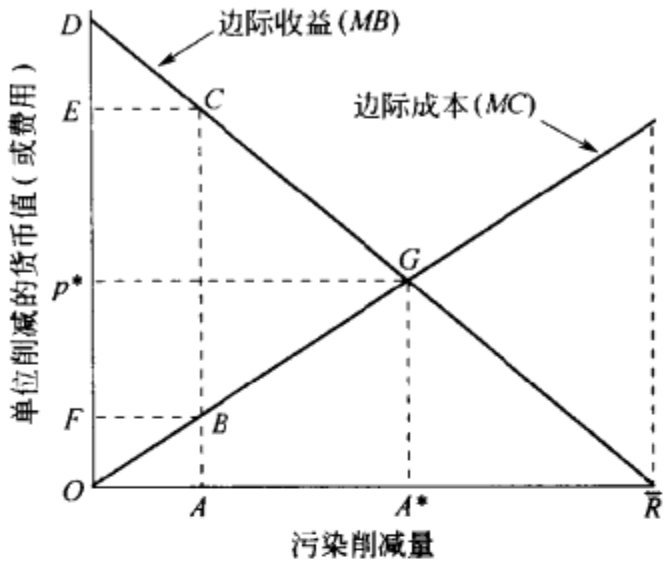


图 10.1 假设的工厂的污染削减费用和效益

图 10.1 中纵轴代表成本或费用的货币量。边际成本（MC）曲线代表工厂每减少一单位排放物所花费的成本。边际收益（MB）曲线反映每减少一单位排放物的社会经济价值，比如增加娱乐机会、更安全的饮用水供应等。对于任意水平的排放物减少量 A，线段 OE 代表多减少一单位排放物的社会收益，线段 OF 代表工厂额外减排一单位污染物的成本。

如第 5 章所述，边际成本和边际收益曲线下方的区域面积分别代表总成本和总收益，这样，三角形 OAB 的面积代表工厂减少 A 单位污染物的总成本，四边形 $OACD$ 是相应的总收益。[3] 有效率的污染水平被定义为使总收益减去总成本为最大时的 A 值，也就是效率最优的结果对应于边际收益等于边际成本的那一点，在图 10.1 中即 A^*。[4] 相应的净收益为 OGD，总收益 OA^*GD 减去总成本 OA^*G。

对每单位污染物征收 p^* 美元的排污费提供（至少在理论上）了足够的刺激使得工厂去执行生产最优效率水平的减排水平 A^*。只要 p^* 是使得 $MC=MB$ 处的收费量，排污标准根本不需要。想看看为什么不需要排污标准，我们可以考虑如下情形，环境管理机构对图 10.1 里的边际成本和边际收益有充分的信息，知道在 p^* 点 $MC=MB$。[5] 那么管理机构征收排污费 p^*，工厂可以减少排放污染物任意数量 A（包括 $A=0$），但是它必须要为排放的

---

[1] 这段关于排污收费理论的表述引用自 Noll（1994）的一本未发表的手稿。这个证明只简单地用了线性等式，当然运用非线性的等式也可以。

[2] 本主题的讨论所用术语都没有标准化。其他一些庇古税的术语包括废水（或废气或排污）收费。在这里，收费、费率和税经常可以互相替换。收费（或费率或税）的单位为每单位排污多少钱。这里使用了“使用费”一词，但是它有不同的含义。Hahn（1989，p. 11）阐明了这个不同：“使用费指用来支付活动所有费用的收费，但是它不一定能够导致资源的有效利用。例子包括水费、卫生费以及机票费。”对五个美国城市中接受市政污水处理服务的工厂使用费对他们的影响的分析，见 Hudson，Lake，和 Grossman（1981）。使用费经常作为固体废物削减的经济刺激，例子见国家公共管理学会（1994，pp. 113-138）。

[3] 严格地说来，OAB 区域代表工厂削减 A 单位污染的总的可变成本，固定成本在这里没有考虑，因为他们对分析结果没有影响。

[4] 要得到这个结果，试验任何 $A\neq A^*$，说明代表净收益的面积小于 OGD，OGD 代表削减 A^* 污染物的净收益。A^* 处 $MC=MB$ 的条件也可以通过单个变量函数的最优化标准程序来得出：建立一个等式，净收益（削减水平为 A）等于总收益减去总成本，并且使得 A 的一阶导数为零。一般，这个程序能够得出最大值（不是最小值或者鞍点）要求净收益函数满足特定的凸面性。

[5] 充分信息条件下，管理部门能够运用排放标准或者排污收费来得到一个有效率的结果；这点在第 11 章排放标准、排污收费和排污许可交易的对比分析时讨论。

$(R-A)$ 单位污染物缴税 p^* $(R-A)$。

要分析工厂对管理机构征收 p^* 排污费的反应，我们首先要知道工厂选择减排水平的原则。排污费理论假设工厂选择 A，使得总成本最小。当征收排污费 p^* 时，工厂有两种成本：减少污染物的成本，交纳排污费的成本。对于减排水平 A，支付的排污费既是以排污量 $(R-A)$ 为底、p^* 为高的长方形底面积。

工厂总污染控制成本最小化的结果，就是选择使得 $p^*=MC$ 的减排水平。为什么呢？问题的回答有以下两个方面。首先，考虑减排的边际成本大于 A^*，对于任意 $A>A^*$，减少排污量的成本大于 p^*，对于工厂来说，交排污费比减排更便宜。考虑 $A<A^*$，这种情况下，p^* 高于减少污染物的成本，如果工厂减排水平 $A<A^*$，通过减少污染物排放少交排污费可以减少它的总成本。在 A^* 点，总成本是最小的。一个总成本最小化的工厂将选择减少污染物排放 A^*，为排放的污染物 $(R-A^*)$ 交纳排污费。

以上的理论讨论可以推广到包括多个污染源的情形，但是如果污染源的位置影响污染物减排的收益，问题就会比较复杂。❶ 下面我们先考虑多个污染源的情形，污染源位置影响减排收益的情形稍后讨论。

10.1.2 多个污染源的例子

图 10.2 是多个污染源的情形，我们假设减少污染物排放的边际收益与减排的位置无关，美国联邦减少 SO_2 控制酸雨的项目就说明边际收益可以与减少排放的污染源位置无关。这个项目的目标就是减少发电厂排放的 SO_2 的总量，而不考虑发电厂的位置。❷

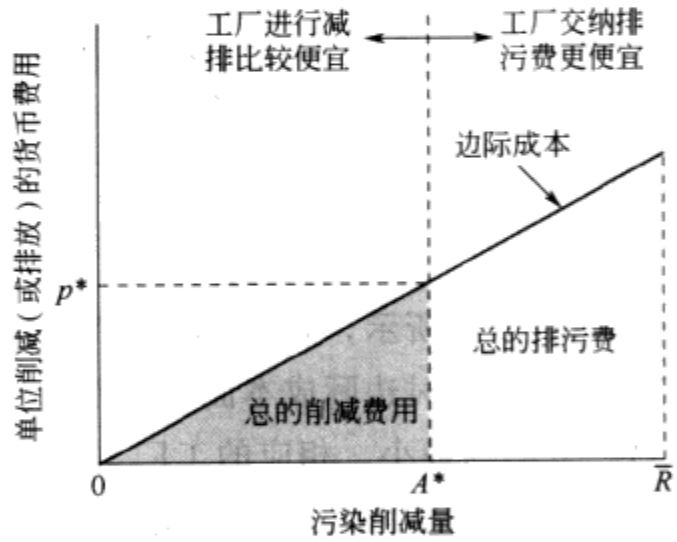


图 10.2 污染减排和排污收费的费用

考虑两个工厂，排放相同类型的污染物。❸ 假设工厂 1 和工厂 2 减排的边际成本分别为：

$$MC_1=2A_1 \tag{10-1}$$

$$MC_2=\frac{4}{3}A_2 \tag{10-2}$$

其中 $MC_i=i$ 工厂减排的边际成本，$i=1,2$，$A_i=i$ 工厂的减排水平。

工厂 1 和工厂 2 的原始负荷分别为 8 和 12，A 代表两个工厂总的减排水平即 $A=A_1+A_2$。

我们分两部分来阐述。首先，构造边际成本曲线，类似于图 10.1 中的单个污染源的情形，它代表任意减排水平 A_1+A_2 下最小的边际成本（减排成本两个工厂分担，总成本最小）。第二部分，介绍边际收益曲线，运用 $MB=MC$ 净收益最大时的结果决定排污费的数值。

（1）最小成本下的削减

MC 曲线对应于减少 A 单位污染物的最小成本，而 $MC_1=MC_2$ 时，总成本是最小的。我们用图 10.3 中的例子来说明这个结果，其中 $A=10$（同样的分析可以运用于任何可行的 A 值）。水平轴长度为 $A=10$，也等于 A_1+A_2，工厂 1 的边际成本曲线按照通常的方式，A_1

---

❶ 例如，对于进入河流的有机污染物，污染削减的收益通常依赖于污染排放的位置，污染排放的边际收益经常依赖于哪个污染源削减废物。

❷ 美国的酸雨政策假设酸雨削减的边际收益和 SO_2 削减的位置无关，美国酸雨政策在下一章分析。

❸ 类似的理论分析可以用于多于两个污染源的情形，但是需要进行微积分运算。

从左到右，边际成本在左边的纵轴上。工厂 2 的边际成本曲线与之相反，A_2 在水平轴上从右向左，边际成本在右边的纵轴上。这么安排边际成本曲线非常有用。对应于图 10.3 中任何纵轴的 A_1 和 A_2 的任意组合都满足 $A_1+A_2=A=10$。

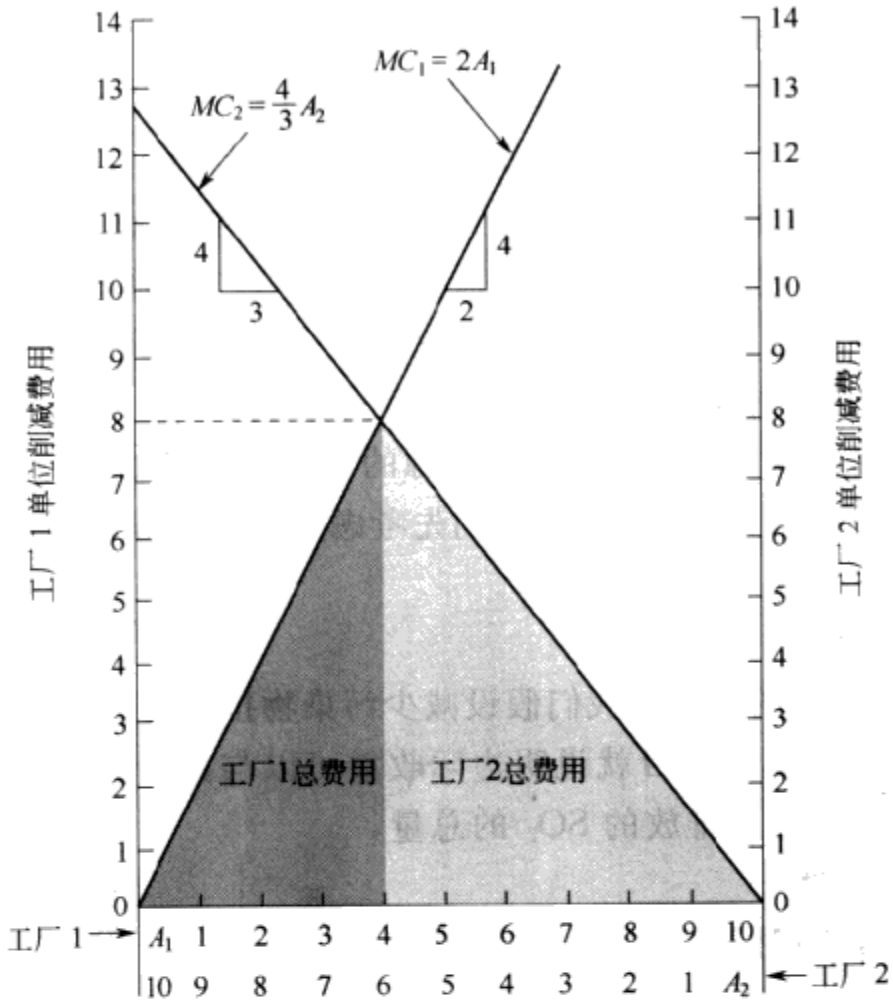


图 10.3　$A_1+A_2=10$ 时污染减排的最小成本

如图 10.3 所示，满足 $MC_1=MC_2$ 时的 A_1 和 A_2 值对应于最小的总减排成本（工厂 i 减排 A_i 的总成本时边际成本曲线下方 0 到 A_i 之间的面积）。❶在这个例子中，总成本在 $A_1=4$ 和 $A_2=6$ 时为最小。相应的工厂 1 和工厂 2 的成本分别为 16 和 24。类似的结果也适用于 n 个工厂的情形，n 为任意。要使减排 $A=A_1+A_2+\cdots+A_n$ 时的总成本最小化，只需：

$$MC_1=MC_2=\cdots=MC_n \tag{10-3}$$

MC_i 为工厂 i（$i=1$，…，n）减排的边际成本。❷

---

❶ $MC_1=MC_2$，污染削减水平为 $A_1=4$，$A_2=6$。为了说明 $A_1=4$，$A_2=6$ 对应于最小的总费用，在图 10.3 中挑选任意 A_1 和 A_2 的组合（比如 $A_1=3$，$A_2=7$），两条边际成本曲线下的阴影面积说明总的费用多于图 10.3 中给出的总费用。

❷ 成本最小化的这个必要条件可以运用 Lagrange 不确定乘数方法来确定，有关数学最优化理论的书比如 Gue 和 Thomas（1968）中详细介绍的一种算法。问题是要找到 A_1，$A_2\cdots A_n$ 使 $\sum_{i=1}^{n}TC_i(A_i)$ 最小，并且满足 $\sum_{i=1}^{n}A_i=A$。这里 $TC_i(A_i)$ 是工厂 i 削减污染排放量 A_i 的总成本。Lagrange 函数为 $L(A_1,A_2\cdots A_n,\lambda)=\sum_{i=1}^{n}TC_i(A_i)+\lambda\left(A-\sum_{i=1}^{n}A_i\right)$ 使 $\sum_{i=1}^{n}TC_i(A_i)$ 最小的必要条件就是 Lagrangian 函数的每一个一阶偏导数都等于零：

$\therefore \frac{\partial L}{\partial A_i}=0=\frac{\partial[TC_i(A_i)]}{\partial A_i}-\lambda,(i=1\cdots n)$ 以及 $\frac{\partial L}{\partial \lambda}=0=A-\sum_{i=1}^{n}A_i$，通过定义边际成本，$TC_i(A_i)$ 对 A_i 的导数为 MC_i。那么就有对于所有 i，$MC_i=\lambda$，这样 $MC_1=MC_2=\cdots=MC_n$。

知道了当 $MC_1=MC_2$ 时总成本最小，我们就可以建立两个工厂共同减排 A 时的最小边际成本曲线。假设，每个工厂面临同样的排污费 $\bar{p}$，他们都按照边际成本等于 p^* 来决定排污水平，两个工厂总的减排量就可以通过水平相加各自的边际成本曲线来得到。在图 10.4 中显示了这个过程，那里 $\bar{p}=8$，如图 10.4 中所示，当 $MC_1=MC_2=8$ 时，工厂 1 和工厂 2 分别减少排污量为 4 和 6。水平相加的过程同样可以运用于其他 $\bar{p}$ 值，结果如图 10.4 所示。正如图中所显示的，总的最小边际成本曲线（反映了两个工厂的行动）如下：

$$MC=\frac{4}{5}A \tag{10-4}$$

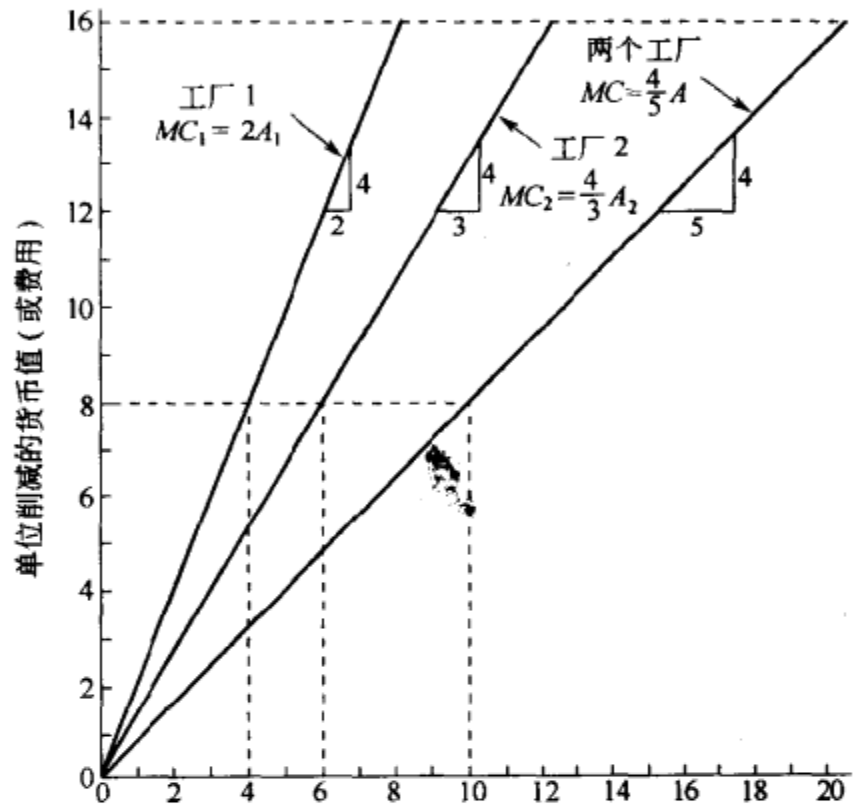


图 10.4　两个公司污染减排的边际成本

（2）排污费的决定

两工厂模型中排污费确定的理论推导还需要知道减排的边际收益曲线。在此例中将其简化，即减少一单位的污染物排放的边际收益和减排的位置无关。假设减排水平 A 时的边际收益为：

$$MB=5.34-0.267\ A \tag{10-5}$$

等式（10-5）里运用非整数系数，目的是使此例中其他的数值均为整数。

找到环境管理机构所需要确定的达到生产最优效率水平的排污费征收标准，基本理论的推导也就完成了。和单个工厂的例子中一样，减排的最优水平，是达到最大的净收益。这个最大净收益发生在 $MB=MC$ 时。如图 10.5 所示，对应于 $MB=MC$ 时，$A^*=5$。

图 10.5 也表明，如果征收排污费为 4，工厂会各自减排，达到总减排量 5。之所以会这样，

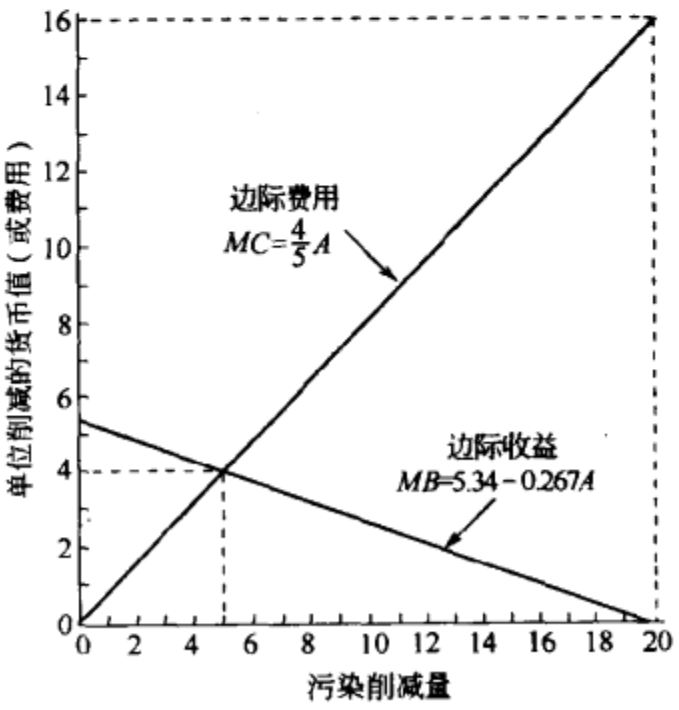


图 10.5　有效率的污染水平

是因为每个成本最小化工厂对排污费做出反应，将减排量降低到边际减排成本等于排污费的水平。如图 10.4 所示，工厂 1 面临排污费 4，它就会减少污染物排放 2 个单位，工厂 2 则减少 3 个单位。这样，两个工厂面对排污费进行各自独立的成本最小化的同时，也达到了最优效率的总的减排水平，总的减排量达到 5 单位。

刚才描述的排污费理论说明了排污费如何确定以达到生产最优效率，然而，这个理论也有局限性，因为它假设边际收益函数已经存在。但是，如第 6 章所说，边际收益函数很难估计。另外一个局限性假设就是减排的边际收益和减排发生的位置无关。下面的部分将取消这些假设，对基本理论进行延伸。

10.2 满足环境质量标准的排污收费

当减排的边际收益依赖于污染源的位置时，转换系数（transfer coefficients）被运用于此，来对排污费理论进行扩展。[1] 这里进行的理论的扩展中，转换系数用来描述不同地点的污染源排放污染物对水环境质量的损害程度。

尽管环境管理机构很少估计收益函数，但是他们还是需要制定环境标准，以反映污染物减排收益的内在价值。尽管边际收益曲线不能被估计，但是如果水环境标准存在，排污收费依然可以应用。在这种情况下，主要的经济问题就是费用效率：如何确定排污费使得达到环境标准的成本最小？[2]

下面的分析将说明，当计算对环境质量的影响时，污染源位置必须考虑的情况下，如何计算排污费。分析建立在第 8 章的三个污染源的例子的基础上，三个污染源例子的推广说明了在实证数据基础上如何对排污费的数值进行计算。[3]

10.2.1 通过试验和误差调整计算排污费

图 8.1（第 8 章中）描述了三个污染源例子的内容。这个例子计算出，为了在 α 点达到 6 mg/L 的溶解氧（DO）标准需要分别三个污染源的生化需氧量（BOD）百分比去除率。在这个标准下，水流中 1 mg/L 的溶解氧提供污水接纳的功能。在最小的处理成本下，达到环境标准的去除率是 $X_1 = 4.12\%$，$X_2 = 100\%$ 和 $X_3 = 46.12\%$，X_i 代表 i 污染源的 BOD 排放的减少比率，这个项目花费了 409 万美元。[4] 任意数量的 BOD 的减排都可以通过污染物排放标准的执行来达到，如果某个污染者不执行这个标准，它就将受到法律和行政处罚。

作为污染物排放标准的替代，环境管理机构也可以通过对每个污染源排放的每单位 BOD 收取一定的持续的费用来达到 6 mg/L 的溶解氧标准。要看看如何来确定一个合适的费用，首先我们需要假设管理机构知道每个污染源 BOD 减排的成本，知道每个排放源如何影响 α 点的 DO 指标。有了这些信息，管理机构就可以通过试验和误差调整来计算排污费标准，相应于排放的每 450 kg BOD，这将最终达到 6 mg/L 的 DO 标准。

为了找到 p 值，管理机构假设每个排污者将减少它的原始负荷，以使减少 BOD 排放的成本和缴纳排污费的总和为最小。运用资产回收系数（C，capital recovery factor）来建立

---

[1] 转换系数在第 8 章有介绍。

[2] 当净收益最大化不可行时费用有效性分析被广泛使用，因为收益不能用金钱来衡量。

[3] 回忆前边三个污染源的例子，模型是用来计算决定对特拉华河口污染排放者实施的污染控制计划。

[4] 最小费用污染控制计划详见表 8.6，其他计划见表 8.5 和表 8.7。

代表这些成本和排污费的等式比较方便，它的定义是

$$C=\frac{i(1+i)^T}{(1+i)^T-1} \tag{10-6}$$

i 为贴现率，T 为排污者分析考虑每年成本的年数。

资产回收系数将单一的当前成本 K 美元（$K），转化为平均的 T 年内一系列年均成本 $CK。[1] C 的定义就使得 T 年年均成本的现值等于 $K。在减排成本的分析中，我们假设污染源 1 采用 $i=0.10$，$T=30$，将这些值带入等式（10-6），得 $C=0.106$，对于污染源 1 的 BOD 减排成本得现值等于 1000(X_1)^{1.9}$，这相当于一个 30 年的年均减排成本，[2] 即

$$0.106(1000X_1^{1.9}) \tag{10-7}$$

通过分析污染物减排成本和每个排污者所面对的排污费，我们就可以找到获得 6 mg/L 溶解氧标准的 p 值。我们再来考虑污染源 1。BOD 减排的年均成本如表达式（10-7）所示，征收的排污费的年均成本为：

$$365p\left[100\left(1-\frac{X_1}{100}\right)\right] \tag{10-8}$$

括号里边的部分代表污染源 1 每天排放的 BOD 量，单位为 450 kg/d（如图 8.1），每天的排污费等于每天排放的 BOD 乘以 p（$/450 kg BOD），再在这个结果上乘以 365 天，即得出表达式（10-8）所示的年均收费。对于任何一年，污染源 1 的总成本 $h_1(X_1)$，为：

$$h_1(X_1)=106X_1^{1.9}+36,500p\left(1-\frac{X_1}{100}\right) \tag{10-9}$$

等式（10-9）是表达式（10-7）和式（10-8）相加的简化形式，分别代表治理成本和排污费，通过微积分计算，[3] 使总的年均成本最小的 X_1 值为：

$$X_1=(1.81p)^{1.11} \tag{10-10}$$

对于污染源 2 和污染源 3，运用同样的成本最小化计算方法，管理者就可得出它们的 BOD 减排比例分别为：

$$X_2=(2.86p)^5 \tag{10-11}$$

$$X_3=(2.29p)^2 \tag{10-12}$$

要找到满足 6 mg/L 的 DO 标准的排污收费值，我们可以选择一个 p 的试验值，根据等式（10-10）到等式（10-12）计算出相应的 X_1，X_2，X_3，然后检验这些减排比例能否满足 6 mg/L 的 DO 环境标准，回想前边三个污染源的例子的讨论，在 α 点的 DO 减少量（ΔDO）为：[4]

$$\Delta DO=\phi_{1\alpha}\left[100\left(1-\frac{X_1}{100}\right)\right]+\phi_{2\alpha}\left[1000\left(1-\frac{X_2}{100}\right)\right]+\phi_{3\alpha}\left[500\left(1-\frac{X_3}{100}\right)\right] \tag{10-13}$$

如果 DO 减少大于（小于）1 mg/L，增加（减少）p 值，然后重复整个计算。对于任意

---

[1] 资本恢复因子等于第 7 章介绍的 uniform series present worth factor（见等式（7-2）），C 如何导出，见工程经济学的课本，如 Grant，Ireson 和 Leavenworth（1982，pp. 36-37）。C 的导出假设任意一年的费用在年底发生。计算 C 时，i 为贴现率除以 100。

[2] 工厂治理费用现金更复杂的分析包括税收注销的机会。Johnson（1967）对特拉华河口的排污收费的研究说明了这里的计算如何在考虑税收的情况下进行调整。

[3] 使 $h_1(X_1)$ 最小的 X_1 值满足 $\frac{dh_1(X_1)}{dX_1}=1.9(106)X_1^{0.9}-365p=0$，解 X_1 得到等式（10-10）的值。$h_1(X_1)$ 的二阶导数对于正的 X_1 是正的，这保证用等式（10-10）得到的 X_1 是最小的。

[4] 等式（10-13）的基础在第 8 章中给出，见等式（8-2）的讨论。

污染源 i，如果 p 值导致 X_i 大于 100%，那么 X_i 就定为 100%。这个试验过程一直进行到找到一个 p 值使得 $\Delta DO=1$ mg/L。

表 10.1 展示了这个排污费决定过程中的几个步骤。第一个试验值 $p=\$1/450$ kg 太低，导致 DO 减少为 1.62 mg/L，超过 1.0 mg/L 的限制。排污费以 1.0 为单位逐渐增加，直到得到的 X_1，X_2，X_3 提供超额的 BOD 削减，当 $p=\$3/450$ kg 时即是这种情况，它导致 DO 减少 0.98 mg/L。最后我们获得 1 mg/L 的 p 值为 $p=\$2.96/450$ kg。

表 10.1　运用排污费来达到 DO 环境标准

p 的试验值 /(\$/(450 kg))	$X_1=(1.81p)^{1.11}$ (%)	$X_2=(2.86p)^5$ (%)	$X_3=(2.29p)^2$ (%)	α 点的 DO 减少量/(mg/L)
1.00	1.93	100	5.2	1.62
2.00	4.17	100	21.0	1.38
3.00	6.54	100	47.2	0.98
2.96	6.43	100	45.8	1.00

现在来考虑费用效率的问题。最后满足 6 mg/L DO 环境标准的 p 值是否是成本最小呢？我们用图 8.1 总的费用等式来计算 $p=\$2.96/450$ kg 时的治理费用。这些费用，和前边第 8 章计算的最小成本在表 10.2 中给出。❶ 排污收费的总成本要多于最小成本，运用 $p=\$2.96/450$ kg 不是最有效率的，这是因为单一的排污收费标准没有考虑污染源位置不同的影响。污染源位置的影响反映在转换系数之间的关系上，$\phi_{3\alpha}=1.5\phi_{1\alpha}=1.5\phi_{2\alpha}$。

表 10.2　运用排污收费和成本最小化方案下的执行成本

	成本最小化下的去除率		运用 $p=\$3/450$ kg 的去除率	
污染源	去除率(%)	费用/\$ 10^3	去除率(%)	费用/\$ 10^3
1	4.12	15	6.43	34
2	100.00	2510	100.00	2510
3	46.12	1566	45.82	1551
总成本		4091		4095

考虑到不同污染源影响水质的不同，非单一的排污收费制度能够得出费用最优效率的 X_1，X_2，X_3，这包括使得对于污染源 3 的收费标准是污染源 1 和源 2 的 1.5 倍，有了这个以后，重复上边的计算，满足 DO 标准的去除率就是最小成本情况下的值，计算过程如表 10.3 所示。

表 10.3　以最小成本达到环境标准的非单一排污收费

p_1 的试验值 /(\$/(450 kg))	$p_3=1.5p_1$ /(\$/(450 kg))	$X_1=(1.81p)^{1.11}$ (%)	$X_2=(2.86p)^5$ (%)	$X_3=(2.29p)^2$ (%)	α 点的 DO 减少量/(mg/L)
1.0	1.5	1.93	100	11.8	1.52
2.0	3.0	4.17	100	47.2	0.98
1.977	2.966	4.12	100	46.13	1.00

10.2.2　影响排污收费的一些实际问题

三个污染源的例子说明了当污染源位置影响水质时，在理论上如何确定排污费来达到环境标准。这个例子也同时表明，可以通过设计一个非单一的排污收费系统以最小成本满足环

❶ 三个污染源的例子的费用最小的解决方法详见表 8.6。

境标准。

在实际过程中，合适的排污收费率并不能通过前边例子中的计算程序来精确地确定。一个原因就是，环境管理机构对于每个污染源的减排成本仅仅有一个粗略的信息。而且，即使在最好的情况下，管理当局也只对排放物影响环境质量的程度有一个大概的估计。对于很多水质因子来说，也没有固定的转换系数，或者也不能通过模拟得到同样的水质结果。

另一个实际问题就是，我们曾假设每个排污者在选择去除率时，都使得污染减排成本加上排污收费为最小。这个假设是计算排污费的“试验-误差调整”过程的基础。其他因素，比如排污者是否募集足够的资金进行污染治理建设等等，也影响到去除率的选择。在这些情况下，通过理论来准确地对排污者的决定做出预测就是不太可能的了。

由于这些复杂性的存在，管理机构能否设定一个精确符合环境标准的排污费率，那就只有靠运气了。如果排污费率设定过低，环境标准就不能满足。如果，在前边的例子里，单一的排污收费 $1/450 kg 被运用（而不是运用 $2.96/450 kg），那么 ΔDO=1.62 mg/L，而不是符合 DO 标准的 1.0 mg/L。如果设定过高，DO 就会过高，更多的资源会被用于减少 BOD，超过满足环境质量所需要的量。

一些经济学家认为，在理论上，正确的排污费率可以通过重复决策来获得。例如，假设管理当局的成本估计是错误的，设定排污费率为 $1/450 kg，认为这个费率就可以满足 6 mg/L 的DO 环境标准。排污者对排污收费做出反应后，管理当局观察到，DO 的减少为 1.62 mg/L 而不是期望的 1.0 mg/L，在这种情况下，管理当局就会将排污费率上调，等到排污者再次对上调做出反应后，管理当局再来观察是否能够满足 6 mg/L 的环境标准。继续这种重复过程，排污费率最终将会增加到满足环境标准的水平。

重复决策设定排污费率的过程打乱了排污者的决策过程，他们可以针对最初的排污费率而进行排污设施的投资建设，但是在一个排污费率下排污者所做的决策，并不能用来模仿另一个更高费率下他们的决策。因为考虑到长期资源投资，对于最初较低费率的反应而进行的投资可能必须要包括在以后的一系列设备等等的投资决策中。这意味着，成本最小化将不再起作用。而且，如果管理规则经常发生变化，那么就无法对排污者在这种情况下的反应做出很好的预期。

10.3 欧洲的排污收费和补贴

在法国、德国、荷兰等国家，排污收费制度在水质管理上已经被运用多年。[1] 在这些国家中，没有一个是在经济学家所认为的最理性的费率设定方法的基础上来确定排污费率的。而且，在所有的国家，排污者都是在排污收费以外的其他因素的驱动下去减少他们的污染物的。比如，很典型的排污收费被整合在包括污染物排放标准的控制命令中，政府给予补贴来部分地抵消污染减排的成本。

关于排污收费如何在实际中运用，法国、德国、荷兰等国的经验给我们什么样的启示呢？法国的经验表明，排污收费建立了新的水资源管理机构，重新激活了曾经无效的排污许可证体系。而在荷兰，如果排污费率确定的足够高，他们将显著地影响到排污者的行为。最后，来自德国的数据表明，即使排污收费低于平均的处理成本，它也将促进工厂去寻找更好的污染减排计划。

---

[1] 这些以及其他欧洲国家排污收费体系的介绍，见 Johnson 和 Andersen（1994）。

10.3.1 法国的排污收费支持着流域机构的发展

法国的排污收费体系的收入，支持着 6 个 20 世纪 60 年代建立的法国河流流域管理机构的运作。[1] 这些机构进行计划、研究工作，为水资源以及废水管理项目提供贷款和帮助，但是他们不建设设施，不颁布规章。

排污费是通过河流管理机构的工作人员、机构内的流域委员会以及一些政府官员之间的一个复杂的协商程序来确定的，这个委员会包括法国不同部门、不同城市、还有其他用水者的代表。协商过程要考虑，达到不同的处理目标需要花费多少钱，这些收费中的一部分将被委员会用于资助工厂和市政的废水处理项目。[2] 尽管确立收费水平过程中各自所代表利益的多样性会减慢决策过程，但它增加了发展一个公平、可行、不会被控告的行动计划的可能性。

法国排污收费体系包括如下一些指标：通过 COD，BOD 来表征的可氧化物、悬浮物、磷酸盐、有毒物质。[3] 在任何一年中，排污收费的设定有一个基本的目标，那就是为河流流域管理机构提供必需的资金，以使其能够达到水质目标。比如，对于悬浮物每年的基本收费为每天排放的每千克悬浮物每年收 10 美元，乘以污染物的量就可以计算出每年一个污染者为悬浮物交的费用。用于计算年费用的排污量可以为一段时间内的测量值（对于大的污染源），也可以为根据每单位产出的标准列表值。当运用列表值时，必须知道每单位时间的成品数量。

对于一个特定的河流流域，排污费率可以根据行动计划的变动来相应地提高或降低。而且，收费可以有地域的差异；因此那些水质问题比较严重以及治理相对花费较多的地区，排污费率相对较高。尽管如此，这些污染物排放者也可以得到河流流域管理机构从其排污收费收入中拿出来提供的补贴、资助以及贷款。

在 20 世纪 70 年代，流域管理机构所采用的排污收费远远低于能够刺激排污者治理污染的水平。但是为什么在那段时期，很多排污者却执行很高水平的治理措施呢？答案就在污染物排放标准，它是法国水质管理策略中的一个补充部分。自 1917 年以来，法国的部门官员们颁发了控制污水排放的许可证，[4] 违反许可证排污可能要受到处罚，其中包括对排污者的罚款和法庭诉讼。在流域管理机构成立以前，排污许可证体系没有能够很有效地运行。尽管流域管理机构没有颁发许可证，但是他们的收费和补助制度也遵从许可条件，刺激了排污者去减少他们的污染物。流域管理机构的经济刺激、政府官员的许可证制度，两方面共同导致了水环境质量在本质上的提高。

10.3.2 荷兰征收排污费的经验

和法国一样，20 世纪 60 年代，荷兰建立了新的水质管理机构。在那个时候，全国范围内的排污收费体系以法律的形式被确定下来。[5] 在荷兰的体系中，排污费是针对可氧化的物

---

[1] 法国排污收费体系的讨论主要来自 Barré 和 Bower（1981）。

[2] 因为用水者和排污者在水域委员会中都有代表，他们影响到治理多少河流水域以及排污费率的高低。许多组织在水域委员会都有代表，委员会成员联合起来防止排污费率过高或者过低。

[3] 化学需氧量和生化需氧量是废水中有机物质的标准测量因子。Master（1991）详细叙述了 BOD 和 COD 如何计算，在法国排污收费体系中，有毒物质以“等同毒量”来衡量，基于排放对水生生物生存的影响的一个单位；详见 Barré 和 Bower（1981）。

[4] 法国有超过 90 个部门，每个都是中央政府的地方单位，由代表中央政府的官员领导（正式称呼为共和委员）。传统法国行政体系及其与六大河流流域管理局的关系的介绍，见 Andersen（1994，第 5 章）。

[5] 这部分的基础是 Bressers（1988）和 Andersen（1994，第 7 章）。

质、重金属例如汞和锌征收的。荷兰的排污收费计划主要目的是为了获得废水管理所需资金。然而，收费本身却表明对于刺激工厂去减排也同样是有效的。荷兰的排污收费计划影响排污者行动的一个原因就是，对于一些排污者来说，排污费率和减排的边际成本是相当的。❶

引入排污收费后不久，荷兰的废水排放显著下降。比如，在 1970 年和 1980 年，尽管工业产出在同期急剧增加，工业耗氧废水的排放却减少了一半。污染物的减少是不是可以归因于排污收费的运用呢？还是对此有其他的解释？

为了搞清楚荷兰排污收费体系对排污者的影响，人们进行了大量的研究。一些研究运用统计学的方法来识别 20 世纪 70 年代荷兰水污染物的急剧下降的相关因素，其他调查依赖于对政府官员和相关决策者的问卷调查和采访。虽然这些调查研究在细节上有一些不同，但他们都一致指出，排污收费是影响污染者行为的一个关键因素。例如，统计分析和调查分析表明，排污收费比许可证制度在减少工业有机污染上重要得多。而且，污染控制的补贴、建立收费体系的最初动力，都不如排污许可、排污收费在激励工厂减少排放方面重要。

对环境官员的采访结果表明，荷兰排污收费体系是管理者对当前流行的控制与命令制度的重要补充。一个政府官员的回答概括了排污收费是如何补充其他管理措施的："当我去和一个公司就减少污染排放进行会晤时，我通常带着我的计算机。我给他们计算收费的潜在收入，也使得会谈能够很愉快地进行。"❷

10.3.3 德国排污收费的教训

排污收费最早是在 20 世纪 20 年代，由德国河流流域管理机构在 ruhr 山谷实施的。❸ 在 20 世纪 70 年代，排污收费被当时德意志联邦共和国广泛运用。1976 年通过的排污收费法要求州（länder，对德联邦负责）对排入公共下水道中的污染物收费。全国设定统一的费率，执行则由各州负责实施。

排污收费的执行和排污许可证制度有着紧密的联系。州给每个污水排放源颁发许可证，在此基础上，一个排污者允许排放特定数量的污水，但是污染物的浓度必须低于统一的国家排放标准或者当地排放标准（后者比前者更加严格）。许可证的第二个组成部分详述了计算排污者污水排放交费账单的具体数据。按照联邦制定的费率表，排污费按下列指标征收：可沉降固体、COD、镉、汞以及对鱼类有害的物质。总费用计算的细节非常复杂，因为基本收费是按"每单位损害"多少马克来计算的。排污收费法给出了如何将污染物的数量转化为"单位损害"（比如，45.45 kgCOD 对应于一单位损害）。同样的收费标准适用于全国各个地区所有的污染者。

在对德联邦排污收费体系的分析上，布朗和约翰逊（1982，pp.962-63）认为，要使各排污收费体系具有政治上的可行性和管理吸引力，需具备以下特征：

1）针对少数几种污染物；

2）和污染许可证体系相结合；

3）排污费率从某个特定水平开始，过渡期逐渐上升；

---

❶ 有趣的是，荷兰的收费比法国的收费高好几倍。

❷ 引自 Bressers（1988，p.513）。

❸ 这部分德国排污收费体系的讨论来自布朗和约翰逊（1984）。

4）排污费率水平的确定过程应该有由排放的污染物受益或受害相关人群的参加；

5）污染量和污染浓度的水平和测量应该比较简单；

6）排污收费的收入应该足够支付污染减排的花费；

7）应该有保护处于例外情况的污染者或工业部门的条款；

8）注重表明排污收费如何能够实际地被执行。

德国的排污收费系统有很多方面激励工厂去主动达到排污标准。在德国的排污收费计划中，如果满足废水的排放标准，排污者的污染付费就可以减半，而如果没有满足污染排放标准，排污者就失去了节省总付费50%的机会，并且将受到罚款和其他处罚。另外，排污收费的收入还用作资助工厂和市政进行的污染物减排活动，这些资助进一步鼓励了排污者去达到污染物排放标准。工厂也可以申请补贴来抵消减少污染物导致生产活动变更所带来的成本。这些由排污收费制度部分推动的活动，使得1981年德国超过半数的废物排放者达到了污染物排放标准，在某些州甚至达到了90%。[1]

为了评估排污收费制度对工厂减少污染物排放的影响，布朗和约翰逊（1984）引用了德国一家大的化学公司——BASF的经验。这个公司实施了很多的革新以减少污染物的排放，尽管德国的排污收费一致被认为大大低于达到国家水质目标所需的水平，但应该注意的是，BASF发起了一个公司内部的减少COD的排污收费计划，公司为每个部门计算一个内部的排污收费账单，在计算时引入每单位污染物的一个会计价格（accounting price），然后乘以这个部门产生的总排污量。布朗和约翰逊（1984，p. 944）总结了7年来实行内部收费计划的效果：

引入内部负债系统使得污染物排放下降了20%，公司内部收费引发了一个自愿地减少污染物排放的活动——过程改进、溶剂再循环、改进预处理设施和更新旧设施等手段。

布朗和约翰逊还认为“即使排污收费运作的不好，它也照样可以起到节省成本的作用”。

10.4 中国的排污收费和补贴

排污收费制度在市场经济体制的国家被普遍采用，它也同样被中央计划经济的国家所采纳。[2] 例如，20世纪80年代初，中国在刚刚开始经济体制改革同时使经济更多地依赖市场的时候，也同样使用了排污收费制度。

中国对污染排放征收排污费的引入依赖于那些熟悉欧洲排污收费制度的中国环境管理专家。[3] 20世纪70年代后期，这些专家们认为，征收排污费可以提高生产效率，促使工厂去减少污染物排放。中国1979年颁布的环境保护法中包括了一个排污收费体系，随后的政策纲要和附加的法律条款详述了环保局必须实施这个体系。[4] 尽管纲要是一个全国性的收费制度，但是环保局仍然可以根据各地条件来修改体系，只要地方体系不违背国家制度即可。

---

[1] 这些数字来自布朗和约翰逊（1984，p. 945）。

[2] 这部分得益于三个同事的帮助：Xiaoying Ma，Barbara Sinkule和Kimberly Warren。

[3] 观察来自Ross（1988）关于中国早期的排污收费制度的描述，有趣的是，苏联的经济学家在同一时期也在鼓励使用排污收费制度（国家公共管理学会，pp. 76-77）。

[4] 环保局在执行政策中的作用在第9章中国的环境政策执行一节中详述。

10.4.1 排污费及其对企业的影响

在一个典型的国家排污收费体系中，企业仅仅在违背现行的污染物排放标准的情况下才交纳排污费。企业违反标准所欠的排污费数量决定于它违反的程度。❶ 拿中国南部某省对 COD 的收费为例，如果某企业排放的污水其 COD 密度为允许的 COD 排放标准 110 mg/L 的 1～2 倍，企业需要交纳 0.04 元/m^3。❷ 但是，如果企业的 COD 排放浓度超过标准的 10 倍，排污费就为 0.06 元/m^3。该省根据违背标准的程度用一个公式来计算单位费用（元/m^3）。

中国排污收费体系对排污者的行为产生了不同的影响，这依赖于排放的污染物是无毒有机污染物还是有毒物质例如重金属。首先，来考虑有机污染物收费（用 COD 衡量）的情况。在 20 世纪 80 年代，中国对有机污染物的排污收费大大低于影响排污者行为的水平，尽管许多工厂削减他们的污染物排放，但是他们这样做，主要是因为来自收费体系外部的压力。❸ 收费没有效果，主要是因为治理有机废物的操作和运行费用大大高于排污收费费用，在这种情况下，尽管建造处理设施可以得到充分的资金支持，但是作为治理污染的一个刺激手段，排污费仍然不起作用，工厂仅仅交纳排污费更加合算。

对有毒物质来说，通常收费相对要高（和 COD 相比），他们对排污者有较大的影响，例如对镉、铬和电镀厂的其他有害物质。电镀厂的经理经常面对来自环保局和污水排放下游居民的强烈的治理压力，因此，工厂经理就将排污收费作为减少污染物排放的主要原因。这个结果和一些欧洲国家的经验是一致的：排污收费在低于减少排放物的边际成本的时候也可以促进治理。❹

10.4.2 排污收费收入的用途

在中国，大约 80%的排污收费收入被用作资助交纳排污费的企业进行污染治理。❺ 资助计划也随着时间变化，刚开始，工厂很简单地被返还他们交纳的排污费的 80%，作为返还用作减少污染物排放。然而，很多工厂是将他们所得的返还资金用于和污染控制无关的其他活动。

当环保局了解到 80%的返还资金被不当使用时，他们就革新了他们的资助计划，最普遍的就是将资助作为低息贷款而不是免费的返还或者馈赠。另一个改动就是，只有当企业在它的申请书中表明它有能力进行治理工作时，企业的资助申请才可能被批准，比如，企业可能被要求说明，它确实需要相当数量的资金来进行污染治理建设。一些环保局用下面的措施来减少补贴的不当使用：如果工厂建设了它申请中详述的治理设施，而且治理设施通过了实

---

❶ 对于 COD 和其他污染参数如何计算这些费用的信息，见 Sinkule 和 Ortolano（1995）。正如他们指出的，企业受到其他一些收费的影响，例如，不按时交费，迟一天缴纳滞纳金 0.1%。

❷ 在中国，污水流量单位一般表示为 m^3/d 或者 t/d，1 m^3 水等于 1 t，“RMB”是人民币的简写，在中国指人民币，元是货币基本单位。1991 年，1 元大约等于 0.20 美元。

❸ Sinkule 和 Ortolano（1995）的工厂案例研究给出了这种观点的支持。然而，对于一些中国城市企业，排污费（对于有机废物）高到影响废物管理决策的程度。河南安阳市就是一个例子，在 20 世纪 90 年代早期，安阳市修改了计算排污费的基础，企业为低于现行标准的排放和超过标准的排放缴纳排污费，修订后的制度使得平均排污收费比全国收费体系或者广东省的收费体系均高得多。

❹ 排污收费对电镀工厂削减污染的观察来自 Warren（1996），相比的欧洲国家的结果（关于排污收费对污染者的影响）在荷兰和德国排污收费的讨论中叙述。

❺ 80%这个数值应用于中国南方某省，中国的一些省份和国家权力机关协商了不同的百分率，例如，中国中部某省，只有 75%的排污费用作补贴；剩余的 25%分给地方环保局（17%）和省环保局（8%）。而且，80%这个数值仅仅用于污染排放收费本身，收费制度还产生其他的收入，他们经常被用作资助环保局的活动，例如，企业由于晚交排污费缴纳的罚款，以及如果他们违反排放标准而且拥有三同时制度批准的治理工程，他们就将交纳“双重费用”（见第 9 章）。

地的有效性测验，那么工厂可以只交纳贷款的利息部分（不是本金）。

我们也注意到，排污收费（对于无害有机污染物）一般比工厂进行治理的成本要低，这时即使治理设施建设可以充分地得到资助，工厂还是没有足够的经济动力去建设和运行治理设施以减少污染物排放。

既然排污收费和相关的补贴并不经常能促使中国的企业去减少污染物，那么环保局实施排污收费和补贴制度的热情该如何解释呢？答案是财政收入。地方环保局一般保留他们征集的排污费的 20%。[1] 原则上，这些收入被指定用于购买环境监测装置或者进行环保局监察活动，但实际上，过去某些环保局将这些收入用作了很多其他的用途，包括雇用新的工作人员、用作日常花费。[2] 个别地方的环保局工作人员被称为“吃排污费”，就是说这些工作人员的职位完全是依靠排污费来支持的。

一些观察者担心，个别环保局会设法收取更多的排污费作为其收入的来源。[3] 如果企业符合排放标准，对超标排放征收的排污收入就没有了，这会不会使得环保局放松他们力图促使企业达标的努力？但因为以往中国的违规企业众多，这个问题没有被广泛地加以讨论。不过，这个问题仍然是值得注意的。

10.4.3 作为命令-控制型措施补充的排污收费和补贴

如果排污收费和补贴不足以使得中国的企业去减少排放物，那么什么可以促使污染物的削减呢？由 Sinkule，Ortolano（1995）和 Warren（1996）所做的大约 25 个企业案例研究重点指出了一些刺激因素。

- 违反排放标准的企业受环保局所实施的罚款和其他处罚的影响。
- 对于正在进行扩建的工厂或者是新建的工厂，环保局可以要求其他相关部门拒绝发给建设许可证，除非它有相应的、适当的污水处理体系。[4]
- 一些企业实施减少污染物的措施例如材料循环利用，因为这些措施可以提高利润。
- 排放重金属和其他有毒物质的企业通常面对来自受影响市民的巨大压力，他们直接向工厂或者向环保局抱怨。
- 城市有时可以进行区域治理项目，主要的和相关的城市部门都向企业的污染减排提供经济和技术援助。

和实施排污收费制度的欧洲国家一样，中国的排污收费和补贴制度也是其他控制污染的政策和制度的补充。

10.4.4 中国排污收费的经验

除掉有害污染物，20 世纪 80 年代，中国排污收费系统的主要作用似乎和排污者的行为无关，许多企业把排污费当作一种经营成本，而根本不去对费用体系做出其他反映。可以证明的是，过去中国排污收费体系最重要的作用乃是推动了地方环境保护局的发展。中国的某些环保局利用增收来的排污费增加工作人员，扩大他们的数据收集和监测系统。而且，个别环保局用这些收入来支付那些官方规定的资金用途之外的其他一些花费。

中国的排污收费计划说明了一个管理系统中的参与者如何操作它以便达到他们各自的目

---

[1] 另外，环保局经常保留全部的和排污收费有关的交费，比如前边脚注里提到的。

[2] Sinkule 和 Ortolano（1995）报道了华南的一个城市，1990 年排污收费的收入占到了环保局总运行预算的 60%。

[3] 这点在 Wang 和 Blomquist（1993，p. 71）中有叙述。

[4] 三同时制度是保证新（或者改建的）工厂拥有废物处理系统的重要机制（见第 9 章）。

的。在中国 20 世纪 80 年代的经历中，最大的利用了排污收费计划的就是管理者自己。另外，许多能够得到补贴的企业将这些制定用于减少污染物排放的资金挪作他用。

中国的经验还证明了将排污费率设置在一个可以提高生产效率的水平上的难度。以前，中国国家环保总局的官员们知道最初的排污费率太低，不能对排污者有任何的作用，但是管理机构缺乏足够的政治力量来将它调的更高。国家环保总局只能够建议排污费率，最后的费率确定还得由财政部来定，财政部专门负责工业经济的健康发展，所以并不情愿将排污费率调高到国家环保总局想要他们调到的那个程度。❶

除了费率高低的影响，企业的经济状况也会影响排污费能否正常的征收，在 20 世纪 90 年代初期，一家不景气的大型国有造纸厂的例子就说明了征收排污费的麻烦。那个时候，造纸厂雇佣者好几百名工人，还为许多已经退休的以前的雇佣者支付退休福利。❷ 在这种情形下，企业拒绝交纳拖欠市环保局的排污费。厂子经营不景气、雇佣着大批的劳动力、还得为原来的工人支付退休福利，这些情况使得环保局确信排污费肯定无法被征收上来。尽管这个例子不是很典型，但是这样的情况还是有的。

中国和欧洲以前的经验表明，排污收费体系有时不能够顺理成章地提高生产效率。在实际中，政府管理者也深知“合理”确定价格的难度和不确定性。这样，排污收费体系总是和传统的管理措施比如环境质量标准、污染物排放标准在一起运用。尽管排污收费制度不能够达到如经济学理论给出的那种很理想的结果，但是它还是能够为促进治理提供经济刺激。而且，排污收费制度还能为环境保护机构提供预算收入，为排污者更容易进行污染治理提供补贴。

主要概念和术语

排污收费和生产效率（*Effluent Charges and Productive Efficiency*）

污染者付费原则（Polluter pays principle）

社会成本/个人成本（Social cost vs. private cost）

庇古税（Pigouvian tax）

外部成本内部化（Internalizing external costs）

减排的边际成本（Marginal cost of waste reduction）

边际收益（Marginal benefit）

污染物减少的生产最优效率水平（Productively efficient level of pollution abatement）

边际成本的均等化（Equalization of marginal costs）

满足环境质量标准的排污收费（*Effluent Charges to Meet Ambient Standards*）

费用有效性分析（Cost-effectiveness analysis）

费用的试验-错误计算（Trial-and-error computation of charges）

费用的现值（Present value of costs）

资金贴现因子（Capital recovery factor）

工厂对费用的反应（Firms' response to fees）

转换系数（Transfer coefficients）

---

❶ 在排污收费制度实施的前 11 年中，中国政府只将费率提高了一次（1990 年），甚至在那时，费率 25%的提高也不能赶上由于同期通货膨胀造成的废物处理费用的增加。

❷ 总的来说，在中国老的国有工厂中，支付退休人员的福利是一个重要的义务。

非单一的排污收费（Nonuniform effluent charges）

欧洲的排污收费和补贴（*Effluent Charges and Subsidies in Europe*）

执行排污收费的动力（Motives for implementing charges）
法国河流流域管理机构（French river basin agencies）
治理目标基础上的排污收费（Charges based on cleanup goals）
排污许可证体系（Discharge permit systems）
每单位损害交费（Charge per damage unit）
费用基础上的补贴计划（Fee-based subsidy programs）
可行的排污收费计划的特征（Characteristics of viable charge schemes）

中国的排污收费和补贴（*Discharge Fees and Subsidies in China*）

和污染物排放标准相关的排污收费（Charges in relation to discharge standards）
对企业征收排污费的作用（Influence of fees on enterprises）
排污费被政府机构当作收入（Charges as revenues for agencies）
补助和低息贷款（Grants and low-interest loans）
资助的不当使用（Misuse of subsidies）
对高费率的政治抵触（Political opposition to high fees）

问 题 讨 论

10-1 政府的政策分析员想要运用排污收费计划来达到环境质量标准，他们想要估计每单位排放物收取 10 单位费用时工厂将做何反应。分析员估计其中一个有问题的工厂每天有 20 个单位的原始负荷，污染削减的总费用如下：

原始负荷削减的百分率(%)	总费用现值/$	原始负荷削减的百分率(%)	总费用现值/$
25	100	85	1500
70	400	95	2500
75	1000		

为了将费用现值转变为一系列相同的年度费用，分析员假设工厂运用贴现为 12%，时间为 20 年。

a) 如果面临每单位废物收费 10，工厂将采用表中哪个百分率的削减水平？如何使污染削减费用和排污收费的总和为最小。

b) 在工厂变到下一个削减百分率之前，排污费必须提高多少？

10-2 你被要求进行一个比较分析，排污收费和排放标准作为政策工具以污染削减总费用最小来达到环境水质标准的比较分析，用于比较的可能的属性包括工厂开发新的污染削减技术和提高环境部门监管要求的动机，在比较分析中你还将采用其他哪些属性？运用你设立的一系列属性作为框架来比较排污收费和排放标准。

10-3 你被雇佣为哥伦比亚环境部的顾问，环境部计划设计和实施排污收费制度，你在从欧洲和中国排污收费中得到的经验的基础上，对环境部如何实施排污收费有何建议呢？

10-4 1993 年，哥伦比亚环境部探讨了如何运用排污收费的收入来增加工厂和市政削减污染的比率，你在下列问题上对环境部有何建议：费用产生的收入应该只用于补助市政当局的污染处理呢？还是工厂和市政当局的补贴？补助的形式应该是赠与还是低息贷款？

10-5 美国经济学家近来不断劝说美国国会实施全国排污收费计划，但是这些努力失败了。对国会为什么不立法实行全国排污收费体系给出一个可能的解释。

10-6 环境经济学经常严格区分命令-控制型的政策和基于市场依靠对污染物收费的政策。给定排污收费实施的方法后这样的区分有用吗？这些政策在有关政府对政策执行的干预水平上有何不同？

参 考 文 献

Andersen, M. S. 1994. *Governance by Green Taxes: Making Pollution Prevention Pay*. Manchester, U. K.: Manchester University Press.

Barré, R., and B. T. Bower. 1981. "Water Management in France, with Special Emphasis on Water Quality Management and Effluent Charges." In *Incentives in Water Quality Management, France and the Ruhr Area*, ed. B. T. Bower, R. Barré, J. Kühner, and C. S. Russell, 31-209. Research Paper R-24. Washington, DC: Resources for the Future.

Bressers, H. T. A. 1988. A Comparison of Incentives and Directives: the Case of Dutch Water Quality Policy. *Policy Studies Review* 7 (3): 500-18.

Brown, G., and R. W. Johnson. 1984. Pollution Control by Effluent Charges: It Works in the Federal Republic of Germany, Why Not in the U. S. *Natural Resources Journal* 24 (October): 929-66.

Grant, E. L., W. G. Ireson, and R. S. Leavenworth. 1982. *Principles of Engineering Economy*, 7th ed. New York: Wiley.

Gue, R. L., and M. E. Thomas. 1968. *Mathematical Methods in Operations Research*. London: Macmillan.

Hahn, R. W. 1989. *A Primer on Environmental Policy Design*. Chur, Switzerland: Harwood Academic Publishers.

Hudson, J. F., E. E. Lake, and D. S. Grossman. 1981. *Pollution -Pricing: Industrial Responses to Waste-water Charges*. Lexington, MA: Lexington Books.

Johnson, E. 1967. A Study in the Economics of Water Management. *Water Resources Research* 3 (2): 291-305.

Johnson, R. W., and G. W. Brown, Jr. 1976. *Cleaning up Europe's Waters: Economics, Management and Policies*. New York: Praeger.

Masters, G. 1991. *Introduction to Environmental Engineering and Science*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

National Academy of Public Administration (NAPA). 1994. *The Environment Goes to Market: The Implementation of Economic Incentives for Pollution Control*. Washington, DC: NAPA.

Noll, R. G. 1994. "Instrument Choice in Environmental Policy." Unpublished manuscript, Dept. of Economics, Stanford University, Stanford, CA.

Oates, W. E. 1996. *The Economics of Environmental Regulation*. Cheltenham, U. K.: Edward Elgar.

Opschoor, J. B., and H. B. Vos. 1989. *Economic Instruments for Environmental Protection*. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development.

Pigou, A. C. 1932. *The Economics of Welfare*, 4th ed. London: Macmillan.

Ross, L. 1988. *Environmental Policy in China*. Bloomington: Indiana University Press.

Sinkule, B., and L. Ortolano. 1995. *Implementing Environmental Policy in China*. Westport, CT: Praeger.

Wang, X., and R. Blomquist. 1993. The Developing Environmental Law and Policy of The People's Republic of China: An Introduction and Appraisal. *The Georgetown International Environmental Law Review* 5: 25-75.

Warren, K. A. 1996. *Going Green in China: An Organization Theory Perspective on Pollution Prevention in Chinese Electroplating Factories*. Ph. D. diss., Dept. of Civil Engineering, Stanford University, Stanford, CA.

第 11 章　排污权交易

现在，有一种新的方式可以对环境容量的使用进行收费，这就是建立合法的排污权(rights to pollute)，并且允许这种权利像普通商品一样进行买卖。[1] 在排污许可的条件下，排污权可以出售。排污权交易系统可以保证达到环境质量目标，同时允许污染者有效地处理它们的废物。这种方式要求新的污染源在被允许排放污染物以前去从别处购买排污权，以适应经济的发展。另外，通过给现有的污染者分配最初的排污权，从而减小对排污权交易的政治抵触。

排污权交易背后的经济学理论在本章的前半部分叙述，这些理论说明了在特定的条件下，排污权交易可以达到生产最优效率水平。本章的后半部分总结了美国为减少大气污染而实施的排污权交易制度。本章最后将排污权交易与排污收费、命令-控制型的政策进行了比较。

11.1　基本理论：效益与污染源位置无关

要证明运用排污权交易可以达到生产最优效率，考虑第 10 章中的第一个例子。这个例子包括两个工厂，图 10.4 表示了每个工厂污染物减排的边际成本。这个例子假设单位污染物减少和哪个工厂实施减排没有关系。[2] 这个假设是可以满足的，例如，为减少酸雨而控制燃煤发电厂的二氧化硫（SO_2），这样的 SO_2 控制计划关心的是总的排放量，而不是每个排放源对总量的贡献率。

假设环境管理机构对图 10.5 中的边际成本和边际收益有完全的信息，（回忆第 10 章中，图中边际减排成本代表两个工厂达到一个给定的减排水平 A 所付出的最小边际减排成本），如前边关于图 10.5 的讨论所述，在边际成本曲线和边际收益曲线相交的点处，减排满足生产最优效率，第 10 章说明，管理机构可以通过征收庇古税来引导两个工厂达到这个减排最优效率水平。这是一个以价格为基础的方法。下面的分析将证明如何通过一个以数量为基础的方法来达到同样的最优效率水平：颁布确定数量的排污许可，允许持有者买卖许可证直到相互之间利益交换完成为止。

在排污权交易中，污染物排放者只能够排放它持有的许可证规定的数量的污染物。前提是这个规定被严格强制地执行，否则排污者可能没有足够的动机去遵守这个规定，去获得排污许可证。

管理机构在设计排污权交易计划的过程中，必须规定一个允许的总污染物排放数量，那么如何选择这个量呢？要解答这个问题，考虑图 10.5 中的例子。[3] 假设在排污许可证交易中，排放污染物的权利被称为“排污许可”。在图 10.5 的例子中，拥有一个排污许可的工厂就有排放一单位污染物的合法权利。[4] 假设排污许可除了作为排放污染物的许可之外没有任

---

[1] 这个观点可以追溯到 Dales（1968），他关于这个问题的著作被广泛地认为是这个领域的较早的著作。

[2] 排放位置影响收益的更复杂的情形需要运用将污染削减和环境质量提高联系起来的方法。这种情形可以运用反映转移模型研究结果的转换系数来处理。

[3] 排污许可交易理论的表述引自 Noll（1994）一本已出版的书目。

[4] 本章中，“权力”和“许可”都是通常意义上的，“排污许可”用来指授予特定排污权力的许可。

何其他意义，工厂不对它投机或储藏。假设工厂只能买卖整数数量的排污许可，禁止分数数量许可的交易。这种情况下，假设买卖双方互相接触、价格协商以及最后成交的交易成本为零。对于图 10.5 中的例子来说，管理机构可以保证如果它仅仅颁发 15 个单位的排污许可，减排是最优效率的。正如图 10.5 中所示，这个数量正好是 20 单位的污染负荷减去 5 单位的污染物减排，后者对应于第 10 章所确定的最优效率水平。

要理解为什么会导致一个生产最优效率的结果，需要考虑每个工厂的决策过程。如果 i 工厂拥有 N_i 单位的排污许可，R_i 单位的原始负荷，它可以有三个选择。它可以排放 N_i 单位的污染物，这就意味着减少污染物排放 $R_i - N_i$ 个单位。它也可以卖掉一个或更多单位的排污许可，然而，如果工厂卖掉一个单位的排污许可，它就必须相应提高减排水平。最后工厂还可以买入一些排污许可做更少的减排。假设在决定行动过程时，工厂的目标是将处理污染物的成本最小化。

在分析拥有 N_i 单位排污许可的工厂将如何行动时，为了方便，我们引入交易均衡的概念，它表示的是，当工厂没有机会通过交易增加自己利益时，所分配的排污许可。[1] 在交易均衡时，任意一个工厂为购买排污许可愿意付的最高价格不高于任何其他工厂愿意卖出排污许可的最低价格。识别工厂是否进行排污许可交易的一个方法就是计算每个工厂的合理的最低和最高价格。这些计算都是可能的，因为工厂买入排污许可的价格就是它的总减排成本的减少，工厂卖出排污许可的价格就是它的总减排成本相应的增加。

我们通过计算来识别一个交易均衡是否达到，考虑管理机构颁发的 15 个污染许可的一种任意分配，$N_1=5$，$N_2=10$。考虑工厂 1 的选择，因为它拥有 5 个排污许可，它将必须遵守规定将 8 个单位的原始负荷削减 3 个单位。同时工厂也可以买入 1 单位排污许可，而不是减少 3 单位的污染物排放，这时，工厂所需的减排水平从 3 下降到 2，它的减排成本将下降 5。（这个减排成本的下降对应于图 10.4 中 MC_1 曲线下方减排水平 3 和 2 之间的面积）。[2] 这样工厂 1 对增加 1 单位排污许可的最高购入价格为 5。同样，工厂 1 还可以卖掉 1 单位的排污许可，相应的总减排成本增加的 7 个单位就是它可以接受的卖出 1 单位排污许可的最低价格。

工厂 2 有同样的选择，它的最高购入价格和最高卖出价格用同样的方法可以计算得到，两个工厂的结构如表 11.1 左边所示。表中的价格说明，工厂 1 分配 5 个单位的排污许可、工厂 2 分配 10 个单位的排污许可并非交易均衡。相互之间有利的交易可以发生，因为工厂 1 的最高购入价格高于工厂 2 的最低卖出价格。

继续这个推理，可以得出 $N_1=6$ 和 $N_2=9$ 的分配是交易均衡的。在这个点上，每个工厂的最高购入价格都不高于其他工厂的最低卖出价格（如表 11.1 右边所示）。任何有利的交易都是不可能的。这个均衡对应了一个减排水平，在此水平下总的减排成本最小。

交易均衡时成本最小是一个一般性的结论。当然，在将其运用于一般情况时，工厂不能够买卖分数单位的排污许可的限制就可以去掉，没有这个限制，交易均衡可以通过图 10.4 的观察看出来，均衡在 $MC_1=MC_2$ 的点，总的污染物减排为 5，对应于有 15 个单位的减排许可在流通中。[3]

---

[1] 后面将会看到削减要求数量污染的总成本在均衡点处最小。

[2] 通常，任意两点间边际成本曲线下的面积代表从低处到高处点的总成本的增加。这是计算例子中每个最高出价和最低接受价格的基础。

[3] 尽管图 10.4 中任意水平线都有 $MC_1=MC_2$，但是只有对应于边际成本为 4 的水平线能够达到要求的 5 个单位污染削减。

表 11.1　排污许可的最高出价和最低接受价格

	可能存在的交易		交易均衡	
	工厂 1	工厂 2	工厂 1	工厂 2
持有的许可数量	5	10	6	9
原始负荷	8	12	8	12
削减水平	3	2	2	3
最高出价	5	2	3	$3\frac{1}{3}$
最低接受价格	7	$3\frac{1}{3}$	5	$4\frac{2}{3}$

如果分数单位的排污许可可以参与交易（实际中不常见），任意减排水平上的边际减排成本就代表在那个减排水平下，工厂的最高购入价格和最低卖出价格。[1] 而且，对于任意排污许可分配，如果 $MC_1 \neq MC_2$，有利的交易就有可能发生。如果一个分配的 $MC_1 \neq MC_2$，边际减排成本高的工厂可以支付高于另一个工厂最低卖出价格的价格，交易将一直进行下去，直到两个工厂的边际减排成本相同时为止。如第 10 章所述，$MC_1 \neq MC_2$ 是获得生产最优效率的必要条件（假设污染物减排的边际收益和污染源位置无关）。$MC_1 \neq MC_2$ 的条件可以一般化到包括任意数量排污者的情形。[2] 当然，在以后将指出，如果污染物减排的边际收益和削减污染物的污染源位置有关，边际成本相同的条件就不适用了。

11.2　考虑污染源位置时的基本理论

在很多情况下，污染物排放的位置影响到污染物减排的边际收益，例如，减少污水排放的收益很明显依赖于污染源的位置。利用图 8.1 中三个污染源的例子来说明如何处理排污权交易中污染位置的影响。

回忆图 8.1 中三个污染源排入一个假想河流 BOD 的例子。两个污染源在河流的两边，第三个在下游（见图 8.1），每个污染源排污对河流水质的影响是通过一系列的转换系数来表达的，单位为：450 kg BOD/d 每 1 mg/L 溶解氧。

设计一个排污权交易制度时，需要首先确定 BOD 的许可排放量，这是在不违反三个污染源下游某点（α）溶解氧为 6 mg/L 的环境标准的前提下确定的。拥有一个单位排污许可，就可以排放一定数量的 BOD，但是这个数量是随着排放位置不同而发生变化。要决定颁发多少排污许可，环境管理机构必须首先计算不违反环境标准的情况下可以向环境排放的 BOD 数量，这个 BOD 排放量依赖于排放的位置。计算 BOD 的最大允许排放量，暂时假定污染源 3 不存在，在这种情况下，最大的允许排放量乘以转换系数 $\phi_{1\alpha} = \phi_{2\alpha} = 0.002$ 必须小于或等于允许的点 α 处 1 mg/L 的 DO 减少。这个关系表明，污染源 1 和源 2 处最多可以排放 500 单位的 BOD，[3] 1 单位的 BOD 为 450 kg/d。

---

[1] 运用微积分学，边际成本是总成本的第一个导出量，这样边际成本代表污染削减水平任意小的变化引起的污染削减费用的变化。

[2] 考虑任意数量的污染源的理论，见 Noll (1994)。其他理论推导可以找到很多，例如 Tietenberg (1985)。

[3] 如果总的 BOD 排放设定为等于最大允许 DO 减少（1 mg/L），就可以得到 500 单位的结果。这个例子中，最大允许为 BOD：$\dfrac{1\ \text{mg/L}}{0.002\ \dfrac{\text{mg/L}}{450\ \text{kg/d}}} = 500\ (450\ \text{kg/d})$

环境管理部门可以颁发 500 单位 BOD 排污许可，每 1 个排污许可允许污染源 1 或源 2 排放 450 kg/d 的 BOD。这些 BOD 许可污染源 3 不能使用，除非首先根据污染源 3 排放 BOD 对点 α 的影响进行调整。这个调整很容易，转换系数的比率：

$$\frac{\phi_{1\alpha}}{\phi_{2\alpha}}=\frac{0.002}{0.003}=\frac{2}{3}$$

代表污染源 3 对 α 点 DO 影响的相对程度。这样，对于污染源 3，1 个 BOD 许可只能被允许排放 2/3 的 BOD（300 kg/d）。要证明这个调整的有效性，假设污染源 3 拥有所有的 500 个排污许可，这时，污染源 1 和源 2 不排放污染物，污染源 3 排放 500 单位 BOD 的 2/3，这个数量，乘以 $\phi_{3\alpha}=0.003$，正好满足允许的 DO 减少 1 mg/L。

接下来考虑最初的 500 个 BOD 许可的分配。如果买卖 BOD 许可的交易成本为零，最初的分配不影响最后结果的费用有效性。[1] 排污者相互之间会进行有利的排污许可买入和卖出。最后的交易均衡是费用有效的：排污者会减少 BOD 排放，并以最小的总减排成本达到 DO 环境标准。

要证明交易均衡是费用有效的，假设环境管理部门最初是通过拍卖来对 500 个许可证进行分配的，出价最高的出价人可以获得许可证。假设只有这三个排污者参加拍卖，他们都知道他们各自的 BOD 减排成本。而且假设排污者为每个 BOD 排污许可给出的最高价格是他拥有这个排污许可所减少的治理费用。排污者不能对排污许可进行投机，他们只购买他们现在所需的数量。在这些条件下，管理部门的拍卖将导致对于三个污染源来说总治理费用最小的 BOD 去除率。

对于每个污染源，表 11.2 给出了多购买 1 个的 BOD 排污许可最多以及最少节省的治理费用，在这个例子中，随着去除率的增加，多去除 1 单位 BOD 的费用也逐渐增加，购买的第 1 个排污许可是最合算的，因为它导致的治理费用减少最多，最不合算的是当排污者只缺少一个来减少治理费用时所购买的那一个。

表 11.2 BOD 削减费用的边际节省范围

污染源	假定持有的 BOD 许可数量	多持有一个 BOD 排污许可导致的费用节省
1	0	119,000
	99	1000
2	0	3000
	499	2600
3	0	10,000
	499	6000

当污染源 1 没有拥有任何污染许可时，增加的治理费用节省的计算过程如下，如果污染源 1 购买一个污染许可，它的节省就等于去除 100%的原始负荷的费用减去去除 99%的原始负荷的费用。运用图 8.1 的费用等式即为：

$$1000(100)^{1.9}-1000(99)^{1.9}=\$119{,}000$$

污染源 3 的计算稍微复杂一点，因为 1 个 BOD 许可仅仅允许 1 单位排放的 2/3。例如，如果污染源 3 拥有 499 个排污许可，它将被允许排放 2/3 倍的 499 单位 BOD，它需要的 BOD 减少为 167.3 单位，即它的原始负荷减去它允许的排放量，这对应于 $X_3=33.47\%$。如果污染源 3 多购买 1 个排污许可，它需要的去除就减少到 33.33%，它的费用节省为

$$5000(33.47)^{1.5}-5000(33.33)^{1.5}=\$6000$$

---

[1] 如 Krupnik，Oates 和 Van De Verg（1983）所说，如果：（1）排污许可的总数量限制在达到环境标准之内；（2）每个污染源，污染削减边际成本随着削减百分比的增加而增加；（3）买卖排污权的交易费用为零，在不考虑排污许可最初分配的情况下，会达到污染削减总成本最小的交易均衡。

表 11.2 说明了，污染源 2 增加的 BOD 减排费用节省总是比相应的污染源 3 要低，因此，污染源 3 对于拍卖的 500 个排污许可总能够出高于污染源 2 的价钱，从而污染源 2 买不到污染许可，将其原始负荷 100%去除。

污染源 1 和污染源 3 之间的竞争只包括最后拍卖的 100 个排污许可，这是因为污染源 1 的原始负荷仅仅为 100 单位，假设污染源 3 手中有 400 个污染许可，它开始和污染源 1 竞争，要确定每个污染源将出多少价钱，必须计算多买入 1 个污染许可节省的治理费用。对于开始的 96 个污染许可，污染源 1 增加的费用节省要多于污染源 3，因此，这些排污许可被污染源 1 买走。如果污染源 1 获得第 97 个污染许可，它的治理费用将减少：

$$1000(4)^{1.9}-1000(3)^{1.9}=\$6000$$

如果污染源 3 获得这个污染许可，它将减少原始负荷的 46.67%而不是 46.53%，相应的费用节省为：

$$5000(46.67)^{1.5}+5000(46.53)^{1.5}=\$7000$$

因为污染源 3 增加的费用节省更高，所以它购买了第 97 个 BOD 污染许可，持有剩下的 3 个污染许可的结果类似，最后的交易均衡使得污染源 1 拥有 96 个污染许可，污染源 2 没有污染许可，污染源 3 有 404 个污染许可。这个结果和费用最小的去除率完全一样（见表 10.2）。

一般情况下，以最小费用获得环境标准只是使用排污权交易的优点之一，排污许可制度受欢迎还因为，在理论上，无论是现有污染源原始负荷的增长还是新的污染源的加入，它都可以自动做出调整，无论将来怎样，环境标准都可以被满足，因为提供的污染许可的数量是固定的，而在这个数量下，环境标准是可以满足的。排污权交易也激励工厂引入新的污染减排技术，如果工厂减少它排放的污染物数量，它可以通过卖掉它不需要的排污许可而获得利润。

11.3 政府在排污权交易市场中的作用

11.3.1 定义排污权和方便交易

在一个排污权交易体系中，环境管理部门有几个关键的作用。例如，环境管理机构必须对排污许可的拥有者的权利有一个清晰和可以合法执行的声明。在三个污染源的例子中，1 个排污许可的拥有者在污染源 1 和源 2 处排放 1 单位 BOD，在污染源 3 处可以排放 2/3 单位。在实际中，排污许可制度不能这么简单定义，管理部门必须保证没有污染许可的污染者禁止排放污染物，使得排污权有意义。这需要管理部门跟踪排污许可的转移，监督污染物排放，强制执行排污权交易制度。

环境管理部门还需要决定颁发多少排污许可。❶ 如果排污点的位置不影响排污许可拥有者允许的排污量，这个决定相对容易一些，如果排污者的位置是一个关键因素，颁发多少排污许可就有很多的问题。在三个污染源的例子中，转换系数是决定颁发 500 个 BOD 许可的基础。在实际中，环境标准在很多地方都有，不仅仅像例子中一样只在 α 点。这样，要决定排污许可的数量，环境管理部门必须知道污染源和有环境标准的地点之间所有组合的转换系

---

❶ 实际中，政府有时通过颁发一年的允许固定数量排放的许可，每年重新颁发来确定可交易排污权，总的允许排放量在以后年份会降低。在这些情况下，排污者需要提前注意排污许可总数量的时间变化以便他们计划他们的污染削减投资。

数，转换系数通常不是现成的，即使有能够预期排放将如何影响环境质量，这个预期也通常是不确定的。如果运用不精确的信息来决定总的排污许可数量，那么就不能确定当排污权被执行时环境标准是否能够得到满足。

当排污许可被分配之后，环境管理机构应该努力促进市场交易，像任何市场一样，排污许可的买者和卖者必须花一定的时间和金钱来确定自己的位置，获得潜在的买入和卖出价格信息。对于像排污许可这样的特殊商品，获得这些信息的费用可能很高，环境管理机构可以作为将买者和卖者带到一起的经纪人。排污许可的交易费用可以包括抵消环境管理部门执行此项制度花费的费用。即使由私人团体执行经纪人的功能，政府还可以发挥记录交易的作用。

价格的稳定非常重要，因为如果排污许可的价格发生大范围并且不可预期的波动时，工厂和市政当局不能够很好地决定投资多少来进行污染物减排。环境管理部门在定义排污权时保持一致是有用的，而且为了保持价格的稳定，环境管理部门可以在买者不能找到卖者或者某段时间内太多的排污许可被卖掉时买进排污许可。Dales（1968）描述了管理部门保持排污许可价格稳定的一些方法。

11.3.2 排污许可的初始分配

在设计排污权交易计划中，一个有争议的问题就是排污许可的最初分配。因为排污权是有经济价值的，排污许可的最初分配改变了财富的分配，它也影响到一个新的污染源能否加入到这个地区来。

政府至少可以通过两种方式来分配排污许可：[1] 免费给予排污许可，或者通过拍卖出售排污许可。如果免费给予排污许可，最初的分配该如何决定呢？因为可能包括财富的实质性转移，最初的分配最好通过行政程序来产生。一种方法就是按照现在允许的排污量给予现存污染源排污许可，这样分配在行政上是比较好的，因为它不会受到现有排污者的反对。

如果最初的排污许可是通过拍卖的方式卖出，那么如何设计这个拍卖呢？传统上是将许可卖给那些出价最高者的企业，同时，拍卖方式也可以给政府带来收入，但是它会遭到现在排污者的反对。现在的排污者不得不为排污权花费大笔的资金，而在以前他们是免费使用的。[2]

另一种类型的拍卖，Hahn-Noll“零收入拍卖”（ZRA，Zero Revenue Auction），旨在以一种经济上和政治上都比较合理的方式来完成最初的排污许可分配。使用“零收入”一词是因为拍卖没有为政府带来新的收入，卖掉排污许可之后，政府将所有拍卖收入返还给那些排污许可分配之前拥有合法排污权的排污者。

Hahn-Noll 零收入拍卖具有以下一些特点：

- 公开的价格表明最后结果；
- 均衡价格对衡量排污许可对排污许可持有者的价值很有意义；
- 拍卖过程的结果是帕累托效率的；[3]
- 最后的财富再分配不是特别激烈，这样拍卖在政治上就是可行的。

Hahn-Noll ZRA 的操作过程用一个假设的例子来说明，一个地区有两个污染者，A 和 B。[4]

---

[1] 还有其他的途径，但是这里介绍的两种途径是广泛讨论的。

[2] 可交易排污许可拍卖设计中要考虑的问题的分析，见 Heggelund（1991）。

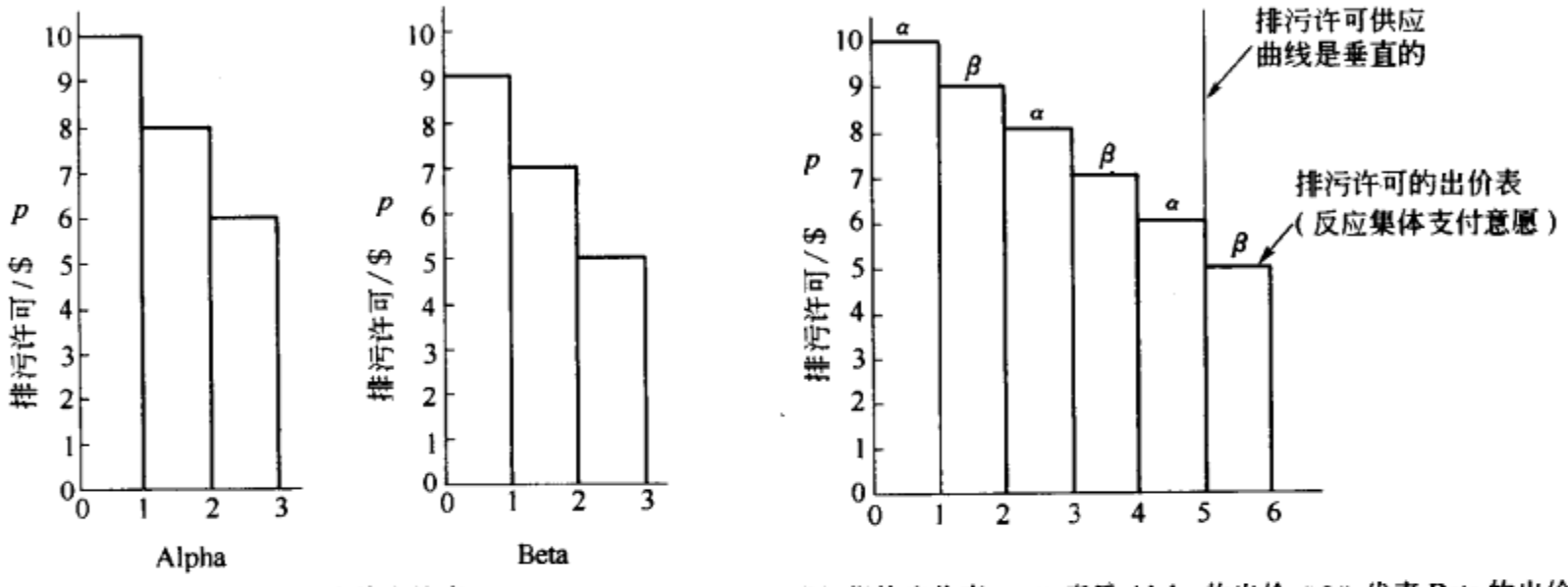
[3] 帕累托效率资源分配的讨论，见第 5 章，零收入拍卖的更多内容见 Fahn 和 Noll（1983）。

[4] 这个例子引自与华盛顿特区美国企业学院的 Robert Hahn1993 年 11 月 3 日的私人讨论。

1）环境管理部门决定要分配的排污许可的总数量，在这个例子中，五个排污许可要被分发。

2）环境管理部门决定五个排污许可拍卖前分配的程序，这个分配是临时的，主要作为分配拍卖收入的根据。常用的临时分配程序包括按照：(a) 排污者现在的排放量；(b) 排污权交易计划实施前排污者合法的排放量来分配排污许可。[1] 在这个例子中，临时的污染许可分配为：A——2 个排污许可；B——3 个排污许可。

3）拍卖的参与者要求给环境管理部门一个密封的出价表，表明参与者愿意为第 1 个排污许可、第 2 个排污许可等等付多少钱？假设两个参与者递交的出价表如图 11.1 (a) 所示。



(a) 个体出价表　　(b) 集体出价表 "α" 表示 Alpha 的出价 "β" 代表 Beta 的出价

图 11.1　两个公司参与 Hahn-Noll 的 ZRA 投标过程

（这个表是在 1993 年 12 月 3 日通过与华盛顿特区美国企业学院的 Robert Hahn1993 年 11 月 3 日的私人讨论得到的。）

表 11.3　运用 Hahn-Noll 零收入拍卖造成的财富重新分配

污染源	情形	持有的污染许可	资产值①
A	拍卖前	2	12
	拍卖后	3	18
B	拍卖前	3	18
	拍卖后	2	12

① 资产值按照污染许可持有的数量和均衡价格计算，均衡价格在本例中为 6。

4）环境管理机构将个人对第 1 个排污许可、第 2 个排污许可等等的出价排序，获得一个反映对排污权付费的集体意愿的出价表。集体结果如图 11.1 (b)。

5）环境管理部门按照集体出价表，将 5 个排污许可卖给最高的出价者，如图 11.1 所示，A 买了 3 个排污许可，B 买了 2 个排污许可。卖出的价格是垂直的排污许可供应曲线和集体出价表的交点，在这个例子中，卖出的价格为 6。

6）环境管理部门按照拍卖前参与者的污染许可拥有量分配所有的拍卖收入，总的收入等于产品的均衡价格乘以排污许可的总数。表 11.3 表示拍卖导致的财富的重新分配。

用另一种方式来观察表 11.3 的结果，实际上，A 以价格 6 从 B 那里买了一个排污许可，政府在拍卖过程中没有获得收入。在本章后面将详细叙述，美国关于排放 SO_2 的排污权交易系统就运用了 Hahn-Noll 的 ZRA 的一种变化形式。

[1] 按比例分配排污许可，环境质量能够通过限制总的允许排放量少于下列数量中的最小者来得到提高：(a) 污染者现在排放的总数量；(b) 污染者在许可颁发前合法拥有的排放量，总允许排放量是指颁发的许可的数量。

11.4 基于排放削减信用的交易

20 世纪 70 年代，美国 EPA 创造了一种新的建立在排放削减信用（ERCs，Emission Reduction Credits）基础上的排污权交易，这些信用可以买卖，也可以储蓄起来供未来使用。10 年来美国环保局在为了能以一种费用有效的方式来达到国家环境空气质量标准（NAAQS）的努力中，发展了 ERCs 方法。另一个影响 ERCs 的因素是对允许未达标地区（即违反大气环境质量标准的地区）经济增长的法规的需求。

尽管 EPA 污染物减排信用的政策经过了很长时间的演化，但是在 20 世纪 80 年代中期基本确定下来。那时 ERCs 已经成为 EPA 空气质量管理四大政策中一个最基本的因子（见表 11.4）。❶ 这四个政策只适用于国家大气质量标准规定的污染物（例如 NO_2）。当现存的污染源或者重要的新污染源将其大气污染排放减少到规定以下时，就被给予污染物减排信用，重要的新污染源是指排放量在一定数量的削减之上的新的大气污染源，比如每年 100 t。

表 11.4 环保局大气质量管理计划中排放削减信用的四种运用

补偿政策 (Offset Plicy)	应用于那些有兴趣将主要的新的固定污染源定位于违背新污染源排放污染物的国家大气环境质量标准的地区。[①] 工厂可以在这些地区选择位置，只有他们拥有 ERCs，当减去污染物排放时能够使这一地区污染物排放有净的减少。
银行 (Banking)	某段时间产生 ERCs 的工厂能够将它们储存起来在将来某个时间使用。储存的 ERCs 能够留给工厂自己使用也可以卖给其他工厂。
气泡政策 (Bubble Policy)	应用于一个组织拥有的多个现存设施，制定区域内（或者一个想像的气泡内）的现存污染源的要求可以集合起来，组织可以在最大允许排放量内满足一个整体的要求，而不是在气泡内满足每一个污染源的要求。
容量节余 (Netting)	应用于计划扩建的现存工厂。拟建工厂排放量的变化能够通过削减工厂内其他现存污染源的排放来得到抵消，如果净增长小于定义主要新污染源的门槛排放量，工厂可以避免对主要新污染源实施的更加严格的要求。

① 主要污染源指排放超过一定数量限度的污染源，例如 100 t 每年。

11.4.1 排放补偿交易

环保局最初的排污权交易制度考虑到了在未达标地区提议新的空气污染源的要求。清洁空气法 1977 年修正案要求未达标地区的主要的新污染源满足严格的技术性排放标准。❷ 而且，这些排放者必须符合另一个有关违反本地区 NAAQS 的污染物的规定：新污染者的污染排放必须通过其他污染源的排放削减来抵消。新的排放和排放削减必须是代表向着满足 NAAQS 的方向的“合理的进步”。

旧金山海湾地区的一个例子明确地说明了排放补偿的运用（后面称为排放削减信用）以及它和排污权交易之间的关系。1977 年清洁空气法修正案通过之后，Wichland 石油公司向海湾地区空气质量管理局（BAAQMD，Bay Area Air Quality Management District）提出申请在旧金山海湾 Contra Costa 县建造一个每天 40，000 桶的终端站。❸ 通过油轮或者管道接受的石油燃料在这里被储存在有浮顶的油罐中，然后通过油罐车或者管道输送出去。在排污

---

❶ 四个政策之一，容量节余，没有进一步讨论，因为它的主要目的是提供给工厂解除有关主要新固定污染源大气污染详细规定的途径。环保局对排放削减信用的政策的历史和运用 ERCs 制度的其他许多方面，见 Tietenberg（1985）。

❷ 1977 修正案包括有关基于技术的标准用于哪些污染源的明确规定。

❸ Wickland 石油的例子的讨论来自 Lance M. Goto 的一篇未出版的报告，他当时是加利福尼亚斯坦福大学的一名学生。

许可申请进行的时候，Contra Costa 县是三种污染物的未达标地区：二氧化硫、一氧化碳和碳氢化合物。然而，拟建的终端是一个重要的新空气污染源，因此受到排放补偿需要的限制。

用于计算需要的污染补偿的基本条件是对未达标地区新污染源的技术性的排放要求。表 11.5 的第一行表示的是 Wickland 石油公司运用各种措施达到这些要求之后的排放量，CO 的排放足够低可以忽略，但是 SO_2 和碳氢化合物的排放仍然很高，BAAQMD 需要补偿。

表 11.5　Wickland 石油公司项目——预计排放和建议补偿量/(t/a)①

	SO_2	HC	CO
补偿前总估计排放量	24.7	83.2	1.31
巴黎之城补偿——新设备		−151.4	
弗吉尼亚化学有限公司补偿——关闭工厂	−7.4		
来自燃烧低硫煤的船只和车辆的补偿	−22.2		
补偿后总估计排放量	−4.9	−68.2	1.31

① 来自对于建造 Wickland 终端站的公共评价海湾地区大气质量管理区，旧金山，CA，1979 年 3 月 15 日，允许重印。

在 Wickland 石油公司受到 BAAQMD 的批准之前，它必须：(1) 将其污染排放减少到 BAAQMD 认为的“重要”的新污染源的水平之下；或者 (2) 获得足够的排放补偿来证明它的行为的净影响是达到二氧化硫和碳氢化合物的 NAAQS 的进步。第一个选择太昂贵，不太可能。Wickland 石油因此着手通过下面的手段来获得必需的排放补偿。

1) 减少或消除拟建终端周围 Wickland 石油现有设施的污染。这通常称为“内部补偿”，通过降低排污到规定标准以下来达到。

2) 利用储蓄的补偿，Wickland 石油过去使得附近设施排放低于 BAAQMD 要求的标准所获得的排放补偿。

3) 减少和消除其他工厂现有设施的污染排放。Wickland 石油可以给其他工厂付费让它们减少污染排放，也可以买下它们的设施将其关闭，通过外部补偿获得信用。BAAQMD 不接受等值的外部补偿，对于 Wickland 石油的提议，补偿拟建终端 1 t/a 的污染排放需要 1.2 t/a 的外部污染削减。

4) 购买其他工厂储蓄的污染补偿。

Wickland 石油公司让旧金山巴黎之城干洗店削减 181.7 t/a 的碳氢化合物，同意购买新的干洗和溶剂回收设备以使巴黎之城的排放低于 BAAQMD 的规定。石油公司被授予151.4 t/a的碳氢化合物补偿 (181.7 t/a 除以外部补偿的因子 1.2)。二氧化硫的补偿要求通过两条途径来达到。首先，Wickland 石油买下并关闭了拟建终端边上的一家弗吉尼亚化学公司的工厂，除以 1.2 以后，Wickland 石油获得了 7.4 t/a 的污染补偿。其次，Wickland 石油让出海油轮和海面机动交通工具换用低硫燃料，这提供了 22.2 t/a 的 SO_2 补偿。如表 11.5 所示，这些补偿的净结果是估计减少 4.9 t/a 的二氧化硫和 68.2 t/a 的碳氢化合物。❶

Wickland 石油公司的例子说明了运用排放补偿交易系统的成本可能很高，按照美国总审计局 (1982) 的报道，Wickland 石油公司在保证获得所需的碳氢化合物污染补偿的努力

❶ 1979 年 BAAQMD 的大气污染控制办公室 (APCO，Air Pollution Control Officer) 给予 Wickland 石油公司一个污染许可。在 1980 年 5 月，BAAQMD 听证会根据公众的反对否决了 APCO 的决定。随后 Wickland 石油公司和反对的市民之间的协商最终导致双方都可以接受的一个解决方法。Wickland 石油公司同意从它当初的设计中减掉两个大的储油箱，使预计的碳氢化合物排放减少 10 t/a，这个新的建议被听证会接受，然后颁发了建造石油终端的许可。

中曾经与 150 多个公司联系过。

在美国其他州，为了达到清洁空气法 1977 年修正案标准的工厂在寻找污染补偿过程中的交易成本也是很高的。在 20 世纪 80 年代后期，区域空气质量管理机构如 BAAQMD 引入“补偿银行”，作为减少交易成本的一种机制，形成污染补偿的积极的市场。❶ 这些银行被用来为寻找补偿卖者的买者提供方便的第一站，它们也对澄清补偿的合法地位和对区域空气质量管理机构补偿政策起到非常重要的作用。如果不澄清这些，有潜力补偿的公司就不会为削减污染物创造补偿进行投资。

11.4.2 削减费用的气泡政策

1979 年，环保局将运用于未达标地区的污染补偿概念推广到别的情况下：一个地方内有多个空气污染源。❷ 这个推广，被称为“气泡政策”，如图 11.2 所示。这个图描述了一个公司必须控制两个相邻工厂烟囱的污染物排放。在气泡政策之前，工厂必须按照排放标准允许每个工厂排放 100 t/d，总的排放为 200 t/d。工厂 A 的单位污染控制费用要远远高于工厂 B，但是排放要求不关心这些费用的差别。运用气泡政策，公司只有决定对于每个工厂如何削减污染排放。惟一的限制就是包围两个工厂的假想的气泡里总的污染排放不高于 200 t/d。在 20 世纪 80 年代早期，最初的气泡政策被延伸到不在同一地点的工厂之间（多工厂气泡）。还有，污染削减信用也被扩大，它们可以运用到气泡、银行、容量节余以及排放补偿要求。

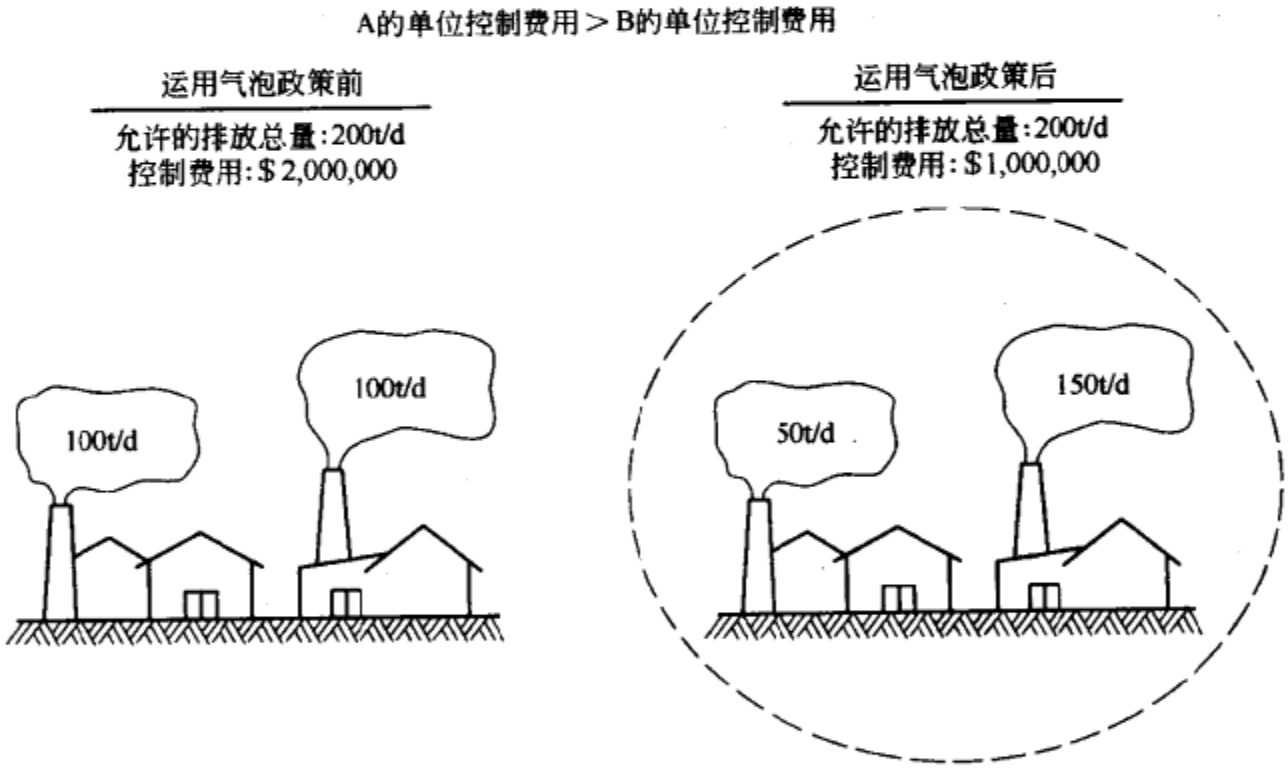


图 11.2 利用气泡政策来减少费用

（资料来源：美国环保局（1982）。）

气泡政策的目的是使工厂降低达到特定污染削减水平的费用，它允许工厂管理者减少易控制污染源的排放，增加控制费用较高的污染源的排放。Rhode 岛 Narragansett 电力公司的实例说明了费用节省的可能。❸ 公司有两个电厂，相距 0.25 km。运用气泡政策之前，每个

---

❶ 关于补偿银行更多的信息，见 Liroff（1980）。

❷ 环保局也允许工厂进行叫做净增长的过程，应用于计划扩张的现有的工厂。净增长允许工厂在减少现有设施排放量使之少于规定要求的情况下进行扩建。新建设施的排放就可以减去这些额外的削减，使得最终的净增长非常低，工厂能够避免对主要新污染源实行的严格的排放要求。有关净增长的更多内容见 Hahn（1989）。

❸ Narragansett 电力公司的这部分描述来自国家大气委员会（1981，p. 277）。

工厂使用含硫 1%的石油燃料排放出 SO_2。运用气泡政策后，公司决定在一个工厂使用高硫燃料（含硫 2.2%），作为交换，必须削减另一个工厂的 SO_2 排放，燃烧天然气或者在使用高硫燃料的时候停止生产。按照 EPA 的数据，气泡政策的运用使得 Narragansett 一年节省 3,000,000 美元，同时使总的 SO_2 排放减少了 10%。

联邦政府的污染削减信用政策包括一些，不是全部，排污权交易理论中使用的概念。排污权交易理论中，排污者不要求满足排放标准，相反，联邦污染削减信用有下列基本要求：污染削减信用是指超过环境当局规定的污染削减的污染排放减少。另一个不同是有关污染许可的持有者的权利定义的稳定性的。在理论上，排污许可持有者的权利只定义一次。然而，在污染削减信用政策中，限制和管理污染削减信用使用的规定可以变化。例如，洛杉矶污染补偿市场，被称为美国最活跃的污染补偿市场，限制污染削减信用的规定在 12 年中变动了 59 次。[1] 这样的变动使得污染削减信用赋予的财产权变得不确定。

11.5 SO_2 排污许可的交易

20 世纪 80 年代，在美国，关于是否以及如何减少燃煤发电厂 SO_2 排放的问题阻碍了控制酸雨的努力，一个创新的 SO_2 排污许可交易计划提供了突破口。这个计划被那些认为环境管理必须是费用有效的保守立法者所支持。而且，这个计划得到了很有影响力的美国环境团体——环境保护基金（EDF）的重要支持。

清洁空气法（CAAA）1990 年修正案对 48 个相邻州的发电厂每年总的 SO_2 排放量有一个最高的限制。法案建议到 2000 年的 10 年间 SO_2 年排放量减少 10,000,000 t（和 1980 年的水平相比）。这个减少 SO_2 的目标计划通过两个阶段来实现。第一个阶段，到 1995 年 1 月 1 日的五年间，治理美国排放量最高的 110 个发电厂。第二个阶段，到 2000 年，计划要覆盖 48 个州中的绝大多数现在使用化石燃料的发电厂。

清洁空气法（CAAA）1990 年修正案的管理计划要求被管理的电厂持有足够其任何年份（从 1995 年开始）SO_2 排放的排污许可。1 个排污许可允许 1 年排放 1 t 的 SO_2。[2] 允许的排放量可以是在排污许可规定的年份，也可以是以后的年份。每个排污许可都有一个识别号，使得环保局和电厂都能够知道每个排污许可的去向。SO_2 排污许可可以买卖，也可以储藏起来供将来使用。如果某年末（或者规定的这一年早些时候的统计日）工厂没有足够的排污许可保证它当年的污染排放，它将面临为排放的每吨 SO_2 交纳 2000 美元的罚款（类似排污收费）。另外，工厂必须补足它缺少的排污许可，即从它持有的未来年份的排污许可中拿出相同数量的排污许可来补偿现在缺少的排污许可。

11.5.1 排污许可的初始分配

SO_2 排污许可制度的设计者面临很多棘手的问题：当地应该有多少排污许可？它们怎么分配？排污许可的总数量是基于 SO_2 削减目标：10 年内每年削减 10,000,000 t。

在第一阶段，有 110 个电厂获得了排污许可，每个电厂获得的排污许可的数目（不收费）主要是根据每个工厂的燃料消费基线，即 1985 到 1987 年间平均每年的燃料消耗量（以

---

[1] 法规变动对交易活动的影响在 Foster 和 Hahn（1995）中有描述。他们报道了一个例子，其中的法规变动使得通过关闭排放大气污染物的设施获得的所有储存的 ERCs 的面值减少了 20%。排污交易在洛杉矶应用的实例研究见国家公共管理学会（1994，pp. 24-72）。

[2] 排污权是受限制的，国会可以在任何时候修改 SO_2 排污许可制度。

英热单位 MBtu 计（1 MBtu=1.055×10⁶ kJ——编者注））。一个发电厂通常有几个热装置，环保局获得一个热装置平均每年的燃料使用值。指定的 SO_2 排污许可数目等于燃料使用（MBtu 每年）乘以排放因子：1.13 kg（2.5 磅）SO_2 每单位 MBtu。对于计划的第二阶段，分配程序是相似的，除了排放因子减少到 0.54 kg（1.2 磅）SO_2 每单位 MBtu。此外，排污许可数量的计算也通过下列一些因素加以补充，如提供奖励和其他一些包括在 CAAA（1990）修正案中的措施，这些措施的目的在于与一些特定利益团体达成妥协。❶

11.5.2 拍卖和直接销售

SO_2 排污交易计划的设计者必须考虑到新的发电设施（没有得到最初排污许可分配的生产者）如何进入市场。如果新生产者自由进入市场的能力受到阻碍，那么会减少竞争和降低生产效率。交易计划的设计者还要考虑需要为潜在的排污许可买者和卖者提供机会进行交易，并且没有很高的交易费用，比如寻找交易伙伴和交易协商的费用。如果一个活跃的 SO_2 许可交易市场停止发展，交易费用就会显著上升，排污许可的市场价格也会很难确定。

要保持低的交易费用，允许新的电力生产者进入市场，国会规定，可以对排污许可进行拍卖或直接销售。清洁空气法（CAAA）1990 年修正案的条款要求 EPA 建立一个“专用排污许可储备”，保留全部 SO_2 排污许可的 2.8%，用来以别的方式在某年分配给电厂。储备中的排污许可通过拍卖或直接销售（$1500/t，用消费者价格指数调整）卖掉，所得的收入返还给最初持有这些排污许可的电厂。

拍卖或者直接销售的排污许可有两种类型：现期的和远期的。现期排污许可可以被用于达到它卖掉当年的 SO_2 排放要求，而远期排污许可在买入 7 年后才可以使用。两种类型的排污许可在买入之后都可以立即进行交易，现期排污许可可以解决电厂的短期达标问题，而远期排污许可者给工厂制定长期计划提供了机会。表 11.6 给出了通过拍卖和直接销售可以获得的排污许可数量。

表 11.6 拍卖和直接销售的 SO_2 排污许可数量①

购买年份	拍卖		直接销售	
	现期许可②	远期许可③	现期许可	远期许可
1993(到 1995)	50,000	100,000		25,000
1995(到 1999)	150,000	100,000		25,000
2000(及以后)	100,000	100,000	25,000	25,000

① 直接销售许可价格为 $1500/t，经消费者价格指数调整。

② 每年现期拍卖（或现期销售）买卖的许可只在当年可以使用（除非储蓄为了以后使用）。1993 年到 1995 年间现期拍卖（或现期销售）的许可是一个例外，这些许可直到 1995 年才可以使用。

③ 远期拍卖（或远期销售）的许可只能允许他们最初进入交易后的第 7 年（除非储蓄为以后使用）。

环保局的年度拍卖有下列步骤：每个潜在的买者提交一个（和更多）有关在一个确定价格下愿意买的排污许可数量的密封的出价表，例如，在 1993 年 3 月首次现场拍卖中，肯塔基电厂出价每个 201 美元购买 1000 个排污许可，出价每个 151 美元购买 8900 个排污许可。在投标价格的基础上，出价按从高到低排列，政府储备的排污许可按照参与者的出价卖出，从最高的出价开始，直到排污许可卖完为止。这个过程不同于一般的市场，最后的中标者付的不是均衡价格，而是他们投标的价格。❷

---

❶ 基本分配程序有很多例外，制度中无数的奖金、延伸、例外和特别选择太复杂，不能在这里一一介绍。CAAA1990 的第四个部分有详细的介绍。

❷ 经济学术语中，买者不能得到消费者剩余，所有的剩余都属于卖者。

私人团体也可以在EPA的年度拍卖中出售排污许可，但是这是在政府出售完所有储备的排污许可之后进行的。出售者为他们的排污许可指定一个最低的可接受价格，他们拟出售的许可按照价格从低到高排列。如果卖者的最低可接受价格和最高的出价相配，交易就进行，卖者接受出价，这将使那些能够以最低成本削减如果 SO_2 排放的卖者受益。

任何人都可以在拍卖中购买 SO_2 排污许可，EPA 首次进行的即期排污许可拍卖时，电力公司仅仅占到了现场投标的一半多，但是却占到了现场购买的 95%。其他的投标者包括私人工厂（20%），经纪人（8%），和公共利益团体（6%）。最后成功的投标价格从 131 美元到 450 美元。❶

自 1993 年以来，EPA 年度拍卖中的 SO_2 排污许可价格一直在下降，1996 年 3 月举行的拍卖中，一个 SO_2 排污许可的价格下降到了每吨 68 美元。❷ 为什么 SO_2 排污许可的价格会大大低于环保局于 1990 年预期的每吨 750 美元和清洁空气法（CAAA）1990 修正案设定的每吨 1500 美元的直接销售购买价格呢？❸

解释 EPA 年度拍卖中排污许可的低价的关键在于 1990 年以前联邦 SO_2 排放要求的生产无效率。❹ 1990 年以前联邦对 SO_2 排放的要求强迫很多燃煤电力公司削减 SO_2 的最终排放，通常都有费用很高的烟道直接脱硫系统（通常成为脱硫装置）。❺ EPA 用这些 20 世纪 80 年代的费用数据来估算排污许可的价格，而这些数据给出的价格大大高于拍卖价格。

在 CAAA1990 修正案中，不符合要求的电力公司不必安装脱硫装置来达到要求，他们可以有很多的选择，其中一些选择比安装脱硫装置要便宜得多。电力公司可以用下面的一种或多种手段来达到联邦 SO_2 要求：

- 安装脱硫装置达到要求或者超出要求产生过多的排污许可可以出售；
- 使用低硫煤或含有不同硫成分煤的混合物；
- 从用煤转向用另一种能源，比如天然气或石油；
- 从其他电力企业、经纪人或其他外部团体购买所需的排污许可；
- 污染许可从公司内部的一个生产单元转移到另一个生产单元；
- 更多使用生产相对清洁的设备；
- 增加能量保存，减少对电力的需求；
- 从其他的公司购买更多的电力。

当清洁空气法（CAAA）1990 修正案刚刚开始规定，电力公司为达到 SO_2 要求可以进行新的选择时，执行这些新方案所需原料的供应商就开始互相竞争。比如，脱硫装置的生产商和低硫煤的供应商进行竞争。这些竞争激励了原料供应商去发现减少成本的生产方法。事实上，技术革新导致了脱硫装置和低硫煤二者价格共同降低。

铁路运输管理规定的变化也部分解释了 SO_2 排污许可的低拍卖价格。CAAA1990 修正案颁布的时候，分析家们相信铁路运输的瓶颈会使得从怀俄明州和蒙大拿州的巨大的 Powder 河盆地煤矿运送低硫煤到东海岸的电力公司的费用非常高。1990 年的 SO_2 排污许可价格

---

❶ 政府首次拍卖的参与者和竞价的详细内容见公共福利双周刊（第 131 卷第 9 期，1993 年 5 月 1 日 p. 38）。

❷ $68/t 的数值来自纽约时报全国版新闻服务剪辑，（1996 年 3 月 28 日，p. C19）。

❸ 环保局 $750/t 的估计见 Burtraw（1996，p. 84）报告。

❹ 下面有关 SO_2 排污许可超低拍卖价格的解释依赖于 Burtraw（1996）。

❺ Burtraw（1996，p. 86）报告说，环保局执行清洁空气法 1977 修正案“执行最少的 SO_2 削减标准，高硫煤 90% 低硫煤 70%”，这有效地促进了对所有煤使用脱硫装置，减少了使用低硫煤的动机。

是基于更加易于为东部公司使用的阿巴拉契亚的低硫煤的价格估算的。然而，潜在的瓶颈却没能出现，因为 1980 年铁路解除管制使铁路更灵活低设置税收，并且有更大的动力去削减费用。运输费用的下降使得东部公司利用西部相对价格较低的低硫煤成为可能。而且，在 20 世纪 90 年代中期的阿巴拉契亚，低硫煤的价格要比 1990 年估计的要低得多。

除了激励原料供应商进行革新之外，SO_2 排污交易计划也鼓励公司自己研究新的达标选择。例如，1990 年以前，工业分析家认为，含有不同硫分的煤的混合物会对设备不利，比如燃料燃烧系统。清洁空气法（CAAA）1990 修正案提供的达标选择的灵活性刺激了燃料混合的试验研究。结果显示，使用混合煤发电的负面影响要比原先估计的低。

其他对于 SO_2 排污许可低价格的解释都是有关制度本身的。例如，一些分析家认为，公司不愿意为 SO_2 排污许可给出高的出价是因为，他们不能确定未来政府的行为，因为国会可以在任何时候对排污交易计划进行修改，SO_2 排污权不如普通的财产权安全。而且，很多州的公共电力公司委员会（管理电力公司的实体）没有规定排污许可交易的利润如何在纳税人（通过更低的电价）和股东之间分配。排污交易收入如何征税也存在问题。另一个 SO_2 排污许可低价格的解释是，拍卖过程给予了投标者保守地给出 SO_2 排污许可价格的动机。因为排污许可的交易是在出价（bid price）价格上发生的，潜在的购买者试图提交他们认为可以接受的最低出价。❶

11.5.3 交易的其他形式

EPA 年度拍卖 SO_2 排污许可的买卖只是很多交易机会之一。芝加哥交易董事会（CBOT，Chicago Board of Trade），管理着政府的年度拍卖，为潜在的交易者提供了其他的途径。尤其是 CBOT 举行的周期性的 SO_2 排污许可私人拍卖，补充了政府的拍卖和直接销售活动。在 20 世纪 90 年代早期，CBOT 宣布成立期货和期权市场。❷ 在 CBOT，普通投资者现在能够像交易商品一样进行 SO_2 排污许可交易。所有这些 CBOT 的活动帮助降低了交易成本，促进了排污许可市场的活跃。

除了 CBOT 创造的交易机会，组织之间能够协商进行私人交易。首次公布的两个交易发生在 1992 年，两次都是由威斯康星电力和照明公司（WP&L）进行，这个公司不得不在 1993 年以前满足严格的 SO_2 削减要求（类似于清洁空气法 1990 年修正案的要求）以达到威斯康星的环境要求。❸ 因为它很早地满足了 SO_2 的削减要求，所以 WP&L 可以卖掉部分分配的排污许可。

WP&L 排污许可的两个购买者的动机证明了，在清洁空气法（CAAA）1990 修正案下，公司可以获得更多的灵活性。WP&L 的一个交易伙伴，田纳西山谷权力（TVA），购买了 10,000 个排污许可，作为它的一个工厂可能出现脱硫装置安装延迟的保险。如果脱硫装置能够按期安装，TVA 可以重新卖掉从 WP&L 购买的排污许可。WP&L 的第二个交易伙伴，Duquesne 照明公司，需要购买 15,000 到 25,000 个排污许可减少它对低硫煤的依赖。两个交易中，排污许可的价格在每吨 250 美元和 400 美元之间（每年）。

到此为止，SO_2 排污许可交易制度的影响是荒谬的：公司并不是十分依赖交易来达到清洁空气法（CAAA）1990 修正案，但是它们的达标费用仍然比在 1990 年以前的管理制度下

---

❶ 考虑 1993 年现场拍卖的例子，如果美国电力服务社给出最高纪录的出价（450 美元）而不是它的实际出价（131 美元），它就将为购买的 488 个排污许可多支付 $156,000。既然电力工厂必须使公共事业委员会认为他们的行动是正当的，他们就对拍卖中相对较高的出价非常谨慎。

❷ 在期货市场上，投资者在将来某一特定时间以一定的价格为商品的购买权支付一部分费用。

❸ 销售的具体内容见 Greenberger（1992）。

要低。很多证据都可以说明公司对 SO_2 排污许可交易制度的依赖相对较小。Burtraw（1996，p. 90）报告中的三个不同例子说明，在 SO_2 排污许可交易制度下，超过 50%的发电单位在第一阶段通过转换燃料或者燃料混合达到了 SO_2 要求。相反，只有 15%购买排污许可来满足 SO_2 要求。

同样，也有很真实的证据来说明，在达到 SO_2 削减目标时的确节省了费用。例如，总审计局 1994 年的一项研究估计，运用 SO_2 排污许可交易制度满足削减目标的费用占到运用命令与控制方法的 SO_2 削减费用的 1/3 到 1/2。❶

SO_2 排污许可交易计划导致了费用削减，但这并不是排污许可广泛交易的结果。然而，正如 Burtraw（1996）所认为的一样，生产效率为评价排污许可交易计划提供了一个比看交易是否广泛更合适的标准。在生产效率的基础上，SO_2 排污许可交易是一个明显的成功，主要是由于它为公司提供了一个达到 SO_2 削减目标的低费用选择。即使 SO_2 排污许可交易制度不能够满足排污许可交易计划潜在的很多假设，这个计划对生产效率的贡献也是值得重视的。

11.6 排污权交易的经验

过去的几十年，许多机构试图运用排污许可交易体系以费用有效的方式达到环境标准。实行这些计划的经验说明存在这么几个条件，它们有利于整个体系的发展。❷ 这些条件列在表 11.7 中，在这节中重点说明。❸

表 11.7 排污许可交易系统设计实际应用的考虑事项①

• 排污许可的数量必须限制	• 自由贸易的阻碍应该是最小限度的
• 排污许可的数量不应当随意改变	• 排污许可应该可以在将来使用
• 排污许可持有者的权利应当是明确和稳定的	• 交易费用应该很低
• 政府应该很少没收排污许可证	• 政府对许可交易法规的执行必须是可信的
• 许可的交易应当尽可能是一对一的	

① 此表是 Hahn 和 Noll（1990）表述的推广，经许可重印。

围绕排污权的定义和颁发的排污许可的数量有几个实际的问题。必须限制排污许可的总数，以满足环境质量目标。流通中的排污许可数目发生变化时，市场中的参与者不感到惊奇是很重要的。CAAA（1990）修正案中的 SO_2 排污交易体系说明在不打断排污交易体系正常运作的情况下，可能要逐步减少排污许可的总数量。关键原因是，我们都预先知道，排污许可的数量什么时候变化，以及如何变化。SO_2 排污交易体系对排污许可持有者有哪些权利的定义很模糊。将这些和空气质量管理计划包括污染削减信用进行比较，很多情况下，环境管理机构政策的变化降低了污染削减信用的价值，它的票面价值不止一次被打了折。❹ 政府的这些活动降低了参与排污权交易市场的吸引力。

排污许可交易体系中污染物的选择影响了执行的困难程度。当污染物是哪种污染源位置影响到交易的污染物时，体系通常会有很高的交易成本。比如，CAAA（1990）修正案中的

---

❶ 这部分事实来自 Burtraw（1996，p. 92），他报告说美国总审计局（GAO）1994 年一项研究得出的年达标费用。在命令与控制方法下，达到 1990 年 CAAA 规定的 SO_2 削减目标的估计的年费用为 $4,300,000。GAO 估计使用 SO_2 排污许可制度满足削减目标的费用为大约 $1,400,00～$2,500,000。

❷ 有很多介绍排污许可交易经验的论述，比如 Hahn（1989），Opschoor 和 Vos（1989），Heggelund（1991）。

❸ 下面的讨论将 Hahn 和 Noll（1990）的论述作为出发点。

❹ 更多有关政府 ERC 计划法规变动的异常不确定性的例子，见 Foster 和 Hahn（1995）。

SO_2 排污交易体系，交易是一个换一个的，这就简化了整个体系。与之相反的是，减少 BOD 排放的排污许可交易体系，只有相互邻近的 BOD 排放源才是一个换一个的。对于距离较远的污染源，就必须进行模型研究计算转换系数，这将影响到污染源之间的交易。

对交易者的限制也影响到排污权交易市场的正常运转。一个例子就是威斯康星福克斯河的 BOD 排污许可交易体系。合格的交易者包括市政当局、向福克斯河排污的纸浆和纸张厂。污染源分为两组，每组有 6 或 7 个污染源，交易只允许在同组的污染源之间进行。这个限制，以及很多管理交易的复杂的限制，大大地阻碍了市场的建立。在 6 年的时间里，仅仅有一次交易发生，而且达到水环境质量标准的预期的费用节省也没有发生。❶

如果排污许可不能储存在将来使用的话，市场的形成也将受到影响。在 ERC 体系中，ERC 在将来的使用导致 ERC 银行的产生。这些银行的存在刺激工厂超过要求水平的减少污染物，不管适时不适时。工厂储存的 ERC 可以在以后使用，支持工厂的扩建，或者他们也可以被卖给其他的工厂。在很多地方，持有 ERC 的工厂储存它们以保证以后在建设新设施的时候他们有可用的 ERC。

银行用作扩大市场活动的一种机制，关系到更一般的交易成本问题。ERC 的经验表明，当排污权交易市场中的参与者很难找到交易伙伴时，交易成本可能非常高。Foster 和 Hahn (1995) 在他们关于洛杉矶排污交易的分析中报告说，找到一个合适的交易伙伴会花掉工厂一天到一年半不等的时间。一旦找到了交易伙伴，经由地区空气质量管理机构的交易批准通常需要 5～12 个月。而且，很多的交易都没有获得批准，因为保证公布的排放削减的问题，以及定义 ERC 基准的不统一。高的交易成本减少了交易者潜在的收益，减小了实现潜在的费用节省的可能性。

清洁空气法（CAAA）1990 修正案下的 SO_2 排污交易体系中的许可拍卖和直接销售是交易成本产生的途径。拍卖和直接销售也使工厂确信它们在需要排污许可的时候能够找到提供许可的来源。另外，在 SO_2 排污交易体系中，政府在批准交易中的作用很小，因为定义许可的基础是很清晰的。

对于排污交易制度，对不遵守规定的工厂必须给予制裁。否则，工厂没有足够的动力去拥有和使用排污许可。Hahn 和 Noll（1990，p. 353）认为，对于一个许可交易市场，“要使系统能够有效地运行，违规的边际费用必须要超过参与交易体系的边际费用”。正如他们所指出的，因为排污许可是耐用资产，违规处罚必须要考虑环境质量技术和需求的变化。确立处罚结构的问题，强制问题仅仅是一部分；环境当局还必须能够监督排污。

排污许可交易的潜在费用节省可能促进它们更广泛地被使用，在 20 世纪 90 年代中期，建立有关气候变化的 CO_2 和其他气体的国际排污交易市场受到很大的关注。❷ 美国的很多地区也在积极地试验革新的排污许可制度。

11.7 比较分析：标准、收费和排污权交易

排污费和排污权交易有时被一起称为激励措施，相对应的是基本的政策工具命令-控制型的措施：污染物排放标准。❸ 政策工具这里就是指下列三个制度：排放标准、排污收费和

---

❶ 福克斯河 BOD 排污许可计划经验的总结，见 Hahn (1989)。

❷ 这种情况下使用排污许可交易的可行性分析，见 Heggelund (1991)。

❸ 这部分很多来自于 Noll (1994) 的未出版的论稿，“环境政策的工具选择”。

排污权交易。

这一节分析措施的选择问题，即，该运用哪种措施来达到环境标准？在实际中，这些问题不是通过挑选一种措施或者另一种来解决的。复杂的管理计划经常混合使用各种政策措施和作为排放标准补充（不是替代）的激励措施。

表 11.8　比较环境政策工具时所选用的特征

- 费用有效性(cost-effectiveness)。在信息完全的情况下，能否以最小的污染削减费用达到环境标准？
- 排放量不确定性(uncertainty in discharges)。假设(实际上)污染削减费用没有被很好地估计，污染排放量能否预测？
- 费用不确定性(uncertainty in cost)。假设削减所需费用的信息不完全，被管理团体的费用有没有上限？
- 达标延迟(delayed complaince)。有没有内在动机使得污染者延迟执行削减措施。
- 费用分配(distribution of costs)。被管理团体的成员所负担的费用有没有差别？
- 适应增长(accommodation of growth)。如果某地区出现新的污染源，需要如何改变制度来继续满足环境标准？
- 技术革新(technological innovation)。有没有动机进行研究开发以提高监管或者废物削减能力或者两者都提高？
- 排污权(rights to pollute)。对于谁拥有合法的污染权有没有可以接受的一致观点？

表 11.8 提供了一个比较各种政策措施的基准，列出了经常用于评论排放标准优于激励措施或者反过来的一些因素。表 11.9 运用表 11.8 中的因素总结了排放标准和排污收费、许可交易比较的结果。下面的讨论详细叙述了这些条目。

表 11.9　排放标准、排污费和排污交易的比较

特征	排放标准	排污费	排污交易
费用有效性	信息完备时才能获得	信息完备时才能获得	信息完备时才能获得；不完备信息可能导致费用节省
排放量不确定性	如果污染者遵守就可以知道排放量	排放量不确定：可能违反环境标准	如果污染者遵守则可以知道总的排放量；排放的位置不确定
费用的不确定性	费用常常没有精确的上限	费用上限很容易计算	市场力量影响达标费用；交易费用很难预测
达标延迟	有经济动机延迟达标	延迟达标没有好处	达标选择的灵活性减少了延迟达标的动机
费用分配	排放者仅仅为削减支付费用	排放者支付排污费加和削减费用；环境部门可能获得收入	费用的分配依赖于排污许可最初如何分配；免费给现存污染源分配排污许可可以提高可接受性
适应增长	排放标准更加严格	费率必须增加	内在机制能够适应新的增长
技术革新	扰乱研究计划；新技术可以成为新的标准	有动机提高监控技术和使废物最少化的技术	有动机提高监控技术和使废物最少化的技术
排污权	权利是隐含的，看上去不会招致反对	排污权是直接的，和污染者付费原则一致	排污权是直接的，和污染者付费原则一致

考虑第一个因素：费用效率。想像一个交易成本为零，环境管理机构对处理费用和转换系数有完全信息的情况，在这个世界中，排放标准、排污费或者排污交易都可以以最小的费用来达到环境标准。在实际环境中，结果的费用有效性依赖于政策是如何设计的。例如，建立在当前最优可用技术基础上的排放标准如果没有考虑排污者的位置，它就不是费用有效的。而且，对所有的污染源规定统一的原始负荷去除率是没有效率的，因为这样就忽视了排污者之间污染物削减边际费用的差异。

激励措施因为它的费用有效性而经常被提倡，但是在实际中费用有效不一定能实现。例如，排污费经常被定得过低，不能对排污者的行为造成影响。相反，即使提供给政府当局的信息是不完全的，排污许可交易好像在减少达到环境目标的费用上仍有应用上的优势，环保

局基于 ERC 的政策造成的显著的费用削减就说明了这一点。❶

表 11.8 中的第二和第三项是有关在不同条件下结果的不确定性。考虑一个处理费用未知，但是转换系数熟知的情形，假设制度执行没有延迟，那么排污收费制度不如污染物排放标准效果好，因为排污者对排污费的反应是不能通过推理预知的。排污费用一旦确定后，环境管理部门必须等待，看排污者如何反应。由于对污染者污染削减的费用未知，最初的排污费可能定得很低，环境质量标准就被违反了。

在排污许可交易制度中，如果污染物排放的位置不影响边际收益（比如，控制 SO_2 减少酸雨的例子），排放量的不确定不是问题。如果排污者按照规定排放污染物，总的排污量能够确定，因为它是由环境管理部门颁发的污染许可的数量来决定的。不过，如果边际收益受到污染源位置的影响，排放量的不确定就起作用，因为不可能预先知道哪个污染源会购买排污权，以及哪个污染源有相对较高的排放量。这也是有关排污许可交易的一个热点问题，有时污染削减活动分布的变化会使一些地方的环境质量变差而不是变好。如果要求污染源持有相应于他们排放量的排污许可之外执行污染物排放标准的排污许可，那么这个热点问题可以被避免，但是，增加污染物排放标准也产生了一个后果，那就是减少了排污权交易制度可能带来的费用的节省。

在有关污染物排放的不确定性方面，污染物排放标准有明显的优势，但是在费用的不确定性方面它却是不利的。在制定达到环境标准的污染物排放标准时，环境管理部门对潜在的达标费用的信息是有限的，因为最佳的信息来自管理者，而管理者可能不会提供足够的或准确的费用信息。环境管理部门经常不能够精确地估计达到污染物排放标准的最大费用，被管理团体的实际达标费用可能是非常大的。相比较而言，排污收费制度却为费用提供了一个上限：当所有排污者都不进行污染削减时的总的排污费。

排污许可交易制度中达标费用是不确定的，但是环境管理部门预先对费用的估计可能会过高。污染物排放更多的灵活性、符合规定的各种新方法之间的竞争，可能会使得达标费用低于最初的估计。这是美国 SO_2 排污许可计划的最初结果。使用除硫装置使 SO_2 排污许可可以售出的可能性影响到除硫装置生产商和低硫煤供应商之间的竞争，达到环境要求需要的费用要比 EPA 最初估计的低几百美元每吨 SO_2。市场力量的影响以及公共事业机构、税务局处理 SO_2 排污许可的方式，这些都是环保局很难精确估计达标费用的原因。另一个很重要的因素——交易费用，在排污许可交易制度中很难估计。如果市场很“小”，交易很少发生，那么交易费用可能很高。

各种政策工具在它们导致（无意地）延迟达标的程度上也是有差别的。污染排放标准可以用来达到环境标准，但是因为排污者有很多机会去延迟达标，污染物排放标准会遇到很多困难。比如，排污者可以声称对规定一无所知，或者以关闭工厂威胁（伴随着地方工人和税收的损失），或者他们可以同意达标的最终期限但却不打算去做。诉讼（或者其中的威胁）也经常被利用来延迟达标。排污者通常有机会对污染物排放标准提出异议，或者就如何确定排放标准参加和环境管理部门工作人员的进一步协商。延迟的动机非常有力，污染者可以延迟的越久，用来达标的资金就可以更长时间地用于其他用途。

排污收费制度中，污染者没有内在的动机去延迟达标。如果他们不削减污染物，他们那就得付更高的排污费。在排污权交易制度中，因为排污者在决定如何达标时有更多的灵活

---

❶ 运用 ERC 费用节省的详细内容，见 Hahn (1989)。

性，他们延迟达标的动机也就少了。虽然排污收费和排污权交易制度有这些明显的优点，但它们的执行可能和污染物排放标准一样受到阻碍，阻碍主要来自规则制定中拖延的法律争论以及监管和执行中的缺点。

下面考虑费用负担如何被分配。和污染物排放标准相比，运用排污收费制度的费用分配更重地落到了污染者头上。考虑下面一种情形，污染者将他们的排放减少到特定的污染物排放标准的水平，如果运用污染物排放标准，污染者可以免费地使用环境中的一些污染物接受设备。相比之下，运用排污收费制度，污染者为污染削减付费，也为他们排放的污染物付费。费用分配方式的不同经常使得污染者反对排污收费制度的引入。相反，环境管理部门有时却非常支持排污收费，因为那样能够提供一个新的收入来源来支撑机构运作，为污染物削减补助制度提供资金。

排污许可交易制度中谁承担了达标费用依赖于开始时排污许可是如何分配的。因为交易均衡时的费用有效性不依赖于（至少理论上）最初的分配，所以任何政策上有吸引力的初始分配都是可行的。当初始分配有利于现存的污染者时（如前边的 SO_2 排污许可制度），他们获得了一笔横财，并且增加了排污许可交易制度在政治上的可接受性。

当一个地区有新的污染源加入时，或者现存污染者要扩建时，达标费用的分配也会随之变化。污染物排放标准和排污收费都不能自动地适应污染源的增加，当污染源增加时，要达到环境标准，排放标准需要更严格。实际上，新污染源通常要面对比用在现存污染源身上更严格的规定。这通常是没有效率的，因为现存污染源的污染削减边际费用通常相对来说较低。面对弱的削减要求，现存污染源能够以较低的费用削减它们的污染，而面临严格的污染削减要求的新污染源的费用则较高，因为它是新来的。排污收费制度也需要修改来对付污染源的增长。区域增长增加了原始污染负荷，要继续满足环境标准，必须提高排污费。如果所有的费用都增加，现存污染者承受增加的费用来满足区域增长。如果假设环境管理部门有完全的信息，并且不歧视偏向现存污染者，对区域增长的费用有效的结果就能够达到，不管是排放标准还是排污收费。在实际情况下，这些假设的条件都不可能达到。

和排放标准和排污收费相比，排污许可交易制度有一个内在机制来适应增长。既然排污许可的数量是由环境管理部门固定的，新的污染源只能通过购买它们需要的排污许可来加入一个地区，作为对排污许可需求增加的结果，排污许可的价格可能会升高，而价格的上升也给现存污染者提供了潜在的收益。如果现存排污许可持有者选择不出售排污许可，作为阻止潜在的竞争者加入这一地区的手段，新的增长的满足可能会受到阻碍。这种情况是可能发生的，比如，如果一个地区的一个污染者拥有大部分可利用的排污许可，并且相对排污许可市场实施自己的影响。EPA 对 SO_2 排污许可的年度拍卖和直接销售给出了减少这类问题的一种方法。

各种政策工具对技术革新有不同的影响。比如，考虑排放标准和排污收费在激励提高污染物监测装置水平方面的不同。运用排污收费制度，环境管理部门和排污者都有经济上的兴趣去保证监测的精确。排污者不想付多于他们必须付的费用，环境管理者不想损失潜在的排污收费收入。如果现存的监测装置被认为高估了污染的度量，排污者有动力去发明新的监测装置。如果低估了，环境管理部门就会提高监测水平。

在排污许可交易制度下，也有提高监测水平的动机，因为这个制度创造了一种经济资产（可交易的排污权），这种资产的价值依赖于精确的监测。和排污收费的情形一样，有动机提

高监测水平的团体在不同的情形下也有很大的差异，这取决于现存监测装置被认为低估还是高估了真实的污染排放。

各种政策措施在推动研究新的、更廉价的污染物削减方法的程度上也是不同的。激励措施给了个体更大的自由去决定污染物削减的水平和方法。在排污许可交易制度或者排污收费制度下，当排污者开发和实施更有效的削减技术时，他们获得了经济利益。与之相比，污染物排放标准限制了排污者的决策能力，使污染物削减方法的研究不正常。研究日程的这种扭曲在运用基于技术的标准时尤其成问题，因为新的污染物削减方法的创造是将来更严格的基于技术的排污标准的基础。

在排放标准和激励措施的比较中，另一个有关的问题是关于排污权的道德基础。一些人反对排污收费制度，因为他们认为有合法的权利“付费就可以污染”。同样的说法也存在于排污许可制度。但是这些说法是不能令人信服的，因为排放标准也给了一个排放污染物的内在的权利。❶

一些人提倡使用排污收费和排污许可交易制度，因为它们包含了污染者付费原则。这个原则假设没有人有内在的排污权，如果排放了污染物，那么对此负责的人就应该为污染物对其他人造成的费用付费。这种意义上，污染者付费原则能够被解释为是支持生产效率和公平的论据。排污收费和排污许可交易强迫污染者将外部成本内部化，排污者负责这些费用是公平的。

这些比较分析帮助解释了为什么激励措施在实际应用时作为基于排放标准的传统命令与控制措施的补充（不是替代）。随着激励措施更广泛地为人们所认识，以及政府的政策制定者对运用它们的优点更加熟悉，激励措施无疑将得到更广泛地运用，综合运用排放标准、排污收费和排污许可交易的管理制度将会变得越来越普遍。

主要概念和术语

基本理论：效益与污染源位置无关（*Basic Theory: Benefits Independent of Waste Source Location*）

污染削减的边际成本（Marginal cost of abatement）

污染削减的边际收益（Marginal benefit of abatement）

排污权（Rights to pollute）

持有排污权的边际收益（Benefit of holding additional rights）

互利交易（Mutually advantageous trades）

最大出价（Maximum offer price）

最低接受价格（Minimum acceptance price）

交易均衡（Trading equilibrium）

考虑污染源位置时的基本理论（*Modifying the Basic Theory to Account for Source Location*）

将排污许可和位置联系起来（Linking discharge allowances to locations）

---

❶ 反对“谁付费谁就可以污染环境”的主张的一种说法如下：排污收费体系给工业传递错误的信息，如果总目标是为了提高健康的环境，那么让一些愿意付费的公司排放很大数量的污染物就和这个目标不一致；设立收费体系有悖于每个人每个公司都有责任为健康环境努力的观念。

转换系数（Transfer coefficients）
费用效率（Cost-effectiveness）

政府在排污权交易市场中的作用（*Roles for Government in a Permit Market*）

许可持有者权利的界定（Definition of rights for permit holders）
颁发的许可的数量（Number of permits issued）
许可的最初分配（Initial distribution of permits）
追踪许可在市场中的转移（Tracking market transfers of permits）
监管和执行（Monitoring and enforcement）
经纪人职能（Brokerage functions）
许可价格的不稳定（Instability in price of permits）
零收入拍卖（Zero revenue auction）
总体出价表（Aggregate bid schedule）

基于污染削减信用的交易（*Trading Based on Emission Reduction Credits*）

定义污染削减信用的基线（Baseline for defining ERCs）
未达标地区（Nonattainment regions）
补偿政策（Offset policy）
气泡政策（Bubble policy）
储蓄（Banking）
净增长（Netting）
内部和外部补偿（Internal vs. external offsets）

SO_2 排污许可的交易（*Trading in SO_2 Emission Allowances*）

SO_2 排污许可的定义（Definition of SO_2 emission allowance）
许可的初始分配（Initial distribution of allowances）
拍卖和直接销售（Auctions and direct sales）
芝加哥交易董事会（Chicago Board of Trade）
现期许可和远期许可（Spot allowance vs. advance allowance）
期权市场和期货市场（Options markets and futures markets）
电力公司的达标选择（Compliance options for electric utilities）
脱硫装置（Scrubbers）
低硫煤和煤混合物（Low sulfur coal and coal blends）
铁路的违反规定（Deregulation of railroads）
达标选择的市场竞争（Competition in markets for compliance options）

排污权交易的经验（*Lessons from Experience with Tradable Permits*）

排污权的合法实施（Legal enforceability of rights）
排污许可数量限制（Limits on number of permits）
交易费用（Transactions costs）
自由交易的障碍（Impediments to free trade）
许可的没收（Expropriation of permits）
许可的将来使用（Future use of permits）

交易规则的实施（Enforcement of trading rules）

比较分析：标准、收费和排污权交易（*Comparative Analysis: Standards, Fees, and Tradable Permits*）

工具选择问题（Instrument choice problem）

激励规章（Incentive regulation）

费用有效（Cost-effectiveness）

费用和排放的不确定（Uncertainty in costs and discharges）

热点问题（Hotspot problem）

达标延迟（Delayed compliance）

费用的影响范围（Incidence of costs）

废物量增长的适应（Accommodation of growth in waste loads）

技术革新的动机（Incentives for technological innovation）

排污权的伦理基础（Ethical basis for rights to pollute）

污染者付费原则（Polluter pays principle）

问 题 讨 论

11-1 假设3个污染源的例子中BOD排污许可的最初分配如下：源1有100个排污许可，源2有400个，源3没有。证明此时没有达到交易均衡，描述BOD许可的一个互利买卖，能够导致此最初分配的变化。

11-2 排放补偿（用排放削减信用衡量）为允许未达到国家大气环境质量标准的地区的经济增长提供了机制。在一个不能提供更多的污染接纳服务的地区，还有哪些其他政策可以允许新的增长？

11-3 在美国，排污收费从20世纪60年代以来被严肃地看做排放标准的一种补充。然而，排污收费到现在还没有被使用。与此相比的是，联邦政府已经许诺采用排污许可交易。你将如何解释排污许可交易，一个相对新的发明，在美国被采用，而排污收费制度却一直不被采用？

11-4 你被雇佣为欧洲环境部门的顾问，你的任务是给出支持或者反对使用排污许可交易作为控制SO_2减少欧洲酸雨问题的措施的论据。你将采取什么立场？

11-5 控制与温室效应相关的全球气候变化的问题的中心在于控制总的、全球范围的二氧化碳（CO_2）和其他温室气体的排放。假设在任何地方减少CO_2排放源能够帮助减少气候变化，CO_2排放许可交易的国际体系是一个减少CO_2总量的方案。是什么使得许可交易成为限制CO_2排放总量的一个有吸引力的方案？本章第一部分的理论如何调整以适应抵消CO_2排放的森林的光合作用？光合作用必须加以考虑，因为减少全球气候变化的选择包括造林和保持现有森林的计划。

11-6 1996年7月，签署一项关于全球气候变化的国际条约的大约150个国家的代表相聚日内瓦，开始讨论大气污染削减目标以处理提出的气候变化问题。协商中美国的立场是每个国家应当灵活决定自己满足新目标的策略。Timothy Wirth，克林顿政府全球事务部副部长，“暗示政府将使用基于市场的方法，用他们认为最有效率的方式帮助工业部门‘达到污染削减目标’。”❶ 哪些证据可以支持克林顿政府有关排污许可交易的效率优势的声明？你赞成使用排污许可交易来处理气候变化问题吗？

11-7 许可交易在重新制定环境规章（Reinventing Environmental Regulation）——由克林顿总统和副总统戈尔颁布的优先声明（1995年3月）中有突出的地位，声明中突出的25项“高度优先活动”之一挑选了污水排放交易：

---

❶ 引用来自纽约时报，1996年7月17日，Cushman, J. W., Jr., *“U. S. Will Seek Part on Global Warming”*（国际版，p. A6）。

水域排污交易。EPA 给予促进使用排放交易达到水环境标准以最高的优先权，可以使用交易以更低的费用来获得比对单个污染源实行严格的排放要求更高水平的水域水质。

重新制定环境规章鼓励环保局颁发“政策指导”以方便排污交易制度的发展。在美国排污交易的实践经验的基础上，环保局在政策指导中应当写些什么问题呢？

参 考 文 献

Burtraw, D. 1996. The SO_2 Emissions Trading Program: Cost Savings Without Allowance Trades, *Contemporary Economic Policy* XIV: 79-94.

Dales, J. H. 1968. *Pollution, Property and Prices*. Toronto: University of Toronto Press.

EPA (Environmental Protection Agency). 1982. *The Bubble and Its Use with Emission Reductions Banking*. Washington, DC: Office of Policy Resource Management.

Foster, V., and R. W. Hahn. 1995. Designing More Efficient Markets: Lessons from Los Angeles Smog Control. *Journal of Law and Economics* XXXⅧ: 19-48.

Greenberger, L. S. 1992. The Birth of an Allowance Trading Market. *Public Utilities Fortnightly* 129 (12): 31-32.

Hahn, R. W. 1989. *A Primer on Environmental Policy Design*. Chur, Switzerland: Harwood Academic Publishers.

Hahn, R. W., and R. Noll. 1983. Barriers to Implementing Tradable Air Pollution Permits: Problems of Regulatory Interactions. *Yale Journal on Regulation* 1: 63-92.

____. 1990. Environmental Markets in the Year 2000. *Journal of Risk and Uncertainty* 3: 351-67.

Heggelund, M. 1991. *Emissions Permit Trading: A Policy Tool to Reduce the Atmospheric Concentration of Greenhouse Gases*. Calgary: Canadian Energy Research Institule.

Krupnik, A. J., W. E. Oates, and E. Van De Verg. 1983. On Marketable Air Pollution Permits: The Case for a System of Pollution Offsets. *Journal of Environmental Economics and Management* 10 (3): 233-47.

Liroff, R. A. 1980. *Air Pollution Offsets: Trading, Selling and Banking*. Washington, DC: The Conservation Foundation.

National Academy of Public Administration (NAPA). 1994. *The Environment Goes to Market: The Implementation of Economic Incentives for Pollution Control*. Washington, DC: NAPA.

National Commission on Air Quality. 1981. *To Breathe Clean Air*. Washington, DC: U. S. Government Printing Office.

Noll, R. G. 1994. “Instrument Choice in Environmental Policy.” Unpublished manuscript, Dept. of Economics, Stanford University, Stanford, CA.

Opschoor, J. B., and H. B. Vos. 1989. *Economic Instruments for Environmental Protection*. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development.

Tietenberg, T. H. 1985. *Emissions Trading: An Exercise in Policy Reform*. Washington, DC: Resources for the Future.

U. S. General Accounting Office. 1982. *A Market Approach to Air Pollution Control Could Reduce Compliance Costs Without Jeopardizing Clean Air Goals*. Summary No. PAD-82-15A (March 23). Washington, DC.

第三部分　美国环境管理

第三部分主要是对美国的环境管理项目进行分析，并对前几章中涉及到的概念和理论加以说明。除了对目前美国的环境管理项目进行介绍外，这部分的核心重在对过去美国联邦环境管理项目进行总结。

第12章对联邦的水污染控制策略加以描述，第13章则对空气污染进行说明。每一章都按照时间顺序，阐释了美国的污染控制政策是如何随着新情况而发生变化的。联邦空气和水污染控制项目提供了很多命令-控制型的例子，同时也展示了以经济刺激为基础的管理方式：水污染控制补贴、SO_2 排污许可交易。

在许多国家，危险废物污染越来越明显。第14章回顾了美国对这一问题的做法。这一章详细列举了法律关于危险废物产生和处理的详细规定。同时，也分析了超级基金项目，这一项目对那些净化用以存放和处置危险废物但又对环境产生危害的场地进行资助。在这一章中，还分析了许多公司在遇到危险废弃物问题时，为什么喜欢污染预防胜过处置。

第15章是第三部分的最后一章，分析了联邦对项目环境影响评价的要求。为了评价这些要求是如何得到实施的，这一章还将州项目影响评价与联邦影响评价进行对比。美国的环境影响程序尤其值得关注，因为它影响了许多国家的影响评价活动。

第12章 水质管理

通过分析美国政府如何进行水污染控制，我们就会明白，设计一个有效的环境规划项目是有一定难度的。联邦水污染控制政策总是在不停地尝试并进行修改，在20世纪40年代，它的出现引起了各州的不满；到了20世纪70年代，它成为了联邦政府控制污染的主要手段。到了里根政府时期，和国会一样，联邦的影响也被进一步削弱，而到了20世纪90年代中期，联邦逐渐将污染控制的管理权下放给各州。

本章按时间顺序阐述水质管理政策，但由于环境规章制度修改频繁，就算按目前最新内容的介绍也会在很短的时间内过时，因此对细节不进行详细说明。[1]

12.1 20世纪80年代以前的水污染控制

12.1.1 州的早期治理和地方政策

1948年以前，在水污染控制上，州政府扮演着中心角色，联邦政府基本上没有采取什么措施。[2] 在19世纪下半世纪，当科学家弄清受污染的水与疾病传播的关系后，用于控制污染的机构便开始在各州出现。在这段时期，水污染控制方案由州卫生局提出，1869年成立的麻萨诸塞州（Massachusetts）卫生局是第一家负责水污染控制的州机构。早期控制方案主要关心的是对在水中传播的疾病如伤寒和霍乱等的控制。

尽管早在19世纪70年代末期就出现了一些有效的污水处理工艺，然而直到1910年，全国却只有4%的污水被处理。[3] 到1939年，仍有一半的城市污水未经处理就直接排放。依照Hey和Waggy（1979）所言，有两个因素阻碍了污水处理工艺的推广：(1) 从1911年开始的实践表明，采用氯消毒法可以经济地保障饮用水的供应能力；(2) 普遍认为天然水体才是污水最适当的受体。

在20世纪30年代和20世纪40年代，议会就联邦政府是否应该在污水处理问题上承担一定的责任的问题进行了讨论，从而导致了1948年水污染控制法的出台。表12.1列举出这部法的关键部分以及其他的关于水污染控制的重要法规。

1948年的法案，由美国公共卫生局来管理执行，它负责提供资金和技术支持，并加强水质量控制。[4] 1948年的法案同时允许联邦政府可以对污染者采取行动，前提是它需要得到污染源所在州的同意；另外，它也进一步肯定了州政府在污水控制管理上的地位，在它的导言中申明了一个全国性的政策：在阻止和控制水污染时，要认识和优先保护各州的利益。尽

---

[1] 在《环境科学与技术》和《水环境与技术》期刊中可查到关于美国水质管理政策的最新的文章，经常更新的关于环境法的一些书籍如Grad，Novic，Stever及Mellon也会及时提供水质最新要求。除此之外，一年一次的环境质量会议上的报告会提供美国当年环境政策的一个总结，通过国际互联网也可获得最新的信息和数据，关于如何使用互联网，可参见Katz和Thornton（1996）。

[2] 联邦政府直到1912年公共卫生法的颁发才登上水污染控制的舞台，这项法令的出台导致了在辛辛那提的水流研究局的成立。1924年油污染法的通过阻止了沿海水资源进一步受到油污染。

[3] 本段中的数据来自Hey和Waggy（1979，p. 128）。

[4] 本段信息来自Cleary的关于早期联邦水污染控制法令的总结（1967，pp. 251-252）。

管如此，在接下来的几十年中，联邦政府为了限制水污染，对各州的干涉也逐渐多了起来，并超越了一些在传统上应该是州政府的权利和责任。

表 12.1　水污染控制的主要法规

年份	名　称	被选新元素①
1948	水污染控制法	为各州水污染控制机构提供基金
	(Water Pollution Control Act)	对各州技术支持
		对污染者进行惩罚的规定
1956	联邦水污染控制法	用于水污染控制研究的基金
	(Federal Water Pollution Control Act,FWPCA)	市政设施的建设补贴
		三级实施步骤
1965	水质法	由各州设立水质标准
	(Water Quality Act)	由各州提供实施方案
1972	联邦水污染控制法修正案	零排放目标
	(FWPCA Amendment)	BPT 和 BAT 排放控制
		NPDES 许可证对违规者的实施方案
		对填充物排放的许可证方案
1977	清洁水法	对有毒物质实施 BAT 要求
	(Clean Water Act,CWA)	对常规污染物实施 BCT 要求
1981	市政污水处理厂补贴修正案	减少政府的建设补贴份额
	(Municipal Waste Treatment Construction Grants Amendments)	
1987	水质法	州面源管理方案
	(Water Quality Act,WQA)	国家河口项目
		雨水的 NPDES 许可证方案
		有毒污染点控制
		州周转资金

① 表中所列条目均为各法案新添的政策方案。

12.1.2　早期联邦战略：会议协商和建设补贴

1956 年颁布的联邦水污染控制法是联邦政府早期用于减少污染的基石（法案中所用缩略术语见表 12.2）。这项法案是在 1948 年法案的基础上修改的，增加了对污染者的惩罚力度，同时增加了城市污水处理厂的补贴及用于控制水污染的基金，给予了研究和实践活动更多的资金支持。上述几项改动在 20 世纪 60 年代和 20 世纪 70 年代的几次法案修订中均得以保留。

表 12.2　联邦水质管理中术语缩写

BADT	最佳示范控制工艺（Best available demonstrated control technology）
BAT	经济的最佳工艺（Best available technology economically achievable）
BCT	常规污染最佳控制工艺（Best conventional pollution control technology）
BPT	目前可行的最佳控制工艺（Best practicable control technology currently available）
CSO	混合废水溢流（Combined sewer overflows）
CWA	清洁水法（Clean Water Act）
EPA	环保局（Environmental Protection Agency）
FSA	食品安全法（Food Security Act）
FWPCA	联邦水污染控制法（Federal Water Pollution Control Act）

续表

HEW	美国卫生教育和福利部（U. S. Department of Health，Education，and Welfare）
NEP	国家河口规划（National Estuary Program）
NPDES	全国污染物排放削减系统（National Pollution Discharge Elimination System）
NPS	面源（Nonpoint source）
NSPS	新源执行标准（New source performance standards）
POTW	公共处理厂（Publicly owned treatment works）
SRF	州周转资金（State Revolving Fund）
USDA	美国农业部（U. S. Department of Agriculture）

在加强对污染者的处罚权力方面，采取了一个三级实施步骤的形式。1956 年的污染控制法允许公共卫生局对那些排放的污水危及到下游人们健康和福利的工厂和市政设施进行处罚，实施步骤的第一级包含一个有联邦和各州水污染控制官员参加的会议，在会议上，公共卫生局会对跨州间的污染问题进行陈述，然后如果可能的话，相关单位之间会就合适的补救措施和实施时间达成共识。若不能达成共识，则实施第二级步骤，就此问题组织一个听证会。第三级则是若听证会也失败，则由联邦政府提出诉讼。一般情况下走不到第二级和第三级。❶ 一般来说，若在一次会议中没能达成一致意见，则会召开一次新的会议进行协商。可想而知，在这种政策下最后排污量的减少比期望的要少得多。

一些城市认为，联邦政府应该为强迫它们修建的污水处理厂提供一定的补贴，对此，1956 年的污染控制法给出了回答，增加了一条建设补贴（construction grants）的方案，给予资金帮助修建污水处理设施。法案规定，政府对每个处理厂可补贴其 1/3 的建设费用，但最大不超过 600,000 美元。由于这项政策，政府每年至少要支出 5 亿元来作为补贴。

然而，这项建设补贴方案的有效性经常受到质疑。批评家们指出，总的预算太少，并且对于单个项目的最大补贴太少，尤其对大城市而言；因此，在 20 世纪 60 年代和 20 世纪 70 年代的几次污染控制法修改中，补贴的总支出和单个项目的最大补贴均有了一定的提升。

另外一个补贴方案也饱受批评，因为一些市政当局利用缺乏联邦基金或者基金延迟到达为借口，拖延污水处理厂的修建进度。城市太多，因此收到补贴总是需要等待一段时间。此外，由于资金的管理程序十分复杂，也会导致资金延迟。❷

下面是在 20 世纪 60 年代和 20 世纪 70 年代中对建设补贴方案的其他几点评价。

1）这套方案倾向于末端处理，因为只有污水处理厂才能得到补贴。其实有些方法，如改变排放时间和地点，可能会产生同样的效果而使用较少的费用，但却没有能够得到补贴。

2）由于缺乏维修设备和足够的受过训练的操作人员，很多补贴过的处理厂工作效率不高。❸

3）补贴间接地为那些排放污水到市政下水道的工厂提供了补贴，这也就削弱了公司寻求如何处理废物而费用最低的积极性。（这种间接补贴最终通过污染控制法的修改被减少，

---

❶ Freeman，Haveman 和 Kneese（1973. p. 116）指出 1956 年和 1965 年间只有一个案例走到了第三级步骤。

❷ Whipple（1977，pp. 4-5）引用来自 *National Utility Contractors Association*（1975）的分析指出处理厂有时延迟修建几年是因为补贴实施过程的复杂所导致。

❸ Freeman，Haveman 和 Kneese（1973. p. 119）给出了一些统计数据说明这些工厂运作上的低效性。

法律要求排污工厂给市政设施交纳污水集中处理的那部分费用，除此之外，排放给公共处理厂（POTWs）的废水须经过预处理，保证在公共处理厂的一般操作下不会出现问题。）❶

4）因为处理厂的设计负荷总是比初始污水量大得多，所以这个方案也同时对未来的环境治理给予了补贴。❷

本章后面会讲到，联邦政府最终还是废除了建设补贴方案。

12.1.3 在环境对策上向环境标准转变

1965 年颁布的水质法继续沿用了 1956 年污染控制法的一些规定，资金投入上有所增加，同时还引进了一些新的重要规定，要求各州确定水质标准以及达到此标准的具体实施计划。该法案还将管理水质计划的任务从公共卫生局交给了隶属于卫生、教育和福利部（HEW）的一个独立的机构——联邦水污染控制管理局，不过这只是一个短期行为，1970 年总统的重组命令将水污染及其他一些环境控制管理的权利交给了一个新成立的美国环保局（EPA）。

其实，在 1965 年水质法之前，一些州就已经确定了水源的环境水质标准。一般来说，环境标准的设立要经历几个步骤，首先要决定给定河段的哪部分用于监测，然后通过专家确定用于不同用途的水所需达到的水质标准。如果知道了某一特定河段的主要用途以及与此用途相关的标准，就有可能设立环境标准。

水质法规定，各州必须在 1967 年 6 月前将处于州际间水体的水质标准确定下来，如果逾期没有完成，那么 HEW 的秘书处就会代替颁布标准。由于给的时间太少以及现有水质数据的缺乏，很多州很难在限定期限内制定出标准。除了要制定标准外，各州还必须准备实施计划，为需要达标的每个污染源建议应实行的处理方式和应减少的污水排放量等等。

水质法中关于三级实施步骤方案的修改也反映了环境标准的重要性。如果排污者导致州际水水质超标，联邦政府就可以对他们提出诉讼，不过即便如此，联邦政府的这种权利没能广泛使用，到 1971 年，只有 27 起这样的诉讼案例被报道。导致这种现象出现的原因在于很难有证据说明某个污染源与其下游的水质超标之间的一一对应关系，这中间的复杂关系很难弄清楚，尤其是当存在几个相邻的污染源并且还不太清楚污染物和天然水体如何混合的情况下。这时，如果一个企业被认为超标，那么它就会提出是其他的污染源导致了污染，或者认为认定它超标没有足够的科学依据。

12.1.4 20 世纪 70 年代战略上的主要变化

在 1972 年的水污染控制法修正案中，国会增加了 5 个要素：（1）全国水质总目标；（2）基于工艺的排放控制；（3）全国排放控制系统；（4）对超过允许排放量的排污者联邦政府具有提出诉讼的权利；（5）对于影响可航行水域的挖掘和填充活动的控制。

这次修订的目的主要是恢复和维持“水资源的化学、物理和生物完整性”，具体到“1985 年消灭向可航行水域中排污的现象”，并将其作为一个国家目标，其中还包含一个关于“可钓鱼和可游泳的水资源”的“暂时目标”：

---

❶ 为能保证实现这个要求，EPA 发布了一般预处理标准以及不同工业种类所要达到的预处理标准，若想了解 EPA 的最低预处理要求，可参见 Vincoli（1993，pp. 100-101）以及 Gallagher（1995，pp. 157-158）。

❷ Binkley 等（1975）对此主题做了详细的研究。

无论哪里，用来保护鱼类及其他水生生物和用于人类消遣娱乐的水质必须在 1983 年 7 月 1 日前达到暂时目标。

这一目标遭到了一些批评，因为它只考虑了削减排放到水体中污染物，而没有能够考虑到，如果这样做的话，水中的污染物有可能被排放到空气和地面。例如，要求减少市政污水中的污泥含量，那么这样会导致污泥处理量的增加。其他的批评则集中在削减污染物的高费用上，当污物要求消除 90%以上时，处理费用就会急剧增长。

这项法案的修改同时给予了环保局局长很大的权利，他（她）有权规定达到国家目标中的“污染物”，并有权使用修正案中的各种排放限制，而这些限制在法案中只是以一般性的语言来描述。排放限制是根据不同的工业种类来确定的，由于它们要在全国范围内使用的，所以不能只依据某一个具体排放源的情况来定。

1972 年修正案要求 EPA 局长制定达到修正案要求的下列排放限制：到 1977 年，所有排放者都要达到“目前可行的最佳控制工艺”（BPT）；到 1983 年，所有排放者都要具有“经济的最佳工艺”（BAT）。但由于对 BPT 的争议太大，因此在经过了反复的法律质疑后，这项规定才得以延迟执行。❶

对最初制定的 BAT 排放控制，存在着很多批评。这些批评认为：削减污染物的费用远远高于收益，在 BAT 的制定中，只考虑到企业能承受的费用，没有将由于苛刻的排放控制产生的整个社会收益作为主要因素计算。但是在国会看来，消除污染物才是最重要的，另外国会的这种立场也可以解释为是为了保障国民享受高质量水的权利。❷

由于在最佳工艺要求这一问题上存在争议，国会在 1977 年的清洁水法（CWT）中对争议的问题进行了修改，仅对有毒物质执行 BAT 要求；对常规污染物（conventional pollutants）则做另外的要求，其中包括一些易理解的指标，如生化需氧量、悬浮颗粒物、大肠杆菌数及 pH 值。对这些污染物的排放指南是建立在“常规污染最佳控制工艺”（BCT）上。

按照污染控制法的规定，EPA 需要对不同的污染源设立排放控制，表 12.3 列出了其中的几种主要类型。从表中可以看出，BPT/BCT/BAT 要求只针对现存的排放装置，而那些符合 EPA 新源定义的污染源需遵守新源执行标准（NSPS，New Source Performance Standards）

表 12.3　基于技术的排放控制：1977 清洁水法中的例子

公共污水处理厂①
削减 85%的 BOD，对于不同的情况允许适当的降低削减率
工厂排放——已存在源
有毒物质——最佳处理工艺（BAT）
常规污染物——常规污染最佳控制工艺（BCT），由 EPA 通过衡量“所需费用与污染减少带来的利润”选择控制工艺
非常规污染物（不属于上两类）——最佳处理工艺（BAT），对特殊情形允许适当的降低处理程度
工厂排放——新源
对新源的排放标准——最佳示范控制工艺（BADT）

① 排放到公共处理厂的污水须先经过预处理，详情请参见 Gallagher（1995. pp. 157-158）。

❶ 以 BPT 为基础建立的排放控制见表 8.3。

❷ Velasquez（1982，p. 191）从道德角度对国会的严格排放控制进行了说明。

的要求，新源执行标准是在最佳示范控制工艺（BADT）的基础上产生的。BADT 的应用包括水中污染物的完全清除，虽然同 BAT 的要求有点相似，但更加严格，如 Gallagher (1995，p. 150) 所言：EPA 必须考虑不同的生产过程和操作方法对环境会造成不同的影响，而新源执行标准可以有效地控制新源的生产过程。❶

1977 年的清洁水法强调了水中的有毒物质一定要受到控制，法案中列出了 65 种物质及分类清单，其可作为定义毒物的依据。这份清单的出台得益于 1976 年的一个诉讼案，由于 EPA 局长没能按照 1972 年的污染控制法修正案的要求制定有毒物质的标准，几个环保组织对此进行了起诉，从而最后产生了这份清单。❷ 此后 EPA 对清单进行了精简，包含 129 个具体物质，称为重点控制污染物（priority pollutants）。

1972 年 FWPCA（和其后 1977 年的 CWA）要求的排放控制形成了颁发全国污染物排放削减系统（NPDES，National Pollutant Discharge Elimination System）许可证的基础，按照 Quarles (1976) 的解释，许可证系统的想法滋生于 20 世纪 60 年代末司法部的一次诉讼，在最高法院的支持下，司法部的律师依靠 1899 年的垃圾法成功地起诉了一些工业污染源，而 1899 年的法律原意是禁止向可通航水体排放固体污染物，目的是为了保持用于航行水域的干净，有利于航行。但到了 20 世纪 60 年代，这一法案则扩大为禁止排放液体污染物。1970 年 12 月，EPA 局长在 1899 垃圾法的基础上颁发了一道行政命令，要求水质管理方案采用许可证和惩罚相结合的方法。虽然方案受到法庭反对而被延迟执行，国会仍将它作为联邦战略的核心部分，并且体现在 1972 年 FWPCA 的修正案中。

NPDES 许可证规定了处理要求、工程进度以及污水排放的时间。❸ 这一规定对于排放到地表水中的污染物具有约束力，但是从农田流出的水，如灌溉流出的水，则不再要求范围之内。考虑到各州对水污染控制的任务，在 1972 年的修正案中将 NPDES 许可证方案的管理权下放到各州。但是，只有具备了充足的人员、财力及实施方案的法律认可，才具有颁发许可的能力，到 1980 年，超过半数的州具备可以直接发布 NPDES 许可证的权力。

1972 年的 FWPCA 修正案给予了 EPA 足够的权利来实施 NPDES 许可证方案。EPA 可以寻求法院对许可违规者进行起诉，另外，还可以发布行政命令要求按照许可证的规定执行，对不服从命令者可以处以刑事处分（criminal sanction）或民事罚款（civil penalties），无论谁故意或无意违规排放或未经许可排放，都将受到 $25,000/d（较严重的 $50,000/d）的刑事罚款，民事罚款估计会加大到 $10,000/d，这次修正案还允许那些受违规排放影响的人们在联邦地区法庭提出诉讼。

1972 年后实施的以许可证为基础的政策优于早期的以环境水质标准为基础的政策，使用环境标准，政府必须说明多少排放量才能导致下游水质超标，就像前面所言两者间的关系是很难确定的，而以许可证为基础的方法比较容易实施，因为只需对排放源流量进行监控看是否超过了它的 NPDES 许可排放量即可。❹

---

❶ Gallagher (1995，p. 150) 举例说明了生产过程如何被支配：新源执行标准（NSPS）禁止电气类工厂生产过程中的飞灰排放到水中，这就要求同类的新工厂必须使用干灰处理系统。

❷ 具体参见 Zener (1981，pp. 99-100)。

❸ 对 NPDES 许可证的具体细节问题请参见 Gallagher (1995，pp. 149-150) 和 Hunter 和 Waterman (1996，pp. 34-39)。

❹ 关于 NPDES 许可证的具体实施的分析，请参见 Hunter and Waterman (1996) 和 Mintz (1995，pp. 23-27)。

1972 年，在国会创建 NPDES 的同时，还出台了另外一个许可证方案用于控制填充物和疏浚物质，前者主要用于将水域填充为陆地或改变水体水底高度，后者包含泥、浆及其他从水体中挖出来的物质。许可证由美国陆军工程部和 EPA 合作发布，这个许可证方案对象不仅有填充物和疏浚物质，还包括它们的放置地点。这套方案的管理范围后来延伸到美国所有的可航行水域，包含湿地。❶

12.2 1980 年后的水质管理

在 20 世纪 80 年代初，国会就如何修改 1977 年的清洁水法没能达成一致意见。❷ 此外，在里根总统的第一个任期内，由于对 EPA 投入资金的减少以及其他的一些行动延缓了达到水质目标的进程。最终，在 1987 年清洁水法得到了修订。这次修正案，也就是通常所说的 1987 年的水质法，修正案对面源（NPS）污染给予了足够的重视；另外从市内和工业设施排放的雨水也被引入到 NPDES 许可证方案中，对公共污水处理厂的建设补贴方案也进行了改动。❸ 为了简单起见，本部分不以时间为序，以逐一问题的方式进行阐述。

12.2.1 面源污染控制

1987 年前的联邦水污染控制法对控制离散点源已经有了很大的进展，而对于发散的面源则未予管理，面源一般包括市区和工业区流出的雨水以及从农场、矿区和商业伐木区中流出的径流。面源排放出的水可能含有杀虫剂、农药、沉积物、油等会污染水体的物质，1972 年的 FWPCA 修正案中曾有一个关于减少面源污染的管理方案，由于没有太大效果，国会在 1980 年拒绝再为此方案提供资金。❹

在对 1977 年的清洁水法的修订中，国会重新对面源污染产生了兴趣，并且启动了几项方案以控制它。其中最有名的是在 1987 年修改中设立的州面源控制计划（State Nonpoint Source Management Program），按照计划规定，各州首先要确定那些由于面源影响而不能达到环境标准的河流，然后为涉及到的面源找出最佳管理方法（best management practices）。各州还必须做好计划，包括实施日程表，还要说明他们具备足够的资金去完成计划。由于 EPA 没有权力去管理面源，因此对面源的控制完全依靠各州政府来完成。

1992 年，EPA 的政策、计划和评价处对面源管理计划进行了审查，发现在资金投入、监督及实施上均有不足。❺ 另外，虽然计划促进了各州相关机构间的交流，但是每个州对于面源控制计划应该如何完成都有不同的看法。因此，政策、计划和评价处建议 EPA 应该分清计划的目标和策略，同时在设计原则上应向水域保护方法（water protection approach）靠拢：因地制宜，同时给予当地政府灵活性。除了对面源的工程控制外，管理策略还可以包括延伸和教育方案❻以及政府其他有利于面源污染控制的活动，这个保护方法的目的是加强

---

❶ 1977 年的清洁水法还授权各州可对非航行水域设立挖掘和填充活动许可证方案，详情请参见 Gallagher（1995）和 Novick，Stever and Mellon（1995）。

❷ Sambhav Sankar 帮助起草了这部分和下一部分，当时 Sankar 先生是斯坦福大学市政工程系的一名毕业生。

❸ 除此外，1987 年的水质法具有更严厉的处罚尺度，例如，对故意危害的新处罚：如果有意违反法令规定并且知道会对他人造成死亡或严重的身体伤害的人，就会处以最高 $250,000（对于一个组织 $1,000,000）的罚款及人狱最高 15 年。故意危害的行动包括如故意的污染水源或向下水道倾倒有毒物质等。（Gallagher，1995，p. 167）。

❹ 关于早期的对面源污染的管理参见 Percival 等（1992，pp. 945-946）。

❺ 具体细节请参见 Adler，Landman 和 Cameron（1993，p. 189）。

❻ 比如，鼓励土地开发者在计划新的建筑物时考虑到雨水排放问题，展示减少杀虫剂使用的措施，正确的放牧方法等。

同一水域中的管理机构、环保组织及相关工厂之间的合作。

1987 年的修订还增加了国家河口规划（NEP，National Estuary Program），以此作为管理面源污染的基础。尽管这个方案在很大程度上是依靠自愿的，它还是促进了州和本地机构之间的合作，任何州都可以声称这个河口是“国家重要级”的，然后申请资金，召集 EPA、其他联邦机构、当地政府及工业的代表人员开会讨论保护计划。对比国家面源管理计划，NEP 更多的是依靠州和市政级别上的法律去完成目标，NEP 的成功与否与当地机构的积极性密切相关。20 世纪 90 年代早期，NEP 在一些地区都取得了成功，比如切萨皮克海湾地区的管理就减少了 40%的营养物质排放。❶

国会面源污染控制的第三点则体现在沿海地区管理法中，在这项法案的 1990 年修正案中，要求沿海以及在五大湖周围的州上，面源的管理计划由共同管理这个法令的机构——EPA 和美国海洋大气管理处共同执行。这个管理计划必须确定哪些土地的利用造成了沿海水资源使用价值的降低，同时还要写出具体的操作，这些办法既要“经济”，还要能够“通过这些控制方法、工艺过程、操作方法等最大地减少污染程度”。❷

20 世纪 80 年代中期关于面源控制的相关法规还有 1985 年的食品安全法（FSA，Food Security Act），为了解决农业中的面源污染问题，国会为农业部（USDA，the U. S. Department of Agriculture）起草了这项法案。FSA 规定，对那些易受侵蚀的耕地，农场主必须采取保护措施来减少水土流失。然而农业部只把它作为一项控制侵蚀的方法，而不是作为一个控制污染的指令，后来由于存在争议，农业部停止使用 FSA 来控制杀虫剂和农药的过量使用，取而代之的方案没有严厉的审查制度，并允许农场主忽略昂贵的水土控制措施。❸

12.2.2 雨水排放控制

虽然从市区和工业区流出的雨水径流属于面源污染，但是如果它们被集中起来从下水道中排放，那么就变成了点源。1987 年，国会命令雨水管道的排放也要通过 NPDES 许可，要求对象有：人口超过 100,000 的市、与工业活动有关的排放和其他会严重污染水体的排放。❹ 这个雨水排放的许可证方案分几个阶段实施：首先是大城市和工业地区，然后中等城市，最后小城市，农业地区排放的雨水不在方案考虑范围之内。但是工厂和本地政府却对这个方案不甚满意，因为它们害怕对雨水排放处理所需的昂贵费用。❺

雨水排放许可要求运用管理手段和工程办法达到“最大程度上的控制”。❻ 同时，不允许非雨水水流排入下水道，这对一些老城市尤其重要，因为在那里污水总是未经处理就非法排放到雨水管道。

对工业活动而言，EPA 规定的属于雨水的范围十分宽广，包括从工厂大院中、制造建筑物中、旁边道路等流出的雨水。❼ 基本上有原材料暴露在雨或雪中的操作都要遵守 NPDES 许可，大多数设备都要申请一般许可、团体许可或个体许可中的一种。❽ 当然，一

---

❶ 关于 NEP 细节请参见 Blow 和 Roy F. Weston（1990，p. 168）和 Adler，Land 和 Cameron（1993，p. 218）。

❷ 沿海地区管理法的引用来自 Pereival 等（1992，p. 948）。

❸ 若想了解食品安全法中关于水质保护措施的实施方案的分析，请参见 Rosenthal（1998）。

❹ 更多的对雨水排放的要求见 Gallgher（1995，pp. 155-156）和 Adler，Landman 和 Cameron（1993，p. 153）。

❺ 有关达到 NPDES 雨水排放标准所需费用的介绍请参见 Gebhardt 和 Lindsey（1993）。

❻ 引用于 1987 年 CWA 修订版的 402 部分。

❼ 这个雨水排放许可证的方案的解释是由 Sambhav Sankar 同美国第 9 地区环保局的 Eugene Bromley 在 1994 年 8 月 22 日的通过电话交谈得到的。

❽ 不需申请的有食品加工设备和打印机。

般许可对企业的负担是最轻的，遵循以上办法，EPA 和各州为各种设备撰写规定，企业则按照指南申请许可。

如果一些类似的企业不能达到现存的一般许可，可申请创建一个团体许可，在这个方案中，只需团体的很少一部分（10%）提供关于排放的大量数据。如果一个设备前两个许可均没申请到，就只能申请个体许可了，在这种情况下，设备需进行很细致的研究，了解它排放雨水的数量和质量，所在地方的地形，列举原材料的处理及以后的管理方法。

20 世纪 90 年代初期，许多市政设施已经申请了雨水排放许可，同时开始策划管理计划。但是，有批评认为，这个方案没能明确“本质的目的……”❶ 另外，许多小城市很难达到方案所要求的标准，经过 59 个大城市的调查，完成方案所需费用平均高达 100 万美元。❷

12.2.3 湿地资源保护

在 20 世纪 80 年代，国会开始意识到湿地在生态系统中的作用及其消失的速率，早期（1972 年）政府曾颁布了一项保护方案：填充物和疏浚物质许可证方案，由美国陆军工程部和 EPA 合作管理。然而，这项法案一直没有被认为是保护湿地的政策，直到法院为该法案的执行对象做出解释为止，法院的解释是：该法案的执行对象包含所有可航行水域及疏浚物质的安置。只有当申请者采取了所有的合理措施来减小对环境的负面影响时，才能取得许可证。❸

1989 年，布什政府采取了湿地零损失政策（no net loss of wetlands policy），由陆军工程部负责执行。❹ 政策鼓励排放者尽量避免或较少对环境的破坏，而不是破坏后再进行补偿，一些人指出，这项政策还保护了那些不具有生态价值的地域，花费了大量的资金；也有人指出正是由于这项政策导致了至少 20%的损失。❺

湿地如何来定义决定了政策要保护的土地数量多少，在 1995 年 5 月众议院还就这个定义进行了讨论，最后定义为：在农作物生长期间表面被水覆盖达 21 天以上的土地。然而美国国家科学院的湿地专家指出，这个定义会减少“至少 50%的（要保护的）湿地面积……”❻ 相对比较准确的定义为“周期性的在植物根部地带浸满水的土地，并且不是一定出现在春天解冻和秋天之间。”

除了许可证政策外，食品安全法中关于湿地开垦（swamp buster）的规定也用来保护湿地资源，在这个规定中，如果是 1985 年后将湿地转化为耕地的农场主将不能享受农业补贴（如灾难补偿和价格补偿）。土壤保持局负责对违反规定者进行惩罚，然而在颁布方案的前 5 年 500 例规定违反的调查中，也只有 5 个农场主失去了农业补贴。

12.2.4 有毒水污染立法

在减少有毒化学物质排放这点上，1987 年的水质法未能达到国家更高的要求。在此 10 年前颁布的清洁水法中，要求对排放的有毒污水进行最佳工艺的处理，如果不利的排放条件

---

❶ 引自 Adler，Landman 和 Cameron（1993，p. 196）的一篇对此方案的批评文章。

❷ 在 1995 年，EPA 组成了一个城市雨季径流咨询委员会（Urban Wet Weather Flows Advisory Committee）来处理有关雨水排放许可程序中的复杂性和高成本问题，有关委员会的活动，参见联邦注册处 21189（1995）。

❸ 来自于 Percival 等（1992，p. 967），许可证颁布方针。

❹ 关于湿地零损失政策及其他湿地保护政策的细节请参见 Adler，Landman 和 Cameron（1993，pp. 205-216）。

❺ 参见 Percival 等（1992，p. 967）。

❻ 引自纽约时报的一篇文章（1995 年 5 月 10 日，第 17 页 D 部分，J. h. Cushman），关于湿地定义的更多细节请参见 Adler，Landman 和 Cameron（1993，pp. 208-209）。

（如低流速）使处理后的水仍然不能达标，排放会要求更严格。但是虽然法令颁布了，EPA在如何实施上一直没拿出具体的计划。❶

在1987年水质法中，有个关于有毒污染点（toxic hotspots）的规定。首先，各州在联邦有毒污染物标准的基础上建立自己的环境水质标准，然后找出那些超标的水及确定污染源，如果不是“完全”❷ 由点源导致的污染超标，则需找出所有的相关污染源，分别给出管理计划，实施计划的要求也会写到NPDES许可中。通过这个规定，有超过17,000处水资源受到了有毒点源、面源或两者一起的污染，但是其中只有595处受有毒点源的污染，而且相当一部分的点源是市政的雨水管道和污水处理厂。❸

这个方案同其他那些以环境水质标准为基础设立的方案一样，也面临着同样的问题，由于排放者对预测模型表示怀疑，因此总是在争论他们排放的污染份额大小。由于监测数据很难得到，导致各州在决定标准时有一定难度，并且各州之间的标准值相差很大。例如，纽约州的水银排放标准是145千克/年（kg/a），而密歇根州的却只有1 kg/a。❹ 此外，总审计局的研究表明，这个方案并不能保证有毒污染物的排放减少，很多工厂直接将他们的污水排放到市政下水道中。❺

12.2.5 联邦补贴政策改革

在20世纪80年代，国会对建设补贴的方案做了详细审查。由于这项方案的一些缺点以及它的高费用（20世纪70年代中大约每年需40亿元），使它成为减少预算的首选对象。1981年，国会开始减少应该投入到补贴上的费用，另外，还给予当地政府在谁获得补贴优先权上很大的权利。

1987年，国会决定逐渐停止补贴方案，取而代之的是通过州周转资金（SRFs State Revolving Funds）来给予州政府一定的补贴。公共实体可以通过较低利息从SRFs贷款来修建污水处理厂，同时贷款还可用来进行面源污染控制及河口管理。例如，南达科他州利用SRFs用于固废的管理，因为他们认为垃圾填埋属于面源污染，可以申请SRF贷款。❻ 这种补贴从1989年开始，并且有一直运作下去的计划，在讨论清洁水法的修改时，对SRFs不仅没有停止，反而加大了投入。

20世纪90年代初期，各州对建设补贴改变各有不同的反应，他们必须提供20%的联邦捐款作为SRFs，还得对贷款给谁做出决定。那些由于处理厂效率不高而导致排放不合许可要求的市政根本没法偿还贷款，而对小社区问题更严重，既没有对污水处理进行评价的职员，又没钱请工程顾问，还缺少财政专家做出计划以偿还贷款。州政府经常发现他们不是冒风险贷款给资源缺乏的地区就是拒绝贷款而导致地区水质不达标。为了解决这些问题，SRFs方案添加了很多条件，如要求市政为建筑工作支付“通用报酬”（prevailing wage），这个要求导致处理厂的费用增加了20%。❼

---

❶ 关于EPA在BAT要求上的具体实施的其他细节请参见Patton，Boggs和Blow和Roy F. Weston（1990，p. 62）。

❷ 关于这句话的解释请参见Patton，Boggs以及Blow和Roy F. Weston（1990，p. 67）。

❸ 以上数据来自于Patton，Boggs以及Blow和Roy F. Weston（1990，p. 72）。

❹ 引自Adler，Landma和Cameron（1993，p. 163）。

❺ 关于总审计局的研究报告来自于Adler，Landman和Cameron（1993，p. 167）。

❻ 由南达科他州自然资源部詹姆士在“流域保护的挑战”会议上提出，会议是由旧金山地球所1994年7月27日组织的。

❼ 这些资料是Sambhav Sankar同美国第9地区环保局的Jerry Bock以及亚利桑那州环境质量部的Wayne Aerni电话交谈所得。

12.3 水质管理新挑战

尽管取得了一定成果，但是点源的处理还存在一些本质性的问题。从 1972 年到 1989 年花费了大约 1280 亿美元，也只使超过半数的美国人享受了“二级处理”后的水，其他的都是“初级处理”。❶ 1990 年 EPA 估计到 2010 年还需另外的 1100 亿美元（以 1990 年时的货币价值）用于水处理，❷ 不过同时国会开始减少污水处理厂的联邦补贴基金。

另外一个问题，就是污水和雨水的排放还在同一个管道系统中。当大降雨量时，“合流制下水道”中的水流就会超过污水处理系统的负荷，那些未经处理就排放的污水，即所谓的“混合下水道溢流（CSOs，Combined Sewer Overflows)”，会造成严重污染。大约 1100 个地区还存在合流下水道，每年大约排放 45,425 亿升的未处理污水。❸ 估计 CSO 的处理费用高达 1600 亿美元，但 1994 年颁布的 CSO 控制方案的实施只需花费 410 亿美元，主要是因为对不同的排放量提出不同的要求，从而减少了费用。实施 CSO 控制政策主要还是靠 NPDES 许可证系统，CSO 作为点源处理。

在工业污水处理上也投入了大量的资金。1973 年至 1986 年间，用于水污染控制和削减有毒物质的费用高达 570 亿。总的来说，有毒物质的排放每年减少 4.5 亿千克。❹ 然而，一些分析人士担心，是不是有部分的有毒物质被转移到了陆地上和空气中，从而导致水中有毒物的减少。如果真的是这样的话，总的损害不一定减少。无论如何，有毒物质污染问题始终存在，环保局的有毒物排放目录（Toxic Release Inventory）指出，1990 年排放了 0.9 亿千克的有毒物质，其中包括 112.5 万千克的致癌物质。❺

虽然 NPDES 方案减少了从点源排放的污染物数量，但是对污染物的控制始终达不到理想状态。❻ 一个很重要的原因是面源污染的增加。据统计，有很大一部分地区受到面源的污染：64,360 km 的河段，8090 km^2 的湖泊，210 km^2 的湿地，4854 km^2 的沿海区，12,950 km^2 的河口区。❼ 大多数的面源排放来自于农业耕作，❽ 控制成本很高，由于强有力的农业利益集团的反对，这些高成本的控制措施没有被采取。

面源控制不是简单地采用减少污染的技术和对不连续地流量进行监测，主要应该在土地的管理和利用上下功夫，如降低肥料的使用量、在耕地和水路间增加缓冲地区等。如果污染来自于伐木业、放牧业或城镇的发展，土地利用的管理就尤为重要了，这些管理大多由农业部执行，而农业部的主要目标总是与污染控制有冲突。一般来讲，如果一个问题涉及到两个或两个以上的机构，就由他们共同协商解决，这也决定了面源控制的复杂性，注定其进展不会很快。

---

❶ 一级处理包含一些物理处理如筛选和沉降，去掉污水中的悬浮物。二级处理包含一些化学和生物处理去掉污水中的营养物质和减少生化需氧量。详细细节请参见 Tehobanoglous 和 Schroeder (1985，pp. 443-670)。

❷ 本段中所有数据来自于 Adler，Landman 和 Cameron (1993，p. 14)。

❸ 段中所述来自于 Boston Globe 中的一篇文章 (1994 年 4 月 12 日，p. 21，S. Allen 著) 和环保局的 1994 年 CSO 控制方针。

❹ 本段中的数据来自于 Adler，Landman 和 Cameron (1993，p. 16)。

❺ 对有毒物排放记录的解释见第 14 章。

❻ 例如从 1978 年到 1987 年，好多河流中的含氮量和溶解固体增长了 4 倍，磷和其他金属元素的含量也有增加。这些长期数据来自美国河流质量地质调查。

❼ 数据来自 Adler，Landman 和 Cameron (1993，pp. 173-74)。

❽ 关于农业中的面源污染，参见 Rosenthal (1988，p. 15)。

国会关于消除可航行水域中污染物排放的目标自设立起就存在不少争议，现在看来，这种情况还会继续下去。批评家的焦点主要在于零排放是否合适，水体本身有容纳一定污染物的能力，如果污染物不能进入水中，那么会导致污染物转移到陆地和空气中。由于上述意见，1977 年的清洁水法也对其做了修改，深海排放的标准被降低，一般的污染物如悬浮物的排放不必要求 BAT 等。由此可见，关于零排放的可行性，国会和环保局还会继续考虑下去。

几种“受体”——水、土地和大气——之间的关系也是水质管理不好处理的一个难题。一些重要的污染源却不在水质法规的管理范畴内，如酸雨引起的湖泊污染问题，而酸雨是由大气污染法规管理的；相同地，被有毒化学物质污染的地面水也不完全由水质法规管理，资源保护与恢复法，综合环境反应、赔偿和责任法（the Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act）和有毒物控制法负责管理可能会被污染的地面水的使用和处置，由于环境部门把大气、水和陆地污染分开管理，这就造成了对他们相互影响引起的污染不易管理的局面。

综上所述，由于一些技术、财政和政治上的原因，使国会在修订水质法时遇到了很大的阻力，从而延缓了水质的提高。

主要概念和术语

20 世纪 80 年代以前的水污染控制（*Water Pollution Control Before the* 1980$_s$）

州水污染控制局（State water pollution control agencies）

三级实施步骤（Three-stage enforcement process）

市政设施的建设补贴（Construction grants for municipal facilities）

水质标准（Water quality criteria）

环境水质标准（Ambient water quality standards）

可捕鱼和可游泳水目标（Fishable and swimmable waters goal）

排放控制方针（Effluent limitations guidelines）

基于技术的流量标准（Technology-based effluent standards）

目前可行的最佳控制工艺（BPT）（Best practicable technology（BPT））

经济的最佳工艺（BAT）（Best available technology（BAT））

常规污染最佳控制工艺（BCT）（Best conventional technology（BCT））

新源执行标准（NSPS）（New source performance standards（NSPS））

最佳示范控制工艺（BADT）（Best available demonstrated control technology（BADT））

预处理标准（Pretreatment standards）

1980 年后的水质管理（*Issues in Water Quality Management After* 1980）

面污染源（Nonpoint sources of pollution）

最佳管理方法（Best management practices）

水域保护方法（Watershed protection approach）

雨水排放和全国污染物排放削减系统（NPDES）（Stormwater discharges and NPDES）

湿地资源保护（Wetlands preservation and restoration）

湿地零损失政策（No net loss of wetlands policy）

有毒源控制方案（Toxic hotspots program）

州周转资金（SRF）（State Revolving Fund（SRF））

水质管理新挑战（*Continuing Challenges in Managing Water Quality*）

地面水污染（Groundwater contamination）

混合下水道溢流（Combined sewer overflows）

污染物零排放目标（Zero discharge of pollutants goal）

受体相互影响（Cross-media effects）

酸雨（Acid rain）

问 题 讨 论

12-1 联邦政府和州政府在水质管理中都扮演着重要的角色，国会和环保局制定要求和计划，各州相关机构则负责具体的实施。在前半个世纪，联邦政府相对州政府的权力时大时小，试请描述一下这些变化。你认为现在的联邦政府管理权力过大还是过小？你认为最合适的权力大小是多少？

12-2 对 20 世纪 50 年代和 20 世纪 60 年代引进的三级实施步骤，从哪方面这个方案被看做大胆的一步？为什么到 20 世纪 70 年代环保局就没将它作为重点实施对象了？

12-3 20 世纪 60 年代中期，联邦水质管理包含下面几项：(1) 确定环境水质标准；(2) 要求各州做出达标所需实施的计划。而在 20 世纪 70 年代修改为流量标准及其应用，请问其原因是什么？

12-4 在美国一般制定水质法律的模式如下：国会首先宣布水质管理政策、实施策略的一个大方针、几项目标和时间表，然后环保局通过制定规则和颁布具有法律效应的法令写出实施的具体细节。你认为其中会有哪些问题出现？还有没有更好的办法？

12-5 从表 12.3 中可以看出，工业污染源根据它是否为一新源和排放污水管道是否和公共污水处理厂相连而做出不同的处理。试阐述上述几种不同的处理方法，你认为这样做合理吗？

12-6 国会对面源的处理采用了怎样的方针？成功吗？列举面源不好管理的原因。环保局的“集水区保护方法”有利于解决那些难题吗？

12-7 从 1972 年发布以来，国会的关于消除可航行水域中的污染物的目标就一直有争议，争论的核心问题是什么？关于零排放你的看法是什么？

12-8 哥伦比亚的环境部门负责一个流量管理的实施方案，假设你作为一个顾问，对如何分配补贴问题给出建议，你可以从任何角度出发，但是环境部门希望能够从你的建议中了解到以下几点：

a. 应该补贴的污水管理活动的类型；

b. 建设补贴所占比例以及是否需要偿还；

c. 补贴发放的优先程度。

针对以上几点及美国的建设补贴方案，结合自己所学知识你会给出什么样的建议？

参 考 文 献

Adler, R. W., J. C. Landman, and D. M. Cameron, 1993. *The Clean Water Act 20 Years Later*. Washington, DC: Island Press for Natural Resources Defense Council.

Binkley, C., B. Collins, L. Kanter, M. Alford, M. Shapiro, and R. Tabors. 1975. *Interceptor Sewers and Urban Sprawl*. Lexington, MA: Health.

Cleary, E. J. 1967. *The ORSANCO Story - Water Quality Management in the Ohio Valley under an Interstate Compact*. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press for Resources for the Future.

Freeman, A. M., III, R. H. Havemen, and A. V. Kneese. 1973. *The Economics of Environmental Policy*. New York: Wiley.

Gallagher, L. M., 1995. "Clean Water Act." In Sullivan, T. F. P., ed. *Environment Law Handbook*, 11th ed. Rockville, MD: Government Institutes, Inc. pp. 135-168.

Gebhardt, A. M., and G. Lindesey. 1993. NPDES Requirements for Municipal Separate Stormwater Systems: Costs and Concerns. *Public Works* 124 (1): 40-42.

Grad, F. G. 1995. *Treatise on Environmental Law*, vol. 1. New York: Mathew Bender & Co.

Hey, D. L., and N. H. Waggy. 1979. Planning for Water Quality: 1776-1976. *Proceeding of the American Society of Civil Engineers, Journal of the Water Resources Planning and Management Division* 105, No. WR1 (March): 121-131.

Hunter, S., and R. W. Waterman. 1996. *Enforcing the Law: the Case of Clean Water Acts*, Armonk, NY: M. E. Sharpe.

Katz, M., and D. Thornton. 1996. *Environmental Management Tools on the Internet*. Delray Beach, FL: St. Lucie Press.

Mintz, J. A. 1995. *Enforcement at the EPA: High Stakes and Hard Choices*. Austin: University of Texas Press.

National Utility Contractors Association. 1975. *Fulfilling a Promise - An Analysis of the* 1972 *Clean Water Act's Construction Grants Program*. Washington, DC: National Utility Contractors Association.

Novick, S. M., D. W. Stever, and M. G. Mellon, Eds. 1995. *Law of Environmental Protection*, vol. 2. Deerfield, IL: Clark, Boardman, Callaghan.

Patton, Boggs, and Blow and Roy F. Weston Inc. 1990. *Clean Water Handbook*. Rockville, MD: Government Institute, Inc.

Percival, R. V., A. S. Miller, C. H. Schroeder, and J. P. Leape. 1992. *Environmental Regulation: Law, Science, and Policy*. Boston: Little, Brown.

Quarles, J. 1976. *Cleaning up America: An Insider's View of the Environmental Protection Agency*. Boston: Houghton-Mifflin.

Rosenthal, A. 1988. Going with the Flow: USDA's Dubious Commitment to Water Quality. *Environmental Forum* 5: 15-17.

Sullivan, T. F. P. (ed.), 1995. *Environmental Law Handbook* (13th ed.), Rockville. MD: Goverment Institutes, Inc.

Tchobanoglous, G., and E. D. Schroeder. 1985. *Water Quality*. Reading, MA: Addison-Wesley.

Velasquez, M. G. 1982. *Business Ethics, Concepts and Cases*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Vincoli, J. W. 1993. *Basic Guide to Environmental Compliance*. New York: Van Nostrand Reinhold.

Whipple, W., Jr. 1977. *Planning of Water Quality Systems*. Lexington, MA: Lexington Books-Health.

Zener, R. V. 1981. *Guide to Federal Environmental Law*. New Yorke: Practicing Law Institute.

第 13 章　空气污染控制

与水质管理一样，美国政府介入空气质量管理也经历了一个缓慢和犹豫的过程。然而，直到 20 世纪 70 年代，联邦政府才坚定地介入对空气污染的控制中。自此之后，如何在联邦政府与州政府在空气污染控制主动权之间中找到一个合适的平衡成为了政策争论的关键所在。空气质量管理与水质管理的发展史不同，在 20 世纪 50 年代联邦政府第一次介入之前，大多数州政府都没有实施空气污染控制计划。本章采用历史的观点，强调联邦在提高空气质量的战略中采用的主要政策和办法。❶

13.1　1990 年前的空气质量管理

空气和水质量管理规划在美国的发展方式有相似的地方。在 20 世纪 50 年代以前，联邦政府很少涉及到两者的发展。在 1955 年至 1970 年间，联邦空气质量管理战略经常以几年前开发的水污染控制政策为范本，这是因为联邦空气和水质量法是由同一个国会委员会制定的。

13.1.1　早期控制战略：城市法令和损害法

最早的空气质量管理规划是利用城市法令管制烟囱的排放。在美国，第一个针对排烟的法令是 1881 年在芝加哥颁布的，它禁止“浓烟”的排放，对违反者可判处最高每天 50 美元的罚款。❷

20 世纪初，匹兹堡进行了一项著名的空气污染控制尝试。1906 年，匹兹堡还是以“烟城”著称，为此它设立了一个基于教育活动的烟控制计划，以改进工业的燃烧设备和技术。但这个方法不完全有效。20 世纪 40 年代通过的城市法令建立起排放标准，限制烟、尘、灰、渣的排放。一个专门的市政机构负责执行该法令，并监测工业排放。之后，像匹兹堡这样的计划在很多城市建立起来。

早期减少空气污染的努力也依赖私人根据公众损害法提起的诉讼。按照普通法律原则，公众损害（public nuisance）一般定义为“对公众权利的无理由干涉”。❸ 公民个人和政府官员利用公众损害法来减少空气污染物的排放，迫使排放者对可能产生的破坏提供经济赔偿。代表性的例子就是在一次关于损害诉讼的判决中，法官尽力以导致损害的行为的社会价值来权衡受害团体的损失。在这样的情况下，法官要一件一件地断定说明该采用什么样的排放的标准以及哪些污染控制设备是必须安装的。因此，法官被迫在缺乏指南的情况下做出技术性决定，以确保相似的空气污染案例是以相似的方法处理的。这是损害法不能成为空气污染控制计划的有效基础的原因。

在 20 世纪 50 年代，以公害法和城市法作为空气质量管理的基础的依据得到改变。❹ 两

---

❶ 与第 12 章一样，本章不介绍管制的详情或者最新的细节。美国空气质量管理计划的最新讨论在近期的《环境科学与技术》以及《空气和废物管理》等杂志中有刊载。另外，环境法案例手册时常更新，提供空气质量要求的及时信息；例如，见 Grad (1995)，和 Novick，Stever，和 Mellon (1995)。联邦空气质量管理行动的每年概况，见国会的环境质量年报。最新的规章信息也可从因特网上获取（Katz 和 Thornton，1996）。

❷ 有关早期市政计划的描述，见 Bibbero 和 Young (1974，pp. 1-6)。

❸ 这个定义来自 Stewart 和 Krier (1978，p. 210)。他们记述了公众损害法在美国如何用来控制环境质量。

❹ 该段基于 Kneese (1978)；关于 Donora 空气污染悲剧的统计来自 Turk (1980，p. 261)。

个因素促使了其他空气污染控制战略的发展。一个是在宾夕法尼亚州的多诺拉（Donora）发生的悲剧。1948 年，由于多诺拉恶劣的空气流通和来自钢铁厂、熔炼厂以及其他工厂的集中排放的共同作用，导致了 20 人死亡，几千人生病。另一个原因是人们逐渐认识到汽车尾气排放与光化学烟雾之间的联系。在 20 世纪 50 年代早期，加利福尼亚技术学院的研究者证实，通过光化学反应，从机动车排放出来的烃的蒸气和氮氧化物结合，产生臭氧和大量其他高反应活性的有机氧化剂。因为晴朗的天气，稳定的大气，内燃机产生的排放物而形成的光化学烟雾，成了洛杉矶和许多其他城市的主要问题。❶

13.1.2 早期联邦空气质量法：1955—1967

随着 1955 年联邦空气污染控制法（见表 13.1）的出台，依靠损害法和地方机构来管理空气质量的模式开始发生变化。该法案成立了一个由美国公共卫生局管理的联邦资助计划。虽然 1955 年法案代表着联邦政府的作用在扩展，但它的作用仍是非常有限的。该项法案的立法历史表明，国会的意图是限制联邦的参与，以尊重州、县、城市在控制空气污染方面的

表 13.1 控制空气污染的主要联邦法律

年份	名　　称	联邦战略的新条款(选择的)①
1955	空气污染控制法案(Air Pollution Control Act)	资助空气污染研究
1960	机动车排放研究法案(Motor Vehide Exhaust Study Act)	资助车辆排放研究
1963	清洁空气法(Clean Air Act)	三阶段实施方法资助州和地方空气污染控制机构
1965	机动车空气污染控制法案(Motor Vehicle Air Pollution Control Act)	规定了 1968 年后出厂的车辆的排放管制
1967	空气质量法案(Air Quality Act)	联邦发布的标准文献 联邦发布的控制技术文献 空气质量控制区(AQCRs) 要求各州为制定 AQCRs 而制定环境标准 要求制定州实施计划
1970	清洁空气法修正案(Clean Air Act Amendments)	国家环境空气质量标准 新源执行标准 技术强加的汽车排放标准 交通控制计划 有害大气污染物的国家排放标准
1977	清洁空气法修正案(Clean Air Act Amendments)	放宽先前的汽车排放要求 机动车检查和维护计划 防止明显恶化区域 未达标地区的排放补偿 未达标地区主要污染源的最低可实现排放率
1980	酸沉降法案(Acid Precipitation Act)	长期研究计划开发
1990	清洁空气法修正案(Clean Air Act Amendments)	对列入区域名称名单的未达标区的要求 强化相对可能的控制技术要求 替代燃料计划 对低排放机动车要求 有毒空气污染物的新控制 SO_2 排放许可交易 国家批准计划

① 该表的条目仅包括每部法律建立的新政策和计划。通常这些条款是以后续立法条款中的修改形式向前推进的。

❶ 内燃机排放物并不是引起光化学烟雾的由交通工具引起的惟一来源。另一来源是车辆燃料的挥发产生的碳氢化合物排放。挥发性燃料在车辆运动、停止和补给燃料时都会排放出来。

权利和责任。[1]

1963 年的清洁空气法进一步扩展了联邦的作用，该法案允许联邦直接干预，以减少不同州之间的污染。干预的形式遵循 1956 年联邦水污染控制法案的三步强制过程。这个过程包括（1）利益团体进行协商，就必要的污染控制措施达成一致；（2）如果协商会中赞成的措施不能实施，就召集公众听证会；（3）最后的办法就是由联邦政府提起诉讼。正如水污染控制计划中对应的事务一样，这个强制过程也有区分不清楚的记录。在 1963 年法案下召集了不多于 12 次会议。仅有一个案例达到了法院行为这一步，而这一过程需要三年时间。即使 1963 年的清洁空气法允许联邦干预，但它仍遵循早期的立法思想，强调州和地方政府在空气质量管理的作用。1963 年法案也继续实施联邦资助研究计划，并建立了一个资助计划来加强州和地方的空气污染控制行动。

第一次联邦限制机动车排放是从 1965 年机动车空气污染控制法案开始的。[2] 基于加利福尼亚早期控制车辆排放的努力，1965 年法案授权卫生、教育和福利部（HEW）的秘书处确定 1968 年后新出厂的机动车的允许排放水平，而旧车辆的排放控制则留给每个州自己去完成。（本章中使用的缩略语列于表 13.2）

表 13.2　联邦空气质量管理中使用的缩略语

AQCR	空气质量控制区	MACT	最高可获得空气技术
BACT	最可能的控制技术	NAAQS	国家环境空气质量标准
CFC	氟氯烷	NSPS	新污染源执行标准
CMAQ	交通堵塞管理和空气质量改善计划	NO_x	氮氧化物
CO	一氧化碳	PSD	严重恶化的预防
CO_2	二氧化碳	RACT	相对可行控制技术
EPA	美国环境保护局	SIP	州实施计划
GACT	通常可能的控制技术	SO_2	二氧化硫
HEW	健康、教育和福利部	SO_x	硫氧化物
ISTEA	联合运输的表面运输效率法案	TCP	运输控制计划
LAER	最低可实现排放率	VOC	挥发性有机化合物
LEV	低排放机动车	ZEV	零排放机动车

13.1.3　区域环境标准和州实施计划

1967 年，联邦空气质量管理计划中增加了新的条款。1967 年的空气质量法案继续实施早期的联邦资助支持研究以及州和地方的计划，也继续分三步实施联邦计划。另外，1967 年法案还借用了 1965 年水质控制法案的概念，要求各州开发区域环境质量标准和州实施计划（SIPs，State Implementation Plans）来达到标准要求。实施计划要求包含控制空气污染的排放要求以及达到要求的时间表。根据地区范围，制定了提交环境标准的最后期限。如果不能按时发布令人满意的标准，将由联邦政府来开发这些标准。

作为州制定标准的行动的先驱示范，HEW 秘书处被要求进行如下步骤。

1）划定以都市区为中心的空气质量控制区（AQCRs，Air Quality Control Regions）。

---

[1] 关于联邦在控制空气质量中的努力的历史的讨论，源于 Bibbero 和 Young（1974，pp. 140-63），和 Stewart 和 Krier（1978，pp. 333-37）

[2] 1960 年机动车排放研究法案为研究车辆排放提供了资金，但它不能管理车辆排放。

2）发布颗粒物、硫氧化物（SO_x）、一氧化碳（CO）、碳氢化物、氮氧化物（NO_x）和光化学氧化剂的空气质量标准文献。文献中包括这些污染物如何影响人们健康和福利的最新的科学知识。

3）发布控制技术文献，文献针对不同物质指出了不同排放削减方法的可能性和费用-效益分析。

各州必须接受 HEW 秘书处给该区域划定的空气质量控制区（AQCRs），并通过使用一个广泛涉及到公众参与的法律和指标以及控制技术文献来制定空气质量标准。除了为这些 AQCRs 制定标准之外，各州还被要求指出如何达到标准。这些信息是州实施计划的一部分。

虽然这个制定标准和规划的过程显得很简单，但它实施所需要的时间比大多数人所预期的要长得多。到 1970 年 4 月，HEW 秘书处仅划定了 28 个 AQCRs，一些要求的标准和控制技术的文献也没有发布。因为这些延期，各州不能加大制定标准和开发 SIPs 的步伐。到 20 世纪 70 年代初期，没有一个州制定出全套的环境空气质量标准和实施计划。这个缓慢的过程，连同公众对环境质量的高度关心，使得国会在 1970 年建立起全国统一的标准，改变了联邦空气污染控制努力的方向。

13.1.4 国家环境标准和联邦强加的排放标准

虽然 1970 年的清洁空气法修正案继续了许多先前立法中的研究和州资助计划，修正案的几个方面反映了对策的显著变化。最初包括（1）要求 EPA 的局长制定国家环境空气质量标准（NAAQS）和被选进目录的新工业设备的排放标准；（2）由国会对技术强加的汽车排放标准做直接描述。

1970 年，国会放弃了在地区基础上制定标准的过程。作为替代，国会要求 EPA 局长为 6 种标准污染物的每一种规定国家初级的和次级的环境空气质量标准。这六种污染物的空气质量标准文献是在 1967 年法案中要求的。按照 EPA 局长的意见，初级标准限制在保护公众健康。次级标准，至少与初级标准一样严格，是为了“包含公共福利不受任何已知或者预期的不良影响。”例如，硫氧化物的初级标准是为了保护有各种呼吸疾病的人口，而次级标准是为了保护植被的不受破坏。

初级 NAAQS 概括在表 8.2 中；标准的现行版本反映了从 20 世纪 70 年代开始所做的修订。例如，1978 年增加了铅的环境标准。NAAQS 有两个方面值得特别注意。❶

1）NAAQS 被广泛看做是基于健康的标准；国会在批准 NAAQS 时，并不提及费用或者技术可能性。

2）NAAQS 是用来保护美国人口中的敏感人群的健康的。例如，铅的环境标准是为了保护孩子的健康。

使用联邦政府制定的环境标准，这与早期依赖州和地方政府机构制定标准有一定的不同。州保留了如何实现 NAAQS 的决定权，这些决定将反映在州实施计划中。然而，州并不能完全自由的做出决定，因为州实施计划要提交联邦批准。一个州如果不能遵守 1970 年清洁空气法修正案的话，那么它就有可能失去联邦对该州空气污染控制计划的资助，而且联邦政府还有可能剥夺其制定自己辖区内实施计划的权利。

---

❶ 关于 NAAQS 制订的细节，见 Novick Stever 和 Mellon（1995，pp. 11-8 至 11-14）。

联邦在空气质量管理中的作用扩张在1970年修正案中也可以得到体现，1970年修正案要求EPA局长发布新污染源执行标准（NSPS），该标准是针对那些被局长列为对空气污染有重要贡献的新固定源而制定的排放标准。服从NSPS的设备类型包括硅酸盐水泥厂、硝酸厂和城市焚化炉。对各种设备制定执行标准时，要求EPA局长选择“最佳的排放削减系统(考虑到实现削减的成本)”，并且是经过“充分论证”的。EPA局长经常被工业控告，因为它们认为提议的NSPS不具有技术可行性，或者与从改善的空气质量获得的效益相比，太过于昂贵。有时，反对者控诉EPA局长的NSPS提议将导致环境问题：例如，那些要求去除空气颗粒物的呆板要求带来的后果是会产生大量的固体废物。

1970年修正案也改变了联邦控制汽车排放的方法。面对在控制汽车排放过程中的缓慢进展，国会下令，到1975年碳氢化合物和CO的排放减少90%（1970年水平），到1976年NO_x的排放减少90%（1971年水平）。这些要求汽车排放削减的技术是强制性的，因为在修正案通过时，汽车生产商认为超出了技术可行性。国会强迫汽车公司控制排放的行为是否做了更有效的研究尚待商榷。先前的1975～1976年标准没有按时实现。而且，1977年清洁空气法修正案放松了排放要求，并把最后期限延长到20世纪80年代初。虽然修改后的要求最后终于实现了，但20世纪80年代初期仍然是对汽车排放削减量争论不休的时候。

13.1.5 交通控制和机动车检查规划

因为对固定源和汽车排放的限制不能完全实现国家环境空气质量标准，1970年清洁空气法修正案要求州实施计划（SIPs）“在实现和保持空气质量标准时，在必要的地方”应包括土地利用和交通控制。EPA局长很谨慎地对待1970年修正案的这一部分，因为在美国，土地利用控制传统上是地方政府管辖的范围。事实上，只有在EPA局长被环境组织控诉的时候，他才采取这项行动。这些环境组织认为，如果使用其他方法，不能实现国家环境空气质量标准，EPA就应该发布交通控制计划（TCPs）。❶

EPA局长宣布的第一个交通控制计划是针对洛杉矶的。1970年，根据NAAQS中光化学烟雾标准，洛杉矶地区发生光化学烟雾的天数超过250天，仅仅依靠管制固定源和汽车排放来实现标准的希望十分渺茫。加利福尼亚的州实施计划本应该包括洛杉矶地区的交通控制计划，但却没有。为响应前面提到的诉讼案，EPA发布了一个计划，包括通过汽车排放控制检查、对旧车装备污染控制设备、汽油配给、停车场管理和车辆自由通行区的方法将“行车里程”削减82%。EPA根据1970年修正案发布的这些交通控制计划最终都未能实施。由于各方面对联邦推行的交通控制计划反映很强烈，因此国会在1977年的清洁空气法中修订了交通控制计划的要求。

在1977年修正案之后，到1982年不能达到初级NAAQS的各州能够获得一个五年的延期，前提是该州（1）实施了机动车排放控制设备的检查和维护计划；（2）修订了它的实施计划，包括了适当的交通控制计划。这些交通控制计划是由负责实施规划的人、地方交通规划者和当选的官员共同制定的。

在国家空气质量委员会的一个报告（1981）中，提供的“在使用中”的排放数据表明了机动车进行检查和维护的重要性。这些数据指出，虽然机动车在它们是新的时候达到了适用的排放标准，但当在路上运行了一两年之后，经常就不能达到这些标准了。原因包括缺乏适

---

❶ 该诉讼的概况见第3章，详情见Stewart和Krier（1978，pp.442-43）。

当的维护，排放控制系统蓄意的堵塞，和使用含铅汽油损坏了催化式排气净化器。❶ 在 1977 年修正案之后，没有按要求实施汽车检查计划的州将失去联邦对高速公路和污水处理厂建设的补助。虽然如此，许多州在制定检查计划中仍有严重问题，它们主要考虑到大量的附加管制、检查和随之而来的修理成本。

为了获得达到 NAAQS 的延期，许多州制定了交通控制计划，主要包括以下减少汽车里程数的方法。

1）车辆统筹使用。对统筹使用的客车和货车提供激励。

2）弹性时间。错开工作时间，减少高峰时间的交通量。

3）优先路线。设计高速路线，由公共汽车和联运客货车使用。

4）停车。使停车更加昂贵；例如，减少雇员的停车补助。

5）公共交通。开发和改善火车和公共汽车系统。

许多地方交通机构估计，他们的计划获得的最大污染削减为 5%～8%。❷ 最近，环境保护局和交通部（1993，p. 9）估计，运用传统措施减少的流动源排放为 1%～2%。

13.1.6 新污染源和标准的实现

国家环境空气质量标准发布后不久，人们马上开始对两个衍生的问题进行讨论。一个是关于环境空气质量比国家标准要求的更好的地区的问题。在这些地区是否允许新污染源排放，直到空气质量降到 NAAQS 水平？第二个问题涉及到未达标区域，这些地区还没有实现国家环境标准。既然未达标区域不能达到这些标准，是否允许这些地区接受任何新空气污染源呢？这些问题在 20 世纪 70 年代得到广泛讨论。1977 年国会在这些问题上采取的立场概况如下。

（1）防止明显恶化

对于那些空气质量已经在国家环境标准之上的地区，国会不愿意接受这样的前景，即允许这些地区的空气质量降到标准的低限。同时，国会也不能排除这些地区中的某些空气质量退化的可能性。一个妥协的办法就是基于“防止明显恶化”（PSD，Prevention of Significant Deterioration）的概念。

1977 年清洁空气法修正案要求，某种给定的空气污染物达到国家环境标准的地区将被宣布为“PSD 地区”。修正案也定义了三类 PSD 地区，对每类地区，有大量的限制要求了一个地区中来自所有新的（或者修改后的）固定污染源所造成的空气质量退化的最大允许增量。Ⅰ类地区，按规定为拥有重要国家资源的地区，如大峡谷，这类地区退化的允许增量是最低的。例如，总悬浮颗粒在年平均水平基础上的允许增量为 5 mg/m^3。Ⅲ类地区允许的变化是最高的。在这些地区，总悬浮颗粒在年平均水平基础上的增量为 37 mg/m^3。除了像国家公园这样的特殊地区，各州划分它自己的 PSD 地区。

根据 1977 年修正案的要求，州实施计划中应包括在 PSD 地区“重要”的新固定源要进行建设前需要进行评价的条款。每年排放量在 100 t 以上的源被认为是重要的。对于允许进入 PSD 地区的重要新源，它必须达到 EPA 局长指定的严格的排放削减水平。按照要求，清洁空气法中管制的每种污染物都要使用最可行控制技术（BACT）。❸ 另外，新源引起的空气

---

❶ 催化式排气净化器是在汽车排放系统中的二次燃烧设备。净化器使用过渡金属元素（例如，铂）作为催化剂，使一氧化碳和碳氢化合物的排放大大减少。（一氧化碳和碳氢化合物都被氧化成二氧化碳和水蒸气。）用来减少氮氧化物的催化剂有多种。在美国，净化器淤塞是导致汽油中铅排放的主要因素。

❷ 这些数据来自 Seltz-Petrash（1979）。

❸ 1977 年的清洁空气法定义 BACT 为考虑到经济、能源和环境因素“可实现的最大程度的【排放】削减……”。

质量退化量必须在该地区允许退化的最大量限制范围之内。如果在一个 PSD 地区中，可见度的降低是个重要问题，那么对新源就会强行增加要求。这些增加的要求是为了保护西部各州受空气污染威胁的引人入胜的景观。❶

（2）未达标地区的补偿

1977 年清洁空气法修正案也指出，在没有达到 NAAQS 的地区，只要满足一定的条件，也可以布局重要的新污染源。修正案要求，布局在未达标地区的重要新源，必须达到很严格的基于最低可实现排放率（LAER）要求的标准，该要求是由 EPA 局长提出的。❷ 另外，新源排放不得多于该地区其他污染源排放削减的补偿。当排放补偿实现后，净效应必须是对实现该地区的 NAAQS 有适当的推进。第 11 章中的 Wickland 石油公司的例子说明了排放补偿的使用（见表 11.5）。❸

在 20 世纪 80 年代，很明显地，清洁空气法有必要做进一步的修改。法律执行很困难，达到其标准的高成本给规划更多的经济战略施加了压力。❹ 此外，有毒的空气污染物以及酸雨问题逐渐恶化。虽然有这些变化的压力，国会却没有任何作为。

13.2 清洁空气法 1990 年修正案

在 20 世纪 80 年代，里根政府的反管制观点阻碍着新的清洁空气的立法进程，特别是它对于酸雨的立场。❺ 对于北美东部的大部分地区的湖泊和森林的酸化，里根政府的反应是号召进行额外的研究。来自用高硫煤发电的那些州的参议员使政府参加支持更多的研究。而来自中西部各州的参议员特别关心的是，为了减少酸雨而提议的二氧化硫排放的削减给电力公司带来的成本。结果，里根政府时期惟一的联邦空气质量立法是 1980 年的酸沉降法，该法案组织了一个跨机构的特别工作组来建立一个研究计划。因为大多数前环境立法者不会考虑一个新的清洁空气法，其中完全没有控制酸雨的条款，国会在里根政府期间一直处于僵局状态。1988 年乔治·布什当选为总统，参议院领导权的变化打开了通往新空气污染控制立法的大门——1990 年清洁空气法修正案。❻

1990 年修正案，内容长达 700 多页，包括大量化学物质的精确的排放限制和有严格时间限制的实施进度表。该法案的特点是国会企图减少 EPA 行动的自由，条款给 EPA 按时发布新规章的权力的同时，给出了最后期限。❼ 法案的许多重要特征中还包括对于未达到国家

---

❶ 关于保护可见度的要求的概况，见 Brownell（1995，pp. 120-122）。

❷ LAER 是特别严格的标准。对任一种废物源，LAER 由两个条件中更严格的来决定：（1）该源在各州的 SIP 中最严格的排放限制（除非这些限制已被表明是不适用的）；（2）实践中能获得的最严格的限制（Brownell，1995，p. 112）。在未达标地区，对现存的主要污染者要宽松得多。要求他们安装相对可行的控制技术，“这在大多数情况下没有新源执行标准那么严格”（Percival 等，1992，p. 1296）。

❸ 第 11 章中的讨论也突出三个相关的 EPA 计划：泡沫政策，银行业和网络。这些计划在表 11.4 中讨论。

❹ 环境质量委员会（1980）估计达到 1979 年联邦清洁空气要求花费了 220 亿美元。

❺ 感谢 Sambhav Sankar，在研究和撰写这部分和下部分的初稿中提供了帮助。这项工作进行时，Sankar 先生是斯坦福大学土木工程系的研究生。

❻ 关于为了清洁空气法 1990 年修正案的通过所进行的政治斗争的记述，见 Cohen（1992）。

❼ 一个在可替换燃料计划中的例子。国会指示 EPA 为清洁燃烧汽油制定规章，来减少空气质量恶劣的地区的汽车排放。这些规章将在 1995 年 1 月 1 日生效，到时除了符合 EPA 规章的汽油外，其他汽油在那些地区不许销售。EPA 按时发布规则的动机在于，如果到 1995 年 1 月，没有产生出规章，在空气质量恶劣地区就不能销售汽油。在条款中，国会为石油工业提供了有力的激励，确保 EPA 能按时产生必要的规章。这是“锤击规定”的一个例证。另一个例子在第 14 章的 1984 年有害固体废物法案的内容中有详细介绍，该法案是第一部国会使用锤击规定刺激 EPA 行动的法案。

环境空气质量标准的城市地区的执行要求。

13.2.1 促进国家环境空气质量标准（NAAQS）的实现

清洁空气法 1977 年修正案提出了 1987 年在全国各地实现 NAAQS 的最后期限。然而，在 1987 年到 1989 年期间，96 个地区仍违反臭氧标准，41 个地区不能满足一氧化碳标准，58 个地区不能满足空气颗粒物标准。[1] 在制定 1990 年修正案中，国会想通过对未达标地区进行分类，用分类作为细化要求的框架，来加速实现 NAAQS 的进程。

清洁空气法 1990 年修正案用污染的严重性来作为未达标地区分类的基础。[2] 该法案为臭氧未达标地区定义了从“临界的”到“极端的”六个类别。同样地，对于一氧化碳和颗粒物未达标地区分别定义了两个类，实现的最后期限也与未达标地区的分类框架相对应。例如，被划分为有临界臭氧污染的地区必须在 1993 年达到臭氧的 NAAQS 标准，而极端污染地区到 2010 年前达标。（直到 1994 年，只有洛杉矶被分在臭氧污染的极端地区。）类似地，一氧化碳和颗粒物标准的实现期限也根据地区分类，在 1994 年到 2001 年范围内变化。

未达标地区的新要求也是基于分类框架而定的。例如，临界的臭氧未达标地区必须确保区域内的机动车检查计划运转正常，并且每三年提交一次排放源目录，对新污染源执行严格的评估，修订他们的相对可行控制技术（RACT）的定义（清洁空气法 1977 年修正案对未达标地区的现存的主要空气污染源提出了 RACT 的要求，1990 年修正案加强了 RACT 要求。）对于临界污染地区，决定新污染源的阈值是很重要的，遵从排放补偿要求，该值在 1990 年修正案中仍保留 1977 年修正案中的 100 t/a。

对应的另一方面，臭氧极端未达标地区必须遵循一系列新的条款，在此仅列举几条。定义重要新污染源的阈值降为十分之一，仅为 10 t/a。与别的区域可以用同等的排放削减来补偿来自拟建的新设备的污染不同，这一区域的新污染源不能用其他污染源的削减量的相同的量来补偿，因此工业企业被迫要用重要新污染源产生的排放量的 1.5 倍来作为补偿（临界地区对应的数字为 1.1。）如果一个区域被划为极端污染地区，而且它的一部分位于市区，那么整个市区都要执行未达标计划中的新源评估要求。这一条款和对重要污染源的阈值的新定义，增加了划到严格管制控制下的污染源的数量。

满足固定源的新要求之外，有严重一氧化碳和臭氧空气污染问题的地区还可能被强加严格的交通控制措施。对市区而言，来自流动源的污染物占 NO_x 排放的 50%，CO 排放的 80%～90%，能与 NO_x 形成 O_3 的碳氢化合物的 40%～50%。[3] 在 1990 修正案中，在 O_3 污染严重或者恶化的地区，对交通控制措施提出了新的要求。在这些地区，立法要求雇主实施能够减少雇员使用交通工具来回奔波的计划。另外，这些地区必须采取交通控制措施来补偿车辆里程增加引起的排放量增加。

13.2.2 清除流动源

与在空气质量恶劣地区的实施交通控制计划的要求一起，1990 年修正案增加了早期立法中有过的汽车排放控制要求。清洁空气法 1970 年修正案中的关于汽车排气管的技术强加

---

[1] 这些数据来自 Percival 等（1992，p. 810）。

[2] 该段和其后两段中的材料都来自 Percival 等（1992，pp. 811-13）。

[3] 该段的信息来自环境保护局和交通部（1993）。可能出现在清洁空气法中的交通控制计划的列表在 108（f）（1）小节。

条款重新有效。1940 年到 1970 年期间，汽车排放的挥发性有机化合物（VOCs）增加了一倍多，CO 排放几乎增加了两倍。然而，1970 年修正案的批准改变了这种趋势。[1] 从 1970 年到 1988 年，虽然美国的汽车里程数增加了 81%，但挥发性有机化合物的排放量减少了 46%，NO_x 的排放也逐渐减少。

汽车生产商和环境主义者都把这些污染减少的数据看做是他们自己的贡献。工业界宣称，它已经承受了减少空气污染的努力带来的冲击，不应再继续下去；而环境主义者认为，额外的排放控制是保护城市空气质量的费用有效方式。在这些矛盾的立场争论之后，国会最终在 1990 年修正案中对汽车生产商施加了新的联邦要求。例如，在汽车和轻卡车计划中，要求汽车生产商将 1996 型生产线的排放控制装备改善 100%：NO_x 排放必须从 1990 年 0.62 g/km 减少到 0.25 g/km；碳氢化合物的排放必须从 1990 年 0.255 g/km 减少到 0.155 g/km。而且，生产商担保的排放控制设备必须增加使用期限到 10 年或者 160,900 km。各州有权利在两种标准中选择其一，一种是新的修正案，另一种是早期在加利福尼亚制定的更严格的标准。

清洁空气法 1990 年修正案还批准了一个替代燃料计划（alternative fuels program），用于汽车排放特别严重的地区。国会先前对于是否包括替代燃料措施犹豫不决，因为石油工业积极游说，表示反对，而 EPA 又没有能够支持它自己的结论。这一计划真正的推动因素听起来有点匪夷所思，石油巨头 ARCO 居然是这一计划的推动者。1989 年，ARCO 宣布它已经开发出一种重构汽油，能降低没有安装催化式排气净化器的旧汽车的排放。[2] ARCO 的宣言驱使国会考虑了这些条款，要求 EPA 为那些主要由汽车引起空气污染问题的未达标地区发布新的汽油标准。[3] 1990 年修正案要求国内臭氧污染最严重的 9 个地区使用重构汽油，从 1995 年开始，在五年内逐步采用。在所有的臭氧未达标地区，污染峰值月将销售氧化燃料。对于划为严重或恶化的臭氧未达标地区（与某些一氧化碳未达标地区一样）必须确保，达到先前加利福尼亚为低排放汽车（LEVs）制定的标准的这部分车队能逐渐增加。[4]

与加利福尼亚空气资源委员会（CARB，California Air Resources Board）采纳的提案相比，清洁空气法 1990 年修正案中管制流动源排放的条款显得很谨慎。加利福尼亚的空气污染在全国最严重，其污染主要源于汽车交通。1990 年修正案为 1994 年生产的汽车指定了控制标准，而加利福尼亚在 1993 年前就已经达到了这个要求。另外，CARB 在 1990 年采纳了低排放和清洁燃料管制，这将使大量汽车生产商生产能够销售的低排放汽车和零排放汽车（ZEVs）。

---

[1] 这些数据以及下一段中的数据均来自 Bryner（1993，p. 132）。有关美国高速公路排放的长期趋势分析，见 Flachsbart（1995）。

[2] 关于 ARCO 的宣言的影响的更多信息，见 Bryner（1993，p. 134）。

[3] “代用燃料”、“重构汽油”和“氧化燃料”之间的区别很容易混淆。重构汽油，正如 1990 年修正案中定义的，指为了减少排放而经过改变的汽油。重构汽油与一般汽油相比，必须含有更少的苯和更多的氧，必须改善一氧化碳和碳氢化合物的排放。重构汽油可以通过在一般汽油中加入乙醇来生产。所谓的氧化燃料就是比重构汽油有更高的氧含量。这两种汽油都是用于没有经过引擎改造的普通汽车。相反，替代燃料经常要求对根本设计进行微小改造。替代燃料包括压缩的天然气、氢、甲醇和乙醇。而电力本身不是一种燃料，它经常被认为是替代流动源排放的替代燃料。清洁空气法 1990 年修正案给出了这几种燃料的详细执行规定。该脚注基于 Percival 等（1992，pp. 839-40）和 Bryner（1993，pp. 135-44）。

[4] 一个车队是指超过 10 辆车的车队，由一个操作人员所拥有，在中心添加燃料；关于车队的更详细的要求，见 Percival 等（1992，p. 840）和 Bryner（1993，p. 125）。

加利福尼亚的 1990 年管制迫使汽车制造商生产 LEVs 和 ZEVs 的组合，以达到指定的平均排放要求，但 ZEV 的要求更甚。到 1998 年，每家汽车生产商计划生产的轻型车的 2% 必须由 ZEVs 构成。这个数字到 2001 年将增加到 5%，到 2003 年增加到 10%。❶ 在 20 世纪 90 年代早期，惟一的 ZEVs 是那些以电力作为能源的汽车。对 ZEVs 进行批评的人认为电车没有污染，只是把排放从汽车尾气排放管转移到了电厂的烟囱。而且使用的电池处置危险，必须定期替换。汽车生产商认为 ZEVs 的成本比汽油驱动的车辆高，而性能低。他们也认为 ZEVs 不应该很快地大规模生产。

在 1996 年 3 月，加利福尼亚空气资源委员会通过投票放松了它的要求。❷ CARB 先前的 2%政策将变为：从 1998 年开始，每年销售电车约 22,000 辆。通过这次投票，CARB 同意到 2003 年每年 3750 辆电动汽车的要求。2003 年型汽车充电一次将运行 200 km。相反，通用汽车公司已经宣布，在 1996 年销售充电一次运行 113～145 km 的双座电动汽车。

13.2.3 酸雨控制

清洁空气法 1990 年修正案的一个最大的诱因是为了控制酸雨的二氧化硫（SO_2）排放，并建立 SO_2 排放交易的框架。虽然大气中的酸也能通过降雪和干沉降进入水体和土壤，但酸雨这个术语一般用于指酸性物质的各种湿或干沉降形式。❸ 到 20 世纪 80 年代后期，酸雨导致的损害已经成为美国和加拿大之间紧张形势的主要原因之一。新的布什政府决定缓解这种局势，答应削减美国的 SO_2 排放，与 1980 年相比，到 2000 年削减 50%。到 1995 年底实现其中一半的削减量。

布什政府的 SO_2 削减提案的创新方面，在于它的条款鼓励费用有效的实现目标。正如第 11 章详述的那样，包含在酸雨控制计划中的燃煤发电厂可以买卖 SO_2 排放许可，这样就可以使用费用有效的 SO_2 削减方法。在它们的发电厂里，燃煤的设备能够用以下几种方法达到清洁空气法的要求：削减电力需求、削减产量、从其他电厂购买电力来补足、安装额外的污染削减技术、购买 SO_2 排放许可。另外，燃烧高硫煤的发电厂可以通过改用低硫煤、混合煤或其他燃料来达到 SO_2 削减的要求。根据清洁空气法 1990 年修正案，电厂有强烈的动机去开发成本有效的方法来达到排放削减目标。

13.2.4 控制有害大气污染

在 20 世纪 80 年代，另一个需要注意的空气污染问题是有毒污染物的释放。到 1989 年，EPA 仅对 7 种有毒空气污染物进行管制：砷、石棉、苯、铍、汞、放射性核素、氯乙烯。这些是根据清洁空气法 1970 年修正案制定的有害大气污染物国家排放标准计划来进行控制的。虽然进一步管制有毒释放物的压力存在了 20 多年，但在 1988 年才出现了转折。当时公布的新数据表明，有毒空气排放物比工业界先前公布的严重得多。这些数据是在 EPA 有毒释放物目录的开发过程中收集起来的。这些数据估计 1987 年有超过 12.25 亿千克有毒化学物质被释放到空气中。❹。

在每年编制的有毒释放物目录中，包括那些有毒的空气污染物，如已知的致癌和致突变

---

❶ 这些数据来自加利福尼亚州空气资源委员会（1994，p. 3）。

❷ 该段的实例来自 M. W. Wald，“California Eases Requirements on Number of Electric Cars（加利福尼亚放松对电车数量的要求），”纽约时报，国家版，1996 年 3 月 30 日，p. A6。

❸ 酸雨问题的技术方面在第 22 章中介绍。

❹ 第一批有毒排放目录是在 1989 年发表的；1987 年的 12.25 亿千克有毒物质的估计值来自 Percival 等（1992，p. 433）。

物质。EPA 估计，在 20 世纪 80 年代后期，暴露在部分有毒空气污染物中可能导致每年 1000 到 3000 人死亡。[1] 国会对这些健康风险做出反应，在 1990 年修正案中，要求 EPA 为主要有毒空气污染物源发布排放限制。（主要源指那些年排放任何一种有毒空气污染物 10 t 以上，或者毒素的任何化合物 25 t 以上的污染源。）EPA 也被给予了管制面源的行动权力，任何不是主要源的污染源都是面源（除了汽车）。面源条款是针对这样的一些污染源，尽管它们排放的有害大气污染物的排放量小，但是数量巨大，需要足够的注意。面源的例子包括干洗设备、镀铬工厂、木材燃烧炉。

1990 年修正案包括最初列表的被管制的 189 种危险化学物质。EPA 根据要求进行目录识别，列出了这 189 种化学物质，并制定了标准对每个这样的目录中的排放进行管理。这些标准，要求用最可实现控制技术（MACT）来减少排放，“提供充分的安全范围来保护公众健康”，并考虑成本、能源和安全。[2] 为了加速削减有毒空气污染物的排放，国会允许自愿削减他们的排放的 90%的公司可以免除六年的 MACT 要求。对于面源，1990 年修正案给予 EPA 权力，要求使用“通常可行的控制技术（GACT）或者管理实践。”[3]

有害大气污染物排放标准的例证是 EPA 对干洗操作中全氯乙烯（PCE）的排放管制。[4] 对于那些由使用“干对干机器”的干洗设备组成的新的主要污染源，有必要同时安装冷凝器和碳吸附剂来控制 PCE 释放，这些是 MACT 的要求。相反，对于使用干对干机器的新的面源，仅使用冷凝器就可以了。

13.2.5 改进执行

联邦空气污染控制要求非常复杂，经常使污染者和管理者觉得十分混乱。为了减少混乱，清洁空气法 1990 修正案为主要空气污染源建立了联邦许可证计划（permit program）。对任一特定的排放者，许可证包括清洁空气法及其修正案中对该源所做的所有要求，包括排放限制、监测的相关要求，甚至维护程序。在阐明每种排放源的要求时，许可证也允许管理者清楚识别谁在违规。

许可证计划只是包含在 1990 年修正案中的几个执行提议中的一个。修正案比先前的法律更进一步，在于包括了一个有奖举报规定（bounty hunter provision）：EPA 得到授权，向在宣判清洁空气法违规案例中提供信息的个人给予最高可达 10,000 美元的奖励。[5] 修正案也允许任何人对没有遵守他们的排放许可或法案的其他的部分的排放者提出起诉，从而对不服从法律要求的行为进行民事制裁。另外，公民可以起诉没有按照清洁空气法行为的州或联邦官员的无作为，用法院命令强迫官员执行他们的职责。最后，1990 年修正案的刑事惩罚规定包括高额罚款和比以前的清洁空气法更长时间的监禁。[6]

13.3 未解决的空气污染问题

到 20 世纪 90 年代中期，在许多城市地区，对汽车排放的控制可能不足以达到

---

[1] 这个估计值来自 Percival 等（1992，p. 861）的报告。

[2] 来自清洁空气法 1990 年修正案的材料由 Bryner（1993，p. 153）提供。

[3] 依靠管理实践来控制面源类似于使用最佳管理实践来管理水污染的面源。MACT 标准类似于联邦要求使用最可行技术来控制废水点源中的有毒物质。

[4] 对干洗机的规定发布在 40 联邦注册号 49354（1993）。

[5] 该段的事实来自 Bryner（1993，pp. 157-58）和 Vincoli（1993，pp. 88-89）。

[6] 例如，“故意引起的空气有毒物质排放将判处个人每天最高为 250，000 美元的罚款和 15 年监禁；工商业可以处以最高为 100 万美元的罚款……”（Vincoli，1993，p. 89）。

NAAQS，这种情况引起了越来越多的关注。在 20 世纪 80 年代，虽然从一辆汽车排气管排放的一氧化碳和其他污染物在下降，但与此同时，车辆里程数在增加，因此空气质量并没有发生好转。另外，代替传统汽车的休闲多用途车辆也在增加，这同样也没有使环境有好转的趋势。❶ 这些多用途车辆，有时每升汽油的行驶里程要比传统汽车少 6 km，被称为“新汽油酒鬼”。因为联邦政府把它们划为轻型卡车，与它们所替代的大多数汽车相比，多用途车可以排放更多的污染物。在这种情况下，只要这两个因素保持不变，源于车辆排放的城市空气污染就可能依然是个问题：汽油的低价（支持了大量的汽油酒鬼）以及对私人车辆的依赖而不是多利用公共交通系统。

在 20 世纪 90 年代中期，为减少车辆使用所做出的努力在政治上引起了强烈的指责，以至于一些使用昂贵的技术的解决办法——例如零排放车辆——似乎成为了一种长期的战略选择。然而，新的一些尝试被采用来减少车辆里程数。根据 1991 年联合运输的表面运输效率法（ISTEA，Intermodal Surface Transportation Efficiency Act），一个地区的联邦交通资助与该地区空气质量达到的状态联系在一起。根据 ISTEA 的交通堵塞管理和空气质量改善计划（CMAQ，Congestion Management and Air Quality Improvement Program），空气质量恶劣的地区能够得到联邦对其交通项目的资助。该计划的资金（6 年 60 亿美元）的目的在于减少一氧化碳和臭氧污染。根据交通堵塞管理和空气质量改善计划，在清洁空气法中详述的和列入州削减空气污染物的实施计划中的交通控制措施有最高的资助优先权。总的目的是“支持交通需求管理和服务，在中心城区或者郊区活动中心，提供个人车辆使用的替代方式”。❷

虽然新的交通系统项目可能有助于减少车辆里程数。一些分析人士认为，如果没有更新的措施，将不能达到要求达到的削减量。大量存在的对汽车使用的补助，例如免费停车和在高速公路建设时的政府投资，使得在同等条件下难以进行对私人车辆的替代。一些分析人士相信，私人车辆的使用成本应该增加，以反映包含了空气污染、交通堵塞和其他外部效应的社会成本。因此，一些相关的经济措施得到人们更多的关注，例如在高峰通勤时间内汽车的交通堵塞费、在城市中心收取更高的停车费和汽油税增加。另外，还有建议认为应该根据车辆排放或者运行里程征收烟雾税。在污染最严重的地区，NAAQS 的实现可能要求对汽油进行配额和限制使用。这些措施很严格，在某些地区，将有效地“重构生活”。❸

另一个未解决的空气质量问题是室内空气污染（indoor air pollution）和它引起的公众健康风险。普通的室内空气污染物包括石棉、一氧化碳以及来自建筑材料的甲醛、氡，来自溶剂和油漆的挥发性有机化合物，以及大量生物有机体。❹ 即使这些污染物的浓度也许不高，但居民和工作人员受到长期的影响，可能产生重大的健康风险。

室内空气污染问题的一部分与烟草使用有关。烟草中至少含有 50 种已知的或者被怀疑致癌的物质。❺ 在 20 世纪 90 年代早期掀起了关于如何控制来自所谓“二手烟”的健康风险

---

❶ 更多有关多用途车辆引起的环境问题的信息，见 K. Bradsher，“What not to drive to the recycling center，”纽约时报，国内版，1996 年 7 月 28 日，见 4，p. 2。

❷ 该引语来自联邦交通管理局（1994，p. 21）。

❸ EPA，实施计划的批准和颁布：加利福尼亚——南海岸空军基地；臭氧和一氧化碳计划（1988），见 Percival 等（1992，p. 807）。

❹ 详情见 Samet 和 Spengler（1991）。

❺ Samet 和 Spengler（1991，p. 41）引用一个美国健康和公共事业部的报告，指出超过“4500 种化合物从燃烧的烟草中识别出来，其中 50 种已知或被怀疑是致癌物质。”

的热烈争论。在一些小环境中，比如酒吧、餐馆、汽车、飞机，来自香烟的可吸入颗粒物的浓度能达到（700～1000）$\mu g/m^3$，远高于 150 $\mu g/m^3$——NAAQS 中规定的 24 小时平均颗粒物的最大值。[1] 大量的研究表明，烟草的无意间吸入与收缩性肺癌的发生概率的上升有联系。[2] 到 20 世纪 90 年代中期，许多州和城市已经采取措施来限制在餐馆、工作场所和多种公共场所吸烟。

未解决的空气质量问题也包括全球范围的问题。[3] 例如，氟氯烷（CFCs）经常用作制冷剂、溶剂和气溶胶喷射剂，它们能够破坏地球的具有保护作用的大气臭氧层。因为 CFCs 化学性质稳定，他们能长期存在并产生破坏作用。在清洁空气法的 1990 年修正案中，国会答应，美国将超过蒙特利尔议定书[4]中制定的削减 CFCs 的国际要求，到 2000 年，禁止非必要的 CFC 使用和全部生产。1990 年修正案也制订了计划，在使用中，循环使用和重复使用 CFCs，到 2030 年，逐渐淘汰使用，其中甚至包括危害较少的液态 CFCs。虽然发布了新要求来限制 CFC 的排放，但以前排放进入大气中的 CFCs 对臭氧的破坏还将持续多久仍然是个未知数。而且，现存的那些禁止 CFCs 生产使用的法规在执行中也存在不少问题，一个突出的例子就是美国非法进口 CFCs 的问题。[5]

在 20 世纪 90 年代中期，涉及全球气候变暖（global warming）的空气污染问题还没有被正式提出。许多科学家相信，人为增加到大气层中的温室气体，如二氧化碳（CO_2）和甲烷，会导致平均温度的逐渐增加，这将产生大量的不良影响。涉及到的污染物是空气传播的，而且许多（像 CO_2）并未在美国的任何计划中得到管理。[6]

美国和许多其他国家一起签署了联合国气候变化框架公约。该国际协议是在 1994 年批准的，要求缔约国收集关于温室气体的源和汇的详细数据。框架公约还号召制定地区和国家计划来防止或者减缓气候变化及其不良影响。[7] 克林顿政府的“气候变化行动计划”就是应公约的这个要求而制定的。该计划许诺到 2000 年把温室气体的排放减少到 1990 年水平。克林顿政府提议的削减反映了一种自愿的承担义务，而不是因为框架公约所要求的。

存在许多自发削减 CO_2 排放的行动。例如，许多美国的电厂自愿同意削减 CO_2 排放。这个自愿计划的影响涉及到两个公司的复杂交易：亚利桑那州凤凰城的亚利桑那公共服务公司（APS，Arizona Public Service Company）和纽约锡拉库扎的尼亚加拉-莫霍克电力公司根据协议的条件，APS 给尼亚加拉-莫霍克公司 25,000 t SO_2 排放许可，得到 175 万吨 CO_2 削减作为交换。[8] 这些 CO_2 削减作为 APS 自愿承担削减温室气体排放的信誉被记录在能源部。在这项复杂交易中，尼亚加拉-莫霍克公司不使用它得到的 SO_2 排放许可，而是把它捐赠给环境非政府组织，从捐赠中预支了 100 万美元税收利益。尼亚加拉-莫霍克公司已经计

---

[1] 关于颗粒物浓度的数据来自 Samet 和 Spengler（1991，p. 134）。

[2] Samet 和 Spengler（1991，p. 147）列出了多例控制研究中的一个例子，“统计证明非自愿吸烟与肺癌有重要关联”。

[3] 这里讨论的全球空气污染问题的技术尺度——大气臭氧耗损和全球气候变化——在第 22 章中分析。

[4] 蒙特利尔议定书和其他限制 CFCs 的国际协议在第 3 章中介绍。

[5] 更多关于非法进口 CFCs 的信息，见 Chin（1996）。

[6] 清洁空气法 1990 年修正案包括了相对次要的涉及到全球气候变化的规定。特别是，所有的服从修正案的酸雨控制管理的空气污染源必须向 EPA 报告它们的 CO_2 排放。

[7] 关于气候变化的框架公约和协议的谈判过程的详情，见 Pulvenis（1994）。

[8] 该段的事实来自 Environmental manager《环境管理者》中的一篇文章（“Innovative Utility Accord Expected to Reduce Greenhouse Gases and Eliminate Sulfur Dioxide Emissions”），第 1 卷，pp. 33-34。

划把这部分税收获得投资到国内和国际项目中进一步削减 CO_2。

空气污染削减的成本在国家之间和国内都存在较大的区别。全球变暖问题的分析经常突出的是国家间的行动成本的差别。普遍注意到，发展中国家在削减 CO_2 和其他温室气体，建造 CO_2 汇中相对成本较低，例如，种植或者保护森林。然而，发展中国家因为对他们资源的其他需求，通常不愿进行这样的项目，而且因为许多发展中国家把全球变暖看做是工业国家过多使用能源造成的。

各个国家在削减 CO_2 排放（或者建造 CO_2 的汇）中存在的成本区别导致联合履约的国际讨论：一个国家的团体为另一个国家削减 CO_2 排放或者建造 CO_2 汇的项目付款。[1] 作为交换，提供项目资金的团体在它自己国家获得 CO_2 削减的信誉。联合履约的尝试可能会增加，因为工业国家的 CO_2 的主要排放者在寻找能够在不大量削减产量的情况下减少排放的方法。

主要概念和术语

1990 年前的空气质量管理（*Air Quality Management Prior to* 1990）

公众损害法（Public nuisance law）

控制空气质量的地方法令（Local ordinances controlling air quality）

空气污染的健康影响（Health effects of air pollution）

汽车排放和光化学烟雾（Auto emissions and photochemical smog）

空气质量标准（Air quality criteria）

国家环境空气质量标准（NAAQS）（National ambient air quality standards（NAAQS））

技术强加的汽车排放限制（Technology-forcing auto emission standards）

新污染源执行标准（NSPS）（New source performance standards（NSPS））

交通控制计划（Transportation control plans）

机动车检查和维护（Vehicle inspection and maintenance）

防止明显恶化（PSD）（Prevention of significant deterioration（PSD））

最可能控制技术（BACT）（Best available control technology（BACT））

PSD 地区的可见度（Visibility in PSD areas）

未达标地区（Nonattainment areas）

最低可实现排放率（LAER）（Lowest achievable emission rate（LAER））

排放补偿（Emission offsets）

排放削减信誉（ERC）（Emission reduction credit（ERC））

清洁空气法 1990 年修正案（*Clean Air Act Amendments of* 1990）

未达标地区编录（Categories of nonattainment areas）

相对可行控制技术（RACT）（Reasonably available control technology（RACT））

要求的交通控制措施（Required transportation control measures）

替代燃料计划（Alternative fuels program）

低排放汽车（LEV）（Low emission vehicle（LEV））

零排放汽车（ZEV）（Zero emission vehicle（ZEV））

酸雨（Acid rain）

SO_2 排放交易（SO_2 emission trading）

---

[1] 联合国气候变化框架公约认可了联合履约的概念。关于联合履约的更多信息，见 Bodansky（1994）。

空气有毒物质（Air toxics）
最大可实现控制技术（MACT）（Maximum achievable control technology (MACT)）
国家空气污染许可（National air pollution permits）
有奖举报规定（Bounty hunter provisions）

未解决的空气污染问题（*Unresolved Air Pollution Problems*）

车辆里程数（Vehicle miles traveled）
交通堵塞费（Congestion fees）
室内空气污染（Indoor air pollution）
二手烟（Secondhand smoke）
大气臭氧层（Stratospheric ozone layer）
氟氯化碳（Chlorofluorocarbons）
温室气体（Greenhouse gases）
全球气候变化（Global climate change）
联合履约（Joint implementation）

问 题 讨 论

13-1 在20世纪50年代，美国用于管理废水的公众和私人资源多于用于管理空气质量的资源。而且，用于控制常规空气污染物的资源多于用于控制危险物质的资源。你认为在当时为什么会出现这样的资源分配模式？

13-2 美国的空气质量管理包含了联邦、州和地方政府的强大作用。经常是经过国会制定，美国环境保护局细化的严格要求由州和地方机构来实施。在过去的半个世纪里，包含在空气污染控制中的联邦、州和地方机构的相对权力存在互相消长的变化趋势。你怎样描述这样的权力变化？请你给出联邦政府在控制空气污染中应该比现在有更多（或者更少）的权力的论据。怎样的权力平衡在空气污染控制中是适当的？

13-3 在美国，环境空气质量标准是全国一致的，而水质标准是各州变化的，更有特色的是，各个水体（或水体的部分）也不相同。你怎样解释在制定空气和水体标准的方法上的区别？

13-4 联邦清洁空气规章要求拟建的新空气污染源比现有的源削减更多的污染物。这个方式是成本有效的吗？公平吗？为什么要这样做？

13-5 解释“基于技术”标准和“技术强加”标准的区别。在怎样的情况下美国使用联邦技术强加性排放标准？在过去它们发挥作用了吗？在加利福尼亚的零排放车辆的要求下，它们可能会有效吗？

13-6 清洁空气法1977年修正案中的未达标规定为新污染源标准实行不同于现有源的标准奠定了基础：重点新源必须达到基于最低可获得排放率的标准，而要求主要的现有源使用相对可行的控制技术进行改造。为什么这两种类型的源要被不同对待？新源和现有源标准之间的区别如何影响成本有效性？

13-7 经常认为挥发性有机化合物（VOCs）排放的成本有效削减能够通过清除路上那些污染严重的旧车辆来实现。草拟一个有助于美国旧车辆报废的计划。你提议的计划对低收入驾驶员有什么影响？

13-8 一些分析员相信，如果存在流动源和固定源之间的VOC排放削减信誉的交易计划，国家的一些空气质量问题就能够成本有效地解决。什么阻碍了实施这样的计划呢？这些计划会影响你在问题13-7中提议的系统吗？

13-9 室内空气污染是一个重要问题，但是却仍然没有得到管理。你如何解释这个现象？管制是惟一改善室内空气质量的方法吗？在回答中，考虑使用在加热和通风系统的设计中使用的建造符号和专业术语。

13-10 在分析削减温室气体，特别是CO_2排放的替代管理计划中，工业国家和发展中国家的关系是通常考虑到的。在发展中国家，许多CO_2管理的相对低成本方式（包括重新造林或维护现有的森林）可能有效实施。这就引出了基于“联合履约”概念的CO_2控制计划。这种方法有什么优点和缺点？

参 考 文 献

Bibbero, R. J., and I. G. Young. 1974. *Systems Approach to Air Pollution Control*. New York: Wiley.

Bodansky, D. 1994. "The United Nations Framework Convention on Climate Change." In *Greening International Law*, ed. P. Sands. New York: The New Press.

Brownell, F. W. 1995. "Clean Air Act." In *Environmental Law Handbook* 13th edition, ed. T. F. P. Sullivan, 101-34. Rockville, MD: Government Institutes.

Bryner, G. C. 1993. *Blue Skies, Green Politics*. Washington, DC: Congressional Quarterly.

Chin, K. 1996. Customs, EPA Crack Down on CRC Crooks. *Chemical Engineering* 103 (4): 43 and 51.

Cohen, R. E. 1992. *Washington at Work: Back Rooms and Clean Air*. New York: Macmillan Publishing Co.

Council on Environmental Quality. 1980. *The Eleventh Annual Report of the Council on Enuironmental Quality*. Washington, DC: Council on Environmental Quality.

Environmental Protection Agency and U. S. Department of Transportation. 1993. *Clean Air Through Transportation*. Washington, DC: EPA, U. S. DOT.

Federal Transit Administration. 1994. *Intermodal Surface Transportation Efficiency Act: Flexible Funding Opportunities for Transit FY'94*. Washington, DC: U. S. Department of Transportation.

Flachsbart, P. G. 1995. Long-Term Trends in United States Highway Emissions, Ambiemt Concentrations, and In-Vehicles Exposure to Carbon Monoxide in Traffic. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 5 (4): 473-95.

Grad, F. G. 1995. *Treatise on Environmental Law*, vol. 1. New York: Mathew Bender & Co.

Katz, M., and D. Thornton. 1996. *Environmental Management Tools on the Internet*. Delray Beach, FL: St. Lucie Press.

Kneese, A. V. 1978. "A Commentary on Needed Changes in the 1970 Air Quality Act Amendments." In *Approaches to Controlling Air Pollution*, ed. A. F. Freidlaender, 433-47. Cambridge, MA: MIT Press.

National Commission on Air Quality. 1981. *To Breathe Clean Air*. Washington, DC: U. S. Government Printing Office.

Novick, S. M., D. W. Stever, and M. G. Mellon, eds. 1995. *Law of Environmental Protection*, vol. 2. Deerfield, IL: Clark, Boardman, Callaghan.

Percival, R. V., A. S. Miller, C. H. Schroeder, and J. P. Leape. 1992. *Environmental Regulation*. Boston: Little, Brown.

Pulvenis, J. -F. 1994. "The Framework Convention on Climate Change." In *The Environment After Rio: International Law and Economics*, ed. L. Campiglio, L. Pineschi, D. Siniscalo, and T. Treves, 71-110. London: Graham & Trotman.

Samet, J. M., and J. D. Spengler, eds. 1991. *Indoor Air Pollution: A Health Perspective*. Baltimore, MD: Johns Hopkins University Press.

Seltz-Petrash, A. 1979. Transportaion Planners Join Battle for Cleanet Air. *Civil Engineering* 49 (11): 84-88.

State of California Air Resources Board. 1994. *Staff Report: 1994 Low Emission Vehicle and Zero Emission Vehicle Program Review*. Prepared by Mobile Source Division, CARB, Sacramento, CA.

Stewart, R. B., and J. E. Krier. 1978. *Environmental Law and Policy*. Indianapolis: Bobbs-Merrill.

Turk, J. 1980. *Introduction to Environmental Studies*. Philadelphia: Saunders.

Vincoli, J. W. 1993. *Basic Guide to Environmental Compliance*. New York: Van Nostrand Reinhold.

第 14 章　危险废物管理

在 20 世纪 70 年代中期之前，危险废物的管理并没有引起重视，反而常常以危险的方式处理。我们时常可以见到充满危险液体而且未做标记的金属圆桶被丢弃于城市垃圾场和私人土地，最终腐蚀并污染土地和地下水。另外，有毒工业废水排入污水池或氧化塘后也会慢慢地渗入地表，有时还会污染含水层。❶

危险废物处置规章在过去几十年间发生了巨大的变化。本章在开始部分讲述了美国国会建立的，用于调控正在进行中的活动的系统，主要包括危险废物的运输、储存、处理和处置。然后，分析了用以应付因过去的危险废物管理不当造成的污染后果的超级基金计划。最后，本章论述了危险废物管理战略的必然选择：通过削减废物产生和物质回收再利用来预防污染。

14.1　废物跟踪和废物处理设施管理

在 20 世纪 70 年代，国会意识到，尽管危险废物的种类和数量在不断增长，但却没有控制措施来决定这些废物运到哪里去以及应该如何管理。❷ 因此，国会在 1976 年的《资源保护与再利用法》（RCRA，Resource Conservation and Recovery Act）中加入了章节 C，拟定了一个主要的用于危险固体废物管理的联邦法案。该法案定义的“固体”与惯例不同，它包括了液体和其他的非固体物质。1984 年，国会通过了《危险和固体废物法修正案》（Hazardous and Solid Waste Amendments），C 章节的调控框架的范围因此而扩大了。危险废物的管理权交由美国国家环保局（EPA）掌管，但允许符合一定条件的州在 RCRA 的约束之下实施管理，事实上几乎所有的州都这么做了。

14.1.1　危险废物的定义

在 RCRA 的实施过程中，一个关键性的问题是对废物的定义。法律在定义“固体废物”时使用了如下语句“……被丢弃的物质，包括固体、液态半固体或者包含气态物质……”。在 EPA 的规章中把上述定义扩展为包括被丢弃的或者“天然似废物”的物质，后者是指诸如二噁英（dioxin）之类的物质。❸

EPA 关于固体废物的定义在一定程度上造成对可循环利用物质的理解的混乱。尽管 EPA 的定义很清晰地把已经纳入了闭路循环的生产过程中的可再生物质排除了出去；但就一些在将来某一时间可能具有可再生性的物质，EPA 的定义却十分模糊。EPA 给危险废物下了一个很复杂的定义，这里面有很多原因，部分原因是由于投机性的囤积有潜在的可回收价值物质的行为引起的。❹

---

❶ 有毒物质的联邦规章不适用于废水，除非废水排放到河流、湖泊或海水之中。使用氧化塘进行现场处置不受联邦规定的限制。

❷ 位于旧金山的美国国家环保局第 9 区办公室的 Michael Hingerty 提出了许多改善这一部分的建议。

❸ EPA 关于固体危险废物的定义过于复杂，这里难以进行总结。更为全面的定义请参阅 Fortuna and Lennett (1987, pp. 61-109)。

❹ EPA 正在研究一项通过澄清可回收物质地位而重新定义固体废物的提案。

除了定义固体废物，EPA 还要对“什么使得固体废物变得危险”这一问题做出回答。这个具有迷惑性的简单问题耗费了 4 年的时间来回答。1980 年，EPA 最终发布条例说明如果某一固体废物或者表现出危险的特性或者产生一系列的危险性物质和废物源，那么将被认定为是危险性的。

术语“特征性废物”（characteristic waste）是指具有易燃性、腐蚀性、反应性或毒性而被确定具有危险性的废物。每一项特性都是由 EPA 通过详细的标准实验室测试来定义的。❶

另一方面，术语“清单废物”（listed waste）是指因包含某一种由 EPA 发布的清单中的物质而被确认为有危险性的废物。❷ EPA 的某些清单包括“非特定污染源”，诸如使用过的脱脂用氯化物溶液（例如四氯化碳）和从电镀设施来的污水处理污泥。其他的清单涉及到了特定性的污染源，诸如生产含铬绿色燃料产生的炉残渣。❸ EPA 的清单还包括了一类被认为是“严重危险性”的物质，这类物质受到的约束要比以下段落中总结的规则更为严格。

这些管理危险废物的责任有可能通过诸如稀释之类的处理来现场转化废物，从而避免 RCRA 的要求。这又引起了一个关键性问题：转化废物是否具有危险性？EPA 发布了“混合规则”（mixture rule）和“衍生规则”（derived-from rule）来回答这一问题。❹ 广义上来讲，“混合规则”是指，如果某一列入清单的废物和另一种物质混合，那么这种混合物将被认为是危险性废物。❺ 然而，如果特征性废物和其他物质混合，混合物只是有可能具有危险性；是否有危险性取决于混合物本身，看它本身是否具有易燃性、腐蚀性、反应性或毒性。

“衍生规则”用以区分危险性废物处理后的剩余物质本身是否具有危险性。❻ 同样地，“特征性废物”和“清单废物”的差别也是至关重要的。清单废物处理后的剩余物质仍然被认为具有危险性。然而，特征性废物处理后的废物被认为是可能具有危险性的。根据混合物规则，其结果取决于处理后的剩余物质是否具有易燃性、腐蚀性、反应性或毒性。比如说，某一清单废物焚烧后的残余灰烬仍是危险废物。但是如果某一特征性废物焚烧后，其灰烬不具有易燃性、腐蚀性、反应性或毒性，那么认为此灰烬是没有危险性的。

由于处置危险性废物资金和记录保存方面的负担，危险废物的产生单位（称为产生者）总是尽力设法使得废物显得不具有危险性；比如通过稀释或现场废物处理。然而，有效稀释或处理的关键是，保证转化过程不会使废物产生者变成一个《资源保护与再利用法》（RCRA）规定下的处理、储存和处置（TSD，Treatment，Storage，or Disposal）的设施。正如接下来将要介绍的那样，RCRA 对 TSD 设施的限定要比对产生者的限定严格的多。❼

---

❶ 关于试验程序的综述由 Vincoli (1993，pp. 112-17)。

❷ 有关这些场所及其在《联邦法规汇编》(Code of Federal Regulations) 中的位置的详细内容见 Percival 等 (1992，pp. 240-44)，更为概括的内容参见 Fortuna 和 Lennett (1987)。

❸ 这些清单条目的例子来自于 Fortuna 和 Lennett (1987，pp. 31-33) 总结的 EPA 规则。

❹ 混合规则和衍生规则曾经受到争议。在一次法庭质询之后，EPA 重新公布了废物定义中基于突发事件的不确定性的决议。1995 年，EPA 在提议的危险废物识别规则（下一个脚注中提到）中提出制定永久性规则。

❺ EPA 有适用于从危险物质清单中驱除的特殊物质的程序（这一过程被称作“从表中删除”）。因而，生产者会试图使得混合废物被删除，但是生产者有证明混合废物没有危险性的责任。而且，EPA 已经提议了危险废物识别规则，60 联邦注册处（Federal Register）66344（1995 年 12 月 21 日），将简化处理“低风险”的被指定为危险性的固体废物的步骤。

❻ 衍生规则适用于废物的储存、处置以及处理。然而，它主要应用于处理。根据混合规则，生产者可以试图获得免除对清单废物应用衍生规则的结果。免除需要使用 EPA 的免除程序。

❼ 生产者有一些巧妙地把危险废物转化为无危险废物而不成为 TSD 设施的方法，几种普通的方法在 Percival 等 (1992，pp. 252-57) 中有详细描述。一个例子是关于把化学物质加入短期储存在桶中的强酸之中。倘若被中和后的酸不是清单废物，它就可以被认为无危险性。

根据前面提到过的危险性固体废物的定义，RCRA 控制下的主要废物是液态的。很大一部分的控制废物与化学品制造、炼油和金属加工处理有关。显然，一些可能具有危险性的废物流从 RCRA 中免除掉了。它们包括灌溉回流❶、家庭废物以及每月低于 100 kg 产生量的设施产生的危险性废物。❷

广义上来讲，RCRA（1984 年修订）所建立的危险性废物管理法案是基于两套必备条件的。其一是有关于“摇篮-坟墓”式的危险废物跟踪明示系统。其中，“摇篮”是指废物的产生地，“坟墓”是指废物的处置点。其二是对于危险废物的处理、储存和处置设施的设计、操作和性能的要求。两者之间是相互关联的：所有受制于 RCRA 的（相应的也是被明示系统所跟踪的）危险废物只能在符合 RCRA 的设计、操作和性能标准的设施中进行处理、储存和处置。

14.1.2 危险废物跟踪清单系统

“摇篮-坟墓”式的跟踪系统得名于“货物清单”（manifest）这个词，原意是指航运业中使用的用以详细记录运输货物内容、出发地和目的地的多复本表格。RCRA 建立的跟踪系统中，多复本表格伴随废物的整个运送过程，从离开产生地，通过所有的运输、储存和处理等中间过程到达最终处置点。在此方案中，产生者有责任确定其产生的废物是否具有危险性（根据 RCRA 中 EPA 的定义）。如果某些废物是具有危险性的，产生者有责任准备一份统一的危险废物清单，此表格将伴随该产生者的废物直到到达一个 RCRA 认可的废物处理、储存、处置设施（见图 14.1）。清单复本的份数要足够多，可以使得处理此废物的机构都可以保留一份，而且还能使得接受废物的处理、储存、处置设施可以返回一份复本到产生者以说明废物已经被一家 RCRA 认证的设施接收。❸

清单系统的参与者包括产生者、运输者以及处理、储存、处置设施的所有者（或使用者）。它们必须满足以下条件：

- 从 EPA 或者实施联邦法案的州的代理机构获取一个识别号码；
- 培训其员工掌握危险废物管理过程及应急反应能力；
- 保证危险废物的运送过程在可适用的并且是 RCRA 规定的规范之下进行，这套规范主要是有关设施的设计、操作和性能标准一致性的；
- 满足记录保留和报告的要求。

正如下文将要详细讲述的那样，RCRA 的标准作为发放 TSD 设施许可的基础。只有得到 RCRA 许可的设施才可以进行危险废物的处理、储存、处置。

清单系统的操作流程详见图 14.2，这是一个在废物处置之前进行了处理的案例。Ajax 金属加工厂（产生者）通过完成部分清单来开始废物跟踪过程。如图 14.1 所示，清单包括产生者、运输者和接受废物的 TSD 设施等的信息。❹ 每一个废物的处理者都有一个 EPA 的识别号码，此号码将被列在清单上。同时，清单还要根据美国运输部编制的不同废物的编码

---

❶ 灌溉工程中排出的水中的硒可以作为例证。这些排出物对 Keterson 水库水禽造成了显著的不利影响，Keterson 水库接收来自于加利福尼亚中央谷（Central Valley）中的农场的灌溉回流。

❷ 严格来说，每月产生少于 100 kg 危险废物的设施属于“有条件免除”。如果这些设施符合某些条件，它们就会面对较低严格程度的规章。更为完全的 RCRA 免除废物清单见 Vincoli (1993, pp. 119-21)。

❸ 统一的危险废物清单的更多内容以及它是如何完成，请参见 Karnofsky (1992)。

❹ RCRA 同样涉及到了美国之外的危险废物运输。有关出口危险废物的要求的总结，参见 Fortuna and Lennett (1987, pp. 125-26)。

加利福尼亚州—环保局

表格由行政管理和预算局审批同意，批复号 NO.2050—0039(有效期至 94 年 9 月 30 日)

请用印刷体或打印字体书写。表格是为 elite 型打字机设计的 (1英寸 12 字符的打字机)

加利福尼亚萨克拉曼多市有毒物质控制部

生产者

统一的危险废物清单	1. 生产者在美国环保局标识号码　清单文件号 C|A|9|7|2|2|1|8|5|1|7|2|0|0|0|0|1	2. 页码	阴影区信息联邦法律不要求
3. 生产者名字和邮寄地址 亚甲斯金属处理厂 加里福尼亚 big 镇 Main 大街 27 号 4. 生产者电话		A. 州清单文件号 B. 州生产者标识号	
5. 运输者 1，公司名 MAC S HAULING	6. 美国环保局标识号码 |C|A|1|2|4|0|0|0|1|1|1|1	C. 州运输者标识号 D. 运输者电话	
7. 运输者 2，公司名	8. 美国环保局标识号码	E. 州运输者标识号 F. 运输者电话	
9. 分派的工厂名字和地址 安全处理有限公司 俄亥俄州 Wildcat 路	10. 美国环保局标识号码 |0|H|2|2|2|4|1|1|1|1|2|2	G. 州工厂标识号 H. 工厂电话	

11. 美国标记描述(包括适当的海运形式名称，危险物分类和标识号码)	12. 集装箱 号码	12. 集装箱 类型	13. 总数量	14. 单位 重量/体积	I. 废物号码
a. 氰化物溶液废弃物，国家海洋调查所，联合国 1935	0|3|0	D|M	0|0|0|5|5		州 环保局 / 其他
b.					州 环保局 / 其他
c.					州 环保局 / 其他
d.					州 环保局 / 其他

J. 上述所列材料中的其他备注	K. 上面所列废物的处理代码 a.	b.
	c.	d.

15. 特殊的处理设备和其他信息

16. 生产者证明：我特此声明，本次托运物品根据运输船只名称被完整准确地进行了描述，分类，包装覆盖和标识，而且根据国际国内有关法规满足高速公路运输条件。

如果我是大批量危险物生产者，我保证会在适当的地点用一程序来减少产生废物的体积和毒性，减少到我认为是经济上可行的程度；同时我也保证用可操作的对我来说可用的处理，存储方法来使目前或未来对人体健康和环境的危害降低至最小水平。或者，如果我是小批量危险物生产者，我也承诺使我的废物生产达最小量选择对我来说可用的，能负担的最佳管理废物方法。

用印刷体或打印字体书写	签名	月　天　年

运输者

17. 运输者 1 材料收到确认

用印刷体或打印字体书写名字	签名	月　天　年

18 运输者 2 材料收到确认

用印刷体或打印字体书写名字	签名	月　天　年

工厂

19. 差异说明处

20. 除 19 项注明的清单中的危险材料收据证明一由工厂厂主或经营者拥有

用印刷体或打印字体书写名字	签名	月　天　年

图 14.1　美国国家环保局统一的危险废物清单

(来自：美国环保局表格 8700-22)

详细地列出运输内容。

废物产生者保留一份清单复本，运送者带走剩余的复本。当废物到达 TSD 设施（本例

中是安全处理公司）最终清单的一份复本再返回到产生者，这将作为产生者已经完成了RCRA清单系统规定的义务的证据。如果产生者没有在EPA指定的时间内收到来自TSD设施的复本，产生者有义务查询运输过程并发送一份异常情况报告（exception report）到EPA（或者州的合适的机构），说明废物已经运出。❶

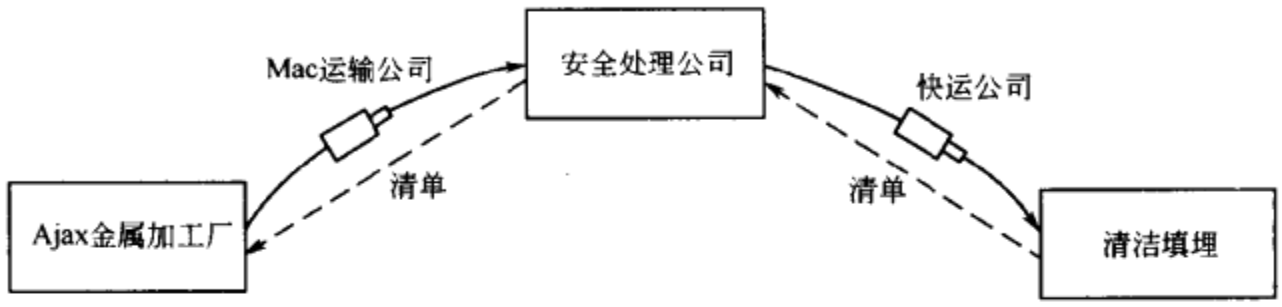


图 14.2　清单系统示意图

在图14.2所示的例子中，废物到达一个并不是最终处置点的TSD设施。在此例中，处理设施（安全处理公司）将处理来自于Ajax金属加工厂以及其他废物产生者的废物。假设在此项处理中产生的物质本身具有危险性，那么安全处理公司必须准备一份清单并把衍生废物运送到其他TSD设施。EPA的“产生者”的定义包括了TSD设施的所有者和运营者，前提是他们从设施往外运送危险废物。❷ 在本例中，安全处理公司填写了一份清单并把衍生废物发送至清洁填埋场，一个RCRA处置设施。和其他的产生者一样，安全处理公司也必须接受到一份来自于接受其废物单位（清洁填埋场）的最终清单的复本。如果最终清单没有按时到达，安全处理公司同样必须发送一份异常情况报告到EPA或者州的相关机构。

除了异常情况报告之外，EPA（或各州）同样收到来自这一过程中另外两点的报告。如果危险废物在运输过程中非有意地被排放，运输人有责任详细报告事故情况。另外，如果运输者或者TSD设施接受到的废物显著地不同于清单中所标明的，废物的处理者必须要负责报告其不同之处。

清单系统的运行要求所有的参与者具有大量信息处理的能力，包括负责任的环境部门。系统的日常运行要求在明显出问题时（比如废物在运输事故中散落），环境部门要保持警觉。除此之外，每两年（有些州是每年），负责的环境部门收到一份来自每一个参与清单系统的危险废物产生者的报告。这些报告需要总结产生者运送废物、运输者的变化情况以及处理产生者废物的TSD设施的运营者等相关信息。❸ 同时还要总结废物的详细成分。要求产生者保留他们至少三年的清单复本、二年一次的报告以及异常情况报告；此外，出于谨慎考虑，还有许多部门把这些资料保持更长的时间。伴随着清单系统实施而产生的信息爆炸已经使得不止一家环境部门感受到了沉重的负担。

14.1.3　TSD设施的必备条件

20世纪80年代后期，美国有几千个TSD设施接收危险废物，它们受到被很多人认为最为烦琐的RCRA条款的约束。这些设施包括焚烧、脱水和废物固体化等的处理设施，还

---

❶ 运输部（DOT，the Department of Transportation）在实施RCRA中有几项责任。这些责任由危险物质运输条例所确立，Kokoszka and Flood (1989，pp. 295-316) 进行了总结。DOT发布的要求涉及危险废物运输的正确的包装、标识和报单。DOT对于运送特殊类型废物的交通工具有详细要求。

❷ 支持这一解释的可适用规章的详细内容见Cooke (1995，pp. 3-11)。

❸ EPA每两年在《国家两年度危险废物报告》中总结从所有州接收到的信息。两年度报告中的个体产生者信息输入计算机，而且两年度报告可以通过因特网从EPA获得。

包括填埋、表面蓄水和地下注入井等处置设施。

所有接收固体危险废物（按照 RCRA 实施中使用的术语）的 TSD 设施必须获得一个 TSD 设施危险废物许可。获取许可必须满足下列条件。[1]

- 记录和报告。保存记录并通报官方有关危险废物排放情况的必备条件。
- 安全。保证未经许可人员（或牲畜）不能进入设施的条款。
- 设计、操作和性能。多类型的技术规范，比如说对于填埋场中用以防止危险物质进入地下水的衬垫的要求。
- 监测。探测危险物质排放的行动，焚烧炉运营者需要测算气体的排放量，填埋场使用地下水监测井来探测危险物质的渗漏情况。
- 补偿行为。对于某设施排放的造成人体健康和环境威胁的物质进行清洁的责任，比如说填埋场的渗漏有可能污染饮用水源。
- 关闭和关闭后的计划。关于关闭设施和关闭后在规定时间（一般为 30 年）内继续维护和监测的详尽计划。
- 支付能力。通过债券、保险和其他金融工具等手段担保设施所有人有足够的资金支付在运营期和关闭后计划实施期间的破坏赔偿。

在 1984 年 RCRA 的修正案中，国会对于陆上危险性物质的处置增加了新的要求。这些要求导致了一系列复杂的附加规则：陆地处置约束。[2] 尽管术语“陆地禁令”（land ban）通常被用于描述这些约束，国会并不是禁止危险性物质在陆地的处置。相反，它促使 EPA 规定了关于危险性物质可以被安全放置在填埋场、表面蓄水坝、注入井等地之前所需处理的要求。[3] 作为对于国会要求的反应，EPA 发布了《最佳可利用技术示范》（BDAT）。危险性物质如果经过使用 BDAT 的处理，或者如果它们经过处理能够达到与使用 BDAT 相同的结果（根据污染物的最大浓度确定），那么就可以在陆地放置。然而，如果 EPA 指定了必须使用某一特定技术，那么就别无选择。

EPA 的土地处置规章同样对危险废物的产生者有要求。在发送废物到 TSD 设施之前，产生者必须确定废物是否符合 EPA 的土地处置规章规定的预处理要求。同时，产生者还要为 TSD 设施提供有关废物是否符合土地处置要求的相关信息。如果废物不符合这些要求，产生者必须声明在废物可以土地处置之前所需的处理。如果废物送往土地处置场所，提供必要处理的设施必须证明已经经过处理，关于此证明的通告必须伴随着废物直到处置场所。

14.2 基于责任规则的环境管理

RCRA 的意图是防止危险废物危害人体健康和环境。[1] 但是，在 RCRA 出台之前，排放危险废物的场所的问题被忽略了吗？许多这样的场所已经被废弃了很多年。国会颁布了《综合环境反应、补偿和责任法》（CERCLA，Comprehensive Environmental Response，

---

[1] TSD 设施必须符合的要求的详细内容由 Cooke (1995，第 5 章）给出。

[2] 有关 EPA 土地处置规章的详细内容参见 Cooke (1995，pp. 5-302. 30 至 5-302. 68)。

[3] 国会对于危险废物土地处置的关注导致了对于接收法律上未定义为危险性的废物的城市固体废物填埋场的新要求。国会认可城市填埋场接收 RCRA 免除的危险性物质（诸如来自于家居以及生产的废物在数量上太小而不受制于 RCRA 的厂商的危险废物）。根据这些原因，国会指导 EPA 对城市固体废物填埋场的设计和危险废物可以在这些填埋场进行处置之前必要的处理提出要求。

[1] 这一部分受益于与旧金山的 EPA 第 9 区办公室的 Patti Collins 和 Michael Hingerty 关于 CERCLA 的会谈。

Compensation and Liability Act）来要求对被污染危险废物场所的清洁，这一法案创建了危险物质反应信托基金，因此常被当作“超级基金”。1980 年，当此法案开始实施时，国会划拨了 16 亿美元作为基金。6 年后，《超级基金修正及再授权法案》批准了一笔 5 年间 85 亿美元的款项。1990 年，国会再次认可了超级基金计划，这次又批复了 51 亿美元。信托基金来源于各种途径，但主要来自于厂商使用的原油和化学原料的征税以及当局的环境税。❶

尽管超级基金有很大的数额，但国会明白数十亿美元的资金还不足以清除美国所有有问题的危险废物场所。清洁的主要资金来源不是信托基金，而是由对于问题场所负有责任的合法团体提供的。因此，要理解超级基金计划是如何发挥作用的就必须先搞清楚 CERCLA 的基本责任条款。

14.2.1 CERCLA 的核心：责任

国会通过 CERCLA 来应付从那些危险废物处理、处置、存放设施排放出来的危险物质。CERCLA 下的“危险性”的定义比《资源保护与再利用法》（RCRA）中的相应定义要广泛得多。它包括了 RCRA 中定义的危险性物质以及在其他的联邦大气、水和有毒物质控制法律中规定的危险性物质。

在 CERCLA 之下，当某一设施必须进行清洁（紧急清除或者长期的整治行动）时，所有潜在的责任团体（PRPs potentially responsible parties）要对实施清洁负责，或者偿付他人清洁的费用。在这里，“团体”可以指个人、公司、信用机构和保险公司或者联邦、州、当地政府的某一部门。对于特殊危险废物设施，PRPs 可以包括以下组成。❷

- 产生者。安排危险性物质在危险废物设施的处理、储存或处置的团体。
- 运输者。接受运往处理设施的废物并参与选择处理、储存或处置设施的团体。
- 所有者和运营者。设施的当前所有者和运营者，在某些情况下，包括危险物质储存、处理或处置时所涉及到的设施的以前的所有者和运营者。前所有者和运营者只对其所有权和运营期间的污染物质排放负责。

这些关于潜在责任团体的分类在 SARA 中得以改进。比如，州和当地政府如果因破产原因接受了一家根据 CERCLA 的规定而正在进行清洁的设施，而且和此设施没有其他联系时，就可以排除在 PRPs 之外。

美国联邦法院已经把 CERCLA 中的责任解释为有追溯力的、严格的、典型的、共同的、单独的。❸ 法律规定的责任对于法案颁布之前的行为具有追溯力。根据 CERCLA，1980 年法案通过之前的造成污染的行为同样负有责任。在美国司法体系中，严格责任意味着不管涉及对象是否符合所有的可适用法律和规章，或者是否有意造成损害都构成责任。因此，一个涉嫌的责任团体，不能以已经使用废物处置的标准工业操作或者当时已经满足所有的政府规章和排放许可为由进行辩护。

共同责任和单独责任原则适用于损失由多个团体的行为共同造成，同时实践当中又不可能识别个体对全部问题所起作用的情况。当这一原则被使用时，正如它在 CERCLA 中的普

---

❶ 用以提供信托基金收入的三项主要税款，详见 Probst 等（1995，pp. 54-58）。

❷ 根据 CERCLA 可以确定谁可能负有责任，但这一问题特别复杂，完全超出了这一试验的范围。关于这一话题的总结讨论请参见 Gaba（1994，pp. 176-78）和 Lee（1993，p. 290）。

❸ 尽管 CERCLA 本身并未指明责任方案为追溯力的、严格的、共同的、单独的，这是法庭依据 CERCLA 对于责任的一般性解释。CERCLA 的责任方案有时被描述为基于“污染者付费原则”（polluter pays principle）：公司有责任清除它们所造成的污染。

遍意义一样，即使许多团体对场所的废物有贡献，任何一个都可以对清洁负全部责任。尽管CERCLA没有明确提出共同责任和单独责任，但立法史和后来的审判解释表明，共同责任和单独责任将在大多数案例中使用。要不然，EPA需要对每一个特定的污染源对问题的影响程度做出识别，这种工作负担将非常之大。

根据CERCLA的第107条，“负责任团体”要对EPA清洁危险废物场所的花费全部负责。这一责任条款为被称作EPA的基金启动战略（fund start strategy）（另一种较为生动的说法是“铁铲在前，律师在后”）提供了依据。根据基金启动战略，EPA使用信托基金来支付危险废物场所清洁费用。在清洁之后，EPA可以根据第107条来试图收回成本，该条款授权EPA有权起诉有责任的团体以收回清洁费用、律师费以及相关管理费用。

CERCLA的第106条为EPA的另一基本实行战略提供了依据：“强制启动”（enforcement start）（或者“律师在前，铁铲在后”）。根据第106条，EPA有权发布行政裁决要求责任团体：要么研究制定清洁计划，要么实施EPA在指令中规定的清洁计划。不遵守命令者将被处以高额罚款：违反命令的罚款大约是每日25,000美元，责任团体未能执行命令的后果将是EPA清洁成本3倍的惩罚性赔偿金。

尽管EPA本身就可以根据106条发布行政裁决，它必须通过联邦法院来执行它的命令。正如联邦部门的惯例一样，EPA必须把它的诉讼案件提交给司法部（DOJ，Department of Justice）的律师，并由后者起诉涉嫌责任团体。由于司法部的优先权可能与EPA的优先权冲突，还会浪费时间，这一额外程序进一步增加了提出诉讼的经济和管理负担。另外，对于任何特别案例，司法部和EPA的律师们必须花费时间来协调他们的目的和方法。例如，因为来自两个部门的律师经常在案例中如何确定可接受的偿付方面持不同态度，所以协调是必不可少的。

接收到106条行政裁决的团体不能对命令内容提出正式的异议，除非是法律行动。如果某一团体不遵从命令，这将导致EPA和司法部求助于法院执行命令。已经遵守命令的团体对命令提出质疑的第二套机制是起诉EPA以收回部分或全部费用。

基于106条和107条的法院行动并不是一般的通过完整审判来进行的。EPA和潜在责任团体都经常被促使达成调解协议，从而避免了冗长、昂贵的审判。另外，调解给了每一个参与纠纷的团体一个影响结果的机会。

和EPA达成协议有两种方式：双边同意的行政裁决（consent order）或者双边同意的判决（consent decree）。在需要详细说明整治行动的情况下，双边同意的判决由联邦法院编写。在签署双边同意判决时，法官要表明法院对所达成的合法协议的认可。❶ 双边同意判决的好处在于，中间人（法官）可以来解决判决实施后发生的争议。双边同意的行政裁决不需要经过司法认可，而且也不被用以清楚说明EPA对于整治行动的最终选择。❷

14.2.2 共同责任、单独责任、公平问题

对于CERCLA，PRPs的强烈抱怨之一是法令的责任条款中明显存在的不公平。❸ 自从

---

❶ 在一个典型的案例中，司法部作为原告向法庭提出抱怨和双边同意的判决。如果争端在后来被判决中提及的团体带回法庭，双边同意的判决并不对法庭形成约束。

❷ 双边同意的行政裁决中描述的一些行动会影响补救行动的设计和表现。然而，补救行动本身列入双边同意的判决记录而不是双边同意的行政裁决。

❸ 关于围绕CERCLA的公平问题的全面分析见Probst等（1995）。他们的分析还考虑了经济效率和CERCLA对保险业的影响。

CERCLA 在国会通过以来，应用共同责任和单独责任造成的潜在不公平已经成为一个话题。在国会讨论之前的陈述中，一个化学制品制造商联合会的代表提出以下情况来反对共同和单独责任：

让我们用片刻时间设想一下，一个被遗弃的垃圾场被发现了。我们知道至少有 50 个使用者使用过此场所。但是司法部决定只有其中的一家公司——很可能是一家年销售额超过数十亿美元的公司——应当被揪出来遭受指责……完全有可能的是就这一家公司承担所有的清除费用，同时它还要支付清除基金。这就是所谓的共同责任和单独责任。❶

根据下文将要解释的原因，上述的情况是不太可能发生的。

当涉及到很多团体时，尽管原则上 EPA 可以对某一家有较好捐赠记录的潜在责任团体单独提出诉讼，但这种重大不公平的可能性将被明确的“分担权利”（right of contribution）条款（在 CERCLA（1986 年修正案）中）所减弱。这一条款规定，任何一个有责任的、并且是在实施清除（或支付清除费用）的 PRPs，可以起诉其他的 PRPs，用以为寻求平等“分担”全部清除费用。在实际中，此类被称作“补偿诉讼”（contribution action）的案件只有在法院审理完政府针对一个或多个“首要被告”（primary defendants）组成的 PRPs 的原始案件以后才会被受理。

根据 CERCLA（1986 年修正案）的要求，法院在对共同和单独责任团体之间费用进行分配时要考虑“公平因素”。根据 Lee（1993，p. 311），以下因素在大多数案例中表现出了影响力：

1）每一团体贡献的危险性物质体积；

2）每一团体的废物的相对毒性；

3）在危险物质的产生、运输、处理、储存和处置过程中各个团体的相关程度；

4）在处理危险性物质时的小心操作程度；

5）在防止公众健康和环境污染方面与官方的合作程度。

另一个增加公平结果可能性的机制是“分离较小部分”（deminimis）的解决办法。根据 CERCLA 的 1986 年修正条款，EPA 可以与小的废物贡献者（例如，在某一场所，依据危险废物的毒性计算贡献不足 1%的）通过要求相对适度的金额（大约几千美元）来进行清算。作为回报，这些“微小者”将被免除其他责任，包括由其他的 PRPs 发起的补偿诉讼。相似的条款应用于“分离微小部分”的解决办法。EPA 应用此方法对付非常小（比如贡献不足 0.1%）的贡献者，一般所需支付费用仅为一两千美元。

14.2.3 CERCLA 实施的经济低效性

除了被认为缺乏公平性以外，CERCLA 的责任条款还因导致危险废物管理中的经济低效性而遭受批判。然而，也有相反的观点：长期来看，CERCLA 将有助于提高生产率。通过如果考虑每一意见相应的时间范围，这些相互冲突的观点是可以达成一致的。

（1）外部成本内部化

从长远的观点来看，CERCLA 的责任条款为将来提高生产率提供了基础。许多造成有问题的危险废物场所的产生者和处理者可以利用环境容量，这要比废物处置的社会成本低很

---

❶ 代表化学制品制造商联合会的 Louis Fernandez 的证词由 Barnett（1994，pp. 65-66）引用。

多。从经济学上讲，众多的危险废物的产生者以及废物堆放、运输、处置过程涉及到的单位并没有被迫去将废物造成的外部成本内部化。而 CERCLA 则改变了这一状况。

CERCLA 的责任条款强制规定了外部成本的内部化。起草 CERCLA 时的参议院环境委员会主席 Philip Cummings 强调指出，法案有意对未来的行动产生影响：

CERCLA 的主要目的是通过责任，唤起商业企业本能作为传统管理方式的底线，来减少危险性物质泄漏或者随意倾倒的可能性。法律的制订者有着清醒的意图来吸引贷款者、保险公司以及团体风险经理、董事会参与到这一新的准管理者队伍中来。❶

尽管难以量化由 CERCLA 造成的外部成本内部化的范围，但有证据表明，外部成本内部化已经发生。许多厂商已经制定了减少危险废物产生的计划，部分上因为它们害怕承担将来废物场所补救的责任。❷ 另外，保险业在外部成本内部化的强制推行过程中发挥了显著的作用，这可以间接地通过保险费率变化来体现出来。Dover（1990，p. 183-184）讲述了这一过程：

如果保险市场正常运转，高风险的危险废物产生者将比低风险产生者或处置者支付相对较高的作为责任保证金的保险费。由此产生了减少处置费用和保险费用的经济刺激。这样，厂商将会选择一种处置方法和责任保证金的标准用以平衡其生产的边际成本和边际收益。

就 CERCLA 对生产率的影响而言，大多数评论者并不注重长期的改善作用。相反，他们强调，根据 CERCLA，对有问题的危险废物设施进行清洁造成了资源浪费。有几个造成经济低效性的潜在原因。国会要求针对危险废物处置场所的问题采取永久性的解决措施，这就要求更为严格的清洁标准，相应地也就需要高额的花费。批评者经常指责达到 CERCLA 规定的清洁标准所需的费用远远低于在减少人体健康和环境危害方面的效益。

（2）交易费用

正如证据显示的一样，大多数针对低效性的恶意指责集中于某些场所的补救造成的巨额交易费用。在 CERCLA 的条文中，交易费用包括“直接与确定责任问题相关和迫使私人团体完成其义务的花费”。❸ 以下是处理成本的一些例子：

- EPA 识别 PRPs 的费用以及试图确定不同团体的废物贡献相对份额的费用；
- PRPs，EPA 和其他政府管理部门间协商清洁标准和补救行动的费用；
- 政府准备行政指令和 PRPs 做出反应的费用；
- 政府、PRPs 和保险公司的诉讼费用。

Rand 民法研究所的 Acton 和 Dixon 在一份关于民事公平的报告中记录了根据 CERCLA 和州的清洁废弃场所计划进行清洁的暂停不用的危险废物场所的交易费用。研究数据来源于对保险公司和 PRPs 的分别调查，以下是对主要结果的总结。

---

❶ 由 Percival 等（1992，p. 290）引用。并非每一个人都赞同这一观点。Acton 和 Dixon（1992，pp. 5-6）指出，某些 CERCLA 批评者认为“太彻底的责任暴光可能引起更多欺骗和非法行为，从而难以跟踪团体在未来处置危险废物的活动。因而，彻底责任不是改善处置实践而是可能引起较低安全保障的实践。”

❷ 正如本章后边解释的，担心对未来的清洁负有责任并不是刺激厂商采取废物削减计划的惟一因素。

❸ 这一交易费用的定义来自 Church 和 Nakamura（1993，p. 37）；所引用的交易费用的例子来自同一出处。

首先考虑保险公司的交易费用。Acton 和 Dixon 考察了美国前 25 名的可以提供普通责任保证金的保险公司之中的 4 家公司几年来的费用支出。他们把费用划分为四大类。

- 鉴定。“与鉴别一个保险客户或分辨一项索赔的职责相关的支付金额”。[1] 有代表性的是那些用于清洁废物场所或者补偿声称受到投保团体伤害的团体的资金。
- 保险额争议。支付给保险公司的外部法定法律顾问与投保客户协商争端的费用。保险公司和投保的 PRPs 经常对某一特定的保险政策是否应当应用于危险废物场所的清洁或者什么样的清洁费用和合法收费应当被抵偿等问题持不同意见。
- 投保客户的辩护。保险公司的外部法律顾问因代表投保客户反对政府、其他的 PRPs 或其他私人团体的责任要求而产生的费用。
- 内部职员费用。保险内部职员用以处理赔付要求、协调有关索赔的诉讼或者监督索赔解决方案的时间成本。

Acton 和 Dixon 认为，除了保险赔偿金的支付以外，所有上述支出都是交易费用。根据这一定义，他们估计保险公司在危险废物案件上的支出（1986 年至 1989 年间）的 80%～90%都是交易费用。[2] Acton 和 Dixon（1992，p. xi）给出了对他们的发现的解释：“如果作为样本的企业能够代表整个保险业，那么保险公司在 1989 年共在交易费用上花费了 4.1 亿美元（总支出为 4.7 亿美元）。”

Rand 民法研究所的研究人员还分析了 5 个 PRPs 造成的交易费用，它们其中的每一个都是《财富》杂志 100 强的美国公司。[3] 由 Acton 和 Dixon 建立的数据库包括 144 个已经废弃的危险废物场所，联邦或州的环境部门曾因这些场所与这 5 家公司进行过接触。[4] 对于这些场所而言，被指定为“研究和补救”费用的直接与场所清洁有关的费用是不同于交易费用的。交易费用对清洁没有直接的贡献，特别是涉及到法律程序的费用和分配经济责任（例如，寻找其他的 PRPs，为了检验或与他人成果竞争而导致的重复技术研究）时产生的费用。Acton 和 Dixon 把他们的发现归纳为以下几点：

- 1984 年至 1989 年间，交易费用平均占每一企业支出的 21%；
- 这些企业的交易费用和补救费用的分离情况具有相当的一致性，个别企业在 15%～31%之间波动；
- 大部分的交易费用用于合法代表权。

Acton 和 Dixon（1992，p. xiii）继续描述了 73 处 5 个 PRPs 花费多于 10 万美元的场所的特征：

他们总支出的 85%用于这些场所。这些场所的费用的 17%是交易费用……最大花费的场所一般有着最低的交易费用份额。不同场所的交易费用份额有很大的变化。

---

[1] 引自 Acton 和 Dixon（1992，p. 21）。该处还包括了四种费用类别的详细描述。

[2] 平均而言，“88%的花费是交易费用，其中 37%用于政策所有者的辩护，42%用于解决争端。”（Acton 和 Dixon，1992，p. 24）。Acton 和 Dixon 分析了 26%的场所发生的依据 CERCLA 的行动，并涉及到 40%的全部成本费用。然而，在 Acton 和 Dixon 的研究中，把受制于依据 CERCLA 行动的场所的费用分类实质上并不与分解到所有场所不同。

[3] 这些厂商由石油、化学品和生产企业混合体组成。

[4] 在 144 个场所之中，大约 50%的总费用支出少于 1000 美元，这一般包括对于公司是否已经运送任何废物到某一特定场所的询问做出否定反应的费用。

(3) 褐野 (brownfield) 问题

CERCLA 通过它对城市房地产的可销售性的无意识的影响来影响生产效率。CERCLA 的这一副作用在大量的“褐野 (brownfield)”(brownfield 在国内还有多种译法，如：褐色地带、褐地、棕色地等。——译者注) 中得到证实，所谓“褐野”是指被认为是由于受危险物质污染而被遗弃和未充分使用其工业特性的场所。EPA 所说的褐野问题关注于实际的或可察觉到的清洁褐野的责任是如何抑制这些场所的恢复发展和重复利用的。因为一个褐野场所的买卖和发展会牵涉到 CERCLA 以及类似的州的法律所规定的责任，对于褐野感兴趣的投资者和开发者的调整的风险可能是特别的。

除了阻碍城市地区的经济发展，褐野还对城镇无计划的扩展有影响。对于贷款人和开发者双方而言，CERCLA 的责任风险可以通过发展“绿野”来消除，而这些土地原本是郊区和乡村地区的未开发土地。当开发者选择“绿野”来逃避潜在的清洁责任时，将会产生两个系列问题。第一，在城市地区遗弃褐野场所将会引起失业、降低税收收入和财产价值的问题。第二，开发绿野场所将会延长工作往返路程，破坏宝贵的开放空间，同时也会对城市城镇无计划地扩展产生作用。

在一些州，褐野问题的重要性已经迫使立法机构采取了行动。例如，在加利福尼亚州，从 1990 年以来已经通过了几项法律来帮助减少对褐野场所有兴趣的开发者和金融机构所面临的阻碍。加州法律有意于促进污染物清除和制定与规划中褐野未来用途相一致的清除标准。另外，贷款人和开发者可以获得有限度的责任豁免，作为承担经州政府部门认可的清洁行动的交换。尽管加州法律有助于减少州法律所规定的责任，但它不提供 CERCLA 规定下的责任保护。

已知褐野问题的重要性，EPA 都做了些什么呢？作为一种创造城市就业机会的努力，克林顿政府的 EPA 开展了一项“褐野优先权”计划。这一计划包括许多的示范补贴 (每一项可达 20 万美元之多)，其目的在于“鼓励团体组织、投资者、贷款人、开发者以及其他有关团体共同致力于污染场所的清洁并使其恢复使用。”❶ EPA 的褐野优先权还为州和地方政府提供了技术支持，改善了联邦计划支持工作训练和地方经济发展之间的协调。CERCLA 的下一次再授权将为国会提供一个监督 EPA 的减少褐野问题成就的机会。

14.2.4 实施战略

CERCLA 的生产效能尺度在刻画 EPA 的超级基金战略方面不能起到主要作用。实际上，识别一个单一的 EPA 方法是困难的。在 6 个危险废物场所清洁的案例研究的基础之上，Church 和 Nakamura (1993) 鉴别了三个不同的 EPA 实施战略：贯彻执行 (prosecution) (或者“强制启动”，enforcement start)，公共工程 (public works) (或基金启动，fund start) 和调节 (accommodation)。

根据 Church 和 Nakamura 的观点，“贯彻执行”方法可以被一个 EPA 的区域办公室来阐明，这个办公室的名声可以总结为“毫无商量的余地 (cut no deals，take no prisoners”)。正如 Church 和 Nakamura 所描述的那样，“执行方法的中心原则是，被选择的 PRPs 能够而且必须对所有的清洁费用负全部责任。”这一方法的实施以严格遵守严密的步骤和时间表为特征，并且厌恶与 PRPs 发展非正式的关系。

遵循公共工程战略的 EPA 区域办公室认为“现在的命令是清洁场所，让律师和会计师

---

❶ 引自 Wise (1995，p. 151)。Wise 总结了 EPA 发起褐野计划的几个因素。

在这之后再去考虑金钱和义务的问题”（Church 和 Nakamura 1993，p. 95）。这一方法在与 PRPs 协商清洁标准和整治措施方面几乎没有留下余地。公共工程战略依赖于 EPA 的权利（依据 CERCLA）去发起对于“对公众健康和环境产生直接的、实质上的威胁”的场所的“清除行动”。清除行动在范围上必须要适度：根据 1986 年的 CERCLA 修正案，一项清除行动花费一般要低于 200 万美元，而且要在一年内完成。例外情况是有可能的，然而 EPA 已经能够利用它们来继续一些超过 200 万美元/年限制的清除行动。❶

第三类实施战略——“调节”，在 Church 和 Nakamura 研究的第三类 EPA 区域办公室中被较多地使用。这一办公室赞成与 PRPs 进行广泛地协商以解决有关场所清洁的争端。与其他两个 EPA 区域办公室相比，这一办公室强调调节的作用，被认为是“更有可能与 PRPs 分享技术信息，并在整治调查和可行性研究所体现的决议中认真考虑它们的投入……或在整治的选择当中……”（Church 和 Nakamura，1993，p. 68）。

因为 PRPs 常常发现不在行政裁决和法庭行动的压迫之下进行相互合作、履行其法律责任是有利的，所以调节战略是有效的。在自愿地与 EPA 就场所整治问题的协商中，一个 PRPs 可以影响它所必须要做的和它必须什么时间做。另外，一项和解协议可以避免政府和其他 PRPs 提起诉讼。然而，不进行和解也有很好的理由。例如，一个 PRPs 可以保留在法庭质询 EPA 的场所整治方案的权利，这一选择被和解协议排除在外了。

Church 和 Nakamura 的分析还涉及到了一个关键问题：在给定的环境中，哪个 EPA 实施方法最有效？根据他们的研究，Church 和 Nakamura 总结了以下在特定环境中可能影响 EPA 实施战略的因素：❷

- 规模、技术难度、清除的设计成本；
- 不同整治方案选择的可行性；
- 数额、资金来源和与场所相关的 PRPs 的合作程度；
- 针对有责任团体的证据的力度；
- 政府官员的态度；
- 根据场所造成的威胁加速实施清洁的必要程度。

除了针对不同的场所，EPA 区域办公室的战略也是随时间变化的。EPA 总部发布的政策经常更新，而且正是这些政策指导区域办公室的行动。

14.3 案例：一个超级基金场所的清洁

在 CERCLA 之下的危险废物场所整治经常涉及到多个团体，其中包含了很多复杂的技术问题和管理规章。❸ 清洁过程可能是十分昂贵的和冗长的，协商和诉讼在决定结果中起了关键性的作用。加利福尼亚 View 山一个被污染场所按部就班的清洁过程为我们提供了一个关于 EPA 如何实施 CERCLA 的实例。

---

❶ 几年前，EPA 发起了超级基金加速清洁模式，它强调在大型场所增加清除行动以及其他及时风险削减的方法的使用。

❷ 除了最后一项，这一列表来自 Church 和 Nakamura（1993，p. 140）。最后一项释义自同一出处。引用材料已经被重新编排。

❸ 这一部分基于 Jean Buo-Lin Chen 和 Cecilia Takayama 就读于斯坦福大学时的研究。Chen 小姐准备了原始案例的研究分析，Takayama 小姐帮助编写了本部分的第一稿。旧金山的 EPA 第 9 区办公室的 Patti Collins 和 Michael Hingerty 提出了许多改善建议。

14.3.1 MEW 的污染历史

(1) 发现场所

"Middlefield-Ellis-Whisman"(MEW) 的清洁工作在 CERCLA 实施后不久就开始进行了，它的名称来自于围绕它的街道（见图 14.3）。正当 EPA 努力促使其雄心勃勃的超级基金清洁计划通过开始阶段时，MEW 仍处于州政府的一个当地办公室——旧金山海湾地区水质控制委员会（RWQCB，Regional Water Quality Control Board）——的管理权限之内。20 世纪 80 年代初期，在旧金山市南边的半岛上发现了很多地下水受到污染的场所，MEW

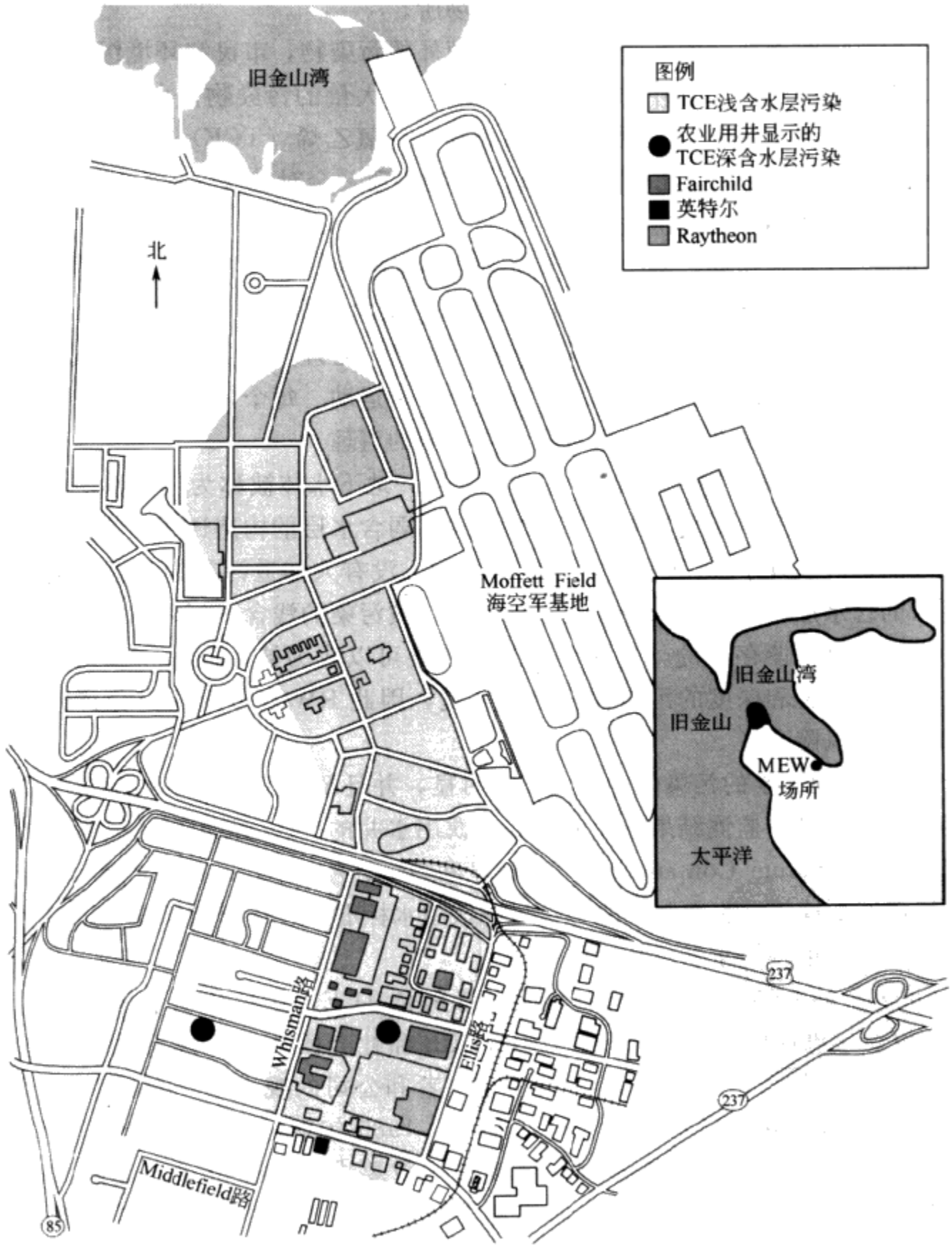


图 14.3　加利福尼亚 View 山的 MEW

(资料来源：加利福尼亚旧金山 EPA 第 9 区办公室。)

就是其中之一。

MEW 有 20 多家公司，包括 Raytheon 公司、英特尔公司、Fairchild 半导体公司、日本电气公司（NEC）和 Siltec 公司。这些企业涉及半导体制造、金属表面精整、物料清洗、飞行器维护以及其他与化学品有关的领域。由于相信这些操作过程是相对无害的，这些公司例行公事地把原料和废弃溶剂存放于地下的储罐中，并使用酸加以中和。这些操作符合当时的规章制度。到 20 世纪 80 年代初期，即大多数公司已经在这一场所营运了大约 20 年之后，人们开始意识到，化学物质正在渗透进入土壤和地下水，他们开始担心当地饮用水源的安全性。1981 年末，地下水污染第一次被发现，但在当时，RWQCB 认为 MEW 的问题还不太重要，它们的精力集中于很多麻烦的有毒废物场所。

随着在旧金山海湾地区的不同位置发现了额外的污染物，市民和环境组织开始呼吁进一步的行动。在 MEW 进行了额外的检测，结果发现了大量的污染物。大约 70 种不同化学物质在那里的地下水和土壤中被发现；主要污染物是三氯乙烯（TCE），一种常用作去污剂的挥发性有机化合物。MEW 的几种污染物疑为致癌物质，会对健康造成有害影响，造成诸如抑郁症、恶心、皮疹和可能的出生缺陷。

在 20 世纪 80 年代初期，MEW 的污染状况是有限的。通过钻探地下水井，5 家公司被识别为“排放者”。❶ 大部分井是监测井，提取出少量的水作为样本用于检测污染物质浓度。其他的是提取井，用于把大量的水抽到地表进行处理，处理方法包括曝气、气提、炭过滤等等。提取井还被用来控制被污染的地下水流的水力学运动。每个公司专注于自己的财产，在描述污染物流特征方面没有合作，也没有实施全面的清理。

MEW 的地下环境极为复杂，有许多的含水层，地下水体被称为弱含水层的不透水黏土层所分割。在 20 世纪 80 年代初期，这些含水层和弱含水层的构造还不为人所知。因而，尽管在一些浅的地区发现了 TCE 和其他有机化合物，没有人知道污染物是否影响到了较深的用作饮用水的含水层。而且，即使饮用水含水层与被污染的浅含水层之间被液压分割，弱含水层中的空隙也是可能存在的。这些导管空隙最终可以成为被污染水和饮用水源混合的途径。此外，不同位置和深度的污染程度也不清楚，因此 RWQCB 无法充分评估污染物造成的健康和环境的风险。

到 1982 年，地下水的污染问题已经非常明显，并且超过了企业和 RWQCB 之前想像的污染程度。Fairchild 的监测结果显示，几处非饮用水井的 TCE 浓度超过了联邦的最高污染标准（MCL，Maximum Contaminant Level）和 TCE 为 5 μg/L 的州行动标准。联邦的 MCLs 是根据安全饮用水法案制定的可执行的饮用水标准。加州行动标准是由卫生部制定的用以保护公众健康的环境水质目标。

1984 年进行的监测显示，污染物浓度（特别是 TCE）之高超出了预料。然而，清洁（cleanup）行动一再拖延，原因是公司、RWQCB 和社会团体在应该采取什么措施和谁应该承担费用上存在分歧。到 1984 年，因为管理者和公司的观点不一致以及这些公司之间的意见不统一，从而导致了清洁工作陷入僵局。1985 年初，RWQCB 对它采取的三种战略选择进行了评估。第一个选择是颁布《废物排放要求》（waste discharge requirement），它授权 RWQCB 在加州法律之下对水质实施管理。废物排放要求包含了州律师可以执行的、权威性的标准和时间表。第二个选择是根据州水质法律发布一项包括严格的清洁时

---

❶ 一个井的安装包括通过土壤钻孔到地下水，围绕井在每一个孔中插入一个管子，然后用砂砾回填空隙。

间表的“终止命令”（cease and desist order），从而直接采取强制行动。RWQCB 考虑的第三个选择是把情况提交给 EPA，根据 CERCLA 来实施清洁。这些行动都规定了通过法院强制执行。❶

RWQCB 要求 5 家公司签署一份单独的允诺书，要求它们保证开展进一步的地下水质调查，以及准备并实施暂时密封装置和全地区清洁的计划。但是这些公司拒绝签署允诺书。因此，RWQCB 发布了公司单独废物排放要求，每一项都只适用于某一家公司的设施。同时，由于没有能够组织起全面的场所清洁，RWQCB 把 MEW 提交给了 EPA，接受 EPA 依据 CERCLA 进行的清洁行动。此时，RWQCB 已经意识到，污染物浓度已经较高而且遍及广大地区。这样看起来，将情况提交到 EPA 是整个地区能够进行及时清洁的最大希望。

（2）列入国家优先考虑名单中的场所

图 14.4 概要描述了 EPA 根据 CERCLA 实施整治行动时遵循的步骤。在 MEW 这一案例中，“场所发现”（site discovery）这一步在 RWQCB 把场所提交给 EPA 时就完成了。根据初步评价和场所调查的结果，EPA 把 MEW 中的三处列入了国家优先考虑名单（NPL，National Priority List），这是一个全国最严重危险废物场所的清单。国家优先考虑名单根据 CERCLA 编制，用以指导联邦对危险废物场所投入的注意力，这些场所按照其需要清洁的迫切程度进行排列。只有列入国家优先考虑名单的场所才可以使用超级基金来开展整治行动所需的建设、操作和维护等工作。❷

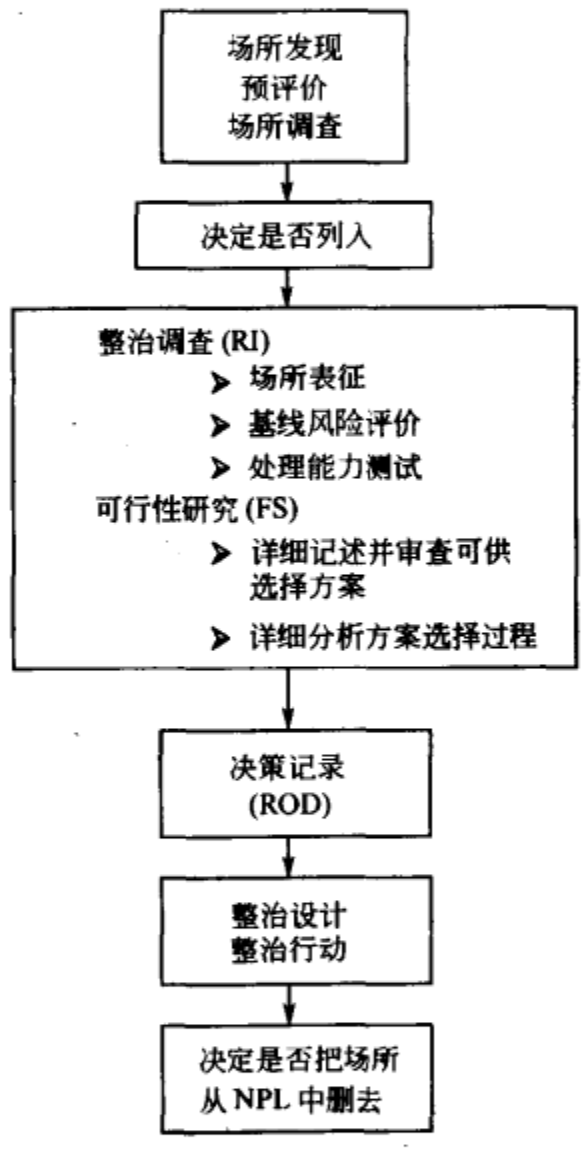


图 14.4　超级基金场所实施 CERCLA 的程序

EPA 使用它的危险等级系统（HRS，Hazard Ranking System）来决定什么样的场所可以列入国家优先考虑名单，这是一个根据 4 种污染物迁移途径（地下水、地表水、大气和土壤）来评估场所污染情况的系统。针对某一特定场所使用 HRS 将得到一个 1 到 100 之间的分数。累积分数超过 28.5 分的场所被认为是情况严重的国家优先考虑名单候选者。到 1986 年，大约 1200 处场所因为其在危险等级系统下的评分而被列入国家优先考虑名单。❸ 尽管名单中的场所一般都可以成为超级基金场所（并且还可以使用信托基金开展清洁），但它们并不能自动获得这个地位。

14.3.2　在 MEW 实施超级基金的程序

根据超级基金法规授予的权利，EPA 指派了一个工程管理者来对整个 MEW 场所进行

---

❶ 这一段是根据 Thomas J. Berkins（RWQCB 的工程师）的一份内部 RWQCB 备忘录。

❷ 然而，EPA 可以把超级基金用于许多未列入 NPL 的场所的行动。例如，超级基金可以用于支持在未列入场所实施行动和研究。

❸ 这一估计来自于 Mazmanian 和 Morell（1992，p. 31）。

管理，并要求各公司开展整治调查/可行性研究（RI/FS，Remedial Investigation/Feasibility Study）。虽然 EPA 拥有组织行动的广泛权利，但是进行快速的清洁工作还是难以实施。主要有两方面的原因：存在难以计数的潜在责任团体，缺乏污染程度的信息。在 EPA 决定最终的清洁设计和实施之前，必须首先完成大规模的整治调查和可行性研究。在 RI/FS 期间，存在大量的重复性工作（比如公司聘请工程顾问来验证其他公司获得的结果），以及很多的调控者和相关团体之间错综复杂的谈判。

（1）整治调查和可行性研究

作为 EPA 场所整治程序的标准组成部分，RI/FS 用来对最终清洁计划做出建议。RI/FS 过程的复杂性在 MEW 中有明显表现，在这里，研究工作从 1985 年持续到 1988 年。

作为谈判的结果，5 家公司之中的 3 家被认定为 MEW 的潜在责任团体，它们订立了与 EPA 达成一致的行政裁决，并按照 EPA 规定的时间表来资助和实施 RI/FS。这三个团体（英特尔、Raytheon 和 Fairchild）还同意进行一项可操作单元（operable-unit）可行性研究，用它来评价“中间行动”，“中间行动”是一项在 RI/FS 进行时用来防止环境与健康的直接威胁的措施。另外两个 PRPs（NEC 和 Siltec）没有与 EPA 达成协议。

整治调查（remedial investigation）包括三个阶段（参见图 14.4）。在第一阶段，也就是“表征场所”（site characterization）阶段，要钻凿出数百口有代表性的监测井，还要收集接近的空间间隔的土壤岩屑和水样。实验室研究、统计分析、计算机模型被用来描述土壤地层和地下水流，并确定污染程度。

整治调查的第二阶段是基线风险评价（baseline risk assessment），用来评价污染物质表现出的毒性以及人群和环境将会受到的污染程度。在 MEW，基线风险评价推断用于供给饮用水的被污染地下水是对公众健康最为重大的威胁。

最后，在整治调查的第三阶段，工程师们要进行处理能力测试（treatablity tests），这包括对潜在可应用技术进行尝试性测试，来观察它们在特定的场所是否能够有效去除污染物。

可行性研究伴随着整治调查进行，它用来开发、评价并选择整治措施。❶ 技术专家们鉴别有关的污染物质或者处置要求，然后鉴定可能的处理技术。一些可供选择的技术要接受更为详细的研究，并进行相互比较。在 MEW，几种方法被考虑用来处理土壤，另外还有其他几种方法接受用于处理地下水的考察。❷ 总之，在可行性研究报告中会给出一定数量的备选计划（其中包括“不采取行动”），还有对于每一个计划的分析和一个推荐计划。EPA 从这些备选方案中选择它建议实施的清洁计划。

CERCLA 要求 EPA 将它要提交的整治行动计划建议接受不少于 30 天的公众评判；还可以举行非正式的公众集会，允许有兴趣的团体表达它们的意见。作为对公众建议的审查和回应，EPA 可以决定修改最初提议的行动方案。整治行动的公众接受情况是 EPA 用来决定最终方案的标准之一。

（2）EPA 的决策记录

---

❶ 整治调查的一部分和可行性研究同时进行，这些活动紧密相关。

❷ 在 RI/FS 在 MEW 场所实施的同时，EPA 从事于识别 PRPs 的进一步努力。尽管 EPA 识别了另外的 PRPs，过程却是复杂的，这是因为这一区域的许多公司排放过有毒化学物质，它们的污染物已经进入了它们的场所底下的地下水，水流已经汇合在一起，难以区分水流中污染物的来源或者每一公司所贡献的数量。

EPA 在“决策记录”（ROD，Record of Decision）中宣布它的最终计划，决策记录用来记录有关在污染场所采取措施的决策。如果需要采取行动，EPA 的决策记录会说明要采用的技术和需要达到的清洁标准。在一个涉及地下水污染的案例中，制定清洁标准一般需要回答有关目前和计划中对地下水利用的问题，以及提供替代水供给的可行性。❶ 标准以及整治行动的其他方面必须与所有的“可应用的、或相关的以及适宜的规章”相一致，这些规章用来管理一个地方遭受污染所造成的健康和环境方面的潜在风险。

EPA 关于 MEW 的决策记录于 1989 年发布，概括提出了所采用的整治方法。ROD 包括针对被污染土壤和地下水的独立的清洁计划。土壤清洁计划依赖于“蒸气提取井”的使用，它从土壤中抽取含有挥发性有机化合物的气体。提取出的气体内的污染物可以（如有必要）经过炭过滤处理，而且提取出的气体要通过一座塔排放。土壤清洁计划还包括挖掘被污染土壤并使之暴露于空气之中。

地下水清洁计划包括一项“抽水和处理”方案。污染地下水被抽到地表，然后通过“气提塔”，在这里使污染物质蒸发掉。计划提倡尽可能地重复利用经过处理的地下水，并把不再重复利用的水排入当地的河流。❷ 整个整治工作预计需要花费 4900 万美元到 5600 万美元之间。❸

在发布了针对 MEW 的 ROD 之后，EPA 开始与 PRPs 协商以确定哪些团体负责实施 ROD 所包含的各种整治措施。谈判持续了大约一年。尽管在 MEW 有多于 20 个 PRPs，EPA 的努力集中于 RWQCB 曾定为目标的 5 家公司以及另外 6 家公司。在全部的 11 个 PRPs 之中的 9 家选择不进行和解，它们接收到来自于 EPA 的第 106 款行政裁决（参见表 14.1）。与 EPA 达成和解的两个 PRPs（Raython 和英特尔）通过签署一份约定它们将要采取的清洁场所的行动的双方同意的判决来使它们的协议正式化（参见表 14.2）。❹

表 14.1　EPA 对 MEW 的 9 个 PRPs① 发布的行政裁决的选择因素

- 负责长期的大范围清洁系统的运行和维护，直到 MEW 研究区域的清洁达到 ROD 要求的标准。
- 调查地下水污染的当前构造。
- 建立一套控制系统防止污染物的进一步迁移。
- 依照海湾地区空气质量管理区和 EPA 的标准控制气体排放。
- 查找每一个管道、沟渠的位置，诸如老井和暴雨排水沟等可以使得污染物进一步迁移的管道，并关闭这些管道；或者，如果无法予以关闭，就设法阻止任何进一步的通过该管道的污染物迁移。
- 开展深入调查以确定 MEW 污染物周围的清洁地下水的化学性质。
- 寻求和研发重复利用全部经处理系统处理的地下水的备选方案。
- 另外，EPA 可以对未能遵守命令的公司处以罚款。

① 以下 PRPs 接收到命令：Fairchld 半导体公司、Schlumberger 科技公司、国际半导体公司、日本电气公司、Siltec 公司、Sobrato 发展公司、General Instrument Corporation（GIC）、Union Carbide Chemicals&Plastics 和 Tractor X-Ray 公司。

注：来源为 MEW 研究区数据表 #3，美国环境保护局，9 区，旧金山，CA（1991.5）。

❶ 有关根据 CERCLA 建立清洁标准过程的更多信息参见 Barth，Hanson 和 Shaw（1988）。

❷ 对于表面水体的直接排放需要得到依据国家污染排放削减系统的许可。

❸ MEW 补救工作的详细内容由 EPA 9 区办公室发布的 MEW“个体资料”给出。

❹ 在一个 ROD 的案例中，发布双边同意的判决的过程同样包括公众异议期。公众异议和 EPA 对于这些异议的反应成为记录 EPA 在超级基金场所的决策制定的管理记录的一部分。

表 14.2　MEW 的同意 ROD 实施决议的 PRPs 选择因素

协商决议条款要求 Raytheon 公司和英特尔公司：

- 支付设计和建设一个大范围地下水清洁系统的费用。
- 支付从“中间期”末尾到清洁完成的大范围地下水清洁系统的 35%的运行和维护费用①。
- 建立一个在清洁系统设计和建设期间用来控制污染地下水进一步迁移的系统。
- 依照海湾地区空气质量管理区和 EPA 的标准控制气提塔的气体排放。
- 在它们各自的设施内清除土壤污染。
- 在 Silva 井(一个现已关闭的深水井)地区建立深入监测系统。
- 返还 EPA 前期监管的费用。
- 返还 EPA 前期关闭两口深水井的费用。
- 支付未来监管费用。
- 另外，EPA 可以对未能遵守协议条款的公司处以罚款。

① “中间期”末尾是指 Raytheon 和 Intel 支付的费用已经与 PRPs 依据行政裁决（参见表 14.1）支付的费用平衡的时期，比如根据协商决议的 PRPs 已经支付了 35%，依据裁决的 PRPs 已经支付了 65%。在中间期之后，费用被划分为 35%～65%。

注：来源为 MEW 研究区数据表＃3，美国环境保护局，9 区，旧金山，CA（1991.5）。

表 14.3　影响 PRPs 决定是否与 EPA 就 ROD 实施达成一致的因素①

选择协商

优点：

- 可参与决定将要执行的任务的细节(比如时间表)以及费用是否在 PRPs 和 EPA 之间分摊。②
- 获得“贡献保护”，可以防止被非和解者起诉。
- 获得政府的“不起诉契约”，可以防止协议以外额外任务的诉讼。③

缺点：

- 同意不在法庭上对选择的整治方案提出异议，而且要持续进行整治行动，直至达到协议的标准。
- (通常)同意支付部分或全部的 EPA 的过去和将来的监管费用。
- 为收回其他未参与协商的 PRPs 逃避的费用而提起“补偿诉讼”造成的负担。

不选择协商

优点：

- 享有政府既不根据 106 条发布行政裁决，又不受到 107 条收回成本起诉的可能性。
- 如果遭受到 106 条行政裁决，拥有是否在法庭对 EPA 的整治方案细节包括清洁标准提出异议的选择权。

缺点：

- 冒有被列入 106 条行政裁决的风险，这一裁决会包括不服从命令的巨额罚款。
- 承担被政府为收回 EPA 前期成本以 107 条起诉的风险。④
- 承担被参与协商者为收回费用而提起的补偿诉讼的风险。
- 失去影响整治行动的实施细节(比如开展工作的时间表)的能力。

① 根据美国环境保护局，9 区，旧金山，CA（1994 年春）Patti Collins 为斯坦福大学，市政工程 266，“环境政策设计与实施”所做的未发表记录。

② 费用根据 CERCLA（修订）中的允许“混合筹款”的条款在 PRPs 和 EPA 之间划分。国会允许超级基金的资金用于弥补可归于未知的或破产的团体的费用。在某些情况下，EPA 还可以使用这些资金来弥补已知的、有偿付能力的但是拒绝协商的 PRPs 的费用，EPA 拥有根据 107 条提起诉讼收回资金的选择权。

③ 总之，EPA 给予“不起诉契约”时附带一项条款（被称为“重新协商条款”），允许 EPA 在未来收集的信息表明协议中的整治措施不再能够保护公众健康和环境时可以起诉协商者。“不起诉契约”和“贡献保护”都只是涉及协议文件中规定中包含的整治问题。

④ 在这一情况发生的典型环境中，EPA 选择不发布要求实施其所选择整治行动的 106 条命令。取而代之是自己完成工作，然后根据 107 条提起诉讼来收回前期费用。因为 EPA 与亲自开展工作的 PRPs 相比缺乏控制成本的刺激，所以非协商者就要承担这些费用有可能相对较高的风险。

一个 PRPs 决定是否与 EPA 达成清洁场所协议的过程是复杂的。和解（或者不和解）的有利与不利在表 14.3 中进行了总括。例如，与 EPA 达成协议的 PRPs（诸如在 MEW 的 Raython 和英特尔）可以起诉不参与和解的 PRPs，以此收回非和解者不参加清洁所逃避的费用。然而，和解者本身不能被其他的 PRPs 起诉，它们拥有“贡献保护”（contribution protection）。仔细考虑一下，非和解者也有一些有利之处。在 MEW 案例中，9 个不参与和解并接受到行政裁决的 PRPs 如果加入到对 EPA 的诉讼就可以获得对 EPA 的整治措施提出异议的权利。那些不参与和解而又不受行政裁决管制的 PRPs 可以避免支付任何清洁费用。那些非和解者最终会受到行政裁决的管制或者受到其他参与清洁的 PRPs 的诉讼。

14.3.3 超级基金程序的复杂性

在 MEW 受 RWQCB 强制管理的 5 年中，清洁工作进展缓慢。然而，即使整治过程受到 EPA 调控的指导，在 EPA 发布详细说明所选择整治条款的决策记录之前，也花费了很多时间。为何过程如此冗长？是什么因素造成诸如 MEW 的超级基金场所的延迟？

（1）超级基金清洁中的多个团体

在诸如 MEW 之类的场所，清除有毒废物需要花费很多的时间和资金，原因之一是因为牵涉到大量的团体。参与清洁过程的各方存在着不同的动机，因此在确定责任和协商所需开展工作细节时造成了很多困难。在一个和 MEW 一样复杂的超级基金清洁场所，主要的参与者包括：

- 管理部门，包括 EPA 项目管理者、EPA 和司法部的律师；
- PRPs，包括项目管理者、内部律师和内部技术人员；
- 当地居民、当地政府和环境保护组织；
- PRPs 和 EPA 的技术顾问；
- PRPs 的外聘律师。

在超级基金整治过程中的 PRPs 和管理者的关系经常是对抗性的。管理部门倾向于从广泛的角度来观察场所，寻求对人体健康的保护以及恢复环境质量。相反，PRPs 试图减少其认为不必要的清洁花费的支付责任，以此来保护自己的利益。

即使在管理部门或者一个作为组织的 PRP 内部，技术顾问、律师和项目经理在什么是组织的最大利益问题的看法上也是不同的。不同群体经常持有不同的态度和兴趣。❶

技术顾问负责调查工作，准备技术文件，并且在 PRPs 和管理部门之间起联络作用。EPA 雇佣它自己的技术顾问。大多数 MEW 的公司都聘请技术顾问来管理对它们财产的调查。尽管为 PRPs 工作的技术顾问在降低成本、管理有效清洁、安抚管理者方面服从他们的委托人的意见，他们本身也有自己的观点。例如，环境工程顾问在分析步骤和处理技术方面会有不同意见。在 MEW 的案例中，技术顾问之间就存在分歧，分歧表现在描述污染物质在地下水中移动的模型中如何取值（见下文）。

代表 PRPs 的律师有责任减少它们的委托人的法律责任，有时他们对于程序性问题的关系要强于他们对有效清洁的关心。在 MEW 的案例中，公司律师（包括内部的和外聘的）准备并校阅文件，鼓励对所有诉讼的文件进行详细记录，建议公司工程经理在与管理部门的交流中应该说什么，不应该说什么。

---

❶ 以下对于技术顾问、律师和项目经理的态度和兴趣的观察是根据 1992 年 2 月 5 日对 Patti Collins（MEW 的 EPA 项目经理之一）的访问。

因为在负责清洁项目的公司经理清除污染的法律和技术问题之外还关心其他很多问题，他们并不是经常听从他们的律师和技术顾问。项目经理必须要考虑很多的因素，包括潜在的清洁成本、公司财政状况、进行中的其他工程、公司的名誉以及周围社会的特征。在 MEW（以及许多其他的超级基金场所），项目经理、技术顾问和律师在角色、动机和个性方面的差异使得 EPA 和 PRPs 之间固有的对抗性关系更为紧张。

（2）技术和管理复杂性

影响超级基金场所清洁复杂性的另一个因素，是与场所整治措施和清洁目标选择相关的技术和管理的复杂性。特别是当缺乏描述场所的数据、地下环境复杂并且很难预测污染物行为时，人们往往在从技术角度来看何种整治行动是最好的这一问题上意见不一致。

例如，在考虑围绕 MEW 的污染物流动的预测模型时就存在很大分歧。数学模型用来确定该地区地下水流动的现状和历史，并描述作为蓄水层之间开放式管道的隐蔽水井的特性。模型还被用来确定污染源。在这一过程中，分析描述污染物水流的数据来确定哪一个污染源对水流有贡献以及贡献的数量。公司基于以下几点反对模型研究的结果：（1）数据不完全；（2）数学模型中的参数估算不正确；（3）模型不适用于 MEW 如此复杂的蓄水层。公司把模拟计算工作视为价值值得怀疑的昂贵步骤，并认为它延缓了整治行动。数学模拟的使用是无法达到“技术一致”的。❶

在 MEW，使用泥墙作为中间整治措施，这进一步说明了技术争议是如何使清洁过程变得更为复杂的。Raytheon 和 Fairchild 半导体公司计划在其所属物之下建造泥墙来阻止污染物的运动（见图 14.5）。日本电气公司反对 Raytheon 的提议，认为泥墙会转移大量的污染物到他们的所属物之下，这样使得很难确定谁应对污染负责。同样，Siltec 反对 Fairchild 建设泥墙的提议，担心污染地下水会转向它的所属物。地下水流的改变对于 PRPs 的意义重大，因为在建筑泥墙的时候，地下水的污染源并未完全确定。任何现存状态的改变，包括监测井和提取井的使用，都会对查明污染源造成困难。在本案例中，EPA 驳回了反对意见，批准了泥墙的建设。

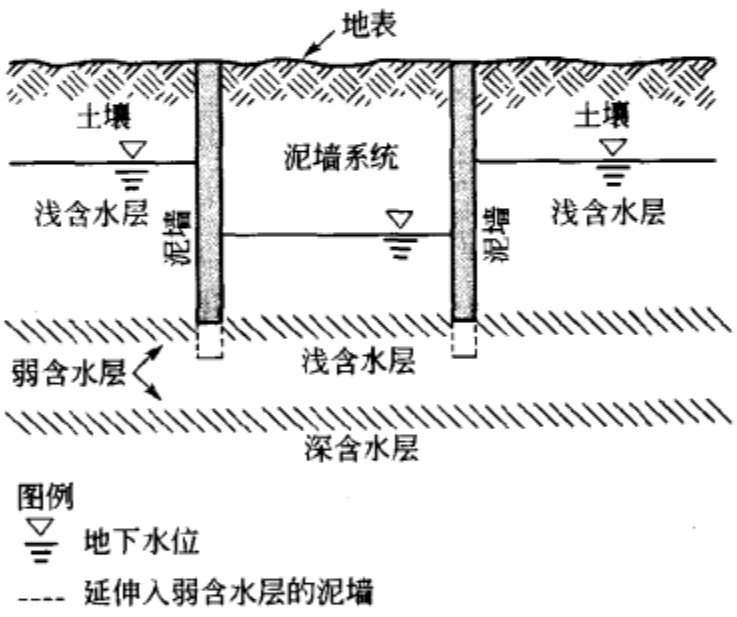


图 14.5　MEW 的泥墙系统

（资料来源：加利福尼亚旧金山 EPA 第 9 区办公室。）

选择清洁标准的过程又增加了额外的困难。大多数复杂的危险废物场所受到来自联邦、州和当地的多重管制。这些管制中的差异导致关于清洁标准的争论。超级基金场所的整治措施必须符合所有的可适用的或相关的和适宜的要求（ARARs，Applicable or Relevant and Appropriate Requirements）而且还要考虑其他相关的联邦标准、咨询报告、指导方针以及州标准。❷ 确定哪些规章是相关的和适当的经常需要相当多的工作。

---

❶ Jim McClure，MEW 的主要工程师，Harding Lawson Associates，Novato，California，1992 年 2 月 11 日，斯坦福大学 Jean Chen 电话采访。

❷ 在限定环境下，不遵守 ARAR 可以是合理的。ARAR 弃权在 Sheridan（1987，p. 23）中有描述。

在 MEW，ARARs 是公司之间纠纷的原因之一，并且使 EPA 关于“怎样的清洁才是清洁”做出决定变得困难。例如，RWQCB 与公司根据 RI/FS 应用的加州法律不一致。RWQCB 列举的问题伴有解释：(1) 流域计划，控制水的潜在用途；(2) 州的识别水质程序的目的在于污染地下水的清洁；(3)“最佳可用技术”定义条款。EPA 在州管理者和公司之间起联络作用。对于 ROD 条文的异议又增加了新的复杂性：尽管原始的 ROD 指定了清洁“目标”，EPA 后来又赋予这些“标准”、“最终清洁标准”的地位。术语上的这一差异对一项 ARAR 放弃权利是否行使产生了影响，同时它还是导致一起 Fairchild 半导体（PRPs 之一）对 EPA 诉讼的因素之一。❶

正如在 MEW 所显示的那样，大量团体的卷入以及整治行动的管理和技术复杂性可以把一个本身就困难的问题搞得更加混乱。除非团体之间的关系得以改善、清洁标准被降低、危险废物管理简化或者整治技术费用变低，否则超级基金场所的整治过程是不太可能变得容易和快速的。

(3) 冗长的清洁过程是不可避免的吗？

超级基金场所清洁的高成本和长时间受到持续的关注。有望改善整治过程吗？一个可能的方向是改变责任规则。许多人质疑 CERCLA 是否提供了最有效地资助清洁的方式。另外一些人呼吁增加诸如调解和仲裁等“备选争议解决方案”方法的使用。❷ 还有其他人建议清洁标准应该放松，因为当前的标准有时会迫使采取处于技术所能实现的极限的措施，并且造成的费用远远超过估算的减少健康和环境风险的货币化收益。

尽管在降低费用和时间方面进行着不断的努力，在加速被污染土壤、地下水的整治过程中仍存在技术性限制。即便是在一个有效管理的清洁过程中，地下水行为也难以预测，它的运动是缓慢的。清洁可能花费十年时间，而抽取和处理地下水和土壤的结果经常是不确定的。危险废物场所整治专家认为，公众对于清洁工作所能实现的结果抱有不切实际的期望。例如，McCary（1990，p. 51）认为“管理者、政策制定者和公众”需要理解“技术困难、不确定因素、有效清洁的时间和费用要求”，从而能够建立“更为实际的整治目标和期望”。

除了技术因素造成的限制以外，决策过程本身对有效、快速的清洁有限制作用。EPA 设计的 RI/FS 程序是对国会在 CERCLA 中发布的指令的响应。但是该过程是复杂的，它的实行可以花费数年时间，尤其是当涉及到许多 PRPs 的时候。MEW 的经验可以作为例证。EPA 于 1985 年间涉足这里，直到 1998 年才完成整治调查并发布了可行性研究草案。又过了一年，EPA 的区域管理者才签署了 ROD（1989 年 6 月），概括描述了所需要的清洁方法。而又过了一段时间，才发布了 106 条行政裁决（1990 年 12 月生效）和与 Raython、英特尔达成的协议（1991 年 5 月开始公众可以查阅）。

在 MEW，为完成研究和达成协议而花费了很长的时间，但就一个有众多 PRPs 的场所来说，这样的时间是平常的。尽管评价不同，超级基金场所整治的典型时间界限包括 EPA 的整治行动实施之前的四年时间。❸

整治过程可以变短吗？CERCLA 责任计划已经成为关于如何改善超级基金场所整治过

---

❶ Fairchild 半导体认为，在改变“标准”“目标”过程中，EPA 取消了之前的最终清洁标准取决于技术实用性的观点。尽管 Fairchild 是参与起草 RI/FS 的三个 PRPs 之一，EPA 在修订 ROD 之中的变化导致 Fairchild 拒绝签署实施补救行动的双边同意判决。这对 EPA 和 Fairchild 都造成了大量诉讼费用，最终，联邦法院拒绝审阅 EPA 就此事的决策。

❷ 备选的讨论解决方案在第 18 章进行讨论。

❸ 这一估计来自 Helmen 和 Hawkins（1988，p. 101）。

程的讨论的中心话题。但是改变 CERCLA 的责任系统是得到及时结果的关键所在吗？考虑下面的假设情况：EPA 和其他对 MEW 的清洁贡献资金的团体，其每一个都认为它的费用负担是公平的。决定谁应支付清洁费用不在讨论问题之内。即便是在这一假定的环境中，仍然存在许多关于科学和工程信息是如何收集和评价的，什么样的清洁标准是适宜的，哪项技术整治方案是可行的等方面的问题。正如可提出证据加以证明的那样，造成冗长的和有争议的超级基金整治过程的原因，应更多的归咎于技术问题而不是 CERCLA 责任计划的缺陷。

14.4 作为废物管理战略的污染预防

诸如 RCRA 和 CERCLA 之类的严格的危险废物法律，以及苛刻的控制有毒废水和空气排放的规章，已经使得许多公司采取污染预防作为其废物管理工作中的重点。❶ 目前还没有单一的、统一的被采用的污染预防定义，表 14.4 描述了普遍使用的一些术语。❷ 表中列出了污染预防措施层次体系，废物源削减位于最高层次。许多厂家试图通过减少废物的数量和浓度来削减达到废物排放要求所需的费用。接下来的两个层次包括物质回收和再利用，并给予了废物产生地回收利用以首选位置。现场回收利用的首选形式包括一个“闭合循环”，从中间废物流回收的物质在同一个生产过程得以再利用。远距离回收的位置较低，因为需要运输回收物质，而且在物质回收市场存在不确定性。❸ 另外，远距离回收设施本身可能成为主要的废物源。传统的末端治理方式位于最底层。

表 14.4 污染预防措施层次体系①

- 废物源削减。通过以下方法减少废物总量和危害：
  - 改善操作步骤
  - 改变进料
  - 重新设计生产过程
  - 重新设计产品
- 现场回收和再利用。通过处理中间废物回收有利用价值物质作为生产原料或者出售给他人来减少最终废物排放。
- 远距离回收和再利用。远距离运输废物后处理中间废物回收有利用价值物质作为生产原料或者出售给他人。
- 末端治理。使用化学、物理和生物方法以及焚烧把废物转化为低害物质。

① 该术语并未标准化，一些分析专家只把废物源削减和现场回收和再利用看做污染预防，参见 Hirshhorn 和 Oldenburg (1991, p. 40)。

14.4.1 污染预防措施例证

关于污染预防的文献资料非常多，许多例子可以用来说明表 14.4 中的每一项。❹ 因为废物源削减无可置疑的是表中主要类别中最不常见的，关于它的例子很少。可以通过改善操作步骤来削减废物，这包括保存水和能量以及维护设备（例如，修理阀门和封条处的泄漏），削减限制保存期限的化学物质输入总量的努力。因放置时间太长而过期成为废物的化学品必须进行处理。其他改善操作步骤的例子还有减少危险性化学物质溢出的物料处理方法。

❶ Scott R. Leopold 就读于斯坦福大学时为此部分的初稿做出了贡献。

❷ “生态效率”有时被用作污染预防的同义词。

❸ 对于远距离回收在污染预防措施等级系统中位置较低的分析，见 Hirschhorn 和 Oldenburg (1991, pp. 47-51)。

❹ 文献资料的介绍参见 Fischer 和 Schot (1993)，以及 Hirschhorn 和 Oldenburg (1991)。

一个铅管制造商的事例可以用来说明怎样凭借简单改变操作来削减废物产生，这个铅管制造商修改了他的产品质量控制流程。❶ 原来的方法是在产品经过电镀处理之后检查其金属部分，电镀意在改善抗腐蚀性和外观。这意味着所有用于电镀有缺陷位置的化学品都被浪费掉并产生有毒排放。用电镀前检查代替电镀后检查，公司产生的危险废物得以大量削减。

通过改变进料可以来减少废物排放，其中包括使用那些进入废物流后较少产生问题的原料。例如有一家造纸公司，EPA 要求它降低其废水排放中多氯联苯（PCBs）的浓度。该公司考虑了两套处理方案，但都放弃了。代替废水处理的方法是通过改用回收办公用纸作为生产原料来去除 PCBs。通过除去含有 PCBs 的回收纸（尤其是碳性复写纸），该公司把它的 PCBs 排放削减到零。对于该公司而言改变其原料比使用任一种处理方案都划算。❷

一个电镀设施的经验说明了通过“重新设计生产过程”（redesign of production processes）可以削减废物产生总量。❸ 在电镀过程中，支架上（或者圆管中）的金属部分浸入电镀槽中，在这里被镀上一层其他金属，比如锌、铬等。当支架从电镀槽中被取出时，一般都会带出一部分电镀溶液。电镀公司重新设计了它的操作，使用了一个带出液槽。在进入清洗池之前支架将暂时放置在这里。新采用的带出液槽有两个优点。第一，带出的电镀溶液中的化学物质可以在带出液槽中被收集并返回到电镀槽。第二，清洗池中的化学药品可以使用更长时间，这是因为较少从电镀槽中带来的杂质造成的污染。总体的效果就是该公司产生较少的危险废物，而且节约了化学品使用量。

表 14.4 中污染源削减措施的最后一项“产品重新设计”（product reformulation）可以通过一个造纸公司的生产决策来阐明。该公司决定生产同一系列的证券纸、纸巾和其他产品，但是降低产品的光亮度。❹ 生产高光亮度的白纸比生产同等质量的非漂白纸需要更多的化学品、水和能量。通过制造低光亮度的纸制品，一些废物的排放可以大幅度的削减。

14.4.2 管制激发污染预防

政府管制与厂商选择污染预防决策之间存在联系。一些公司把污染预防看做以节约费用方式服从管制的策略。另一些公司则主动采取污染预防，并将其视为降低污染以达到标准要求，从而实现降低费用和风险的目的。更有一些公司走得更远，它们采用了消除所有污染排放的目标。

表 14.5 列出了一些与美国国内企业对污染预防感兴趣的有关管理方案和条例。其中的前两项已经在前面的部分讨论过：根据 CERCLA 的未来清洁费用责任、服从根据 RCRA 发布的规章所需的费用。RCRA 建立的复杂规章迷宫并不是美国工业所面对的惟一的一个。正如前面章节中详细描述的那样，厂商还要面对依据联邦空气和水污染控制法律的严格清

表 14.5 鼓励源削减的联邦法律和方案示例

- CERCLA 的责任条款
- 关于空气和水污染控制以及危险废物管理的联邦法律
- RCRA 的保证适当废物削减方案的规章
- EPCRA 的有毒物质排放名录
- 1990 年的污染预防法

---

❶ 此例来自于 Hirschhorn 和 Oldenburg (1991，p. 77)。

❷ 造纸公司案例来自 Bartos (1979)。另一个以改变输入代替末端治理的实例是使用燃煤发电的发电厂。通过从高硫煤转化为低硫煤，电力设施能够以较低的二氧化硫排放生产同等数量的电。另一个改变输入作为污染削减战略的案例由 Keneese 和 Bower (1979) 给出；更为普遍的案例见 Hirschhorn 和 Oldenburg (1991)。

❸ 电镀案例来自 MIT (1991)。

❹ 有关产品重新设计的案例来自 Keneese and Bower (1979)。

洁要求。而且违反环境法律的处罚既有高额罚款，也存在公司职员被监禁的可能性。这些针对不服从者的规章和处罚已经刺激了许多厂商采纳污染源削减，以此作为避免提交书面报告、时间花费以及为了满足废物管理规章而付出的花费。另外，废物源削减为公司提供了一种减轻与满足规章相关的不确定性的途径，这些规章被环境部门和法院不断修改和重新解释。

表 14.5 还列举了三项国会通过的促进污染预防的措施。[1] 其中一项措施是根据资源保护与再利用法（RCRA）产生的，要求危险废物产生者保证有一项具有经济可行性的“降低废物产生量和毒性”计划。（参见图 14.1）

第二项引导厂商预防污染的管理措施是“有毒物排放名录”（TRI，Toxic Release Inventory），TRI 由 EPA 根据 1986 年的紧急事故规划和社区知情权法（EPCRA，Emergency Planning and Community Right to Know Act）每年发布一次。[2] 每一年，厂商的排放如果超过 EPA 列出的一种或数百种有毒化学物质中的大多数的最低量，就必须向 EPA 汇报这些排放情况。每年的“有毒物排放名录”可以通过书面报告和数字化（在一张光盘上）形式获取，它能够为政府、有利害关系的公民以及环境组织提供各个公司的详细的有毒物排放情况。

在第一个“有毒物排放名录”于 1988 年发布之后不久，环境组织公开了拥有最大有毒物排放的厂商的相关信息。不利信息的公开使得许多公司通过削减有毒物质排放来改善它们在 TRI 中的排位情况。[3] 经常被有毒物排放信息提升的公众压力已经成为导致一些厂商在污染预防方面采取主动立场的因素之一。TRI 能够起到帮助企业的作用，因为公司在 TRI 中排位的改善是有积极作用的信息公开，它使得厂商能够赢得公众的信任。

第三项促进污染预防的联邦法律是 1990 年的污染预防法。该法案指导 EPA 建立了一个污染预防办公室，收集并发布污染源削减的技术信息。另外，该法案要求公司每年要向 EPA 汇报，在根据 EPCRA 报告它们的有毒废物时，要详细提供它们的废物最低额和回收计划。[4] 有几个州也制定了关于污染预防的法律。例如，俄勒冈州的《有毒物质使用削减和危险废物削减法案》要求公司制定并实施污染削减计划。[5]

14.4.3 清洁生产可以增加收益

表 14.5 中列出的条目强调规章作为刺激厂商污染预防的一个因素。然而，工业企业有推行污染预防的经济刺激，它超出了服从规章削减的费用。许多公司发现即便是在缺乏规章的情况下污染预防也有其经济意义。采取主动污染预防的厂商经常重新考虑它们的生产操作，并发现更好的开展工作的途径。最知名的方案之一，被称为“污染者付费”的方案在一个全球性的大公司实行，这个公司主要以明尼苏达矿业和制造业公司（3M，Minnesota Mining and Manufacturing Company）为基础组成。公司已经报告年节省费用超过四亿美元

---

[1] 表 14.5 中列出的政府方案只是例子，而不是全部。还有许多其他的政府提出的鼓励污染预防措施。例如，EPA 的绿色照明计划（Green Lights program）为自愿选择调整照明作为削减电力使用的厂商提供技术帮助。

[2] 尽管 EPCRA 作为超级基金修订及再授权法案的标题三建立，它仍是独立于超级基金法案的单独法令。除了要求有毒物排放清单，EPCRA 还要求厂商准备紧急事件反应计划，并在管制物质突发性排放时通知州和地方当局。

[3] 例如，1988 年，Monsanto 公司依照 TRI 保证削减其设施的 90%有毒污染物排放（Novick，Stever，and Mellon，1995，pp. 13-209）。

[4] 根据 1990 年的污染预防法案，EPA 必须向国会公布包括工业企业采取的污染预防措施所实现的 TRI 废物削减分析的两年度报告。

[5] 更多关于 Oregon 方案的内容见 Hansen（1989）。

(全球范围)，这正是节约制造成本和服从规章节省的费用。❶

最近，厂商发现污染预防仅是回应环境关注时提高利润的方法之一。遍布世界各地的厂商正在发现来自于清洁生产（CP，Cleaner Production）的潜在利益："连续的在生产过程和产品中使用一套综合的预防性策略来减少人类和环境风险。"❷ 污染预防主要关注于生产过程。清洁生产过程的概念是广泛的，因为它的内容包括了清洁产品和清洁生产过程。

生产清洁产品的潜在收益，依赖于消费者对环境友好产品需求的增长。然而，"绿色市场"（环境有益产品市场）的形成已经被妨碍，这是因为令人误解的广告及其造成的后果：消费者困惑。尽管一些国家（例如德国）已经通过实施全国范围的环境标志自愿标准来减少消费者的困惑，类似的标志标准在美国并没有完全建立起来。❸随着国际贸易的扩张，人们对于环境标志的国际标准的兴趣也日益增长。作为反应，欧盟研制了一套"生态标志"方案。然而，目前还没有被普遍接受的环境标志标准。❹

工业企业对于清洁生产的兴趣被 1996 年的紧急事件进一步的证明，当时国际标准化组织（ISO，the International Standards Organization）颁布了一系列自愿的环境管理标准。ISO 是"一个建立于 1946 年的世界性组织，其目的在于促进全球制造、贸易、通讯标准化的发展。……尽管 ISO 标准是自愿性的，但由于其被广泛地接受以及贸易必需使得它最终成为强制性的。"（Bird 1995，p. 95）

新的环境系列标准（ISO14000）的核心 ISO14001，是用于确定某一组织是否具有可接受的"环境管理系统"（EMS，Environmental Management System）的规范。到 1996 年为止，ISO14001 只是 ISO14000 系列中惟一包含可能客观地审核外部团体证明的要求的标准。❺ ISO14001 标准关注的内容非常广泛，包括一个组织的环境政策，它的环境目标和指标，以及它监督自身环境行为的能力。能够向外部审计员证明它们已经符合 ISO14001 规范的组织会收到一份证书，也就是被称作"通过 ISO14001 认证"。

ISO14001 关注的焦点在于"确保公司系统和行动与已经确立的公司环境政策和目标一致"（Cascio，1996，p. 31）。当一个厂商接收到 ISO14001 认证，并不能保证环境质量的提高。然而，环境质量可能因公司消化服从 ISO14001 产生的信息而得到改善。例如，如果一个厂商的内部审计揭示未能满足环境要求会使得公司面临巨额罚款，这样公司就可能选择改善其环境表现。

ISO14000 的一些被称作"指导性标准"的附加标准为帮助一些组织发展它们的环境管理系统。一部分 ISO14000 指导性标准关注于 EMS 本身，而另外一些则是帮助组织机构评价其产品的环境特性。关注于一个公司的 EMS 的指导性标准的例子是"环境管理系统审计"标准，审计公司用它来评价它们遵守自己的环境目标和指标的程度以及 EMS 的其他方面。环境管理系统审计不同于"环境遵守审计"，后者是公司执行的内部审计，用来确定它

---

❶ 3M 方案的更多内容见 Buchholz (1993，pp. 375-79)。他还描述了一个道化学公司提出的名为"废物削减总是合算"的类似方案。

❷ 这一定义来自《工业与环境》(第 17 卷 4 期，p. 4) 的一个特别"清洁生产"课题的介绍，这是联合国环境规划署（UNEP）的一份出版物。清洁生产概念发展于 20 世纪 90 年代早期。它受到了 UNEP 强力推动，UNEP 于 1990 年发动了清洁生产方案。

❸ 根据 Perrone (1996，p. 420)，到 1996 年初，多于 25 个国家有环境标识方案。有关在美国试图发展环境标识的信息见 Bick 和 Howett (1992)。欧洲使用的环境标识的详细内容由欧洲合作与发展组织提供 (1991)。

❹ 国际标准化组织的工作可能会产生一个国际性的环境标识标准。

❺ 有关 ISO 标准的讨论基于 Cascio (1996)。

们遵守环境法律和规章的程度。

一个涉及产品特性的 ISO14000 指导性标准的例子是“生命周期评价”（life cycle assessments）。在生命周期评价中，设计师和工程师认为环境影响与产品有关。该评价考虑生产的全过程，从提取原材料和原料加工开始。生命周期评价还考虑生产、销售、消费、维护和产品重复利用，以及污染预防、废水处理和设备更新。另一个与产品相关的 ISO14000 标准的例子是环境标志指导性标准。最后，ISO 的标志标准可能导致不同国家环境标志方案趋于一致。❶

以下几个因素刺激厂商依赖于 ISO14000 标准并且获取 ISO14001 认证：❷

- 发现与污染预防有关的费用节约的机会；
- 减少因不遵守环境规章导致处罚的机会；
- 在拥有基于 ISO 标准的环境标志方案的国家销售产品的能力；
- 来自于出售产品给要求其供应商具备 ISO 认证的厂商和政府的潜在收益；
- 公众关系价值，因为 ISO14001 可以提供给公司一个证明它们承担环境保护义务的手段。

尽管直到公司有机会反应为止，ISO14000 标准的影响仍然难以估量，先前的 ISO 质量标准的经验说明对于工业和环境的影响都有可能是巨大的。❸

许多的因素——严格规章、节约费用机会、新兴绿色市场、新的 ISO 环境管理标准以及公众对于环境改善的需要——组合起来使得污染预防成为许多企业的一个主要部分。许多企业的领导者鼓励他们的职员“为环境设计”（design for the environment），而且他们希望有大量的厂商采用 ISO 系列中的自愿性标准。❹ 任何一家打算改善其环境表现的公司，面临的挑战是把企业的环境目标和政策，转化为机构内所有级别职员日常工作的改进。

主要概念和术语

废物跟踪和废物处理设施管理（*Tracking Waste and Regulating Waste Management Facilities*）

受 RCRA 管理的产生者（Generators regulated by RCRA）

特征性和清单废物（Characteristic vs. listed waste）

混合和衍生规则（Mixture and derived-from rules）

清单系统（Manifest system）

受 RCRA 管理的运输者（Transporters regulated by RCRA）

异常情况报告（Exception reports）

TSD 设施（TSD facilities）

陆地处置约束（Land disposal restrictions）

《最佳可利用技术示范》（BDAT）（Best demonstrated available technology（BDAT））

基于责任规则的环境管理（*Environmental Management Based on Liability Rules*）

---

❶ 根据 Cascio (1996, p. 18)，几项 ISO 指导文件中的第一项是有关于计划于 1997 年定案的标识。

❷ 有关 ISO14001 认证的其他益处的信息，请参见 Cascio (1996, pp. 10-11)。

❸ ISO14000 的发展过程和早期 ISO 标准的影响的更多内容见 Crognale (1995, p. 13)。

❹ 为环境设计的更多内容，包括它与“工业生态学”的联系，请参见 Allenby 和 Richards (1994)。

CERCLA 和 SARA（CERCLA and SARA）
危险性物质反应信托基金（Hazardous Substances Response Trust Fund）
潜在责任团体（PRPs）（Potentially responsible parties（PRPs））
清除与整治（Removal vs. remediation）
有追溯力的责任（Retroactive liability）
严格责任（Strict liability）
共同责任和单独责任（Joint and several liability）
资金启动与强制启动（Fund start vs. enforcement start）
双边同意的行政裁决与双边同意的判决（Consent order vs. consent decree）
分担诉讼（Contribution action）
公平因素（Equitable factors）
“分离较小部分”的解决办法（*deminimis* settlements）
公平与实施 CERCLA 过程中的缺陷（Equity vs. efficiency in implementing CERCLA）
外部成本内部化（Internalizing external costs）
交易费用（Transactions costs）
褐野与绿野（Brownfields vs. greenfields）
EPA 的褐野优先权（EPA's brownfields initiative）
EPA 的 CERCLA 实施策略（EPA's CERCLA implementation strategies）

一个超级基金场所的清洁（*Cleanup of a Superfund Site*）

污染物流（Pluines of contaminants）
监测与提取井（Monitoring vs. extraction wells）
蓄水层和弱透水层（Aquifers and aquitards）
国家优先考虑名单（NPL）（National Priorities List（NPL））
危险等级系统（Hazard ranking system）
整治调查/可行性研究（RI/FS）（Remedial investigation/feasibility study（RI/FS））
中间行动（Interim actions）
整治行动（Remedial action）
决策记录（ROD）（Record of Decision（ROD））
分担诉讼（Contribution action）
贡献保护（Contribution protection）
超级基金清洁涉及团体（Parties involved in Superfund cleanups）
技术和管理复杂性（Technical and regulatory complexity）
ARARs（ARARs）
超级基金场所的协商协议（Negotiating settlements at Superfund sites）
106 条行政裁决（Section 106 administrative orders）
107 条费用回收诉讼（Section 107 cost recovery suits）

作为废物管理战略的污染预防（*Pollution Prevention as a Waste Management Strategy*）

污染预防的战略（Motivation for pollution prevention）
源削减战略（Source reduction strategies）
重新设计产品和生产过程（Redesign of products and processes）
回收和再利用（Recycling and reuse）

现场回收和远距离回收（On-site vs. off-site recycling）
有毒物排放名录（TRI）（Toxic Release Inventory（TRI））
EPCRA（EPCRA）
清洁生产（Cleaner production）
绿色市场（Green markets）
环境标志（Environmental labeling）
ISO14000 标准（ISO 14000 standards）
ISO14001 认证（ISO 14000 certification）
生命周期评价（Life cycle assessments）
环境管理系统审计（Environmental management system audits）
环境审计（Environmental compliance audits）

问 题 讨 论

14-1 图 14.2 中有两个清单：第一个包括了从 Ajax 金属处理厂到安全处理公司的运输过程，第二个包括了从安全处理公司到安全填埋场的运送过程。第二步运输中的废物来源于 Ajax 原始废物的处理过程以及来自其他产生者的类似废物。在这个例子中，Mac 运输公司选择处理设施，快速运输公司选择填埋场。

假定清洁填埋场成为国家优先考虑名单中的场所。在此情况下，图 14.2 中的哪一个“产生者”和其他废物处理者（根据 CERCLA）可能对清洁填埋场的整治工作负有责任？清单系统如何授权有责任的环境部门确定基于共同责任和单独责任的清洁责任？

14-2 设想你要为一个打算实行“摇篮到坟墓”式危险废物跟踪系统的发展中国家提出建议。假设将要执行建议方案的环境部门没有广泛使用计算机，你会推荐美国使用的清单系统吗？你将建议对清单系统做何改变以使得环境部门免于被建议的跟踪系统的信息处理的负担压垮？

14-3 描述依据 RCRA 的土地处置规章的意图。谁负责执行这些规章？你能否想出一个能够满足国会对于土地处置之前危险废物处理的要求的简单方法？

14-4 CERCLA 授权 EPA 可以通过实施清洁然后起诉 PRPs 来收回成本来完成其职责。什么样的实际困难妨碍 EPA 在所有的案例中使用这一方法？

14-5 在设计超级基金方案的政策时，EPA 总部慎重考虑了至少两个主要方法：资金启动和强制启动。可以设想包括二者混合体的“混合策略”。请向 EPA 总部提议一项超级基金实施策略。你的提议可以是提到的两种策略中的一种，或者是你自己发明的办法。同时相应指出你的建议如何消除或降低备选策略中的缺点。

14-6 你要为一家正在调查具有以下特征的超级基金场所的 EPA 区域办公室提供建议：高设计清洁成本，大型且盈利的 PRPs，它们之间不进行合作，没有快速整治的特殊需要。根据此情况，在 Church 和 Nakamura 的三项实施策略（可通融的、公共建设工程、彻底执行）中你将向 EPA 推荐哪一种？

14-7 假定你代表一家化学工业团体负责游说国会改变超级基金方案。你希望国会修改方案的哪一方面，为什么？如果你代表保险公司进行游说你的答案做何变化？如果代表非政府环境组织又该做何变化？

14-8 设想你受聘为一家大型、经济繁荣公司的总裁，你可对提高公司的环境表现拟采取的基本措施提出建议。准备拟采取行动的清单以及用于评价这些行动的准则。基于你对准备的清单过程分析，你将如何建议公司总裁？

14-9 Bick 和 Howett（1992，p. 312）报告“在一次调查中，47%的美国消费者把所有的环境声明（产品标签上的）误认为‘纯粹的花招’。”如果你是一家意欲进入绿色市场的大公司的顾问，你将如何建议公司应对消费者对于绿色标志的不信任和困惑？你是否建议公司官员游说州立法者制定一套州级的环境产品标志方案？你是否提倡统一的、国家政府管理的标志系统？你对发展许可印章的私人努力（诸如美国的绿十字和绿色印章）持何看法？

14-10 环境市场包括与废物管理、空气和水污染控制、土壤净化、噪声控制等等有关的产品与服务市

场。1970 年到 1990 年间美国环境市场的花费增长速度快于同期的 GNP 增长速度。在欧洲和亚洲的新兴工业化国家，污染控制和废物管理系统市场也同样有所增长。

假定你被要求在国会委员会作证，建议政府采取措施提高美国环境科技公司在日益增长的海外市场中的竞争地位。你认为在此领域政府能够发挥作用吗？在你的证言中将会强调哪几点？

14-11 投资者使用 10 项“Valdez 原则”来衡量大公司对环境表现负责的程度。该原则要求削减和处置废物，合理使用能量，安全产品交易等。以自愿为基础，鼓励公司同意部分或者全部原则。Valdez 原则的最后部分是有关环境审计的内容：

我们将进行并给予公众年度的关于我们在执行这些（Valdez）原则和遵守遍及我们的世界性经营的所有可适用法律和规章方面的进步的自我评价。我们将力争独立的环境审计程序的及时建立，这样的审计程序我们每年将进行一次并提供给公众。❶

到 1992 年为止，没有企业完全放弃 Valdez 原则，而且 White（1992，p. 50）认为第 10 项原则（环境审计）“造成惶恐”。为什么企业会勉强接受这一环境审计的原则？

14-12 解释以下论述：污染预防是清洁生产的组成部分，两个名词并不同义。

14-13 通过 ISO14001 对于一家公司意味着什么？对于参与国际市场竞争的大公司而言，认证有何好处？中小型公司获得 ISO14001 认证将会造成怎样的收益？

参 考 文 献

Acton, J. P., and L. S. Dixon. 1992. *Superfund and Transaction Costs: The Experiences of Insurers and Very Large Industrial Firms*. Report R-4132-ICJ. Santa Monica, CA: Rand—The Institute for Civil Justice.

Allenby, B. R. and D. J. Richards, eds. *The Greening of Industrial Ecosystems*. Washington, D. C.: National Academy Press.

Barnett, H. C. 1994. *Toxic Debts and the Superfund Dilemma*. Chapel Hill: University of North Carolina Press.

Barth, E. F., Ⅲ, W. Hanson, and E. A. Shaw. 1988. "Establishing and meeting groundwater protection goals in the Superfund Program." In *Hazardous waste site management: water quality issues: report on a colloquium sponsored by the Water Science and Technology Board. Feb.* 19-20, 1987. Washington, DC: National Academy Press.

Bartos, M. J., Jr. 1979. EPA Goes to BAT Against Toxic Industrial Wastewater. *Civil Engineering* 51 (9): 87-89.

Bick T., and C. Howett. 1992. "The Green Labeling Phenomenon: Issues and Trends in the Regulation of 'Environmentally Friendly' Product Claims." In*The Greening of American Business: Making Bottom-Line Sense Out of Environmental Responsibility*, ed. T. F. P. Sullivan, 309-45. Rockville, MD: Government Institutes, Inc.

Bird, W. A. 1995. ISO 14000: With an Anticipated Rollout Date of January 1996, It's Time to Put This Program Decision in the Hopper. *Chemical Engineering* (September): 94-96.

Buchholz, R. A. 1993. *Principles of Environmental Management: The Greening of Business*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Cascio, J., 1996, "Background and Development of ISO 14000 Series." In J. Cascio, ed. *The ISO* 14000 *Handbook*. Fairfax, VA: CEEM Information Services, pp. 4-24.

Church, T. W., and R. T. Nakamura. 1993. *Cleaning Up the Mess: Implementation Strategies in Superfund*. Washington, DC: The Brookings Institution. Cooke, S. M. 1995. *The Law of Hazardous Waste Management: Management, Cleaning Liability and Litigation*, vol. 1. New York: Mathew Bender.

Crognale, G. G. 1995. Environmental Management: What ISO 14000 Brings to the Table. *Total Quality Environmental Management* (Summer): 5-15.

Dover, R. C. 1990. "Hazardous Wastes." In *Public Policies for the Environment*, ed. P. R. Portney, 151-94.

---

❶ 来自于 White (1992, p. 50) 转载的 Valdez 原则。

Washington, DC: Resources for the Future.

Fischer, K., and J. Schot, eds. 1993. *Environmental Strategies for Industry: International Perspectives on Research Needs and Policy Implications*. Washington, DC: Island Press.

Fortuna, R. C., and D. J. Lennett. 1987. *Hazardous Waste Regulation: The New Era*. New York: McGraw-Hill.

Gaba, J. M. 1994. *Environmental Law*. St. Paul, MN: West Publishing Co.

Hansen, F. 1989. Pollution Prevention Planning: A New Mandate for Oregon's Environment. *The Environmental Forum* (Sept. /Oct.): 30-34.

Hellman, T. M., and D. A. Hawkins. 1988. "How clean is clean? The need for action" In *Hazardous waste site management: water quality issues. Report on a colloquium sponsored by the Water Science and Technology Board, Feb.* 19-20, 1987. Washington, DC: National Academy Press.

Hirschhorn, J. S., and K. V. Oldenburg. 1991. *Prosperity Without Pollution: The Prevention Strategy for Industry and Consumers*. New York: Van Nostrand Reinhold.

Karnofsky, B., ed. 1992. *Hazardous Waste Management Compliance Handbook*. New York: Van Nostrand Reinhold.

Kneese, A. V., and B. T. Bower. 1979. *Environmental Quality and Residuals Management*. Baltimore: John Hopkins University Press for Resources for the Future.

Kokoszka, L. C., and J. W. Flood. 1989. *Environmental Management Handbook*. New York: Marcel Dekker.

Lee, R. T. 1993. "Comprehensive Environmental Responses, Compensation and Liaoility Act." In *Environmental Law Handbook*, 12th ed., J. G. Arbuckle et al. Rockville, MD: Government Institute Inc.

Massachusetts Institute of Technology. 1991. *Preventing Pollution: Focus on Organization and Management*. Report of the Technology, Business, and Environment Program, Cambridge, MA.

Mazmanian, D., and D. Morell. 1992. *Beyond Superfailure: America's Toxics Policy for the* 1990s. Boulder, CO: Westview Press.

McCarty, P. L. 1990. "Ground water and soil contamination remediation: toward compatible science, policy, and public perception." In *Report on a colloquium sponsored by the Water Science and Technology Board*. Washington, DC: National Academy Press.

Novick, S. M., D. W. Stever, and M. G. Mellon, eds. 1995. *Law of Environmental Protection*. Deerfield, IL: Clark, Boardmand, and Callaghan.

Organization for Economic Cooperation and Development. 1991. *Environmental Labelling in OECD Countries*. Paris: OECD.

Percival, R. V., A. S. Miller, C. S. Schroeder, and J. P. Leape. 1992. *Environmental Regulation: Law, Science, and Policy*. Boston: Little Brown.

Perrone, M. A. 1996. "Trade Barriers, GATT, and ISO 14000." In J. Cascio, ed. *The ISO* 14000 *Handbook*. Fairfax, VA: CEEM Information Services, pp. 411-424.

Probst, K. N., et al. 1995. *Footing the Bill for Superfund Cleanups: Who Pays and How?* Washington, DC: The Brookings Institution and Resources for the Future.

Sheridan, E. 1987. How Clean is Clean: Standards for Remedial Actions at Hazardous Waste Sites Under CERCLA. *Stanford Environmental Law Journal*, vol. 6. Stanford, CA: Stanford University School of Law.

Vincoli, J. W. 1993. *Basic Guide to Environmental Compliance*. New York: Van Nostrand Reinhold.

White, M. A. 1992. "Effect of the Green Movement on Investors." In *The Greening of American Business: Making Bottom-Line Sense of Environmental Responsibility*, ed. T. F. P. Sullivan. Rockville, MD: Government Institutes, Inc.

Wise, J. C. 1995. EPA's Brownfields Economic Development Initiative. *Land Use & Environment Forum* 4 (3): 151-53.

第 15 章　环境影响报告和政府决策制定

在 20 世纪 60 年代末期，许多人意识到政府项目显著地造成了环境质量的降低。[1]由此产生了对这些项目的抗议，其中包括高速公路（被认为破坏了优美的风景）、发电厂（被认为是从肮脏的烟囱排出污染物）和水利项目（被认为是把具有生态价值的湿地排干）。批评者认为，正是由于政府在制定其决策时仅仅考虑了经济和技术因素，才造成这些对环境有破坏性的项目得以开工建设，同时忽略了环境因素。

作为对于这些批评的反应，许多州制定了政策来要求政府机构在设计它们自己的工程项目和授予私人项目许可时对环境影响进行评价。本章重点在于这些政府环境影响评价条例中的第一个：根据 1969 年美国国家环境政策法（NEPA，National Environment Policy Act of 1969）制定的方案。[2] 随着 NEPA 的制定，许多州和地区提出了它们自己的环境影响评价方案，在本章的后面将介绍其中的一些。

15.1　国家环境政策法的目标和主要内容

国家环境政策法（NEPA）的基本目的是迫使所有的联邦政府机构把环境考虑纳入其计划和决策的制定。[3] 如表 15.1 所示，法案包括了规定建立以下项目的条款：国家环境政策、针对联邦机构的“行动-强制”(action-forcing) 条例、一个名为“环境质量委员会（CEQ，the Council on Environmental Quality)”的新机构。

表 15.1　国家环境政策法的主要部分

国家环境政策声明：
- 政策概述——第 101（a）条；
- 联邦政府的职责——第 101（b）条。

行动-强制条例的建立——所有联邦政府机构应该：
- 在制定计划中使用跨学科方法——第 102（2）（A）条；
- 制定有关在决策中给予环境因素“适当考虑”的程序——第 102（2）（B）条；
- 起草环境影响报告——第 102（2）（C）条。

建立环境质量委员会

NEPA 的第一部分是一份国家政策的声明。在 101（a）条，国会宣告：

> 它是联邦政府的一贯责任……使用所有可行的方法和措施……建立和维护人与自然能够和谐共处的条件并且满足现在和未来的美国国民的社会、经济和其他方面的需要。

---

[1] 本章的部分内容改编自 Ortolano 和 Shepherd（1995）的材料。我感谢乔治亚科技学院的 Anne Shepherd 教授的贡献。

[2] 尽管 NEPA 于 1969 年获得国会通过，直到 1970 年总统签署之后它才成为法律。由于国会命名法律的惯例，该法令在名称中保留了“1969”。

[3] 更多关于 NEPA 及其实施的详细介绍参见 Clark 和 Canter。

101（b）条列举了联邦政府“一贯责任”（continuing responsibility）的六个目标。它们包括保证“安全、健康、有生产能力以及合乎美学和文化要求的环境”和维护“无论何种可能情况下的一个支持多样性和不同选择的环境。”表 15.2 列出了 101（b）条中的六个目标，表明国会使用的“环境”概念是广义的，既包括社会和文化因素，又包括物理和生物组分。

表 15.2　美国国家环境政策法的 101（b）条

为了实施在此法案中提出的政策，联邦政府有使用所有可行的方法并与其他必要的国家政策考虑相一致来改善和协调联邦计划、功能、方案和资源的“一贯责任”，以达到如下目的：

1）完成每一代作为下一代的环境托管人（trustee of environment）的职责；

2）确保所有美国人安全、健康、有生产能力，以及合乎美学和文化要求的环境；

3）获得对于环境的最广泛程度的利用，而不产生环境恶化、健康和安全威胁或者其他不受欢迎的无意后果；

4）保存我们国家重要的历史、文化和自然遗产，维护无论何种可能情况下的一个支持多样性和不同选择的环境；

5）达到人口和资源利用之间的平衡，这将允许高标准的生活和愉悦生活的广泛分享；

6）提高可再生资源的质量并接近最大可能的损耗资源的循环利用。

NEPA 的 102（1）条是一个效率模型：

国会授权并指示，最完全程度的可能是（1）美国的政策、规章和公共法律应当根据这一法案中提出的政策来解释和管理……凭借这一句话，国会把环境影响方面的考虑纳入了所有其他的联邦法律、政策和方案。

102（2）条的前三项属于 NEPA 的基本“行动-强制”条款。第 102（2）（A）条要求联邦机构使用一种系统的跨学科方法，这将确保在影响人类环境的计划和决策制定中使用自然、社会科学和环境设计艺术。

NEPA 的第 102（2）（B）条指出国会并不是打算禁止联邦机构制定会造成负面环境后果的决策，而是要求环境因素和其他考虑因素之间的平衡。第 102（2）（B）条指导联邦机构：

识别和研究方法和步骤……这将确保目前没有量化的环境愉悦性和价值在决策制定中与经济和技术因素一样被给予适当考虑（appropriate consideration）。

102（2）（C）条要求各部门准备一份“显著影响人类环境质量的主要联邦行动”的环境影响“详细报告”。这一条款，作为与 NEPA 相关联的最普通条款之一，增加了某一部门在制定决策之前必须要考虑和宣传的信息的数量和种类。这些环境影响报告书（EISs，Environmental Impact Statements）的起草和来自外界的评议“构成了 NEPA 的环境保护系统的基础”（Bass 和 Herson，1993，p. 3）。

最后，NEPA 的最后一部分是关于环境质量委员会的建立，它包括三名成员（由总统任命），它们为总统提供环境事务方面的建议。委员会有为数不多的工作人员来完成 NEPA 所规定的职责，这包括协助总统起草年度环境质量报告和评价联邦机构在实施第 102（2）条“行动-强制”条款中的表现。❶

❶ 环境质量委员会是总统行政办公室的一部分，它完全独立于美国环境保护局。委员会非常小，它发布的惟一环境规章是对于 NEPA 施加到联邦部门义务的详述。

15.2 环境影响报告书的起草和使用

联邦部门使用的决策制定过程被第 102（2）（C）条的 EIS 条例做了根本性的改变，这些条例适用于几乎所有的联邦部门。

NEPA 不仅适用于联邦部门的工程项目，还适用于在计划、许可、授权和贷款方面的联邦决策。核控制委员会给予一家电力设施建设核电站的许可就是一个例子。在这一案例中，这家设施需要获得几个联邦部门的许可。这些部门自己决定哪一个作为起草环境影响报告书的“牵头部门”。❶ 另一个使用了 NEPA 行动的例子是住宅与城市发展部提供低收入住宅建设贷款的决定。NEPA 不适用于私人团体或非联邦部门的工程项目，除非项目涉及到联邦部门的决策。

在一般年份，大多数的环境影响报告书是针对特定的诸如联邦水库、联邦资助的高速公路或者住宅建设等项目而起草的。一份 EISs 可以包括不是一项单个行动而是一组行动，这些行动被集体视作一项部门计划，其中有一些部门计划已经成为纲领性环境影响报告书（programmatic EISs），如：森林局的亚利桑那州和新墨西哥州植被控制行动和能源研究和发展机构的液态金属增殖反应堆计划。

15.2.1 国家环境政策法（NEPA）程序的步骤

环境质量委员会（CEQ，the Council on Environmental Quality，1986）发布的规章提出了起草一份 EIS 所要遵循的步骤。图 15.1 和图 15.2 概括了这些程序，它们统称为“NEPA 程序”。

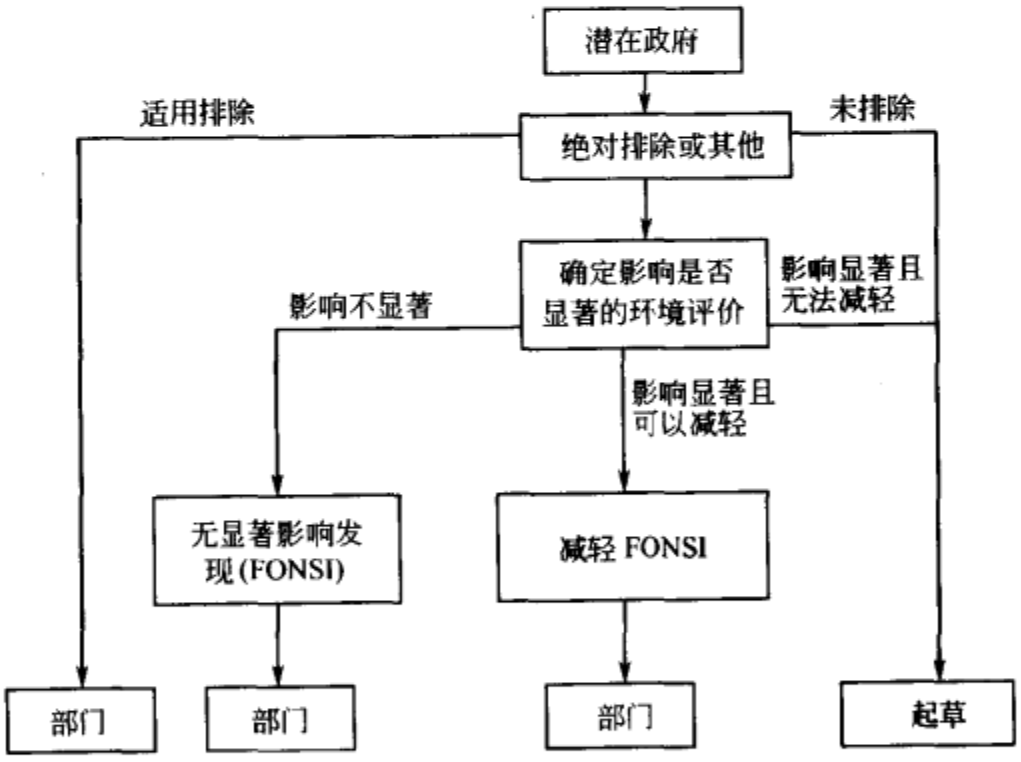


图 15.1 依据 NEPA 程序的环境影响报告书（EIS）起草决策

CEQ 规章指导各部门发布个别化的、部门水平的 NEPA 步骤并识别较小的和不太可能有明显环境影响的行动类别。某一部门可以宣布一些行动绝对地排除在所有 NEPA 的 102（2）（C）条例之外。如维护航运通道的较小疏浚工程和政府所有住宅的房地产所有权许可就被美国陆军工程部列为“绝对排除”（categorical exclusions）的行动。❷ 绝对排除的使用

---

❶ 此时，其他部门被称为“合作部门”。

❷ 这些绝对排除案例应用于美国陆军工程部的“市政建设工程”，来自于 Canter（1996，p. 13）编纂的清单。对于清淤案例还有附加条件：清除出的物质必须存放于已经存在的处置场所。

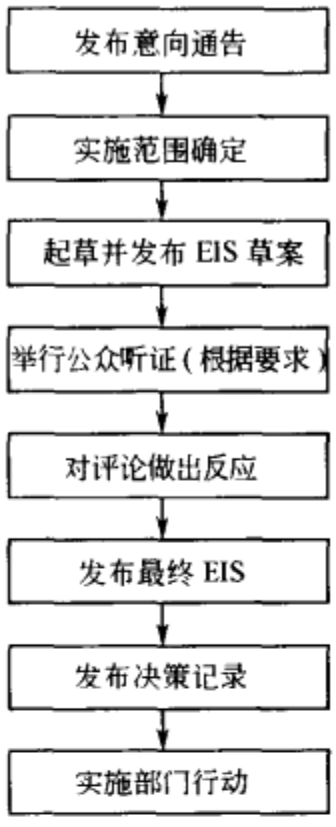


图 15.2 根据 NEPA 起草环境影响报告书（EIS）的步骤

允许政府部门避免为了一些很微小的环境影响项目而花费资金。

对于所有未被绝对排除的联邦行动，首先需要做一项初步分析，分析的目的在于确定所预料的影响是否足够显著，从而需要做一份环境影响报告书。这一分析在环境评价（EA，Environmental Assessment）中予以记录。原则上，EA 是一份简明的公众报告，它包括充分的信息用于确定提议的联邦行动是否会显著影响环境质量。如果一项提议行动具有造成不利影响的潜在可能，就必须准备一份 EIS。然而，政府部门可以决定影响是较小的，并使用 EA 作为发布“无显著影响发现”（FONSI，Finding of No Significant Impact）的依据。在这种情况下，不需要准备环境影响报告书。正如后文将要解释的那样，公民可以通过联邦法院来对某一部门发布 FONSI 的决定提出异议。

在实践中，政府部门经常把环境评价视为可以用来证明（和辩护）一份 FONSI 的发布是正当的文件，而且一些环境评价的长度和外观与一份完全环境影响报告书十分相似。有的环境评价认为潜在的显著影响能够通过采取缓解措施而削减到低于显著水平，在这种情况下，该部门可以发布一份缓解（mitigated）之后的 FONSI。

尽管术语“缓解”在环境影响评价方案的文件中被广泛使用，它仍是模糊的，需要进一步地阐明。环境质量委员会（CEQ）规章包含了几种类型的“缓解”，其中之一涉及到消除提议计划中的环境破坏因素。在这一意义上，“缓解”的意思是避免破坏的发生。CEQ 规章所提及的“缓解”的其他形式如下。❶

- 通过限制一项行动的程度和等级来降低不利影响。（例如，通过减低提议中水坝的高度来减少生境损失。）
- 修复、复原或者恢复受影响的环境。（例如，在因安装管道而被砍伐的地区重新种植本地植被。）
- 减少保存和维护操作的额外影响。（例如，在水坝增加鱼梯，以使得鱼类可以到达上游的产卵区域。）
- 创造或者获取与遭受某一行动的不利影响环境相似的环境。（例如，把湿地捐献给公益信托基金以补偿被某一工程破坏的湿地。）

如果环境评价表明 FONSI 和缓解的 FONSI 都不能发布，那么牵头部门就必须完成环境影响报告书。所涉及的步骤见图 15.2，以下是概括。

- 发布一份公开的关于将要起草环境影响报告书的意向通告（NOI，Notice of Intent）。通告描述提议行动和可能的备选行动，并且把通告发送到个体公民、相关团体以及其他有可能与提案相关的部门。NOI 还为相关团体提供关于如何获取更多信息和“相关方会议”（scoping meeting）是否、何时、何地举行的详细信息。
- 实施“范围确定”（scoping）来识别 EIS 中要考虑的行动范围、替代方案和影响。这一步骤允许相关团体提出它们所关心的问题并对 EIS 应当包含的内容提出建议。尽管在一般情况下，举行公众会议是这一步骤的一部分，但它并不是必需的。有时“范围确定”主要基于所收到的对于意向通告的书面评论。这一过程被定义为帮助确保“真正问题尽早识别

❶ 摘自 CEQ 规章；例子不是这些规章的一部分。

并适当研究；没有被人关注的话题不浪费时间和工作；首次公开的草稿【EIS】是均衡和全面的；避免因重写一份不完善的草稿而造成的耽搁。"[1]

- 依照范围确定过程中确立的参数起草一份 EIS 草案，还要与环境质量委员会关于实施 NEPA 的规章和牵头部门起草 EIS 的方针相一致。部分或者全部 EIS 草案可以由部门授权和许可的申请者和为牵头部门工作的签约顾问来起草。不管谁主持环境影响研究，牵头部门对 EIS 负法律责任。

- 在相关团体中传阅 EIS 草案以接受审阅和评议，相关团体包括公民、非政府组织（NGOs）以及不同的联邦、州和当地政府。EIS 草案必须提供给对提议行动有权限的部门以及任何要求得到的人。允许最少 45 天的审阅时间，审阅期从 EPA 在用于列举 EIS 草案接收情况的"联邦注册处"（federal register）中公布通告开始。

- 如果牵头部门自身的 EIS 方针要求或者有下列情况之一发生，则实施 EIS 草案的"公共听证"：提议行动有争议，有实施听证的相当大的兴趣或者另一个有行动权限的部门要求听证。

- 起草最终 EIS，包括对于所有的在 EIS 草案审阅期收到的实质性评议的反应。

- 发布最终 EIS 进行审阅。最终 EIS 必须提供给一系列的相关部门、所有曾经提交针对 EIS 草案的实质性评论的公民和非政府组织，或者任何要求得到最终 EIS 复本的人。有 30 天的时间供公众审阅最终 EIS，时间开始于 EPA 在"联邦登记簿"中公布通告，表明它已经收到最终 EIS 开始。牵头部门针对提议行动的最终决定只能在这 30 天期限之后做出。在这段时期，提议行动的反对者可以以部门的 NEPA 实施不充分为由而起诉牵头部门。[2]

- 发布"决策记录"（ROD，Record of Decision）并开始实施。决策记录由解释牵头部门所做决策的公共报告组成。它清楚地说明在最终决策制定过程中如何权衡了环境因素与经济和技术因素之间的关系。ROD 还讲述牵头部门将要采取的用于减少不利环境影响的行动。

15.2.2 起草环境影响报告书（EIS）的要素

假定某一联邦部门决定它提议的一项行动需要一份 EIS。在这样的情况下，该部门通常会在"范围确定"过程中组建一支专家队伍来完成分析识别任务。该队伍的适宜组成取决于所涉及的项目的类型。对于复杂的项目，一个理想的队伍要包括自然和社会科学家、工程师和设计专家。对于一个有效率的作为整体的队伍来说，成员之间的交流必须是良好的，交流可以靠一个有经验的队伍领导者来促进。有时一支队伍并不作为一个整体工作，成员相对独立地与队伍领导者一起工作，在环境影响研究中贡献他们的技能。

确定 EIS 内容的起始点是 NEPA 的 102（2）（C）条，它要求一份 EIS 要包括以下信息：

（ⅰ）提议行动的环境影响；

（ⅱ）任何提议方案实施后无法避免的负面环境影响；

（ⅲ）提议行动的替代方案；

（ⅳ）当地人类环境短期使用和长期生产力维护和提高之间的关系；

（ⅴ）提议方案实施后可能涉及到的任何不可逆的和不可挽回的资源破坏。

在 NEPA 的文本中，名词"环境"不仅指生物物理环境。因而要求 EIS 不但要考虑对于个体、组织和团体的影响，还要考虑对历史、社会和风景资源的影响。术语"社会影响"

---

[1] 这一引用来自 CEQ（1981）发布的"范围确定指导"。

[2] 如本章后面所解释的，公民和非政府组织可以使用联邦法院依据管理程序条例来质询部门决策。

(social impact) 经常被用来指那些自然环境影响以外的影响。[1]

NEPA 的司法解释影响了 EIS 的要求内容。在 20 世纪 70 年代，联邦法院有一千多件诉讼起诉政府部门没有遵守 NEPA。在许多诉讼中，原告认为某一部门的 EIS 是不完全的。联邦法院因此而面临确定充分的 EIS 是如何构成的问题。它们的判决影响了环境委员会关于在指定通常情况下 EIS 应包含内容的规定 (CEQ, 1986)。法院的判决还影响了更多的对 EIS 内容要求，最近一些要求是在 NEPA 中列出的，目的是对单个联邦部门的行为做出规定。

起草 EIS 需要识别可以作为部门提议行动的替代方案的行动。根据 CEQ 规章，EIS 中关于替代方案的部分构成了“环境影响报告的核心”。规章要求不仅仅是把该部门考虑的替代方案罗列出来，还要对备选方案的环境后果做对比分析。在比较中必须要包括不采取行动 (no-action) 的方案选择，也就是如果联邦部门不采取积极行动而可能发生的相关活动。例如，假定一份 EIS 中的提议行动是某部门关于颁发某铁路许可证的决策。在这一情况下，“不采取行动”方案就是指，如果不颁发许可，那么预计的公众和私人行动将会怎样受到影响。在这种情况下，与铁路构成竞争性关系的卡车、驳船和飞机等的运输量会增加。

确定提议行动（和提议行动的替代方案）的环境影响时需要对这些行动做出预测，这将是下一章中的话题。对于任何特定的行动，其影响 (impact) 被定义为采取行动和不采取行动的情况下未来环境状态的差异。[2] 影响可以是直接的或者间接的。直接影响 (Direct Impact) 是指那些紧接着地、明显地跟随行动或者工程的现象。行动的间接影响 (Indirect Impact) 可能在较远的时空间隔发生。例如，设想一项在沿岸流建设堤坝的提议行动。其直接影响包括自由流动的溪流的一部分被水库代替。该堤坝可能的间接影响是海滩的破坏。这种情况可能在多年后发生，原因是以前流入海洋补充海滩的沉积物被滞留在堤坝后的水库中。

环境影响的预测为两项活动提供了依据：鉴定缓解措施和评价替代方案。这一评价包括环境、经济和工程角度的考虑因素。正如第 17 章中将要解释的那样，评价过程要求做出关于多少环境质量被“卖掉”以获取经济收益或者其他人类福利方面的增长的价值判断。NEPA 程序包括许多这样的判断，其结果是牵头部门做出关于它想要从事的行动（EIS 中的“提议行动”）的推荐。

15.3 遵循国家环境政策法的规章

在国家环境政策法 (NEPA) 通过后的几个月的时间里，许多联邦部门以敷衍的方式来遵循法律的“行动-强制”条款。许多早期的环境影响报告书是很简短的、不能提供信息的文件，其惟一的明显目的就是跳过准备 EIS 的管理障碍。NEPA 通过后的第一年，遵循 EIS 规章的就是模范。考虑到各部门通常热衷于促进自己的工程项目，因此回想起来这一现象并不奇怪。NEPA 程序意在迫使各联邦部门分析并披露项目的负面影响，披露的信息会（也的确是）威胁各部门执行计划的能力，这些计划以往是在没有反对者干涉的情况下进行的。

因为 NEPA 没有强迫各部门遵守其行动-强制条款的条款，许多联邦部门最初的敷衍遵守的情况可能延续下去。然而，政府部门不光彩的表现并没有持续下去。本节将介绍导致联邦部门彻底遵循 NEPA 规定的程序要求的三个因素：EIS 草案的公众评议、CEQ 移送程序

---

[1] 社会影响评价是一个专业领域，有很多关于此课题的著作。对于这一领域的介绍，请参见 Burdge (1994) 和 Taylor, Bryan, Goodrich (1995)。

[2] 这一广泛使用的环境影响定义来自 Munn (1979, p. XVii)。他阐明了许多环境影响评价著作中使用的特别术语。

和市民发起的针对联邦部门表现的法庭质疑。

15.3.1 公众和部门对 EIS 的评议

NEPA 的第 102（2）（C）条强迫政府部门起草影响报告书，“咨询并获得任一根据法律有管理权限的联邦部门或环境影响所涉及的领域专家的评论意见”，并把 EIS 和部门评论向相关团体公布。NEPA 的这些规章产生了一个复杂的过程，它包括 EIS 以草案的形式循环，EIS 草案接收者准备评审意见，草案发布部门修改草案以及最终 EIS 的发布（见图 15.3）。评议过程提供了对牵头部门的环境分析方法和它选择提议行动方案的理由进行全面详细审查和批评的机会。它还为反对观点提供了论坛，这可以成为新信息的来源。

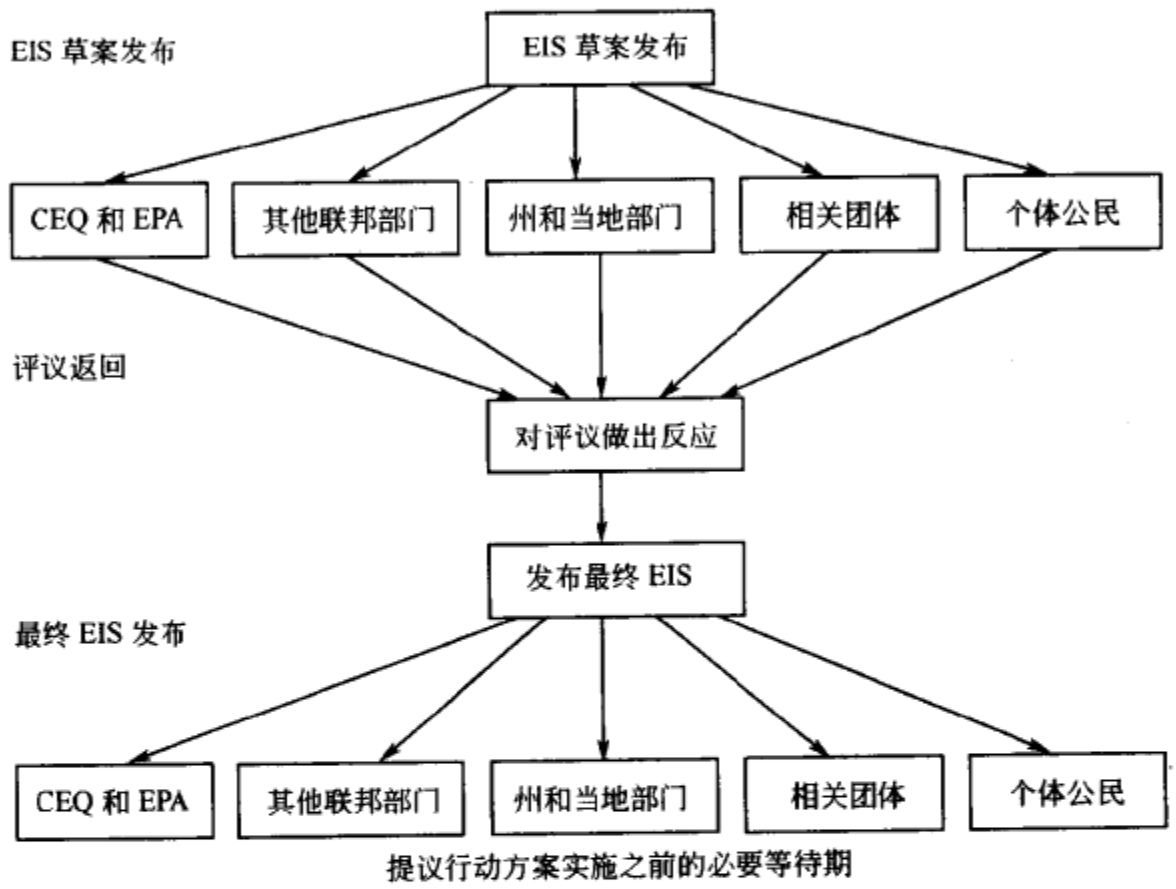


图 15.3 EIS 草案审阅和评论的过程

（改编自 Jain，Urban，and Stacey，环境影响分析，一种决策制定的新标准，第 2 版，范诺斯查德莱因霍尔德公司，利通教育出版有限公司，1981，版权所有。）

EIS 草案评议产生的评论多种多样。一些评审者会赞成该部门的提议行动，而另外一些人可能会反对。批评者可能质疑草案中事件的准确性或者影响预测过程中使用的步骤。他们还可能指责该部门没有考虑重要的环境影响。一些评论者可能要求该部门要么对行动中未被考虑的因素加以研究，要么放弃提议方案，转而支持替代方案。

发布 EIS 的部门必须对草案评议期间的每一个重要观点做出反应。如果该部门感到某一评论为“不行动”提供了理由，它必须给出其立场的理由。更多的反应采取许多形式。政府部门可以在它的 EIS 中增加对于新的替代方案的分析或者分析之前没有考虑的环境影响。如果评议者指出被 EIS 草案忽略的显著影响，那么该部门可以通过提出缓解措施建议来作为反应（如前所述，这些是通过一些方式减少或者补偿负面影响的行动）。在某些情况下，该部门可以大幅度修改其提案，甚至于彻底放弃。

如图 15.3 所示，最终 EIS 在部门对关于草案的评议做出反应之后发布。只有当相关团体有机会看到该部门对评审意见做何反应之后，该部门才可以实施最终 EIS 中提议的行动。在这时，对最终结果不满者和打算阻止或修改行动方案者必须借助于传统机制（政治压迫和诉讼）来影响行政管理过程。例如，可以通过 CEQ 或者其他执行部门施加影

响。私人团体可以通过在最终 EIS 发布后（或在 FONSI 发布之后）提起诉讼来尝试影响某一部门的行动。

因为 EIS 要接受如此广泛的评议，政府部门经常试图发布 FONSI 以代替 EIS。FONSI 发布后，如果作为构成 FONSI 的依据的环境评价没有被传播以供评议，公众评议的程度一般较为适度。尽管 CEQ 规章要求了环境评价的公众可用性，CEQ 报告“政府部门一向只把不到一半的环境评价准备工作公之于众。”[1] 政府部门通常只提供官方公告，说明 FONSI 已经发布并讲述可以从中获得何种深度的信息。如果一份环境评价没有提交传播评议，部门决策制定的公众参与就没有被促进。在某些情况下，政府部门发布缓解 FONSI，这是因为它们感觉这样可以避免那些与 EIS 起草相关的公众参与条款。[2]

15.3.2 环境质量委员会（CEQ）移送程序

反对牵头部门行动方案的私人团体可以到法庭提出异议，但是其他联邦政府部门没有这种选择的权力。尽管联邦部门试图在它们内部解决争议，有时在最终 EIS 发布之后仍然存在部门之间的冲突。在这种情况下，反对牵头部门提案的部门可以请求 CEQ 帮助解决争端。这必须在最终 EIS 公布之后 25 天之内完成。[3] 尽管 CEQ 可以调解部门之间的争议，它并不能强加一项决议。

CEQ 移送程序来自清洁空气法（1970 年）的第 309 条。在这一条中，国会赋予 EPA 一项不可任意支配的义务，就是在对所有的 EIS 给出书面评议以及“遇到任何被确定为不能满足健康、福利和环境质量要求的事务时向 CEQ 请示”（CEQ，1984，p. 524）。作为回应，EPA 开发了一套评价行动提案和供其评议的 EIS 草案的系统。如果 EPA 给予某一提案“环境不满意”的评价，那么该提案“被提交到 CEQ，除非不满意影响被减轻。”[4]如果 EPA 发现 EIS 草案在影响分析或者替代方案考虑范围方面存在明显缺陷，它也可以把该事务提交给 CEQ。

提交提案到 CEQ 的可能性在 1978 年扩大了，适用于所有联邦部门而不仅是 EPA。CEQ 规章详细指定了移送案件的规则并强调对于有国家重要性的事务使用移送程序的限制要求。

尽管 CEQ 移送程序在解决部门间争议中已经发挥了作用，它并不经常被使用。到 1992 年，只有 24 个案件被提交，大约平均每年一个提案。对于大多数这样的案例，CEQ 通过减少提议项目的不利影响来解决部门间冲突。尽管缺乏广泛应用，CEQ 移送程序和 EPA 的评价方案一起对联邦部门遵守 NEPA 施加了影响。然而，与实际的或有威胁的诉讼相比，这种压力显得苍白无力。

15.3.3 法院在强迫遵循程序要求中的作用

在 20 世纪 70 年代早期，法律学家把法院看做 NEPA 的主要执行人。因为 NEPA 没有明确的司法监督条款，所以这是一个奇怪的结果。[5]

在这种情况下，法院是如何介入的呢？几乎所有基于 NEPA 的法庭行动所使用的法律机制是 1946 年的行政程序法案（APA，Administrative Procedure Act），这是一部管理联邦部门活动的法令。APA 允许公民起诉违反联邦法律的部门。如果公民和非政府组织认为政

---

[1] 引自 Blaug (1993, p. 56)，根据一项关于政府部门实行 NEPA 情况的 CEQ 调查的结果。

[2] Blaug (1993, p. 57) 对于 CEQ 针对联邦部门的调查数据的分析支持了这一观点。她报告“CEQ 相信政府部门‘使用减轻 FONSIs 来逃避’准备 EIS 的一个主要原因是环境评价的起草”不需要公众参与的错误认识。

[3] 一个部门只能在其最终 EIS 发布 30 天之后才能发布决策记录。

[4] 这些关于 EPA 评价制度的引用和描述来自 Bass 和 Herson (1993, p. 57)。

[5] 更多内容请参见 Anderson's (1973, p. 16) 关于法庭在执行 NEPA 中的作用的分析。

府部门没有准备 NEPA 所要求的环境影响报告，他们就可以使用 APA 对这些部门提起诉讼。❶ 原告可以通过控告某部门的行动（例如，没有准备 NEPA 所要求的 EIS）造成环境或美学损害来确立其起诉的法律身份。❷

在审理 NEPA 案件时，法院明确承认了 NEPA 所授予的“法庭-可强迫的”程序性的义务。从 1970 年到 1989 年间，有 2000 多件针对 NEPA 的法庭诉讼，其中所涉及到的最普遍的话题就是某部门在根据 NEPA 需要时未能准备 EIS，以及未能准备具有充分法律意义的 EIS。❸ 通过最高法院所做出的一系列判决意见可以看出，联邦司法机构在 EIS 上的立场变得十分清晰，EIS 被描述为具有两个目的：“（1）确保政府部门在达成决策时享有环境信息；（2）……使信息可以被‘较多人’获得，它们可能在决策的制定和实施过程中发挥作用。”❹

由于里根和布什政府期间美国最高法院做出的一些判决，NEPA 的法庭强制执行的重要性降低了。直到 20 世纪 90 年代早期，最高法院仍然认为，尽管 NEPA 赋予了程序性权利，但它并不能阻止某一部门做出“其他价值高于环境成本”的决定。❺ 最高法院的立场被解释为，NEPA 只是对联邦部门施加程序上（并非实际的）的义务。一些人认为，最高法院在形成此观点的过程中误解了 NEPA。例如，Yost（1990）认为，NEPA 的第 102（1）条要求联邦部门尽“最大程度的可能”来实现第 101（b）条中的六条政策目标（见表 15.2）。相反，最高法院的观点允许政府部门忽视第 101（b）条的要义，而只要遵守第 102（2）条和 CEQ 规章详述的 NEPA 过程的程序性要求。

由最高法院提出的一个特别重要的 NEPA 决策是“Robert 对 Methow 山谷居民委员会（Valley Citizens Council）”。尽管 NEPA 的程序“几乎肯定影响政府部门的实际决策，现在已经很好地解决了，NEPA 本身并不要求特定结果，而只是规定必要的程序……”，❻ 最高法院仍然支持这一委员会的成立。除了仅在程序性要求方面为 NEPA 定性以外，最高法院进一步通过它对于 Methow 谷中心问题的反应来破坏 NEPA 的重要性。上述这一问题的核心是：如果要在国家森林里建设滑雪场，林业局在颁发特别使用许可之前是否还需要研究和评价那些为补偿其不利影响而采取的特别措施？对此，最高法院认为不需要特别的缓解措施，以下是其答复：

这里存在根本性的差异……在足够详细地讨论缓解措施以确保环境后果被公正地评价的要求和另一方面，一项完整缓解计划真正制定并被采用的实质性要求之间……这将与 NEPA 依赖于程序机制（与实质性的，基于结果的标准不同）要求在开始行动之前制定完善的，将会减轻环境损害的计划的做法不一致。

最高法院关于林业局有限责任的立场体现了 Ferester（1992，p. 221）所定义的根据

---

❶ 尽管个体公民和非政府组织是 NEPA 相关案例最为普遍的原告，NEPA 诉讼还会被州和地方政府、美洲土著部落和商业团体提起。

❷ Hoban 和 Brooks（1996，p. 189）把起诉身份定义为，“某一个体在法庭寻求法律补救的权利。寻求法律补救的原告面临的最首要的要求是他（或她）必须从被法庭认可为对原告利益造成损害的事件中寻求法律补救。”确立起诉身份的要求在 20 世纪 60 年代发生了变化，为 NEPA 案件铺平了道路。当时，联邦法庭放松了先前对于原告需要出示特定伤害的要求。关于环境法律条文中对于起诉身份的广泛讨论，参见 Hoban 和 Brooks（1996，第 13 章）。

❸ 参见环境质量委员会的年度报告。

❹ 引自 Yost（1990，p. 545）。

❺ 引自 Yost（1990，p. 546）。

❻ 这一引用及下一个来自 Ferester（1992，p. 222）所引用的 Robertson 对 Methow 山谷居民委员会。

NEPA 的“司法评议的机械化”。

尽管最高法院限制了 NEPA 的意图，公民仍然有可能使用行政程序法案对某一部门决策的准确性提出异议。法院可以对某一部门的决策进行审议，然而，这样的情况发生的次数是十分有限的（与审议其决策程序不同）；原告必须证明政府部门的行动是“武断的、反复无常的、滥用判断力的或者相反不符合法律的。”[1] 在 Overton 公园对 Volpe 的案件中，美国最高法院把行政程序法案的这些条款解释为，某一部门必须提供它已经考虑所有相关事实和因素的证据，而且其决策没有明显的判断错误。

由于公民和非政府组织有根据行政程序法案起诉政府部门的能力，从而导致了对 NEPA 的程序性要求有一个较高的遵守程度。联邦政府部门预料，如果它们未能满足准备环境评价和 EIS 的要求，就会被项目的反对者起诉。即使诉讼的威胁一般，但足以促使政府部门使用适宜的环境影响分析方法并考虑完全范围的影响。然而，这仅仅是满足一些程序性的要求条款，并未能对 NEPA 政策目标的实现提供保障。

15.4 国家环境政策法（NEPA）实施的长期性问题

本节详细介绍 NEPA 通过后产生的与其相关的问题。因为许多项目建议者把 NEPA 程序从根本上视为项目实施道路上应当被清除的管理障碍，所以其中的一些问题将会持续下去。这些障碍造成了风险，这是因为项目建议者必须把项目影响情况公之于众，而且关于影响的信息会增强对于项目的批评。当有反对意见出现时，政府部门经常把 NEPA 程序看成是能让他们不被诉讼于法院的法宝。如果诉讼不可避免，那么 NEPA 程序一般上就会被利用“产生一大堆的文件，以作为环境问题已经被适当考虑的证据。”[2]

15.4.1 国家环境政策法（NEPA）程序一般对决策的影响是有限的

在 NEPA 实施后 25 年多的时间里，它经常饱受批评，批评者认为它的作用“和一般的官僚演习没有什么区别，只是要求联邦部门完成一些文书工作，以方便在以后存档”（Fogelman，1993，p. 79）。在这一点上，不同的观点常常有一致性：在决策制定中并没有很好地包含环境评价，而是经常在计划者和决策者开始倡议某一特定提案之后才做这项工作，而且它大多被用来缓解某一已经被选择项目的不利影响。正如 Ensminger 和 Mclean（1993，pp. 48-49）所指出的一样，“主要决策，包括实施的行动及其场所经常在 EIS 起草之前就已经被制定……EIS 只是被借用来支持这些决策。”

这种把 EIS 当作决策事后合理化解释使用的情况一直持续着，这是因为在许多情况下，一个项目的建议者只有在项目被明确定义之后才会准备 EIS，而且这时项目会有很高的得到资金和许可的可能性。[3] 许多项目计划者认为，为一个提议中的可能无法继续的项目准备 EIS 是不理性的。另外，许多项目研究者并不给予环境目标和诸如收益-成本比率的经济表现措施相同的考虑权重。如果项目建议者关注环境影响，它们通常会给予经济决策标准，环境评价会伴随金融方面的研究一起，在最早期的项目概念化阶段发起。

在联邦政府部门中存在着只重视达到形式上的程序性要求（与一些人定义的“NEPA”

---

[1] 引自行政程序法案第 706（2）（A）条。

[2] 引自 Ensminger 和 McLean（1993，p. 50）。他们的观察报告基于文献审阅和 56 名“NEPA 从业者”调查反应的分析。

[3] 关于此问题的深入讨论参见 Nelson（1993）。

精神相反）这样一种现象，对此的一个普遍解释是联邦法院并没有要求政府部门做更实质的举动。然而，在某些情况下，政府部门也会重新组织其计划程序以提高其对环境因素的考虑程度，下一节将予以解释。

15.4.2 环境影响报告书（EIS）经常不是为方案和政策而做

如果 NEPA 程序能更多地被应用于一些个体项目集合而成的方案之中的话，诸如相互配合的一系列堤坝或者一套综合的研究调查等，那么它的影响力会更大。一些人甚至认为，在制定政策和立法提案也应做 EIS。❶

对于一些对环境有不健康影响的概念而言，针对方案或者政策的 EIS（称作“纲领性 EIS”）为它们在未进入实质性的操作之前被减轻或放弃提供了机会。❷ 另外，纲领性 EIS 可以改善部门间的协调关系并提高效率。如果为某方案制作了 EIS，那么未来任何与方案一致的行动都可以通过多层（tiering）手段被有效地处理，即：当针对一项方案中的某一行动起草 EIS 时，便可以概括出该行动在为整个方案所做的环境影响报告书中的影响评价。❸ 例如，假定某方案由一套土地开发提案组成，这些开发提案对交通阻塞的影响在纲领性 EIS 中进行了详细分析。在这种情况下，针对某一与整体方案相一致的特定土地开发提案的 EIS 就可以概括和参考纲领性 EIS 中的交通影响评价。纲领性 EIS 并不消除对个体项目独立 EIS 的需要，这是因为纲领性 EIS 中考虑的项目经常是以概括性的语言进行说明的。

尽管纲领性 EIS 有优点，它们并不经常被制定。❹ 原因之一是方案和政策决策经常发展很长时间，这使得很难确认究竟是什么构成了“方案”。一个方案的范围在空间和时间上可能很难确定，这使得影响评价变得更加不确定。即使在空间范围可以划定时，所涉及的土地面积可能是巨大的，可能涉及到难以计数的有决策制定权力的部门。另外，试图促进整个方案的政府部门或私人开发商可能会提防给予潜在对手全面了解方案影响的机会。其他与纲领性 EIS 有关的困难是数据和分析方法。这一问题将在相关主题“累积影响评价”（cumulative impact assessment）中予以讨论。

15.4.3 累积影响经常不被评价

CEQ 规章提供了一个广泛的累积影响引用定义：

“‘累积影响’是在不管什么部门……或者个人采取其他的行动的前提下，累加过去、现在和合理地可预见的未来行动逐渐增加所产生的环境影响。”

累积影响之所以被关注是因为一系列一个接一个决定的小项目可能产生显著的集体影响，即便每一个项目只有很微小的影响。例如，设想关于在旧金山海湾边缘填海以发展房地产的许可的决策。对于任何一个项目来说，对于海湾的影响可能是微小的。然而，如果数百

---

❶ “战略环境评价”（SEA，Strategic Environmental Assessment）经常被用来表示环境影响评价在政策、计划和方案设计方面的应用。然而，这一术语并不标准，另外一些名词，诸如政策影响评价和纲领性 EIS 等也常被用来与 SEA 互换。根据对欧洲、北美、澳大利亚和新西兰的 SEA 活动的考察，Partidario (1996) 发现对于 SEA 的构成尚未达成一致意见。她的评论突出了 SEA 的优点及其实施中的常见障碍。土地使用规划和基础设施开发方案的 SEA 案例研究，参见 Therivel 和 Partidario。

❷ 政策或方案水平的决策经常预先排除了一些类型的备选方案。例如，一项关于修建水坝或扩大水道来控制洪水的方案决策就排除了对于防洪结构或使用洪泛区分区制来减少洪水损失的考虑。

❸ 多层概念来自 CEQ 发布的规章 (1986)。

❹ 有关纲领性 EISs 的例子请参见 Sigal 和 Webb (1989)。

个类似的小项目被允许实施，就会明显地把海湾啃掉一部分。事实上，到20世纪60年代早期，由于政府发放开发许可，海湾面积已经大量减少。当个别城市或州发放许可时，它们并没有考虑其他地方发放的许可。20世纪60年代末期旧金山海湾保护与发展委员会的成立阻止了对海湾的侵蚀。

NEPA中对于累积影响分析的需要呈现出日益增加的重要性，更多的关于环境评价所使用的范围的信息被收集起来。一项最近的关于联邦部门实践的CEQ调查估算每年有超过40,000的环境评价，[1] 这与FONSI的广泛使用有关。因为关于FONSI的公众讨论相对较少，所以“单个的无关紧要的行动的显著累积影响有很大的机会被忽视。”[2]

尽管纲领性EIS在美国不被经常使用，它代表一种管理累积影响的方法。[3] 单个项目被定义为概括性术语，它们的累积影响在纲领性EIS中进行了评价。然而，只有当单一政府实体有权利将不同的一些项目作为一个整体方案来看时，这种方法才是可行的。至于将来被提议的单独项目，需要检查它们与整体方案的一致性，并且进行它们自己的环境影响研究。然而，与整体方案一致的提案可以使用前面所提到过的“多层”过程来有效地对其进行分析。相反，与整体方案不一致的未来提案需要更加全面的环境研究以确认它们对于累积影响的贡献。[4]

将来，累积影响可能会受到联邦政府部门更多的注意。正如Herson和Bogdan（1991，p. 101）所言：

在过去的几年里“20世纪80年代末期”，法院增加了对政府部门行动以及其他相关行动的影响分析进行详细审查的兴趣，并且拒绝接受缺乏充分累积影响分析的NEPA文件。

如果法庭增加它们的审查，政府部门可能会被迫在累积影响分析方法方面做出实质性的改善。

15.4.4 减轻和监控不利影响的最低要求

依照惯例，EIS会包括减轻提议项目不利影响的行动方案，但对这些措施会被实施做出保证却不常见。事实上，在某些情况下，EIS中推荐的减轻措施包含项目建议者没有权力实施的行动方案（例如，要求提议公路附近的居民安装双层玻璃以抵消增加的交通噪声）。此外，在一些案例中，项目建议者忽视了它们本可以实施的减轻措施。

减轻措施被忽视的程度是显著的。例如，大多数参加一项由Ensminger和McLean发起的调查的NEPA专家指出，用以保证减轻措施有效制定的“指导方针和行动-强制机制”是NEPA中一个重要缺陷。此外，20世纪90年代前期国会修改NEPA的提案（没有实施）曾要求“环境减轻措施和监控措施‘在某部门某一行动的NEPA程序文本中所讨论的’……应当由适当的部门予以实施。”[5]

---

[1] 这一调查的结果由Blaug（1993）总结。尽管近年来每年约有超过40,000起环境评价，而相应的EIS数量每年不到500。

[2] 引自Ensminger和McLean（1993，p. 53）。

[3] 另一个管理累积影响的方法有关于城市和区域规划者使用的“承载力”（carrying capacity）概念。承载力代表某一地区在仍能符合社会环境质量目标的同时所能承受的发展限制。承载力分析如何应用于管理累积影响的例子参见Dickert和Tuttle（1985）。

[4] 纲领性EISs的案例以及它们与累积影响的关系在Sigal和Webb（1989）中有详述。

[5] 这一材料来自Smith（1993，p. 83）所引用的Diana Bear。

近些年来，一些联邦政府部门已经制定了一些计划来保证环境评价或 EIS 中列出的减轻措施能够真正被执行。例如，能源部（DOE，the Department of Energy）的“减轻措施行动计划”：如果环境评价或 EIS 表明某项减轻措施将会被执行，那么 DOE 将跟踪此项目以确信减轻措施被执行。❶ 尽管 DOE 减轻措施行动计划的经验是有限的，它仍可以提供给其他部门作为借鉴。

缺少对于减轻措施是否实施的追踪观察是主要问题的一部分：很少有人在项目实施后进行其影响监测的调查。在评论 EIS 之后的项目监测状况时，Culhane（1993，p. 67）描述了“基线”（baseline）方法的特点：

“部门管理者看起来好像”（1）要尽其所能地通过项目计划和环境评议的障碍以获取一个有利的决策；（2）例如，通过观察项目的整个建设阶段来实施决策；（3）继续计划并实施它们的下一个重要项目；（4）在监测项目实施的有效性或者作用失常状况时，不给官方遗留任何特别的风险。

根据 Culhane（1993，p. 69），“几乎没有任何人实施 EIS 之后的审计。”

自从 20 世纪 70 年代以来，就有许多对于项目实施后影响监测的要求。一项支持监测的意见认为，项目建成后评价其影响提供了减少不利影响的机会。如果监测揭示不能接受的影响，减轻这些影响的措施就可以被执行。持续的监测还可以说明减轻措施是否有效。这一策略在 20 世纪 70 年代期间被 Holling（1978）及其同事以“改变环境管理制度”的形式所提倡。

监测还有助于促进影响预测的实行。原则上，实施环境影响研究的过程可以被看做科学实验的一部分，在这里，对影响的预测可以看做是对于项目引起的环境变化的假定。❷ 这一假定可以用被提议项目建成后收集起来的关于所发生的影响的数据来验证。监测这些影响为评价预测的准确性提供了依据，而且可以促进预测方法的改善。

尽管项目后监测不经常被采用，它的价值已经被证明了。例如，Tennessee 河谷当局（TVA，Tennessee Valley Authority）监测受 Tennessee 河水库影响的河水流量和几项水质的变化情况。TVA 利用这些数据“通过提高最低流量和在 TVA 水坝以下充气以提高溶解氧浓度来改善水质和水生生境”。❸ 这些数据还被用于调查 TVA 水库的操作变化如何影响下游河水的溶解氧。

15.4.5 风险评价的关注不足

尽管环境风险评价领域在过去十几年间有相当大的进展，但这些进展并不能体现在许多的 EISs 或环境评价之中。❹ 风险评价产生于对不利影响的可能性和幅度的估计，而且它尤其适用于评价那些如果发生小概率事件就可能产生灾难性后果的项目，例如核电站和液化天然气总站。

执行环境风险评价的步骤来源于两个较老的领域：研究工业设施事故和系统故障发生概

---

❶ DOE 方案由 Culhane（1993，p. 73）总结。到 1993 年为止，实施了四起这样的项目后跟踪。

❷ 这一观点由 Culhane（1993，p. 69）详述，以及 Caldwell（1982）的更为概括的阐述。在实践中，许多环境影响的预测很含糊，以至于把它们当作科学设想的想法不能实行。

❸ 引自 Canter（1993a，p. 80）TVA 监测方案总结。

❹ 同样的报告可以针对社会影响评价来制定。对于造成未做评价的社会影响的因素分析，请参见 Rickson 等（1990）。

率分析方法的可靠性工程和“研究化学物质对于健康的不利影响以及这些影响在何种情况下发生……”（Rodricks，1992，p. 38）的毒理学。（环境风险评价将在第 17 章介绍。）风险评价结果可以指向降低事故风险或者减少事故损失或者自然灾害发生的措施。例如，严格的设备维护计划可以降低工业事故的风险，应急反应程序可以用来减少损失。

尽管人类健康和环境的风险在 NEPA 程序中涉及很浅，但一些 EIS 可以说明风险评价的作用。Canter（1993b）提供了一个样本，是关于核电站的 EIS 中对人类健康风险所给予的评价，以及管理国家森林中植被的计划。

由于环境风险评价作为一门学科在发展，环境专家已经敦促环境质量委员会在促进风险评价作为 NEPA 程序一部分的过程中发挥带头作用。同时，研究者还试图简化风险评价的步骤，这样可以更快速、更低成本地实施风险评价。❶

15.5 国家环境政策法（NEPA）对工程项目和组织机构的影响

所有实施 NEPA 程序的努力都会产生积极的结果吗？有益的结果有几种形式：对单独项目的影响，管理程序和部门间关系的变化，以及开发部门内部的改进。

或许对于项目层次的影响而言，最为普通的例子就是，一部分 NEPA 程序产生了一些减轻措施来补偿项目产生的对环境的不利影响。在某些案例中，具有特别大的负面影响的项目被否决掉了。但是有一点很难被证明，那就是如果项目的提议者担心提案不能通过 NEPA 程序对于其不利影响的审查，那么他们就会因此而不去提议这样的一项对环境有破坏性影响的项目。

尽管 NEPA 程序经常能够产生减轻措施的建议，但一般并不影响一些基本的决策，如开发项目的规模和位置。❷ 这是因为，在一般情况下，EIS 是在重要项目的位置和规模已经确定之后才做出来的。

15.5.1 国家环境政策法作为管理变化的推动力

除了影响项目之外，NEPA 还改变了行政管理的步骤。它特别成功地把联邦政府部门的决策过程公开以供公众审查。公民和非政府组织能够获得更多的关于政府部门提案的信息，而且它们也有影响这些提案的机会。政府部门知道如果它们未能按照 NEPA 要求提供项目影响的充分公开，它们会有可能因为 NEPA 相关的法庭诉讼而被迫这样做。

NEPA 还通过改善部门间的协调关系来影响行政管理程序。NEPA 程序要求环境影响报告应由 EPA 和各级政府的相关部门评议。这有助于提案及其影响的信息的交流。

部门间评议的过程还影响了部门之间的权力关系。在 NEPA 实施之前，使用政治压力来压制某一部门对另一部门提案的批评意见是很容易的。实际上，EPA 对每一个 EIS 提出的要求意见正是来源于对尼克松政府压制 EPA 的一项针对超音速运输提案的批评意见的控诉。❸ 根据 NEPA 程序，所有政府部门对于一份 EIS 的评议都要公之于众。

尽管 EIS 草案的评议和评论为政府部门提供了在它们之间进行商议的新机会，大部分 NEPA 对于政府部门间关系的影响限于幕后操作。CEQ 和 EPA 的职员以及联邦政府部门实施 NEPA 的单位之间经常有着非正式的工作关系。这些关系使得 EISs 起草程序在开始之

---

❶ 简化风险评价的方法案例参见 Canter（1993b）。

❷ 由 Hill 和 Ortolano（1978）详述。

❸ EPA 评论 EISs 职责的详细起源参见 Taylor（1984）。

前，有关部门提案的信息交流成为可能。这些非正式关系还允许 CEQ 和 EPA 的人员协助开发部门的环境专家，以提高部门提案的质量。❶

CEQ 作为行政部门内部的政治压力的影响有时也会是显著的，这取决于总统对于环境事务的兴趣。例如，环境质量委员会在卡特政府期间有很高的地位，但是在 20 世纪 80 年代里根政府时期，由于预算削减导致了大规模的人员精简，它的权力大为减弱。

15.5.2 国家环境政策法（NEPA）对于项目建议者的影响

NEPA 还对提议项目的组织机构产生影响。然而，由于某一部门可能会经受不同形式的改善其环境行为的压力，因此 NEPA 的影响力很难区分出来。这可以由美国陆军工程部的机构变化来证实。在 20 世纪 70 年代前期，该军团应付 NEPA 的条款、来自于公众的改善其环境记录的压力和包括提高作为联邦水资源项目目标的环境质量的新要求。另外，许多的军团项目都因非政府组织提起的有关 NEPA 的诉讼而停止和耽搁。

对于陆军工程部而言，20 世纪 70 年代发生了几项值得提起的变化。❷ 每一军团的管区和部门办公室都因为了达到 NEPA 和相关要求而建立了新的环境部门。数百名环境专家被聘用。经过环境科学和环境工程学科教育的专家第一次（在一定程度上）被纳入军团项目的计划过程。尽管大部分新的环境专家受聘来做环境影响报告书（EIS），仍有一些环境专家学会了如何来影响工程师对于项目设计的责任。环境专家经常推进创新的解决方案；例如，减少洪水损害的洪水防护结构（代替修建水坝）。

军团的新环境专家不得不经常在他们对于军团的忠诚和他们的改善环境质量的义务之间寻求平衡。根据 Taylor（1984，p. 127）的观点，因为有时候需要仔细寻求合适的项目，在这种情况下，这种平衡会受到打击。

“对于陆军工程部的环境专家而言”，在管理者目前表现合理的秘诀是不要一直或经常做“嚎叫的狼”。分析家（与他们的管理者）建立信任，重新认识不可改变的项目，为无害化铺平道路，做小事来促进程序的发展，以显得具有合作性和有识别力，而不是一味的“反对项目”。（当鉴定他们所关注的一个项目时，军团的环境专家专注于他们之中的一些人所描述的）“收回我们的纸牌筹码”，所谓筹码就是过去通过“合理的”行为获取的组织信任。

遵循这一策略，军团中的一些环境专家学会了何时、如何参与内部的政治活动来中止或修改具有环境损害性的提案。

除了建立新部门和雇用环境专家，军团还重新编写了它的计划程序：（1）提高环境质量作为计划目标的重要性；（2）适应 NEPA 程序要求；（3）促进项目计划中某些方面的公众参与。❸ 军团的这些变化说明了 NEPA 条款以及社会压力是如何影响一些政府部门的结构和行为的。

15.6 州环境影响报告书的要求

在国家环境政策法（NEPA）实施后的六个月后，波多黎哥联邦颁布了第一个后来被称

---

❶ CEQ，EPA 和其他部门的环境专家之间的非正式关系的重要性在 Taylor（1984）中有记载。

❷ 更详细内容请参见 Mazmanian 和 Nienaber（1979）以及 Taylor（1984）提供的组织内部的大量改革文件。

❸ 军团中的工程师所发生的变化是显著的。因为庞大的官僚机构由一些传统的建设工程师统治，它在议会的许多同盟也对在他们自己的地方建设新项目感兴趣。

作“州 NEPA”的法案。它们模仿 NEPA，被用来指导州（和一些地方）政府部门考虑它们的行动的环境影响。到 1979 年，共有 18 个州通过立法、执行或行政命令建立了全面的环境影响报告要求条款（见表 15.3）。另外，有 9 个州建立了特别目的的环境评价条例。后者的一个例子是内布拉斯加州使用的州政府资助的高速公路项目的环境影响报告书。

对于大多数州立方案，环境影响文件涉及的内容与 NEPA 的第 102（2）（C）条相似。少数几个州要求考虑另外的因素。例如，纽约的“州环境质量评议条例”要求对提案的发展诱导作用和能源影响进行评价，并描述可以减少不利影响的减轻措施。

州立方案一般包括与 NEPA 程序类似的步骤，但是它们在几方面不同于联邦方案。首先，行政管理要求的安排不同。在一些州，EIS 方案由自然资源部门管理。另外一些州依赖于其环境保护部门。另一种管理形式是环境委员会或者州长办公室的委员会，诸如夏威夷的环境质量控制办公室。❶

表 15.3　有环境影响报告书（EIS）要求的州①

使用全面法定要求的州②（14）
加利福尼亚、康涅狄格、夏威夷、印第安纳、马里兰、麻萨诸塞、明尼苏达、蒙大拿、纽约、北卡罗来纳州、南达科塔、弗吉尼亚、华盛顿、威斯康星州（California，Connecticut，Hawaii，Indiana，Maryland，Massachusetts，Montana，New York，North Carolina，South Dakota，Virginia，Washington，Wisconsin）
使用全面执行或行政命令的州（4）
密歇根、新泽西、得克萨斯、犹他州（Michigan，New Jersey，Texas，Utah）
使用特别目的 EIS 要求的州（9）
亚利桑那、特拉华、佐治亚、肯塔基、密西西比、内布拉斯加、内华达、新泽西、罗德岛（Arizona，Delaware，Georgia，Kentucky，Mississippi，Nebraska，Nevada，New Jersey，③ Rhode Island）

① 根据 Mandelker（1993，sec. 12.02）和环境质量委员会（CEQ，1979，pp. 595-602）的信息。

② 波多黎哥联邦和哥伦比亚特区也有全面法定要求。

③ 新泽西有根据州行政命令建立的 EIS 方案和管理湿地和海岸地区使用的州立法律实施的特别“程序规则”。

15.6.1　州环境评价要求和私人项目开发

NEPA 和一些州立方案之间更为根本性的不同表现在对私有土地开发影响的关注程度不同。例如，在加利福尼亚和华盛顿，EIS 要求延伸到地方政府的行动，因而使得私人开发者也要承受影响评价的要求。❷ 开发者的提案一般需要从城市和县获得建设许可以及其他许可，因为这些行动可能影响到环境，因此地方政府需要发放这类许可；而且如果潜在影响显著，就必须要求环境影响评价。

州立 NEPA 对私人土地开发的影响可以由“加利福尼亚环境质量条例”（CEQA，California Environmental Quality Act）来说明，该条例 1970 年获得通过，并经过了周期性的修订。条例及其实施的指导方针以其彻底性而闻名。❸ CEQA 首次实施时，几乎没有人想到它会最终影响私人开发者。原始条例的语言看上去仅适用于州政府部门的建设项目，比如说加州水资源部建设的水坝。CEQA 看起来并不适用于地方政府部门批准的项目。这一情况在 1972 年随着加利福尼亚最高法院对猛犸象之友与 Mono 县议会（Friends of Mammoth

❶ Tryzna（1974）描述的州 NEPAs 管理方所使用的大量组织安排。

❷ 其他把 EIS 要求应用于地方政府的州包括夏威夷，麻萨诸塞，明尼苏达，纽约。在北卡罗来纳州，地方政府可以要求私人团体承担的主要开发项目的 EISs。Mandelker（1993）提供了关于这些州的方案的深入信息。

❸ 根据 Mandelker（1993，p. 12-7），CEQA“比其他州的环境政策条例在 NEPAs 的环境决策制定要求方面的阐述更为详尽。”

v. Board of Supervisors of Mono County）一案的判决而发生了变化。

猛犸象之友与 Mono 县议会一案是关于 1971 年 Mono 县议会发放给一个共管项目的有条件使用许可。[1] Mono 县位于加利福尼亚东部，靠近约塞米蒂国家公园，在案例中被加利福尼亚最高法院描绘为“最为引人注目的美丽和相对未受损害的国家珍宝之一”。原告认为 Mono 县发放有条件许可的会导致许多显著的不利环境影响，这一决策应当伴有一份环境影响报告。（一份根据 CEQA 的环境影响报告类似于根据 NEPA 的环境影响报告）。在支持原告方的判决中，法院认为“立法机关有必要着意于法律对于受到政府许可或其他使用授权的私人行动的实施。”这一立场发布于 1972 年 9 月，加利福尼亚环境质量条例在其后不久进行了修正。这一修正表明 CEQA 的环境影响要求适用于广泛的地方政府决策范围。

因为地方政府要制定数量很多的例行批复，如果某些类型的决策未被 CEQA 豁免，那么这些政府部门的工作将逐渐停止。法令及其实施指导方针都为豁免提供了依据。例如，法令豁免涉及应用“固定标准或者目标措施”决策的“行政项目”（ministerial projects），[2] 不涉及任何个人判断。一个公共办公室仅仅是把法律应用到实际之中，而在做出决定的过程中不使用任何的酌处权或判断力。[3] 一个行政项目的例子是在一个当地条例要求只要申请者支付必要费用并符合当地区域规划和建筑法规就可以发放许可的地方发放建设许可。非行政的决策被称作“有决定权的”，某城市委员会兼并新土地或改变区划条例的决策就是有决定权的行动的例子。

CEQA 应用于私人土地开发可以由一个和斯坦福大学有关的案例来说明。20 世纪 80 年代期间，斯坦福向 Santa Clara 县请求修改其常规土地使用许可。作为许可申请的一部分，斯坦福大学提供了对于提议设施的类型、规模和位置的大概描述。为了实现其依据 CEQA 的职责，Santa Clara 县要求提供一份描述许可申请中的土地使用提案的环境影响报告。[4]

斯坦福土地使用计划的环境影响报告（EIR）识别了许多的累积影响，特别是土地开发对交通堵塞的影响。在批准斯坦福的许可事情之前，Santa Clara 县得到了大学对于监测其新项目的累积交通影响的保证。斯坦福同意收集年度的交通流量数据并采取措施减少其雇员单人乘车上下班的数量。大学制定了整体行程削减目标并同意如果其行程削减计划没有能够使几处十字路口的约定服务水平得以维持，将会发展其道路网络。[5]

15.6.2 州立 NEPA 中的程序与实质

NEPA 与类似州立法案的另一个不同就是一些州对公共决策制定者强加了更为严格的职责。[6] 这里再次使用加利福尼亚法案以起到说明性的作用。加利福尼亚环境质量条例要求如果 EIR 认定显著环境影响，牵头部门必须（1）要求改变以避免（或大量削减）不利影

---

[1] 这一关于 Friends of Mammoth 案例的介绍基于 Rodgers (1976, pp. 67-58)。

[2] 引自 Remy, Thomas, Moose (1991, p. 35)。此来源还包括了对于 CEQA 实施指导方针的详细描述。其他州的环境政策条例也免除了行政项目行动。

[3] 免除纯粹行政项目行动的原因是避免为起草不能影响部门决策的评价而花费的时间和工作。CEQA 实施指导方针包括了被法规或其实施指导方针免除的行动的清单。

[4] 土地使用规划的 EIR 与根据 NEPA 的纲领性 EIS 非常相似。

[5] 斯坦福土地使用计划的 EIR 反映了多层过程。如果斯坦福未来提出的个体项目与其总体土地使用规划所略述的项目一致，该县将查阅总体规划的 EIR 来评价一些影响。因而，针对新项目的环境影响报告可以缩短。

[6] 加利福尼亚、华盛顿和纽约属于此类。关于 NEPA 与加利福尼亚、华盛顿和纽约的州环境影响报告要求的比较分析，参见 Ferester (1992)。

响；或者（2）提供这样做不可行的证据。❶

如果某一政府部门同意将会造成显著不利影响而没有“最起码的实质减轻措施”的项目，CEQA 要求该部门发布一份“首要考虑事项报告”。在这个报告中，该部门必须证明为什么“提议项目的收益在价值上超过不可避免的不利影响。”在这里，收益包含批准此项目的理由，诸如创造就业机会的需要，产生税收收入以及提供住房等。如果政府部门的许可在法庭受到质询，CEQA 要求法庭使用“实质性证据作用”来判决案件。根据这一规则，如果记录上的信息能够产生一个支持政府部门关于项目许可的合理意见，那么复审法庭将会尊重该部门的决议。❷

CEQA 施加的另一个实质性职责是其 1989 年的修正案，它要求公共部门如果发现减轻措施将要被用来降低影响至低于显著水平，就应采用“监测方案”。❸ 这一修正案的添加是由于研究表明许多实施 CEQA 的政府部门不知道它们所要求的减轻措施是否被实施。

到 1993 年为止，CEQA 对于监测方案的要求还没有被详细说明。尽管在 EIR 中需要减轻措施的政府部门被要求采用监测方案，但一项可接受的监测方案应如何构成仍然不清楚。❹

15.7 美国以外的环境影响评价

环境政策法（NEPA）的影响不仅限于美国之内。到 1990 年，许多国家已经有了环境影响评价（EIA）的要求。❺ 其中一些，诸如在前总统 Ferdinand Marcos 时期菲律宾的 EIA 系统，使用了与 NEPA 第 102（2）（C）条相似的语言。其他一些，诸如中国的 EIA 方案，与 NEPA 有很大不同，而且反映出了使 EIA 要求适应地方政治环境的慎重的工作。一些国家通过法律建立起了它们自己的 EIA 方案，而另外一些地区，诸如中国台湾地区，依赖于行政命令。除了国家级的方案以外，一些国家中的州（或者省）也建立了它们自己的 EIA 要求。并不令人惊讶的是国家之间和国家内部的 EIA 存在着范围和质量方面广泛的不同。

环境影响评价的要求甚至已经施加到没有正式 EIA 方案的国家，这是由于诸如世界银行的发展帮助组织经常要求关于它们所支持的项目的环境影响评价。❻ 尽管国际援助部门在实施它们自己的 EIA 要求时有过不光彩的记录，它们仍处于来自非政府组织关于改善其资助项目的环评实施方式的压力。

每一个国家、州或地方的 EIA 方案可以被看做是一项政策试验，其结果可以为其他的 EIA 方案提供信息。直到最近，来自不同地区的 EIA 专家可以相互学习，学习的主要途径

---

❶ 在这一条文中，CEQA 把“可行性”定义为“考虑经济、环境、法律、社会和技术因素，在一个合理的时间段内可以以一种成功的方式完成。”

❷ 根据实质证据规则，事实记录可以令人信服地被解释来支持不同于政府部门的决策。然而，法庭会尊重政府部门所提供的合理的、人们可能接受的记录证据作为支持部门立场的充分依据。

❸ Remy，Thomas，Moose（1991，p. 511）提供了关于导致 CEQA1989 年修正案的监测方案要求和研究的详细描述。这些研究表明独立的场所访问保证减轻措施并不经常发生。同时，许多部门并不要求开发者通知它们减轻要求已经被满足。如果某部门发布的 CEQA 等同于 NEPA 程序中的减轻 FONSI，那么同样需要监测方案。

❹ 到 1993 年，还未发布详细的指导方针，法庭也没有听审那些集中于监测措施是否足够的案例。

❺ 在美国以外，“EIA”这一缩写被广泛使用，用以代表评价方案和诸如环境影响报告的评价文件。Robinson（1992）报告超过 40 个国家有 EIA 要求；Canter（1996）指出这一数字接近 80。

❻ 有关多边和双边借贷制度的 EIA 要求的信息，请分别参见 Mikesell 和 Williams（1992），以及 Kennedy（1988）。

是环境期刊文章、专业协会会议、以及政府部门官员之间的特别交流。信息交换在20世纪90年代中期扩大了，当时实施了“环境评价有效性的国际研究”。该研究包括对于不同国家EIA实践的调查和评价。❶

尽管不可能总结美国之外的诸多形式的EIA要求，一些典型特征可以做重点介绍。本节使用里约热内卢州的EIA系统来介绍一种美国之外较为普遍的EIA系统设计：环境保护部门定义EIA的范围，评价其内容，并为决策制定者编制提供建议。里约热内卢案例之后的讨论通过分析EIA方案设计中的关键问题而更为深入地说明了美国之外的EIA要求。

15.7.1 里约热内卢的EIA方案

1986年，国家环境改善委员会（CONAMA，Conselho Nacional do Meio Ambiente）发布了一项决议，要求巴西的26个州都要制定各自的方案，从而使环境影响评价（EIA）对于主要的公共和私人工程项目具有强制性。❷ 各州对1986年决议的反应不同。里约热内卢州的方案在巴西是最为成熟的方案之一。

里约热内卢（Rio de Janeiro）的EIA方案由州环境保护部门Funda，cão Estadual de Engenharia do Meio Ambiente（FEEMA）管理。这一方案按以下方式工作：如果一个项目建议者（公共或私人）提议一项较大型设施，FEEMA就从其职员中组织一支多学科的团队。由这支团队起草EIA的“参考条款”，包括实施评价者应研究的课题。FEEMA要求项目建议者聘请独立顾问来完成EIA。❸ 顾问向FEEMA提供完备的EIA，并由FEEMA起草原始参考条款的团队进行评价。这支团队根据其判断可以要求额外的信息或分析。另外，如果当地居民有要求，将会举行公众会议来为公民提供表达他们所关注的机会。

FEEMA对于顾问的EIA的评价为它对决策制定主体（一个由FEEMA负责人、州属各部门领导组成的环境委员会）提出的建议提供了依据。FEEMA的建议可以采取三种形式：接受或拒绝提议项目，或者（较为普遍地）以旨在减轻不利影响的项目修改为条件的接受。州环境委员会一般会采用FEEMA的建议。

对于FEEMA的EIA要求的服从程度一般是较高的，这有几个原因。第一，州的关于实施CONAMA 1986年决议的规章要求，对于较大型项目，建议者没有得到州环境委员会的许可就不能够建设或操作某一设施。反过来，环境委员会只有收到FEEMA的建议之后才会发放许可。第二，1988年巴西宪法包含了对可能造成明显环境恶化项目要求环境影响评价的章节，而且1985年的《7347法》给予私人协会采取“公共城市行动”来执行“对于环境损害的职责”的权利（Findley，1991）。巴西公民已经利用了这些法律条款，并通过法庭来阻止那些违反EIA要求的项目。第三，FEEMA有时可以通过获取巴西的环境运动的支持来增加其政治影响。当它的地位受到具有政治影响力的非政府组织认可时，FEEMA对于其建议严肃考虑的能力也得到了提高。

尽管FEEMA在环境影响评价（EIA）程序的实施中一般发挥积极作用，政治力量有时会干涉它的环境评价工作。例如，Linha Vermelha，一条连接里约热内卢机场和市区的高速公路，就被免除了EIA要求，这在一定程度上是因为建设高速公路以及时为1992年的联合

---

❶ 这一研究由国家影响评价协会和加拿大联邦环境评价审查办公室（Sadler，1996）联合发起。

❷ 环境影响评价要求由CONAMA的1986年一号决议依照巴西国家环境政策条例建立。这里对巴西EIA的讨论部分上是基于Tannia Muniz Ferreir和Angela Maia提供的信息。本章剩余部分改编自Ortolano（1993，pp. 355-58）。

❸ 这一对于独立顾问的要求意在提供客观性。然而，由于建议者选择顾问并控制评价预算，客观性并不能得到保证。

国环境与发展会议提供服务的政治压力。

另一个政治力量影响 FEEMA 工作的案例是关于在 Rodrigo de Freitas 湖修建溢流隧道以控制洪水的提案（Brio and Moreira，1992）。1989 年，州的湖泊和河流管理部门（SERLA，Superintendencia Estadual de Rios e Lagoas）得到了一个于 20 世纪 70 年代设计的溢流隧道建设的世界银行贷款。在 SERLA 收到这笔贷款之后，它逼迫 FEEMA 匆忙、迅速地进行 EIA 评议，因为它正在为隧道贷款支付利息，希望开始建设。在这种情况下，FEEMA 经受住了压力。EIA 程序揭示提议中的隧道并不能解决洪水问题，而且项目的环境影响没有被充分考虑。在分析情况之后，世界银行代表团建议隧道建设工作推迟。这一巴西的案例说明，政治压力在 EIA 的实施中发挥重要作用，一个环境部门的政治影响力是决定 EIA 有效性的一个关键因素。

15.7.2 EIA 方案中的差异

了解 EIA 方案如何不同的方法之一就是考虑下列问题如何回答：

1）谁来决定某一特定提案是否需要 EIA?

2）谁来起草 EIA?

3）谁来决定提议项目的 EIA 必须考虑哪些影响?

4）相对于项目定位和设计决策，EIA 应在何时进行?

5）多少公民参与 EIA 程序?

6）评价 EIA 的单位能够获得什么样的资源?

7）评价 EIA 的单位有何种修改项目的权力?

(1) 要求 EIA 的决策

决定某一提议行动是否需要环境影响评价（EIA）的过程被称为“审核”（screening），它在不同的 EIA 系统中变化很大。审核的方法之一是使用清单，清单上列举了必须要进行环境影响评价的项目类型。这一清单一般包括基于项目规模和费用的最低标准。例如，法国发布的一项用于实施 EIA 方案的法令包括几种清单。[1] 其中之一包括诸如采矿作业之类的工程项目，它们自动需要进行环境影响研究。另一份清单包括如果超过一定规模限制就需要环境影响评价的项目。例如，对于发电能力超过 500 kW 的水力发电设施要求环境影响评价。还有一份清单包括诸如机场之类的，如果项目费用超过 6 百万法郎就需要 EIA 的项目。法国的 EIA 方案所要求的环境研究成为负责制定决策的 département（相当于美国的县）长官评价项目申请材料的一部分。[2]

一些国家把项目是否需要 EIA 的决策留给政府官员自行处理。在这种情况下，有显著环境影响的提议项目可能会被免除 EIA 要求。这可以由澳大利亚的 EIA 方案来说明，在那里，开发项目的一小部分受制于 EIA 程序。[3] 批评者认为这一 EIA 相对较少使用的状况是 EIA 方案可自由决定的性质的结果。例如，在分析 1975 年到 1985 年间澳大利亚的 EIA 方案时，Formby（1987）发现每年只有低于 10 个的环境影响报告被要求。这只占被认为有显著影响的提案的 4%。较少的环境评价产生是由于发起国家 EIA 程序的决定权在提议行动的部长手中，而不是负责环境事务的部长。另外，未受项目直接损害的公民不能够得到在联邦

---

[1] 法国的国家 EIA 方案由关于自然保护的 1976 年 7 月 10 日第 76-629 号法案建立。

[2] 法国 EIA 方案实施的详细内容见 SEPIA（1981）。

[3] 除了联邦级别的 EIA 制度，澳大利亚还有几项州级 EIA 方案。

法院起诉政府部门的身份。❶

从法国到澳大利亚的案例说明了两种审核提案是否需要环境影响评价的方法：(1) 需要EIA的行动清单（包括具体的规模和费用阈值）；(2) 政府官员自由决定是否需要EIA的程序。Wood (1995, p. 15) 所做的几个国家EIA的对比分析表明“大多数EIA制度采用了包括清单、阈值和自由决定权使用的混合方法”。

(2) EIA的起草

设计EIA方案的一个中心问题是：谁来起草影响评价？在里约热内卢，由于与偏见有关的考虑而不允许项目建议者起草环境影响评价。相反，澳大利亚的EIA制度允许项目建议者起草他们自己的环境影响报告，但是评价建议者起草的影响报告的环境部门会考虑可能存在的偏见。Porter (1985, p. 222) 认为：

“澳大利亚政府的环境评价部门”经常把“环境影响报告”主要看作“出售”发展利益的销售文件，但是也包括了一些对环境保护的让步，而且它们的“也就是政府部门的”评价报告是在尽可能地从项目建议者获得更多让步的努力中强调环境影响的一种手段。在这一角色扮演的活动中，部长被看做“法官”，由他最终代表社会做出决策。

谁有处理EIA的技术资格的问题在一些国家已经得到了解决。例如，在中国，国家规章列出了几百家研究机构和其他获得起草环境影响评价许可的机构。❷ 另一个例子是日本，最近制定了针对某些类型项目的特许“EIA专家”的要求。

(3) 所要考虑的环境影响

法令和规章提供了概括的确定EIA必须考虑的影响框架，但是如何针对特定提案提出详细的EIA内容要求？环境专家在决定特定的EIA的工作范围的过程中总是发挥关键作用，但是决定研究范围的过程在各国不同。前面提到过的美国使用的范围确定过程是一种方法，但是还有美国程序的引人注意的替代方案。

许多国家召集专家小组来决定EIA的工作范围（或参考条款）。例如，荷兰的EIA体系由一个EIA委员会管理，包括为数不多的全职工作人员和大约200名环境专家，专家主要是协助工作人员来确定EIAs范围和评价影响研究结果。提议项目的EIAs由项目建议者根据主管当局（也就是负责制定有关提议项目决策的公职人员或部门）颁布的指导方针来完成。

EIA委员会被告知项目建议者起草EIA的意图后，就会指派一个环境专家小组来对EIA覆盖主题的指导方针提出建议。EIA委员会把小组意见提交给主管当局作为建议性的指导方针。一般情况下，但并不都是，主管当局会采纳EIA委员会的建议。在所有的案例中，EIA的工作范围由主管当局的指导方针确定。在荷兰的制度中，在指导方针被主管当局采用之前，公众有机会对其进行评论。

(4) EIA的时间选择

正如Armour (1991, p. 29) 所主张的那样，“为了EIA程序的意义和作用，影响分析

---

❶ 在澳大利亚有依赖于法庭强制执行EIA要求的判例。例如，新南威尔士州响应其1979年环境规划和评价法案（EPAA, Environmental Planning and Assessment Act）而建立了EIA制度。该法案使公民可以基于所谓的违反EPAA提起法庭诉讼（Wright, 1985）。

❷ 在中国，某机构的EIA资格基于其实施影响监测的能力和其职员的技术训练和经验。

必须早于计划编制过程，并在任何继续进行项目或行动的决策之前进行”是 EIA 研究者中的一个“原则”。Armour 还发现，这一原则在实践中很少应用。

尽管项目建议者及时起草环境评价有困难，EIA 方案在政府部门评价 EIA 何时发挥作用方面还是存在不同。这可以由日本的国家 EIA 方案和 Shiga（日本的一个县）方案之间的差异来说明。日本的环境部门评价依据国家 EIA 方案产生的 EIAs，但是评价在决策过程中很晚进行，以至于被看做“庆祝仪式”。❶ 日本环境部门的评价作为 EIA 程序的最后一部实施，这时太迟而不能产生任何超过微小改变建议的影响。❷ 相反，Shiga 县以及日本其他一些地方政府制定的 EIA 制度要求由“中立专家委员会”在计划编制的较早阶段进行独立的 EIA 评价。因此，地方 EIA 制度常常比国家制度更为有效。

（5）EIA 的公众参与

许多有 EIA 方案的国家都要求在 EIA 程序中要有一定程度的公众参与（public participation）。例如欧盟（前欧共体）成员国的公众参与要求。指令 85/337/EEC 要求每个成员国在 1988 年之前制定与指令中的概括性框架一致的 EIA 方案。尽管指令要求了 EIA 的公众参与，这一要求却是有节制的。最低要求是公民必须被告知某个环境影响报告已经起草并享有最终决策完成前评论的机会。

公众参与 EIA 的程度在欧盟成员国之中有很大差异。在一些国家，例如西班牙，公众参与程度是极低的。西班牙的国家 EIA 方案要求公民应被告知环境影响报告的存在并允许公民查阅。❸ 到 1993 年，为公民提供 EIS 复本仍不普遍。相反，另外一些成员国有着更为详细的要求。例如，荷兰公民可以对 EIA 指导方针和产生于评价的环境影响报告进行评议和评论。❹

尽管对于公众参与 EIA 的要求存在于很多国家，这些要求并不总能为公民提供参与关键决策的机会。即便公民被允许参与范围的确定，也常常是太晚而不能影响关于项目位置和规模的决策。到那时，项目建议者经常认为某一特定行动过程很重要。公众参与因而会被简化为以辩护某一已经制定的决策为目的的公众联系。由于这一原因，许多公民关注于促使项目建议者采取减轻不利影响的措施。

对于公众参与的这一描述并不代表全部经验。在一些政府独裁的国家，一般没有 EIA 的公众参与。另一个极端，一些项目开发者（例如，加拿大的 Hydro Québec）有时会在项目概念化的较早阶段吸纳公民参与，这完全是在项目设计之前。

（6）EIA 评价部门可获得的资源

在许多国家，执行 EIA 评价可得到的资源是不充分的。例如，里约热内卢（以及其他巴西所属的州）的 EIA 程序要经受明显的数据、预算和人力资源方面的限制。巴西 EIA 程序的观察者指出了在收集足够数据以实施有意义的分析中的困难；他们还指出了缺乏足够数量的实施环境影响研究的环境专家和批判地评价 EIA 工作的顾问。这些困难对于发展中国家的 EIA 方案来说是普遍的（Kennedy，1988）。

在高度工业化国家，资源和数据限制也会制约 EIA 的有效性。例如，Shimazu（1992）指出日本的 EIA 制度面临起草和评价日益增多的 EIA 的环境专家的缺乏。

---

❶ 这一日本 EIA 制度的描述来自 Shimazu (1992)。后面关于 Shiga 县 EIA 的内容也来自 Shimazu。

❷ 关于日本 EIA 的更多信息，请参见 Barret 和 Therivel (1991)。

❸ 欧盟成员国的 EIA 程序信息来自 Kinhill Engineers (1994)。

❹ 在许多有着民主政治传统的国家，公众参与 EIA 的机会与在欧共体类似。有时公民可以参与范围确定工作，而且他们常常可以对书面 EIS 或公众调查发表评论。

（7）EIA 评价部门的权力

对于一个有意义的 EIA 系统的基本要求之一是对于某一提案的最终决策只有在评价 EIA 的部门完成其工作之后才能够做出。评价部门会建议决策者接受或者拒绝提案。然而，一般地，EIA 的评价部门会提出减轻提议行动不利影响的建议。EIA 评价部门的建议是否会被严肃考虑取决于很多因素，包括提议行动的经济重要性和环境部门的权力。如果环境部门的建议妨碍了强大的发展部门的目标，这些建议可能会被忽视。在某些情况下，例如日本的国家 EIA 制度，环境部门可能连实施评价都做不到，除非负责提议项目的政府机关要求实施评价。

政治权力和环境部门谈判技巧的重要性可以由中国实施 EIA 的经验来说明。在中国，市县的环境保护局（EPB，Environmental Protection Bureaus）执行国家 EIA 规章。作为当地政府的一个局的环保局，评价 EIA 并为当地政府领导提供建议。如果环保局认为某项开发项目的影响评价不能接受，那么它可能会被同属当地政府的项目开发部门反对。在这种情况下，环保局使其建议被采用的能力取决于它对当地领导者的影响力，以及它与项目开发部门谈判的能力。

在一些国家，例如荷兰，EIA 评价部门具有相当大的影响力。在荷兰的 EIA 制度中，主管当局被要求（根据法规）在其决策制定中结合 EIA 的结论。主管当局必须解释其决策依据，而且这一解释必须公之于众。有一套可供第三方使用来反对主管当局决策的程序，而且这一程序经常被使用。尽管主管当局决策可能会在法庭受到质疑，但是法庭诉讼的数量并不多。对于荷兰 EIA 制度的评价表明“决策公开”导致环境因素对于决策影响的提高。❶

正如本节所述，各种各样的 EIA 方案存在于世界各地不同级别的政府。在某些情况下，EIA 已经被缩减为文字游戏。然而，在许多国家，EIA 对于提高私人开发者、政府官员和全体公众的环境意识做出了突出贡献。

主要概念和术语

国家环境政策法（NEPA）的目标和主要部分（*NEPA's Objectives and Principal Parts*）

国家环境政策法（National environmental policy）

行动-强制条例（Action-forcing provisions）

部门间计划编制（Interdisciplinary planning）

环境价值的适当考虑（Appropriate consideration of environmental values）

环境影响评价（EIS）（Environmental impact statement（EIS））

环境质量委员会（CEQ）（Council on Environmental Quality（CEQ））

环境影响报告书的起草和使用（*Environmental Impact Statement Preparation and Use*）

CEQ 规章（CEQ regulations）

牵头部门（Lead agencies）

需要 EIS 的行动（Actions requiring an EIS）

绝对排除（Categorical exclusion）

环境评价（EA）（Environmental assessment（EA））

无显著影响发现（FONSI）（Finding of no significant impact（FONSI））

减轻措施（Mitigation measures）

缓解之后的 FONSI（Mitigated FONSI）

---

❶ 这一关于荷兰制度的描述是根据 Wood（1995，pp. 189-190）。

范围确定过程（Scoping process）
不行动的替代方案（No-action alternative）
EIS 的要求内容（Required content of an EIS）
EIS 评议程序（EIS review procedures）
起草和最终 EIS（Draft vs. final EIS）
决策记录（ROD）（Record of decision（ROD））
社会影响评价（Social impact assessment）
直接与间接影响（Direct vs. indirect impacts）
预测和评价（Forecasting vs. evaluation）

遵循国家环境政策法（NEPA）规章（*Compliance with NEPA's Requirements*）

对于 EIS 评论的部门反应（Agency response to comments on draft EIS）
EPA 的项目 EISs 评价（EPA's rating of EISs and projects）
CEQ 移送程序（CEQ referral process）
法庭在 NEPA 实施中的作用（Role of courts in NEPA's implementation）
管理程序条例（Administrative Procedure Act）
起诉身份（Standing to sue）
揭示影响的程序性义务（Procedural obligations to disclose impacts）
达到 NEPA 目标的实质性义务（Substantive obligations to meet NEPA's goals）

国家环境政策法（NEPA）实施的长期性问题（*Perennial Problems with NEPA's Implementation*）

NEPA 程序对决策的影响（Influence of NEPA process on decisions）
纲领性 EIS（Programmatic EIS）
多层（Tiering）
累积影响评价（Cumulative impact assessment）
承载能力分析（Carrying capacity analysis）
减轻不利影响的义务（Obligations to mitigate adverse effects）
项目实施后影响监测（Post-project monitoring of impacts）
适应性环境管理（Adaptive environmental management）
EIS 中的风险评价（Risk assessments in EISs）

国家环境政策法（NEPA）对于项目和组织机构的影响（*Influence of NEPA on Projects and Organizations*）

项目水平影响（Project-level influences）
部门间协调（Interagency coordination）
部门间的权力关系（Power relations among agencies）
影响的完全揭示（Full disclosure of impacts）
公众参与政府部门决策制定（Citizen participation in agency decision making）
开发部门的环境职员（Environmental staff within development agencies）
政府部门计划编制程序的修订（Revisions in agency planning procedures）

州环境影响报告书的要求（*State Environmental Impact Reporting Requirements*）

NEPA 作为原型（NEPA as a model for states）

各州环境政策条例的差异（Differences among state environmental policy acts）

针对私人开发项目的 EISs（EISs for private development projects）

加利福尼亚环境质量条例（CEQA）（California Environmental Quality Act（CEQA））

行政的在执行中不允许个人酌处或裁决的强制性条例和可自由决定的行动（Ministerial vs. discretionary actions）

根据 CEQA 的实质性职责（Substantive obligations under CEQA）

美国之外的环境影响评价（*Environmental Impact Assessment Outside the United States*）

EIA 方案的备选形式（Alternative forms of EIA programs）

审核（Screening）

行政决定权和执行 EIAs 的决策（Administrative discretion and decisions to perform EIAs）

项目规模和费用阈值（Project size and cost thresholds）

工作范围（Scope of work）

参考条款（Terms of reference）

特许 EIA 专家（Licensing EIA specialists）

EIA 程序性要求的可执行性（Enforceability of EIA procedural requirements）

作为 EIA 要素的政治和谈判（Politics and negotiation as elements of EIA）

EIA 实施的资源约束（Resource constraints on EIA implementation）

EIA 建议的影响力（Influence of EIA recommendations）

问 题 讨 论

15-1 举出四个受制于 NEPA 要求而且不涉及某联邦部门设施建设的行动的例子。其中至少有一个涉及私人团体建设项目。

15-2 假设你在美国某联邦部门工作，你的主要任务是起草你的办公室提议行动的环境影响报告。你如何向来自国外的参观者解释你的工作最为重要的一面？更进一步设想，你所起草的环境影响报告书是针对你的部门的建设项目。这会损害你执行目标环境影响评价的能力吗？图 15.3 中描述的评议程序能够保证你所在部门的 EISs 的客观性吗？

15-3 环境影响报告的评议和评论要求以何种方式帮助达到 NEPA 的政策目标？你是否支持减少这些要求以作为削减遵守 NEPA 费用的一种方法？

15-4 你如何描述法庭在 NEPA 实施中的作用？为什么法庭频繁地被要求来处理有关政府部门遵守 NEPA 的诉讼案例？

15-5 1972 年，美国第八巡回地区法院考虑是否允许美国陆军工程部继续进行其在阿肯色州（Arkansas）的 Cossatot 河上的 Gillham 水坝工程。在决策过程中，法庭认为 NEPA 在管理决策制定方面“意在有效的实质性变化”，因为它所要求的不只是环境影响的完全公开。在环境保护基金对工程部（Environmental Defense Fund v. Corps of Engineers）一案中，法院写道：

“EIS 程序”的目的是“保证第 101 条中发布的政策得以实施”。NEPA 第 102 条中包括的程序并不是其本身的目的。它们的意图在于“强制行动”。❶

---

❶ 法庭观点引自 Ferester (1993, p. 215)。斜体字材料来自美国参议院 1969 年报告。更多详细内容和引用见 Ferster。

通过阐明 NEPA 第 101 条和 102 条的联系，法院详细说明了其立场。在何种程度上美国最高法院就 20 世纪 90 年代早期的最高法院关于 NEPA 相关案件的判决同意第八巡回法院？你是否同意第八巡回法院的观点？

15-6　纲领性 EIS 如何被用于考虑累积影响？还有哪些其他用于考虑累积影响的方法？

15-7　假设国会打算修订 NEPA，对政府部门达到政策目标施加明确的实质性义务。国会应该怎么来阐明第 101（b）条中列出的环境目标的意义？国会应该如何吸取州立 EIA 方案在对政府决策者施加实质性义务方面的经验？

15-8　假设环境质量委员会修订其 NEPA 规章。CEQ 应当针对哪些 NEPA 实施中的问题？对规章做何改变可以改善 NEPA 的实施？

15-9　在 1970 到 1990 年间，根据 NEPA 起草的 EISs 数量和 NEPA 相关诉讼的数量都有下降趋势。例如，Ferester（1993，p. 225）报告，在 20 世纪 70 年代平均每年约有 1460 份 EISs，而 20 世纪 80 年代平均每年只有 640 份。他还观察了 1985 年到 1989 年的情况，平均每年约有 73 起 NEPA 相关诉讼，这比 1975 年到 1979 年间的平均数量低了 47%。应该如何解释这一趋势？在你的回答中考虑以下因素：美国最高法院关于实质性义务的立场和根据 NEPA 的程序性义务的矛盾；“减轻 FONSIs”的使用；NEPA 推进的政府部门内部改革（例如，聘请大量的环境学家和环境律师）。

15-10　州环境政策条例之间以及与 NEPA 相比有多大差异？在何种意义上，加利福尼亚环境质量条例比 NEPA 更为严格？

15-11　假设你被请求对某发展中国家的环境部就它是否倡议采用类似 NEPA 法令提出建议。根据你所知道的 NEPA 和美国各州 NEPAs 实施经验，你会提出哪些建议？

15-12　在国际影响评价协会 1994 年年会的一次会议中，美国的联邦部门如何试图逃避遵守 NEPA 的议题被讨论。布什政府拒绝为《北美自由贸易协定》准备 EIS 的事件被用来作为例子。在会议中，一名来自发展中国家的与会者认为美国的决策者逃避 NEPA 程序的企图是虚伪的。他问道，“在对其自己的项目不执行 EIA 时，美国如何要求发展中国家对它们的项目实行 EIA？”❶ 对此问题你做何反应？

参 考 文 献

Anderson, F. R. 1973. *NEPA in the Courts*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.

Armour, A. 1991. Impact Assessment and the Planning Process: A Status Report. *Impact Assessment Bulletin* 9 (4): 27-33.

Barrett, B. F. D., and R. Therivel. 1991. *Environmental Policy and Impact Assessment in Japan*. London: Routledge.

Bass, R., and A. I. Herson. 1993. *Mastering NEPA: A Step-by-Step Approach*. Point Arena, CA: Solano Press Books.

Blaug, E. A. 1993. Use of the Environmental Assessment by Federal Agencies in NEPA Implementation. *The Environmental Professional* 15 (1): 57-65.

Brito, E. J. N., and I. V. D. Moreira. 1992. "The World Bank-Supported Drainage Network of Urban Watersheds in Rio de Janeiro." Presented at the Twelfth Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment, August 19-22, Washington, DC.

Burdge, R. J. 1994. *A Community Guide to Social Impact Assessment*. Middleton, WI: Social Ecology Press.

Caldwell, L. 1982. *Science and the National Environment Policy Act*. University: University of Alabama Press.

Canter, L. 1993a. The Role of Environmental Monitoring in Responsible Project Management. *The Environmental Professional* 1515 (1): 76-87.

——. 1993b. Pragmatic Suggestions for Incorporating Risk Assessment Principles in EIA Studies. *The Environmental*

❶ 美国通过其影响作用迫使世界银行对于世界银行资助项目做出 EIA，以此来推动发展中国家的 EIA。另外，美国国际发展部多年来也要求其项目的 EIA。

Professional 15 (1): 125-138.

——. 1996. *Environmental Impact Assessment*, 2d ed. New York: McGraw-Hill.

CEQ (Council on Environmental Quality). 1979. *The Tenth Annual Report of the Council on Environmental Quality*. Washington, DC: U. S. Government Printing Office.

——. 1981. "Memorandum: Scoping Guidance." April 30, 1981. Washington, DC: CEQ.

——. 1984. *The Fifteenth Annual Report of the Council on Environmental Quality*. Washington, DC: U. S. Government Printing Office.

——. 1986. *Regulations for Implementing the Procedural Provisions of the National Environmental Policy Act*. 40 CFR, Parts 1500-1508 (as of July 1, 1986).

Clark, E. R. and L. W. Canter. Forthcoming. *Environmental Policy and NEPA: Past, Present and Future*. Delray Beach, FL: St. Lucie Press.

Culhane, P. J. 1993. Post-EIS Environmental Auditing: A First Step to Making Rational Environmental Assessment a Reality. *The Environmental Professional* 15 (1): 66-75.

Dickert, T. G., and A. E. Tuttle. 1985. Cumulative Impact Assessment in Environmental Planning: A Coastal Wetlands Watershed Example. *Environmental Impact Assessment Review* 4 (1): 37-64.

Ensminger, J. T., and R. B. McLean. 1993. Reasons and Strategies for More Effective NEPA Implementation. *The Environmental Professional* 15 (1): 46-56.

Ferester, P. M. 1992. Revitalizing the National Environmental Policy Act: Substantive Law Adaptations from NEPA's Progeny. *Haroard Environmental Law Review* 16: 207-69.

Findley, R. W. 1991. "The Evolution of Environmental Law in Brazil." Paper presented at Hastings International and Comparative Law Review Tenth Annual Symposium (February 23), Hastings College of the Law, San Francisco, CA.

Fogleman, V. 1993. Toward a Stronger National Policy on Environment. *Forum for Applied Research and Public Policy* 8 (2): 79-84.

Formby, J. 1987. The Australian Government's Experience with Environmental Impact Assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 7 (3): 207-26.

Gilpin, A. 1995. *Environmental Impact Assessment: Cutting Edge for the Twenty-first Century*. Cambridge, U. K.: Cambridge University Press.

Herson, A. I., and K. M. Bogdan. 1991. Cumulative Impact Analysis Under NEPA: Recent Legal Development. *The Environmental Professional* 13: 100-106.

Hill, W. W., and L. Ortolano. 1978. NEPA's Effect on the Consideration of Alternatives: A Crucial Test. *Natural Resources Journal* 18 (2): 285-311.

Hoban, T. M., and R. O. Brooks. 1996. *Green Justice: The Environment and the Courts* 2nd ed. Boulder, CO: Westview Press.

Holling, C. S., ed., 1978. *Adaptive Environment Assessment and Management*, New York: John Wiley & Sons.

Kennedy, W. V. 1988. "Environmental Impact Assessment and Bilateral Development Aid: An Overview." In *Environmental Impact Assessment: Theory and Practice*, ed. P. Wathern, 272-85. London: Unwin Hyman.

Kinhill Engineers. 1994. "Public Participation in the Environmental Impact Assessment Process." Report prepared for the Commonwealth Environmental Protection Agency by Kinhill Engineers Pty. Ltd., Turner ACT 2601, Australia.

Mandelker, D. R. 1993. *NEPA Law and Litigation*, 2d ed. Deerfield, IL: Clark Boardman Callaghan.

Mazamanian, D., and J. Nienaber. 1979. *Can Organizations Change? Environmental Protection, Citizen Participation, and the Corps of Engineers*. Washington, DC: Brookings Institute.

Mikesell, R. F., and L. F. Williams. 1992. *International Banks and the Environment*. San Francisco: Sierra Club Books.

Munn, R. E., ed 1979. *Environmental Impact Assessment, Principles and Procedures*, 2d ed. Chichester, England: Wiley.

Nelson, R. E. 1993. "A Call for a Return to Rational Comprehensive Planning and Design." In *Environmental Analysis: The NEPA Experience*, ed. S. G. Hildebrand and J. B. Cannon, 66-70. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Ortolano. L. 1993. Controls on Project Proponents and Environmental Impact Assessment Effectiveness. *The Environmental Professional* 15 (4): 352-63.

Ortolano, L., and A. Shepherd. 1995. "Environmental Impact Assessment." In Vanclay, F. and D. Bronstein, *Environmental and Social Impact Assessment*, ed. F. Vanclay and D. Bronstein, chap. I. Chichester, England: Wiley.

Partidário, M. R. 1996. Strategic Environmental Assessment: Key Issues Emerging From Recent Practice. *Environmental Impact Assessment Review* 16 (1): 31-55.

Porter, C. F. 1985. *Environmental Impact Assessment: A Practical Guide*. St. Lucia Brisbane, Australia: University of Queensland Press.

Remy, M. H., T. A. Thomas, and J. G. Moose. 1991. *Guide to the California Environmental Quality Act*, 5th ed. Point Arena. CA: Solano Press Books.

Rickson, R. E., et al. 1990. Institutional Constraints to Adoption of Social Impact Assessment as a Decision-Making and Planning Tool. *Environmental Impact Assessment Review* 10 (1, 2): 233-43.

Robinson, N. 1992. International Trends in Environmental Impact Assessment. *Boston College Environmental Affairs Law Review* 19 (3): 591-621.

Rodgers, J. L., Jr. 1976. *Environmental Impact Assessment, Growth Management and the Comprehensive Plan*. Cambridge, MA: Ballinger.

Rodricks, J. V. 1992. *Calculated Risks: the Toxicity and Human Health Risks of Chemicals in Our Environment*. Cambridge, MA: Cambridge University Press.

Sadler, B. 1996. *Environmental Assessment in a Changing World: Evaluating Practice to Improve Performance*. Final report of the International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment, Cat. No.: EN 106-37/1996E. Canada: Minister of Supply and Services.

SEPIA (Societepour 1' Environnement le planification et 1'Ingéniérie Atkins) 1981. *Environmental Impact Assessment and Nuisance Control in France. Report prepared for Ministerie van Volksgeezondherd en Milieuhygiëne, the Netherlands. Paris: SEPIA.*

Shimazu, Y. 1992. "The Current EIA System and Operation Procedures of Japan." In *Workshops on Environmental Impact Assessment*, chap. 3. Environmental Protection Administration. Government of the Republic of China, Taipai, Taiwan (June 1992).

Sigal, L. L., and J. W. Webb. 1989. The Programmatic Environmental Impact Statement: Its Purpose and Use. *The Environmental Professional* 11: 14-24.

Smith, E. E. 1993. "Future Challenges of NEPA: A Panel Discussion." In *Environmental Analysis: The NEPA Experience*, ed. S. G. Hildebrand and J. B. Cannon, Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Taylor, C. N., C. H. Bryan and C. G. Goodrich. 1995. *Social Assessment: Theory, Process and Techniques*, 2nd ed. Christchurch, Australia: Taylor Baines & Associates.

Taylor, S. 1984. *Making Bureaucracies Think*. Stanford, CA: Stanford University Press.

Therivel, R. and M. R. Partidário. Forthcoming. *The Practice of Strategic Environmental Assessment*. London: Earthscan.

Trzyna, T. C. 1974. *Environmental Impact Requirements in the States: NEPA's Offspring*. Report prepared for Office of Research and Development. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Wood, C. 1995. *Environmental Impact Assessment: A Comparative Review*. Essex, England: Longman Scientific and Technical.

Wright, C. 1985. "Incorporating Environmental Factors at All Levels of Planning." In *Pollution in the Urban Environment*, ed. M. W. H. Chan et al. London: Elsevier Applied Science Publishers.

Yost, N. C. 1990. NEPA's Promise—Partially Fulfilled. *Environmental Law* 20 (3): 681-702.

第四部分　环境规划中的预测与评估

如前几章所讲的那样，预测与评估环境影响在制定环境规章以及评审项目的影响结果方面都起到了很重要的作用。第四部分主要介绍了环境预测与评估中所用的方法。环境预测（forecasting）包括对环境变化的预测，但并不包括对变化结果好坏的判断。判断工作是环境评估（evaluation）中的工作，也就是说先要对各种可选措施的重要性进行价值判断；然后把这些价值综合起来提供给决策者，让决策者从中选取最佳的措施。

第16章的焦点是环境预测问题，文中认为环境预测在环境决策中起到了重要作用。一个新制定的环境法规会对周围的环境产生怎样的影响呢？这一章将介绍解决这类问题的方法。这些方法中有些是定性的，主要是依靠专家的判断；另一些则是定量的，依靠基本的科学原理；还有一些预测方法需要使用基于统计数据的数学模型。

当对提出的政策或项目进行分析时，如对空气质量影响的预测，对噪声影响的预测等，需要提供有价值的信息。但是怎样把这些信息集中到一起共同为环境决策服务呢？这类问题在第17章中做了回答。这一章总结了解决多目标决策问题所使用的方法。多目标决策问题是指在一系列的措施中进行选择时，以两个或两个以上的目标为选择基础。在对政策或项目进行评估时，常常会遇到这种多目标决策问题。第17章还介绍了风险评估问题——这种评估方法越来越多地被应用在环境法规和建设项目的评估中。

第18章分析了公众和非政府性组织在规划和决策中的作用。在许多国家中，在制定环境法规时，公众直接参与到决策过程中去。公众参与也在决定公共或私人发展项目时起到了重要的作用。第18章描述了公众参与制度是怎样被设计和执行的，同时也介绍了解决私人组织与政府决策部门之间矛盾的程序。

第 16 章　项目提案与政策行为的环境影响预测

用来预测政策提案对环境产生影响的方法有很多，在环境影响评价（EIA）的预测中，它们同样也可以得到应用。环境影响评价出现于 20 世纪 70 年代，当时的环境分析企图从不同行业对各种预测方法进行综合与分类。随着环境影响评价（EIA）的不断成熟，环境分析者认识到单一的分析方法用于所有项目的环境评估是不合适的。事实上，即使对一个项目进行环境影响评价，通常也要应用到几个预测方法。❶ 在过去的几十年中，关于 EIA 的说明书和教科书已经包含了许多种预测方法。❷ 这种情况不仅可以反映出环境评价中主题的多样性，也可以反映出评价单一主题程序的多样性。❸

16.1　影响鉴定的辅助手段

许多早期关于 EIA 评价方法的文献中强调对某种项目或行为评价方法的识别过程。❹ 这些方法有助于组织环境影响评价，也有助于确定 EIA 过程中需要深入研究的一些主题（topic）。

下面的列表说明了识别环境影响的简单目的。美国的许多联邦调查部门提供这种列表用来帮助其他部门的职员起草环境影响报告书（EIS，Environmental Impact Statement）。由美国环保局 10 个办公室提出的 EIS 方针（EPA，1973）提供了一个识别环境影响评价的项目清单（checklist）。这些方针（guideline）包括对高速公路、挖掘、破坏处理、土地管理等各自单一项目的清单。

每一个项目清单都显示了一个给定项目或行为的环境影响报告书中列出的问题和分析，这些正是美国国家环保局的评论家所关心的问题。

在一些项目清单中，列出的都是与某些特定的项目相关的很概括的影响类别名称，1989 年（大不列颠）联合王国环保局发布的一份项目清单就是这样一个例子，这份清单上的项目是用来援助希望获得政府注意的英格兰和威尔士土地开发商而提出的一些项目，它们很可能对环境造成重大的影响。清单中所列的很概括的影响包括植物类、动物类、地质学以及大气与气候方面的影响。开发商们需要在每一类别中都列出准备 EIS 时要考虑的一些子项（item），这部分内容是为了获得英格兰与威尔士政府规划部门批准所必须做的工作。

表 16.1 列出了每一类别下可能出现的一些问题。这个表是 1981 年克拉克（Clark）等制作的，内容包括噪声与震动方面出现的问题，含来自发展提案中的 23 类影响。这些问题对一项开发的建设与运行阶段都适用。

---

❶ 见 Lemons 和 Porter（1992）做环境影响评价报告时使用综合预测方法得出的评价结果。

❷ 如 Canter（1996）和 Jain 等人（1993）。

❸ Morris 和 Therivel（1995）使用综合方法来预测对噪声、交通和水等环境因子的影响；该书第五部分对许多同一因子的评价给出了更为简洁的处理方法。

❹ 1969 年美国国家环境政策法通过以后的几年内，出现的一些有关环境影响评价早期文献。Jain 等人（1993）对早期的这些文献进行了回顾，又提出了一些具有创新意义的表和图，用来表示一个评价结果。

表 16.1　对开发项目在建设和运行阶段产生的噪声振动影响进行评估指导的一些问题①

噪声与振动

（1）开发项目在安装过程中会显著影响背景噪声水平吗？

（2）如果噪声水平提高，提高的噪声量会在白天或者晚上引起居民的抱怨吗？

（3）白天或者夜晚，噪声会对学校、医院、养老院、正式的娱乐场产生不同的影响吗？

（4）噪声有可能对国家野生自然保护区、专门的科学试验点、地方自然保护区或者当地高质量的居住区产生明显的影响吗？

（5）这些噪声会加重目前正在逐渐增加的环境噪声吗？

（6）如果上一种情况确实存在，那么这一项目产生的噪声在当地背景噪声中占的比例大吗？尤其在其他项目也可能随后加入该地区的时候？

（7）来自爆破、堆积（pile-driving）等振动会造成人们的不舒服或者烦躁吗？

（8）振动会造成古纪念碑和其他老建筑物构造的损害吗？

（9）振动会造成其他建筑物，尤其是住宅和学校等的损害吗？

① 这个表是克拉克及其编组成员间的 23 类项目影响清单（checklist）中的一个，由英国皇家文书局颁发的版权许可证，克拉克等（1981，p. 45-46）。

影响矩阵表（impact matrix）为识别影响类别提供了另一个基础。表 16.1 为识别工业开发项目的影响提供了一个影响矩阵。矩阵的列表示的是一项开发的建设阶段特征，行表示的是提出的地点与它周围环境的特征。矩阵的制作人把矩阵的使用方法定义如下：当行、列中的项相互发生作用，并可能产生一种影响时，合适的交叉点就需要被标注出来。表 16.1

目前情况的特征	项目提案的特征															
	移民	隔离	原料的运输	雇员的运输	位置确定	尘土和颗粒	雇佣	当地的花费	水量需求	振动	噪声	气体释放	臭味	水排放	固废处置	危险
气候		×														
土地利用																
水质					×	×								×		
景观质量					×									×	×	
生态学特征																
人口密度																
旅游																
雇佣结构							×									
失业情况							×									
当地经济								×								
交通			×	×												
水供应									×							
排水设备																
资金筹措	×															
教育	×										×					
健康服务设施	×															
住房	×									×	×					
紧急事件服务	×															×
社区结构	×															
文化	×															

图 16.1　工业发展项目建设阶段的环境影响评价表

（由英国皇家文书局颁发的版权许可证，引自克拉克等，1981：14）

就是说明这样一个用法的矩阵。克拉克和他的同事还建立了另外一个矩阵，用来说明工业开发项目运行阶段的可能影响。图 16.1 中问题的答案对完成上述两个矩阵很有帮助。

除了项目清单、矩阵外，流程图（flowchart）有时也用来识别影响的类别。在最初的项目影响中，当最显著的影响能够直接或者通过两步或更多步就被识别出来时，利用流程图分析是很有价值的。图 16.2 说明了识别二次或间接影响用到的流程图，它简要说明了压实土壤这一活动的物理和经济方面的影响。如表中所示，压实土壤会造成一系列间接影响。例如，增加土壤的紧密度会减少土壤的渗水能力，相反，如果减少土壤的紧密度就会引起其他后果，如在雨季容易引发洪水。

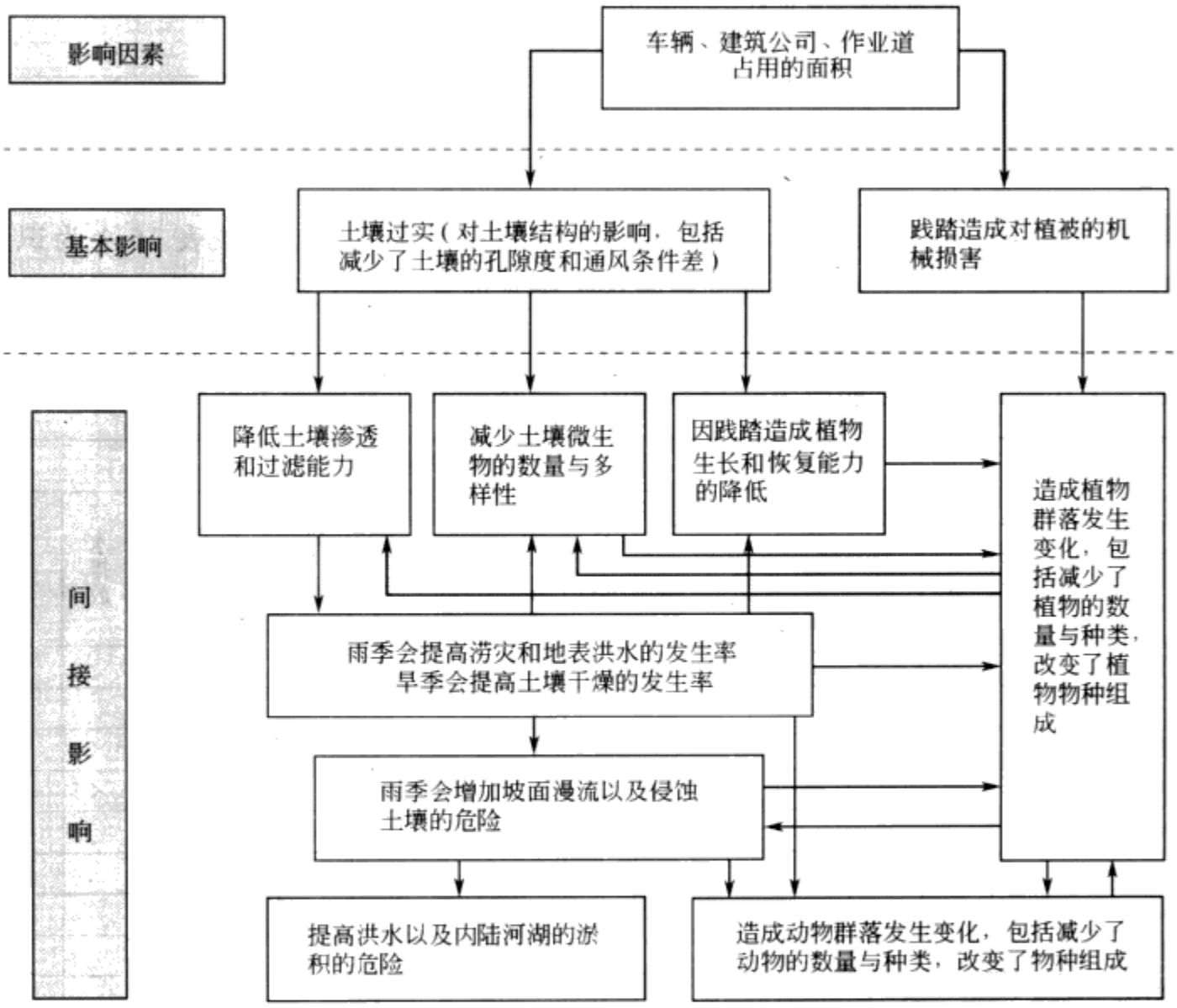


图 16.2　与践踏和土壤过实有关的生态影响之间的相互关系

（引自莫利斯和塞利瓦，环境影响评价方法，英国伦敦大学出版社，1995：215）

在针对某一个项目的影响进行识别时，对环境影响的文献调查（surveys of literature）也能够给出有用的信息。1977 年，波恩（Bern）在对土地开发项目的环境影响进行综述时就提供了这样一个例子。❶ 文献综述常常会把过去的一些项目对环境造成影响的相关信息进行分类，有时综述也会包含一些案例研究。对于某种给定的环境影响，文献综述常常会参考一些文献，而这些文献通常会涉及到一些常用的预测评价程序。

---

❶ 许多关于环境影响评价手册中有“怎样”识别各种类型项目造成影响的内容，参见克拉克等人（1981）和 Carpenter 和 Maragos（1989）。也可以参考 Roe，Dalal-Clayton，和 Hughes（1995）准备的几百篇环境影响评价指南与手册的摘要。

自 20 世纪 70 年代以来，计算机专家们开始开发计算机软件来识别环境影响，其目的是收集与某种特定的项目类型有关的信息，并把它们提供给非计算机专家。❶ 一些计算机工具依靠复杂的技术来区分环境影响，例如，1991 年，法卓（Fedra）、魏克鲍尔（Winkelbauer）和潘图勒克（Pantulu）开发了一个名叫“环境放映”的程序，可以将专家系统、地理信息系统和计算机图形三种尖端计算机工具结合起来。❷ 在一个交互任务中，该程序的使用者可以通过选择一些菜单项目对项目提案的相关内容做出反应。该任务的输出结果包括项目可能对环境造成各种类型重大影响的详细资料。该计算机程序的原型是在开发湄公河下游流域的几个项目时建立的。

尽管人们开发了许多用于鉴定环境影响的复杂计算机工具，大多数工具仍然用于研究当中，这些工具很少能在常规实践中使用。已经在常规实践中应用的工具是一种叫做 SCREENER™的软件，该软件是由加拿大 ESSA 技术有限公司开发出来的。❸ SCREENER™使用有关项目提案及其环境背景信息来进行潜在的环境影响分析，软件分析完毕后可以提供给使用者一份报告，该报告能够指出环境影响提案造成的环境影响是否很严重以及是否要求进行全面的环境影响研究。该软件已经被加拿大政府 40 多个部门使用，其第二代产品 Calyx™正处在开发过程中。新的软件是 ESSA 公司为亚洲开发银行设计的，共包括四个方面的环境影响的信息，分别是灌溉、城市排水和供水系统、电力以及交通。❹

环境影响识别过程能够用“范围确定”（scoping）方式预测，这种方式是指邀请行政部门和感兴趣的公民去帮助负责环境影响评价的机构选择需要研究的环境影响。❺ 范围确定方式的基本形式是对项目提案感兴趣的群体给负责环境影响评价机构写信，对涉及该项目的环境影响提出建议。范围确定方式的另一种形式是交互式会议，即依靠听证会来描述评价应该包括的主题。

16.2 预测的判断方法

在设计和执行环境规章以及进行环境影响评价时，预测起到非常关键的作用。事实上，环境影响通常是指用一种或多种方法来估量环境质量时，项目的实施对环境质量的改变情况。预测常常用于大量的替代方案规划中，替代方案规划也包括不采取行动（no-action）的替代方案，这种方案是指如果决策部门没有任何替代方案，那么可能会采取别的相关的行为。不采取行动方案提供了一个基本的对照，它的环境条件可以与其他的供选方案进行对比。

---

❶ 一个早期用于进行环境影响评价识别的计算机工具的例子是被美国军队开发的一个程序。根据 Jain，Urban 和 Stacy（1981，p82），该程序使用“一个矩阵法去识别潜在的环境影响”；它可以应用到项目的 9 个功能方面上，包括建设、研究、开发、训练、操作与维护等。除了描述潜在的环境影响以外，计算机工具也可以提供缓解环境影响措施方面的信息。

❷ 地理信息系统（GIS，Geographic Information System）用于储存、分析和显示空间数据，在 19 章的附录中对其进行了描述。专家系统是用其他事件中专家们解决问题采用的定性决策规则来解决问题的计算机程序。环境影响评价的专家系统的使用方法是由 Geraghty（1993 年）总结的。

❸ SCREENER™和 Calyx™的相关信息是通过与加拿大不列颠哥伦比亚省温哥华市 ESSA 技术有限公司的总裁 Robert Everett 联系获得的。其他用于识别环境影响的例子，参见 Julien，Fenves 和 Small（1992），Antunes 和 Camara（1992）以及 Geraghty（1993）。这些工具综合了一些数学模型来对清单上列出的环境影响进行预测，同时也提供其他方面识别环境影响的帮助。

❹ 由 ESSA 技术有限公司开发的这个程序还能提供识别环境影响的帮助以外的一些服务。如该程序也可以推荐减少项目提案反面影响的策略。

❺ 在前一章中，环境质量委员会（CEQ，1986）将范围确定方式包含在美国环境影响评价程序中。

最常用于环境影响评价的方法往往依据专家的意见。在本节中，专家是指那些在预测方面有专门知识的人。例如，在预测高速路提案对土地利用产生的影响时，房地产经纪人就可能被当作这方面的专家。更为常见的是，专业术语专家指经过课堂训练并具有相关预测经验的人。一般地，在相似背景下，具有类似项目预测经验的专家对环境影响更为熟悉，在预测中起到很重要的作用。

专家意见是如何在预测环境变化中起作用的，可用填埋沼泽建造住宅的项目来加以说明。假定一个具有广泛沼泽生态学知识的生物学专家被邀请预测该项目造成生物学上的影响，这个专家会从生物学角度，使用标准的科学参考资料和专业的调查方法去说明项目开发地的特征。如果时间允许，他可能会收集一些在相似背景下修建房屋所造成的影响等方面的资料。因此，最终的预测结果将会在收集的信息以及生物学家对沼泽生态系统功能的理解的基础上得到。

专家的判断意见也常常用于预测项目提案的社会影响情况。[1] 1975 年，在预测肯塔基州莱克星顿市附近的乔治敦市高速公路提案的社会影响时，麦克伊（McCoy）使用的方法就是一个具有说明性的例子。该市的高速公路管理署和市长办公室需要根据这个高速公路提案来详细地规划建设地。乔治敦的统计描述已经从美国的人口调查处获得，实地考察也提供了当地居民以及他们行为的进一步的信息。用一个调查表来调查当地居民是怎样度过他们的时间的，居民是怎样认识他们的邻居的，他们对高速公路提案和他们房屋的迁移有何看法。此外，关于提案对城市居民造成的社会影响的文学作品也做出了相关的评论。所有的这些资料都会为麦克伊的研究提供理论基础，即高速公路将会对乔治敦的居民产生怎样的影响。

有时，专家需要在一个小组里工作，共同预测项目提案的环境影响。在一个小组中，专家可以互相交流意见，因此可能会提出更为有用的预测。然而，以一般的会议形式来进行小组预测也有一些潜在的困难。例如，一些专家在小组中发表意见较多，占评议的主导地位，这就会使另外一些专家在发表意见时有压力。

德尔菲法（Delphi method）是众多提高小组专家环境预测有效性的方法之一。[2] 该方法可以通过调查问卷的方法获得专家们的意见，从而避免了小组会议中可能出现的不利之处。通过使用德尔菲法，个人用匿名方式做出的反馈意见可以保存下来。调查问卷反复调查几轮，使得个人有机会在小组中其他人判断的基础上修改他们先前的预测。先前几轮的调查意见通过统计方法综合起来供所有成员分享，每一轮开始前，前几轮的综合意见都会邮寄给个人。统计方法，如预测的中数、四分位百分比，在综合过程中都会被使用以减少小组成员获得统一预测意见的压力。

德尔菲法是 Cavalli-Sforza 和 Ortolano 在 1984 年使用的一种方法，该方法是用来预测加利福尼亚州圣何塞市三个交通项目引起的土地利用类型变化的。他们组织了一个 12 人的专家小组，成员包括交通规划人员、工程师、经济学家、城市政府官员以及公民代表。每个专家都要对一份调查问卷进行回答，目的是要预测受交通设施变化提案影响的几个区的相关情况，包括未来人口、住房变化、就业情况以及运输状况等等。第一轮调查问卷的结果经过整理，邮寄给每个最初的被测者，并且要求他们适当的修改他们原来的预测。那些预测的与

---

[1] 用于社会影响评价方法的介绍参见 Canter（1996，第 14 章），Burdge 和 Vanclay（1995）及 Jain 等人（1993，第 10 章）。

[2] Armstrong（1978）和 Porter（1980）讨论了用专家组来预测的多种技巧。这一形式有时称为“判断”（或者主观）预测法。

中间值差距过大的专家就会被要求使他们的回答合理化，并且会被匿名的记入两轮测试之间的摘要信息部分。这个全过程会重复三次。虽然 Cavalli-Sforza 和 Ortolano 在维持参与者的热情以完成长而复杂的问卷上遇到了困难，但最后的土地使用预测还是十分合理的。这和大多数预测一样，并没有做后继的研究来验证预测的准确性。

16.3 物理模型和实验

物理模型是按比例缩小的、在三维空间来真实地表现事物的方法，这种方法已经被用来做预测长达几千年。一个有几个世纪历史的例子是一个建筑师设计的房屋模型。

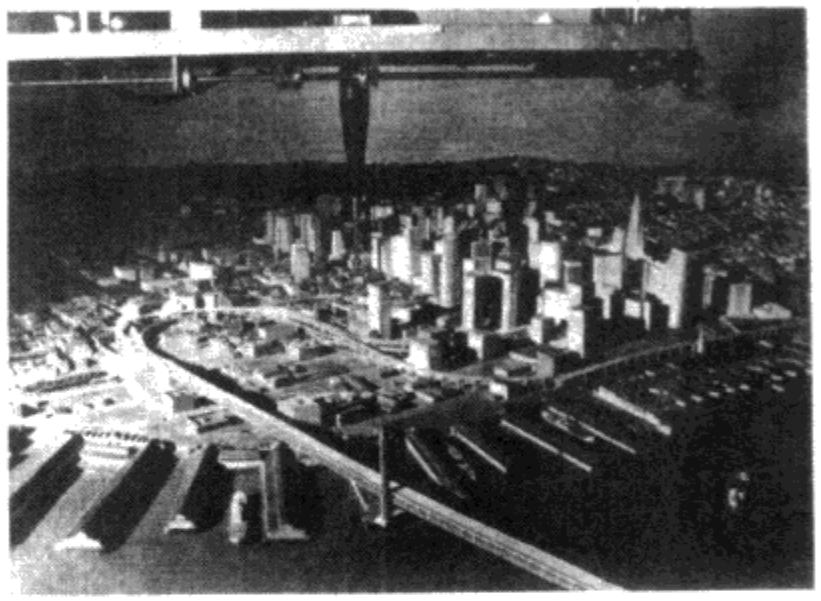


图 16.3 伯克利环境模拟实验室制作的旧金山市区模型
（Kevin Gilson 摄影，加州大学伯克利分校环境模拟实验室提供）

除了描绘单独的建筑物，物理模型还能表现出一个城市的整个风景会随着新的计划而发生怎样的改变。这在加州大学伯克利分校（university of California，Berkeley）的环境模拟实验室被旧金山的市区模型所证明（参见图 16.3）。运用特殊的照相设备，胶片可以用来记录一个行人经过城市的各个部分可以看到的景物。模型被用来预测将要在旧金山（San Francisco）建立的多层办公大楼的视觉效果。按比例制作的模型被放置在城市模型的里面，并且胶片也是新大楼在它的位置上时所拍摄的。类似这种的模型被用来在多种设定条件下模拟所定计划的视觉效果。他们也被用来估计计划新建的多层办公大楼会带来多少阴影，从而减少道路上的阳光。

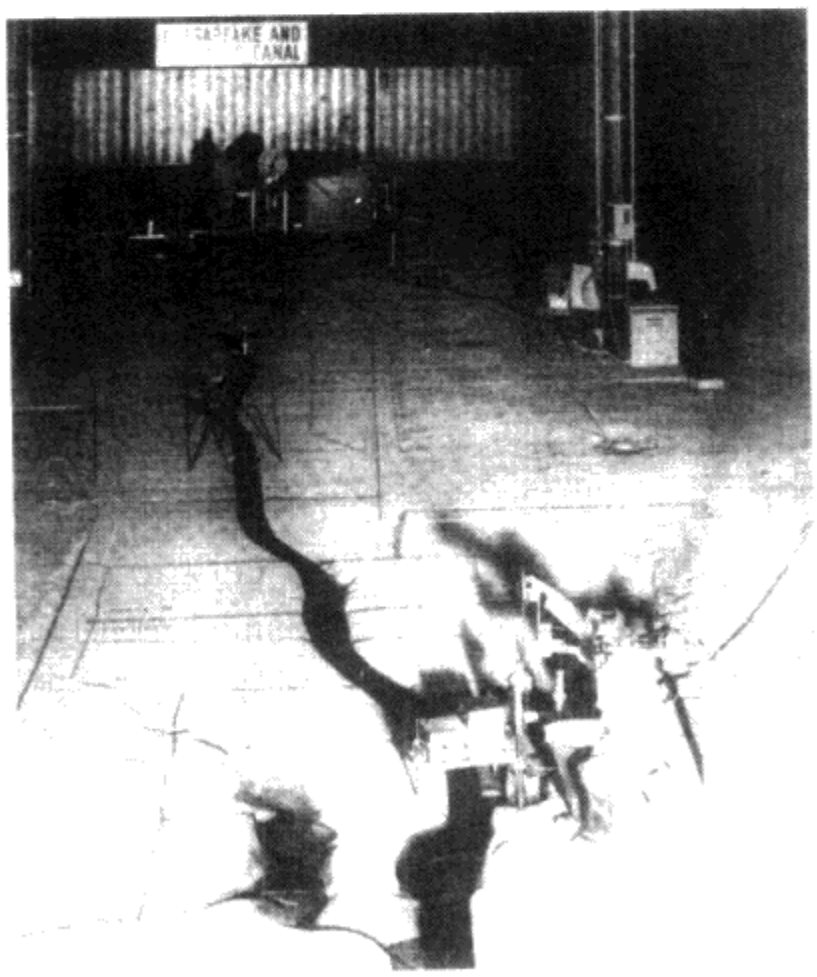
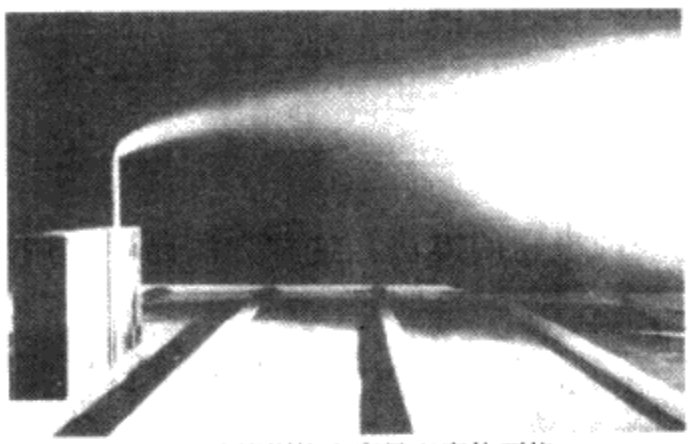


图 16.4 切萨皮克湾物理模型的一部分
（美国巴尔的摩区陆军工程部提供）

物理模型也可以用来预测工程对水体的影响。模型尤其适合用于有潮汐现象的河口，这是因为在河口会形成由淡水和海水组成的复杂的混合物，这使得很难应用其他的预测技术。河口的物理模型已经被用来预测导航工程和港口设施对水平面的抬升、潮流的速度、盐分和废物扩散等的影响。当淡水流入量减少，例如在一个河口的上游建立一个供水的水库时，就需要对河口的影响进行预测。

河口模型通常用电动的和机械的装置来模拟潮汐和淡水流入的影响。使用的工具包括测量水深、流速、温度和含盐度等的工具。染料可以用来模拟废水的排出。图 16.4 展示了美国陆军工程部的切萨皮克（美国弗吉尼亚州东南部城市）海湾（Chesapeake

Bay，美国最大的淡水河入海口）的模型的一小部分。这个模型是按照水平比例尺1∶1000而建造的，由9个部分所构成，现实中的一年可以在这个模型上用3.65天来模拟。



(a) 建筑物的宽度是高度的两倍

(b) 建筑物的宽度是高度的1/3

(c) 下面没有建筑物的烟囱

图 16.5　美国国家环保局的空气污染物扩散模型

(Snyder and Lawson，Jr.，某个靠近建筑物的烟囱的高度的确定——风洞学研究大气环境，第10卷，Elsevier科学有限公司，The Boulevard，Langford Lane，OX5，1GB)（美国北卡罗来纳州Research Triangle Park国家环保局流体模型试验室提供照片）

河口模型的设计是基于科学原理的。尽管如此，单是这些原理并不足以保证模型能够准确地表现现实的事物。必须获得对一个真实的河口的水循环和水质特征的广泛的测量数据，以便“检验”那个河口模型。物理模型特征的确认是一个很费时间的工作，例如模型表面的粗糙程度会被逐渐调整，直到它与真实的河口相同为止。模型可以被调整到能够提供关于水表面的流量和流速真实改变量的正确的估计值。❶

尽管如此，许多模型专家感觉这些模型不应该依赖于对水质变量的定量预测。按比例缩小的物理模型也可以用来预测空气传播的污染物在它们被放出后是怎样被运输的。图16.5说明的是一项在美国环保局研究实验室使用风洞所做的空气污染物扩散模型的研究结果。该模型尺度是用物理规则确定的，模型中的污染物扩散模式与实际大气的相应扩散模式相似，设计得较为合理。该模型用鼓风机来模拟风力情况，用示踪器来代表空气中的污染物，用电子仪器来测量排放口下风向的扩散速率与浓度。

模型可用来调查在不同的烟囱高度下和不同的建筑物宽度下，包含空气污染物的烟气如何变化。如图16.5所示，通过狭窄的建筑物的烟气形状几乎与没有这些建筑物阻挡时的烟气形状一样。然而，当有较宽的建筑物阻挡时，就会造成相当数量的烟气下沉（plume downwash），所谓的烟气下沉就是指来自排放口的空气污染物在向下风向扩散时，所进行的下降运动。上述结果可通过测定烟囱下风向不同点的痕量污染物浓度来定量表示出来。这种风洞试验能够预测城市中来自烟囱的空气污染物浓度。

科学家有时会将术语“物理模型”广义化，把实验室试验和初始位置（in situ）的试验都包括在物理模型的概念中。当增加一小部分盐沼中杀虫剂的剂量时，盐沼将会出现何种反应这类的研究就是物理模型的一种。实验室试验和初始位置的试验允许科学家在可控条件下调查某种现象，这些可控条件的不同之处是，它们与研究目的无关，可以被减小或者去掉。Suter和Barnthouse给出了物理模型的一个广义定义（1993，p.34）：某种物体或者系统的替代物，这种物质或者系统本身不易控制，或者不能像模型替代物那样很容易地控制，也或

❶ Tracor等人在1971年对河口物理模型的限制做了详细描述（1971，p.494）。

者不能像模型替代物那样有很多可控制之处。

尽管用于预测的一些试验通常是在实验室或者一小部分真实系统条件下进行的，但有时这些实验仍然是为受项目提案影响的整个系统服务的。如使用痕量的染料来模拟污染物的运动。一个典型的案例是将一种无害的染料注入到河湾中，这样科学家就可以预测惰性污染物在河湾中是怎样传输的。❶

Suter 和 Barnthouse（1993，p. 34）将物理模型解释为模拟法研究：对类似于研究系统的物理系统的全面调查，这些物理系统具有相似的污染物或者出现了相似的环境压力。他们引用对某一水库的影响评价的例子来说明相似模拟研究的使用方法。Suter 和 Barnthouse 指出，该水库将出现富营养化现象的最强有力的证据是周围相似环境的水库都出现了富营养化（eutrophication）现象。富营养化是指几百年来，湖泊通过入流接受了越来越多的植物营养物质和沉积物质，而使湖泊转化为沼泽的一种自然过程。❷

由 Suter 和 Barnthouse 提供的这个例子考虑的是人类的活动使湖泊或水库接受了高水平的营养物质（典型的营养物质为氮磷的化合物），从而导致富营养化自然进程加快的过程。

16.4 数学模型预测

几十年来，工程师和科学家一直用数学模型来预测环境的变化。对于一些环境质量的指标，例如水表面的氯化物浓度，数学模型成功应用的经验使管理机构更多地应用它们。例如，BOD 和 DO 模型经常被用于实现控制水污染的法律方面。这样的模型在 EIA（环境影响评价）中也经常被用到，但是建造数学模型的时间和花费限制了它在 EIA 中的应用。稍后的章节会详细地说明许多被用来贯彻环境法律实施和指导 EIA 工作的数学模型。这里的讨论是要介绍基本的建模概念。

用来预测环境影响的数学模型一般是由一个或几个代数或微分方程组成的。它们通常以基本的科学法则，或是统计分析数据为基础，或者两者兼有。一组在环境研究中经常应用的数学模型被称为“降解与输移模型”（fate and transport model）。这些模型用来预测污染物进入环境中是如何传输和分布的。其他的模型利用“降解与输移模型”估计污染物浓度增加后对植物和动物的影响。研究环境变化对人类影响的模型，假设一个人以自然状态暴露在污染物中，考虑他所吸入的污染物的剂量及其对人的健康和社会福利的不利影响。❸

这里用三个例子来介绍数学模型的应用。第一个例子用一个基本的科学原理，物质质量守恒定律，来模拟河流中细菌的浓度。第二个例子用统计学的分析方法写出了一个方程来预测增多的公路会怎样改变周围环境中的一氧化碳的浓度。❹ 第三个例子介绍了一个化学污染物从土壤里运送到空气和水中的模型。

16.4.1 用科学原理预测细菌浓度

应用物质质量守恒定律（即用质量守恒分析）是许多用来预测水体和空气质量变化的基

---

❶ 运用无害染料进行试验已经在真实水体和水体物理模型中使用过。

❷ 详解请见第 23 章有关富营养化的阐述。

❸ 有关环境影响模型如何对人们造成影响的内容见第 6 章和第 17 章。第 6 章依据经济学家的观点从货币角度评价了污染造成的影响。而第 17 章则是着重于用于计算人类健康风险的暴露值与剂量值的计算方法。

❹ 环境建模专家有时使用术语机械模型来定义那些使用基本科学原则来定量描述现象和它们潜在的原因之间关系的一类模型（引自 Suter 和 Barnthouse，1993，p. 37）。除了质量守恒定律以外，常用于建立降解与输移模型的科学定律还有牛顿运动定律和热力学第一、第二定律。机械模型常常与统计模型形成对比，前者中的模型系数“有真实的操作意义，而且能够（至少原则上能够）独立测量”。相反，后者中的系数没有“内在的意义”。

础。为了使用质量守恒分析，分析者首先必须选择一项对照量（control volume），[1] 有经验的建模者会选择那些能将质量守恒的主旨简化的变量。在利用质量守恒定律时，建模者要考虑在控制变量范围内的物质转化和在对照量的范围内的所有使物质质量减少的过程。产生和减少的过程分别被称为源（source）和汇（sink）。

对于任何的时间间隔，含有一个对照量的质量守恒公式可以写成如下形式：

储存量的变化＝流入－流出＋源的质量－汇的质量

在最简单的例子中，只有流入物和流出物，它们是守恒的。这可以用一个例子来证明，如果污染物进入水中后就立即随水流流向下游，那么水流中的污染物浓度的方程就可以用质量守恒来建立。在图 16.6 中解释了这种情况，下列量是已知的：

Q_w——废水的排入速率；

Q_u——废水排放点以上的河流流动速率；

N_w——废水中的污染物浓度；

N_u——废水排放点以上的河流中的污染物浓度。

废水流出和河水流量是用单位时间内的容积流量比率来衡量的——例如，m^3/s——污染物浓度则用每单位中物质的质量来衡量，例如每升水中有多少毫克的污染物（mg/L）。下面的分析是在稳态条件下进行的，即流量和浓度不随时间的变化而改变。

最简单的质量守恒分析用来计算废水一经排出就与上游河水完全混合在一起的情况下，下游水中的污染物浓度。因为是完全混合，所以水中污染物的浓度在任何时候都比排放点的浓度低。如图 16.6 所示，在对照量内水的流入量与流出量在排放点应该是平衡的，因此有：

$$Q_d = Q_u + Q_w \tag{16-1}$$

其中，Q_d 是恰好在排放点下游的流量体积。

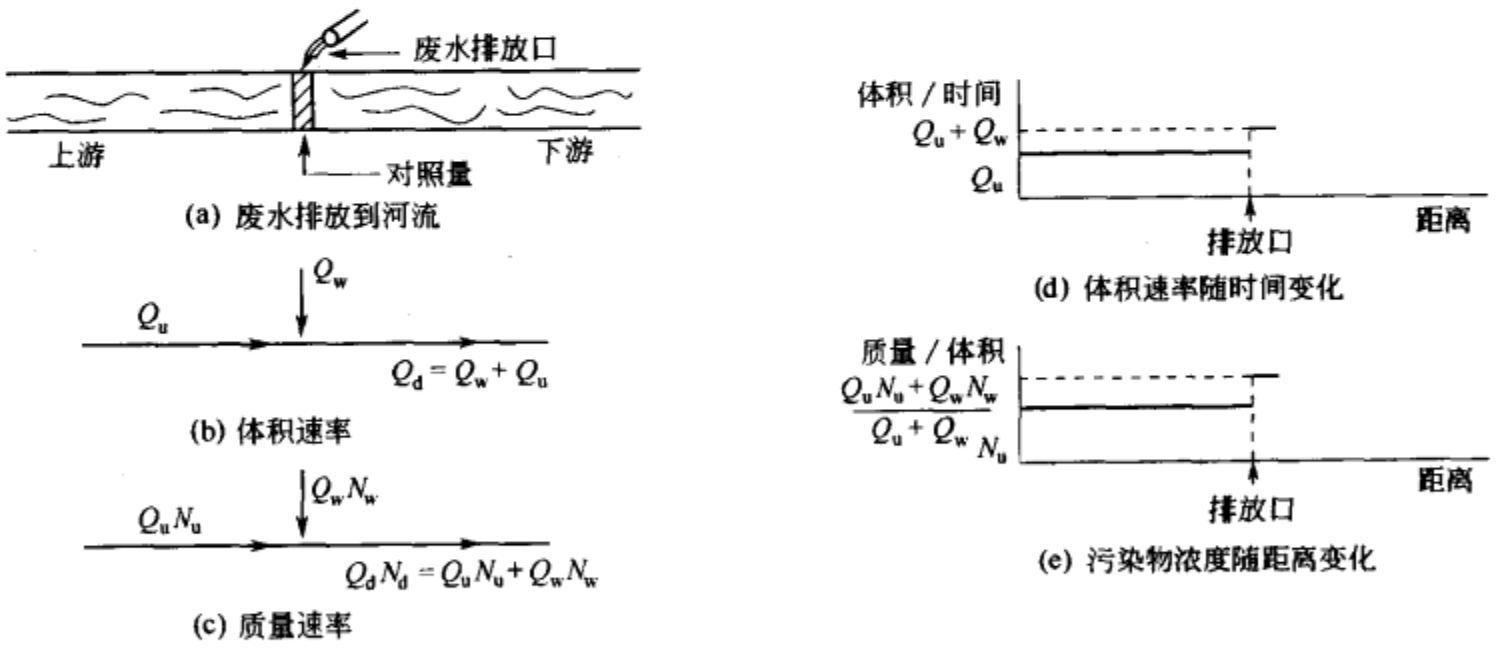


图 16.6　质量平衡分析用于排放口下游的瞬时浓度

可以写出第二个质量守恒的方程。污染物的流量（在单位时间内）是指流量体积（水流

[1] Hemond 和 Fechner（1994，p. 6）在介绍质量守恒分析时，描述了选择对照量的过程："尽管选择好的对照量好像一门艺术，依赖于有关的化学物质和环境位置，但是对照量边界的决定几乎总是以能够简化决定化学物质进出控制量速率问题为目标的。

或是废水的）以及相对应的污染物浓度。❶ 在排放点的污染物流入和流出对照量范围的质量守恒方程是：

$$Q_d N_d = Q_u N_u + Q_w N_w \tag{16-2}$$

其中 N_d 是恰好在排放点下游的污染物浓度。从方程（16-2）中解出 N_d，用方程（16-1）得到 Q_d，求到下流水中污染物的浓度为：

$$N_d = \frac{Q_u N_u + Q_w N_w}{Q_u + Q_w} \tag{16-3}$$

一个较为复杂的质量守恒模型用在有污染物产生或降解的时候，或者当存量改变的时候（例如，当污染物沉积到水底的时候）。这可以用计算大肠杆菌分解程度的水污染模型来说明，大肠杆菌经常被用来做粪便污染物的指示器。虽然大肠杆菌本身并没有什么危害，但是它可以作为致病微生物存在的信号，如伤寒和霍乱。

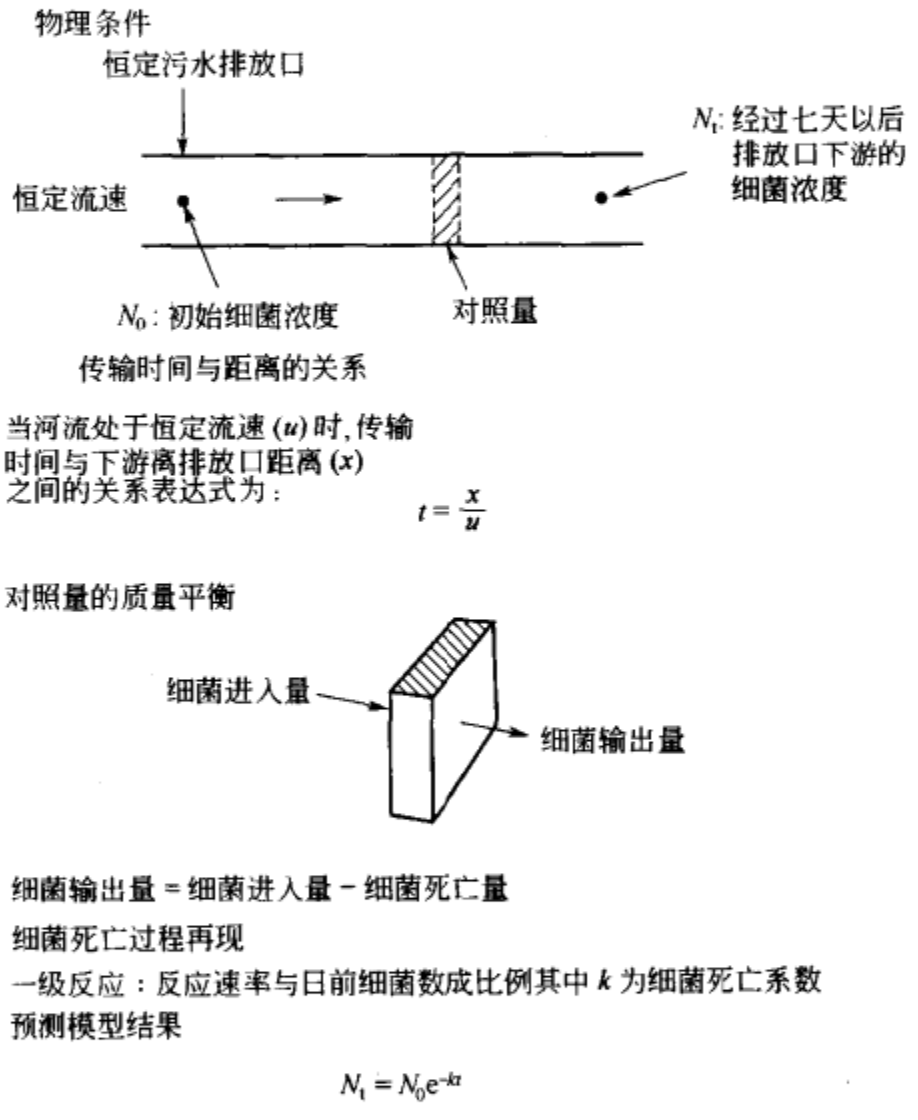


图 16.7　模拟河流中的细菌浓度

可以用一个在下游的对照量范围内细菌的流入和流出的质量守恒方程，来预测下游水流中大肠杆菌的浓度（用单位水体中的有机物数量来衡量），参见图 16.7。为简便起见，假设水流量和废水的排放量是不变的。在这些不变的条件下，在对照量的范围内大肠杆菌的存量是不变的。建立预测模型还需要一个惟一的变量，即河流中细菌是如何变化的。现场研究指出，细菌数量上的变化常常遵循一种规律，这种规律可用数学方法描述。有很多描述方法可以使用，这取决于所模拟的真实细菌变化过程的准确性。一个十分简单但在预测中又常常被

❶ 上述单位可以用注释法表示：质量流速（质量/时间）＝体积流速（体积/时间）×浓度（质量/体积）。

应用的公式假定：细菌数量将根据水向下游流动时进行的一级反应的不同而减少。一级反应是对细菌死亡速率与现存细菌量成比例的一种简单表示方法。❶

图 16.7 概括了建立模型过程的部分的组成。我们选择下游距离排放点 x 单位长度的一段距离的容积作为一体积单位。既然流量速率是固定的（u），则这个体积单位也可以解释为在 t 单位时间内通过的水流量。通过时间（travel time）与距离和速率之间的关系为：

$$t = x/u \tag{16-4}$$

质量守恒方程是根据在控制量的范围内大肠杆菌流入和流出的量而写出来的。如果细菌变化遵循一阶衰减规律，则质量守恒微分方程的解法可表示为：❷

$$N(t) = N_0 e^{-kt} \tag{16-5}$$

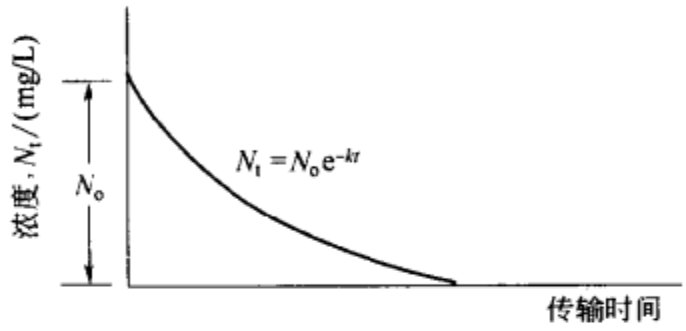
其中

t——经过排放点流向下游的时间；

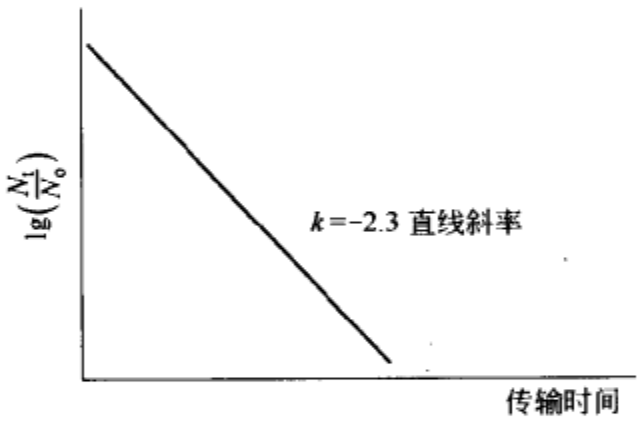
$N(t)$——在 t 时间时的大肠杆菌的浓度；

N_0——刚好在排放点时的大肠杆菌浓度（$t=0$）；

k——细菌的死亡系数。



(a) 排放点下游的指数衰减



(b) 半对数图的线型格式

图 16.8 排污点以下的污染物浓度（以一阶衰减为基础）

图 16.8（a）说明的是在笛卡儿坐标系（Cartesian coordinate）中，细菌浓度是怎样随着通过时间的增加而逐渐下降的。如果选用 N_t/N_0 的导数作为横坐标，则得到的图是线性的。❸ 这在图 16.8（b）中可以看到。图 16.8（b）中的直线的斜率近似于细菌的死亡系数。

方程（16-5）可预测一个新的排污源或是由排放量变化所引起的下游细菌浓度的变化。尽管如此，在这个方程被用来预测之前，细菌的死亡系数（k）应该首先被确定。对于水中细菌的衰减的研究经验是估计 k 值的基础。在典型的现场实验中，样品是从流量和废水排放近似于不变的河流的下游的几个地点取得的。实验数据提供了一组 N_t 的值，其中包括 $t=0$ 时的值。$\lg(N_t/N_0)$ 的观测值和流经时间的图已经做好，可以看到一条直线刚好经过这些数据点。死亡系数是以这条直线的斜率为基础进行估计的。图 16.9 是根据查塔努加（Chattanooga）（美国田纳西州东南部城市）的田纳西（Tennessee）河中的大肠杆菌的数据所画的。这张图是用来说明如何根据头几天通过时间的数据而

---

❶ 使用一级反应这个术语，是因为细菌的衰减过程是用一个一阶微分方程来表示的，该方程中的反应速率（dN/dt）与提供反应动力的浓度（N）成比例。如果我们假定反应速率与 N^2 成比例，那么反应就为二级反应。有关反应级数的详细情况，见 Davis 和 Cornwell（1991，pp. 137-39）。

❷ 在方程（16-5）中的参数 e 是自然对数值等于 1 的一个数，e 的值精确到三位小数时为 2.718。方程（16-5）的分析中假定细菌的物理传输仅仅通过河流的一般运动完成，水流方向的扩散并不对其物理传输造成影响。这种情况下，微分方程如下：$u[dN/dx] + kN = 0$，该方程的初始条件为 $x=0$ 时 $N=N_0$。通过代入传输时间（x/u），该方程可以简化，方程的另一种形式是 $dN/dt = kN = 0$。

❸ (N_t/N_0) 的对数与传输时间的线性关系图可以通过方程（16-5）的对数方程使用对数的标准公式得出。如果使用自然对数来代替底数为 10 的对数，那么斜率的绝对值等于细菌的死亡系数。

绘制成的直线的斜率来估计公式中的 k 值。因为当通过时间超过 5 天时，得到的图是非线性的，所以 t 超过 5 天时，一级细菌衰减过程的假设就是不成立的。整个死亡的过程可以用两段直线来表示。在这种情况下，对超过 5 天的，要重新计算死亡系数。

方程（16-5）的一个典型的应用是用来预测一项环境提案的效果。例如，当市政当局被要求用氯气消毒废水时，下游水中大肠杆菌的水平会受到怎样的影响。假定市政当局遵守了对氯气进行处理的要求，那么下列步骤可用来预测下流的大肠杆菌的浓度。使用图 16.9 中讨论的程序或者使用相似河流中细菌的死亡系数值可以估计 k 值，在废水排放点的当前大肠杆菌浓度或者排放点上游的瞬时大肠杆菌浓度通过直接测量可以获得。经过氯气消毒废水而造成的期望细菌的减少比例以及通过方程（16-3)为计算 N_0——氯消毒以后排放口下游的细菌浓度——提供运算基础。一旦确定了 k 和 N_0，那么方程（16-5）就可用来计算排放口下游给定点的细菌浓度。❶

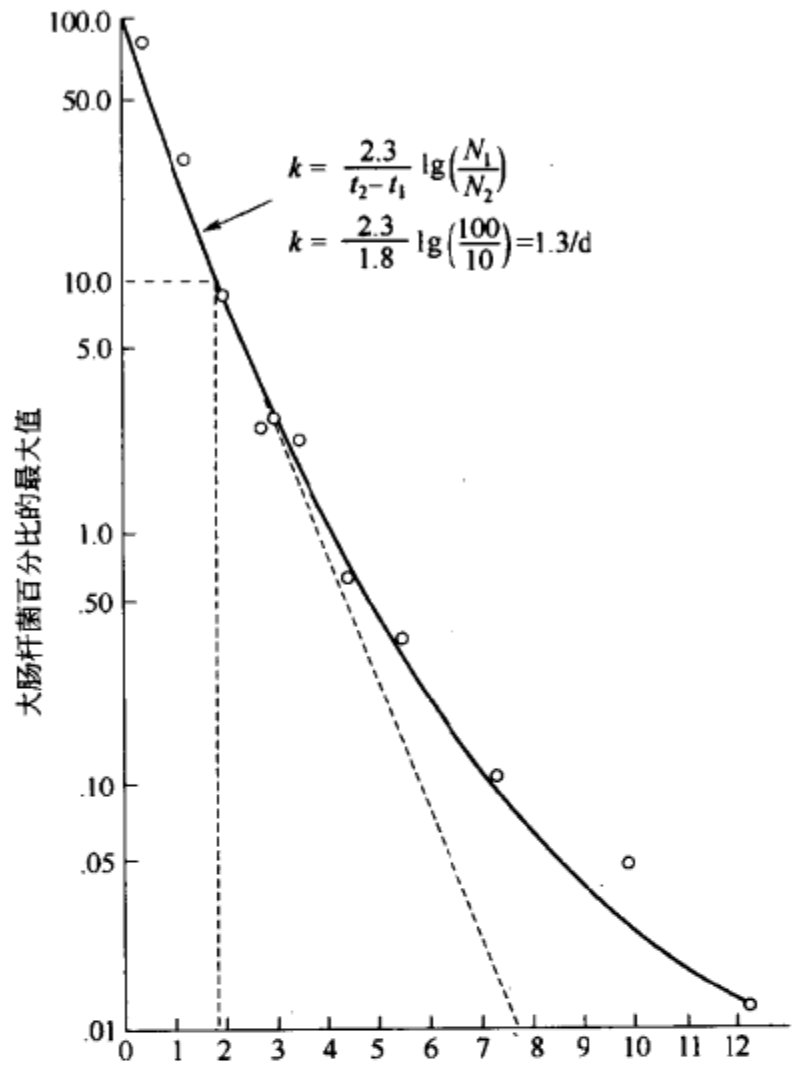


图 16.9　细菌死亡系数的估计：查塔努加以下的田纳西河。

（资料来源：Thomann（1972）。重印得到许可。）

这个大肠杆菌的输送和衰减模型假定当大肠杆菌流向下游时，在河水中的任一个横截面内的浓度是相同的。模型假设大肠杆菌与水流完全混合，从上到下，从左到右，但是在水流的方向是没有混合，即在水流方向上（水平对流经常用来指纵向没有混合的水流中污染物的输送）。❷ 在许多情况下，方程（16-5）可以对水中的污染物浓度进行有效地预测，甚至在真正的河水或流水中的混合情况并完全不满足上述假设的情况下也成立。当大肠杆菌进入河口时，情况则相反。在这种情况下，由于潮汐的运动和速率不均匀，显著地导致了污染物在纵向的混合。这样的结果是由细菌的纵向扩散、水平对流和生物衰变共同造成的。❸ 在一些水体中，由于其侧向和垂直方向上速率的不同，以及浓度水平足以使我们在模型中要计算污染物在三个方向上的输移（与方程（16-5）时所用的一维分析形成对比）。

---

❶ 如果需要了解更多关于在实际中如何使用大肠杆菌模型的内容，参见 Thomann（1972）和 Mueller（1987）。

❷ 在污染物降解和传输模型中，水平对流有更为普遍的含义。MacKay 和 Patterson（1993，p.133）在书中的后面部分对一些环境中存在的水平对流进行了定义，即污染物从一个媒质（如水）传输到另一个媒质（如空气）。他们将水平对流过程描述为化学物质通过“背负者”或者“携带者”从一种媒质传输到另一种媒质的过程，这些“背负者”或者“携带者”在媒质中移动来传输化学物质，与这些化学物质的出现没有关系。水库中物质的沉积就是这种情况，水中的化学物质吸附在悬浮于水中的颗粒上，然后通过颗粒的沉积转移到底泥中。

❸ 进行质量平衡建模的专家有时用扩散代替分散来描述混合过程。两个术语的不同之处很不明确。环境建模专家通常使用分散作为描述许多现象中的污染物传播的术语，这种传播也包括扩散。

16.4.2 预测一氧化碳浓度的统计模型

当没有足够的科学知识去模拟影响污染物传输过程时，就经常使用统计模型进行预测。在设计一个统计模型时，直觉、以前的研究和科学理论都被用来推导那些被认为是非常重要的变量之间的关系。这个假定的关系包含有以测量出的变量值为基础而估计出来的常量（模型参数）。

这种统计预测的方法在乔（Tiao）和西莫（Hillmer）的南加州（Southern California）的圣地亚哥（San Diego）高速公路 7.6 m 外监测器处一氧化碳浓度的预测模型中得到了应用。他们的模型是建立在以前对影响周围空气中一氧化碳的变量进行鉴定、认明的基础之上的。一些变量主要涉及交通流量，尤其是车速和拥挤度，其他的则用来描述当地的车流量和地形情况。

以分析有可能影响那个地点的一氧化碳含量的因素为基础，乔（Tiao）和西莫（Hillmer）找到了两个关键变量：交通密度和风速。他们推测一氧化碳浓度和以下的这些变量有关，其关系式为：

$$C_t = a + MD_t \exp[-b(W_t - W_0)^2] \tag{16-6}$$

其中：

C_t——t 时间监测点处的一氧化碳浓度（每百万单位）；

D_t——t 时间相邻公路的交通密度（每小时的车辆数）；

W_t——t 时间垂直于高速公路方向上的风速（1.6 km/h）；

常量 a，b，M 和 W_0 通过模型变量过去的测量值 C_t，D_t 和 W_t 来决定。参数 a 代表不考虑高速公路上的车辆时的一氧化碳浓度。等式中的指数表示了因气流的不稳定而导致一氧化碳流动。高速公路上汽车排放出的一氧化碳是用 M 表示的，M 是一个随交通拥挤程度（密度）增加而成比例增加的常量。

一旦与变量有关的等式设定好以后，下一步就是要估计常量 a，b，M 和 W_0。这主要是通过和获得从 1974 年 6 月份开始的 2 年半的 C_t，D_t 和 W_t 的每小时一次的测量数据。对数据的初步分析显示了每小时监测点的 CO（一氧化碳）的浓度很明显地受到了季节和星期几的影响，因此，这些测量数据根据不同的季节和星期几而进行了分组。并且这些分组在模型建立后的各个阶段都得到了保留。

为了弄清楚这个模型参数是如何估算的，需要考虑夏天（6 月至 10 月）周日测出的这组数据。1975 年 6 月开始的为期 5 个月的 C_t，D_t 和 W_t 每小时一次的测量值用来推断方程（16-6）中参数。一个标准的统计学方法被用来计算 a，b，M 和 W_0。这个方法被称为“最小二乘法”（least squares），这是因为它计算的参数误差的平方和最小。误差指的是在 5 个月里某一给定的星期日的一个特定时间点上得到的观测值与估计值之间的差别。比如，假设时间是六月的第一个星期日的正午到下午一点，C_t 是估计值通过将特定时间、日期的风速和交通密度代入方程（16-6）计算出来的，C_t 的观测值则是同样时间里监测器记录下来的一氧化碳浓度。在这 5 个月里，每个星期天每个监测点得到的估计值与观测值的误差被计算出来，然后求平方相加，a，b，M 和 W_0 的值就是那个误差平方和最小的值。

乔（Tiao）和希莫（Hillmer）将这种最小二乘法应用到 1975 年夏天周日的那组数据中，计算出以下参数值：$a=1.79$，$b=0.013$，$M=0.019$，$W_0=2.54$，将这些值代入方程（16-6）中，就可计算这段时间监测器处 CO 浓度。图 16.10 显示出模型能很好地描绘出 CO 浓度随着时间的变化，直线标示的观测值表示的是 1975 年夏天星期天监测点处每小时的

CO 浓度的平均值，圆圈所指示的是根据方程（16-6）估算的 CO 浓度，方程里用来推算 CO 的 D_t 和 W_t 的值也是这段时间内收集到的数据的平均值。如图 16.10 所示，统计模型得到的值与观测值相当的近似。

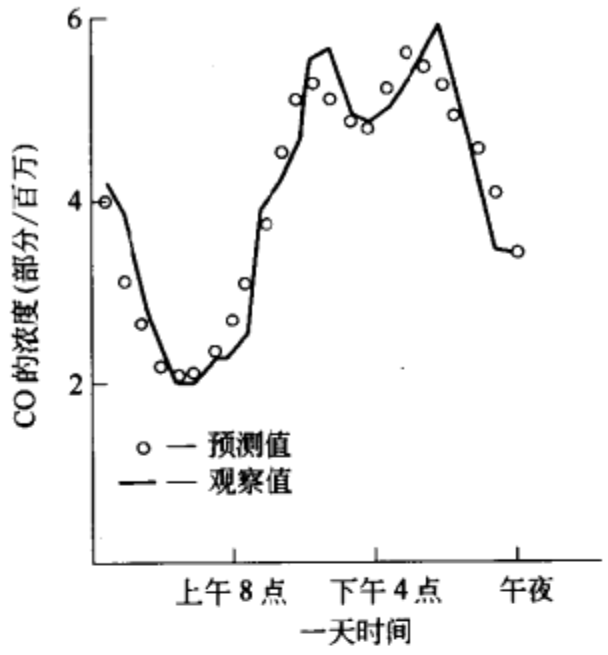


图 16.10　1975 年夏天星期日圣地亚哥高速公路监测点处 CO 的估算值与观测值的比较

（资料来源：涛和希莫，环境科学与技术，1978（12），pp. 820-28。美国化学学会）

当乔（Tiao）和希莫（Hillmer）计算出了模型参数后，他们就能够使用方程（16-6）去推断交通密度是如何影响监测点的 CO 浓度的变化的。然而，这个方程只适用于特定地点的夏天的星期日，对于其他时间和地点，这 4 个参数就必须用新的测量数据重新进行估算，因为方程（16-6）不是以物理定律为基础的，它不能准确地描述在不同于圣地亚哥的地区的 C_t，D_t 和 W_t 之间的关系是怎样的。由于缺乏这种地区之间的可转移性，所以，这就成为了统计模型最主要的缺陷。❶ 尽管这个理论并不完备，但这种顶点预测也仍具有其突出的优点。

16.4.3　污染物质媒质传输模型

将要使用的两个模型是两个独立的媒介模型，第一个将水作为“环境的媒介”，第二个则是用空气。在过去的几十年里，环境模型专家们试图考虑使用媒质内传输作为新的研究来解释这种传输的重要性。杀虫剂 DDT 的研究历史可以作为一个很好的例子来说明这一点。科学家们曾认为进入土壤中的杀虫剂 DDT 将会一直留存在土壤中。但是，如麦克莱（MacKay）和帕特森（Patterson）所指出的那样，之后科学家们研究发现，“对土壤中投入的 DDT 将会导致土壤周围的空气中含有明显可以察觉到的 DDT，而受到污染的空气又会导致更远地区的污染……”

环境科学家们使用分配系数（partition coefficient）来分析化学药品从一种媒质进入另一种媒质的方式。如果用符号 i 和 j 来代表两个媒介，一种特定的化学物质的分配系数（K_{ij}）就可以写为：

$$K_{ij}=\frac{C_i}{C_j}$$

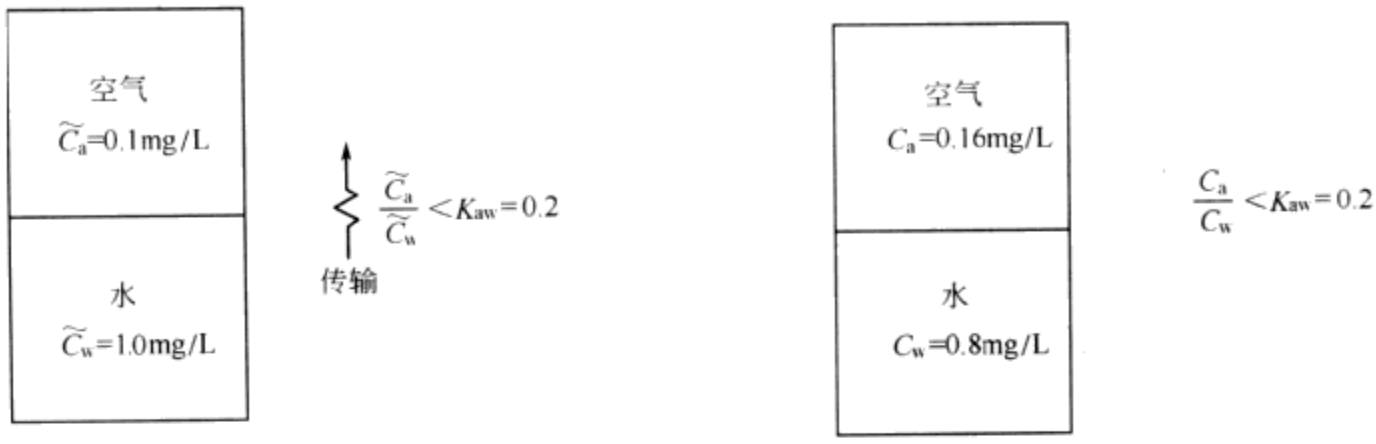
其中 C_i 为在媒介 i 中化学药品的浓度，C_j 为在媒介 j 中化学药品的浓度。每一个浓度都是反映稳定状态情形的长期均衡值，在达到这些值之前，存在着不平衡。化学药品在两种媒介间传输的速率与（$\tilde{C}_jK_{ij}-\tilde{C}_i$）成比例，这里符号“～”表示浓度是不同于均衡值 C_i 和 C_j 的。

下面将考虑苯从水转移到空气中的例子，对于苯的空气-水的分配系数 $K_{aw}=0.2$，在图 16.11（a）中，苯在空气和水中的浓度分别是 0.1 kg/L 和 1.0 kg/L，浓度的比率略小于分配系数。在这样的条件下，苯将从水中向空气中净转移。图 16.11（b）则显示了苯在空气

---

❶ 像其他降解与输移模型一样，由乔（Tiao）和希莫（Hillmer）建立的这个模型也不能解释暴露在污染物中的危险。如第 17 章所述，暴露危险计算在决定人类健康风险时是非常重要的。模型已经预测了交通机动车产生的一氧化碳暴露危险，参见 Flachsbart（见后文）的例子。

和水中浓度比率等于分配系数时的结果。图 16.11（b）中的浓度反映的是长期、稳定状态下的情形。❶



(a) 不平衡 —— 不稳定状态下的情形　　(b) 平衡 —— 稳定状态下的情形

图 16.11　苯从水向空气的传输

（摘自：麦克莱和帕特森，传输和降解的数学模型，1993，pp. 129-52，生态风险评价，（美佛罗里达伯莱屯：刘易斯出版社（科学研究协作委员会出版社下属），重印得到许可））

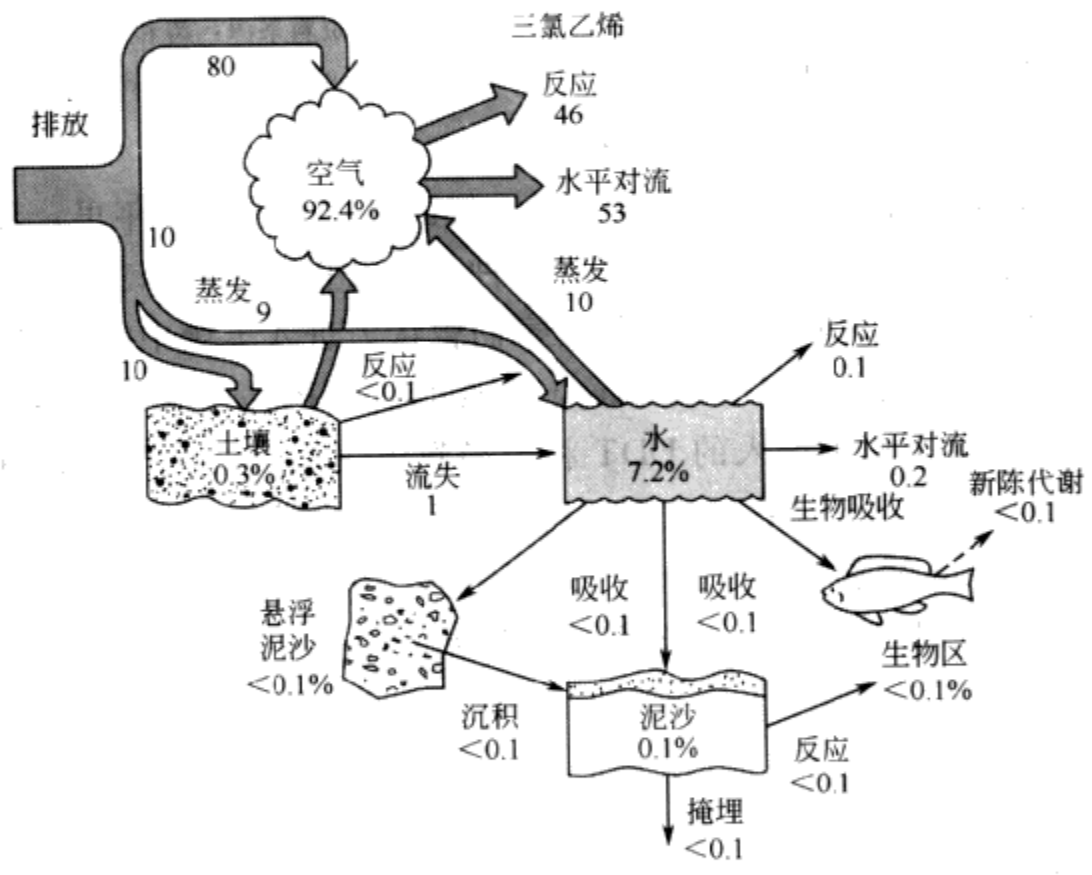


图 16.12　三氯乙烯在稳定条件下进入空气、水和土壤的百分比。

（资料来源：麦克莱，加拿大水资源杂志，第 12 卷，p. 19。重印得到许可。）

图 16.12 展示了将分配系数和大规模平衡分析应用于决定不同媒介化学药品平衡浓度的间隔模型的结果。在这个例子中，化学药品是三氯乙烯（trichloroethylene），有 6 个间隔部分（或者说媒介）：空气、土壤、水、悬浮泥沙、沉积物和鱼。图 16.12 中显示了三氯乙烯进入到空气、土壤和水中稳定状态下的质量流速，三氯乙烯再从空气、土壤和水进入到那些不能直接接受排除物的部分。间隔系数被用来描述这种移动。此外，其他的传输现象，比如流失和蒸发也要考虑到分配系数。在这个例子中，图中的平衡比例分配显示出几乎所有的直

❶ 分配系数是如何确定的详细情况参见 MacKay（1991，pp. 74-83）。

接进入土壤中的排出物最后到了其他部分，大部分是到了空气。

16.4.4 “软信息”预测模型

前面的例子含有预测细菌浓度和环境中化学物质的模型。因为浓度可以被测量，所以能够测定出模型的预测是否准确。尽管建立一个仅凭定量观察决定变量的预测模型是很常见的，但一些模型专家发现这很有局限性。他们认为只有在制定政府计划或政策时，人们才会用直觉去考虑诸如“生活质量”这样一些性质模糊的概念。他们相信可以用数学方法将个人判断转化为有用的预测。

一个被称为 KSIM 的数学模型的应用可用以说明怎样使用在各种缺少定义的变量中的“软信息”(soft information)、主观意见和判断来进行数量估计。KSIM 模型是由凯恩(Kane)、弗运斯凯（Vertinsky）和托马森（Thomason）发展来帮助人们推敲其直觉和主观意见的，以使这些个人直觉和主观意见在政策制定中更加有用。

KISM 模型在一个评估美国进口石油深水港系统的讨论会里得到了采用。[1] 与会者来自不同的背景，并都熟知相关知识，他们制定了一个声明，讲清楚了基本的假定前提和他们将要回答的是“要是……怎么办……?”这样一些问题。一个典型的问题——“要是石油进口被切断了怎么办?”与会者认识到他们感觉到的是一些关键变量，并将这些变量变为 KSIM 方法所要求的模式。每一个变量都可以从 0 到 1，最初的条件，也就是预测最开始变量的值也是没定好了的。这五个与会者一致商定的变量是能源的使用、国内能源供应、国内对新能源的投资、对传统能源的酝酿和公众对政府的信任。对于每个变量，其值取 0 和 1 在定性的条款中都有解释。

下一步是形成一个“交叉影响矩阵”（cross-impact matrix），即第一排和第一列都填入这五个变量的一个表格。[2] 对于每一对矩阵中的变量，讨论会的成员将决定它们之间是否相关，如果相关，那么以－3 到＋3 为衡量尺度，来衡量相关性有多强。比如，与会者感到国内对新能源的投资和国内能源的使用正相关，且相关性为＋2，也就是说，对新能源的供应的投资将会导致能源使用的增长。“交叉影响矩阵”中的每个数字代表的只是讨论会的参与者们在考虑每组变量相互关系时的一种看法。

在这些矩阵中的数字被具体指定后，KSIM 模型就可以被用来预测。KSIM 模型包括一组微分方程式，是用来检测变量间相互关系的。[3] 这里，模型的细节并不重要，重要的是，同一种通用的方程式可以用在 KSIM 的每一个应用场合中。在每一个特定的情形下，等式中的参数都是通过“交叉影响矩阵”和最初条件的信息估计出来的。

组成 KSIM 模型中的微分方程，其答案中包含有变量随时间改变的值。深水港讨论会的结果显示在图 16.13 中。通过检测这个答案，与会者们会重新审视他们对这种交叉关联关系的印象。在一个典型的 KSIM 模型的应用中，与会者们不断地修正“交叉影响矩阵”，直到他们得出一个合理而又与感觉相一致的答案。

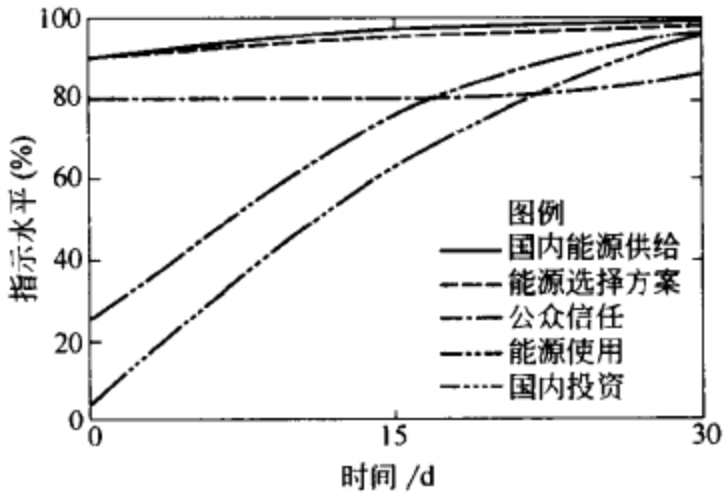
在讨论会里，“交叉影响矩阵”又加入了“政策的干预”，因此 KSIM 模型也得到了重新解释，干预造成的影响表现为图 16.13 中曲线的形式。讨论会并不只是用来进行产品预测

---

[1] 用 KSIM 来分析深水港开发政策的讨论来自于 Mitchell 等人（1975，pp. 145-54）。

[2] 在 KSIM 中的交叉影响矩阵不同于 Gordon 和 Hayward（1968）报告的“交叉影响矩阵方法”。他们的矩阵包含一些元素，这些元素是用来表示第二件事情发生时，第一件事情发生或者受到抑制的可能程度。这些可能性用于提供未来一系列最可能发生的事件的信息。

[3] 用于挑选 KSIM 中一系列专门方程的推理方法是由凯恩、弗运斯凯和托马森（1973）给出的。



考虑：国家深水港工程初始设计参数的相互影响。

结论：国内投资稳步增加已经接近最大值。

能源使用稳步增加已经接近最大值。

公众的信念是稳定的。

国内能源供应增加到最大值。

替代能源增加到最大值。

图 16.13　深水港专门小组用 KSIM 模型得到的标准结果。

（摘自：Mitchell 等，预测技术手册 IWR Contract Report 75-7。）

的，就像米歇尔等（Mitchell）的书中提到的，“在 KSIM 模型中，过程（观点的改变，问题的形成，认清利害关系等等）往往比产品更重要。”

KSIM 不是一般意义上的预测模型，它的优点在于能够显示模型使用者判断和假设变量相关性的逻辑结论。在 KSIM 中，方程式的形式是被设定好了的，它们不需要通过调整去适应具体的问题。在任一特定情形下，随着模型不断被运用，最初的条件和矩阵中的数字也发生了变化，这样有助于使用者对事物的印象更加准确。由于变量无法测量，所以不能通过与观测值的对比来检测预测的准确性。

使用软信息的模型受到了一些人的驳斥，他们认为预测模型是应该建立在经验数据和科学理论的基础上的。批评家们认为变量间的关系必须科学地设定并根据不同的问题背景进行调整。此外，预测的结果和知识结果的比照，对于评价一个模型的价值也是必须的。

那些为这一模型辩护的人们则认为，单纯地与观测值的数量上地比照不能作为确定模型精确度的惟一方式。他们认为一个预测模型应该通过与其他可能的预测方法联系起来评定。比如，在对深水港的研究中，KSIM 模型的推算结果需要以语言的形式表述在计划说明书中。而设计计划说明书则会带有价值判断和个人意见，而大多数情况下这些判断和价值都是不明确的。对 KISM 的辩护要求一个清晰的对判断和假定的陈述。从软信息里发展起来的模型因为有能力使用存在的有关各种关系的信息而被证明是合理的，即使这些信息不足也不重要。传统的建立模型的方法不能适应一些重要的信息，是因为它很不完善，不能被一些严格的模型实践所接受。❶

使用软信息的模型与那些从物理定律和统计分析中发展起来的模型有所不同，它们不像方程式（16-5）和式（16-6）一样可以提供可检验的、定量化的预测。诸如 KISM 这样的模型更适合被看做是一种加深对政府行动可能造成的影响进行讨论的工具。

16.4.5　模型的校准和有效性

在对数学模型进行总结之前，先来考虑一下模型的有效性与模型校准的区别。一个模型是通过使用经验数据来估算参数并进行校准的。图 16.9 中对细菌衰减系数的计算就提供了一个很好的例子。方程式（16-6）中计算四个参数来推算一氧化碳的过程也是一个例子。一旦一个模型被校准了，它就可以用来预测将来情况下需要考虑的变量了。然而，只有当这个模型是有效的，才能说它的预测是精确的。

说一个模型是有效的是什么意思呢？在理学和工学研究中，一个模型通过对预测与最终

❶ 认为基于软信息上的数学模型是合理的证据参见 Forrester（1968，第 3 章）。关于 Forrester 使用那种模型的更完整的讨论以及他的著作引发的争论见 Pugh（1977）。

观察结果是否一致的测试来确定它的有效性。为检测一个模型，需要收集一组与校准中使用的数据不同的模型变量的观测值。一组独立的数据需要避免用同一观测值造成的开发和测试模型时的逻辑不连续性。

一个有效的模型能够不断产生与实际情况相当接近的预测。然而，通过对比预测与观测结果来测试预测模型是很不实际的。一个原因就是收集所需的数据的成本是很昂贵的，通常，搜集到的很少的经验数据必须被用来估计模型参数。在较大范围预测中，判断精确性是很困难的。一般很少有人在一个模型使用了 10 年到 20 年后再去判定它的精确性。有时，比较预测值与观测值甚至是没有意义的，比如，当一个技术发明带来了原初预测时没有想到的结果时。

除了对比预测值与观测值，还有其他几种方法可以评估模型的价值。一些环境专家认为，如果模型能在几种合理途径运行，那它就是有效的。❶ 比如，一个空气污染的模型能够通过看预测的污染水平是否在政府设定的各种控制污染条规的水平之下来确定它的有效性。这里，模型有效性的衡量是看它的预测结果是否合理和是否与模型使用者的想法一致。

另一种测试有效性的方法是看它产生的预测结果是否足够精确到为决策者提供帮助。这样模型有效性的判断就与它预期的使用联系在了一起。比如，就一些决策者而言，模型结果比实际值高出（或低于）2 倍都是合适的。

如果在有关模型有效性的概念中必须选择一个的话，那么在评估预测环境变化的模型时应使用哪个呢？在探寻这个问题时，苏特（Suter）和巴桑斯（Barnthouse）（1993，p. 40）认为，将预测的精确性作为评定模型有效性的标准理智上是合理的，但对于实际的应用没有多大关系。在他们的观点中，“有效性作为一种从诸多近似值中进行选择的工序会更加有价值”。❷ 换句话说，问题并不是看这个模型是否符合有效性的科学标准，而是在与其他供选择的预测方法进行对比时，看它是否能够给出最有用的结果。

尽管这一章总结了产生定量预测的几种模型，政府的决策者们仍常常被迫依赖定性预测。这个困惑是与预测程序的有效性联系在一起的。库尔翰恩（Culhane）、弗瑞斯玛（Friesma）和比切尔（Beecher）对 29 个环境影响报告书中涉及的 1100 个独立的预测进行分析（1987，p. 97）发现，不到四分之一的预测是定量的，这些环境影响报告书是为了响应 NEPA 而做的。绝大部分都是表述为影响或许（可能）较“高”或“适中”或“不明显”。为评估这 1100 多个预测的准确性，研究者们发现，“大部分预测之所以准确，完全是因为它的模糊”（库尔翰恩、弗瑞斯玛和比切尔，1987，p. 253）。

数学模型用于预测环境变化的另一方面关系到它的可理解性。用于实施环境法规的模型常常被认为是“黑箱子”，它的基本假设和预测基础是不清晰的。❸ 一旦那样，那些通

---

❶ 在讨论这个概念时，模型专家有时用校准来与验证做对比。如，Jϕrgensen（1994，p. 20）就使用过该词，将其定义为“对模型内部有效性的验证”。典型的校准问题如下：模型与预期的效果一致吗？模型长期稳定吗？换句话说，模型能够表现被模拟的自然系统相应变量的长期稳定性吗？Jϕrgensen 将校准与验证区别开来，他定义前者为“检测模型的输出结果与观察数据吻合情况的目标检验”，后者是用不同的数据估测模型参数。

❷ 苏特和巴桑斯描述了两种使用预定精确性来对模型方案进行验证：(1) 使用详细总结过的期刊来建立模型；(2) 应用环境管理部门的出版物建立模型。他们认为后者可能更好，因为“用来支持管理规章制度的模型常常比用任何期刊数据建立的模型接受更仔细地检查!”（苏特和巴桑斯，1993，p. 41）。

❸ 例如，美国的环境影响报告书常常包含很少的模型信息，其建模方法中声称的建模中存在误差的假设也难以找到根据，模型的结果也没有受到详细地检查。（Leon，1993，p. 657）。

过模型结果来制定政策的人就无法决定他们使用的模型是否有效、定量预测是否有意义。

主要概念和术语

影响鉴定的辅助手段（*Aids to Impact Identification*）

项目清单（Checklists）

影响矩阵表（Impact matrices）

流程图（Flow diagrams）

方案类型的文献综述（Literature reviews by project type）

建立在计算机基础上的影响识别（Computer-based impact identification）

范围确定（Scoping）

项目各阶段影响（Impacts of project phases）

直接或间接影响（Direct vs. indirect impacts）

预测的判断方法（*Judgmental Approaches to Forecasting*）

专家意见（Expert opinion）

模拟装置的影响（Impacts of analogues past projects）

社会影响（Social impacts）

科技预测未来的方法/德尔菲法（Delphi method）

物理模型和实验（*Physical Models and Experiments*）

模型建立的视觉影响（Modeling visual impacts）

河口模型（Estuary models）

验证一个物理模型（Verifying a physical model）

风洞（Wind tunnels）

初始位置实验（In situ experiments）

模拟研究（Analog studies）

数学模型预测（*Forecasting with Mathematical Models*）

降解与输移模型（Fate and transport models）

质量守恒方程（Mass balance equation）

稳定状态条件（Steady state conditions）

质量流速（Mass flowrate）

体积流速（Volume flowrate）

一级反应（First-order reaction）

瞬间完全混合（Complete and instantaneous mixing）

水平对流（Advection）

纵向弥散（Longitudinal dispersion）

统计模型（Statistical models）

模型参数（Model parameters）

最小平方模型（Method of least squares）

误差平方和（Sum of squared errors）

媒质传输（Intermedia transport）

分配系数（Partition coefficients）

软信息（Soft information）

KISM 和交叉影响（KSIM and cross-impacts）

模型校准（Model calibration）

模型有效性（Model validity）

问 题 讨 论

16-1　给出一个能够预测环境影响的物理模型的例子，尽量与第 16 章中提及的模型不同。指出你所示例的模型预测的变量的类型，同时指出你用以检测模型的方案类型。

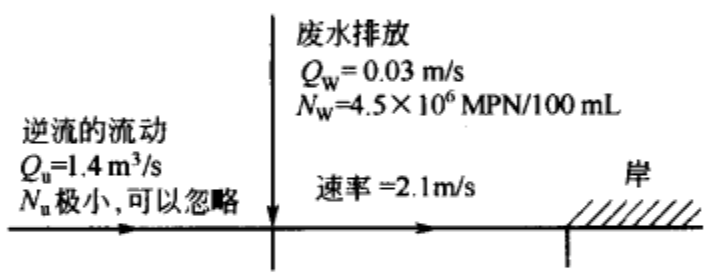
16-2　假设要求你使用德尔菲法去预测随着水库工程的大量兴建，土地使用状况的变化。在一群提出预测的专家中，你有什么自己的前景预测？

16-3　含磷物和氮是支持河水中藻类增长的营养物质。可以假定营养物质通过一级反应而随时间减少的来建造一个数学模型表示营养物质的分布。假设最初污水排出口处总氮的浓度为 8 mg/L。

（a）如果设定衰减系数是 0.5/d，画一个图表表示出相对于传输时间的氮的总数。

（b）如果提供了一个污水处理装置，将污水出口处的总氮的浓度降到了 6 mg/L，预测一下这个装置将会造成的影响。

16-4　考虑一个污水处理厂没有将排到河中的污水进行消毒处理的情形。工厂在离河边 8 km 的上游，有关流量和浓度如下表。在这个例子中，MPN 代表了大肠菌最大可能的数，并且是用标准的实验室程序进行估算的，图表中的符号意义如下：



Q_U——出口处上游河水的流量，m^3/s；

Q_W——污水的流量 m^3/s；

N_U——出口处上游大肠菌浓度（MPN/100 mL）；

N_W——污水中大肠菌浓度（MPN/100 mL）。

河水观察数据显示了出口处大肠菌是怎样随距离（或传输时间）而减少的，见下表：

河流长度	8	16	24	32
N/(MPN/100 mL)	46 500	16 700	9 000	2 800

（a）以每天多少单位计算大肠菌的减少系数（假定按照一级反应进行）。这就是模型的校准过程，因为一级反应被认为是最合适地描述细菌降解进程的方法。

（b）假设完全融合发生在离出口处不太远的下游，找出岸边大肠菌的浓度（出口处下游 8 km）。

（c）外界岸边大肠菌的浓度标准为 2000 MPN/100 mL。为了迎合这个标准，出口处的大肠菌需要降低几个百分点？

16-5　下面的数据是莱德拜特尔（Ledbetter）和格劳依纳（Gloyna）在得克萨斯州（Texas）和俄克拉何马州（Oklahoma）的两条河流中收集到的数据的一部分。包含离子的溶液可以传导电流。电导率或“传导率”被定义为用欧姆计算的溶液的电阻率的倒数。（单位传导率被称为“姆欧”，写法是将欧姆反过来写。）对于稀释了的溶液，传导率近似与当前离子的浓度成比例。这是值得注意的，因为这样就可以很快地计算出传导率。

溶解固体的总量/(mg/L)	电导率/微姆欧	溶解固体的总量/(mg/L)	电导率/微姆欧
11 800	18 000	5000	8000
6200	14 500	2200	4000
6200	10 200	800	2000

利用表格中的数据来估计下面的关于 x，y 的基本公式中的参数（a，b）的值，其中 y 是溶解固体总量（以 mg/L 为单位），x 为电导率（以微姆欧为单位）：

$$y=a+bx$$

参数 a 和 b 可以利用一张 x，y 的关系图表来估计。你可选择利用下面的从最小二乘法中得出的等式。

$$\sum_{i=1}^{n} y_i = an + b\sum_{i=1}^{n} x_i$$

$$\sum_{i=1}^{n} x_i y_i = a\sum_{i=1}^{n} x_i + b\sum_{i=1}^{n} x_i^2$$

在这种情况下，（x_i，y_i）与图中的第 i 个点有关，在上面的图表中共有 6 个这样的数据点。如果你选择使用最小二乘法，请计算需要的总量，以及因此产生的方程中的 a，b 的值。

16-6　那些习惯了用更为传统的方法建立模型的人，很容易就使用多变的软变量这一点攻击 KSIM 模型和其他数学模型的应用。你针对那些对 KSIM 模型的批评有什么改进的建议？用什么来进行辩论？

16-7　举出一个你可能应用包含软变量的数学模型来预测环境影响的例子。

参 考 文 献

Antunes, M. P., and A. Câmara. 1992, Hyper AIA—an Integrated System for Environmental Impact Assessment. *Journal of Environmental Management* 35: 93-111.

Armstrong, J. S. 1978. *Long-Range Forecasting: From Crystal Ball to Computer*. New York: Wiley.

Berns, T. D. 1977. "The Assessment of Land Use Impacts." In *Handbook for Environmental Planning*, ed. J. McEvoy III, and T. Dietz, 109-61. *The Social Consequences of Environmental Change*. New York: Wiley.

Burdge, R. J., and F. Vanclay. 1995. "Social Impact Assessment." In Vanclay, F. and D. A. Bronstein, *Environmental and Social Impact Assessment*, Chichester, U. K.: John Wiley&Sons.

Canter, L. W., 1996. *Environmental Impact Assessment*, 2nd ed. New York: McGraw-Hill.

Carpenter. R. A., and J. E. Maragos. 1989. *How to Assess Environmental Impacts on Tropical Islands and Coastal Areas*. Honolulu, HI: Environment and Policy Institute, East-West Center.

Cavalli-Sforza V., and L. Ortolano. 1984. Delphi Forecasts of Land Use-Transportation Interactions. *Journal of Transportation Engineering* 110 (3): 220-37.

Clark, B. C., K. Chapman, R. Bisset, P. Wathern, and M. Barrett. 1981. *A Manual for the Assessment of Major Development Proposals*. London: Her Majesty's Stationery Office.

CEQ (Council on Environmental Quality). 1986. *Regulations for Implementing the Procedural Provisions of the National Environmental Policy Act*, 40 CFR, Parts 1500-1508 (as of July 1, 1986).

Culhane, P. J., H. P. Friesema, and J. A. Beecher. 1987. *Forecasts and Environmental Decisionmaking: The Content and Predictive Accuracy of Environmental Impact Statements*. Boulder, CO: Westview Press.

Davis, M. L., and D. A. Cornwell. 1991. *Introduction to Environmental Engineering*, 2d ed. New York: McGraw-Hill,

EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1973. *Environmental Impact Statement Guidelines*, rev. ed. Seattle: EPA, Region 10 Office.

Fedra, K., L. Winkelbauer, and V. R. Pantulu. 1991. *Expert Systems for Environmental Screening: An Application in the Lower Mekong Basin*. Report No. RR-91-19. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria.

Flachsbart, P. Forthcoming. "Human Exposure to Exhaust and Evaporative Emissions from Motor Vehicles," In *Motor*

Vehicle Air Pollution: Public Health Impact and Control Measures, 2d ed., Schwela, D., F. Lapensee, and O. Zali, eds. Geneva, Switzerland: World Health Organization and Republic and Canton of Geneva.

Forrester, J. W. 1968. *Principles of Systems, Text and Workbook*, 2d preliminary ed. Cambridge, MA: Wright-Allen.

Freund, J. E., and G. A. Simon. 1992. *Modern Elementary Statistics*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Geraghty, P. J. 1993. Environmental Assessment and Applications of Expert Systems: An Overview. *Journal of Environmental Management* 39: 27-38.

Gordon, T. J., and H. Hayward. 1968. Initial Experiments with the Cross-Impact Matrix Method of Forecasting. *Futures* 1 (2): 100-116.

Hemond, H. F., and E. J. Fechner. 1994. *Chemical Fate and Transport in the Environment*. San Diego: Academic Press.

Jain, R. K., L. V. Urban, and G. S. Stacey. 1981. *Environmental Impact Analysis: A New Dimension in Decision Making*, 2d ed. New York: Van Nostrand Reinhold.

Jain, R. K., L. V. Urban, G. S. Stacey, and H. E. Balbach. 1993. *Environmental Assessment*. New York: McGraw-Hill.

Jørgensen, S. E. 1994. *Fundamentals of Ecological Modeling*, 2d ed. Amsterdam: Elsevier.

Julien, B., S. J. Fenves, and M. J. Small. 1992. An Environmental Impact Identification System. *Journal of Environmental Management* 36: 167-84.

Kane, J., I. Vertinsky, and W. Thomson. 1973. KSIM: A Methodology for Interactive Resource Policy Simulation. *Water Resources Research* 9 (1): 65-79.

Krenkel, P. A., and Novotny. 1980. *Water Quality Management*. New York: Academic Press.

Lemons, K. E., and A. L. Porter. 1992. A Comparative Study of Impact Assessment in Developed and Developing Countries. *Impact Assessment Bulletin* 10 (3): 57-65.

Leon, B. F. 1993. "Survey of Analyses in Environmental Impact Statements." In *Environmental Analysis: The NEPA Experience*, ed. S. G. Hildebrand and J. B. Cannon, 653-59. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

MacKay, D. 1987. The Holistic Assessment of Toxic Chemicals in Canadian Waters. *Canadian Water Resources Journal* 12: 14-20.

——. *Multimedia Environmental Models: The Fugacity Approach*. Chelsca, MI: Lewis Publishers.

Mackay, D., and S. Patterson. 1993. "Mathematical Models of Transport and Fate." In *Ecological Risk Assessment*, ed. G. W. Suter Ⅱ, 129-52. Chelsea, MI: Lewis Publishers.

McCoy, C. B. 1975. The Impact of an Impact Study, Contribution of Sociology to Decision-Making in Government. *Environment and Behavior* 7 (3): 358-72.

Mitchell, A., B. H. Dodge, P. G. Kruzic, D. C. Miller, P. Schwartz, and B. E. Suta. 1975. *Handbook of Forecasting Techniques*. IWR Report 75-7, U. S. Army Engineers Institute for Water Resources, Ft. Belvoir, VA.

Morris, P., and R. Therivel. 1995. *Methods of Environmental Impact Assessment*. London: UCL Press, Ltd.

Porter, A. L., F. A. Rossini, S. R. Carpenter, and A. T. Roper. 1980. *A Guidebook for Technology Assessment and Impact Analysis*. New York: Elsevier/North Holland.

Pugh, R. E. 1977. *Evaluation of Policy Simulation Models: A Conceptual Approach and Case Study*. Washington, DC: Information Resources Press.

Roe, D., Dalal-Clayton, B., and R. Hughes. 1995. *A Directory of Impact Assessment Guidelines*. London: International Institute for Environment and Development.

Suter, G. W., Ⅱ, and L. Barnthouse. 1993. "Assessment Concepts." In *Ecological Risk Assessment*, ed. G. Suter Ⅱ, 21-47. Chelsea, MI: Lewis Publishers.

Thomann, R. V. 1972. *Systems Analysis and Water Quality Management*. New York: Environmental Research and Applications, Inc. Reprint. New York: McGraw-Hill.

Thomann, R. V., and J. A. Mueller. 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. New York: Harper & Row.

Tiao, G. C., and S. C. Hillmer. 1978. Statistical Models for Ambient Concentrations of Carbon Monoxide, Lead and Sulfate Based on LACS Data. *Environmental Science and Technology* 12 (7): 820-28.

Tracor, Inc. 1971. *Estuarine Modeling: An Assessment*. Report prepared for the U. S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

United Kingdom Department of the Environment, Welsh Office. 1989. *Environmental Assessment: A Guide to the Procedures*. London: Her Majesty's Stationery Office.

第 17 章　评价方法：项目开发、管理计划和环境风险

替代开发方案评价和管理措施评价涉及的不仅仅是环境因素，在进行环境影响评价的过程中，政策、技术以及经济因素也常常被考虑进去。虽然本章内容包含了以上几方面的内容，但是并未作为重点论述。本章将重点强调在进行规划和决策过程中公共部门的重要性。

目前，对评价（evaluation）一词的论述并不清楚。1975 年，Lichfield，Kettle 和 Whitbread 把评价一词定义如下：一种分析一些规划和项目的过程，其目的是比较这些规划或项目的有利和不利之处，并对上述分析给出符合逻辑的结论。评价并不是决策，它是一种辅助决策的行为，主要是给出不同方案之间的显著差异，并为以后的工作提供信息。本章的重点是评价方法，即对替代方案的正面与负面影响进行分析的过程。

评价的基础是价值，但是在选择各种公共部门的替代方案时，存在着许多相互关联的价值。在民主国家中，人们普遍接受这样一种观点，那就是被公共决策影响的所有个人价值都应当被考虑。按照这种看法，评价也应该包括区别不同公众群体和确定这些群体对不同方案的看法与意见的过程。下一章将阐述许多个人或群体评估不同公众行为价值的方法。

目前有多种评价方法存在，但是在决定哪种评价方法为最佳方法时，专家们的意见却并不统一。本章也将介绍一些在公共评价著作中广泛讨论、实践或二者兼而有之的几种评价程序。

在介绍完这些方法后，本章也会介绍环境风险评价，这种评价是用来解释选择不同政策和项目过程中的不确定性。本章也将指出环境风险评价与战略环境影响评价和项目环境评价的关系。

17.1　多标准评价问题

当仅有一种评价标准，而且所用的环境影响都用同一种尺度进行度量时，对各种方案的排序较为简单。例如，假定选择几种项目的尺度是净经济效益，这种情况下，效益和费用之间的差额是项目实施价值的评判标准，这一差额作为实施项目的基础。第 7 章对这种单个标准的评价进行了分析，本章不作为论述重点。

环境因素在方案排序中起到了很重要的作用，但是环境因素一般来说并非决策中的惟一标准，各种评价标准常常是相关的，标准的测量单位可以是货币，也可以是工作机会的多少，但是这些测量单位是不可比的。它们不容易比较或者不容易综合成评判方案总体价值的单一评价标准。

17.1.1　水库库址选择案例

假定某水资源计划工程有两种选择方案和两个评价标准。规划 A 有较高的经济效益，因为其下游大坝被洪水冲开的概率较小（见图 17.1），然而规划 A 也有不利之处，它的水库会淹没一个重要的野生动物保护区。规划 B 中的水库建在规划 A 水库的上游，它

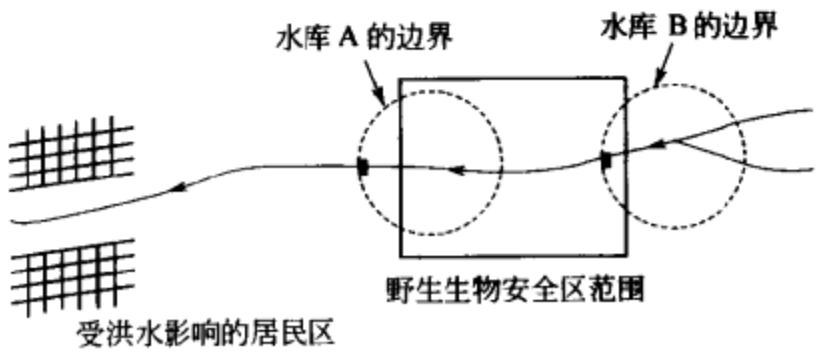


图 17.1　两个供选择的水库修建方案

破坏的野生动物保护区面积较小，但它却使水库下游地区易于发生洪水灾害。这个例子比实际情况简单，实际情况中常常有更多的备选方案，并且造成的影响也是多方面的。

表 17.1 总结了选择水库地点中存在的潜在问题。这个表包括对排列备选方案的两个标准：(1) 净经济效益最大（按现价计算），单位：美元；❶ (2) 洪水淹没的野生动物保护区的面积最小。假定这些目标是惟一与选择水库地点有关的标准，仍然没有明确的方法来确定使用哪个项目。评价备选方案所用标准的计量单位不一样，也没有统一的技术方法将这些评价标准综合到一起得到最终的结果。

表 17.1 可选水库地点方案的影响结果

	规划 A （水库位于下游）	规划 B （水库位于上游）
按现价计算的净经济效益/ $\$10^6$	97	85
淹没的野生动物保护区面积/m^2	2.02×10^7	4.04×10^6

17.1.2 评价因子与权重

从评价因子的角度来看待公众行为方案是很方便的。目标、目的、关注焦点、约束是各决策者和公众在对方案进行排序过程中重点考虑的内容。在水库例子中，评价因子是净经济收益和受到干扰的野生动物保护区。由于对评价因子的选择将强烈地影响各方案排列的优先顺序，因此由谁来确定这些评价因子的问题频繁引起争议。在公共部门决策中，评价因子以三个方面为出发点：制度、社区关系、科学技术判断。在随后的讨论中，不同的方案设计者将基于以上每一个出发点来描述自己的评价因子。

可能受到政府提案影响的个人常常不能直接参加评价过程，为了方便起见，这些不能直接参加的人被作为非地方公众来看待。他们的目标和关注的焦点在国家、州以及地方的各种法规、政策和规划的制度上得以体现，他们的意图也可以通过处于该位置的官员和各种团体的政策宣言表达出来（如贸易理事会或塞拉俱乐部）。举一个例子，假定选择州法来抑制水库野生动物保护区面积的显著减少，这个法律禁止公民在水库附近开展对水库有不利影响的项目。事实上，这样一个法律只要对水库上游做出上述规定就可以了，因为这就已经减少了对野生动物保护区的影响。通过与政府官员和感兴趣团体代表联系、审查相关法律、政策宣言和规章制度，规划者能够从制度上确定评价因子。

规划者可以直接和当地公众联系，来决定有关当地发展的前景问题，并确定个人在选择方案时重点考虑的问题。为了完成上述任务，规划者可能会提供一些描述这些问题、可能行为方面的信息以及和这些行为有关的影响。然后，当地公众会对这些问题给出反馈意见，表达他们对这些问题的看法，说明他们在对方案排序时重点考虑的一些东西。

评价因子也常常基于公众不同意也没有认识到的一些技术和科学判断上。如规划者可能认为，保存某一物种栖息地对维持某一项目长期生态稳定性具有很重要的意义。

有时规划者必须将某些评价因子用科学术语来表述，目的是指导建立方案、分析影响和进行评价。例如公民希望保存在河流里钓鳟鱼的功能，规划者需要就这个评价内容转化成为一些科学论述，如对河流的温度和 DO 浓度设置限制，以代替想要表达的含义。

不同评价因子的相对重要性常常用权重（weight）来表示。有时候，权重可以被明确说明，如在决定河流功能时，“把河流作为渔场要比保留 4.04×10^3 m^2 开放空间重要 2 倍”。

---

❶ 如第 7 章讨论的那样，当未来不同时可存在成本与效益时，使用现值的概念。

但另一些情况下，权重常常是难以说明的，如用获得一致意见的方法来选择方案。但是，即使在这些权重的概念还不明确的情况下，它对选择方案仍然是有帮助的。在水库一例中，假设选择上游项目是为了保存 1.6×10^7 m^2 的野生动物保护区，那么先前从净经济效益角度考虑的成本就达到 1200 万美元（见表 17.1）。选择在上游建水库是无法说明其权重的，但是决策者能够从中推测出保存的动物保护区的最小价值为 $\$0.74/m^2$（预计的总净效益除以保存下来的动物保护区面积）。

在考虑评价时，询问这样的问题是有价值的：相关的评价因子和权重是哪些，这些因素应该怎样决定并应用到可选择项的排序中？本章研究将评价因子和权重结合起来考虑的一些评价技术。

17.2 费用-效益分析的拓展

费用-效益分析法（BCA）作为评价发展项目的方法已经有很长一段历史了。[1] 从 20 世纪 80 年代开始，BCA 就经常被用来评价被提出的环境政策和规章。例如，在美国，第 12291 号行政令（曾在第 3 章中讨论过）中鼓励将 BCA 作为对提议的联邦法规进行评价的工具而广泛使用。虽然 BCA 在公共政策计划中起到了重要的作用，但是其结果通常并不作为政策决定的依据。更常见的是，BCA 的结果作为政策制定过程中的范围较广的可供选择的决定中的一个。不可否认，虽然 BCA 有很多的支持者，尤其是在经济学家中，但是它也有自身的缺点。

17.2.1 传统费用-效益分析的局限性

一项公共行为的经济利益（例如，一项发展计划或规章）取决于人们对它最终产出的支付意愿。采取一项行动的成本是为了实施这项工程而必须投入的经济资源（例如土地和劳动力资源）。经济学家将成本看做是机会成本，即，不将此资源用于他处而放弃的利益。如果一项行动的投入和产出可以在竞争性市场上交易的话，则市场价格可以经常被利用作为判断此行动的成本和收益的标准，但经常性的、竞争性市场并不存在。例如，在图 17.1 中的水库问题中，防洪政策就不能在竞争性市场上出售。当无法获得合适的市场价格的时候，费用和效益的价值估计在很大程度上依赖于实行 BCA 的人的专业判断。（参见第 6 章的例子）在给定条件下，不同的分析人员会选择不同的方法来分析成本和收益。对于决策结果的批评是很常见的。政府被控告在做出决策时偏爱他们的代理人提出的方案，将其利益夸大，而将其成本缩小。

用 BCA 分析来为可供选择的方案排序，预示着经济上的利益和成本可以充分地将所有重要的效果完全表现出来。这里并不涉及权重。所有的效果都用货币衡量，他们可以方便地加总在一起。（另一种说法是不同的成本和收益评价因素的权重都是 0。）当最大经济利润被用来作为排列备选方案的惟一因素时，一种狭隘的、政府导向的选择可能会被认为是公众的选择。这是因为，代表中的大多数很大程度上根据成本和效益的估计来提出方案。成本和收益可以不考虑公众而直接计算。受代表们的议案影响的人经常发现，BCA 中的成本和收益的概念并不完整。BCA 的局限在于，它不能为那些对环境有重大影响的方案提供决定性的信息。一个重要的原因就是 BCA 不能系统地考虑那些不能通过货币衡量的影响。这点可以用图 17.1 中的例子来解释，BCA 说明其经济收益是使所能预料到的被淹没的野生动物保护

---

[1] Eckstein (1958) 揭示了 BCA 的起源以及 20 世纪 30 年代联邦水资源立法局是如何将其应用到实践中去的。BCA 的一般性介绍见第 7 章。

区的面积最小。尽管如此，BCA 却不能提供一个基础来排列这两个计划。当保护区的面积可以用货币项目衡量时，排序是可以进行的。在这样的估计中会出现重大的方法性问题。此外，从伦理方面讲，许多人反对将生物的重要性用金钱来衡量。

BCA 的另一个缺点是，它不能公平地计算成本和收益。它强调的是整体的利益，而不关心当一项计划被实行后，哪个集团受益，哪个集团受到损失。为了说明这一点，我们假定在图 17.1 中，计划 B 比计划 A 对低收入家庭给予更多的防洪保护。在这个例子中，传统的 BCA 方法认为计划 A 是首选，因为它有较高的净经济收益。如果低收入群体受到偏爱的话，计划 B 可能会是一个更好的选择。当只考虑经济收益的时候，这种收入再分配的方法是不会被考虑的。BCA 方法的缺陷促使人们去修正它，使它能够用于更多问题的估计中。

17.2.2 扩展 BCA 用于多目标研究

扩展 BCA 的早期重要工作是由玛格林（Marglin，1962）和玛斯（Maass，1966）完成的。他们认为只用一个目标——经济利益最大化——是不恰当的，因为政府项目通常是为“多个目标”服务的。为了系统地评价它们，应该根据每一个目标将利益分别定义。❶

玛格林和玛斯给出了一些解释性的例子，其中通常包括两个目标：最大化一个国家的国民收入净收益和使某些特定区域或集团的人的净收益最大化。一个国家的国民收入净收益与传统的 BCA 方法中的净收益的定义是一样的。分析第二个目标需要介绍净利润的收入再分配，即净收入流向那些被选出来加以特殊对待的区域或集团。对于每个应考虑的提案，国民收入和净收益的收入再分配都在计算范围内。提案可能会根据对每个目标贡献的权重来排序。这种方法有一种变形，是以对第二个目标提供的贡献达到最小的条件下，对另一个目标的贡献最大化。

应用目标权重技术对备选方案进行排序时，考虑的评价因素只是目标本身。虽然玛格林和玛斯经常只用国民收入和收入再分配这两个目标来解释他们的思想，但他们认为其他的因素有时也需要加以考虑。在任何特定的情况下，他们认为称职的政策制定者应该详细而精确地叙述政策的目的。

当计算目标的总权重时，如何决定所使用的权重数是一个不断争论的话题。根据斯坦的观点（Steiner，1969，p. 48），大部分有关这方面问题的著作是“理论上的和过于自信的”。依照以往经验而决定的权重，经常被认为对国民收入的总量和分配都有影响。过去的选择在推断权重时显得有支配权。尽管如此，许多分析家怀疑，用以往的选择作为估计权重大小的依据是否合理。

许多社会学家建议政策制定者在一项新的政府计划出台时能够清楚地说明不同目标相关联的重要性。然后，代理机构的分析人员可以将信息转化为权重，并在对备选提案进行评价时使用。❷ 这种方法并没有得到广泛地应用，因为很少有立法者愿意或能够清楚地说明某些目标的特殊权重，比如收入再分配和环境质量。

17.2.3 扩展 BCA 的实际应用：Nam Choan 大坝

扩展费用-效益模型分析方法的努力使得在计算环境目标时尽可能多地用货币项目来衡量影响，而将剩余的影响用非货币项目衡量。这在评价 Quae Yai 河（泰国西部地区的一条

---

❶ 从 20 世纪 60 年代后期开始，许多人做了有关多目标评价问题的数学优化理论的研究，这些问题是由玛格林和玛斯检查的。该理论的一个分支——多目标规划主要研究的是多目标评价问题的约束条件，这些多目标评价问题可以用数学方程和不等式充分描述出来。多目标规划的介绍，参见 Cohon（1978），Goicoechea，Hansen 和 Duckstein（1982）。

❷ 此议程受到 Freeman（1970）的支持，并被美国联邦环保局用于管理。

河）上游兴建水利发电工程项目的例子中得到证明（参见图 17.2）。议案的中心话题是 Nam Choan 大坝，大坝将要在 Thung Yai Naresuan 和 Huay Kha Khaeng 野生动物保护区内建立一个水库。虽然在名义上，这是两个保护区，但是它们是相连的。这两个保护区合起来共占地 3212 km^2，形成了泰国最大的野生动植物保护区。在 20 世纪 80 年代末，这项计划用一个水库将其分割的提案受到了很多人的批评。

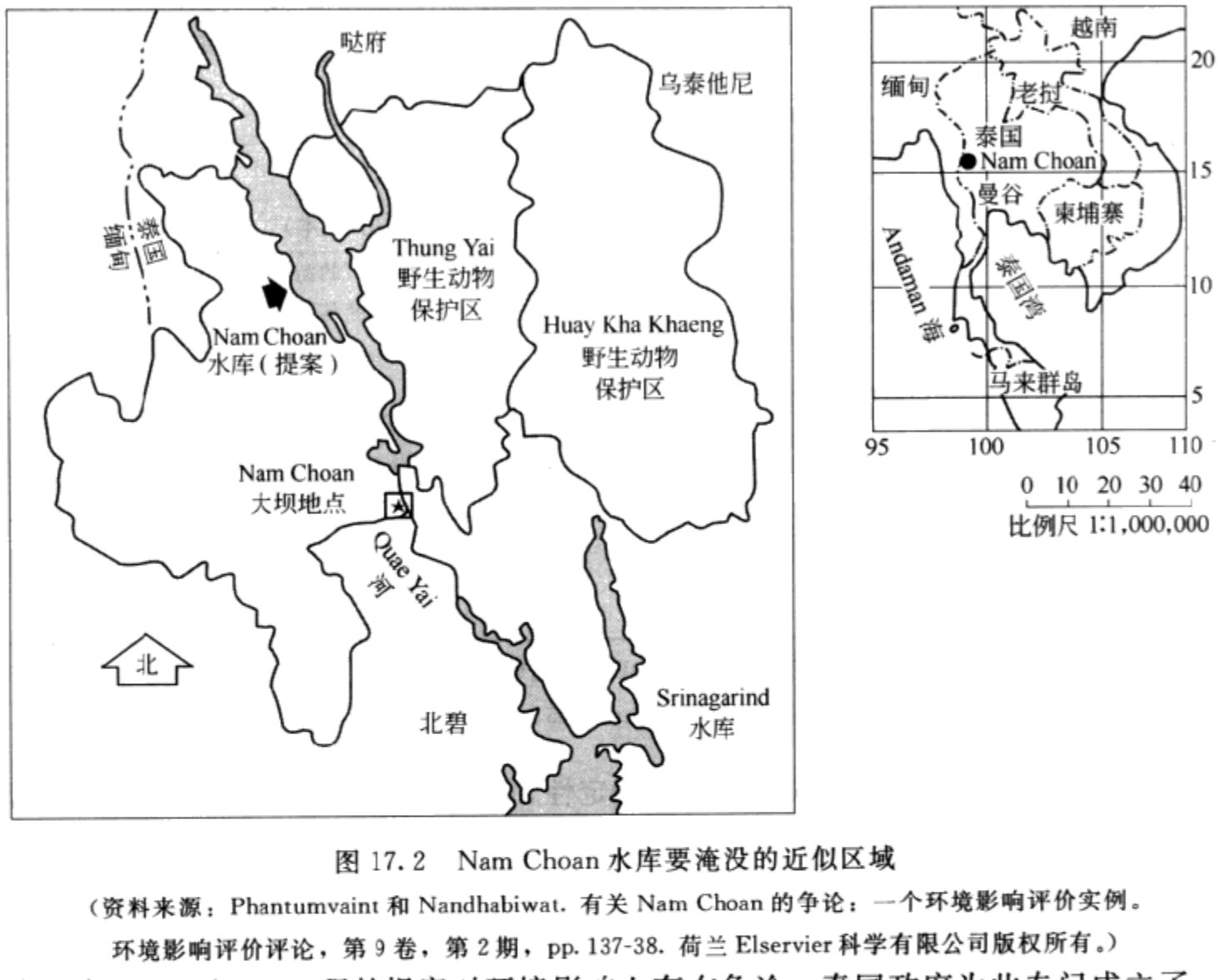


图 17.2　Nam Choan 水库要淹没的近似区域

（资料来源：Phantumvaint 和 Nandhabiwat. 有关 Nam Choan 的争论：一个环境影响评价实例。环境影响评价评论，第 9 卷，第 2 期，pp. 137-38. 荷兰 Elservier 科学有限公司版权所有。）

由于在 Nam Choan 工程的提案对环境影响上存在争论，泰国政府为此专门成立了一个特别委员会来对提案进行评价。作为工作的一部分，委员会采用了一种分析方法，该方法用现时货币价值来对毁坏的野生动植物保护区以及其他不能用货币形式估价的环境影响进行折价。

一些过程方法被用到估计货币化的费用和效益，它们的结果概括在表 17.2 中。例如若为了建水库而将森林清除，则可以得到可以销售的木材产品，这些产品可以用市场价值来衡量。表 17.2 中的货币化的利润和成本可以折算为现值，其结果就是净经济收益，为每年 1.4 亿美元，效益-费用比率为 1.85。❶

委员会将不能货币化的效益和费用列表表示，并将这些结果加入到先前的评价中去（参见表 17.3）。他们将这些费用和效益分成两

表 17.2　货币化的 Nam Choan 工程的费用和效益①

●年利润/（$10^6/a）	
发电	48
为了水库和大坝而清除出的木材	107
水库中的渔业生产	<1
●年成本/（$10^6/a）	
操作和维护	18
对破坏的环境的补偿和监测	19
失去长久的森林中的产品的机会成本	3
●建设成本/（$10^6/a）	253

① 引自 Phantumvanit 和 Nandhabiwat 的费用-效益估测（1989，pp143-44）。

❶ 计算现值使用了 50 年的时间区间和 12%的折旧率（Phantumvanit 和 Nandhabiwat，1989）。

类，一类是其效果可以用数量衡量的，即使它们缺乏可信赖的数据。这类项目的例子包括增加建筑工作机会得到的效益（估计有 5000 个）以及由于到保护区欣赏的游客减少而造成的成本增加等。第二类不能货币化的费用和效益，它们是无法定量的。在表 17.3 所示的几种不可数量化的影响中，其中两项对最后的结果有决定性的影响：发生地震的危险性的增加和野生动植物保护区的减小。一次地震会威胁到整个水坝。泰国和缅甸的边界存在地质断层，所以有人担心新建水库可能增加地震的发生。当有数据显示地震活动和大型水库的建立是有因果关系时，有人也开始怀疑在 Nam Choan 工程地处是否也有这样的问题存在。

表 17.3　Nam Choan 工程的不可货币化的利润和成本[①]

可数量化的因素（具有不确定、不可信赖的值）	
效益	**费用（成本）**
● 来到拟建设的水库休闲放松的游客； ● 对人口区域的居民区的医疗设备的改进； ● 增加建筑工人的雇佣人数； ● 增加了可供灌溉和其他用途的水源；	● “欣赏大自然风光”的游客的减少； ● 增加了水上疾病的传播范围；
不可数量化的因素	
效益	**费用（成本）**
● 增加了发现新的矿产和古迹的路径和机会； ● 水利发电是一种无污染的能源。	● 可能由于洪水而丧失矿产和古迹； ● 野生动植物保护区的退化； ● 增加了发生地震的危险。

① Phantumvanit 和 Nandhabiwat 列出的关键性因子，再版得到他二人的许可，“有关 Nam Choan 的争论：一个环境影响评价实例，”环境影响评价评论，第 9 卷，第 2 期，pp. 144-45。

由于对野生动植物保护区的影响存在不确定性，因此也引起了争议。尽管这项工程会阻碍大型动物的活动，毁坏森林从而使那些稀有的、在河边生活的动物没有了栖息地，如爪哇犀牛和野生水牛；但该项目对那些稀有动植物的全面影响是难以测定的，因为在这两个保护区中有多少稀有动植物并不确定。此外，对于配合工程所修建的新公路的影响也有争论。一些人认为修建公路会使土地更加松软，会增加非法伐木，以及毁林开荒，而另一些人则认为新的公路可以使巡逻人员更好的保护保护区。

经过最后的分析，1988 年，泰国内阁决定无限期地推迟 Nam Choan 计划。Phantumvanit 和 Nandhabiwat（1989，p. 146）解释了这个结果：

> 继续这个计划和违背公众的意愿。假定经济繁荣，则预计的财政收入为 1.4×10^8 美元……与潜在性的政策损失不能相比。

对 Nam Choan 计划的评价显示了货币化估计的有效性。决定工程消亡的泰国官员，将净利润数额作为基点，决定停止这项计划是因为，净收益 1.4×10^8 美元与不可货币化的成本相比显得不够多。

17.3　列表法和因子权重计分总和

很多评价过程依赖于将信息列表显示，表上顺次列出了参与评价的因素，专栏列出的是待评价的项目，几种类型的表格被普遍使用。在一些情况下，会在一个条目中简要说明一项

特定计划是怎样影响给定的评价因子的；在另一些情况下，一个条目反映的是该计划对某一因素影响的数字化分值。

表格中的一些思想是在凯恩特（Canter，1979）分析废水管理方案的 28 种环境影响报告书（EIS）的例子中给出的，在这些环境影响报告书中，有 20 份属于上述的表格类型。这 20 种影响中的大多数使用数字化分值来说明评价因子是怎样被备选方案影响的。

17.3.1 以排序为基础的表格条目登记法

数字表格中的条目通常是将备选方案对评价因子的影响进行排序后得到的。例如，假设有 5 条公路路线的方案，并按照它们对附近居民区的噪声污染程度进行排序。噪声污染最小的线路得分为 1，次小的得分 2，并以此类推。此外，还有一种方法，它是通过对观测到的结果进行分类得到的，例如，这些分类包括“积极影响，无影响和消极影响”等；有时，这些分类也被人为地赋予一些数值，如＋1，0 和－1。

表 17.4 列出了一种典型的帮助将备选方案排序的方法，它被用来评价加州北蒙特雷县（North Monterey County，California）的几项污水处理计划（人为地标记为 R，S，U，V）。等级分类被用来为备选方案的成本和能耗打分。尽管如此，对于大多数的评价因子，备选方案是按照下述的四类进行排列的：不利的、有利的、有问题的（不知道或有待于讨论的）和无关的。

表 17.4 备选方案和措施的简要估计——加州北蒙特雷县[①]

潜在的影响	备选方案[②]					
	R	S	T	U	V	不采取行动
物理/生物影响						
考古学资源	P	P	P	P	P	N
空气质量	A	A	A	A	A	A
土壤和农作物	N	P	P	P	P	N
地震危险	A	A	A	A	A	A
地下水质量	N	B	B	B	P	A
地表水质量	B	B	B	B	B	A
公共健康——水污染	B	B	B	B	P	N
公共健康——土壤污染	N	A	A	A	A	N
处理废水所消耗的能量(排序)[③]	2	6	4	4	3	1
美学	B	B	B	B	B	A
土地用途变更	N	A	A	P	A	N
生态盐化	A	P	A	A	A	N
泻湖生态盐化	B	B	B	B	B	N
海洋环境	B	B	B	B	B	N
总的建设影响	A	A	A	A	A	N
经济影响						
建造费用(排序)	3	5	4	6	2	1
运行费用(排序)	2	6	3	5	3	1
地方费用(排序)	3	5	4	6	2	1
总体费用(排序)	3	5	4	6	2	1
社会影响						
诱导住宿的增长	A	A	A	A	A	N
当地接受情况	A	P	P	P	P	A

① Canter（1979）使用。再版得到 Herner 公司许可（1979 年版权所有者）。引自“最终环境影响评价和环境影响报告书，北蒙特利尔县设备规划，”第 1 期，美国环保局和旧金山蒙特雷半岛水污染控制局，1977.8。

② B. 有益；A. 有害；P. 有争议（不知道或者处于讨论中）；N. 没有影响。

③ 从最容易接受的（设为 1）到最不容易接受的（设为 6）方案。

表 17.4 中的项目是建立在排序尺度基础上的。[1] 但它只反映定性比较，或者供选择的顺序是制定的，并没有包含有关备选方案间差异大小的信息。举例来说，认为一个计划对提高空气质量有益，而另一计划对空气质量有不利的影响，这种说法就不能反映出两种计划之间到底存在着多大的差异。

17.3.2 因子权重计分总和

一种常见的总结备选方案信息的方法是将每一个方案的因子权重值计算出来。首先，给每个方案中的每个评价因子分配一个权重值，所有的值必须在同一个数字区间里。例如，数值可以从 1 排到 10，用 10 代表最好的选择。分配权重是为了显示每个因子的相对重要性，并且用来计算一个权重的总量。这种方法可以用加利福尼亚的帕罗阿托市（Palo Alto）的土地应用计划的例子来解释。

在 20 世纪 70 年代早期，帕罗阿托市聘用利文斯通和布莱尼（Livingston and Blayney）计划咨询公司来分析在城市边缘的丘陵地带进行开发规划的可行性。利文斯通和布莱尼公司(1971）主要用 9 个因子来评价土地使用规划。在他们看来，这些因子包含了所有需要排列的规划中需要重点考虑的地方（除了“政治因子”以外）。

这家咨询公司用专业地判断通过为一个因子分配权重来表明它相对于其他因子的重要性。9 个因子及其权重（在括号中）如下：10 年成本（5）；20 年成本（5）；社会影响（5）；运输需求（3）；生态学上的影响（3）；火灾隐患（2）；视觉影响（5）；地质学上的影响(3)；和水文上的影响（2）。对于每个因子，咨询公司给其分配一个顺序值，来反映每个土地应用规划的影响大小。数值的范围从 1（最差）到 5（最好）。对于每个规划，将每个因子的得分与其权重相乘，其结果相加后便得到了总权重数，其结果用来作为每个土地使用规划的推荐意见。

在评价过程中，使用因子权重值总和方法比起其他别的方法来说有一个明显的好处：它们的实现过程并不困难。在一个典型的应用中，决定哪种影响是显著的以及它们的价值有多大，是需要收集规划专家研究结果的。一旦规划者分配好值和权重，就只需要进行简单的计算，从而为每个备选计划计算出权重值总和。

有时有人认为需要依赖规划者的价值判断是因子权重总和方法的缺点。规划者需要对因子选择、备选方案的每个因子值以及权重的分配进行严格的控制。批评家们评论说，规划者所选择的因子和权重可能与受到规划影响的人们的想法不一致。支持者则认为，在决定因子和权重过程中，公众的意见已经被包含进去了，并且有时也付诸于实践了。

选择权重的过程有效性问题已经受到质疑。正如霍布斯（Hobbs 1980）所列示的那样，通常按 1 到 10 将权重按“重要性尺度”分配的方法不能准确表现选择的权重偏好。霍布斯在理论上论述了决定权重的严格过程，但它们常常难以实现。

另一个缺点是，因子权重总和法提供给政策制定者的信息不够多，因子的分值和权重看起来有点像是任意给予的。另外，当这些数字加和成为一个单独的指数后，许多关于影响的

---

[1] 三种其他的测量尺度通常也用于评价：标定尺度（nominal）、区间尺度（interval）以及比率尺度（ratio）。标定尺度指提供分类方面的信息，如用于将土壤分类为黏土、泥沙和砂砾等的系统。区间尺度有测量单位的含义，但却没有必然的起点或零点存在，如海拔高度就没有绝对的零高度。比率尺度有测量的定量单位也有必然的零点存在，质量就是一个比率尺度。因为排序和标定尺度没有定量有意义的区间，所以它们不能用数学运算来表示。相反，比率尺度和区间尺度就可以用一般的数学运算来表示。

有用的信息被隐藏起来了。❶ 没有比较备选方案之间的差异，也没有公开规划分析者的价值判断。因子权重方法的批评家建议，采用简单描述备选方案的主要影响的方法可以使比较变得更加清楚，而且也可以使规划分析者做较少的价值判断。与这个建议相关的一个问题是，在对这几个备选方案相关的典型影响进行描述时，涉及到的信息应该是非常多的。

17.3.3 目标-实现矩阵

希尔（Hill）的“目标-实现”矩阵拓展了刚才提到的列表法和因子权重总和法的逻辑性。他的方法是用以目标和目的为基础来定义的利润和成本法来计算每个备选方案的每个评价因子数值。依照希尔的观点，利益是指在共同的目标上取得的成果，相反，成本是在那些目标上的倒退。❷

目标-实现方法明确地考虑了效益和费用的影响。它要求将一项特定的规划可能对个人和各种组织的影响看成是同样的，权重用来表明组织对每个目标的价值评价的大小。希尔的因子权重分析技术利用权重来区分不同群体的人对同一目标看法的不同。目标-实现法依赖于权重的二次分配，反映的是一个目标相对于另一个目标的全部重要性。“群体权重”与那些用来计算因子权重总和的权重是相似的。

希尔提出了两种完全不同的整理数据的方法，以帮助决策制定者们在将规划进行归类时使用。❸ 包含的一种信息只能反映得分和权重，而没有计算出反映整个规划价值的全面指数。表格 17.5 里，从“可达性”（两点之间运输的容易性）和社区分化性两方面比较了两个运输规划（A 和 B）。不论“住宅区组”还是“商业区组”都受到了提案的影响。规划 A 增加了“住宅区组”的“可达性”，同时降低了“商业区组”的可达性。规划 B 对于住宅区没有影响，但导致了商业区的分化。这种影响按原始的比例转化为得分即为：+1＝正影响，0＝没有影响，−1＝负影响。目标-实现矩阵（表 17.5）总结了这些信息。

表 17.5 希尔的目标-实现矩阵：一个例子①

	目标 1——可达性			目标 2——社区的分化		
目标的群体权重	2			1		
	团队权重（目标 1）	计划 A	计划 B	团队权重（目标 2）	计划 A	计划 B
住宅区组	3	+1	−1	3	−1	0
商业区组	1	−1	+1	2	0	−1
目标实现的程度		+2	−2		−3	−2

① 引自 Hill（1968）。

希尔的第二种描述得分和权重的方法是，使用了一些指数以显示每个规划达到的目标的程度。这些指数的计算与因数权重值的计算方法一致，只是前者还考虑了不同组为要实现的目标所赋予的权重。这个计算可以分两个部分解释。一是包含为实现某一特定目标而做的特

---

❶ 计算权重总和的过程常常遭到批评，这是因为没有基于排序尺度测量方法的可加或可乘参数存在。埃利奥特（Elliott，1981）讨论了方案测量尺度用于为排列方案创建指数时的方法，霍布斯（1980）开始将尺度用于分配权重。

❷ 引自希尔（1967，1968），在利益的简单描述过程中，使用了可交换的目标和目的等术语。希尔（1967，p. 22）给出了它们的不同之处：目标（goal）指“一个规划过程直接的结束”，而目的（objective）指一个能够导致另一个有价值目标出现的目标，它本身并没有价值。

❸ 希尔的方法受到 McCallister（1980）和 Lichtfield，Kettle 和 Whitbread（1975）批评性地再研究。该方法广泛应用于英格兰土地利用规划中。

定规划的“目标实现程度”，对于每一个目标，它都是通过将小组的权重乘以描述规划效果的顺序数值而得出的。考虑住宅区组，权重 3 乘以规划 A 在“可达性”上的效果得分＋1 得＋3；商业区组，权重＋1 乘得分－1 得－1。衡量一个规划实现可接近性的情况，每个组的总和为＋2。对于目标和规划的其他的所有组合，目标实现程度的计算方法是相同的，其结果写在表 17.5 的底部。

计算的第二部分是确定“目标实现的权重指数”，这是将以往计算得到的目标实现值与在表 17.5 的上端列出的群体权重相乘得到的。对于规划 A，其目标实现的权重指数就是将表 17.5 底端的最后一列规划 A 的成果总量与相应的群体权重相乘得到的：

$$(2)\times(+2)+(1)\times(-3)=+1$$

通过类似地计算，得到规划 B 的权重指数为－6。

考虑到偶然事件的影响，目标-实现法要求得到的权重是从整个群体和群体中的单个团体两部分获得来的。虽然希尔并没有推荐一种特别的程序来决定权重，但他提出了如下的可能程序。❶

1）决策制定者被特别要求给出目标以及这些目标与城市地区特定活动、位置和团体的重要性的权重。

2）普遍的投票可以用来找出目标的群体价值。

3）可以选取受影响群体中的一些人来询问他们对目标的相关评价。

4）群体的力量结构是可以被确认的，并且通过他们对目标权重的看法以及他们的发生率是可以被清楚地表述出来的。

5）听证会可以用来将公众非常关心的目标话题陈述出来，而且可以给出目标的评价。

6）以往公共投资的分配方式也可以被分析，以便找出在以往的资源分配的决策中暗含的优先分配的目标。

希尔的许多建议都是直接涉及到公众的。下一章将详细说明几种确定不同团体的目标的方法。

因子权重总和法和目标-实现矩阵只是建立评价活动的多目标决策方法中的两种。这里专门介绍这两种方法，是因为他们展示了在制定环境政策时经常使用的一类方法。许多在文献中介绍的更为复杂的多目标决策的方法在实际中并不使用，这是因为这些方法中包含了数学方法，这对于非专业人士来说非常难以理解。❷

17.4 环境风险评价

到此为止，本章评价的信息都是建立在未来的结果是确定的基础上的，但是预测本质就是不确定的。几个世纪以来，数学家和科学家发展了概率和统计学方法来分析预测结果的不确定性。尽管如此，有些时候却是例外，公共机构在评价环境政策以及规划项目时并不十分依赖概率和统计学分析预测的结果。对项目、规章和政策研究时的例外情况是指：（1）人类长期暴露在低浓度有毒物质中；（2）重大事故隐患（例如工业设备爆炸）或是有破坏性的操作系统故障。

---

❶ 下面列表引自希尔（1967，p. 25）。

❷ Massam（1988）给出了多目标决策方法的定性介绍以及它们在公众决策中的使用情况。多目标决策的定性介绍参见 Goicoechea，Hansen 和 Duckstein（1982）。

在 20 世纪 70 年代，许多领域都开发了风险分析的方法，尤其是在毒理学和安全工程领域，开始评价环境上的风险。越来越多的环境学专家认为，若不做好事故和劣质的操作系统的控制，经济的发展将会付出很大的代价。这些风险的重要性可以用许多事故的报道来说明，其中包括以下的报道。

- 1976 年，意大利 Seveso 附近的一家化学物品工厂发生爆炸，导致二噁英（dioxins）泄露，致使 1000 多人皮肤受伤，使几百户当地居民撤离，许多农场的动物被迫被宰杀，许多资金用来清理其不良影响。
- 1984 年，印度博帕尔（Bhopal）一家化学工厂的甲基异氰酸盐发生严重泄露，导致至少 1700 人死亡，受到影响的人多达 200,000 人。
- 1986 年，乌克兰的切尔诺贝利（Chernobyl）核电站的一个反应堆发生爆炸，夺去了几百人的生命，使成百上千的人必须重新安置，冲击波给许多人带来了生理和心理上的健康问题。
- 1989 年，一艘巨型油轮在阿拉斯加（Alaska）海岸边的 Prince William Sound 搁浅，泄露了 4.16×10^7 L 的原油，覆盖了大约 600 km^2 的海面，造成了许多不利的影响。

除了受到悲惨的工业事故的警示，市民和政策制定者也逐渐开始关注长期暴露在低浓度污染中对身体健康的影响。例如在美国，由于对垃圾的掩埋缺乏有效的管理，致使有害的化学成分进入土壤中，造成的影响已经成为公众关注的焦点。

到了 20 世纪 90 年代早期，用风险评价对所提出的方案和环境政策进行评价在一些国家中已经被专门化了。政府要求扩大风险评价，更多地研究那些先前运用于毒理学和其他领域的分析方法，以建立一个用于环境风险评价（environmental risk assessment）的范例。

虽然在概念上还没有形成一个标准，但是还是达成了一个广泛的一致意见，那就是环境风险评价应该能够解决下面几种类型的问题：

- 通过一个提案是否会导致没有预料到的有害的结果？
- 采用一项环境法规会减少多少有害的结果？
- 有害的结果的大小或严重性应该如何描述？
- 一个议案能带来潜在的有害结果的可能性（或者说概率）有多大？

包含发生概率的问题通常是不能够用概率论的语言来说明的，例如“提案中的化学工厂发生大爆炸的概率是百万分之一”。典型地，概率值本身就是高度不确定的，并且有时很难解释（因为数据或是知识存在差异）。传统的概率论将术语概率（probability）定义为：可重复事件发生的相对的频率（relative frequency）。[1] 例如，我们说“掷硬币得到人头一面的概率是 0.5”，这是建立在经验性事实的基础上的，投掷硬币很多次，有一半的时候是人头一面向上的。在风险评价中，如大的工业事故和操作系统失灵等事件发生的概率很小，因此不可能用大量的重复实验得到的数据来估算概率。在此情况下，专家们经常依赖主观概率，即建立在专家判断的基础上的事件发生的概率。一个气象预报员预报“明天降水概率是 90%”即是一个解释主观概率这一观点的例子。[2]

---

[1] 另一种早期对概率的定义是关于游戏的，游戏的不同结果发生概率是同样的。例如，一个罐中放了 15 个球，除了颜色以外，它们都是一样的。假定这些球中有 5 个是红色的，10 个是白色的，从这些球中随机取出一个红球的概率（如果只从红球中取是 5 种情况）是总的任意取出一个球的结果的 1/15。

[2] Raiffa（1968）给出了概率论发展的历史，重点说明了概率的各种定义。

17.4.1 风险评价的基础

在任何一种精确地确定了工作程序的情况下，风险评价过程都包含了四部分（见图17.3）。[1]

- 危害识别（hazard identification）。最核心的问题是：暴露于一种特定的化学制剂是否会对人体和环境造成伤害。一项被提议的项目在什么情况下由于导致了危险的后果而失败？随着时间和空间的界限的划定，被关注的污染物也被确认。

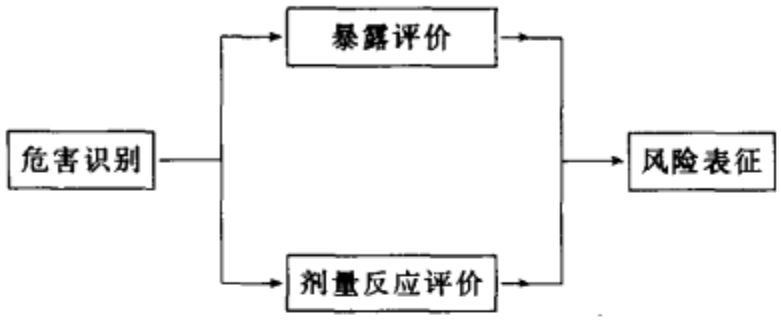


图 17.3　环境风险评价中的主要活动

- 暴露评价（exposure assessment）。哪些人和生态系统会被（或者将被）暴露于危险结果中？多长时间？有多少可能性？在暴露性评价中，分析方法是使用污染物消亡和转化模型来评价污染物在不同地区的浓度。并且，计算暴露于污染物下的个体所受影响的剂量。

- 剂量反应评价（dose-response assessment）。存在有哪些信息可以预测人类、植物和动物对于不同剂量污染的反应？在人类健康风险评价中，最基本的信息来自于对实验室的动物和暴露于污染物下较长时间工人进行的流行病学研究。在生态风险评价（ecological risk assessment）中，关键的信息来自于所选动植物对化学制剂反应的调查。全面的生态学评价还需要考虑到物种之间的依赖性和有关生态系统构架和功能的其他关系。

- 风险表征（risk characterization）。将暴露和剂量反应的评价分析结果综合成为对于危险结果的最终信息。影响和不确定性程度的信息（例如，一项工业事故发生的可能性）也一起被报告。风险表征还包括对于制定假设的描述和关于结果的数字计算不确定性的来源。

在下列两种情况下，需要进行环境风险评价。其一是，风险来自于长期的暴露于低浓度的危险物质之下；其二是有关工业事故和系统失灵，在这种情况下，尽管暴露在危险中的时间很短，但潜在的危害却很大。这里将逐一介绍这两种情形下的评价。

17.4.2 长期暴露于较低浓度污染物下

图17.4展现了这种长期暴露于低污染物浓度污染情况下的风险分析。这个图说明了暴露的途径，也就是物质被从一个管理并不完善的用来放置危险物质的垃圾场被转移走的过程。如图所示，一种暴露的途径是由于风的作用而使得危险的废物挥发和转移，另一途径是物质渗透进入到地下水中。

（1）危害识别

在风险评价的危害误别过程中，需要对可能造成对人类健康和环境危害的污染物取样，以便于对它们进行确认。简而言之，在图17.4的例子中，假设只有一个单一的污染物——苯——被确认。在初始阶段，风险分析通过对苯特性的认识和受污染地下水的潜在用途的认识，决定该污染物的风险是否大到足以证明需要对它进行全面的风险评价。

更一般地说，在评价长期暴露过程中，危害识别重点放在以下两点：（1）造成威胁的污染物的清单；（2）污染物达到对潜在受影响个体和生态系统的途径。依赖于对毒物学数据的分析而测量对人类健康的风险。在有对生态系统危害的情况下，使用专家判断来确认特定的生物体或者被认为处在危险下环境的特征。

---

[1] 尽管风险评价的概念仍然没能标准化，图17.3的定义还是被广泛使用着。

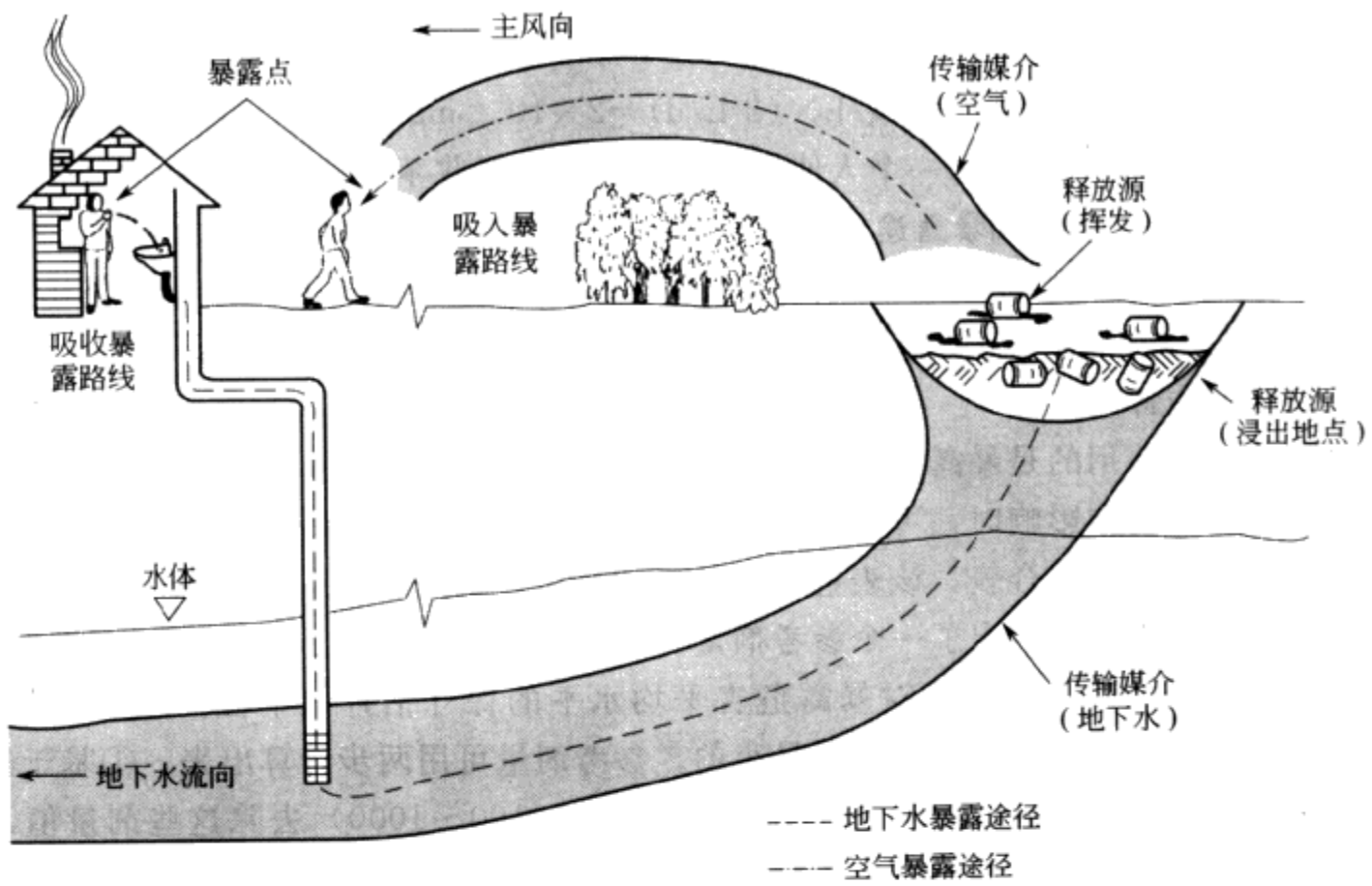


图 17.4　暴露途径图解

（资料来源：美国环保局（1986）。）

(2) 暴露评价

暴露评价是对污染物剂量进行估计的过程，这些污染物是指从其来源释放出来后被人或其他生物体吸收的那部分污染物。在一个垃圾堆释放苯的例子中，前面章节描述的降解与输移模型(fate and transport models) 可以用来估计苯是如何运动的以及它在各个地点的浓度是怎样的。

图 17.5 展示了用前面提到的消亡和传输模型得到的有关化学释放、浓度、暴露和剂量之间的关系。浓度和假定的人类暴露浓度，为计算剂量提供了基础，而后者是估计健康风险的主要变量。

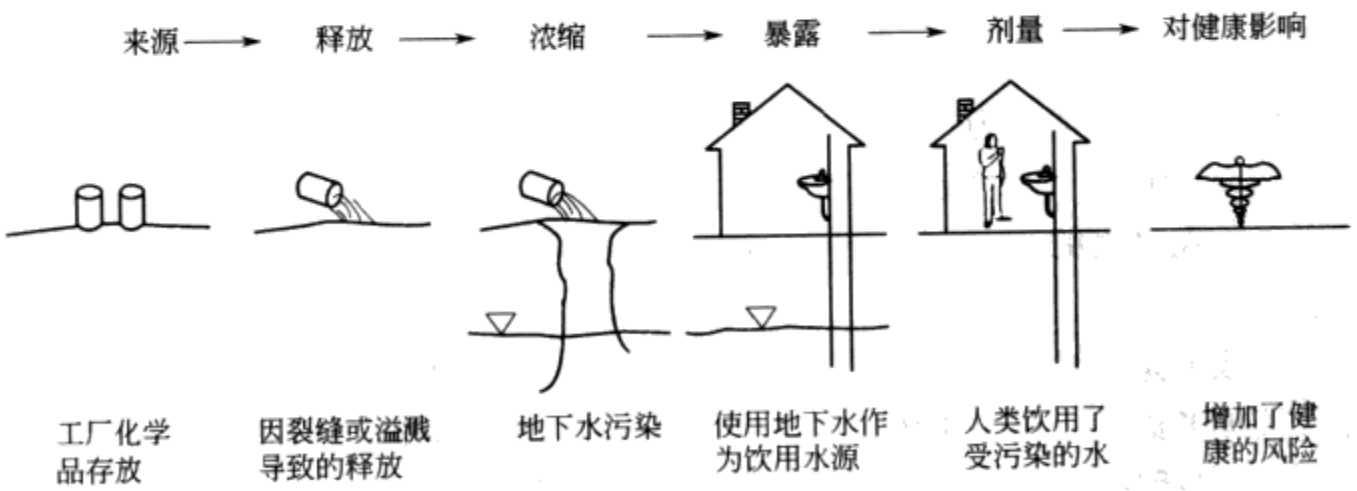


图 17.5　释放、浓度、暴露和剂量以及健康影响之间的关系

（摘自：亚洲开发银行（1990，p. 39）。）

剂量用浓度乘以摄入率来计算，计算一种物质被暴露人群吸收的剂量过程需要了解暴露场景的结构。为了便于示范，图 17.4 中只考虑地下水暴露途径。如果苯接触到作为一个社区水源的水井，暴露场景要求使用这些水的人在一些假设情况下回答 2 个问题：一天会有多少受污染的水被消费掉？多长时间内受污染的水会被用光？这里用的是 20 世纪 90 年代早期

美国环保局（EPA）用来计算剂量的假设：平均每人每天消费 2 L 水，人的平均寿命为 70 年。利用 EPA 的方法，每个人暴露于 10^{-2} mg/L 水中苯的剂量为：

$$10^{-2}\ \text{mg/L}\times(2\ \text{L/d})=2\times10^{-2}\ \text{mg/d}$$

在一个人 70 年的寿命中，一个人使用受到污染的水吸收苯的总剂量 511mg。❶

一个暴露评价不仅仅包括暴露途径的确认和浓度与剂量的计算，还包括对暴露人口的描述。在苯的例子中，暴露评价将确认暴露于污染水之下的个体数量，也将确认对污染的饮用水特别敏感的个体群（如胎儿）。对生态风险评价来说，需要假定受到影响的物种和生态环境。

（3）剂量反应评价

剂量反应评价使用的是暴露人口如何受到污染物影响方面的信息。当人类受到水中或其他环境媒介中污染物的影响时，可以综合毒理学研究结果来进行分析。例如，美国环保局会定期出版健康影响评价综合表，该表包含大量化学物品剂量反应方面的信息。❷ 对于任何一种特定物质，综合表中都给出了一个参考剂量（RfD，Reference Dose），一种能够造成慢性非致癌性危害的阈值。RfD 是指对暴露危害平均水平的保守估计（单位：mg/(kg 体重·d)，在这个值以下，人体受到的危害是最小的。参考剂量可用两步计算出来：①基于经验研究，确定没有造成可见影响的剂量值；②用一个因子（100～1000）去除这些剂量值，来表示它的误差。误差的一种来源是用实验室动物毒理学研究来计算 RfD 造成的，此外，当通过高剂量的一般化过程中数据（如在实验室中使用的高剂量）外推获得长时间处于低剂量条件下数据时，也会引入一定的误差。

除了包含参考剂量以外，美国环保局的健康影响综合表还包括潜在因子，这种因子是用来计算癌症的增长情况的。美国环保局在估计癌症风险和暴露于致癌物质下的寿命时，提出了两个假设：暴露于致癌物之下是不会完全安全的，有害影响是与剂量成比例的（呈线性关系）。❸ 使用这些假设，癌症风险的增加情况可用潜在因子与终生日均摄入量相乘得到。

图 17.4 的例子说明了剂量反应函数的线性关系，该例子是关于一个含苯的水源地。EPA 报告的苯的潜在因子（吸入或者消化）是 2.9×10^{-2} $(\text{mg/(kg}\cdot\text{d)})^{-1}$。如果每人每天消耗含 10^{-2} mg/L 苯的水 2 L，那么就可以计算出癌症风险的终生日均剂量（假设一般人的体重为 70 kg）：

$$10^{-2}\ \text{mg/L}\times2\ \text{L/d}\times1/(70\ \text{kg})=2.86\times10^{-4}\ \text{mg/(kg}\cdot\text{d)}$$

那么癌症风险增加情况为：

$$2.9\times10^{-2}(\text{mg/(kg}\cdot\text{d)})^{-1}\times2.86\times10^{-4}\ \text{mg/(kg}\cdot\text{d)}=8.29\times10^{-6}$$

结果表示，在过去的 70 年内，使用污染水源的水的每 100 万人中，将增加 8 个人发生癌症的可能性。

剂量反应数据是非常不确定的，EPA 使用零阈值（即不存在安全暴露的问题）的线性模型是经过慎重考虑的。根据 EPA（1989）的说法，汇报的潜在因子值反映的是“95%的置信区间”。换句话说，如果 EPA 计算潜在因子的过程重复了 100 次，那么有 95 次计算的

---

❶ 总生命剂量为：2×10^{-2} mg/d×365 d/a×70 a=511 mg。

❷ 美国环保局也建立了一个毒理学信息数据库：IRIS（Integrated Risk Information System），它是累计风险信息系统的缩写。

❸ 使用零阈值线性模型反应了美国环保局所做的政策决议，其他假设也是有理由可解释的。“例如，在加拿大，人们假定了致癌物质的阈值剂量，在该剂量下认为有害影响是不会出现的”（von Stackelberg 和 Burmaster，1994，p. 392）。美国环保局关于癌症风险的历史性解释，参见 Landy，Roberts 和 Thomas（1994，pp. 172-203）。

值是比 EPA 汇报的值低的。在其他国家里，评价癌症风险时，也使用了不同的假定值和政策指导来给出剂量反应的信息。

（4）风险表征

风险表征是指将先前的评价结果综合到一起，并通过可理解的方式将这些结果描述给决策者。除了提供对各种人群风险的估计外，风险表征还需要解释在评估过程中所做的假设以及造成风险评估不确定的信息之间的差异。

风险表征也会为决策者提供解释风险评估的基础。例如，风险表征过程可以给出假设和不确定性的详细信息，内容如下：

- 使用消亡与传输模型来预测污染物浓度；
- 创建暴露场景来计算剂量；
- 使用物体暴露于高剂量下试验所得的经验结果，来开发低剂量下物体的剂量反应曲线；
- 从实验室动物实验的剂量反应曲线外推以获得人类的剂量反应曲线。

在有关风险评估中不确定性应该怎样表达出来的问题上，风险分析家们的意见往往不能统一。环保局在计算健康风险时做了大量最不利情况下的假设，但是他们在汇报时，往往只提供单一的风险值。批评家认为只提供单一的风险值是有误导作用的，特别是当这一风险值是在一些保守假设基础上得到的情况下，各种假设综合到一起，会使汇报的风险显得格外不可信。❶

对人类的致癌作用已经得到越来越多的关注，这种情况反映了政府行政部门在进行风险评价时致癌影响的优先地位。❷ 与人类风险影响相比，政府部门对非人类物种风险评价投入的精力要小得多。科学家们正在开发新的生态风险评价方法，该方法能够引起人们更加关注对非人类物种和生态系统的风险评价。❸

17.4.3 工业事故和系统失灵

有时可以用“工程方法”（engineering approach）来评估工业事故和系统失灵的风险评价。这种方法不同于用于长期暴露于污染物的风险评价，因为后者的这种评价，主要的焦点是危害是怎样确定的，以及暴露评价是怎样进行的。

对诸如海岸油港和核发电站之类项目进行风险评估时，危害的确定过程主要回答的是一个基本的问题：什么问题导致了故障的发生？通过考虑现场的有害物质，特别是有毒物、爆炸物和易燃物，就可以为这一问题找到答案。一旦危险物品被确认，人们关心的主要问题就变成了，这些东西是怎样释放到环境中去的。在设备失灵、人类操作失误或二者皆有的情况下，没有预料的释放事件就很可能会发生。

确定没有预料释放的过程也可能在暴露评价中出现。建立暴露场景的技巧包括集体讨论寻找办法和可靠工程师常常采用的方法等。❹ 这里将介绍两种可靠工程师常用的方法：事件树分析和故障树分析。❺

---

❶ 解释基于一系列保守假设基础上的人类健康风险有许多困难，针对这些困难的分析参见 Maxim（1989）。

❷ 政府的风险评价也包括对人类的非致癌性影响。EPA（1991）对周边空气中 CO 对人类的非致癌性影响的分析就是这样一个例子。

❸ 生态影响评价的方法，参见 Suter（1993），Calabrese 和 Baldwin（1993）。

❹ 在集体讨论中，小组成员可以自发地提出好主意，这些主意不会受到批评也不会遭到任何评价。

❺ 另一种用于建立暴露场景的方法是 Hazard 和 Operability（HazOps）进行的研究。根据这种方法，多组不同专业的专家可以使用“眉词”（guide word）来帮助建立场景。如，在考虑一个特殊化学品制造过程中，眉词能帮助专家考虑设计场景中的一些问题，考虑设计过程的最初意图是怎样被打乱的，如通过不小心打开阀、流阻塞和不当地输入一些物质等方式。专家组通过设计信息、过去相关工程成分和系统的操作经验来确定可信的事故场景。

(1) 事件树分析

下面用一个工厂排放毒气引起的风险来解释事件树分析（event tree analysis）。进行该分析，首先要考虑触发事件，在这一事件中，盛气体的容器出现故障。这时就会出现这样的问题：如果容器出现故障，毒气释放出来会造成怎样的结果？在释放事件发生时，工厂依靠突发事件预报系统来警告人们撤退或者采取其他控制程序。预警系统是由一个气体监控装置来激活的，当容器出现泄漏情况时，监控装置会发出警报信号以提出警告。

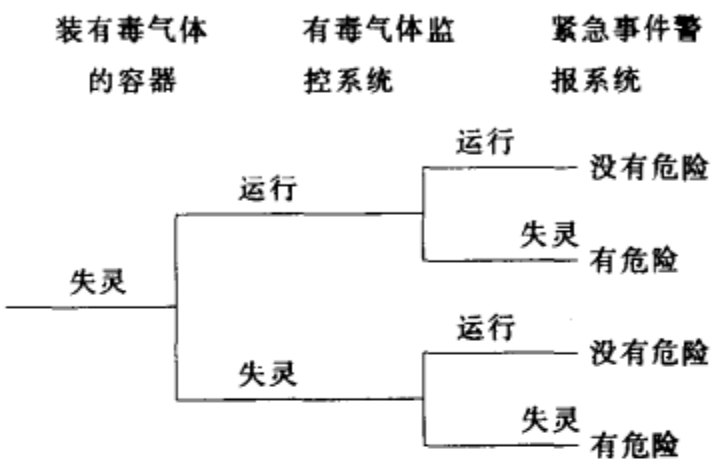


图 17.6 有毒气体释放造成危险的事件树

图 17.6 的事件树包括所有可能导致危险条件的事故序列。这一序列包括监控系统失灵和警报系统启动的过程，由于警报系统必须受到来自监控器的信号，所以有可能不发生这一事故序列。每一种其他的事故序列，每种突发事件出现的概率可以用统计分析方法来预测。然后概率论可以计算通过事件树某一途径的一系列事件组来计算危险条件的可能性。

(2) 故障树分析

故障树分析（fault tree analysis）是第二种常用来确定事故和系统失灵场景的方法。这种方法先假定一个危险结果，然后再回推确定导致危险的事件组。图 17.7 显示了故障树分析先前考虑的问题得到的结果：在工厂中，由于有毒气体释放而造成的危险。在气体泄漏的危险情况下，未预期的结果被列在故障树的上方。然后在回答过一个问题后，分析再继续进行下去。这个问题是：是什么导致了故障树中某一特殊水平的事件发生？对“由于有毒气体释放而造成的危险”的事件来说，两个其他的事件也可能会发生：装气体的容器有裂缝和工厂中突发事件反应系统失灵。然后继续向树的下方移动，考虑突发事件反应系统可能怎样失灵。有两种情况会导致上述的失灵情况：一是气体监控装置损坏，二是警报器本身出现故障。像事件树分析一样，故障树分析中也可以估计单个事件失灵的概率，然后将这些概率结合起来，用概率论来计算有毒气体泄漏造成危险的总概率。●

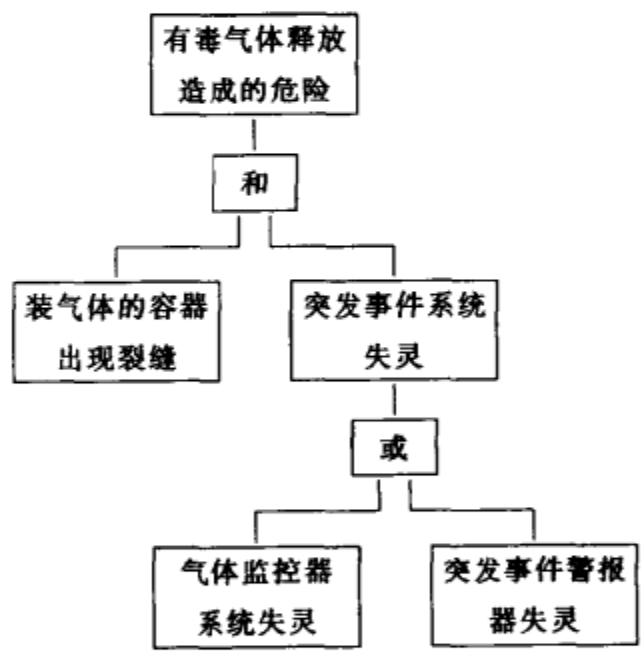


图 17.7 用故障树分析有毒气体释放造成的危险

(3) 其他风险评价步骤

除了确定导致危险条件的事件以外，对工程系统故障进行的风险评价还要求建立暴露场景。这些场景常常采取同样的步骤建立起来，这些步骤是为评价长期低浓度污染物风险服务的。例如，在工厂设备泄漏有毒气体的案例中，暴露途径能够被描绘出来，然后用消亡与传输模型和暴露计算可以描述有毒气体是怎样在环境中移动，以及这些气体是怎样对人体和生态系统造成潜在危害的。

评估事故和系统失灵的剩余步骤包括剂量反应信息和风险表征。在这个评价阶段所用的

● 计算过程的详细内容，参见 Hauptmanns（1989）在制造六聚精——一种易燃物时使用的故障树分析。

推理与污染物低浓度慢性暴露危害风险评价阶段所用的推理是类似的，但是其中的细节不同。在工业事故和工程系统失灵的案例中，造成的危害常常包括低浓度污染物形成的致癌作用，对风险的定量调查内容也包括对不同暴露场景和危害结果发生概率的了解。该评价的结果既可以为测定风险的可接受性服务提供基础，也可以帮助了解是否需要采取措施来减轻那些认为危害过高难以接受的风险。

17.5 使用风险评价来评估备选方案

风险评价专家常常会将风险评价与风险管理区分开来。风险评价意图达到环境允许下的科学客观的水平，而风险管理是要介绍价值判断方法和在减少风险成本和效益之间进行比较。[1] 一些分析家认为风险评价结果应该包括到扩大费用-效益分析中去（被称为费用-风险-效益分析的评价框架）。

Cox 和 Ricci（1989）对长期性的健康风险的备选方案进行了评价，对该方案评价的步骤可用来说明费用-风险-效益分析的框架。他们把下列评价过程描述为“一般操作过程”。[2]

第一步：评价每个生活在风险处、被保存下来的统计生命（如在从事危险职业的工人）的货币价值。……20 世纪 80 年代，每个保存下来的统计生命的较可能价值为 $500,000。

第二步：评价被选控制方案的成本，包括如果可能禁止某项活动方案的费用、计算每个方案总经济成本的预测效益值（机会成本）和直接的控制成本。

第三步：实施那些效益大于成本的控制方案（期望保存下来的生命是估算的每个保存下来的统计生命的几倍，可由第一步得到）。

第四步：如果进一步控制这个风险的成本要超过效益，那么在这个范例中，到这里，风险可以说是能够接受的……

像 Cox 和 Ricci 所说的那样，可以提出很多观点来反对使用这个评价框架。首先，许多用来辅助决策的风险评价不包括清晰的效益比较，其他反对意见和对传统费用-效益分析的批评相似。举例来说，费用-风险-效益方法没有考虑公平性，它也忽略了人们在各种背景下对个人安全拥有的权利。像传统的费用-效益分析一样，尽管从整体上来说存在不足，但费用-风险-效益框架仍然包含了很多有价值元素。政策决议常常用来对可接受水平的风险做出社会选择，费用-风险-效益方法的价值就在于它能为这个过程提供信息，但却不能支配这个过程。

下文描述了环境风险评价是怎样来评价环境政策和开发项目提案的。就长期暴露在慢性低浓度污染物的危害和由工业事故和工程系统失灵的危害这两方面进行评价时，评价内容是不同的。

17.5.1 慢性暴露危害

对慢性低浓度环境污染物危害的风险评价可以用表 17.6 的 6 类来表示。每一类做出的决定都是由风险评价结果与其他因素相权衡得到的，这些因素包括成本、技术可行性以及环境法规中提到的要求。

表 17.6 中的第一类主要关注的是阈值问题：一种特殊的物质应该怎样来管理它？例如

---

[1] 在实际中，“价值免费”的科学风险评价和主观风险管理的区别难以获得。因为在风险评价过程中的大量假设是很难将价值判断和非科学性政策决定排除在外的。如，EPA 使用带零阈值的线性剂量反应曲线来评价癌症风险。

[2] 这些步骤引自 Cox 和 Ricci（1989，p. 1038）。某些步骤，Cox 和 Ricci 还做了补充性论述，这里没有写出来。

在执行控制危险废物的相关法律条款中，这种问题就会出现。环保局必须确定哪些物质是有害的（因此在相关的法规就必须对这些物质进行控制），有时他们也需要执行风险评价来帮助寻找这类问题的答案。

表 17.6　慢性低浓度污染物暴露危害的风险评价所影响的决策

- 决定污染物是否应该受到管理
  目前未加管理的物质应当接受管理吗？
- 在污染点的清除措施
  对某一特殊污染点来说，应该采取何种补救措施？
- 环境标准
  对某一特殊物质来说，在空气和水中的浓度处于什么水平就会造成不可接受的风险？
- 污染排放限值
  从某一特殊排放点源排出的气体和水污染物处于什么水平时，会造成不可接受风险？
- 在解决环境问题时，需要优先考虑的问题
  与相关（有对比意义）风险有关的信息怎样才能用到环境计划的分配资源上？
- 项目提案的同意和否决问题
  项目提案会对人类身体健康和环境造成何种风险？怎样才能比较出这些风险与其他项目的风险的权重？

另一个例子是有关 CO_2 和其他温室气体的控制问题。全球气候变化政府间组织已经对全球变暖问题进行了风险评价，该组织有大约 2500 位科学家，他们致力于督促各国就温室气体排放问题通过会谈方式达成协议。截止到 20 世纪 90 年代早期，这个组织的风险评价还具有很大的不确定性，以致于大多数政府只做了很少的工作来抑制其温室气体的排放。

表中风险评价的第二类是用来选择措施去补救危险废物点。例如，用来补救美国污染危险废物设施的超级基金计划，要求把风险评价纳入到清除措施的“补救调查/可行性研究”阶段中去。这些评价的结果用于评价和选择超级基金实施地点的清除措施。❶

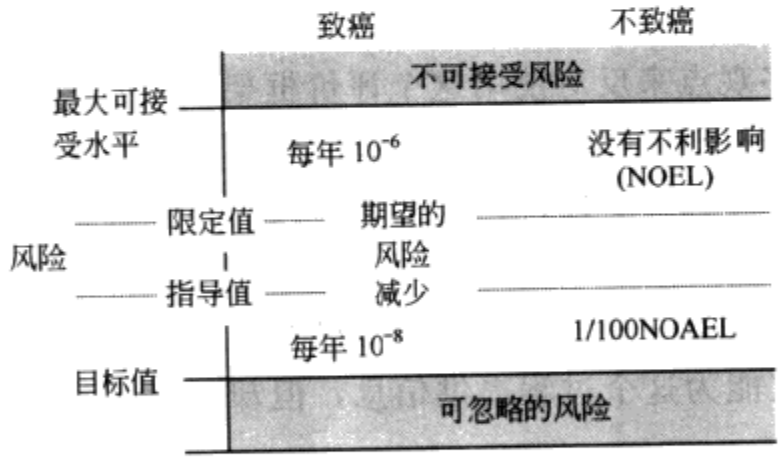


图 17.8　荷兰的风险政策：为化学物质暴露危害规定的上下限

（引自环境影响评价综述，第 15 卷，第 5/6 期，p. 428. Elserier 科学出报社版权所有。）

如表 17.6 所示，风险评价在设置环境标准和排放限值时都有使用，荷兰在这方面的实践具有说明性。荷兰国家环境政策规划指出，对于任何物质，到 2000 年为止，不应该超过最大可接受风险限值（见图 17.8）。在荷兰设置限值的过程中，生态和人类健康风险都被考虑进去了。例如，在管理来自废物焚烧炉的二噁英气体时，就使用了最大风险指导。在设置环境标准时，风险评价也起到了很重要的作用。❷ 风险评价和费用-效益分析都是在制定臭氧的环境标准时可以采用的方法。❸

表 17.6 的第二类主要谈的是使用对比风险评价（comparative risk assessment）来解决环境问题的优先顺序。EPA（1987）的一个名为“未完成的贸易”的研究使用的就是这种

❶ Zamuda（1989）给出了有关 EPA 为这个目的进行的风险评价的评论。

❷ 参见 Landy，Landy，Thomas（1994，pp. 49-88）给出的案例研究，该研究描述了风险评价结果是怎样被用来制定国家环境空气标准中的臭氧质量标准。

❸ 参见 Kuijen（1989）和 Krijgsheld（1994）对荷兰风险评价所做的详细描述。

方式的风险评价方法。EPA 做的这个报告和接下来的各种活动，可以说明对比（相关）风险评价能够帮助环保局和政策制定者设置环境问题的优先顺序。自从 1987 年这个报告出台以后，许多实施的对比风险评价项目都可以帮助建立国家、州和地方政府水平上的环境问题的优先性。[1] 对比风险评价使用面的扩大说明了人们的一个认识问题，这种认识反映出在解决风险问题时，尽管许多更危险的情况得到的重视程度仍很低，但有时人们已经发觉用于环境保护的资源过于贫乏。对比风险评价方法的支持者指出该方法的价值在于，它已经超越了那些渐进性的、反应性的政策制定方法，朝向以理性化的风险降低为基础的政策制定方法。举例来说，通过比较花费在不同政府风险管理计划的单位美元风险降低值，资源可以以成本有效的方式进行分配：风险降低的水平能够用最小的成本获得。

理性风险降低（rational risk reduction）也存在批评者，批评者提出的问题如下：

- 在对风险进行定量估测时，怎样考虑不确定性？
- 自愿行为（如吃生牡蛎）与非自愿行为（如呼吸到污染的空气）是否应该区别对待？
- 强加于穷人和少数民族的不相称的风险是否应该因其受到的不公正待遇而减少？

在针对理性风险降低合理性的政策所引发的讨论中，这些问题总是成为焦点。[2]

表 17.6 的最后一类是指与政府对开发项目提案同意与否有关的一些问题。在这里，风险评价常常被看做环境影响评价（EIA）中的一部分，把风险评价看做 EIA 的一部分既是为慢性的浓度污染物暴露危害的评价服务，也是为工业事故和工程系统失灵的评价服务。

17.5.2 工业事故和工程系统故障

对项目提案的事故和系统故障的风险评价常常被纳入到环境影响评价中。如前面所说，对长期暴露于低浓度污染物的风险评价也是环境影响评价中的一部分。在准备一些计划的环境影响报告时，常常需要考虑风险评价的问题。如使用除草剂来管理植被的计划和建立焚烧炉来燃烧城市废物的提案等。[3]

环境影响评价被要求不断地加以改进，在事故和系统故障造成隐患或者人们长期暴露于低浓度污染物的时候，开发项目是具有危险性的，因此就要求进行风险评价。因为进行风险评价的成本较高，政府要求只对有限的项目进行风险评价。

亚洲开发银行（ADB，Asian Development Bank）的一个要求可以用来说明在何时需要把风险评价包括到环境影响评价报告中去。图 17.9 显示了两类 ADB 贷款实施项目，它们都需要进行环境影响评价，C 类是那些会产生显著不利影响的项目，要求进行详细的环境影响评价，D 类是直接解决环境问题的项目。仅仅一部分 C 类和 D 类项目需要进行风险评价，图 17.9 列出了决定是否需要进行风险评价的标准。在两种情况下，要求进行风险评价，一种是诸如石油精炼厂和海滨石油钻探台的开发项目，这类项目的危险级别较高，但是出现危险的可能性较低。另一种是容易造成慢性暴露危害的污染物排放项目，这类项目常常在废物不合理丢弃时出现。ADB 已经提供了一份详细的清单，用以决定是否需要对项目提案进行风险评价。它也写出了一份项目清单，诸如有关石油和天然气的储存设备的项目，这些项目总是需要进行环境风险评价。[4]

---

[1] 美国和其他地方使用的对比风险方法，参见 EPA（1993）。Fiorino（1995）叙述了美国区域范围内对比风险评价。

[2] 理性风险降低的优缺点分析，见 Caretz（1993），Finkel 和 Golding（1994）。

[3] 这些例子以及其他一些例子是由 Canter（1993）给出的。

[4] 亚洲开发银行（1990）给出了这些清单的详细内容和其他有关风险评价的指导说明。

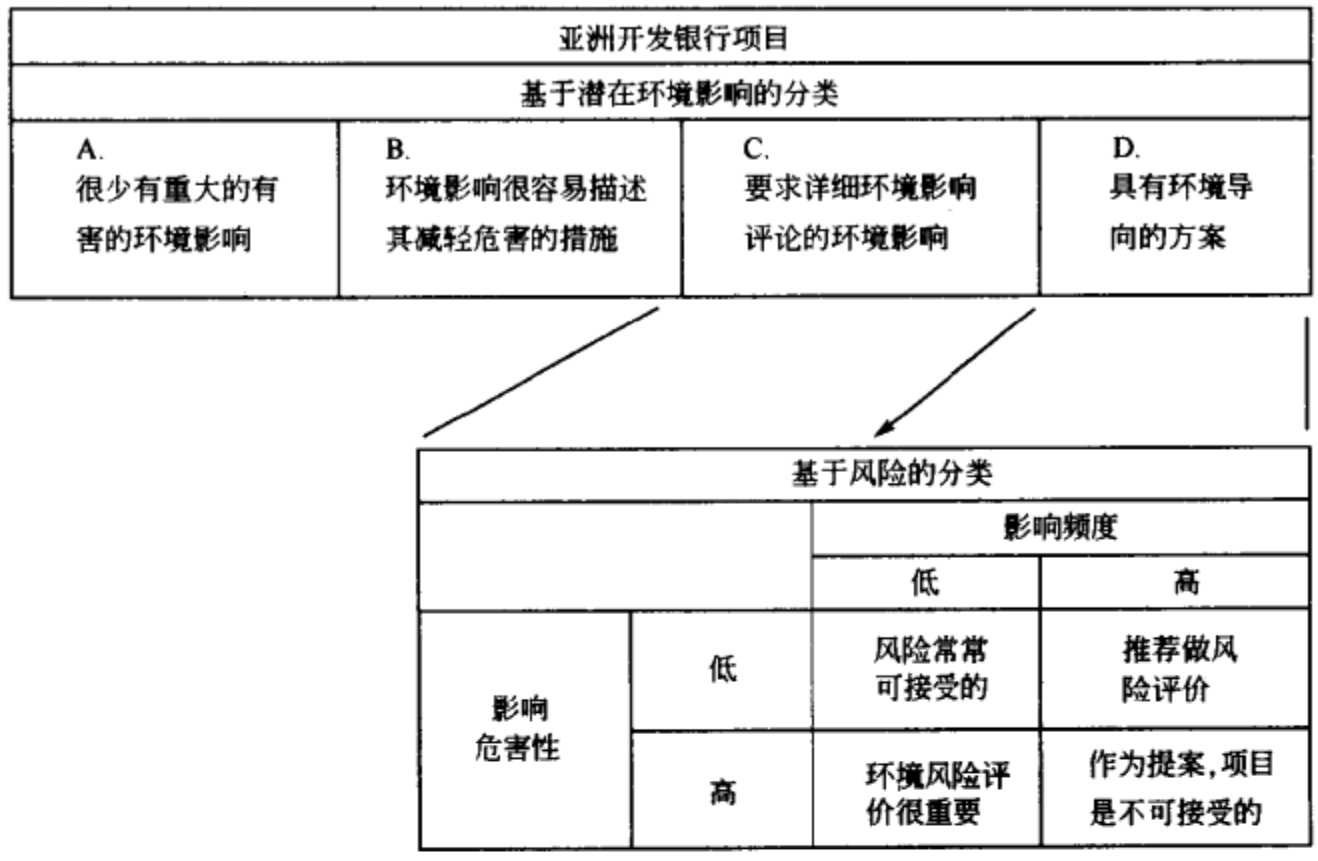


图 17.9　亚洲开发银行确认需要进行风险评价的项目图解

（重印得到亚洲开发银行（1990，p. 11）许可。）

对于一个高风险、需要判断是否进行风险评价的项目来说，怎样将评价结果用于决策？在最基本的水平上，负责批准项目的市政当局用评价结果来决定是否一个项目应该通过批准。然而，这些风险评价结果在审批时往往不是用来直接决定同意或否决项目的，而是用来建议和要求实施一些使可接受水平风险减少的措施。

减少开发项目风险的步骤有很多。例如，在工业开发项目中，风险缓解措施（risk mitigation measures）包括如下内容：

- 假如最初的容器系统出现故障，项目设计需要更改，例如增加后备容器来盛装有毒气体。
- 实施质量控制措施，目的是要满足有关建筑物可用性的规定。
- 制定突发事件反应计划，如评价一个工厂危险条件下疏散员工的程序。
- 对职员进行安全生产和其他危险缓解措施的培训。
- 改变功能区，增加危险活动区和敏感区域（如学校和居住区）间的距离。

在最后的分析中，环境影响报告书中包含了风险评价的结果，这些结果可以让政策制定者决定这些风险是否可以接受。尽管没有统一可接受的标准来确定风险的接受程度，政府仍然做了努力，意图为决策者提供相关的指导。图 17.10 给出的是荷兰的一个例子，该例子是荷兰政府在 20 世纪 80 年代提出的一个风险可接受标准。该图可应用到“低可能性-高重要性”事件中，这类事件包括与工业设备有关的事故和其他危险事件。❶

自 20 世纪 80 年代以来，很多项目开发提案都要求进行风险评价，下列的管理规定可以说明这个问题。❷

1982　欧洲经济共同体开始使用 Seveso 规定，该规定要求对工业的潜在危险进行评价。

---

❶ 用于决定风险评价的其他指南，参见亚洲开发银行（1990），Canter（1993）和 Carpernter（1995）。

❷ 这些例子来自于 Carpenter（1995，pp. 194-95）。

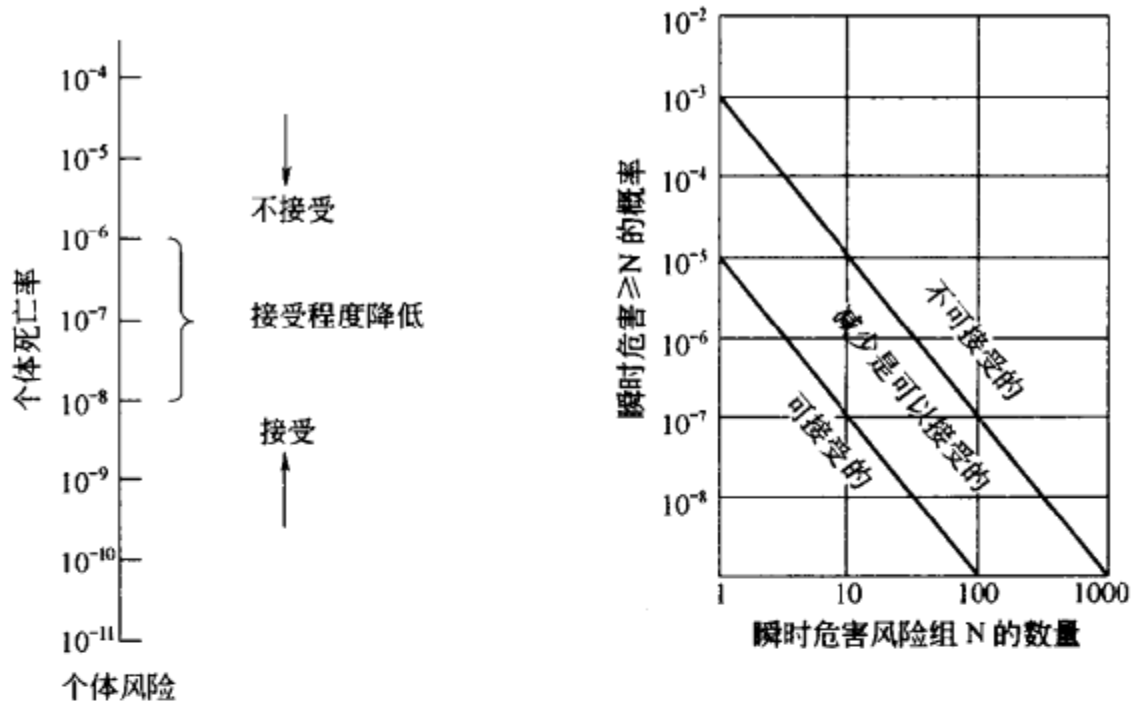


图 17.10　荷兰外部性安全政策方面的风险标准

（翻印自 Van kuijen，Maltezou，Biswas 和 Sutter，
有害废物管理，经伦敦 Mansell 出版社许可重印，版权所有。）

1984　在印度的博帕尔灾害发生以后，世界银行颁布帮助控制其贷款项目主要事故的指南和配套的说明书。

1992　50 多个银行签署了一个协议，推荐将环境风险评价作为评估新贷款风险程序的一部分。

到 20 世纪 90 年代中期，在环境风险评价的要求和风险评价的执行情况之间，仍然存在很大差距。虽然如此，上面提出的这些管理规定正将风险评价推向更广泛地应用。

主要概念和术语

多标准评价问题（*Issues in Multicriteria Evaluation*）

不可比的影响（Incommensurate effects）

评价因子的来源（Sources of evaluative factors）

反映比价的权重因子（Weights reflecting traed-offs）

费用效益分析的拓展（*Extensions of Benefit-Cost Analysis*）

BCA 的局限性（Limitations of BCA）

从目标角度定义的效益（Benefits defined in terms of objectives）

多目标（Multiple objectives）

国民收入净效益（National income net benefits）

收入再分配后的净效益（Income redistribution net benefits）

目标的权重和（Weighted sum of objectives）

预测权重的基础（Bases for estimating weights）

列表法和因子权重计分总和（*Tabular Displays and Weighted Sums of Factor Scores*）

顺序因子评分（Ordinal factor scores）

评分基础（Bases for scoring）

目标矩阵（Goals-achievement matrix）

环境风险评价（*Environmental Risk Assessment*）

事件发生的相对频率（Relative frequency of occurrence）

主观概率（Subjective probability）

危害识别（Hazard identification）

暴露途径和现场（Exposure pathways and scenarios）

暴露评价（Exposure assessment）

浓度与剂量（Concentration vs. dose）

剂量反应评价（Dose-response assessment）

参考计量（Reference dose）

潜在因子（Potency factor）

风险表征（Risk characterization）

风险评估的不确定性（Uncertainty in risk estimates）

人类健康与生态风险（Human health vs. ecological risks）

事件树与故障树分析（Event tree vs. fault tree analysis）

使用风险评价来评估备选方案（*Using Risk Assessments to Evaluate Options*）

风险管理（Risk management）

费用-风险-效益分析（Cost-risk-benefit analysis）

风险准则及标准设置（Risk guidelines and standard setting）

可对比的风险评价（Comparative risk assessment）

理性风险降低（Rational risk reduction）

风险评价和环境影响评价（Risk assessment and EIA）

风险减缓措施（Risk mitigation measures）

可接受的风险（Acceptable risk）

问 题 讨 论

17-1　某郊区正考虑在其区域内未开发的一块土地上，实施几个土地开发替代方案。假定下表内容是城市规划部门一个顾问做的研究结果，等级从5（最好）到1（最差）变化。

		替代方案的等级变化		
评价因子	权重	方案1	方案2	方案3
对城市税收的净分配	10	5	3	1
增加的交通堵塞	5	1	3	5
可见的不利影响	2	1	2	5
低成本的住房	5	3	5	1
对学校拥挤现象的不利影响	8	3	5	1

计算每个替代方案权重因子得分总数，指出最高分数的方案。如果权重列从（10,5,2,5,8)变为(5,10,5,5,8)，那么三个方案的排序会发生怎样的变化？指出这个评价方法的不足之处，对这种不足处可以用什么内容来解释？如果你是一个城市规划部门的顾问，你愿意使用这种方法吗？证明你的观点，如果你发现先前的程序不能让人满意，给出不同的方法来对方案进行排序。

17-2　Fulopville城要考虑San Girolamo湾（the Baylands）附近土地未来的开发方向。工程师们的这个提议受到两个利益团体的强烈反对。一个团体要求将海湾地进行完全改造，建成一个具有网球场、野餐地、停车场和散步道的公园。这个团体认为控制洪水固然重要，但控制措施不应该限制海湾地作为娱乐场所建设地的功能。第二个团体认为不改变海湾地也可以完成控制洪水的任务。这些人也反对在那里建设公

园的提议，因为大量的人进行娱乐，会使海湾地的水鸟飞走。他们认为海湾地应以其自然的状态存在，这对维持海湾生态完整性很重要。

通过提供工程师们使用的评价标准的评论，可以辅助决策者工作。决策者可以采取什么方法来解决上面的争议？

17-3　EPA 常常公布一些数据，这些数据可以通过两种等同方式来计算致癌风险：潜在因子和单位风险。给定其中一个值，如果再给出吸收速率、暴露持续时间和体重，那么另一个值就可以计算出来。这个练习中，假定值如下：

吸收速率＝20 m^3/d；

暴露持续时间 24 h/d（人的一生中）；

体重＝70 kg；

潜在因子是剂量反应线的斜率，那么就有下面的结果：

$$\text{风险} = \text{潜在因子}(\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d}))^{-1} \times \text{ADI}(\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d}))$$

其中，ADI 是日均摄入量。

空气中物质的单位风险是一个数值，当乘以浓度时（单位为 $\mu g/m^3$），就可以得到等价致癌风险。空气中铍的潜在危险因子是 $8.4(\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d}))^{-1}$，用这个假定值计算单位风险。

17-4　在美国科罗拉多 Aspen 的 Smugger 山（超级基金项目）执行了一个风险评价。❶ 这些地区的矿场产生的废物是主要的污染源。在该地土壤中发现了高浓度的镉和砷，在所有的暴露途径中，仅有两种是重要的：一种是进入受污染土壤；另一种是吸入受污染的空气中的颗粒。分析家们对第一种情况做出了如下假设：

- 一般受暴露危害的人的体重＝70 kg。
- 对一个 70 岁寿命的人来说，每年有一半时间处于暴露危险中，另外 6 个月该地被雪所覆盖。
- 此地人的一生中，摄入污染土壤的平均速率是 30 mg/d（1～6 岁的儿童，摄入速率是 100 mg/d）。
- 此地人的一生中，摄入污染土壤的最大速率是 140 mg/kg。

在 Smuggler 山观察到的土壤中镉和砷的浓度

	平均值/(mg/kg)	最大值/(mg/kg)
镉	26	53
砷	82	303

取了 13 个含镉样本，每个样本都被检测了镉或砷浓度。

当摄入镉的时候是没有致癌作用的，镉的人口危险参考剂量（RfD）为 5×10^{-4} mg/(kg·d)。相反，摄入砷是有致癌作用的，潜在危险因子 15 mg/ $(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$。

给定这些数据和假定值，决定是否镉的日均摄入量超过了参考剂量，得到砷的致癌风险值。计算两种情景下两种污染物的日均摄入量，这两种情景是平均暴露浓度和最大暴露浓度。你的计算结果能在何种程度上说明该地区人们暴露于镉和砷下遭受的重大风险？

17-5　1995 年 9 月，纽约时报报道了全球气候变化专题组的一个报告草案。❷ 报道内容如下：

自 1990 年最后一次全面评价以来，专题组已经将现在到 2100 年之间的平均海平面升高的期望值的预测结果从原有的“最优估计”——0.66 m 降低到不足 0.51 m，其可能的范围为 0.25～0.76 m，预计 2100 年以后还会进一步的增加。据专题组报告草案所述，2100 年的最佳预测值将使 1000 万人处于低地势地区和海岛上的危险之中。许多低地势区域将会被淹没，如马尔代夫群岛的一部分、埃及和孟加拉国，那里的

---

❶ 该问题的数据来自于 Lagory，Nisbet 和 Schulz（1989）。

❷ 引自 W. K. Stevens 的“科学家说地球变暖将会引起广泛的破坏作用”，纽约时报，国内版，1995. 9. 18，pp. A-1 和 A-5。在该报纸报道这篇文章时，专题组的汇报仍处在起草过程中。

居民将会成为环境难民，世界将会为之感到不幸。

报告草案说，目前预计有460万人经历了每年由暴风雨引起的洪水灾难，2100年的最优估测水平下，9200～11,800万人将受到这类洪水的影响。专题组官员说，富裕国家每年在海水防护堤和其他保护措施上花费52,100万美元，因此来适应这种变化带来的影响，但即使这样，许多湿地和沙质海岸也将不得不被破坏掉。而据报告说，对较贫穷的国家来说，保护他们自己更加困难。

如果你是一个美国国会成员，你认为有必要制定规章制度来削减美国电力设施排放的二氧化碳，从而减轻对全球变暖的影响吗？如果你是一个孟加拉国的立法者，你对这一问题的立场又是怎样的呢？在回答时，要考虑专题组预测的不确定程度。

参 考 文 献

Asian Development Bank. 1990. *Environmental Risk Assessment: Dealing with Uncertainty in Environmental Risk Assessment*. ADB Environmental Paper No. 7. Manila: ADB.

Calabrese, E. J., and L. A. Baldwin, 1993. *Performing Ecological Risk Assessments*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Canter, L. W. 1979. *Environmental Impact Statements on Municipal Wastewater Programs*. Washington, DC: Information Resources Press.

——. 1993. Pragmatic Suggestions for Incorporating Risk Assessment Principles in EIA Studies. *The Environmental Professional* 15 (1): 125-38.

Carpenter, R. A. 1995. "Risk Assessment." In *Environmental and Social Impact Assessment*, eds. F. Vanclay and D. A. Bronstein, 193-219. Chichester, England: Wiley.

Cohen, J. L., 1978, *Multiobjective Programming and Planning*. New York: Academic Press.

Cox, L. A. Jr., and P. F. Ricci. 1989. "Legal and Philosophical Aspects of Risk Analysis." In *The Risk Assessment of Environmental and Human Health Hazards: A Textbook of Case Studies*, ed. D. J. Paustenback, 1017-46. New York: Wiley-Interscience.

Eckstein, O. 1958. *Water Resource Development, the Economics of Project Evaluation*. Cambridge, MA: Harvard University Press.

Elliott, M. L. 1981. Pulling the Pieces Together, Amalgamation in Environmental Impact Assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 2 (1): 11-37.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1986. *Superfund Public Health Evaluation Manual*. Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC: EPA.

——. 1987. *Unfinished Business: A Comparative Assessment of Environmental Problems*. Office of Policy Analysis. Washington, DC: EPA.

——. 1989. *Health Effects Assessment Summary Tables*, First Quarter, FY 1989. Report OSWER (OS-230) /ORD (RD-689). Washington, DC: EPA.

——. 1991. *Air Quality Criteria for Carbon Monoxide*. Report EPA/600/8-90/045F, Office of Research and Development. Washington, DC: EPA.

——. 1993. *A Guidebook to Comparing and Setting Environmental Priorities*. EPA 230-8-93-003, Office of policy. Planning and Evaluation. Washington, DC: EPA.

Finkel, A. M., and D. Golding, eds. 1994. *Worst Things First? The Debate Over Risk-Based National Environmental Priorities*. Washington, DC: Resources for the Future.

Fiorino, D. J. 1995. *Making Environmental Policy*. Berkeley: University of California Press.

Freeman, A. M., Ⅲ. 1970. "Project Design and Evaluation with Multiple Objectives." In *Public Expenditures and Policy Analysis*, ed. R. H. Haverman and J. Margolis, 347-63. Chicago: Markham.

Garetz, W. V. 1993. "Current Concerns Regarding the Implementation of Risk-Based Management: How Real Are They?" In *Comparative Environmental Risk Assessment*, ed. C. R. Cothern, 11-31. Boca Raton, FL: Lewis Pub-

lishers.

Goicoechea, A., D. R. Hansen, and L. Duckstein, 1982. *Multiobjective Decision Analysis with Engineering and Business Applications*. New York: Wiley.

Hauptmanns, U. 1989. "Fault Tree Analysis and Its Application to an Exothermal Reaction." In *Hazardous Waste Management*, ed. S. P. Maltezou, A. K. Biswas, and H. Sutter, 228-41. London: Tycooly.

Hill, M. 1967. A Method for the Evaluation of Transportation Plans. *Highway Research Record* 180: 21-34.

——. 1968. A Goals-Achievement Matrix for Evaluating Alternative Plans. *Journal of the American Institute of Planners* 34: 19-217.

Hobbs, B. F. 1980. A Comparison of Weighting Methods in Power Plant Siting. *Decision Sciences* 11 (4): 725-37.

Krijgsheld, K. R. 1994. Decision-Making Based on Health Impact Assessment: Strategies and Experiences in the Netherlands. *Environmental Impact Assessment Review* 14 (5/6): 425-38.

Landy, M. K., M. J. Roberts, and S. R. Thomas. 1994. *The Environmental Protection Agency: Asking the Wrong Questions from Nixon to Clinton*, expanded ed. New York: Oxford University Press.

Lagoy, P. K., I. C. T. Nisbet and C. O. Shulz, 1989. "The Endangerment Assessment for the Smuggler Mountain Site, Pitkin County, Colorado: A Case Study." In *The Risk Assessment of Environmental and Human Health Hazards: A Textbook of Case Studies*, ed. D. J. Paustenback. New York: Wiley-Interscience.

Lichfield, N., P. Kettle, and M. Whitbread. 1975. *Evaluation in the Planning Process*. Oxford: Pergamon.

Livingston and Blayney, Inc. 1971. *The Foothills Environmental Design Study: Open Space vs. Development*. Final Report to the City of Palo Alto prepared by Livingston and Blayney, City and Regional Planners, San Francisco, CA. Unpublished.

Maass, A. 1966. "Benefit-Cost Analysis: Its Relevance to Public Investment Decisions." In A. V. Kneese, and S. C. Smith, 311-327. Baltimore: Johns Hopkins University Press for Resources for the Future, Inc.

Marglin, S. A. 1962. "Objectives of Water Resource Development: A General Statement." In *Design of Water-Resource Systems*, ed. A. Maass et al., 17-87. Cambridge, MA: Harvard University Press.

Massam, B. H. 1988. Multi-Criteria Decision Making (MCDM). *Techniques on Planning, Progress in Planning*, vol. 30, part 2. Oxford: Pergamon Press.

Maxim, L. D. 1989. "Problems Associated with the Use of Conservative Assumptions in Exposure and Risk Analysis." In *The Risk Assessment of Environmental and Human Health Hazards: A Textbook of Case Studies*, ed. D. J. Paustenback, 526-60. New York: Wiley-Interscience.

McAllister, C. M. 1980. *Evaluation in Environmental Planning*. Cambridge, MA: MIT Press.

Phantumvanit, D., and W. Nandhabiwat. 1989. The Nam Choan Controversy: An EIA in Practice. *Environmental Impact Assessment Review* 9 (2): 135-47.

Raiffa, H. 1968. *Decision Analysis: Introductory Lectures on Choices Under Uncertainty*. Reading, MA: Addison-Wesley.

Steiner, P. O. 1969. *Public Expenditure Budgeting*. Washington. DC: The Brookings Institution.

Suter, G. W., Ⅲ, ed. 1993. *Ecological Risk Assessment*, Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

van Kuijen, C. J. 1989. "Risk Management in the Netherlands: A Quantitative Approach." In *Hazardous Waste Management*, ed. S. P. Maltezou, A. K. Biswas, and H. Sutter, 200-212. London: Tycooly.

von Stackelberg, K., and D. E. Burmaster. 1994. A Discussion of Probabilistic Risk Assessment in Human Health Impact Assessment. *Environmental Impact Assessment Review* (14) 4, 5: 385-401.

Zamuda, C. 1989. "Superfund Risk Assessments: The Process and Past Experience at Uncontrolled Hazardous Waste Sites." In *The Risk Assessment of Environmental and Human Health Hazards: A Textbook of Case Studies*, ed. D. J. Paustenback. New York: Wiley-Interscience.

第 18 章　公众参与和环境争端解决

公众参与规划的程度与政府部门决策过程都随着时间与地点的变化而变化。[1] 在 20 世纪 60 年代末，许多国家的公民都要求加深参与政府决策的程度。从那时起，许多政府都开始建立相应的程序，允许公民对未最终通过的议案或项目表达他们的意见。

公众参与程序包含有多种目的，一个成功的公众参与程序不可能只有一种简单的准则。在每一种情况下，设计的公众参与程序都必须满足项目建设者、管理部门和公民三方的要求。

本章的第一部分清楚地说明了公众参与程序的目的，也探讨了确认“公众”的方法。所谓公众，即是指对提出项目或政策感兴趣的公民或团体。该部分也对通常使用的公众参与方法的优缺点进行了评述。例如，在美国陆军工程部所做的洪水工程研究项目中，就说明了公众参与行为是能够被整合到传统的规划活动中去的。

本章的后面部分也考虑了下列问题：即便公众参与方法已经被运用到了环境问题的决策之中，政府与公民之间仍然存在矛盾怎么办？在这部分内容中也论述了公民与政府之间出现环境争端时，调停工作所起到的作用。加拿大杀菌剂立法的案例研究说明了对环境矛盾进行调停的步骤。

18.1　公众参与的目的

公众参与来源于允许所有公民参与到政府决策这一民主意愿。尽管民主政治中要求被公民选举的政府官员必须代表公众的利益，但是公民们仍常常抓住各种机会代表他们自己，并且直接参与到政府规划中去。同时，尽管环境问题非常复杂，而且选民的数量在不断增多，公民仍然热切希望自己的意见能够直接反映给政府，而不是通过官员们间接反映上去。

18.1.1　行政部门与公民目标比较

在针对行政部门的决策进行公众参与的过程中，公民和行政部门并不总是对决策有共同的目标，表 18.1 包含了公众参与过程典型的目标。一般来说，行政部门和公民在某些目标上的态度是共同的，如二者可能都会对双向的信息交流感兴趣。但事实上，行政部门的一些目标与公民要求的目标往往没有关联，反之亦然。典型的例子是行政部门可能把公众参与看作满足公众法律要求的一种练习，[2] 而公众这样做的原因是他们想在政府决策过程中表达自己的意见，后者认为公众参与给了他们一个机会去听取行政部门的决策过程，或者与行政部门分享他们关心的焦点问题。公众参与是一个政府确实对公民意见感兴趣的过程或仅仅是一种表面上的公众参与问题，将会使公众参与的影响程度不一样。

在公众参与过程中，行政部门和公民也可能对怎样才是一个令人满意的结果有不同的看法。行政部门寻求的是对某种特定项目的一种管理，这种管理通过使用公众参与政策可以在

---

[1] Alnoor Ebrahim 和 Monique Van der Marck 的贡献已经逐渐得到了认识。当他们是斯坦福大学的学生时，都帮助准备这一章。Van der Marck 女士帮助准备了公众参与的前三部分，Ebrahim 先生为早期版本的整个一章都做了工作。

[2] 例如，在 1969 年的国家环境政策法中，公众代理机构在法律上有义务起草环境影响报告（EIS）草案，以使团体对报告产生兴趣。同时这些机构也会在准备最后的 EIS 时，对那些针对他们的反对意见做出应答（见第 15 章）。

公民中产生一致的意见，同时也会协调可能的矛盾利益。这样，如果反对者对该项目发起攻击而造成法律纠纷时，行政部门就可以避免无谓的时间或资金上的浪费。相反，个人或者团体更为关心某种特殊的利益，寻找各种方法来满足这些特殊的需要，而不是意图在所有参与者中建立一种一致的意见。❶

1988 年（p. 4），Parenteau 在对公众参与规划进行分析后指出："……那是一种幻想，认为公众参与是一种中立的社会管理工具，所有的参与公民都能完全接受它的管理……它必须被理解为一种社会政治舞台上的工具，一种被设计用来满足社会某部分政治影响需要的工具。"因此，公众参与可以被看作公民与行政部门都可以用于实现他们自己目的的一种工具。

表 18.1　公众参与的多个目标①

- 改进一些很可能影响社区和环境的决策
- 给公民表达自己的意见和听取别人意见的机会
- 使公民有机会影响决策结果
- 评估公民对项目的接受程度，增加缓冲措施
- 平息公民对行政部门计划可能的反对意见
- 建立行政部门及其决议过程的合法性
- 满足参与公民在法律上的要求
- 建立行政部门与公民间的双向交流
  - ——识别公众关心的焦点及其价值趋向
  - ——向公民公布行政部门的计划
  - ——向行政部门公布可替代的方案以及造成的影响

① 引自 Ketcham（1992），FEARO（1988，第 1 卷，pp. 7-8）和Parenteau（1988，p. 5）。

18.1.2　公众参与水平

在广泛引用的那些有关公众参与程序的评论性文章中，Arnstein 在 1969 年的评述较为有名。他把公众参与水平描述为类似于梯子阶状的等级，这些阶状等级被其归纳为 3 类，分别为：无公众参与，象征性公众参与和公民决定型公众参与（见图 8.1）。这些等级包含了公众参与的所有类型，他们的区分之处在于，不同等级进行的是空洞的例行公事型的公众参与，还是真正意义上的能够影响决策结果的公众参与。❷

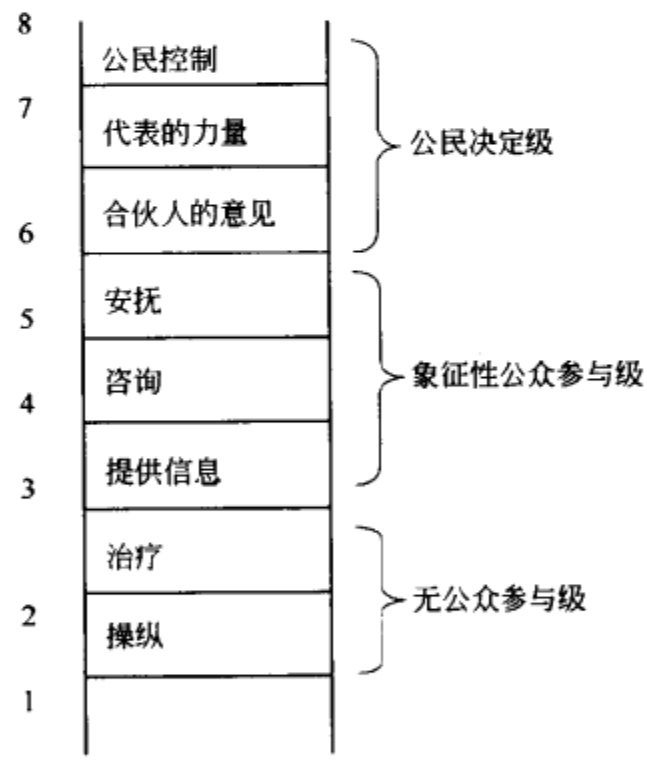


图 18.1　公众参与的 8 个等级
（引自 Arnstein，1969，p. 217）。

当行政部门企图通过强迫、操纵或者替换手段来改变公众意愿时，第一类无公众参与（nonparticipation）级别就会出现，Arnstein 称这些手段为真正意义公众参与的替代物，他在书中写到："行政部门的真正目的不是让公民参与到规划和建设项目中去，而是让决策者'教育'或'治疗'那些参与者"。Iacofano（1990，p. 76）在对美国 Coconino 国家森林公园的土地利用规划进行分析时，提供了一个无公众参与级别的例子。他的总结如下：

> 林业局中好像没有提出任何有关公众参与的政策，即使在那些他们鼓励公众参与的情况下。如果他们能够得到"好的"建议时，那么他们会使用公众参与政策，但如果他们得到的是"坏的"建议，那么他们就会对批评者说他们的建议是

❶ Parenteau（1988，pp. 5-6）详细说明了规划者、政治组织与公众参与者的不同目标。

❷ 引自 Arnstein（1969，p. 216），这个和下两段对 Arnstein 的引证都来自其同一本书的第 217 页。这种不同等级的公众参与已经得到了广泛的认同。例如同 Arnstein 观点相似的加拿大联邦环境评价综述办公室（FEARO，Federal Environmental Assessment Review Office，1988，p. 11）发布的公众参与手册。该手册使用下列术语来描述参与等级（开始是最低的水平）说服、教育、信息反馈、咨询、实况调查、代表行使权利和自我决定。

"有误导性的"，会使公众的名誉受损。

当公众被允许参与到行政部门的各种会议当中，但是他们的参与对政府决策造成的效果很小或者没有效果时，Arnstein 的第二类级别——象征性公众参与（tokenism）就会出现。"提供信息"和"咨询"是这一级别的特点，Arnstein 声称，当决策者营造了一种提供信息和咨询的参与氛围时，公民可以真正地听到政府的政策或者让政府听到本人的意见。但是在这种条件下，公民仍然缺少让本人的意见受到掌权者注意的能力。

Arnstein 称最后一类为公众决定级（citizen power），这一级别主张发展公民代理的合伙关系和公众控制程序。对 Arnstein 的这一最高公众参与级别来说，公民决策可在谈判决策和投票决策权范围内变化。公民决定级别的例子包括创建邻里合作来管理公众项目。[1] 然而，这些最高级别的公众参与常常是很难达到的，因为一般来说，行政部门是很难主动放弃管理控制权的。[2]

18.2 公众识别

执行公众参与政策的第一步要识别公众。公众不是单一群体，而是多样化、持续变动的利益和联盟集合体。因此，"公众"包含许多种，每一种都对应一种利益受到影响的一类公民。

下面是公共项目和法规决议可能影响公民的一些途径。[3]

- 邻近关系（proximity）。在项目欲开展地区附近居住的人们常常会关心一些因素，如污染的增加情况、财产的减少情况或者对本地社区利益潜在的影响情况等等。
- 经济关系（economics）。一些团体，如土地开发商可能会对行政部门的法规决议有很强烈的经济方面的兴趣。
- 使用关系（use）。目前一些设施的使用者，如徒步旅行者或者垂钓爱好者，在新项目和新法规执行时，可能会感到受威胁。
- 社会和环境问题（social and environmental issues）。公民可能对项目提案对社会公平、文化多样性以及对人们及其生活的环境造成的影响等方面感兴趣。
- 价值关系（values）。具有某种执着的信仰团体（如支持非人类物种的团体）可能也会对项目和法规提案感兴趣。

公众参与专家将公众识别分为三类：自我识别、群体识别以及第三方识别。[4] 在自我识别（self identification）过程中，公民和团体主动表达他们的意愿。提出项目和政策提案的行政部门，通过在开始时组织公开听证会或者公布行政部门与人们联系的电话和地址的方式（例如，在当地的报纸上公布上述内容）能够推动实现自我识别。对小项目来说，行政部门可以通过散发传单或张贴海报的形式来推动自我识别过程的实现。例如在当地超市或者公交车站等公民可能看到的地方散发传单和张贴海报，在传单和海报上附有预先写好的通信地址、并贴好邮票的反馈卡片。

---

[1] 公民力量的其他例子参见 Parenteau（1988，p. 8）。

[2] 然而，在一些管辖范围内，这种较高级的公众参与确实存在。Roberts（1995），一个加拿大专门研究公众参与的顾问，观察到越来越多的政府组织参与了实况调查，在这个过程中，公众参与者可以选择投票优先权和选择决策权威人士。

[3] 该列表引自 Creighton（1992，pp. 107-8）。

[4] Willeke（1976，pp. 55-60）给出了三类识别的区别，他为公众识别的方法讨论提供了基础。

当行政部门的职员积极地识别并与潜在的利益团体联系时，就出现了群体识别（staff identification）。在某一地区工作了一段时间的行政人员常常能够识别潜在的感兴趣者或者感兴趣团体。几种其他的群体识别方法在表 18.2 中列出，这些方法依靠目前存在的邮件发送清单、地图和人口普查数据来对公民进行识别。官方的财产拥有者记录和后边的电话簿也对公众识别有帮助。❶

表 18.2　受行政部门提案潜在影响团体的群体识别①

- 地图以及后面的电话簿
  地图可用来决定哪些人将在行政部门提案实施时受到直接的影响。例如，地形图和交通图可以帮助确定受洪水控制项目提案影响的居民，地图后面的电话簿可用来获得这些居民的名字和地址。
- 人口普查资料
  有某种特殊特征的公民可以用人口普查资料来识别，如在某一年龄组内的公民。
- 财产所有者记录
  当地的财产所有者记录能够用来找到可能受到影响的房主所在的位置。
- 邮件发送清单
  在识别对未来提案可能感兴趣的公民或者团体时，行政部门在规划先前行为时使用的邮件发送清单也有使用价值。此外，做相关领域工作的行政部门使用的邮件发送清单也能起到作用。
- 当地组织名单
  如果存在一些社区团体或其他特殊利益组织名单，它们也有助于寻找可能对行政部门提案感兴趣的公民。
- 使用者记录
  在行政部门计划修改娱乐场所面积的地方，诸如使用者登记记录或者许可申请之类的资料也可以帮助确定利益群体。
- 报纸上的事件
  以往和最近的当地报纸覆盖率分析也可以帮助确认潜在的利益群体。给编辑的信是另一种信息来源。
- 行政部门职员的直觉与经验
  在一个地方工作一段时间的行政部门职员也常常能找到相关的利益群体。

① 引自 Willeke（1976，pp. 55-60）和 Creighton（1980，pp. 44-45）再版通过审核。

最后一种识别的技术称为第三方识别（third-party identification）。团体和个人可以向行政部门提议把其他的团体或个人包括到公众参与过程中。此外行政部门的职员也可以依靠当地官员去识别意欲加入到行政部门规划过程中的人群。这种方法可称为“雪球”法，❷ 用这种方法，感兴趣的团体可以被行政部门会见，然后他们可以继续提出一些需要联系的其他人，一直到几乎没有新的名字被提出来，这种识别方式才会停止。这种方法既耗时间又耗财力，很可能得到的只是一些重复性的信息而不是新的个人或者团体。但是，在行政部门对项目涉及的利益群体知之甚少时，这种方法是非常有用的。

识别过程是非常复杂的，因为当项目开展以后，项目设计的利益个人或者利益团体可能会发生变化。一些人可能在整个项目开发过程中都想参与其中，而另一些人可能仅仅愿意参加其中的几个特定的阶段。此外，在政府决策过程中，一些利益团体的代表名额会呈现不足现象，不再适合与行政部门一起工作，如城市中的移民就有可能出现上述的情况。当这种情况出现时，需要做更多的工作已保障他们能够参与到公众参与中来。❸

即使投入了相当多的精力和资源来识别受影响的个人或团体，仍然只有很少一部分的公

❶ 在电话本的后面，条目是按照街道的位置进行分类的，而不是以它的名字分类。

❷ Willeke（1976，pp. 58-59）包括群体识别中的面谈技巧。这里还讨论了第三方识别，因为是第三种团体而不是行政部门来确定感兴趣的团体。

❸ 例如，为了努力与受项目影响的移民取得联系，行政部门的规划材料要用不止一种语言来描述较为合适。

民最终加入到公众参与的过程中来。[1] 但是，大部分人未参与并不表示仅有一小部分人关心项目和政策提案，或者是表示“保持沉默”的大部分人对提案持同一态度。Willeke（1976，p. 46）在对普遍存在的低水平公众参与进行评论时表示，有组织的、畅所欲言的团体可以作为一般公众的代言人：

当公众参与行为呈现低水平或者对某一类型结构的人口具有不可见影响时，代言人可能是惟一有效的公众参与方式，因为单个的公民不能个人承担全部公民公众参与的费用。另一方面，有组织的代言人团体能够做必要的研究，为负责的决策者提供案例以及汇集必要的政治支持。

识别感兴趣的公民和团体仅仅是设计公众参与程序中的一步，这一步一旦完成，行政部门在进行决策时至少可以初步使用一种或多种方法到感兴趣的群体身上。

18.3 公众参与方法

一个行政部门设计的公众参与程序可以借用很多方法。[2] 下列这些有代表性的因素常常影响一个行政部门选择公众参与的方法：该行政部门的目标、时间、资源限制、议题和意见的范围以及感兴趣人群在地理上的分配情况。

有时，环境法规会专门列出公众参与的方法。当行政部门制定环境规章制度时，这种情况常常发生。EPA 在制定管理政策时有义务使用特定的方法为公众参与服务。公众参与方法包括了行政机构恳求公众对政策提案做出评议以及对评议做出反应的详细规定，这部分内容在第 3 章对 EPA 制定政策的程序进行讨论时做了描述。

接下来要讨论的公众参与方法主要集中在这样的一些情况下，也即一个行政部门的公众参与没有被法规所界定。公众参与经常出现在行政部门对项目提案进行规划的过程中。有时，私人开发商也将一些公众参与项目引入到他们自己的项目规划中，那么，他们是采取什么方法将个体或者团体公民引入到公有或者私人的项目决策过程中的呢？

表 18.3 将公众引入行政部门规划过程中常用的会议形式

- 公众听证会
- 大型公众会议
  - 官方陈述进而回答问题
  - 座谈会形式
  - 非正式的“镇民大会”(town meeting)
  - 全体公民大会和小型部分出席团体委员会
- 公众委员会
- 中心小组
- 非正式的小型团体会议
- 顾问团(如特别工作组和公民委员会)

18.3.1 基于会议的公众参与方法

项目倡导者常常依赖一种或者多种会议来同感兴趣群体交换信息（见表 18.3）。行政部门在提出项目议案时常常采取公众听证会的形式，这种形式是一种最为严格的公众参与方法，发言非常正式，参与者间很少进行交流。大型团体会议的严格性较听证会低，但是对公民来说，除了那些非常健谈的人之外，大部分人仍然很难直接表达自己的意见。虽然如此，公众会议和听证会仍然能够推动大量的信息产生，而问答会议或者座谈小组也会使行政部门与公民的双向交流成为可能。

---

[1] Hendee 和他的同事们建议“在我们复杂多方面的社会中，公民在超过 90% 的公众参与活动中处于被动局面”（Hendee 等，1976，p. 142）。

[2] 对技巧的讨论参见 Hendee 等（1976）和 Creighton（1980 和 1992）。有关公众参与技巧方面的全面说明，参见 FEARO（1988）。

公众委员会一般将焦点集中在某种特殊的规划任务上，它们比听证会和大型公众会议更有利于交流性。当对立观点显著不同时，委员会会为矛盾双方提供建立对话的机会。然而，委员会也仅仅能满足有限人的需求，对行政部门安排的时间和提供的资源也有更高的要求。

当行政部门的规划任务期限较长时，行政部门有时也会依赖顾问团来获得公民的意见。顾问团中的成员是由行政部门筛选出来的，代表很广泛的利益群体。顾问团有权进行诸如推荐好的策略以及推动最后的决策形成之类的工作。特别工作组或者特别委员会是短期顾问团的形式，主要是为了完成专门的任务或者解决专门的问题。当顾问团是那些受到行政部门决策影响的群体的代表时，顾问团可以保证公众的利益得以保护，同时也能够加强行政部门与公民之间的沟通。顾问团可能包含非常广泛的利益群体，其中成员有时通过谈判的形式达成内部的统一，并为政府行政部门推荐最终的策略。❶

18.3.2 非会议式方法

公众参与程序也常常包括一些非会议式方法，其中一些方法列在表 18.4 中。该表列出了几种从公众中获得信息的方法。如果能够提供信息，让公众决定是否利用其他的机会（如参加到会议当中）参与到规划制定中来，那么这些方法就会显得特别有效。此外，这些信息也可以允许选择参与规划的公民通过被通知的方式实现参与规划制定。

在通知公众的过程中，有很多机会来消除偏见和困惑。30 秒的广播讲话和 MTV 对行政部门是一个严峻的挑战，因为他们必须在短时间内向公众传达丰富的信息，使得公众能够清楚地知道他们将会受到未来项目提案怎样的影响。信息太多和信息太少一样没用，因为信息太多就会使人们淹没在一片无用信息的海洋中，无法进行信息分类，进而无法获知他们的利益将受到何种影响。此外，当信息一旦贴上“与公众有关”的标签时，公众在进行公众参与的过程中，就可能对信息的有效性以及行政部门的真诚性产生质疑。

表 18.4 也列出了获得公众信息的几种技巧。从行政部门的角度来看，公民对行政部门提出信息的反馈信为收集信息开辟了一个充足的渠道。❷ 具有反馈信封的调查问卷总结鼓励有大量细细的反馈意见，但是调查问卷和总结的设计要求有专门的技巧，业余设计会使结果具有很大的偏颇。

表 18.4 非会议式公众参与方法

- 提供信息给公众
  - 直接邮寄或者电子邮件邮寄
  - 实地考察
  - 大众媒体宣传(宣传品、广播、电视、宣传片)
  - 公告、广告、公开展示
  - 报告、宣传手册、信息公报
- 从公众获得信息
  - 行政部门要求书写的书面评论
  - 投到编辑处的社论和信件
  - 民意调查表
  - 信息公报的反馈卡
  - 详细考察表与问卷调查
- 建立双向交流
  - 信息联系
  - 电话交谈的电台或电视节目
  - 会见
  - 电话咨询
  - 网上的聊天室

除了开会，还有很多方式可以建立提出项目提案的政府部门与可能受提案影响的公民间的双向交流，这些方法列在表 18.4 中，其中做的最少的方法是那些与计算机技术有关的最近的

❶ 加拿大不列颠哥伦比亚省“社区资源委员会”的活动说明了顾问团的使用方法。这些委员会提供了一个委员会允许原有的人群参加可能影响他们的土地使用和资源管理的决议。细节参看资源与环境委员会（1995，pp. 65-91）。

❷ 在对美国森林局使用的公众参与技巧的研究中，Hendee 等（1976，pp. 136-37）发现来自公民和团体的恳求信是森林局用来获得信息的更高效的程序之一。

一些开发成果。如网上聊天室就是这样一类方法中的一种。[1] 尽管这些新的交流方式可能对某些人来说效率很高，但是对那些未接触过计算机硬件和软件的人来说，却是无法使用的。

这一章讨论的公众参与强调的是行政部门设计和实施的技巧。然而，公众常常会主动参与到项目决策过程中去。在第 4 章加利福尼亚新麦伦斯大坝的分析就是这样一个例子。大坝的反对者用州范围内的投票和法庭诉讼的方式来企图组织大坝的建设。他们也游说州政府部门和管理者，企图从他们那里获得支持。

18.4 将公众参与纳入到规划过程中：案例分析

下面以美国陆军工程部旧金山办公室进行的一个规划为例，来说明如何组织一个公众参与计划，来帮助项目规划者和公民处理重要问题。这个研究是在 20 世纪 70 年代开展的，主要关注的问题是加利福尼亚帕西菲卡市（旧金山南部一个小的海滨城市）San Pedro 河的洪灾问题。[2]

在以下四个计划步骤中，每一步都包括了该区域的公众：

1）识别水相关问题以及 Sam Pedro Creek 地区的需要；

2）制定洪涝和其他水问题的替代方案；

3）预测各种提案的影响；

4）评价替代方案。

旧金山办公室认为，在计划调查的所有阶段，居民们都应该享有表达他们意见的权利。

开始，旧金山办公室的职员设立了无数办公室和机构参加公众参与方案。其中包括大西洋城委员会、城市管理者、州及联邦的渔业和野生生物机构。无论是沿岸的居民还是生活在洪涝平原上的居民都参与了此研究。采访那些在大西洋公共事务中经常发挥重要作用的居民，以决定哪些居民和团体会对该地区的研究感兴趣。一开始先用当地的过期报纸确定询问对象。最开始的采访产生了应该联系的人群名单。

确定了参加计划调查的个人、团体和机构以后，旧金山办公室为公众参与计划制定目标。基本目标是，确保大众知道 Sam Pedro Creek 研究的所有方面。这就要求，旧金山办公室要把 Sam Pedro Creek 区与水相关问题的所有详细内容都提供给居民。同样，公众同样需要有关处理这些问题的计划以及替代方案的影响信息。旧金山办公室的另一目标是和公众有两天的交流。这需要居民有机会对他们的想法和提案做出反应。

Sam Pedro Creek 研究需要运行两年时间。在如此长的时间里，为了达到公众参与计划的目标，旧金山办公室不得不采用几个方法。并不是所有对 Sam Pedro Creek 研究感兴趣的人，都需要或者要求两年内无间隔地、连续不断地参加这个计划，许多个人和团体只是在旧金山办公室将做出重大选择时受到咨询，他们就已经感到很满足了。

旧金山办公室建立了居民意见委员会，与至少一个公共实体保持联系。委员会由 5 个大西洋城居民组成，这些居民是由城市委员会挑选出的。他们共同代表了可能最关心 Sam Pedro Creek 调查结果的民众。这些人包括，当地私房屋主、洪涝平原上商业中心的商人和当地的环境组织。居民意见委员会提供整个研究中所用的信息。同样，它帮助设计公众参与计划的其他要素。

为了利用旧金山办公室和公众各个部分的双向交流的信息，在研究开始后几个月不久，就准备了一份“居民信息布告”。在布告中插入问卷，并且问卷将最终反馈到旧金山办公室，

---

[1] 怎样利用网络用来帮助政府制定规划，参见 Zinn 和 Hinojosa（1994）。

[2] Wagner 和 Ortolano（1976）提供了 San Pedro 河洪水控制研究的详细规划过程说明。

布告和问卷被寄到了1200个居民和官员的手中。布告描述了旧金山办公室关于Sam Pedro Creek洪水问题的初步观点、可能的替代方案以及这些活动可能产生的影响。问卷考虑的话题与布告一样，并提供了方便的机会让居民对地区初步设想发表评论和提出补充。

在布告和问卷分发几周以后，举行了Sam Pedro Creek洪水问题的公共委员会。这是由居民意见委员会举行的非正式的会议，包括3个步骤。首先，参加者集中开会听取计划研究和本次委员会的概括性报告。然后，居民被分成小组进行讨论，小组由委员会成员领导。最后，参加者再一次集中并交换小组讨论中得到的信息。

委员会给了人们一个对旧金山办公室初步观点做出反应的机会，并为制定和评价洪水控制替代方案补充了一些应该考虑的因素。在举行公共委员会的这一年里，旧金山办公室完成了初步工程以及对几个提案的经济和环境研究。尽管在这段时间里，调解的描述基于Jacobs和Rubino(1987，p.1)。他们提供了一个关于环境调解的注释参考书目。虽然和居民意见委员会每个月都要会见一次，但是他们还是觉得需要和公众有额外的交流，他们需要了解有关经济和环境研究是不是考虑了所有重要的评价因素的信息，他们需要这一反馈。同样，旧金山办公室也需要了解个人和群体权衡评价因素时有多大的差异，如何对检验过的替代方案排序。

为了让旧金山办公室与公众所有部门都有第二次交流的机会，他们准备了又一份布告和问卷。因为第二个布告总结了公共委员会上完成的研究结果，这份布告比第一份更加详细。第二份布告和问卷的分发应该和大西洋城委员会关注Sam Pedro Creek洪水问题的会议协调起来。基于旧金山办公室布告和报告中的信息，城市委员会对旧金山办公室提案形成了自己的排名顺序。其后旧金山办公室在判断实行过程中应推荐哪一活动时，利用了城市委员会的评价。

在Sam Pedro Creek研究中，公众为旧金山办公室提供了许多有用的资料。市民们的评论为当地居民评价替代方案时选择哪些作为重要因子提供了借鉴。比如，得知初步的洪水控制提案以后，大西洋城的居民表达了他们对河流边将受破坏的植物的关注。旧金山办公室也对此做出了反应，他们制定了一个计划，既能不破坏植被价值也能减少洪水问题。

旧金山办公室的公共参与项目帮助产生了一个对大西洋城和工程公司都有利的洪水控制计划。尽管对最后的方案大家没有争论，这个计划最终还是未能付诸实施。没有实施可能是因为，大西洋城不能承担整个工程耗资中自己的那一份。

一个好的公共参与计划力图在居民和公共机构之间建立双向交流，以解决争端、产生的机构决议满意的部门越多越好。如果利益之间争议很大，传统的公共参与计划可能是不够的。这种情况下，可能需要用争议解决的技巧以解决环境资源的争端。

18.5 解决环境资源争端

在美国，解决严重争端的传统方法是诉诸于司法。但是，司法手段耗费昂贵而且时间很长。有什么别的方法呢？在过去的几十年中，已经出现了争端解决的替代方案（ADR，Alternative Dispute Resolution），它是基于一致意见的基础之上的：各个部门自愿进行面对面的工作，直到达成双方都满意的结果为止。❶ 争端解决的替代方案得到了广泛的运用，它解

---

❶ ADR中的替代方案一般解释为用于诉讼的普通替代方案。然而，ADR方案常常用来平息法庭上被诉讼的争端。即使ADR中的替代方案一词没有特别专门的描述性含义，解决争端的替代方案这一短语仍然得到广泛使用。这个领域术语没有一个标准含义，一些分析家更喜欢使用不同的短语，来描述下文将要讨论的一些解决争端的方法。例如，参见Crowfoot和Wondolleck（1990）。

决了许多类型的争端，不仅仅是环境争端。[1] 尽管争端解决的替代方案包含的技巧很多，在解决环境问题时广泛用到的是两个相关的争端解决的替代方案：谈判和仲裁。谈判当然是传统的争端解决的中心组成部分。但是在争端解决的替代方案中，谈判旨在形成一致意见。有些作者用术语“原则性谈判”（principled negotiation）（或者称之“为一致意见基础上的谈判”）把争端解决的替代方案与其他形式的谈判区别开来。这一章的其后部分会详细论述原则性谈判与其他形式的谈判有什么不同。

在仲裁（mediation）中，争议双方和第三方（仲裁人）坐在一起解决分歧。这个程序包括议价、信息分享、达成一致意见、最终在起初的立场上折中达到各方都能满意的结果。[2] 当争议中包含环境资源时，这个过程称为环境仲裁（environmental mediation）。

讨论争议的替代解决方案时，有时促和和仲裁是有区别的。在促和（facilitation）中，第三方关注的是过程和逻辑，有时起着仲裁人的角色。第三方严格遵循程序问题并且努力使谈判顺利进行。但在仲裁中，争议结果和第三方有关并且第三方和争议双方之间有秘密接触。当争议双方不能或者不愿为了解决争端互相交流或者更改立场时，仲裁人尤其有用。

18.5.1 环境仲裁的开始

尽管仲裁在很多情况下都得到了运用（比如集体议价），但在解决环境争端中的正式运用还是最近的事。环境仲裁最初于 1973 年发生在华盛顿州，那时对 Snoqualmie 河上提议建造防洪大坝存在争议。[3] 当地房主、商人、农民支持建设大坝，但是环境联盟和居民组织反对建造。仲裁人 Gerald Cormick 和 Jane McCarthy 从基金会那里取得资金试图用仲裁解决这一环境争端。Snoqualmie 河争端为 Gerald Cormick 和 Jane McCarthy 提供了一个试验案例。经过 7 个月的谈判，争议各方签署了一个协议，同意在新地方建造一个小一点的大坝，并建立河流流域委员会来协调整个区域的计划。尽管大坝还没有建，协议中的许多土地利用计划已经开始实施。Cormick 和 McCarthy 的例子说明，环境仲裁也可以是很有效的。从那时起，许多环境争端都用仲裁解决，其中既包括在局部地区，也包括在大的政策层次的一些问题，后者与许多主题相关。[4]

18.5.2 原则性谈判的基础

因为争端的替代解决方案非常依赖于谈判，ADR 专家致力于提高各方面能力，以便在争端中能举行建设性的谈判。哈佛谈判项目组在设计创新性的谈判方法方面起了重要作用。项目组工作与许多类型的争端相关，这些都收录在名为《原则性谈判或者基于利益的谈判》（*Principled Negotiation or Negotiation on the Merits*）[5] 的书中。原则性谈判通过对问题的理性衡量来寻求一致意见，这经常和定位谈判（positional bargaining）相对比，后者的一方或者双方立场都很坚定，并没有反映他们对问题的真正观点。在定位谈判中，为了让谈判继续，小让步是必需的。这个过程可能成为各种意见的争论会，这样常常损害了各方的关系有

---

[1] Tannis（1989）描述了很多用 ADR 方案来解决的许多种争端，也描述了许多致力于 ADR 的律师使用的多种方法。这些方法包括小型审判、仲裁和这部分强调的两种技巧——谈判和调解。一个公正的第三方团体（仲裁者）为一个争端提供了约束性和解活动。小型审判是一种没有固定形式的私人进程。然而，小型审判的典型程序是争议人（或者其代理人）将案件陈述提交给团体选出来的中立人，在提交案件后，负责人召开会议，努力解决这个争端。

[2] 调解的描述基于 Jacobs 和 Rubino（1987，p. 1）。他们提供了一个关于环境调解的注释参考书目。

[3] 关于 Snoqualmie 河争端的调解概要引自 Amy（1987，p. 5）。

[4] 许多其他已调解的环境争端，参见 Bingham（1986）。

[5] 这部分的许多材料引自 Fisher 和 Ury（1981，第 2～5 章）。

时甚至会毁掉各方关系。[1] 在定位谈判中，随着谈判方数量的增加，达成共识的机会就变得越来越渺茫。

原则性谈判与定位谈判不同，其鼓励合作并具有以下 4 点特征。[2]

1）将人和问题分开（separate the people from the problem）。因为感情常常和立场利益缠绕在一起，最好将感情问题和争端中的实质部分分开。原则性谈判方面的专家认为自己是帮助各方攻克共同难题的，而不是帮助互相攻击的。重点放在清楚地交流和试图理解别人的利益。[3]

2）关注利益而不是立场（focus on interests，not positions）。在谈判中，立场和利益常常是有区别的。这可用一个假设的争端来例证。争议双方一方是环境组织，一方是准备利用某块地皮的房地产开发公司。环境组织利益在于保护土地因为它是野生生物的栖息地，但他们公开的立场是反对房地产开发公司的计划。开发商的利益是为此地吸引游客，但他们的利益被表达成如下立场：建设豪华胜地。谈判的目标是满足各方的利益而不是立场。在这个土地利用争端中，可能通过推进旅游项目并且不破坏栖息地的方法来满足各方的利益：比如建造生态旅游中心。任何利益都可能有几种立场。

3）为共同收益设计（invent options for mutual gain）。用头脑风暴以及其他集体产生想法的技巧，来确定能够在协调差异的同时提高共同利益的解决方法。[4] 利用这些方法，创造的过程并不仅仅局限于预先判断——为后来保留批评意见。不能实现共同利益的一个常见例子是，两个兄弟为了一个柑桔而争吵最终决定将其分成两半。一人把一半吃完并扔了皮，而另一人舍弃了桔肉而将桔皮用于烘焙。这两人都坚持这样的立场就是她或者他要整个柑桔。如果这两人不那么固守各自的立场、并说出他们的利益，他们将发现一个双赢的解决方法。

4）用客观目标衡量协议（use objective criteria for evaluating the agreement）。用双方都能接受的程序和标准来衡量争端替代方案，有助于推动谈判向前。例如，谈判海洋法时，在企业在深海底开矿该支付多少费用这一问题上引起了争议。[5] 印度提议每处开矿的初始费用为 60,000,000 美元，而美国争辩说根本不应该有初始费。意见争论开始了，看起来谁也不想退一步。最终，争议各方得知，麻省理工学院已经开发出一种模型，用于确定费用替代方案对深海底开矿经济的影响。争议方逐渐接受了麻省理工学院的模型，并认为它是正确的。这个模型展示了印度和美国立场都不合理，合理的费用应该是比印度提出的费用数少点。两方都不需要让步，因为他们都能听从双方都能接受的模型结果。

18.6 环境仲裁的三个阶段

环境仲裁过程中经常有原则性谈判。尽管每个案例的环境仲裁过程各不相同，三个阶段是共同的：预谈判、谈判和后谈判（表 18.5）。第一阶段很大程度上是预备阶段，阶段一的典型内容是，识别影响方、挑选代表、仲裁人进行问题调查、制定基本规定和议事日程。第

---

[1] 有关相关特征点，Goodpaster（1992，pp. 224-25）在诉讼中描述了“战略协议理论”。这个理论认为，“诉讼者常常在战略上将他们的意愿错误解释为安排、为利益而调整和使用协议战略来帮助增加他们的利益”。由于参加的团体错误解释了最初的立场，所以这些相关方可能并没有“实现意见统一”。

[2] 4 点特征引自 Fisher 和 Ury（1981）。

[3] 角色扮演方法用于提高相互间的了解。例如，在两个团体间的矛盾中，矛盾双方可以分别想象自己处于对方的立场，然后再从对方的立场上进行谈判。

[4] 在集体讨论过程中，主要的目的是产生解决问题的方法，而不是评价这些方法；集体讨论的特征是不受限制地、自发地参与到讨论中。参见 Moore（1994）对集体讨论和其他集体解决问题的方法。

[5] 海洋法的例子引自 Fisher 和 Ury（1981，pp. 87-90）。

二阶段是谈判，它包括联合寻找真相、分解问题、制定各方都同意的方案。第三阶段为后谈判阶段，它包括实施和监控，有时可能还包括重谈判。❶

表 18.5　调解过程的三个阶段的步骤①

- 预谈判
  - 选择仲裁者
  - 确定有争议的团体
  - 决定利益团体的代表
  - 进行利害关系分析
  - 建立基本的管理制度和议程
- 谈判
  - 共同进行实况调查
  - 寻找互利方案
  - 开发协议项
  - 批准协议
- 后谈判
  - 实行和监督达成协议的计划
  - 如果必要，再次谈判

① 上述步骤是一般性的步骤，但是变化是常见的。参见 Susskind 和 Cruikshand（1987，pp. 142-43）

发生在加拿大不列颠哥伦比亚省的关于使用杀真菌剂的争论，可以用来说明仲裁的三个阶段。❷ 这个争论关注的焦点问题是，不列颠哥伦比亚省在木材生产中使用的防止木材变色的危险化学品。防止木材变色的化学品是一种杀真菌剂，用于控制树木的叶子上生长一种蓝黑色的斑纹。当这种斑还没有影响到树木的构造完整性时，国际买方通常要拒绝购买这种有斑的木材，或者木材折价时才会购买。因为不列颠哥伦比亚省海边木材大约 90%供应海外市场，并且都用杀真菌剂化学品，大量的工人在正常的情况下都要接触危险的杀真菌剂。

从 20 世纪 40 年代到 20 世纪 80 年以来，有机氯化合物，如四氯苯酚和五氯苯酚在哥伦比亚省都是常用的防木材变化的化学物质。在 20 世纪 70 年代后期，哥伦比亚省对五氯苯酚的三个方面进行了讨论：职业性暴露、在环境上的持久性和在生产过程中产生的二噁英副产品。

加拿大农业部是负责登记和管理加拿大杀真菌剂和杀虫剂的政府部门。在 20 世纪 80 年代早期，有关三种新的防木材变化化学物质对人类和其他物种毒性的信息，尽管农业部了解的不是很充分，但仍然对他们进行了登记。❸ 基于人们对五氯苯酚使用后反馈的信息，木制品业开始自愿转向新的防腐化学品，即使对这些新的防腐化学品的了解要远远少于五氯苯酚。加拿大农业部面临一种困境：既不能支持继续使用五氯苯酚，也不能推荐使用一种新的可接受风险的防腐化学物质。在 1989 年 9 月，农业部宣布考虑禁止用于防木材变化的五氯苯酚的使用，“到 1991 年 7 月，必须具备完全的信息，才能登记新的化学替代品……”。❹ 尽管 1989 年给出的报告说得并不详细，但是早期登记的三种防腐化学品在五氯苯酚禁止后允许作为其替代品。

在 1989 年 9 月的报告中，也包含对这个提案不同意的意见，农业部鼓励关心防腐化学品的团体建立一个由主要利益相关者（stakeholder）组成的顾问团，之后不久，这样一个利益顾问团就产生了（在 ADR 的情况中，利益是这样一种组织，他们“有权在涉及法律立场和公众意见时给出咨询意见，也可以优先记录涉及的事件和地点”❺）。农业部认为，如果不

---

❶ 仲裁过程的三个阶段划分是引自两个来源：Susskind 和 Cruikshank（1987）和由 S. Mccreary 和 J. Gamman（加州伯克利分校，1994 年 4 月 21～22 日）讲授的课程——“谈判产生有效的环境协议”。

❷ 这个案例的信息是从不列颠哥伦比亚省环境和经济圆桌会议（1991，附录 2，pp. 7-10）以及 Leiss 和 Chociolko（1994，pp. 219-55）摘录出来的。

❸ 这三种新的化学物质是 2-硫氰基甲基硫代苯并噻唑（TCMTB）、喹啉铜（Cu-8）和硼砂（＋碳酸钠）。

❹ 引自 Leiss 和 Chociolko（1994，p. 228）的加拿大农业部“防木材变化化学品讨论文件”的概要（1989. 9）。使用五氯苯酚的锯木厂很少，所以完全禁止使用五氯苯酚没有太多实际的差别。具有讽刺意味的是，五氯苯酚是惟一一个具有相对完整全面的数据库的物质。

❺ 对利益方的定义，来自 Leiss 和 Chociolko（1994，p. 206）。

列颠哥伦比亚省的利益相关者们不能就替代的化学品达成统一意见的话，那么他们只有在对替代的防腐化学品影响具有更全面的信息时，才能为它进行登记。

18.6.1 仲裁谈判前阶段

加拿大农业部没有正式同意或者给予这一新的利益相关者团体以财政上的支持，但是，如果能够达成协议的话，农业部保证会执行。利益相关者们认为，找到一个中立的团体很重要，这样一个团体可以取得所有参与方的信任，保证谈判能够很好地进行下去。该团体让一个有经验的仲裁者（mediator），William Leiss，来发起这样一个统一意见的过程。❶

谈判前很重要的一步是确定谈判团体（表 18.5）。基于同各个利益方进行最初的会谈，Leiss 促使各利益方达成了共识，即需要建立一个各利益方能够面对面谈话的委员会。谈判前的下一步是要选出代表，最后 11 个利益团体分别选出他们的代表参加不列颠哥伦比亚省木材变化控制利益方委员会（表 18.6）。尽管有两个省级政府部门参与了这个委员会，但是最终加拿大农业部和其他管理部门决定不成为委员会的成员，由 Leiss 来行使联邦政府部门的责任。有意义的是，委员会成员决定不把化学品制造商和供应商作为利益相关方成员，因为委员会成员认为，当表中有化学品工业存在时，是不能达成共识的。❷ 尽管将化学品工业排除在外可以增加达成一致意见的可能性，但是，作为折中办法，这样也降低过程的公开性。

表 18.6 不列颠哥伦比亚省木材变化控制利益方委员会出席的团体①

- 省级政府部门
  - 不列颠哥伦比亚省环境部
  - 不列颠哥伦比亚省森林和土地部
- 行业
  - 森林业委员会
  - 不列颠哥伦比亚省锯木业
  - 不列颠哥伦比亚省码头装运业
- 协会
  - 加拿大造纸工人协会
  - 国际海岸和仓库工人协会
  - 美-加木工协会
  - 加拿大纸浆、纸和木工协会
  - 环境组织
  - 关心地球组织（不列颠哥伦比亚省基洛纳市）
  - 西海岸环境法联盟

① 此表中信息来自于 Leiss 和 Chociolko（1994, p. 230），再版得到 McGill-Queen 大学出版社许可。

作为谈判前阶段，Leiss 进行了利益分析，来确定利益团体们的利益和立场所在。谈判前的过程也包括建立基本的规则（或规程）和议程，这两部分工作都是在利益相关方的第一次会议上完成的。在这个阶段的问题有如下一些例子：每个人都必须参加每个会议吗？或者代理人允许参加到会议中来吗？协议由何组成？谁必须签署协议？一旦最后的文件准备好，允许多久来签署这个文件？修改基本规则的程序是怎样的？❸

委员会第一次会议的一个关键性问题是关于如何定义达成意见统一。加拿大农业部在是否达成了意见统一问题上不发表推荐意见。该会将意见统一翻译为至少较多人数统一。此外，该会也决定，一个有不同意见的与会成员应该“说明其不同意之处，在各个方面登记他的不同意意见，而不应该直接反对达成的同一意见”。❹ 与会成员也同意努力迅速达成统一意见。由于加拿大不列颠哥伦比亚省环境部计划在 1990 年 9 月发布锯木行业防木材变化化学物质排放的严格限制条例，所以委员会进程必须加快速度。

---

❶ Leiss 博士是加拿大金斯敦市皇家女王大学政策研究学院环境政策研究会的主席。

❷ 实际上确定矛盾团体是在谈判阶段进行的，不是在谈判前阶段进行的。表 18.5 给出了一个一般的顺序，但是顺序常常会有一些变化。

❸ 有经验的仲裁者推荐在谈判开始以前，仲裁者和参与团体就对基本的谈判规则达成协议，关于谈判中形成草案过程的更多信息，参见 Cormick（1989），Susskind 和 Cruikshank（1987）。

❹ 引自 Leiss 和 Chociolko（1994，p. 231）。

18.6.2 仲裁谈判进程

谈判的第一步是共同进行实况调查，所有的团体都要汇总和评价实际的信息。实况调查的方法不同于传统的收集环境争端有关的科学信息的方法。较为典型的是，每个利益方都必须进行自己的研究，这就使一些很难解释的主张被放弃。在实况调查中，来自反对方的研究者们需要聚集在一起共同评价信息。

在防木材变化的化学品案例中，委员会成员要与化学制造商和分销售商代表、毒理学专家和其他专家一起召开实况调查会议。这些会议的一个目标是为了对这个科学问题和风险达成统一的理解。信息分享是在实况调查中的一个中心议题。在一次委员会上，成员们发现，一个来自哥伦比亚省锯木业的代表将一份杀虫剂的报告收回，他考虑的出发点是，这只是短暂的登记。尽管最终这份报告的内容被公布出来，但“这一出乎预料的暴露事实几乎使协会和环境利益组织离开会场。到目前为止，有证据显示，这样的确会对加强各利益方关系造成不良的影响”。[1] 该事件说明了在多个利益方谈判中存在的一个缺陷：一个单一的不守信行为，特别是对大多数的人的不守信行为，能够从其他方面破坏合作和达成意见统一的良好记录。”

谈判的第二步是，寻找相互有利的方案，这一步可以分为很多独立的部分，以获得更多的机会达成协议。哥伦比亚省利益方委员会如何决定不充足试验的防腐化学品应当被登记问题，说明了在谈判过程中相互交换条件的过程。因为对环境和人体健康影响可用的数据很少，协会和环境组织很勉强地支持登记任何防腐化学品。这些组织在 11 个与会成员中占了 6 个席位，因此他们对会议的影响很大。3 个协会最终改变了他们在与行业谈判时所持的最初意见。行业团体同意支持健康监督过程，对协会来说这是一个长期的需要，反过来，协会也同意登记名为“NP-1”的新杀虫剂。这个交换是通过将一个较大的问题——是否不需要充足的信息就可以登记防木材变化化学品——分解为几个单独的问题。

谈判的最终结果是由一系列协议组成的。在防木材变化化学品的案例中，达成了 6 个协议。前两个协议规定：不列颠哥伦比亚省利益方委员会作为监督机构受到省森林部贷款支持。这使得委员会有权利也有资金来监督在其他协议中描述的行为。第 3 个协议是关于健康监督子委员会的信息收集计划，第 4 个协议要求森林业协会每年为木材业提供技术和市场信息。第 5 个协议并没有得到全体同意，它建议加拿大农业部应该每年总结那些有条件登记为某种防木材变化的产品。第 6 条也就是最后一条协议要求哥伦比亚省环境部需要与农业部一起工作，为防木材变化化学品建立废水排放管理条例，并与委员会一起培训如何使用这些化学品。

谈判阶段的最后一步是批准协议。1990 年 5 月，哥伦比亚省利益方委员会将这 6 个协议提交给农业部，但 11 个团体中只有 8 个最终签署了协议。加拿大纸浆、纸和木工协会、环境组织——关心地球组织和西海岸环境法联盟拒绝签署协议书。他们不接受其中的第 5 条，这条实际上是允许使用不充足试验的化学品。不同意的意见指“在登记化学品前，要求全面安全的化学品数据，可使在加拿大能够通过一个保守的登记程序来得到更好的服务。”[2]

18.6.3 仲裁谈判后阶段

一旦谈判完成后，需要实行一些步骤来保证实施谈判而成的协议，避免其被分开。在实施过程中，谈判过程中达成的协议必须翻译为正式的、有约束力的协议。此外，监督过程必须定好。最后，如果还需要再次谈判，要做好再次聚会的计划。

---

[1] 这一段引自 Leiss 和 Chociolko (1994, p. 234)。

[2] 引自不列颠哥伦比亚省环境与经济圆桌会议 (1991, 附录 2, pp. 2-10)。

在防木材变化化学品的争论中，最后的协议很快被执行了。加拿大农业部接受了这个协议，宣布将禁止使用五氯苯酚到防木材变化控制中，重新评估了 3 种其他的防木材变化化学品，然后投入使用，此外还暂时对几种新的防木材变化化学品进行登记。在谈判结束后，委员会本身和其中的健康监督子委员会都会继续召开会议。

18.7 ADR 在环境决策中的使用

自从 1973 年 Gerald Cormick 和 Jane McCarthy 为在华盛顿的 Snoqualimie 河上修建大坝产生的争端进行解决以来，协调和其他方式的 ADR 作为解决成百上千种局部环境争端的方法已经用在许多情况下的争端中。ADR 方法已经用在了很多领域，包括土地利用、自然资源（包括森林和渔业）、水资源工程、能源设施和危险物质等。

ADR 已经在制定环境政策的过程中发挥了作用。1976 年，美国国家煤炭政策项目树立了一个榜样，它集中了 105 个商业和环境有关的利益代表来解决煤炭能源政策中存在的差异。该项目成功地促进了矛盾团体在生产中进行对话。1977 年，在保护基金会的援助下，针对有毒物质控制法案开辟了管理谈判（regulatory negotiation 或 reg-neg）途径。[1] 从那时起，管理部门致力于制定谈判规则，这是一种管理谈判的方式。在这种谈判中，管理者参与到谈判中来，目的是为了获得一个统一的意见，谈判中受影响的团体要提出一个规则提案。

在美国典型的制定谈判规则中，参与者可以包括管理部门、公民团体、受影响的行业以及州政府。参与者制定他们自己的基本规则，以另一种方式控制谈判过程。前期的工作包括管理部门同意公布谈判规则作为它的规则提案。此外，非政府性参与者可以同意支持但不能批评管理部门的提案规则。非政府性参与者也可以正式同意不在法庭上质疑与提案规则内容一致的最终规则。只有管理部门在联邦登记处公布了规则提案，并邀请公众参与评论，这个谈判过程才有效。从这以后，制定规则过程就按照通常的进程进行了。

在有些情况下，管理谈判是有利的。但是，在某些情况下，可能不值得进行这种谈判方式。如，“相关利益团体数目太多，需要很多名代表，不利于管理；或者，除非参与者能在一些原则的基本问题上达成妥协，否则很难达成一致意见。”[2] 如上文所述，一些法定的学者不能确定管理谈判（例如加快产生规则的速度）的益处是否值得用牺牲公众在对规则讨论时的利益来换取。

在过去的几年里，EPA 已经在其超级基金（Superfund）计划中改进了解决争端替代方案的方法（见第 14 章）。在 1988 年，EPA 开展了一个解决争端替代方案指导计划，用来评价一种谈判的潜在影响，这种谈判是有关通过第三方援助来完成超级基金点清除工作的内容。[3] EPA 的指导计划成功地引起其他联邦部门对 ADR 的兴趣。1990 年，国会通过了解决争端管理法案（ADRA，Administrative Dispute Resolution Act），该法案“赋予联邦部门权利并鼓励其使用调解、劝解、仲裁和其他方式来迅速非正式地解决争端和其他问题”。[4]

---

[1] 关于有毒物质控制法案中管理谈判的更多信息，参见 Bingham（1986，pp. 17-22）。尽管管理谈判是一个基于意见统一的方法，它并不总是包括一个中立的第三方团体。

[2] 引用的资料来自 Gehorn 和 Levin（1990，p. 344），这些资料也提供了先前关于管理谈判特征的描述。对管理谈判的优缺点分析，参见 Fiorino（1991）。

[3] 指导计划分析的结果，参见 Peterson（1992）。

[4] Pererson（1992，p. 328）引用了解决争端管理法案（ADRA，Administrative Dispute Resolution Act）导言，有关 ADRA 的更多信息，参见 Susskind，Babbitt 和 Segal（1993）。

尽管争端解决方法已经用于在当地不需要的土地利用形式（LULUs，Locally Unwanted Land Uses）上选择建设地点。到 1984 年，美国 5 个州制定了要求使用固体废物或有害废物设施的法规，这些法规允许和当地社区进行谈判，达成选择建设地点的协议。[1] 在这些法律的案例中，包含传统的谈判形式，也包含了仲裁方式。

18.8 未来解决争端的替代方案

18.8.1 什么时候进行 ADR 最合适？

解决争端的替代方案并不是对任何性质的环境争端问题都适合，表 18.7 中列出了它可以使用的一些条件。当争端团体认为“在时间和结果上都具有很大的不确定性”时，[2] ADR 有更大的机会解决好环境争端问题。如果一些利益相关方认为他们的目标能够在不需要 ADR 的情况下，在一个合理的时间框架下完成的话，那么他们就不太可能有积极性同其他部门配合来解决问题。

在各团体间的权利分配近似相等时，ADR 更容易成功，其中，权利是指一个或多个反对方渴望的能够禁止一个行为的能力。在不列颠哥伦比亚省进行的防木材变化的案例中，环境团体和协会对行业和政府有相对少的影响。从更为强大的团体角度来看，环境学家和协会要求严格的法律规则是不具有实践意义的，然而，协会最终在其中起到了杠杆作用。尽管他们最初与环境团体的意见一致，但一些协会同意登记一种新的化学品，作为交换条件，行业同意对人体健康的不利影响进行监督。

表 18.7 解决争端替代方案的使用条件

- 在时间和结果上的高不确定性
- 在团体间均等的权利分配
- 比 BATNA 更具有前景的调解方式[①]
- 在一个僵局中有矛盾意见的团体
- 无效的诉讼

① BATNA 是“谈判协议最佳替代方案”（Best Alternative to a Negotiated Agreement）的缩写。

另一个影响争端解决方法成功与否的因素是“谈判协议最佳替代方案”（BATNA）的概念：一个团体通过一项战略而非谈判所可能获得的最佳结果。[3] 只要谈判的前景可能比 BATNA 更吸引人，一个利益体就有意向要继续进行谈判。一旦期望的结果低于这个标准，这个利益体就可能拒绝进行谈判。例如，如果一个团体感到诉诸法律或者游说政府官员是更好的办法，那么他们就可能放弃谈判。在哥伦比亚省的防木材变化化学品案例中，BATNA 是加拿大农业部在 1989 年 9 月提出的提案，该提案允许继续使用潜在的危险物质。谈判的益处会超过 BATNA 能提供的好处，如，可以实施一个健康影响监督计划。

解决争端替代方案有时在争论出现僵局时也是很有帮助的。[4] 出现僵局时，常常没有一个团体能够使自己的意见得到大家的认同，那么这时谈判就变得相当具有吸引力。

谈判的另一个成功使用的条件是诉讼常常会造成时间和经费上的拖延。当在法庭上解决争端较为困难时，ADR 常常看起来更为吸引人，甚至在某些情况下，诉讼需要经费支持的

---

[1] Bingham（1986，pp. 51-52）提供了在当地不需要的土地利用形式（LULUs）选择建设地点的谈判方法信息。根据 Rabe（1994，p. 36）的说法，在当地不需要的土地利用形式（LULUs）选择建设地点使用 ADR 方法在一些情况下是成功的；然而，关于有害废物设施排放挥发性物质的区域的 ADR 革新性潜能的论述，学术上和其他方面上的支持者形容得有些夸张。

[2] 这个引述和下一段的同一个论述都引自 Mccarthy 和 Shorett（1984，pp. 12-13）。

[3] BATNA 的定义引自 Fisher 和 Ury（1981，p. 104）。

[4] 这一点被 Amy（1987，p. 80）详细叙述了。

压力使 ADR 受到更多的欢迎。

18.8.2 是否 ADR 比诉讼更好?

ADR 的支持者认为，与诉讼相比，ADR 更加节省时间、节约成本，同时矛盾团体更容易接受决议。[1] 然而，这种说法却受到了质疑。Bingham（1986）对 161 个谈判争端进行了研究，发现很少有证据说明 ADR 方法比诉讼更节省时间和节约成本。尽管邀请仲裁人的费用要比律师的费用低，但是 Bingham（1986）指出，“准备谈判的费用……可能和准备诉讼材料的费用一样高，甚至更高”。此外，ADR 有时会是未解决的诉讼的继续部分，也会是在诉讼的威胁下仲裁完成，所以，一些 ADR 专家相信 ADR 和诉讼可以看做互为补充的方法（不是互为替代的关系）。[2]

认为环境仲裁结果可能被所有的利益体接受的说法也显得过于夸大。在哥伦比亚省的防木材变化化学品的案例中，委员会中的 11 个团体有 3 个不同意最后的协议，拒绝签署它。此外，化学品制造商也被排除在仲裁过程以外。

ADR 的反对者认为，让公民和环境团体参加委员会的方式常常夸大了其优点。例如 Amy（1987）认为，ADR 可能仅仅赋予了公民和弱势团体以说明的权利，政府部门和行业团体是处于有利地位的，因为他们拥有信息、资源和政治力量来保证其观点得到听取。[3] 相反，公民和基层组织常常缺少资源，对谈判过程了解的也不充分，常常无法很好地组织起来。[4]

其他对 ADR 的批评集中在它是否能尽可能地服务于整个社会，例如，EPA 对管理居民壁炉空气污染物进行了管理谈判，Funk（1987）对其进行了分析。他发现规则提案的法律缺陷常常是由于使用管理谈判造成的。根据 Funk（1987，p. 92），“……管理谈判是通过在各团体间达成协议来获得它的合法性的，而不是通过公众利益法规来决定其合法性的；换句话说，管理谈判是将个人法律补偿来代替公众法律补偿。”反对意见声称，传统的法规的制定使用的是保护性条款。

如同前面讨论说明的那样，争端解决替代方案确实有其优点，但是它并不是万能的。ADR 在争端存在情况下是否应该使用，必须要针对个案的实际情况进行评价。

主要概念和术语

公众参与的目的（*Objectives of a Public Involvement Program*）

公众参与的合法性要求（Legal requirements for citizen participation）

双向交流（Two-way communication）

否决反对意见（Defusing opposition）

合法性决策（Legitimating decisions）

有影响的结果（Influencing outcomes）

行政部门目标与公众目标比较（Agency's objectives vs. citizens' objectives）

Arnstein 的参与等级（Arnstein's levels of participation）

---

[1] 关于 ADR 益处的更多叙述，参见 Mccarthy 和 Shorett（1987，p. ix）和 Bacow 和 Wheeler（1984，p. 359）

[2] 这一观点是 Amy（1987，pp. 89-91）提出的。

[3] 关于这一点的更多情况，参见（1987，pp. 13，94）。

[4] 在一些案例中，需要将法律调解作为一个过程，该过程中，所有的团体举行公平的代表谈判，并同意为弱势群体提供援助。

象征性公众参与和公众决定级（Tokenism vs. citizen power）
信息与教育（Information and education）
公众咨询（Public consultation）
实况调查（Joint planning）

公众识别（*Identifying the Public*）

各部分公众（Segments of the public）
自我识别（Self identification）
群体识别（Staff identification）
第三方识别（Third-party identification）

公众参与方法（*Public Involvement Techniques*）

提供信息的技巧（Techniques for providing information）
产生信息反馈的方法（Methods for generating feedback）
双向交流程序（Two-way communication procedures）

将公众参与纳入到规划过程中：案例分析（*Integrating Public Involvement Into Planning: A Case Study*）

居民意见委员会（Citizen's advisory committees）
信息布告（Information bulletins）
公共委员会（Public workshops）
问卷调查（Survey questionnaires）
公民提供信息的形式（Types of information citizens can provide）

解决环境资源争端（*Resolving Disputes Over Environmental Resources*）

争端解决替代方案（ADR）（Alternative dispute resolution（ADR））
环境仲裁（Environmental mediation）
原则性谈判（Principled negotiations）
定位谈判（Positional bargaining）
利益与立场（Interests vs. positions）
评价协议的标准（Criteria for evaluating agreements）
环境争端的特征（Characteristics of environmental disputes）

环境仲裁的三个阶段（*Three Phases of Environmental Mediation*）

利益分析（Stakeholder analysis）
规程和议程（Protocols and agendas）
实况调查（Joint fact-finding）
获得互利的方案（Options for mutual gain）
协议系列（Packages of agreements）
监督和再谈判（Monitoring and renegotiation）

ADR 在环境决策中的使用（*Applications of ADR in Environmental Decision Making*）

管理谈判（Regulatory negotiations）
谈判规则制定（Negotiated rulemaking）

超级基金点的清除的谈判（Negotiating Superfund site cleanups）

当地不需要的土地利用形式（LULUS）（Locally unwanted land uses (LULUs)）

未来解决争端的替代方案（*Alternative Dispute Resolution in Perspective*

权利分配（Distribution of power）

谈判协议最佳替代方案 BATNA（BATNA）

ADR 作为诉讼的补充方法（ADR as a complement to litigation）

问 题 讨 论

18-1 假定你要为一个高速公路代理机构提出建议，建议内容是关于怎样保证公民能够参与到建设提案的规划和评价过程中。你的建议内容包括两方面内容：（1）公众参与活动的时间安排；（2）公众参与过程中使用的技巧。

18-2 列出三个为基层开发部门（如美国陆军工程部）工作的规划者可能不热衷于参与规划过程的原因。用什么内容可以回答你的这三个原因？

18-3 一些作者将公众咨询和公众参与区别开来。例如，Glasson，Therivel 和 Chadwic（1994，p. 165）就是用下面的论述来区别它们二者的：

咨询实际上是一个听众处于被动的过程：请求听众表达其看法，但是听众却很少对任何最终的决议有积极的影响。相比之下，公众参与则赋予公众以积极的角色，可以影响项目的修改，也可以影响最终的决定。

你认为这种区别有用吗？为什么？用 Glass，The rivel 和 Chadwick 在 San Pedro 河事件中应用的方法研究公众咨询。公众参与包含哪些因素。

18-4 想像美国陆军工程部对 San Pedro 河洪水的研究现在开始，你负责设计公众参与程序。你会建议公众参与程序达到何种目标？你会使用什么方法？在规划过程中，你将什么时候使用这一程序？

18-5 根据 Goodpaster（1992，p. 221）的说法：

对一个争端进行诉讼是对该争端进行谈判的主要替代方案，也是强迫其进行谈判的途径……团体更多要求对争端进行申诉而不是要法官和陪审员去决定最后的结果。事实上，诉讼是对一个悬而未决审判的最后一个方法，这个审判主要关注的是谈判解决的可能性、审判损失的风险和可能因诉讼解决而增加的费用。

用 Good paster 的观点或支持或反对“环境仲裁”是诉讼的补充方法”的观点。

18-6 在一个解决争议方法的不足之处的分析中，Grad（1989，p. 183）提出了一些问题，这些问题的出现主要是由于 ADR 是一个私人解决问题的过程：

公共过程，如审判和对政府部门决议回顾的诉状，包含为干预或回顾提供机会的程序上的保护措施。法庭上的案件决定结果普遍制约着公众，不像 ADR 达成的协议，总是有一些问题——是否所有的利益团体都包括到 ADR 中，参与到 ADR 中，并达成最终的协议。

Grad 是怎样在加拿大不列颠哥伦比亚省的防木材变化化学品研究中提出这种观点的？描述一些使用 ADR 经过仔细计划最终达成意见统一的情况，这些情况由于将利益团体排除在谈判过程以外，从而最终达成一致意见，但这并不是真的成功。

参 考 文 献

Amy, D. J. 1987. *The Politics of Environmental Mediation*. New York: Columbia University Press.

Arnstein, S. R. 1969. A Ladder of Citizen Participation. *American Institute of Planning Journal* 35 (4): 216-24.

Bacow, L. S., and M. Wheeler. 1984. *Environmental Dispute Resolution*. New York: Plenum Press.

Bingham, G. 1986. *Resolving Environmental Disputes: A Decade of Experience*. Washington, DC: The Conservation Foundation.

British Columbia Roundtable on the Environment and the Economy. 1991. *Reaching Agreement: Consensus Processes in British Columbia*. Victoria, British Columbia, Canada.

Commission on Resources and Environment (CORE). 1995. *The Provincial Land Use Strategy, Volume* 3: *Public Participation*. British Columbia, Canada.

Cormick, G. 1989. Strategic Issues in Structuring Multi-Party Public Policy Negotiations. *Negotiation Journal* 5 (2): 125-32.

Creighton, J. L. 1980. *The Public Involvement Manual: Involving the Public in Water and Power Resources Decisions*. Washington, DC: U. S. Department of the Interior, Water and Power Resources Service, Bureau of Reclamation.

——. 1992. *Involving Citizens in Community Decision Making*. Washington, DC: Program for Community Problem Solving.

Crowfoot, J. E., and J. M. Wondolleck, eds. 1990. *Environmental Disputes: Community Involvement in Conflict Resolution*. Washington, DC: Island Press.

FEARO (Federal Environmental Assessment Review Office). 1988. *Manual on Public Involvement in Environmental Assessment: Planning and Implementing Public Involvement Programs*, vol. 1-3. Prepared by Praxis, Calgary, Alberta, Canada.

Fiorino, D. J. 1991. "Dimensions of Negotiated Rule-Making: Practical Constraints and Theoretical Implications." In *Systematic Analysis in Dispute Resolution*, ed. S. S. Nagel and M. K. Mills, 127-39. New York: Quorum Books.

Fisher, R., and W. Ury. 1981. *Getting to Yes: Negotiating Agreement Without Giving In*. New York: Penguin.

Funk. W. 1987. When Smoke Gets In Your Eyes: Regulatory Negotiation and the Public Interest—EPA's Woodstoves Standards. *Environmental Law*18 (1): 55-98.

Gelhorn, E., and R. M. Levin. 1990. *Administrative Law and Process in a Nutshell*. St. Paul, MN: West Publishing.

Glasson, J., R. Therivel, and A. Chadwick. 1994. *Introduction of Environmental Impact Assessment*. London: UCL Press.

Goodpaster, G. 1992. Lawsuits as Negotiations. *Negotiation Journal* 8 (3): 221-39.

Grad, F. P. 1989. Alternative Dispute Resolution in Environmental Law. *Columbia Journal of Governmental Law* 14 (1): 157-85.

Hendee, J. C., R. C. Lucas, R. H. Tracy, T. Staed, R. N. Clark, G. H. Stankey, and R. A. Yarnell. 1976. "Methods for Acquiring Public Input." In *Water Politics and Public Involvement*, ed. J. C. Pierce and H. R. Doerksen, 125-44. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science Publishers.

Iacofano, D. 1990. *Public Involvement as an Organizational Development Process*. New York: Garland Publishing.

Jacobs, H. M., and R. Rubino. 1987. *Environmental Mediation: An Annotated Bibliography*, no. 189. Chicago: Council of Planning Librarians.

Ketcham, D. E. 1992. "The EIS Process—Public Participation." Outline of remarks given at the advanced ALI-ABA course of study. "National Environmental Policy Act, 'Little NEPAs,' and the Environmental Impact Assessment Process," held in Washington, DC, November 13-14.

Leiss, W., and C. Chociolko. 1994. *Risk and Responsibility*. Montreal and Kingston, Canada: McGill-Queen's University Press.

McCarthy, J., and A. Shorett. 1984. *Negotiating Settlements: A Guide to Environmental Mediation*. New York: American Arbitration Association.

Moore, C. M. 1994. *Group Techniques for Idea Building*, 2d ed. Applied Social Research Methods Series, vol. 9. Thousand Oaks, CA: Sage Publications.

Parenteau, R. 1988. *Public Participation in Environmental Decision-Making*. Ottawa, Canada: Minister of Supply and Services.

Peterson, L. 1992. The Promise of Mediated Settlements of Environmental Disputes: The Experience of EPA Region V. *Columbia Journal of Environmental Law* 17: 327-80.

Rabe, B. G. 1994. *Beyond NIMBY: Hazardous Waste Siting in Canada and the United States*. Washington, DC: The Brookings Institution.

Roberts, R. 1995. "Public Involvement: from Consultation to Participation." In Vanclay, F. and D. Bronstein (eds.), *Environmental and Social Impact Assessment*, ed. F. Vanclay and D. Bronstein, 221-46. Chichester, England: Wiley.

Susskind, L., and J. Cruikshank. 1987. *Breaking the Impasse: Consensual Approaches to Resolving Public Disputes*. New York: Basic Books.

Susskind, L. E., E. F. Babbitt, and P. N. Segal. 1993. When ADR Becomes the Law: A Review of Federal Practice. *Negotiation Journal* 9 (1): 59-75.

Tannis, E. G. 1989. *Alternative Dispute Resolution that Works*. North York, Ontario, Canada: Captus Press.

Wagner, T. P., and L. Ortolano. 1976. *Testing an Iterative, Open Planning Process for Water Resources Planning*. Report No. 76-2. Ft. Belvoir. VA: U. S. Army Engineer Institute for Water Resources.

Willeke, G. E. 1976. "Identification of Publics in Water Resources Planning." In *Water Politics and Public Involvement*, ed. J. C. Pierce and H. R. Doerksen, 43-62. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science Publishers.

Zinn, F. D., and R. C. Hinojosa. 1994. A Planner's Guide to the Internet. *Journal of the American Planning Association* 60 (3): 389-400.

第五部分　影响评价和管理中的方法

环境管理体系的设计和对拟进行项目的环境影响评价经常是在预测的基础上进行的，进行预测的方法是第五部分讨论的核心，本部分同时也介绍了环境影响评价的方法。第四部分简要介绍了各类方法，而第五部分则更详细地说明了在实践中怎样进行预测和评价。同时，又通过大量的案例研究补充了许多新的方法。

第19章分析了生物学家怎样表征人类活动对生态系统的影响。生物学家所开发的方法正越来越多地被应用于设计发展计划、制定环境规划和政策。第19章的附录介绍了地理信息系统（GIS）——用于存储、分析和检索空间数据的计算机软件。正如附录中所说，地理信息系统可以用来实现生物影响评价和执行其他类型的环境研究。

第20章的重点是另外一个问题：怎样预测和评价一个拟建项目所预期达到的看得见的变化？设计人员开发了一个为可视化影响评价提供基础且具有美学和景观的实体。在拟建项目的可视化表现的分析方法方面，第19章强调的是用计算机技术来表现图像可视化过程的方法。

第21章、22章、23章分别涉及噪声、大气质量和水资源。这些章节从描述一些表征环境的参数入手，介绍完这些参数后，讨论的重点就转移到用于预测的数学方法上来。以计算机为基础的模型被广泛地用于设计环境管理和重点工程的影响评价，这些章节中数学模型的重点是噪声、大气质量和水资源。

第 19 章　规划和政策制定时的生物学研究

生物知识被广泛地应用于对拟发展项目进行的生态影响评价中。另外，生物研究的结果也被用来评价实施环境管理产生的影响，如：空气质量变化对作物产量的影响研究。如表 19.1 所示，生物知识也被用于制定环境规划和政策。

表 19.1　应用生物学知识来设计环境规划和政策

项目或政策类型	例子①
可更新资源管理	北太平洋比目鱼渔业管理
害虫控制	在拉丁美洲通过减少吸血蝙蝠的数量来增加家畜的产量
疾病控制	在西非通过控制蚊子数量来减少疟疾的传播
物种和生境保护	保护华盛顿、俄勒冈和北加州的斑状猫头鹰生境
生态系统保护	对西雅图地区排入华盛顿湖的废水累积影响的管理
生态系统修复	英国矿山区域半天然植物群落的修复

① 每个例子都在 U. S. National Research Council（1986）的案例研究章节中进行了介绍。

这一章首先介绍了生态学的相关概念，然后着重探讨了一个疑难问题：用什么标准来评价人类活动所导致的生物系统变化？在评价开发项目、规划和政策的影响时，可以通过检查生物学家认为重要的因子来回答这个问题。于是，本章通过对鱼类和野生生物管理部门开发的程序的检验来对拟发展的项目进行评价。最后，回顾了在进行生物环境影响评价时通常要进行的活动。

19.1　基础生态学概念

这一部分介绍了将生物学应用到规划和政策决策中的一些术语和概念。理所当然，这样的介绍是必需的。❶

生态系统（ecosystem），定义为生物群落及其非生物（无生命的）环境，是项目设计、规划和政策制定时所考虑的生物因子中的基本单元。区域的任何变化都会影响该区域的生态系统。尽管生态系统具有弹性且能够抵抗干扰，但人类或自然的压力能够破坏一个生态系统的许多部分，导致无法保持其完整性以致完全崩溃。

群落（community）是指一个特定区域现存生物体的集合。群落通常按植被的特征类型来分类；例如，我们经常所说的红杉林群落或加州沙巴拉群落。然而，术语群落则包括所有与植被类型命名有关的生物体。如图 19.1 所示，蓝灰蚋鹪是沙巴拉群落的一员。许多物种，例如椋鸟和蒲公英，与群落中的许多种属有关系。术语“生境”（habitat）是指一个有机体生存的自然场所。每一个物种都需要一个能够提供空间、食物、掩蔽物以及其他生存所需条件的生境。例如，适合麋鹿的生境是松林，而不是沙漠。

---

❶ Daniel Belik 为本章的草稿准备了材料，当时他还是斯坦福大学的学生。对这部分内容完整的介绍是一些有关生物科学在管理和规划中的应用的文献，如：Edington 和 Edington（1978），Ward（1978），Holling（1978），Westman（1985）和 McHarg（1996）。

作为捕食者、被捕食者或既是捕食者又是被捕食者的每一个生物体在一个群落中都占据一定的位置。捕食模式的组织方式可以用食物链（food chain）来描述。占据食物链最底层的生物体从生态系统的无机界获得营养。图 19.1 就是一个简单的例子。❶ 草本类（grasses）通过光合作用（photosynthesis）过程把太阳能转化成化学能。这个过程用水、二氧化碳和绿色植物体内的叶绿素来产生碳水化合物和氧气。草本类被食草动物如老鼠吃掉，而食草动物反过来被食肉动物（例如鹰）吃掉。

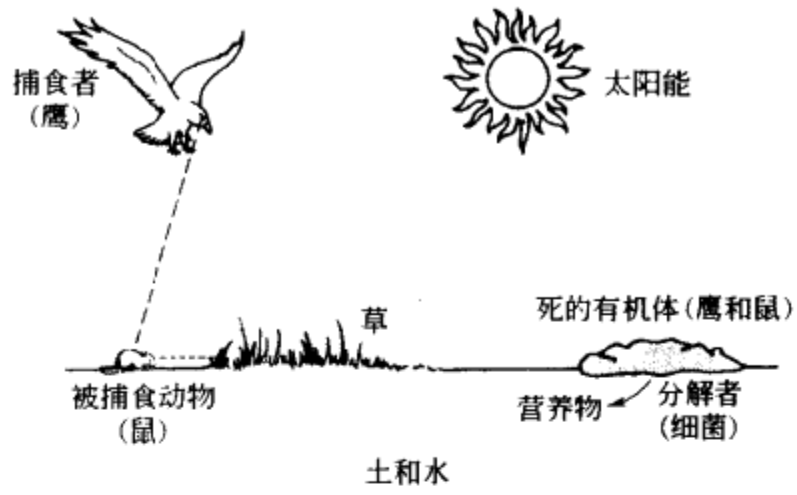


图 19.1　食物链关系图解

我们认为鹰位于食物链的顶层。鹰死后的尸体是细菌等微生物的食物源，其中微生物作为有机物的分解者补充环境中的营养物质。食物链的破坏不仅影响捕食者也会影响被捕食者。捕食者失去食物将会忍受饥饿。被捕食者，由于控制其数量的捕食者的消失，其数量将会增加。当被捕食者的数量增加到一定程度时，将消耗掉它全部的食物，接着也会挨饿。

食物链中种群之间的相互作用对理解一个生态系统中的能流（flow of energy）是十分重要的。光合植物利用太阳的辐射能来生长和呼吸。沿食物链逐级向上，只有很小一部分的太阳能被传递。例如，光合作用固定到植物的太阳能只有大约 10%可以被食草种群利用；大部分的能量用于代谢过程或者植物不可食用部分的生长。❷ 能量怎样从植物向食草动物以及从食草动物向食肉动物传输的经验数据为生态系统中能量流的模拟提供了依据。❸ 这些模型清晰地表明，植物所固定的太阳能相当大一部分用于代谢过程。只有这种损失的能量能够得到来自太阳光或者其他生态系统的有机物的不断补充时，一个生态系统才能够维持。

如果规划人员和政策决策者忽视了食物链的相互作用，有时会产生意想不到的不利影响。下面我们研究一个发生在许多年前以色列关于田鼠的例子。大约每 10 年，以色列老鼠的数量会大量增加，而且仅仅需要 1 年，就能消耗掉农业区大量的谷物。这个时期，捕食老鼠的鹰、隼等鸟类的数量也很多。在 1949～1950 年，为了控制老鼠数量的增加，以色列农业部植物保护处实施了一个方案，用涂有铊的小麦毒杀老鼠。铊通过慢性麻醉经过几天才能把田鼠杀死。部分被麻醉的田鼠容易被鹰和隼捕获，于是不久以后鸟类也由于铊中毒而死亡。政府实施这个方案的结果刚好适得其反：捕食鸟类的数量大量减少，而老鼠的数量却没有得到控制。❹

另外一个说明规划人员和政策决策者需要考虑食物链相互作用的例子是关于物质生物放大（biological magnification）作用的，例如不容易分解的 DDT。在 20 世纪 50 年代，许多个体毒理学研究表明用来控制害虫的 DDT 不会导致严重的后果。而后来的研究却揭示了 DDT 怎样通过各种食物链进行传递，从而驳倒了前面的成果。通常，在食物链的下层向上层传输过程中大量的生活物质（生物质）被排泄或者被呼吸作用消耗掉，从食物分子的氧化分解过程中产生可用

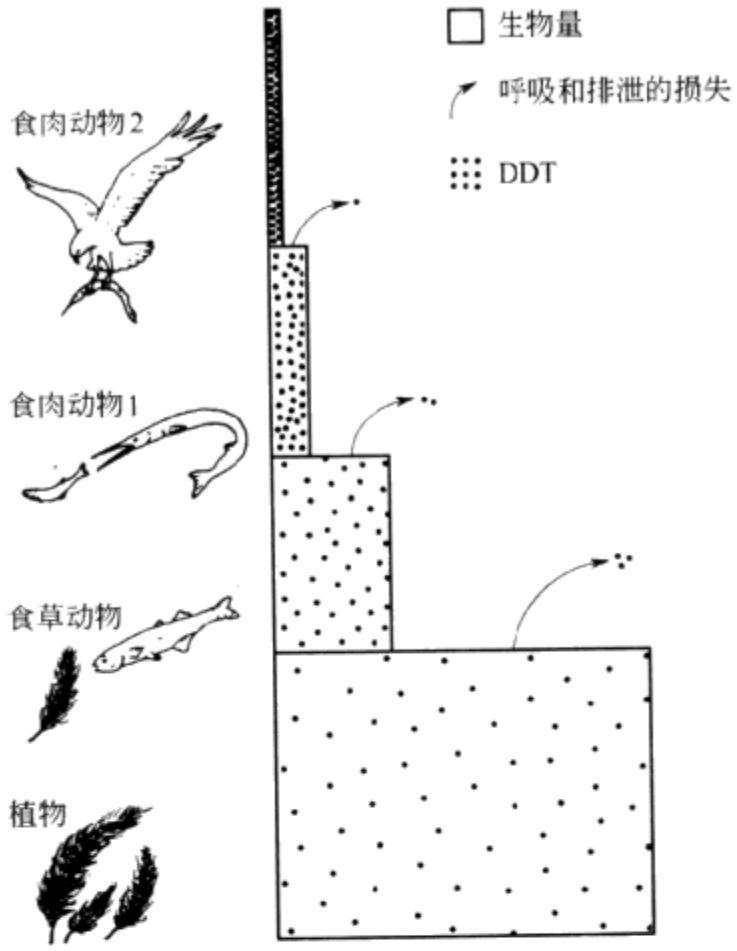
---

❶ 食物链并非像例子中的一样简单，通常，几条食物链相互交错，形成复杂的食物网（food web）。

❷ 这个 10%来自 Westman（1985，p. 32）。

❸ 除了能流外，生态系统中主要的物质循环包括碳、水、氮、磷等的循环，参 Ehrlich 和 Roughgarden（1987）的介绍生态学的教科书。

❹ 这个例子取自 Mendelssohn（1972）。



残留 DDT 在一个简单食物链中的浓缩在这个图中示意性地表示了出来。在这样一个食物链中，当“生命体”或活质从一级传递到另一级时，通常有一半以上被呼吸作用消耗或者被排泄（箭头）；剩余的形成新的生命体。另一方面，沿食物链 DDT 的损失与从一级向下一级的传输相比是很少的。因此，肉食动物中 DDT 的浓度会很高。

图 19.2　DDT 在一个简单食物链中的传输

（摘自 Woodward，有毒物质与生态循环（插图，James Egleson），1967，美国科学出版集团版权所有。）

的能量。只有很少一部分这种生物质储存在消费者动物体内。然而，DDT 可溶于脂肪且不易被分解成简单的化合物。因此，当生物质沿食物链向上传输时，每次传递只有很少量的 DDT 被损失。结果是在食物链从一级向下一级传递的过程中，DDT 的浓度增加十分显著（见图 19.2）。例如，对纽约市长岛的沼泽研究表明，DDT 的浓度放大倍数如下（按百分率计量）：浮游生物 0.04、鲤科小鱼 1、以腐肉为食的鸟类的细胞组织 75。❶ 由于生物放大作用导致的高浓度 DDT 已经导致一些鸟类的死亡，同时也干扰了其他鸟类的繁殖。❷ 这个例子表明了生物变化的生态系统层次分析的重要性。

生产率（productivity）是值得规划人员和决策者所考虑的生物群落的另外一个方面。在生物学上，生产率是指一个生态系统能够获取无机组分并且利用它来产生生活物质的速率。有稀疏植被的北极冻原相对来说是一个非生产性的群落，而热带雨林则是一个高产群落。决定一个生态系统生产率的无机环境成分是水、营养物质和能量。能量输入通常说来是太阳光，它通过光合作用形成化学能。一些人类行为减少了形成有机物质的非生物成分，将会降低一个区域的生产率。例如，在美国西部的一部分地区，地下水的抽取远远大于它的自然补充。结果是周围的土地变得急剧干旱，表层土无法保持地表水，生物生产率正在降低。生产率的降低既影响了天然生物群落，也影响了土地的农业利用。如果随着时间变化大部分植被遭到破坏，当地的土壤也将无法保持，最终导致侵蚀和沙尘暴。

群落特征随时间的变化称为生态演替（ecological succession）。自然的种群波动在一个群落中是不断发生的，但是，演替指的是物种类型的变化且这种变化发生在群落自身内部。一个说明区域自然演替的典型例子首先是细菌和真菌集群霸占裸露的沙地，然后是苔藓和地衣。这些简单的有机体能够把沙子分解成土壤，然后该地区被一年生草本植物统治。这些一年生草本后来可能被多年生草本所取代，可能导致土壤特征的进一步变化。土壤的变化或许能使灌木扎根。最终，灌木可能被乔木所取代。❸

---

❶ 这些数字以及关于生物放大作用更完全的讨论是由 Woodwell（1967）提供。

❷ 关于 DDT 负作用进一步的细节见 Ward（1978）。

❸ 这一形象化的说明来自 Weisz（1973，p. 375）。他指出，从沙子到土壤的转化大概要花费 1000 年，如果地表有土壤，那么出现森林是在 200 年以后。

图 19.3 是美国东南部一个废弃的山地农业区域的生态演替模式。在最初的 100 年内，这片裸地经过许多阶段最后形成了松林。又经过 50 年，群落演化成了一个栎树-胡桃林。在这种情况下，栎树-胡桃林代表了一个顶级群落（climax community），用自身的物质环境保持长期平衡而永恒存在的群落。在一定情况下，特定顶级群落的形成很大程度上由气候和其他物理因素决定。❶

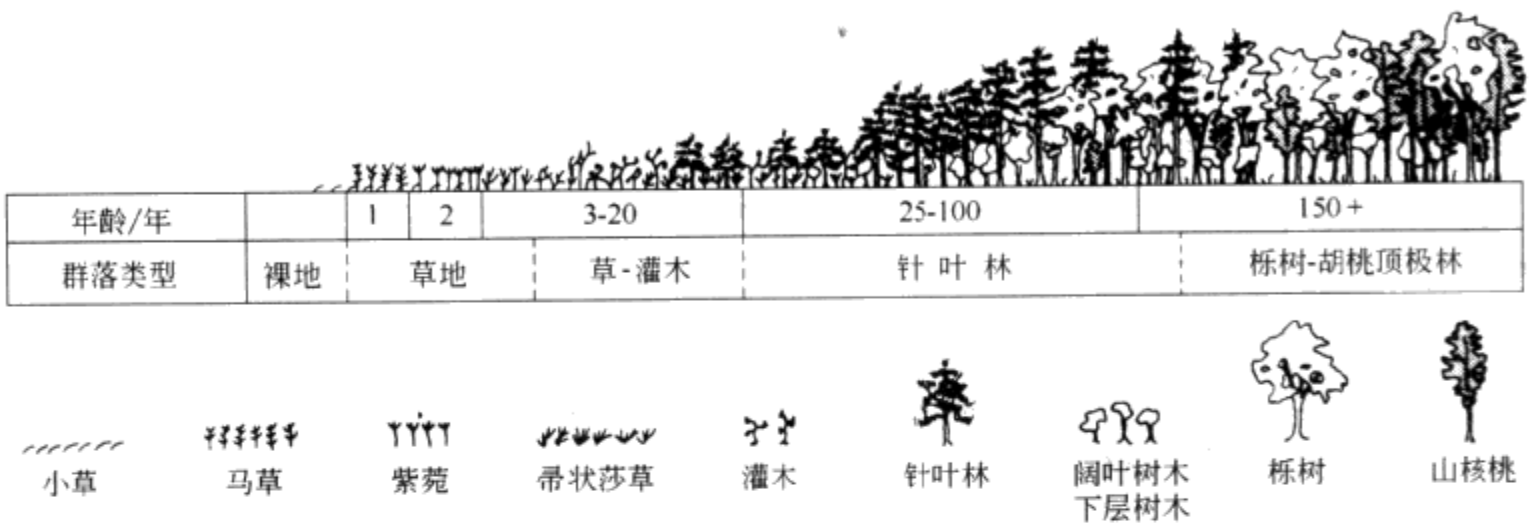


图 19.3 美国东南部皮埃蒙特山麓区域在自然演替中主要植物的“优势种”

（摘自生态学基础，第 3 版，Eugene P. Odum 著，1971 年的版权属于 Saunders 大学出版社，在出版者的许可下翻印的。）

在制定土地利用规划和政策时，生态演替是一个重要的概念。例如，当沙巴拉群落成熟时，天然大火烧掉了旧的植被从而进行了更替。对沙巴拉群落进行发展规划时应该考虑周期性的大火以及大火控制对演替的影响。

人类活动有时对生态演替产生一些不良的影响。我们来分析一个西雅图华盛顿湖的例子。在 20 世纪初大量废水排入湖泊。到 20 世纪 30 年代末停止了废水的排入，但是到 20 世纪 40 年代初，由于湖泊周边地区人口的增长又恢复了废水的排入。废水中的氮和磷加速了湖中藻类的生长，湖泊向沼泽演替的进程比所期望不受干扰的湖泊快得多。对于华盛顿湖周边的居民来说，幸运的是由于废水向另外一个地方的分流而降低了演替速度。❷

19.2 生态评价标准

应用生态概念进行项目、规划和政策设计时，要求生物学家能用以一种对规划专家和决策者有用的方式来表达他们的科学。例如，对于从事规划或决策的分析人员而言，他们不必了解计划实施的结果怎样导致了区域生物生产力的增加，他们只需知道高的生物生产力是好还是坏。这将生物学家置于了一个两难的境界。如果一个生物学家坚决保持纯粹科学态度且仅汇报客观量度如生物生产力，于是规划专家和决策者可能不知道怎么去理解生物研究的结果，因此生物学家在决策支持中的贡献将会减少。❸ 然而，如果生物学家的报告能被规划专家和决策者理解（例如，从社会的角度看生物生产力的减少是不利的），于是他（或她）易

---

❶ 顶级群落并不像其字面意思那么简单，生物学家已经发展了各种概念来解释相邻位置所观察到的顶级群落之间的差异，有关这个复杂的课题，参见 Odum（1971，pp. 264-67）。

❷ 华盛顿湖的例子来自于 Krebs（1972，pp. 548-51）。

❸ 很多人认为，生态科学本身并不能摆脱价值判断，例如，Shrader-Frechette 和 McCoy（1993，第 4 章）。

遭到同行的批判，认为这样的言论是没有科学依据的价值判断。❶

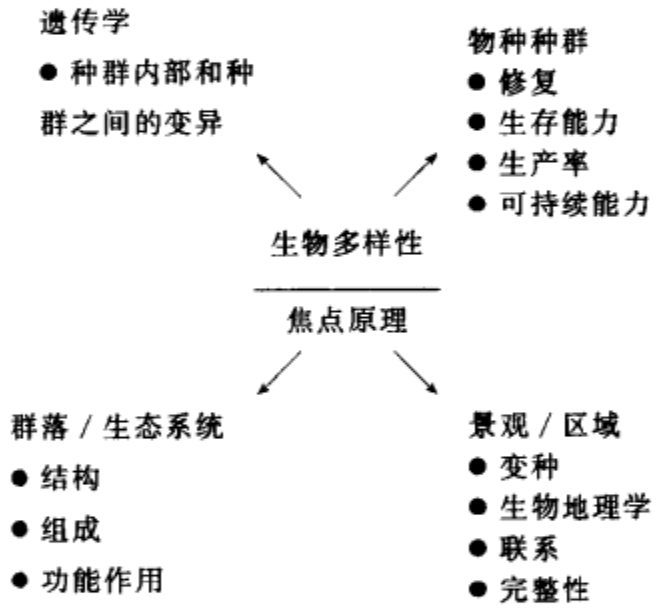
许多生物学家在努力改善生物科学与发展项目和环境规划政策设计之间的联系。这方面的文献表明，需要制定一些价值判断来评价与拟议行动相关的生物变化。尽管文献中没有形成一致的意见，但是与评价人类活动带来的生态系统变化有关的下列主题在文献中频繁出现：

- 生物多样性与生境破碎；
- 物种多样性以及它与生态系统稳定性的假定联系；
- 重要的物种，包括关键种和指示种；
- 生态系统“质量”和其他用于识别包括在保护计划中土地的标准。

上面这些方面将会被逐一讨论，目的在于揭示当生物学家对项目、规划和政策的影响进行判断时所考虑到的因子。

19.2.1 生物多样性

生物多样性（biodiversity）的损失是分析人类活动对自然系统的影响时主要分析的一个问题。❷ 生物多样性存在四个层次：基因、物种、生态系统和区域（见图 19.4）。❸ 基因多样性（genetic diversity）是指物种和个体中基因物质的差异。❹ 基因变异能使物种通过进化来适应周围环境的变化。物种多样性关心的是一个区域内不同物种的数目以及它们相对的数量。例如，在厄瓜多尔，估计有 20,000 种的维管束植物（vascular plant），其物种多样性要高于俄亥俄州，俄亥俄州只发现了 2000 种维管束植物。❺



生物多样性的焦点原理可能包括所选物种的基因变异；敏感或濒临灭绝物种的生存能力；物种的丰富度、结构和功能以及在生物群落中的作用；区域景观的特征，如连续性，生态系统的变异和不同生物群落的模式。

图 19.4 生物多样性的焦点原理

（摘自 Deeker 等（1991），在得到许可下翻印的。）

在生态系统（或者群落）层次上，高的多样性说明生物群落及其非生物环境的组成、结构、功能差异较大。最后一个层次，区域（或者景观）多样性，是指生物群落类型的多样性，以及它们的大小、形态以及相互之间联系的方式，这些特征是这一群落的单个动物在特定区域内移动的基础。对于一些物种而言，除非个体能在大范围内移动，否则是很难存活下去的。

（1）生物多样性的重要性

近来，生物多样性的减少是惊人的。在过去 2000 年灭绝的物种中，有一半以上是在过去的 60 年中灭绝的。❻ 这种损失增加的模式在图 19.5 中进行了说明，图中显示了自公元前

---

❶ 关于这一点更进一步的讨论见 der Ploeg 和 Vlijm（1978）。

❷ 关于生物多样性部分的初稿是由 Melissa Geeslin 准备的，当时她是斯坦福大学的一个学生。Geeslin 小姐还准备了下面的部分：关键种和指示种，内流方法（instream flow methods）和区间分析（gap analisis）。

❸ 如果没有其他的标注，此段和下段的资料依据是 Decker 等（1991，pp. 14-17）。

❹ 基因即脱氧核糖核酸（DNA）的顺序，决定了每个个体的特征。

❺ 这一实例来自于 Colinvaux（1986，p. 663）。厄瓜多尔的面积是 269,179 km^2，而俄亥俄州的面积是 107,045 km^2，同时维管束植物是指有管子和导管的植物，类似于血管传输营养物质。苔藓是非维管束植物。

❻ 这一数据来自 Turk（1980，p. 69）。

1600 年以来灭绝的鸟类和哺乳动物的数量。据估计“到 2000 年将有 50 万到 200 万物种消失，大多数是由于野生生境的丧失，也有一部分是由污染造成”。❶

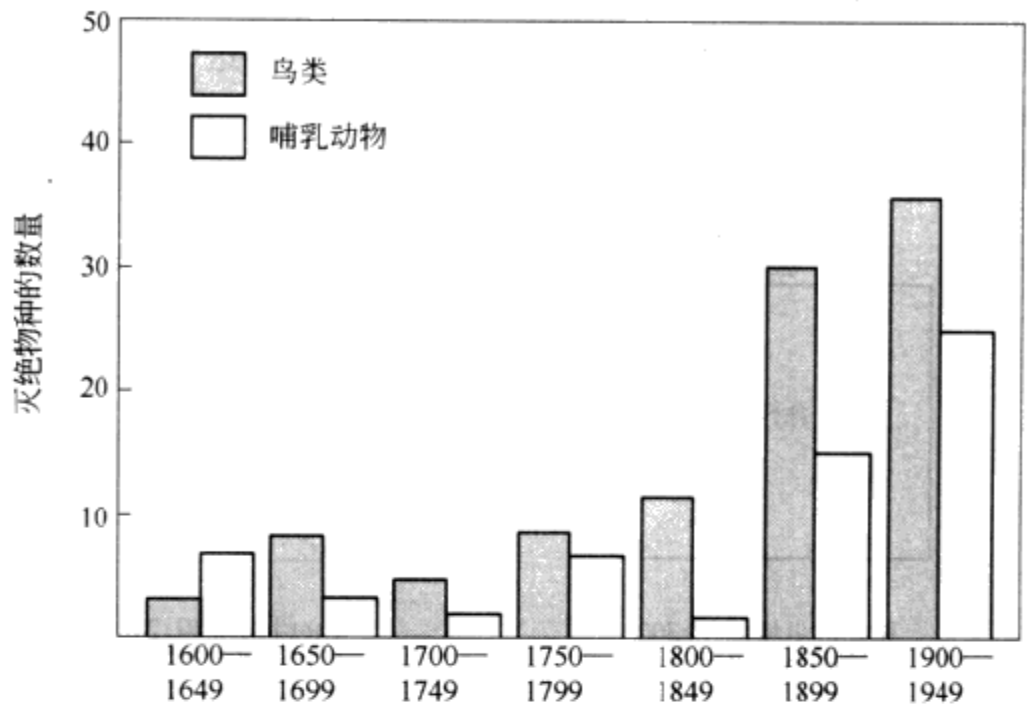


图 19.5　在公元前 1600 年到 1950 年间已知灭绝的鸟类和哺乳动物数量

（资料来源：Reid 和 Miller（1989，p. 34）。）

为什么保持生物多样性这么重要呢？对这个问题一般的答案反映了人类中心观和生物中心观的两种观点。人类中心观的回答集中在高度的生物多样性导致了药物、农业和工业许多进步。❷ 具有说服力的例子是美国的瓜果工业。据 Timothy（1972）报道，霉病对工业的威胁导致全世界都在寻找能够抗霉病的瓜果品种。经过许多的杂交育种，霉病问题被解决了。此后不久一种病毒又威胁到了瓜果工业。全世界的调查再度发生，通过杂交育种来获得抗病毒的瓜果品种项目成功地实施。现存的许多瓜果品种，每种都有一个不同的基因组成，使基因信息交换成为可能，因此维持了加工业。

生态系统除了是商业上有价值的物质来源外，由于稀缺性，它还具有一定的经济价值。近年来，生态旅游业的发展为一些人们对不寻常生态系统旅游的高度评价提供了衡量尺度。或许保持生物多样性的最明显且实际的原因是生态系统具有维持生命的功能（例如光合作用）价值。

支持保护生物多样性的论据也可以从生物中心论出发：人类，作为生物群落的成员，有责任来尊重其他成员。许多人认为由于一个物种存活了，我们只需简单地保护它和它的生境就行了。正如第 2 章所讨论的，认为非人类动物应该具有权利的伦理观包含了丰富的智力遗产。

（2）生境破碎

许多生物学家认为生境破碎是“全世界生物多样性最大的威胁之一”。❸ 破碎化是当一个生境分割成碎片时发生的。例如，如果一个发展项目使生境变得破碎，发展项目形成的区域可能太小以致无法维持物种的存活。尽管所产生的碎片对小动物例如啮齿动物来说一般不是问题，但是它却能够对大动物形成严重威胁。于是尝试了发展“保护走廊”使动物能够在

---

❶ 引语来自 Barney（1980，p. 37）。

❷ Ehrlich 和 Ehrlich（1981）提供了一些别的文献来说明稀有物种和栖息地保护的价值。

❸ 这一引语来自 Noss 和 Cooperrider（1994，p. 51），他们列举了很多例子来说明生境破碎是生物多样性最大的威胁这一论点。

发展项目形成的两个或多个碎片之间进行迁移，但是走廊并不是经常有效的。❶

由于生境破碎化产生的碎片和相应生境尺度的减小并不是只有负面的影响。其他的不利影响与边界面积的增加有关。❷ 如图 19.6 所示，破碎化增加了边界长度。边界长度增加的不利影响可以用一片小森林被农田分割时所发生的事情来说明。在这个案例分析时，Crow（1991，p. 62）观察到沿新森林边界的物种暴露在了风速增加和极端温度的环境中。另外，新边界上的植物也很容易遭到来自周围扰乱土地外来种的入侵，且动物也更容易遭到捕食动物的猎杀。❸

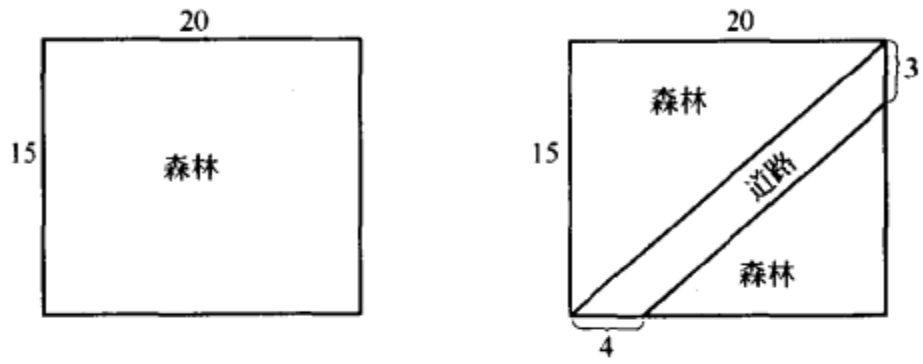


图 19.6　破碎化对边界长度和生境面积的影响

（3）物种多样性和生态系统稳定性

对于物种多样性高的群落必定是有益的这一观点，大多数生物学家没有争议，物种多样性被广泛地应用到了生态系统评价中。❹ 物种多样性的含义可以用一个例子来说明。我们来考虑占据不同区域且不相关的三个群落。群落 A 只有两种物种，而群落 B 和 C 各有 4 种物种。如表 19.2 所示，每个群落总的个体数量是相同的。群落 A 的物种多样性明显少于其他群落的物种多样性。

物种多样性的指标之一定义为：

$$D=\frac{N(N-1)}{n_1(n_1-1)+n_2(n_2-1)+\cdots+n_s(n_s-1)}$$

式中

D——辛普森多样性指数；

s——物种的数量；

n_i——物种 i（$i=1$，…，s）的个体数量；

N——所有物种个体总的数量。

辛普森多样性标准对物种数量及其相对丰度都很敏感。最小的可能值，$D=1$，发生在群落中仅有一种物种时。如果群落中每一个个体分别属于不同的物种，D 趋向无穷。❺

---

❶ 对在创造保护性走廊中所遭遇的困难的分析见 Soulé（1991）。

❷ 在阅读关于生态系统破碎化的生物意义时，Saunders，Hobbs，和 Margules（1991，p. 24）注意到了边界对野生生物有利的传统观点。

❸ Crow（1991，p. 62）举例说明了食肉动物活动的增加，以及在边界附近筑巢的食肉动物的量的增加。

❹ Van der Ploeg 和 Vlijim（1978）提供了很多例子来说明多样性是如何应用到生态系统评价中的。

❺ 辛普森指数可以用实验来说明。D 代表随机选择的对偶数，这种对偶数必须从种群中选出，并且选中同一物种两个个体的对比需要至少有 50%的概率（Collier 等，1973，p. 343），辛普森指数的另一形式是从不同物种中随机选取两个个体的概率。Oielou（1969，p. 223）提出，这种变形以及广泛使用的 Shannon-Wieder 多样性指数可从信息理论中推导得到。

表 19.2 显示了物种数量和它们的分配对辛普森指数的影响。群落 B 的物种比群落 A 多，这在指数值上也得到了反映。群落 B 和群落 C 物种数量相同，但是物种在 C 内的分配更为均匀。应用辛普森指数，群落 C 的多样性要高于群落 B。

表 19.2　三种假定群落中的个体数量

项　目		群　落		
		A	B	C
种类	1	80	60	25
	2	20	30	25
	3	0	5	25
	4	0	5	25
个体数(N)		100	100	100
辛普森多样性指数(D)		1.48	2.22	4.13

注：资料来源，Jørgensen，生态模型基础，1994，pp.172-74，重印得到荷兰 Elsevier 科学-NL，Sara Burgerhartstraat，25，1055 KV Amsterdam，许可。

尽管物种多样性非常重要，有时也认为它与群落的稳定性有关，稳定性是指一个生态系统抵御外界压力或受压后恢复到平衡状态的能力。❶ 曾经有许多生物学家认为生态系统稳定性随物种多样性的增加而增加。这种假设关系在生物多样性较高的生态系统中能够得到解释，物种之间的相互关系是非常复杂的且有许多交替机制来调节外界压力。然而在过去的 20 年中，许多依据数学模型和地形观测的研究导致生物学家放弃这一稳定性-多样性假设的原始形式。❷ 尽管缺少一个稳定性-多样性的关联，在人类活动怎样影响生态系统的研究中物种多样性继续受到了重视。❸

19.2.2　关键物种

来描述一个拟建项目对所有可能受到影响的物种的影响是不可能的。这样，在影响评价操作中，生物学家通常用一小部分的物种来描述影响。这样又出现了一个问题：究竟用哪种物种？在进行项目和政策的生物影响评价时，这里描述的物种类型往往是要被单独挑选出来的。

（1）稀有物种和生境

“稀有”与物种多样性有关。然而，稀有本身作为一个标准在生物影响评价中占有异常重要的位置。保护稀有物种和生境的一个原因关系到生态系统对长期气候和其他物理特性变化的反应能力。如前所述，在物种之间和物种内部的基因多样性越多，新物种忍受环境变化的可能性就越大。保护稀有物种的另一个原因就是科学家无法辨别在众多现存植物和动物物种中哪个在未来具有实际价值。

---

❶ 稳定性（stability）经常与完整性（integrity）互换，如果一个生态系统在外界压力下能表现出“有组织性、自我恢复的能力，从而使系统趋向于正常和‘好’的状态”（Regier，1993），我们就称这个生态系统具有完整性。尽管稳定性和完整性都是生态学的基本概念，但它们也受到指责，认为它们“不够严密并且含糊，因此不能支持精确的实验定律”（Shrader Frechette 和 McCoy，1994，p.300）。Shrader Frechette 和 McCoy（1993，第 2 章）给出了很多的基本的生态学概念（包含稳定性和完整性）的内容，这些概念通常也不一致。

❷ 更多的关于稳定性-多样性假设的批判研究信息，参见 Shrader Frechette 和 McCoy（1993，第 2 章）。他们同时还描述了很多复杂的代替稳定性-多样性的假设。

❸ 有关稳定性-多样性假设如何被应用到规划中的讨论，参见 Dearden（1978）。

保护稀有物种和生境的原因是因为它们有时在保持生态系统的完整性中起到一定的作用，这些原因虽然不是很直接，但是它们却很重要。尽管减少一个特定种目前可能没有严重的影响，但是往往也无法预测结果将会怎么样。被淘汰的物种越多，生态系统的机能受损的可能性就越大。

许多国家都有保护稀有物种的法律。例如，在美国，1973 年的濒危物种法案建立了一个保护“濒危”或“受威胁”物种生境的计划。❶ 另外，许多州也有他们自己的保护个体种、特定种的计划。❷

（2）关键种和指示种

有时，当只有单个物种被淘汰时生态系统也可能会发生很大的变化。❸ 这在图 19.7 中进行了说明，图中显示了阿拉斯加海岸阿留申群岛西部两部分岛屿的群落组成之间的差异：一个岛屿存在海獭，第二个岛屿上海獭由于被捕猎局部已经灭绝。海獭以海胆、壳质和帽贝

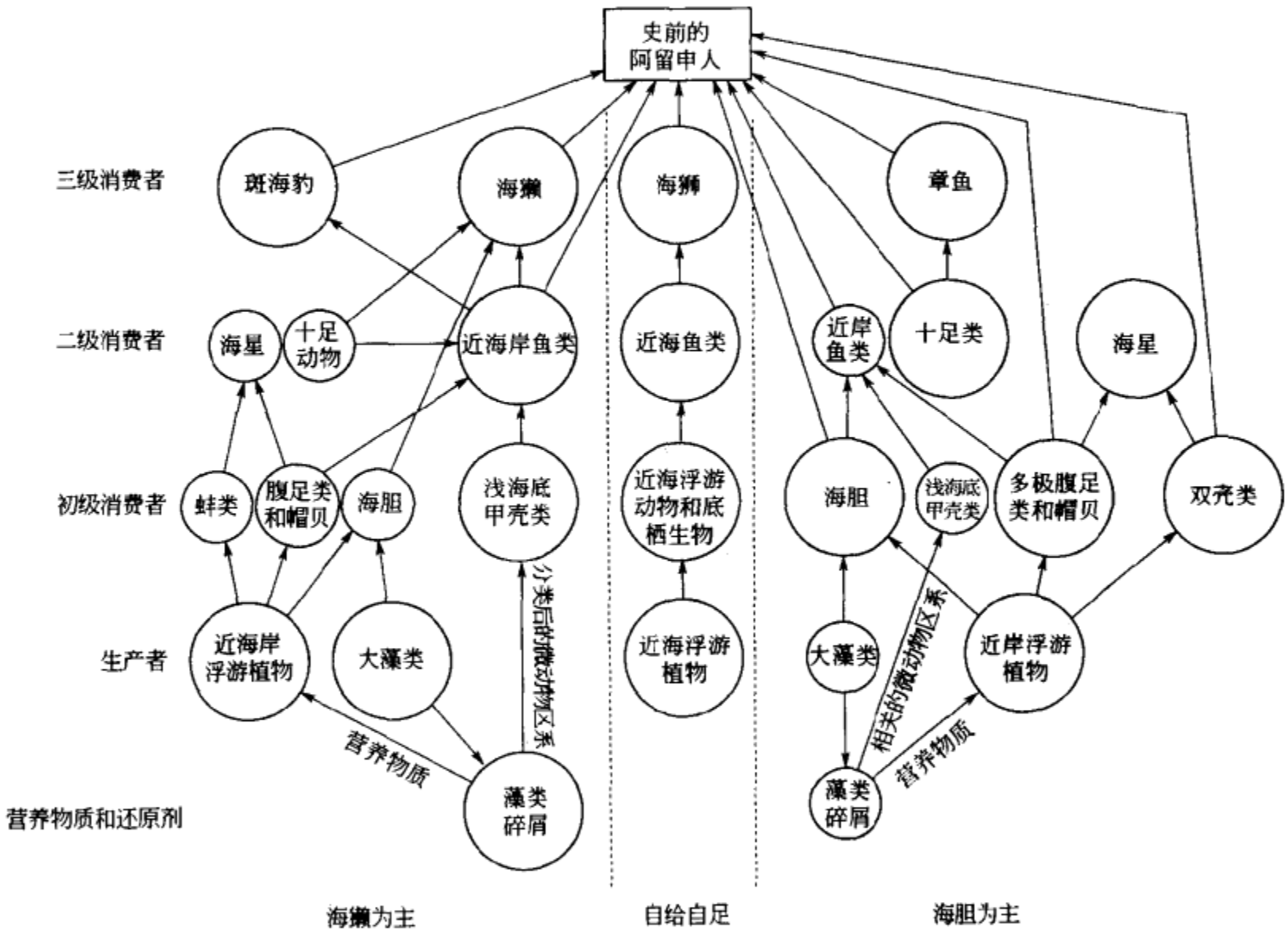


图 19.7　阿留申群岛西部两部分岛屿食物网

（强调原始阿留申人对近海岸生物群落中主要组成的影响。循环尺度指出两种生物群落构成下各种群落组成在生物量上的差别，箭头指出物质或能量流的方向。）（资料来源：Siemenstad，Estes 和 Kenyon，“阿留申人、海獭和可替代稳态尺寸生物群落，”《科学》第 200 卷，1978.4.28，p.404，美国版权所有。）

---

❶ 所列的这些物种是在定期发行的联邦记录中记录的；另外，美国鱼类和野生动物保护机构确定了一些包含“临界生境”的特定区域。许多相关的信息都是由 Golden 等（1979）总结的。

❷ Camougis（1981，pp.8-14）曾对这些州的计划中的几种进行了概述。

❸ 这段以 Simenstad，Estes，Kenyon（1978），以及 Estes 和 Palmisano（1974）提供的信息为依据。

为食，它们数量的剧烈减少导致海藻在潮间带迅速繁殖。[1] 在存在海獭的岛屿上，近海岸水域那些以海藻为食物和避身处的鱼类数量相当丰富，更高级的肉食动物，如斑海豹和白头海雕同鱼类一样数量丰富。没有海獭的岛屿主要特征是在裸露岩石的潮间带上布满了海胆、贻贝和章鱼。鱼类数量较少且不存在更高级的捕食动物。在这个例子中，海獭的角色就是一个关键种（keystone species），缺少它将导致生态系统结构和关系的很大变化。[2]

指示种（indicator species）是指在鉴别污染物存在和其他类型环境变量（如营养水平）变化上具有重要价值的种。[3] 一些种被划分为指示种是因为它们对压力的反应较早。例如，苔藓能够在大多数维管束植物之前显示空气传播污染物的毒性作用是因为苔藓直接从空气和雨水中吸收水分和营养物质。其他的种可以作为很有用的指示剂是因为它们能够指示特殊污染物的存在。例如，我们来考虑两种普通的植物：蓝草和菠菜。蓝草的受损可用来指示硝酸过氧化乙酰的污染，而菠菜叶子的受损证明了臭氧的污染。

19.2.3 保护区分类标准

以科学和教育为目的的自然保护区的好处逐渐被人们所认识到。越来越多的文献讲述了许多国家的生物学家根据自然区的值来划分保护地段的经验。典型的划分标准包括相关区域的大小，购买的可能性，教育目的的功效以及受发展压力威胁的程度。决定是否保护一个区域的生物特征为生物学家怎样评价生态系统提供了进一步的认识。

威斯康星州科学区域保护委员会所使用的等级体制很好地说明了怎样用生物特征来评价自然区域。[4] 威斯康星方法包括了“质量、共性和群落多样性”的生物特征。一个区域用不同的标准来评价就会得到不同的分值，分数加和是对其“自然区域值”量度。分数加和与许多其他标准（这里不包括单个指标）一起，共同为目标保护区进行排序。

在威斯康星方案中，个性是指“一个区域主要特征的优点”，它的量度按照：

1）现存本地生植物或动物种类的多样性……；

2）植物群落结构和完整性；

3）人类重大活动对群落“和”……的干涉（干扰）范围；

4）一个群落与之联系的范围……“区域科学保护委员会的”自然群落概念，在建立方法前就有了。[5]

对于那些没有受到明显干扰的区域，以及那些符合区域科学保护委员会关于区域特征优点概念的区域，给予最高级的质量评价（从 1 到 10 的计量中取 10）。

第二个标准，共性，评价的规模是从 1 到 6。要获得最高的得分，这个区域必须包含两个以上珍稀或濒危物种，或者是已知的非生物自然要素惟一的场所。如果一个区域所具有的群落在威斯康星州景观中频繁出现，它的共性将是最低分。

群落多样性是决定自然区价值的第三个标准。用 5 分来度量，含有 4 种或更多不同植物群落或别的自然特征的区域可以得到最高分。如果一个区域内只含有一种植物群落，那么它的得分最低。

---

[1] 潮间带（intertidal zone）是指最高的高潮和最低的低潮之间的区域。

[2] 美国国家研究委员会（1986，p. 5）定义关键种为“那些对它们生态群落中的其他成员产生影响的种，而且这种影响超出了按照它们在整个群落中的丰度所应该起到的影响”。

[3] 这段中的例子引自美国国家研究委员会（1986，p. 83）。

[4] 威斯康星州排序方法的描述是根据 Tans（1974）。

[5] 这段引语来自 Tans（1974，p. 35）。

划分自然保护区的方法有很多，它们采用各种各样的术语和标准。稀有性和多样性是最广泛采用的两个术语。描述多样性特征可以用很多指数。稀有性既可以用稀有或濒危物种的存在来度量，也可以用稀有或独特的生境的出现来度量。❶

19.3 鱼类和野生动植物管理机构的评价方法

在许多国家，鱼类和野生动植物管理机构负责评价拟发展项目的生物效应。这些机构往往发展了他们自己的方法来预测和评价生物变化。形成了几百套机构的程序，❷ 为了说明问题，下面的讨论将介绍其中的三个例子。

19.3.1 生境评价方法

鱼类和野生动植物保护专家开发了许多评价拟建项目影响的生境评价方法。生境评价程序（HEP，Habitat Evaluation Procedure）是一个被美国联邦机构广泛应用的方法，我们将在这里对之进行简要概述。

美国鱼类和野生动植物机构（1980）开发了 HEP 来评价联邦水资源项目的影响。HEP 同时也可以用于其他类型项目的评价。❸ 程序假定，一个区域作为特定动物物种生境的适宜性可以通过分析该区域的植被特点及其物理化学特性来确定。生境适宜性是与生物学家的承载力概念相联系的，一给定区域所能承受的某个物种个体的最大数量。❹

HEP 评价生境条件变化怎样影响一个区域的支撑物种的潜能。❺ 应用这种方法，研究区域具有相同的覆盖类型（cover types），它们是陆地群落（例如草地）或者是具有相同物理和化学性质的水域。然后基于经济和生态方面的考虑来选择评价物种（evaluative species）。例如，如果一个物种在狩猎方面受到高度评价或者它在生态系统的功能中占有地位，那么它可能被选择。评价可能包括许多物种。考虑因素包括初始条件（一个区域的土地或水资源利用没发生任何变化前的生境特征）和未来条件（随着特殊发展方案的实施而发生变化的）生境。除替代发展项目外，HEP 还可用于“不采取行动”计划。

在剩下的 HEP 步骤中，用术语生境单元（HUs，Habitat Units）来表达原始和未来的生境，用土地面积与生境适宜性指数（HSI，Habitat Suitability Index）的乘积计算。计算过程利用了科学事实和生物学家的专业判断。

美国一个鱼类和野生动植物机构（1981）分析说明了利用红尾鹰作为评价物种时怎样计算生境适宜性指数和生境单元。尽管该机构的研究包括两种植被类型，但在分析中这里只考虑了草地部分。利用可用的科学信息，鱼类和野生动植物机构得出结论，三个变量对决定草地为红尾鹰生境的适宜性非常重要：

---

❶ van der Ploeg 和 Vlijm（1978）回顾了在荷兰 10 种生态系统评价中所使用的几种稀有度和多样性的度量标准。

❷ 关于鱼类和野生动植物管理机构开发的影响评价方法文献的介绍见 Hildebrand 和 Cannon（1993，pp. 99-220），以及 Morris 和 Therivel（1995，pp. 197-296）。

❸ 据 Canter（1996，p. 400）报道，HEP 是“美国环境影响研究中应用最广泛的基于生境的方法……”。他同时还把 HEP 同美国开发的其他三种生境评价方法进行了比较。

❹ 承载力在生物学上已经有很长历史的应用。具有说明性的应用是 Odum（1971，p. 188）分析表明靠近澳大利亚的塔斯马尼亚岛在 19 世纪初的绵羊承载力是 1.7 百万。最近，承载力的观点在一部小说中进行了讨论：一定数量人口“生态覆盖区”的计算。Wackernagel 和 Rees（1996）定义一定数量人口的生态覆盖区用“能够连续提供这些人口所消费的所有食物，并且消纳产生的所有废物所需要的土地和水域的面积计算”。如 Schneider，Godschalk 和 Axler（1978），承载力的概念在城市和区域规划中也得到了应用。

❺ 提供一个适宜的生境并不能保证物种能以最大的潜在密度水平发展。

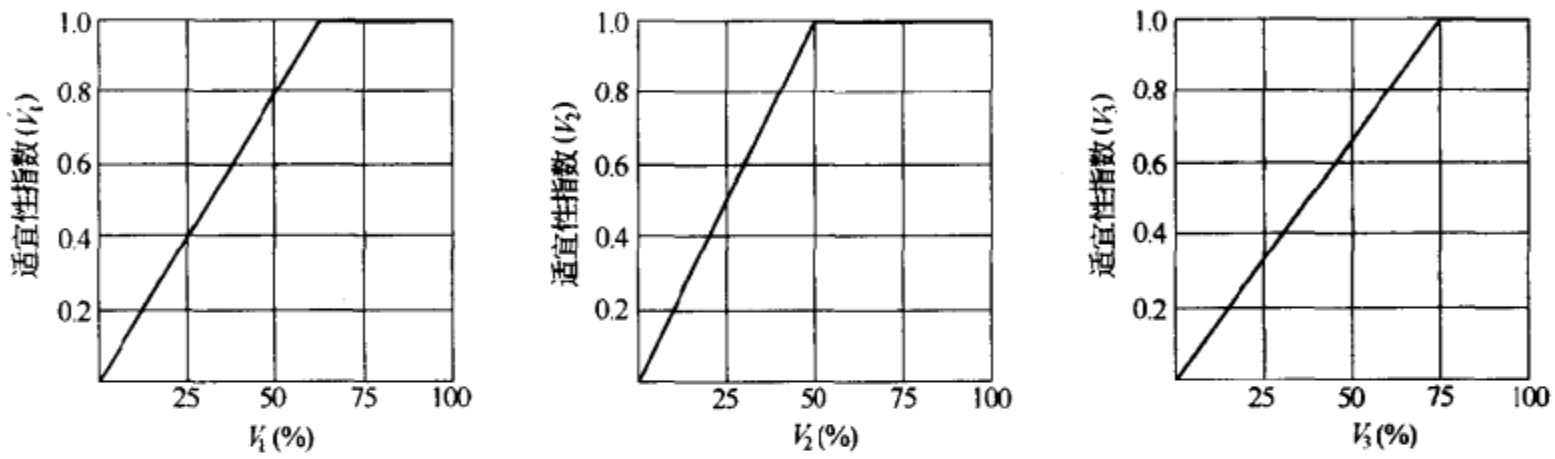
V_1——草本植物覆盖率；

V_2——高度为 0.08～0.46 m 的草本植物覆盖率；

V_3——每英亩（1 英亩约为 4046.8 m^2）胸高直径大于等于 0.25 m 树的数量。❶

在初始的案例中，该机构用野外资料来确定研究区域草地部分的 V_1，V_2，V_3 的值。专业判断用来估计未来各种条件下的对应值。

鱼类和野生动植物组织工作人员用曲线来计算红尾鹰生境适宜性部分。如图 19.8 所示，这些曲线的应用利用一个假定的例子进行了说明。假定初始条件下草原区域的草本覆盖率为 25%。在这种情况下，$V_1=25\%$，则相应的适宜性指数值为 0.39（见图 19.8（a））。用相似的方法来计算初始条件下其他变量的适宜性指数：V_2 和 V_3 的值都是观测值，图 19.8（b）和图 19.8（c）中的曲线分别用来查询相应的给定值。



(a) 草本植物覆盖率　(b) 高度在0.08～0.46 m的草本植物覆盖率　(c) 每英亩中胸高直径≥0.25 m树的数量

图 19.8　红尾鹰例子中适宜性指数曲线

（摘自美国鱼类和野生动植物组织（1981）。）

鱼类和野生动植物机构用数学公式包括 V_1，V_2，V_3 的适宜性指数以及描述第二种植被类型的变量计算了一个红尾鹰全部的 HIS 值。一旦计算了全部的 HIS 值，把它与研究区域面积相乘将得到生境单元的数量。未来生境条件的每一情形只要对整个计算程序进行重复计算就可以了。

生境单元可用来评价替代项目。如果有项目时的生境单元少于没有项目时的生境单元，则该拟建项目对特定评价物种的影响是不利的。项目存在与否时生境单元的差别也用来评价一些能够减少负面影响的特征。例如，假定农垦局拟建的水库期望减少 100 个红尾鹰生境单元，则农垦局需要寻找另外一块包含相似植被类型的土地来弥补这个损失。它的目的就是为红尾鹰提供 100 个新的生境单元。❷

生境评价程序的缺点在于它的复杂性、狭窄的物种定位，以及对物种多样性和生态系统结构功能检验的疏忽。❸ 另外，HEP 中用到的许多数学公式给人的印象比它们实际的应用要严格得多。例如，如图 19.8 中的指数曲线显示的是生境适宜性公式能很容易被理解；但

---

❶ 胸高直径定义为“胸部高度的直径”（也就是，离地面 132 cm 处）。

❷ 用 HEP 来建立缓解要求是很常见的，尤其在美国众多的减缓银行的建立与发展湿地有关。在一个合法建立堤岸的湿地区域，项目支持者可以存储“减缓信贷”（例如，通过创造或修复获得）来补偿未来发展项目引起的不可避免的湿地破坏。关于减缓银行创建和操作的具体步骤见 Canter（1996，pp. 421 和 pp. 428-31）。

❸ Canter（1996，p. 415）也注意到 HEP“不但浪费时间且花费较大，尤其需要野外调查时”。他估计（p. 423）应用的平均时间需要六个月到一年，且可能需要两到四个月的时间来收集数据。

实际上，适宜性指数曲线经常表示的是鱼类和野生动植物专家的专业判断。尽管存在这些限制，HEP 还是提供了与生境适宜性有关的组织和分析科学信息有关的方法。

19.3.2 内流方法

内流方法（instream flow method）包括预测鱼类生境对河流流量、河流温度、泥沙传输或水化学变化的反应的一些过程。[1] 在众多可利用的河流流动过程中，我们这里用华盛顿方法（Washington method）来说明。[2] 这个方法是由华盛顿渔业局与美国地质勘探局共同开发，它依靠具有河流深度和流速的等高线地图来决定特定物种在产卵期更喜欢呆在河流的哪一部分。

图 19.9（a）给出了华盛顿州北 Nemah 河的流速和深度图。在这个例子中，体积流量是 94.6 ft^3/s（1 ft^3 约合 0.028 m^3）。两个等高线图的迭加显示了满足产卵（和躺卧所需要的适当粒径的砾石）和所需深度和流速标准的河流截面部分。例如，华盛顿的大鳞大麻哈喜欢在流速 1～2.5 ft/s、水深 1～1.5 ft 的区域产卵。图 19.9（b）给出了满足上述标准鱼类所喜欢的产卵区域图。[3]

图 19.9 中的产卵区域是单一流速时的产卵区。对于流速变化时重复上述分析过程，便可得到产卵区随流速变化曲线上的点。在图 19.10 中，曲线的顶点显示了最大产卵区。曲线为描述拟建项目对河流流量的改变（例如上游水库）怎样影响北 Nemah 河流中大鳞大麻哈的产卵提供了依据。

这里存在很多种内流方法，且每一种方法有它自己的思路和数据要求以及最终输出。许多机构开发了适合他们特殊地理设置的内流程序。

19.3.3 差距分析

差距分析（Gap Analysis）是鱼类和野生动植物管理机构应用的另一评价方法。差距分析主要用来确定生物重要区域，而不是进行影响评价。然而，这里把差距分析作为生物影响评价方法来介绍有两个原因：(1) 它是一个地图的迭加过程，且地图迭加在影响评价中也常常用到；(2) 一个拟建项目会影响到一个区域，如果这种影响应用差距分析后认为是在生态上有重要性的话，那么影响可能会比较重要。

一般地，需要一步一步来对生态重要地区进行确认并进行保护，但这样存在局限性，差距分析则可以弥补这方面的不足。这种方法依赖于下面两种地图的迭加情况：(1) 土地保护地图；(2) 表达了重要生态系统特征的地图，比如主要植被类型和典型物种。[4] 植被图通常是用可以区分不同植被类型的卫星图来生成。在差距分析中，卫星数据通常以相同多边形（通常是六边形）栅格格式提供。[5] 每个多边形里的植被代表一种植被类型。

除植被图外，在研究动物分布图时，也可以应用差距分析。我们经常选择如蝴蝶、大型脊椎动物的分布图，因为它们是结群的物种。如果条件允许的话，差距分析也可以应用到对珍稀物种分布图的研究上。[6]

---

[1] 正如 Stalnaker（1993，p. 141）解释的那样，内流方法也用于确定维持鱼类生境在一个可接受水平的最小河流流量。

[2] Hildebrand 和 Cannon（1993，pp. 99-220）叙述了许多这样的方法。

[3] 这个例子是基于 Collings（1972），Wesche 和 Rechard（1980，pp. 65-72）。图 19.9 的结果考虑了河床沙砾层的特点。

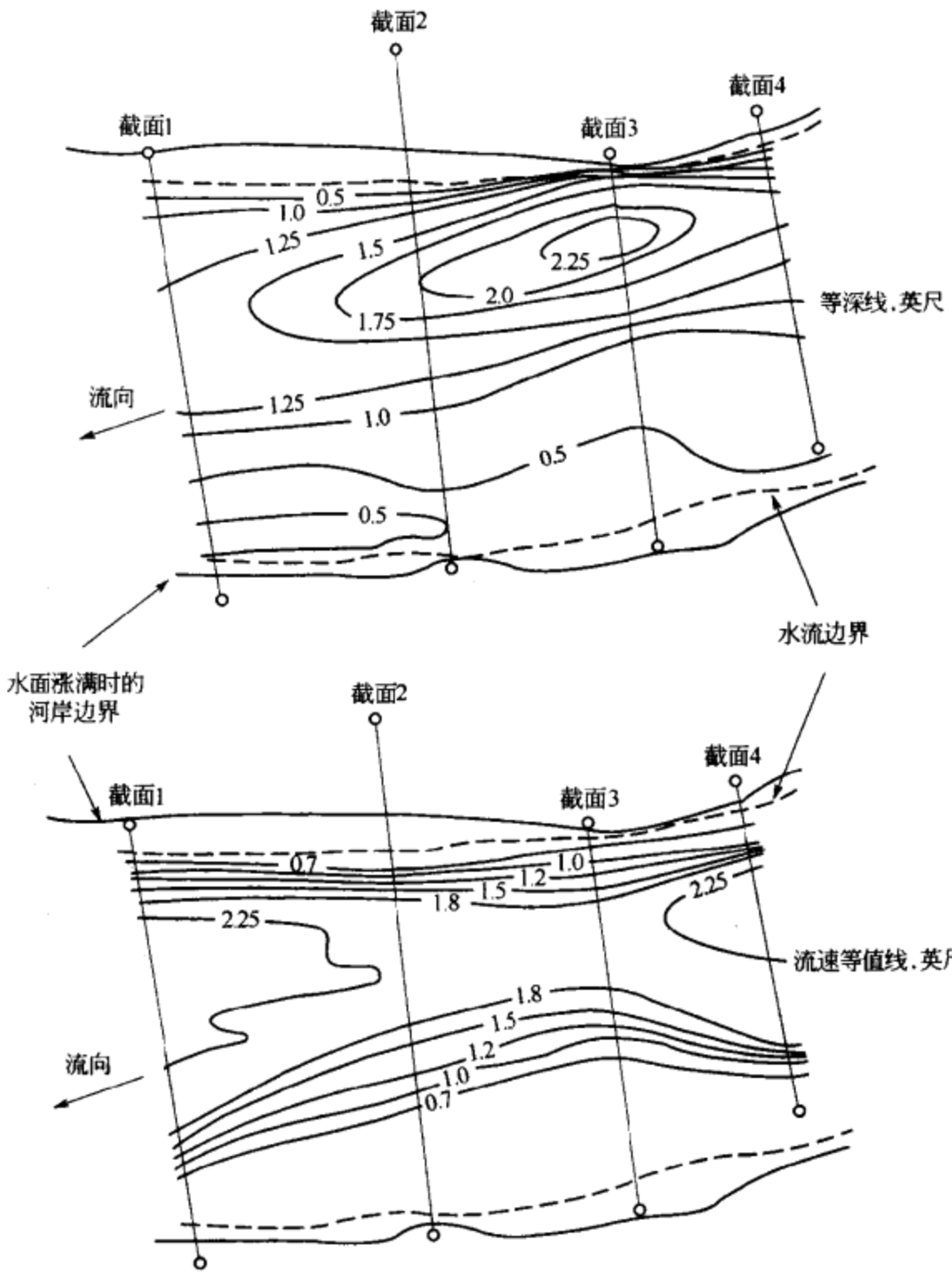
[4] 差距分析的讨论是建立在 Scott 等（1993）和 Machlis 等（1994）的基础之上的。更一般地来说，差距分析也可以用来表示社会经济类数据的地图迭加，从而说明生态主要地区在人类活动影响下遭到破坏时的脆弱性。

[5] 卫星图上的植被类型可以用实地考察（field survey）和空中摄像（aerial photography）以及对现有的植被图进行分析来确认。

[6] 物种分布图可以通过实地调查，结合区域实地调查指南和一些关于植被类型和特殊物种的类型之间的关系的信息来绘制。

在差距分析中，植被类型、物种分布和保留土地信息被输入到地理信息系统（GIS，Geographic Information System）中，它是一个能够存储、分析和显示空间数据的计算机系统。借助于 GIS，图层可以进行迭加，而使用传统的绘图方法进行这项操作非常昂贵且难以实施。本章的附录中有描述图层如何迭加的过程，应用这些迭加过程，植被、动物物种和现存保护区地图可以进行相互迭加。应用图层迭加的结果可以很容易地确定生物热点区（biological hotspots），即根据分析所使用的植被和物种分布图得到的生物多样性较高的区域。图层迭加也显示了进行生态重要区域保护（见图 19.11）时被忽视了的生物热点区域。这些区域代表了保护过程中的“差距”（因此有了术语差距分析）。

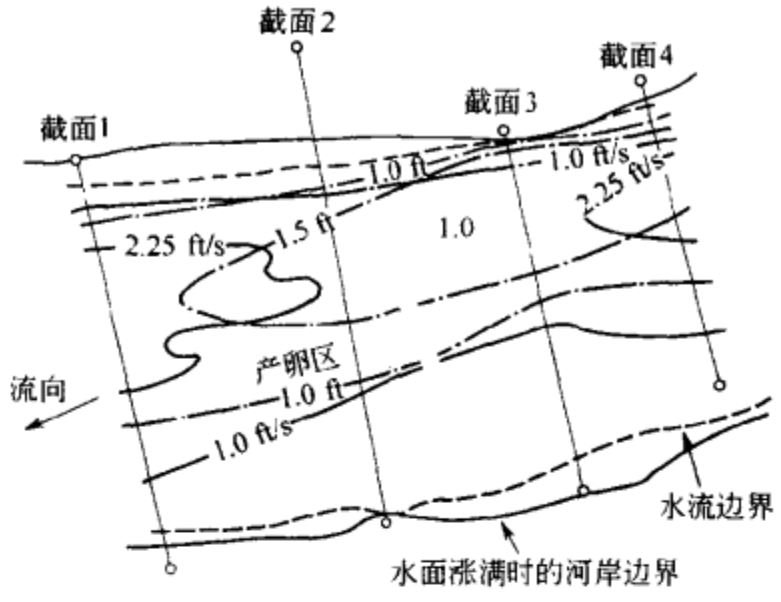
在美国，许多州已经开始实施差距分析来确定需要保护的生态重要区域。❶ 这些分析的



（a）流量为 94.6 ft^3/s（1 ft 约合 0.3 m）时的水深和水速等值线

图 19.9

❶ 根据 Machlis 等（1994，p.567），有 32 个州已经开始进行差距分析，国家生物调查委员会也正在启动一项全国性的差距分析项目。Scott 等（1993，p.7）指出，差距分析在美国开始应用之前，在澳大利亚就已经得到了广泛的应用。



结果：

喜欢的深度区域：1045 ft^2，介于 1.0～1.5 ft。

喜欢的流速区域：1706 ft^2，介于 1.0～2.25 ft/s。

喜欢的产卵区：726 ft^2。

（b）流量为 94.6 ft^3/s 时喜爱的产卵区

图 19.9　用来确定在恒定流速下大鳞大麻哈鱼喜欢产卵的河流区域面积的方法举例，北 Nemah 河

（摘自 Collings，“确定鱼类河流流动要求的方法”，内流方法学工作组记录，华盛顿州立生物局，12 月 14 日，1972 年。）

结果可以用于生物影响研究。受到拟进行项目影响的区域图可以迭加到迭加图上，通过差距分析可以表明拟进行项目是否影响到了生物热点区域。

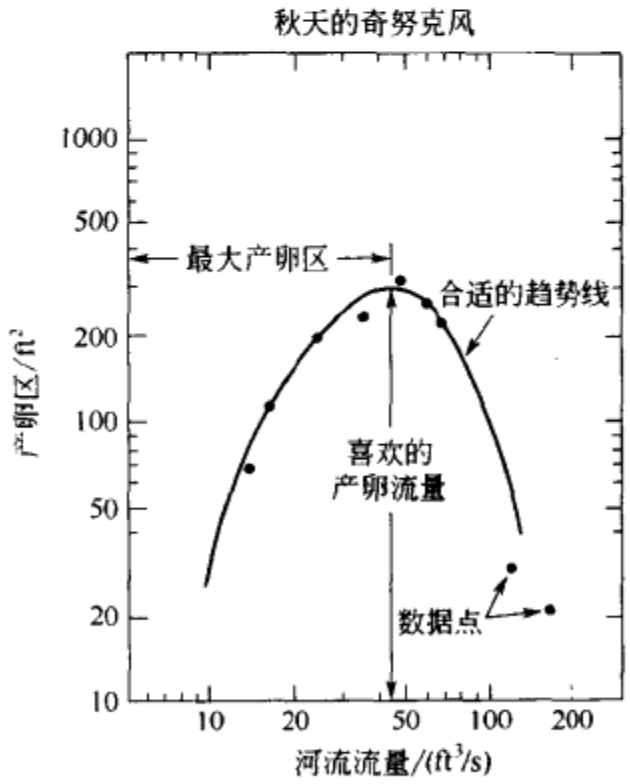


图 19.10　选择喜欢的产卵区域方法

（资料来源：Collings，“用于决定鱼对内流要求的方法”，内流方法讨论会备忘录，华盛顿州生态部，1972.11.14。）

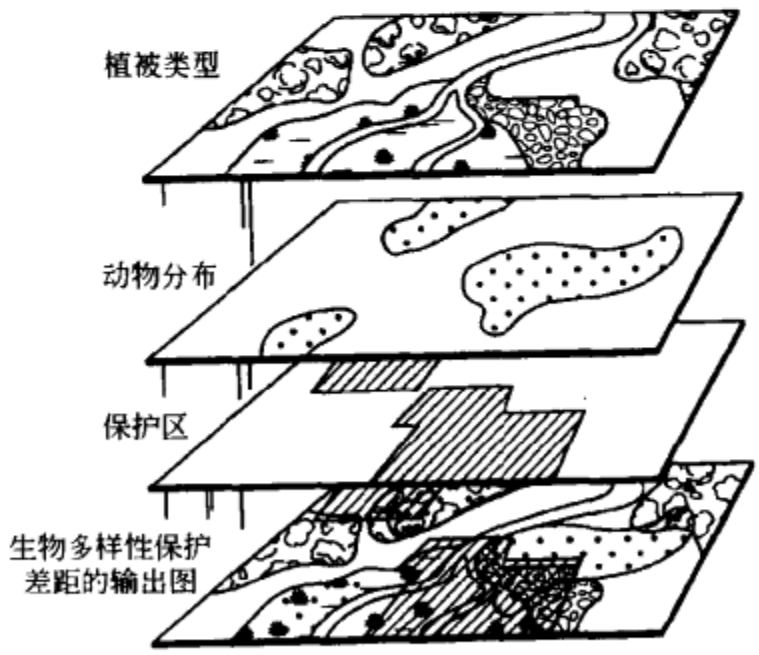


图 19.11　差距分析中的地图迭加

（资料来源：Decker 等（1991，p.167）© Tamara Sayre。）

差距分析也存在一定的局限性。物种分布图的精确度取决于绘制这些地图的野外考察以及其他来源的数据质量。此外，物种分布图无法显示种群密度或生境质量。植被密度图的精确度也是有限的，这是因为准备差距分析地图所用的单个多边形的面积通常都大于几平方千米。❶ 这样小片的植被就不容易被表现出来。❷

19.4 生物影响评价中所采取的行动

生物影响评价程序变化较大，取决于生物学家的偏好以及执行工作的环境。这里没有标准过程的一个原因就是许多生物系统不容易被理解。另外，许多可利用的方法是最近几十年才开发出来的。❸

尽管程序的细节不同，生物学家经常沿用同一种方法来评价拟议行动的影响。方法包括7种行动，这些内容要反复地而不是按照一定的顺序进行：

1）描述拟进行项目和备选方案；

2）确定有关的生物学问题；

3）编制研究区域生态系统清单；

4）预测生物影响；

5）评价项目影响；

6）影响决策过程；

7）实施监测和缓解措施。

19.4.1 确定拟议行动的细节

进行影响评价时，生物学家有时难以获得足够的项目（或计划）描述。对生物学家有用的信息可能被规划者放置到后期的设计细节中去了。例如，假定一个拟建大坝需要迁移一条现存的道路。对规划大坝的工程师来说，主要的事情是大坝的位置和水库的库容。道路迁移问题一直到规划过程后期可能还没有解决。然而，对生物学家来说，新道路（尤其是道路被迁移到未开发的土地上）的影响可能与大坝以及水库的影响一样重要。

像关心主要项目特征一样，生物学家也关心附属装置和设计方法。例如，建造输电线时，最大的生物影响通常与通路有关，而不是线路本身。修建高速公路时，修建道路交口和平整路基的过程对生物群落的影响都很大。与附属设施和建设操作有关的细节在影响评价中经常容易被忽视。

19.4.2 确定有关的生物学问题

由于时间和费用的限制，参与影响评价的生物学家必须集中到有限的几个主要问题上。如第17章所讲的那样，重要的问题通常根据三种方面来确定：制度、社会反应以及技术和科学判断。

制度来源的信息包含在法律、规划以及表明重要特殊生物资源的政策声明中。这样的例子包括美国机关响应1973年濒危物种行动所公布的濒危物种名单，还有一些生态系统如湿地中关于保护物种类型的法律和规章。

社会群体的交流经常包括当地官员、环境组织代表以及鱼类和野生动物局人员的会晤来

---

❶ Noss 和 Cooperrider（1994，p.114）给出了一个最小的多边形，大小是1 km^2。

❷ 更多差距分析的文献参见 Scott 等（1993）。

❸ Holling（1978）曾评述了一些广泛应用于生物影响评价的方法。

确定重要的影响评价事项。这种会晤可能也能反映市民对当地环境的态度。例如，特殊的鱼种可能只有当地的钓鱼者知道其特定的价值。

生物学家的科学判断在确定被检验事项方面起了一个重要的角色。例如，生物学家可能认为一个物种需要进行影响评价，而该物种可能既不受法律保护且当地群众也认为不重要。这在新泽西灭蚊化学物质对盐沼生态系统影响的生物评价时进行了说明。生物学家决定把这种影响集中到两种草上。[1] 他们看来，对这两种草的不利影响将对整个盐沼生态系统的功能产生很大的干涉。

19.4.3 编制现存生物系统的清单

生物学家往往很依赖所发表的数据和资料来对拟进行行动对区域的影响进行描述。许多生物学家想实施详细的实地考察，但时间和财政因素的限制经常不允许他们这么做。De Santo，一个在影响评价方面有相当多经验的生物学家，提供了下述清单准备时的“注意事项”：

> 不要无限制地收集数据。负责收集或者分析数据的人，无论其性质如何，应该了解为什么需要这些数据以及需要哪个层次的详细数据。如果在这个工作上缺乏这种细心时，会浪费大量的时间和资金，而且只能从工作中产生无用的结论。[2]

在进行现状描述时，通常要参考标准手册，那上面列举了不同群落种发现的物种。[3] 一些公开发行的、记载了研究区域生物调查的文献有时也很有用。这些包括地方鱼类和野生动物机构、当地的植物协会以及高等院校的生物课堂报告。清单信息也可以通过采访当地专家，例如鸟类观察家和生物老师等这些对区域有长期认识的人来获得。

许多单位日常收集的数据对清单准备很有用。例如，美国地质勘测局国家制图信息中心每年都出版一系列根据卫片制作的土地利用和土地覆盖图。另外，美国农业局有一些用于确定植被、土壤类型和其他土地特征的航片。[4]

获得清单信息的另一个途径就是到拟议项目现场进行实地考察。对于小的常规项目，通常需要花费几天时间来观察研究区域的重要生境和自然过程。如果从文献和当地专家获得的信息还不够，可能会需要进行更全面的野外考察。这可能包括系统地确定群落类型、濒危物种、鱼类和野生动物生境以及研究局部生态系统的结构和功能特点。野外考察也可用来解释用遥感技术如红外线航片获得的数据。[5] 有时候这种预测是根据许多生物学家的判断来进行的。

19.4.4 生物影响预测

像其他环境专家一样，生物学家常常需要用专业判断来预测拟议行动的影响。这种情况下，通常根据专家先前的经验来预测，包括正式教育和研究区域的知识。专家的判断也可以通过阅读相关的文献来获得，包括相似环境项目的影响研究。

Ward（1978）主张生物学家不是单凭直觉和判断，而是依靠对所使用生态系统的系统观察，那么将可以很大程度地提高他们的预测能力。这个在 Ward 和他的同事预测新泽西杀蚊剂怎样影响盐沼生态系统的方法选择时进行了说明，他们设想了下述预测方案。

---

[1] 关于这个例子更多的信息，见 Ward（1978）。

[2] 这部分引言摘自 De Santo（1978，p. 134）。

[3] 对清单准备有用文献的介绍，见 Camougis（1981）引用的参考文献。

[4] 美国内务部数据收集活动的信息可以从华盛顿的图书和新闻部门办公室获取。

[5] 生物影响评价中使用的标准野外方法被 De Santo（1978）和 Ward（1978）进行了评论。

- 比较分析。找到过去使用杀蚊剂的盐沼，看它们与未使用杀虫剂沼泽的差别。
- 监测方法。研究新泽西蚊子控制委员会已经决定用杀蚊剂处理的盐沼区域，然后与未处理沼泽进行比较。
- 控制试验。应用试验杀蚊剂来处理一小部分已经存在的盐沼，与未使用杀蚊剂的大部分那种沼泽进行比较。

在这种情况下，控制试验策略是用来进行预测的。

数学模型为预测生物影响提供了另一种方法，但是它们在主要项目、计划和政策的评价中受到了限制。模型应用的有限性可以部分地解释为获取模型校正和验证所需要的野外数据花费了大量的时间和费用。生态系统复杂性、独特性、随时间的可变性进一步妨碍了模型的应用。❶

表 19.3 列出了几种用于解决环境问题的生态模型。这个表格的依据是 1992 年的讨论，模拟研究等级水平的变化范围是从 0 到 5。❷ 5 代表“非常认真的模型研究”，表明实践中用到了许多模型，0 表示几乎没有进行模型研究。表中显示了中间数值的意义。调查结果表明大多数详细模型研究都是在农业用地和水生生态系统中进行的。此外，大部分水生系统模型都强调溶解氧和诸如重金属以及杀虫剂等污染物。比较起来，为一些陆地生态系统例如沙漠和热带草原建立的数学模型很少。❸

表 19.3 生态系统的生物地球化学模型①

生态系统	模拟成就	生态系统	模拟成就
河流	5	沙漠	1
湖泊、水库、池塘	5	森林	4
河口	5	农业用地	5
海岸带	4	热带稀树大草原	2
外海	3	山地(树木线以上)	0
湿地	4	北极生态系统	0
草原	4		

① 模型成就的等级是：5=非常认真；4=认真；3=“有些”；2=“少许”；1=“只是好好研究，或没有很好地校正和验证模型”，0=“几乎没有模型成就”。

注：复印自 Jørgensen，生态模型基础，1994，pp. 173-74，得到了荷兰 Elsevier 科学-NL，Sara Burgerhartstraat，25，1055 KV Amsterdam，许可。

环境专家经常抱怨由于缺乏影响监测而妨碍了预测水平的提高。尽管科学家反复呼吁要进行监测，决定项目和计划影响的后继研究也没有进行。在生态影响评价方法的评论中，Treweek（1995，p. 178）主张“生物学家预测拟议行动生态影响的能力将保持有限的水平，除非操作和后操作阶段监测应用变得更加普及。”❹

---

❶ Shrader-Frechette 和 McCoy（1994）对开发以预测为目的的生态系统综合模型的能力表示悲观。他们主张原理结合详细案例研究分析在地区级的应用，为生态影响评价在解决环境问题方面的应用提供了更有前途的方向。

❷ 关于 1992 年讨论的更多信息，见 Jørgensen（1994，pp. 173-74）。

❸ 尽管在 20 世纪 30 年代生态学上已经应用了数学模型，但对生态系统模拟的广泛兴趣开始于 20 世纪 60 年代。数学模型怎样用于生物影响预测的例子，见 Hall 和 Day（1977），和美国国家调查委员会（1986）。

❹ 监测的重要性在美国国家研究委员会生物学家的一个报告中也得到了高度重视，这些生物学家主要研究生态学原理在解决环境问题中的应用。委员会强调许多案例研究评价的成功依赖于一个特殊设备收集的“自然－历史”信息（美国国家调查委员会，1986，p. 16）。在另一处（pp. 114-15），把“确定项目或干扰影响的原始跟踪监测”算作“生态研究策略”的关键部分。

19.4.5 生物影响评价

在第 17 章中定义的评价因子为目标、标准、约束，它们是决策者和公众在方案选择排序中认为重要的事项。这些因子的依据是环境法规，以及市民与专家的技术科学判断的交流结果。

尽管专家判断是一种影响因子，许多生物学家在断定生态系统特征变化的社会意义时感到很不合适。例如，一个生物学家所受的教育可能是过度放牧对家畜牧场的长期生物生产力是不利的。然而，从社会的观点来看，生物科学并没有能够指出生产力的降低是好还是坏。

尽管许多生物学家选择了不再争论生物量如生产力的变化是好是坏这一问题，但是有一些人在社会问题上的观点已经形成。如前面所提到的，这种状况下总是支持珍稀物种、关键种、独特生境的保护，以及保持高水平的生物多样性。

19.4.6 影响决策过程

生物影响评价可以以许多方式来影响项目、计划和政策。规划早期得出的评价结果可以提出全新的选择。如果影响是在大部分规划资金已经花掉之后做出来的，则生物分析的影响可能只能局限于介绍一些缓解措施（mitigations），以及减少原始方案不利影响的方法。我们来考虑，例如，拟建水库可能会毁掉渔场和湿地。项目规划者可能会通过提供鱼苗孵化场和保护与被破坏湿地相似的湿地来减轻影响。一些减缓措施涉及施工程序，诸如建筑过程中水土流失的控制，项目竣工后对受影响区域的绿化。减少不利影响也可以根据项目运作情况，例如减少油港漏油可能性的处理措施。

19.4.7 监测和减缓影响

几十年来，生物学家一直主张项目或规划实施，影响评价并没有结束。例如，Holling (1978，p. 135) 建议，在传统的项目预影响分析中增加建设期间和建设后期的影响测量的内容。他和他的同事用术语适用性的环境管理（adaptive environmental management）来强调：(1) 影响评价专家应把项目或规划看做有未知结果的试验；(2) 当出现新的影响信息时应该实施另外的措施来减缓不可接受的影响。

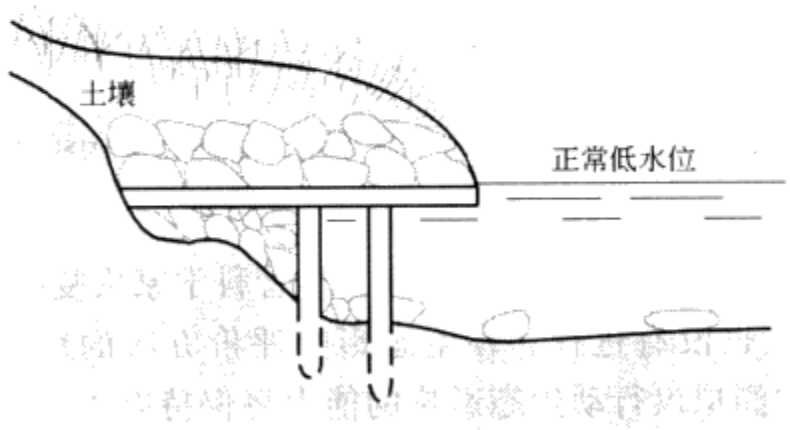


图 19.12 表示河流修复中所用的挡板和河岸覆盖装置的横截面

(Kumble 和 Shueler (eds.)，流域保护手册，1991 在华盛顿政府会议，777 North Capital，Ne，Suite 300，Washington，DC20002，(202) 962-3256 许可下复印的。)

最近，生态恢复（ecosystem restoration）开始受到了关注，即把生态系统恢复到受人类行动破坏之前的状态所采取的措施。修复那些改造河槽如减少洪流所破坏的河岸采取的行动，就是一个例子。图 19.12 给出了恢复受侵蚀的河岸和创造鱼类生境的结构。为了给鱼类提供掩饰，结果把河槽变得狭窄，而增加了速度。这样的河流修复结构产生了下游的水池和波纹，这是河流工程工作条件下河道所没有的。

生境修复的其他例子由 Novotny 和 Olem (1994)，以及 Brookes (1988) 提供。生态系统修复兴趣的增加反映在这方面的专业杂志和课本开始出现。❶

❶ 关于生态系统修复方面的资料主要来自 Jordan，Gilpin 和 Aber (1988)，以及杂志《修复生态学与修复和管理记录》。

19.5 生物评价实践：能源设施规划研究

下面用一个能源规划的例子来阐述前文所述的影响评价框架。[1] 在 1973 年，一个叫做西方液化天然气终端的国际财团计划在圣·巴巴拉（Santa Barbara）附近沿加利福尼亚海岸的康塞普西角（Point Conception）处建立液化天然气中转站（见图 19.13）。该组织聘请了戴姆斯莫尔公司来执行生物研究并准备影响评价。戴姆斯莫尔公司进行了广泛地野外调查，包括鱼类和浮游生物取样，并且准备了分析野外数据的物种目录和报告。

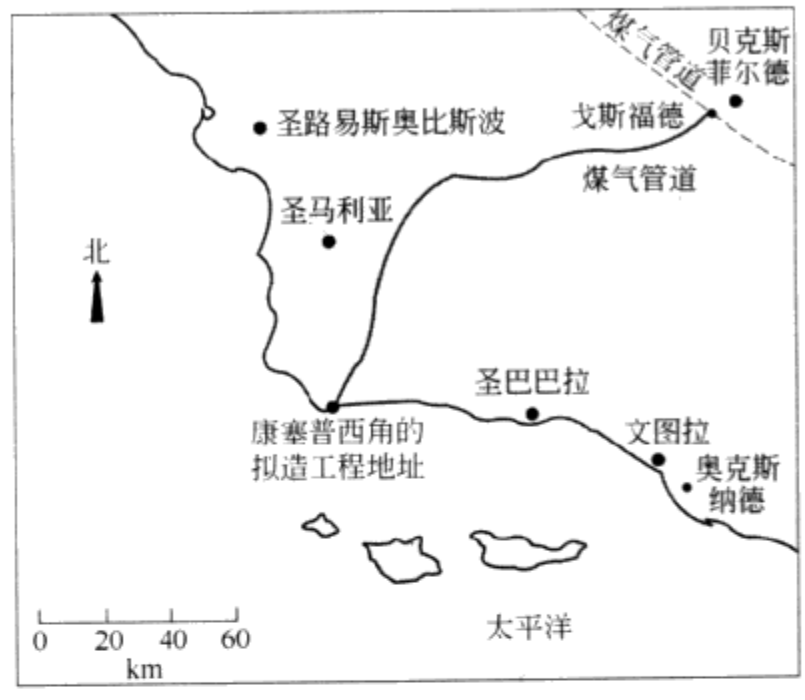


图 19.13 加利福尼亚康塞普西角
拟建液化天然气中转站位置图
（摘自托马斯里德协会，1978，液化天然气海水气化器系统，康塞普西角液化天然气设备的第 26 号技术支持报告，给加利福尼亚州旧金山的加利福尼亚公益设施委员会的报告。）

在液化天然气中转站建造之前，必须获得加利福尼亚公共事业委员会（PUC，Public Utilities Commission）的同意。委员会聘请了一家生物顾问公司——托马斯里德协会（Thomas Reid Associates）来提供单独的评价。看完戴姆斯莫尔公司收集的数据后，委员会顾问得出的结论是大多数重要的生物影响都包括海洋生物。

托马斯里德协会判定与拟议液化天然气项目相关的影响可以按照许多项目要素来检验，包括小船港以及相关的清淤来维持油轮的海港、码头和高桥架，和一个液化天然气中转站附近的“海藻清除区域”。后者由海藻收割机无法通过的区域组成。顾问也关心液化天然气油轮燃料以及其他化学物质可能的泄漏。海水入口，设计成每分钟 605,666 L 水的入流量，作为可能引起最重大生物影响的组分被挑出（见图 19.14）。

海水为液化天然气的气化提供了热量。加利福尼亚渔猎局的官员表示特别关心入流海水可能携带的鱼类和浮游生物（在这里，“携带”是指鱼类和浮游生物被卷入海水入流并通过吸入系统传输的过程）。输送的鱼类被认为是重要的经济资源。

顾问检查了建设期和运行期的每一个项目组成部分。在建设期，爆破、打桩、和海藻清除都对生物资源产生重大潜在影响。与液化天然气中转站操作相关的影响集中在海水输入和排放系统上。与操作有关的其他影响关系到海藻排除区域的生态系统。委员会顾问获得了多方面项目组成部分的详细信息，尤其是海水输入和排放系统的信息。例如，他们确定入流管道末端的海水速度和处理鱼类不注意而进入管道的建议方法。

下一阶段的生物影响分析是准备清单。戴姆斯莫尔公司的早期研究，包括鱼类和浮游生物数量的调查，为当地生态系统特征的描述提供了很多数据。斯克里普斯海洋研究所和国家海洋渔业协会的专家提供了关于浮游生物群落的辅助信息。这些包括区域内珍稀濒危物种的

---

[1] 这部分讨论的依据是 Christopher Slaboszewicz 在斯坦福读书时他的一个未发表的研究。该信息在 Slaboszewicz 先生会见了加利福尼亚帕洛阿尔托 Thomas Reid 公司成员 Thomas Reid 和 Karen Weissman 后发展壮大起来的。

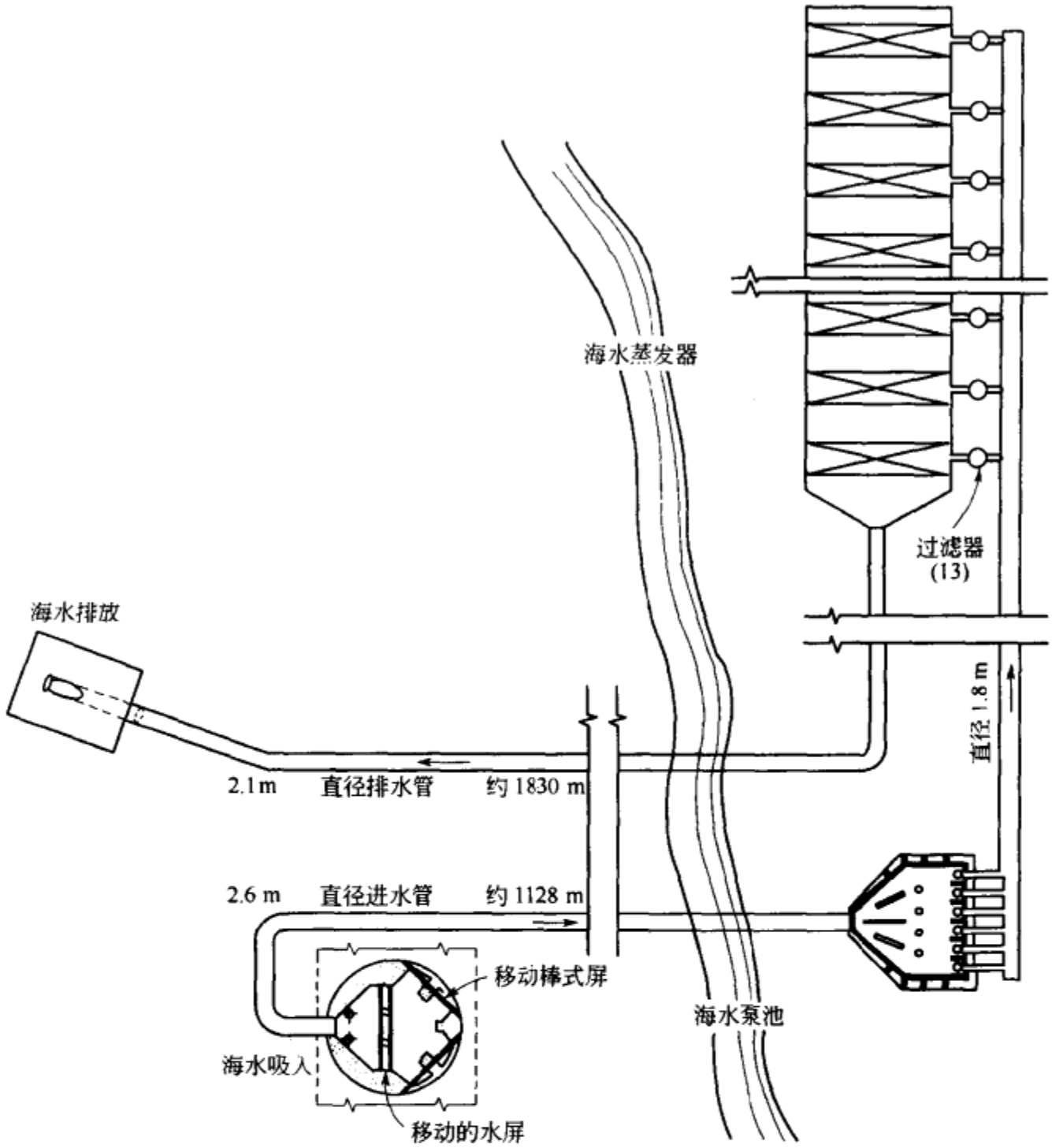


图 19.14　拟建液化天然气卸货码头的海水输入和排放系统

（摘自 Singh，D.，T.S. Reid，和 K.G. Weissman，1979，“对拟建液化天然气卸货码头的海水系统进行的评价”，与加利福尼亚公共设施委员会决议点概念液化天然气设施问题上的第 89177 号，第 4 条条件中的情况相一致。给加利福尼亚州旧金山加利福尼亚公益设施委员会液化天然气特别工作组的报告。）

生活圈和各种浮游物种的生殖能力。

影响预测过程根据其他设备相似海水输入的生物影响分析来计算。大量的相关数据是可以获得的，因为美国国家环保局要求许多附近的发电站收集进入入口的鱼类物种组成和数量数据。应用这些数据，托马斯里德协会预测每年带入 18,144 kg 的鱼类。他们还给出了鱼类的种类分类。公共事业协会推荐了下述鱼类回送系统：通过海水入口管道吸入的鱼类在一个收集罐中进行隔离，通过升降机传输到另外一个管道，经过 2560 m 的旅途再放回到海中。PUC 顾问总结说这个系统可能杀死掉许多卷入的鱼类。

除发现鱼类回送系统的不可接受外，托马斯里德协会认为用于海水消毒的氯气的排放防止了气化器的堵塞，这可能会对海洋动植物群落产生很大的影响。顾问人员还用了一个数学模型来评价排放水的冷却效应，它比周围海水的温度差不多低 6.7 ℃。根据这个模型，得出海洋温度 5 ℃的波动是自然水流的结构，且可以预测对周围温度没有重大影响。同时也可以

估计海水吸入系统携带的所损失的浮游生物总生物量。这应用了许多大学和政府机构共同完成的加利福尼亚鱼类合作调查研究数据。然后预测了对浮游生物生产力的全面影响。浮游生物损失在这里认为不很重要，因为损失的数量仅仅是当地所有浮游生物数量中很小的一部分，而且浮游种类能够迅速地进行繁殖。委员会顾问的预测是对珍稀濒危物种没有影响，因为区域内的珍稀濒危物种在它们的生命周期内没有浮游阶段。他们也预测如果施工过程采用其他技术而不是爆破，建设期也没有重大影响。

影响评价的另外一部分集中在减缓海水输入排出方案以及氯气排放负面影响的措施上。最初有三个近海水闸，最终改为了一个，能够覆盖入口管道的海洋尾端。系统设计成每年能够减少从 18,144 kg 到 91～136 kg 鱼类的卷入。在委员会的要求下，顾问们还检查了氯化消毒之外的其他选择，包括应用臭氧、手工清洗和一个新发明的防塞涂胶来保护气化器防止它受海水杂质的破坏。最终，还是推荐氯化消毒，因为其他方法不是昂贵就是不可靠。鉴于加利福尼亚渔猎局非常关心海水吸入系统所卷入的浮游生物，因此又检查了辅助的减缓措施。委员会顾问们观看了人工滤水池、细网筛和其他防止浮游生物卷入的措施。他们认为补救浮游生物的影响是极小的，而且这些方法既没有效率也不值得。

液化天然气的例子展示了前面讨论中所提到的生物影响评价方法的大部分步骤。在这个案例中，在委员会顾问研究之前，大部分的项目规划都已经完成了。尽管如此，委员会要求它的顾问们考虑大范围的海水系统选择。如果委员会顾问能够在项目规划早期介入，他们将有更大的机会对规划选择的原始模式做出贡献。

第 19 章附录　地理信息系统

在第 19 章的差距分析中提到了地理信息系统（GIS，Geographic Information System），但是差距分析只是地理信息系统在环境管理方面应用的一个例子。差距分析中对地理信息系统的介绍扩展开来主要用来回答三个问题：什么是地理信息系统？地理信息系统是怎么建立的？怎样将地理信息系统应用到生物影响研究中？[1]

19′.1　以空间和描述数据来定义地理信息系统

地理信息系统的标准定义方式是“聚集了计算机硬件、软件、地理数据、属性数据，并且人们把它设计成能够有效地获取、存储、更新、处理、分析和显示所有形式的地理参考信息”（环境系统研究所，1990，pp. 1-2）。术语地理信息系统可以进一步进行阐述，它是一个把地理特征与描述这些特征的表格信息相联系的计算机程序。下面的讨论将解释怎样在地理信息系统中表示空间数据和表格数据，和怎样把这两类不同类型的数据连接到一块。

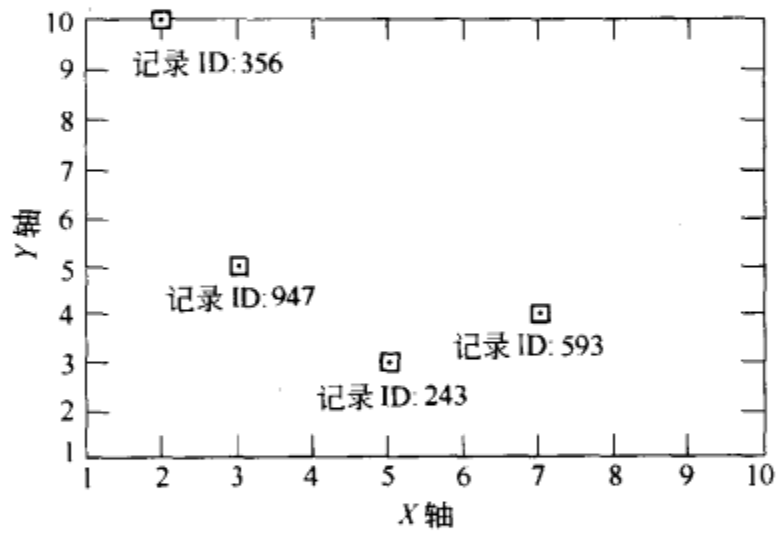


图 19.15　地理信息系统中的点数据

19′.1.1　表述空间数据的方法

空间数据是表示两维或三维空间上特定位置的信息。例如，包括两维空间数据的地图有两个方向，南北轴和东西轴。描述烟囱下风向烟羽模式二氧化硫浓度的图形就是一个三维空间数据的例子。

在地理信息系统内部，地理特征如湖泊或城镇的位置、形状和大小可以用众多数据模式（data models）（或数据结构）中的一种来表示。存储空间数据的一种方法叫做矢量模式（vector model），用点、线、面来表示地理特征。每个地理特征都有一个“标识符”，叫做一个记录 ID 或键（key），它是独一无二的。首先我们考虑怎样来表示一个点。图 19.15 给出了四个点，每个点由一对 x，y 坐标来确定，诸如（5，3）或（2，10）。表 19.4 把每一个点与记录 ID 联系了起来。

线（或者弧）表示了一系列相连的点。线包括节点（node），它是线段尾端点的标注。图 19.16 显示了两条线，每条线段都由四个点来定义。线上的点可以反映线的特征，因此点可以反映线的记录 ID，那么只要将这些点连结起来，就可以把线存储到计算机中。这个连接在表 19.5 中用两个记录 ID 进行了说明，两个分别是图 19.16 中的两条线。

表 19.4　地理信息系统中点的表示法

记录 ID	X 坐标	Y 坐标
243	5	3
356	2	10
593	7	4
947	3	5

[1] Katherine Kao Cushing 在她还是一个斯坦福大学学生的时候，准备了这个附录的部分草稿。另外，得克萨斯大学的 David Maidment 教授为附录的早期草稿提供了有益的评论。

表 19.5　地理信息系统中线的表示法

记录 ID	X 坐标	Y 坐标	记录 ID	X 坐标	Y 坐标
	4	6		3	7
174	6	8	175	4	5
	8	5		6	6
	9	6		8	4

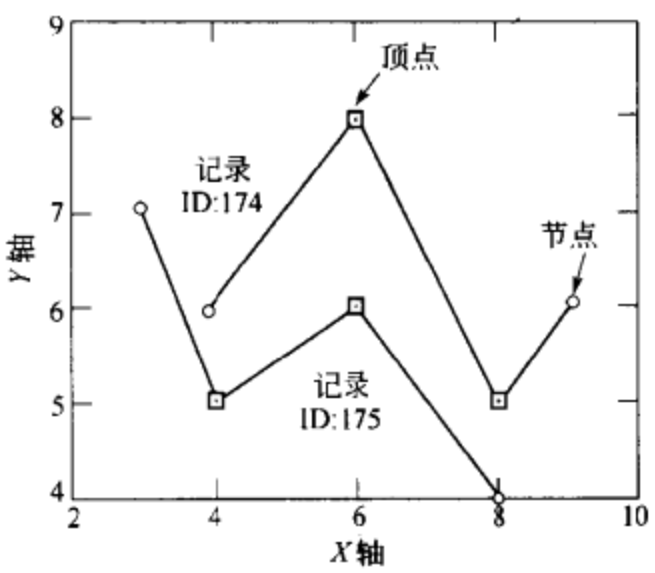


图 19.16　地理信息系统中的线数据

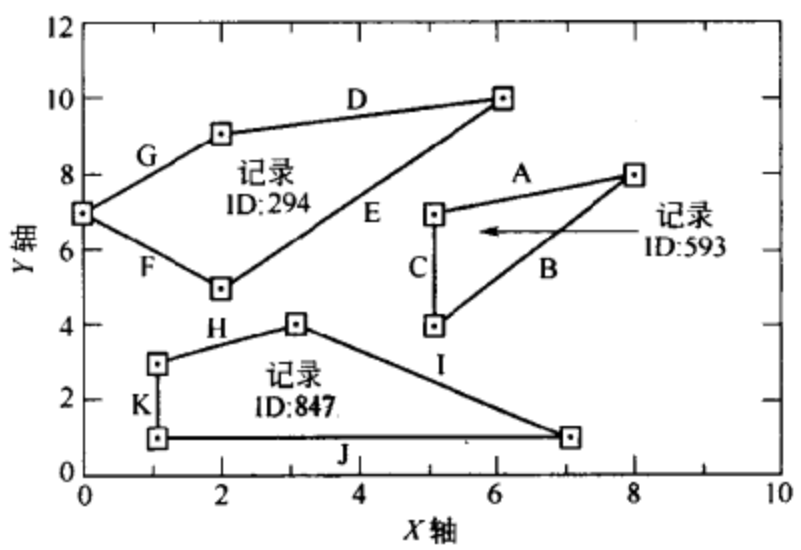


图 19.17　地理信息系统中的多边形数据

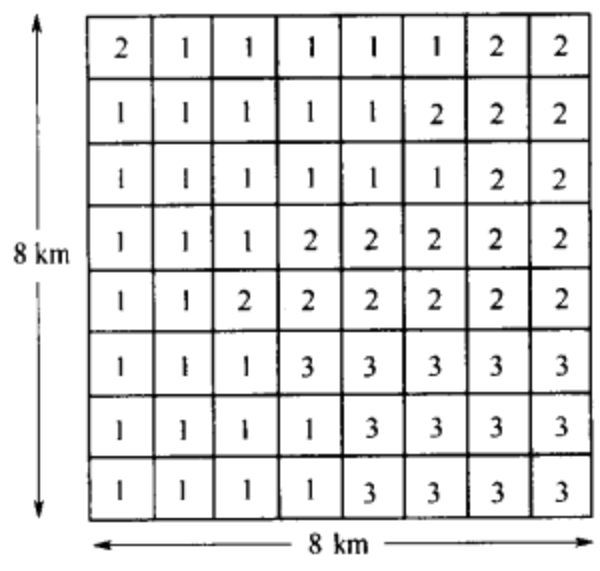
多边形（或者区域）通过完全包围一个连续区域的线的连接来表示。图 19.17 包含三个说明性的多边形，它们用表 19.6 中有顺序的节点和线来表示。多边形可用来表示多种的物体。例如，图 19.17 中的多边形可以描述一个地区的农业区域。

使用矢量模式的地理信息系统经常包括一个有关方向的协定。例如，一个线段可以通过显示“出发点”和“结束点”来表达方向。有了确定方向的方法以后，就可以确定两个空间物体的关系。例如，应用这样一个协定，就有可能确定一个边界线左边（或右边）的面积，或者通过街道网络确定交通路线。

表 19.6　地理信息系统中多边形的表示法

记录 ID	X,Y 坐标	线段
593	(5,7)(8,8)(5,4)	A,B,C
294	(2,9)(6,10)(2,5)(0,7)	D,E,F,G
847	(1,3)(3,4)(7,14)(1,1)	H,I,J,K

栅格模式（raster model）是另一种常用于地理信息系统中表示地理特征的数据结构。该模式把空间分割成长方形单元。每个单元对应于两维空间的一个区域，全部的单元组（代表了一个特定的区域）称为栅格。



土壤适宜性，1＝好，2＝一般，3＝差

图 19.18　农业用地土壤适宜性地栅格表示法

图 19.18 是一个边长 8 km 的假定土地区域的栅格表示法。64 个单元的每个单元面积都是 1 km^2，用 1 到 64 的单元数表示。另外，每个单元包括一个 1 到 3 的数值，表明该土壤作为农业用地的适应性。

栅格系统的局限性是，对于任何单元只有一个属性值。这样，在例子中，每个单元包含了它所代表的整个区域土壤适宜性的平均值。如果要求更精确的土壤适宜性分类表示法，必须应用更多数量更小的栅格单元。

19′.1.2 栅格与矢量数据模式

栅格和矢量数据模式之间的差别关系到何时和怎样应用它们。差别之一是输入数据的格式。许多重要来源的地理信息系统数据起初是以栅格形式提供的。一个例子就是来自卫星的信息。相反，描述建筑物、地产边界，和公共设施的大部分数据都是矢量形式。

另一个差别在于两种模式的图形输出显示。(图形输出包括图表、图形和地图。) 栅格图形更易于图像显示，具有照片一样的质量。如果分辨率足够高，栅格图像比矢量图像显示得更真实。矢量图像看起来更像绘线型图形。

第三个差别在于精确度。矢量图提供了精确的表示法，这样就被公用事业工程师和其他要求高精确度的人广泛应用。像前面所提到的，用栅格模式提供数据表示法的精确度需要栅格单元的数量，这样就比较昂贵。对于林业和土地保护工作，这些涉及大面积区域且精确度要求不高，经常使用栅格图像。尽管栅格和矢量模式之间的差别会影响软件的选择，一些GIS软件包为用户使用栅格还是矢量数据模式提供选择。此外，许多GIS软件包能够进行栅格表示法和矢量表示法之间的转换。❶

19′.1.3 地理信息系统中的图层

在地理信息系统中，地理区域的特征可以用若干相关的图层（layer）或主题（themes）——一系列类型相似的数据来描述。例如，水资源局所使用的地理信息系统可能包括土地海拔、土壤类型、和土地利用的独立图层。图19.19提供了地理信息系统图层的附加说明。典型的GIS数据库包括200或更多的数据层，且每层都由数百或数千个单元或矢

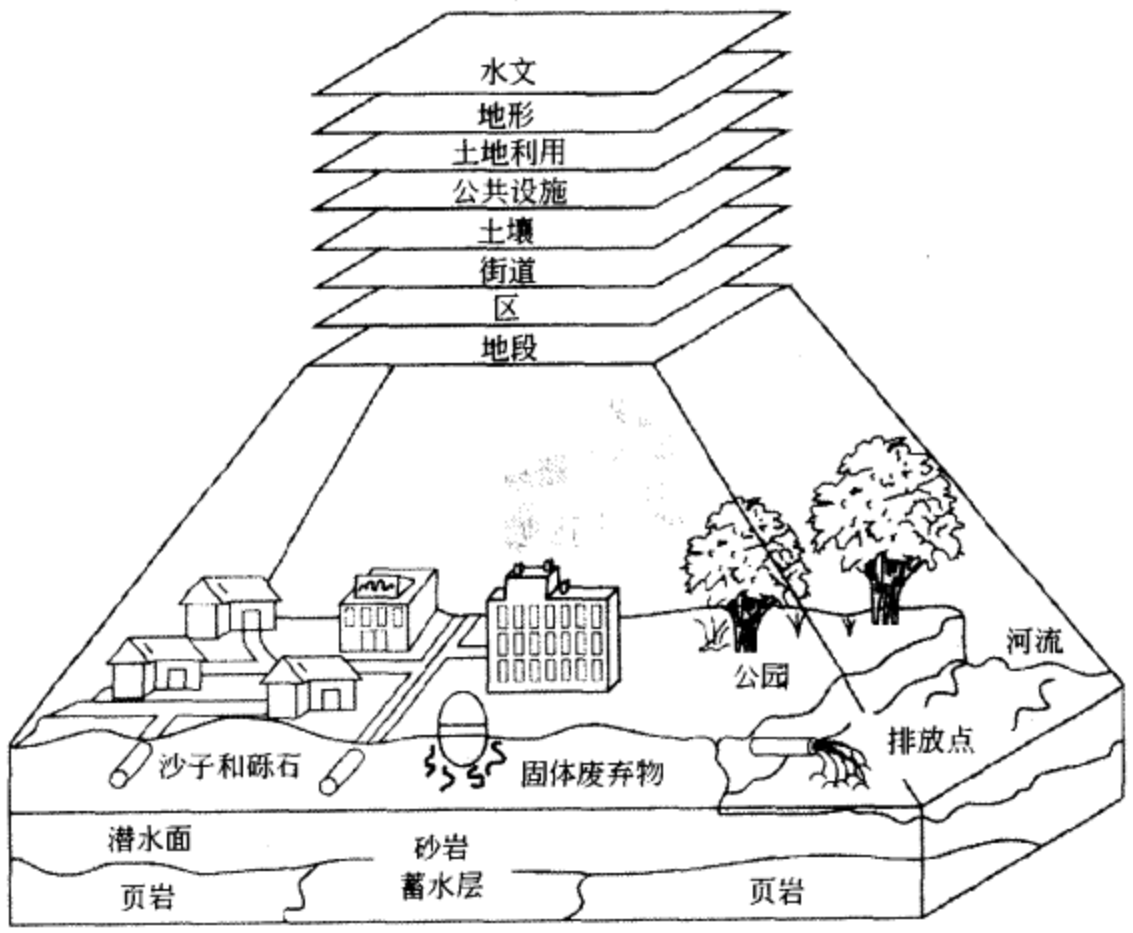


图 19.19 GIS中的图层例子

(重印得到环境系统研究所许可，1990，版权所有)

❶ 区别栅格和矢量模式的另外一个因子是它们在数学模拟研究中应用适用性的差别。栅格数据模式更易用于数需模拟，因为一样的单元形状简化了空间变量数学表达式并入GIS的过程。一种叫做“地图代数”的空间程序语言可以用来处理数学模拟研究（Tomlin，1990）。

量元素组成。

前面讨论差距分析中的图 19.11 说明了怎样用 GIS 把相同区域的图层迭加产生新的图层。假定图 19.11 中 GIS 的信息分别由独立的图层表示：植被类型、动物分布和保护区。应用一些基本的 GIS 命令（将在后面描述），可以用三个图层迭加产生一个新的图层叫做“生物多样性保护的差距”。这就是一个有时叫做图层迭加程序（map overlap procedure）的应用。

尽管透明塑料地图可以进行人工迭加，GIS 提供了一个更精确的数据表示法，并且使图像迭加更简便。❶ 最终的分析产品，诸如图 19.11 中显示生物多样性保护差距的图层，可以很容易地送到诸如计算机屏幕或绘图仪等输出设备，或存储到计算机内存中以备将来使用。

19′.1.4 地理特征和描述性数据的表格之间的连接

数据库（database）是一个存储、分析、检索信息的计算机程序。与一般的数据库相比较，GIS 中的数据涉及了地理特征。我们来考虑使用矢量模式且包括常规数据库的地理信息系统。数据库中的信息是怎样与地理特征进行连接的呢？在使用矢量模式的 GIS 中，惟一的记录 ID 与各自的地理特征相联系，且提供地理特征和描述这些特征的信息表入口的连接方式。这个连接过程可以用一个例子来说明，这个例子也介绍了关系数据库（relational database）的概念，关系数据库是一种常用于 GIS 工作的数据库。

表 19.7 说明数据库术语的例子

记录 ID	作物	年降雨量/m
593	裸地	0.5
294	玉米	0.9
847	小麦	1.3

其中，作物和年降雨量表征属性（Attributes），裸地和 0.5 是属性值，847、小麦和 1.3 是记录。

表 19.7 包含了把记录 ID 与表 19.6 和图 19.17 定义的地理特征联系起来的记录。在数据库系统里，一条记录是储存一个或多个属性值的地方。用明白一点的话说，一条记录是表的一行，且一个属性是一个特征，如表 19.7 中的作物或者降雨。一个属性值由一个单位的数据组成；例如表格 19.7 中的属性值是“小麦”和“1.3”。行的集合称为表或者关系（在关系数据库里，关系是指记录表，而不是记录之间的连接）。❷

关系数据库的主要特征是，当它们共享在特定层里惟一确定一个记录的键（或记录 ID）时，不同表的信息可以连接到一起。例如，表 19.6 和表 19.7 的多边形都包括“记录 ID”属性且它们具有相同的值：593,294,847。应用这些记录 ID，表 19.7 中的属性数据就可以连接到表 19.6 中定义的地理特征。这两个表说明了使用矢量模式时，GIS 怎样把地理特征与描述这些特征的信息结合在一起。

当使用栅格模式时，属性值直接储存到栅格单元里。因为一个属性需要一个独立的层，因此需要很大的数据存储能力。应用栅格模式关系数据库才能降低存储需求。总地来说，使

❶ 使用地理信息系统创建图层的另一个好处表现在速度上，在这种速度下，主要数据可得，图层迭加分析可以重复来做。

❷ 关于地理信息系统中使用的关系数据库以及其他数据的详细信息，见 Rumble 和 Smith (1990)。

用栅格模式的 GIS 不能像使用矢量模式的 GIS 那样有效地存储属性信息。

19′.2 地理信息系统的建立

每一个 GIS 规划项目，无论是大的还是小的，都包括相同的基本步骤。GIS 的建立过程包含了两部分：对这些步骤的描述、将它们结合起来。

步骤 1　定义问题。例如，利用 GIS 解决的问题可以是新传输线的路线选择，以及计算生境适宜性指数。问题定义这一步包括确定项目的大小和范围。定义项目范围时考虑了现在和未来对 GIS 的应用。

步骤 2　获取数据。那些能够被计算机所读取的 GIS 数据可以从政府机构和私人公司购买。有时，GIS 项目所需数据可能存在，但是不是以 GIS 可以立即读取的形式存在。这种情况下，这些数据有时需要人工地输入到 GIS，或者用“扫描”或步骤 3 介绍的其他方法转换成计算机可读取的格式。数据获取有时也需要野外的实地工作。

GIS 中可能包括描述性数据的大矩阵。政府机构收集的数据往往以数字方式提供。例如，美国人口调查局的数据以一个叫做“TIGER”（Topologically Integrated Geographic Encoding and Referencing）的系统的形式提供，它代表地理编码和定位的拓扑结合。TIGER 文件包括人口统计数据和美国地质勘探地图的信息。在许多国家，开发 GIS 软件的公司出售他们的软件所能够使用的数据集。

GIS 中经常包括许多形式的空间数据：地图、航空摄影和地面摄影，以及遥感数据。遥感（remote sensing）是“借助于一个不直接接触目标物体或现象的系统来获取信息的过程”。❶ 有名的遥感数据是 LANDSAT 卫星影像，它的第一次发射是 1972 年。新形式的空间数据来自全球定位系统（GPS，Global Position System），它能使人们按照经度、纬度和高度自动地确定自己所处的位置。GPS 依靠的是一个能够发送和接收 NAVSTAR 卫星信号的装置。❷

步骤 3　预处理和输入数据。把信息转换成 GIS 能够接受的形式且输入到计算机可能比较繁重。这个过程，有时是指数据转换，经常占到建立一个 GIS 总花费的 80%。❸ 除了花费大，数据转换劳动密集、乏味，且易出错。

图 19.20 说明了数据转换过程。最容易处理的描述性信息是磁带、光盘或 CD-ROM 上已经是数字形式的数据。其他形式的描述性数据是打印记录单，诸如土地所有者姓名和住址的清单。

像描述性数据一样，空间数据有时也以数字形式提供，就可以直接输入到 GIS 中。不管怎样，许多形式的空间数据在输入之前必须先转换成数字形式。

数字化仪是把空间数据输入计算机的一种工具。数字化由下面两部分组成：指示笔在地图上移动，该地图是附在数字化输入板上的，把地图上的点输入到计算机数据库。指示笔（也叫做数字化仪）包括可以通过拖拉来表示各种操作的按钮。例如，点的输入，或者输入的结束。❹ 扫描仪可以避免数字化仪的乏味和错误，扫描仪是一个能把文字或图像信息输入

---

❶ 遥感的这种定义摘自 StarEstes（1990，p. 191）。

❷ 目前具有标准设备的 GPS 定位精确度大约是 5～10 m，具有“测量级”接收器的可以小达 1 cm（Goodchild 和 Kemp，1990，pp. 7-8）。

❸ 80%的估计来自 Goodchild 和 Kemp（1990，pp. 7-37）。

❹ 数字化输入板具有嵌入内部的电线栅格网络，能够把数据从数字化仪传输到 GIS。

到计算机的设备。例如，视频扫描仪的功能是像电视摄像机一样来创建计算机可读形式的数据。❶

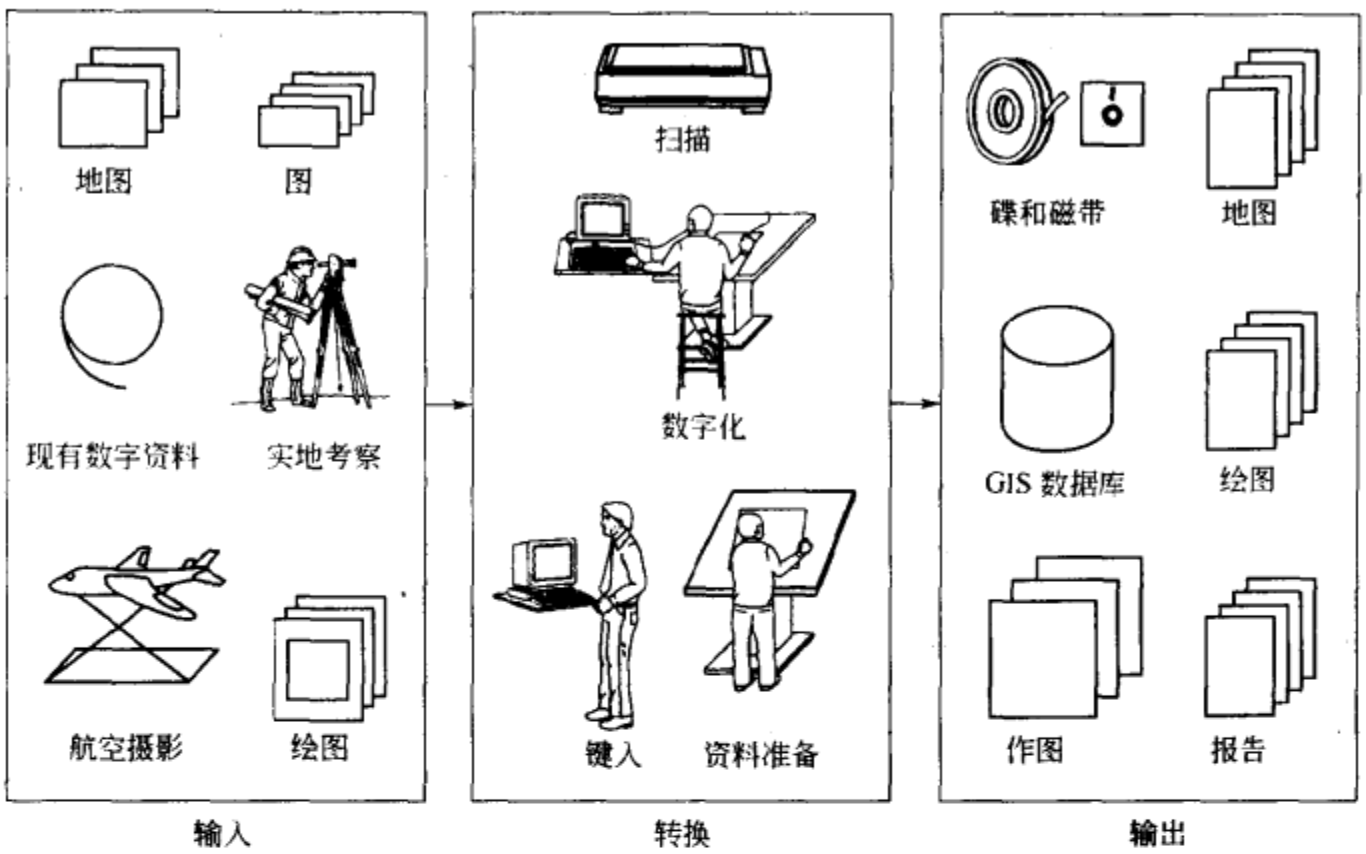


图 19.20　数据转换过程的主要步骤

（摘自：Montgomery 和 Schueh（1993，p. 1），GIS 数据转换手册，1993。重印得到 GIS 世界公司许可。）

步骤 4　执行空间查询和数据分析。GIS 能够回答与位置、条件、时间、空间相关以及与模拟有关的问题。下面是每种问题的举例。❷

1）位置：邮政编码为 11218 的街道是美国的哪条街道？

2）条件：位于巴黎塞纳河边界上所有建筑物的地址是什么？

3）时间：从 1950 年到 1995 年巴西每年的总森林面积是多少？

4）空间相关：过去 20 年间尼亚加拉瀑布、纽约出生缺陷的发生率和居住在危险废物处置地 Love Canal 附近是否具有统计相关性？

5）模拟：在未来 20 年泰国的森林砍伐速度可能是什么？

用 GIS 执行分析非常简便，因为许多有用的操作都设计成了 GIS 软件的组成部分。为了进行说明，我们来考虑作为 ARC/INFO 命令的一些操作，ARC/INFO 是一个常用的 GIS 软件。假定一个县的 GIS 包括所有土地的土地利用调查资料、信息以及拟建焚烧炉众多可供选择的位置。如果分析员想确定焚烧炉选址周围 610 m 内的所有居民，可以用 GIS 命令选择（SELECT）和缓冲（BUFFER）。分析员可以用 SELECT 命令来确定县内的所有拟议选址。如果分析员接下来选择 BUFFER 命令，GIS 将提出问题，缓冲距离是多少？在这个例子中，分析员将输入 610 m。产生的缓冲区是以焚烧炉每个可能的选址为中心，半径为 610 m 的圆。分析员接下来再用 SELECT 命令，这次是找到每个缓冲区内的居民区。

---

❶ 另外一个常见的数据转换操作包括空间数据栅格形式和矢量形式的相互转换。这是必要的，例如，如果 GIS 使用的是矢量数据模式，而可用的输入却是栅格形式。

❷ 这部分内容摘自环境研究系统协会（1990）。

GIS 包括几百个不同的命令。表 19.8 给出了 ARC/INFO 系统中的一些命令。这样的命令使它能够回答前面所提的 5 个 GIS 问题。

步骤 5　显示分析结果。尽管 GIS 输出经常以地图和绘图的形式出现，空间数据分析的结果也能以其他的形式提供（见图 19.20）。GIS 通常包括绘图和统计计算的程序，因此很容易产生输出结果。结果可以直接送到计算机显示器、打印机，或绘图仪产生纸印版。如果数据不是被显示，而是存储，于是像 CD-ROM、磁带或硬盘等就可以用作输出设备。

表 19.8　GIS 常用命令[①]

命　令	功　能
缓冲(BUFFER)	描绘一个给定区域范围内的空间特征
显示(DISPLAY)	在计算机输出终端上显示分析结果
修剪(CLIP)	去掉一个图层上的一部分
合并(UNION)	将两个图层合并，得到的新图层具有两个图层的特征[②]
交叉(INTERSECT)	创建一个新的图层，使其具有两个图层共有的空间范围的特征[③]
选择(SELECT)	选择图层中具有用户指定的部分
表面去除(ERASECOV)	将一个图层中被空间覆盖的部分去掉

① 这些命令是 ARC/INFO 软件包中众多命令中的一部分，更多的命令参见环境研究系统协会有限公司（1990）。

② 这个命令类似于集合论中的“union”命令，例如，“A union B”创建的新图层包含了 A 和 B 的特征。

③ 这个命令类似于集合论中的“intersection”命令，例如，“A intersect B”包含了既在 A 又在 B 中的信息。

19′.3　GIS 在生物研究中的应用

自从 20 世纪 70 年代地理信息系统创建以来，它被广泛地应用于许多方面。❶ 随着系统变得更便宜、更加可靠、高知名度，GIS 的应用将继续增加。随着 GIS 包含信息类型的不同，它的用途也在变化。这部分说明了主要进行环境管理研究的生物学家是怎样应用 GIS 的。

在最基本的层次上，典型的与生物研究有关的 GIS 应用包括各种地图的编制和不同种类实物的目录编制。例如，鱼类和野生动物管理局用地理信息系统来产生土壤类型、湿地、植被、地表水特点等的目录。

基于 GIS 分析能力的应用包括利用图层迭加程序来确定可能受拟建项目影响的生态系统要素。例如，我们来考虑用 GIS 进行水库方案选择的影响分析。运用像表 19.8 中的那些命令，就可以确定每个水库选址周围会被淹没的区域。另外，可以产生一些地图和其他图形显示来告知决策者影响评价结果。

GIS 分析能力的其他应用包括实施基于生境的评价程序。此外，图层迭加的功能使它能够用来确定特定行为的土地适宜性（或不适宜性）。例如，许多 GIS 研究是用来确定哪些区域由于它们的生态敏感性而不适合作为危险废物处置场所。GIS 还可以用来监测项目的累积影响，例如发展项目在减少可利用湿地面积方面的累积效应。

三个特殊的例子进一步说明了 GIS 在生物研究方面的广泛应用。为北蒙大拿州弗拉塞德民族森林开发的 GIS 用来描述拟议木材收获方案的侵蚀作用。GIS 也用来确定麋鹿产犊生境的临界面积，这条信息能使森林管理者来估计选择道路封闭方案对麋鹿产犊的潜在影响（Hart，Wherry，和 Bain，1987）。

---

❶ 关于 GIS 在公共部门和私人部门应用范围的总结，见 Antenucci 等（1991）。GIS 在生物研究应用的例子由 Haines-Young，Green 和 Cousins（1993）提供。GIS 在环境影响评价方面应用的回顾由 Eedy（1995）提供。

在加拿大阿尔伯达省，GIS 用来研究农田排水习惯的影响。阿尔伯达省的许多农民消耗非持久性湿地区域（“草原坑洼”）来提高农田经营效率。湿地排水导致水鸟生境的重大损失，和沿农田下坡向湿地排水的径流模式的改变。这次应用利用了 GIS、遥感和数学模型的结合能力来模拟水文过程（MacMillan，Furley，和 Healey，1993）。

第三个举例是关于生境管理的。在澳大利亚，利用遥感和统计模型，GIS 用来绘制布里斯班附近 1×10^8 m^2 树袋熊生境地图。基于这些地图进行分析就可以得到实际影响。在布里斯班和澳大利亚黄金海岸之间规划的运输通路进行了改线，主要是为了避免破坏树袋熊的核心生境（Bruce，1992）。

未来的 GIS 应用软件主要是技术的提高。技术改变的例子包括创造能够处理遥感数据所提供的大量信息的新设备，提高精确度和数据转换过程的速度。新的 GIS 应用软件也主要综合 GIS 和环境模型两方面的研究。这种综合研究开发了 GIS 描述环境属性的能力，且把环境属性数据与描述发生在环境内部的物理、化学、生物过程的数学模型联系了起来。

主要概念和术语

基础生态学概念（*Basic Ecological Concepts*）

生物群落和生境（Biotic communities and habitats）

非生物要素（Abiotic elements）

捕食-被捕食关系（Predator-prey relations）

能流（Energy flows）

食物链（Food chains）

生物生产率（Biological productivity）

生物放大（Biological magnification）

生态演替（Ecological succession）

顶极群落（Climax communities）

生态评价标准（*Criteria Used in Ecological Evaluations*）

生物多样性（Biodiversity）

生境破碎（Habitat fragmentation）

物种多样性指数（Species diversity index）

生态系统稳定性（Ecosystem stability）

生态系统惯性和弹性（Ecosystem inertia and resilience）

稀有物种和生境（Species and habitat rarity）

濒临危险或威胁的物种（Endangered or threatened species）

关键种和指示种（Keystone and indicator species）

鱼类和野生动物管理机构的评价方法（*Assessment Techniques of Fish and Wildlife Management Agencies*）

承载能力（Carrying capacity）

生境评价程序（Habitat evaluation procedure）

初始条件（Baseline conditions）

生境适宜性指数（Habitat suitability index）

内流方法（Instream flow method）

产卵区（Spawnable areas）
差距分析（Gap analysis）
图层迭加程序（Map overlay procedure）
生物热点（Biological hotspots）

生物影响评价中种所采取的行动（*Activities Undertaken in Biological Impact Assessments*）

主要的与辅助的项目特性（Principal versus ancillary project features）
受约束的生态系统试验（Controlled ecosystem experiments）
生态系统模拟（Ecosystem modeling）
生物清单准备（Biological inventory preparation）
可比拟项目的影响（Impacts of analogous projects）
评价标准的来源（Sources of evaluative criteria）
减缓措施（Mitigation measures）
适用性的环境管理（Adaptive environmental management）

地理信息系统（*Geographic Information Systems*）

空间数据 vs. 表格数据（Spatial vs. tabular data）
记录 ID（Record ID）
矢量模式 vs. 栅格模式（Vector vs. raster models）
图层或主题（Layers or themes）
关系数据库（Relational database）
关系和记录（Relations and records）
TIGER 数据（TIGER data）
LANDSAT 卫星（LANDSAT satellites）
数字化仪和扫描仪（Digitizers and scanners）
全球定位系统（Global positioning systems）
空间数据分析（Spatial data analysis）
GIS 在生物研究中的应用（Applications of GIS in biological studies）

问 题 讨 论

19-1 几乎在所有的食物中都能发现杀虫剂。解释为什么会在乳制品这些不直接使用杀虫剂的食物中发现这些物质。

19-2 在 1973 年，田纳西州一大学的生物学家在调查小田纳西河鱼的数量时，发现了以前不知道的河鲈家族的一员，食蜗镖鲈。这种鱼类的生境就位于田纳西流域管理局拟建 Tellico 大坝选址的上方。当法院开始考虑为了保护食蜗镖鲈的生境建设是否要停止时，大坝已经完成了 80%。你认为对于那些试图保护食蜗镖鲈的人会产生什么样的争议呢？经过一系列法庭论战以后，大坝最终还是建成了。思考为什么大坝建议者能够完成他们的计划。

19-3 假定美国鱼类和野生动物机构的生境评价程序能够用来评价拟建水库对鹿生境的影响。如果 HEP 是惟一的评价方法，论述三种不被考虑的水库重大潜在生物影响。

19-4 Ward（1978，p. 55）提供了下述关于应用生态系统模拟作为预测过程的经验：

模型经常无法预测精确的系统响应。在这种情况下，模型常常能指出开发模型时概念上的错误。于是

可以修改或开发新的模型。一个计算机化的数学模型可以用来调查许多迅速操作的可能顺序。这样，不管它是否有预测失败（不精确）的可能性，数学模型还是有许多值得考虑的优点。在环境影响分析中，系统描述和勘探选择的精度，以及预测功效都非常重要。

论述你是多大程度上同意 Ward 的主张。它是否鼓励了你用生态系统模型来预测影响？

19-5　在美国，缓解银行（mitigation bank）是作为允许开发湿地而不减少湿地总面积的方式建立的。缓解银行的存款可以通过把一些区域转换成湿地（创建）；把一个受干扰的湿地变回到先前不太受干扰的状态（修复）；以及改变湿地使它具有以前不具有的价值或功能（提高）等方式获得。后者的一个例子是，通过增建堤岸来增加现存湿地作为鸭子生境的适宜性。

考虑一个可能导致负面影响却无法缓解的拟议湿地发展项目。只要开发者在缓解银行具有足够的存款，这个项目就允许建设。缓解银行方法的优点和缺点是什么？用生境评价程序作为定义湿地缓解银行系统中存款和借款的依据，你所能预见的问题是什么？

19-6　设想你是一个州运输局的计划制定者。假定你负责选择一个咨询人员来执行拟建高速公路的生物影响评价，部分高速公路横穿未受过干扰的森林。列出你想问这个执行评价的生物咨询人员的三个问题。你又想得到什么样的答案呢？

19-7　关系数据库和矢量数据结构的差别是什么？它们二者在 GIS 中是怎样联系的？

19-8　第 19 章的附录中讲述了能够用 GIS 回答的五种问题：位置、条件、时间、空间关系以及模拟。举例说明每种类型的问题在生物影响评价中的应用。

参 考 文 献

Antenucci, J. C., K. Brown, P. L. Croswell, and M. J. Kevany. 1991. *Geographic Information Systems: A Guide to the Technology*. New York: Van Nostrand Reinhold.

Barney, G. O. 1980. *The Global 2000 Report to the President of the U. S.* New York: Pergamon.

Brookes, A. 1988. *Channelized Rivers: Perspectives for Environmental Management*. Chichester, England: Wiley.

Bruce, D. 1992. GIS Helps Protect Koala Habitat. *GIS World* 5 (7): 44-47.

Camougis, G. 1981. *Environmental Biology for Engineers*. New York: McGraw-Hill.

Canter, L. W. 1996. *Environmental Impact Assessment*, 2d ed. New York: McGraw-Hill.

Colinvaux, P. 1986. *Ecology*. New York: Wiley.

Collier, B. D., G. W. Cox, A. W. Johnson, and P. C. Miller. 1973. *Dynamic Ecology*.

Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Collings, M. 1972. "A Methodology for Determining Instream Flow Requirements for Fish." In *Proceedings of Instream Flow Methodology Workshop*, 72-86. Olympia, WA: Washington Department of Ecology.

Crow, T. R. 1991. "Landscape Ecology: The Big Picture Approach to Resource Management." In *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*, ed. D. J.

Decker, M. E. Krasny, G. R. Goff, C. R. Smith, and D. W. Gross, 55-65. Boulder, CO: Westview Press.

De Santo, R. 1978. *Concepts of Applied Ecology*. New York: Springer-Verlag.

Dearden, P. 1978. The Ecological Component in Land Use Planning: A Conceptual Framework. Biological Conservation 14 (3): 167-79.

Decker, D. J., M. E. Krasny, G. R. Goff, C. R. Smith, and D. W. Gross, eds. 1991. *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*. Boulder, CO: Westview Press.

Edington, J. M., and M. A. Edington. 1978. *Ecology and Environmental Planning*. New York: A Halsted Book.

Eedy, W. 1995. The Use of GIS in Environmental Assessment. *Impact Assessment* 2 (13): 199-206.

Ehrlich, P. R., and A. H. Ehrlich. 1981. *Extinction, the Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. New York: Random House.

Ehrlich, P. R., and J. Roughgarden. 1987. *The Science of Ecology*. New York: MacMillan.

Environmental Systems Research Institute, Inc. 1990. *Understanding GIS: The ARC/INFO Method*. Redlands, CA: En-

vironmental Systems Research Institute, Inc.

Estes, J. A., and J. F. Palmisano. 1974. Sea Otters: Their Role in Structuring Nearshore Communities. *Science* 185: 1058-60.

Golden, J., R. P. Ouellette, S. Saari, and P. N. Cheremisinoff. 1979. *Environmental Impact Data Book*. Ann Arbor, MI: Ann Arbor Science Publishers.

Goodchild, M., and K. Kemp. 1990. *Introduction to GIS: NCGIA Core Curriculum*. National Center for Geographic Information and Analysis. Santa Barbara: University of California.

Haines-Young, R., D. R. Green, and S. Cousins, ed. 1993. *Landscape Ecology and Geographic Information Systems*. London: Taylor & Francis.

Hall, C. A. S., and J. W. Day, Jr. 1977. *Ecosystem Modeling in Theory and Practice: An Introduction with Case Histories*. New York: Wiley.

Hart, J. A., D. B. Wherry, and S. Bain. 1987. "An Operational GIS for Flathead National Forest." In *Geographic Information Systems for Resource Management: A Compendium*, ed. W. J. Ripple. Falls Church, VA: American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, and American Society for Surveying and Mapping.

Hildebrand, S. G., and J. B. Cannon. 1993. *Environmental Analysis: The NEPA Experience*. Ann Arbor, MI: Lewis Publishers.

Holling, C. S., ed. 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Chichester, England: Wiley.

Jordan, W. R., III, M. E. Gilpin, and J. A. Aber, eds. 1988. *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. New York: Cambridge University Press.

Jørgensen, S. E. 1994. *Fundamentals of Ecological Modeling*. Amsterdam: Elsevier.

Krebs, C. J. 1972. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. New York: Harper & Row.

Machlis, G. E., J. M. Scott, D. J. Forester, and C. B. Cogan. 1994. The Application of Gap Analysis to Decision Making in the U. S. National Wildlife Refuge System. *Transactions of the 59th North American Wildlife and Natural Resources Conference*, 566-74. Wildlife Management Institute: Washington, D. C.

MacMillan, R. A., P. A. Furley, and R. G. Healy. 1993. "Using Hydrologic Models and Geographic Information Systems to Assist with the Management of Surface Water in Agricultural Landscapes." In *Landscape Ecology and Geographic Information Systems*, ed. R. Haines-Young, D. R. Green, and S. Cousins. London: Taylor & Francis.

McHarg, I. L. 1996. *A Quest for Life: An Autobiography*. New York: Wiley.

Mendelssohn, H. 1972. "Ecological Effects of Chemical Control of Rodents and Jackals in Israel." In *The Careless Technology, Ecology and International Development*, ed. M. T. Farvar and J. P. Milton, 527-44. Garden City, NY: Natural History Press.

Montgomery, G. E., and H. C. Schuch. 1993. *GIS Data Conversion Handbook*. Fort Collins, CO: GIS World Books.

Morris, P., and R. Therivel, eds. 1995. *Methods of Environmental Impact Assessment*. London: UCL Press.

Noss, R. F., and A. Y. Cooperrider. 1994. *Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity*. Washington, DC: Island Press.

Novotny, V., and H. Olem. 1994. *Water Quality Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*. New York: Van Nostrand Reinhold.

Odum, E. P. 1971. *Fundamentals of Ecology*, 3d ed. Philadelphia: Saunders.

Pielou, E. C. 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. New York: Wiley.

Regier, H. A. 1993. "The Notion of Natural and Cultural Integrity." In *Ecological Integrity and the Management of Ecosystems*, ed. S. Woodley, J. Kay, and G. Francis, 3-18. Delray Beach, FL: St. Lucie Press.

Reid, W. V., and K. R. Miller. 1989. *Keeping Options Alive: The Scientific Basis for Conserving Biodiversity*. Washington, DC: World Resources Institute.

Rumble, J. R., Jr., and F. J. Smith. 1990. *Database Systems in Science and Engineering*. New York: Adam Hilger.

Saunders, D. A., R. J. Hobbs, and C. R. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5 (1): 18-32.

Schneider, D. M., D. R. Godschalk, and N. Axler. 1978. *The Carrying Capacity Concept as a Planning Tool*. Report

No. 338. Planning Advisory Service, American Planning Association, Chicago, IL.

Scott, J. M., B. Csuti, and F. Davis. 1991. "Gap Analysis: An Application of Geographic Information Systems for Wildlife Species." In *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*, ed. D. J. Decker, M. E. Krasny, G. R. Goff, C. R. Smith, and D. W. Gross. Boulder, CO: Westview Press.

Scott, J. M., F. Davis, B. Csuti, R. Noss, B. Butterfield, C. Groves, H. Anderson, S. Caicco, F. D'Erchia, T. C. Edwards, Jr., J. Ulliman, and R. G. Wright. 1993. Gap Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity. *Wildlife Monographs* 123: 1-41.

Shrader-Frechette, K. S., and E. K. McCoy. 1993. *Method in Ecology: Strategies for Conservation*. Cambridge, U. K.: Cambridge University Press.

_____. What Ecology Can Do for Environmental Management. *Journal of Environmental Management* 41: 293-307.

Simenstad, C. A., J. A. Estes, and K. W. Kenyon. 1978. Aleuts, Sea Otters and Alternate Stable-State Communities. *Science* 200: April 28, 403-411.

Soulé, M. E. 1991. "Theory and Strategy." In *Landscape Linkages and Biodiversity*, ed. W. E. Hudson. Washington, DC: Defenders of Wildlife and Island Press.

Stalnaker, C. B. 1993. "Fish Habitat Evaluation Models in Environmental Assessments." In *Environmental Analysis: The NEPA Experience*, ed. S. G. Hildebrand and J. B. Cannon, 140-62. Ann Arbor, MI: Lewis Publishers.

Star, J., and J. Estes. 1990. *Geographic Information Systems: An Introduction*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Tans, W. 1974. Priority Ranking of Biotic Natural Areas. The Michgan Botanist 13: 31-39.

Timothy, D. H. 1972. "Plant Germ-Plasm Resources and Utilization." In M. T. Farvar and J. P. Milton (eds), *The Careless Technology, Ecology and International Development*, ed. M. T. Farvar and J. P. Milton, 63 1-56. Garden City, NY: Natural History Press.

Tomlin, C. D. 1990. *Geographic Information Systems and Cartographic Modeling*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Treweek, J. 1995. "Ecological Impact Assessment." In *Environmental and Social Impact Assessment*, ed. F. Vanclay and D. A. Bronstein, 171-91. Chichester, England: Wiley.

Turk, J. 1980. *Introduction to Environmental Studies*. Philadelphia: Saunders.

U. S. Fish and Wildlife Service. 1980. *Habitat Evaluation Procedure*. Report 102 ESM. Washington, DC: Department of the Interior.

_____ 1981. *Standards for the Development of Habitat Suitability Index Models*. Report 103 ESM. Washington, DC: Department of the Interior.

U. S. National Research Council. 1986. *Ecological Knowledge and Environmental Problem-Solving*. National Academy Press, Washington, D. C.

van der Ploeg, S. W. F., and L. Vlijm. 1978. Ecological Evaluation, Nature Conservation and Land Use Planning with Particular Reference to Methods Used in the Netherlands. *Biological Conservation* 14: 197-221.

Wackernagel, M., and W. Rees. 1996. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. Gabriola Island, British Columbia, Canada: New Society Publishers.

Ward, D. V. 1978. *Biological Environmental Impact Studies, Theory and Methods*. New York: Academic Press.

Weisz, P. B. 1973. *The Science of Zoology*. New York: McGraw-Hill.

Wesche, T. A., and P. A. Rechard. 1980. A Summary of Instream Flow Methods for Fisheries and Related Research Needs. *Eisenhower Consortium Bulletin* 9.

Westman, W. E. 1985. *Ecology, Impact Assessment, and Environmental Planning*. New York: Wiley.

Woodward, G. M. 1967. Toxic Substances and Ecological Cycles. *Scientific American* 216 (3): 24-31.

第 20 章　环境感观质量的模拟与评价

景观设计师和其他设计专家开发了能使决策者说明拟议开发项目可见影响的方法。这些方法，就是众所周知的感观影响评价方法（visual impact assessment methods），它是本章讨论的主题。[1]

拟建项目的感观影响评价要求判定选址区域现状（项目实施前的条件）和该区域项目建成后（项目实施后的条件）的感观属性。有些感观评价是在项目建成后进行的，这里不考虑这种情况。本章涉及的是在建议还没有实施之前所进行的感观影响评价。这些评价帮助人们决定哪个或哪些项目可以修建。尽管这里使用了项目后（postproject）一词，它指的是如果拟建项目被建成后将导致的情况。

20.1　模拟与评价

典型的感观影响研究是依据感观模拟（visual simulations），感观模拟包括“拟建项目或未来条件的图像，并以实际场地的透视图形式显示”。[2] 通常用下述的一种或多种方式进行模拟：绘图、物理模型、照片、录像以及计算机工具，如计算机辅助制图软件。[3] 图 20.1 给出了一个基于传统方法的可见模拟：透视图。该图包括华盛顿西雅图港口一个卸货码头项目实施前和实施后的并行比较，未来情形下的草图突出了移动吊车的感观影响。两幅图都代表了旅游者和当地居民所喜欢的景观。[4] 其他的感观模拟方法将在本章的后面进行描述。

项目实施后情形的模拟实际上是一种预测，术语预测（forecast）通常定义为未来情形比项目实施前情况好坏的主观判断。当要对所喜欢的状况做价值判断时，就需要用术语评价（evaluation）来描述。例如，假定有两幅透视草图，表现的都是一个平坦且空旷的原野：一幅有拟建的购物中心，而另一幅则没有。如果判定未开发原野的景色比有购物中心的景色更让人感觉愉快，那么这种判断就构成了评价。

感观影响专家需要辨别作为评价基础的两种评价依据：计值评价和优先判断。[5] 当用某种明显（或不明显的）的比较标准对特定景观质量进行判定时，进行的是计值评价（evaluative appraisals）。相反，优先判断（preferential judgment）反映了一个人主观地欣赏（或厌恶）某种特殊景观。例如，景观设计师用拟建景观项目的适用性作为判断上述原野在有和没有购物中心景色时的标准。这构成了该项目的计值评价。相反，当地居民觉得没有购物中心的景观更漂亮则是在进行优先判断。计值评价由设计专家做出，而优先判断由人们做出，他们观察的可能是一个已经完成的项目，这两种方法都被用于可见影响评价中。

---

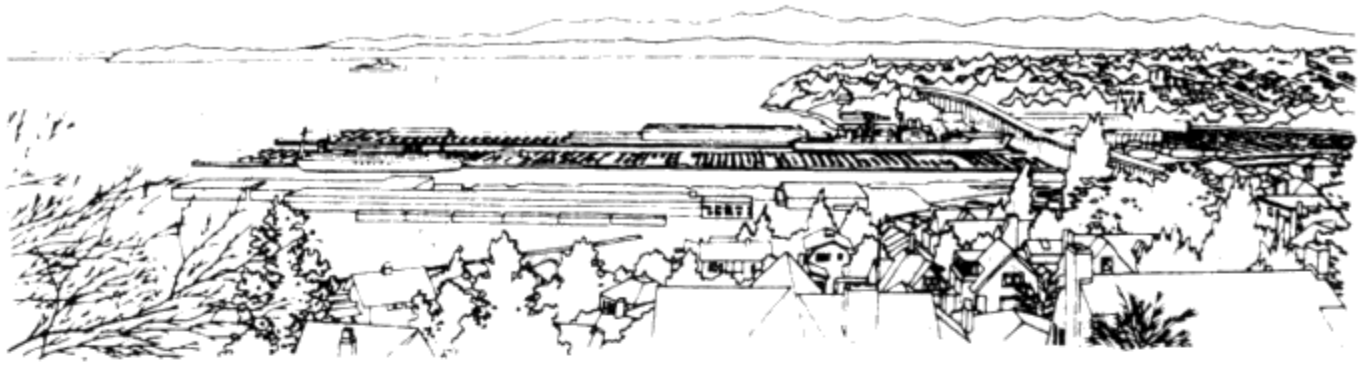
[1] 两位设计专家为改进本章的早期版本提了许多建议：Stephen R. J. Sheppard 和 Patti J. Walters。

[2] 感观模拟的这个定义来自 Sheppard（1989，p. 6）。术语模拟也用来描述现实的数学表达，例如污染物大气扩散的“计算机模拟模型”。由于本章专门讲述感观评价，术语模拟现有的多种用法不能带来混淆。

[3] 设计师和工程师常常依靠平面图、立面图、剖面图来反映物质设备。这些绘图在提供设计信息方面比真实描述设备外形更有用，且它们没有更进一步的意义。

[4] 西雅图的 William Blaie of Jones & Jones，Inc.，协助获得了图 20.1 的草图。

[5] 下面对计值评价和优先判断的定义来自 Craik（1972）。



(a) 施工前的条件

(b) 使用堆场起重机的拟建货运码头

图 20.1　用于评价华盛顿西雅图拟议港口发展的透视草图

（(a) 在华盛顿西雅图 Jones & Jones，inc. 的许可下复印的。(b) 在 1981 年华盛顿西雅图港口，选择使用 91（码头 90/91）卸货码头的环境影响报告书终稿的许可下复印的。）

20.2　景观偏好研究引起的问题

心理学家和其他一些人已经调查了人们是怎样认识景观和城市风景的。景观偏好研究（landscape preference research）试图了解究竟是哪种因子影响着人们对某一种景观（或城市风景）的偏好。如果可以确定正面或负面影响个人偏好的景观属性，可见影响评价将变得更加客观。

20.2.1　景观偏好预测

景观偏好研究的一个方法是由 Shafer，Hamilton 和 Schmidt 提出的 Adirondack 野营者“景色感受”分析。随机抽样调查的 250 个野营者参与了这个研究。每个人对 100 张20 cm×25 cm 黑白风景照片根据个人偏好进行排序。250 人的排序结果用来形成每张照片的偏好值（preference score）。Shafer 和他的同事试图找到照片受欢迎的程度（用偏好值表示）和各种风景属性之间的数学关系。他们测量了每一个照片的特征，如成片植被的周长（perimeter of immediate vegetation），定义为照片上树皮和单个树叶很容易被分辨的部分的周长；水域面积（area of water），定义为照片上有水的照片面积。Shafer 和他的同事于是通过统计分析来揭示每张照片偏好值和所测量的照片特征之间的关系。得到的统计关系用来预测原来 100 张照片之外的景色照片的偏好值。Shafer 和他的同事受到了批判，因为“变量缺乏理论甚至直觉的合理性”。❶ 换句话说，尽管像成片植被周长这样的变量从统计学的观点来看能

❶ 引用的批判出于 Kaplan（1975，p. 124）。对 Shafer 及其同事所用的方法的进一步讨论，见 Brush 和 Shafer (1975)。

提供好的预测，但是很少有原理假定正是这些变量影响着人们对一种景色的偏好。

许多感观评价专家同意，像水和自然植被这些因子是景观偏好的有效预测因子。但是，在怎样测量这些变量上存在争论；在这些因子的不同组合怎样影响偏好上也存在分歧。

20.2.2 模拟和事实之间的等值响应

一些研究者调查的一个有趣问题是等值响应（response equivalence），也即人们对实际景观的偏好排序与他们对这些模拟景观的排序的一致程度。[1] 例如，参与 Shafer Adirondacks 景色偏好研究的野营者对实际景色的排序与对这些景色 20 cm×25 cm 照片的排序是否相同呢?

Appleyard 和 Craik（1979）的研究说明了研究者怎样评价等值响应。他们的研究用的是加州大学伯克利分校环境模拟实验室的物理模拟设施。[2] 随意选择了加利福尼亚马林村的两组居民参与了这次研究。第一组乘汽车沿着特定的路线穿行马林村进行了 14.5 km 的旅行；第二组观看了一个 16 mm 的彩色影片，该影片利用研究区域的三维模型进行了与第一组相同的旅行。通过模型来移动遥控光探针（安装了一个移动相机）制成了这步影片。两组参与者记录了他们的印象，并对两组的反响进行了比较。根据这个比较，Appleyard 和 Craik 观察到“直接仿真显示传输的区域特征和模拟技术捕获到的区域特征在本质上是相同的。”他们也注意到，由于缺少人类和车辆的移动，模型与实际情形相比显得无趣、单调。这种负面影响是由模型对植被以及道路和人行道表面结构复制的局限造成的。[3] 然而，总的来说，观看实际区域和观看彩色影片获得了相似的印象。

根据 Sheppard（1982）的观点，当利用不太完善的模拟工具时，Appleyard 和 Craik 关于马林村模型研究的不能期望得到较高的等值响应。他主张，对于任一模拟方法，调查目标（或景色内容），景观领域和图像元素能影响对模拟的响应。图像元素（imagine element）包括颜色、清晰度和纹理。Sheppard 关于图像元素怎样影响等值响应的实验法研究支持了他的观点，他认为，因为这个问题过于复杂，因此很难得到推广。

20.2.3 非专家与设计专家的偏好

研究者研究的另外一个问题是专业人员用审美标准对景观的排序和那些没有经过设计培训的人员对景观的排序是否有相同的结果。这个问题是由 Zube，Pitt 和 Anderson（1975）研究。这项研究包括 185 名参与者，每个人都要观看 27 张 35 mm 关于美国东北部的“每日乡村景色”的彩色幻灯片。每个人用相同的程序来描述和评价这 27 张幻灯片。例如，每张幻灯片都用比例来量度美丽对丑陋、城市对乡村，等等。得到的数据根据参与者的职业分为 7 组。“专家组”由“专业环境设计者”组成。根据对学生和工人的不同分类，这里有 6 类非专家组。对于每一个组，根据每一个参与者所做的各种描述和评价把数据转换成代表概括统计量的分值。

对分值进行分析，来确定组与组之间相一致的程度。为此需要计算每对组分值之间相关程度的系数（相关系数是 1.0 表明两个组的分值非常相关）。7 个组能形成 21 个不同的对。Zube，Pitt，Anderson（1975，p. 155）对这个分析的结果进行了概括：

关于所有 27 个景观景色评价的 7 个小组相关性的变化范围是从 0.43（环境设计的学生

---

[1] 等值响应一词，Sheppard（1989，p. 140）曾详细描述过。一般它应用于直观响应的许多不同的类型，并不限于优先性排列法。

[2] 伯克利实验室的模拟设施在图 16.3 的讨论中进行了介绍。

[3] 为了讨论这一点和马林县模拟的其他方面，参见 Appleyard 和 Craik（1979）。

和秘书）到 0.91（资源管理人员和教师）。7 个组之间 21 种组合形式的评价相关性是 0.77。

根据他们的分析，研究者发现“总体来说，7 个小组对景观的评价和描述具有较高的一致性”（Zube，Pitt 和 Anderson，1975p. 156）。这些发现仅限于现存的乡村景观。景观经过实际开发改变后非专家和专家是否保持一致还有待于验证。

随后，Zube，Pitt 和 Anderson 进行了更精心地设计，所做的研究包括 307 名参与者，分成了 13 组。这次研究的景观是麻萨诸塞州和康涅狄格州北部的康涅狄格河流域的一部分，这次研究的所有参与者都是来自该地区。除了一个值得注意的事项外，不同组响应模式的一致性一般都很高；但有一个例外，其来自康涅狄格州哈特福德城市中心的美国黑人的反应。哈特福德组的响应和其他每个组响应的相关性始终都很低。在 66 个组之间相关性低于 0.8 的组合中，有 58 个包含哈特福德居民。这些结果使 Zube，Pitt 和 Anderson 提出，文化和社会经济因子可能影响景观感受。

其他的研究进一步说明了文化和社会经济因素影响感观感受的观点。Brush（1976）翻阅了许多关于这个问题的研究，最后得出的结论是，观测者的背景和先前的经验对他怎样评价景观有很大的影响。这与关于审美学和视觉直观感知的文献中的发现是一致的。❶

20.2.4 模拟的真实性

景观偏好研究为可见影响评价提供了许多相关信息。然而，它没有彻底检查“模拟真实性”的问题；也就是，偏见和错误表达的问题。❷ 这里包含许多的问题，且他们重复了部分前面介绍的等值响应的概念。❸

模拟准备过程中的许多决定可以影响模拟究竟是比建设项目好还是坏。模拟专家必须选择观测站、模拟介质（例如，图画、照片或模型）、尺度、视野等等。此外，这些选择可能会有意无意地受到模拟专家教育背景的影响。例如，一位插图画家的训练通常考虑的是美学上的令人愉快的美学表现手法，而不是现实主义的成果。

另外一个模拟真实性的问题与拟建项目有意的误报有关。❹ 在这些例子中，故意增加了一些浮华的汽车和穿着讲究的人群，以此来表现一个富有魅力的外观，并利用太阳光和蓝天来突出视觉的清晰和舒适。❺ 有时，当模拟遗漏了一些事情，如交通拥挤时，会产生错误印象。透视画常常由于误导遭到批判，尤其是当涉及的是建筑项目时。Appleyard（1977，p. 74）提出这样的异议：

描述许多项目所精心设计且花费较高的透视图往往是从显示该建筑物最大优点而把它对周围环境的影响最小化的视角出发的。常常，这些角度并不是经常被人们看到的地方。欺诈相对来说是很容易的。制图人员只需用人们所喜欢的鲜明的阴影、漂亮的结构、优美的树种

❶ 例如，参见 Arnheim（1974）的感观感知著作。

❷ “模拟的真实性”一词来自 Appleyard 及其同事。

❸ 这种模拟中真实性的讨论，基于 Mellander（1974）和他与加利福尼亚大学伯克利分校景观建筑系的 Stephen R. J. Sheppard 的 1981 年 8 月 27 日的私人通信，Sheppard（1982）的研究为人们提供了系统地了解感观影响评价中存在的偏见和误传等的机会。

❹ Bosselmann（1993）给出了这方面的内容，他还描述了加利福尼亚大学伯克利分校环境模拟实验室采取的一些步骤，旨在告诫人们要警惕一些对实物的描述。他还描述了一些故意曲解或误传模拟的人遭受到的抵制。

❺ 这些例子选自 Appleyard（1977，p. 60）。

来描述这些方案就行了。

炫耀的谎报也可能由视角选择引起。Applerard（1977）引用了一个关于旧金山商业区河边拟建的高层建筑物两种模拟的例子。项目支持者从一个几百米高度的空中位置来显示该建筑。它在商业区的办公楼群中几乎无法辨别出来。项目反对者用了准确的有利位置，旧金山海湾上空的低“鸟瞰图”来显示以商业区天空为背景的建筑物轮廓。在一张旧金山商业区的老照片上，拟建建筑被涂成黑色，且该照片遗漏了许多已经建成的高耸建筑。

使一个可见模拟显得非常逼真不必要产生一个较好的等值响应。对实际模拟的反应和对已完成项目的反应可能是不同的。[1] 一个观察者对不同模拟介质的过去经验对等值响应有重要的影响。例如，建筑师通过对计划和正视图的观察能够获得准确的印象，而对大多数人来说是无意义的抽象概念。另外一个例子涉及到艺术家的表现手法，即反映他们的“艺术许可”（artistic license）以及利用有利的光线来展示拟建项目。Sheppard（1982）推测有经验的城市规划者经常用怀疑的态度来看待画家的项目透视图，因此可能会避免受到他们的误导。还有另外一个新问题就是，看起来真实的模拟不一定没有偏见。例如，一个看起来可信的模拟却是不准确的，因为它省略了临近拟建项目的建筑物。模拟很容易误导大家，因为它看起来非常可信。

20.3 感观目录编制

这次讨论的观察者偏好、等值响应和模拟真实性为检验可见评价研究的三个主要阶段提供了基础：目录编制、模拟、评价。第一阶段涉及感观目录（visual inventory）的产生，感观目录是可能受到拟建项目影响的感观要素的记录。地形图和航空相片在目录编制准备中得到了广泛地应用。黑白全色立体对航空相片尤其有用，因为它透过立体眼镜观察可以提供三维的影像。地形图和航空相片上的信息经常通过地形观测来补充。实际上，航空相片解译过程通常需要实地考察。典型的调查数据包括草图、注释、和表现研究区域特征的地面照片。

这里有两个基本的目录类型：路线目录（route inventory）和区域目录（area inventory）。[2] 当主要影响包括来自特定步行小路、城市街道、高速公路、水路的景观时，路线目录是合适的。如果感观影响分布较广，或者许多路线的景观受到提案的影响时，区域目录是合适的。

图 20.2 是内华达山脉塔霍湖附近一段 89 高速公路的部分路线目录。它包括从所选择的观景台（或观察点）的视野得到的重要感观要素。目录外面的边界是由在道路上能看得到的景观界限确定。观测点选择是目录准备中很重要的一部分。选择观测点的标准往往涉及观测者可能的数量和景色质量本身。有些可见影响专家试图包含一些代表最坏情况情形（worst-case scenario）的观测点：很多人可能看到非常显著的影响的地点。在重要观测点得到的观测草图和照片是感观目录的一部分。[3]

表 20.1 列出了感观目录的组成部分。如表中所示，一个完全的感观目录不只是整体感

---

[1] Sheppard（1982，p. 224）对这种观点提供了试验支持。

[2] Litton（1972）描述了这两种目录。

[3] 做记录的观察点不能单选择观察者的位置。其他重要的因素是季节和光线条件。Litton（1972）曾对这些和其他影响观察的因素进行过系统的讨论。

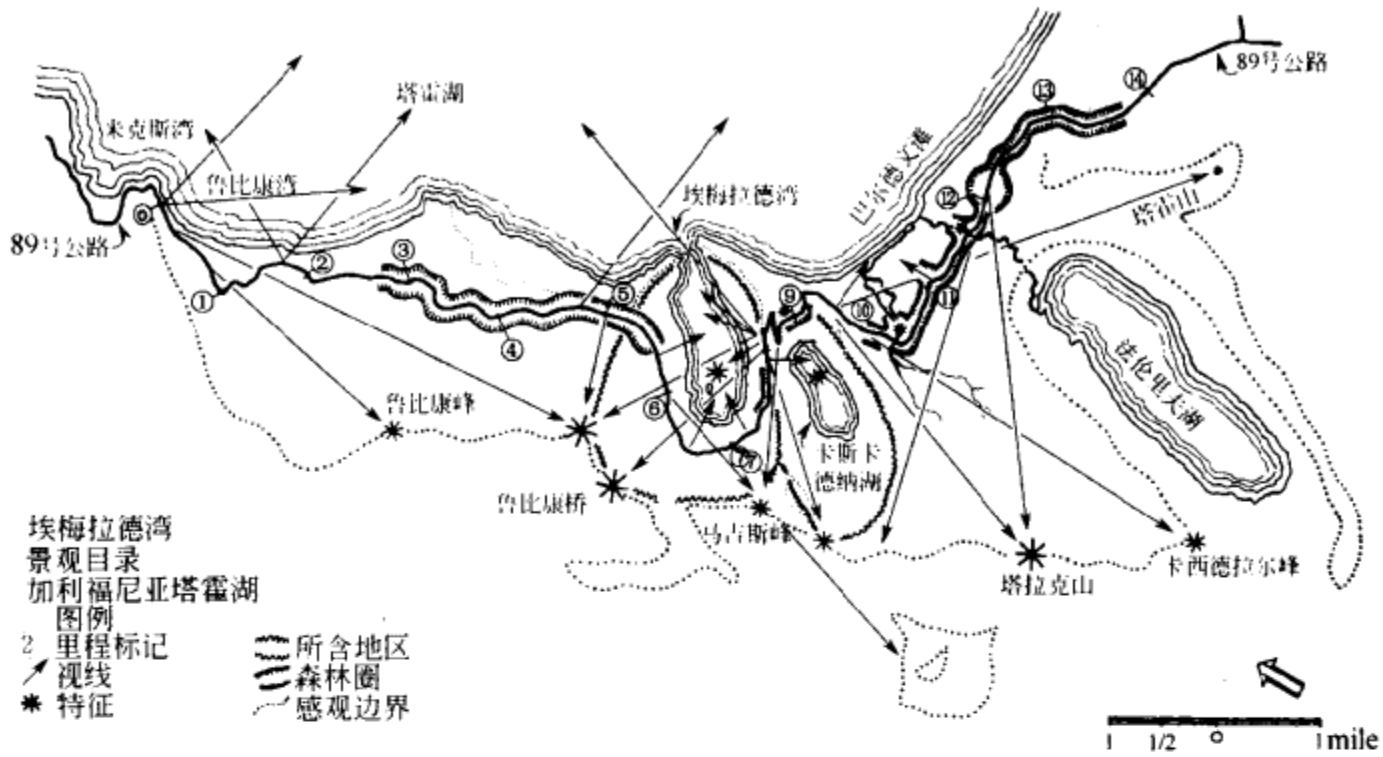


图 20.2　塔霍湖第 89 号高速公路可见目录（路线型）部分

（摘自：Litton，Jr，“自然环境：在理论和应用分析方面的研究”（出自 Krutilla 等，自然环境：在理论和应用分析方面的研究）1972，约翰霍普金斯大学出版社授权重印，）

（1 mile＝1.609 km——编者注）

观质量、观测条件、和观测者描述。目录准备也包括视阈（viewshed）的鉴定，视阈就是从一特定地点所能看到的区域。视阈可以在野外或用现有的地形图来描绘。从特定地点所能看到的所有区域用计算机程序来确定。❶

如表 20.1 所示，关于观测者感受和感观政策的信息也对项目准备起作用。观测者对感观资源的感受在确定观测点时起关键作用。保护感观资源的政策和规章为判断拟建项目是否符合应用要求提供了依据。

表 20.1　感观目录的组成①

- 全部感观特征。地貌、植被、水、土地利用的模式和结构。
- 风景或感观质量。景观、位置，或建筑项目的吸引性或特殊性。
- 观测条件。观看景观、位置或项目的观察点；在观察点上所能看到的距离和范围（感观区域）；以及典型的明暗分布和能见度条件。
- 观测者特征。观测者数量，频率和观测时间，以及观测者所参与的活动类型（例如，去某地消遣与开车去或从工作地点去）。
- 观测者的敏感度。观测者对感观质量现状的关心程度（例如，他们对当地山体景色或空地的关心程度）。
- 感观政策。影响感观资源的规章或原则，由负责土地管理规划的政府机构制定。能够应用于项目选址的例子可能包括公路风景设计，荒芜区域的管理政策，设计检查方针，和保护区域规定。

① 引自 Sheppard，视觉模拟：建筑师、工程师及设计者指南，1989，p. 20，1989 得到 Van Nostrand Reinhold 许可后复印的。这里省去了原文中参考的数字和插图。

❶ Alonso，Aguilo 和 Ramos（1986）给出了使用地形图描绘视阈的程序，他们还描述了计算机为基础的方法和传统的手工技术。

20.4 模拟项目实施后情形的技术

项目实施后的情形通常是采用语言描述。有时所用的语言通过唤起立体特征影像来传输视觉印象。例如，“乡村将布满广告牌”。这里存在无数产生偏见的机会，可以用下面的句子来说明：“拟建高速公路将会毁掉布满野花平坦略有起伏的小山”。有时，使用专业术语的语言描述对那些没有经过感观影响评价培训的人是没有意义的。例如，一个景观评价专家听到拟建输电电线穿过纽约河河源时的态度。[1] 该专家被邀请来描述沿特定路线输电杆塔走廊的感观影响。他的应答如下：

这种影响在视觉上是非常严重的。输电杆塔将会压抑所有的其他要素，包括区域最高的树木。它们将垂直地接触农田的水平面。因为景观是狭窄的，这种压倒性结构的宽地带将对观察者产生刺激性的影响。

这种描述能够给景观设计专家传递信息，但是对那些不熟悉如“垂直”和“狭窄景观”专业术语的人几乎是没有意义的。

20.4.1 传统模拟技术

透视画用于描述感观影响已经有很长的历史了，图 20.1 给出了一个例子。计算机辅助设计（CAD，Computer-Aided Design）软件常常用来产生不同视角和视点的透视画。图 20.3 给出了计算机生成的描述爱达荷州高速公路扩建提议实施前和实施后情形的透视画。使用计算机能迅速生成不同视点的透视图。如果计算机系统到位且地形数据和项目发展数据是所要求的形式，计算机生成图像的成本是很低的。[2]

模拟的另外一种途径是处理照片。常用的有两种方法：照片合成（photomontage）和照片修饰（photoretouching）。这些程序得到的影响在科罗拉多州拟建高速公路的研究中得到了说明。图 20.4（a）给出了从一个现有道路上看到的项目实施前的景观。项目实施后的情形在图 20.4（b）中进行了模拟。它由计算机软件生成，该软件用拍摄现存照片的相同有利位置来获取拟建公路的透视草图。一个画家给计算机生成的草图添加了色彩和色彩明暗效果，然后把它重叠到原来的照片上。[3]

三维模型也经常用于照片合成过程。这在路易斯维尔市肯塔基艺术中心项目实施前后情形分析中进行了说明。项目实施后的情形是通过将拟建艺术中心的模型照片重叠到路易斯维尔市商业区的照片之上来描绘的。结果如图 20.5 所示。[4]

有时项目实施后的情形可以通过直接观察模型来模拟。斯德哥尔摩就是这样的情况，用一个城市三维模型来评价新建筑物的提议。拟议建筑物适当缩小的模型放到代表斯德哥尔摩当前条件的模型里面。于是规划者和其他人员就可以评价拟议开发项目的影响。[5]

---

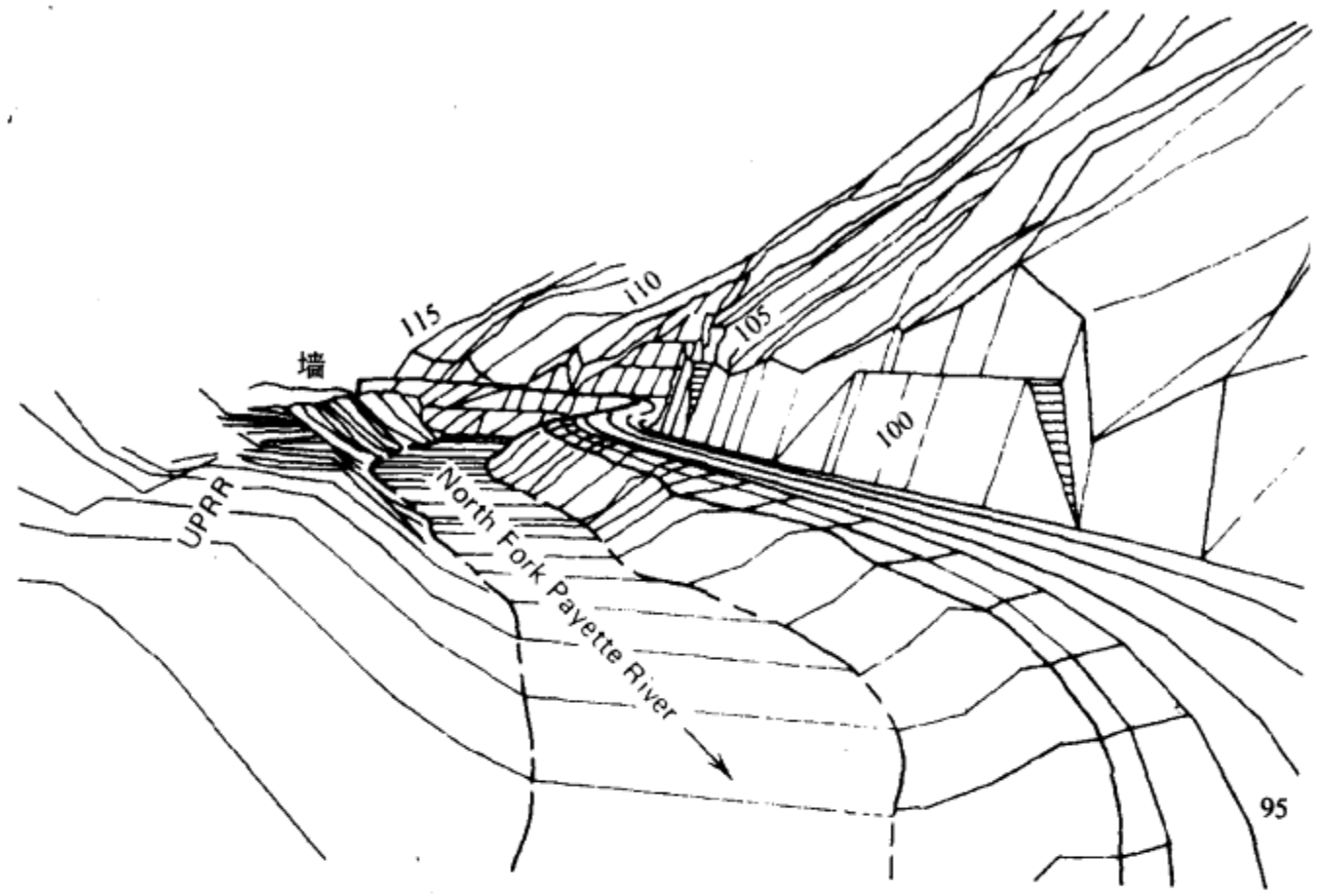
[1] 这位专家的陈述来自于 Gussow（1977）。

[2] 美国运输部（1978）提供了计算机程序，这些程序可以绘出如图 20.3 那样的草图。

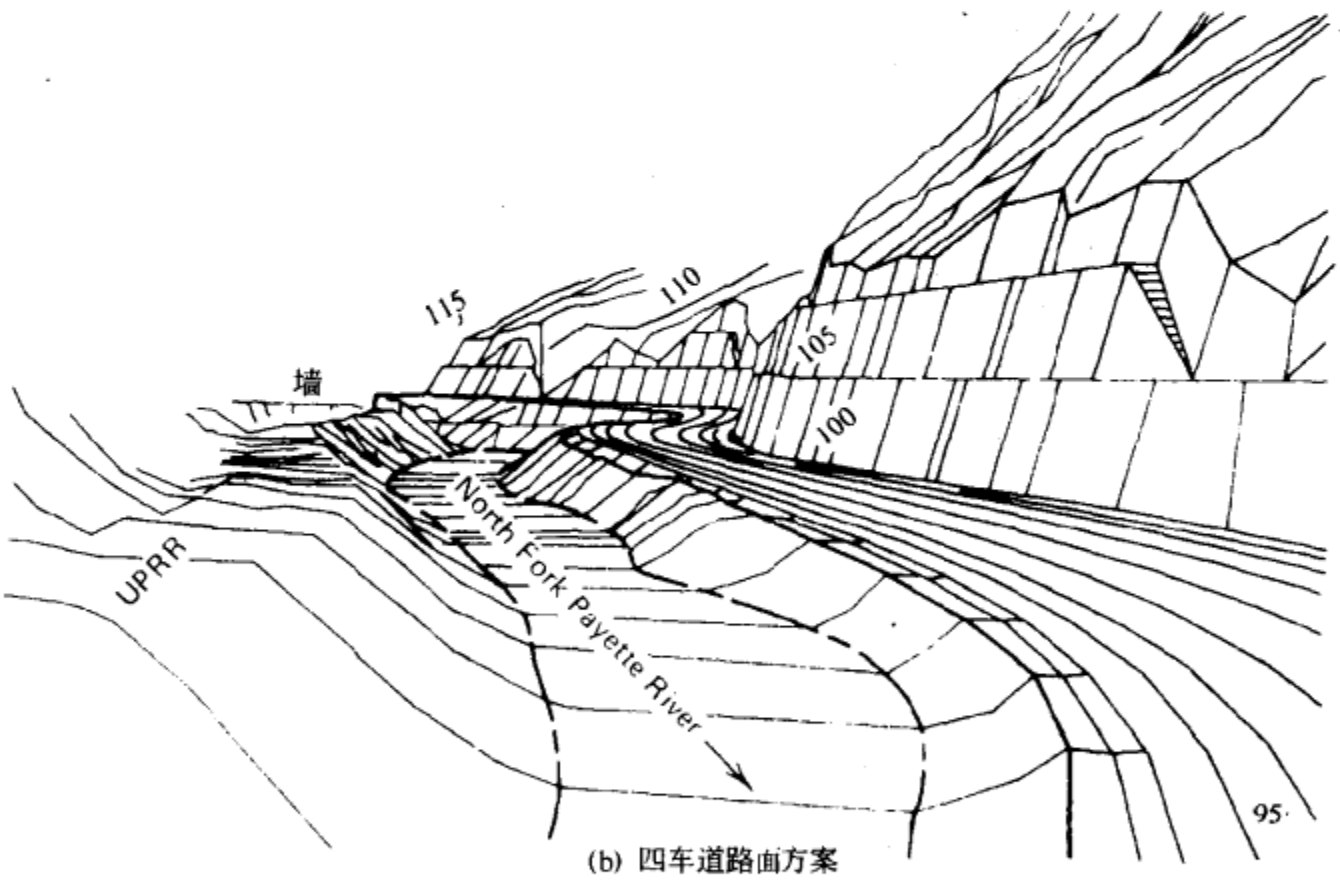
[3] 西雅图 Willam Blair of Tones &Jones，Inc. 帮助获得了图 20.4 中的照片，联邦公路局的 Lawrence Isaacson 也给予了帮助。

[4] James J. Walters 在路易斯维尔的休曼纳公司时，他提供了图 20.5。

[5] 有关斯德哥尔摩和其他城市的模型的补充资料，见 Appleyard（1977，pp. 77-79）。用于感观影响评价物理模型的其他例子由 Kaplan（1993）提供。



(a) 工程前条件



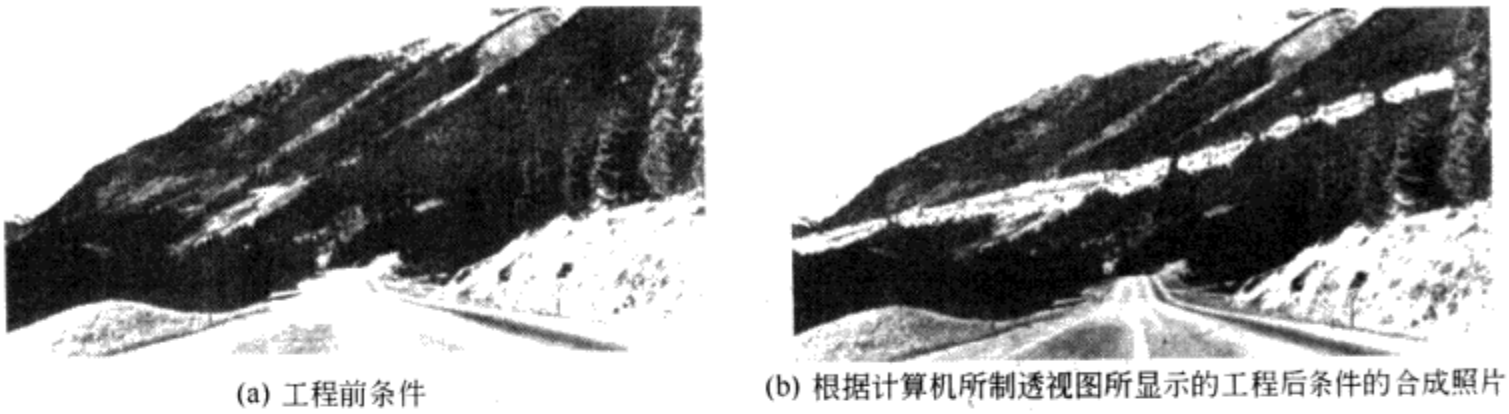
(b) 四车道路面方案

图 20.3　通过计算机生成的爱达荷州（美）森林高速路线 23 的透视图

（引自美国交通部，1978，爱达荷州森林高速路线 23，北 Fork Payette 河高速路，最终环境影响评价，联邦高速路管理部门，范库弗峰，美国华盛顿州。）

从上面观看模型便可得到鸟瞰图或空间透视图，这是大多数人看一个项目所不使用的方式。带有照相机的观测仪能够拍摄肉眼观测水平的模型内部照片。图 20.6 给出了用三维模型观测仪制作的照片，该照片用来评价路易斯安那州一个拟建湖泊桥梁的感观影响。照片描述了从同一个湖边位置观测到的项目实施前和实施后的情形。图 20.7 给出了从同一观测地

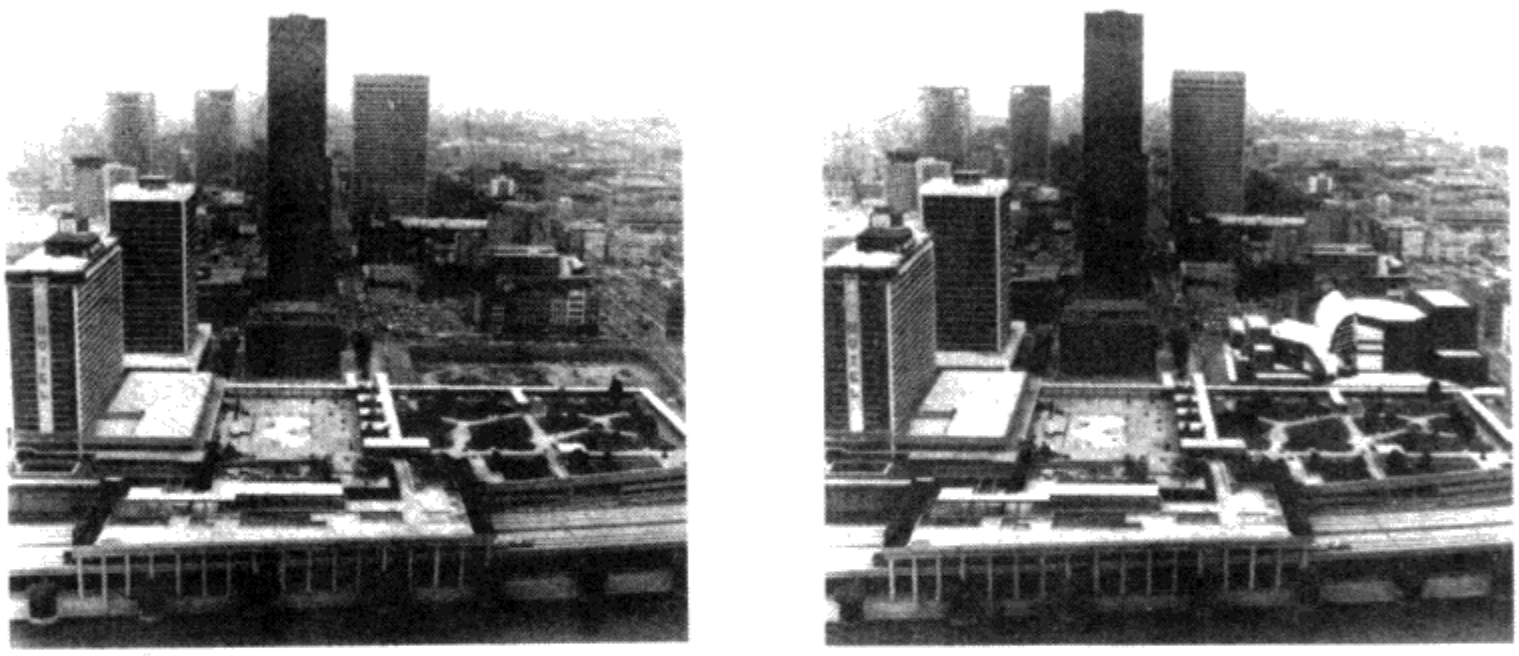
点真实湖泊的照片。图 20.7（b）中项目实施后的情形是桥梁缩小模型第一次拍摄的照片做出的。然后把模型的照片叠加到项目实施前情形的照片上。❶



(a) 工程前条件　　(b) 根据计算机所制透视图所显示的工程后条件的合成照片

图 20.4　评价科罗拉多拟建公路的模拟照片

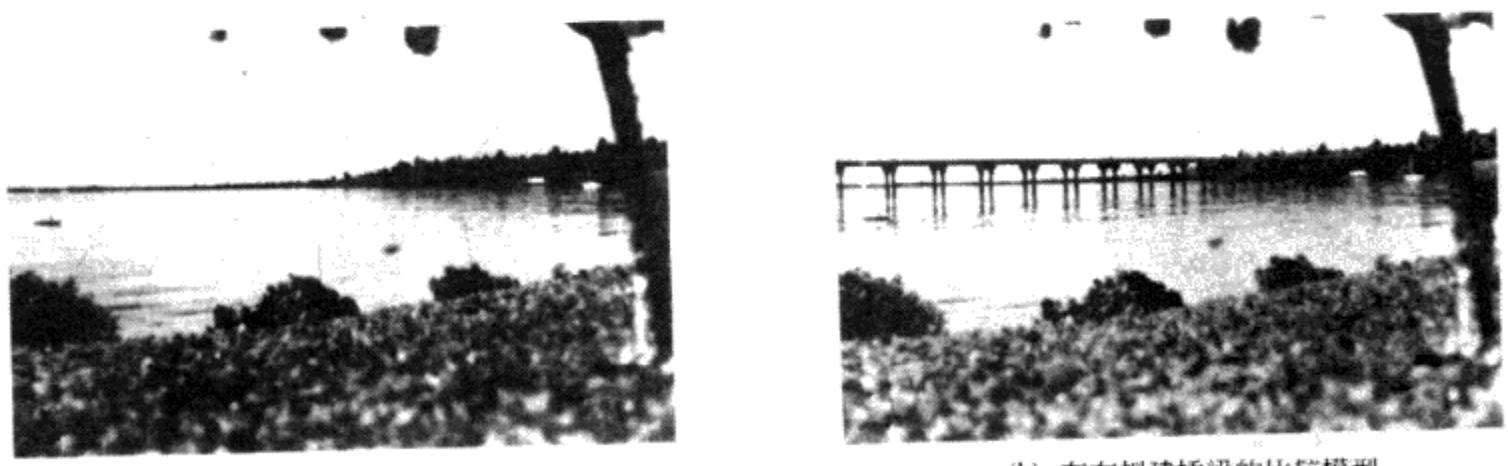
（（a）由科罗拉多运输部和联邦公路管理局提供；（b）引自美国运输部（1981））



（a）工程前条件　　（b）拟建艺术中心模型中工程后条件的合成照片

图 20.5　路易斯维尔肯塔基艺术中心照片

（照片摘自肯塔基艺术中心）

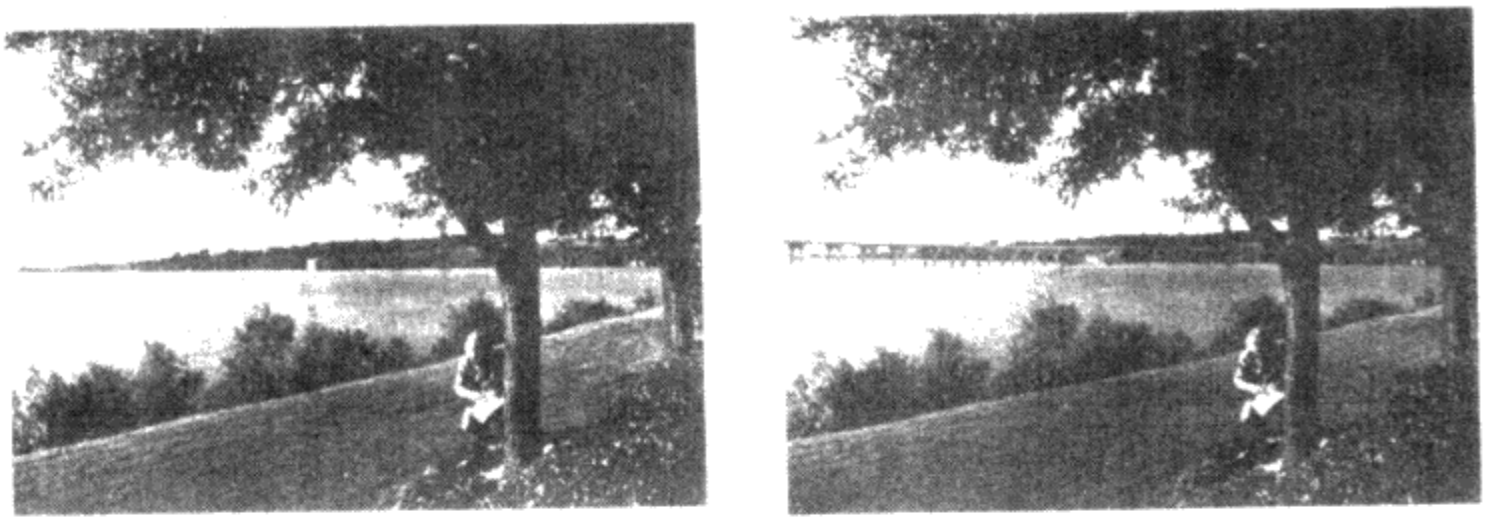


(a) 工程前的比例模型　　(b) 存在拟建桥梁的比较模型

图 20.6　横跨路易斯安那某湖拟建桥梁的模型

（照片由加利福尼亚大学伯克利分校环境模拟实验室 Kevin Gilson 提供。）

❶ 图 20.6 和图 20.7 是通过加利福尼亚大学伯克利分校环境模拟实验室的 Gilson 和 Peter Bosselmann 的努力提供的。



(a) 工程前条件　　(b) 拟建桥梁模型中工程后条件的合成照片

图 20.7　横跨路易斯安那某湖拟建桥梁合成照片

（照片由加利福尼亚大学伯克利分校环境模拟实验室 Gilson 提供。）

更复杂的程序是用三维模型来模拟运动。有了系统支撑结构，电影或电视摄像机就能够固定到模型观测仪上，且观测仪能够在系统内部移动来模拟步行、开车或飞行。许多国家有了能够模拟运动的模拟实验室（见图 16.3）。

20.4.2　数字图像处理

在 20 世纪 80 年代，随着计算机图像编辑系统成本的降低和质量的提高，制作计算机化感观模拟程序变得非常可行。这种方法有时叫做数字图像处理（digital photo processing）：❶用计算机把拟建项目图像叠加到项目实施前情形的照片（或录像片）上，然后用编辑图像的软件来修改结果。数字图像处理越来越多地被用在感观影响评价上，这是因为越来越多的开发项目都是用 CAD 软件设计的。数字图像处理使用增加的另外一个原因是扫描仪（scanner）的广泛应用，扫描仪是一种能够把照片（或录像片）图像转换成计算机能够接受的数字电信号的装置。❷

通过数字图像处理产生感观模拟的概念与准备常规合成照片的概念是相似的。然而，与处理照片不同，模拟专家需要处理的是数字照片（或视频图像）。由于所有的操作都是由计算机完成，因此可以很方便地对项目和周围环境进行变化，相关的费用也很低。有时决策者能够实时观察计算机显示器的输出变化。然而，更流行的是感观模拟可以在报告或以幻灯片或图像播放的形式观看。

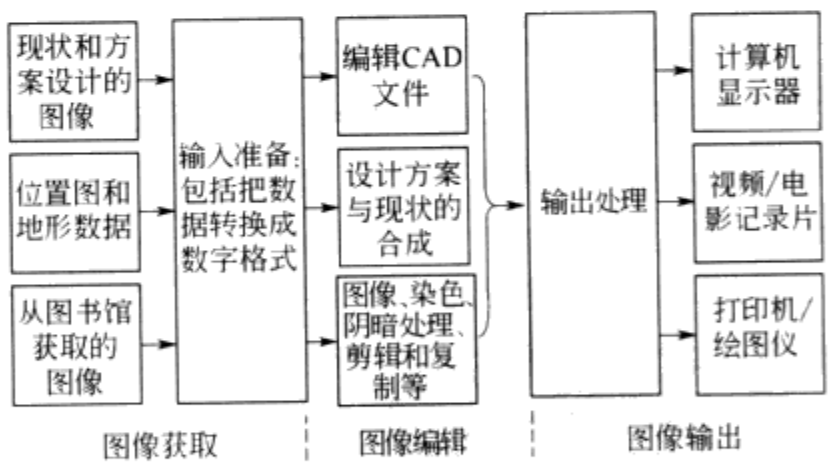


图 20.8　产生感观模拟的数字影像处理系统的结构

（来源：摘自 Orland（1993，p. 218））

图 20.8 列出了用数字图像处理产生感观模拟的主要步骤：图像获取、编辑和输出。图像获取（imagine capture）是把描述项目实施前和实施后条件的图像输入计算机。例如，图像可以包括录像片或从不同视点观看项目场址的 35 mm 彩色幻灯片，以及包含项目设计的

---

❶ 这一领域内的术语并不标准。Orland（1993）称这一过程为数字成像（digital imagining），其他一些利用计算机建立模型的专家使用另外一些术语，例子详见 Tarricone（1994）。

❷ 有关扫描仪的更多信息，见第 19 章的附录。

CAD 文件。❶ 使用数字图像处理的仿真专家经常保留一些计算机文件“库”，这些计算机文件库包含他们经常使用的图像。例如，这些文件库可能包括视觉上遮挡入侵项目的树木，以及不同建筑材料质地的图像。模拟成果的图像获取包括数字化：把照片、幻灯片以及其他图像转换成计算机能够接受的形式。数字化由扫描仪和其他数据转换装置来执行。

一旦图像输入到了计算机，就可以执行图像编辑了。应用特定软件，把项目 CAD 文件中提供的透视图叠加到不同视点项目场所的景观之上。然后，合并后的图像就可以用具有着色、明暗处理等功能的软件来编辑。

在计算机中建立了仿真之后，它就可以很容易进行修改来响应各种“假定方案”问题。例如，如果项目的大小或色彩改变了，它的外观怎样变化可以通过操作原始的模拟来显示。这种能够做出迅速变化的能力对那些缓解（或弥补）不可接受输出的规划措施尤其有用。例如，模拟能够显示不同植被类型遮挡能减少多大的影响。它还可以用来模拟多年来遮护植被的生长，以及评价不同季节植被的遮护效果。❷

数字图像处理的最后一步是产生诸如录像片和幻灯片的输出。应用一个个画面制作动画的程序，可以制作包括动态模拟的录像带。如果费用比较合理，录像带还可以包括音频成分。计算机动画制作技术的用途可以用加利福尼亚奥克兰口岸提议的空中悬浮轻轨运输方案的模拟来说明。Tarricone（1994，p. 43）描述了用来模拟拟建传输线的录像片：

> 一个混乱的有轨车，金属车轮代替了传统的软橡胶轮胎，沿着 3.5 m 的钢铁支架滑行。在录像片有一个镜头，当悬浮有轨车和头顶上空的支架出现时，候车室外的汽车和旅客开始变得熙熙攘攘。即使安静的有轨车到达目的地时，这种声音也可以听得到。

Douglas Eberhard，制片组的导演，用下面的语言来描述这些特征：❸

> “感观模拟”的目的是，人们一边看录像带一边说“哎唷！如果轻轨被修建的话，这就是它将来的样子。”这是你能知道项目将来是什么样子最直接的方式。它结合了所有可能想像的感觉，而不只是靠觉察。

录像带的制作花费了 40,000 美元。它在记者招待会上进行了展览，在地方电视台进行了播放，并且被用来作为市场上竞争的筹码，目的在于争取 1400 万美元的项目资助。

用来产生奥克兰港口图像模拟的这种技术也被用来发展项目预排（project walk-through），项目预排就是模拟进入和围绕项目场址走动时所能看到的东西。❹ 更先进的技术可以用来进行项目预排交互作用，但是它们的费用相当高，由于计算机速度和内存的限制，导致难以通过复杂三维环境模拟平滑运动。❺ 假定计算机技术能够以超常的速度发展，未来

---

❶ 利用数码相机也可以将现在的情况记录下来。从而将图像直接输入计算机，不包含胶片过程。

❷ 有关这方面的介绍，参见 Orland（1993）和 Bosselmann（1993）。

❸ Eberhard 的话引自 Tarricone（1994，p. 44）。科罗拉多州丹佛的 Parsons Brinckerhoff 公司制作了这个录像。

❹ 同样地，这一技术也可以用来进行项目鸟瞰（project flyover），也即模拟低空飞行时看到的项目。

❺ 在 Novitski（1994）关于虚拟现实（virtual reality）的讨论中，他给出了一些很快就能变为现实的想法。他利用虚拟现实来说明“一整套计算机技术，用来帮助人们模拟他们在真正的地方行走时的情形”（p. 122）。这些虚拟环境包括声音和数字手套以及其他一些随身工具，这些工具用来使计算机能够判断参与者的位置和移动。

可能发展到我们未曾想像过的视听模拟。

尽管计算机技术快速发展也引起了感观模拟的相应革新，但是关于模拟正确性和有效性（就等值响应来说）的研究却没有跟上步伐。通过对近来景观感知研究文献的阅览，Zube 和 Simcox（1993，p. 275）得出如下结论：

几乎没有证据证明已经或者正在进行必要的心理研究。相反，假定新技术实际上满足了正确性和真实性的标准，不考虑其应用方面，这些文献认为知觉仿真技术的发展经常是超前的。无疑，应用必须基于可靠的证据，这些证据就是仿真能够正确的表现真实景观和拟建景观变化。

20.5 感观效果和景观质量评价

如前面所提到的，感观影响可以用项目可能用户的优先判断以及设计专家使用的审美标准来评价。实施评价的文章中经常规定所使用的方法。当进行了明确的定义后，就可以评价有争议的项目了，用户的优先判断经常起到主要作用。相反，当评价的景观区域很大且受项目影响的个体不容易确定时，侧重的经常是设计专家的评价。下面的讨论是说明感观效果评价中的一些方法。❶

20.5.1 设计专家的评价鉴定

私人业务、大学和土地管理局所使用的感观资源分析已经发展了许多评价感观资源和感观影响的程序。这些方法主要依靠专家的专业判断，专家都是经过审美标准应用培训的。

（1）审美标准的应用

加州大学伯克利分校的 Litton 和他的同事开发的一种方法影响了美国许多的资源管理局，并且它说明了一些设计专家是怎样进行感观影响评价的。下面的讨论摘自 Litton 和他同事（1974）关于水资源开发项目视觉效果的工作。

Litton 的水利工程项目评价方法用的是一个包括景观单元、设置单元和水景单元的分类系统。景观单元（landscape unit）在尺度上是区域性的，它覆盖了以一个主要地形模式或植被为特征的区域。一个例子就是加利福尼亚的中部谷地，是一个相对平坦的区域，它沿加利福尼亚西部的内华达山脉延伸了几百千米。设置单元（setting unit）存在于景观单元内部，它是被一组地形包围的感观走廊。周围都被小山包围的湖泊就是一个例子。水景单元（waterscape unit）是一个视觉上主要是水的地形实体，例如当人从湖边望去，湖泊和它临近的湖岸就是一个水景单元。

在评价拟议水利工程项目时，需要准备两个感观目录：一个是现存条件，一个是项目实施后的条件。三个不同单元的目录都是依据“类型分类法”。例如，水景单元的目录分类包括湖岸的“空间表示”，湖岸的“垂直边界定义”等等。目录类型中所使用的术语是由 Litton 和他的同事（1974）定义的。

项目实施前和实施后条件是通过把审美标准的三种属性——“一致性、多样性和生动性”应用到目录分类的每一要素上来评价。这些标准的应用是和“任何具有审美价值的组成必须是三种属性的某些结合”的观点一致的。❷ Litton 和他的同事定义了这些标准，并且提

---

❶ Julie Lane 帮助准备了这一部分的草稿，当时她是斯坦福大学的学生。

❷ 这一部分引自 Litton 等（1974，p. 104）。

供了判别低质量和高质量一致性、多样性和生动性的指导原则。

当部分景观加入到一个连贯和谐的感观实体时，一致性（unit）就出现了。例如，一座大的山脉能够为位于山脉之上的河流和树木提供一致性。多样性（variety）是景观内部物体和相互关系丰富程度和不同点的存在。然而，高质量多样性不是本身有大量物体来表征：这里“需要众多不同部分的顺序和控制”。景观的生动性（vividness）就是“能够显示出特色或产生强烈视觉印象”。[1] 这种特色主要是通过对比产生，一个例子就是在静止的水池中注入带气泡的水流。

这三个审美标准不能认为是孤立的，因为它们在一定程度上有重叠。在讨论谁应该使用这个标准来评价景观时，Litton 和他的同事（1974，p. 113）说：

审美标准既不古怪，也不是刺激当今的观点。它们不被流行的争论所左右。它们代表了一部分学问，应该被那些有能力应用它们的人来使用。

然而，设计专家对审美标准应用的过分信任使普通市民失去了优先判断的机会。

（2）实施系统评价的指导原则

设计专家开发了许多程序用以提高评价的可靠性（reliability），使评价中使用的审美标准变得更加明白。在这里，可靠的程序就是指当它被不同的评价者用于同一系列事实时，产生相同的全面评价。

图 20.9 和图 20.10 说明了提高客观性和可靠性的评价方案的一些方面。图 20.9 可以协助评价对比（contrast）分析。它包括四类——土地/水，植被，建造结构和景观——用来描述拟建项目区域的感观对比。这张图提供了一个概括框架，说明了设计专家是怎样把拟议项目和从特定观测点观测到的景观特征进行对比的。登记表促使评价者按照形态、线路、颜色、构造和规模对区域进行分析。例如，在观测土地/水表面的颜色时，要求分析者考虑色调、明暗程度和土壤、岩石、冰以及雪的色饱和度。

图 20.10 是用数值方法，按照景观协调性、规模对比、和空间优势评价项目感观影响的一个例子。较高的数值说明更多的显著影响。例如，一个项目引入的颜色与现存景观的颜色相差较多，它将具有“严重”影响。

感观影响分析已经发展了许多像图 20.9 和图 20.10 的方法，但这类方法都没有消除对专业判断的依赖。[2] 当然，它们提供了一个具有明确评价标准的框架。他们也提高了准确度，以保证不同专家做出的评价具有共同的偏好且产生一致的输出。

20.5.2 基于优先判断的评价

受项目影响的个人优先判断往往在感观影响评价中起着重要作用，特别是对那些有争议的项目。这些判断可以采用市民参与规划等方法获取（见第 18 章）。

加州大学伯克利分校环境模拟实验室承担的项目说明了市民怎样参与到感观影响的评价中。[3] 该实验室组织的一个评价实践是加利福尼亚州里士满市海滨开发提议。拟建项目包括 2000 个新的住宅单元、一个商业开发区和一个大的海边空地。该项目的三维模型的比例尺

---

[1] 多样性和生动性的内容分别摘自 Litton（1972，p. 286）以及 Litton（1974，p. 111）。

[2] Canter（1996，第 13 章）提供了很多评价感观影响的程序。

[3] 这里的两个评价案例来自 Appleyard 等（1979）。

是 1 m=360 m。然后拍摄了一个影片，该影片显示了开发区鸟瞰图和开车进入区域中心所能看到的景观。该影片显示了虚构司机从车上下来，然后在拟建购物散步区散步。司机又进行航海旅行穿过海边空地，来显示对于一个乘船者项目看起来如何。影片制作过程和影片本身引起了许多设计细节的讨论，以及项目各个方面的争议。市民委员会做出的评价导致对原始提议进行修改。

<table>
<tr><td colspan="3">项目名称　　日期</td></tr>
<tr><td colspan="3">地区　　地图＿＿＿＿＿＿＿＿　　比例尺＿＿＿＿＿＿＿＿
行政区域：＿＿＿＿＿＿＿＿
战略规划区：＿＿＿＿＿＿＿＿
地区段：＿＿＿＿＿＿　范围：＿＿＿＿＿＿　镇：＿＿＿＿＿＿
经度：＿＿＿＿＿＿＿＿　纬度：＿＿＿＿＿＿＿＿</td></tr>
<tr><td colspan="2" rowspan="3">草图</td><td>感观资源管理面积：＿＿＿＿
景观单位：＿＿＿＿＿＿</td></tr>
<tr><td>评价单位：＿＿＿＿＿＿
检查单位：＿＿＿＿＿＿</td></tr>
<tr><td>感观资源的作业级：＿＿＿＿
主要观察点：＿＿＿＿＿＿</td></tr>
<tr><td colspan="3">特有景观</td></tr>
<tr><td colspan="2">要素</td><td>描述</td><td>内　容</td></tr>
<tr><td rowspan="5">土地/水</td><td>形式</td><td>地形（3-D）
水样　土样</td><td></td></tr>
<tr><td>行</td><td>规律性/连续性</td><td></td></tr>
<tr><td>颜色</td><td>土壤、岩石、冰、雪
色调、亮度、色度</td><td></td></tr>
<tr><td>结构</td><td>透明度、颗粒</td><td></td></tr>
<tr><td>比例尺</td><td>地形/水形态、质量和面积</td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="5">植被</td><td>形式</td><td>规律性、简明性、定位</td><td></td></tr>
<tr><td>行</td><td>方向、规律性、边界特征</td><td></td></tr>
<tr><td>颜色</td><td>色调、亮度、色度</td><td></td></tr>
<tr><td>结构</td><td>透明度、颗粒</td><td></td></tr>
<tr><td>比例尺</td><td>大小、区域周围的物体</td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="5">建筑</td><td>形式</td><td>规律性、简明性、定位</td><td></td></tr>
<tr><td>行</td><td>方向规律性、连续性、简明性</td><td></td></tr>
<tr><td>颜色</td><td>反射率、色调、亮度、色度</td><td></td></tr>
<tr><td>结构</td><td>透明度、颗粒</td><td></td></tr>
<tr><td>比例尺</td><td>大小、高宽、周围区域</td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="3">景观</td><td>一般描述</td><td>定义特征性景观、区域设置等</td><td></td></tr>
<tr><td>比例尺</td><td>宽阔的有界的区域界限，感观单位</td><td></td></tr>
<tr><td>空间组成</td><td>蒸气的特征、封闭的、全景的、有覆盖物的、虚弱到强壮</td><td></td></tr>
</table>

图 20.9　感观对照等级表

（引自：Yeomans 在 Smardon，Palmer 和 Felleman 等感观项目分析基础，1986，John Wiley & Sons 有限公司版权所有，再版得到该公司许可。最早出现在 Yeomans，1983，感观资源评价——使用指南，再版得到不列颠哥伦比亚省环境土地和园林部许可。）

感观要素	感观子要素	指标/线索	得分：要素级别		得分：要素得分
感观适应性	颜色	非常不一致的颜色、色调、亮度、色度	严重	3	
			中等	2	
			极小	1	
			无	0	
	形式	2/3 空间形状与景观周边环境不相容	严重	3	
			中等	2	
			极小	1	
			无	0	
	线	不相容的边界、地带或引入轮廓线	严重	3	
			中等	2	
			极小	1	
			无	0	
	结构	不相容的结构、颗粒、密度、均匀度或图案	严重	3	
			中等	2	
			极小	1	
			无	0	
			小计→		

等级对照

主要等级介绍/侵入	严重	12
重要等级或限定设置的主要目标之一	中等	8
重要目标或等级	极小	4
小目标或活动范围	无	0
	得分	

空间优势

景观位置背景	在整体中突出或重要的目标/行为	主要	12
	景观合成或处于突出地区控制地形、水或天空的背景	其优势	8
		次要	4
		不重要	0
		得分	

总的感观影响严重程度			
严重	27-36		
重大	26-18		
中等	17-9		
弱或可以忽略	8.0		

图 20.10　基础感观评价形式的第二次修订版

（来源：Smardon and Hunter. “湿地和沿海地区视觉影响评价的程序和方法。” Smardon 版，湿地的未来：视觉文化价值评价，Allenheld，Osmun. 1983. 重印得到作者许可。）

伯克利实验室进行的另外一个研究是描述欲取代沿太平洋旧金山“大公路（Great Highway）”的拟议公路景观。选择新路线的一个标准就是它“为游客提供令人兴奋的、各式各样的海洋景观”。❶ 评价者修建了一个原型为 0.4 km 道路段的比例尺模型，用它来表示从新路线上看到的景观。取自模型内部的幻灯片模拟了一系列从拟议路线看到的景观，以及从临近住宅看到的景色。拟议公路是有争议的，而且公众的兴趣很高。伯克利实验室的模拟允许市民和设计专家都来评价项目感观影响。

这些只是伯克利环境模拟实验室自 20 世纪 70 年代早期建立以来众多模拟中的两个。该实验室很早就确定了感观模拟需要市民和决策者评价的概念。实际上，伯克利实验室的最初目标是“提供最准确且容易理解的模拟来协助那些评价规划过程中所有时期规划方案的人”。❷

在许多情况下，感观模拟的评价是既基于设计专家的评定，又基于决策者和受拟议项目影响的市民的优先判断。既使用评价性评定也使用优先判断的例子在下面的案例中进行说明。

20.6 拟议铁路运输线的感观评价

加利福尼亚拟议铁路运输线研究论证了怎样实施感观评价和怎样将其应用于决策。❸ 还阐述了感观评价的主要步骤——编制清单、模拟、评价——案例强调了数字影像处理。

20.6.1 拟议项目环境影响报告的两个草稿

海湾地区快速运输（BART，the Bay Area Rapid Transit）为旧金山海湾区域的许多村庄提供铁路运输服务。拟议项目由长 12.5 km 地上铁路传输线组成，从海湾地区快速运输终点弗里蒙特站开始穿越弗里蒙特市，弗里蒙特市是旧金山海湾东边的一个城市。传输线的终点是弗里蒙特 Warm Springs 区（见图 20.11）。1990 年 5 月，BART 写了 Warm Springs 拟议扩建项目的环境影响报告（EIR）初稿。这个环境影响报告是加利福尼亚环境质量法所要求的。

1990 年 EIR 草稿的感观分析部分的依据是像图 20.12 一样的地图。这些地图，即当地感观资源的清单，没有显示铁路线将是什么样子。1990 年 EIR 草稿中的感观分析非常简短，并没有提到感观影响是否重要。EIR 草稿的审议者呼吁对各种方案怎样改变运输走廊景观进行评价。对 1990 年 EIR 草稿的另外一个批评是，它没有充分地考虑拟议铁路线的替代方案。

收到否定的评审意见后，BART 决定修改 EIR 草稿。在新的草稿中，拟议项目将是在地面之上，横穿中央公园和伊丽莎白湖（见图 20.11）东海湾。新的草稿将考虑地上和空中两种设计选择。新（1991）EIR 草稿感观影响评价的参与者包括许多组织的成员：BART，DKS（它是一个专门作运输规划的公司，也是这个项目的领导顾问）和两个在做感观评价方面有较多经验的咨询公司，Priestley Associate 和 Moore Iacofano and Goltsman，Inc.（MIG）。

弗里蒙特市民和官员都特别关心弗里蒙特中央公园拟议铁路扩建项目的感观影响。如果进行扩建，它将要穿过伊丽莎白湖的东海湾，该处是中央公园的重要休闲中心。许多居民认为中央公园是该市的展览品。

下面的讨论略述了实施 1991 年 EIR 草稿的步骤。对大多数部分，由于过程是连续的，各个步骤的活动经常是重叠的。

---

❶ 此处的规范引自 Appleyard 等（1979，p. 510）。

❷ 这部分材料来自 Bosselman（1979，p. 296），他解释了伯克利实验室阐述自己使命时的原则。

❸ Katherine Kao Cushing 进行了这部分内容的研究并且准备了最初的草稿，当时她是斯坦福大学的学生。此外，还有很多人提供了案例研究的信息。

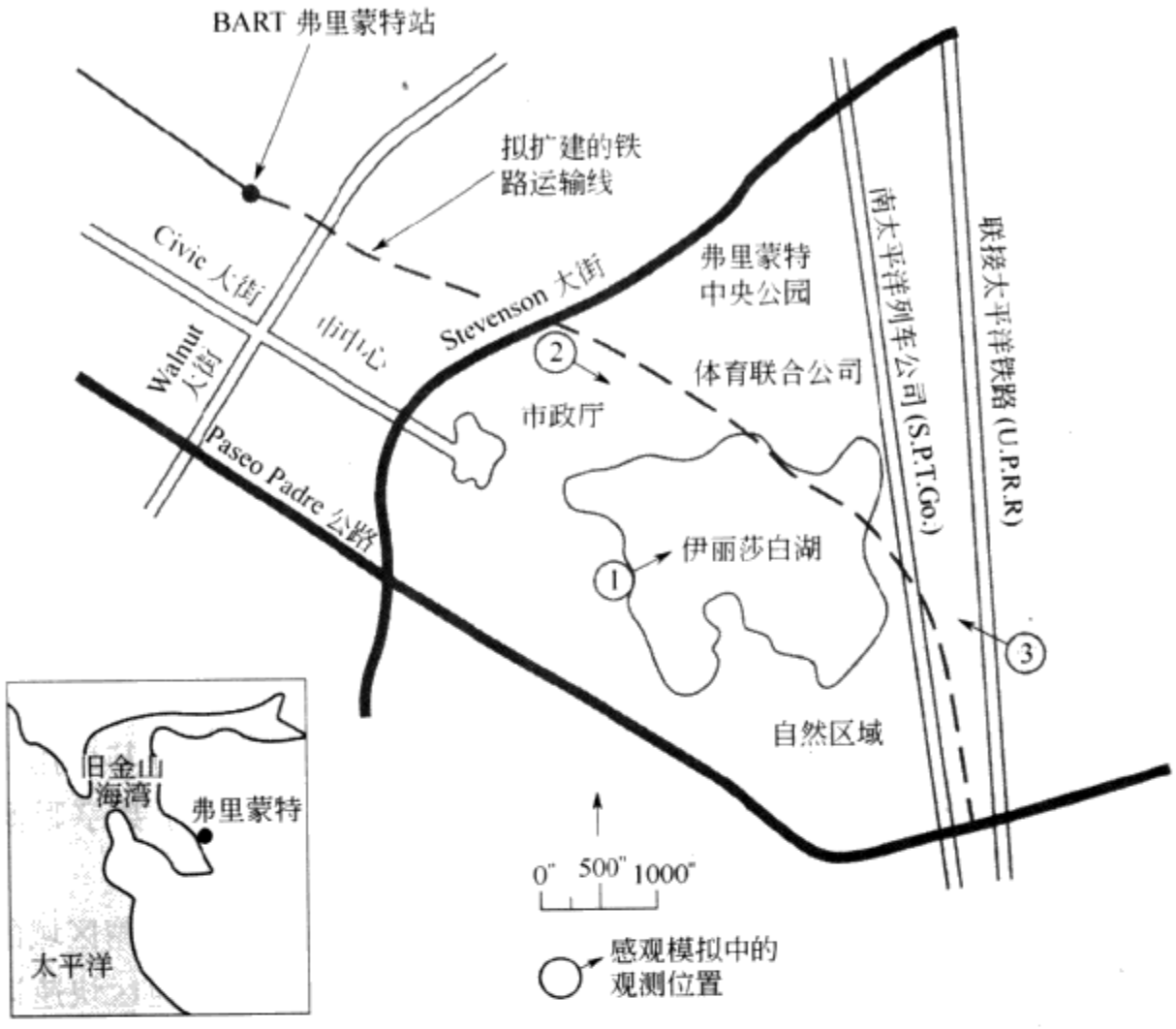


图 20.11　部分研究区域的位置图：BART Warm Springs 扩建

（引自 BART/DKS.（1991，p.3.8-2））

20.6.2　准备感观清单

感观评价顾问从收集拟议铁路线和它所穿越区域的感观特征信息着手。❶ 在检查了项目图纸且调查受拟议铁路线潜在影响的区域后，一个顾问 Priesley Associates 把研究区域分成了 4 个感观分析区域（visual analysis area）。每个区域的土地具有相似的感观特征。

对每个研究区域，Priesley Associates 确定了关键视点，确定的依据是它的美学价值、能被多数人看到，或者这两方面的原因都有。顾问们根据当地规划文档中的数据、对当地居民和城市工作人员的采访以及野外调查来选择视点。在弗里蒙特市中心/中央公园感观分析区域选择了 3 个视点（见图 20.11）。❷

一旦选择了视点，Moore Iacofano and Goltsman（MIG）公司的工作人员就要用图 20.8 中的数字影像处理步骤进行视觉模拟。最初，MIG 工作人员从每一个视点拍摄照片，然后用这些照片来制作项目实施前情形的 35 mm 彩色幻灯片。幻灯片制作好后，用扫描仪把它们转换成数字形式。❸ 对于每一处视点，MIG 工作人员都收集参考标记的位置和大小。在感观模拟的情况下，参考标记（reference marker）是一个突出的、固定的感观特征（自然的或人工修建的），能够从视点清楚地观察到。例如电话线杆和树木。❹ 在模拟过程的后期，

---

❶ 这一部分的信息来自项目的规划和报告、照片、土地利用地图、当地的规划文件以及实地考查。

❷ 另外，在别的研究区域还选择了 3 个点，因此在分析中总的研究点是 6 个，限制在 6 个主要是由于评价时间和财力的原因。

❸ 在转换过程中，将幻灯片放入扫描仪中，让光直接通过。光通过每一张幻灯片时，产生电子信号，被解译后转变成数字信号并输入计算机中。

❹ 如果没有明显的参考标记，就使用充满氦气的气球代替。

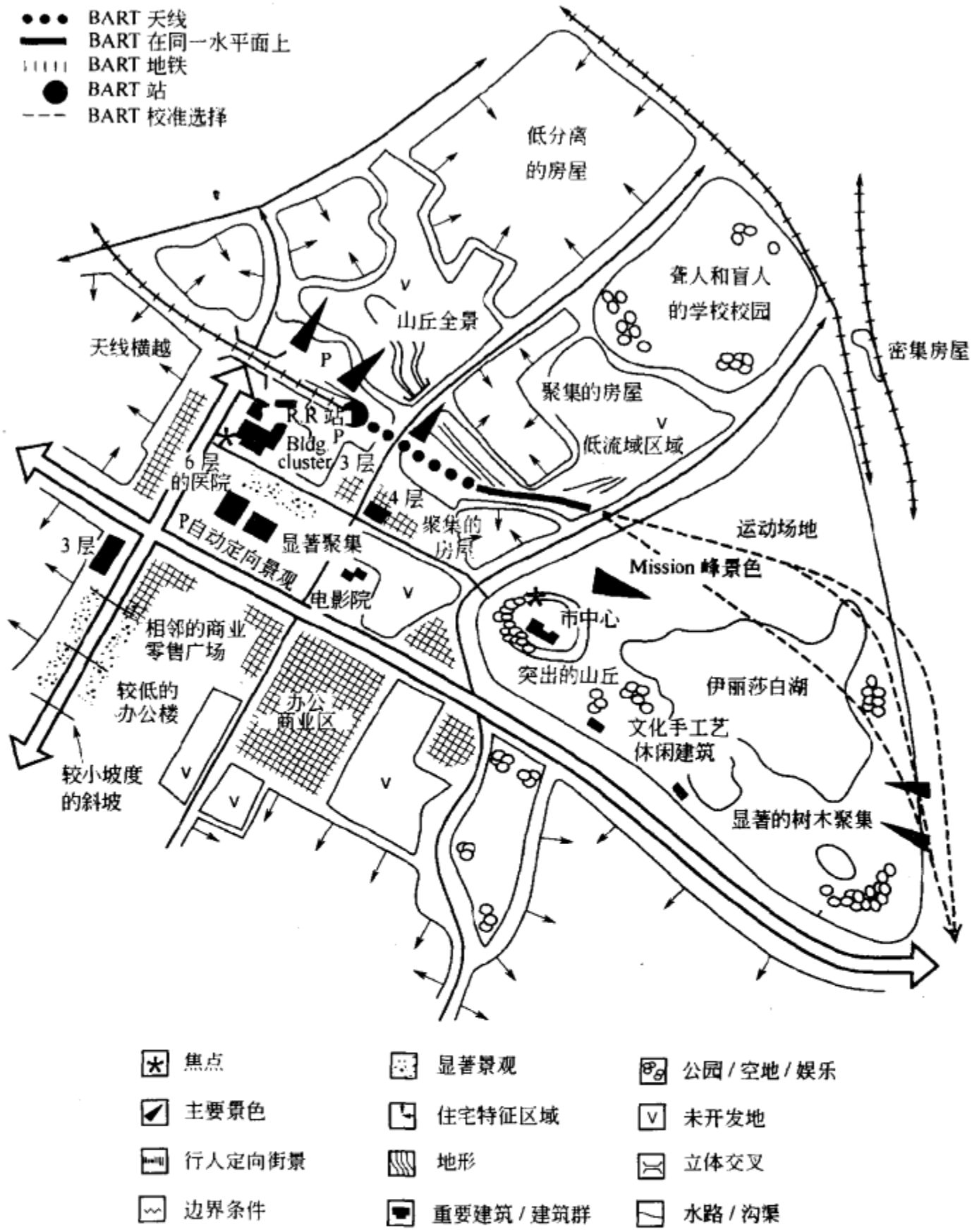


图 20.12　弗里蒙特中心/中央公园区域的感观目录。

（摘自 BART/DKS（1991. p. 36-2））

参考标记用来确定拟建项目影像的位置和比例尺。

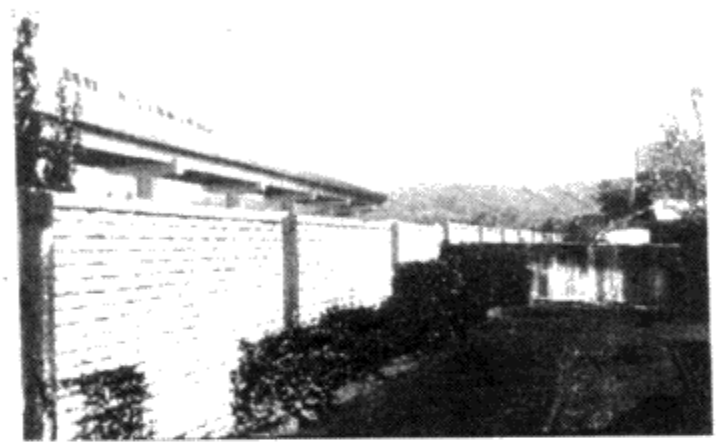
用于进行模拟的其他信息包括表示项目设计的 CAD 文件。在感观评价顾问们开始他们的工作之前，BART 工作人员已经制作了工程设计和拟议 BART 扩建项目剖面图的数字图像。这些 CAD 图像包括 BART 轨道，拟议项目结构和关键设计方案结构的图纸。❶ 应用 BART 提供的计算机文件，MIG 的仿真专家能够生成进行感观模拟所需要的设计图。

---

❶ 如果没有 CAD 文件，那么 MIG 需要制作等同的电子形式来代表 BART 的工程过程，目的是使电子图像过程能够继续下去。

然后 MIG 的工作人员编辑那些输入的图像（见图 20.8）。❶ 为了进行模拟，MIG 的工作人员把表示项目图纸的计算机文件叠加到从各个视点拍摄的摄影图像的数字化版本上。参考标记的地理位置用来把拟议项目（或设计方案）图像放置到数字化图像的合适位置上。另外，标记的物理大小用来确定 BART 拟议建筑物的计算机表示法的比例尺。

当叠加完成后，MIG 工作人员开始制作彩色幻灯片，这些幻灯片描述的是 BART 建筑物建成后周围的环境将是什么样子。用一种叫做胶片记录器的输出仪器，从含有叠加操作结果的计算机文件中产生 35 mm 彩色幻灯片。图 20.13 是在 Warm Springs BART 扩建项目 1991 年 EIR 草稿中出现的 10 个感观模拟中的一个。



Valdez路——从住宅后院观看

图 20.13　从观察点 3 对 BART 一个设计方案的模拟：Valdez Way 住宅后院

（重印得到了加州伯克利 Moore Iacofano 和 Goltsman 公司的允许。）

20.6.3　感观影响评价

MIG 建立的感观模拟被 Priestley Associates 用来准备 1991 年 EIR 草稿中的评价鉴定。市民和其他阅读过 EIR 草稿的人都有机会对视觉效果做出他们自己的判断。这里将对这两种类型的评价进行讨论。

（1）设计专家的评价鉴定

Priestley Associates 用了 6 个标准来测量 BART 拟议项目的感观影响：能见度、观测者数量、对比度、优势、特性和社会政策（表 20.2）。为了提高可靠性（也就是复现性），顾问们把这些标准并入到了一个系统评价程序中。❷ 除了审查感观模拟，Priestley Associates 还研究了 BART 项目设计，对研究区域进行了野外调查。❸ 这些评价行为的结果在 1991 年 EIR 草稿中进行了汇报。

表 20.2　Priestley Associates 用于 BART 规划感观影响评价的标准①

标　准	定　义
能见度	公众所能看到的项目带来的物质变化程度。
观测者数量	能够看到项目相关变化的人的数量。
对比度	项目要素的形式、线条、颜色和尺度与区域现有特征形成对比或感观上被吸引的程度。
优势	项目要素在景观（和都市风景）景色中所占的地位。
特性	变化与背景特征相协调的程度。项目设施应该最大限度地与工业和商业设施协调，最小限度地与居住和消极的娱乐设施协调。
社会政策	变化与当地政府所采取的审美策略和方针的一致程度。

① 摘自 BART/DKS（1991，p. 3.8-17）。

除了描述感观影响的重要性外，1991 年 EIR 草稿还解释了这 6 个标准在评价美学效果方面应该怎样应用。例如，对比度（contrast）标准，在 EIR 草稿中定义为“项目要素的形式、线路、色彩和比例与背景现存特征形成对比或视线被其吸引的程度”。❹ 在一些区域，

❶ MIG 编辑的工具包括一些绘画和描绘程序。

❷ 1991 年的 EIR 草案提到，让读者去参考 Yeoman（1986）中的美学分析方法，这些方法在准备 BART 中被利用。图 20.9 和图 20.10 是 Yeoman 详细陈述过程的例子。

❸ 例如，顾问们实地考查了中央公园来观察风景和旅游者的使用模式。

❹ 这部分内容引自 BART/DKS（1991，p. 3.8-17）。

认为对比度的影响“不重要”，因为 BART 拟议建筑物与它们周围的环境非常相似，例如铁轨和工业建筑。在其他的许多区域（例如，中央公园），高对比度和其他因子导致顾问们认为感观影响是重大的。

（2）受影响人的优先判断

弗里蒙特居民很大程度上参与了 BART 扩建的设计。许多居民收到了 BART Warm Springs 扩建的时事简讯，出席公众会，参与 BART 组织的中心小组和专题讨论会，提交对 1991 年 EIR 草稿的意见。

市民有很多机会来了解 BART 提议的视觉效果。除了在 1991 年 EIR 草稿中提供感观模拟结果，BART 和它的顾问还在社区专题讨论会上放映模拟的幻灯片。最后，许多市民和商业行业认为地下设计是惟一可以接受的 BART 扩建方案。他们经常列举这种方案在视觉和噪声方面的优点。那些从家里可以看到铁路线的 Valdez Way 居民尤其强烈反对 BART 的计划（见图 20.13）。

大多数公共机构对 EIR 草稿是肯定的，且批准了计划 BART 扩建的实施。此外，很多弗里蒙特市民支持这个项目的修建，少数居民对铁路线从弗里蒙特地上或地下穿过表示不关心。❶ 然而，令弗里蒙特城市“失望”的是，对于穿过中央公园的铁路线部分，EIR 草稿没有介绍使用地下设计方案。

20.6.4 阻止 BART 的弗里蒙特行动

到 1994 年年终时，也就是 BART 发表拟议地上项目 EIR 终稿很久以后，弗里蒙特市一直处于抗议 BART 设计的法律诉讼中。该城市只允许总体规划中的地下 BART 扩建。此外，BART 和弗里蒙特市都不想提供把拟建铁路线放入地下的额外资金。诉讼暂时中止了该项目，该诉讼的依据是 BART 环境影响报告判断不足。

尽管是一个模糊的结果，这个案例研究说明了感观评价怎样为决策者和受影响市民提供了解拟议项目感观影响的基础。尽管 BART 计划过程没有得到铁路线项目使用的一致意见（甚至铁路线是否应该扩建），感观评价对阐明 BART 提议的影响还是起了很大作用。

关键概念和术语

模拟与评价（*Simulation versus Evaluation*）

项目实施前和实施后的情形（Preproject and postproject conditions）

预测模拟（Simulations as forecasts）

评价鉴定（Evaluative appraisals）

优先判断（Preferential judgments）

景观偏好研究引起的问题（*Issues Raised Using Landscape Preference Research*）

等值响应（Response equivalence）

专家与非专家偏好（Expert versus nonexpert preferences）

影响景观偏好的因子（Factors affecting landscape preference）

审美训练导致的偏好（Bias due to aesthetic training）

模拟中的虚报（Misrepresentation in simulation）

逼真和精确模拟（Realistic versus accurate simulations）

---

❶ BART/DKS（1991，pp. A-100 和 B-3317）给出了居民支持铁路修建和不关心感观影响的评论。

感观目录编制（*Preparation of Visual Inventories*）

地形图（Topographic maps）

航空相片（Aerial photos）

实地考察（Field Surveys）

路线目录（Route inventories）

区域目录（Area inventories）

视阈（Viewsheds）

模拟项目实施后情形的技术（*Techniques for Simulating Postproject Conditions*）

透视草图和片断（Perspective sketches and sequences）

照片合成（Photomontage）

照片修饰（Retouched photos）

计算机生成的透视图（Computer-generated perspectives）

三维模型（Three-dimensional models）

数字图像处理（Digital image processing）

图像获取，编辑和输出（Image capture，editing，and output）

数字化（Digitization）

缓解计划（Mitigation planning）

交互式项目预排（Interactive project walkthrough）

模拟运动和声音（Simulating motion and sound）

感观效果和景观质量评价（*Evaluating Visual Effects and Landscape Quality*）

市民参与评价（Citizen involvement in evaluation）

审美标准（Aesthetic criteria）

一致性，多样性和生动性（Unity，variety，and vividness）

能复现的评价方法（Replicable evaluation methods）

景观协调（Landscape compatibility）

规模对比（Scale contrast）

空间优势（Spatial dominance）

拟议铁路运输线的感观评价（*Visual Assessment of Proposed Rail Transit Line*）

感观分析区域（Visual analysis areas）

观测位置（Viewing locations）

参考标记（Reference markers）

感观对比度（Visual contrast）

问 题 讨 论

20-1　描述准备拟议项目感观模拟中所包含的判断类型。这些判断是不是模糊了模拟和评价之间的区别？

20-2　Sheppard（1982）用两组设计专家来研究等值响应，一组设计专家对拟议项目的感观绘画做出反应，另一组对同一项目建成后的照片做出反应。对于30个研究项目中的3/4，两组评价的等值响应是很低的。思考可能解释这种研究结果的因子。

20-3　举出你所熟悉的一个区域拟议的大范围开发项目。你将怎样着手准备可能受拟议项目影响的现存感观特征清单？在讨论你的方法时，考虑诸如观测者位置、每天的时间以及此时的季节等变量。

20-4　可供选择的模拟介质包括合成照片，透视图等等。列出并定义 5 种你可以描述自然开发项目的感观影响的标准。

20-5　假定设计专家已经准备好了描述郊外地区拟议发电厂的模型、草图和照片。要求你用这些模拟来设计一个评价拟议发电厂感观影响的过程。怎样把审美标准和优先判断融入到你的评价方案呢？

20-6　Bosselman（1993，pp. 295-96）记录了下面的情况，其中赞同和反对拟议开发项目的人对感观模拟所显示的东西都有自己的看法：

在加利福尼亚，一个政府机构被委托对内陆水路规划和内陆海岸线进行保护，它委托给了伯克利的环境模拟实验室进行模拟，目的是加强反对拟议开发项目的论据。这个发展提议是由国家最大的运输公司之一的不动产部分提交的。通过模拟，该机构希望能够影响旧金山海湾东海岸对这块发展土地有规划权限的当地政府。该机构希望说服当地市政政府通过降低一个区域建筑物的允许高度（从 30 m 到 14 m），来降低运输公司财产发展潜力的总额。当开发提议者知道了这些模拟，他们也迅速委托其顾问进行自己的模拟。该模拟通过强调小范围 30 m 高度的建筑物，来反驳先前的模拟。

如果两种模拟都呈现给当地政府决策者，你认为将发生什么？例子对左右为难的设计专家建议什么？这些专家的顾客对感观模拟的输出结果都有他们自己的观点。如果你代表伯克利实验室与反对开发项目的州政府机构交涉，你将会怎么做？

20-7　下面四项原则摘自伯克利环境模拟实验室的任务陈述。❶

● 伯克利模拟实验室的首要目标是提供最准确和容易理解的模拟，尽可能地协助那些在规划过程各个时期对规划进行评价的人。第二个目标是从事改进模拟方法和模拟技术的研究，以及更好地理解模拟在人们理解和评价一个设计或计划中所起的作用。

● 模拟必须对评价准确性和确定性公开。模拟中所使用的资料和模型必须对审核和独立测试公开。

● 在一切情况下，模拟实验室的惟一追求是提供信息。实验室工作人员决不能卷入谈判、仲裁、或决策的过程。

● 实验室产生的所有信息都归加利福尼亚大学董事所有，且受其保护。实验室产生的信息不能歪曲事实。该大学是一个事业单位，因此实验室产生的所有信息都服从加州公共记录法案和信息自由法案。

你认为这些原则能怎样确保客观性和“模拟真实性”？哪个原则对处理前面问题中所描述的模拟专家所面对的各种压力非常重要？

参 考 文 献

Alonso, S. G., M. Aguilo, and A. Ramos. 1986. “Visual Impact Assessment Methodology for Industrial Development Site Review in Spain.” In *Foundations for Visual Project Analyses*, ed. R. C. Smardon, J. F. Palmer, and J. P. Felleman, 277-305. New York: Wiley.

Appleyard, D. 1977. “Understanding Professional Media: Issues, Theory and a Research Agenda.” In *Human Behavior and the Environment: Advances in Theory and Research*, 2, ed. I. Altman and J. F. Wohlwill, 43-88. New York: Plenum.

Appleyard, D., and K. H. Craik. 1979. “Visual Simulation in Environmental Planning and Design.” Working Paper No. 314, Institute of Urban and Regional Development. Berkeley: University of California.

Appleyard, D., K. H. Craik, M. Klapp, and A. Kreimer. 1973. “The Berkeley Environmental Simulation Laboratory: Its Use in Environmental Impact Assessment.” Working Paper No. 206, Institute of Urban and Regional Development. Berkeley: University of California.

---

❶ Bosselman（1993，pp. 296-99）给出了这部分内容的材料。

Appleyard, D. , P. Bosselmann, R. Klock, and A. Schmidt. 1979. Periscoping Future Scenes, How to Use an Environmental Simulation Lab. *Landscape Architecture* 69 (5): 487-510.

Arnheim, R. 1974. *Art and Visual Perception*. Berkeley: University of California Press.

BART/DKS. 1991. *BART Warm Springs Extension Draft Environmental Impact Report*. Oakland: BART.

Bosselman, P. 1993. "Dynamic Simulations of Urban Environments." In *Environmental Simulation: Research and Policy Issues*, ed. R. W. Marans and D. Stokols. 280-302. New York: Plenum.

Brush, R. O. 1976. "Perceived Quality of Scenic and Recreational Environments: Some Methodological Issues." In *Perceiving Environmental Quality: Research and Applications*, ed. K. H. Craik and E. H. Zube, 47-58. New York: Plenum.

Brush, R. O. , and E. L. Shafer. 1975. "Application of A Landscape Preference Model to Land Management." In *Landscape Assessment: Values, Perceptions and Resources*, ed. E. H. Zube, R. O. Brush, and J. G. Fabos, 168-82. Stroudsburg, PA: Dowden, Hutchinson and Ross.

Canter, L. W. 1996. *Environmental Impact Assessment*, 2d ed. New York: McGraw-Hill.

Craik, K. H. 1972. "Appraising the Objectivity of Landscape Dimensions." In *Natural Environments: Studies in Theoretical and Applied Analysis*, ed. J. V. Krutilla, 292-346. Baltimore: Johns Hopkins University Press for Resources for the Future, Inc.

Gussow, A. 1977. In the Matter of Scenic Beauty. *Landscape* 21 (3): 26-35.

Kaplan, R. 1975. "Some Methods and Strategies in the Prediction of Preference." In *Landscape Assessment: Values, Perceptions and Resources*, ed. E. H. Zube, R. O. Brush, and J. O. Fabos, 118-29. Stroudsburg, PA: Dowden, Hutchinson and Ross.

_____. 1993. "Physical Models in Decision Making for Design: Theoretical and Methodological Issues." In *Environmental Simulation: Research and Policy Issues*, ed. R. W. Marans and D. Stokol, 61-86. New York: Plenum Press.

Litton, R. B. , Jr. 1972. "Aesthetic Dimensions of the Landscape." In *Natural Environments: Studies in Theoretical and AppliedAnalysis*, ed. J. V. Krutilla, 262-91. Baltimore: Johns Hopkins University Press for Resources for the Future, Inc.

Litton, R. B. , Jr. , R. J. Tetlow, J. Sorensen, and R. A. Beatty. 1974. *Water and Landscape, An Aesthetic Overview of the Role of Water in the Landscape*. Port Washington, NY: Water Information Center, Inc.

Mellander, K. 1974. *Environmental Planning: Can Scale Models Help*? American Engineering ModelSociety-Seminar'74 (October). 61-67. Available as Reprint No. 125, Institute of Urban and Regional Development, Berkeley: University of California.

Novitski, B. J. 1994. Virtual Reality for Architects. *Architecture* (Oct.): 121-25.

Orland, B. 1993. "Synthetic Landscapes: A Review of Video-Imaging Applications in Environmental Perception Research, Planning and Design." In *Environmental Simulation: Research and Policy Issues*, ed. R. W. Marans and D. Stokols, 213-50. New York: Plenum.

Shafer, E. L. , J. F. Hamilton, Jr. , and E. A. Schmidt. 1969. Natural Landscape Preferences: A Predictive Model. *Journal of Leisure Research* 1: 1-19.

Sheppard, S. R. J. 1982. *Landscape Portrayals: Their Use, Accuracy and Validity in Simulating Proposed Landscape Changes*. Ph. D. dissertation. Berkeley: University of California.

_____. 1989. *Visual Simulation: A User's Guide for Architects, Engineers and Planners*. New York: Van Nostrand Reinhold.

Tarricone, P. 1994. Let's Go to The Videotape. *Civil Engineering* 64 (6): 42-45.

U. S. Department of Transportation. 1978. *Highway Photomontage Manual*. Report No. FHWA-DP40-1. Arlington, VA: Federal Highway Administration.

Yeomans, W. C. 1986. "Visual Impact Assessment: Changes in Natural and Rural Environments." In *Foundations for Visual Project Analyses*, ed. R. C. Smardon, J. F. Palmer, and J. P. Fellenman, 201 -22. New York: Wiley.

Zube, E. H. , D. G. Pitt, and T. W. Anderson. 1975. Perception and Prediction and Scenic Resource Values of the Northeast. In *Landscape Assessment: Values, Perceptions and Resources*, ed. E. H. Zube, R. O. Brush, and J. G. Fabos, 151-67. Stroudsburg, PA: Dowden, Hutchinson and Ross.

Zube, E. H. , and D. Simcox. 1993. "Landscape Simulation: Review and Potential." In *Environmental Simulation: Research and Policy Issues*, ed. R. W. Marans and D. Stokols, 253-78. New York: Plenum.

第 21 章　噪声影响评价要素

全世界有数百万人经常遭受噪声的困扰，噪声使人们十分烦恼，并干扰了人类的活动。[1] 这些高强度的噪声主要来自建筑业、运输设施，尤其是高速公路和飞机场。

噪声经常被定义为“不需要的声音”。[2] 声学（acoustics），即关于声音的科学，为定义噪声指标和进行噪声预测提供了依据。尽管声学是一个复杂且专业的话题，但必须将它引进我们的讨论中，从而可以对拟议项目噪声影响的预测方法做一个初步讨论。在从声学引进概念和描述了噪声对人们的影响之后，本章详细地介绍了噪声影响评价的步骤。噪声控制的内容将在影响评价中讨论。这里所提到的概念是在编制关于噪声控制的规章中用到的，同时，它们也经常用于对特定项目噪声影响的分析。

21.1　声音及其测量

把一个石头扔进静止的池塘，水面会产生波的同心圆，这是大多数人都熟悉的现象。当一个金属音叉撞击一个坚硬的物体时，类似的波将通过空气传输。音叉的振动使一部分空气分子聚集到一起，同时迫使其他空气向更远的地方移动；结果在相对静止的空气中产生压力的波动，压力波动被人的耳朵所感知，这就是声音。

21.1.1　纯音和声压级

假定在音叉被碰撞后，就在附近的一个点来测量气压。那么这点的空气压力等级曲线可能像图 21.1 中的曲线一样。当与声音相关的气压能够用图 21.1 这种简单、有规则形状的曲线描述时，这种声音称为纯音（pure stone）。图中这种规则的曲线叫做一个简谐振荡（simple harmonic oscillation）。[3] 尽管通常听到的声音大多数不是纯音，但它们可以表示为若干个纯音的组合。

图 21.1 介绍了用来描述声音的术语。图中压强沿曲线的一个循环所需要的时间叫做振荡周期。它的倒数为振荡频率，通常表示为赫兹（Hz），简写形式为“周/秒”。人们所主观感觉到的音调与频率有关；频率越高，音调越高。

由于声压只是大气压强的一个微小部分，它们通常的表示方法也与大气压强不同，如图 21.1 表示为 $P(t)$。最大声压 P_{max} 称为振动的振幅。音量的主观感知与振幅有关。[4] 图 21.1 中尝试用平均压强来表示声压的大小。然而，图中的规则曲线使一个周期上的平均压强等于零。代替简单的平均，通常用均方根（rms，root-mean-square）压强来表示。它的计算过程如下，先确定一个振荡周期所有 $P(t)$ 值的平方，然后对平方值进行平均。最后，对这个平均数求平方根；所得的值就是均方根压强。对于像图 21.1 一样的纯音，可以表示成：

---

[1] 例如，经济合作与发展组织（OECD，Organization for Economic Cooperation and Development）估计在 20 世纪 80 年代早期，OECD 成员国里有 130,000,000 多人遭受噪声污染，导致烦躁和不自然的行为方式（OECD，1991，p. 51）。

[2] Canter（1996，p. 35）指出，这种对噪声的定义忽视了噪声对非人类物种的影响。尽管已经在进行噪声怎样影响动物的研究，但是多数关心的是短期影响，例如，飞机噪声的影响导致大量哺乳动物逃跑或隐藏；长期的影响难以探测。关于噪声对动物影响的信息，见 Richardson 等（1995）。

[3] 简谐振荡可以用三角函数来描述。图 21.1 具有正弦曲线的形状。

[4] 响度与振幅两者的联系曾实验测定过，对于这些关系式的讨论见 Cunniff（1977，pp. 89-91）。

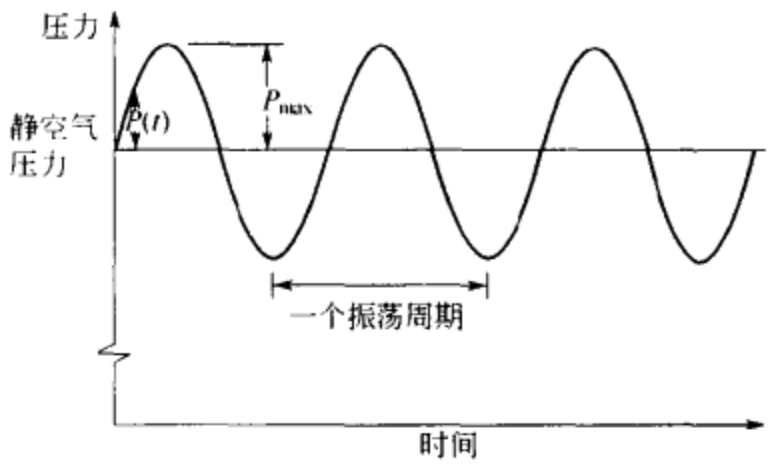


图 21.1　表征纯音的几个参数

$$P=\frac{P_{max}}{\sqrt{2}} \tag{21-1}$$

其中 P 为均方根压强，通常用帕斯卡（Pa）度量。❶ 用测声计来记录均方根压强的振幅。

可以听到的声音范围非常大。频率为 1000 Hz 的声音刚刚能听到，它的均方根压强为 2×10^{-5} Pa，不会损坏人类听觉组织的最大均方根压强是 20 Pa。由于可听声音的跨度范围为 10^6 Pa，所以经常用对数标度来记述压强。❷ 对于任何均方根压强 P，声压级 L，其单位为分贝（dB），定义为：❸

$$L=10\lg\left(\frac{P^2}{P_0^2}\right) \tag{21-2}$$

其中，$P_0=2\times10^{-5}$ Pa，为可听声音的下限，且对数的底数是 10。

声压级用均方根压强的平方来定义是因为声音功率的大小与压强的平方成正比。❹ 由于方程式（21-2）应用了压强平方的对数，声压增长 10 倍，相应的声压级增长 20 dB。❺

在环境噪声调查时，往往有必要估计许多声源合成后的声压级。Cunniff（1977）给出了 n 个不同声源合成的声压级关系式：

$$L=10\lg(10^{L_1/10}+10^{L_2/10}+\cdots+10^{L_n/10}) \tag{21-3}$$

其中，L_i 声源 i 的声压级（$i=1$，…，n），L 是 n 个声源合成后的声压级。例如，两个都是 80 dB 的声源总影响的声压级是：

$$L=10\lg\ (10^{80/10}+10^{80/10})\ =83\ \text{dB}。$$

表 21.1　用简单加法来估算合成噪声级的值

2 个声源噪声级的差值①	估算 2 个声源的声压级时往大的声压级上增加的量	2 个声源噪声级的差值①	估算 2 个声源的声压级时往大的声压级上增加的量
0	3.0	8	0.6
1	2.5	9	0.5
2	2.1	10	0.4
3	1.8	12	0.3
4	1.5	14	0.2
5	1.2	16	0.1
6	1.0	>16	0
7	0.8		

① 如果声压级之间的差值不是整数，增加的数可以通过插补法来获取。例如，如果 $L_1=63.8$，$L_2=61$，差值是 2.8，通过插补法，往大声源上增加的数值是 1.9，最后得出总值是 65.7 dB。当这个表反复用于寻找许多声源的合成声压级时，经常需要插补法。

注：来源于美国住宅与城市发展局（1985，p. 51）。

---

❶ 帕斯卡定义为 1 m^2 上施加 1 牛顿（N）的力所产生的压力。

❷ 以 10 为底的对数定义如下：$10^a=b$ 是等价于 "b 以 10 为底的对数等于 a"，即 $\log_{10}b=a$。Cunniff（1977，p 31-39）提供了最初如何应用对数于噪声测量。

❸ 参见 Cowan（1994，p. 31）。

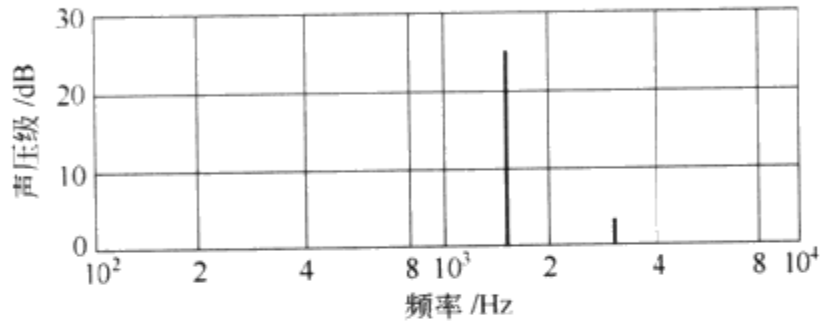
❹ 有关声压和声强的关系，参见 Sound Research Laboratories（1991，pp. 5-6）。

❺ 对数的性质是 $\lg a^c=c\lg a$，所以 $L=20\lg(P/P_0)$，此外，$\lg10^n=n$，因此 $\lg10=1$，$\lg100=2$，……。假设 $P=10P_0$，则分贝级为 20，而假设 $P=100P_0$ 时，分贝级为 40。

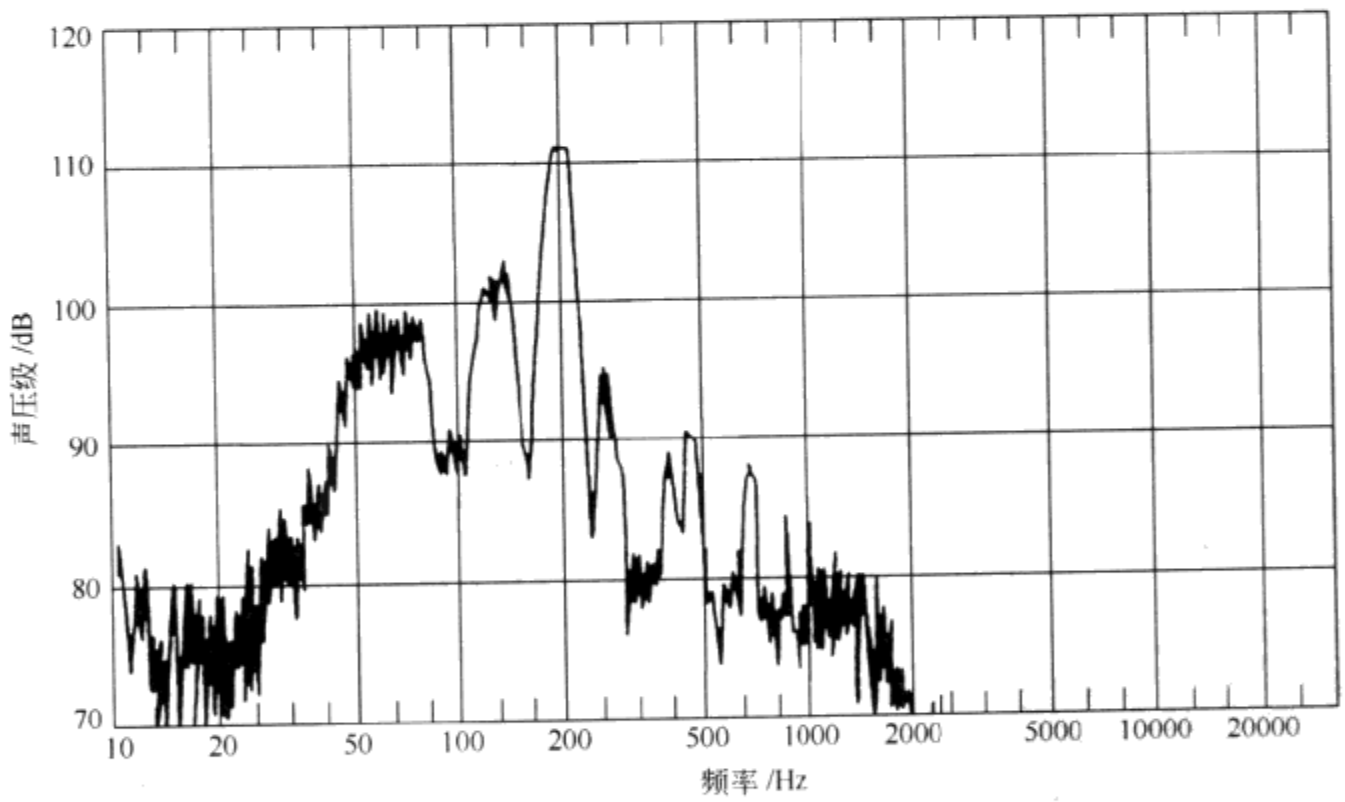
可以用特殊的曲线和表格来简化计算方程式（21-3）中对数增加的近似结果，表 21.1 就给出了这样的一个例子。❶ 使用上段中的两个声源，即 $L_1 = L_2 = 80$ dB，两个声压级之间的差值是 0。表 21.1 显示合成后的声压级是在两个声源中较大的那个上增加 3 dB，因此这个例子中合成后的声压级就是 83 dB。如果增加一个 80 dB 的第 3 个声源，可以再用表 21.1 得到总声压级是 84.8 dB。❷

21.1.2 声谱和 A-加权分贝

环境噪声的讨论通常不集中在纯音或纯音的简单合成上。通常我们所听到的声音具有复杂的频率和压强特征，这可以用图 21.2 中所示的声谱图来表示。频率为横坐标，声压级为纵坐标。图 21.2（a）包括两个纯音，它表示了长笛的音符。图 21.2（b）近似 1.5 m 远处的空气压缩机的连续音谱。



(a) 长笛的一个音符（固有谐波的最低频率是 1568Hz）
（摘自音乐，物理和工程 H.G.Olson，1967，Dover，New York.）



(b) 离空气压缩机 1.5m 处的声音
（摘自南方服务公司 C.E.Hickman，伯明翰）

图 21.2 声谱图

声音在环境中的传播和它对人类的影响很大程度上依赖于声音的频率特征。可以用声音测量仪器把任何声音划分成许多频带。倍频带（octave band）在实践中得到了广泛应用。

---

❶ 有关方程式（21-3）中的对数加和简化图表，参见 Magreb（1975）。

❷ 在这个例子中，两个新源的噪声为 80 dB，联合起来的效果是 83 dB。根据表 21.1，声压间的差值为 3 dB，因此就在这个值上再加上 1.8，得到总声压级是 84.8 dB。

根据定义，每个倍频带的频率上限正好是下限的两倍。从 11 Hz 开始，频带限制（单位是 Hz）是从 11 到 22，22 到 44，44 到 88，等等。频带的中心频率（center frequency）与每个倍频带记录的声压级有关。❶

人类的耳朵所能听到的声音变化范围大致是 20～20,000 Hz，但它不能用同一方式来感知不同频率的声音。专家研究表明，人们对 500～5000 Hz 频率范围的声音特别敏感，比对更低或更高频率的声音要敏感得多。例如，刚好不能听到的声音（200 Hz）的声压级高于刚好能听到的声音（2000 Hz）的声压级。声音高低的主观感知很大程度上依赖于它的频率特征。

已经设计出了能够测量人对不同频率听力敏感度的测声仪器，实际的声压级和相应的人类听力的校正系数（单位为 dB）都是通过试验来确定。许多系列的校正系数得到了普遍的应用，其中的两个如图 21.2 所示。为了测量通常环境的噪声（城市噪声），经常使用 A-加权校正系数。❷ 使用加权是因为声级计是用权重网络来进行电子校正的。

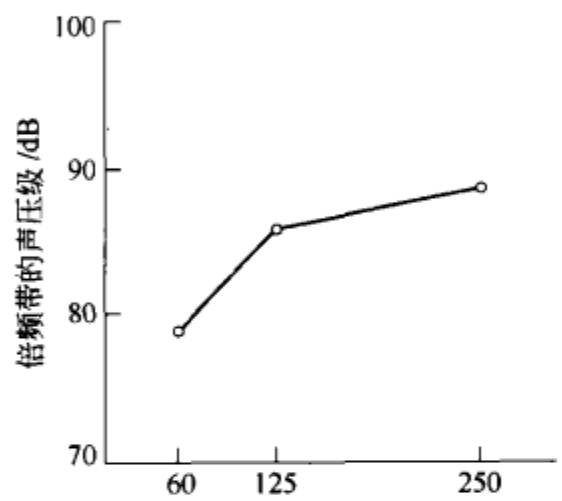


图 21.3　倍频带声谱

表 21.3 说明了单位为 dBA（dBA 中的 A 表示 A 加权）的 A 加权声压级的计算。表格给出的是用频谱分析仪的测量结果，频谱分析仪是可以把进来的声音区分开来，或过滤成频带，并且记录每一波段的声压级。表 21.3 中表示的只是频率从 44～355 Hz 之间的声音。连续的声音已经被过滤成了三个倍频带，并且该表显示了每个波段的声压级。

图 21.3 是对表 21.3 中的中心频率和倍频带声压级所作的图，并估计了所进来声音的频谱。总的声压级是把 A 倍频带声压级（$L_1 = 79$ dB，$L_2 = 86$ dB，$L_3 = 89$ dB）代入方程式（21-3）来计算，得出的合成值是 91 dB。表 21.3 同时还给出了对已记录的声压级运用加权校正系数调整后的结果。当把最后一列的 A 加权倍频带声压级代入方程式（21-3）中后，总的声压级是 80.4 dBA。A 加权声压级比未加权值（91 dB）要低得多，这是由于人类的耳朵对这个例子中较低频率的声音并不十分敏感。

表 21.2　倍频带中心频率处的 A 和 C 权重校正

倍频带中心频率 /Hz	A 权重校正 /dB	C 权重校正 /dB	倍频带中心频率 /Hz	A 权重校正 /dB	C 权重校正 /dB
16	−56.7	−8.5	1000	0	0
32	−39.4	−3.0	2000	+1.2	−0.2
63	−26.2	−0.8	4000	+1.0	−0.8
125	−16.1	−0.2	8000	−1.1	−3.0
250	−8.6	0	16,000	−6.6	−8.5
500	−3.2	0			

注：根据 Davis 和 Cornwell，环境工程导论，第 2 版，1991，p. 511。在得到 McGraw-Hill 公司的许可下重印的。

❶ 倍频带的中心频率是$\sqrt{2}$乘以倍频带的频率下限。正如 Cunniff（1977，p. 39）所证明的中心频率等于频带的上限和下限的对数平均值。

❷ 区别城镇噪声与工作环境噪声（工业噪声）和特种声源（如民航机场噪声）的文献。

表 21.3　频谱分析和 A 加权声压级

倍频带范围/Hz		中心频率	倍频带声压	A 权重校正	A 加权倍频
下限	上限	/Hz	级/dB	因子/dB	带声压级/dBA
44	88	63	79	−26	53
88	177	125	86	−16	70
177	355	250	89	−9	80
总声压级			91		80.4

不使用频谱分析仪也可以了解一个特定声音频率的特征，方法是对同一位置的 A 加权读数（单位是 dBA）和 C 加权读数（单位是 dBA）进行比较。如表 20.2 所示，在 1000 Hz 以下的 C 加权校正系数明显地比 A 加权校正系数要低。因此，如果测声计显示的测量值是 dBC 比 dBA 高得多，则声音声谱呈现的是较强的低频组分；相反，如果 dBA 和 dBC 读数相当（相差在几分贝之内），则该频谱主要是高频率。❶

城市噪声一般用 A 加权分贝来记录。表 21.4 给出了一些相似噪声源的声压级。

表 21.4　常见噪声源的声压级①

声压级/dBA	典型的声源	声压级/dBA	典型的声源
120	离喷气式飞机起飞点 61 m 处	60	大的商店
110	高架铁路的火车附近	50	低交通量 30.5 m 处
100	装瓶厂	40	住宅区的夜晚
90	离地铁 6.1 m 处	30	轻声谈话 1.5 m 处
80	离风钻 15 m 处	20	声音图像播音室
70	离吸尘器 3.0 m 处		

① 依据是 Pallett 等人（1978，p. 15）和 Cunniff（1977，p. 33）提供的信息。

21.2　表征城市噪声的统计量

噪声级随时间在不停地发生变化。例如，在居住的郊区一个繁忙的十字路口呆上 10 min，这么长的时间足以让你听到 50 dBA 的背景噪声级，65 dBA 上空的飞机，70 dBA 的跑车。描述城市噪声的指标必须说明噪声随时间是怎样变化的。

21.2.1　声压级的直方图

噪声级随时间的变化经常用声压级在不同 dBA 区间的时间百分数的图形来表示。产生的直方图用来计算 L_x，即等于或超过 $x\%$ 时间的声压级。❷ L_{10}，L_{50} 和 L_{90} 的值分别表示最大，中值和背景噪声级。

我们来考虑下面一个例子：假如把一个测声计放入一个嘈杂的教室中，并获得了连续十分钟的声压级读数（dBA）。假设把这个连续的记录转换成了 600 个独立的 dBA 读数，分别对应 10 min 内的每一秒。（采用 1 秒是任意的，可以采用任何时间单位。）在这 10 min 内，声压级的直方图由不同区间内的 dBA 值的秒数构成。这个例子中使用的是 5 dBA 的区间，它们可以更长或更短。表 21.5 给出了计算结果。

图 21.4 是根据表 21.5 中的数据绘成的直方图。根据图中每一区间计算的百分数（从右边开始），可以观察确定 L_{10} 和 L_{90} 的值。对于最右边的两个区间，百分数加起来是 10。因

---

❶ 这个关于比较 dBA 和 dBC 数值的讨论选自 Cowan（1994，p. 36）。

❷ 更一般地说，随机变量测定值的柱形图是一个水平柱表示变量列入其中的音程的条形图。条高代表变量的测量值，列入音程中的相对频率。图 14.4 是以声压级为变量的例子。

此，有 10%的时间声压级是大于等于 70 dBA。应用同样的推理，有 90%的时间声压级是大于等于 50 dBA，因此 $L_{90}=50$ dBA。

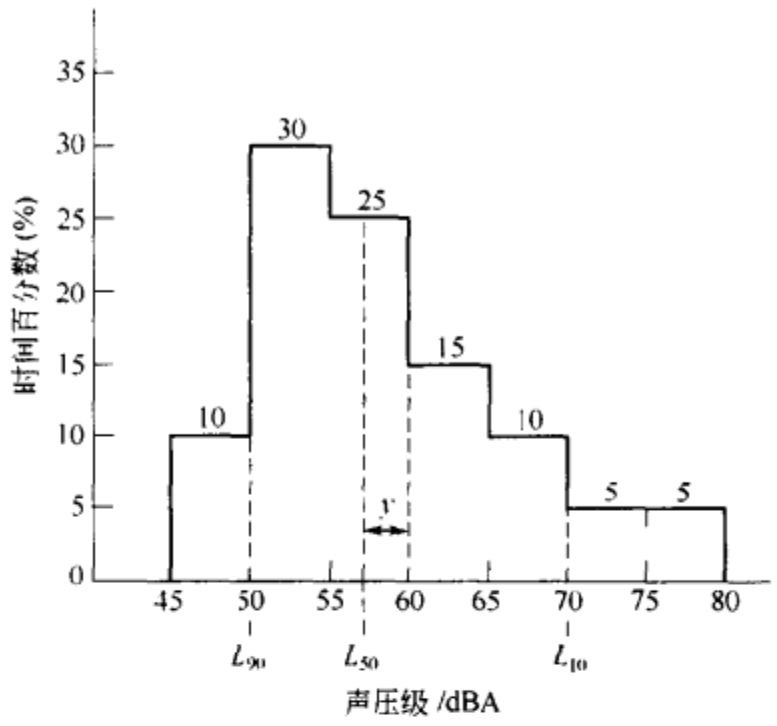


图 21.4　根据直方图确定 L_x

由于 L_{50} 没有落在区间的端点上，必须通过差值来计算。通过差值，60 dBA 右边直方图面积占总时间的 35%。同样，55 dBA 右边的面积占总时间的 60%。因此，L_{50} 位于 55 dBA 和 60 dBA 之间。从图形的右边出发，表示 50%时间的直方图的面积是：

$$25y+(15+10+5+5)\times 5$$

为了确定 L_{50}，让这个表达式等于直方图下总面积的一半，也就是 $0.5\times 5\times 100$。求解方程得到 $y=3$ dBA，这样，

$$L_{50}=60-3=57 \text{ dBA}$$

描述一段时间内噪声级的另外一个统计量是能当量级（energy equivalent level）L_{eq}。对于发生在特定时间段内的任何波动声音，L_{eq} 是一个恒定声压级，即在这个时段内具有恒定的声能。

表 21.5　用于直方图制图的声压级数据

A 加权声压级的时间段/dBA	时间段中心/dBA	dBA 位于时间段内的秒数/s	dBA 位于时间段内的时间百分数（%）	A 加权声压级的时间段/dBA	时间段中心/dBA	dBA 位于时间段内的秒数/s	dBA 位于时间段内的时间百分数（%）
$45\leqslant L<50$	47.5	60	10	$65\leqslant L<70$	67.5	60	10
$50\leqslant L<55$	52.5	180	30	$70\leqslant L<75$	72.5	30	5
$55\leqslant L<60$	57.5	150	25	$75\leqslant L<80$	77.5	30	5
$60\leqslant L<65$	62.5	90	15	总数		600	100

计算 L_{eq} 的原理是，声音的声能正好与均方根压强的平方成正比。例如，在一个小时内前 30 min 的声音均方根压强是 P_1，后 30 min 的均方根压强为 P_2。如果等效声音，即常数也是 1 h，与它具有相同的声能，则服从：

$$P_{eq}^2=\frac{1}{2}P_1^2+\frac{1}{2}P_2^2 \tag{21-4}$$

其中 P_{eq} 是能量等值声音的均方根压强。方程的右边表示了两种实际声音的均方根压强平方的平均值。运用方程式（21-4）和对数以及声压级的定义，它可以表示为：

$$L_{eq}=10\lg\left(\frac{1}{2}10^{L_1/10}+\frac{1}{2}10^{L_2/10}\right) \tag{21-5}$$

Cunniff（1977）导出了下面的通用关系式：

$$L_{eq}=10\lg\left(f_1 10^{L_1/10}+f_2 10^{L_2/10}+\cdots+f_n 10^{L_n/10}\right) \tag{21-6}$$

其中 f_i 是声压级为常数 L_i 时的时间百分数，且 $i=1$，…，n。

方程式（21-6）可以通过噪声直方图数据来确定 L_{eq}。例如，考虑表 21.5，可以把表中的数据看做是从“音程中值”产生声压级的七种声音。❶ 相应的时间分数在“时间百分数”

❶ 一个音程中的噪声是采用该音程中点的声压级来表示的，这是合理的。

一栏里。把这些值代入方程式（21-6）得到 $L_{eq}=66.7$ dBA。

有时可以用 L_{eq} 的一个变形指标昼夜声级（L_{dn}）来描述城市噪声。将整个 24 h 作为时间段，L_{dn} 的计算方法基本与 L_{eq} 的计算方法相同，但从下午 10 点到上午 7 点，L_{dn} 的所有声压级需要加上 10 dBA。这个校正反应了夜间噪声对烦扰的增加，尤其是对睡眠的干扰。

有一个计算 L_{dn} 的典型方法，首先确定 24 h 时间段内每一小时的 L_{eq}，然后对下午 10 点到上午 7 点每小时值增加 10 dBA。最后，用方程式（21-6）来计算这个校正后 24 h 每小时的等效声压级。

指标 L_{dn}，L_{eq} 和 L_x（当 $x=10$，50，90 时）在描述和管理城市噪声时都得到了广泛的应用。这些统计指标的预测值在评价实际开发项目中得到了应用。

21.2.2 噪声对人们的影响

噪声对人们的不利影响有很多方式。❶ 一个负面影响就是听力损伤（hearing loss），主要涉及的是一些工人，诸如施工设备操作人员和摇滚音乐家。听力损伤通常报道为听力阈值的改变，听力阈值是指对于给定频率的音调，听力未受损伤的人刚刚能听到时的声压级。对于不同的频率，阈值也是不同的。听力损伤可以用一个试验来说明，该试验把一个人暴露于 103 dBA 的“宽频段”声音中 2 h。在试验之前测量了许多频率下单独的听力阈值。在噪声源撤走以后，又对该人的听力阈值进行了多次测试。对于单独的测试，噪声消失后不久暂时的听力阈值改变了 50 dBA（在 4000 Hz 时）。换句话说，与暴露前的条件相比，在 4000 Hz 音调刚刚能听到之前它增加了 50 dBA。5 h 后听力阈值变化了大约 20 dBA。一天以后，该人的听力几乎恢复到了正常。❷ 但长期暴露于高噪声级中可能会导致永久的阈值变化。

与置于像建筑工地和摇滚音乐会大厅所不同的是，大城市的噪声级通常不会对听力产生威胁。为了估计城市噪声多大的声压级能够损坏听力，美国国家环境保护局（EPA，1974）核查了有关工作条件下听力损伤的数据。它的结论是，日平均 L_{eq} 小于等于 70 dBA 时，不会使公众受到听力损害。

对言语交流的干扰是城市噪声常见的一种影响。研究也阐明了言语交流能够进行的特定噪声条件。结果如表 21.6 所示。它给出了最大声压级，此时谈话可以在户外进行。例如，在 70 dBA 时，用正常声音进行谈话实际就已经是不可能的了。

表 21.6 各种噪声条件下言语传输到门外所需要的谈话级别①

距离 /m	谈话级别		
	随意的噪音②	一般的噪音③	抬高噪音
1	45	65	72
2	40	60	65
3	36	56	62

① 列入本表的是最大稳定声压级（单位是 dBA），在所指明的条件下，这些谈话是清晰的。

② 轻声谈话声的 dBA 值是指“语句清晰度”为 100%，这代表语言传递的理想环境。

③ 正常讲话声和提高声音说话是指 95%的语句清晰，经常认为适于室外会话。

注：来源为美国国家环保局的资料（1974，p. D-5）。

睡眠干扰是另外一个引起研究者注意的噪声影响问题。人们研究了不同环境下能够吵醒人的各种声压级的范围。研究发现，一个人被最大声压级为 40 dBA 吵醒的概率只有 5%，但是如果声压级是 70 dBA，这一概率却增加了 30%，80 dBA 噪声时增加了大约 90%。❸ 当然，众所周知，噪声能够吵醒人们或者妨碍他们入睡的能力。但是大家很少知道，噪声能够

---

❶ 可以得到关于噪声对人影响的大量资料，同时 Bugliarello 等人（1976）对这个课题做了详细的论述。

❷ 这种类型的实验是常见的，这里介绍的情形是选自 Prudom 和安德森（1980，p. 384）通过实验得到的图线。

❸ 这些预测的概率选自 Cunniff（1977，p. 111）以及劳和伍顿（1980，p. 4-31）。

改变睡眠的阶段（例如，从熟睡到轻睡）却并不一定能使人醒来。睡眠研究专家正在研究这些较细微的噪声影响的应用。

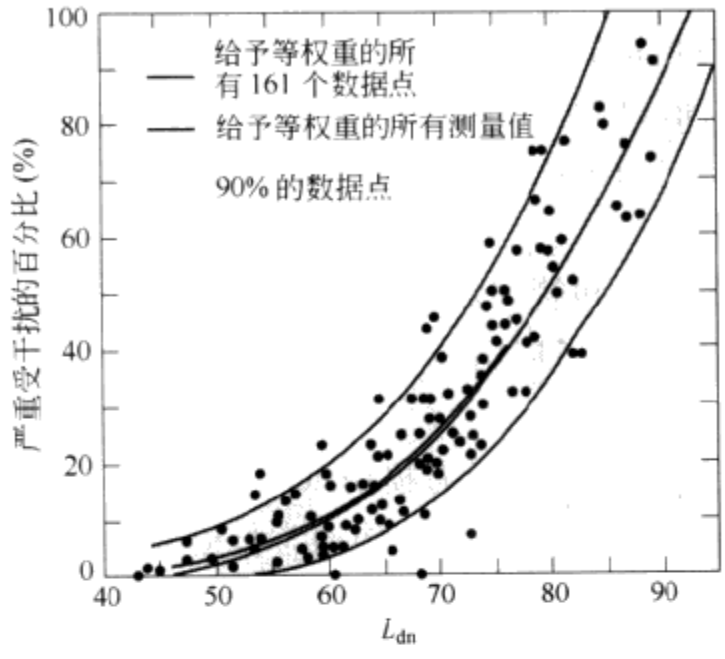


图 21.5　11 个社区交通噪声扰民调查数据

（资料来源：Schultz in Pepper and Rodman (eds.)，社区噪声（ASTM Special Tech. Pub. 692），版权所有，重印得到许可。）

除了导致听力损伤和干扰谈话和睡眠，城市噪声还影响人们执行复杂任务的能力。研究发现，噪声更可能的是降低工作的准确度，而不是人们所完成任务的数量。❶ 其他的研究领域集中在假定噪声与心理紧张和生理失调存在关联。❷

一些研究者并不着眼于研究个别噪声的影响，而是调查整个居民区来确定不同声压级下人们的烦躁程度。不同调查结果难以进行比较，因为他们经常使用不同的噪声测量方法（例如，L_{50} 对 L_{eq}）。此外，一个研究与另一个研究之间定义烦躁的评价尺度也不相同。Schultz（1979）尝试把 11 个居民区不同形式的交通噪声的观测数据置于一个共同的基础上，他的结果总结在图 21.5 中。干扰水平用高度干扰比例（percentage highly annoyed）来描述，声压级以 L_{eq} 的形式输入。如图 21.5，结果显示，数据集中在图中的一条曲线周围。尽管 Schultz 的分析是有争议的，但它表示了不同的研究结果可以进行结合的有趣尝试，且使它们变得更有价值。❸

21.3　噪声影响评价步骤

拟议项目典型的噪声影响评价包括 6 步：

1）确定背景噪声水平；

2）确定可能受到项目噪声影响的土地用途；

3）确定可使用的噪声规章和标准；

4）预测未来“有和没有”拟议项目条件下的噪声；

5）把噪声预测值和所使用的标准相比较；

6）如果需要的话，可以通过修改方案来处理潜在噪声问题。

第一步，确定拟议项目附近背景噪声水平，有时可以参考诸如城市规划局和交通局等政府单位的数据，他们可能有最近的噪声监测结果。现状也可以直接通过测量城市噪声来估计。如果拟议项目靠近车道或机场，背景噪声可以用本章后面描述的噪声预测数学模型来估计。可以使用临近运输设备附近的声压级信息，并且它可以与模型结合起来预测现状条件下的声压级。

第二步，确定受拟议项目噪声潜在影响的区域。项目边缘的土地利用现状（和预期土地利用）通常从当地规划局的资料来确定。通常需要进行特定的工作来确定对噪声敏感的土地利用，例如学校、医院以及康复期病人的家。

---

❶ 噪声对工作任务的其他影响是由 Cunniff（1977，p. 113）发表的。

❷ Cohen 等人（1981）关于噪声如何影响人生理学的各个方面的文献综评。

❸ 对这个分析争论的内容反映在 Schultz，（1979）论文的讨论部分，Cowan（1994，p. 49）给出了最近 Schultz 所做的一些工作总结。

第三步，也可以参考政府提供的资料：确定可用于潜在受影响土地利用的噪声规章和标准。在不同的地方规章也是不同的。[1] 例如，在美国，市政噪声准则和条例是一种标准。这些条例和准则经常限定了最大声压级或在背景值上允许增加的最大值。有时也存在这种类型全州范围的规章。在联邦级别，美国许多机构发布了噪声规章和准则，但是没有单个机构对城市噪声污染管理发布综合指令。[2]

第四步，预测噪声影响，包括叙述有和没有项目未来条件的情形。例如，如果提议是对现有高速公路的加宽，情形将包括日平均交通量、各种车辆的比例（小汽车，柴油运货车等等）、以及车辆的速度。而且将要设计现有高速公路和拟议加宽高速公路的条件。对每一种情形，能够用数学模型预测附近位置的未来声压级。

一旦预测了噪声影响，就可以与噪声规章和标准进行比较，这就是评价过程的第五步。然而，如果它们不能满足，于是就需要调查满足要求的措施。减缓噪声问题行为可以分为三类：声源、路径和受体。例如，假设拟议高速公路超过了附近小学可接受的声压级。可以通过降低高速公路的负荷来减少噪声源（source）。噪声的路径（path）也可以改变，例如，在拟建项目和学校之间修建一个 4.6 m 高的实心墙。另外，也可以改变受体（receptor）：在这个例子中，可以购买学校建筑，把它转化成商业企业房屋设备，并且把学校迁移。

尽管有时也可以通过改变来源和受体来减缓噪声，但在解决实际开发项目造成的噪声问题时，最典型的方法是改变声音的路径。这里通常使用声屏障（noise barrier）。正如本章后面所解释的一样，声屏障的效果也是有限的，并且它们有时也产生不利影响。

由于建筑业和运输设施在城市噪声主要污染源之列，它们也受到了特别的关注。下面关于建筑和运输设施的部分将说明评价程序的 6 个方面。

21.4 建筑施工和维修活动产生的噪声

实际上所有的开发项目，从行车道的扩建到公共建设工程的实施，都包括建设阶段。只需考虑一下当有手提钻在工作时附近居民受到的困扰，就不难想像当有项目开发时附近社会受到的干扰。

户外从事的维修活动，例如树木砍伐，也是重要的噪声源。表 21.7 给出了典型建筑施工和维修活动的声压级。

表 21.7 建筑和维修设备 15 m 处的声压级

声源	声压级/dBA	声源	声压级/dBA
建筑设备①		维修设备②	
混凝土搅拌车	74～86	链锯	82
压缩机	77～87	割草机	74
手提钻	82～96	旋转式清树叶机	76
拖拉机	78～84	旋转式清雪机	84

① 建筑设备的噪声值是基于 EPA 的柱状图，由 Canter 提供，环境影响评价，第 2 版，1996，p. 321。得到 McGraw-Hill 公司的许可后复印的。

② 维修设备的噪声值是基于 EPA 的数据，由 Davis 和 Cornwell 提供，环境工程导论，第 2 版，1991，p. 538。得到 McGraw-Hill 公司的许可后复印的。

---

[1] 有关经合组织（OECD）国家噪声法规的内容，参见 OECD（1991）。美国住宅和城市发展部（1985）和 Canter（1996，pp. 311-318）提供了美联邦机构发布的噪声控制法规和指南的详细信息。

[2] Cowan（1994，第 5 章）给出了美国联邦、州和地方的噪声控制法规和指南的内容。

21.4.1 预测建筑施工和维修噪声

建筑设备噪声通常用离声源特定距离（r_1）处的声音级（L_1）来描述。预测建筑噪声通常是用已知的 L_1 和 r_1 值来查找离声源特定距离（r_2）时的声压级。最简单的情况是设备位于没有影响噪声传输障碍物的平坦区域。在这种情况下，声压随距离的衰减主要是由于声波扩散（wave divergence）。当离噪声源的距离增加时，发射的声能分散在越来越大的表面区域上。声音衰减可以用下式来描述：

$$L_2 = L_1 - 10\lg\left(\frac{r_2}{r_1}\right)^2 \tag{21-7}$$

这个关系式适合于点源（point source），如手挂式风钻。另外一个方程可以用于线源（line source），诸如具有稳定交通量的公路。方程式（21-7）有时被称作倒数平方律（inverse square law），它表明无阻碍的点源声压级，当离声源的距离变为原来的两倍时其噪声级将降低 6 dB。❶ 如果噪声源受到附近墙壁或建筑物的阻碍，必须修改方程式（21-7）来说明障碍物表面对声波的反射。

倒数平方律可以用平坦建筑工地上未受障碍的便携空气压缩机来说明。❷ 这个例子中的离空气压缩机 15 m 处的声压级是 75 dB。假设有必要预测建筑工地地产线上的声压级，即离压缩机 60 m 远处。把 $r_1 = 15$ m，$r_2 = 60$ m，且 $L_1 = 75$ dBA 带入方程式（21-7），可以得到所需要的估计：

$$L_2 = 75 - 10\lg\left(\frac{60}{15}\right)^2 = 63.0 \text{ dBA}。$$

波的扩散不是导致声压级随距离衰减的惟一因子。物理障碍、空气吸收作用以及气候影响这几方面的结合导致声音更多的减少。如 Rau 和 Wooten（1980）所表示的，这种“过度衰减”影响可以用经验来估计，可以作为一个因子（单位是 dBA）从方程式（21-7）给出的声压级中减去。在过度衰减的成因中，物理障碍在影响评价中得到了高度注意，因为它们经常作为减少噪声问题的方式被提议。

21.4.2 控制建筑噪声的规章

许多政府对与建筑相关的噪声进行了限制，美国州以及地方政府都给出了很好的例子。根据 1972 年的噪声控制法，美国 EPA 控制噪声主要从新生产的建筑设备入手。例如，EPA1978 年公布的便携式空气压缩机的规定：额定功率大于等于 2 m^3/min 的压缩机在离其 7 m 远处的平均声压级为 76 dBA。❸ 另外一个州政府控制建筑噪声的工作是总务管理局（General Services Administration）对州建筑项目设备噪声的限制。

在地方级，控制建筑和其他来源噪声的主要机制是城市噪声条例。例如 1971 年芝加哥条例中的一部分：

在晚上 9：30 到上午 8：00 之间，在建筑或建设操作中使用任何打桩机、挖土机、铁

---

❶ 当 $r_2 = 2r_1$ 时，利用方程式（21-7）就可以得到这个结果，当举例噪声源很近时，倒数平方规律并不适合。Margrab（1975，p. 4）给出了什么是“很近”的精确解释，Hothersall 和 Salter（1977，p. 106）指出，对于机动车，降低 6 dB 这一规律只是适合于距离大于 6m 的情况。

❷ 空气压缩机是用来运行混凝土路面破碎机和凿行机等建筑设备的。

❸ 这个压缩机条例和下面引文是摘自 Cunniff（1977，p. 197）的芝加哥噪声管理条例。

锤、铁架塔、起重拖拉机、压路机或者其他使用汽油或电力的机械设备是非法的，但是公共改良和公共设施改善，以及周围 180 m 之内为居民或医院的建筑除外。

在各个阶段，除了禁止选择性的建筑活动，城市噪声条例经常在特定位置设置 L_{10} 或 L_{50} 的最大值。

21.5 评价和缓解公路噪声

许多人认为，机动车、飞机和火车是户外噪声最大的贡献者。因此，对于拟议交通设施噪声评价往往是环境影响研究的一个主要组成部分。交通噪声影响对非交通项目也很重要，例如由新的机动车交通而产生的购物中心。由于公路网络作为噪声源的重要性，预测和缓解公路噪声引起了很多的关注。预测和缓解公路噪声这里都将举例说明。

21.5.1 预测公路噪声

现在已经存在预测公路交通怎样影响不同位置声压级的方法。A-权重声压级经常应用于这些程序中，因为它被认为是人类对机动车噪声反应的合理预测者。

一些公路噪声预测模型是基于物理原理，如能量守恒定律。这些模型中最简单的模型把公路看做释放恒定声音强度的无限长线源。模型显示声波扩散将导致距离每变为原来的 2 倍，声压级减少 3 dBA。[1] 例如，15 m 处 70 dBA 的公路噪声，在 30 m 处将减少到 67 dBA，假定声波衰减是声音减少的原因。

尽管专门基于物理规律的模型提供了重要的信息，但是在实践中却没有得到广泛的应用。应用更多的是来自经验研究和理论基础的数学模型。目前已经发展了无数预测公路噪声的数学模型，并且它们都比较相似。为了进行说明，下面的讨论介绍了一个广泛使用的预测方法，它是为国际合作公路研究项目（NCHRP，the National Cooperative Highway Research Program）开发的。[2]

（1）计算 L_{50} 的参考值

NCHRP 程序具有明确的客车和卡车模型。使用独立的模型比较合适，这是因为汽车噪声的主要来源是轮胎-公路之间的相互作用，然而以中等速度运行的大多数卡车的主要噪声源是发动机。

对于特定的车辆类型（汽车或卡车）NCHRP 方法找到了 L_{50} 的参考值。参考条件（reference conditions）是，公路被看做是平坦无障碍地区的无限长线源。假定车辆沿公路分布均匀，经验分析表明，在这种情况下，L_{50} 可以用下列变量进行较好的预测：

V——每小时的车辆交通量，辆/h；

S——平均车速，mile/h（1 mile 约合 1.6 km）；

D——声音受体到公路中心线的距离，ft（1 ft 约合 0.3 m）。

NCHRP 研究表明，对于汽车和卡车，L_{50} 都随 V 增加而增加，随 D 的增加而减小。然而 L_{50} 和车辆之间的关系与车辆类型有关。对于客车，L_{50} 近似与速度的立方成正比，而对于卡车，L_{50} 通常随速度的增加而减小。对交通噪声的现场监测和理论模型进行分析，可以得

---

[1] Lyons（1973）给出了这个模型的结果。

[2] 这个讨论是根据霍赛萨尔（Hothersall）和萨尔特（Salter，1977）的 NCHPR 方法摘要，NCHPR 方法的完整叙述是由戈登等人（1971）给出的。

到 L_{50}（单位是 dBA）与 V，S，D 关系之间的方程。下面的公式是适合汽车的一个例子：❶

$$L_{50}=10\lg V-15\lg D+30\lg S+10\lg\left[\tanh\left(1.19\times10^{-3}\frac{VD}{S}\right)\right]+29 \qquad (21\text{-}8)$$

这个关系式，以及卡车类似的关系式，可以用来作一系列易于使用的曲线。图 21.6 给出了当 $D=100$ ft 时，方程式（21-8）所作的曲线。它能用于满足上述参考条件的公路上的汽车，并且给出了不同 V 和 S 组合条件下的 L_{50}。例如，如果每小时 1000 辆汽车以 50 mile/h 的平均速度连续通过长、直、平坦的公路，根据图 21.6 的曲线，$D=100$ ft 时 L_{50} 的预测值大概是 63 dBA。

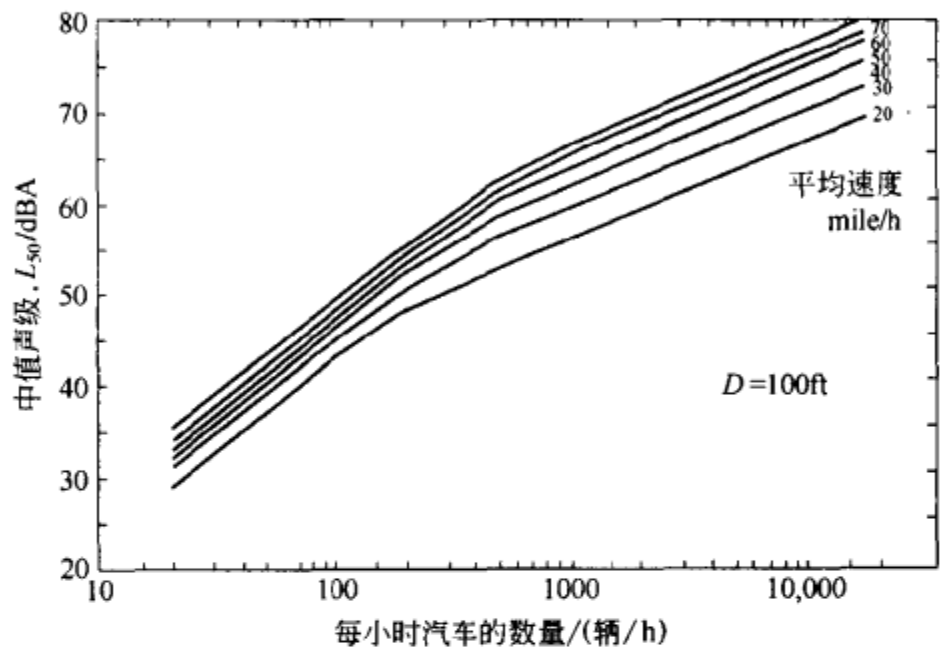


图 21.6　机动车 L_{50} 和车速以及车辆噪声间的关系

（资料来源：戈登等（1971），重印得到交通研究委员会许可。）

（2）校正 L_{50} 的参考值

只能用于满足参考条件公路的噪声预测程序是非常受限制的。大多数公路具有复杂的横向和纵向结构，并且它们通常被一些墙壁、建筑物和植物等障碍物包围着。另外，交通量也不是均匀分布的。NCHRP 方法通过校正 L_{50} 参考值来处理这些对参考条件的偏离。

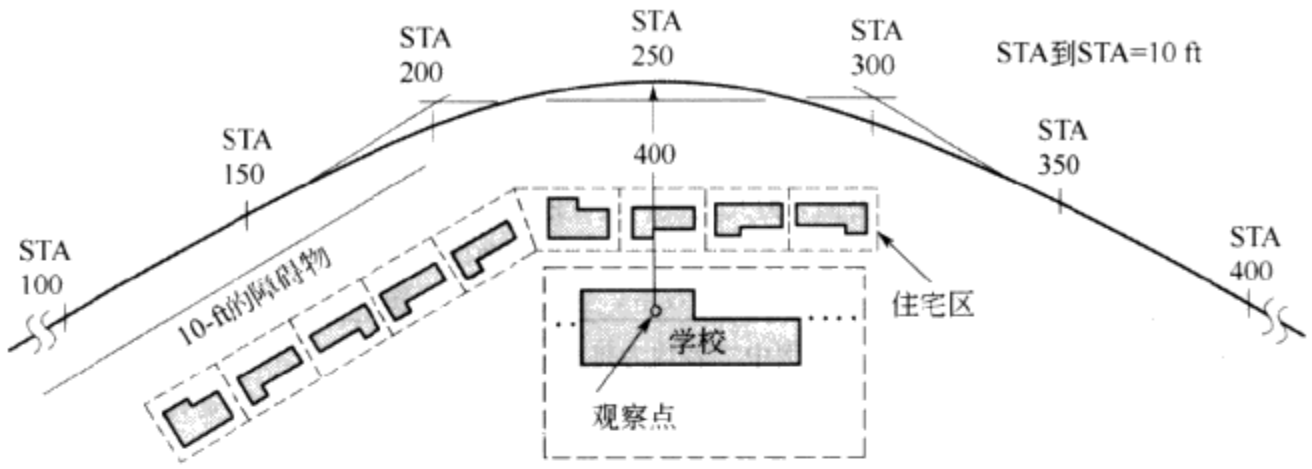
总的 NCHRP 程序如下。所考虑的公路分解成具有相似坡度、路面类型和其他特征的单元。图 21.7 给出了分成许多单元的一条公路。它假定任何一个单元上的 V 和 S 是常数。对每一个公路单元，都要估计汽车和卡车的 V 和 S。L_{50} 的参考值（L_{50S} 用图 21.6 的汽车曲线以及卡车相似的曲线来确定）。可以根据下面的因子，用经验和理论关系式校正 L_{50S} 的参考值：

- 公路的宽度和车道的数量；
- 垂直抬高或降低的程度；
- “非无限”公路长度的存在；
- 受路边障碍物、建筑物和景观美化的保护；
- 公路坡度和路面物质；
- 由于停车标志和停车信号导致交通流量的中断。

为了说明怎样进行校正，假定所考虑的公路单元的平均坡度是 5%。在这种情况下，NCHRP 程序通过对卡车的参考 L_{50} 增加 3 dBA 进行校正。对于汽车的参考 L_{50} 没有进行校

❶ “tanh”项表示双曲线正切，是一个在“数学用表和函数手册”中给出的正切函数。

正，这是因为当汽车爬坡时噪声没有明显地增加。



道路单元序号	描述
1	站100～200位于水平路面
2	站200～300位于深槽路
3	站300～400位于深槽路

图 21.7　拟建公路及其周围的关系

（资料来源：戈登等（1971），重印得到交通研究委员会许可。）

一旦计算了汽车和卡车校正后的 L_{50S}，NCHRP 程序就开始确定 L_{10S}。在这个过程中有一次使用了经验和理论关系式。NCHRP 方法的最后一步是对分别获取的汽车和卡车声压级进行合成。这个合成用方程式（21-3）中的对数加法来计算。

（3）公路模型的经验

NCHRP 程序仅仅是现用的许多公路噪声预测方法中的一个。它可以预测 L_{50} 和 L_{10}。其他的程序，例如 Kugler 及其同事（1977）开发的模型，用 L_{eq} 和 L_{dn} 作为公路噪声的描述符。❶

对于许多公路噪声预测模型，对预测噪声级和响应的观测噪声级进行了比较。Cohn 和 McColl（1979）给出了一个例子。他们用临近纽约首府地区奥尔巴尼公路的噪声监测值来确定 L_{10}。分析中用了 52 组短期（每个 15～20 min）噪声数据。Cohn 和 McColl 用 NCHRP 程序预测 52 种情况下每种情况的 L_{10S}。预测 L_{10} 值和监测 L_{10} 值之间的平均差值是 2.44 dBA。❷ 分析还表明在交通流量条件下，其他预测程序给出的预测比 NCHRP 方法给出的预测好。

21.5.2　用障碍物减缓公路噪声

许多国家都在尽力控制公路噪声。障碍物是一种管理特定声源噪声如摩托车、公共汽车和重型卡车常用的方法，这项政策已经被用于美国、日本和许多欧洲国家。另外一个管理方法是规定新公路项目的周围噪声标准。为了进行说明，表 21.8 给出了几条美国联邦公路管理局所要求新建筑的设计标准。❸ 还有一种管理方法是在某些路段禁止使用重型车辆。

---

❶ Goldstein（1979）提供了将一种噪声指标转化为另一种指标的方程。

❷ L_{10} 的观测值与预测值之间差别的标准偏差为 2.92 dBA，L_{10} 的观测值范围为 52～80 dBA，kugler 等人（1977）用这种方法预测时，对 L_{50} 和 L_{eq} 也进行了比较评价。

❸ 根据 EPA（1978，p. D-1），联邦公路局（FHWA，Federal Highway Administration）“将表 21.8 中的噪声水平视为可以接受的交通噪声上限，它还认识到，在许多情况下，低噪声水平将导致巨大的社区效益”，但是，如果一个项目的噪声超过了标准，联邦公路局有时也会准许项目建设，前提是“减少噪声的措施将会给社会、经济和环境带来很大的负面影响”。

表 21.8　美国联邦公路管理局开发的设计噪声级举例

活动类别	设计噪声级[①]/dBA		活动类别描述
	L_{eq}	L_{10}	
A	57（室外）	60（室外）	为重要的公共需求提供服务的区域安静特别重要，且如果该区域继续执行预期目的，保留该区域的质量是必要的。这样的区域包括圆形露天剧场，特殊公园或一部分公园，露天场所，或被地方政府认定为需要安静特殊环境活动的历史区域。
B	67（室外）	70（室外）	郊游区，休闲区，操场，体育活动区和 A 类中所不包括的公园，居住区，汽车旅馆，旅社，公共会议室，学校，教堂，图书馆和医院。

① L_{eq}和 L_{10}都可以用来描述噪声等级，在本例中二者均为每小时的数值。

注：资料来源为联邦资助公路项目手册，美国环境保护局复印（1978，pp. 1-7 页和 D-2 页）。

如果拟议公路项目产生的噪声违反了应用标准，我们该怎么办呢？正如前面所提到的，噪声缓解措施可以分为影响声源、路径和受体的行动。公路管理局可用的缓解行动通常包括改变路径，可选择的措施是声屏障。❶

由于障碍物可以改变声音的方向，用障碍物缓解公路噪声只能是局部地区有效。改变路径在图 21.8 中进行了说明，它可以分为三类：透射（transmission）、衍射（diffraction）和反射（reflection）。

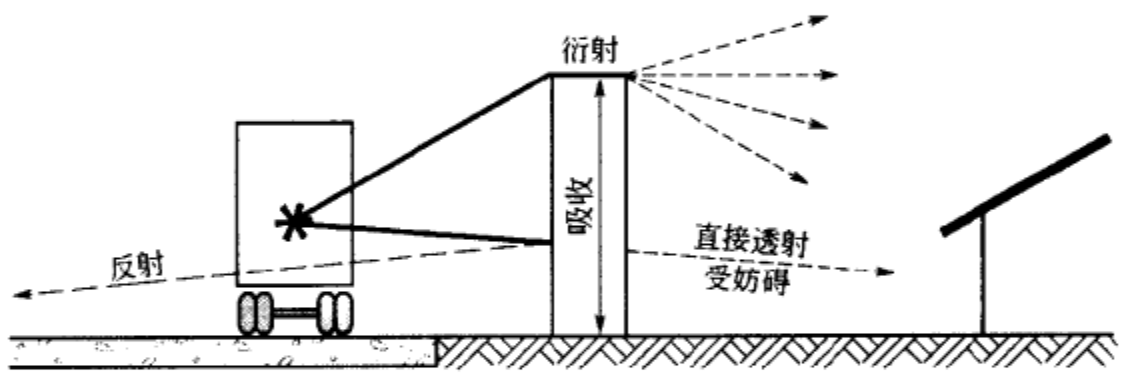


图 21.8　声屏障对噪声传播路径的改变

（资料来源：加利福尼亚交通局（1992，p. 13）。）

透射路径由通过障碍物的原始声波部分组成。如果用几行树作为障碍物，穿透力将比较强，这也说明了为什么公路管理局经常使用实体物质作为障碍物。例如，加利福尼亚运输局（1992，p. 14）推荐使用那些耐用且至少 4.88 kg/m^2 重的障碍物。在这种情况下，在障碍物受体那侧通过透射透过的噪声是微不足道的。

部分声能穿过障碍物的顶部衍射（或倾向）下降到受体那边。由于衍射，公路噪声沿障碍物空隙边缘和从障碍物顶部通过。❷

图 21.8 的第 3 个途径是障碍物对噪声的反射。通过选择一个具有较好声音吸收品质的障碍物表明，反射的程度能够最小化。如果声音吸收比较小，在公路两边用两个平行的障碍物，一个墙壁反射的声波可以被另一个墙壁反射和到达受体一侧的障碍物。

公路声屏障的效果可以用插入损失（insertion loss）来测量，也就是受体位置上噪声的

---

❶ 加利福尼亚交通部（Caltrans）提供的报告（1992，p. 13）给出了使用声屏障的情况。Caltrans 主张通过立法来减少机动车使用（减少源），但没有成功，它希望将公路重新设计来减少噪声，但也没有成功。而对接受者进行防护则需要通过土地规划和建筑设计（例如，使用隔音材料）来实现，但这些不在 Caltrans 的职权范围内。购买缓冲区来减缓噪声污染也是一种途径，但花费太大。因此对于 Caltrans 来说，最常用的办法就是使用障碍物。

❷ 为减少衍射影响，一些公路规划者建议，屏障的长度至少是屏障和受体之间距离的 4 倍。

净减少。插入损失是有和没有障碍物时，受体位置上声压级的差别。通常，不难达到 10 dBA 的插入损失，但是 15 dBA 就困难了，20 dBA 几乎是不可能的。❶

当公路声屏障减少了障碍物受体一侧一些人的噪声时，他们肯定增加了其他人的噪声问题。例如，在加利福尼亚州布伦特伍德，居住在离州公路 0.3～0.6 km 处的房主提出诉讼，依据是新建的公路声屏障导致他们的噪声增加。作为法庭诉讼的结果和该州其他区域的相似申诉，加州运输局开始实施研究，来确定新建声屏障的平行障碍物声波反射的放大是否能够导致 3 km 处的噪声问题。目前的结果显示，障碍物并没有增加噪声，但是市民仍然坚持抱怨。

噪声的增加不是障碍物仅有的问题，一些人受到障碍物对景观改变的不利影响。拟议公路的环境评价有时用第 20 章描述的可视模拟方法来评价噪声缓解措施提议障碍物的可视影响。

21.6 机场噪声预测

机场噪声的惟一特征是导致了特定噪声指标的发展。他们可以分成两类：(1) 对特定类型飞机起飞或降落时感觉噪声量 (perceived nosiness) 的测量；(2) 用一个机场典型时段所有飞机合成影响的社会噪声 (community noisiness) 的测量。

21.6.1 感觉噪声量

单个飞机飞过的噪声经常用感觉噪声级 (PNL，Perceived Nosiness Level) 来描述。这个指标的设计停留在个人对“噪声量”或不同声音烦躁反应的实验阶段。❷ 实验显示，产生给定水平的烦躁度或噪声量需要高频率和低声能。换句话说，高频率噪声比等大噪声的低频率噪声感觉嘈杂。观测到噪声量和音量是不同的。❸

(1) 感觉噪声分贝

感觉噪声级是根据实验测试来测量噪声量，它用感觉噪声分贝 (PNdB) 来记录。感觉噪声量的两倍等于增加了 10 PNdB。❹ 由于确定 PNL 的程序非常复杂，因此通常用易于测量的参数如 D-加权分贝来估计 PNL。声级计能够自动的应用 D-加权校正因子。不同频带的声压级通过实验测试校正到人类感觉噪声量的近似结果。“D-权重网络”涉及用于表 21.3 A-加权声压级计算相同的校正后声压级电子加法。D-加权声压级 (L_d) 和感觉噪声级 (PNdB) 之间的近似关系式为：

$$\mathrm{PNL} \approx L_d + 7 \tag{21-9}$$

式中 L_d——飞机飞越上空时记录的 D-加权声压级。❺ 这个对 PNL 估算的准确度依赖于所测声音的频谱。

(2) 有效感觉噪声级

尽管 PNL 是对飞机飞越上空时噪声量的有效测量，它没有完全说明下面两个影响：

- 当单个事件声音增加持续时间时，个人感觉噪声量的等级增加巨大；
- 如果一个复杂的声音具有可以确定的纯音，例如喷气式飞机的呜呜声，我们认为这种声音比没有这种纯音的相似声音更嘈杂。

---

❶ 在美国，联邦公路局使用下面的规则来估计插入损失：“屏障高度每增加 0.9 m，增加 1 dB”。

❷ 关于感觉噪声等级的论据，Goldstein (1979) 曾给予全面的描述。

❸ 响度与实验的关系更为密切，在这些实验中听声器显示了它们收听不同频率声音的能力。这些试验是建立在 A-计权分贝的基础上的。

❹ 关于加倍感觉噪度的解释是由 Magrab (1975，p. 63) 阐明的。

❺ 有关方程式 (21-9) 的详细内容，参见 Cunniff (1977，p. 155)。

有效感觉噪声级（EPNL，Effective Perceived Noise Level）通过如下“校正”PNL的读数来说明这两个影响：

$$EPNL = PNL + C_1 + C_2 \tag{21-10}$$

式中，EPNL是以EPNL分贝计量，且

C_1——在声谱中，反映可辨认纯音存在的因子（$0 \leqslant C_1 \leqslant 3$）；

C_2——说明上空飞行持续时间的因子。❶

在各种政府测试程序的新飞机测试中，生产商估算了EPNL的轮廓。这些轮廓可以当作噪声印踪（noise footprints）参考，当给定飞机类型在执行特定条件时，它代表了地面点的轨迹。图21.9给出了起飞和降落时的噪声印踪。EPNL轮廓依赖于起飞和降落的操作程序以及温度和相对湿度条件。

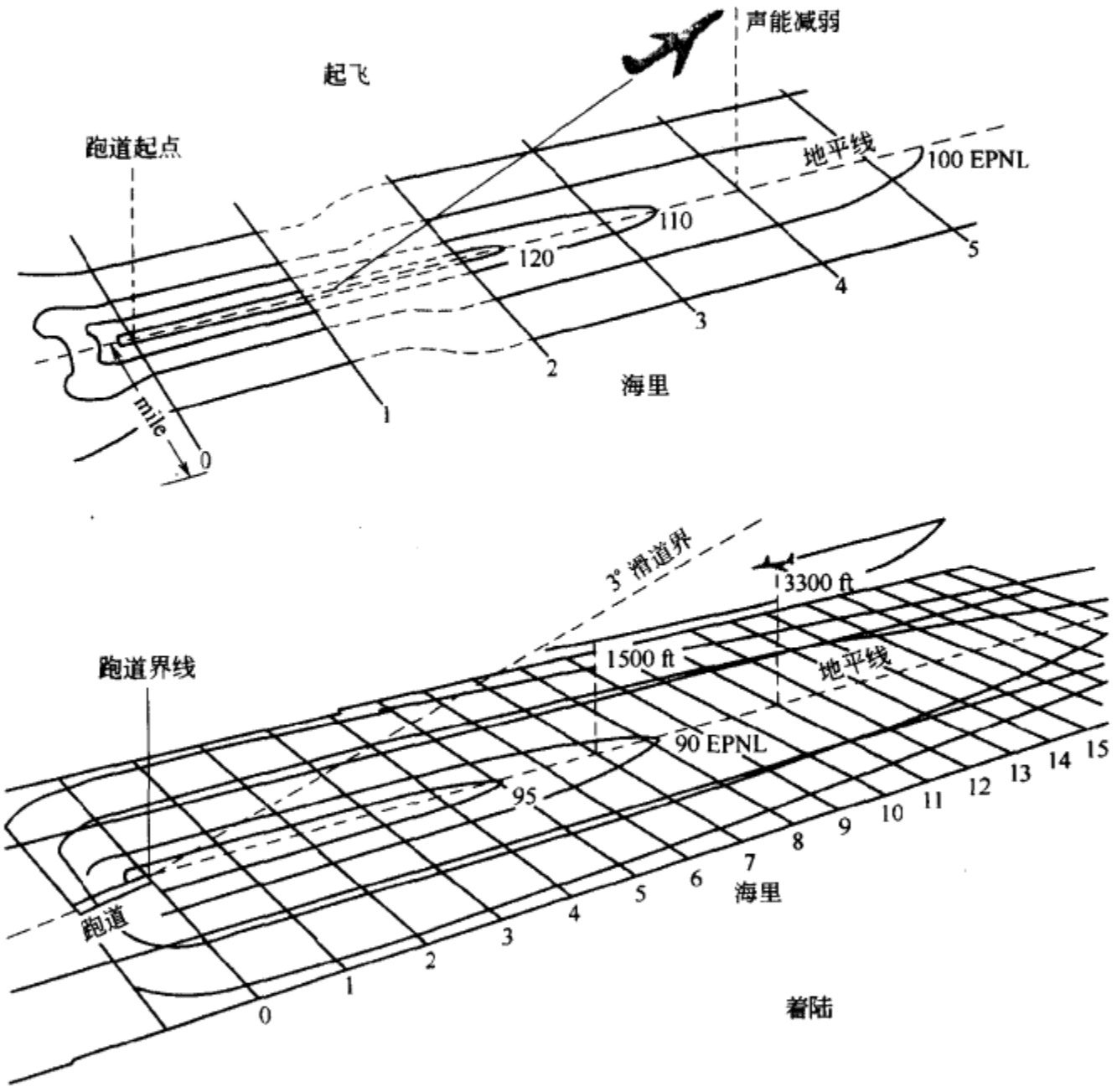


图21.9　飞机起飞和降落时的有效感觉噪声级（EPNL）轮廓线

（1 mile约合1.6 km，1海里为852 m。）

（资料来源：美国联邦交通部（1972）。）

21.6.2　社会噪声

特定起飞或降落时噪声量的指标可以用于典型日机场操作社会噪声的控制措施。噪声接

---

❶ 因子C_2计算为$C_2 = 10 \lg(\Delta t/20)$，其中$\Delta t$是时间间距（秒），在该间距内的噪声等级在感觉噪声等级的最大瞬时值为10 PNdB范围内（Cunniff，1977，p. 157）。

触预测（NEF，Noise Exposure Forecast），一个广泛用于机场社会噪声的测量方法，提供了一个实例。[1] NEF 用 EPNL 轮廓和“校正”来说明夜间飞机操作导致的社会噪声。计算 NEF 的程序通常需要计算机和下列信息：[2]

- 机场跑道形状；
- 不同飞机类型的飞机操作台数量；
- 使用每个航线（根据飞机类型）起飞和降落的百分数。

飞机噪声评价的结果可以用 NEF 的形状（见图 21.10）来表示。NEF 形状的分析表明特定的区域可能受拟议机场或改变现有机场操作的影响。有时也使用 L_{dn} 轮廓线。两种量度方法近似用下式表示：

$$L_{dn} \approx \text{NEF} + 35 \tag{21-11}$$

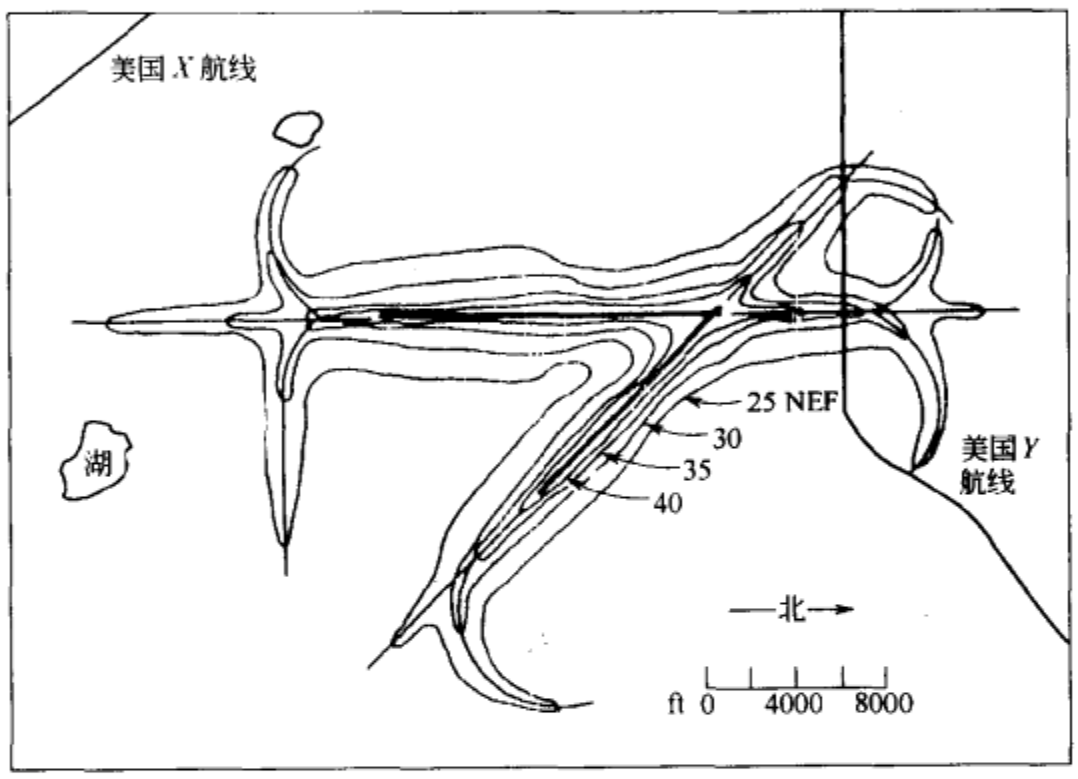


图 21.10　机场周围典型的噪声接触预测（NEF）轮廓线

（1 ft 约合 0.3 m。）

（资料来源：美国联邦交通部（1972）。）

美国 EPA（1974）出版的指导原则表明，当 L_{dn} 或 NEF 值超过各种标准时部分人可能会受到干扰。[3]

包括新的飞机设备或操作台的项目的 NEF 或相关的噪声指标预测是怎样制定的呢？通常，使用的是基于理论和经验发现的计算机模型。一个例子是综合噪声模型（INM，Integrated Noise Model），它是美国联邦航空局用于预测机场 L_{dn} 形状所开发的模型。[4] 综合噪声模型包括一个含有 60 多种飞机噪声特征的数据库。对于每一个飞机，数据包括 EPNL 与许多推进设置的距离关系曲线上的点。INM 所需输入包括机场的物理特征（如，跑道位置和

---

[1] Goldstein（1979）探讨了其他一些度量机场噪声造成城镇骚扰的指标。

[2] 预了解联邦航空局预测 NEF 和 L_{dn} 轮廓的计算机程序的总结，参见 Cohn 和 McVoy（1982，pp. 178-85）。

[3] 联邦航空局也发布了飞机噪声标准来控制机场噪声。国际民航组织也为许多飞机制定噪声认证标准，参见 Ashford 和 Wright（1992，p. 485）。

[4] INM 模型的讨论是基于 Ashford 和 Wright（1992，pp. 496-97）的基础之上的，有关其他美国机构开发的机场噪声预测模型，参见 Canter（1996，pp. 330-32）。

海拔）以及机场地面指挥所详情。

除了预测拟议机场噪声，模型如 INM 也可用来分析，如实施减缓措施噪声轮廓将怎样变化等。减少机场噪声的行动包括改变声源、路径和受体。可以通过改变飞机类型来减小噪声源。一个例子就是在美国大多数非军用机场所采取的禁止使用超声波运输飞机行动。可以通过修改飞机到达和起飞程序来改变噪声路径，例如，指定起飞速度和转弯角度。含有受体的减缓措施通常包括分区和其他土地利用控制来保持噪声敏感活动位于高噪声级区域之外。

尽管计算机经常被用于机场噪声研究，仍有一些不使用计算机却简单近似的预测方法。❶ 噪声预测程序开发是一个活跃的研究领域，声学专家也必须查阅最新的方法。

主要概念和术语

声音及其测量（*Sound and Its Measurement*）

声学（Acoustics）

气压波动（Air pressure fluctuations）

纯音（Pure tones）

振荡频率（Frequency of oscillation）

周每秒（Hz）（Cycles per second（Hz））

振荡振幅（Amplitude of oscillation）

均方根（rms）压强（Root-mean-square（rms）pressure）

声压级（dB）（Sound pressure level（dB））

声谱（Sound spectrum）

倍频带（Octave bands）

A-加权声压级（dBA）（A-weighted sound pressure level（dBA））

C-加权声压级（dBC）（C-weighted sound pressure level（dBC））

表征城市噪声的统计量（*Statistics Used to Characterize Community Noise*）

声压级直方图（Histogram of sound pressure levels）

超过 x%时间的声压级（L_x）（Sound pressure level exceeded x% of time（L_x））

能当量（L_{eq}）（Energy equivalent sound level（L_{eq}））

昼夜声级（L_{dn}）（Day-night sound level（L_{dn}））

噪声对人们的影响（*Effects of Noise on People*）

听力阈值的改变（Shift in threshold of hearing）

对言语交流的干扰（Interference with speech communication）

睡眠阶段的改变（Shifts in stages of sleep）

社区干扰（Community annoyance）

噪声影响评价步骤（*Noise Impact Assessment Process*）

城市噪声调查（Community noise survey）

对噪声敏感的土地利用（Noise-sensitive land use）

---

❶ 一个例子是 Pallet 等人（1978）的报告，它包含了对机场噪声粗略估算的工作记录和背景值资料，这个报告还包括了对公路噪声预测的工作记录表。另外一个例子见美国住宅与城市发展部推荐的预测方法（1985）。

噪声规章和标准（Noise regulations and criteria）

地方噪声法令（Local noise ordinances）

对声源、路径和受体的改变（Modifications in source，path，and receptor）

建筑施工和维修活动产生的噪声（*Noise from Construction and Maintenance Activities*）

点源和线源（Point source versus line source）

倒数平方律（Inverse square law）

波扩散（Wave divergence）

过度衰减（Excess attenuation）

评价和缓解公路噪声（*Assessing and Mitigating Highway Noise*）

经验模型（Empirical models）

轮胎-公路相互作用（Tire-roadway interaction）

发动机噪声（Engine noise）

NCHRP 模型（NCHRP model）

L_{50}的参考值（Reference values of L_{50}）

声屏障（Noise barriers）

传输路径（Transmission path）

反射和吸收（Reflection and absorption）

衍射（Diffraction）

插入损失（Insertion loss）

机场噪声预测（*Forecasting Noise from Airports*）

噪声量与音量（Noisiness versus loudness）

感觉噪声级（PNL）（Perceived noise level（PNL））

感觉噪声分贝（PNdB）（Perceived noise decibel（PNdB））

有效感觉噪声级（EPNL）（Effective perceived noise level（EPNL））

噪声印踪和轮廓（Noise footprints and contours）

噪声接触预测（NEF）（Noise exposure forecast（NEF））

综合噪声模型（Integrated Noise Model）

缓解措施（Mitigation measures）

问 题 讨 论

21-1　用你所熟悉的乐器来解释音量、振幅、音调、频率的含义。用两种具有不同频率范围的乐器。

21-2　把一个声音过滤成多个倍频带的目的是什么？考虑设计噪声减缓措施时所要求的基于过滤成倍频带的波谱分析的情况。相应地也认识到，吸收噪声或阻碍噪声传输的那些物质的效果与声音的频率有关。例如，物质的吸收特征用吸收系数 a 表示，它的变化范围是 0 到 1。当 $a=0$ 时表明所有的声能都被反射回去了，而当 $a=1$ 时表明所有的声能都被吸收了。吸收系数随频率的变化而变化。❶ 既然所有的物质都反射和吸收一定的声音，a 的值是 0 和 1 只是理论上的端点。

---

❶ 对于频率为 250 Hz，1000 Hz 和 4000 Hz 的声音来说，未刷油漆的水泥的 a 对应的值分别为 0.44，0.29 和 0.25。Cowan（1994，pp. 92-93）列举了很多用于缓解噪声影响的材料的 a 值。

21-3　下表是一种金属切割器的数据。

倍频带的中心频率/Hz	声压级/dB		倍频带的中心频率/Hz	声压级/dB	
	无消声器的切割机	有消声器的切割机		无消声器的切割机	有消声器的切割机
63	63	63	1000	92	79
125	70	70	2000	80	80
250	73	73	4000	76	76
500	76	76	8000	63	63

a. 用方程式（21-3）来计算切割机有和没有消声器时的总声压级（单位是 dBA）。计算 A-加权分贝时所需的校正因子在表 21.2 中。

b. 用表 21.1 中的多个声源叠加的估算程序来重复 a 中的练习。讨论这个案例中有效性和正确性。

c. 假设切割机被安装到周围现状噪声级为 94 dBA 的制造厂中，计算下面两种情况下，新的周围噪声级：

（1）用没有消声器的切割机；

（2）用具有消声器的切割机。

21-4　当压缩机和手提钻同时工作时，总的声压级是 88 dBA。如果手提钻单独工作时，总声压级为 87 dBA。假定背景噪声可以忽略不计。则压缩机大致的声压级是多大？

21-5　考虑一街道周末从下午 4 点到下午 6 点的下列数据。

声压级区间	dBA 位于区间内的分钟数
$50 \leqslant L < 55$	20
$55 \leqslant L < 60$	40
$60 \leqslant L < 65$	35
$65 \leqslant L < 70$	13
$70 \leqslant L < 75$	12

计算 L_{10}，L_{50} 和 L_{90}。

21-6　下面的数据描述了某点典型日的声压级分布：

时间段	dBA
午夜～上午 6：00	40
上午 6：00～正午	50
正午～下午 6：00	55
下午 6：00～午夜	45

计算 L_{eq} 和 L_{dn}。

21-7　计算表 21.5 数据的等效声级。

21-8　在美国，城市噪声法令把最大声压级控制到建筑红线。Cunniff（1975）记述商业区域白天的极限值是 60～65 dBA。解释这种管理方法对控制建筑噪声为什么是无效的。你能创造哪些更有效控制建筑噪声的参数（例如 L_{10} 或 L_{eq}）。

21-9　描述预测建筑活动、公路和机场噪声的有关困难。

21-10　下面的经验公式已经被提议用于公路 L_{eq} 的预测：

$$L_{eq} = 42.3 + 10.2\lg(V_c + 6V_t) - 13.9\lg D + 0.13S$$

式中

L_{eq}——一个小时内的等效声级，dBA；

V_c——汽车的数量（仅仅是四轮的），辆/h；

V_t——卡车的数量（六轮或更多轮），辆/h；

D——从人行道边缘到接收器的距离，m；

S———一个小时内交通流量的平均速度，km/h。

假定拟议公路每小时有 5000 辆车辆通过，平均车速是 80 km/h。10%的车辆是卡车，其余的都是汽车。拟议公路边界离学校有 30 m 的距离。地形是水平的，且这里没有声屏障。美国联邦公路局的噪声设计水平表明，学校附近新道路的外部 $L_{eq} \leqslant 67$ dBA。拟议公路能满足设计标准吗？如果不能满足，应该采取什么行动来改进这种情况？

参 考 文 献

Ashford, N. and P. H. Wright. 1992. *Airport Engineering*, 3rd.ed. New York: Wiley.

California Department of Transportation. 1992. *California Noise Barriers*. Report prepared by the Special Task Force on Noise Barriers, Sacramento, CA.

Canter, L. W. 1996. *Environmental Impact Assessment*, 2d ed. New York: McGraw-Hill.

Cohen, S., D. S. Krantz, G. W. Evans, and D. Stokols. 1981. Cardiovascular and Behavioral Effects of Community Noise. *American Scientist* 69 (5): 528-35.

Cohn, L. F., and W. McColl. 1979. "L_{10} versus L_{eq}——A User's Perspective." In *Community Noise*, ed. R. J. Pepper and C. W. Rodman, 237-46. ASTM Special Tech. Pub. 692. Philadelphia: American Society of Testing Materials.

Cohn, L. F., and M. R. McVoy. 1982. *Environmental Analysis of Transportation Systems*. New York: Wiley.

Cowan, J. P. 1994. *Handbook of Environmental Acoustics*. New York: Van Nostrand Reinhold.

Cunniff, P. E. 1977. Environmental Noise Pollution. New York: Wiley.

Davis, M. L., and D. A. Cornwell. 1991. *Introduction to Environmental Engineering*, 2d ed. New York: McGraw-Hill.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1974. *Information on Levels of Environmental Noise Requisite to Protect the Public Health and Welfare with an Adequate Margin of Safety*. Technical Document 550/9-74-004. Washington, DC: EPA.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1978. *Federal Highway Administration: Noise Policy and Related Environmental Procedures*. Report EPA 550/9-77-357, Office of Noise Abatement and Control. Washington, DC: EPA.

Goldstein, J. 1979. "Description of Auditory Magnitude and Methods of Rating Community Noise." In *Community Noise*, ed. R. J. Pepper and C. W. Rodman, 38-72. ASTM Special Tech. Pub. 692. Philadelphia: American Society of Testing Materials.

Gordon, C. G., W. J. Galloway, B. A. Kugler, and D. L. Nelson. 1971. *Highway Noise: A Design Guide for Highway Engineers*. Report No. 117, National Cooperative Highway Research Program, Washington, DC.

Hothersall, D. C., and R. J. Salter. 1977. *Transportation and the Environment*. Hertfordshire, U. K.: Granada.

Kugler, B. A., et al. 1977. *Highway Noise, A Design Guide for Prediction and Control*. Report No. 174, National Cooperative Highway Research Program, Washington, DC.

Lyons, R. H. 1973. *Lectures in Transportation Noise*. Cambridge, MA: Grozier.

Magrab, E. B. 1975. *Environmental Noise Control*. New York: Wiley.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). 1991. *Fighting Noise in the 1990s*. Paris: OECD.

Pallett, D. S., R. Wehrli, R. D. Kilmer, and T. L. Quindry. 1978. *Design Guide for Reducing Transportation Noise in and Around Buildings*. Building Science Series 84, U. S. Department of Commerce, National Bureau of Standards, Washington, DC.

Purdom, P. W., and S. H. Anderson. 1980. *Environmental Science, Managing the Environment*. Columbus, OH: Charles G. Merrill.

Rau, J. G., and D. C. Wooten, eds. 1980. *Environmental Impact Analysis Handbook*. New York: McGraw-Hill.

Richardson, W. J., C. R. Greene, Jr., C. I. Malme, and D. H. Thomson. 1995. *Marine Mammals and Noise*. San Diego, CA: Academic Press.

Sáenz, A. L., and R. W. B. Stephens, eds. 1986. *Noise Pollution: Effects and Control*. Chichester, U. K.: Wi-

ley.

Schultz, T. J. 1979. "Community Annoyance with Transportation Noise." In *Community Noise*, ed. R. J. Pepper and C. W. Rodman, 87-103. ASTM Special Tech Pub. 692. Philadelphia: American Society of Testing Materials.

Sound Research Laboratories, Ltd. 1991. *Noise Control in Industry*, 3d ed. London: Chapman and Hall.

U. S. Department of Housing and Urban Development. 1985. *The Noise Guidebook*. Report No. HUD-953-CPD. Washington, DC: U. S. Government Printing Office.

U. S. Department of Transportation. 1972. *Transportation Noise and its Control*. Publication DOT P 5630. 1. Washington, DC.

第 22 章　大气质量变化评价

自 20 世纪 40 年代以来，分析并了解大气污染的原因及后果已经受到人们的普遍关注。[1] 这一研究学科是一门具有综合性、广泛性的学科，同时也是一门交叉学科。本章对这门学科的相关文献进行了提炼和总结，并向读者介绍了环境规划和影响评价中采用的一些预测技术。

22.1　大气污染特性

大气污染物是那些存在于大气环境中，对生命、财产以及自然环境产生有害影响的物质。本部分针对大气污染物进行了 4 个方面的介绍。[2] 首先介绍了环境空气标准所规定的户外污染物；其次，是常用污染物排放标准规定的有害大气污染物；接着陈述了仍未有明确规定的环境问题，即室内空气污染；最后讨论了全球普遍关注的一些大气质量问题：酸雨、平流层臭氧耗竭、温室效应、全球气候变化等。

22.1.1　环境标准限制的污染物

许多国家为了保护公众健康和环境，都曾对室外空气引入环境标准来对污染物加以控制。由于各国之间具体情况不同，这里引用美国国家环境空气质量标准（NAAQS）规定的污染物来进行说明。联邦空气质量法对以下的大气污染物进行了规定（1995 年）：CO，O_3，NO_2，SO_2，可吸入微粒，Pb。[3] 然而，人们发现其中的一些污染物在室内的浓度也很高，它们在室内环境中引起的危害将在本章后部分进行阐明。

CO（一氧化碳）是一种无色无臭无味的气体，它是不完全燃烧的产物。在许多地方，尤其是在城市中，机动车辆是其主要的来源。CO 与人体血液中的血红蛋白相结合，降低了血红蛋白向身体各组织输氧的能力。不同程度地吸入 CO 会引起不同程度的反应，即使人产生从头痛、头晕、呕吐到失去知觉，甚至死亡的各级症状。Coffin 和 Stokinger 在研究报告中认为，这些症状不是“仅发生于 CO 浓度达到最大时……而且，人们已经深切关注到 CO 潜在的影响，比如减弱身体或大脑的敏锐度，干扰缺氧器官的运作，对患冠心病心脏的影响”。近来的研究表明，碳氧血红蛋白在 2.5%左右的低浓度下便可对生理起到有害作用，这对一些从事特定职业的人在平常情况下就能达到。例如，在一个不限制机动车辆污染物排放的国家，驾驶一辆出租车在交通堵塞的状况下运行 8 h 的话，司机体内的血红蛋白可能降低到原来的 2.5%。[4]

---

[1] 斯坦福大学民用建筑系的 Lynn Hildemann 对本章的初稿提出了很多建议。

[2] Sambhav Sankar 为本章的研究工作提供了帮助，当时他还是斯坦福大学的学生。

[3] 表 8.2 给出了 NAAQS 的部分内容，更详细的内容参见 Boubel 等（1994，p. 378）。对每一种污染物详细的定义见《美国联邦法规汇编》（CFR，Code of Federal Regulations）第 50 部分。从 1970 年清洁空气法颁布后，NAAQS 中涉及到的污染物标准有所变化，其中有一项重命名（光化学氧化剂改名为臭氧），另一项被修改（总悬浮颗粒变成 PM-10，直径小于 0.001 mm 的颗粒物），去掉了一项（碳氢化合物），增加了一项（铅）。

[4] Turiel（1985，p. 55）指出，当人在 15 cm^3/m^3 的 CO 环境下停留 10 个小时的话，体内的碳氧血红蛋白就能达到 2.5%。在 1996 年美国联邦交通控制法案出台前，在几个美国城市的调查发现，车内的 CO 体积分数达到了 32 cm^3/m^3。在 20 世纪 90 年代，经过联邦控制，车内的 CO 浓度降到了 5 cm^3/m^3 以下（Flachsbart，1995，p. 487），有关 CO 危害的详细资料，参见 EPA（1991）。

挥发性有机化合物（VOC，Volatile Organic Compounds）是那些含有有机碳，且在室温条件下便能自动挥发的化学物质，典型代表物有苯、CCl_4，另外，碳氢化合物，一种只含碳和氢的化合物，也是挥发性化合物的一大类。较显著的 VOC 来源有，机动车辆的燃烧排放，各种工业运行操作等，例如，“干洗”这一工艺便通过蒸发向大气排放了大量的碳氢化合物。VOC 除了直接产生一些有害影响外，其在光化学烟雾生成的系列反应中所起的作用和所扮演的角色也引起人们的强烈关注。该系列反应的产物被统称为光化学氧化剂，它们可导致各种病痛（如呼吸困难）和诸如影响植物正常生长、损失公众财物之类的危害。其中，臭氧是最主要的反应产物，通常用它来作为光化学氧化剂总量的标示物。

NO_x（氮氧化物）尤其是 NO_2 和氮的其他氧化物，是高温燃烧过程的特征性产物。在美国，NO_x 的主要排放源是机动车辆和燃煤燃气发电厂。氮氧化物在光化学氧化剂的生成反应中起着重要作用，此外，NO_2 也被人们认为与上呼吸道感染病有着密切关系。

SO_x（硫氧化物），主要是 SO_2，也是燃烧过程的产物，是由含硫杂质的燃料燃烧而来。通常人们较多关心的是燃煤发电厂排放了多少 SO_2，殊不知一些工厂，例如，铜冶炼厂也是一种重要的污染来源。SO_2 不仅会导致各种人体疾病，使得呼吸道系统紊乱，也是酸雨形成的重要原因。

专业术语颗粒物（particulate）指的是大气中存在的液体或固体微粒的聚集物。空气中一半以上的颗粒物都来源于自然界，比如火山爆发、沙尘暴等。颗粒物的人为源是含碳物质的燃烧和其他一些工业生产过程。[1] 还有，森林火灾也是颗粒物的一种来源方式。环境中的颗粒物大小不等，能吸收许多外界环境中的化学物质。高浓度的颗粒物能使呼吸道疾病和胃癌的发病率上升、大气能见度降低、建筑物和其他材料污损等等。最初，美国国家环境空气质量标准规定了总悬浮颗粒物这一指标来限制颗粒物的排放，但在 20 世纪 80 年代期间，这一指标被 PM-10 所取代。PM-10 指的是直径小于 10 μm 的颗粒物，[2] 这种大小的颗粒物可以被人们吸入体内，甚至达到人体的肺部。然而，目前美国的一些环境专家们呼吁，应当对直径更小的颗粒物建立相应的标准。例如，对直径小于 2.5 μm 的粒子设定指标来控制，因为这一范围的微粒与高发病率和死亡率联系甚密。

大气中的铅来源于机动车辆中含铅汽油的燃烧。一系列的人体疾病包括肝病、肾病及神经系统紊乱等都与铅有关。在美国，对于铅污染的强烈关注引发了一场全国范围内的无铅汽油运动，从而使得 20 世纪 80 年代的一段时间内，大气中的铅含量急剧下降。但，即便如此，我们的儿童仍处在与铅的频繁接触中，例如，孩子们在老旧的涂有含铅油漆的房间内生活，或是在沉积了大量铅物质的土地上玩耍等。

这里要指出的是，美国针对一些污染物质来制定相应标准进而控制污染的做法，在世界范围内并不具有普遍的适用性。比如，欧盟的一些国家就只对欧共体一致通过并指定的一些污染物，如 SO_2、烟尘、NO_x 及铅等做了规定。[3] 它们是 20 世纪 80 年代欧盟通过的环境导则中认定的污染物。[4] 同时，导则中还指出，SO_2 及烟尘有协同作用，所以烟尘含量较多的地区，SO_2 的允许排放量相应地应该减少。

---

[1] 空气中的颗粒物来源参见 Perkins（1974，pp. 30-42）和 Masters（1971，pp. 292-94）。

[2] 1 μm 等于 1 m 的百万分之一。

[3] 烟尘的测量方法是使烟尘通过一个过滤纸，其中的颗粒就会被截留在纸上。纸上的污点与总悬浮颗粒的量有关。

[4] 有关欧盟国家环境空气质量标准，参见 Bennett（1991）。Kormondy（1989）提供了一个非洲、美洲、亚洲、欧盟、大洋洲国家空气质量法的摘要。

22.1.2 危险大气污染物

在过去的几十年中，环境管理者们越来越多地注意到大气污染物中的一类危险污染物。这里所说的危险需要做出进一步解释，因为好比传统中认为无毒的 CO 在一定条件下也被认为是危险的。基于这种模糊性，我们来解释一下什么是“危险大气污染物”。一般，环境政策中所说的危险是与法律中的定义相一致的，这就意味着，一种物质在一项规定中被划分为危险，而在另一项规定中可能被划为无毒，这种情况即使在同一个国家中也不少见。

一部控制危险物质的相关法律的制定通常要包含这样一个程序，即寻求协助单位，并委托其来确认什么排放物是危险的。例如，1970 年美国《清洁空气法》的制定；它首先授权美国国家环保总局（EPA）来确定各类危险物质，然后再将这些物质纳入排放标准的限制中，进而更大程度上确保公众的健康。❶ 法案中规定，一种污染物被划分为“危险”必须符合以下的规定：（1）不在已经建立的环境标准所规定污染物之列；（2）（根据美国国家环保局的判断）该物质能直接或间接导致某些无法治愈或难以治愈的疾病。然而，1970 年的法案似乎并没有得到有效的实施，而且，直至 1989 年，被列入危险物质之列的仅有 7 种污染物：砷、石棉、苯、铍、汞、放射性同位素以及氯乙烯。

另外一种定义“危险”污染物的途径是，在法律条文中明确列出一张所有被认为是危险污染物的清单。美国 1990 年《清洁空气法修正案》112 章便是采用了这种方法。它列出了共 189 种危险污染物，并将其纳入排放标准的规定中。❷ 1990 年的修正案同样有一个辅助步骤，即由美国国家环保总局来跟踪修订、分类或删除清单中的物质。例如，环保总局的管理者们必须确定在所有的物质中，哪些是已经知道，哪些是预料的致癌、致畸变、致突变的污染物，哪些是能导致生殖障碍，哪些是急性毒物，哪些是慢性毒物……❸

表 22.1 美国 1989 年排入大气的危险物质示例

化学物质	排放量/10^6 kg	化学物质	排放量/10^6 kg
甲　苯	116	丁　酮	58
甲　醇	91	二硫化碳	45
1,1,1-三氯甲烷	77	盐　酸	28
二甲苯(含同分异构)	67	三氯乙烯	20
氯	60		

表 22.1 列出了 9 种美国常见的大气污染物，这 9 种物质是被 1990 年的修正案明确确认为危险的物质。然而，事实上，原表格列出的物质不止 9 种而是 15 种；《有毒排放物目录》（TRI，Toxic Release Inventory）中列出的大气污物（15 种）中却只有 9 种被法律认可为危险。❹ 由此可见，一些诸如“危险”和“有毒”之类的学术名词，我们在使用时必须使其含义与定义它们的法律规章相一致。

---

❶ 这些细则在清洁空气法 1970 的第 112 部分。

❷ 绝大多数国家还没有像美国这样积极来控制危险的大气污染物，即使加以管制的国家，也只是将这些污染物列一个清单。例如，瑞典政府已经列出了一个清单，规定 13 种物质必须在 2000 年以前减少使用或完全禁止使用。参见 Lee 和 Schneider（1994）。

❸ 变异（mutagenesis）是指“生物基因物质发生变化或突变，从而导致细胞功能丧失，导致细胞死亡、致癌、再生受阻或生下不正常的后代”。能够致癌的化学物质叫致癌物（carcinogens），能导致畸变的叫致畸物（teratogen）。（Masters，1991，p. 196）。

❹ 《有毒排放物目录》（TRI）包含了进行加工、制造的工厂的污染物排放数据，这些工厂使用的化学物质超过了美国突发事故规划和社区知情权法案（1986）中对化学物质使用限量的规定。

22.1.3 室内空气污染

室内空气污染越来越多地被人们认为是造成健康威胁的重要原因之一。很多新闻媒体都曾注意到了这一点，并进行过有关报道，如环境烟草烟雾（香烟、烟斗、雪茄及吸烟者呼出的气体等的混合烟雾）的危害。又如，一些致命性的疾病，如军团病（legionnaire disease，一种由藏于隔热装置或空调装置中的微生物、细菌导致的疾病）的危害 。此外，公众健康权威部门还呼吁人们关注肺癌与氡（自然界的一种放射性气体）的相关联系。在许多地区，如新泽西和宾夕法尼亚，原本存在于地面下的氡能通过地板或地下室墙面的裂缝进入居民的房屋中，造成伤害。公众媒体同时也开始警惕到石棉造成的问题，尤其是陈旧的耐热材料中的石棉，在受到一些外界扰动时，很容易进入大气而对人体产生危害。

表 22.2 列出了 800 多种室内污染物中的一部分。

表 22.2 室内空气污染物举例①

● 大气生物污染物	● 重金属	● 氡
细菌	铅	● 挥发性有机物
霉菌	汞	丙酮
孢子	● 有机气态化合物	苯
病毒	CO_2	甲醛
● 石棉	NO_2	
● 环境烟草烟雾	O_3	

① 基于 Hines 等（1993，pp. 2，3，21）的数据。他们记录超过 800 种不同化合物曾在办公大楼的室内空气中被至少一次检测出来。这些化合物大部分由挥发性有机物构成，并且在不同时间和地点被检测出来，在任一时间任一地点检测出的挥发性有机化合物为 50 或 60 种。

表中所列出的部分物质，如氡、环境烟草烟雾、石棉及一些挥发性有机物已经被确认为致癌物。而某些生物污染物，如革兰氏阴性需氧杆菌（legionnella pneumophilia），则已经导致了相当数量的致命事件。

生活中与挥发性有机物相关的问题广泛存在，并不断影响着居室与工作环境。室内的地毯、家具、溶剂、办公设备、隔音材料及其他一些建筑材料等都可能成为污染气体的来源。目前出现了一个新的名词——建筑物综合症，即当人们处于某建筑中时，就有头痛，上呼吸道感染等症状，而一旦远离这个环境，几天后症状便会逐渐消失。一般来说，卫生健康部门的官员们能对一些病症准确地指出原因，比如不完善的通风设备，未经吹脱处理的甲醛建筑材料等。然而，迄今为止，建筑物综合症的主要病因却难以确定，令人困惑。

许多环境专家们认为，仅仅针对户外空气建立环境标准是不足够的，因为这忽略了室内空气污染对于人们的健康威胁。无论在美国或是其他地区，人们 80%的时间都在室内度过，且室内空气中污染物的浓度往往高于户外。在美国，EPA 在五个城市中分别对 18 种挥发性有机物进行了研究，结果表明室内空气污染物浓度比室外高出 2 到 20 倍。不过，这只是在那些有大型化工厂和炼油厂，污染严重的城市。❶ 又有研究中表明，室内空气中污染物的浓度可能高于附近地区户外浓度达 100 多倍。

目前，研究学者们正试图发展一种技术进行完全接触评价。用来较精确地衡量人们的健康风险。这里所说的“接触”是指试验者在污染物浓度一定的环境中消耗一定的时间。而

❶ EPA 所做的研究是总暴露评价方法论（TEAM，Total Exposure Assessment Methodology）项目的一部分，参见 Rosenbaum（1994）对 TEAM 项目的回顾以及其他一些调查来评价个人暴露在空气污染中的危害。

且，“接触”与剂量不同，后者是指进入人体的污染物的量。通常，进行接触评价需要在试验者身上安装一种监测装置，用它来记录下日常活动中试验者周围的污染物浓度。另一种不同的技术则是，使试验者处于一个固定的微观环境中（如办公间、餐厅等），在这种情况下，可通过对空气质量的测定来计算出试验者的接触量或接触污染强度。❶

室内健康风险方面越来越多的研究也引起了环境政策方面的有关争议，不过，实际的相关规定却出台的很慢，尤其是居民室内的空气污染规定。❷ 究其原因，一方面可能由于居民为保护其隐私权而不愿佩带监测装置，另一方面，大量的居室建筑物使得难以进行统一的规定。

然而，对于非居室环境却建立并采取了一些措施，比如，早在几十年前，美国国家职业安全健康管理部门就对工作环境中的大气质量做了规定。而且，在如今的许多地区，室内公共场合不许抽烟的限制也随处可见。

值得一提的是，虽然对室内空气建立统一的环境标准目前依然不太可行，但还有其他的一些方法可以达到控制的目的。这些手段包括，禁止一些释放有害气体产品（如尿素-甲醛隔音材料）的使用、对建筑材料设立环境标准等。从长远来看，如果建筑商对建筑物所造成的伤害负有法律责任的话，就会导致建筑行业自觉自愿地遵守建筑环境标准，进而达到提高室内空气质量的目的。

22.1.4 全球关注的气体排放问题

在国界附近排放污染物，极有可能造成国际局势紧张。一些污染物之所以引起人们的普遍关注是因为它们能被输送上千千米，在大范围的地区造成有害影响。形成酸雨的污染物就属这一类物质。另一类污染物之所以也引起全球的关注，是因为这类物质不论在哪个地区被排放出来，都将对整个地球产生危害。例如，平流层臭氧耗竭、全球气温变化就属这一类的全球环境问题。下面将向读者介绍与酸雨、臭氧耗竭、气候变化 3 类环境问题有关的污染物。❸

（1）酸雨

酸雨这一名词是目前为大家熟知的词语，但事实上，这种称法是不完全正确的，它不能较精确地描述湖泊及其他生态系统的酸化过程。“酸沉降”这一称法相对来说要准确得多。因为酸化作用由湿沉降（含雨雪）和干沉降两部分原因所导致，并不仅限于酸性降雨。所谓干沉降指的是大气中的酸性污染物在地球引力的作用下沉积在或黏附在植物、土壤、水及其他实体上的过程。鉴于传统用法的习惯，本文中将酸雨和“酸沉降”视为同一名词，可以相互替换。

沉淀物的酸度通常用 pH 值来衡量，即水溶液中氢离子浓度的负对数值。pH 值的范围从 0 到 14。pH 值小于 7 的溶液被认为是酸性，如柠檬汁（pH＝2.2）和啤酒（pH＝4.0）。相反，pH 值大于 7 的则被认为是碱性溶液（见图 22.1）。

未经污染的雨水呈弱酸性。这是因为大气中的 CO_2 溶解在雨滴中生成碳酸而呈酸性。❹ 此

---

❶ 更多接触评价的内容，参见第 17 章风险评价的内容，以及 Sexton 和 Ryan（1998）对一些评价人在空气污染中的危害的方法的评论。

❷ 对控制室内空气质量的讨论见 Godish（1991，pp. 381 82）。

❸ 另一种全球关注的污染物就是离子辐射（放射性核素），人为排放源为医用放射、核泄漏以及核能发电。这方面的介绍见 Elsom（1992，pp. 108-31）。

❹ 这一段和下一段的资料来源于 Elsom（1992，pp. 82-85）。他写到，酸雨这个词最早出现在 1872 年，当时 Robert Angus Smith 用它来“描述出现在英国曼彻斯特的大气污染物，这种污染物破坏了蔬菜、使纺织品被漂白、腐蚀金属表面”（p. 85）。

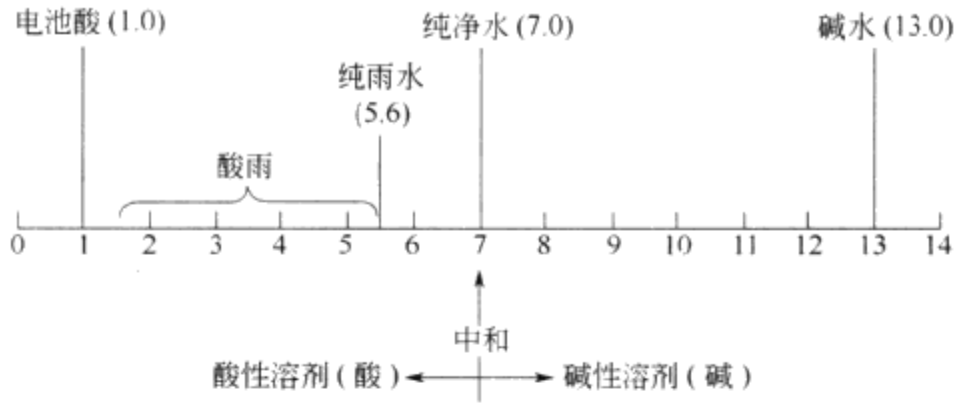


图 22.1　pH 度

外，未受污染地区的大气中仍包括一些海水的溅出物、氨等物质，这也影响了 pH 值。一般来说，“纯”雨的 pH 值是一个变量，但人们人为地定义其值为 5.6，且称那些 pH 值低于 5.6 的大气降水为酸雨。按此传统标准，迄今为止，人们记录到的酸雨 pH 值范围是 2 至 5.6。

在欧洲和北美的广大地区，雨水 pH 值的平均值甚至降到了 4.5 以下。

在酸雨问题上，虽然环境专家们还存在着某些争议，但他们却普遍认为很多地区的酸化作用在不断增强，对水生、森林生态系统的危害在不断加剧；同时也认为，SO_x 与 NO_x 排放量的增加是酸化作用不断增强的主要原因。其原因是 SO_x 与 NO_x 分别能通过一系列的反应形成硫酸（H_2SO_4）和硝酸（HNO_3），从而导致环境酸化。SO_x、NO_x 及其反应生成物既可能局部沉降下来，也可能被长距离输送到更远的地区造成更大范围内的污染。图 22.2 展示了这些化学物质是怎样通过干沉降和湿沉降到达地面引起酸化的。

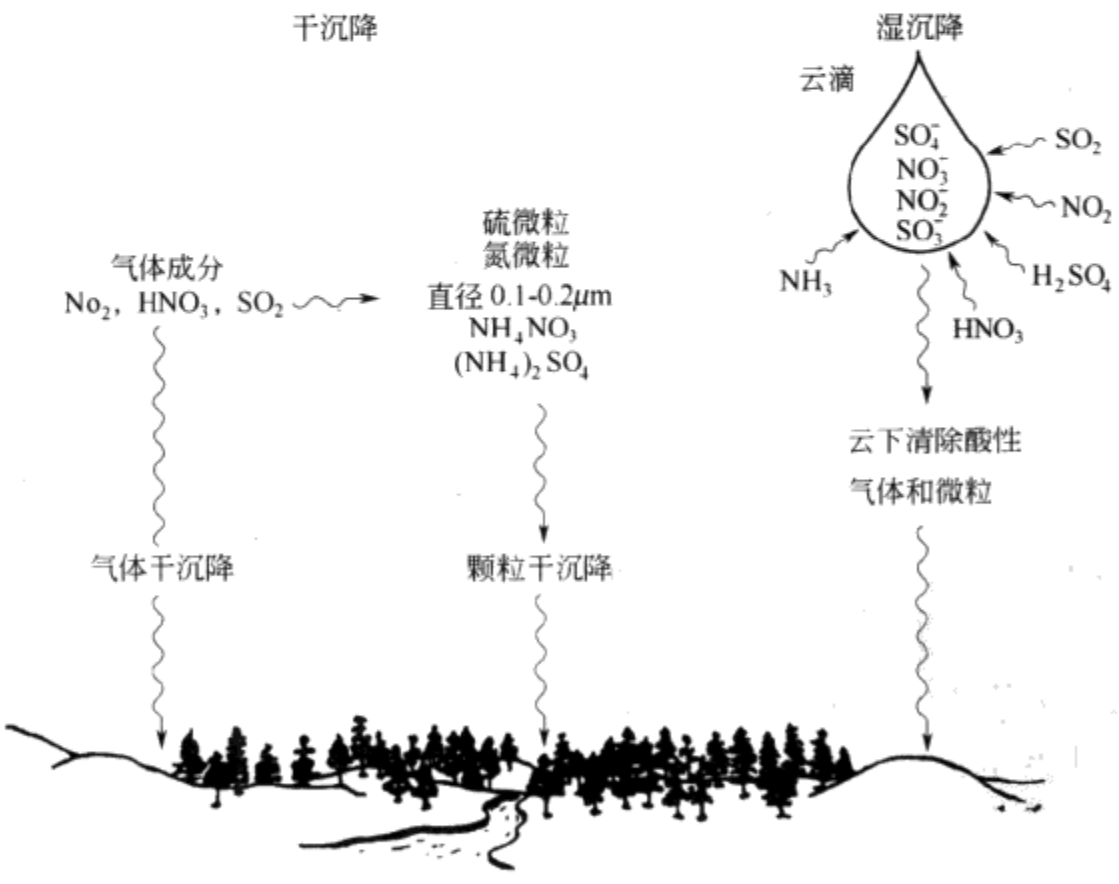


图 22.2　包含酸沉降的大气过程，两个主要的沉降方式是干沉降（非降水方式）和湿沉降（降水方式）

（资料来源：Boubel，Fox，Turner，and Stern，空气污染基础，第 3 版，1994，p. 151。重印得到科学出版社许可）

解决酸雨问题的途径主要是减少 SO_x 及 NO_x 的排放。例如，美国曾对燃煤发电厂采取

了一项 SO_2 排污权交易的方案，较有效地减轻了酸雨问题。❶

（2）平流层臭氧耗竭

1985 年，科学家们在平流层发现了一个季节性的空洞。平流层是位于近地面对流层以上的一个大气层，❷ 平流层臭氧空洞的发现之所以重要，是因为平流层中的臭氧可以吸收高空中太阳辐射的紫外光，对保护地面上人类和其他生物免受紫外线的危害起着重要的作用。近来低层大气中紫外辐射的不断增强与平流层中的臭氧减少有着极大的关系，这一情况还导致了大量有害影响，包括人类皮肤癌发病率的急剧上升等等。

臭氧是在平流层中自然生成的物质，一方面，在紫外光的照射下，氧气分子分解为氧原子，并经一系列变化最终生成臭氧；另一方面，臭氧又在一些微量物质的作用下重新生成氧气。而平流层臭氧耗竭（有时称臭氧层破坏）则是人类的活动（例如含氮农用肥的使用）打破了臭氧生成和消耗的自然循环所产生的后果。

虽然氮氧化物和其他一些污染物质的排放与臭氧耗竭有一定的关系，但这并不是最重要的原因，最主要的臭氧破坏物质应是人类各种活动排放的氟氯烷（CFCs），包含一氟三氯甲烷（$CFCl_3$ 或 CFC-11）及二氟二氯甲烷（CF_2Cl_2 或 CFC-12）等。这些物质在生产中被广泛地用来生产喷雾剂、固定剂、制冷剂等。由于 CFCs 是 1930 年才被发明出来的，所以 CFCs 的使用是近几十年来才出现的污染源。

科学家们研究表明，CFCs 能扩散进入平流层，当太阳光很强时，CFCs 中的化学键断开生成原子氯，原子氯则参加一系列的化学反应，最终消耗掉大量的臭氧。由于 CFCs 扩散入平流层的速度很慢，所以即使现在立即停止所有 CFCs 的排放，平流层中的 CFCs 浓度也将在一个长时期内持续上升。不过，尽管 CFCs 的排放没有得到全面的禁止，许多国家还是在逐步减少 CFCs 的生产。❸

（3）全球气候变化

在发现臭氧层破坏问题不久，科学家们又发现了另一个重要的全球问题：全球变暖。要使地球温度长期稳定地处于一个平均值，就必须要求输入和输出的能量保持平衡。太阳能以短波电磁辐射的方式到达地面，仅有小部分被大气所吸收。输入的太阳能又将会被地面以长波辐射的形式再次辐射出去，二次辐射的能量大部分也通过大气层达到外围空间。如果，一些可吸收长波辐射的气体，如 CO_2，存在于大气中，那么二次辐射的能量的相当一部分便不能进入外界空间，气温也因此而将上升。由此看来，CO_2 等温室气体对于地球表面温度上升负有不可推卸的责任。

大气中 CO_2 含量的上升打破了输入太阳能和输出的长波辐射能之间的平衡，产生了温室效应，导致地球表面温度在很长一段时期内将不断上升。❹ 然而，要指出的是，除了 CO_2 及其他一些温室气体以外，全球的温度还要受其他许多因素的影响。例如，大气中颗粒物的

---

❶ SO_2 排污权交易的内容见第 11 章。

❷ 这部分的内容来自 Elsom（1992，pp. 132-44）。

❸ 国际社会一致同意分阶段削减 CFC 的生产，这部分内容见第 3 章，更详细的资料见 Robinson（1995）。

❹ 温室效应是将 CO_2 类比为温室里的玻璃而产生的。在温室里，玻璃很容易让短波的太阳能进入被室内物体吸收，但当室内物体发热时发出的长波能量则被玻璃反射回来，因此玻璃很容易让能量进入而不是将能量释放出去。因此温室内就变热了（尽管也有对流减少的影响，但这是另外一回事）。很相似，在大气中，CO_2 对进入的太阳能是透明的，而对散发出去的长波辐射能则是不传热的。当 CO_2 浓度上升时，对进入的太阳能没有影响，但使地面反射的辐射能很难再进入太空中，因此打破了热传输的平衡，使地球变暖（这个脚注是由斯坦福大学的 Gilbert Masters 教授做的）。

增加将更多的反射掉进入的太阳能，使地球温度降低。各种不同影响因子之间的相互作用是如此复杂，所以很难断定它们将会对地球平均温度产生怎样的长期综合效应。

几十年来，科学家们已经确认地球是在逐渐变暖，并相应地确定了有关的温室气体。表22.3列出了目前确定并得到公认的温室气体，同时也对应每种气体列举了相关的污染源。例如，对于CO_2、化石燃料（煤、石油、天然气）的燃烧，土地的不合理使用（热带雨林的乱伐滥垦）等都能导致环境中CO_2的净含量显著上升。又如，沼气释放与人口膨胀，高强度种植水稻等现象也与此密切相关。沼气的生成是一种生化反应过程，由厌氧环境下的厌氧菌经一系列反应产生，常见的厌氧环境有水稻田、反刍动物（如牛和羊）的某些器官等。

如表22.3所示，自1800年以来，温室气体的含量便在不断上升。但关键的问题却不在这儿，而是这种现象是否会导致地球的平均温度上升。大气科学家们从1980年开始，便被这个问题困扰着。大家在全球正在变暖并很有可能将持续变暖等观点上取得了一致。❶ 但对于温度的预期上升程度和速度等问题，却难以有统一的观点。❷ 不过，尽管这些方面仍有争议，我们的政府还是在不断努力着，采取了一些措施来减少CO_2的排放量。❸ 此外，一些环境专家们还建议进行环境影响评价时应当确定建设工程和项目将会对温室气体（尤其是CO_2）的排放量有何影响。然而可惜的是，实际工作中的环境影响评价一般很少考虑温室气体并提出建议。❹

表22.3 温室气体体积分数的增加①

温室气体	大气体积分数 1750～1800	大气体积分数 1990	例证性的污染源
二氧化碳	280 cm^3/m^3	353 cm^3/m^3	化石燃料的燃烧和采伐森林
甲烷	0.8 cm^3/m^3	1.72 cm^3/m^3	水稻田、反刍性的动物
氮氧化物	288 mm^3/m^3	310 mm^3/m^3	化石燃料和生物燃料的燃烧
低空对流层臭氧量②	11 mm^3/m^3	21 mm^3/m^3	阳光下氮氧化物和挥发性有机化合物的反应
氯氟碳化合物	0	280 $\mu m^3/m^3$	航空喷雾中的喷气燃料
$CFCl_3$	0	484 $\mu m^3/m^3$	冰箱和空调里的冷却气体
CF_2Cl_2			

① 资料来源：Elsom《大气污染：一个全球问题》第2版，1992，Blackwell出版公司许可重印。

② 低空对流层中的臭氧是为了同平流层内自然形成的臭氧层相区别。

22.2 大气质量影响评价程序

通常对建设项目进行大气质量环境影响评价包含以下的几个步骤：

1）确立各级大气质量环境背景值；

2）明确适当的大气质量有关规定和标准；

---

❶ 许多著名的科学家并不认为全球变暖是一个很急迫的问题，例如，Richard Linden，MIT的教授、美国科学院院士，就认为“我们没有证据证明气候变化是一个问题”。他还认为预测气候变化的计算机模型是不精确的，他不认为这些模拟结果可以成为证据。在这一点上，他的观点和少数大气科学家组成的一个团体的意见是一致的。这个脚注的内容来自Stevens W. K. 的《一位科学家认为，没有证据证明全球变暖是一个严重的问题》（纽约《时代周刊》1996年6月18日，pp. C1和pp. 8）。

❷ 有关这个问题的文献很多，参见Elsom（1992，pp. 145-65）和Houghton（1994）。

❸ 第3章有关于国际上为减少温室气体排放所做的努力的内容，更详细的资料参见Robinson（1995）。

❹ 将全球气候变暖纳入环境影响评价的讨论见Cushman等（1993）。

3）预测有、无该项目建设的情况下，大气污染物的排放量；

4）预测有、无该项目建设的情况下，大气中污染物的浓度；

5）将预测的结果与现行的环境标准相比较；

6）对将排放有毒大气污染物的建设项目必须进行健康风险评价和环境风险评价；

7）修改完善建设计划，如果必要的话，也应考虑潜在的大气质量问题并提出相关建议。

第一步，确立环境质量背景值，只是针对于那些常规监测的而且是有可能被建设项目影响的指标来进行。例如，如果要修一条高速公路，那么主要考虑的指数有，碳氢化合物、NO_x、CO、光化学氧化物等。部分背景资料和数据可以从政府有关部门获得，例如在美国，大气质量的背景值就可以从以下几处获得：地方地区或国家大气质量管理局、联邦空气质量法的计划执行部门、国家环保局数据库修正系统。

在众多参数中，只有其中一部分是属于监测网点常规监测的参数，且这些大多是用来确立大气质量标准的典型参数。例如洛杉矶固定源大气监测网，它是美国布点最广的监测网之一，在达 36 个之多的检测点中，对五种污染物进行连续不断的监测，并按时收集特定的过滤样品。❶

大气中存在上千种物质，但最常用来确定环境标准，也最常用于监测的物质是：CO，Pb，O_3，烟尘，VOCs，SO_2，NO_2，总悬浮颗粒物（TSP，Total Suspended Particulates）和 PM-10。此外，对特定的环境问题应建立特定的监测网，如酸雨严重的地区，应对应建立监测网点监测沉降物的 pH 值，也应对其他一些相关化学物如氨、硝酸盐、硫酸盐等进行监测。

由于国家重视并制定了有毒污染物的一些规划方案，人们对某些有机物和重金属所做的监测工作也越来越多。❷ 然而，对环境中的毒性物质进行常规监测的规定很可能出台的较慢，因为在监测某些挥发性有机物和其他一些物质在资金和技术上存在困难，对很多物质至今仍没有较全面完善的分析方法。例如，Segall 和 Westin 曾在 1992 年的报道中指出，完全经确认的分析技术，对于 1990 修正案中所规定 189 种物质而言，只有不到四分之一的适用。

评价程序的第二步是要确定适当的各类规定和标准。标准与关系人体健康和福利的大气污染物水平相关。❸ 而规定则随地域的不同而有所不同，例如美国的现行规定就分国家环境质量标准、州级标准和地区标准。

举个例子，在国家一氧化碳标准中，CO 对环境的污染程度是根据 CO 在大气中的浓度及其在环境中的停留时间来确定的。例如，标准中规定，大气环境中每小时内的 CO 平均体积分数不得超过 35 cm^3/m^3，就是说一氧化碳的测量值有 1 小时平均时间（averaging time）。与此同时，美国国家环境标准中也规定，在任何 1 个 8 小时内，CO 的平均体积分数不得超过 9 cm^3/m^3。

评价的第三步，建设项目排放的污染物采用每时间段内物质的质量这一单位来估测。具体的预测程序和方法将在后一部分进行介绍。

第四步是预测空气质量指标在新排放条件下的变化，这一步通常较复杂。事实上，在有的评价中，这一项根本就没有进行，它们只是估算了建设项目将导致的新增排放量。之所以没有对浓度变化进行预测是因为：（1）不能完全考虑到潜在的化学和物理变化；（2）时间和

---

❶ 洛杉矶大气监测网的资料来源于 Boubel 等（1994，p. 218-19）。

❷ 对有毒污染物的监测最早是由 EPA 在三个城市展开的一项 2 年期的监测，用于收集超标的 VOC 样品体积分数（体积分数单位为：mm^3/m^3），可以提供 13 种 VOC 的信息。

❸ 参见美国 NAAQS 中列出的大气质量标准；举例来说，EPA（1991）发布的 CO_2 标准文件。

资金上的某些限制妨碍了一些预测技术及方法的使用。

第五步和第六步关系到建设项目所产生影响的可接受度，或者说，这种影响是否能被人们和环境所接受。如果预测出环境中污染物的浓度变化，那么可将其与现行的标准做对照，进而确定这种影响是否能被接受。

对于那些可能对人体健康和环境造成严重威胁的建设工程，通常要求在环境评价中单独进行一项风险评价。正如第 17 章中所述，如果建设项目出现事故或运行系统出现障碍，可能造成有毒物质大量排放，或者建设项目有可能使人体和其他有机体长时间处于低浓度有毒物质环境中。在对环境和人类造成潜在重大危险的情况下，应对建设项目进行风险评价。然而，虽然环境评价中经常要求对某些项目进行风险评价，但风险评价的工作却并没有经常得以开展。❶

环境评价中的最后一步是在预测影响不能接受的情况下，改进建设项目使之符合要求。通常，采取改进燃烧过程和使用污染控制装置，如洗涤器、过滤器等方法来减少污染物。❷不过也有些不使用污染控制装置来减少污染物的方法，如，采用较复杂的生产技术，改变排放烟囱的地形位置，重新设计工艺减少污染物排放等，从而来防止大气污染。❸

22.3 空气污染物排放量的估算

预测大气污染物的排放和浓度在进行影响评价和设计标准项目中起着核心作用。这一节介绍了最简单的空气污染物预测技术：预测排放增加的快捷和简单的方法。接下来的一节介绍了数学模型，这些模型将排放量的增加转化为浓度随时间和地点不同而发生的变化。

我们经常用排放因子来计算大气污染物的排放量，这些污染物来自于拟建项目或一项管理活动。排放因子是每一活动排放的污染物的估计量。比如，美国联邦环保局（EPA，1973）指出，当咖啡豆在直接加热的烘烤器中处理时，每处理 1 t 咖啡豆就会排放 3.4 kg 的颗粒物。排放因子一般根据现有污染源的排放状况来制定。❹ 联邦环境机构经常汇总排放因子数据。比如，EPA 出版了一本《大气污染物排放因子汇编》（AP-42 出版物及附录），并以数据库的形式提供排放因子。❺

环保局用数据展示了一个利用排放因子估算排放量的例子——使用烟煤燃料的火力发电厂。这些发电厂的主要排放是颗粒物和硫化物，其他排放物还有 CO、碳氢化合物、氮氧化物和乙醛。环保局汇编的数据包括了每一种污染物的排放因子以及如何调节这些因子来反映煤中硫分和灰分变化。比如，环保局指出，如果 A 是煤中灰分的百分比，每燃烧 1 t 煤要放出 $7.3 \cdot A$ kg 的颗粒物。❻ 如果拟建的发电厂每小时燃烧 200 t 含灰分 10% 的烟煤燃料，预

---

❶ 根据 Chrosotowski 的说法，同任何一项发展项目相比，焚化炉都应该进行更多的风险评价（Chrosotowski，1994，p. 61），他使用“焚化炉”来指那些“将城市固体废物转化为燃料的设备、生物危险废物焚化炉、污泥焚化炉和危险废物焚化炉”。尽管 Chrosotowski 没有明确指出，但从上下文来看，他指的应该是在美国。

❷ 控制污染的传统技术参见 Boubel 等（1994）。

❸ 第 14 章中表 14.4 列出了减少污染物排放的做法。

❹ 排放因子有时候用工程分析模型来计算，例如运用质量守恒定律，输入和输出之间的质量差异被认为是被排入了环境中。EPA 和其他机构发布的排放因子变动很大，有时很难测定它们的精确性。Boubel 等（1994，p. 94）指出，“很多已经使用多年的排放因子只是多年以前有人很粗略地估计出来的，目的只是为了确定某些特殊污染源的排放量级。”

❺ EPA 将很多排放因子数据（包括 AP-42 出版物）放在 EPA 的目录和排放因子平台（CHIEF，Cleaninghouse for Inventor and Emission Factors）上的 bbs 上，同时，EPA 还有压缩的光盘（空气 CHIEF 光盘），有关这些内容，参见 Patrick（1994，pp. 221-23），他同时还描述了包含危险大气污染物的排放因子的数据库。

❻ 该因子适用于规模大于 1×10^8 kJ/h 的“通用型燃烧炉”的粉状烟煤（EPA，1973，p. 1.1-3）。

计要排放颗粒物为：

$$(7.3\times10)\frac{\text{kg}}{\text{煤的吨数}}\times200\ \frac{\text{煤的吨数}}{\text{h}}=1460\ \text{kg/h}$$

这是没有排放控制的估算值。用已知的装置如电除尘器，可以去除 99.5%的颗粒物。

流动源的排放因子必须考虑到操作条件的变化。比如，汽车排放出的 CO 很大程度上取决于汽车的速度和是否预热。汽车以 24 km/h 的速度行驶时每 1.6 千米排放的 CO 是 56 km/h 速度排放的 2 倍。[1] 同样，启动冷汽车的开始 3～5 min 里，每 1.6 千米排放的 CO 比预热过的汽车排放的要高出 4 倍。[2] 像速度和汽车是否预热这些变量，在环保局编制的预测机动车辆排放因子的计算机程序中已经给予了考虑。[3] 根据 Cohn 和 McVoy (1982, p. 201)，这些程序给出的瞬时排放因子平均值尤其对以下因素敏感：分析的年份、平均速度、启动模式（冷式还是热式）、温度以及车辆混合（汽车、摩托车、柴油发动机卡车等等各自比例）。

一旦预测完一批车辆的排放因子均值，用这些均值再结合交通计划来预测总的排放量。比如，假设在高速公路的某段上的所有的车辆都是客车。在 2010 年的平均操作条件下，假设环保局的预测程序显示，每千米排放 2.1 g 克 CO。2010 年每天预计排放的 CO 总量为，用每千米的 2.1 g 乘以 2010 年使用高速公路的车辆每天行驶的千米数（机动车里程）。通常可从当地或者州的交通机构得到该计划。[4]

22.4 排放量和浓度关系的简单模型

预测排放是如何影响大气质量的大多数方法都是以数学模型为基础。[5] 这里将介绍一些基本模型，这些模型粗略估计了排放如何影响浓度；但是，运用之前必须提醒大家：预测大气污染物浓度是一项需要专门为此付出努力的过程，错误很容易发生。大气污染物输送的过程是很复杂的，尤其是当排放物是化学活性物时。除非特别简单的情况，最好由大气建模专家来预测浓度。

22.4.1 箱模型

箱模型假设是在恒定的排放速率下，P（质量/时间）是在恒定的风速 U 下从一个方向流动进入特定环境中的空气量。流动的空气被上面的稳定大气层（逆温层）限制在一定高度 h 内。[6] 运动空气的速度同样限制为垂直于风速（见图 22.3）。这个模型像一个峡谷，空气在两行山所夹成的宽度为 w 的地带中流过。大气污染物被稀释，并在垂直于风速方向上被输送出去。

最简单的箱模型假设的都是稳定情况：排放、风速、风向、稀释用的空气特征不会随着时间而变化。模型同样假设，污染物完全混合并且会和用来稀释的空气瞬时完全混合，排放

---

[1] 有关车速和 CO 排放之间的关系参见 Papacostas (1987, p. 347)。

[2] Horowitz (1982, pp. 167-171) 曾经就 CO 排放与车冷态或热态发动的问题给予了说明。

[3] 有关 EPA 预测汽车排放因子的程序 Mobile 5，参见 EPA (1994)。

[4] Papacostas (1987，第 8，9 章) 讲述了利用交通规划方法来预测机动车里程和其他方面的交通需求问题。这些方法同时也可以被用来预测交通堵塞。

[5] 利用风洞的室内模型有时候也被用到，尤其是在数学模型不能预测的情况下，这种情况主要是因为不规则和多山的地形。

[6] 逆温层是指在这层大气中，温度随高度的上升而升高，在通常情况下，温度随高度的上升而降低。当大气状况产生逆温层时，污染物被限制在逆温层下面。这一层在箱模型中对应于顶。

的物质化学性质稳定、一直留在空气中。稳定条件下，某段时间下通过此地的空气体积等于风速 U 和通过的横截面积 $h \cdot w$ 的乘积（见图 22.3）。这种关系以质量守恒定律为基础，适用于稳态流体的运动。在空气中排放物质的浓度等于每一时间下排放物质的质量除以相应的稀释空气体积。用数学模型表示为：

$$c=\frac{P}{Uhw} \qquad (22\text{-}1)$$

式中，c——稳定条件下的平均浓度。

其他术语如前定义。分子的单位是质量/时间，分母的单位是体积/时间。因此，c 的单位为单位体积空气排放物质的质量。一般使用的浓度单位是每立方米的微克数（10^{-6} g），简写为 $\mu g/m^3$。

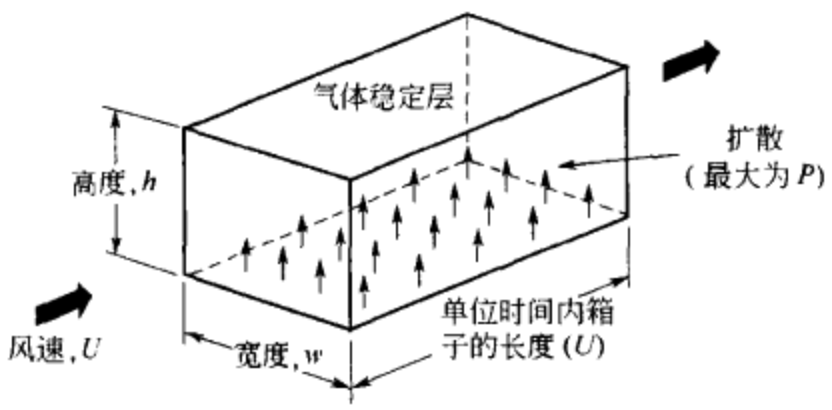


图 22.3　简单箱模型中空气的有效稀释

箱模型常用来预测在恒定风速和稳定排放下，存在着许多小污染源均匀分布的地方的大气污染物的平均浓度。一个例子就是，Kohn（1978）应用方程式（22-1）预测圣·路易斯区域里的 SO_2 的浓度。1970 年应用于圣·路易斯的箱模型平均参数值预测如下：

$U=15{,}400$ m/h，年平均风速；

$h=1210$ m，混合高度；

$w=10^5$ m，空气污染区域的宽度。

1970 年圣·路易斯大约有 6.2425×10^{11} g 的排入空气污染区域。这符合以下排放速率：

$$P=\frac{6.2425\times10^{11}\ \text{g/a}\times10^{6}\ \mu\text{g/g}}{8760\ \text{h/a}}=7.126\times10^{13}\ \mu\text{g/h}$$

直接置换方程式（22-1）得到：

$$c=\frac{P}{Uhw}=\frac{7.126\times10^{13}}{15{,}400\times1210\times10^{5}}=38\ \mu\text{g/m}^3$$

这相当于空气中 SO_2 的体积分数为 0.014 cm^3/m^3。❶ 1970 年，设在圣·路易斯的联邦连续大气监测项目站（CAMP，Continuous Air Monitoring Program）观测的 SO_2 体积分数为 0.03 cm^3/m^3。❷ 因此箱模型结果只有观测到的浓度的一半。对这一差异的一个解释是监测站所在地的气层里 SO_2 浓度远远高于平均浓度；箱模型只给出了地区平均浓度。

箱模型也有缺点。正如前面的 SO_2 计算所表明的一样，在某时、某地的浓度可能和箱模型产生的平均结果大不相同。此外，由于假设在箱中瞬时间物质就完全混合、没有污染物扩散过箱的边界，箱模型不能合理地解释物质的大气扩散作用。而且，如果污染物是化学活性的，箱模型只能有限制地使用。❸ 模型也不适用于预测挥发性有机化合物浓度及其他引起光化学烟雾的物质的浓度。

---

❶ Kohn 把 $\mu g/m^3$ 转化为 cm^3/m^3 的系数是 0.000 369。更一般地，在标准条件下，$\mu g/m^3$ 经常被转化成 cm^3/m^3。例如，在 0 ℃ 和 1 个大气压下，$\mu g/m^3 = cm^3/m^3 \times M \times 44.64$，其中 M 是分子质量（g/分子），参见 Bibbero 和 Young（1994，p. 20）。

❷ 圣·路易斯的联邦连续大气监测项目站是联邦在 20 世纪 60 年代建立的几个监测站之一。

❸ 最简单的箱模型假设，分析这段时间里，排放物化学性质不发生变化。这个假设对于 CO，SO_2 和颗粒物是合理的。箱模型同样可用于预测，遵循第一反应动力学降解的污染物浓度；模型的例子，参见 Masters（1991，pp. 10-13）。

随着人们越来越关注室内空气污染，对箱模型的兴趣也日益增加。一个简单的建筑可被模拟成箱模型，其中污染物平均分布。用质量守恒定律来解释进入和离开建筑物并且在建筑物中衰减（如果可能）污染物。有时候将几个箱连接在一起组成箱模型。比如，可用有两个箱的模型预测房子里的氡，这里假设每个箱子里的氡浓度都是平均的。在这个例子中，第一个箱代表房子里的生活区域，第二个箱子代表房子下的地方。❶

22.4.2 罗尔勃克（ROLLBACK）模型

罗尔勃克模型（或为按比率缩放比例的模型）为预测排放如何影响空气质量提供了又一简单途径。这些模型假设某段时间某地排放的物质总量 P 和特定点的物质浓度 c 成线性关系。用数学形式假设可写为：

$$c=kP+b \tag{22-2}$$

式中，b（背景浓度）——排放为零时的浓度；k——经验常数（见图 22.4）。参数 k，b 都是对特定地点特定污染物而言。

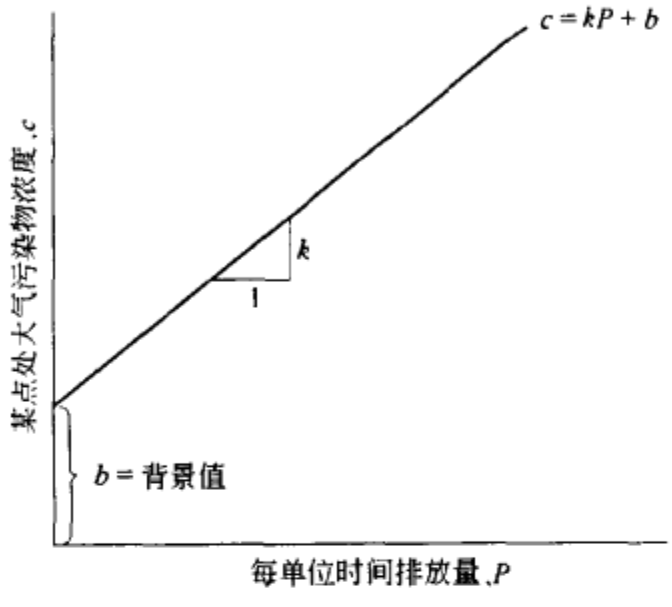


图 22.4 罗尔勃克（ROLLBACK）模型中排放和浓度的线性关系

这里以 Kohn 在 1978 年运用罗尔勃克模型计算圣·路易斯的监测站处的浓度为例。用 1963 年的排放和浓度数据来决定不同污染物的 k 值。比如，1963 年圣·路易斯地区排放了 1.362×10^{11} g 的微粒物，靠近监测站的微粒物浓度为 128 $\mu g/m^3$。Kohn 估计背景浓度 b 为 31 $\mu g/m^3$，在此基础上计算 k 值如下：

$$k=\frac{c-b}{P}=\frac{128-31}{1.362\times10^{11}}=7.1\times10^{-10}$$

用此 k 值计算 1970 年圣·路易斯靠近监测站的微粒物浓度，这一年该地微粒物排放为 1.058×10^{11} g。假设 b 一直保持为 31 $\mu g/m^3$，Kohn 用方程（22-2）计算 1970 年的浓度为：

$$c=kP+b=(7.1\times10^{-10})(1.058\times10^{11})+31=106\ \mu g/m^3$$

1970 年监测站监测的微粒物平均浓度为 130 $\mu g/m^3$。1963 年到 1970 之间，排放的微粒物从 1.362×10^{11} g 降到 1.058×10^{11} g，但是监测站处的平均浓度实际上从 5.81×10^{10} g 升高到 5.90×10^{10} g。因为假设浓度和排放之间为线性关系，罗尔勃克模型预测浓度会降低。

模型未能预测到微粒物的浓度会升高，部分是因为气象条件的变化会导致 k 值随着时间而变。比如，如果 1963 年和 1970 年的平均风速不同，这一差异本身就会导致错误地预测 1970 年的微粒物浓度。此外，如果污染源地点随着时间而变化 k 值也会变化。假定和 1963 年相比，1970 年靠近监测站的地区排放增多了，尽管总的排放下降了，监测站浓度也会显示增加了。

同样用罗尔勃克模型来确定，为了达到空气的标准 c_s 矿区排放要削减多少。假定两个时间段都用方程式（22-2）计算，较近的一年没有达到标准，未来的一年达到标准了。联立这两个方程进行代数运算，简单得到：

$$R=100\left(\frac{P_0-P_s}{P_0}\right)=100\left(\frac{c_0-c_s}{c_0-b}\right) \tag{22-3}$$

---

❶ 应用箱模型预测室内 CO 浓度和氡浓度，有示范的例子，参见 Masters（1991，pp. 337-41）。

式中，R 是排放削减必需的比例；❶下标 0 代表这一时期没有达到大气标准；s 表示这一时期达到了标准。

目前，已经应用方程式（22-3）来计算机动车辆需要削减的排放量。这一应用引起了争议，因为罗尔勃克模型的线性形式不能解释机动车排放出的烃类和氮氧化物发生的光化学反应。另一缺陷是还没有用观测数据广泛地检测罗尔勃克模型，因此它们可能导致错误的误导性的结果。尽管有这些批评，由于罗尔勃克模型简单，人们还是经常使用它。1975 年由 de Nevers 和 Morris 开发出的修正罗尔勃克模型消除了这里给出模型的一些缺陷。

22.4.3 统计模型

罗尔勃克模型用平均值代表某点的大气污染物浓度。利用 Larsen1971 年的大气质量资料的统计分析结果，罗尔勃克模型可被扩展来考虑某一给定点上的空气污染物浓度变化。Larsen 的统计模型以对数正态分布来描述某一给定点上的大气污染物在短期内的浓度变化。

（1）对数正态分布

为了理解 Larsen 为什么要使用对数正态分布，先来考虑一下更常见的统计形式——正态分布。图 22.5 代表 7 年时间里，位于华盛顿特区的联邦大气连续监测站收集到的每小时的温度变化数据，数据的处理方法类似于图 21.4 中的噪声柱状图，横轴代表每小时的温度，纵轴代表这些温度发生的频率。在本例中，由于图表中的时间间隔非常之短，因此图中显示的曲线近似光滑而不是像噪声柱状图那样呈现柱条状。

图 22.5 中的曲线是钟形的，并以 57 ℉（℉为华氏度的单位，与摄氏度的换算关系为：x ℉$=\frac{5}{9}(x-32)$℃。——编者注）为对称轴两边对称，57 ℉是 7 年时间里观测到的每小时平均温度。高于 57 ℉的温度发生频率和低于 57 ℉的发生频率一样。温度是连续变量，它的值不仅限于如 60 ℉或者 61 ℉这样的整数值。当对连续变量的频率分布分析得到图 22.5 中的钟形图时，一般可以认定变量（在本例中是每小时温度）遵循正态分布。❷

Larsen 对 8 个城市的大气质量分析数据表明，特定点的污染物浓度发生频率并不符合

---

❶ 方程式（22-3）是根据 R 的定义和方程式（22-2）的如下运用而来：

$$c_0=kP_0+b(\text{period0})\text{和}\ c_s=kP_s+b(\text{period}\quad s)$$

两个方程联立得到：

$$(c_0-c_s)=k(P_0-P_s)$$

并重写阶段 0 的方程得到：

$$(c_0-b)=kP_0$$

最后的这两个方程和 R 的定义为方程式（22-3）提供了基础。

❷ 正如 Larsen 所解释的一样，图 22.5 中的正态（或高斯）分布曲线是用下列的方程式来表示的：

$$Y=\frac{n}{s\sqrt{2\pi}}\exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{t-m}{s}\right)^2\right]$$

式中 Y——发生的频率，h；

t——每小时温度，℉；

n——读得的小时温度的总数，(61，320)；

m——读数的算术平均值，57 ℉；

s——读数的几何平均值，15 ℉；

曲线有两个参数，m 和 s，用统计学课本上介绍的公式计算。

正态分布。比如，在华盛顿特区的联邦大气连续监测站测得的 SO_2 每小时平均浓度的 7 年数据，对 SO_2 的频率分析并没有产生像图 22.5 所示的钟形图，而是低于算术平均值的浓度的发生频率比高于平均值的浓度的发生频率要高。根据初步分析，Larsen 对 SO_2 每小时的测量值取对数并重新对数据进行了检验。他对数据转换后分析表明，SO_2 浓度对数值的变化可用正态分布曲线（钟形）来表示。用统计学家的语言，SO_2 起始浓度遵循对数正态分布。Larsen 关于 CO、氮氧化物、烃类和光化学氧化剂的数据同样遵循对数正态分布。

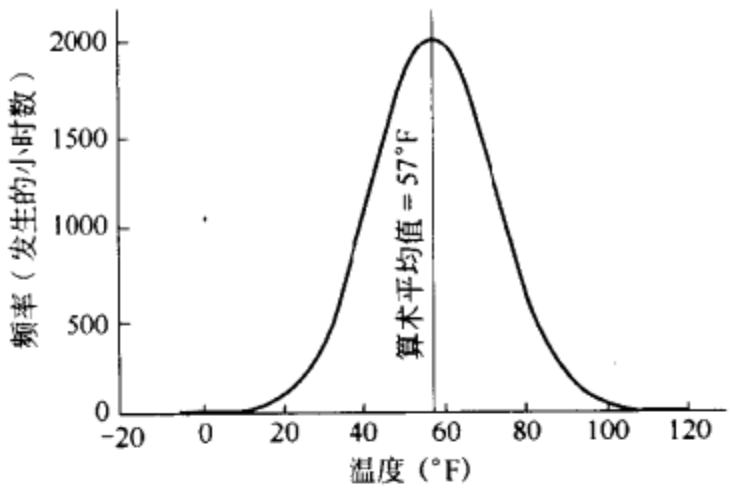


图 22.5　连续空气监测站逐时温度频率估计值
（华盛顿特区 1961 年 2 月 1 日到 1968 年 12 月 1 日）
（资料来源：Larsen(1971)+(323)）

如果假定大气质量指标遵循对数正态分布，用对数正态分布纸可以简化数据分析。纸上的纵轴代表浓度的对数值，横轴代表等于或者超过特定浓度的时间百分比。图 22.6 显示了 Larsen 用对数正态纸进行数据分析后得到的结果。测量的数据包括预计在华盛顿特区获得的 SO_2 一年的月均浓度值。从 1 月到 12 月的月均值用每立方米体积微克（$\mu g/m^3$）单位表示分别是：300，250，180，缺，150，60，120，100，140，160，190 和 220。

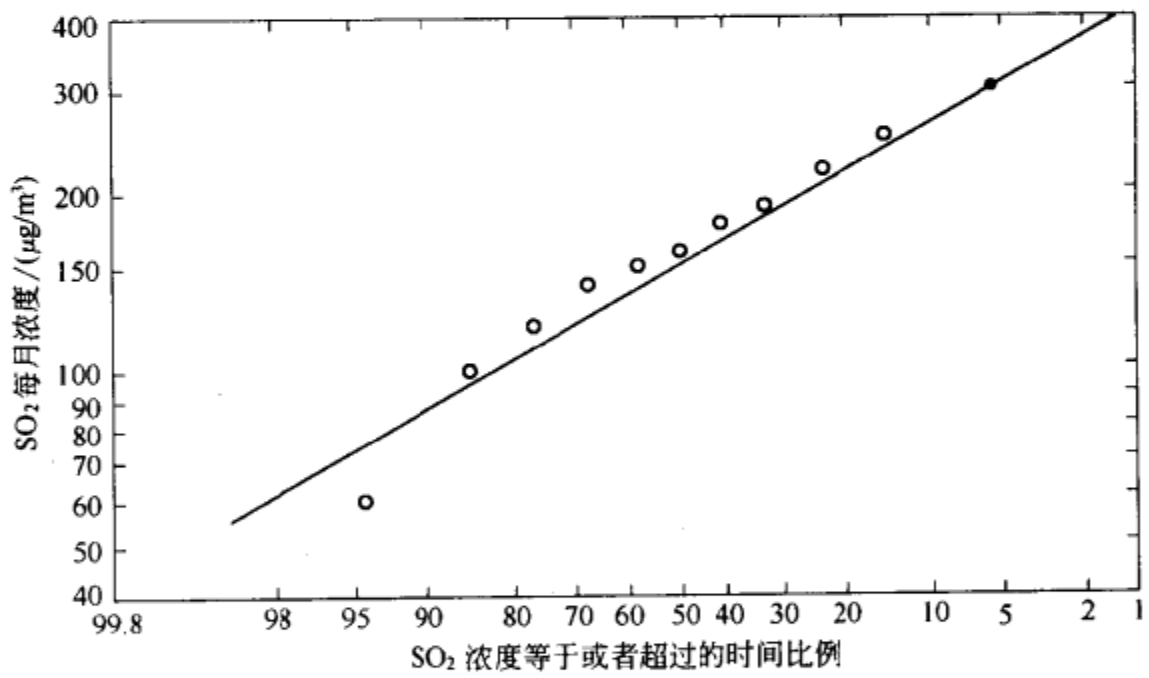


图 22.6　SO_2 月平均浓度频率分析

采用如下方法构造图 22.6。第一步，11 个月的均值按照从大到小排列在表 22.4 中。符号 r 代表测量值的排名，$r=1$ 对应于观测到的 SO_2 月浓度的最大值。第二步确定代表等于或者超过特定浓度的时间百分比 f。Larsen 用对数正态分布理论的公式计算 f

$$f=100\%\left(\frac{r-0.4}{n}\right) \tag{22-4}$$

式中，n 是指观测的总数目（比如此例中 n 为 11）。方程式（22-4）计算得到的是高于观测中值的数据点。在 50%频率处绘得中值图（此例中 r 为 6）。将 0.4 置换为 0.6 后，也可用方程式（22-4）计算低于观测中值的 f 值。图 22.6 表明 f 值随着 SO_2 浓度变化而变化。

表 22.4　SO_2 月均浓度的频率分析

月份	SO_2 月浓度 /(μg/m³)	排名	等于或者超过的百分比 f(%)	月份	SO_2 月浓度 /(μg/m³)	排名	等于或者超过的百分比 f(%)
1 月	300	1	5.5	7 月	120	9	76.4
2 月	250	2	14.5	8 月	100	10	85.5
3 月	180	5	41.8	9 月	140	8	67.3
4 月	缺	缺	缺	10 月	160	6	50.0
5 月	150	7	58.2	11 月	190	4	32.7
6 月	60	11	94.5	12 月	220	3	23.6

(2) 罗尔勃克-统计复合模型

有时将罗尔勃克模型和大气污染物浓度分布的对数正态模型结合起来。❶ EPA 曾经在 1975 年对一个拟建的污水处理厂扩建计划所做的影响评价中使用过这种方法，这个污水处理厂建在南加州的 Livermore-Amador 山谷中（EPA，1975）。EPA 认为，拟建的设施可以使更多的居民住在该山谷，因此新居民使往返上下班时间里车辆行驶里程增加。由于该山谷违反了美国国家环境空气质量环境标准中关于光化学烟雾的规定，环保局十分关注扩建计划对大气质量的影响。

在 20 世纪 70 年代中期所做的这次环境影响评价，假定 Livermore-Amador 山谷中光化学氧化剂日最高体积分数值遵循对数正态分布。图 22.7 来自于环保局 1973 年对日高氧化剂体积分数进行的频率分析，这一年气象条件均匀。图中点 A 表示 1973 年在 $f=30\%$时氧化剂的日平均高体积分数值。对于遵循对数正态分布的变量而言，均值只在 30%的时间里等于或超过点 A 的值。

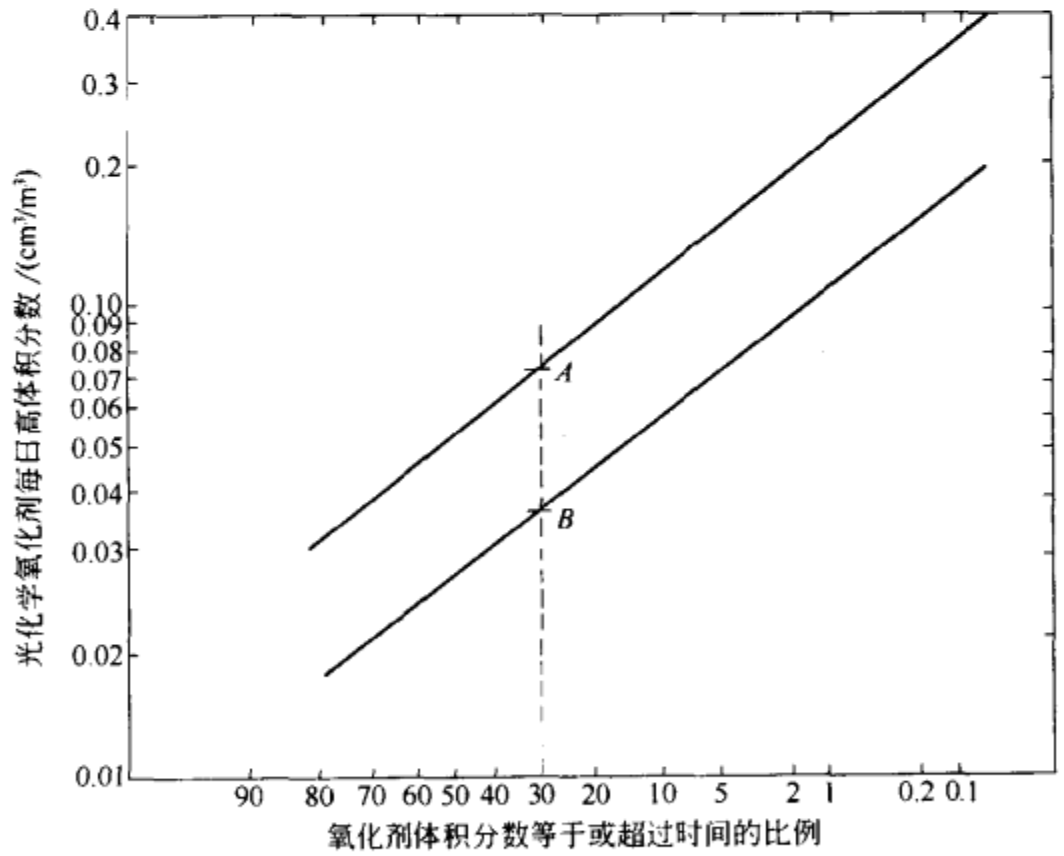


图 22.7　Livermore-Amador 山谷氧化剂体积分数分布的分析

(改编自美国环保局（1975）。)

❶ 有关如何将罗尔勃克模型和大气污染物浓度分布的对数正态模型结合的内容，详见 Ott（1995，pp. 276-93）。

罗尔勃克模型假设，空气中的污染物浓度和污染物的总排放成正比。因为没有直接排放光化学氧化剂，运用罗尔勃克模型概念之前需要做额外的假定。环保局假设监测站的日均高体积分数值和山谷中活性烃类（RHC，Reactive Hydro Cabons）的平均排放一一对应。术语活性意思是烃类能参加化学反应。这些反应中的复杂性和非线性使得假设有点脆弱。

环保局预测了 Livermore-Amador 山谷 1990 年日高氧化剂体积分数的频率分布。他们的预测方法需要 3 项资料。一是基准年的日高氧化剂体积分数分布；这是图 22.7 中标以“1973”的线，另一个是山谷中活性烃类的总排放量，估计为 9.3 t；最后需要的是 1990 年活性烃类的预计总排放量。在 1990 年对计划上下班往返分析的基础上，预计活性烃类的总排放量有 4.8 t。因为预计对机动车辆排放的控制增加了，1990 年活性烃类图线值远远低于 1973 年的值。

环保局应用罗尔勃克模型采取的是以下方式：

$$C_{f=30\%}(1990)=C_{f=30\%}(1973)=\frac{\mathrm{RHCemission}(1990)}{\mathrm{RHCemission}(1973)} \tag{22-5}$$

C 代表的是光化学氧化剂的体积分数。因为要用罗尔勃克模型得到氧化剂的平均体积分数，需要用 $f=30\%$ 处的值。使用前面提到的活性烃类排放并结合 1973 年平均体积分数（图 22.9 中的点 A），用方程式（22-5）得到 1990 年日均高体积分数值为 0.038 cm^3/m^3。这是图中的点 B。为了获得 1990 年的体积分数分布，过点 B 画一条平行于 1973 年线的线段。假定 1990 年的体积分数沿着平均值的上下波动和 1990 年是一样的。

用图 22.7 预测了 1990 年 Livermore-Amador 山谷中光化学氧化剂违反美国国家环境空气质量环境标准的频率。用这个信息来分析使氧化剂达到国家空气质量环境标准的替代方法。可能的行动包括，减少拟建的污水处理厂扩建方案并采用交通管理策略以降低车辆行驶里程数。

22.5 污染物通过平流和扩散迁移

在分析大气污染物是如何从排放源开始顺风扩散这一问题上，研究人员已经付出了很多努力。在 20 世纪 20 年代期间，扩散过程在理论和实验两个层次上都经过了系统的检验。大气紊流的数学模型曾被用来预测一团烟雾释放进入空气后微粒物是如何运动的。实验表明，有些情况下，排放口下风向的物质以烟羽（plume）方式散开，可以用钟形曲线（正态分布）来描述浓度分布，大气扩散模型就是把这一早期研究扩展到点、线、面后得到的。❶ 烟囱就是典型的点源，高速公路是常见的线源。面源的一个例子是，郊区大型住宅区内使用的室内火炉的污染物排放。❷

22.5.1 点源高斯模型

最广泛讨论的大气平流模型是点源高斯（烟羽）模型。与箱模型和罗尔勃克模型使用平均浓度不同的是，高斯模型描述了污染物排放点下风向的烟羽中许多点的浓度。模型是建立在如下假设上的：

- 污染物排放速率恒定；
- 风速以固定方向水平运动；

---

❶ 大气质量管理方面的入门教科书一般都至少有一章讲述大气扩散模型，如 Boubel 等（1994）。详细的大气扩散和输送方面的知识见 Seinfeld（1986）。

❷ 区分点源、面源、线源是由研究的源的长度、宽度相对于分析区域大小而定的。点源是指长度和宽度都较小；线源是指与研究区域的大小相比在长度或宽度（如高速公路的长度）的某一方面比较大的源；面源是指长度和宽度都很大的源。

- 风以固定速率-平均风速运动；
- 排放的物质化学性质稳定并且不会从空气中沉降；
- 周围地区平坦开阔。

高斯模型解释了两种类型的运输：平流和扩散。术语平流是指在风的作用下污染物的水平运动。平流是风速方向的主要运输机制。

扩散是描述污染物在各种物理过程（主要是紊流）的作用下如何展开的通用术语。紊流是漩涡和涡流的集合，发生原因是大气速率的不均匀。发生漩涡的主要原因有热力对流（浮力作用）、风与地球表面物体的摩擦。❶

大气紊流导致了污染物烟羽中的空气小团与烟羽外的空气混合。这一混合导致污染物散开，并且在风作用下越向前运动污染物浓度变得越稀薄。在垂直于风向的平面上，离烟羽中轴线越远，污染物浓度越低。

在上面列出的条件下，对排放的物质应用质量守恒定律，建立了点源高斯模型。质量守恒定律用微分方程的形式写出，包括了平流和扩散两种形式。在稳定条件下，方程的一个解是统计学中的正态分布方程。正态分布方程又叫高斯方程，模型的名字由此而来。高斯模型用一系列如图 22.8 所示的钟形曲线，描述了污染源下风向的物质浓度。图形的坐标轴系统以风速方向表示水平面上；y 轴方向与 x 轴方向垂直，也在水平面上；z 轴垂直于水平面。图 22.8 烟羽的全部高度大于污染源的高度。这是因为气体物质从污染源（比如烟囱）排放出来后，由于抬升作用，通常在进入大气时还要上升一段距离。用标准方程确定图中的高度 h——术语称之为有效排放高度。❷

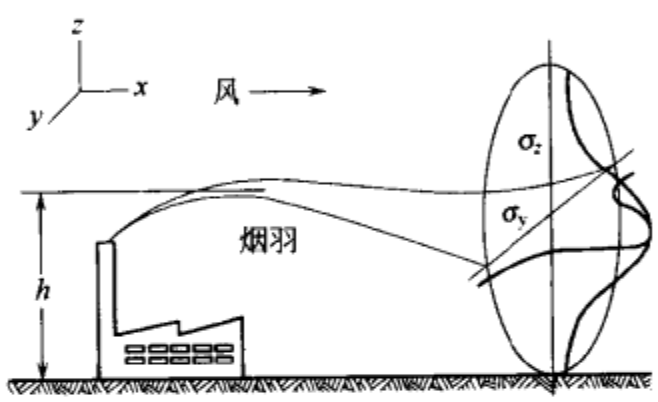


图 22.8　点源物质的高斯（钟形）分布（摘自 R. J. Bibbero，全国大气污染系统方法，Ⅲ数学模型，IEEE 光谱杂志，第 8 卷，第 12 期，p. 47-58，1971。翻印得到许可。）

点源高斯模型以其常用方式预测下风向某点（x，y，z）污染物的浓度。该模型的通用简化形式预测了下风向地面上某点污染物的浓度（$z=0$）：

$$C(x,y)=\frac{Q}{\pi\sigma_y\sigma_z U}\exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}-\frac{h^2}{2\sigma_z^2}\right) \tag{22-6}$$

式中　Q——污染物稳定排放速率，μg/s；

U——稳定风速，m/s；

h——烟囱的有效排放高度，m；

σ_y——水平扩散系数，m；

σ_z——垂直扩散系数，m；

方程中圆括号内一项的单位是浓度单位 μg/m^3。

方程式（22-6）是统计中所用高斯模型的两维形式。σ_y 和 σ_z 是 y，z 方向上类似的标准

---

❶ 经常使用一些特殊的词语来描述大气扩散。大气中的污染物扩散主要是涡动扩散（eddy diffusion），一种是机械湍流（mechanical turbulence），是由于风速变化引起，地表面的风速为 0，随着海拔升高风速加大；另一种是热力湍流（thermal turbulence），由于地球表面受热后形成了空气对流，当地球表面地空气受热或变冷后，会引起密度变化，从而引起气流运动。

❷ Perkins（1974）给出了计算有效排放高度的方法。

偏差形式，标准偏差是与钟形曲线最高峰特征有相关关系的统计量。如果标准偏差小，曲线的最高峰相对陡峭些，σ_y 和 σ_z 的值通常随着 x 值（离污染源的下风向的距离）的增加而升高。这表明 x 值越大，浓度的钟形曲线越扁平。

为了预测地表点（x，y）处的浓度，第一步要做的就是根据预测时要用到的气象条件来确定扩散系数 σ_y 和 σ_z。预测 σ_y 和 σ_z 的方法很多，一种是将通常观察的结果与大气稳定度分类相结合。这些结果包括地表风速、太阳辐射和夜间云层。表 22.5 显示的 6 类稳定度就是以这些因子定义的，以 A 到 F 分别标定。一旦建立起类别，用图 22.9 和图 22.10 的图形分别预测 σ_y 和 σ_z。用这些曲线，只需要稳定度类别和距离排放点的距离就可以确定扩散系数。❶ 图 22.9 和图 22.10 所示的曲线是在对野外实验的数据进行分析的基础上得到的，这一实验对郊区也是适合的。❷ 由 Briggs 提出并由 Turner 制成表格的扩散系数（1994，表 4.5）可以被用于城区。

表 22.5　稳定度的要素①

地表 10 m 处的表面风速 /(m/s)	白天			晚上	
	太阳辐射			云量	
	强	中	弱	微阴天或云量≥4/8②	云量≤4/8
<2	A	A-B	B		
2-3	A-B	B	C	E	E
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D③	D	D	D

① 资料来源：摘自 Tumer（1970），强、中、弱的概念可自本资料中查询。

② 云量的定义为由云覆盖的天空占地平线上本地可见天空的比例（Bibbero 和 Young，1974，p. 319）。

③ 中度等级 D 可认为是白天或夜晚的多云天气，A 是最不稳定的天气，F 是最稳定的天气。

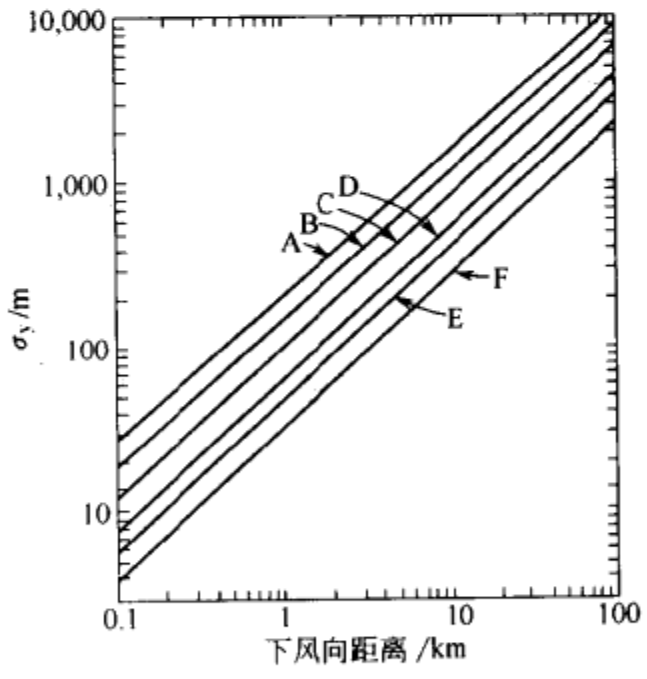


图 22.9　横向扩散系数与污染源下风向距离的关系
（引自 Turner，1970）

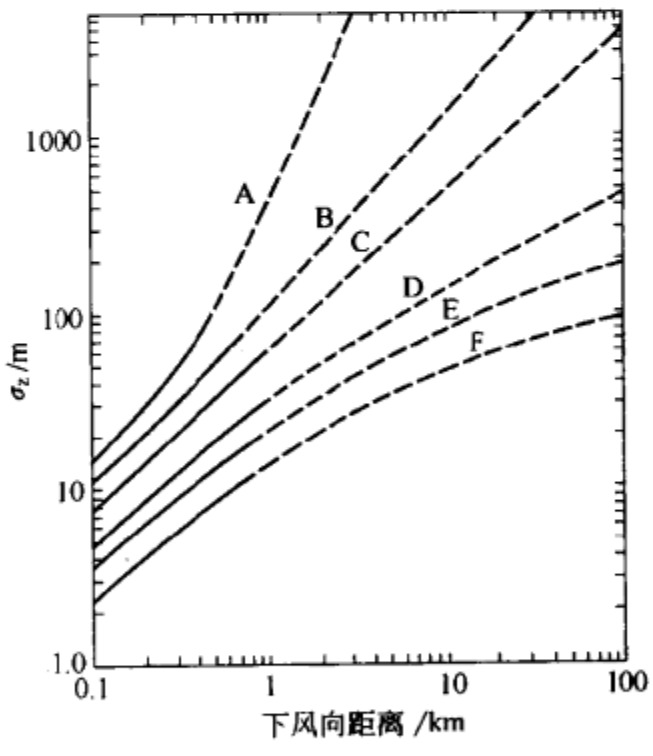


图 22.10　垂直扩散系数与污染源下风向距离的关系
（引自 Turner，1970）

❶ 利用图 22.9 和图 22.10 确定 σ_y 和 σ_z 的过程见 Turner（1994）。Boubel 等（1994，pp. 300-306），Turner（1994，2～4 章）也给出了其他一些确定扩散系数的方法。

❷ 扩散系数最初是由 F. Pasquill 来进行研究的，而后 F. A. Gifford 将它进行了扩展，因此表 22.9 和表 22.10 中的 σ_y 和 σ_z 也被称为 Pasquill-Gifford 参数。

用 Turner（1994）的例子验证 $c(x, y)$ 的计算过程，Turner 的例子涉及的是开阔的、没有拦隔地方的石油精炼厂。拟建的精炼厂的烟囱有效高度 $h=60$ m，以 $Q=80\ 000\ 000\ \mu g/s$ 速度排放 SO_2。❶ 假定需要估算距离精炼厂烟囱下风向 500 m 处 SO_2 浓度。气象条件是阴天冬天的早晨、地面风速 U 为 6 m/s。

这样预测扩散系数：阴天、地面风速为 6 m/s，表 22.5 显示要用稳定度 D。图 22.9 和图 22.10 表明，D 类天气下风向 500 m 处，扩散系数 σ_y 和 σ_z 分别为 36 m 和 18.5 m。

用方程式（22-6）形成的曲线显示了下风向 500 m 处浓度分布情况。这是将 x 设为 500，让 y 等于不同的值，用方程式（22-6）计算出的。比如，$x=500$，$y=0$（烟羽的中线），将前面的 x，y，Q，U，h，σ_y，σ_z 的值带入方程式（22-6）得到：

$$C(x,y)=\frac{80\times10^6}{3.14\times36\times6}\exp\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{0}{36}\right)^2-\frac{1}{2}\left(\frac{60}{18.5}\right)^2\right)=33\ \mu g/m^3$$

将 $y=10$ 代替 $y=0$，其他值保持不变重新带入方程计算，SO_2 浓度是 32 $\mu g/m^3$。将 $y=20$，$y=30$ 等带入方程重复以上步骤，得到图 22.11 所示的浓度分布。这个图是 $x=500$ 时 SO_2 浓度钟形分布曲线的一半；是 y 值为负整数时曲线的反射图形。

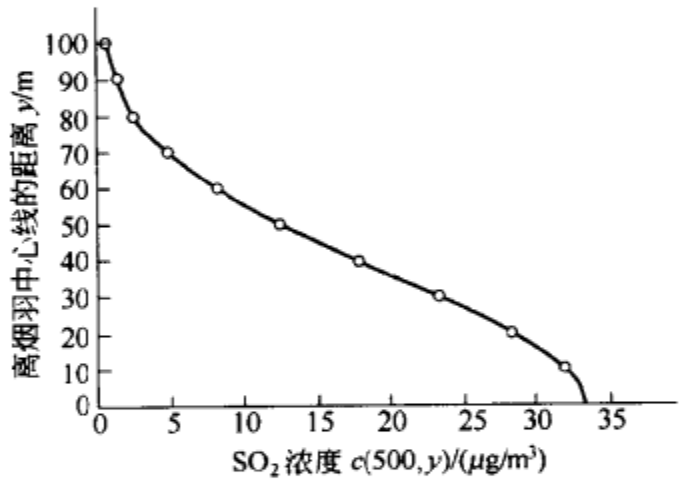


图 22.11　炼油厂烟囱下风向 500 m 处 SO_2 浓度分布估算值

为验证点源高斯模型，曾经进行了很多的实验。一般地，这些研究从预测模型参数 σ_y，σ_z 和 Q，U，h 的值是否合适开始，然后用方程式（22-6）预测，将结果和野外测量值相比较。无数验证性研究表明，对 CO，SO_2 和微粒物运用点源高斯模型时，浓度预测值和观测值相当接近。❷ 在这节内容中，相当接近是指多数预测值在观测值±50%内。如果实际条件和高斯模型适用条件相去甚远，预测的精度就会大大降低。比如，假设风向恒定，由于模型没有考虑到氮氧化物和烃类间的化学反应，因此无法用来预测光化学氧化剂的浓度。

用高斯点源扩展模型来预测线源排放的稳定化学物质的影响。考虑一个 CO 排放的例子，CO 是由长长的、直线的高速公路上的机动车辆排放的。这条路被当成由无数非常小的点源——个人机动车排放组成。风速稳定地垂直吹过高速公路，从无数点源而来的 CO 浓度为：

$$C(x)=\frac{2q}{\sqrt{2\pi}\sigma_z U}\exp\left(-\left(\frac{h^2}{2\sigma_z^2}\right)\right) \tag{22-7}$$

其中，$c(x)$ 是下风向 x 米处的浓度；U，σ_z 和 h 如前定义；q 为线源强度，或称之为每单位距离污染物的排放速率，其典型的单位是 $\mu g/(m\cdot s)$。

22.5.2　化学稳定物质的多源模型

已开发出复杂的计算机模型，用以预测从很多点源、线源和面源排放出的化学稳定物质的浓度。其中有些模型是几个高斯模型的组合，别的模型建立在质量守恒的微分方程的基础上，用数值分析对这些模型进行求解得到大气中污染物的浓度。

---

❶ 例子假设 SO_2 是非化学活性的，并且任何一点 SO_2 沉降到地上后又会反射进入大气中。

❷ Bibbero 和 Young（1974，pp. 331-45）总结了几种验证高斯模式的实验结果。

美国在 20 世纪 70 年代，对预测大气中污染物浓度的模型需求与日俱增。那个年代的联邦大气质量规定的很严厉，从而引发了模型研究的一个高潮。开发的模型时间跨度从 1 小时到 1 年不等。此外，模型也分析了许多物理情况，包括多山地形和含有复杂建筑结构的城市区域。模型同样也致力于对非稳态条件下进行建模，比如在清晨，汽车的排放逐渐增加到交通拥挤时的峰值。

许多国家的政府机构和私人卖主提供了很多种多源模型。比如，Elsom（1995，pp. 134-35）报道了英国剑桥的环境研究顾问们开发的模型。美国 EPA 建立了一套系统使多源模型易于计算，这套系统被称为“实用的空气污染模拟用户网络”（UNAMAP，the User's Network for Applied Modeling of Air Pollution）。❶

有许多模型用于预测多源释放出的化学稳定物质浓度，气候扩散模型（CDM，Climatological Dispersion Model）是其中的一种。它以前述的高斯扩展模型为基础，对平坦地形的点源和面源都能处理。气候扩散模型预测了稳定条件下化学稳定物质从一个月到一年的浓度。

Prahm 和 Christensen（1977）对气候扩散模型所做的测试表明，模型有能力提供合理的预测。他们的研究是在方圆 500 km^2、很平坦的市区进行的，这一区域包括了丹麦的哥本哈根市。分析的时间为 1971 年的前 3 个月。测试模型收集的信息包括 3 个月里 252 个点源和 454 个面源的 SO_2 的排放速率，并收集了平均风速和风向的测量值来预测扩散系数。这些排放和气象数据为用气候扩散模型计算哥本哈根地区 22 个监测站的 SO_2 浓度提供了基础。计算值与 3 个月研究期间得到的 22 个监测站的 SO_2 浓度监测值做了比较。

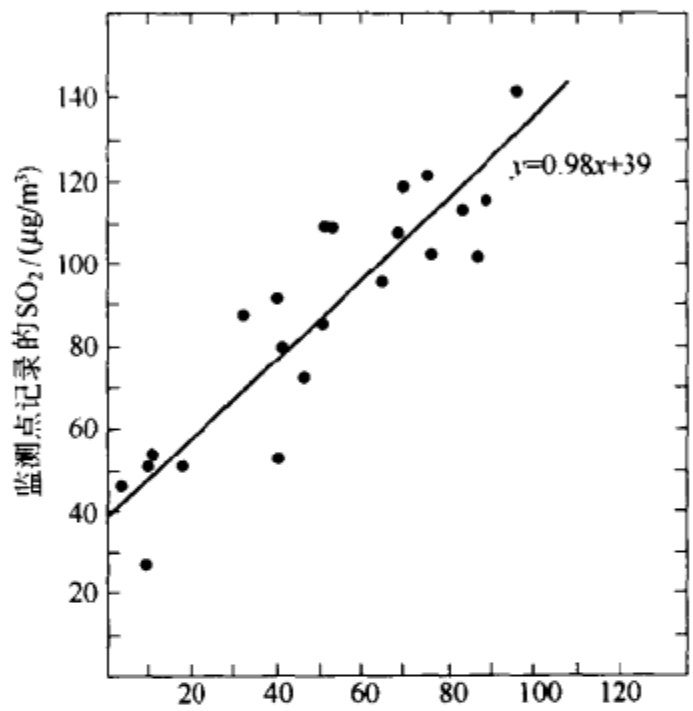


图 22.12　22 个监测站 SO_2 3 个月平均测量浓度和计算浓度
（检验 NO. 3C）
（摘自：Prahm 和 Christensen，多源高斯模型的验证，《大气环境》1977 年第 11 卷，p. 793。得到 The Boulevard，Langford Lane，kidlington OX51GB，UK 许可。）

图 22.12 总结了部分监测结果，表明 SO_2 浓度计算值和多数监测站的测量值相当接近。❷ 尽管模型在很多方面都表现不错，但是它系统地低估了浓度值。图 22.12 的线和纵轴在 39 处相交；如果没有系统低估问题，交点应该在零。Prahm 和 Christensen 解释说气候扩散模型的计算导致了乡村背景浓度和排放源被低估。在他们分析的基础上，Prahm 和 Christensen 认为，在稳态条件和长期的平均周期期间，用气候扩散模型来为规划目标提供预测还是可行的。❸

---

❶ UNAMAP 的资料详见 Turner（1979）。在 20 世纪 80 年代晚期，EPA 建立了一个 bbs 系统称之为技术传播网络（TTN，Technology Transfer Network），系统位于卡罗来纳州的达拉谟。系统的一部分叫大气模型支持中心（SCRAM，Support Center for Regulatory Air Models），包含有 EPA 推荐的一些大气模型。这些计算机系统的详情参见 Boubel 等（1994，p. 339）。

❷ 实测值和计算值的相关性是用相关系数 R^2 来表示的，对于图 22.12 所示的数据，$R^2 = 0.82$，其含义为在研究期间 SO_2 浓度实测值的变化，气候学扩散模型预测的比例在 80%以上。

❸ 1990 年，EPA 发布了 CDM2.0 版本，它可以“计算长期（如一年和一个季度）内在城区内的多源污染排放浓度变化”。引用的材料来自 Lape（1994，p. 236），它总结了 EPA 推荐的在不同条件下的模型。

22.6 大气中的化学反应

先前讨论的扩散模型关注的是化学稳定的物质。当排放的物质在大气中进行化学转化时，很难将排放和大气浓度联系起来。有时，我们关心的物质是反应后的产物而不是直接排放的物质。比如，预测臭氧层大气浓度时，重要排放物包括烃类和氮氧化物。臭氧本身没有直接排放，这是由于烃类和氮氧化物的排放，并发生光化学反应的结果。

22.6.1 光化学烟雾

对化学活性物质的扩散进行建模存在很多困难，光化学烟雾就是一个例子。太阳光触发了一系列含多种化学变化的复杂反应。反应产物总的说来称为光化学氧化剂，包括臭氧、硝酸过氧乙酰氮、硝酸过氧苯酰氮。光化学氧化剂会产生各种对人体有害的影响，包括眼睛疼痛、咳嗽和呼吸困难。臭氧对植物的伤害很大。光化学烟雾有其特征性的气味，所产生的一种薄雾能降低可见度。

光化学氧化剂形成过程中的有些关键反应涉及了 NO_2，NO，N_2 和活性烃类。当空气中的 NO_2 暴露在太阳下时，它可能吸收一量子光能量分解：

$$NO_2 \xrightarrow{\text{太阳光}} NO+O$$

原子氧（O）反应活性很大，可与 O_2 结合形成 O_3：

$$O+O_2 \longrightarrow O_3$$

O_3 能够将 NO 氧化成 NO_2 和 O_2：

$$NO+O_3 \longrightarrow NO_2+O_2$$

如果 O_3 是惟一能氧化 NO 的物质的话，那么臭氧就不会产生。NO_2 分解而导致 O_3 将氧化 NO 产生 NO_2。上面的 3 个反应将循环不断地进行。

在晴天如果大气中含有活性烃类，O_3 浓度会大大升高。光化学反应包括，烃类产生许多氧化单元，比如过氧化物基团。这些化学种类参加了许多种反应，包括 NO 氧化成 NO_2。这些额外的 NO_2 在太阳光下可能会分解产生原子氧，而产生更多的 O_3。对这些化学反应速度的分析表明，O_3 浓度取决于 NO 和 NO_2 的浓度。❶

图 22.13 绘出了在洛杉矶典型的烟雾天气里，污染物形成的时间曲线。太阳落山后大约一个小时里直接排放烃类和 NO。这一时期，以 O_3、乙醛、NO_2 为代表的反应产物的浓度仍然很低。❷ 日出后不久开始由 NO 形成 NO_2。早上 8 点钟左右，NO_2 水平达到峰值。后半截上午，O_3 浓度开始上升，NO 进一步减少。O_3 水平在黄昏时分降低并在后半夜达到零值。

由于涉及到无数种化学物质，光化学氧化剂和烃类、氮氧化物的排放之间关系复杂难以建立模型。比如，汽油蒸发这一简单过程就产生了数以百计的不同有机化合物。考虑了反应产物后，光化学烟雾产生的有机化合物数目也成百上千。❸ 而且，特别是烃分子会影响氧化剂形成的程度。有些烃类（比如，三烷基乙烯和四烷基乙烯）的化学活性比其他物质的活性要强得多。

在数以千计不同的光化学反应中，产生了数以千计的化学物质。为了处理化学物质种类和反

---

❶ 这一结论来自 Boubel 等（1994，pp. 168-77）。

❷ 烃和 NO_x 排放之间没有直接的关系，NO_x 降低 10%并不意味着臭氧也会减少 10%。事实上，有些情况下，NO_x 降低，臭氧反而上升，如 Chock 等（1981）所指出的一样，这种违反知觉的现象可以用烟雾形成的数学模型来解释。

❸ 所涉及到的化合物种类参见 Haagen-Smit 和 Wayne（1976）。

应的多样性，大气质量建模专家将很多种不同的烃分门别类，然后检验每种类型的特征性的反应。有许多对烃分类和描述平均反应的方法可供选择。一个典型的光化学烟雾模型包含了 100 个反应。❶

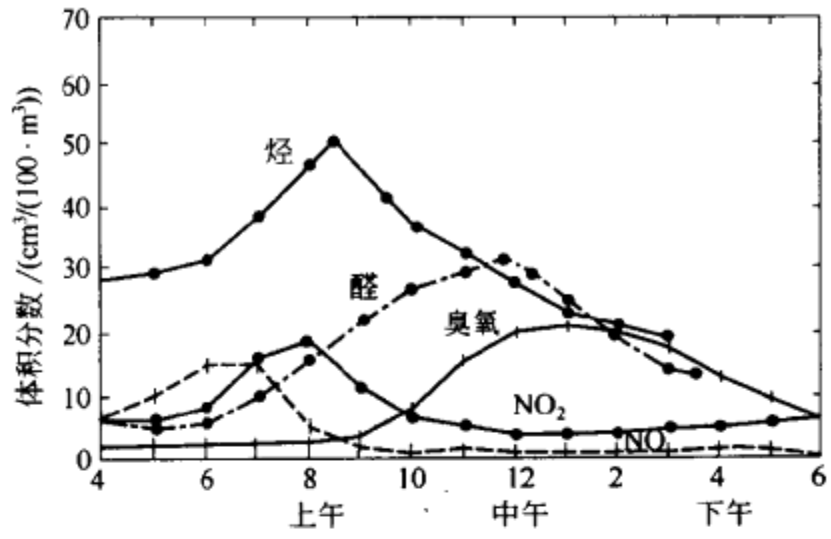


图 22.13　洛杉矶市在眼睛受刺激的日子里各种物质的平均体积分数

（烃类、臭氧、醛类为 1953～1954 年，NO_2、NO 为 1958 年数据）。

（摘自：Haagen-Smit 和 Wayne《大气污染》第 3 版，1976，p. 254。重印得到科学出版社许可。）

22.6.2　气溶胶

这里强调化学氧化剂形成模型是因为它们从 20 世纪 50 年代开始就得到了很多关注。但是，大气质量模型专家最近开始关注气溶胶的形成和转移，特别是含有硫酸盐和硝酸盐的气溶胶。气溶胶由扩散在空气中的极微小的固体和液体颗粒组成，常见的例子就是烟和雾。人们对气溶胶建模的兴趣越来越浓是因为两个原因：

1）由于气溶胶的光散射性导致了可见度的降低；

2）硫酸盐气溶胶和硝酸盐气溶胶的沉积作用使水体酸化。

很多情况下，气溶胶被运送到离源头下风向几百千米的地方，导致那里的可见度和酸化问题。

气溶胶能降低大气的可见度是一个众所周知的问题。当雾使可见物体变得模糊时，人们知道是空气中的气溶胶散射了本该进入人视线的光。Seinfeld（1986，pp. 297-98）回顾了现存的可见度方面的资料，发现微粒物散射光是可见度降低 60%到 95%的原因。硫酸盐离子几乎是最重要的光散射物质。烟灰粒子吸收光会使可见度降低 5%～40%。❷

人们正在努力对 SO_x 和 NO_x 相关的可见度变化进行建模。比如在洛杉矶盆地大气可见度的分析中，大气可见度的减小和机动车辆排放硝酸盐气溶胶、硫酸盐点源引起的硫酸盐气溶胶等联系起来。❸

22.6.3　酸沉降

已开发出的模型可用于预测某个地区 SO_x 和 NO_x 的排放对下游地区水体酸化的影响。这些模型通常也包括了气溶胶。由于形成光化学氧化剂的反应影响了 SO_x 和 NO_x 的浓度，酸沉降最广泛的模型同样包含了氧化剂形成模型。

例如，地区酸沉降模型（RADM，Regional Acid Deposition Model）就是一个预测酸沉降化学类型的模型。这个模型由全国大气研究中心和纽约州立大学开发。❹ 地区酸沉降模型考虑了 SO_2，硝酸盐，NO，NO_2，CO，NH_3 和 12 种挥发性有机物的排放。

RADM 中的各模块的建立主要考虑了以下现象：

---

❶ 例如，旧金山的大气质量管理部门采用的海湾大气模型包含了 81 个反应，而且还是尽量减少后的结果。斯坦福大学民用建筑系的 Lynn Hildemann 提供了这部分资料。

❷ Seinfeld（1986，pp. 22）将烟灰定义为“含有焦油（不完全燃烧的结果）的炭颗粒的集合体”，柴油发动机汽车是烟灰的一个主要来源。

❸ 洛杉矶的研究是由 White 和 Roberts 提供的（1977）。

❹ RADM 是在 EPA 的资助下完成的。Seigneur（1994）给出了相关的信息，他同时回顾和评价了氧化剂形成、酸沉降的其他 8 个模型。

- 平流和扩散；
- 气相的化学反应；
- 云的形成；
- 云中化学物的迁移；
- 气溶胶；
- 湿性和干性酸沉降。

模型包括了 124 个包含 63 种化学物的气相反应。它通过 22 个额外反应，解释了云中的化学物迁移转化。运行地区酸沉降模型前，用气象模型预测风速、风向、压力、温度和沉淀。地区酸沉降模型可用于预测光化学氧化剂的浓度、硫酸盐和硝酸盐的湿性和干性沉降。

22.6.4 模型运用的环境

对大气质量的控制使酸沉降模型和氧化剂形成模型得到了发展。由于结果的重要性，管理机构和被管制的工厂做了大量的调查来评价模型的性能。有 9 个主要模型用于预测光化学氧化剂或者酸沉降或者两者兼之，在对这些模型广泛回顾的基础上，Seigneur（1994，p. 412）得到以下结论：

地区酸沉降模型能够预测平均 1 个因子或者 2 个因子下的硫酸盐和硝酸盐湿式酸沉降。地区和城市氧化剂模型一般能够预测平均 30%～40%的臭氧浓度。

Seigneur 引用了无数研究，提供了对模型性能的详细评价。

除了对化学活性物质建模人们较为关注外，在实施环境影响评价时，反应模型并不经常被使用到，这是因为运用这些模型代价不菲。需要野外数据确定模型参数并检验预测的精度。由于模型的许多化学物质浓度都很低，测量它们较昂贵。

预测大气污染物速率和迁移的模型有时用空间尺度术语来描述，空间尺度这个概念为综合正讨论的因素提供了基础。应用高斯模型在烟囱上，就是对乡村尺度建模的一个例证。聚合点源、线源、面源模型可形成城市尺度污染物迁移模型，气候扩散模型就是一个例子。城市尺度的其他例子有氧化剂形成模型。用地区范围模型预测污染物迁移 1000 km 中的酸沉降。这些模型可以地区酸沉降模型为例证。最后，也有全球范围的模型，比如用普遍循环模型预测不同地区的大气温度、风、降雨。❶ 全球范围模型不是设计用于评价单个工程提议的影响，它们在环境控制中的首要应用是设计国际性讨论，如何更好地应对全球环境威胁如气候变化问题。

主要概念和术语

大气污染特性（*The Nature of Air Pollution*）

一氧化碳（Carbon monoxide）

挥发性有机物（Volatile organic compounds）

氮氧化物（Nitrogen oxides）

---

❶ 全球范围模型的介绍和使用参见 Henderson-Sellers 和 McGuffier（1987）以及 Houghton，Jenkins 和 Ephraums（1990）。

硫化物（Sulfur oxides）
颗粒物（Particulates）
气态铅（Atmospheric lead）
光化学烟雾（Photochemical smog）
光化学氧化剂（Photochemical oxidants）
大气质量标准（Ambient air quality standards）
大气污染和人体健康（Air pollution and human health）
有害大气污染物（Hazardous air pollutants）
室内空气污染物（Indoor air pollutants）
酸雨（Acid rain）
平流层臭氧耗竭（Stratospheric ozone depletion）
全球气候变化（Global climate change）

大气质量影响评价过程（*Air Quality Impact Assessment Process*）

大气质量背景数据源（Data sources for background air quality）
全国大气质量标准（National ambient air quality standards）
浓度单位（$\mu g/m^3$）（Concentration units（ppm and $\mu g/m^3$））
平均时间（Averagine time）
排放浓度和大气浓度（Emissions versus ambient concentrations）

空气污染物排放量的估算（*Estim ating Emissions of Air Pollutants*）

排放因子（Emission factors）
固定源和流动源（Stationary versus mobile sources）
机动车里程（Vehicle miles traveled）

排放和浓度关系的简单模型（*Simple Models Relating Emissions to Concentrations*）

化学稳定物质（Chemically stable pollu tants）
稳定条件（Steady-state conditions）
箱模型（Box models）
罗尔勃克模型（Rollback models）
频率分析（Frequency analysis）
对数正态分布（Log-normal distributions）
活性烃（Reactive hydrocarbons）

污染物通过平流和扩散迁移（*Pollutant Transport Via Advection and Dispersion*）

点源、线源和面源（Point，line，and area sources）
高斯模型（Gaussian plume models）
紊流（Turbulence）
涡流的形成（Eddy formation）
平流和扩散（Dispersion vs. advection）
有效排放高度（Effective emission height）
扩散系数（Dispersion coefficients）
稳定度种类（Stability categories）

线源强度（Line source strength）

多源模型（Multiple-source models）

大气中的化学反应（*Chemical Reactions in the Atmosphere*）

臭氧的形成（Ozone formation）

气溶胶（Aerosols）

可见度降低（Visibility reduction）

酸沉降和干沉降（Acid precipitation and dry deposition）

全球循环模型（Global circulation models）

问 题 讨 论

22-1 考虑国家大气环境质量标准中的大气质量参数。哪个变量最容易预测，为什么？

22-2 解释下列声明：预测大气质量的模型对政策的制定非常必要，因为模型能回答大气污染控制要求的备选方案中，“如果怎样就会如何”的问题。你同意这一论断吗？

22-3 假设你为一家运输机构做事，这个机构负责检验洛杉矶市区的高速公路的几个备选工程。由于机构的同事中没有大气质量方面的专家，需要聘用大气质量方面的顾问来评价备选项目导致大气质量的变化。如果你是面试未来顾问的委员会中的一个成员，你会问什么问题？你认为什么样的答案能给人深刻印象？

22-4 确定汽车排放时重要的是要考虑什么？你预期在未来十年里汽车平均排放因子会怎么样变化？

22-5 分析箱模型和罗尔勃克模型的优缺点。为减少各自的缺点，应该作什么变化？

22-6 假定一个大都市区地面 200 m 以上有一团稳定的空气，地面风速稳定在 5 m/s。垂直风速风向上气团的宽度是 16 km。用箱模型预测地区 CO_2 排放的最大值（用 t/d），要达到 CO 标准 10 $\mu g/m^3$。

22-7 考虑一个大都市区域，微粒物的平均背景浓度是 20 $\mu g/m^3$。假定 1992 年 PM-10 年几何均值是 200 $\mu g/m^3$。1992 年国家大气质量标准中对 PM-10 规定是几何均值不超过 50 $\mu g/m^3$。为了达到国家大气质量标准，1992 年的排放有多少百分比要被“返回”？如果你的返回估计用于大气质量管理计划，会受到怎样的批评？

22-8 城市地区一个敞开的燃烧垃圾场，在阴天的夜晚风速平均为 5 m/s，以 2 g/s 速率排放 NO_x。假设垃圾场可用有效高度为零的点源来代表。求解地面上、排放源下风向 3 km 处中轴线上 NO_x 的浓度，假设 NO_x 化学稳定。

22-9 拟建一条城市高速公路，预计下午高峰期每小时最多可容纳 8000 车辆。典型的下午可用阴天条件代表。CO 平均排放因子预计为每辆车 6.2 g/km，假设机动车尾气有效高度为零。计算线源强度（单位是 $\mu g/m \cdot s$），线源强度是排放因子、每小时机动车数目和转化因子的乘积。用高斯线源模型——方程式(22-7)，预测多云天气下风向 300 m 处的 CO 浓度，风速垂直于高速公路方向，并稳定在 4 m/s。❶

22-10 当风速垂直于线源方向时，应用方程式（22-7）。假定风向和线源方向夹角为 ϕ，ϕ 大于或者等于 45 度。假定机动车的烟囱有效高度是零。这里，用线源模型预测化学稳定排放对浓度的影响，公式如下：❷

$$C(x)=\frac{2q}{\sin\Phi\ \sqrt{2\pi}\sigma_z U}$$

除了 ϕ 外，所有的术语定义和方程式(22-7)中的一样。x 处的 σ_z 用 $x/\cos(90-\phi)$ 确定。用方程式（22-9）的条件建立，下风向 500 m 和高速公路成 ϕ 度角的地方 CO 浓度随着角度变化而变化的图线（$50^\circ \leqslant \phi \leqslant 90^\circ$）。

---

❶ 这道题和下一道摘自 Turner（1994，第 8 章）。

❷ 下面的公式来自 Horowitz（1982，pp. 339-42）和 Turner（1994，p. 4-8）。Horowitz 认为 $\phi > 15^\circ$ 时，方程结果很近似。

参 考 文 献

Bennett, G., ed. 1991. *Air Pollution Control in the European Community: Implementation of the EC Directives in the Twelve Member States*. London: Graham & Trotman.

Bibbero, R. J., and I. G. Young. 1974. *Systems Approach to Air Pollution Control*. New York: Wiley.

Boubel, R. W., D. L. Fox, D. B. Turner, and A. C. Stern. 1994. *Fundamentals of Air Pollution*, 3d ed. San Diego: Academic Press.

Bryner, G. C. 1993. *Blue Skies, Green Politics*. Washington, DC: CQ Press.

Chock, D. P., A. M. Dunker, S. Kumar, and C. S. Sloane. 1981. Effect of NO_x Emission Rates on Smog Formation in the California South Coast Air Basin. *Environmental Science and Technology* 15 (8): 933-39.

Chrostowski, P. C. 1994. "Exposure Assessment Principles." In *Toxic Air Pollution Handbook*, ed. D. R. Patrick, 505-13. New York: Van Nostrand Reinhold.

Coffin, D. L., and H. E. Stokinger. 1977. "Biological Effects of Air Pollutants." In *Air Pollution*, 3d ed., vol. 2, ed. A. C. Stern, 231-60. New York: Academic Press.

Cohn, L. F., and G. R. McVoy. 1982. *Environmental Analysis of Transportation Systems*. New York: Wiley.

Cushman, R. M., D. B. Hunsaker, Jr., M. S. Salk, and R. M. Reed. 1993. "Global Climate Change and NEPA Analyses." In *Environmental Analysis: The NEPA Experience*, ed. S. G. Hildebrand and J. B. Cannon, 442-62. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

de Nevers, N., and J. R. Morris. 1975. Rollback Modeling: Basic and Modified. *Journal of the Air Pollution Control Association* 25 (9): 943-47

Elsom, D. M. 1992. *Atmospheric Pollution: A Global Problem*, 2d ed. Oxford: Blackwell.

_____. 1995. "Air and Climate." In *Methods of Environmental Impact Assessment*, ed. P. Morris and R. Therivel, 120-42. London: UCL Press.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1973. *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*. Pub. No. AP-42, 2d ed. Research Triangle Park, NC: EPA.

_____. 1975. "Draft Environmental Impact Statement, Proposed Wastewater Management Program, Livermore-Amador Valley, Alameda County, CA." EPA Region 9 Office, San Francisco, CA.

_____. 1991. *Air Quality Criteria for Carbon Monoxide*. Pub. No. EPA/600/8-90/045F, Office of Health and Environmental Assessment. Washington, DC, EPA.

_____. 1994. *User's Guide to Mobile* 5 (*Mobile Source Emission Factor Model*). Pub. No. EPA-AA-AQAB-94-01, Office of Air and Radiation. Ann Arbor, MI: EPA.

Flachsbart, P. G. 1995. Long-Term Trends in United States Highway Emissions, Ambient Concentrations, and In-Vehicle Exposure to Carbon Monoxide in Traffic. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* 5 (4): 473-95.

Godish, T. 1991. *Air Quality*, 2d ed. Chelsea, MI: Lewis Publishers.

Haagen-Smit, A. J., and L. G. Wayne. 1976. "Atmospheric Reactions and Scavenging Processes." In *Air Pollution*, 3d ed., vol. 1, ed. A. C. Stern, 235-88. New York: Academic Press.

Henderson-Sellers, A., and K. McGuffie. 1987. *A Climate Modeling Primer*. New York: Wiley.

Hines, A. L., T. K. Ghosh, S. K. Loyalka, and R. C. Warder, Jr. 1993. *Indoor Air: Quality and Control*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Horowitz, J. L. 1982. *Air Quality Analysis for Urban Transportation Planning*. Cambridge, MA: MIT Press.

Houghton, J. 1994. *Global Warming: The Complete Briefing*. Oxford: Lion Publishing.

Houghton, J. T., G. J. Jenkins, and J. J. Ephraums, eds. 1990. *Climate Change: The IPPC Scientific Assessment*. Cambridge, U. K.: University of Cambridge Press.

Kohn, R. E. 1978. *A Linear Programming Model for Air Pollution Control*. Cambridge, MA: MIT Press.

Kormondy, E. J., ed. 1989. *International Handbook of Pollution Control*. Westport, CN: Greenwood Press.

Lape, J. F. 1994. "Air Dispersion and Deposition Models." In *Toxic Air Pollution Handbook*, ed. D. R. Patrick, 226-40. New York: Van Nostrand Reinhold.

Larsen, R. I. 1971. *A Mathematical Model for Relating Air Quality Measurements to Air Quality Standards*. Pub. No. AP-89. Research Triangle Park, NC: EPA.

Lee, D. S., and T. Schneider. 1994. "Control of Air Toxics in Other Countries." In *Toxic Air Pollution Handbook*, ed. D. R. Patrick, 505-13. New York: Van Nostrand Reinhold.

Masters, G. M. 1991. *Introduction to Environmental Engineering and Science*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Ott, W. 1995. *Environmental Statistics and Data Analysis*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Papacostas, C. S. 1987. *Fundamentals of Transportation Engineering*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Patrick, D. R. 1994. "Emissions Estimation." In *Toxic Air Pollution Handbook*, ed. D. R. Patrick, 217-25. New York: Van Nostrand Reinhold.

Perkins, H. C. 1974. *Air Pollution*. New York: McGraw-Hill.

Prahm, L. P., and M. Christensen. 1977. Validation of a Multiple Source Gaussian Air Quality Model. *Atmospheric Environment* 11: 791-95.

Robinson, N. A. ed. *International Environmental Law and Regulation*. Charlottesville, VA: Michie.

Rosenbaum, A. S. 1994. "Population and Activity Analysis." In *Toxic Air Pollution Handbook*, ed. D. R. Patrick, 264-79. New York: Van Nostrand Reinhold.

Segall, R. R., and P. R. Westin. 1994. "Source Sampling and Analysis," In *Toxic Air Pollution Handbook*, ed. D. R. Patrick, 166-216. New York: Van Nostrand Reinhold.

Seigneur, C. 1994. "The Status of Mesoscale Air Quality Models." In *Planning and Managing Regional Air Quality: Modeling and Measurement Studies*, ed. P. A. Solomon, 403-34. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Seinfeld, J. H. 1986. *Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution*. New York: Wiley.

Sexton, K., and P. B. Ryan. 1988. "Assessment of Human Exposure to Air Pollution: Methods, Measurements, and Models." In *Air Pollution, the Automobile, and Public Health*, ed. A. Y. Watson, R. R. Bates, and D. Kennedy, 207-38. Washington, DC: National Academy Press.

Turiel, I. 1985. *Indoor Air Quality and Human Health*. Stanford, CA: Stanford University Press.

Turner, D. B. 1970. *Wordbook of Atmospheric Dispersion Estimates*, rev. ed. Pub. No. 999-AP-26, Public Health Service, National Center for Air Pollution Control, Cincinnati, OH.

_____. 1979. Atmospheric Dispersion Modeling, A Critical Review. *Journal of the Air Pollution Control Association* 29 (5): 502-19

_____. 1994. *Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates: An Introduction to Dispersion Modeling*, 2d ed., Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

White, W. H., and P. T. Roberts. 1977. On the Nature and Origin of Visibility-Reducing Aerosols in the Los Angeles Air Basin. *Atmospheric Environment*. 11 (9): 803-12.

第 23 章　人类活动对水资源的影响

在过去几十年里，已经发展了许多技术来预测人类活动对自然水体的影响。[1] 这一章概括了这些技术方法。有些方法对人类活动对地表水和地下水质的影响进行了预测，还有一些方法着重于水质本身的变化。水循环为理解水量和水质之间错综复杂的关系提供了基础。

23.1　水循环的表达

23.1.1　水循环要素

水循环（hydrologic cycle）是指水从大气到地球以及从地球回到大气的循环（见图 23.1）。水从大气到地球（降水）通常包括雨或雪。到达地球表面后，水分子可以有多种路径运动。例如，如果以雪的方式降落到地表并且天气足够冷，雪就会堆积。如果天气转暖，融雪水或者以地表径流（surface runoff）形式沿着地面流动或者渗透到地下并且过滤后到达地下水层。在地下水层中，土壤颗粒空隙或者岩石空隙中充满了水。地下水在横向上流动非常缓慢。最终这些地下水流入小溪、湖泊或者海水中。

如果是降雨形式，到达地面后，水分子的路径取决于它到达的表面的性质。如果雨降落在不可渗透的区域如停车场，水会沿着地表流动直到它到达自然渠、人工渠或地表凹陷处。

如果是在凹陷处，降水会临时储存在那里。如果降落到可渗透的区域如开阔地，水分子的运动路径取决于地表湿度：渗透到地下、临时被储存在地表凹陷处或成为地表径流。如果雨水落在植被上，要么成为水滴滴下，要么被蒸发掉。这一过程叫截留（interception），因为雨水到达不了地表。

正如图 23.1 所示，通过蒸发或者蒸腾作用，水从地球回到大气。在蒸腾作用中，水从植物分子中散发出来蒸发进入大气。因为很难在农作物耕地和植被区域上区别蒸发和蒸腾作

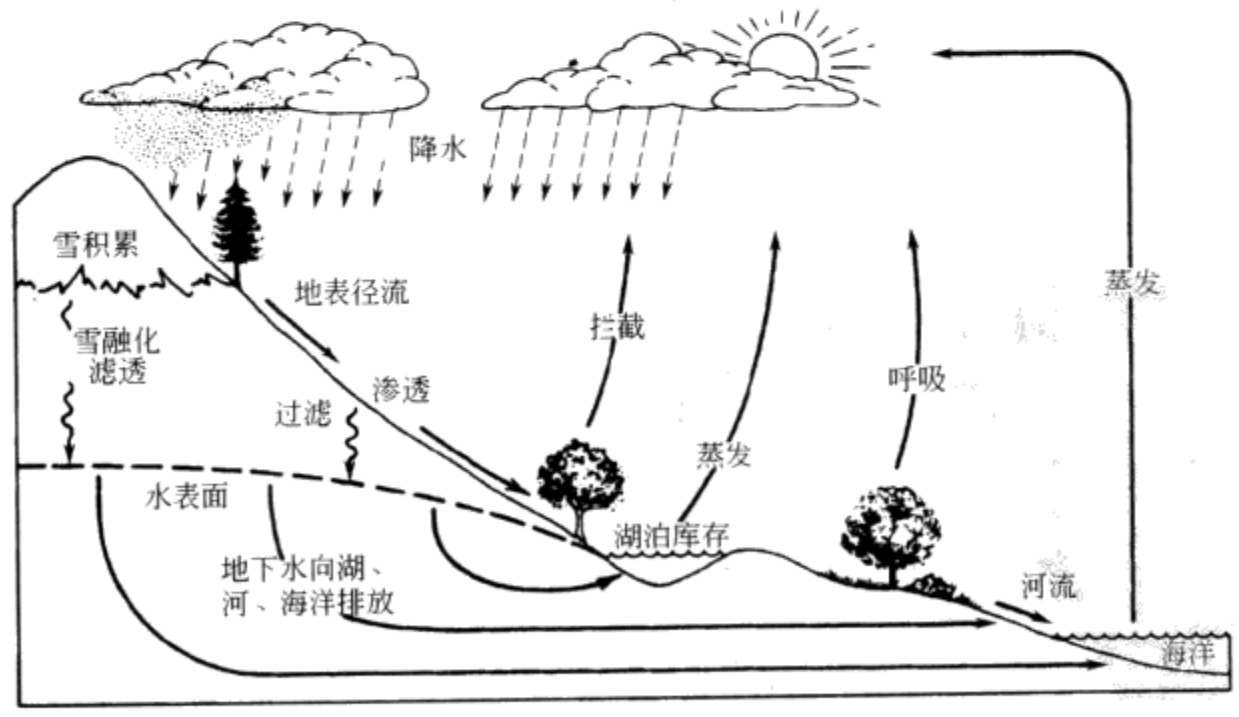


图 23.1　水循环示意图

（改编自：Dunne 和 Leopold（1978），水环境规划，1978，经 W. H. Freeman 和公司许可后复印。）

[1] Melissa Geeslin 帮助准备了本章的部分内容，主要是：温度分层（thermal stratification）、富营养化、达西定律以及污染物在地下水中的传输。当时她在斯坦福大学就读。

用，这一过程有时统称为土壤水分蒸发蒸腾损失总量（evapotranspiration）。

对水循环各个部分的系统分析已经进行了几个世纪。❶ 早在 17 世纪就开始用方程描述循环成分。这些关系为水模拟模型提供了基础，这些模型用于预测人类活动对水循环要素的影响。

23.1.2 水文模拟模型

从 1960 年开始，以计算机为基础的模型得到了广泛运用，这些模型代表水循环中的土地相。典型的模型所需要的特征信息有：

1）流域的几何形状，包括水库的位置和河流水道；

2）地表，包括它们渗透的潜能和蒸发蒸腾的潜能；

3）土壤系统和地下水层的物理性质。

一旦这些信息弄清楚了，模拟模型可以根据预期的降水方式预测流量和水库水位。模型本身包含了一些方程，这些方程反映了图 23.1 所示的步骤。有些方程是基于物理原理，如质量守恒和能量守恒，有些是源于经验。最初的模型输出的是在盆地中河流选定点的水位图（hydrograph）。水位图是特定点水量如何随时间变化的图（用每时刻水的体积衡量）。

到目前为止，出现了很多水文模拟模型。❷ 最早的一个是由 Crawford 和 Linsley 1966 年建立的斯坦福流域模型（SWM，Stanford Watershed Model）。这一模型已被改进用于多种条件下。图 23.2

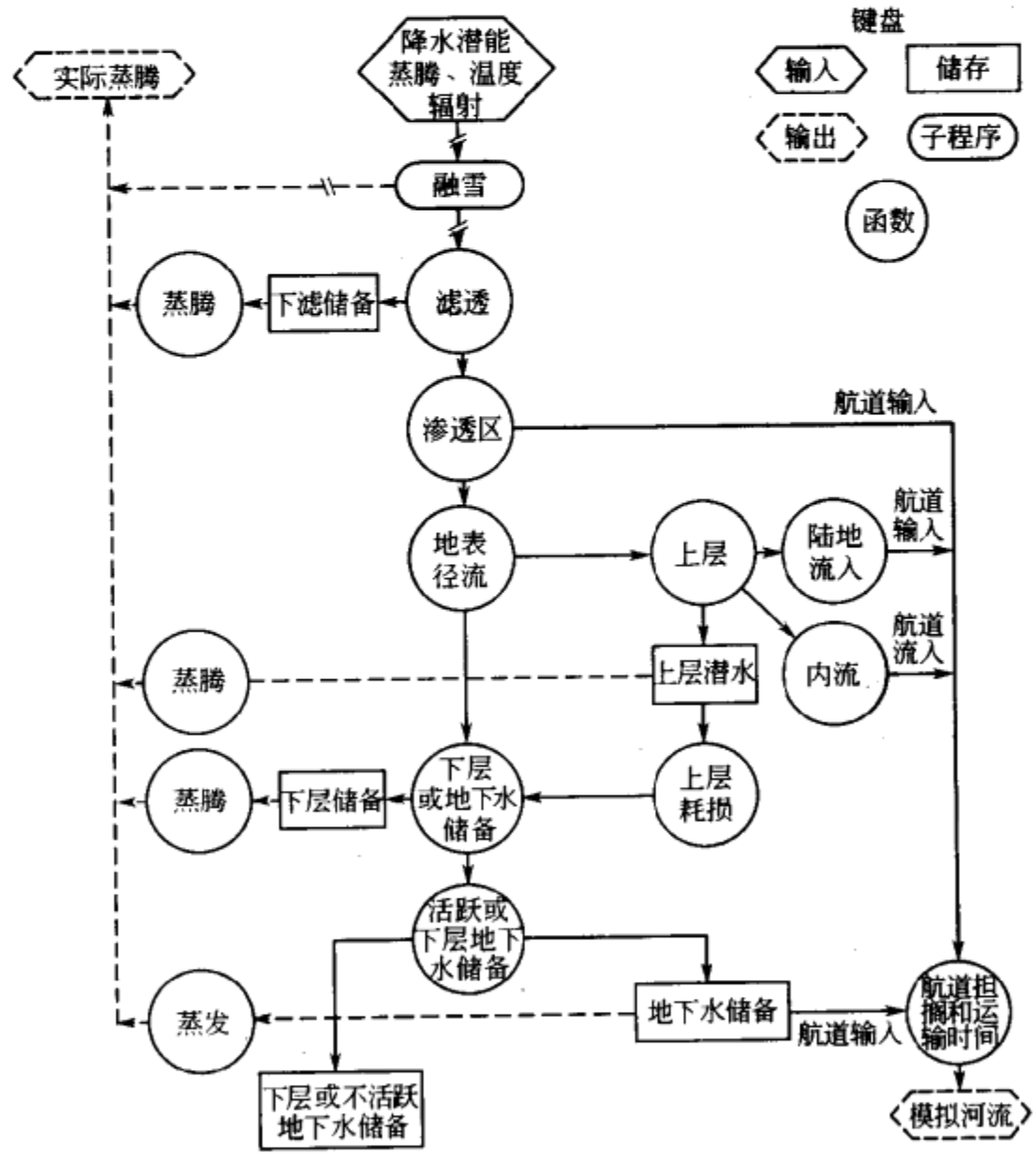


图 23.2 斯坦福流域模型 IV 的流程图

（摘自：N. H. Crawford 和 R. K. Linsley（1966）。重印得到许可。）

---

❶ Biswas（1970）给出了研究水循环的历史资料。

❷ Overton 和 Medows（1976）给出了水文模拟模型的内容。

描绘了 SWM 的结构。这个模型中的方程对流域中水如何发生各种变化做了连续的说明，这些变化显示在图 23.1 中，包括截留、渗透和径流。质量守恒公式记录了所有流入和流出盆地的水，其他方程记录了地表径流和地下水流入河道，流量的信息用于形成选定点的水位图。

斯坦福流域模型（SWM）需要许多数据用以校准。在研究中，必须确定 20～40 个参数来表征河流流域的特征。其中大部分参数可根据地图和水文记录确定。有些参数可以通过试验-误差程序估计。参数的试验值根据分析者判断和 SWM 以往的实验而定。一旦所有的参数值确定，模型用历史降水数据形成不同地点的水位图。然后，这些模拟的水位图会和相关的实际测量水位图比较。如果模拟的水位图和实际值相差很大，就要重新估计实验参数来降低差异。然后重新运行模型产生另一个水位图，再和实际值进行比较。这一过程反复进行直到认为模型已经得到校正。❶ 图 23.3 显示了在加州 Morrison 河的研究中校正 SWM 时获得的模拟水位图和观测的水位图（图中，1 ft 约合 0.3 m）。只有获得许多数据用于校正，才能使图中显示的模拟的和观测的水位图相吻合。要想有效地校正和利用 SWM，光有数据不够；它还要大量的专门技术。这一要求同样适用于本章介绍的所有以计算机为基础的模型。

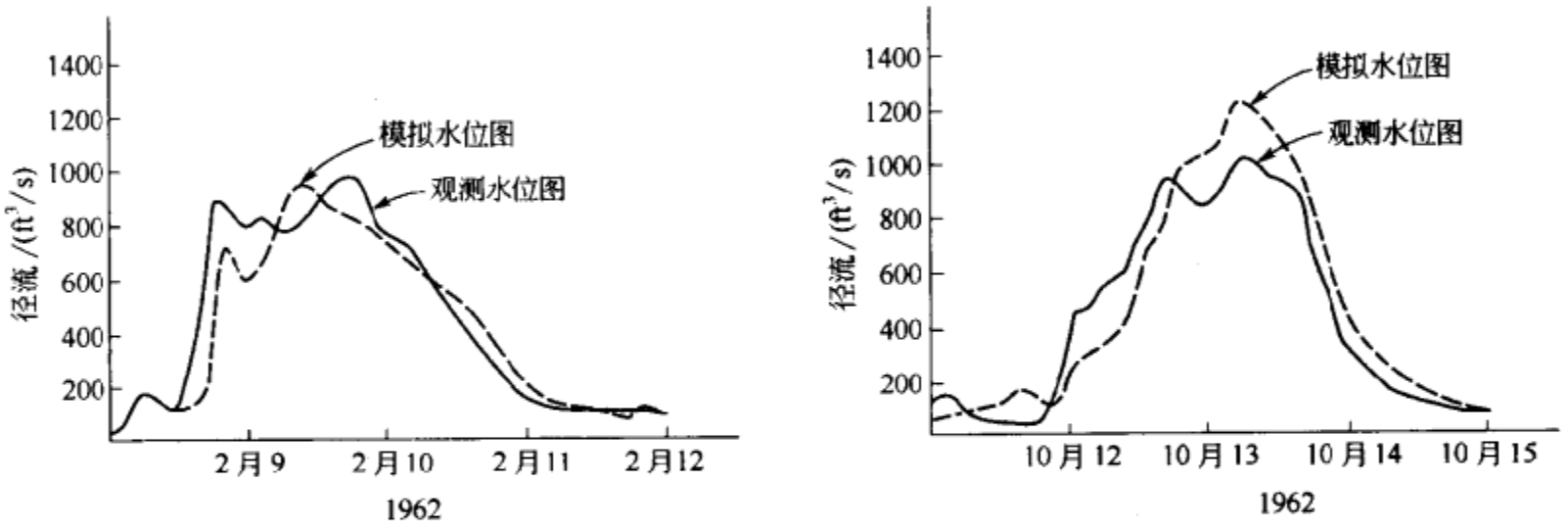


图 23.3　加州 Morrison 河使用斯坦福流域模型时模拟线与实际水位线比较

（改编自：James，水资源研究，1965 年第 1 期，pp. 223-34。美国地球物理联盟。）

水文模拟模型常用于预测地表径流和地下水在水资源开发项目或天气变化（比如云的催化用于人工降雨）时的变化。这些模型同样用于分析土地利用政策和法规。比如，模拟土地利用的变化，包括在郊区可渗透地上建房降低了渗透率、森林开垦种植降低了土壤水分蒸发蒸腾率等。

23.2　土地利用变化对洪水流量的影响

土地利用的变化，特别是伴随着居住变化、工业变化和商业发展，会很大地影响洪水发生的时间和幅度。如果不可渗透土地增多或者水运输网络得到改善，那么洪水就可以很快地被排走，这样就影响了洪水的发生。改善水运输网络包括建设水槽、排水沟和洪水下水道，或者拓宽自然河道和用密封材料护坡。

图 23.4 描述了城市发展对洪水水位图的影响。条线图左部分显示特定流域的暴雨随时间的分布。每条曲线都是河流点的水位图，这些河流点接纳暴风雨产生的地表径流。虚线表示流域的自然状态，实线表示流域经过城市化发展后的情况。由于发展，水位高峰更高、也发生得更为频繁。这一结果是由于不可渗透土地表面多，以及建设水槽、排水沟的水输运网

❶ James（1965）给出了确定模拟值是否已经足够接近实际值的标准，即何时可以停止试验-误差调试。

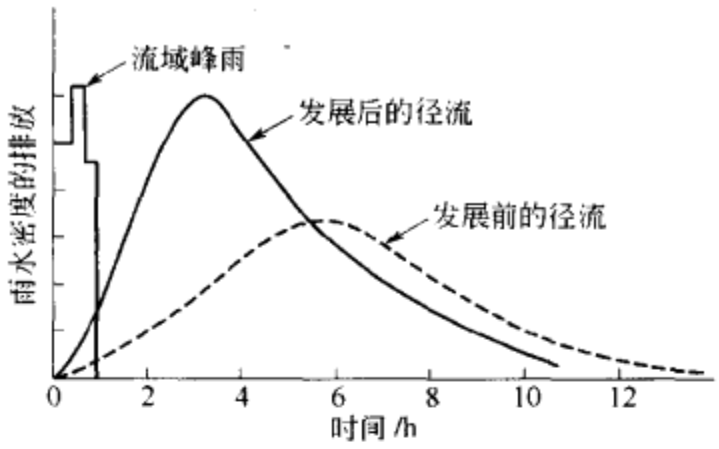


图 23.4　城市发展对特定河流位置处地表径流的影响

络的改善。

图 23.4 同样说明了土地开发是如何影响流量总量的。每条曲线下面的区域代表了暴雨导致的地表径流量。观察发现，开发后径流量增大了。因此除了特定河流点的洪峰值提高会导致下游的洪水危机外，地表径流总量的提高也会使下游陷入洪水危机。Harbor（1994）研究表明，径流总量的变化同样会阻碍地表径流对地下水的补给，同时也会对湿地产生负面影响。❶

为了有助于分析土地利用的变化是如何影响洪水的，水文模拟模型必须包含反映流域特征的参数，这些流域特征受到土地开发的影响：渗透率和蒸发蒸腾率、流域水运输网络的水文特征。通过典型分析可以知道在不同的土地开发情况下，一场降雨是如何转变成地表径流的。

James（1965）的研究阐明了土地开发是如何影响加州 Morrison 河的洪水流量的。他考察了与土地利用变化相关的 2 个变量：渠道化（channelization）和城市化（urbanization）。渠道化定义为：安装暴雨下水道或者使河道变直、变宽、来改善自然河流渠道系统的百分比。用研究区域（包括居住变化、工业变化、商业发展和相关的公共服务）的比例来衡量城市化。

James 用 SWM 逐一模拟了 13 个不同渠道化和城市化水平下 Morrison 流域的流量，用模型中的参数的适当值来代表不同的发展水平。对渠道化和城市化的每一个特定组合，用 SWM 计算机可以得到不同雨量下的水位图。因为 James 更关注洪水流量，因此他还考虑了很少发生的降雨过程和产生洪水的其他条件。

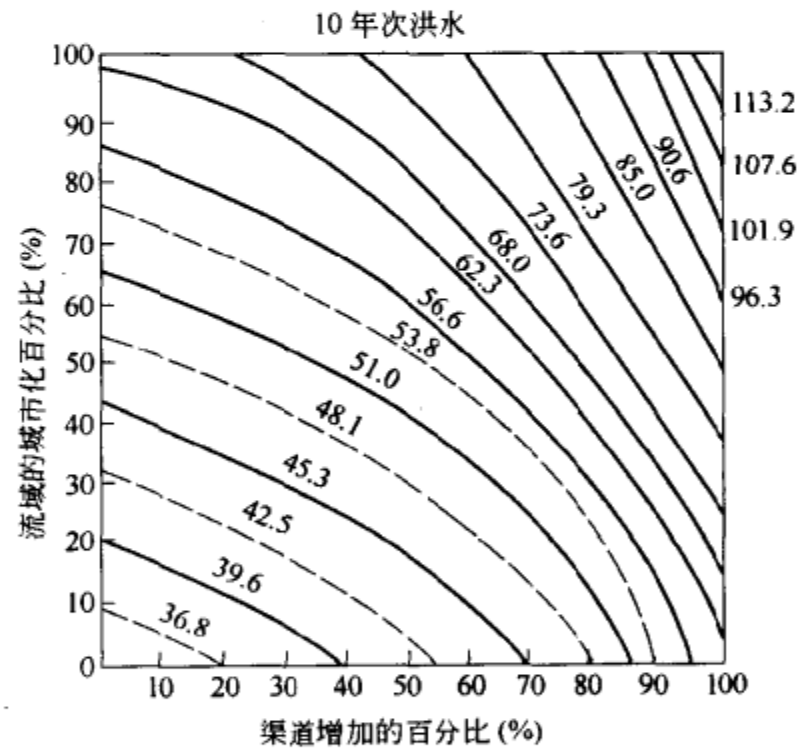


图 23.5　渠道化和城市化与洪峰值的关系曲线图（洪水以 m^3/s 计算）

（改编自：James，水资源研究，1965 年第 1 期，pp. 223-34。美国地球物理联盟。）

图 23.5 是概括 Morrison 河研究结果的曲线图之一。这张图表明了，随着流域中渠道化和城市化水平的提高，十年一遇的洪峰频率如何增高的。河流的某个特定点的洪峰以每秒立方米给出的。经过剧烈的渠道化和城市化后，洪峰是完全乡村化条件下洪峰的 3 倍。其他频率下发生的洪水也会得到类似结果。

James 的研究结果包括了图 23.4 描述的水位变化的定量表达式。对 Morrison 流域而言，水位变化是最主要的，但事实上情况不都是如此。Beard 和 Chang（1979）的研究表明，当流域自然土壤渗透率低时，城市发展不会导致洪峰增加得很大。土地利用变化对洪峰的影响要视研究水体的特定条件而定。❷

---

❶ Harbor（1994，p. 103）解释了对湿地的影响："地表径流增加，湿地从当地地下水和土壤中得到的补给对应就会减少。他还建议规划者使用一种"简单的电子数据表"分析土地用途的改变对地表径流和地下水补给的影响。

❷ Dunne 和 Leopold（1978，pp. 320-24）总结了其他文献中涉及到的渠道化和城市化对洪水的影响的内容。

23.3 表征水质的参数

水由许多成分组成，因此衡量水质的指标也有许多。这一节介绍的是通常用来研究人类活动对水质的影响时采用的指标。

水体特别重要的一部分就是水中的病原体含量。例如细菌会导致伤寒症、霍乱，病毒会导致甲肝（A）和小儿麻痹症。此外还有原生动物比如鞭毛虫（lamblia）会导致肠胃紊乱。尽管现代水消毒方法已经大大降低了水传染疾病的威胁，但这种威胁仍然值得关注。大肠杆菌可以用来标志水体是否受到了致病微生物的污染。这些细菌本身通常不是致病原因，人及其他温血动物的排泄物中也含有这些细菌。尽管大肠杆菌不是排泄物污染的完美指标，但由于在常规基础上很难测试病原体，大肠杆菌法仍然广泛运用。

水中同样含有许多种溶解物质（溶质）。许多溶解物来自自然过程，例如地表径流对岩石的冲刷。如果溶质含有一种或多种有机碳分子就将其定义为有机物，否则为无机物。

水中的无机溶质以带电荷的离子态存在。通常负离子包括碳酸盐、重碳酸盐、硫酸盐、硝酸盐、磷酸盐、氯化物。正离子通常有 Ca，Mg，Na，K 离子。溶解固体总量（TDS，Total Dissolved Solids）是各种离子的合计。最近，人们更多关注的一族正离子是——重金属。这些重金属在很低的浓度时就会对人体和其他有机物产生毒害作用，这些重金属包括铅、汞、镉。水体中微量重金属的重要性可由 1953 年到 1961 年日本水俣湾的汞污染表明。汞是由工厂里的废水排放到湾里的。这些汞在鱼和贝类中逐渐以甲基汞形式存在。而这些鱼和贝类又被人类从水俣湾中捕获并消费。已报道的 121 个甲基汞中毒事件就是因为吃了这个湾中捕到的鱼贝，其中 46 个中毒致死。❶

要对水体中的有机溶解物的特征做出充分地描述是很困难的，因为水体中溶解了数以千计的有机化合物，其中大部分还没有被人们识别。最近气相色谱法和质谱分析法的发展使得有机溶解物测量技术有很大的进步，使得对可挥发有机化合物的可鉴别浓度下限低到纳克/升（10^{-6} mg/L）的水平。但是由于水中的许多有机化合物都是非挥发性的，因此很难对它们加以识别。联邦研究咨询委员会（1977）对 309 种挥发性的有机化合物的健康影响进行了分析，这些挥发性的有机物是在供应的饮用水中发现的。人们已经知道或者怀疑一些物质（例如乙烯基氯化物）是致癌物质，而许多别的物质导致实验动物得了癌症。但是委员会很难对癌症的风险与人体摄入的这 309 种溶解物的量的关系做出明确的判定。在很多情况下，要表征暴露在痕量这些物质下长期的风险需要进行实验室研究，但这些实验迄今为止都还没有做。

尽管水体中很多非挥发性的有机溶解物还没有被单独识别出来，但已做了整体评价。广泛使用的综合性指标——生化需氧量（BOD）是指在一定体积的水体中，用于细菌将可分解的有机物氧化成 CO_2、水、硝酸盐氮和其他稳定的最终产物所消耗的这部分水体中的溶解氧量。❷ 这些需氧细菌必须有氧气才能生存。BOD 作为河流溶解氧（DO）潜在损耗指标得到了广泛使用。高浓度的 BOD 可能导致溶解氧的减少并因此危害鱼和其他水生有机物的生

---

❶ 日本水俣湾的汞污染资料来自于联邦研究咨询委员会（1977）。Forstner 和 Wittman（1981，pp. 18-26）收集了关于砷、镉、铬、铅和汞造成水污染从而发生污染事故的资料。

❷ 作为一种约定，BOD 通常是测量 5 天的时间之内，一条河流里或一定量的废水中溶解氧的消耗量，即 BOD_5。当然，完全意义上的 BOD 应该是将水体中的有机物全部转化为稳定的产物；但实验室技术并不能对所有的非挥发性有机物进行测定，因为一些有机物在短时间内对细菌的氧化作用有抵制作用。尽管现在已经开发了很多种别的方法来测定水体中的有机物，但 BOD 方法仍然被广泛应用。

长。如果河流中没有溶解氧，有机物的分解通常放出难闻的气体。这是细菌利用自身有机物质中的氧在分解。

天然水体中的有些含氮有机物，伴随生物化学氧化过程，是植物的营养物质。含磷化合物，例如来源于家用肥皂和清洁剂的含磷化合物同样是水生植物的营养物质。对湖泊而言，来自地表水中的额外营养物已经成为一个问题，这是因为磷的富营养化效应。富营养化是指，由于营养物流入的增加和沉积物沉积作用，湖泊变浅并且生成更多的生物的过程。年轻的湖泊营养物含量很低并且植物生产力水平很低；未受污染的湖泊成熟时它的营养物和沉积物从两个主要方面增加：(1) 通过风力和径流，侵蚀物质被传送到湖泊；(2) 湖泊表面生长的藻类最终腐烂。在高生产力的湖泊表面，藻类生长尤其茂盛，当藻类死亡后它们就沉积下来。藻类的生化腐烂消耗了溶解氧并产生了沉积物。经过一段时间，未受污染的湖泊会由于沉积物的堆积逐渐变浅。如果湖泊由于污染和其他人类活动（例如上游土地开发的侵蚀）而接受了外来的营养物质，那么它的富营养化速率会大大增加。

除了溶解物质外，水体中同样含有悬浮颗粒。土地侵蚀和废水排放是悬浮物质的主要来源。在流动的河流中，运输的物质包括各种物质，从细泥到岩石不等。如果河流速率降低为零，重物质就会沉淀下来，河流中剩下的物质称为悬浮固体。河流中的悬浮固体是水体混浊的原因，浊度（turbidity）是水质的另一个通用指标。浊度是这样测量的：使光通过一试管的水，测定有多少光线会被悬浮颗粒挡住。

悬浮颗粒可以获得（更精确地说是吸附）水体中溶解的有机物、重金属和其他化学物质。正如 Hemond 和 Fechner（1994，p. 200）解释的，吸附作用包括两个过程：化学物质黏附到颗粒物表面（表面附着）或者在颗粒中扩散（吸收）。用吸附作用这个词是因为表面附着和吸收不容易区分。❶

当悬浮颗粒沉淀下来，底部底泥成为吸收了化学物质，在将来还要释放的一个储存库。密歇根湖（Lake Michigan）就曾发生过这一现象。1970 年前，外界向这个湖中排放了大量的多氯联苯（PCB），一些多氯联苯在湖底的底泥中积累。多氯联苯是已知的、能使受试动物致癌的有机溶解物，并且是导致人体癌症的可疑物质。尽管 1970 年就开始削减向密歇根湖直接排放多氯联苯，但是自此以后几年里，湖中的多氯联苯浓度一直保持 1970 年前的较高水平，就是因为底泥释放多氯联苯的缘故。❷

在 20 世纪 70 年代，由于人们越来越关注水中的危险物，用于表征水质的参数的数量大大扩充了。比如，EPA 在 1978 年发布一份 129 种水体有害化学物的清单，称之为优先控制污染物。表 23.1 提供了这份表格的一个例子。❸

表 23.1　EPA129 种优先控制污染物中的部分污染物①

可以清除的有机物（共 31 种）	可萃取的中性有机物（共 46 种）
三氯甲烷（$CHCl_3$）	邻苯二甲酸双（2-乙基己基）酯
二氯甲烷	（*Di-n*-丁基）邻苯二甲酸

❶ 吸附是一个离子交换的过程，定义为“吸附，是吸附剂表面的离子和溶解物质表面的离子之间的交换过程……”（联邦研究咨询委员会，1990，p. 44）。

❷ Neely（1980）给出了这个案例的更详细的介绍。有关底泥发生的物理和化学反应，参见 Hemond 和 Fechner（1994，p. 76）。

❸ 这个清单是 EPA 和美国自然保护委员会等环境保护团体协商的结果，在这之前，这些环境组织起诉 EPA 没有履行环境法中要求它控制地表水的义务。

续表

可萃取的酸性有机物（共 11 种）	金属（共 13 种）
苯酚	铜
五氯苯酚	锌
多氯联苯 PCB（共 26 种）	其他
氯化三联苯 1232	氰化物
氯化三联苯 1242②	石棉③

① EPA 的清单中还规定了在超过 2000 份样品中，污染物被监测出的次数。在每一个子类下，列出两种最常见的。

② 在这个子类下，b-BHC（六氯化苯）与氯化三联苯 1242 在样品中出现的次数几乎相同。

③ 其他子类出现的频率并不是特指两种物质：石棉和总苯酚。

在水质的其他指标中，温度、pH 值和放射性是值得注意的，因为这三个指标经常受到人类活动的影响。从发电厂及各种工厂的冷却系统放出的热水使水体升温，并危害水体生物。自然水体中的 pH 值受工厂排放物的影响，例如金属电镀厂排放物、煤矿排放的废水和酸沉降。❶ 地表水的酸化已是严重的问题，因为酸化的潜在后果是鱼类死亡和其他对水生生态系统的破坏。放射性是水环境质量的另一个重要指标。人为污染物中首要的是核武器实验中的辐射微尘、核能生产以及伴随着放射性物质在民用过程中排放的污染物。❷

23.4 点源：市政污水和工业废水

水体污染物来自点源和面源。点源是指可用管道和其他运输系统排放和收集的污水。举例而言有生活污水和工业废水。进入水体的污染物流经城市、乡村、地上矿山和经济林后扩散并产生了面源污染。受到污染的径流不是进入地表水就是渗透进入地下水。当径流由管道或者河道运输时，面源就会变成点源，比如流经城市的径流。

对市政污水排放的科学研究已经持续了一个世纪。因为工业废弃物进入市政污水下水道系统，市政污水的性质受到了影响，排放的生活污水彼此相差很大。典型的市政污水实质部分由含有许多有机化合物的生活污水组成，这些有机化合物大部分是可降解的。市政污水对水质的影响取决于提供的处理设施和能起稀释作用的接受水体的体积。

工业废水物理化学性质相差很大，通常按用途归为 4 类：清洁水、冷却水、洗涤水和工艺用水。❸ 第一类水——清洁水，包括雇员用于个人卫生的水。污染物和家庭废水中的污染物类似。

工业中用的最多的水是冷却水，如发电便是一例。在典型的水电站里，要用大量的水来冷凝蒸汽。流出水电站冷凝机的水可能比进入的水高 5.6～8.3 ℃，加热后的水有两个去向：排放进入地表水体，也可以在回路装置如冷却塔中降温后循环使用。❹

将回收重新使用的软饮料瓶冲洗，是使用洗涤水的一个例子。由于瓶中残留的软饮料和剩余物，冲洗瓶子的废水含有高浓度的 BOD 和悬浮物质。同时由于用碱性去垢剂冲洗，废水中含有高浓度碱。

---

❶ pH 和酸沉降的内容参见第 22 章。

❷ 水体中放射性物质的测量和分布是一个复杂的研究课题；Velz（1970，pp. 254-69）曾做了概述，有关放射性废水的处理，参见 Nemerow（1978，pp. 662-721）。

❸ 有关工业废水的资料来自于 Nemerow（1978），他同时提供了来自不同工业行业的废水特征。

❹ 少量总溶解固体含量很高的水从电厂的水冷却循环系统中被排放出去，这种从冷却管中释放水的做法是为了控制水中的总溶解固体含量，然后在冷却系统中加入清洁水来补充，排放出的水质也含有为控制水生生物而加入的化学物质。

工艺用水包括生产产品用水、去除废弃物和副产品用水和运输产品用水。印染棉布的四个步骤可以说明污染物是如何进入工艺用水的：退浆、洗涤、染色、印花。退浆操作是将织好的布去除浆（在生产棉布的早期过程中加入浆，是为了给新棉线以张力，有张力的棉线才能织成棉布）。退浆过程中产生的含浆的废水含有很高浓度的 BOD 和悬浮物质。在洗涤过程中，浆洗过的棉织物要放在热碱水中煮，以去除混杂物。由此产生的废水含有高负荷的 BOD 和悬浮物质并且碱性很大。织物的染色和印花过程几乎是棉布生产的最后工序，这两个工序产生有颜色的废水，这同样可能含有高浓度 BOD。

23.5 水的面源污染

水体面源污染（nonpoint source）不包括从管道或沟渠中直接排放的污染源。面源通常更难描述和控制。有时面源在排放强度和排放水质上和邻近的点源类似。相对于有处理设施和其他方法控制的生活污水和工业废水，面源在污染中的比例与日俱增。以下的面源污染通常很重要：化粪池、污水池、工业污水池中流出的废水；疏浚和其他水资源开发工程的副作用。[1] 下面将简短地逐一介绍。

23.5.1 城市化和道路建设

在城市道路和其他不渗透的表面上堆放的物质将被地表径流带走。[2] 在城市路面堆积的物质包括街道上的垃圾、草坪维护使用的农药、动物粪便以及大气沉降物。此外，机动车留下了很多的污染物，比如刹车线的丝、发动机放出的碳氢化合物和金属。污染物也包括氯化钠和其他防冻剂，防冻剂是用来防止路面结冰的化学物质。因为被含有防冻剂的径流污染，人们不得不放弃许多饮用水源。[3]

在修路或者修建其他设施的地方，土壤侵蚀是水污染的一个主要来源。在 Wolman 和 Schick（1967）引用的案例中，在建筑期间因侵蚀而产生的沉积物量比类似的未受人为干扰地区产生的沉积物量高 100 倍。沉积物负荷影响地表径流的浊度和悬浮颗粒含量。

城市径流的悬浮物质很重要，因为它们常常含有吸附的有机化合物和重金属。城市径流的悬浮物质负荷可能比邻近点源高得多。这从 Pirner 和 Harms 关于南达科他州 Rapid 城的研究中可以看出。他们发现，在 1975 年的一场暴雨后的径流中，悬浮物质量相当于 Rapid 城污水处理场 7 个月的悬浮物质总量。而且，这场雨后悬浮物质仅仅在 3 小时就被输送到了当地河流中。

一些小区域，城市径流中污染物的时间分布常常和径流本身的时间分布类似。这可以从图 23.6 中看出，图 23.6 是关于新泽西州 Lodi 面积 5.7 km^2 城市化后的流域（图中，1 ft^3 约合 0.038 m^3）。这个图反映了“首次冲洗效应”（a first flush effect），即污染物的浓度（铅和悬浮物）在径流开始后不久就达到了最大值。[4] 浓度峰值出现这么早是因为初始径流带来了高负荷污染物，这些污染物从上一次暴雨冲洗后就开始积累。

在下水道同时运输雨水和废水的城市，城市径流尤其值得关注。在暴雨期，这些合流制

---

[1] 其他国家面源污染的资料见 Novotny 和 Olem（1994，pp. 46-55）。

[2] 在美国，如果城区的地表径流被收集到了雨水收集系统中，那么从这个系统中流出的水就要适用于联邦水质法（见第 12 章）。

[3] Field 等（1975）就防冻剂污染饮用水的问题进行了详细地说明。

[4] Novotny 和 Olem（1994，p. 484）注意到，尽管“首次冲洗效应”经常被提起，但也存在不符合这种效应的例子。

下水道可能输送的径流远远大于污水处理设施的容量。因此导致的合流制下水道溢出常常未加处理就排放出来。

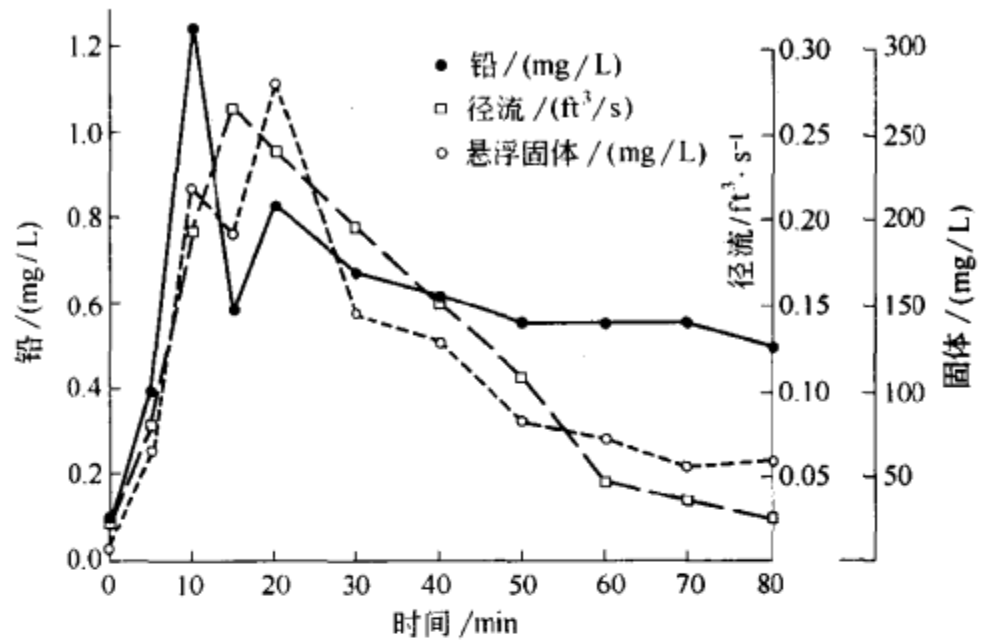


图 23.6　新泽西州 Lodi 市地表径流特征

（摘自：Wilber 和 Hunter，新泽西 Lodi 暴雨地表径流导致金属分布，Whipple，Jr. 编写的城市化和水质控制专题论文集，p. 51，1975 年出版。美国水资源协会。）

可以采取一些措施来减小城市径流造成的污染。有些措施是操作上的变化，比如使用更有效的装置来去除大街上的垃圾。有些是建造设施比如建设滞留池储存地表径流以去除一些固体物质。储水设施同样可以降低合流制的下水道溢出问题，因为收集到的径流能够被缓慢地释放出来，就不会超过处理设施能力。

23.5.2　农业、森林业和采矿业

表 23.2 表明农业区径流（农田径流）伴随的污染。农田侵蚀造成的沉积物常常含有农药、化肥和其他土壤颗粒吸附的化学物质。化肥通常含有氮、磷化合物，这些化合物能促进藻类和其他水生生物生长。农田径流中的硝酸盐尤其受到关注，因为它们能渗透入地下水。用于饮用的地下水中如果含有高浓度的硝酸盐，会引起婴儿得高铁血红蛋白症，它是一种很严重的病。

表 23.2　农业、林业和采矿区地表径流中的污染物

活动范围	受地表径流影响的水质参数
农业	
农田	沉积物，农药，氮、磷化合物，总溶解固体
畜牧场	可生化降解的有机物质，病原生物，氮、磷化合物
经济林区	沉积物，农药，水温
矿区	沉积物，重金属，酸度

关于农田径流的另一个污染问题是溶解固体总量（TDS，Total Dissolved Solids），通常在灌溉地的沟渠径流中含量很高。灌溉伴随着的是蒸发作用，大量水通过蒸发作用进入大气，因此只剩下少量的水来稀释灌溉之前水中的 TDS，由此造成了高浓度的 TDS。由于水溶解了灌溉地中的矿物盐，溶解物质浓度同样会升高。在溶解盐和蒸发的双重作用下，TDS 的浓度有时是原来的四倍。

与农业有关的其他面源污染源是畜牧场，其中饲养着高密度的、用于屠宰的牲畜，畜牧场表面的动物粪肥很多。下雨时，雨水径流中 BOD 浓度很高，并含有氮、磷化合物，可能

还同样含有病原体，这可以用高浓度的大肠杆菌来表示。

表 23.2 同样列出了经济林区径流中的物质。与农田径流一样，经济林径流中常常含有高度的沉积物和农药。由于木材运输对道路的侵蚀而造成的沉积物量尤其大。此外，当遮蔽河流的树木被砍伐掉后，河流中的水温可能会显著升高。

从采矿区流出的地表径流中同样含有高浓度的沉积物。因为裸露地很容易被暴雨侵蚀，无论是从带型矿山还是敞开的坑井中流出来的沉积物都可能造成问题。典型的侵蚀土壤中含有被吸附的金属和其他采矿时伴随产生的物质。当水与矿区物质接触时，可能会发生酸化反应，这一点可以从煤矿抽出来的水中得到验证。

23.5.3 垃圾填埋场和污水处理厂的渗滤液

淋溶作用（leach）就是水渗透土壤后溶解并运输物质的过程。带走物质的水称为渗滤液。渗滤液流经含有固体废物（或液体废弃物）的垃圾填埋场和垃圾堆后，大量污染物进入渗滤液。同时矿坑和废水塘里也接受工业废水。

渗滤液对地下水的污染是个主要问题。例如，1977 年对美国 50 个垃圾处理厂的评价发现，几乎所有填埋场下的地下水都受到了渗滤液的污染。❶ 49 个地方发现地下水受到重金属的污染，40 个地方发现各种各样的有机溶解物，包括 PCB（多氯联苯）和苯。最近，根据联邦研究咨询委员会（1994，p. 26）的报道，美国危险废弃物处置的地方非常普遍地都发现了地下水污染。15 种最常被报道的危险物质中有 6 种是无机化合物，按照发生的频率排列如下：铅、铬、锌、砷、镉和锰。在表 23.3 列出了 15 种最常发现的地下水污染物。

表 23.3 危险废弃物处置区受污染的地下水中最常监测到的有机化合物①

化合物	通常的来源	化合物	通常的来源
三氯乙烯	干洗，金属表面去油	1,1,1-三氯乙烯	技术和玻璃清洗
四氯乙烯	干洗，金属表面去油	三氯甲烷	溶剂
苯	汽油，加工制造	1,1-二氯乙缩醛	脱脂，溶剂
甲苯	汽油，加工制造	1,2-二氯乙缩醛(反式)	三氯乙烯的转化物
二氯甲烷	脱脂，溶剂，去漆		

① 化合物以出现的频率为序，表中所示为 15 种最常见化合物中的 9 种。这种分类是由有毒物质和疾病登记处提供的，是根据 1980 年通过的综合环境反应、赔偿和责任法所列出的优先处置区清单中的地区监测数据得到的。经美国科学出版社授权使用（1994）。

地下水面源污染的另一个来源是独立的废水处理系统，如化粪池或污水坑。1980 年，全美国几乎有 20,000,000 个家庭使用独立的废水处理系统。化粪池或污水坑污染地下水的典型成分是生活污染物。但是，有时清理化粪池所用的化学物质也能引起污染。这些清洁剂，通常含有三氯乙烯、苯、亚甲基氯化物等，对许多饮用水井造成了污染。❷

23.5.4 水资源工程

因为水资源工程比如大坝建设常常影响水质，它们有时候也被视为面源污染。这里介绍水库和清淤疏浚过程中常常发生的水质问题。❸

---

❶ 有关这方面评价的详细内容，参见环境质量委员会的报告（CEQ，Council on Enviromental Quality，1980，p. 89）。

❷ 有关这方面评价的详细内容，参见环境质量委员会的报告（CEQ，1981）。

❸ 除了水库和清淤疏浚过程外，河道整治（例如加宽和取直）也会影响水质。Brookes（1988）对这些相关文献进行了核查。Krenkel 和 Novotny（1980，pp. 236-39）给出了概括性的评价。Hunt（1988）给出了几个美国联邦政府水资源工程对生态系统的影响案例。

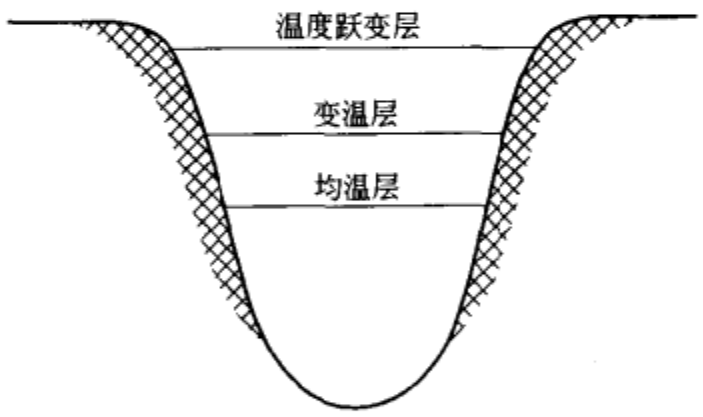
（1）水库

第一个要考虑的是水库。当河流上筑坝后，河流的速度减慢，以前处于悬浮态的沉淀物就可能淤积下来。于是水的浊度便降低了，而且大坝后集聚了很多沉积物。以前吸附在污泥中的重金属和有机物就可能在泥、水分界面上溶解。截留沉积物同样会影响大坝下的水质。因为水库中出来的水浊度降低了，下游的河岸侵蚀和沉积物沉降都和建造大坝前的情况不同了。

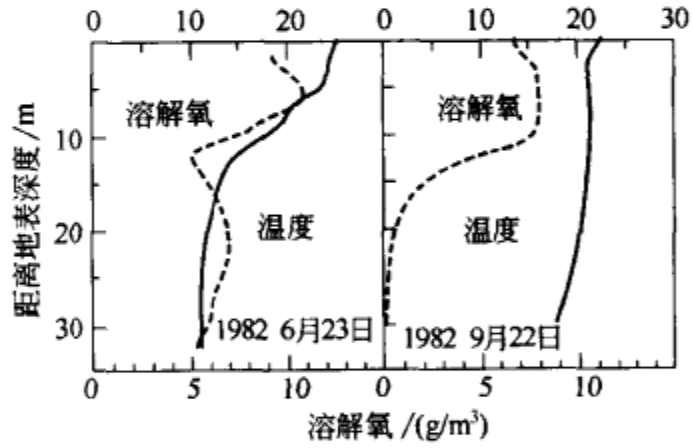
热分层是建造水库影响水质的另一个原因。热分层是指储存水的温度和密度随着深度而发生变化，水因此而分层的过程。在气候比较温和的地区，水库的分层现象季节性地出现。夏天，水库表层的热量会导致表层水是温暖的，而底层水是冰冷的。表水层常常由于表面风和暴雨的作用而完全混合。快速降温的变温层在表水层下并且夹在表水层和更冷的底层水——均温层之间（见图 23.7（a））。秋季，当气温降低时候，水层不再稳定，水库中的水混合更加均匀了。这称为秋季翻池（fall turnover）。类似的成层发生在冬季，因为水库所在地温度可以降低到或者接近冰点。❶

当水库夏季成层时，藻类常常在表水层茂盛地生长然后死亡。腐烂的有机物在底水层集聚。因为底水层不能从大气中获得氧气，腐烂的藻类可能会降低水中的溶解氧（DO），因此鱼类难以生存。而且，当水库成层时，底水层中的水含有低浓度溶解氧和高浓度的铁、锰等。❷

图 23.7（b）中所示的是位于南加州的一小块被坝所围住的水。图中的曲线表明，在夏季成层时，底水层中的 DO 可能为零。DO 的这些变化影响了水库生态系统，并可能同样导致下游河流的重大变化。对于图中的水体，如果深于 4.6 m 的话，DO 对水体的影响就很可能发生。



(a) 夏季某水库的热力分层
（Tchobanoglous and Schroeder,水质量.
©1985 Addison-Wesley出版公司
重印得到许可）



(b) 加州接近 Ukiah 的一个热力分层滞水湖泊 MeA 的典型温度 - 溶解氧剖面图.
（数据来自T-和ε用过的地质调查由 A-W 公司出版 1985 年出版允许重印）

图 23.7　水库分层——温度和 DO 的剖面图

（2）航道

航道疏浚是另一个影响水质的工程。在高密度人口的海岸带，疏浚尤其是个问题。因为水体中常常含有吸收了重金属和合成有机物的底泥。疏浚使得底层大面积的沉积物暴露于水体中，这会导致化学和生物上的变化。比如，含有高浓度 BOD 的底泥重新悬浮在水中，常常会降低疏浚地区的 DO 含量。此外，新生成的泥水界面上复杂的化学交互作用，会使许多

---

❶ 热分层的内容来自 Masters（1991，p. 139-41）。他同时也给出了冬季热分层的过程。

❷ 当底层的 DO 降到 0 时，水中的有机物分解是通过厌氧细菌来完成的。由于缺少氧，底泥和水分界面处发生的反应是从底泥中释放进入水中的铁、锰。由于水库常从底层放水，因此从底水层放出来的水中含有高浓度的硫化物、甲烷、氨和无机磷（Canter，1996，p. 233）。

溶解物浓度升高，其中一些可能会给水生生物带来毒害。

23.6 地表水质预测

我们常常用数学模型来预测提出的方案是如何影响地表水质的。最简单的模型包括的物质有氯化物，氯化物是持久性物质，持久性指它们不会被天然水体中的化学或生物物质改变。进行生化转化的物质（如氮化物）被模型化则难一些。有些物质，因为人们对它们在天然水体中如何转变了解还不够，还不能用等量关系来描述。

对水质影响建模的困难程度取决于这个水体是河流、湖泊还是河口。最简单的预测模型是河流模型，因为污染物沿着一个方向迁移并且几乎完全是由于河流的平均运动（平移）的结果。这时，就可以忽略污染物的弥散（dispersion），弥散是指由于分子扩散、紊流和密度差异造成的混合。与此相对照的是，湖泊和河口的分析常常更复杂，因为它们通常包括了由于水平对流和扩散造成的污染物迁移，并且运动方向常常不止一个。[1] 下面的讨论通常只指河流。[2]

23.6.1 预测点源排放影响

早在20世纪初就开始用数学模型来预测点源排放对水质的影响。20世纪60年代，由于计算机技术的发展，导致了模型发展和应用上的进展。最近，政府部门广泛运用以计算机为基础的模型。本部分介绍这样一个模型——QUAL2e，它是由美国环保局设在乔治亚州的环境研究实验室负责更新的。为了介绍QUAL2e模型的背景，这里先介绍用来模拟一个简单系统的基本公式。

（1）简单模型：第一反应动力学模型

质量守恒定律是大多数用于预测地表水质变化的物质模型的核心定律。最简单的应用包括在稳定河流中的持久性的污染物（比如氯化物）。如第16章所示，根据稳态河流中的持久性污染物的质量平衡分析，排放点下游污染物瞬间浓度为

$$C=\frac{Q_1C_1+Q_2C_2}{Q_1+Q_2} \tag{23-1}$$

式中 Q_1——排放口河流的流速，L^3/T；

Q_2——废水流速，L^3/T；

C_1——排放口河流的污染物浓度，M/L^3；

C_2——废水污染物浓度，M/L^3。

M，L，T分别表示质量、长度和时间的计量单位。本章都使用M，L，T表示。在美国，说明性的计量单位是流速用ft^3/s（1 ft^3 约合 0.03 m^3），浓度用mg/L。在用公制单位的国家，流速的典型单位是m^3/s和km^3/a。

因为方程式（23-1）中的污染物是持久性的并且流速是稳定的，排放导致的污染物浓度升高和离下游有多远没有关系。这个分析是以污染物一旦进入水体马上就完全混合为前提的，因此，在河流的每一个横截面上污染物浓度都是均匀的。在第7章中有一个方程式（23-1）的说明性应用，在那里，方程式（23-1）被用于决定玛格丽特制盐公司削减氯化物

---

[1] 这也有例外，如湖泊通常是被认为完全混合的。

[2] Krenkel和Novonty（1980）以及Thomas和Mueller（1987），James（1993）都曾经介绍过水库、河口、湖泊中的水质预测模型。他们还涉及到非稳态条件下的水质变化，但本节没有涉及到这方面的内容。

排放后，如何影响雪松河的氯化物浓度的。

更复杂一点的建模就是模拟物质浓度根据第一反应动力学递减，但它没有很明显地说明造成浓度变小的物理、生化原因。在任何情况下，都假设降解速度与现存物质量成正比；这一比例因子称为比例常数。我们在第 16 章介绍了这个建模的情况。如方程式(23-2) 所示，用第一反应动力学模型来预测大肠杆菌。一般地，第一反应动力学的模型有如下的形式：

$$C(x)=C_0 e^{-k(x/u)} \tag{23-2}$$

式中 x——离排放口的距离，L；

$C(x)$——在距离 x 处污染物浓度，M/L^3；

C_0——在 $x=0$ 处污染物浓度，M/L^3；

u——河流的流速，L/T；

k——根据经验而定的比例常数。

可用方程式（23-1）来计算 $x=0$ 处污染物浓度。C_0 是指在排放口受到径流稀释作用后污染物的瞬时浓度，因为假设流速稳定，(x/u) 代表排放后污染物到达 x 处的时间。

在第 16 章中，已经讲述了如何用观测到的数据来估计 k 值的，第 16 章也说明了第一反应动力学模型是如何预测废水处理后下游氯化物浓度的减小的。假设 BOD 和总磷也按照一阶反应动力学降解，可以进行建模。

有时，水质变量和其他水质参数互相影响。比如溶解氧，它取决于 BOD 浓度。DO 最简单的质量平衡分析考虑 2 个效应：有机溶解物发生生化氧化而引起的氧亏；通过气-水界面得到的氧（大气复氧）。质量平衡方程一个是关于 DO 的，另一个是关于 BOD 的，但是两个方程是内在相关的。由于细菌代谢有机物时要消耗 DO，因此 DO 方程包括了 BOD。同时解 DO 和 BOD 的物质平衡方程，可以得到“氧垂方程”（oxygen sag equation）。❶

$$C(x)=C_s(x)-\left[\frac{k_1 L_0}{k_2-k_1}(10^{-(k_1 x/u)}-10^{-(k_2 x/u)})+D_0 10^{-(k_2 x/u)}\right] \tag{23-3}$$

式中 x——与 BOD 排放口的距离，L；

$C(x)$——x 点处 DO 浓度，M/L^3；

$C_s(x)$——x 点处 DO 的饱和溶解度，M/L^3；

D_0——起始点氧亏 $x=0$ 处 $C_s(x)-C(x)$，M/L^3；

L_0——$x=0$ 处初始 BOD 浓度，M/L^3；

k_1——耗氧系数，1/T；

k_2——复氧系数，1/T；

u——河流的流速，L/T。

图 23.8 所示的是 BOD 降解曲线和 DO 氧垂曲线。只有当耗氧的有机溶解物不足够使 DO 浓度到零时，氧垂方程才适用。

方程式（23-3）的一些术语需要详细地说明。耗氧系数 k_1 与有机物的生化氧化有关。因为假设 BOD 降解遵循第一反应动力学，可以用前面讨论过的方法估计 k_1 来找到大肠杆菌降解速率（见图 16.9）。根据河流速率和河道的平均深度来计算复氧系数 k_2。❷ 溶解氧饱和

---

❶ 方程式（23-3）常被叫做 Streeter-Phelps 方程，主要是为了纪念 N. W. Streeter 和 E. B. Phelps。

❷ Mccutcheon 介绍了很多计算 k_2 的方法（1989，pp. 217-39）。

溶解度 $C_s(x)$ 是指每体积水中溶解氧的最大数量。根据水温，在水质教科书上可以查到 $C_s(x)$ 表。❶ 初始 BOD 浓度 L_0 是指单位体积水中将所有可降解有机物转化为 CO_2、水和其他最终稳定产物所需的溶解氧量。

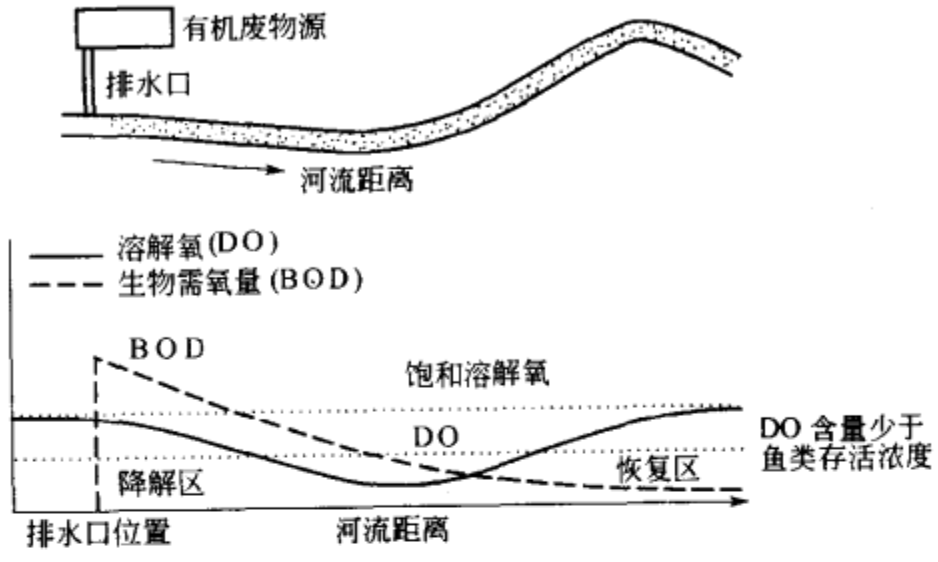


图 23.8　由于外来的有机废水进入，如生活污水引起的河流中的 DO 氧垂曲线变化

（在降解区，水中微生物消耗的氧要比大气复氧快得多，当到河流下游，水中的有机物被分解后，氧开始恢复。）

（资料来源：Hemond 和 Fechner，环境中的化学速度和传输，1994，p. 109。由科学出版社授权再版。）

如果排放的废水中含有大量有机氮，可修正氧垂分析以分辨碳化 BOD 和硝化 BOD。碳化 BOD 是由只含有 C，O，H 的有机化合物引起的，硝化 BOD 是由氨态氮氧化引起的。❷ 同样地，可以将方程式（23-3）扩展来说明其他影响 DO 的因素，比如水生生物的光合作用和有机污泥的生化氧化作用。

有些水质专家更喜欢将耗氧和复氧分开来分析 DO，而不是将两者整合在氧垂方程中。Velz（1970）称这个方法为“河流分析的推理方法”（rational method of stream analysis）。图 23.9 展示了，用 Velz 方法分析乔治亚州 Chattahoochee 河上游的 DO 的结果，说明了市政污水排放的问题。

图 23.9 显示了 DO 观测值和用这一推理方法得到的预测值之间有很强的相关性（图中，1 mile 约合 1.6 km）。在主要废水源下游不远，溶解氧下降了（在河流 275～300 英里处）。然后溶解氧又逐步上升，这是因为用于稳定有机物的氧减少的缘故。如果在下游没有额外的排放，大气复氧将使河流中的溶解氧最终升高到饱和值附近。

（2）以 QUAL2e 模型为例说明以计算机为基础的模型

除了水质模型最简单的应用以外，用计算机程序非常方便。政府机构维护并提供了许多计算机程序。美国联邦环保局水质模型之一——QUAL2e 模型可以说明这个问题。根据 McCutcheon（1989，p. 50），在联邦政府开发出的许多地表水质计算机模型中，只有 9 个得到了评价——“多少有一点”（to some extent），联邦环保局的 QUAL2e 模型就是其中之一。在他对模型评价研究的评论中，McCutcheon（1989，p. 68）总结说，QUAL2e 模型是“由美国发展的、一维稳态条件下的、并且已经被完全评价和衡量过的 3 个模型之一”。❸

---

❶ 例如，Velz（1970，p. 194）列表给出了 DO 饱和溶解度值。因为很多河流都有 BOD 背景值，因此，“未受污染”的河流的 DO 值要低于表中给出的饱和溶解度值。

❷ O'Conor 和 Thomann，Di Toro（1976）讨论了碳化 BOD 和硝化 BOD 的差异。

❸ McCutcheon（1989，p. 68）继续指出，因为 QUAL2e 简单并且应用广泛，因此它的使用已经被证明超过了任何别的模型。他的评价包含了对模型的计算机编码和方便性以及模型校正等方面所做的独立检查。

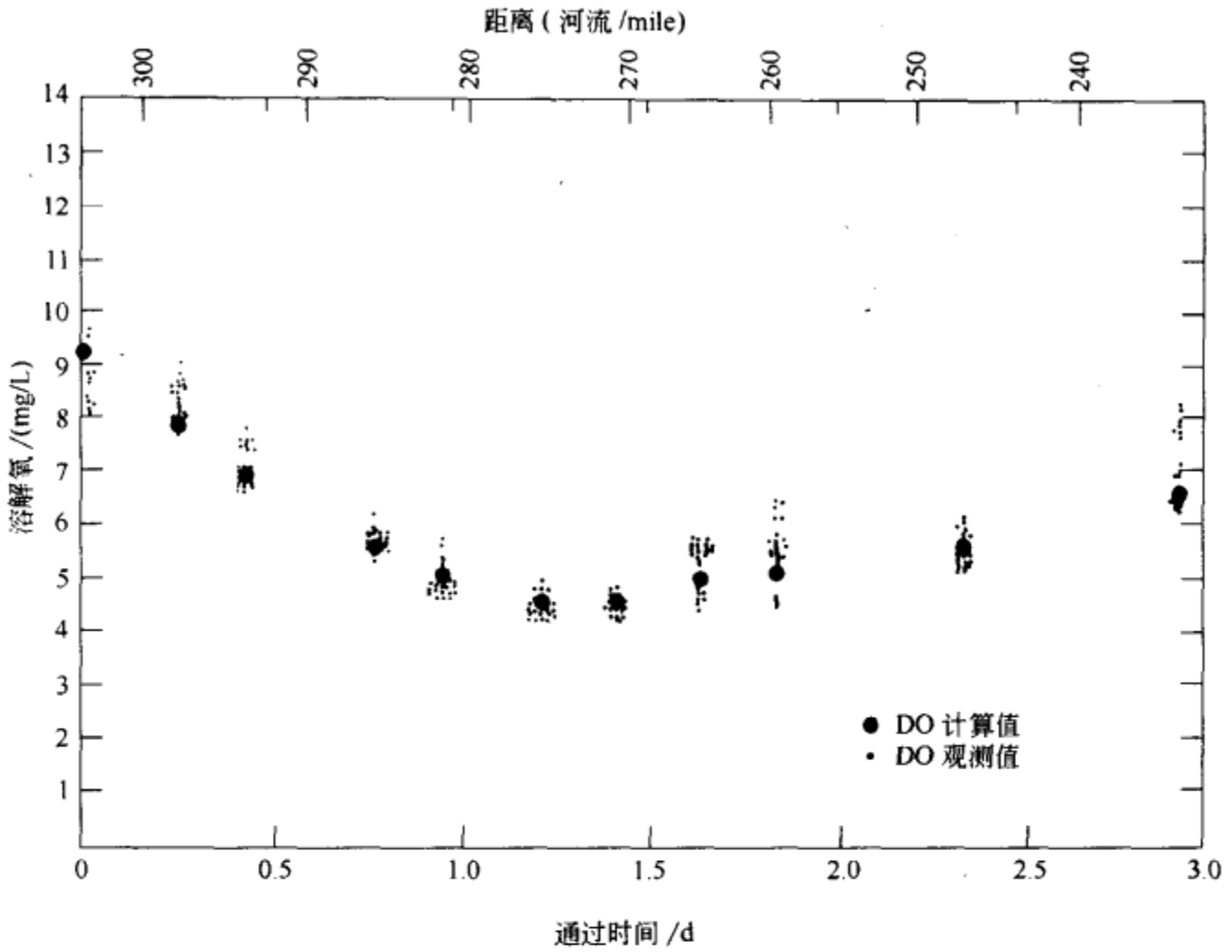


图 23.9　乔治亚州 Chattahoochee 河上游（从亚特兰大到富兰克林段）研究中观测的与计算的 DO 值

（摘自：Cherry 等，乔治亚州 Chattahoochee 河流域集中水质评价过渡报告 p. 36。在 Greeson 编辑的城市化与水质控制专题会议论文集中（1977 年），美国水资源联合会。）

QUAL2e 模型最简单的一个应用是分析那些没有被其他水质参数浓度严重影响的水质参数。这种类型的水质参数包括水温和持久性的溶质，比如氯化物。❶ 此外，对大肠杆菌转移和其他那些遵循第一反应动力学的参数，用 QUAL2e 建模就很容易。QUAL2e 模型更复杂的应用是分析溶解氧和影响氧气浓度的变量（比如 BOD）的变化。图 23.10 说明了用 QUAL2e 模型对溶解氧进行建模所包含的几部分。正如图上显示的，QUAL2e 模型说明的远远不仅限于大气复氧和碳 BOD。这里同样考虑了植物光合作用对水体溶解氧的影响（见图 23.10 中标有叶绿素 a 的方框），也考虑了底层淤泥中含有的有机物生化降解对溶解氧的影响。在图 23.10 中，它的影响用标有底栖生物需氧量（benthic demand）的方框表示，底栖生物需氧量是指底泥中细菌在稳定有机物时需要的氧量。❷ 底泥可能含有来自排放污水的有机物和不同腐烂程度的水生植物和叶子，这些有机物是以可沉淀的固体形式存在的。底泥和水直接接触的表面，一般是通过生化氧化过程来去除附着在它上面的氧。

QUAL2e 模型包含了不同形态氮的独立的质量平衡方程。氮的形态有：有机氮、氨氮、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮。图 23.11 表明了在水生生态系统中，这些不同形态的氮如何相互关

---

❶ 温度在模型中遵循能量守恒定律，温度对其他参数的影响是由于很多反应速率（如方程式（23-3）中的 k_1 和 k_2）受温度变化的影响。有关温度对这些反应和水生生物的影响，参见 McCutcheon（1989，p. 171-209），他同时还指出了预测地表水温度变化的模型。

❷ 欲了解底栖生物需氧量和光合作用对地表水氧平衡的影响，参见 Thomann 和 Mueller（1987）。

联形成氮循环的。水生生态系统中同样存在着磷循环，QUAL2e 模型解释了磷循环（见图 23.10）。QUAL2e 模型中的质量平衡方程相互关联，反映了水质变量的交互作用。运行 QUAL2e 模型可以同时解决一系列的质量平衡方程。QUAL2e 模型的输出值包括 DO 稳态预测、碳 BOD、叶绿素 a 和图 23.10 显示出的其他众多参数。❶

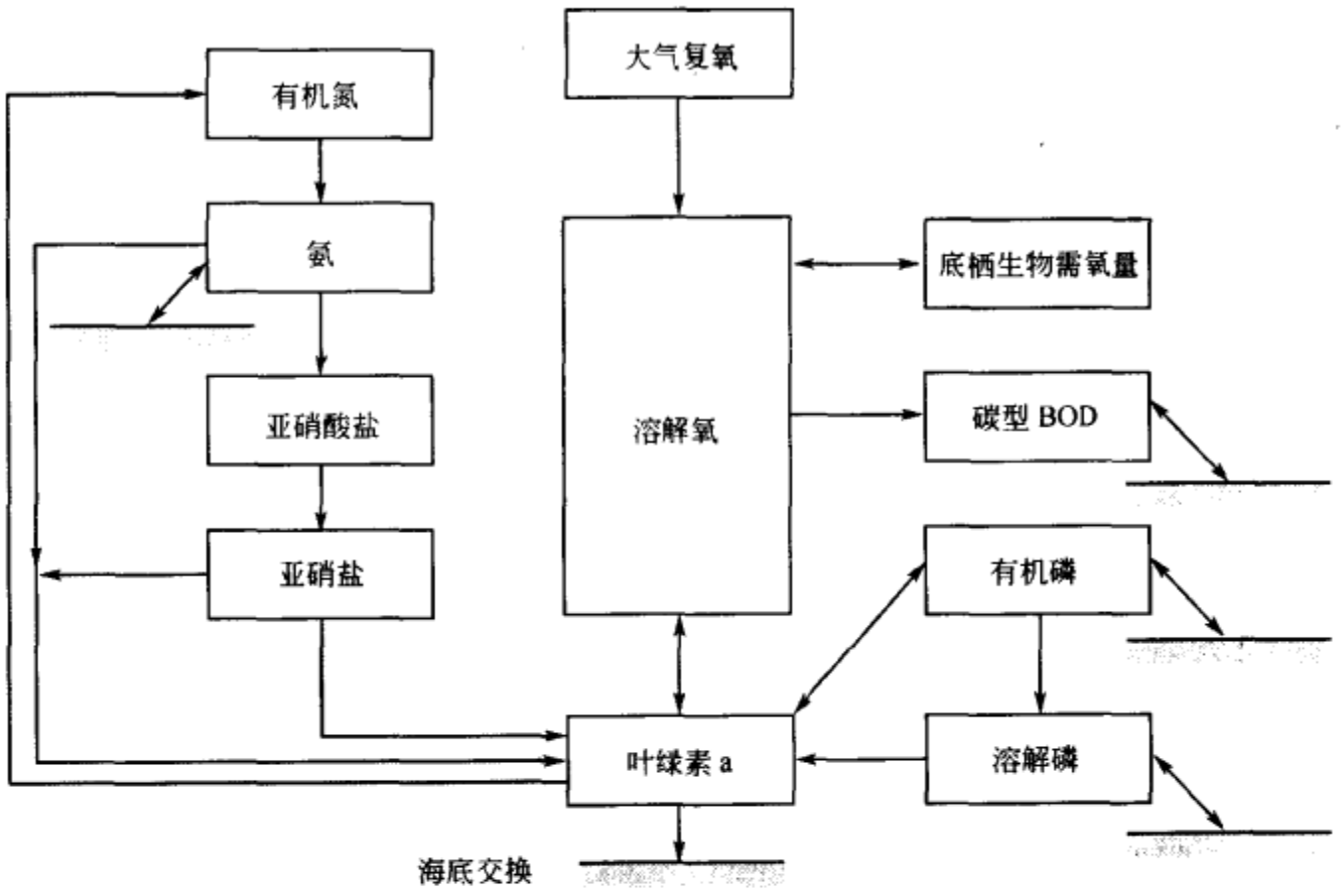


图 23.10　QUAL2e 模型分析 DO 时的几个组成部分

（摘自：McCutcheon，水质模型，第 1 期，河流中的运送和地表交换，CRC 出版社，1989。）

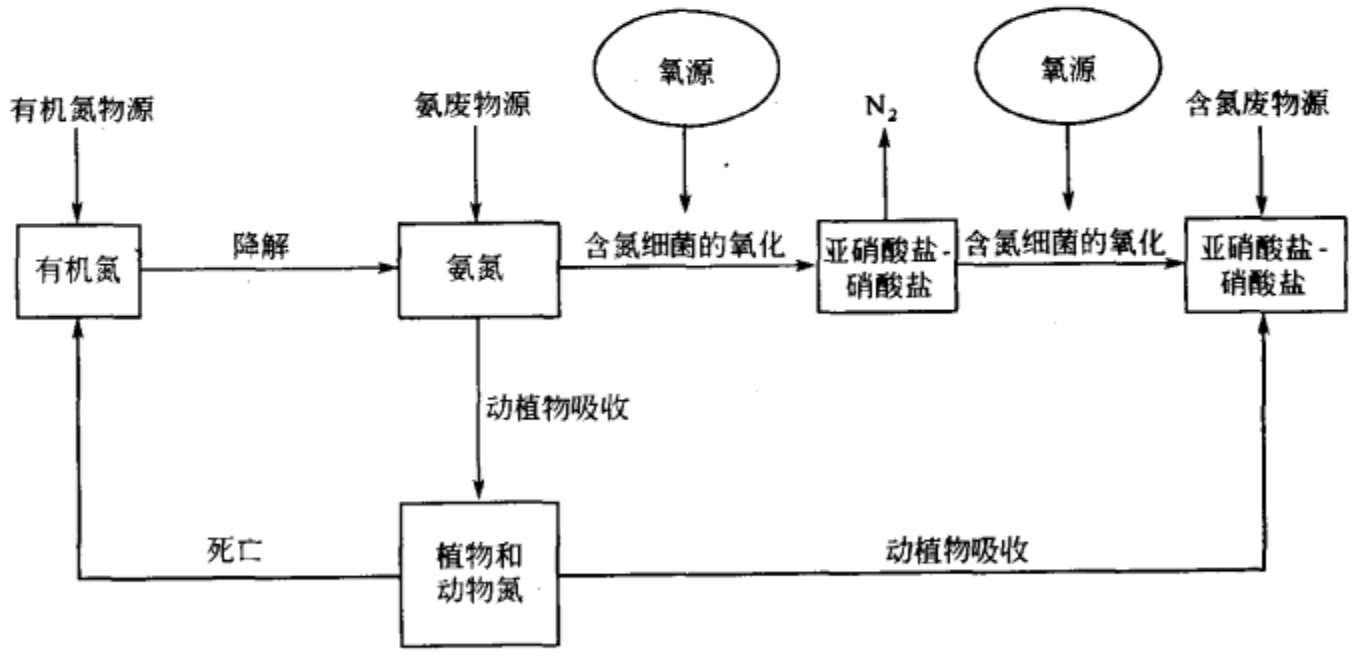


图 23.11　含 DO 时，水中氮的主要转化特征

（摘自：Loucks，Stedinger 和 Haith，水资源系统规划与分析，p. 451，Prentice-Hall 出版社 1981。重印得到许可。）

---

❶ QUAL2e 可以计算许多参数随时间的变化。模型设计的出发点“前提是流量和污染复合一定，但气象条件可以随时间变化，模拟了阳光、气温和风速变化对水质条件的影响。”（McCutcheon，1989，p. 12）。

QUAL2e 模型的扩展模型称为 TWQM 模型（Tailwater Quality Model），可以用 TWQM 模型估计成层水库中均温层放出水的水质。除了处理 QUAL2e 模型包含的参数外，TWQM 模型包含了代表泥-水界面化学反应的方程。这些反应包括铁、锰、硫氢化物的反应。❶

尽管水质模型为设立水质排放标准和预测环境影响提供了基础，但时间和资源约束限制了它们的应用。收集用于校准模型参数的数据可能很贵并且很耗时间。此外，校准过程本身可能很复杂，特别是包括了磷循环和氮循环的模型、或者包含了径流和污染物扩散但对这方面了解甚少。在任何情况下，利用计算机为基础的水质模型需要一批专家，他们受过训练并且有经验，知道用哪个模型、如何校准模型参数以及如何解释模型输出值。

23.6.2 面源影响预测

预测面源对水质的影响包括：预测地表上的污染物是如何被地表径流运输或者如何渗透到地下的（见图 23.11）。进入地下水的污水有两条路径：经过滤渗入地下水层；横向移动，这一过程称之为层间流动（inter flow）。

预测面源污染的关键步骤是决定污染源负荷——降水过程输送的地表污染物数量。一旦预测了负荷，就可以利用水文模拟工具（例如斯坦福流域模型）来决定最终径流和污染物进入地下水和各种河流、湖泊和海水的路径。完成污染物进入地表水的预测后，就能够利用以前提及的点源水质模型来计算下游的污染物浓度。

（1）城区面源污染

图 23.12 描述了城区中的面源污染物枯水期如何积累以及丰水期如何输送的过程。暴雨排水装置和污水收集网络分离的城市，地表径流中的主要污染物通过图 23.12 底部显示的两条路线进入地表水（接受水体）：暴雨下水道、地下水浅层含水层（底下流的排放水）。❷ 暴雨径流和生活污水合用管道运输的地区，污染物同样由于合流制下水道系统的溢流进入接纳水体。这里忽略了图 23.12 中关于径流渗透进入含水层的部分，但是在后面的讨论中考虑了从非城区流出的径流。

正如图 23.12 所示，降雨时带走了不渗透表面上黏附的污染物（冲刷作用）。这些污染物来自于各种污染源的积累：机动车辆（例如机动车辆的油泄漏）、街道垃圾❸、大气沉降（干沉降）、落叶。

描述冲刷中污染物负荷的一个方法是预测：（1）最近一次降水以来不渗透表面上积累物质的质量；（2）积累的物质在后来的降水中将有多少被冲刷走（以固体形式或者溶解物质形式）。许多城市进行的监测研究为实施这些步骤建立经验方程提供了基础数据。❹

Sartor 和 Boyd（1975）给出了一个例子，说明如何利用监测数据建立方程来预测积累和冲刷。他们从几个城市收集固体数据，这些固体是在降雨和打扫街道过程中积累的。图 23.13 总结了他们的数据。利用这些数据可以推测出大街上每单位体积积累的固体量方程：

---

❶ TWQM 的内容参见 Canter（1996，pp. 233 和 237）以及那里的参考文献。

❷ 含水层是地下的一层，其中的物质达到了水饱和且具有透水性。这一层是井和喷泉的水源。“当干旱季，地表水和渗透到下水道中的水主要是从地下水系统中产生的，因此被称为地下径流（ground-water runoff）或底下流（base flow）”（Novotny 和 Olem，1994，pp. 171-72）。相反，隔水层（aquitard）是指相对没有渗透性、也不适合作为水源的地下部分。

❸ 垃圾（litter）指罐、碎玻璃、塑料、纸、废物、动物尸体、动物排泄物等（Novotny 和 Olem，1994，p. 454）。

❹ 这部分讨论包含一个说明性的方程来估算积累的固体量。有关经验方程的例子，见 Novotny 和 Olem，1994，pp. 461-83。

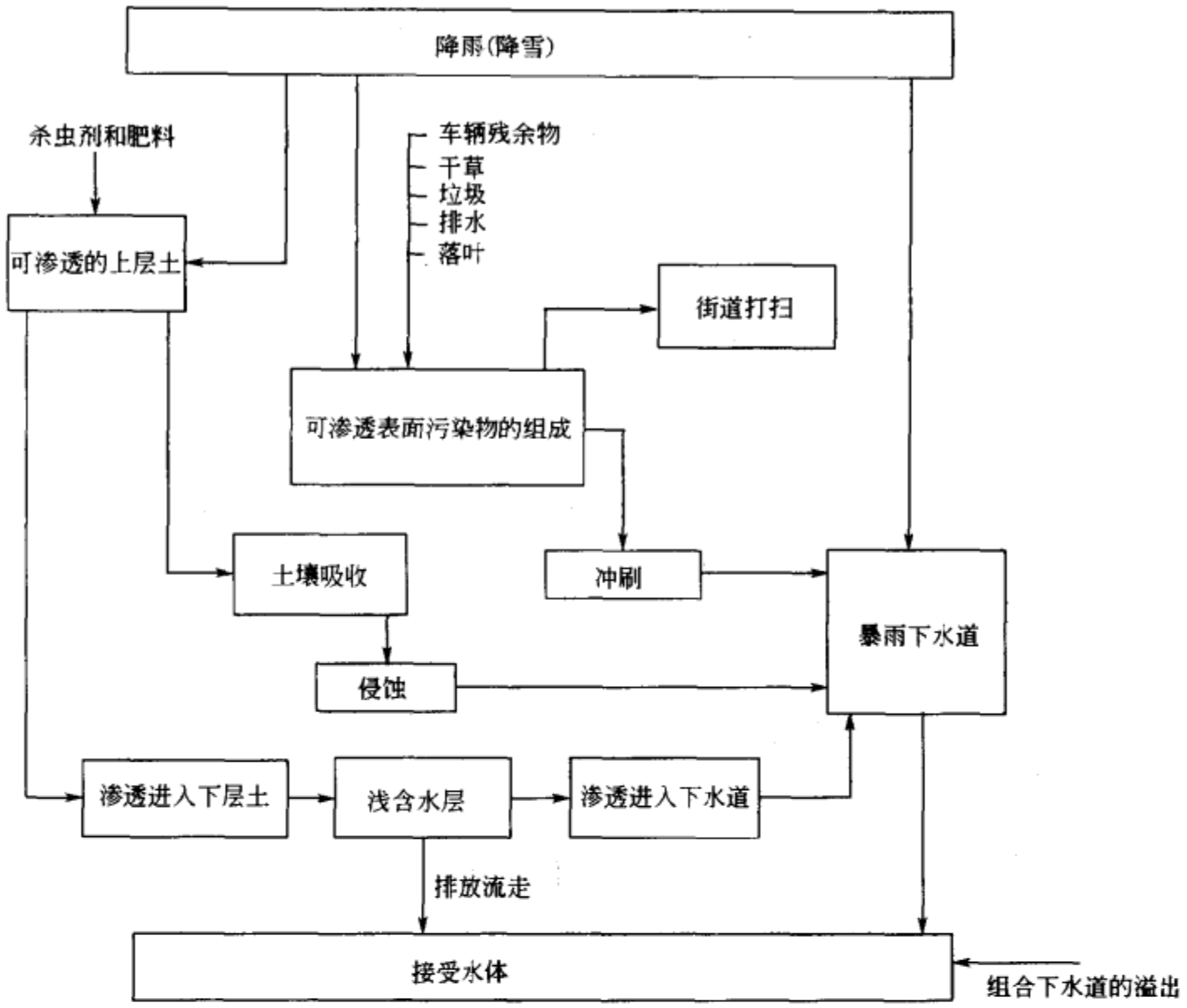


图 23.12　与城区降雨相关的污染源

（摘自：Novotny 和 Olem，水质：污染，扩散的预防，识别和管理，p. 445，1994。Van Nostrand Reinhold 版板所有。）

$$F_t=\frac{G}{k}(1-e^{-kt}) \tag{23-4}$$

式中　F_t——街道表面的固体负荷，M/L；

G——固体降解常数，M/(L·T)；

k——经验常数，1/T；

t——最近一次降雨或者街道清扫后经过的时间，T。

在许多城市都预测了参数 k 和 G。

方程式（23-4）在 1975 年被 Overton 和 Meadows 利用并验证，其中，$G=100$ 磅物质质量/(英里的边长·天)（lb/(curb-mile·d)，1 lb 约合 0.454 kg，1 mile 约合 1.6 km），$k=0.40$/d。预测最近一次降雨或者街道清扫两天后积累的固体的数量为：

$$F_2=\frac{100}{0.4}(1-e^{-0.4(2)})=138 \text{ lb/curb-mile}$$

如图 23.13 所示，这个方程表明固体累积经过一个时间 t 后达到了峰值。此例中峰值 G/k 为 250 lb/curb-mile。

为了预测城市径流中的要素，必须识别街道上与固体积累有关的物质。对于这一目的，有资料表明，可以用不同污染物和不同土地利用种类下每单元固体量的数据来进行

分析。比如，如果在居住的居民区街道上积累的固体含有的磷酸盐预测为 50 mg/kg，[1] 那么这个地区积累的磷酸盐质量就可以用整个固体积累量（用单位 kg 衡量）乘以 50 mg/kg 来计算。

确定了街道上积累的固体中各种污染物量后，需要预测地表径流会冲刷掉多少物质。Louchs，Stedinger 和 Haith（1981）在计算时假设了一个地表径流量，当径流量等于或者超过这个值时，径流会冲走所有积累的固体物质。如果地表径流速度低于这个速度，固体中被冲走的比例等于实际地表径流除以假设的临界地表径流量值。[2]

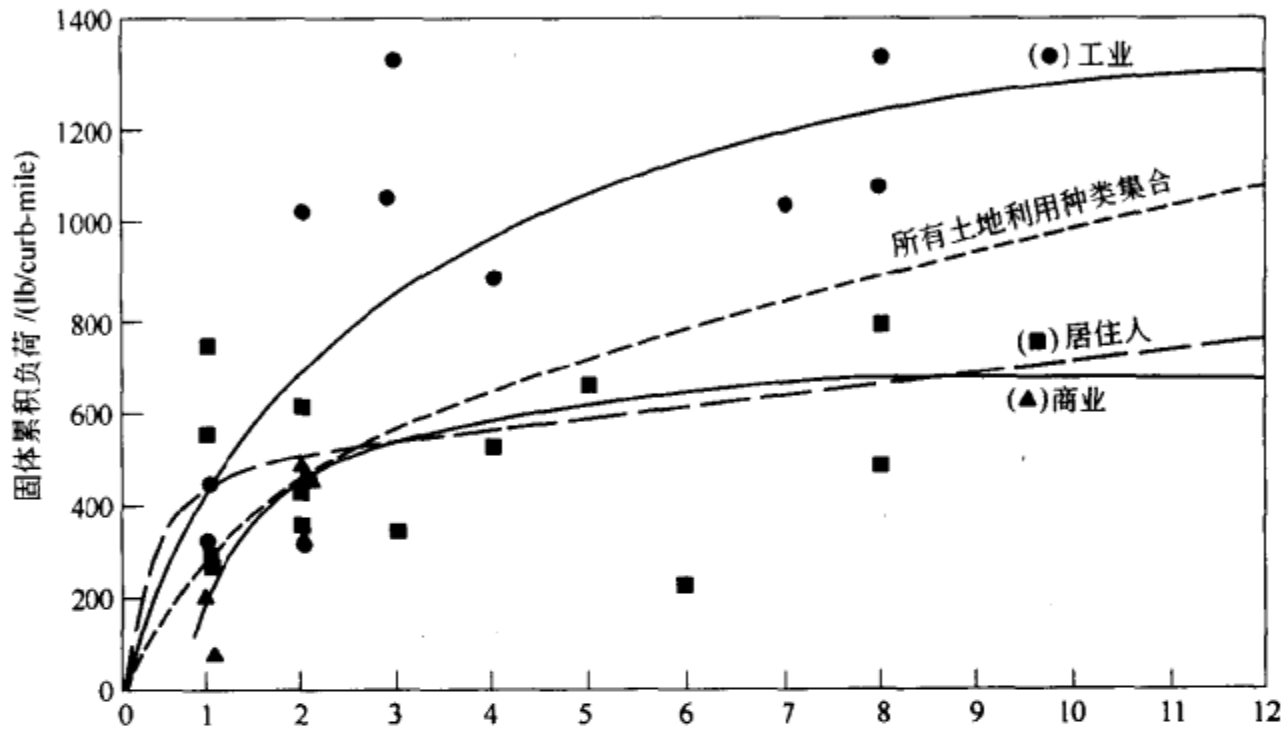


图 23.13　不同土地用途下的固体积累曲线

（美国 8 个城市的研究结果）

（摘自：Sartor 和 Jewell 等，低密度地区水污染控制，新英格兰出版社授权，1975。版权所有：Vermont 大学。）

剩下需要关注的问题是固体经过冲洗后，固体吸收的污染物有多少进入溶液中。这可以用分布系数（partition coefficient）来预测，分布系数是指，从第一状态（或者环境媒介）的物质稳定状态浓度转变到第二状态的物质稳定状态浓度的比例。[3] 在这个例子中，这两种正态指的是聚积在固体物质和水中。Louchs，Stedinger 和 Haith（1981）展示了如何用分布系数来计算地表径流中的污染物浓度。

在积累和冲刷数学模型基础上预测污染物负荷的程序，需要所研究城区的监测数据。缺少这些数据时，可以用其他城区的监测结果粗略估计负荷。[4]

有许多以计算机为基础的模型利用暴雨下的污染物排放量信息和水力模拟程序共同估算

---

[1] 这一数值来自 Loucks，Stedinger 和 Haith（1981，p. 481），是独户住宅区的值。Whipple 等（1983，pp. 84-90）和 Novotny，Olem（1994，第 8 章）给出了表示城市径流中物质数量的其他方法。

[2] Overton，Meadows（1976，pp. 318-28）和 Whipple 等（1983，pp. 104-107）给出了计算冲刷的更复杂的方法。

[3] 分布系数的介绍见第 16 章。

[4] 通过全国城区地表径流工程，EPA 建立了一套方法来估计没有设立监测站的地区的污染负荷。EPA 的方法是通过设立在全国 22 个城市的 81 个监测点得到的 2300 个独立的降雨数据分析的结果。Novotny，Olem（1994，pp. 491-95）给出了 EPA 的这种污染负荷估算过程。

输送到地表水的污染物负荷。[1] 最古老和应用最广泛的模型之一是 EPA 暴雨管理模型(SWMM，Stormwater Manayement Model)。这个模型由 EPA 设在乔治亚州 Athen 的环境研究实验室维护，已经在世界上许多地区得到了应用。在水力模拟模型案例中，用模型预测城市径流中的污染需要大量的数据来校准参数，也需要很多经验选择、校准模型及解释输出结果。

(2) 城区外的地表径流

在城区以外，地表径流侵蚀造成的土壤流失量常常是决定面源影响水质的关键因素。建筑、农耕、裸露凹陷地、带状矿区和森林砍伐等活动的侵蚀通常比较严重。[2]

预测地表径流引起的土壤侵蚀有许多关系式。运用最广泛的是土壤通用侵蚀方程：

$$A=(R)(K)(LS)(C)(P) \tag{23-5}$$

式中 A——每单位面积土壤平均损失，$M/(T \cdot L^2)$；

R——当地降水因子 $1/T$；

K——土壤侵蚀因子；

LS——坡度因子；

C——种植管理因子；

P——侵蚀控制因子。

这个方程是由美国农业部收集了 40 余年数据后经过统计分析建立起来的。尽管最初创建方程式 23-5 是为了分析农场的水土保持活动，但目前在非农业领域也开始采用这个方程来分析。可用经验关系确定方程式 23-5 的右边项，比如可以用 Novotny 和 Olem 总结的经验关系来确定右边项。

土壤通用侵蚀方程可以适用于不同的时间段，这主要决定于 R 取值的不同。目前已经得到了可以预测土壤侵蚀年平均量的 R 值；适用于不同的暴雨发生频率的 R 值也已经被推导出来。例如，可以根据选择的 R 值来预测十年一遇、二十年一遇、三十年一遇的洪水造成的土壤侵蚀量。[3]

当利用土壤通用侵蚀方程或其他模型对土壤侵蚀量进行确定后，有必要来分析与解吸(desorption) 作用相关的问题：比如吸附在侵蚀土壤上的杀虫剂和重金属在土壤中以及在输送土壤的径流中的分布。可以根据分布系数和其他经验方程来计算被吸附的物质中有多少会被解吸。[4]

预测非城区的面源对地表水水质影响的方法，将分析化学物质的重新释放过程和水文模拟方法结合在一起。有些方法侧重于地表径流中侵蚀物质的陆上输送，有些方法则同时考虑

---

[1] 超过 12 个计算机模拟程序被建立以预测城市地表径流中的污染物浓度变化，Novotny，Olem (1976，1994) 和 Whipple 等 (1983) 对其中的几个模型进行了评价。这些模型都假设在发生径流的过程中没有生化反应发生，同时，它们也没有考虑到地表径流的渗透。

[2] Novotny，Olem (1994 第 5 章) 给出了土壤侵蚀的相关内容。除了影响河流中的污染物浓度外，土壤侵蚀还会影响河流的形状。悬浮颗粒物浓度的增加改变了下游河道的侵蚀模式和沉积物沉积。由于沉积物的输送模式十分复杂，并且目前也没有能够完全搞清楚，因此很难对此做出预测。Dunne 和 Leopold (1978，pp. 672-85) 给出了沉积物输送的模型。

[3] Overton，Meadows (1976，pp. 331-18) 提供了几个应用土壤通用侵蚀方程进行分析的实例。

[4] Novotny，Olem (1994 第 6 章) 和 Ghadiri，Rose (1992，pp. 58-65) 给出了几种分析被侵蚀土壤中的物质被解吸的方法，同时也有很多方法来分析土壤中氮、磷、重金属等的解吸。

了地表径流和渗透进入土壤引起的地下水质变化。

对非城区的面源污染影响进行分析的模型有很多，其中之一是由美国农业部开发的农业管理系统中化学物质、径流和侵蚀模型（CREAMS，Chemicals，Runoff and Erosion from Agricultnral Maragement Systems）。CREAMS模型侵蚀部分的分析是通过对土壤通用侵蚀方程进行改进来完成的。这个模型同样可以用来解释这样的一些化学物质，它们被吸附在土壤中，当土壤被地表径流侵蚀时又溶解进入水体中。设在乔治亚州 Tifton 的美国农业部农业研究局可以提供 CREAMS 模型（以及模拟化学物被输送进入地下水的 CREAMS 扩展模型）。❶

23.7 地下水水质预测

图 23.14 代表了地下水环境。多孔且粒状的物质（多孔介质，porous media）处于地表土层之下、固体岩石（母岩）之上。地表下最开始几十厘米深处的物质称为土壤，土壤层的特征是有剧烈的化学和生物活动。土壤层和其下未被水浸透的物质组成了未饱和层（或叫渗流层），尽管这层中含有水，水并没有完全填满孔隙-颗粒间空隙。在饱和层，所有孔隙都填满了水。在一个井中，当水还未被抽吸时，井中的水位线就是井所在地的地下水位（water table）。

图 23.14 展示了水和有废水排放的污染物是如何进入含水土层中去的。含水层是指由多孔介质组成的地质层，它允许水渗透流过该层。❷ 箭头表明流动的方向。因为地下水以每天几厘米到每天几十厘米的速率缓慢流动，因此需要很多年才能从井中或者地下水体中监测出从废水排放区渗透进来的污染物。

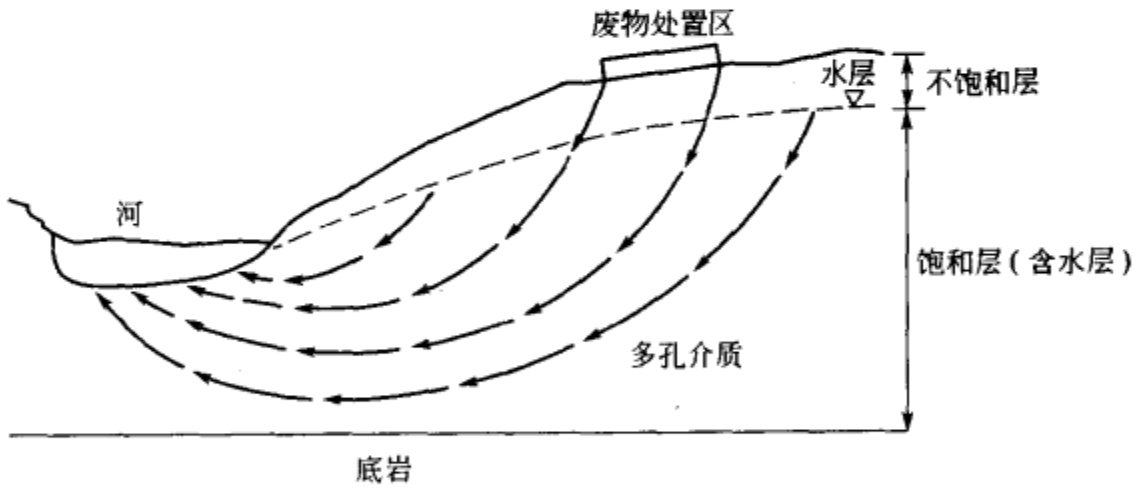


图 23.14 水和污染物在含水层中的流动

（摘自：Miller in Ward，Giber，McCarty，地下水的化学，1985。版权所有：John Wiley & Sons，Inc. 重印得到许可。）

人类活动以多种方式影响地下水质：大多数都在前面的面源污染的讨论中提及过（比

---

❶ CREAMS扩展模型被称为农业管理系统对地下水污染负荷的影响（GLEAMS，Ground water Loading Effects of Agricultnral Management Systems）。其实这个名字容易误导人，因为GLEAMS主要涉及的是地表径流和土壤侵蚀的问题。它与CREAMS很相似，但多了一个分析污染物对地下水影响的部分（Ghadiri 和 Rose，1992，p.73），有关这方面的介绍见 Novotny，Olem（1994 第 9 章）和 Ghadiri，Rose（1992）。

❷ 水可以很容易、均匀地流过含水层，但却不太容易流过隔水层，隔水层是由黏土和其他一些低渗透性的物质组成的。

如，从农耕区带走杀虫剂的径流）。在过去的几个世纪，环境部门已经非常关注从危险废弃物垃圾场、废水塘（wastewater lagoon）出来的渗滤液以及从装有汽油、溶剂和其他化学物质的地下储存罐中泄漏出来的物质对地下水的污染。

预测人类活动对地下水质的影响通常比预测人类活动对地表水质的影响困难得多。一个原因是需要试验井和其他设备来描绘地下水层以及确定地下水层物质的水力性质。这种数据收集的方式很昂贵。通过多孔介质进入地下水流的杂质（heterogeneity）又是另一个困难。地下物质的水力性质即使在小区域内也可能变化很大，因此有时候就需要分析水在所有三维空间内的运动。水和其下物质界面上发生的化学和生物变化使预测地下水水质变化越发显得困难。

23.7.1 达西（Darcy）定律

要预测污染物如何在地下水中输送，就需要来解释水本身的运动。地下水运动是由于压力水头（hydraulic head）（或者直接简称为“水头”）的差异。这是一个工程师常用的术语，指的是一体积水的能量。当地下水缓慢流动时（它也是惯常缓慢移动），可以不考虑水速的动能。在这种情况下，一体积水的水头是以下几个部分之和：（1）在任意参考面上一体积水的海拔；（2）一体积水（大气压以上）的压力。

图 23.15 阐明了水头的概念，它表示的是在实验室中进行的一个实验，水在大气压的作用下以固定流量 Q 流过用沙子填充的圆柱体（Q 的单位是单位体积/时间），监控设施（称之为压强计）在沙子管道的一边，水升高的高度表明了在沙子颗粒间水的压力（超过大气压的部分）。位置 1 的水头（h_1）可以用如下表示：❶

$$h_1 = Z_1 + \frac{p_1}{\rho g} \tag{23-6}$$

式中 Z_1——位置 1 在参考平面以上的高度，L；

p_1——位置 1 空隙间的压强，$M/(L \cdot T^2)$；❷

ρ——水密度，M/L^3；

g——重力加速度，L/T^2。

$p_1/(\rho g)$单位是长度，代表了位置 1 压强计中水的高度（见图 23.15）。位置 2 的水头可用类似方法计算。

连接 h_1 和 h_2 的线称为水力梯度线（hydraulic grade line），它的斜率$(h_1 - h_2)/l$（l 是指沙子管道的长度）就是水力梯度。当梯度非零时，地下水就会流动。因为水在流经颗粒时候要克服摩擦力消耗能量，水力梯度线顺着水流方向降低。

用图 23.15 中的实验来介绍对地下水流动建立的基本方程：达西定律由 19 世纪法国水力工程师亨利·达西（Henry Darcy）的名字命名，他根据经验研究建立了地下水流的关系方程。❸ 可用达西定律计算流量 Q，

$$Q = KA\left(\frac{h_2 - h_1}{l}\right) \tag{23-7}$$

---

❶ 公式（23-6）的推导见流体力学（fluid mechanics）的教科书，如 Street，Watter 和 Vennard（1996 第 2 章）。

❷ 压强是在单位面积上的作用力，在不同的学科上有不同的表示方法。根据牛顿的运动定律，力等于质量×加速度，因此单位为 $M \cdot L/T^2$，将力在单位面积（L^2）上分解，得到压强的单位 $M/(L \cdot T^2)$，水利过程上经常用压强计来测量压强，因此通常情况下，水头用压强来表示，例如 $p/\rho \cdot g$，单位为 L。

❸ 达西推导公式（23-7）的原意是为了给他的出生城市法国的 Dijon 寻找水源，他利用现场研究（field study）推导出地下含水层中的水流动方程。

式中 h_i——位置 i 的水头，$i=1$、2，L；

A——管道的横截面积，L^2；

l——沙子管道的长度，L；

K——沙子导水率，L/T。

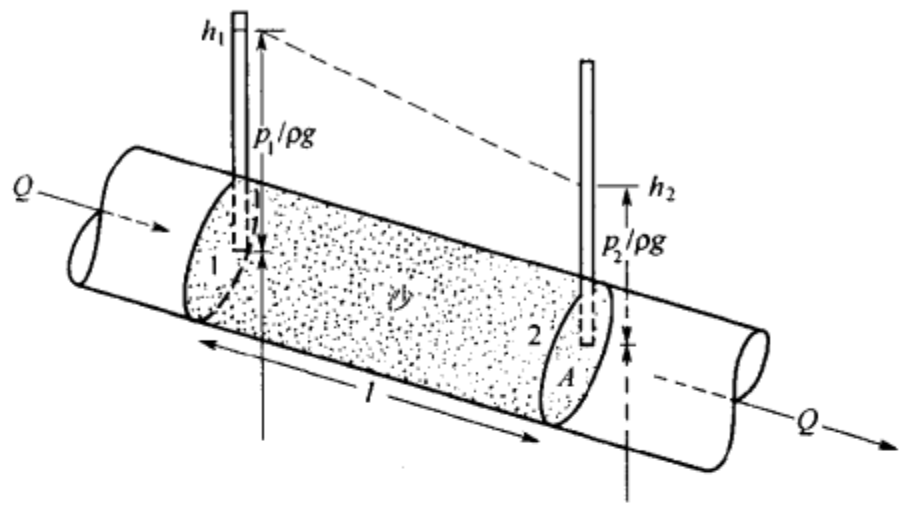


图 23.15 流量 Q 的水在装沙管中的流动

（摘自：Zheng 和 Bennett，实用污染运送模型：理论与实践，1995，p. 4。Van Nostrand Reinhold 享有全部版权。）

导水率（hydraulic conductivity，又译为水力传导率——译者注）是一个经验常数，它取决于水流流过的多孔介质的特征，例如颗粒大小的范围就是一个特征。比如，颗粒大小均匀的砂砾导水率要比颗粒大小不均匀的砂砾的导水率大，这是因为在不均匀颗粒的砂砾中较小颗粒填充在较大颗粒之间，从而使水更加难以流过。

分析流体流动的基本关系是：❶

$$Q=VA \tag{23-8}$$

Q 和 A 按照先前定义，V 是指速率。根据这个表达式，可用速率重新建立达西定律。用 A 将方程式（23-7）变形，得到称之为达西速率的方程：

$$v=\frac{Q}{A}=-K\left(\frac{h_2-h_1}{l}\right) \tag{23-9}$$

方程式（23-9）表明达西速率（v）取决于导水率和水力梯度。❷

通过孔隙的水速称为渗流速率（seepage velocity）。它和达西速率不同，因为计算达西速率的假设是，水流经区域 A——各部分完全交叉且垂直于水流运动的区域。但是，容纳水流的有用区域小于 A，因为水流通过的是颗粒之间的孔隙。颗粒个体大小的不规则性以及孔隙，使得除了计算平均渗流速率外，别的都不能计算。平均渗流速率计算是为了说明孔隙率（η），孔隙率是指孔隙占用多孔介质总体积的百分比（见图 23.16）。可以发现地下水的平均渗流速率 V 是❸

$$V=\frac{v}{\eta} \tag{23-10}$$

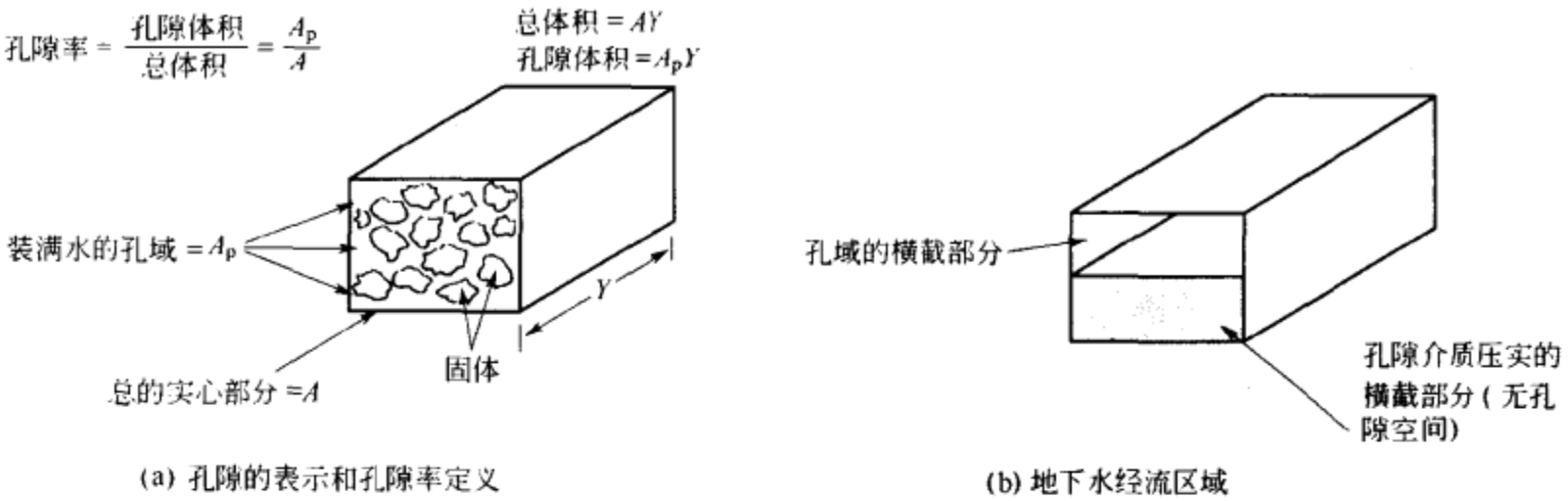
---

❶ 这个方程也叫连续性方程（continuity equation），是根据质量守恒定律推导出来的。Street，Watter 和 Vennard（1996，pp. 108-11）的流体力学教科书上给出了推导公式。

❷ 达西速率有时也叫比流量（specific discharge，又译：受水地区的单位面积流量），指单位面积上的流量，面积在图 23.15 中是 A，即沙子的截面积。

❸ 这个关系式是从地下水水流力学的教科书上得到的，参见 Zheng 和 Bennett（1995，pp. 3-7）。

渗流速率大于达西速率，是因为水流 Q 流过的面积小于沙子管道的横截面积 A。



(a) 孔隙的表示和孔隙率定义　　(b) 地下水经流区域

图 23.16　空隙和总横截断面关系

（摘自：Masters 和 Gilbert，环境工程与科学导论，1991。改编得到 Prentic-Itall. Inc，Suddle 河上游的许可。）

23.7.2　持久性溶质的平流和扩散

和研究地表水一样，预测人类活动对地下水水质影响时最简单的方法是用持久性（conservative）溶质进行建模。持久性溶质预测过程通常取决于以下几个部分：（1）用水力分析估计渗流速率，包括速率和方向；（2）利用质量平衡分析来确定不同地点的溶质浓度。

在发展预测方法时，假设持久性物质的行为只受到两个过程的影响：平流（advection，也可译为推流——译者注）和弥散（dispersion）。这里，平流是指溶质随着地下水的平均流速而移动。❶ 平流是地下水中污染物输送的主要过程，污染物被输送仅仅是因为溶解了污染物的地下水在运动。在大多数情况下，假设溶解的物质运动速率、方向和地下水本身平均速率、方向相一致。

弥散是指当地下水运动时，污染物展开的方式。因为地下水通常缓慢流动，湍流不是扩散的主要原因。地下环境中多孔介质中的不同成分引起水流速率的差异，污染物扩散也主要是由于这种差异而产生的。❷ 在图 23.17（a）中，对于任一孔中的一小束水，沿孔中心线到孔壁，速率由最大值变到零。图 23.17（b）表明，每束水的运动路径都是曲折的。当水在土壤颗粒中运动时，它的速率就发生了变化。

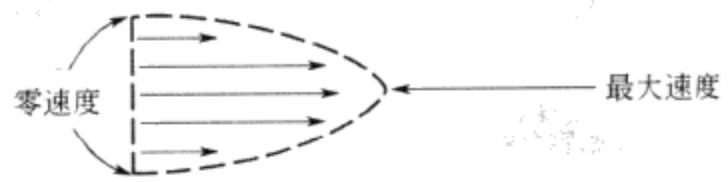
在现场研究中，由于土壤孔隙不规则而导致的速率不均一与整个含水层发生的变化比起来简直是小巫见大巫。比如，含水层的导水率和孔隙率的变化。图 23.18 显示了一个边长为几十厘米的沙箱实验的结果。实验中，沙箱含有两种不同导水率多孔物质。在沙箱中注入含有示踪剂（tracer）的水。示踪剂是一种易辨别的化学物，用于标识溶解物的运动。示踪剂扩散的轨迹显示了导水率的差异。

平流和弥散的差异可由实验室实验来进行区分，实验是通过地下水中持久性物质的流动来进行的。图 23.19（a）显示了一个装满洁净沙子的圆柱，普通的自来水以稳定的平均速度流过这个圆柱。假设不反应的示踪剂在 t_0 时刻注入自来水中，那么 t_0 时刻前自来水中示踪剂浓度为 0。

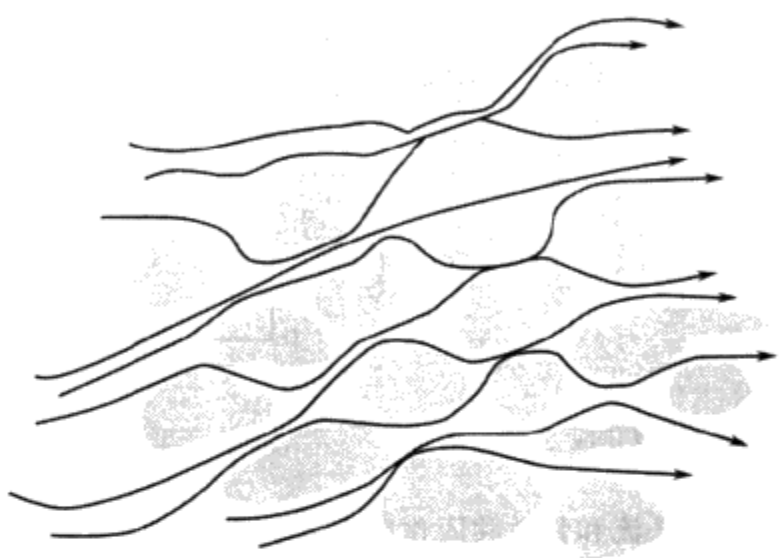
---

❶ 这一段余下部分的内容来自联邦研究委员会（1990，p. 37）。

❷ 地下水中污染物扩散的一个次要原因是分子扩散，Zheng 和 Bennett（1995，p. 31）这样指出“传统的扩散模型假定分子和离子在水中的扩散是一种随机运动……这种运动发生的起因是水中的浓度梯度，因此导致物质的净通量变化。



(a) 每个孔隙中水速的理论变化



(b) 显微镜下多孔介质中水流动路径的曲折分支和连接

图 23.17　单孔和多孔土壤中水流速率的不均一变化

（摘自：Zheng 和 Bennett，实用污染物运送模型：理论与实践，1995，pp. 25-6。所有版权归 Van Nostrand Rein hold 所有。）

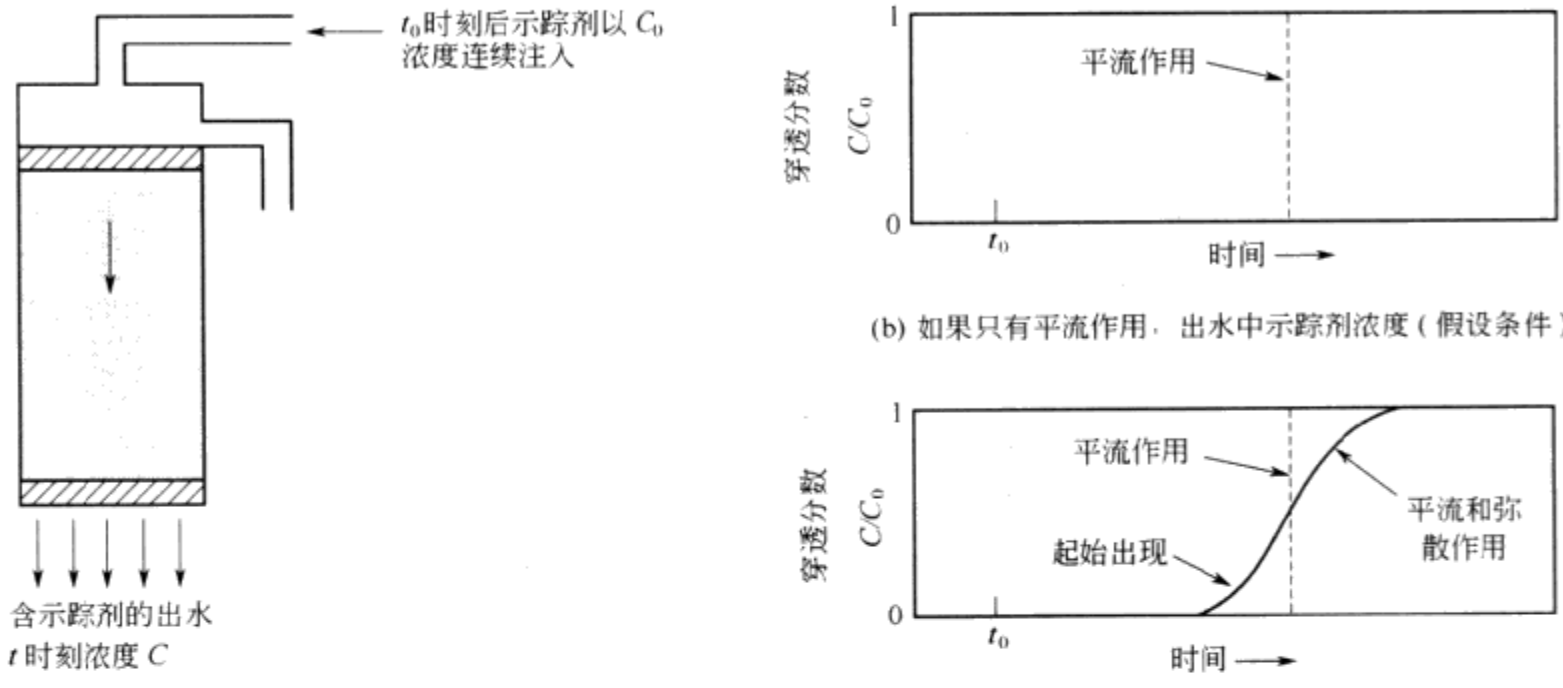
图 23.18　含水层杂质对示踪剂影响的实验室分析结果

（摘自：Zheng 和 Bennett，实用污染物运送模型：理论与实践，1995，p. 49，Van Nostrand Reinhold 版权所有。）

t_0 时刻，圆柱中的示踪剂浓度为 C_0，很短时间以后，圆柱出水中示踪剂浓度从 0 变化到 C_0。如果平流运动是惟一的输送方式，出水中浓度会立刻从零增加到 C_0。t_0 时刻注入的示踪剂将以平均渗流速率前进并通过圆柱。图 23.19（b）假设平流是惟一的输送方式，表明圆柱出水中的示踪剂浓度与时间变化的关系。根据惯例，图表的纵轴是 C/C_0——圆柱出水溶质的浓度/开始溶质浓度，术语称之为穿透分数（fractional breakthrough）的这个比例，使得同一张图中不同溶质的输送可以互相比较。

如果示踪剂实验正常进行，随着时间而变化的出水浓度图并不具备图 23.19（b）的形

式。相反，结果更像图 23.19（c）显示的 S 形曲线。如果输送只是由于平流所致，最初注入的示踪剂一部分将很快到达出口，一部分稍后到达。可见最初注入的示踪剂是由于弥散作用而蔓延的。



(a) t_0 时刻后均匀水流和示踪剂连续供应

(b) 如果只有平流作用，出水中示踪剂浓度（假设条件）

(c) 由于平流和弥散双重作用，出水中的示踪剂浓度

图 23.19　平流和弥散共同作用下的示踪剂出口浓度变化

（摘自：R. Allan Freeze 和 John A. Cherry，地下水，1979，p. 390。改编得到 Prentic-ltall，Englewood Cliffs，N. J 许可。）

在上述的实验中，质量平衡分析曾用来预测非反应示踪剂的出水浓度是如何随着时间而发生变化的，最终得到一个数学模型，模型中的参数包括每体积水的平均边长、平均水速、圆柱中多孔物质扩散性质的测量。❶

对图 23.19 中的简单实验系统而言，持久性溶质浓度用数学模型得到的预测值常常接近观测值。但是，真正的地下水含水层常常比实验室的圆柱复杂得多；特别是用于确定含水层水力性质的数据不完全时，真正的含水层预测浓度的精确度就很差。不均匀的多孔介质导致复杂性，因此，在分析地下水流动途径时，需要考虑的不仅仅是一维的情况。

23.7.3　活性溶质的输送

影响地下水中活性溶质转化的机理有：吸附、化学沉淀、酸化反应、氧化降解反应以及微生物细胞合成。❷ 对于许多溶质而言，还没有足够的信息来使其数学模拟化。

Robert 及其合作者的研究表明，当生物和化学反应影响输送过程时，很难预测溶质的浓度变化。他们的调查是在加州的 Palo Alto 进行的，主要是分析在那里的含水层中注入经深度处理过的生活污水来补充地下水是否合适。这里讨论的是他们研究的一部分，即关于氯化物和两种反应性的有机溶质——氯苯和萘。

Robert 和他的同事在两个地点：一个注射生活污水井和一个监测井（或叫观测井）测量溶质的浓度。注射生活污水的井中的生活污水量也被记录下来。在图中我们看到，穿透分数（C/C_0）随着注入注射井含水层的生活污水的数量变化（注入的累积量）而变化。对任何溶质，注射井的浓度为 C_0，而观测井浓度为 C。

---

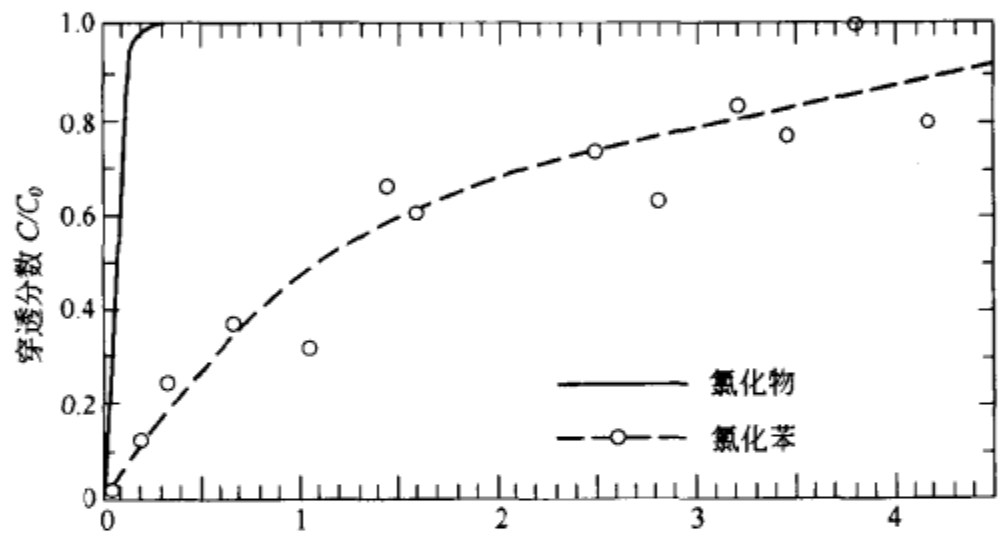
❶ Freeze 和 Cherry（1979，pp. 388-97）给出了基于质量平衡分析的持久性溶质数学模型。

❷ 有关这些转化过程和它们在溶质在地下水中的输送，参见联邦研究委员会（1990，pp. 38-52）。

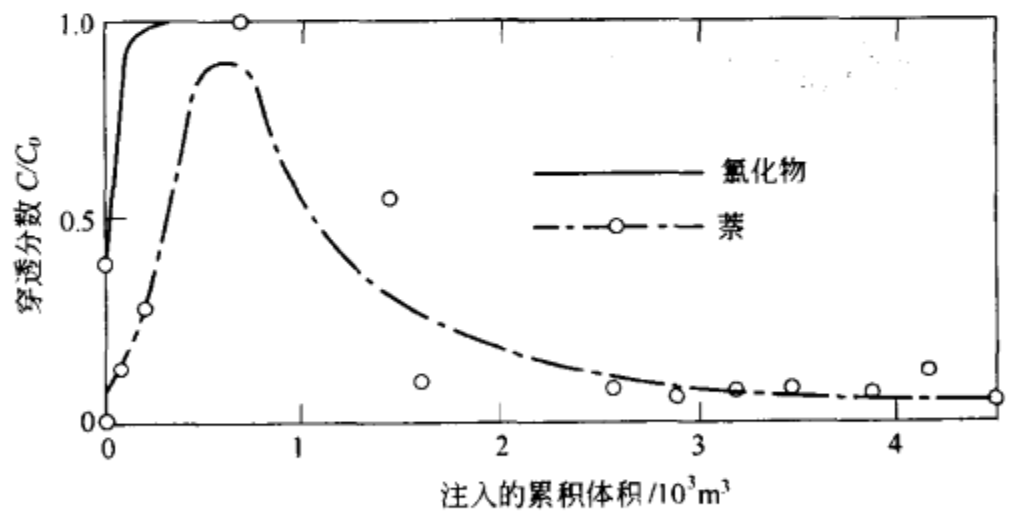
图 23.20（a）总结了氯苯和氯化物迁移结果。与氯化物相比，必须注入更多的生活污水才能使监测井中发现有氯苯。解释输送模式差异的原因是，对于氯化物而言，注入井和监测井之间的输送仅仅是因为平流和弥散。氯化物到达的平均时间和水到达的时间一致。

但是对于氯苯而言，除了平流和弥散外，吸附也会影响输送。Robert 和他的同事假定注入的起始阶段，很多氯苯被吸附在多孔介质上。最终，两井之间的多孔介质吸附能力饱和，此时，氯苯的 C/C_0 值和整体一样。因此，因为吸附不再重要，只有当平流和扩散在输送过程中发挥作用时，监测井中氯苯浓度稳定在 C_0。

图 23.20（b）显示的萘的运动，它的运动和氯苯及氯化物运动完全不同。在注入的早期，监测井中萘浓度上升。但浓度还没有达到注入井的浓度时就开始下降。Robert 和他的同事假设：萘的迁移除了受到平流和扩弥散影响外，还受到生化氧化的影响。在注入的第一阶段，萘浓度升高是因为细菌不足以完成萘的生化氧化。一旦这些细菌培养起来了，监测井中的萘急速下降。最后，当生化氧化达到稳定状态时，萘浓度稳定在注射井浓度的 1/10 以下。这一研究为扩展持久性污染物质量平衡分析、溶质转化比如吸附和生化氧化提供了基础。



(a) 氯化物和氯化苯浓度



(b) 萘和氯化物浓度

图 23.20　在监测井中有机溶质和氯化物的浓度

（摘自：P. V. Robert 等，水污染控制联盟学报，第 52 卷，第 1 期，pp. 161-72。版权所有：水污染控制联盟。）

23.7.4　非水相液体的输送

在对地下水中污染物的去向和迁移建模的过程中，除化学和生物转化外，还存在其他的难题。有些液体，比如油，并不能和水混合，有时被截留成小的固定的油珠。能够污染地下

水的非水相液体（NAPL，Nonaqueous-Phase Liquid）可分为两类：轻的 NAPL，比如汽油，密度比水小，容易漂浮在地下水表面上；重的 NAPL，比如三氯乙烯，密度比水重得多，容易在地下深处移动，因此常常难以在水体中发现并且慢慢被溶解污染地下水。❶

图 23.21 通过说明重的非水相液体（DNAPL，Dense Nonaqueous-Phase Liquid）如何扩散，显示对 NAPL 建模的困难。在不饱和层，一部分 DNAPL 可以蒸发，污染物可以像气体一样在不饱和层里被横向输送。但是，DNAPL 的液相还将垂直向下运动，这是由于重力很大程度上决定了在不饱和层的输送方式。

在饱和层，有两个主要输送机理。机理之一是 DNAPL 部分溶解在流动的地下水中。物质称为污染物扩散羽，它的运动受到平流、扩散、吸附和各种反应机制的控制。第二个输送机理包括了不能混合的液体本身。由于它的密度，物质要不沉到岩床，要不沉到相对不能透过的物质上，此时它横向运动形成水洼。垂直输送最终和地下水水平流动的平流扩散分开。此外，有些重的 NAPL 为土壤颗粒间截留而形成油珠形式（残留的 NAPL）。

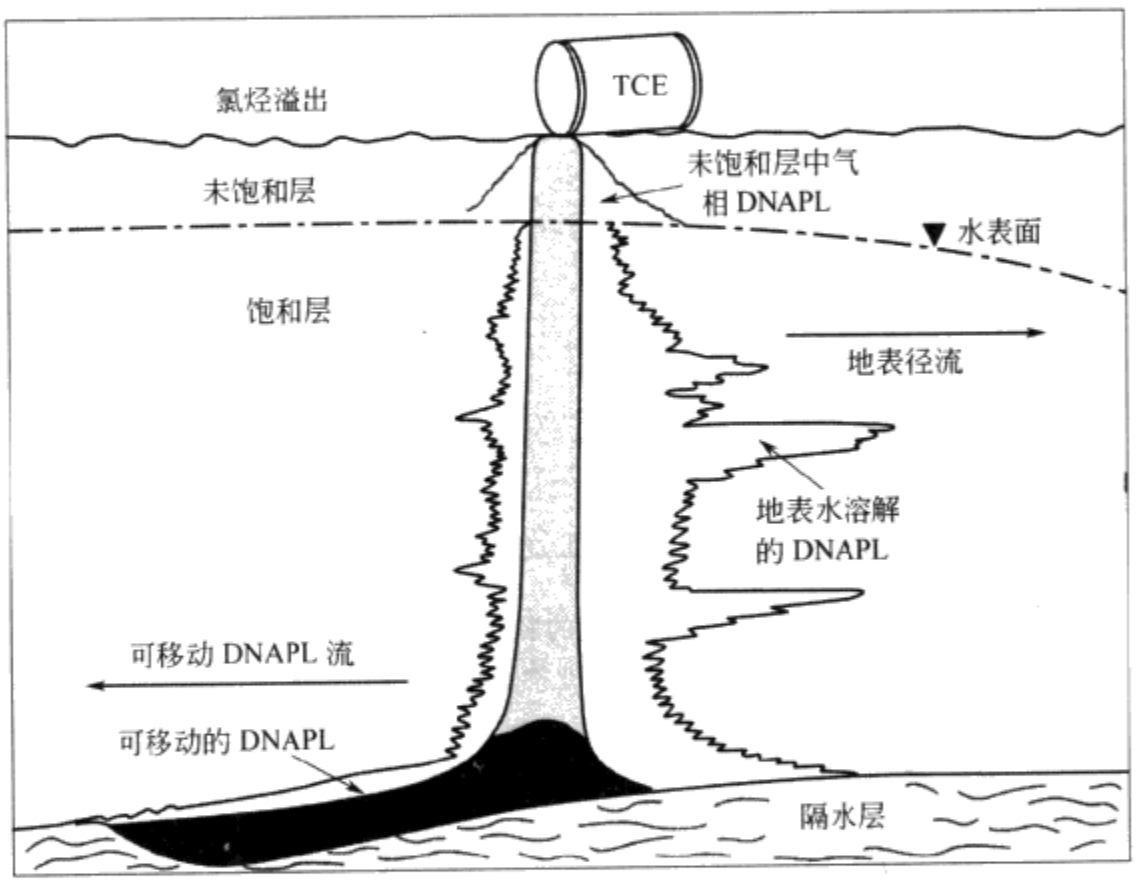


图 23.21 重的非水相液体在渗流层和饱和层的分布

TCE 是对三氯乙烯惯用称呼，这是 DNAPL 的一个例子

（资料来源：Fetter，1993，p. 236）

23.7.5 地下水的计算机模型

有许多以计算机为基础的地下水模型描述了地下水的流动和溶质的输送，在可以达到什么样的目标和如何进行模型这两个问题上，他们互不相同。❷ 以下的讨论将说明用地下水模型可以预测什么类型的水质变化。

最简单的水质模型只分析水流。这些模型起着基础作用，因为只有知道地下流的方向和速度才能明白地下水中污染物的输送。水流模型是第一个开发出来的地下水模型，可以上溯

---

❶ NAPL 的去向和迁移方面预测遇到的困难，见联邦研究委员会（1994，pp. 32-37）。

❷ 地下水的计算机模型可以从政府机构、大学、商业卖主处得到。Zheng 和 Bennett（1995，pp. 400-401）给出了可以获得模型的信息，Barry（1992）对这些模型进行了评价。

到达西在19世纪50年代的研究。在20世纪，地下水专家和石油工程师开发出来的模型，组成了当代多孔介质水流理论的主要部分。[1] 由于这么长的历史，可用详细记录的模型（根据稳定状态条件达西定律的扩展）很好地预测不同实际条件下的水头和水流。[2]

以计算机为基础的地下水流模型存在很多问题，这也正是所有地下水模型共同面临的问题：收集表征地质环境数据时所用的时间和花费。要想运用地下水流模型并得到最令人满意的结果，需要在几年里在实验现场设立一些监测井，并得到一整套的数据来校准模型和对预测进行验证。[3] 在缺乏大量水头、孔隙率和其他地下特征的数据时就做出决策，甚至对水流进行建模，得到的模型结果都可能有误导作用。

地下污染物输送最基本的模型是处理持久性溶质，比如氯化物。这些模型相对而言有较长的历史，从20世纪60年代就出现了，那时刚开发计算机为基础的模型用来研究海水入侵问题。除了模拟持久性溶质外，地下水专家还模拟按照第一反应动力学衰减的化学物质。尽管地质学家已经开发出先进的计算机为基础的模型来模拟地下水中化学物的反应，但这些模型还没有用实验数据广泛地验证。[4]

同样，已经开发出了计算机为基础的模型来解释影响污染物输送的吸附现象。除了遇到表征地下环境时通常面临的困难外，这里主要的问题是如何获得分布系数和其他参数所需要的可靠的数据，从而可以用数学术语来描述吸附和解吸。[5]

在对地下水污染物输送的各种方式进行总结后，联邦研究委员会（1994，pp.73-74）认为：

> 大多数地下水中的污染物的衰减速率都在理想条件下得到了检验，比如在只含有一种污染物的均匀含水层中……但是，地下水环境化学、生物和物理条件都不均匀。不幸的是，人们对异质的影响认识得相对较少。这些过程包括吸附、非生物反应和生物反应，剩余截留和溶解。

在准确地预测地下水中非水相液体和反应物质的衰减速度前，还需要进行很多额外的研究。即便不考虑这些溶质的类型，只收集该地区的数据来描述地下水环境并预测模型参数时就面临重重困难且花费巨大，这些因素都限制着这些模型的使用。

主要概念和术语

水循环的表达（*Representation of the Hydrologic Cycle*）

[1] 这一节的历史资料来自于Zheng和Bennett（1995，pp. xv-xxi）。

[2] 在处理非饱和区和地下断裂面的非稳态流时，计算机模型和理论都面临很多困难。地下断裂面的一个例子就是岩石形成时的断裂所引起的喷泉。

[3] 位于加拿大安大略Boeden的陆军基地被废弃的填埋场就是这样一个理想的实验场所。20世纪80年代使用的数据来自对275个不同水位的地下水的采样结果（Fetter，1993，p. 150）。从1980年开始，在Boeden建立了10多个地下水的监测点，并且采用了不同的采样方法。Zheng和Bennett（1995，pp. 312-37）给出了这样的一些研究结果。

[4] 这是联邦研究委员会（1994，pp. 129-30）的观点。委员会认为“迄今为止，研究人员只是对模型中的一部分利用现场实验或实验数据进行了验证……”。委员会认为，模型缺乏检验是由于地下水研究专家们的辖区不同而造成的：“建模的人依据他们自己的想法，想建立给人留下深刻印象的模型。而实验人员只是收集数据，并不想用数据来对模型进行验证。”

[5] 获得合适的分布系数时遇到的困难参见Fetter（1993，pp. 150-56）所做的对模型的调查总结。

地表径流（Surface runoff）
渗透（Infiltration）
过滤（Percolation）
土壤水分蒸发蒸腾损失总量（Evapotranspiration）
水位图（Hydrograph）
水文模拟模型（Hydrologic simulation model）
模型校准（Model calibration）

土地利用变化对洪水流量的影响（*Influence of Land Use Changes on Flood Flows*）

洪水频率（Flood frequencies）
城市化（Urbanization）
渠道化（Channelization）

表征水质的参数（*Parameters Used to Characterize Water Quality*）

大肠杆菌（Coliform bacteria）
悬浮物质（Suspended solids）
底泥（Bottom sediments）
无机溶质和有机溶质（Inorganic and organic solutes）
挥发性溶质和非挥发性溶质（Volatile and nonvolatile solutes）
溶解固体总量（Total dissolved solids）
生化需氧量（Biochemical oxygen demand）
溶解氧（Dissolved oxygen）
重金属（Heavy metals）
优先污染物（Priority pollutants）

点源：市政污水和工业废水（*Point Sources: Municipal and Industrial Effluents*）

家庭污水（Domestic wastewater）
工业冷却水（Industrial cooling water）
洗涤水和工艺用水（Cleaning and process water）

水的面源污染（*Nonpoint Sources of Water Pollution*）

城市径流（Urban runoff）
首次冲洗效应（First flush effect）
农田径流（Farm runoff）
被污染的渗滤液（Contaminated leachates）
地下水中危险化合物（Hazardous compounds in groundwater）
热力学分层现象（Thermal stratification）
均温层和温度跃变层（Hypolimnion and epilimnion）

地表水质预测（*Forecasting Changes in Surface Water Quality*）

质量平衡分析（Mass balance analysis）
持久性溶质（Conservative solute）
生化氧化（Biochemical oxidation）

第一反应动力学（First-order reaction kinetics）
氧垂方程（Oxygen sag equation）
氮循环（Nitrogen cycle）
底栖生物需氧量（Benthic demand）
面源负荷（Nonpoint source loadings）
累积和冲刷（Accumulation and washoff）
吸附和解吸（Sorption and desorption）
分布系数（Partition coefficient）
土壤通用侵蚀方程（Universal soil loss equation）

地下水水质预测（*Fore casting Changes in Groundwater Quality*）

多孔介质中的异质（Heterogeneity of porous media）
未饱和层和饱和层（Unsaturated versus saturated zone）
水层（Water table）
含水层（Aquifer）
水头（Hydraulic head）
水力坡度（Hydraulic gradient）
达西定律（Darcy's law）
达西速率和渗流速率（Darcy velocity vs. seepage velocity）
平流（Advection）
弥散（Dispersion）
示踪剂（Tracer）
反应物质（Reactive solutes）
非水相液体（Nonaqueous-phase liquids）
模型验证（Model validation）

问 题 讨 论

23-1 考虑一个提供灌溉和水力发电的水库工程。这个工程如何影响水循环各组成部分的流量？哪个可能是最重要的水文影响？

23-2 当清除和拓宽河渠以减小洪水影响时，有时会增加下游的洪水。给出两个可能的解释。

23-3 提供例子说明吸附和解吸现象是如何影响地表水质和地下水质的。

23-4 解释地表水中平流和扩散的区别。你如何修改你的表述以解释地表水中平流和扩散的区别？

23-5 河流中的苯的生物降解过程可以用第一反应动力学近似。假设降解系数为 0.11/d，假设溶解在河流中的苯平均溢出速率为 0.3 m/s。排放口的苯浓度为 C_0。下游多少米处苯浓度降解到原先的一半？

23-6 以下给出氧垂方程参数：

$$k_1 = 0.2/\mathrm{d}$$
$$k_2 = 0.4/\mathrm{d}$$
$$D_0 = 1\ \mathrm{mg/L}$$
$$Cs(x) = 8\ \mathrm{mg/L}，x\ 为任意值$$
$$L_0 = 15\ \mathrm{mg/L}$$

画出 $t=1$，2…5 氧垂曲线图，t 为时间，等同于方程式（23-3）中的（x/u）。稳态分析中的河流速率是常数。DO 氧垂何时达到最大值？

在同一张图形纸上画出，当 $L_0 = 7.5$ mg/L 时的氧垂曲线图。

用 a、b 结果表征废水处理对河流溶解氧的影响。

23-7 考虑平均导水率为 15 m/d 的含水层。假设水压梯度线的斜率为 5 m/1000 m。达西速度多少？解释渗流速度为什么总会大于达西速度。

23-8 这一章介绍的所有模型中选择最容易验证和校准的一种。对你选择的模型，描述你将如何设计验证和实际验证模型的。

23-9 你的办公室负责对提出的灌溉工程做出决策。但这个灌溉工程将对地表水和地下水造成严重的面源污染。为了量化这些影响，要求顾问给出意见哪些模型作量化合适。准备 3 个问题问顾问，以便自己决定选择哪个模型。

参 考 文 献

Barry, D. A. 1992. "Modeling Contaminant Transport in Subsurface: Theory and Computer Programs." In *Modeling Chemical Transport in Soils: Natural and Applied Contaminants* ed. H. Ghadiri and C. W. Rose, 105-44. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Beard, L. R., and S. Chang. 1979. Urbanization Impact on Streamflow. *Journal of the Hydraulics Division*, Proceedings of the American Society of Civil Engineers, 105 (HY6): 647-59.

Biswas, A. K. 1970. *History of Hydrology*. Amsterdam: North Holland.

Brookes, A. 1988. *Channelized Rivers: Perspectives for Environmental Management*. Chichester, U. K.: Wiley

Canter, L. W. 1996. *Environmental Impact Assessment*, 2d ed. New York: McGraw-Hill.

CEQ (U. S. Council on Environmental Quality). 1980. *Eleventh Annual Report*. Washington, DC: Council on Environmental Quality.

——. 1981. *Contamination of Ground Water by Toxic Organic Chemicals*. Washington, DC: Council on Environmental Quality.

Crawford, N. H., and R. K. Linsley. 1966. *Digital Simulation in Hydrology: The Stanford Watershed Model IV*. Technical Report No. 39, Department of Civil Engineering. Stanford, CA: Stanford University.

Dunne, T., and L. B. Leopold. 1978. *Water in Environmental Planning*. San Francisco: Freeman.

EPA (U. S. Environmental Protection Agency) 1983. *Results of the Nationwide Urban Runoff Program*, vol. 1 (Final Report), Water Planning Division. Washington, DC: EPA.

Fetter, C. W. 1993. *Contaminant Hydrogeology*. New York: Macmillan.

Field, R., E. J. Struzeski, H. E. Masters, and A. N. Tafuri. 1975. "Water Pollution and Associated Effects from Street Salting." In *Water Pollution in Low Density Areas: Proceedings of a Rural Environmental Engineering Conference*, ed. W. J. Jewell and R. Swan, 317-40. Hanover, NH: University Press of New England.

Förstner, V., and G. T. W. Wittman. 1981. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*, 2d rev. ed. Berlin: Springer-Verlag.

Freeze, R. A., and J. A. Cherry. 1979. *Groundwater* Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Ghadiri, H., and C. W. Rose. 1992. "Sorbed Chemical Transport Modeling." In H. Ghadiri and C. R. Rose (eds.), *Modeling Chemical Transport in Soils: Natural and Applied Contaminants*, ed. H. Ghadiri and C. R. Rose. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Harbor, J. M. 1994. A Practical Method for Estimating the Impact of Land Use Change on Surface Runoff, Groundwater Recharge and Wetland Hydrology. *Journal of the American Planning Association* 60 (1): 95-108.

Hemond H. F. and E. J. Fechner. 1994. *Chemical Fate and Transport in the Environment*. San Diego, CA: Academic Press.

Hunt, C. E. 1988. *Down by the River: The Impact of Federal Water Projects and Policies on Biological Diversity*. Washington, D. C.: Island Press.

James, A., ed. 1993. *An Introduction to Water Quality Modeling*, 2d ed. New York: wiley.

James, L. D. 1965. Using a Digital Computer to Estimate the Effects of Urban Development on Flood Peaks. *Water Resources Research* 1 (2): 223-34.

Keith, L. H., and W. A. Telliard. 1979. Priority Pollutants: I-A Perspective View. *Environmental Science & Technology* 13 (4) 416-23.

Krenkel, P. A., and V. Novotny. 1980. *Water Quality Management*. New York: Academic Press.

Loucks, D. P., J. R. Stedinger, and D. A. Haith. 1981. *Water Resources Systems Planning and Analysis*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Masters, G. 1991. *Introduction to Environmental Engineering and Science*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

McCutcheon, S. C. 1989. *Water Quality Modeling: vol. I, Transport and Surface Exchange in Rivers*. Boca Raton, FL: CRC Press.

Miller, D. 1985. "Chemical Contamination of Ground Water." In *Ground Water Quality*, ed. C. H. Ward, W. Giber, and P. L. McCarty, 39-52. New York: Wiley.

National Research Council (U. S.). 1977. *Drinking Water and Health*. Washington, DC: National Academy of Sciences.

——. 1990. *Ground Water Models: Scientific and Regulatory Applications*. Washington, DC: National Academy Press.

——. 1994. *Alternatives for Ground Water Cleanup*. Washington, DC: National Academy Press.

Neely, W. B. 1980. *Chemicals in the Environment: Distribution Transport, Fate, Analysis*. New York: Dekker.

Nemerow, N. L. 1978. *Industrial Water Pollution: Origins, Characteristics, and Treatment*. Reading, MA: Addison-Wesley.

Novotny, V., and H. Olem. 1994. *Water Quality: Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution*. New York: Van Nostrand Reinhold.

O'Connor, D. J., R. V. Thomann, and D. M. Di Toro. 1976. "Ecologic Models." In *Systems Approach to Water Management*, ed. A. K. Biswas, 294-334. New York: McGraw-Hill.

Overton, D. E., and M. E. Meadows. 1976. *Stormwater Modeling*. New York: Academic Press.

Pirner, S. M., and L. L. Harms. 1978. Rapid City Combats the Effect of Urban Runoff on Surface Water. *Water and Sewage Works* 125 (2): 48-53.

Roberts, P. V., P. L. McCarty, M. Reinhard, and J. Schreiner. 1980. Organic Contaminant Behavior, During Groundwater Recharge. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52 (1): 161-72.

Sartor, J. D., and G. B. Boyd. 1975. "Water Quality Improvement Through Control of Road Surface Runoff." In *Water Pollution Control in Low Density Areas, Proceedings of a Rural Environmental Engineering Conference*, ed. W. J. Jewell and R. Swan, 301-16. Hanover, NH: University Press of New England.

Street, R. L. G. Z. Watters, and J. K. Vennard. 1996. *Elementary Fluid Mechanics*, 7th ed. New York: Wiley.

Tchobanoglous, G., and E. D. Schroeder. 1987. *Water Quality: Characteristics, Modeling, Modification*. Menlo Park, CA: Addison-Wesley.

Thomann, R. V., and J. A. Mueller. 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. New York: Harper & Row.

Velz, C. V. 1970. *Applied Stream Sanitation*. New York: Wiley.

Whipple, W., N. S. Grigg, T. Grizzard, C. W. Randall, R. P. Shubinski, and L. S. Tucker. 1983. *Stormwater Management in Urbanizing Areas*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

Wolman, M. G., and A. P. Shick. 1967. Effects of Construction on Fluvial Sediment, Urban and Suburban Areas of Maryland. *Water Resources Research* 3 (2): 451-64.

Zheng, C., and G. D. Bennett. 1995. *Applied Contaminent Transport Modeling: Theory and Practice*. New York: Van Nostrand Reinhold.

索　引[1]

A

Abiotic environment 非生物环境
Absorption coefficient, noise 吸收系数，噪声
Accidents, risk assessment 事故，风险评估
Accumulation, of solids in urban runoff 堆积物，城市地表径流中的固体物
Acid Precipitation Act of 1980 1980 年酸雨法
Acid rain 酸雨
  and Clean Air Act amendments of 1990 清洁空气法 1990 年修正案
  discharge fees and 排污费
  modeling 模型
Acoustics 声学
Active-use values 行为使用价值
Acutely hazardous waste 危险废物
Adaptive environmental management 适用性环境管理
Administrative Dispute Resolution Act of 1990 1990 年行政纠纷解决法
Administrative orders 行政命令
Administrative Procedure Act of 1946 1946 年行政程序法
Administrative proceedings 行政程序
Advance allowances 远期许可
Advection. See also transport of conservative solutes in groundwater 平流（参见地下水持久性溶质的平流和扩散）
Advisory groups 咨询委员会
Aerial photos 航空照片
Aerosols 气溶胶
Aesthetic criteria, for visual impact assessment 美学标准（视觉影响评价）
African-Americans 非裔美国人
  distributive inequity toward 分布不公平
  lead poisoning 铅中毒
Agencies, see Environmental protection agencies 机构（参见环境保护局）
Agenda, in mediation 议程（协调）
Agricultural runoff 农业径流
Air pollutant transport 空气污染物传输
  merged plumes 水流汇合
  multiple source models 多源模型
  physical models 物理模型
  point source Gaussian plume models 点源高斯模型
Air pollution 空气污染
  atmospheric reactions 大气反应
  emission estimation 排放量估算
  emission modeling 排放模型
  hazardous pollutants 危险污染物

[1] 英文原版本索引中标有各词所在页码，由于翻译后各词所在页码变动很大，而且各词在正文中相应章节的译法不尽相同，此处省略页码。——编者注

indoor
international concerns
regulated pollutants
toxic
transport
Air Pollution Control Act of 1955
Airport noise
mitigating
Air Quality Act of 1967
Air quality criteria
Air quality impact assessment
case study: Livermore-Amador valley air pollution impact
assessment
emission estimation
emission modeling
Air quality management, see also Clean Air Act; National Ambient Air Quality Standards
acronyms of Federal programs
compliance cost
early history
hedonic property value valuation
mobile sources
prevention of significant deterioration policy
summary of Federal laws
toxic air pollution
unresolved problems
Alar
Alberta, Canada: GIS application
Alternative dispute resolution
applications
appropriate uses
vs. Superfuad
Alternative fuels program
Ambient air quality standards. See also National Ambient Air Quality Standards
Ambient standards
discharge standards based on
effluent charges directed towards
Ambient water quality standards
Amenity services
American Textile Manufacturers Institute
American transcendentalism
Amplitude of (sound wave) oscillation
Analog studies, for impact assessment
Animal manure
Animal rights
Anthropocentric perspectives, on environmental management, assessment
Antisapstain chemicals
Applicable or relevant and appropriate requirements (ARAR), Superfund

室内
国际关注
环境标准限制的污染物
有毒
交通
1955 年大气污染控制法
机场噪声
减缓
1967 年空气质量法
大气质量标准
大气质量影响评价
案例研究：Livermore-Amador 峡谷空气影响评价
评估
评价
排放模型
空气质量管理（参见清洁空气法、国家环境空气质量标准）
联邦项目按照字母顺序排列
执行成本
早期
内涵资产价值评价
流动源
防止明显恶化
联邦法律摘要
有毒空气污染
未解决的问题
Alar
Alberta，加拿大：地理信息系统应用
争端解决的替代方法
应用
适当使用
超级基金
替代燃料计划
环境空气标准，参见国家环境空气质量标准

环境标准
基于排放的标准
排污费
环境水质标准
舒适性服务
美国纺织工业协会
美国的先验哲学
振荡振幅
相似研究（影响评价）
动物粪便
动物权利
人为中心的观点（环境管理、评价）

防止木材变色的药品
所有可适用的或相关、适宜的要求，超级基金

Aquifers 含水层
Aquitards 隔水层
Arbitration 仲裁
ARC/INFO ARC/INFO
Area inventories 区域目录
Arizona Public Service Company 亚利桑那州公共服务公司
Army Corps of Engineers 陆军工程部
  Chesapeake Bay model 切萨皮克海湾模型
  Dow Chemical 道化学公司
  dredged/fill material permits 疏浚/填充物质许可
  Environmental Defense Fund 环境保护基金
  and NEPA process 国家环境政策法
  New Melones Dam project 新麦伦斯大坝
  San Pedro Creek flood control project San Pedro Creek 洪水控制工程
  wetlands permits 湿地许可
Arnstein, S. R. Arnstein, S. R
Artistic license 艺术许可
Asbestos 石棉
Ash 灰
Asian Development Bank, risk assessment requirement 亚洲开发银行，风险评价要求
Assimilative capacity, of the environment 环境同化能力
Association for Improving the Conditions of the Poor 提高穷人生活条件协会
Atmospheric dispersion models 大气弥散模型
Atmospheric reaeration 大气复氧
Auctions, tradable permits 拍卖，许可交易
  Hahn-Noll zero revenue auctions Hahn-Noll “零收入拍卖”
  sulfur dioxide emission allowances SO_2 排放许可
Audits 审计
Australia 澳大利亚
  environmental impact assessment program 环境影响评价项目
  GIS application GIS 应用
Auto emission standards 机动车排放标准
  Clean Air Act amendments of 1990 清洁空气法 1990 年修正案
  disproportionate burden of poor 穷人的不合适负担
  emission factors 排放因子
  technology-forcing 技术为基础的
Automobile exhaust 汽车排气
Average cost 平均成本
A-weighted sound pressure levels A-计权声压

B

Bacterial concentration, mathematical modeling 细菌浓度（数学模型）
Banked emission offsets 储蓄补偿
Barriers, for noise 声屏障
Basel Convention 巴塞尔公约
BASF BASF 公司
Bay Area Air Quality Management District (BAAQMD) 海湾地区空气质量管理局
Bay Area Rapid Transit (BART) visual impact 海湾地区快速运输（BART）视觉影响评价
Bedrock 岩床
Benefit-cost analysis 费用-效益分析
  discounting 贴现
  discount rate 贴现率

effluent charges 排污收费
for evaluation 评价
limitations 限制
multiple objectives 多目标
optimal pollution abatement level 最佳的污染削减水平
pollution allowances 污染负荷
and productive efficiency 生产效能
Benefits 效益，收益
marginal 边际
nonmonetizable 非货币化
present value of net 净现值
Bentham, Jeremy 杰里米·边泌
Benthic demand 底栖生物需氧量
Berkeley Environmental Simulation Laboratory 伯克利环境模拟实验室
Best alternative to a negotiated agreement 谈判协议最佳替代方案
Best available demonstrated control technology 最佳示范控制工艺
Best available technology 最佳可行工艺
and discharger's location 污染源定位
Best available technology economically achievable 经济的最佳工艺
Best conventional technology 最常规工艺
Best demonstrated available technology 最佳示范工艺
Best management practice standards 最佳管理措施标准
nonpoint water pollution sources 水污染面源
Best practicable technology 最佳现有实用控制技术
Bidding game 投标博弈
Bid vehicles 价格传达手段
Biocentric perspectives, on environmental management 生物为中心的观点
Biochemical oxidation 生化氧化
Biochemical oxygen demand (BOD) 生化需氧量（BOD）
See also BOD discharges 参见 BOD 排放
carbonaceous vs. nitrogenous 碳化和硝化
Biodiversity 生物多样性
Biological hotspots 生物学热点
Biological impact assessment 生物影响评价
case study: Point Conception LNG terminal 案例研究：康塞普西角液化天然气中转站
forecasting/evaluating biological effects 生物影响预测/评价
impact monitoring/mitigation 影响监测/减缓
Biological magnification 生物放大
Biological productivity 生物生产力
Biomass 生物量
Biotic communities 种群
Blacks, see African Americans Blacks，参见非裔美国人
Blowdown water 冷却管中释放水
BOD allowances BOD 负荷
Fox River Fox 河
BOD discharges BOD 排放
Delaware River Estuary Comprehensive Study 特拉华河湾综合研究
effluent charges and 废水排放
Boston, air quality 波士顿，空气质量
Bottom sediments 底泥
Bounty hunter provision, Clean Air Act amendments of 1990 有奖举报，清洁空气法 1990 年修正案

Box models, of air pollutant emission 箱模型，空气污染排放
Brainstorming 头脑风暴
Brazil 巴西
  environmental impact assessment program 环境影响评价
  right to habitable environment 可居住环境的权利
British Columbia, fungicide use in 大不列颠，哥伦比亚，杀菌剂的使用
Brownfield problem 褐野
Brundtland Commission 布伦特兰委员会
Bubble policy 气泡政策
Budget line 预算约束线
Bureau of Reclamation, New Melones Dam project 农垦局，新麦伦斯水坝
Business 商业

C

California, see also San Francisco 加利福尼亚，参见旧金山
  brownfield problem in 褐野
  highway noise mitigation 高速公路噪声缓解
  Livermore-Amador valley air pollution impact assessment Livermore-Amador 山谷空气污染影响评价
  Los Angeles transportation control plan 洛杉矶交通控制项目
  Morris Creek land use changes Morris Creek 土地利用变化
  motor vehicle fuel requirements 机动车燃料要求
  New Melones Dam project, Stanislaus River 斯坦尼斯洛斯（Stanislaus）河，新麦伦斯水坝
  Point Conception LNG terminal biological impact assessment 康塞普西角液化天然气中转站生物影响评价
  San Pedro Creek flood control project San Pedro Creek 洪水控制工程
  zero emission vehicle program 零排放机动车项目
  Califomia Environmental Quality Act (CEQA) 加利福尼亚环境质量法
Calyx™ Calyx™
CAMP stations 连续大气监测项目站
Canada 加拿大
  Alberta GIS application Alberta，GIS 应用
  British Columbia fungicide use 大不列颠，哥伦比亚，杀菌剂的使用
Capital 资本
Capital assets 资本资产
  environmental resources as 环境资源
  environment as 环境
Capital recovery factor 资本回收系数
Carbonaceous BOD 碳化 BOD
Carbon dioxide emissions CO_2 排放
  and global warming 全球气候变暖
Carbon monoxide CO
  in auto emissions 汽车排放
  statistical model for predicting 预测的统计模型
Carcinogens 致癌物质
Carrying capacity 承载力
Carson, Rachel 雷切尔·卡逊
Catalytic converters 催化式排气净化器
Categorical exclusions, NEPA 无条件排除，国家环境政策法
Center frequency 中心频率
CERCLA, see Superfund 综合环境反应、补偿和责任法，参见超级基金
Certified Environmental Professionals 注册环境工作者

Chadwick report 埃德温·查得威克报告
Channelization 渠道化
Characteristic waste 特征废水
Checklist, for impact assessment 影响评价清单
Chemical oxygen demand (COD) 化学需氧量 (COD)
Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems (CREAMS) 化学药品、径流、农业侵蚀管理系统
Chicago Board of Trade 芝加哥工业公会
China 中国
  effluent charges in 废水排放
  environmental impact assessment program 环境影响评价项目
  environmental policy implementation in 环境政策实施
Chlorofluorocarbons (CFCs) 氟氯化碳 (CFCs)
  illegal traffic 非法运输
Cholera 霍乱
Chronic low-level contaminant exposure 长时间低浓度污染暴露
Citizen power 市民权利
Citizens, see Public 市民，参见公众
Citizens' advisory groups 居民咨询组织
Clean Air Act amendments of 1970 清洁空气法 1970 年修正案
  CEQ referral process 改善环境质量委员会提名程序
  hazardous pollutants 危险废物
  prevention of significant deterioration policy 防止明显恶化
  technology-forcing characteristics 技术为基础的特征
Clean Air Act amendments of 1977 清洁空气法 1977 年修正案
Clean Air Act amendments of 1990 清洁空气法 1990 年修正案
  acid rain control 酸雨控制
  bounty hunter 有奖举报
  enforcement 强制
  hazardous pollutants 危险废物
  mobile sources 流动源
  NAAQS 国家环境空气质量标准
  sulfur dioxide limits SO_2 限制
  toxic air pollution 有毒空气污染物
Clean Air Act of 1963 1963 年清洁空气法
Cleaner production 清洁生产
Cleaning water 清洗水
Clean Water Act amendments of 1987 (Water Quality Clean Water Act of 1977) 清洁水法 1987 年修正案 (1987 年水质法) 1977 年清洁水法
  citizen involvement in enforcement 执行中的居民参与
Clearinghouse for Inventories and Emission Factors (CHIEF) 目录和排放因子平台
Climate Change Action Plan 气候变化行动计划
Clirnatological Dispersion Model 气候弥散模型
Climax communities 顶级群落
Coal, and sulfur dioxide regulations 煤、SO_2 规章
Coase theorem 科斯定理
Coastal Zone Management Act 沿海地区管理法
Coconino National Forest Coconino 国家森林公园
Coleridge, Samuel 塞谬尔·柯尔雷基
Coliform bacteria 大肠杆菌
Collective good 集体物品

Colorado, Smuggler Mountain Superfund site — 美国科罗拉多州 Smuggler 山超级基金场所
Combined sewers — 混合下水道
Command and control. See also Discharge standards *environmental requirements* — 命令-控制，参见环境排放标准
  waste load allocation problem — 污染负荷分配问题
Common law of nuisance — 妨碍行为公法
Common property resources — 公共财产资源
Communities — 种群
Community annoyance — 社区烦恼
  airport noise — 机场噪声
Community noise, See also Noise impact assessment — 社区噪声，参见噪声影响评价
Community noise surveys — 社区噪声调查
Community resource boards — 社区资源委员会
Community Right-to-Know Act — 社区知情权法
Compensation criteria — 赔偿标准
Competitive markets, *see Markets* — 竞争市场，参见市场
Compilation of Air Pollutant Emission Factors — 空气污染排放因子汇编
  monitoring — 监测
  NEPA — 国家环境政策法
Compliance audits — 执行审计
Compliance inspections — 执行检查
Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA), see Superfund and NEPA process — 综合环境反应、补偿和责任法（CERCLA），参见超级基金和 NEPA 程序
Computer technology — 计算机技术
  in environmental impact assessment — 环境影响评价
  in groundwater modeling — 地下水模拟
  as public involvement tool — 公众参与工具
  in visual impact assessment — 感观影响评价
Congestion fees — 交通堵塞费
Congestion Management and Air Quality Program — 交通堵塞管理和空气质量改善计划
Congress, and EPA — 国会和 EPA
Conservation — 保守（持久）
  Conservative solutes — 保守污染物（持久性污染物）
  advection/dispersion — 水平对流/弥散
Construction Grants Amendments — 市政污水处理厂补贴修正案
Construction noise — 建筑噪声
Consumer choice theory — 消费者选择理论
Consumer's surplus — 消费者剩余
Contingent ranking — 意愿分级
Contingent valuation — 意愿调查价值
Continuous Air Monitoring Program — 连续空气监测
Contribution actions, Superfund — 捐助，超级基金
Convention — 公约
Conventional pollutants — 常规污染物
Cooling water — 冷却水
Corps, see Army Corps of Engineers — 工程部，参见陆军工程部
Correlation coefficient — 相关系数
Cost-benefit analysis, see Benefit-cost — 费用 效益分析，参见费用-效益
Cost curves — 成本曲线
Cost effectiveness — 成本效率
  effluent charges — 有效的排放水平

tradable pollution permits 可交易的污染许可
as waste load allocation criterion 污染负荷分配标准
Cost-risk-benefit analysis 费用-风险-效益分析
external costs 外部成本
least cost production 最小生产成本
marginal 边际
nonmonetizable 非货币化
present value of 现值
terminology 术语
Council of Hygiene and Public Health 卫生和公共健康委员会
Council on Environmental Quality 环境质量委员会
referral process 提名过程
risk assessment 风险评价
Courts 法院
citizen water pollution suits 居民水污染诉讼
and EPA 美国环保局
role in public projects 公共项目中的角色
role in Superfund 超级基金中的角色
standing to sue 诉讼立场
Criteria pollutants 标准污染物
Cross-impact matrix 交互影响矩阵
C-weighted sound pressure levels C-计权声压级

D

Darcy's law 达西定律
Day-night sound level 昼夜声级
DDT DDT，滴滴涕（二氯二苯三氯乙烷）
biological magnification 生物放大
intermedia transport 媒质运输
Debt-for-nature swaps 以债务换自然
Deep ecology 深层生态学
Defensive expenditures valuation approach 防护支出评价法
Deicers 除冰装置
Delaware River Estuary Comprehensive Study 特拉华河湾综合研究
Delisting hazardous waste 从表中删除危险废物
Delphi method 德尔菲法
Demand curves 需求曲线
derived 衍生
De micromus settlements 分离较小部分
De minimis settlements 分离微小部分
Dense nonaqueous-phase liquid transport 非水相液体的输送
Department of Agriculture, aerial photos 农业部，航片
Department of Energy, mitigation action plans; NEPA process 能源部，缓解行动，NEPA 程序
Department of Justice, role in Superfund 司法部，在超级基金中的作用
Department of Transportation, hazardous waste tracking 交通部，危险废物跟踪
Depletable resources 可耗竭资源
Derived-from rule, hazardous waste 衍生规则，危险废物
Deterrence system, for compliance 威慑体系
Developing countries 发展中国家
national environmental agencies 国家保护机构
Diffraction, of noise 衍射，噪声

Diffusion 扩散
Digital image processing 图像数字化过程
Digitizing 数字化
Direct sales, sulfur dioxide emission allowances 直接销售，SO_2 排放许可
Discharge fees See also Effluent charges; Emission charges 排污收费，参见废水排放收费、废排放收费
Chinese experience 中国经验
compared to tradable pollution permits and discharge standards 与可交易的排污许可和排放标准相比较
European experience 欧洲经验
Discharge standards 排放标准
based on ambient standards 基于环境标准
compared to tradable pollution permits and discharge fees 与可交易的排污许可和排污收费相比较
technology-based 基于技术的
technology forcing 以技术为基础的
Discounting 贴现
Discount rate 贴现率
"social" rate 社会贴现率
Dispersion 弥散
of airborne pollutants, see Air pollutant transport 空气污染物，参见空气污染物输送
of conservative solutes in groundwater 地下水中的持久性溶质
Dispersion coefficients 弥散系数
Dispute resolution. See also Alternative dispute resolution 争端解决，参见争端解决的替代方法
Dissolved oxygen 溶解氧（DO）
Dissolved solids 溶解固体
Distributive justice 公正分配
libertarianism and; entitlement theory 自由主义和授权主义
sustainable development 可持续发展
utilitarianism and 实用主义
Domestic wastewater 生活污水
Donora, Pennsylvania 宾夕法尼亚州 Donora
Domey, Robert Domey，Robert
Dose 剂量
Dose-response assessment 剂量-反应评价
Dose-response curve 剂量-反应曲线
Dow Chemical petrochemical complex 道化学公司石化企业联合体
Draft environmental impact statements 环境影响报告书草案
Dredged material 疏浚物
Duluth, Minnesota, Reserve Mining Company 明尼苏达州德卢斯储备矿业公司
Dutch environmental practices, see Netherlands 荷兰环境实践，参见荷兰
D-weighted sound pressure levels D-计权声压级

E

Earth First! 地球第一
Ecocentrism 生态中心论
Ecofeminism 生态女权主义
Ecological economics 生态经济学
Ecological evaluation, see also Evaluation 生物评价，（参见）评价
biodiversity 生物多样性
criteria used 使用的标准

fish and wildlife agencies 渔业和野生动物机构
ranking areas for preservation 保护区分级
significant species 重要物种
Ecological impact assessment, see Biological impact assessment 生态影响评价，参见生物影响评价
Ecological succession 生态演替
Ecology 生态
Economic efficiency 经济效率
Economic valuation, see Valuation 经济价值，参见价值
Ecosystem restoration 生态恢复
Ecosystems 生态系统
evaluating effects of projects on 项目影响评价
forecasting effects of projects on 项目影响预测
inventories 目录
modeling 模型
stability/integrity 稳定性/完整性
Ecotage 生态破坏演示
Eddy formation 涡流形成
Edge areas 边缘区域
Effective emission height 有效排放高度
Effective perceived noise level 有效感觉噪声级
Effluent charges 废水排放
ambient standards and 环境标准
benefits independent of source 收益与污染源位置无关
China 中国
Europe 欧洲
nonuniform charges 非单一的排污收费
problems determining 影响排污收费的一些问题
trial-and error determination 试验-误差调整
Effluent guidelines. See also Water quality management 排放指南，参见水质管理
rulemaking process for 决策制定过程
technology-based 技术为基础
Effluent standards 排放标准
equal percent waste removed 污染物的等百分比去除
total cost minimization 总成本最小化
zoned equal percentage removal 区域内等百分比削减
Emergency Planning and Community Right to Know Act of 1986 1986 年的紧急事故规划和社会知情权法
Emerson, Ralph Waldo 拉尔夫·沃尔多·爱默生
Emission charges 排污收费
Emission factors 排放因子
Emission offsets 排放补偿
nonattainment areas, 不达标区域
Emission reduction credits 排放削减信用
bubble policy 气泡政策
Emission standards 排放标准
Endangered species 濒危物种
Endangered Species Act of 1973 1973 年濒危物种法
Energy equivalent noise levels 噪声能当量级
Energy flow, in ecosystems 生态系统能流
Energy residuals 能量剩余
Enforcement responses 执行反应

Entitlement theory 授权主义
Entropy 熵
Environment 环境
as asset 作为一种资产
assimilative capacity 同化能力
Environmental agencies, see Environmental protection agencies 环境机构，参见环境保护机构
Environmental assessment 环境评价
Environmental compliance audits 环境遵守审计
Environmental consulting firms 环境咨询公司
Environmental Defense Fund 环境保护基金
and New MelOnes Dam project 新麦伦斯大坝工程
Environmental Defense Fund v. Corps of Engineers 环境保护基金与陆军工程部
Environmental economics 环境经济学
Environmental engineering 环境工程
Environmental ethics 环境伦理学
Environmental groups, see Nongovernmental organizations 环境组织，参见非政府组织
Environmental impact assessment 环境影响评价
cross impacts 交叉影响
impact identification 影响识别
judgmental forecasting 预测的判断
mathematical modeling 数学模型
outside United States 美国之外
physical modeling 物理模型
soft information 软信息
Environmental impact reports 环境影响报告
Environmental impact statements 环境影响报告书
CEQ referral process 环境质量委员会提名程序
courts'role 法院的角色
cumulative impacts 累积影响
and EPA's influence on other Federal agencies EPA 对其他联邦机构的影响
impact definition 影响界定
implementation problems 执行问题
influence on projects/organizations 对工程/组织的影响
New Melones Dam project 新麦伦斯大坝工程
process steps 过程步骤
public/agency reviews 公众/机构评论
and public projects 公共工程
risk assessment 风险评价
state reporting requirements 州报告要求
tabular displays 列表显示
Environmentalism 环境论
birth of 产生
grassroots 基础
Environmentalist 环境主义者
Environmental justice 环境公正
distributive, see Distributive justice 分配，参见公正分配
inequity 不公平
of protection programs 保护项目
in risk distribution 风险分配
intergenerational equity 代际公平

international issues 国际问题
key events 主要事件
and productive efficiency 生产效率
public trust doctrine 公民信任的行为
rule of equity 公平原则
standing to sue 诉讼立场
Environmental labeling 环境标志
Environmental management 环境管理
adaptive 适应的
anthropocentric perspectives 以人类为中心的观点
biocentric perspectives 生物中心的观点
command and control 命令-控制
Environmental management systems 环境管理系统
Environmental manager 环境管理者
Environmental mediation 环境仲裁
phases of 阶段
Environmental nongovemmental organizations, see Nongovernmental organizations 环境非政府组织，参见非政府组织
Environmental planning 环境规划
Environmental protection agencies. See also agencies 环境保护机构，参见机构
EIS process EIS 过程
enforcement responses 执行反应
outside United States 美国之外
Environmental Protection Agency, see also specific i. e. ; *Superfund* 美国环保局，参见：超级基金
air pollutant dispersion (physical) model 空气污染物扩散的物理模型
and Clean Water Act of 1972 1972 年清洁空气法
Clearinghouse for Inventories and Emission Factors (CHIEF) 目录和排放因子平台
community noise annoyance guidelines
Compilation of Air Pollutant Emission Factors 空气污染排放因子汇编
effluent guidelines, see Effluent guidelines 排放指南，参见排放指南
EIS guidelines EIS 方针
emission reduction credits, see Emission reduction credits 排放削减信用，参见排放削减信用
environmental impact statements, see Environmental impact statements 环境影响报告书，参见环境影响报告书
and environmental justice 环境公正
Warren County protest Warren 县保护
grassroots groups and 基层组织
Green Lights Program 绿色照明计划
hazardous waste definition 危险废物界定
Health Effects Assessment Summary Tables 健康影响综合表
hearing loss in work environments 工作环境中的听力损伤
history of 历史
indoor air pollution 室内空气污染
institutional setting 机构设置
and Congress 国会
and courts 法院
and Executive Office 行政办公室
and mass media/public 传媒/公众
and nongovernmental organizations 非政府组织
and regulated community 被管制的群体

and state government
州政府
Livermore-Arnador valley air pollution impact assessment
Livermore-Amador 山谷空气污染影响评价
NAAQS system, see National Ambient Air Quality Standards
国家环境空气质量标准（NAAQS），参见国家环境空气质量标准
National Biennial Hazardous Waste Report
国家两年度危险废物报告
Nationwide Urban Runoff Projects
全国城区地表径流工程
Noise Control Act of 1972
1972 年噪声控制法
NPDES system, see National Pollution Discharge Elimination System
全国污染物排放削减系统（NPDES），参见全国污染物排放削减系统
pollution prevention office
污染预防办公室
potency factor/unit risk
潜在因子/单位风险
prevention of significant deterioration policy
防止明显恶化政策
priority pollutants
优先污染物
product bans
产品禁令
program compliance cost
项目实施成本
public involvement
公众参与
RCRA responsibilities
资源保护和恢复法令
Regional Acid Deposition Model
区域酸沉降模型
regulation compliance study
规章执行研究
and right to habitable environment
可居住环境的权利
rulemaking process
决策制定过程
and Administrative Procedure Act
行政程序法
effluent guideline procedure
污水排放指南程序
OMB's role
管理和预算办公室的角色
Stormwater Management Model
暴雨管理模型
Toxic Release Inventory
有毒物排放目录
Toxics Air Monitoring System
有毒污染物空气监测系统
UNAMAP
实用的空气污染模拟用户网络
Unfinished Business study
未完成的事业
watershed protection approach
水域保护方法
Environmental Protection Agency administrator
EPA 局长
Environmental protection programs
环境保护计划
biological knowledge applications
生物学知识应用
inequity
不公平
regressive
逆行的
Environmental regulations, see Regulations
环境法规，参见法规
Environmental requirements, see also Ambient Discharge standards; Pollution abatement; Regulations
环境要求，参见环境排放标准、污染物削减、中国环境法规实施
Chinese implementation
types
类型
waste load allocation problem
污染负荷分配
Delaware River Estuary example
特拉华河湾案例
Environmental resources. See also Natural resource
环境资源，参见自然资源
Environmental responsibility program, China
环境保护目标责任制（中国）
Environmental risk assessment, see Risk assessment
环境风险评价，参见风险评价
Environmental Simulation Laboratory (Berkeley)
伯克利环境模拟实验室
EPA, see Environmental Protection Agency
美国环保局，参见环境保护机构
Epidemiology
流行病学
Epilimnion
表水层
Equilibrium, markets
市场均衡
Equity, see Environmental justice
公平，参见环境公正

Estuary models 河口模型
Ethical land-use planning 伦理土地规划
Europe 欧洲
  ambient air quality standards 环境空气质量标准
  eco-labeling program 生态标志
  effluent charges in 排污收费
  environmental impact assessment programs 环境影响评价
  Seveso Directive Seveso 规定
Eutrophication 富营养化
Evaluation 评价
  benefit-cost analysis 费用-效益分析
  ecological, see Ecological evaluation 生态学的，参见生态评价
  goals-achievement matrix 目标-实现矩阵
  issues in 问题
  risk assessment for 风险评价
  sum of weighted factor scores 权重因子得分总数
  tabular displays 列表显示
Evaluative appraisals, for visual impact assessment 计值评价，参见视觉影响评价
Evaluative factors 评价因子
Evaporation 蒸发
Evapotranspiration 土壤水分蒸发蒸腾损失总量
Event tree analysis 事件树分析
Exception report, hazardous waste 异常情况报告（危险废物）
Excess attentuation, of noise 过度衰减（噪声）
Executive Office, and EPA EPA 行政办公室
Executive Order 12291 第 12291 号政令
  and economic valuation 经济评价
Executive Order 12498 第 12498 号政令
Executive Order 12898 第 12898 号政令
Existence value 存在价值
Expected value 预期值
Expert opinion, in environmental impact assessment 专家观点，环境影响评价
Expert systems 专家系统
Exposure assessment 暴露评价
Exposure scenarios 暴露场景
External costs 外部成本
  nternalization, Superfund program 内部化，超级基金项目
External emission offsets 排放补偿
Externalities 外部性
Extraction wells 提取井

F

Facilitation 促和
Facility inspections 设备检查
Factor inputs 输入要素
Factor prices 要素价格
Factor scores, sum of weighted 因子权重计分总和
Fall turnover 秋季翻池
Farm runoff 农业地表径流
Fate and transport models 降解与输移模型
Fault tree analysis 事故树分析
Federal Aviation Administration Model 联邦航空局

Federalism
Federal Register
EIS listing
role in EPA rulemaking
Federal Republic of Germany, see Germany
Federal Water Pollution Control Act. See also Effluent guidelines 1972 amendments
and right to habitable environment,
Federal Water Pollution Control Administration
Fertilizers
Field surveys
Fill material
Filters, for meeting air quality standards
Finding of no significant impact (FONSI)
First flush effect
First-order reactions
First theorem of welfare economics
Fish and wildlife management agencies
gap analysis
geographic information systems application
habitat-based evaluation methods
instream flow methods
Fish kills
Fixed costs
Flathead National Forest; GIS application
Flood Control Act of 1936
Flood flows, from land use changes
Flowcharts, for impact assessment
Food chain
Food Security Act of 1985
Foregone earnings
Forestry runoff
Forest Service
Coconino National Forest
Robertson v. Methow Valley Citizens Counci
Formaldehyde
Fox River, Wisconsin, BOD discharges
Fractional breakthrough
France
effluent charge system
environmental impact assessment program
Free rider problem
Fremont, California; BART visual impact assessment

Frequency of (sound wave) oscillation
Friends of Mammoth v. Board of Supervisors of Mono County
Friends of the Earth International
Friends of the River
Fund start, Superfund

Gap analysis
Gaussian plume models

联邦制度
联邦注册处
EIS清单
在美国环保局规章制定中的作用
德意志联邦共和国，参见德国
联邦水污染控制法，参见排放标准1972年修正案
可居住环境的权利
联邦水污染控制局
化肥
实地考察
填充物
过滤，为了达到空气质量标准
无显著影响发现
首次冲洗效应
第一反应动力学
福利经济学第一定理
鱼类和野生动植物管理机构
差距分析
地理信息系统应用
生境评价方法
内流方法
鱼类死亡
固定成本
弗拉塞德民族森林开发（GIS应用）
1936年洪水控制法
土地用途变化对洪水的影响
流程图（影响评价）
食物链
1985年食品安全法
放弃的利益
林区径流
森林局
Coconino国家森林公园
Robert对Methow山谷居民委员会
甲醛
威斯康星福克斯河，BOD排放
穿透分数
法国
排污收费系统
环境影响评价
无偿使用问题
加利福尼亚弗里蒙特，海湾地区快速运输（BART）视觉影响评价
声音振荡频率
猛犸象之友与Mono县议会

国际地球之友
河流之友
资金启动，超级基金

G

差距分析
高斯（烟羽）模型

General Accounting Office 总审计局
distributional justice investigation 分配公正调查
regulation compliance study 规章执行研究
sulfur dioxide allowances study SO_2 容量研究
General equilibrium 一般均衡
Generally available control technologies 通常可能的控制技术
enerator, of hazardous waste 危险废物产生者
Genetic diversity 遗传多样性
Geographic information systems 地理信息系统
biological applications 生物学应用
layers in 层
Geological Survey 地质勘探
land use/cover maps 土地使用/覆盖图
Washington method 华盛顿方法
Germany 德国
effluent charge system 排污收费系统
environmental labeling 环境标志
Gillham Dam project, Arkansas 阿肯色州（Arkansas）的 Cossatot 河上的 Gillham 水坝工程
Global climate change 全球气候变化
risk assessment 风险评价
Global environmental problems. See also Acid rain; Ozone depletion 全球环境问题，参见酸雨，臭氧耗竭
Global positioning systems (GPS) 全球定位系统
Goals-achievement matrix 目标-实现矩阵
Grassroots environmentalism 基层环境组织
Greenfields 绿地
Greenhouse effect 温室效应
Greenhouse gases 温室气体
Green Lights Program 绿色照明计划
Green markets 绿色市场
Greenpeace 绿色和平组织
Green products 绿色产品
Groundwater 地下水
forecasting changes in quality 水质预测
Groundwater contamination. See also Water pollution 地下水污染，参见水污染
Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems (GLEAMS) 农业管理系统对地下水污染负荷的影响
Guardianship 保护人

H

Habitat Evaluation Procedure 生境评价程序
Habitat restoration 生境恢复
Habitats 生境
fragmentation 破碎
rare 珍稀
Hahn-Noll zero revenue auctions Hahn-Noll “零收入拍卖”
Hammer provisions 棒槌规定
Harmonic oscillation 简谐振动
Hazard identification 危险废物确认
Hazardous air pollutants 危险大气污染物
Hazardous and Solid Waste Amendments, to RCRA 危险和固体废物修正案，资源保护与再利用法

Hazardous Materials Transportation Act
Hazardous Substances Response Trust Fund
Hazardous waste
Hazardous waste landfills
Hazardous waste management
compliance cost
ISO 14001
liability-rule based, see Superfund
pollution prevention as strategy
tracking waste
TSD facilities
requirements for
Hazard ranking system, Superfund
Health Effects Assessment Summary Tables
Health valuation
Hearings
Heavy metals
Hedonic price function
Hedonic property value valuation method
Hedonic wage valuation method
Highway noise
forecasting
mitigating
Histograms, sound pressure levels
Holland, see Netherlands
Horizontal addition, demand curves
Hotspot problem
Hull House
Human capital valuation technique
Human life, statistical valuation of
Human-made capital
Hydraulic conductivity
Hydraulic gradient
Hydraulic head
Hydrocarbons
in auto emissions
and photochernical smog
reactive
Hydrographs
Hydrologic cycle
simulation models
Hypolimnion

危险物质运输条例
危险物质反应信托基金
危险废物
危险废物填埋
危险废物管理
执行成本
ISO 14001
基于责任规则，参见超级基金
污染防治策略
废物跟踪
处理、储存和处置设施
要求
危险等级系统，超级基金
健康影响评价综合表
健康评价
听证会
重金属
内涵价格函数
内涵资产评价法
内涵工资法
高速公路噪声
预测
缓解
柱状图，声压级
荷兰，参见荷兰
水平相加，需求曲线
热点问题
赫尔屋业
人力资本法
生命的统计价值
人造资本
导水率
水力梯度
水头
碳氢化合物
机动车排放
光化学烟雾
反应的
水位图
水循环
模拟模型
均温层

I

Image capture
Impact analysis
Impact assessment matrix
Impact statements, see Environmental impact statement
Implicit price
Incentive regulation. See also Discharge fees; Tradable pollution permits
Income redistribution net benefits

图像获取
影响分析
影响评价矩阵
影响报告，参见环境影响报告书
隐含价格
刺激性为基础的管理手段，参见排污收费、可交易的污染许可
净利润的收入再分配

Indicator species 指示种
Indifference curve 无差异曲线
Indoor air pollution 室内空气污染
Industrial accidents, risk assessment 工业事故，风险评价
Industrial effluents 工业污染排放
Informal rulemaking 非正式规章制定
Information disclosure requirement 信息披露要求
Injection wells 注射井
Inorganic solutes 无机溶质
Insertion loss 插入损失
In situ experiments, for impact assessment 现场试验，影响评价
Inspections 检查
Instream flow fish and wildlife assessment methods 内流法
Integrity, of ecosystems 生态系统的完整性
Interception 截留
Interflow 内流
Intergenerational (environmental) equity 代际（环境）公平
Intermedia transport 媒质运输
Intermodal Surface Transportation Efficiency Act of 1991 1991 年联合运输的表面运输效率法
Internal emission offsets 内在排放补偿
Internalized costs 成本内部化
International nongovernmental organizations 国际政府间组织
International Union for the Conservation of Nature 国际自然联盟
Intragenerational (environmental) equity 代际公平
Inverse square law 倒数平方规律
Inversion layers 逆温层
Ionizing radiation 离子辐射
Ions 离子
ISO 14001 ISO 14001
Isoquants 等量曲线
Israel, field mice population in 以色列（田鼠数量）

J

Japan 日本
  environmental impact assessment program 环境影响评价
  Minamata Bay mercury discharges 水俣湾的汞污染
Johnson & Johnson 约翰逊 & 约翰逊
Joint and several liability 共同责任、单独责任
Joint fact-finding 实况调查
Joint implementation, carbon dioxide emission standards 联合履约（CO_2 排放标准）
Justice see Environmental justice 公正，参见环境公正

K

Kaldor potential compensation test Kaldor 潜在补偿检验
Kenya 肯尼亚
Keystone species 关键种
Knowing endangerment 故意危害
KSIM model KISM 模型

L

Laboratory tests, for impact assessment 实验室试验（影响评价）

Ladies' Protective Association of New York City 纽约妇女保护协会
Lake Michigan, PCBs in 密歇根湖，多氯联苯
Lake Washington, wastewater discharges at 华盛顿湖，污水排放
Land ban 陆地禁令
Land disposal regulations 土地处置规章
Land ethic 土地伦理
Landfill leachates 渗滤液
LANDSAT LANDSAT 卫星（地球资源探测卫星）
Landscape compatibility 景观协调性
Landscape diversity 景观多样性
Landscape preference 景观偏好
Landscape unit 景观单元
Land use changes, and flood flows 土地使用变化，洪流
Lead 铅
Lead poisoning 铅中毒
Least cost production 最小成本生产
Least squares method 最小二乘法
Legal rights 法定权利
  to habitable environment 可居住环境
Legionnaire's disease 军团病
Leopold, Aldo 奥尔多·利奥波德
Libertarianism 自由主义
Life cycle assessments 生命周期评价
Life-support functions 生命支持功能
Line sources 线源
  of air pollution 空气污染
  of noise 噪声
Listed waste 清单废物
Livermore-Amador valley air pollution impact assessment 案例研究：Livermore-Amador 峡谷空气影响评价
Locally unwanted land uses 当地不需要的土地利用
Local public 当地公众
Log-normal distribution emission modeling 对数正态分布排放模型
Longevity valuation 生命健康评价
Longitudinal dispersion 纵向弥散
Los Angeles, California, transportation control plan 加利福尼亚，洛杉矶，交通控制计划
Loudness 响度
Low emission vehicles 低排放机动车

M

Maintenance noise 维修噪声
Management, see Environmental management 管理，参见环境管理
Man and Nature; or, Physical Geography as Modified by Human Action (Marsh) 《人与自然》或者《受人类活动改变的自然地理》(马什)
Manifest system, of hazardous waste tracking 危险废物跟踪清单系统
Map overlay procedure 地图迭加过程
Maquiladoras 组装厂
Marginal benefit. See also Benefit-cost analysis 边际收益，参见费用-效益分析
Marginal cost See also Benefit-cost analysis 边际成本，参见费用-效益分析
Marginal cost curve 边际成本曲线
Marginal implicit price 边际隐含价格
Marginal implicit value of life 生命的边际隐含价值
Marginal rate of technical substitution 边际技术替代率

Marginal utility 边际效用
Marginal willingness to pay 边际支付意愿
Marketable pollution permits, see Tradable pollution permits 可买卖的排污许可证，参见可交易的排污许可
Market demand curves 市场需求曲线
Markets 市场
  equilibrium 均衡
  failure 失灵
  Pareto-efficient allocation 帕累托有效分配
  perfectly competitive 完全竞争
  price significance 价格的重要性
Market supply curves 市场供给曲线
Marsh, George Perkins 乔治·帕金森·马什
Massachusetts, Boston air quality 麻萨诸塞州，波士顿的城市空气污染
Mass balance analysis 质量守恒分析
Mass flowrate 质量流速
Mass media, and EPA 传媒和 EPA
Materials residuals 残余物
Maximum achievable control technology 最高可获得控制技术
Maximum containment level 最大污染水平
Mechanistic models 机械模型
Mediation 仲裁
Mediator 仲裁者
Meetings 会议
Mercury 水银（汞）
Merged plumes 水流已经汇合
Metalimnion 变温层
Methane, as greenhouse gas 甲烷（温室气体）
Michigan: Lake Michigan PCBs 密歇根湖，多氯联苯
Middlefield-Ellis-Whisman Superfund site MEW 超级基金场所
Minamata Bay, Japan: mercury discharges 日本：水俣湾的汞污染
Mine runoff 矿山径流
Mini-trials 小型审判
Minorities, and environmental justice 少数民族和环境公正
Missouri, St. Louis Pruitt-Igoe public housing project 密苏里州圣路易斯的 Pruitt-Igoe 公众住宅计划
Mitigated FONSIs 缓解的 FONSI（无显著影响发现）
Mitigation 减缓
  habitat restoration 生境恢复
  NEPA process NEPA 程序
  Risk 风险
  visual impact assessment 感观影响评价
Mitigation banks 缓解银行
Mixture rule 混合规则
Mobile source air pollution 空气污染流动源
  emission factors 排放因子
Model parameters 模型参数
Modified rollback models, of air pollutant emission 改进的罗尔勃克模型（空气污染物排放）
Monetary benefits/costs 货币收益和货币成本
Monitoring 监测
CEQA requirement 加利福尼亚环境质量法（CEQA）要求
  compliance 服从
  ecosystems 生态系统

NEPA process
Monitoring visits
Monitoring wells, Superfund
Montana, Flathead National Forest: GIS application
Montreal Protocol
Moral agents
Moral rights
to habitable environment
Moths Creek, California: land use changes
Motor Vehicle Air Pollution Control Act of 1965
Superfund site
Muir, John
Multiobjective programming
Municipal effluents
Municipal wastewater
Mutual gain options, in mediation

NEPA 程序
监测抽查
监测井（超级基金）
弗拉塞德民族森林开发（GIS 应用）
蒙特利尔议定书
道德行为者
道德权利
可居住环境
加州 Morrison 河：土地利用变化
1965 年机动车空气污染控制法
超级基金场所
约翰·缪尔
多目标规划
市政污水排放
市政污水
相互有利的方案（协调）

N

Naess, Arne
Nam Choan Dam, Thailand
Narragansett Electric Company, bubble policy and
National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)
promotion
regulated pollutants
National Association of Environmental Professionals
National Biennial Hazardous Waste Report
National Biological Survey
National Coal Policy Project
National Commission on Air Quality
National Cooperative Highway Research Program
National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants
National Environmental Policy Act of 1969 (NEPA). See also Environmental impact statements
compliance with
implementation problems
influence on projects/organizations,
principal sections
National Estuary Program
National income net benefits
National Oceanic and Atmospheric Agency, use of contingent valuation
National Pollution Discharge Elimination System (NPDES)
effluent guidelines
and Water Quality Act of 1987
National Priorities List, Superfund
National Wetlands Coalition
Nationwide Urban Runoff Projects
Natural capital
Natural resources. See also Environmental resources conservation as efficient use of

Naess, Arne
泰国 Nam Choan 大坝
Narragansett 电力公司，气泡政策
国家环境空气质量标准
改进
环境标准限制的污染物
国家环境工作者联合会
国家两年度危险废物报告
国家生物调查
美国国家煤炭政策项目
国家空气质量委员会
国际合作公路研究项目
有害大气污染物国家排放标准

1969 年国家环境政策法，参见环境影响报告书

执行
实施中的问题
对项目和组织的影响
主要部分
国家河口规划
国民净收益
国家海洋大气管理局（利用意愿调查价值评估法）
全国污染物排放削减系统

排放指南
1987 年水质法
国家优先考虑名单（超级基金）
全国湿地联盟
全国城区地表径流工程
自然资本
自然资源，参见为了有效利用资源进行的保护

Pareto-efficient allocation
Natural Resources Defense Council
suit against EPA
Natural systems
Nature (Emerson)
Navigation channels
NAVSTAR
Negotiated rulemaking
Negotiation on the merits
NEPA process, see Environmental impact statements; National Environmental Policy Act of 1969
Net benefits
Netherlands
effluent charge system
environmental impact assessment program
National Environmental Policy Plan
Netting
New Melones Dam project
New source performance standards
air pollution sources
water pollution sources
New York City, airborne emissions controls in
Niagara Mohawk Power Corporation
NIMBY syndrome
and environmental justice
Nitrogen cycle
Nitrogenous BOD
Nitrogen oxides
and photochemical smog
Nixon, Richard M.
Noise barriers
Noise Control Act of 1972
Noise exposure forecast
Noise footprints
Noise impact assessment
airport noise
mitigating
common noise sources
construction/maintenance noise
effects on people
highway noise
forecasting
mitigating
noise characterization
process
sound
sound spectra
Noise regulations
Nonaqueous-phase liquid transport
Nonattainment areas
emission reduction credits and
offsets in

帕累托有效分配
自然资源保护委员会
起诉 EPA
自然系统
《自然》(爱默生)
航道
NAVSTAR (导航卫星定时和测距)
制定谈判规则
基于利益的谈判
NEPA 程序，参见环境影响报告书、1969 年国家环境政策法
净收益
荷兰
排污收费系统
环境影响评价
国家环境政策规划
容量节余
新麦伦斯大坝
新源执行标准
空气污染源
水污染源
纽约大气质量管理
尼亚加拉-莫霍克电力公司
别在自家后院综合症
环境公正
氮循环
硝化 BOD
氮氧化物
光化学烟雾
理查德·尼克松
声屏障
1972 年的噪声控制法
噪声接触预测
噪声印踪
噪声影响评价
机场噪声
减缓
常见噪声源
建筑施工和维修活动产生的噪声
对人们的影响
公路噪声
预测
减缓
噪声特征
过程
声音
声谱
噪声规章
非水相液体的输送
未达标地区
排放削减信用
补偿

Nongovernmental organizations 非政府组织
enforcement activities by 强制活动
and EPA 美国环保局
grassroots groups 基层组织
NEPA process and NEPA 程序
outside U. S. 美国之外
Nonhuman species 非人类物种
Nonlocal public 非地方公众
Nonmonetizable costs/benefit 不能货币化的费用和效益
Nonpoint sources 面源
water pollution 水污染
forecasting effects of 影响预测
Nonrenewable resources 不可再生资源
Nonspecific sources, hazardous waste 非特定污染源
Normal goods 一般物品
Notices of violation 违规通知
NPDES, see National Pollution Discharge Elimination System (NPDES) 国家污染排放削减体系
Nuisance, common law of 妨碍行为公法

O

Occupational Safety and Health Administration (OSHA) 职业安全健康管理部门
Octave bands 倍频带
Office of Management and Budget 管理和预算办公室
role in EPA rulemaking process 在 EPA 决策制定过程中的作用
Ohio v. U. S. Department of the Interior 俄亥俄与美国内务部
Oil Pollution Act 油污染法
Ontario, Canada: right to habitable environment in 加拿大安大略省：可居住环境的权利
Opportunity cost 机会成本
and benefit-cost analysis 费用-效益分析
Option value 选择性价值
Ordinal scales 定序尺度
Organic solutes 有机溶质
Overton Park v. Volpe Overton 公园对 Volpe
Oxygenated fuels 氧化燃料
Oxygen sag equation 氧垂方程
Ozone 臭氧
Ozone depletion 臭氧层损耗
Montreal Protocol 蒙特利尔议定书

P

Pacifica, California: San Pedro Creek flood control project 加利福尼亚帕西菲卡市 San Pedro 河的洪水控制工程
Pacific Legal Foundation 太平洋法律基金会
Package of agreements, in mediation 一系列协议
Pareto efficiency 帕累托效率
Hahn-Noll zero revenue auctions Hahn-Noll “零收入拍卖”
Pareto-efficient allocation 帕累托有效分配
failures of 失灵
Pareto improvement 帕累托改进
potential 潜在
Pareto's criterion 帕累托标准

Participation of public 公正参与
Particulates 颗粒
Partition coefficients 分配系数
Pasquill-Gifford dispersion parameters Pasquill-Gifford 弥散参数
Passive-use values 情感使用价值
Pathogenic organisms 病原体
Pennsylvania, Pittsburgh air pollution control efforts 宾夕法尼亚州，匹兹堡，空气污染控制尝试
Pentachlorophenol 五氯苯酚
People's Republic of China, see China 中华人民共和国，参见中国
Perceived noise level 感觉噪声级
Perchloroethylene emission standards 全氯乙烯排放标准
Perfect information 完全信息
Perfectly competitive markets 完全竞争市场
Performance standard 执行标准
Period of (sound wave) oscillation 振荡周期
Perspective sketches 透视图
Pesticides 农药
Photochemical oxidants 光化学氧化剂
Photochemiscal smog 光化学烟雾
Photomontages 照片合成
Photoretouching 照片修饰
Photosynthesis 光合作用
Physical modeling 物理模型
  for environmental impact assessment 环境影响评价
  for visual impact assessment 感观影响评价
Pigouvian tax 庇古税
Pinchot, Gifford 吉福德·平肖特
Pitch, of sound 音调
Pittsburgh, Pennsylvania air pollution control efforts 宾夕法尼亚州，匹兹堡，空气污染控制尝试
Plumes 烟羽
Point Conception, California; LNG terminal biological impact assessment 康塞普西角液化天然气中转站生物影响评价
Point source Gaussian plume models 点源高斯模型
Point sources 点源
  of noise 噪声
  water pollution 水污染
    forecasting effects of 影响预测
Pollutant discharge fees, see Discharge fees 排污收费，参见排污收费
Polluter pays principle 污染者付费
Pollution 污染
Pollution abatement, see also Environmental requirements 污染削减，参见环境要求
  benefit-cost example 费用-效益分析
  government intervention 政府干预
  optimal levels 理想水平
  private agreements 私下达成协议
  productively-efficient level of 生产效率水平
  voluntary 自愿
Pollution allowances 污染负荷
Pollution prevention 污染预防
  as hazardous waste management strategy 危险废物管理战略
  and regulations 规章

Pollution Prevention Act of 1990 1990年污染预防法
Pollution Prevention Pays program (3M) 污染者付费项目（3M）
Porous media 多孔介质
Positional bargaining 定位谈判
Posterity 后裔
Potency factor 潜在因子
Potentially responsible parties, Superfund 潜在责任团体（超级基金）
Poverty, and pollution 贫穷、污染
Precipitation 降雨
Preferential judgments, in visual impact assessment 优先判断（视觉影响评价）
Present value of costs 费用现值
Present value of net benefits 收益现值
Preservationist movement 保护者运动
President, and EPA. See also Executive Orders 总统和EPA，参见行政命令
Pretreatment of wastewater （废水）预处理
Prevention, see Pollution prevention 预防，参见污染预防
Prevention of significant deterioration 防治明显恶化
Prices 价格
  factor prices 要素价格
  implicit 隐
  market significance （市场中价格的）重要性
  shadow 影子
Primary wastewater treatment 废水一级处理
Principled negotiation 原则性谈判
Prior informed consent 事先告知许可
Priority pollutants 优先污染物
  Private costs 私人成本
  Private property rights, see Property rights 私人产权，参见产权
  Private sector projects, see Project development, private sector projects 私人项目，参见项目开发、私人项目
  Probability 可能性
  Process redesign, as pollution prevention measure 重新设计生产过程（作为污染预防策略）
  Process water 工艺用水
  Producer's surplus 生产者剩余
  Product bans 产品禁令
  Production functions 生产函数
  Production function valuation approaches 生产函数法
  Production theory 生产理论
  Productive efficiency. See also Benefit-cost analysis 生产效率，参见费用-效益分析
    effluent charges and 排污收费
    limitations 限制
  Productivity, of ecosystems （生态系统）生产力
  Product reformulation 产品重新设计
  Programmatic EISs 纲领性EISs
  Project development 项目开发
    private sector projects 私人项目
    "one-stop" permit shopping 一步性获得环境许可证
    planning 规划
    regulatory risk 管理风险
  Public projects 公共项目
    impact analysis 影响分析
    irreversible effects 不可逆转的变化

New Melones Dam case study 新麦伦斯大坝案例研究
planning 规划
uncertainty and 不确定性
Project flyovers 项目鸟瞰
Project walkthroughs 项目预排
Property rights 产权
and entitlement theory 授权主义
and resource allocation 资源分配
wise use movement and 审慎使用运动
Protocols 议定书
in mediation 协调
Pruitt-Igoe public housing project Pruitt-Igoe 公众住宅计划
Public 公众
enforcement activities by 执行活动
EPA and 美国环保局
identifying 识别
Local, nonlocal 当地，非地方
NEPA process and NEPA 程序
role in, biological impact assessment 生物影响评价中（的作用）
role in, public projects 公共工程中（的作用）
role in, visual impact assessment 感观影响评价中（的作用）
Public consultation 公众咨询
Public goods 公共物品
Public health 公众健康
Public Health Service Act of 1912 1912 年公共卫生法
Public hearings 公众听证会
NEPA process NEPA 程序
Public involvement programs 公众参与
case study: San Pedro Creek flood control 案例研究：San Pedro 河洪水控制工程
goals 目标
techniques 方法
Public nuisance 公众损害
Public participation 公众参与
Public projects, see Project development, public projects 公共项目，参见项目开发、公共项目
Public trust doctrine 公民信任的行为
Pure tones 纯音

Q

QUAL 2e model QUAL2e 模型

R

Race, and environmental justice 种族，环境公正
Radon 氡
Railroad regulations 铁路运输管理规定
Rare species 稀有物种
Rational method of stream analysis 河流分析的推理方法
Rational risk reduction 理性风险降低
Raw load 原始负荷
Rawls, John 约翰·罗尔斯（哈佛的一位哲学教授）
Reactive solutes 活性溶质
Reasonably available control technology 相对可行控制技术
Receiving water 受纳废水

Record of decision
NEPA process
Superfund, 300
Recycling
Reference dose
Reference markers
Referendum questions
Reflection, of noise
Reformulated gasoline
Refuse Act of 1899
Regional Acid Deposition Model
Regional diversity
Regression analysis
Regulated community, EPA
Regulations
Chinese implementation
command and control, see Command and control
competitive markets and, see Markets
compliance
factors affecting
monitoring
consumer choice theory
enforcement,
citizen-based
monitoring compliance
and pollution prevention
production theory, 101-107
Regulatory impact assessment
Regulatory negotiations (reg-neg)
Regulatory risk
Reinventing Environmental Regulation
Remedial action
Remedial investigation/feasibility study, Superfund
Remote sensing
Renewable resources
Reservoirs
water pollution from
Residuals
Resource Conservation and Recovery Act
1984 amendments
TSD
Respiration
Response equivalence, in visual impact assessment
Retouched photos
Retroactive liability, Superfund
Reuse
Right of contribution
Rights of nature
Rights to pollute. See also Tradable pollution permits and tradable permits
Right to habitable environment
Rio de Janeiro, environmental impact assessment program
Risk assessment

决策记录
NEPA 程序
超级基金
循环再利用
参考剂量
参考标记
投票
对噪声的反射
重构汽油
1899 年的垃圾法
地区酸沉降模型（RADM）
区域（或者景观）多样性
回归分析
受管团体，EPA
规章
在中国的实施
命令-控制，参见命令-控制
竞争市场，参见市场
执行
影响因子
监测
消费者选择理论
强制
以市民为主
遵循监控
污染预防
生产理论
政策影响评估
管理谈判
管理风险
重新制定环境规章
补救措施
补救调查/可行性研究
遥感
可再生资源
水库
水污染
残余
资源保护与再利用法
1984 年修正案
处理、储存和处置
呼吸
等值响应，视觉影响评价
照片修饰
有追溯力的责任，超级基金
重新利用
分担权利
自然权利
排污权，参见可交易的污染许可和排污权交易
可居住环境中的公民权
Rio de Janeiro，环境影响评价
风险评价

accidents/system failures 工业事故和系统失灵
basic elements of 基本原理
chronic low-level exposure 低浓度慢性暴露
environmental impact statements 环境影响报告书
Risk characterization 风险表征
Risk management 风险管理
Risk mitigation measures 风险减缓措施
Road construction, water pollution from 道路建设、水污染
Robertson v. Methow Valley Citizens Council Robert 对 Methow 山谷居民委员会
Role playing 角色扮演
Rollback models, of air pollutant emission 罗尔勃克模型
Roosevelt, Theodore 狄奥多尔·罗斯福
Root-mean-square sound pressure 均方根压强
Route inventories 路线目录
Rulemaking process, EPA, see Environmental Protection Agency, rulemaking process 决策制定过程，EPA，参见环境保护机构，决策决策制定过程
Runoff, see Surface runoff 径流，参见地表径流

S

Safe Drinking Water Act 安全饮用水法
St. Louis, Missouri, Pruitt-Igoe public housing project 密苏里州圣路易斯的 Pruitt-Igoe 公众住宅计划
Sand County Almanac, A (Leopold) 沙乡年鉴（奥尔多·利奥波德）
San Francisco Bay area 旧金山海湾地区
Bay Area Rapid Transit visual impact assessment 海湾地区快速运输（BART）感观影响评价
Conservation and Development Commission 保护与发展委员会
emission offsets 排放补偿
Middlefield-Ellis-Whisman Superfund site MEW 超级基金场所
San Pedro Creek flood control project San Pedro Creek 洪水控制工程
Sanitary engineering 卫生工程
Sanitary water 清洁水
San Pedro Creek flood control project San Pedro 河洪水控制工程
Saturated zone 饱和层
Scale contrast, in visual impact assessment 规模对比（视觉影响评价）
Scanners 扫描仪
Schweitzer, Albert 艾伯特·施韦策
Scoping 划定范围
NEPA process NEPA 程序
SCREENERTM SCREENER™（一种软件）
Screening, environmental impact assessment programs 审核（环境影响评价）
Scrubbers 脱硫装置
Sea Shepard Society Sea Shepherd 协会
Seattle, Washington, wastewater discharges at 西雅图地区排入华盛顿湖的废水
Secondary wastewater treatment 二级处理
Section 106 administrative orders, Superfund CERCLA 的第 106 条
Section 107 cost recovery suits, Superfund CERCLA 的第 107 条
Seepage velocity 渗流速度
Selenium drainage 排出的水中的硒
Self-certification 自我评价
Self identification 自我确认
Self-monitoring 自我监测
Sensitivity analysis 灵敏度分析
Sentient beings 有情感的生物

Setting unit	设置单元
Settlement workers	居住者工会
Seveso Directive	Seveso 规定
Shadow prices	影子价格
Shannon-Wieder diversity index	Shannon-Wieder 多样性指数
Sick building syndrome	建筑物综合症
Sierra Club	塞拉俱乐部
and Dow Chemical complex	道化学公司
environmental justice	环境公正
and New Melones Dam project	新麦伦斯大坝
Sierra Club v. Morton	塞拉俱乐部对 Morton 案
Sierra Club v. Ruckelshaus	塞拉俱乐部对 Ruckelshaus 案
Significant species	关键物种
Silent Spring (Carson)	《寂静的春天》(卡逊)
Simple harmonic oscillation	简谐振动
Simpson's diversity index	辛普森多样性指数
Sinks	汇
Sleep disturbance, by noise	睡眠干扰（噪声）
Small-quantity generators	小规模生产者
Smog	烟雾
Smog taxes	烟雾税
Smoke	烟
Smuggler Mountain Superfund site	Smuggler 山超级基金场所
Snoqualmie River, Washington	Snoqualmie 河，华盛顿
Snowball approach, to public identification	“雪球”法（公众识别）
Social costs	社会成本
Social discount rate	社会贴现率
Social impacts assessment	社会影响评价
Social surplus	社会剩余
Sodium chloride	氯化钠
Soft information	软信息
Soil	土壤
Soil Conservation Service, swamp buster program	土壤保持局，湿地开垦
Solid waste programs, compliance cost	固体废物，执行成本
Sorption	吸附
Sound	声音
Sound pressure level	声压级
common noise sources	常见噪声源
histograms	柱状图
weighted	权重
Sound spectra	声谱
Sources	源
Spawnable area	产卵区域
Species diversity	物种多样性
significant species	关键物种
Species diversity index	生物多样性指数
Specific discharge	比流量
Speech communication disturbance	对言语交流的干扰
Spot allowances	现期排污许可
Stability, of ecosystems	稳定性（生态系统）
Staff identification	群体识别
Stakeholder	利益相关者

Standing to sue
Stanford University
Stanford Watershed Model
Stanislaus River, California, New Melones Dam project
State governments
  EIS reporting requirements
  water quality management
State implementation plans
  air quality management
  water quality management
Statement of overriding considerations, CEQA
State Nonpoint Management Program
State revolving funds (SRF)
Statistical models
  for emission modeling
  for environmental impact assessment
Steady state conditions
Stegner, Wallace
Stockholm Conference
Stone, Christopher
Stormwater discharges
Stormwater Management Model
Strategic bargaining theory
Strategic environmental assessment
Stratospheric ozone depletion, see Ozone depletion
Streeter-Phelps equation
Strict liability
Stripping towers
Substitute goods
Substitute sites
Sulfur dioxide emission allowances
  auctions/sales
  initial allocation
  lessons learned
Sulfur dioxide emissions
  and acid rain
  Clean Air Act (1990)
Sulfur oxides
Sum of squared errors
Sum of weighted factor scores
Superfund
  brownfield problem
  complexity
  compliance cost
  fund start
  hazard ranking system
  implementation strategy
  liability
  mismanagement controversy
  risk assessment
  section 106 administrative orders

诉讼立场
斯坦福大学
斯坦福流域模型（SWM）
加利福尼亚，斯坦尼斯洛斯（Stanislaus）河，新麦伦斯水坝
州政府
  环境影响报告书要求
  水质管理
州实施计划
  空气质量管理
  水质管理
加州环境质量法
州面源管理方案
州周转资金
统计模型
  排放模型
  环境影响评价
状态稳定的条件
华莱士·斯特格纳（美国作家）
斯德哥尔摩会议
克里斯托夫·斯通
暴雨导致的地表径流量
暴雨管理模型（SWMM）
战略协议理论
战略环境影响评价
平流层臭氧耗竭，参见臭氧耗竭
Streeter-Phelps 方程
严格责任
气提塔
替代物品
旅游地替代
SO_2 排放许可
  拍卖出售
  初始分配
  吸取教训
SO_2 排放
  酸雨
  清洁空气法（1990）
硫氧化物
误差平方和
权重因子得分总数
超级基金
  褐野
  复杂性
  执行成本
  资金启动
  危险等级系统
  实施战略
  责任（义务）
  管理不当
  风险评价
  CERCLA 的第 106 条

site cleanup 场所的清洁
Trust Fund 信托基金
Superfund Amendments and Reauthorization Act (SARA), 超级基金修正及再授权法
Supply curves 供给曲线
Supreme Court, see Courts 最高法院，参见法院
Surface runoff 地表径流
and land use changes 土地使用变化
nonpoint sources 流动源
nonurban areas 城区外
point sources 点源
urban areas 城区
Suspended solids 悬浮颗粒物
Sustainable development 可持续发展
Swamp buster provision, Food Security Act of 1985 湿地开垦，1985 年的食品安全法
System failures, risk assessment 系统故障，风险评价

T

Tabular displays 列表表示
Technical substitution, marginal rate of 边际技术替代率
Technology-based discharge standards 基于技术的排放标准
Technology-based effluent guidelines 基于技术的排放标准
Technology standards 技术标准
Tennessee Valley Authority Tennessee 河谷当局
NEPA process NEPA 程序
sulfur dioxide allowance SO_2 排放许可
Teratogens 致畸物
Thailand, Nam Choan Dam project evaluation 泰国 Nam Choan 大坝
Thermal stratification 温度分层
Third-party identification, of public 第三方识别
Third World 第三世界
Thoreau, Henry David 亨利·大卫·梭罗
Threatened species “受威胁”的保护动物名单
Three-dimensional models, see Physical modeling 三维明星，参见物理模型
Time horizon, benefit-cost analysis 时间范围（费用-效益分析）
Tobacco smoke 烟草烟雾
Tokenism 象征性
Topographic maps 地图
Total cost 总成本
Total dissolved solids 总溶解固体
Toxic air pollution 危险大气污染物
Toxic hotspots 有毒点源
Toxicology 毒理学
Toxic Release Inventory 有毒物排放名录
Toxics Air Monitoring System 有毒污染物的监测
Toxic Substances Control Act 有毒物质控制法
Toxic waste trade 有毒垃圾贸易
international 国际
Toxic water pollution 有毒水污染
Tracer 示踪剂
Tradable pollution permits 排污权交易
benefits independent of source 效益与污染源位置无关

compared to discharge fees and standards 与排污收费和标准相比
emission reduction credits, see Emission reduction credits 排放削减信用，参见排放削减信用
government's role 政府的作用
hotspot problem 热点问题
initial allocation 初始分配
lessons 教训
source location accounted for 考虑污染源位置
sulfur dioxide, see Sulfur dioxide emission allowances SO_2，参见 SO_2 排放许可
Trading equilibrium 交易均衡
Tragedy of the Commons, The (Hardin) Garrett Hardin 的《公地的悲剧》
Transactions costs 交易成本
Superfund program 超级基金项目
Transcendentalism 先验哲学
Transfer coefficient 转换系数
Transmission path, of noise 传输路径（噪声）
Transpiration 蒸发
Transportation control plans 交通控制项目
Transportation noise, see Highway noise 交通噪声，参见公路噪声
Transport processes 传输过程
across media 媒质传输
air pollution 空气污染
in groundwater 地下水
Travel cost valuation method 旅行费用法
Treatment, storage, or disposal (TSD) facilities requirements for 处理、储存和处置设施要求
Trichloroethene 三氯乙烯（TCE）
Turbidity 浊度
Turbulence 湍流
Two-way communications 双向交流
Typhoid 伤寒

U

Ultimate BOD 最终 BOD
Uniform Hazardous Waste Manifest 统一的危险废物清单表
Uniform series present worth factor
United Church of Christ Commission for Racial 美国基督教大教堂种族公平委员会
United Nations Conference on the Human Environment, 联合国人类环境会议
United Nations Environment Programme 联合国环境规划署
United Nations Framework Convention on Climate Change, 联合国气候变化框架公约
Unit risk 单位风险
Universal soil loss equation 土壤通用侵蚀方程
Unsaturated zone 不饱和层
Urban development 城市发展
Urbanization 城市化
User fees 使用费
Use's Network for Applied Modeling of Air Quality (UNAMAP) 实用的空气污染模拟用户网络
Use value 使用价值
Utilitarianism 实用主义
and animal rights 动物权

Utility 效用
Utility functions 效用方程
Utility maximization 效用最大化

V

Vadose zone 渗流层
Valdez principles Valdez 原则
Valuation 评价
  consumer's surplus 消费者剩余
  CV 意愿调查价值评估法
  defensive expenditures approach 防护支出法
  ex ante vs. ex post analysis 事前评估与事后评估
  health/longevity valuation 生命健康评价法
  hedonic property value method 内涵资产评价法
  practice of 实践
  production function approaches 生产函数法
  techniques compared 方法比较
  travel cost method 旅行费用法
Vapor extraction towers 气提塔
Variable costs 可变成本
Vehicle inspection 车辆检查
Vehicular emissions 机动车排放
Video imaging 视频图像
Vienna Convention 维也纳公约
Viewsheds 视阈
Virtual reality 虚拟现实
Visual analysis areas 感观分析区域
Visual contrast rating sheet
Visual impact assessment 感观影响评价
  case study: rail transit line 案例研究：铁路运输线
  evaluation 评价
  by design specialists 设计专家
  by preferential judgment 优先判断
  physical modeling for 物理模型
  simulation 模拟
  landscape preference 景观偏好
  Postproject 项目后
Visual inventories 感观目录
Volatile organic compounds 挥发性有机化合物
Volume flowrate 流速
Voluntary pollution control 自愿的污染控制

W

War 战争
Warren County, North Carolina, PCB burial site protest 北加利福尼亚的 Warren 县，抗议多氯化联二苯（PCBs）的泥土的掩埋地
Washington method 华盛顿方法
Washington state 华盛顿州
  Seattle wastewater discharge 西雅图地区排入华盛顿湖的废水
  Snoqualmie River Snoqualmie 河
Washoff 冲刷作用
Waste load allocation problem 污染负荷分配

Delaware River Estuary example
特拉华河湾案例
Waste receptor services
废物消纳
Wastewater treatment
废水处理
distributive inequity of public programs
分配不公
construction grants
建设补贴
pretreatment
预处理
Water pollution
水污染
land use changes
土地利用变化
municipal effluents
市政污水
nonpoint sources
面源
forecasting effects of
影响预测
point sources
点源
forecasting effects of
影响预测
Water Pollution Control Act of 1948, see Federal Water Pollution Control Act
1948 年水污染控制法，参见联邦水污染控制法
Water quality
水质
forecasting changes in
水质预测
groundwater quality
地下水水质
Water Quality Act of 1965
1965 年水质法
Water Quality Act of 1987
1987 年水质法
Water quality constraints
水质要求
Water quality criteria
水质标准
Water quality management, see also Clean Water Act acronyms of Federal programs
水质管理，参见联邦水质管理中术语缩写
history
历史
after 1980s
20 世纪 80 年代后
before 1980s
20 世纪 80 年代以前
nonpoint sources
面源
stormwater discharges
暴雨排放
summary of Federal laws
联邦水污染控制法令的总结
toxic water pollution
有毒水污染
unresolved problems
未解决的问题
wetlands
湿地
Water resources projects
水资源工程
Water rights
水资源权
Waterscape unit
水景单元
Watershed protection approach
水域保护方法
Water storage reservoirs
水库
Water table
水位
Wave divergence, of noise
声波扩散
Weapons testing
武器竞赛
Weighted factor scores
权重因子得分
Welfare economics, first theorem of
福利经济学第一定理
Wetlands
湿地
land use changes and
土地利用变化
Wickland Oil Company, emission offsets
Wickland 石油公司，排放补偿
Willingness to accept
接受意愿
Willingness to pay
支付意愿
and benefit-cost analysis
费用-效益分析
marginal
边际
valuation based on
评价基础
Wind tunuel experiments
风洞试验

Wisconsin, Fox River BOD discharges 威斯康星福克斯河，BOD 排放
Wisconsin Power & Light Company (WP&L), sulfur dioxide allowances 威斯康星电力和照明公司，SO_2 排污许可
Wise use movement 审慎使用运动
Wordsworth, William 威廉·华兹沃斯
World Bank 世界银行
  debt-for-nature swaps 以保护自然来交换债务
  risk assessment 风险评价
World Commission on Environment and Development 世界环境与发展协会
World Conservation Strategy 世界保护战略
World Resources Institute 世界自然研究所

Z

Zero emission vehicles 零排放机动车
Zero revenue auctions 零收入拍卖

[General Information]
书名=环境管理与影响评价
作者=（美）伦纳德·奥托兰诺（Leonard Ortolano）著；郭怀成，梅凤乔译
页数=560
出版社=北京市：化学工业出版社
出版日期=2004
SS号=11210740
DX号=000003117012
URL=http://book.szdnet.org.cn/bookDetail.jsp?dxNumber=000003117012&d=3D1C2FB29C93FBAEF01F0BDE457AA06E