

20401

图书在版编目 (CIP) 数据

水价改革与政治经济：世界银行水价改革理论与政策/
(美) 迪南 (ARIEL DINAR) 编；石海峰等译. —北京：中
国水利水电出版社，2003

ISBN 7-5084-1827-1

I. 水… II. ①迪…②石… III. 城市供水-价格-经济
改革-研究-世界 IV. F416.9

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2003) 第 109050 号

书 名	水价改革与政治经济 ——世界银行水价改革理论与政策
作 者	[美] ARIEL DINAR 编 石海峰 等译
出 版 发 行	中国水利水电出版社(北京市三里河路 6 号 100044) 网址: www.waterpub.com.cn E-mail: sales@waterpub.com.cn 电话: (010)63202266(总机)、68331835(营销中心)
经 售	全国各地新华书店和相关出版物销售网点
排 版	中国水利水电出版社微机排版中心
印 刷	北京市兴怀印刷厂
规 格	850mm×1168mm 32 开本 12.625 印张 339 千字
版 次	2003 年 12 月第 1 版 2003 年 12 月第 1 次印刷
印 数	0001—4100 册
定 价	45.00 元

凡购买我社图书，如有缺页、倒页、脱页的，本社营销中心负责调换
版权所有·侵权必究

The Political Economy of Water Pricing Reforms 20401

Copyright © 2000 by

The International Bank for Reconstruction and Development/
The World Bank This work was originally published by the World
Bank in English as *The Political Economy of Water Pricing
Reforms* in 2000. This Chinese translation was arranged by the
General Institute of Water Resources and Hydropower Planning
and Design. The General Institute of Water Resources and
Hydropower Planning and Design is responsible for the accuracy
of the translation. In case of any discrepancies, the original
language will govern.

水价改革与政治经济

© 2000, 版权所有

国际复兴开发银行/世界银行

本书原版由世界银行以英文出版,书名为《水价改革与政治经济》。中文版由水利水电规划设计总院组织翻译并出版。水利水电规划设计总院负责翻译的准确性。

本书是相关作者的成果,其中的看法未必反映执行董事会或他们所代表的国家的观点。世界银行不保证本书数据准确无误,并对任何人引用其中的观点和数据引起的后果不承担任何责任。本书所附地图的疆界、颜色、名称和其他资料,并不表示世界银行的任何部门对任何地区的法律地位的看法,也不意味着对这些疆界的认可或接受。

中文版序

Foreword by the Author to the Version in Chinese

More and more countries embark on reforms in their water sector, including pricing reforms, in response to increased level of scarcity of water that they face. Water Pricing is not a bad word any more. More people, including users, realize the role of incentives/prices in correcting our behavior regarding use of that resource.

As more attempts are made to implement water pricing reforms, exchange of experiences is critical. Like in many other countries, water in China will likely become the single most important factor for achieving sustainable development in the 21st century. China has been engaged in water pricing reform and reform centered around establishment of water rights in the water sector. Undoubtedly the political economy of the reform will soon become a topic for debate.

I am grateful to the Chinese friends who helped translate the book to Chinese so that it can reach a larger number of readers in a great country that can benefit from others' experiences. I hope that this book will serve to connect the Chinese people involved in water pricing reforms with those worldwide. I am sure that China will realize a greater progress in this challenging field and produce experiences valuable for other countries in the world.

"The Political Economy of Water Pricing Reforms" is largely

20401
based on papers presented at the World Bank-sponsored Workshop on Political Economy of Water Pricing Implementation that took place in Washington, D. C. on November 3-5, 1998. It comprises not only papers on political economy theories of water pricing reform but also those on particular aspects of the reform. The planning and implementation of water pricing is a very complex process subject to the impact of different factors, of which many are difficult to define and simulate. It is therefore obvious that the theoretical knowledge alone is not sufficient to address those issues. For this reason, the book includes many case studies aiming at illustrating the influence of natural conditions, institutional factors, implementation procedures and general environment of reform, etc. on water pricing reform.

Ariel Dinar

The World Bank

Washington DC

November 25, 2003

鸣 谢

1998年11月3~5日,由世界银行提供赞助的“水价实施与政治经济”研讨会在美国华盛顿哥伦比亚特区举行,本书主要以大会论文为基础编辑而成。

世界银行农村发展局的培训预算和世界银行的农村家庭水资源管理主题工作组对这次研讨会和本书提供了支持。研讨会的部分资金由FORWARD项目提供。世界银行农村发展局的Liliana Monk和Fulvia Toppin帮助组织了这个研讨会。

虽然本书仅收录了研讨会的部分论文,但其他论文已经由其他途径出版,并给我们增加了很多知识,借此机会感谢其他的报告人: Mahmood Ahmad、Mohamed Ait-Kadi、Ra'ed Daud、Jennifer Davis、Antonin Dvorak、Peter Fiala、Frances Grey、Joshua Johnson、Tom Jones、Clay Landry、Ales Lisa、Michael Moore、Koussai Quteishat、Peter Sauer、Pierre Teniere-Buchot、Anantharama Vaidyanathan和Christina Wood。

三位不署名的评论家做了大量工作,他们详尽的评论无疑对改进最终的书稿给予了帮助。世界银行出版委员会和出版宣传办公室对有关出版的细节提供了耐心的指导。

封面上“Farm Water Works”照片是由加利福尼亚的Pearl和Harold拍摄的。

最后，很荣幸有一群极好的合作作者，在从准备研究会到最终形成这本书稿的过程中，他们对所有的要求都作了回答。这本书确实是一个合作的成果。

撰稿人

Musa Asad, 世界银行拉美及加勒比海地区水资源管理工作组金融经济学家、分析家, 华盛顿哥伦比亚特区。

Luiz Gabriel T. de Azevedo, 世界银行拉美及加勒比海地区水资源管理工作组水资源工程师, 华盛顿哥伦比亚特区。

John J. Boland, 约翰霍普金森大学地理和环境工程系教授, 马里兰州巴尔的摩。

Daniel W. Bromley, 威斯康星大学农业和应用经济学系, 应用经济学 Anderson-Bascom 教授, 威斯康星州麦迪逊。

Alfredo H. Cueva, Aplph-Gamma 技术有限公司高级环境工程师, 北卡罗莱纳州罗利。

Xinshen Diao, 国际粮食政策研究院贸易和宏观经济所研究员, 华盛顿哥伦比亚特区。

Ariel Dinar, 世界银行农村发展局首席经济学家, 乔治华盛顿大学经济学系兼职教授, 华盛顿哥伦比亚特区。

Darwin C. Hall, 加利福尼亚州立大学经济学系教授, 加利福尼亚州长滩。

Julie A. Hewitt, 美国环境保护局经济学家, 华盛顿哥伦比亚特区。

Karin E. Kemper, 世界银行拉美及加勒比海地区水资源管理工作组经济学家, 华盛顿哥伦比亚特区。

Donald T. Lauria, 北卡罗莱纳大学查布尔希尔分校环境科学和工程系教授, 北卡罗莱纳州查布尔希尔。

Richard J. McCann, M. Cubed, 合作人, 加利福尼亚戴威斯。

Warren Musgrave, 新南威尔士州政府咨询专家, 前自然资源特别顾问, 澳大利亚悉尼。

Douglas Olson, 世界银行东亚及太平洋地区农村局和自然资源部门高级水资源工程师, 华盛顿哥伦比亚特区。

Gordon C. Rausser, 加利福尼亚大学伯克利分校自然资源学院院长, Rober Gordon Sproul 著名教授, 加利福尼亚州伯克利。

Steven Renzetti, 布罗克大学经济学系副教授, 加拿大安大略省圣凯瑟琳森。

Terry Roe, 明尼苏达大学应用经济学系教授, 明尼苏达州圣保罗。

Jon Strand, 奥斯陆大学经济学系教授, 挪威奥斯陆。

Yacov Tsur, 耶路撒冷希伯来大学农业经济学与管理系副教授, 以色列 Rehovot, 明尼苏达大学应用经济学系兼职教授, 明尼苏达州圣保罗。

Peter Van Humbeeck, 佛兰德斯社会和经济委员会大使馆官员, 比利时布鲁塞尔。

Joseph Makwata Wambia, 世界银行南亚地区农村发展行业管理部高级金融分析家, 华盛顿哥伦比亚特区。

Christopher Ward, 世界银行自然资源局中东及北非地区首席管理官员, 华盛顿哥伦比亚特区。

Dale Whittington, 北卡罗莱纳大学查布尔希尔分校环境科学和工程系教授, 北卡罗莱纳州查布尔希尔。

David Zilberman, 加利福尼亚大学伯克利分校农业与资源经济学系教授, 加利福尼亚州伯克利。

译者的话

随着全球人口的急剧增长，经济的不断发展，一方面，人类对水资源的需求以惊人的速度增长；另一方面，日益严重的水污染蚕食着大量可利用的水资源，水资源危机带来的生态系统恶化和生物多样性破坏，也将严重威胁人类的生存。水作为一种具有明显社会属性的稀缺的自然资源，其开发、利用、治理、配置、节约和保护既具有其他自然资源共有的特性，又明显地受到社会和政治因素的影响。

政治力量是如何影响水行业改革的？受上下游影响的地表水灌溉系统与受相互开采影响的地下水灌溉系统的管理有何不同？从它们的财产模式出发如何改进灌溉的水资源管理定价模式？在一个已知的自然、法律、社会、经济和政治环境下，如何建立水资源系统的管理方案？水成本是如何影响农业用水和水资源管理的？如何通过制定水价改进水资源管理？制定水价决策的政治环境与用水者偏好和价格体系的关系怎样？摩洛哥的水市场建立和贸易改革是如何做到双赢的？自然灾害是改革的契机吗？分段累进制水价真的能够实现预期的目标吗？如何建立有效和公平价格体系实施的机制？为什么有些水价改革只提高了名义购买力，实质上却只提高了供水和排污的价格？为什么印度 1992 年制定的整个印度联邦的灌溉水价改革方案没有真正实施呢？它与从 1998 年开始在印

度西南部 Andhra Pradesh 邦成功进行的水价改革有什么不同呢？为什么澳大利亚的水价改革能沿着正确的方向发展呢？巴西联邦政府 1999 年鼓励的批发水价改革能够成功吗？本书将通过政治经济学的概念，引入水价改革来回答上述问题。本书不仅收录了在水价改革政治经济学理论方面的成果，也吸收了大量说明水价改革某一特定方面的研究成果。由于策划和实施水价改革是一个复杂的过程，会受到各种不同力量的影响，其中很多内容是难以定义和模拟的，因此，单独依靠理论不足以回答上述问题。为此，本书提供了大量的实例研究成果，说明不同自然条件、体制机制、实施步骤和改革形势的变化影响。

全书由两篇组成。第一篇第一部分各章主要介绍理论方法，强调财产模式和定价模式的联系，明确权力及其在水资源管理组织之间和内部的影响，说明信息不对称性对实施有效的定价改革的重要性；第二部分介绍了各种政治经济学概念在水价改革评价中的应用。主要内容是考虑现有体制和政治设置情况下，策划改革的要求；扩展改革内容或合并解决相似经济问题的改革（如农业贸易和水权）的优点；与私人团体交往时，通过协商来解决信息不对称问题的要求；解决供水和需水的随机性问题以保证缺少权力的（常常是贫困的）团体得到补偿等；第三部分主要说明城市水价改革的各种政治经济学问题。作为对效率和财政问题的补充，该部分对公平和受价格体系影响的社会各种组成部分的社会偏好进行了说明，并讨论了引发目前改革的政治程序以及涉及团体的影响。本书第二篇提供了五个国家的实例研究。这些实例研

究给读者的印象是水价改革十分复杂，各种政策可能成功也可能失败。

实践证明，传统的水资源开发利用方式已难以支撑经济社会的可持续发展，因此，需要转变现有的水资源管理方式，提高水资源利用率。从工程水利向资源水利，从传统水利向现代水利、可持续发展水利转变，以水资源的可持续利用主持经济社会的可持续发展是中国水利建设的新思路，是新时期中国水利建设的指导思想。在市场经济的冲击下，中国水利行业需要引入先进的水资源管理经验。而在市场经济条件下，管好水的一个切入点就是水价改革和水权市场。水价改革、水权市场及其政策的制定关系到能否在市场经济条件下合理开发、优化配置有限而宝贵的水资源。因此，要从水资源的自然属性、经济属性和社会属性出发，运用政治经济学的理论，来研究水价改革及其政策的制定、实施和管理。他山之石可以攻玉，《水价改革与政治经济——世界银行水价改革理论与政策》可以为解决中国的水价改革和水资源管理提供理论和实践经验，可作为从事水资源管理、水价、水权及其政策制定等方面的政府官员、工程技术人员以及水文学及水资源、经济学、政治学、法学等专业的教师、学生的参考用书，也可为关心制定水价政策的人士提供有益的参考。

本书由水利水电规划设计总院组织翻译，是翻译组集体智慧的结晶。翻译组成员凭着对中国水资源管理的责任和信心，克服重重困难，完成了本书的翻译工作，具体分工如下：

文 1.	石海峰、李晓凯
文 2. 文 3. 文 4.	石海峰
文 5.	石海峰、孙 卫
文 6. 文 7. 文 8.	孙 凤
文 9.	孙 凤、韩昌海
文 10. 文 11. 文 12. 文 13.	王成明、石海峰
文 14. 文 15. 文 16. 文 17. 文 18.	侯 杰

全书由李原园、李晓凯、石海峰和王岚校对。

本书作者 Ariel Dinar 为本书的翻译和出版提供了大量帮助，世界银行出版委员会和出版宣传办公室的 Valentina Kalk 和 Abdia Mohamed 对有关出版的细节提供了耐心的指导，谨表感谢。

由于时间较紧，水平有限，书中错误在所难免，敬请批评指正。

译者于北京

2003 年 8 月 28 日

目 录

中文版序

鸣 谢

撰稿人

译者的话

1 水价改革政治经济学 Ariel Dinar 1

第一篇 理论和实践应用

第一部分 政治经济学的基本原理和水价改革

2 水资源管理中的财产模式和定价
模式 Daniel W. Bromley 31

3 水资源系统的集体选择 Gordon C. Rausser 51

4 加利福尼亚农业水管区的管理原则和管理
决策 Richard J. McCann, David Zilberman 80

5 通过定价进行水管理：管理运行费的角色和
信息的不对称性 Yacov Tsur 107

第二部分 水价改革政治经济的经验探讨

6 水价改革的经验总结 Steven Renzetti 125

7 摩洛哥灌溉农业的水市场和交易改革对不同利益群体
的双赢效应 Xinshen Diao, Terry Roe 144

- 8 塞内加尔达喀尔政治条件限制价格制定的结果评价：
蒙特卡罗法 Alfredo H. Cueva, Donald T. Lauria 168
- 9 公众选择及水价制定 Darwin C. Hall 189

第三部分 城市水价实施的政治经济学

- 10 发展中国家水价制定的政治经济：分段累进制水价同带
补贴的统一水价 John J. Boland, Dale Whittington 215
- 11 对洪都拉斯首都特古西加尔巴制定水价的
政治经济分析 Jon Strand 238
- 12 调查自来水公司选择特定的居民水价
体系的原因 Julie A. Hewitt 259
- 13 比利时佛兰德地区家庭水价改革的
分布效果 Peter Van Humbeeck 280

第二篇 不同国家的实例研究

- 14 澳大利亚水价改革的政治经济问题 Warren Musgrave 297
- 15 巴西实施批发水定价的政治进程
Luiz Gabriel T. de Azevedo, Musa Asad 318
- 16 制定水价：墨西哥和巴西 Cear 的体制
动态变化 Karin E. Kemper, Douglas Olson 336
- 17 巴基斯坦水资源体制改革中的政治
经济问题 Joseph Makwata Wambia 355
- 18 也门灌溉水定价的政治经济因素 Christopher Ward 375

1

水价改革 政治经济学

Ariel Dinar

水资源短缺和水环境的日益恶化迫使政策制定者寻找改进水资源管理的新方法。水价改革就是提高水资源使用效率的众多方法之一。从已经发表的文献中可以发现,近来很多国家都实行了水价改革。例如, Jones (1998 年) 及经济合作和发展组织 (OECD) (1999 年) 都报道了经济合作和发展组织的 16 个国家最近实施的水价改革; Ahmad (1998 年) 介绍了近东地区 7 个国家水行业的价格改革情况; 以及 Dinar 和 Subramanian (1997 年) 提供了 22 个国家水价改革的经验 (见表 1.1)。

表 1.1 中所示的水价是长期以来, 在不同的环境下, 各个国家复杂改革过程的结果。在过去的 10 年里, 很多国家已经对水行业进行了改革, 所以目前已经积累了不同实践经验的丰富资料。另外, 由于人们对水资源管理的兴趣, 掀起了在这一领域进行理论和实践研究的浪潮, 特别是在经济学、政治学和体制研究等方面。此外, 国际发展组织 (如世界银行、地区开发银行和联合国粮农组织) 对包括实际水价改革内容在内的灌溉、城市和乡镇供水等援助项目的不断增加也起到了促进作用。最近拉丁美洲 5 个国家的研究成果集提供了不同类型的城市水行业改革尝试的文字资料。

在这些彼此不同的水价改革经验中, 既有成功也有失败。我们可以从中汲取

表 1.1 水价分析中不同国家各行业的价格变化范围

国 家	农 业		生 活		工 业	
	固定 (公顷/年或季)	变动 每立方米	固定 (户/年或月)	变动 每立方米	固定 (座/年或月)	变动 每立方米
阿尔及利亚 ^a	3.7900~7.5900	0.0190~0.0220	—	0.0570~0.02700	—	4.6400
澳大利亚 ^a	0.7500~2.2700	0.0195	9.0000~162.0000	0.2300~0.5400	—	7.8200
奥地利 ^b	—	0.3600~0.9800	—	0.8500	—	—
比利时 ^b	—	—	—	2.0600~2.4700	—	—
博茨瓦纳 ^a	—	—	—	0.2800~1.4800	—	—
巴西 ^a	3.5000	0.0042~0.0320	—	0.4000	—	—
加拿大 ^a	6.6200~36.6500	0.0017~0.0019	—	0.3400~1.3600	—	0.1700~1.5200
捷克共和国 ^b	—	—	—	0.6800	—	—
丹麦 ^b	—	0.7100	—	3.1800	—	—
埃及 ^c	—	—	—	0.0700~0.0900	—	0.1200~0.5900
芬兰 ^b	—	—	—	2.7600	—	—
法国 ^a	—	0.1100~0.3900	—	0.3600~2.5800	—	0.3600~2.1600
德国 ^b	—	—	—	1.6900	—	1.0220~3.7040

续表

国 家	农 业		生 活		工 业	
	固定 (公顷/年或季)	变动 每立方米	固定 (户/年或月)	变动 每立方米	固定 (座/年或月)	变动 每立方米
希腊 ^b	92.0000~210.0000	0.0210~0.0820	—	1.1400	—	—
匈牙利 ^b	—	—	—	0.8200	—	—
印度 ^a	0.1640~27.4700	—	0.8240	0.0095~0.0820	5.4900	0.1360~0.2900
以色列 ^a	—	0.1600~0.2600	—	0.3600	—	0.2600
意大利 ^a	20.9800~78.1600	—	—	0.1400~0.8200	—	—
日本 ^b	246.0000	—	—	1.5600	—	—
约旦 ^c	—	0.0100~0.0400	—	0.2700~1.0300	—	0.1200~0.3500
韩国 ^b	—	—	—	0.2700	—	—
黎巴嫩 ^c	—	—	8.7100	—	—	—
卢森堡 ^b	—	—	—	1.0100	—	—
马达加斯加 ^a	6.2500~11.2500	—	0.0750~0.2500	0.3920	—	—
	—	—	—	0.3250~1.2500	—	—
	—	—	—	0.9000~1.7500	—	—
墨西哥 ^b	33.0000~60.0000	—	—	—	—	0.0800~0.3500

续表

国 家	农 业		生 活		工 业	
	固定 (公顷/年或季)	变动 每立方米	固定 (户/年或月)	变动 每立方米	固定 (座/年或月)	变动 每立方米
纳米比亚 ^a	53.1400 —	0.0038~0.0280 —	1.5400~4.2800 —	0.2200~0.4500 —	— —	— —
荷兰 ^b	—	—	—	3.1600	—	0.5700~1.7100
新西兰 ^a	6.7700~16.6300	—	16.0000~164.0000	0.3100~0.6900	—	—
巴基斯坦 ^a	1.4900~5.8000	—	0.2500~1.6300	0.0600~0.1000	—	0.3800~0.9700
巴勒斯坦 主权(加沙) ^c	—	—	—	0.3300	—	—
巴勒斯坦 主权(西岸) ^c	—	—	—	0.7900~1.1200	—	—
波兰 ^b	—	—	—	—	—	0.2000~0.9400
葡萄牙 ^a	—	0.0095~0.0193	4.4600~1937.0000	0.1526~0.5293	8.8600~2,705.0000	1.1900
沙特阿拉伯 ^c	—	—	—	0.0400~1.0700	—	—
西班牙 ^a	0.9600~164.4800	0.0001~0.0280	—	0.0004~0.0046	—	0.0004~0.0046
苏丹 ^a	4.7200~11.2200	—	1.6700~3.3300	0.0800~0.1000	1.6700~3.3300	0.0800~0.1000
瑞士 ^b	—	0.3300~1.9600	—	1.2900	—	—

续表

国 家	农 业		生 活		工 业	
	固定 (公顷/年或季)	变动 每立方米	固定 (户/年或月)	变动 每立方米	固定 (座/年或月)	变动 每立方米
叙利亚 ^c	50.0000	—	3.2100	0.1100~0.5300	—	0.7100
中国台湾 ^a	23.3000~213.6400	—	—	0.2500~0.4200	—	—
坦桑尼亚 ^a	—	0.2600~0.3980	—	0.0620~0.2410	—	0.2610~0.3980
突尼斯 ^a	—	0.0200~0.0780	—	0.0960~0.5290	—	0.5830
土耳其 ^b	—	12.0000~80.0000	—	—	—	—
乌干达 ^a	—	—	—	0.3800~0.5900	—	0.7200~1.3500
英国 ^a	—	—	152.0000~171.0000	0.0095~0.0248	—	—
美国 ^a	—	0.1240~0.0438	—	—	—	—
也门 ^c	—	0.0200~1.4500	—	0.1000~13.7900	—	0.1000~13.7000

a 和 c 为 1996 年美元不变价, b 为 1997 年 7 月美元不变价。价格的变化受多种条件和因素的影响, 详细解释请见资料来源。
一些国家在三项研究中出现两次, 本表仅选取较早一次结果。

- a. Dinar 和 Subramanian (1997 年)
b. OECD (1998 年 a); OECD (1998 年 b, 表 11 和表 24)
c. Ahmad (1998 年)

什么经验教训呢？比如，我们能够解释为什么印度 1992 年制定的整个印度联邦（1994 年印度政府）的灌溉水价改革方案没有真正实施呢？我们可以将它与从 1998 年（Oblitas 等 1999 年）开始在印度西南部 Andhra Pradesh 邦成功进行的水价改革进行比较吗？虽然各州并没有采取同一步骤，为什么澳大利亚的水价改革（Musgrave 文）能沿着正确的方向发展呢？同样，巴西联邦政府（Azavedo 和 Asad 文，Asad 等 1999 年）1999 年鼓励的批发水价改革能够成功吗？

本书力图通过将政治经济学的概念引入水价改革分析中来回答上述问题。本书不仅收录了在水价改革政治经济学理论方面的成果，也吸收了大量说明水价改革某一特定方面的研究成果。策划和实施水价改革是一个复杂的过程，会受到各种不同力量的影响。其中很多内容难以定义和模拟，因此，单独依靠理论不足以回答上述问题。为此，本书还提供了大量的实例研究成果，说明不同自然条件、体制机制、实施步骤和改革形势的变化影响（见 Haggard 和 Webb 1996 年 a 关于对使用实例研究成果的相似论证）。

本文开篇就指出了采用可以得到最优定价结果的标准化经济学方法可能存在的主要缺陷（见第二节）。从讨论中得出为什么要在经济学优化方法中纳入对政治因素的考虑。第三节提供了帮助比较水价改革的方法。第四节着重介绍了不同行业的水价改革经验。本章后面介绍了本书的章节结构和主要内容。最后，简要地评价了成功改革的条件，总结了主要的发现和需要进一步研究的内容。

水价改革的困难

在大多数情况下，传统的经济分析模型（市场模型）是建立在定义明确的改革各方行为科学理论的基础上的。这种理论的基础包括个体行为理性化、可获取信息完整且无须交易成本、仅依

靠个体因素设置优先集、福利最大化以及具备选择的自由等。如果某一方为一个群体，则假定每个群体都只有一个声音。

在这样的基本概念范围内，经济学家和水利专家轻松地计算有效的水价制订方案。但是，这样的方案往往忽略了方案实施所需的信息和知识。同样，这些方案低估了由于对个人和组织间的关系（体制和制度及权利）不正确描述带来的失真。所以，在大多数情况下，实际上经济学家只得到次优解。因此，评价定价改革的效果是困难的。

其他研究人员也提出了这方面的一些困难。例如，Shubik（1982年）指出单一参与者模拟的累积带来的难题，特别是当用单一参与者来代表一个群体的情况，有产生误导的危险。在团体相互影响的情况下，政治因素（通常不被纳入经济分析）可以阻碍或打乱最有效的程序（Dinar 和 Wolf 1997年）。对于这种情况，虽然经济模型是描述改革过程的一个极其重要的工具，但它也不能解释最优的政策为什么会经常出现较大的偏差。另外，社会规划者模型也不能解释具有相似经济条件和资源水平国家间改革进程的差异（Alesina 1996年）。

改革的政治外延：策划、实施和成功的可能性

体制改革使权力和利益的分配发生变化，不可避免地产生很多政治对立。传统看法认为，体制变化若不能提高经济效率，就只能对收入进行重新分配（Bromley 1989年）。由此，形成了利益群体并试图影响决策过程，以便从他们的利益角度可以得到最好的结果。有权力的政治群体可以延缓、改变甚至阻止一项有效的改革。利益群体的数目越多就会使预期的实施进程变得越复杂。

改革的政治外延可以最早追溯到最初考虑改革的阶段，最迟可以追踪到评价实施情况的改革后阶段。本书介绍了一种评价和比较改革过程的方法，它是在 Haggard 和 Webb（1996年 b）、

Krueger (1992 年)、White (1990 年) 和 Williamson (1994 年) 成果的基础上提出来的。所建议的方法只是众多可用于解释改革成功的方法中的一种。使用建议的方法评价改革进程, 某些方面可能被过分强调或强调不够, 其他方面可能被忽略。但这种方法所指出的问题看来适合于其他行业或其他类型改革的分析家使用的全面评价的方式。本书中不同章节提供了支持这种方法的论据; 但也有一些论据来自于其他研究的成果。

改革的原因

改革的原因随特定的环境不同而不同。但在大多数情况下, 某一特定行业的定价改革常常与一个更大范围的改革议程有关。在水系统中, 财务危机和投资回报率低下使定价改革变得更加复杂。本书在巴基斯坦实例中描述了这种情形 (Wambia 文), 中央政府不得不以津贴补助灌溉的预算; 另外一个例子, 以往在摩纳哥主要由灌区提供的水服务, 其筹集资金的唯一来源是公众预算。也门共和国 (Ward 文) 宏观经济措施与水利改革同时进行, 说明了定价改革需要一个更广泛的改革议程支撑的重要性。选举之后新政府上台, 水行业作为定价改革目标的情况也是很常见的, 如印度 Andhra Pradesh 邦 (Oblitas 等 1999 年)。在这些例子中, 新政府需要有广泛的洞察力, 考虑改革论证和策划中出现的问题。

机构和改革

在改革的策划和实施阶段, 管理改革行业的机构必须要慎重考虑。正如 Bromley 建议的一样, 水价和管理改革应该被看作是包括用水、供水和管理者在内的财产模式的一部分。现有的管理机构和人员应该得到承认并参加到改革进程中, 见巴西的实例研究 (Azevedo 和 Asad 文)。不同的利益群体在改革的策划和实施阶段都扮演着相当重要的角色。

由政治党派、选举体制和信息传播等组成的权力体系在策划和实施水价改革过程中的重要性已经得到证明。Tsur 提出与信息

不对称性相关的社会费用可以影响到权力间的关系。作为这种影响的结果，定价改革可能只得到次优解，即第二最优解。Cueva 和 Lauria 承认有这种可能性，并进行了模拟计算，提出了可能遇到的困难和获得的再次优结果。Rausser 提出改革的目标函数中应将权力带来的社会成本作为交易成本的一部分考虑。

管理的另一方面是选举体制的构成，它可为推行的改革提供支持或反对。水管区的投票体系可以较好地解释制定水价的不同实施结果（McCann 和 Zilberman 文）。

对改革的支持和反对

因为改革要改变现状，所以一项改革可能同时被各种不同群体支持或反对。如前所述，本书中所有国家的实例研究中（见第二篇），受改革直接或间接影响的利益群体会积极参与水价和体制改革。在有些情况下，如 Hewitt 所述，实施机构的改革议程可能与政府开始设想的不同。Wambia 分析了政府中的某一机构管理改革的例子，他认为管理机构可能会阻挠改革，因为改革会影响他们的利益。

地理特征（Bromley 文）、农场的经营模式（McCann 和 Zilberman 文）、农场的规模和财产（Wambia 文）同样可以决定其对水价改革的反映。

Israel（1987 年）提出了影响支持或反对改革不同群体的另一个重要事项就是受改革影响群体理解改革各项内容的能力。因此，为增加公众的支持，在改革开始之前，应该与公众进行一场计划周密的对话。

在改革过程中，经常会出现以前敌对的群体建立起临时联盟的情况（Williamson 1994 年）。在某些情况下，改革早期支持或反对改革的群体，在改革后期会改变他们的观点（Dinar, Balakrishnan 和 Wambia 1998 年；Haggard, Lafay 和 Morrison 1995 年；本书 Hall 文；Stallings 和 Brock 1993 年）。

补偿

改革议程成败的关键之一就是现有机构在各方面起负面影响还是允许没有权力的群体公平地分享改革的成果。正如 Haggard 和 Webb (1996 年 b)、Krueger (1992 年) 和 Williamson (1994 年) 指出的一样, 充分的补偿机制是改革的重要组成部分。在水价改革中, 一些部门应受更多的重视。Boland 和 Whittington、Strand 和 Van Humbeeck (见本书后继文章) 提出应给予贫困人口以充分的重视。

Postel (1999 年, 第 235~236 页) 谈到了对在水行业改革中由于灌溉水价变化受到影响的方面给予补偿的问题时说: “事实上, 不管怎么说, 提高水价可能是一种具有政治风险的行为。”她还提到“如果水费只是上缴国库, 而不是用来维修特定的工程体系, 提高价格并不能得到更好的服务, 农场主也不会支持这样的改革。很多研究表明, 只要供水更加稳定, 服务全面改善, 农场主可以并且愿意为用水付更多的钱”。对城镇供水, 情况也是一样。

国际间对改革的影响

对改革的策划和实施来讲, 国际间的影响可能非常关键。作为一项大规模投资项目的一部分, 这种影响可能会表现为某一国际组织强制采用某一体制, 也可能是由促进地区合作的贸易协议引发的。

受限制的贷款。结构调整项目的一个共同特点是加强各行业的价格改革(如 Krueger, Schiff 和 Valdes 1991 年记述的农业定价政策)。其他类型的限制条件出现在包括大量机构和定价改革内容的大型国家水资源项目, 如在巴基斯坦 (Wambia 文; 世界银行, 1996 年) 和墨西哥 (Kemper 和 Olson 文; 世界银行, 1997 年)。

贸易和其他地区协议。虽然这些协议还没有在水行业中普遍或广泛地应用, 但一些贸易协议已经影响到农业, 一个国家必须把调整国家的价格体制作为参加地区协议条件的一部分。这方面

的一个典型的例子就是欧洲水框架准则。这是一个指导欧洲未来10年水政策的中央集权的法律条款。作为准则的一部分，成员国将按照达成的共同原则进行水价改革。

对于一个可能加入某个区域性项目的国家来讲，来自该区域的外部压力会促使它开展水价改革，这既可以提高综合效率也是为了在该区域舞台上争取公平竞争的需要。

其他行业已发表的经验

各种文献中有大量关于全面的体制改革（Azis1994年；Bromley1989年；Haggard, Lafay 和 Morrisson1995年；Nelson1992年；Paul1990年；Rose-Ackerman1997年；Stallings和Brock1993年）和农业体制改革（Bhalla1991年；Brandao和Carvalho1991年；Garcia1991年；Hamid, Nabi和Nasim1991年；Nabi, Hamid和Zahid1986年；Rose-Ackerman和Evenson1985年；Sturzenegger1991年）的政治经济学的研究成果。但介绍水行业改革政治经济学的内容很少。不过，很多资料可以提供一些关于政治压力影响的线索，这些线索可以提出一些假说，这些假说将被贯穿全书的证据所证明。

由其他行业的改革实施经验可以看出，政治压力可以影响水价改革的成功实施，并且使改革的结果与最初的目标相差很大（Bokros和Dethier1997年；Krueger, Schiff和Valdes1991年；Manor1999年；Nash和Takacs1998年；van Zyl, Kirsten和Binswanger1996年；Williamson1994年）。

本书应用一些例子证明理论插值法。Haggard, Lafay和Morrisson（1995年）叙述了在发展中国家结构调整的政治可行性研究需要解决的主要问题。他们的研究提出了在某一国家强制实行结构调整程序（包括国际机构和政府的参与）的主要问题。他们的很多研究结果，特别是改革实施策略、利益群体的职能以及社会群体的行为等，都与本书涉及的实例研究有关。Stallings和

Brock (1993 年) 分析了智利 1973~1990 年经济改革的教训, 他们谈到两项改革——贸易自由化和私有化。对于贸易改革, 作者发现反对改革的可能会要求建立联盟, 但是那些在改革中将遭受损失的, 也更有理由组织联盟, 却几乎没有这个能力。而对于私有化, 改革的动力来自于政府和企业部门, 而这些部门的劳动组织在改革过程中表现不积极。

最后, Sturzenegger (1991 年) 记述了阿根廷在 1960~1985 年进行的农业水价调节。这可以算是一个与水价改革有关的例子。调节双方的利益群体进行了各种形式的游说活动, 拜会政策制定者、开展支持本利益群体观点的研究、给立法委员资金捐助、开展公开论战以及直接参与政府事务等。作者从游说结果和影响价格调节的支出费用两个方面分析了各利益群体有效游说的优点。两大利益群体 (农业游说群体和工业游说群体) 在这两方面相差较大。工业群体比农业群体在组织方面投入多, 也更有效果。

从以上的研究成果中, 有人可能会总结出这样的结论: 任何形式的改革都是鼓动某一群体中的支持或反对的力量。每一个受影响的群体与目前比较, 在权力上发生的变化以及改革对其利益的影响决定了该群体支持或反对改革的程度。改革会建立一些以前看似不可能或根本预料不到的联盟。一个群体对改革实施进程的影响是一个多因素的函数, 归纳概括这个问题是很困难的。

Williamson (1994 年) 提出了一个用于检验成功的经济改革的先决条件的方法。本书把这种方法作为前面介绍的方法的“积木”, 并用大量的实例研究证明。

Haggard 和 Webb (1996 年 a) 提供了大量的实例研究肯定了解释经济改革政治学通用模型的假定。通过评价各国实行的各种经济改革 (金融和财政管理以及贸易和汇率政策), 作者开发了用于评价改革实施的方法。该方法用一个描述政治家、官员和利益群体间相互作用行为的函数来解释改革的结果。

虽然水行业的改革与其他行业的改革有很多相似之处, 但由于水资源具有高度的政治和文化特性, 使水行业的改革具有一些

独特的特征和需求。这一观点在本书中将得到证实。

本书的结构

本书由两篇组成。第一篇包括三个部分主要介绍各种方法的理论和实践基础。第二篇是 5 个国家实例研究的合集，主要是从不同角度集中说明第一篇的方法和实践结果。

本书用一条线索贯穿第一篇各篇文章（更大范围来讲，包括第二篇各国的实例研究），就是如何区分改革的最优结果、次优结果和再次优结果。两个主要经济因素可以削弱改革成果——信息缺乏和过高的管理费用。在这种情况下，如果一定要通过一个协商的过程获得一个成果，那么，改革成果不能达到最优成果，只能是次优，甚至是再次优^①。

第一篇第一部分各篇文章主要介绍理论方法，强调财产模式和定价模式的联系，明确权力及其在水资源管理组织之间和内部的影响，说明信息不对称性对实施有效的定价改革的重要性。

在 Bromley 文中，Bromley 指出水资源的相关定价模式必须被看作是将灌溉系统等实物基础设施（干渠、控制性建筑物、渠系）和灌溉系统中流动的水同时作为更大考虑范围中的一部分内容。用户是基础设施和水的风险承担者。Bromley 所传递的一个信息就是可持续的定价模式应以所有风险承担者促成资源体制的完整性原则为基础。

在 Rausser 文中，Rausser 开发并应用了两种方法：Nash-Harsanyi 和 Rausser-Simon 多边协商模型。这两个模型可以对极可能实现可持续水资源改革的过程进行评价和鉴定。Rausser 应用 Rausser-Simon 模型模拟了与加利福尼亚水行业有关的各种情形，说明了在缺少足够资料时，进行协商的方法的实用性。关于

① 以这种观点进行改革评价的建议来自于一个评价者。这个观点得到了很高的赞赏。

水价改革政治经济学的一个最重要内容是缺省选择、可以接受的联盟和风险承担者一起扮演着关键角色。缺省选择和可接受的联盟能够使一项改革的议程得以实施。风险承担者则参与着集体决策过程，并成为相关的政治力量的决定性因素之一。

在 McCann 和 Ziberman 文中，McCann 和 Zilberman 以加利福尼亚农业水管区为实例，建立了一种系统方法用于解释水管区（在世界一些地区称为用水者协会）的行为。农业水管区已经被看作是加利福尼亚水行业改革的主要障碍。本章说明不同的政府结构可能对水资源管理产生的影响。作者指出利益的分配直接影响着改革的成败。因此，理解政治权力如何在水管区或用水者协会内部影响利益的分配，在改革策划阶段是一项关键的工作。

在 Tsur 文中，Tsur 调查分析了信息不对称性对有效水政策的影响。信息的不对称性以没有观察到的个别取水口或关于用水——产出关系的私有信息的方式影响定价政策的效果和实施费用。仅实施费用就可以改变定价机制的成效，进而影响改革的成效。没有观察到的个别取水口的问题本身可以通过产出（或投入）定价解决。关于水分作物响应函数（用水——产出函数）的信息不对称问题需要使用随数量变化的（定量的）水价函数来解决。这些因素的组合需要使用机制设计理论来详细说明已实施的水量分配，评价已实施的定价标准。作者还对最优和次优定价规则进行了区分，并通过计算交易成本说明为什么有时次优原则可以得到与最优原则一样的结果。

第一篇第二部分介绍了各种政治经济学概念在评价水价改革中的应用。主要内容是考虑现有体制和政治设置情况下，策划改革的要求；扩展改革内容或合并解决相似经济问题的改革（如农业贸易和水权）的优点；与私人团体打交道时，通过协商来解决信息不对称问题的要求；解决供水和需水的随机性问题以保证缺少权力的（常常是贫困的）团体得到补偿等。

在 Renzetti 文中，Renzetti 介绍了用水者偏好、供水成本及合理的价格体系，并将这些因素编入到管理计划中。Renzetti 还认为

检查制定水价决策的政治环境同样必要，因为改革是国家政策的结果。

在 Diao 和 Roe 文中，Diao 和 Roe 采用跨期一般均衡模型分析了将摩洛哥灌溉农业的贸易改革和水市场改革联系在一起的广泛的经济影响。本章着重分析进口商和国内生产者之间的矛盾。分析发现通过贸易改革以及对摩洛哥具有较强竞争优势的水果和蔬菜进行资源的重新分配，可以吸引大量的投资，促进农业的快速发展。本章说明贸易改革确实可以创造引入水价改革的机会，并促进水权市场的建立。这样就不仅是在贸易改革初期补偿农场主的损失，而且可以提高用水效率。

在 Cueva 和 Lauria 文中，Cueva 和 Lauria 应用模拟模型分析了被政治压力削弱而没有对某些行业进行改革的改革成果。他们对在水费制定中使用确定性模型提出了质疑（因为这些模型不能考虑供水和需水的随机性，难以确定结果的可靠性），并使用蒙特卡罗法作比较说明了这个问题。

该文提供了应用确定性净收益模型和对应的蒙特卡罗随机模拟模型的结果，这两个模型是使用 Dakar 和 Senegal 对家庭进行随机评价调查的资料建立和滤定的。正如所期望的一样，由蒙特卡罗模拟模型得到的水价体系考虑了供水和需水的无规律性，可以更好地满足贫困人口的需要，因此更具有经济稳定性和政治可行性。

在 Hall 文中，Hall 分析了加利福尼亚州 1986~1991 年大旱之后，蓝带水价改革委员会的政治、经济情况。该文描述了为自然垄断制定价格的微观经济分析标准、过程以及包括委员会已形成的决策在内的政治权谋环境。该文强调了自然灾害对提出改革的重要性，并应用公众选择模型（Peltzman 型和 Becker 型）帮助说明这些问题。

第一篇第三部分主要说明城市水价改革的各种政治经济学问题。作为对效率和财政问题的补充，该部分对公平和受价格体系影响的社会各种组成部分的社会偏好进行了说明，并讨论了引发

目前改革的政治程序以及涉及团体的影响。

在 Boland 和 Whittington 文中, Boland 和 Whittington 介绍了关于需要平衡多目标(如经济效率、公平、节约用水、管理效果和财政的可持续性)的价格构成的决策。本文强调,虽然分段累进制价格(IBT)体系目前在发展中国家中普遍采用,但这个体系却不能达到预期的目标,主要因为信息不对称性和享受初始分段价格的政治力量。除评价 IBT 实施的政治障碍和经济困难外,本章最后对 IBT 与其他计量收费和固定费用相结合的价格体系进行了比较。作者认为这些体系更好地实现了经济效率、财政的可持续性、公平以及节约用水的目标,而且这些体系政治上更加透明。

在 Strand 文中, Strand 从政治经济学的角度调查分析了洪都拉斯首都特古西加尔巴的水价政策选择方案,指出目前确定的水价太低并明显低于长期运行的边际成本,在今后 10 年里需要大幅度提高水价以使预测的需求和供给达到平衡。因为水价太低对水的配置有很多不利影响,这样的水价改革也会产生同样的政治后果。本文讨论了各种团体(内部的和外部的)对维持或改变现有价格体系的赌注,并提出了一些可以使更加有效和公平的价格体系实施的机制。

在 Hewitt 文中,考虑价格体系具有市场模仿特性, Hewitt 调查了包括公共事业管理决策的自来水公司选择的价格在内的价格体系,特别是了解了分段累进式价格的使用情况。本文侧重两个因素:为水设施选择不同价格的理由(包括天气影响)和自来水公司不愿意采用使经营收入不稳定的价格。这些分析还考虑了借贷的影响,结果表明自来水公司希望选择没有政府规章和贷款机构强加的限制条件的价格体系。

在 Van Humbeeck 中, Van Humbeeck 估计了比利时 Flanders 地区各类家庭供水和污水定价改革已经产生的影响。政治压力引发了 1997 年的一场改革,改革中考虑到家庭的规模对污水收费进行了社会调整,所有家庭的每一成员每年可以免费饮用

一定数量的饮用水。本文分析了这种社会效益改革的效果：与政策制定者的期望相反，这种改革只起到提高名义购买力的作用，而使饮水和污水排放服务更加昂贵。

本书第二篇提供了五个国家的实例研究。这些实例研究给读者的印象是水价改革十分复杂，各种政策可能成功也可能失败。

Musgrave 介绍了澳大利亚的情况，评价了这个国家正在进行的长期的水价改革，调查分析了综合改革的进程，总结了各州和各地的改革效果。他还对两个特殊的例子进行了更加详尽的分析：第一是在 Hunter 水管区进行的城市水价改革，说明了与团体进行集中的意见交流，在反击改革实际过程中反对力量的作用；第二是说明如何确定新南威尔士州批发水价和相关的价格改革，提供了有关的研究成果，说明了以严密的策划（舆论上可辩护的）、透明和协商的方式应用改革原则的问题（这些问题是能够被解决的）。

在第二个实例研究中，Azevedo 和 Asad 回顾了巴西的经验。巴西正准备实施全面的水行业改革，包括在国家层面上引入批发水价，同时还回顾了开发国家水资源管理系统背后的政治过程和由最近的分析工作和巴西的实践经验中得到的一些教训。作者注意到建立规则和水价机制的过程较为缓慢，零乱且缺乏协作。造成这种现象的原因包括政治权力结构问题，机构设置问题，反复发生的干旱，信息的非对称性以及传统的脱离实际的水价。作者随后建议既要进行水的定价改革又要建立分配政策，包括建立明确的、渐进的定价目标（首先是成本回收，其次是经济效益），创造使水市场发展的条件和促进在全国引入批发水定价。

Kemper 和 Olson 比较了墨西哥和巴西东北部 Ceara 州的改革过程，使用制度学派经济学的观点，分析了政府实施水资源管理程序的经验。这些分析侧重于建立新的水政策的理由、政策和实施过程的总结以及对结果的分析。虽然墨西哥进行了全国范围的改革，但其复杂性根源于这个国家的联邦体制，墨西哥的情况与 Ceara 州范围内进行的改革有很多方面比较相似。在这两个实

例中,改革是由政府承诺将水管理与经济进程联系起来而引发的。除此之外,改革也将整个水资源管理范围内的变化与水的定价联系起来。

在第四个实例中, Wambia 详述了最近批准的世界银行的国家排水计划项目在巴基斯坦引入的广泛的水行业体制改革。在巴基斯坦灌溉排水系统中引入体制改革是有益的。因为这个国家的社会结构包括特有的土地使用权和占有期限以及在改革进程中扮演不同角色的大批风险承担者,其灌溉系统的规模也是世界最大的。同时政府进行体制改革也一直是周密的、渐进的和积极的。基于以上原因,虽然已经证实来自改革反对派的风险很高,但以与受影响的团体进行协商的渐进方式,可以使一个有效的改革得到成功的实施。

在也门共和国的研究实例中, Ward 描述了一个无力的政府如何能够对地表水和地下水灌溉进行了 20 年的大量补助。政府通过操纵内燃机、信贷以及其他农业投入的价格,依靠有兴趣加速开发也门水资源的捐助者来维持这种补助。20 世纪 90 年代的经济和金融危机以及地下水的开采已经对水行业的改革提出迫切要求。这些要求导致了提高燃料价格和减少各种投入补助的结构性调整。因此,为保证灌溉用水者的收入稳定,需要提高用水效率。但是提高水价会使政府失去大量选民的支持,从而造成政治风险。本文分析了不符合这些趋势的现象和通过农场主、有力量的政治群体和捐款人利益的巧妙平衡确定灌溉水价的方法。

成功改革的条件

本文的政治经济学文献提出了成功的经济改革必备条件的关键。改革的成功结果不是从可比较的角度来确定的,改革的过程和影响改革过程的变量更容易被理解。理论表明(例如, Haggard 和 Webb1996 年 b、Krueger1992 年、Williamson1994 年以及本章提到很多其他的人),需采用一些参数来确定什么是成功改革的

表 1.2 各篇文章中分析的改革内容

作者	体制	公正和公平	权力	信息的不对称性	交易成本	广泛的改革议程	利益分配	参与和教育	联盟	危机	补偿	第几最优有效解
Bromley	•		•		•	•						1,2
Rausser	•	•	•	•	•		•		•		•	2,3
McCann 和 Zilberman			•				•					2,3
Tsur				•	•							2
Renzetti	•	•						•				1,2
Diao 和 Roe	•	•	•	•	•	•	•				•	1,2,3
Cueva 和 Lauria		•	•	•	•		•				•	2
Hall		•	•				•	•	•	•	•	1,2,3
Boland 和 Whittington		•	•	•	•		•				•	1,2
Strand	•	•	•	•	•		•		•			2,3
Hewitt	•		•	•	•		•					1,2
Van Humbeeck		•		•	•		•				•	2
Musgrave	•	•	•	•	•	•	•	•	•	b	•	1,2,3
Azevedp 和 Asad	•			•		•		•				2,3
Kemper 和 Olson	•			•	•	•		•	•			2,3
Wambia	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	3
Ward	•	•		•		•	•	•	•	•		2,3

注 a. 改革的最优、次优和再次优结果。

b. 虽然没有叙述，但干旱始终是澳大利亚改革的动力之一（见图 14.1）。

资料来源：作者。

成果。

根据 Cordova 所述（1994 年第 277 页）：“如果一个改革进程

能够获得成功，那么它在策划中具有经济合理性、在实施中具有政治敏感性，并且始终密切地关注着政治和经济的相互作用和社会与体制因素，以确保在所有情况下跟踪动态变化。”本书中各篇文章中很多内容支持 Cordova 的这一论点。

改革的时间安排同样重要，两个假说（Williamson 1994 年）——危机假说和蜜月假说——用于考虑改革程序中的时间因素。危机假说是指公众对危机的认知是创造改革政治上可行的必要条件。蜜月假说是指一个政府上台后立即进行改革比较容易实施。依据特定国家的实例研究，证明这两个假说是有根据的。

文献中建议的实现方法（迅速变化与循序渐进相对）不是很明确，但 Williamson（1994 年）的一些研究成果提出了国家政治形式与改革实施步骤之间的一种关系。尽管强有力的或独裁政权可以实施迅速的改革，但 Williamson 建议较弱的政权或民主政权使用渐进的方法通过一系列间接的和补偿的程序进行改善。本书中的研究成果还不足以总结出哪一种方法是更好的。

在很多情况下，改革只在一个子行业得以实施，例如，只对灌溉行业进行改革，而保持城市和工业行业不变。但像 Bromley、Diao 和 Roe 和本书的其他文章指出的那样，水价改革应以具有较大的后续相似性的综合方式设计和实施。由于在很多国家灌溉行业使用大部分可用水，拥有大部分的就业机会或大部分国内生产总值，所以与经济其他方面分离的灌溉子行业改革多半不可持续。

Williamson 和 Haggard（1994 年）提出了有助于实施成功改革的其他因素。这些因素包括强有力政府的承诺，建立一支独立的、专职的和专业的改革实施队伍，使用媒体传达改革的信息，选择使用可得到可持续的改革结果的政策措施，交易成本较低的有效改革程序，为贫困人口和被忽略的人口推行安全网以及引入对可能受到新政策伤害的人们提供一揽子补偿。

本书尝试对这些观点的正确性进行研究。表 1.2 总结了每章着重叙述的改革主要因素。所有各篇文章几乎都谈到了下列因素：体制、公正和公平、权力、信息的不对称性、交易成本、广泛的

改革进程、利益分配、参与和教育、联盟、危机和补偿。

我们学到了什么，还有什么需要去做？

我们能够预测水价改革的结果吗？精心计划的改革可能比计划不周的改革更容易成功吗？改革的范围是改革实现其目标可能性的好的预测器吗？Crisp 和 Kelly（1999 年）使用在 16 个拉美国家的结构调整改革分析结果说明，对于多目标改革，即使全部实施后，有时达不到主要目标。在这些方面，水行业是不同的吗？

本书提供的证据表明水行业在实施改革时与其他行业没有差别。虽然水的一些特性使它有别于其他商品，但水价改革的影响因素与其他行业的改革相同。而且，一些因素，如所有者权力的影响，对水行业的影响比其他行业大。

本书也可为其他行业的改革增加知识量。因此，本书一系列建议中总结的经验教训，虽然以水行业的词汇写成，但也可推广到其他行业。

水价改革应该在大量的令公众知晓的政治活动之后开始实施。改革者应传达一个明确的经济理由、建立一个广泛的改革议程、调整机构和政治实体并考虑传统习惯和社会结构。成功的改革必须包括与风险承担者协商的补偿机制。改革者应该准确地确定自己的目标。改革应该充分准备，因为改革一旦实施就难以修改。

在改革实施时，实施机构必须对政治事件有较强的判断力。这个机构应把改革的内容作为整体推出，并将内容程序化以把反对减少到最小。应尽可能知道像选举、寻找外部支持以及造成改革的风险承担者的变化等其他政治事件。

下面是从其他书籍中精选的一些建议：

1. 改革的收益必须分享；
2. 定价改革应看到上下游外部经济效果的不对称，就像不同水资源（地下水和地表水）间的差别一样；

3. 改革者应该认识到改革需要一整套程序，不要按一个普遍的程序强行实施改革；

4. 社会目标函数应该包括与改革实施相关的权力和交易成本。

在进一步发展水价改革政治经济学领域的道路上还需要做什么呢？本书明确提出了需要对以下问题进行进一步研究。

首先，收集更多关于实施中的水价改革的资料（特别以实例研究的形式）非常重要。实例研究应该按照给定的结构进行以便于分析和比较。其次，应集中对几个理论问题进行研究，包括（a）确定和估量水改革的范围；（b）确定和估量改革目标的完成情况；（c）确定当前的条件及其对改革实施的影响，如机构设置、权力结构和物质条件。

在目前正在进行的多种多样的定价和其他与水相关的改革中，这些研究题目可能轻松完成，并获得很多必要的知识。

参考文献

- Ahmad, Mahmood, 1998. "Water Pricing and Markets in the Near East: Policy Issues and Options." Paper presented at the World Bank-sponsored Workshop on the Political Economy of Water Pricing Implementation, November 3-5, Washington, D. C.
- Alesina, Alberto. 1996. "Political Models for Macroeconomic Policy and Fiscal Reforms." In Stephen Haggard and Steven B. Webb, eds., *Voting for Reform*. New York: Oxford University Press.
- Asad, Musa, Gabriel Azevedo, Karin Kemper, and Larry Simpson. 1999. *Management of Water Resources: Bulk Water Pricing in Brazil*. Technical Paper no. 432. Washington, D. C.: World Bank.
- Azis, Iwan J. 1994. "Indonesia." In John Williamson, ed., *The political Economy of Policy Reform*. Washington, D. C.: Institute for International Economics.
- Bhalla, Surjit. 1991. "Sri Lanka." In Anne O. Krueger, Maurice Schiff, and Alberto Valdes, eds., *The political Economy of Agricultural*

- Pricing Policy*. Vol. 2: *Asia*. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press.
- Bokros, Lajos, and Jean-Jacques Dethier, eds. 1997. *Public Finance Reform during the Transition: The Experience of Hungary*. Washington, D. C. : World Bank.
- Brandao, Antonio Salazar P. , and Jose L. Carvalho. 1991. "Brazil." In Anne O. Krueger, Maurice Schiff, and Alberto Valdes, eds. , *The Political Economy of Agricultural Pricing Policy*. Vol. 1: *Latin America*. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press.
- Bromley, Daniel W. 1989. "Institutional Change and Economic Efficiency." *Journal of Economic Issues* 23 (3): 735-59.
- Cordova, José. 1994. "Mexico." In John Williamson, ed. , *The Political Economy of Policy Reform*. Washington, D. C. : Institute for International Economics.
- Crisp, Brian F. , and Michael J. Kelly. 1999. "The Socioeconomic Impacts of Structural Adjustments." *International Studies Quarterly* 43 (3): 533-52.
- Dinar, Ariel, and Ashok Subramanian. 1997. "Water Pricing Experience: An International Perspective." Technical Paper no. 386. Washington, D. C. : World Bank.
- Dinar, Ariel, and Aaron Wolf. 1997. "Economic and Political Considerations in Regional Cooperation Models." *Agricultural and Resource Economics Review* 26 (1): 7-22.
- Dinar, Ariel, Trichur K. Balakrishnan, and Joseph M. Wambia. 1998. "Political Economy and Political Risks of Institutional Reforms in the Water Sector." Policy Research Paper no. 1987. World Bank, Policy Research Department, Washington, D. C.
- Garcia, Jorge Garcia. 1991. "Colombia." In Anne O. Krueger, Maurice Schiff, and Alberto Valdes, eds. , *The Political Economy of Agricultural Pricing Policy*. Vol. 1: *Latin America*. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press.

- Government of India, Planning Commission. 1994. *Report of the Committee on Pricing of Irrigation Water*. *Indian Journal of Agricultural Economics* 49 (1): 107-133.
- Haggard, Stephan, Jean-Dominique Lafay, and Christian Morrisson. 1995. "The Political Feasibility of Adjustment in Developing Countries." In Christian Morrisson, ed., *Political Feasibility of Adjustment*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development, Development Centre.
- Haggard, Stephan, and Steven B. Webb, eds. 1996a. *Voting for Reform*. New York: Oxford University Press.
- _____. 1996b. "Introduction." In *Voting for Reform*. New York: Oxford University Press.
- Hamid, Naved, Ijaz Nabi, and Anjum Nasim. 1991. "Pakistan." In Anne O. Krueger, Maurice Schiff, and Alberto Valdes, eds., *The Political Economy of Agricultural Pricing Policy*. Vol. 2: *Asia*. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press.
- Israel, Arturo. 1987. *Institutional Development: Incentives to Performance*. Baltimore, Maryland: The John Hopkins University Press.
- Jones, Tom. 1998. "Recent Developments in the Pricing of Water Services in OECD Countries." *Water Policy* 1 (6): 637-51.
- Krueger, Anne O. 1992. *The Political Economy of Agricultural Pricing Policy*. Vol. 5: *A Synthesis of the Political Economy in Developing Countries*. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press.
- Krueger, Anne O., Maurice Schiff, and Alberto Valdes, eds. 1991. *The Political Economy of Agricultural Pricing Policy*, Vols. 1-4. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press.
- Manor, James. 1999. *The Political Economy of Democratic Decentralization: Directions in Development*. Washington, D. C.: World Bank.

- Nabi, Ijaz, Naved Hamid, and Shahid Zahid 1986. *The Agrarian Economy of Pakistan Issues and Policies*. Karachi; Oxford University Press.
- Nash, John, and Wendy Takacs, eds. 1998. *Trade Policy Reform*. Washington, D. C. : World Bank.
- Nelson, Joan M. 1992. "Poverty, Equity, and the Politics of Adjustment." In Stephen Haggard and Robert R. Kaufman, eds., *The Politics of Economic Adjustment*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Oblitas, Keith, and J. Raymond Peter, in association with Gautam Pingle, Halla M. Qaddumi, and Jayantha Perera. 1999. *Transferring Irrigation Management to Farmers in Andhra Pradesh, India*. Technical Paper no. 449. Washington, D. C. : World Bank.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). 1998a. "Agricultural Water Pricing Practices in OECD Countries." Document 66119. Group on Economic and Environment Policy Integration, Environment Directorate, Paris.
- _____. 1998b. "Pricing of Water Services in OECD Countries: Synthesis Report." Document 69368. Group on Economic and Environment Policy Integration, Environment Directorate, Paris.
- _____. 1999. "The Price of Water: Trends in OECD Countries." Paris.
- Patel, I. G. 1998. *Economic Reform and Global Change*. New Delhi: Macmillan India. Paul, Samuel. 1990. "Institutional Reforms in Sector Adjustment Operations-The World Bank's Experience." Discussion Papers Series no. 92. World Bank, Washington, D. C..
- Postel, Sandra. 1999. *Pillar of Sand: Can the Irrigation Miracle Last?* New York: W. W. Norton & Company.
- Rose-Ackerman, Susan. 1997. "Corruption and Development." Paper presented at the World Bank Annual Conference on Development Economics, April 30-May 1, Washington, D. C.

- Rose-Ackerman, Susan, and Robert E. Evenson. 1985. "The Political Economy of Agricultural Research and Extension: Grants, Votes, and Reappointment." *American Journal of Agricultural Economics* 67: 1-14.
- Savedoff, William, and Pablo Spiller. 1999. *Spilled Water: Institutional Commitment in the Provision of Water Services*. Washington, D. C. : Inter-American Development Bank.
- Shubik, Martin. 1982. *Game Theory in the Social Sciences: Concepts and Solutions*. Cambridge, Massachusetts: The MIT Press.
- Stallings, Barbara, and Philip Brock. 1993. "The Political Economy of Economic Adjustment: Chile 1973-1990." In Robert H. Bates and Anne O. Krueger, eds. , *Political and Economic Interactions in Economic Policy Reform*. Cambridge, U. K. : Blackwell.
- Sturzenegger, Adolfo C. 1991. "Argentina." In Anne O. Krueger, Maurice Schiff, and Alberto Valdes, eds. , *The Political Economy of Agricultural Pricing Policy*. Vol. 1: *Latin America*. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press.
- van Zyl, Johan, Johann Kirsten, and Hans P. Binswanger, eds. 1996. *Agricultural Land Reform in South Africa*. Cape Town, South Africa: Oxford University Press.
- White, Louise G. 1990. *Implementing Policy Reforms in LDCs: A Strategy for Designing and Effecting Change*. Boulder, Colorado: Lynne Rienner Publishers.
- Williamson, John, ed. 1994. *The Political Economy of Policy Reform*. Washington, D. C. : Institute for International Economics.
- Williamson, John, and Stephan Haggard. 1994. "The Political Conditions for Economic Reform." In John Williamson, ed. , *The Political Economy of Policy Reform*. Washington, D. C. : Institute for International Economics.
- World Bank. 1996. *Pakistan National Drainage Program Project*. Staff Appraisal Report no. 15310-PAK. South Asia Region, Country Department 1, Agricultural and Natural Resources Division,

Washington, D. C.

_____. 1997. "Mexico Staff Appraisal Report: Water Resources Management Project." Latin American and the Caribbean Region, Country Department II, Natural Resources and Rural Poverty Division, Washington, D. C.



第一篇 理论和实践 应用

第一部分
政治经济学的基本
原理和水价改革

2

水资源管理 中的财产 模式和 定价模式

Daniel
W. Bromley

本文说明有关农业水资源管理中财产模式和定价模式关系的问题。首先讨论地表水和地下水系统中的水管理问题，然后转向讨论灌溉的财产模式及改进水管理的定价模式。最后举例说明了印度西部 Gujarat 州两个村庄的水管理问题。

地表水灌溉

对于一个由多个从共用配水渠道中取水的农场组成的地表水灌溉系统，其水管理问题被这样的事实所困扰：在系统中只有第一个农场主不能被其他 $N-1$ 个农场主占用他的水量，所有其他人上游都至少有一个，通常是几个用户可以占用他的水量。这样地表水灌溉系统可概化为几个独立经济参与者之间的外部经济效果不对称性。对于一个只有四个农场组成的灌溉系统，所有农场都以同样的价格 (p) 出售同样的产品 (y_i)。如果我们引入一个简单的假定：作物产量是可用水量的正函数，那么我们可以写出这种四个农场的极大化问题：

$$\pi_1 = \max_{y_1} p y_1 - d(y_1) \quad (2.1)$$

$$\pi_2 = \max_{y_2} p y_2 - e(y_2, y_1) \quad (2.2)$$

$$\pi_3 = \max_{y_3} p y_3 - f(y_3, y_2, y_1) \quad (2.3)$$

感谢 Ariel Dinar 和 R. Maria Saleth 对本文初稿的有益评述。

$$\pi_4 = \max_{y_4} p y_4 - g(y_4, y_3, y_2, y_1) \quad (2.4)$$

其中, 函数 d, e, f, g 是每个农场产品的成本。我们可以看出除每一个农场外, 所有下游农场产品成本都是上游农场用水的函数。上游农场从共用渠道中取水越多 (他们的产量也越大), 下游农场受到的影响也就越大。我们可以同样考虑配水方面的问题: 上游农场的产量损害到下游农场的产量^①。独立的 (无规律的) 产量构成可以由下式求解:

$$\begin{aligned} \frac{\partial d(y_1)}{\partial y_1} &= \frac{\partial e(y_2, y_1)}{\partial y_2} = \frac{\partial f(y_3, y_2, y_1)}{\partial y_3} \\ &= \frac{\partial g(y_4, y_3, y_2, y_1)}{\partial y_4} = p \end{aligned} \quad (2.5)$$

虽然沿系统上下游的所有农场都使他们各自的边际成本等于产品价格, 但农场 2、3 和 4 面临着遭受可用水量被削减的可能性。在一个管理很差的系统中, 位于系统末端的农场因缺少灌溉用水不能进行生产的现象是常见的。

如果现在是四个农场都属于同一管理系统的情况, 则这个惟一的所有者将面对如下的极大化问题:

$$\begin{aligned} \pi_{1+2+3+4} &= \max_{y_1, y_2, y_3, y_4} p(y_1 + y_2 + y_3 + y_4) - d(y_1) - e(y_2, y_1) \\ &\quad - f(y_3, y_2, y_1) - g(y_4, y_3, y_2, y_1) \end{aligned} \quad (2.6)$$

这个联合公司及它的四个二级单位的一阶条件为

农场 1:

$$\frac{\partial d(y_1)}{\partial y_1} + \frac{\partial e(y_2, y_1)}{\partial y_1} + \frac{\partial f(y_3, y_2, y_1)}{\partial y_1} + \frac{\partial g(y_4, y_3, y_2, y_1)}{\partial y_1} = p \quad (2.7)$$

农场 2:

^① Ostrom 和 Gardner (1993 年) 提出了一个谈判对策, 上下游农场磋商在系统中劳动力所占份额, 使系统每一边界的劳动的边际产品等于它们的机会成本。在这个模型中, 每个季节进入系统的总水量是施灌者提供总工作量的函数。作者还提出了一组轮作原则来解决这里讨论的外部不对称性问题。

$$\frac{\partial e(y_2, y_1)}{\partial y_2} + \frac{\partial f(y_3, y_2, y_1)}{\partial y_3} + \frac{\partial g(y_4, y_3, y_2, y_1)}{\partial y_2} = p \quad (2.8)$$

$$\text{农场 3: } \frac{\partial f(y_3, y_2, y_1)}{\partial y_3} + \frac{\partial g(y_4, y_3, y_2, y_1)}{\partial y_3} = p \quad (2.9)$$

$$\text{农场 4: } \frac{\partial g(y_4, y_3, y_2, y_1)}{\partial y_4} = p \quad (2.10)$$

系统最优化要求上游的三个农场必须承担他们应负担的下游农场的边际社会成本。农场 i 的行为可能的边际社会成本由下式计算：

农场 1:

$$\frac{\partial e(y_2, y_1)}{\partial y_1} + \frac{\partial f(y_3, y_2, y_1)}{\partial y_1} + \frac{\partial g(y_4, y_3, y_2, y_1)}{\partial y_1} \quad (2.11)$$

$$\text{农场 2: } \frac{\partial f(y_3, y_2, y_1)}{\partial y_3} + \frac{\partial g(y_4, y_3, y_2, y_1)}{\partial y_2} \quad (2.12)$$

$$\text{农场 3: } \frac{\partial g(y_4, y_3, y_2, y_1)}{\partial y_3} \quad (2.13)$$

只有农场 4 的行为没有任何可能的边际社会成本，因为它的下游没有农场承担它取水的费用。

以上的分析可以概化为一个由 n 个农场组成的灌溉系统，在这个系统中所有的农场（除系统中上游第一个农场外）都要承担上游 $N-1$ 个农场的多余的边际成本。对于这样的系统外部经济效果是形成一个农场取用不完全由他们自己使用的灌溉水的管理模式，产生这样的结果还要看下游农场所需承担的额外费用。公式 2.11~2.13 提出了排除外部成本向下游传递的征税模式。从实践角度看，这就意味着在系统中有 $N-1$ 种水价，即沿着配水系统的每一个农场有一个水价。只有在完全遵守规划的情况下——完全没有外部效应——才会有一个水价。单一水价在这种理想的系统中才能得到最好的结果。

然而根据直观推断，我们不能低估与使灌溉系统中外部经济效果内部化的水价体系相关的交易成本（例如，信息、合约和执行成本）。再者，即使我们设法设计出一个可以使盗用水的边际社

会成本全部内部化的灌溉系统，这种水价模式也不能解决与系统维护有关的问题。上游农场有机会通过缩减系统维护费用将成本转嫁给下游农场。毕竟，一旦取到水，他们为什么还要关心系统是否有效地将水输送给下游那些更远的用户呢？这说明农场对输水系统维护费用的支付意愿随着走向下游而增长。

因此，地表水灌溉系统的定价问题包括两个部分：(a) 鼓励系统沿线有效地用水；(b) 鼓励向系统下游输送的水损失最小。

地下水灌溉系统

地下水的问题与地表水在几个重要的方面有所不同。首先，地下水没有一个集体维护的配水系统。当然，农场必须投资来汲取地下水。其次，不像地表水一样在每个生长季节可以在某种程度上知道来水数量，地下水是一种储藏资源，在抽取之前处于储藏状态。再次，地下水不能在同一季节使用，在大多数情况下，在下一季节才可使用。第四，不像地表水，用水量容易监测，并可以从季节总量中扣除。地下水用水难于监测。第五，虽然地表水用水的外部经济效果沿渠道依次向下游用户传递，但地下水的外部经济效果是相互作用的。

我们借用 Provncher(1995 年)建立的模型来讨论地下水问题。在方程中，由第 i 个农场用水净收益建立的最优控制问题表示为：

$$\pi_i(q_{it} + s_{it}) - c(x_{it})q_{it} \quad i = 1, \dots, N \quad (2.14)$$

其中， π_i 是从作物 y 得到的与用水相关的收益； q_{it} 是抽取并用于作物 y 的水量； s_{it} 是被第 i 个农场用于作物 y 的地表水； x_{it} 是表示含水层条件的参数，如地下水位，它影响单位抽水成本， $c(x_{it})$ 。如果我们不考虑地表水，则 (2.14) 可以写为

$$\pi_i q_{it} - c(x_{it})q_{it} \quad (2.15)$$

设 $v(x_t)$ 是已知某一无限规划水平每个农场地下水用水净收益的现值及现在和未来从含水层取水的最佳解。在这个最优控制问题中， $v(\cdot)$ 是价值函数，其中 r 是对含水层的补给量。

$$v(x_{t+1}) = v(x_t - Mq_t + r) \quad (2.16)$$

因此，水管理问题为

$$Nv(x_t) = \max_{q_t} N[\pi q_t - c(x_t)q_t + \gamma v(x_t - Nq_t + r)] \quad (2.17)$$

其中， γ 是折减系数。这个问题的解必须满足必要条件

$$\frac{\partial \pi}{\partial w} q_t - c(x_t) = \gamma N \frac{\partial v}{\partial x} x_{t+1} \quad (2.18)$$

我们知道 $\partial \pi / \partial w$ 是净收益随水量的变化（边际收益）， $\partial v / \partial x$ 是地下水储量的临界值。等式 2.18 右边是用户在 x_{t+1} 抽水的社会边际成本。即，现在任何一个农场抽取单位水量都将因增加所有 N 个农场未来的抽水费用而减少其净收益现值。

抽水装置的无政府状态——与沿配水渠道取水相反——使每个企业不关心用户成本。因此，等式 2.18 的解为：

$$\frac{\partial \pi}{\partial w} q_t - c(x_t) = 0 \quad (2.19)$$

在这个公式中，每一个农场像对待其他农场一样，忽视自己的用户成本。从技术角度看，这个状态方程避开了农场的极大化问题（Provencher 1995 年）。抽取地下水的问题在本质上与沿配水渠道取水的问题没有区别，尽管地下水的外部经济效果是相互作用的，而地表水的外部经济效果沿配水渠道向下传递。当然使用地表水灌溉系统的农场也抽取地下水，潜在的外部经济效果是多重的。在这种情况下，我们要把“s”重新引入等式 2.15。

在地下水系统中，相对富裕的农场使用抽水设备，这样他们就可以不依赖于不稳定的地表水灌溉系统。对于上游的农场，总体上来讲，不稳定性是由于输水造成的（比方说从政府的渠道中引水），而对于下游农场，不稳定性是由于输水和上游农场的掠夺行为共同造成的。政府则有一个倾向，使用错误的方法来解决用水不稳定，他们给农场（不论贫富）补助来购买抽水设备使农场不依赖于不稳定的灌溉系统，而不愿意改进地表水灌溉系统的不稳定性。一旦抽水设备侵占了地表水灌溉系统，农场也削弱了使

地表水灌溉系统工作更好的动机。随着抽水设备的增加，地表水系统的外部经济效果也随着抽水的“私有化”取水，而向地下水系统的外部经济效果转变。尽管抽水的全部成本根本不是私有的，而是具有明显的集体性——相互作用性。

水管理政策的一个迫切问题是官方能否设计出提高地表水和地下水灌溉系统用水效率的可靠的定价模式。解决这个问题应该从地表水和地下水系统的财产模式问题入手。

地表水和地下水管理中的财产模式

发展中国家的灌溉用水有很多财产模式。通常地下水是国有财产，至少名义上是。在这种情况下，政府宣布了对其没有能力进行审慎管理的资产所有权。由于缺少管理的权威性，地下水成为一种随意取用的资源，无政府状态盛行。在某些国家，土地的所有权包括地下水。但对于地下水取水的外部经济效果，这种表面的私人所有权只是一个假象，地下水仍是随意取用。用水可能的所有权模式见表 2.1。

表 2.1 财产模式的分类

模式的类型	含 意
国有财产	个体有义务遵守国家的控制（或管理）机构制定的使用规则，管理机构有权制定这些规则
私有财产	个体有权利以社会认可的方式使用，有义务避免以社会不认可的方式使用。其他人（非所有者）有义务允许以社会认可的方式使用，有权利期望所有者只以社会认可的方式使用
公共财产	管理群体（所有者）有权把非成员排除在外（与私有财产相关的同一权力结构认可和权利），非成员有义务遵从这种排除。管理群体的个体成员（共有者）同时使用和维护所有物的权利和义务
非财产	没有确定的使用者或所有者群体，任何人均可能受益。在财产的使用和维护上，个人具有采取行动而不考虑他人利益的特权，但也无权干涉他人行为，此财产为可自由获取的资源

资料来源：Bromley（1991年）。

地表水系统的要素是上游的灌溉用水者完全无视下游用水者的利益（等式 2.1~2.5）。在地下水系统中，每一个地下水取水者完全无视其他从同一含水层取水者的利益（等式 2.19）。服从于个体化的廉价技术的出现使对地下水这种易得资源占有的个体化成为可能。为说明这一点，可以假设抽水技术具有了很多农场需要用池塘存储地下水的规模（和成本）^①。事实上，我们在地表水灌溉系统中可以见到这种情况，地表水的灌溉配水闸使系统中的一组农场彼此相互依赖（虽然是不对称的）。如果每一个农场，不考虑位置，可以不需要任何成本就可以从主渠道中获得灌溉水，那么地表水所具有的独特的外部经济效果将消失，虽然这些效果有充分的理由可以转移到主渠道上。

这样政府提供的灌溉系统就变成为每个农场供水的抽水技术。这样做的结果是将农场束缚在我们在公共财产模式中发展的一种相互作用的关系中。即，这些农场有权利不让其他农场得到“他们”的水。这种权利是被灌溉管理机构和国家政府认可和支持的，外来者有义务遵守。灌溉系统中的每一个成员有权利和义务占有部分水量和维护系统。实质上，个体灌溉者结成联盟反对外来者，但同时又受到互惠的契约和可为他们带来所需水量的技术规则的制约。

当然，没有必要这样。我们为什么要担心一个处于灌溉系统下游接受不稳定的输水的农场呢？为什么上游农场随意取用灌溉水是不合理的？毕竟，确保整个灌溉系统得到安全、公平的输水需要不是小数目交易成本。它难道不比存在的就是合理的更有效率吗？

要得到问题的答案必须首先认识到灌溉系统中的竞争不同于其他可接受的经济竞争形式。这是由于竞争者所站起点不同：位于或靠近灌溉渠首的农场具有竞争优势，这对于处于下游的农场来讲是不公平的。因此，供水原则就被一种愿望所驱动，即各农

① 有点像中世纪的耕作团体。

场主的竞争行为应为他们带来相等的获取成功的机会。系统内公平的水分配使每个农场有相同的机会在作物种植中胜出，而不是算计如何从邻居处获取尽可能多的水。但又出现了效率问题：纯粹竞争的前提是生产要素是流动的，且任何人均可以相同的价格获得生产要素。如果位于渠首的个别灌溉者可以垄断输水的话，则系统内的其他成员无法以相同的价格获取这一生产要素。

地下水系统又是怎么样呢？我们为什么担心那些能够买最大的水泵打更深水井的农场抽取大部分地下水，最后毁掉那些缺少抽水技术力量的农场呢？我们没有管制收获的技术，那么我们为什么要担心抽水技术呢？原因之一是系统内涉及地表水和地下水联合使用问题，地下水是地表水的补充投入。应用相同的竞争理念，假定系统只依赖地表水，即农场的成功不应该依靠是否能比邻居获得更多水。

若假定灌溉只依靠地下水，抽水者的多样性可以作为一个可用于监测所有抽水的基本信息资源。即若一个人承担从某一含水层所有的抽水，这个人就有隐瞒抽水的动机。这个人的动机构成受他或她的偏好的支配。尽管主观想象单一所有者会明智地使用自然资源，并考虑可持续性，但折现率的铁定规律告诉我们，如果一个人的时间优惠率超过含水层的补给率，那么从这个人的观点来看破坏就是最优的。相反，如果很多农场从含水层抽水，他们中许多处于含水层深浅不同的位置，那么这些不同的抽水者可以成为含水层管理的一个宝贵的信息资源。很明显，每个农场不但对抽水感兴趣，而且对确保别人抽水没有使自己抽不到水感兴趣。反之，每个人都倾向于无视他们的行为增加别人成本，而不会无视别人的行为增加他们的成本。因此，抽水者团体实际上可成为水保护者团体。问题是如何逐渐灌输这种反应。

为了解决水管理的无政府状态

现在让我们来讨论如何解决成为地表水和地下水灌溉系统特

性的无政府状态的问题，其前提是定价应成为水管理工作的一部分。通常我们讨论制定水价时首先是确定农业的用水是高效的，并且水用于农业与其他用途相比是最优的。即制定水价可以被看作确保灌溉用水（像在不同地区、不同灌溉系统、不同农场、不同土壤条件及不同作物间高效分配一样）在所有可能的用途中高效分配的一种手段。当然，大多数定价模式优化模型都将制定水价看作确保灌溉水与其他投入一样水被单个农场和整个灌溉系统最优使用的一个关键因素。当达到这种最优使用时，所有投入将高效地组合以系统管理属性确定的最佳比例来种植最优作物。这种方法将水管理问题看成一个农业问题，并试图确保农业及与之竞争的其他用途的用水组合是高效的。这种理论是先进的，因为农业用水的价格偏低（而且大多数情况下确实如此），使农业用水价格恢复正常可以提高全国（至少是地区）水行业的效率。

本章认为这种制定水价方法虽然很好，但却意味着在任何水价体系都要做大量的工作，特别是在发展中国家^①。认识到这个困难，我将建议一个在某种程度上，在发展中国家更加合理的水定模式的目标。特别是，我建议水定价模式的目的应该是确保在某个灌溉系统（或某个灌溉社区）内水分配达到最优，而且这种最优分配应以此灌溉系统的高效运作为基础，因为此系统是由获取大家共享的稀缺资源（水）的途径。

首先，假定在某一灌溉季节已知储量的地表水可以使用，并假定这些水量由一个集中的管理机构以单位水量（ w ）分配给单位土地（ L ）的方式分配给灌区。其次，假定灌溉者团体被共同的认识约束在一起，即维护以输水系统和排水设施为代表的共有的基础设施是必要的。

① 不论是在工业化国家还是在发展中国家，都很少能够得到一个“正确”的水价从而达到广泛的效率目标。

在作物生长季节中，每一单位面积土地都有分享水量的权利^①。一个农场主有 L_i 个单位的土地，他或她可以将全部水量用于其管理下的所有土地或只分配给其中一部分。如果这个农场主想种植高耗水的作物（可能是水稻或甘蔗），那么一些土地就得不到灌溉。农场主知道这个季节可以用多少单位的水量，并决定如何使用这些水量。分配的水量可以卖给系统内其他农场，但不能是系统外的。

灌溉系统接收 W 单位的水量， $W = w \sum L_i$ 。假定在灌溉季节，地表水足够独立的灌溉系统引取 W 单位的水量。我们可以想到，在每个灌溉系统渠首作为风险承担者的农场主拥有与 W 的配额成比例的股份。那么这个管理问题就变为确保可用水量 (W) 在风险承担者之间以最优方式分配。

前面的讨论中提到施加给每个灌溉者必要附加费用以反映强加给下游灌溉者的边际成本。我们应用由等式 2.7~2.10 得到的启发：最优的灌溉系统是灌溉系统内沿输水渠道的每个灌溉者完全知道其行为的边际成本，并在行动上避免强加给系统内其他人外部成本。即所有农场主关于系统的目标是完全符合等式 2.6 表示的统一的系统。我们可能会设想到这种一致，即每个农场主都对使系统高效运行这一社会利益做出贡献^②。如果实现了这一点，那么等式 2.7~2.9 的其他条件就不需要了，用水的外部经济效果也消失了。

应用 Baland 和 Platteau 的成果（1996 年），一个灌溉系统可以模拟为一个社会利益的最佳条款问题。这种系统中的社会利益有几方面的内容。首先，它表示为通过在系统中的水量分配来解

① 通常，政府可以采用调整给不同灌溉系统的分配水量的方式影响作物种植结构。

② 一个灌溉系统可以被看成一种“俱乐部利益”，一个人可能在系统内也可能在系统外。但社会利益一词用在这里是为了强调行为准则的一致——对于系统内的人来说是社会利益最基本的要素。

决由等式 2.6 表示的边际成本问题。其次，它是一个让所有农场主参与日常维修的系统维护程序，以使系统内所有取水的水分生产都是最优的（见 Chakravorty、Hochman 和 Zilberman 1995 年灌溉系统的输水设备问题的模型）。最后，这种社会利益是各个灌溉者抽取地下水的定价标准，它即坚持地下含水层的可持续开采，也使每个灌溉者知道选择使用地表水和地下水的边际成本^①。

因此，灌溉系统中的社会利益是在四个相互关联的领域内获得最优行为：(a) 沿渠道的水量分配；(b) 系统维护；(c) 地下水开采；(d) 地表水和地下水联合使用。提供越多的社会利益，系统在所有取水的水分生产、沿输水渠道减少外部经济效果、系统维护以及地表水和地下水联合使用方面的运行就越好。我们可以把这看作是社会效益条款的成果——系统内的农场主呼唤高效的管理模式。制定水价模式的主要目的也在于此^②。在 Baland 和 Platteau 模型中，社会效益的产量函数表示为

$$z = \beta \sum h_i \quad (2.20)$$

其中， h_i 是系统中每个农场主对社会利益的贡献， β 可以是将 h_i 映射到 z 的任何一种代数形式。我们假设贡献 h_i 以每个季节开始的财务评价加在某一确定时段内系统维护的支出的时间形式表示。当然， h_i 可看作对第 i 个农场收取的水费， $h_i = cw_i$ 。这里的关键是参数 β 把 h_i 的合计转换成一些改善系统运行的管理和行为结果。 z 值越大，系统管理得越好，所有农场主都正好得到正确反映他们的土地面积和对系统内总供水量（包括地表水供水量和地下水供水量）合理要求的水量份额的可能也就越接近于 1。如果定义 $0 \leq z \leq 1$ ，管理不好的系统， z 值趋于下边界；管理好的系统， z 值趋于上边界。

假设系统中所有农场主对系统运行具有同样的选择权，设

$$u_i = u_i(h_i, z) \quad i = 1, 2, \dots, N$$

① 这使两种水源达到最佳联合使用。

② 定价对灌溉技术和改用滴灌的影响没有考虑。

再定义 $a_i(h_i, z)$ 是 z 和 h_i 间的边际代替率, 得

$$a_i(h_i, z) = \frac{\partial u_i / \partial h_i}{\partial u_i / \partial z} \quad i = 1, 2, \dots, N$$

其中, $\partial u_i / \partial h_i < 0$ $\partial u_i / \partial z > 0$ 。由前面的社会利益产量函数, 得 $z = \beta N h_i$

则, 管理问题为

$$\begin{aligned} \max_{h_i} \quad & u_i = u_i(h_i, z) & (2.21) \\ \text{s. t.} \quad & z = \beta \left[h_i + \sum_{j \neq i} h_j \right] \end{aligned}$$

和 $h_i \geq h_j \quad \forall j \neq i$

这个问题的 Pareto 最优解为 $a_i(h_i^0, z) = \beta N$, 其中 h_i^0 是第 i 个人最想每个人对社会利益 (z) 产量所做的贡献。社会利益问题的解为系统中所有的农场主提供每个农场主取水、系统维护、地表水和地下水联合使用以及确保所有农场主准确得到与他们合理的份额或权利相等的水量的水分净产出的选择权。像 Baland 和 Platteau 建立的模型一样, 由极大化问题的结构得出的模型如下:

$$\max_{h_i} \sum u_i = u_i(h_i, \beta N h_i) \quad (2.22)$$

如果灌溉系统处于无政府状态, 社会利益将不会很好地实现。在这种情况下, 个人的贡献 h_i^* 就是极大化问题的解, 作为经营实体的灌溉系统也将不存在了, 每个农场主都会与其他所有的农场对立, 这结论可由等式 2.21 表示的管理问题得出。当无政府状态盛行时, 这个管理问题的解为 $a_i(h_i^*, z) = \beta$ 其中 $h_i^* < h_i^0$ 。个人对社会利益贡献的范围为 $h_i^* \leq h_i \leq h_i^0$ 。在一个完全互惠的模式下, 每个农场主的行为与其他所有农场主的行为一致。在极限情况下, 个人对社会利益的贡献可以从无政府状态 (h_i^*) 到全部满足 (最优的) 单一的社会利益条款 (h_i^0)。则这个管理问题就成为一种如何引导每个农场主的贡献正好等于 h_i^0 的问题。

h_i^0 是每个农场主愿意付出使系统函数最优的货币价值 (或等量的劳动), 同时也是每个农场主希望其他的农场主对社会效益的贡献。即每个农场主都知道除非每个人都做出这么多贡献, 否则

系统不会像每个人希望的那样运行：一些人会得到比他们的权利少的水量，一些人会缩减他们的维护义务，并增加其他人额外的水量损失，一些人会从地下含水层抽取过多的地下水，一些人在选择使用地表水和地下水时不注意效益。

这个贡献问题可以看作是沿灌溉系统不同位置和抽取地下水作为补充的不同地点排除优势（和劣势）的必要的机制。假定每个农场主都在 Rawlsian 无知之幕后被强迫同意支配所有决策变量的章程，在达成一致同意之前，每个农场主都不知道自己的位置或处境（他们的“天赋”）。在风险中立下，我们可能期望农场主同意这个章程，因为它使每个人与具有特殊天赋的人（一旦系统运行后他们可能控制系统）没有差别。即，由于这个章程（假定能完全遵守）对于这里考虑的选择变量可以确定每个农场具有相同的处境，所以位于渠首和渠尾的农场主间没有差别。

这个模型是 Sugden 建立的（1984 年），其互惠原则要求每个人做出社会利益贡献（没有免费乘车的系统的有效和公正的运行），所做贡献刚好达到每个人对团体其他成员的期望。义务的观念起源于这个原则。当对于系统灌溉者团体的贡献的任一向量 h ，且对于这个团体的任何成员 i 完成他或她的义务当且仅当 (a) h_i 大于或等于效用最大化水平 $h(h^0)$ 或 (b) 对于团体中一些其他的人 j ， h_i 大于或等于 h_j ，则这种平衡存在。也就是说平衡存在于 i 贡献 h_i^0 的自身利益中，因为已知团体中其他所有 $N-1$ 个人的贡献时， h_i^0 可使他或她的效益最大。Sugden 指出由于自身利益都在假定的互惠的极限范围内，灌溉者自身有义务做出自身利益所要求的贡献^①。

① 一个评论者指出：“Sugden 的原理只适用于同类的农场主（对位于渠首或渠尾的农场主不合适）。”但，这混淆了农场主有相似产量选择权的问题与农场主有“相似”用水天赋的问题。Sugden 的方法需要有相似的选择权，但它正好可以解决另外一个问题：不同天赋的问题。如果所有的农场在选择权和天赋两方面都是相似的，那么就没有需要我们解决的问题了。

从经营角度看，对社会利益的最优贡献 (h_i^0) 对每个农场主来讲可看作“最赚钱”。它必须在灌溉季节开始之前支付。这种支付不需要付给为系统输水的灌溉管理机构。更准确地，是每个农场主下个季节接受灌溉用水的维持费。即贡献必须在灌溉季节开始前。收费既包括系统的维修费用，也包括由灌溉者团体而不是国家水管理机构为农场主提供用水的费用。

需要说明的是除非在生长季节来临前，灌溉者团体也称为用水者协会确定了收费，否则无政府状态是不可避免的。若在收获季节前，资产折现力对一些贫困的农场主是一个问题，则系统应有固有的松弛在灌溉季节为他们抵补必要的成本。

印度的实例研究

下面介绍印度西部 Gujarat 邦 Junagadh 区两个灌溉村庄的情况^①。在其中一个名为 Amrapur 的村庄，地下水的持续开采造成地下水位下降，已威胁到农业的长期生存能力。当雨季无雨或降雨不足时，很多居民被迫离开，为牲畜寻找饲草。在第二个名为 Husseinabad 的村庄抽取地下水引起阿拉伯海的海水入侵，井水咸化不仅威胁农业生产活动，而且开始威胁村中的生产用水供应。一些村民现在必须靠长距离运输来得到生活用水。

Amrapur 村的实例

Amrapur 是一个大约有 850 个家庭的村庄，坐落于一个与村庄土地面积大致相同的地下含水层上。这样的一致性有助于（虽然尚不充分）以公共财产模式有效地集中管理含水层。在 Amrapur，地下含水层分成几个部分使管理变得复杂。直接的问题就是管理地下水减少超采，使在周期性的干旱中，村庄有一定保

① 作者在 1989 年 Aga Khan 农村支持计划项目中 Amrapur 和 Husseinabad 村的工作成果。

障程度的供水。

Amrapur 的土地面积约为 2000 公顷，其中 1300 公顷是耕地。耕地中大约有 700 公顷土地由 350 眼井进行灌溉。所有的井都配备了相当一致的抽水动力设备，基本上是 5 马力的水泵，只有几台 7.5 马力水泵。一些机井在雨季过后的九个月内可以连续有效地抽水，而另一些机井抽水一小时后就会汲干。

Amrapur 的农场主知道自己机井运行的详细状况，同时对与紧邻的其他机井相关依赖的范围有某种程度的初步了解。即他们看来知道某个特定邻居的机井抽水会对他们机井的运行有负面影响。这种粗浅的实践认识为改进地下水管理提供了一个起点。目前农场间调用的水量有限，机井间的输水靠地形自流输水，但输水过程中水量损失很大，因此，也降低了系统的效率。

证据表明土地的价值与地下水取用条件和取水井的稳健性关系极大。据说，在村庄靠近河流的边缘，一个农场主以 4571 卢比 1bigha 或以当时兑换率约 1750 美元^① 1 公顷（在印度这一地区，2.5bigha 等于 1 英亩，6.2bigha 约等于 1 公顷）的价格购买了 28bigha 没有取用水设施的土地。在他打成一眼井后，他的土地增值了一倍，即 3500 美元 1 公顷；村里一眼更好水井的土地价值 5780 美元 1 公顷；另一眼好井以同样的价格已经交易成功；以村里最好的水井之一灌溉的土地的市场价值是 20000 卢比 1bighas (7654 美元 1 公顷)；另一眼与之媲美的水井的土地有相似的价值。

土地价值说明的重要一点，特别是在与旱作土地的价值比较时，是对水的高边际价值的认识。这个价值可以用于促进对目前系统中低效输水和土地灌溉造成的水浪费的极端机会成本（个人的和集体的）的认识。

水的高边际价值并没有反映在目前的售水价格中。虽然水井可以使好的耕地价值翻倍，但观测到的售水价格是每小时 2~6 卢

① 1989 年的兑换率是 1 美元兑 16.2 卢比。

比。这样低的取水价格说明水交易只起到用自己的水井解决临时的或不严重的缺水，能够卖水的农场主不愿意卖太多的水怕马上也需买水。销售水不是为作物整个生长期提供足够的水量，只是为渡过特殊的干旱期提供必要的水量。因此，对一个把农场主想像成理性经济角色的人来说，价格偏低了。但如果我们在观察村民的一系列选择时，能够扩展一下我们狭隘的“理性”概念的话，我们就会清醒地认识到这些行为是非常理性的。

如果将制定水价机制引入 Amrapur，需要注重村民在村庄内明确划分与地下水回补和显示抽水相互依赖性的相联系的地下水管理分区的潜在效益。尽管目前还不知道，但某个特定水井的已知抽水模式对管理分区中所有其他水井的运行有可观测到的影响。应对地下水管理分区内水井间的相互作用的外部经济效果进行详细的评估，无视这种外部经济效果会将属于其他管理分区的水井划入本区内。

一旦分区被确定下来，就可以建立适合每个分区的地下水管理程序和定价模式。这些程序需要依靠分区的特性，强调几方面的内容。例如，若某一分区中有一眼水量充足的水井，则在这个分区中，在农场主间建立水交易体系是可能的。交易可以采用两种不同的方式：第一种是通过地上连接卖方和买方的管道或沟渠来送水，这种方式的优点是双方都可以直观看到送出和接收到的水量。但它也有几个不足。首先，这样的交易的地理范围受地形的限制，若出水充足的水井正巧位于低处，只有少数几个“下游”的农场主能够买水。其次开敞式输水系统的损失通常较大，常常达到 40%。再次，这样的系统需要有昂贵的管道网络，并需要维修和更换。

第二种方式是水交易通过地下水系统进行。即若农场主知道在地下水管理分区中所有井之间的相互依赖关系，则比如农场主 i 同意他或她的井不抽水，而让农场主 j 抽 6 小时可以由农场主 i 抽出的水。这种方式的优点是避免了在管道上的投资，不受地形的限制，而且没有输水损失。但农场主必须十分清楚水井的相互

关系。同样由于这种方式看不到水的实际运动情况，所以还需要农场主间某种程度的信任。

地下水管理分区中调动水的体制的建立可以促进每个地下水管理分区内的所有农场主改进耕作制度。水的预算越高，促进将不需要的水量卖给分区内其他人的机会也越大。同样重要的是，建立每个分区的干旱管理对策才使之成为可能。

Husseinabad 村的实例

Husseinabad 约 600 公顷，其中 500 公顷为耕地。约 500 眼水井为该村供水，估计大约有一半的水井因为海水入侵受到咸化影响。全村人口约 2000 人。

该村位于滨海平原下的风成细粒夹岩的石灰岩含水层上。这个含水层与海水接触，随着淡水抽出盐水会随着侵入。不同的密度在两种水质间形成一个稳定的边界，但当靠近海岸的水井抽取淡水时，这个边界向内陆移动。雨量充沛的雨季可以一定程度上将边界推向海边，但频繁抽取地下水很快就会消除这种有利的影响。降雨少的雨季对边界的位置影响更大。事实上，在 1987~1988 年间，由于 1987 年没有出现雨季致使淡水咸化迅速发展。

Husseinabad 的地下水形势与 Amrapur 有很大不同，一个可实行的持久的解决方法更难找到。首先，含水层的边界与村庄的边界不一致，村民采取的地下水管理活动难以确实取得成效。其次，大量的水井已经出现严重的咸化，水井的所有者已经面临破产。虽然从他们来讲，非常愿意在集体措施上给予合作，但他们中很多人不能给集中管理模式提供多少资金。再次，Husseinabad 解决咸化问题的任何努力都需要引入大量的淡水。

实施淡水输入工程的一部分资金可由付款方案得到。外来供水的持久性可以增强村庄农场主改善用水效率的信心。Husseinabad 的农场主需要就集体和个人共同遵守的抽水模式达成一致。应构建对社会利益的贡献使每个灌溉者贡献出少量由水管理协会管理的基金。这个付款方案的优点是将农场主的活动与

含水层的状态联系起来。水管理协会应以农场主共同拥有含水层的理念和需要通过管理来维护含水层长期有生命力的观点来管理这些基金。与任何新的资金投入（无论是用于节制坝或淡水的补充供水）联系的这部分农场主的明确的承诺是重要的。在实施任何外部帮助前，他们必须愿意实施付款方案和改进水管理的计划。

结论

我前面谈到 (Bromley 1982 年) 灌溉系统公平和有效运行的必要条件是建立一个在水管理和系统维护中把所有农场主约束在一起的规章。本文以一个社会利益最优条款模型的形式对这一论点进行了精心论述。虽然近年来，对正规的用水和管理财产给予了极大重视（例如，Boggess、Lacewell 和 Zilberman 1995 年；Charkravorty、Hochman 和 Zilberman 1995 年；Ostrom 和 Gardner 1993 年；Saleth、Braden 和 Eheart 1991 年；Shah 1989 年；Tsur 1991 年）并对制定水价进行了广泛的讨论，但文献在灌溉用水的体制方面还没有给予足够的重视。制定水价和水管理必须被看作是包括农场主和水在内的财产模式构成的一部分。除非灌溉系统被当作公共财产，且此系统（及其年用水份额）的所有者创立相容性的激励行为准则并以此管理系统，否则不宜于提倡水定价。

Amrapur 的 Husseinabad 例子说明制定水价必须引导农场主对有利于每个人的社会利益——改进的水管理做出贡献。互惠原则要求所有的人对社会利益的贡献正好等于他们最希望群体内的每个成员做出的贡献。每一个特定的成员的贡献 (h_i) 必须大于或等于其他所有人的贡献最大化水平。 i 根据其自身利益贡献出 h_i ，因为在已知群体中所有其他 $N-1$ 个人的贡献情况下， h_i 使他或她的效益最大。在这种条件下，可以得到社会利益的最优水平，并且 Amrapur 和 Husseinabad 的地下水使用也将是最优的。同样的逻辑可以用于地表水灌溉系统。

参考文献

- Baland, Jean-Marie, and Jean-Philippe Platteau. 1996. *Halting Degradation of Natural Resources*. Oxford, U. K. : Clarendon Press.
- Boggess, William, Ronald Lacewell, and David Zilberman. 1993. "Economics of Water Use in Agriculture." In Gerald A. Carlson, David Zilberman, and John A. Miranowski, eds., *Agricultural and Environmental Resource Economics*. New York: Oxford University Press.
- Bromley, Daniel W. 1982. *Improving Irrigated Agriculture: Institutional Reform and the Small Farmer*. Staff Working Paper no. 531. Washington, D. C. : World Bank.
- _____. 1991. *Environment and Economy: Property Rights and Public Policy*. Oxford, U. K. : Blackwell.
- Chakravorty, Ujjayant, Eithan Hochman, and David Zilberman. 1995. "A Spatial Model of Optimal Water Conveyance." *Journal of Environmental Economics and Management* 29 (March): 25-41.
- Ostrom, Elinor, and Roy Gardner, 1993. "Coping with Asymmetries in the Commons: Self-Governing Irrigation Systems Can Work." *Journal of Economic Perspectives* 7 (4): 93-112.
- Provencher, Bill. 1995. "Issues in the Conjunctive Use of Surface Water and Groundwater." In Daniel W. Bromley, ed., *Handbook of Environmental Economics*. Oxford, U. K. : Blackwell.
- Saleth, R. Maria. 1994. "Groundwater Markets in India: A Legal and Institutional Perspective." *Indian Economic Review* 29 (2): 157-76.
- Saleth, R. Maria, John B. Braden, and J. Wayland Eheart. 1991. "Bargaining Rules for a Thin Spot Water Market." *Land Economics* 67 (3): 326-39.
- Shah, Tushaar. 1989. *Efficiency and Equity Impacts of Groundwater Markets: A Review of Issues, Evidence, and Policies*. Anand, India :

Institute for Rural Management.

Sugden, Robert. 1984. "Reciprocity: The Supply of Public Goods through Voluntary Contributions." *The Economic Journal* 94 (December): 772-87.

Tsur, Yacov. 1991. "Managing Drainage Problems in a Conjunctive Ground and Surface Water System." In Ariel Dinar and David Zilberman, eds., *The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture*. Boston: Kluwer Academic Publishers.

3

水资源系统的集体选择

Gordon C.
Rausser

世界上很多政府和非官方组织没有准备好面对 21 世纪水资源管理中自然产生的纠纷和冲突。从策划和实施的观点看,目前的水资源体制很不完善。根据预测人口将持续增长,不合理的体制会加剧供需的不平衡,这种不平衡很可能导致一个接一个毁灭性的自然灾害 (Simon 1998 年)。

尽管世界各地广泛地讨论着水的供需问题 (Kenski 1993 年, Postel 1996 年, Rogers 1990 年),但很少有人谈到可用的没有被污染的水在时间和空间上的总体不平衡。正如世界银行的研究 (1992 年) 指出的,由饮水不卫生引起的痢疾每年夺去三百多万人的生命,其中大部分是儿童。

在当前的管理体制框架下,产生不公平和冲突是不奇怪的。在水资源系统中,消极的外部经济效果大量存在。一个主体使用有限数量的资源当然应从可供其他人使用的资源数量中扣除。例如,在灌溉系统中,多个主体和产业同时用水,排除某个可能的受益者是昂贵的。没有合理的体制和管理方式,显而易见,会有群体和个体擅自用水的问题 (Ostrom 1997 年)。

经济学家解决供需不平衡的典型药方是引入水市场 (Anderson 和 Snyder 1997 年、Howitt 1997 年)。这样的体制可以促使更为合理使用稀缺的水资源,并提高水质。虽然建立市场体制可以提高用水效率的论文有很多 (Anderson 和 Snyder 1997 年、西部州长协会水效率工作组 1987 年、

Zilberman、MacDougall 和 Shah 1994 年)，但市场体制不应取代政府和非官方实体在公众信任方面的作用。

水资源系统内存在的主要问题和权限的局限性造成了不完善的管理体系。即使具备完善的管理体系，引入水市场的效益和成本与当地的环境有很大关系。先抛开公平和公众信任的问题，分析家和政策制定者必须对外部经济成本如淡水咸化、地下水污染和其他市场资源失效与促进技术采用、节约用水和提高经济效益的利益进行权衡。正如很多公益信托提倡者所强调的那样，除非建立支撑水市场体制的良好的法律和规章体系，上述的利益不可能实现 (Rausser 1992 年)。这种法律和规章体系并非水市场所独有，但在水市场条件下，建立这样体系的根本目的是要建立一种管理体制。而通常所强调的词藻华丽的、所谓透明的“财产权利”——意味着无数信息畅通的买方和卖方及水自身可运输性——对水的管理者和政府管理人员来讲毫无意义。

即使我们错误地假定可行而有效的水市场的很多法律和法规条件都存在，公平问题、安全网的设计问题以及如何解释公众信任等依然存在。仅使用“市场”这一个药方来解决所有的问题是不会持续有效的，体制和管理机构在一个地方有效发挥作用的组合不一定能够满足其他地方的公众利益。无论如何，市场和管理体系的定制组合需要分析所有从特定水资源系统中取水的风险承担者的集体决策，这个过程关键的第一步包括多方协商、集体决策和谈判。

什么样的分析结构可以帮助寻找到一定能够建立起可持续的管理和机构体系的方法呢？本文将介绍已应用于水资源系统的两种方法。第一种是基于 Nash-Harsanyi 法的集体决策方法，第二种是 Rausser 和 Simon (1991 年) 建立的多边谈判非合作模型。两种方法都可以用于解决带有水资源系统特性的问题，特别是多维的空间和手段问题 (如定额、价格、选择方案、新的基础设施、环境标准的类型、水的可转移程度以及联合使用)。两种方法都适用于多个风险承担者：农业用水者、城市用水者、环境保护者和有

不同健康风险的低收入用水者等的问题。缺省选择和可接受的联盟，就像风险承担者们达成集体决策的过程一样是相关的政治影响和权力的决定因素之一。

下面将 Nash-Harsanyi 集体决策方法应用于水资源系统，Rausser-Simon 多边协商和谈判方法应用于典型的水政策谈判来解释两种方法的主要区别，同时也强调了将现代经济和财务概念统一到这些方法的必要性。

政治经济学的分析方法

水资源系统中的集体行为（无论是非官方的还是政府干预的）一年四季普遍存在。首先，水资源利用技术通常以大规模的不可分割的形式出现，表现强无凸型性。没有管理的市场体制可能出现在没有竞争的环境。在建立强有力的安全网的情况下，设计一些公共管理形式，使资源分配不当和收入分配不公平的可能性最小就成为一种社会价值。其次，水资源系统通常具有较强的外部经济效果，如从公共含水层中抽水，需要采用一些形式的集体行为消除市场失效的可能性。再次，政府追求某些目标（如增加干旱地区的人口）既需要公众的大力支持，也需要开发和配置水资源。最后，政治上强有力的群体可以从国家对水资源系统的干预中受益。这些群体经常帮助取得公众对改革的支持，从而实现其潜在的利益。

在大多数水资源系统中，关于资源管理的经济和工程的重要决策是集体制定的。集体决策通常包括：(a) 制定资源开发规划；(b) 给用水者分配水量；(c) 保证水质；(d) 制定水价；(e) 建立经营模式及 (f) 制定环境保护措施。显然，这样的决策对水量分配具有深远的影响，可能在参与者中引起大量冲突。水资源政治经济学在一个已知的自然、法律、社会、经济和政治环境中起作用，强加限制条件，影响做出抉择。因此，重大的水量分配受现有用水权益、法律和可用水量的制约。

两种政治经济学分析方法可用于模拟水资源系统内的集体选择。他们的核心是集体决策或协商的对策论方程。定理法隐藏了决策过程的全部细节，通过确定所有理性决策者应该努力满足的条件预测结果。这些条件被当作定理，应用集论变量就可以从定理中推导出结果。在各种定理法中，目前应用最普遍的是 Nash 的两人谈判对策法 (Nash 1950 年, 1953 年)，这种方法是由 N 个人决策法归纳出来的 (Harsanyi 1962 年 b, 1977 年)。Nash-Harsanyi 法所做的大量简化，使这一方法在理论和实践工作中得到了广泛的应用，特别是它的解可以作为最大化局中人合作中收益的谈判集中的一个点来进行计算。

对于很多政治经济学问题，基本 Nash 法和定理法的长处是不可否认的，但必须看到 Nash 谈判法作为研究政治经济学问题和集体决策过程的工具的局限性。如果 Nash 定理失去了效用，另一种谈判模型 (Rausser 和 Simon 1991 年) 可应用于更为广泛的政治经济学问题，特别是用于分析说明优先的集体选择规则 (构成的空间) 和构建集体决策过程的体制。

Nash-Harsanyi 方法的关键定理是所谓的“无相关方案的独立性”。下面叙述这个定理。假如某一位置是一个已知谈判问题的解，现在从原始可行集中删除一个或几个原始解或不符合的方案。在这种情况下，根据定理，删除解的问题和原始问题的解是一致的。Rausser-Simon 多边谈判模型 (Rausser 和 Simon 1991 年) 不需要无相关方案的独立性定理。更加完备的是 Nash-Harsanyi 系统方法生成惟一解，这个解 (a) 在 Pareto 边界上 (Pareto 最优定理)，(b) 如果可行集关于 45 度线对称，则在这条直线上 (对称定理)，(c) 对局中人利益的正线性转换是不变的 (线性不变定理)，(d) 删除无相关方案是没有影响 (无相关方案的独立性)。

当这个点在可行集内可以计算求得 Nash-Harsanyi 的解，这个解是相对于有限个外部不符合的点，与局中人从合作中收益的积相等的函数的最大值。Nash 的中心结果是构建一个函数，使它

的伴生最大值的映射与隐含着四个定理的解的映射一致。Nash 模型的变量考虑了各种利益对政策决策的不同相关影响，这些变量可以通过分散对称定理和作为必要条件的个人强理性定理替代 Pareto 最优定理得到，个人强理性定理是指由若一个局中人获利则所有局中人由合作中严格获利。定理的结果集表示一族解的映射，除一些被非零整数次幂加权的收益外，每个解与局中人收益的积相等的函数的最大值映射一致（见 Peters 1992 年的证明）。在任何情况下，这个问题或者简化为在可行集中寻找所有人接受的单一方案以达到最优（因为代理人共享选择关系），或者简化为一人决策问题（因为最终的决策委托给一个代理人）。

Rausser 和 Simon 方法将集体选择描述为一个过程，在这个过程中竞争利益群体通过协商达成反映他们相对的谈判实力的折中协议。多边谈判方程有固定的、确定数目的谈判阶段。对策表示为建议容许集和联盟容许集。例如，建议容许集可能是一个代表某些政策变量的方案集的区间 $[\underline{x}, \bar{x}]$ 。更一般的，容许集是 N 维欧式空间的一个子集，代表一组正在同时协商中的政策文件。典型的联盟容许集包括任何局中人的子群体，这些局中人一起组成子群体时有实施建议的政治力量。例如，在严格多数决定原则模式下，任何严格多数的群体都是容许的。同样，如果一个或多个局中人对谈判具有否决权，那么任何容许联盟中必须有这些局中人。

应用 Rausse-Simon 模型可以发现这种系统的重要长处——作为规定政策分析的工具。因为各种构成变量（制定规则的规则）必须被指定为问题说明的一部分，所以使用比较经济静态分析技术了解构成设计的选择方案的优缺点。建立模型的人必须声明谁有享用权和什么构成容许联盟，比方说，可以比较简单多数决定原则与三分之二多数决定原则的含意。

Nash-Harsanyi 方法

著名的 Nash-Harsanyi 集体选择或谈判模型以简化的单极大

值问题表示。对于每个谈判模型，解的映射分配给每个可行集（每个可行谈判结果集），该集的元素求解模型^①。对于每一个管理函数，相似极大值映射分配给每个可行集，该集的元素极大化给定的目标或管理函数。因为该函数有效（谈判模型的简化表达式），则必存在一个特定的目标或管理函数（限定独立于应用的谈判问题），其最大值映射与原始谈判模型解的映射一致。或者说，相同的目标或管理函数生成的最大值完全对应于这些问题的优先谈判模型的解的必要条件是在广泛的不同谈判的问题的范围内可行集不同。因此，集体选择问题可转换为单目标或管理函数的最大值问题。

正如 Rausser 和 Zusman 证明的一样（2000 年即将完成），这种方法将政治权力明确地并入政策形成过程。Rausser 和 Zusman 还证明（1994 年），这种综合的方法可能合并组织均衡和集体行为最优。

将这种方法应用于水资源政治经济学体系中需要模拟以下主要内容：实际的水资源系统、经济结构和政权结构。水政治经济均衡解由社会最优解派生出来并与之比较。这种系统方法可以方便地应用于包括地表水和地下水联合使用的系统。

实际的水资源子系统

实际的水资源子系统由以下部分组成：

1. 中央供水项目（CWP）从位于国家某部分的水源取水并输送给分散在全国的 n 个分区。北部的年资源总可利用量为 Z_0 ，其中 CWP 取用 x_0 ($x_0 < Z_0$)，并且没有发生输水损失。CWP 输送给

① 更准确地，映射给可行集解集和所谓的集中“意见不同”点（代表谈判者不合作时，各自得到的报应）赋值。在谈判理论中，通常假定每个谈判者都具有 von Neumann-Morgenstern 效用函数，这个函数将他们的偏好惟一描述为正线性变换，并且假定表示特定效用的解不相关。通过对谈判者效用函数进行适当的正线性变换，每个可行集内的意见不同点被标准化为效用空间的原点。通过这种标准化，不再需要从每一个我们称为解映射的定义域的可行集中明确识别意见不同点。

第 i 个分区的总量以 x_i 表示。则 CWP 的水平衡关系式为：

$$\sum_{i=1}^n x_i = x_0 \leq Z_0 \quad (3.1)$$

2. n 个灌溉分区以 i ($i=1, 2, \dots, n$) 编号。总量为 Z_i 的地表水在当地为第 i 分区使用而不需要成本。当地可用地表水 Z_i 与 CWP 输水和当地开采的地下水 F_i 相组合用于灌溉。则用于第 i 区的灌溉水总量 I_i 为：

$$I_i = Z_i + x_i + F_i, i = 1, 2, \dots, n \quad (3.2)$$

透过作物根系层渗入地下含水层的灌溉水比例为 k ($0 < k < 1$)， $1-k$ 是灌溉水的蒸散发损失比例。假定 k 在各分区保持不变，则在 i 分区中由于抽取地下水和灌溉而产生的地下水总量年变化值 G_i 为：

$$G_i = kI_i - F_i = k(Z_i + x_i) - (1-k)F_i \quad (3.3)$$

其中， G_i 可能为负值，表示从地下含水层抽取的净水量。

3. 假定地下含水层横跨整个国家并具有理想的水分传导度，则所有分区的地下水位相等，地下水位 Q 与含水层中的地下水总量成正比，并可以根据总量变化计算地下水位。随时间变化的地下水位表示为：

$$Q_{t+1} = Q_t + \sum_{i=1}^n H_i - \alpha(Q_t - H) \quad (3.4)$$

其中 $-\alpha(Q_t - H)$ 表示流出该国的净水量。 α 是与该国含水层和邻近地区间的水分传导度成比例的正系数， H 是一个使 $Q_t - H$ 与确定该国地下含水层与邻近地下水含水层间水力坡度的静水头成比例的参数。当地下水埋深小于某一固定值时，会发生渍涝，使土地不能耕种。所以，当地下水位上升到一定深度时，每个分区内耕地总量 A_i 是一个单调递减函数。当低于临界水位 Q_c 时，所有土地都适于耕种，即 $A_i = A_i(Q)$ 。其中：

$$\text{当 } Q \geq Q_c \text{ 时, } \frac{dA_i}{dQ} \equiv A < 0 \quad \text{当 } Q < Q_c \text{ 时, } A = 0$$

经济结构

假定 CWP 发生两类成本：固定成本（以 C_0 表示）和变动成本。与水源相距 d_i 英里的 i 分区输送 x_i 单位水量的变动成本为 $\zeta_0 d_i x_i$ ，其中 ζ_0 是一个常数。CWP 以价格 p_i 将水卖给 i 分区，CWP 是非盈利结算单位，即，它的总成本必须正好等于水销售加政府的净补助 S 。因此，

$$C_0 + \zeta_0 \sum d_i x_i = \sum p_i x_i + S \quad (3.5)$$

其中， $S < 0$ 表示净税额。抽取地下水的成本随着抽水量增加和地下水位 Q 下降按一定比例增加，即分区 i 的抽水成本函数为 $C_i(F_i, Q)$ ，其中：

$$\frac{\partial C_i}{\partial F_i} > 0, \quad \frac{\partial C_i}{\partial Q} < 0, \quad \frac{\partial^2 C_i}{\partial F_i^2} > 0, \quad \frac{\partial^2 C_i}{\partial Q \partial F_i} < 0, \quad \frac{\partial^2 C_i}{\partial Q^2} < 0$$

抽水的边际成本随着地下水位下降而降低。在分区内输送引入的、当地可用的和抽取的水量不发生其他成本。分区只为分区内的用水者提供服务。在随后的分析中每个分区被看作是单一的完全统一的决策单位^①。

在 i 分区的农业生产技术以产量函数表示：

$$f^i = f^i(A_i, I_i, y_i)$$

其中， y_i 表示其他投入的水平，通过合理选择产出和 y_i 的单位，已知的产出和 y_i 的不变价正规化为 $p_f = p_y = 1$ 。假定产量函数对所有投入都是二次可微分的、单调增的凹函数。再进一步假定 x_i 不按现有水权分配，也不受现有水权的限制， i 分区输入的总水量完全由分区自己决定。因此，成功的充分条件是将每个分区（累计的）纯收入函数作为分区的目标函数。

① 在现实中，每个分区由很多用水者组成，每个用水者构成一个独立的决策单位。分区内的用水者通常由当地的供水组织提供服务，并组成一个非盈利的法律实体。更符合实际的分析应该考虑分区实际的组织结构。这里使用的模型为了简便没有考虑这些复杂问题。

$$\Pi_i = f^i(A_i, I_i, y_i) - C_i(F_i, Q) - p_i x_i - y_i$$

每个分区选择 I_i, F_i, x_i 的值最大化 Π_i 。令 $\Pi_i(p_i, Q)$ 为分区的间接纯收入函数，

$$\Pi_i(p_i, Q) = \max_{I_i, x_i, F_i, y_i} \left[f^i(A_i, I_i, y_i) - C_i(F_i, Q) - p_i x_i - y_i \right]$$

显然， $\Pi_i(p_i, Q)$ 是 p_i 的非增凸函数。根据 Hotelling 引理，

$$\frac{\partial \Pi_i}{\partial p_i} = -x_i(p_i, Q) < 0$$

且，根据 Π_i 的凸性 (Varian 1984 年)

$$\frac{\partial^2 \Pi_i}{\partial p_i^2} = -\frac{\partial x_i(p_i, Q)}{\partial p_i} > 0$$

则

$$\frac{\partial x_i(p_i, Q)}{\partial p_i} < 0 \quad (3.6)$$

假定有很多分区 (n 很大)，每个分区足够小可以忽略其对地下水水位决策的影响。即，每个分区的 Q 是已知的。但每个分区的决策和纯收入的和由地下水水位 Q 确定。

保持 Q 不变， p 的变化怎样影响分区决策变量的最优值呢？为回答这个问题，需要首先研究抽水量如何随着输入水量的价格变化而变化。因为 x_i 的符号不受限制 (x_i 的负值表示输出水)， F_i 满足下列条件：

$$\text{当 } \frac{\partial C_i(0, Q)}{\partial F_i} \leq p_i \text{ 时, } F_i > 0 \text{ 且 } \frac{\partial C_i(F_i, Q)}{\partial F_i} = p_i$$

与

$$\text{当 } \frac{\partial C_i(0, Q)}{\partial F_i} > p_i \text{ 时, } F_i = 0$$

因此，

$$\text{当 } p_i \leq \frac{\partial C_i(0, Q)}{\partial F_i} \text{ 时, } \frac{\partial F_i}{\partial p_i} = \frac{1}{\partial^2 C_i / \partial F_i^2} > 0 \quad (3.7)$$

$$\text{当 } \frac{\partial C_i(0, Q)}{\partial F_i} > p_i \text{ 时, } \frac{\partial F_i}{\partial p_i} = 0$$

$x_i(p_i, Q)$ 的行为已由等式 3.6 给出。因此，根据等式 3.2，得

$$\frac{\partial I_i(p_i, Q)}{\partial p_i} = \frac{\partial x_i}{\partial p_i} + \frac{1}{\partial^2 C_i / \partial F_i^2} < 0 \quad (3.8)$$

根据等式 3.3 和 3.7, 得

$$\frac{\partial G_i(p_i, Q)}{\partial p_i} = k \frac{\partial x_i}{\partial p_i} - (1 - k) \frac{\partial F_i}{\partial p_i} < 0 \quad (3.9)$$

因此, 增加输入水的价格无疑会减少对地下水的净补给, 反之亦然。

考虑另一个受价格控制的系统, 如 CWP 为所有分区设定水价 $p = (p_1, \dots, p_n)$ 作为他们制定决策的已知参数。显然, 若价格可行, 选择的 p 必须满足 $\sum x_i(p_i, Q) \leq Z_0$ 。地下水的固定水位 Q^s 定义为,

$$\Delta Q = \sum G_i(p_i, Q^s) - \alpha(Q^s - H) = 0 \quad (3.10)$$

$$\text{即} \quad Q^s = Q^s(p)$$

政权结构

在指定的政治经济学问题中有 $n+2$ 个局中人: n 个分区、中央制定水价机构和政府。先前已假定 CWP 设定水价。但水价对所有其他团体的福利有很大影响, 价格设定是在与参与者政治力量相协调的政治舞台上决定的主要政治问题。特别地, 在法律上, 确定的水价 S 是政府管理的手段。所以, 政府不完全满意的水价是不能确定的。要理解权力的关系, 必须明确参与团体的利益, 调查他们的权力基础。

中央制定水价机构。像 CWP 这样的组织经常组建为非盈利独立决算的法律实体。不像资本家的传统企业, CWP 不追求利润。它的效能通常由其经营的成本效益判断。考虑成本效益通常会对经济效益产生兴趣, 因此, CWP 的政策目标函数表示为:

$$u_0 = V(p, Q) = \sum_i \left\{ f^i [A_i(Q), I_i y_i] - C_i(F_i, Q) - y_i \right\} - \zeta_0 \sum_{i=1}^n d_i x_i - C_0 \quad (3.11)$$

但 CWP 的决策者也有更加个人化的利益。他们通常从其他

团体寻求承认和同情，讨厌公众表现的对 CWP 或他们自己行为的不满意。这些个人可能产生获得政治职责、成就个人升迁、改善他们物质福利及在部门竞争中获胜的愿望。为实现他们的利益，必须赢得其他团体的支持，并避免受到指责。但是，正像 CWP 决策者主要通过他们对制定水价的合法管理以及政治家的信任和支持，可能奖励和惩罚其他团体一样，不存在一边倒的关系。这些关系通过权力的实力和权利成本函数手段引入模型，CWP 扩展的目标函数为：

$$U_0 = u_0 + \sum_{i=1}^n s_i(c_i^0, \delta_i) + S_{n+1,0}(c_{n+1}^0, \delta_{n+1}^0) - c_0^{n+1} \quad (3.12)$$

其中， s_i 是第 i 个利益群体对 CWP 的权力实力， $S_{n+1,0}(c_{n+1}^0, \delta_{n+1}^0)$ 是政府对 CWP 的权力实力， c_i^0 是第 i 个利益群体影响 CWP 选择的成本， δ_i 是策略的指示变量，即

$$\delta_i = \begin{cases} \alpha_i & \text{当 } i \text{ 对 CWP 采取奖励政策时} \\ \beta_i & \text{当 } i \text{ 对 CWP 采取惩罚政策时} \end{cases}$$

δ_i 为 i 群体对 CWP 的策略赋符号，同样 c_{n+1}^0 是政府对 CWP 的权力的成本， δ_{n+1}^0 是为政府对 CWP 采用策略赋符号的指示变量， c_0^{n+1} 是 CWP 使用水价以外的权力影响政府选择的成本。注意分区（编号为 $i=1, 2, 3, \dots, n$ ）和政府（编号为 $i=n+1$ ）都对 CWP 的选择产生影响。

分区。第 i 分区的目标函数定义为它的纯收入，即

$$u_i = \Pi_i(p_i, Q) \quad (3.13)$$

尽管地下水位 Q 影响分区的纯收入，但每个分区都将 Q 看作是外部给定的共同的好处或坏处。分区忽视了它自己决策对 G_i 的影响和进而对 Q 的影响，从这个角度看，分区是狭隘理性的。正如前面所说明的，单个分区可能有助于或损坏 CWP 和政府决策者的福利。分区可以通过捐助选举基金、制造公共支持舆论、公开抨击政治对手等提供政治奖励。分区会增进与 CWP 和政府决策的友好、支持他们的事业、在官僚政治的斗争中给他们帮助。换句话说，他们也会通过支持反对派和批评在职决策的表现来施加

惩罚。

但不管分区做什么，奖励还是惩罚一个团体都会发生某一成本：权力成本。因此，第 i 分区的扩展政策目标函数为：

$$U_i = u_i - c_i^0 - c_i^{n+1} \quad (3.14)$$

其中 c_i^0 是分区 i 影响 CWP 的成本， c_i^{n+1} 是分区 i 影响政府的成本。

政府。政府不同的单位通常追求不同而且常常是冲突的目标。将政府看作具有明确目标的单一实体显然是个神话。各种解决政治经济学问题的文献中，通常将政策制定者的利益描述为排他个人利益：政治家追求利己的目标，政治团体支持特定的政策不是因为觉察到政策的内在价值，而是为使被选举的可能性最大 (Rausser 和 Zusman 将出版)。

我并不赞成这种对政治的愤世嫉俗的看法，而改为假定政治家同时追求利己和不利己的公共利益目标。特别地，采用对政府的不利己目标的一个十分狭义的解释，以政府从 CWP 获得的净收益定义政府的政策目标函数（负值表示对用水者的补助）

$$u_{n+1} = -S \quad (3.15)$$

其中， S 是由 CWP 零盈利限制条件确定的水补助费用，等式 3.15 中的税是负的水补助。政府代表纳税人或其他国家财政资源的债权人，这个定义对政府利益的解释明确政府要对国家财政政策负责^①。

政府决策者同样有个人的政治和经济利益，这些利益需要服从群体利益的影响。政府扩展目标函数公式如下：

$$U_{n+1} = u_{n+1} + \sum_{i=0}^n \tilde{S}_i (c_i^{n+1}, \eta_i) - c_{n+1}^0 \quad (3.16)$$

其中， \tilde{S}_i 是第 i 个有组织的群体对政府的权力的实力； c_i^{n+1} 第 i 个

① 对政府目标的广义解释包括 V 和 S。这样的方程虽然不是不合理，但却把 CWP 指定为纯被动的政治角色。换句话说，CWP 可以看做“关心整体经济效益的群体”，政府可以看做“关心降低政府支出的群体”。

群体对政府的权力的成本； η_i 是类似于 δ_i (前面已定义) 的策略指示变量，如果 i 采取奖励政策 $\eta_i = \alpha_i^{n+1}$ ，如果 i 采取惩罚政策 $\eta_i = \beta_i^{n+1}$ ； c_{n+1}^0 是政府权力影响 CWP 的成本。注意 CWP 对政府的权力的实力 $\tilde{S}_0(\cdot, \cdot)$ 由等式 3.16 计算。

水政治经济均衡

在建立的控制水价的水资源系统政治经济学模型中，有关的政策手段确定为水价 p 和净补助 S 。注意到水价是非负值，而且必须满足 CWP 可用水的限制条件 $\sum x_i(p_i, Q) \leq Z_0$ ，由等式 3.5 可知 p 和 S 相互依赖。从长远角度考虑，集中讨论系统的稳定状态。水政治经济均衡水价最大化下列管理函数：

$$\begin{aligned} W &= u_0 + \sum_{i=1}^n b_i u_i + b_{n+1} u_{n+1} \\ &= V[p, Q^s(p)] + \sum_{i=1}^n b_i \Pi_i(p_i, Q^s) - b_{n+1} S(p, Q^s) \quad (3.17) \end{aligned}$$

其中， $Q^s = Q^s(p)$ 是地下水的稳定水位，狭隘理性的单个分区将 Q^s 看作是外部给定的共同的好或坏因素。假定一个内部解， W 关于 p 的最大化的一阶条件是：

$$\frac{\partial W}{\partial p} = \frac{\partial V}{\partial p} + \frac{\partial V}{\partial Q^s} \frac{\partial Q^s}{\partial p} + \sum_{i=1}^n b_i \frac{\partial Q^s}{\partial p} - b_{n+1} \left(\frac{\partial S}{\partial p} + \frac{\partial S}{\partial Q^s} \frac{\partial Q^s}{\partial p} \right) = 0 \quad (3.18)$$

注意在等式 3.18 中，分区被假定为狭隘理性的，即，他们忽略了水价变化对稳定地下水水位的影响，即等式 3.18 没有包含 $[\Pi_i/Q^s][Q^s/p]$ 项。

均衡水价是经济上有效的吗？要回答这个问题，先看下面两个确保效率的条件：(a) 权力是均匀分布的 (对所有的 i , $b_i=1$) 和 (b) 所有单个分区考虑自己决策对地下水水位的全部影响 (分区的完全理性)。

已知 $\Pi_i(p_i, Q)$ 的定义，将等式 3.5、3.11、3.13 和 3.15 代入等式 3.17，得

$$W = 2V[p, Q^s(p)]$$

$$= 2 \left\{ \sum_{i=1}^n [f^i - C_i - y_i] - \zeta_0 \sum_{i=1}^n d_i x_i - C_0 \right\} \quad (3.19)$$

因此最大化 W 时同时最大化从水资源系统得到的社会净盈余 V 。当第二个条件不成立时，每个分区的选择对地下水位的的影响完全外部化，分区是狭隘理性的。即使第二个条件成立，不存在外部化问题，经济效率仍需要权力的均匀分布。

Rausser-Simon 多边谈判模型

这部分介绍基于 Rausser 和 Simon (1991 年) 建立的方法模拟政治经济学的另外一种方法，即著名的多边谈判模型。这个模型将政治表示为一个过程，通过这个过程竞争的利益群体商议出一个反映他们相对谈判实力的妥协的协议。很多水政策谈判不满足 Nash 定理，特别是“不相关方案独立”定理。如前所述，多边谈判模型不执行这一定理。

这种方法设想一系列有限的谈判横轴上的博弈，并随着横轴的无限延伸寻找有限均衡解的点。这有限个点代表谈判博弈的均衡点，在谈判博弈中，谈判阶段是一个任意大的有限数。

在多方谈判博弈中，局中人的有限集在某一可能方案集中选择政策。如果局中人达不成协议，那么缺省政策就是失谐政策。多方谈判问题的说明包括一系列可接受的联盟，这些联盟定义为一个可以在群体的整体水平上实行政策决策的局中人子集。博弈的谈判阶段是一个有限数，在每个阶段之前，按照外部指定的使用概率向量随机选择一个提案人。这些概率解释为局中人有关政治效用的措施。与利用概率向量一起，每一个策略分布惟一确定一个结果，这个结果是一个定义在政策集上的随机变量。

均衡策略分布集合具有单一特征：在每个回应阶段，一个局中人接受一个政策建议当且仅当这个建议产生与该局中人在这个阶段保留的效用一样多，即，若没有达成协议，博弈继续进行到下一阶段，局中人才希望接受效用。在每个提出阶段，局中人面临一个 2/3 问题。对每个可接受的联盟，局中人在政策集上的最

大化效用，该政策集是提供给每个联盟成员，使其在下阶段至少有保留的效用。然后，他们在最大者中间选择一个效用最大化政策。

为说明使用多边谈判模型的问题，先介绍一下最近加利福尼亚州的水政策谈判。美国西部关于水资源的争论对每个熟悉自然资源问题的人都是熟知的；这些冲突的争论和棘手是著名的，特别是在加利福尼亚州，那里的大规模的农业和工业、巨大的增长迅速的城市人口以及声势浩大的有影响的环境运动一直不断对水政策提出新的挑战。水政策已经成为法律和政治的战场。

在 20 世纪 90 年代初，这三个传统的敌对派别开始了一系列独特的谈判，通过代表的定期会晤努力达到对水政策问题的一致意见。这些非正式的讨论（众所周知的“三方谈判”）与特定的法律、法规和诉讼程序无关，也不是任何政府部门发起或委派的。在这些谈判中出现的问题包括水的可转让比例、影响用水的环境标准及其类型和新的基础设施的建设。这三群体（农业用水者、城市用水者和环境保护者）中的每一个群体对这三个核心问题都有不同的偏好：每一个群体都极力赞成其中一个，强烈反对另一个，通常对第三个保持中立。问题、局中人和偏好的对称性构成了这个独特的具有启发性的谈判问题，每一个群体都是对不同问题有不同参与者的自然的联盟。

农业用水者使用全州大约 85% 已开发的供水量，他们在历史上以水价低的形式获得大量补助，而且相对较少受到环境法规的限制。即使这样，由于更多环境措施的限制，很多农业生产者的用水越来越紧张。因此，农业群体强烈反对增加环境法规，极力支持建设新的基础设施。农业群体通常反对自由的水转让和水市场政策，害怕这些政策会使城市用水者把水从农业“拿”走。但在这个利益群体中有大量的不同成员，例如，一个从市场化水权的体系转变的水政策改革中受益的农场主可能会支持这样的改革。

城市用水者（由供水分区代表组成）主要关心能够承受的供

水来支持城市的持续发展。城市用水的价格（以支付意愿来衡量）要比农业用水高得多，这个群体把水市场看作是得到城市可用水的最好办法。因此，城市用水者群体是无限制水市场的最强烈支持者，他们同样支持建设新的基础设施。尽管城市用水者由于用水，通常反对严格的环境法规，但城市用水的高水价缓和了这种敌对。

环境利益群体主要关心控制用水模式对环境造成的不利影响，所以，严格的环境法规是这个群体的主要谈判目标。环境保护主义者强烈反对建设新的基础设施，对水市场有不同立场。将农业用水转让给城市使用会减少河流中的流量，使很多作为野生动物栖息地的湿地消失。但他们将水市场看作是不新建基础设施来满足不断增长的城市需水的一个有效方法，而且，可转让的水权使环境群体可以得到环境用水。

谈判的参与者普遍同意广泛的谈判内容有助于取得进展。在谈判初期，参与者同意集中形成一个明确所有问题的一揽子条款，而不像过去大多数解决这些问题的尝试那样分别考虑每个问题（如转让或新的基础设施）。

参与者也提到意见一致的程度是使协议得到认可的重要因素，但他们对什么程度的意见一致是合理却存在不同看法。谈判采用了需要意见完全一致才认可协议的政策，但很多参与者感觉这个政策过于严格了。外部因素，例如，先前的意见不同的结果，也是谈判的一个因素。在谈判过程中，一些法律的、规章的和立法的决策已经改变了加利福尼亚州的水政策现状，可能会影响谈判的结果。

模型的应用

为说明这种实验方法，这里将详细介绍两个模拟成果。一般性参考其他一些模拟（Adams、Rausser 和 Simon 1996 年），两个模拟都研究了体制变化对谈判结果的影响。第一个模拟侧重于对谈判范围的影响，第二个模拟则针对不同利益群体的问题。

两个模拟都由谈判模型的一族 25 计算解组成,使用的谈判模型在谈判过程的一个方面(对于目标变量)有系统地改变。例如,为研究对作为一些谈判结果的政策争议的影响,将政策争议指定为决策变量。对于 25 个模拟中的每一个计算,确定局中人的效用函数参数是从一区间中随机选取的,这个区间是从基于先前的有关局中人偏好的不确切的知識中选择的。

表 3.1 实验 1 各参数值的范围

变 量	农业用水者 (A)		城市用水者 (U)		环境保护者 (E)	
	下边界	上边界	下边界	上边界	下边界	上边界
$\beta_{i,1}$	0.90	1.00	0.90	1.00	0.00	0.10
$\beta_{i,2}$	0.25	0.35	0.90	1.00	0.50	0.60
$\beta_{i,3}$	0.00	0.10	0.00	1.00	0.90	1.00
$\gamma_{i,1}$	0.90	1.00	0.90	1.00	0.75	0.85
$\gamma_{i,2}$	0.25	0.35	0.90	1.00	0.50	0.60
$\gamma_{i,3}$	0.75	0.85	0.25	0.35	0.90	1.00
ξ_i	-6.00	1.00	-6.00	1.00	-6.00	1.00
ρ_i	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50

资料来源:作者。

在每个模拟中,首先求出设定谈判模型的初始目标变量,汇总谈判过程的一个方面。例如,为研究政策争议对结果的影响,将政策争议指定为目标变量。然后在每次求解模型时,依次增加目标变量的值。这样每个模拟都由一族除目标变量外完全相同的模型组成。通过系统比较每一族中不同博弈的解,获得对比较目标变量变化的净态影响的认识。当观察的计算结果变化可以追踪一个或一组参数的变化时,可以形成关于谈判过程因果关系的假定。表 3.1 说明如何将政策争议转化为形式谈判模型。形式博弈被限定为三个局中人(农业用水者 A、城市用水者 U 和环境保护者 E)和三个问题(水权可转让的程度、环境保护的程度和新的基础设施建设程度)。每个问题代表“政策空间”的一维并(没有概化

损失地) 被标准化为单位区间。一个特定的建议或政策由空间中的一个点表示, 局中人有直接定义在政策空间内的效用函数。这些效用是这种形式替代函数的不变弹性

$$u_i(x) = \left(\sum_{k=1}^n \gamma_{i,k} [\theta_i - (x_k - \beta_{i,k})^2]^{\xi_i} \right)^{(1-\rho_i)/\xi_i} \quad (3.20)$$

其中, x_k 表示第 k 个政策变量的定位, 参数 $\beta_{i,k}$ 表示局中人 i 最偏好的定位或第 k 个政策变量的理想点, $\gamma_{i,k}$ 表示局中人 i 附加给变量的相对权重或重要性, 可置换的参数 ξ_i 为无差别曲面的曲率, ρ_i 为不愿承担风险因子。 θ_i 为确保方括号项始终为正的参数。

政策空间的第一维表示建设新基础设施的程度, 第二维表示可转让程度, 第三维表示环境保护的程度。环境群体偏好高水平的环境保护, 而农业和城市利益群体偏好低水平。因此, 局中人在这一维的理想点 $\beta_{i,3}$, 对于环境局中人强制从(相对紧的) 区间 $[0.9, 1.0]$ 中随机选取, 对于城市和农业局中人从 $[0.0, 0.1]$ 中选取。虽然农业和城市利益群体在这一维的最偏好政策定位相似, 但这个问题对农业群体更重要。因此, 农业利益群体附加给这个问题的相对权重 $\gamma_{i,3}$ 高于城市利益群体附加给这个问题的相对权重。可曲性参数 ξ_i 和不愿承担风险因子 ρ_i 的区间对所有局中人者是相同的, 表示对不同群体的这些参数缺少相对或绝对数量上的认识。

模拟 1: 改变谈判的政策空间

这个模拟对设定日程策略的理性提出质疑。若仅当有另一个群体极力支持谈判的结果时才有一个群体拒绝接受谈判的结果, 则仅当问题摆在谈判桌上时才有可能达成双方互利的妥协。加利福尼亚州水政策谈判中的建设新基础设施问题就是一个例子。农业群体和部分城市群体希望谈判包括基础设施建设, 而环境利益群体反对就这一问题谈判。但是, 反对建设所有新的基础设施对环境群体会起反作用。虽然环境群体可以阻止新的基础设施项目, 但农业和城市群体也有力量阻止环境群体的很多水政策目标。对

环境群体来说，知道会出现相互否决其他群体的目标，那么就基础设施问题由谈判达成妥协可能是最好的策略。

模拟中的目标变量定义在基础设施变量(x_1)可选取的变量范围内。最初， x_1 可以在代表新基础设施建设所有可能水平的单位区间内取任何值。然后以0.05为增量逐步减小可选取值范围的上边界。每个局中人的效用函数的参数值按均匀分布随机生成。

由这个模拟可以得出一些结论，在开始时，减小基础设施建设的上边界对谈判结果没有影响。一旦边界足够小，再减小上边界将增加环境质量的水平和环境保护者在其他两个群体费用的效用。但是，最后再进一步减小会改变这些正效益，降低环境质量的水平和环境保护者的效用，其他两个群体的效用也会继续丧失。

表3.2是统计模拟的完整报告，第一个表是每次模拟计算的解向量 $[x_1, x_2, x_3]$ 的计算值。第二、第四和第六列是在基础设施的上边界为0.5时这些变量的数值。第三、第五和第七列是当上边界以0.05^①为增量递减时，每个变量值变化的连续过程。例如 $[x_2]$ 的值在上边界达到0.4前缩小两倍，在边界达到0.2时增加四倍，之后又缩小三倍。

另外一个表列出了局中人从解向量得到的效用。对于局中人A和U只列出了数量变化。局中人E的效用先随着边界的减小而增加，之后又随之减小。由于这些变化的实际效果具有利益的性质，所以表中所示的是当基础设施上边界分别等于0.5和0.05时，E获得的效用水平。

这些结果的几个方面值得重视。当在谈判过程中只有包含和不包含基础设施投资两个方案时，三个群体都从包含的方案中获益。当包含基础设施时，环境群体在这个问题上让步，作为回报可以得到农业群体在环境问题上的让步。当不包含基础设施时，政策空间不包含任何农业群体特别感兴趣的问题，从相互交换中可

① 为节省空间，表3.2仅列出了前10次模拟计算结果，而且结果仅限于基础设施边界等于和小于0.5。增加边界至大于0.5，对谈判结果没有影响。

能得到的收获会大大削减。

表 3.2 模拟 1 的结果

解向量						
模拟计算	基础设施 (1)		可转让 (2)		环境保护 (3)	
	初始解	变化	初始解	变化	初始解	变化
1	0.4333	-----	0.6455	--++++---	0.6963	-----
2	0.4260	-----	0.6319	--++++---	0.7226	-----
3	0.4469	-----	0.6275	-+++++---	0.7248	-----
4	0.4186	-----	0.6091	--++++---	0.7058	-----
5	0.4411	-----	0.6436	-+++++---	0.7102	-----
6	0.4184	-----	0.6069	--++++---	0.7065	-----
7	0.4249	-----	0.6351	--+++++--	0.7172	-----
8	0.3947	-----	0.5910	--++++---	0.7376	-----
9	0.4194	-----	0.6507	--++++---	0.7036	-----
10	0.3780	-----	0.5961	--++++---	0.7425	-----

效用水平

模 拟	农业用水者(A)	城市用水者(U)	环境保护者(E)		
	变 化	变 化	初始解	变 化	最终解
1	-----	-----	99.6652	++++-----	99.5914
2	+-----	-----	99.6336	+++++---	99.5642
3	-----	-----	99.6091	++++-----	99.5234
4	-----	-----	99.6926	+++++---	99.6213
5	+-----	-----	99.6552	+++++---	99.5804
6	+-----	-----	99.6612	++++-----	99.5844
7	+-----	-----	99.6645	+++++---	99.6040
8	+-----	-----	99.6542	-+++++---	99.5856
9	-----	-----	99.6854	++++-----	99.6219
10	++-----	-----	99.6510	-+++++---	99.5953

资料来源：作者。

现在假定基础设施可接受值的范围是谈判框架可以改变的一个方面。环境保护者可以从基础设施建设可接受水平最大值的小幅度减少中获益，因为这些减少弱化（或“威胁”）了城市和农业用水者的谈判地位。但是，对于大幅度减少，基础设施的约束条件同样会束缚环境保护者。在谈判过程中，环境保护者会在一个“角落解”发现自己：他们愿意沿基础设施维让步以换取更多的环境保护，但由于外部强加的限制条件，他们不能这样做。相互交换的利益丧失，所有团体的情况变得更坏。

模拟 2：联盟破裂及偏好不均匀性的程度

当谈判发生在利益群体间时，每个群体代表不同的支持者，每个谈判队伍成员间的方案是不同的。例如，农业利益群体实际上是一个子群体的混合联合，每一个子群体对水政策的讨论都有不同的观点。注意到每个联盟的内部结构及其在谈判中的表现就会马上提出问题。下面将证明这个无疑的假说，一个联盟成员的偏好越一致，联盟就会越有效。

设想可转让的问题，在这个问题上，不同的农业利益子群体占据着分散的位置。作为一个整体，农业群体普遍反对增加水权的可转让性。但要识别那些从增加可转让性大量受益的农业用水者，增加可转让性对那些赞成更加自由的转让政策的人们来说可能是一项有成果的策略。

在这个模拟中，农业联盟指定为由两个子群体组成：A 和 B，每个子群体由博弈中的一个局中人代表。对一致性的一个自然的度量标准是局中人的理想点在政策空间中的欧氏距离。这个模拟成功模拟了 A 的理想点远离 B。

四个局中人和两个可接受的联盟参与了这个模拟。局中人 E 是环境利益群体，局中人 U 是城市用水者群体，局中人 A 和 B 是农业用水者。两个可接受的联盟由局中人 E、U 与局中人 A 或局中人 B 组成。即，实施协议需要准意见一致的认同。局中人 A 和 B 的效用函数除他们的理想点位置外是完全相同的。随机生成参

数的区间见表 3.3。

表 3.3 模拟 2 中的参数值

变 量	农业用水者(A)		农业用水者(B)		城市用水者(U)		环境保护者(E)	
	下边界	上边界	下边界	上边界	下边界	上边界	下边界	上边界
$\beta_{i,1}(1)$	0.90	1.00	0.80	0.90	0.90	1.00	0.00	0.10
$\beta_{i,1}(2)$	0.70	0.80	0.90	1.00	0.90	1.00	0.00	0.10
$\beta_{i,2}$	0.25	0.25	目标	变量	0.90	1.00	0.50	0.60
$\beta_{i,3}$	0.00	0.10	0.00	0.10	0.00	0.10	0.90	1.00
$\gamma_{i,1}$	0.90	1.00	0.90	1.00	0.90	1.00	0.75	0.85
$\gamma_{i,2}$	0.25	0.35	0.25	0.35	0.90	1.00	0.50	0.60
$\gamma_{i,3}$	0.75	0.85	0.75	0.85	0.25	0.35	0.90	1.00
ξ_i	-6.00	1.00	-6.00	1.00	-6.00	1.00	-6.00	1.00
ρ_i	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50	0.50

注 (1) 指版本 (1) 设置的 $\beta_{i,1}$; (2) 指版本 (2) 设置的 $\beta_{i,1}$ 。

资料来源: 作者。

现在我们来考虑增大变量 $\beta_{B,2}$ 的可比较的静态影响, 该变量是局中人 B 在可转让轴上的理想点。注意在所有模拟计算中, 局中人 A 相应的变量 $\beta_{A,2}$ 保持常量且不大于 $\beta_{B,2}$, 表示局中人 B 从水转让市场的形成中获益更多。

本章进行了两个版本的模拟。惟一的不同是变量 $\beta_{A,1}$ 和 $\beta_{B,1}$ 之间的关系, 这两变量是两个局中人在基础设施轴上的理想点。在版本 (1) 中, 我们限定 $\beta_{A,1}$ 略大于 $\beta_{B,1}$; 在版本 (2) 中, $\beta_{A,1}$ 略小于 $\beta_{B,1}$ 。用两种版本来描述现实似乎具有同样的可能性。在每一种情况下, 局中人 B 都假定代表将在建议的水市场中成为可能提供者的农业用水者子群体。

在版本 (1) 中 B 对基础设施的偏好较弱可能是由于考虑到建设基础设施会增加累计供水量, 并削弱现有供水所有者的潜在经济效益。在版本 (2) 中 B 对基础设施的偏好较大可能是由于考虑到成本: 基础设施建设可以减少单位输水量的成本, 从而提高卖

水的利润率。

直观上看，两个版本的参数值差异不大，因为代表农业利益相互竞争的两个子群体，区分他们的利益明显会削弱他们两个的谈判力量，并在损害农业联盟的情况下使谈判解向有利于其他两个群体的方向转移。但事实上，两个版本产生了截然相反的结果。

在版本（1）中，增大 $\beta_{B,2}$ 的影响是在样本的每个有效的元素中增大所有三个政策变量。但对局中人效用的影响并不是同样的明确：一般情况下，将减少局中人 A 的效用，增加局中人 E 和 U 的效用。（对于局中人 B，比较效用水平是没有意义的，因为 B 的效用函数在实验过程是变化的。）在版本（2）中，所有这些影响都是相反的：三个政策变量全部随着 $\beta_{B,2}$ 的增大而减小，局中人 A 的效用增加，局中人 E 和 U 的效用减少。

因此，如果局中人 A 比局中人 B 偏好少的基础设施，增加局中人 B 对可转让的偏好使 A 和 B 的行为更趋于一致，尽管他们的理想点更加远离。随着局中人 B 对可转让偏好的增加，局中人 A 和 B 提出的提议几乎在谈判每一阶段走得更近。增加农业联盟的内聚力导致改变使联盟每个成员受益的政策变量。相反，若局中人 A 比局中人 B 更加偏好基础设施，则增加局中人 B 对可转让的偏好将使两个局中人减少行为上的一致，从而降低联盟的作用。

从结果得到的直观结果是：在版本（2）中，对几乎每一个谈判阶段，随着 $\beta_{B,2}$ 的增加，局中人 A 和 B 提出的提议更加接近。回想到建议是三维欧式空间的点，局中人的最偏好点（向量 β_i ）也是一样的。随着 $\beta_{B,2}$ 的增加，局中人 A 和 B 的最偏好点的距离增大，他们的偏好变得更不相同，但他们的最优谈判提议变得更加相似。然而，在版本（1）中， $\beta_{B,2}$ 的增加导致局中人 A 和 B 的行为更不一致，他们的作用都被降低。

通过观察图 3.1 可以很容易发现这种明显不同的原因。几乎在谈判的所有阶段，当局中人 A 和 B 提出提议时，局中人 U 和 E 的参与约束结合在一起。每一个约束条件都是三维欧式空间的二维流形，两个约束条件的交集是一维流形。因此，局中人 A 和 B

在 U 和 E 的约束条件下最优化时，只有一维自由度。对于一个确定的约束集，一旦选择了第一变量的值，令 $x_2(x_1)$ 和 $x_1(x_2)$ 分别表示第二变量（可转让性）的值和第三变量（环境质量）的值。对于实验确定的参数的范围（见表 3.3）， $\partial x_2(x_1) / \partial x_1$ 和 $\partial x_1(x_2) / \partial x_2$ 都是负值。

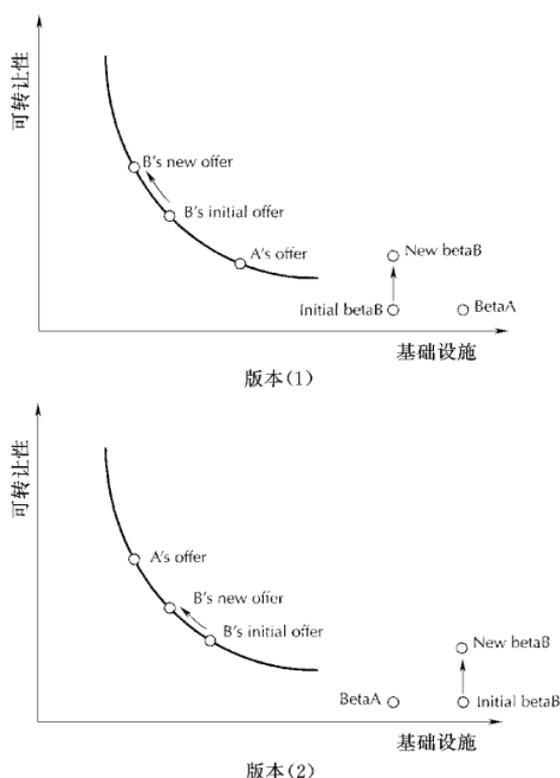


图 3.1 模拟 2 中的最佳出价和理想点

图 3.1 表示一个典型的约束流形在 R^2 (x 的第一象限和第二象限) 上的投影。当沿曲线向东南移动时， x_3 受约束的值增加。对于 x_1 相应的区间，两种类型农业用水者的 $x_3(\cdot)$ 的值都不会超

过理想点 $\beta_{A,3}$ 和 $\beta_{B,3}$ 。因此,在每一个版本的模拟中,当沿曲线向东南方向移动时,局中人 A 和 B 的基础设施和可转让性的理想水平靠近,而他们的环境保护理想点远离。

先分析版本 (1) 的模拟。在这种情况下, $\beta_{A,1}$ 位于的右侧 $\beta_{B,1}$, 而 $\beta_{A,3} \approx \beta_{B,3}$, 开始时 $\beta_{A,2} = \beta_{B,2}$ 。我们令这两个局中人效用的其他参数大致相等。在曲线上任何已知点,当边际成本大致相等时,局中人 A 沿曲线向东南方向移动的最大收入一定大于局中人 B 的边际效益。因此,对于 $\beta_{B,2}$ 的初始值,局中人 A 的最优选择一定位于局中人 B 的选择的东南方。增加 $\beta_{B,2}$ 的效果是减少局中人 B 沿曲线向东南移动获得的最大收入,故随着 $\beta_{B,2}$ 的增加,局中人 B 的最优选择向西北移动,远离局中人 A 的最优点(因为局中人 A 的最优点不受 $\beta_{B,2}$ 变化的影响)。

在版本 (2) 中,除 $\beta_{A,1}$ 位于 $\beta_{B,1}$ 的左侧外,其他与版本 (1) 完全相同。因此,在每一个模拟开始时, $\beta_{B,2}$ 被设为初始值,两个局中人的最优点是相反的:局中人 B 的选择在局中人 A 的东南方。但增加 $\beta_{B,2}$ 的影响是一样的:局中人 B 的最优选择同样移向西北。不过在这种情况下,当局中人 B 变化而局中人 A 的选择保持不变时,局中人 B 的最优点靠近局中人 A 的选择。

这个模拟生动地说明了多问题、多团体谈判的复杂性。局中人的行为取决于复杂的相互作用及其他局中人的行为和进行谈判体制强加的限制条件。模拟的结果对直观结论提出质疑:一个联盟成员的个体利益相差越大,联盟在谈判中的处境越不利。

其他模拟结果

此外,还对水政策谈判的其他方面进行了模拟。本文不再叙述这些模拟的细节,仅做一简要介绍。其中,一个模拟用于解决意见不同结果的变动问题,即在谈判过程中达不成协议时,对谈判的政策进行加强。近来的立法和诉讼行为已经大大地改变了加利福尼亚州的用水权利和责任的分配。这些变化相对于农业用水者,普遍赞成环境保护者和城市用水者的立场。正如所预料的那

样，改变达不到环境保护者群体最佳点的结果能够改善这个群体在谈判中的表现。随着这种意见不同的政策越来越吸引环境保护者的注意，他们就越有可能放弃谈判，除非其他群体做出让步。

另一个模拟是改变在谈判中各种局中人的进入概率。增加一个局中人的进入概率可以增加他在政治决策过程中的影响。国家资源使用管理委员会的群体代表的介入或者支持该群体目标的政治候选人当选是如何增加一个群体的进入概率的适当的例子。毫不奇怪，增加一个群体的进入概率可以改善它在谈判中的表现，并使谈判的立场更接近于群体的理想立场。同时也会得出一个不太明显的结论：增加一个局中人的进入概率会使其他与这个局中人有相似偏好的局中人受益。

最后一个模拟是关于改变联盟结构的问题。这个模拟在本质上与前面的第二个模拟相似，同样是有关利益群体多相性的问题。法律和制度环境是这样，只需要所有的利益群体同意，但不一定需要所有群体的所有成员同意，那么多相性强的联盟的表现会被削弱。而且，当利益群体中支持达成协议的成员下降时，群体多相性的有害影响会增加。

虽然少数子群体增加了偏好的不一致性，已经对利益群体的表现产生了不利影响，但获得少数子群体的支持可以扩展可接受联盟的范围。不在联盟内的子群体的效用会与在联盟内的子群体一样都要做出忍让。为通过竞争得到联盟成员，所有的子群体调整自己的谈判姿态以适应其他利益群体的观点，以吸引主流联盟的邀请。在这个竞争中，所有的群体（包括最后包括的子群体）比在严格多数决定原则下谈判接受的少。

结论

建立一个理性的公众信任的水资源分配制度，多边谈判、集体决策和谈判过程是必需的首要步骤。本文简要介绍了两种方法，这两种方法可应用于水资源系统以建立可持续的管理和制度体

系。第一种方法基于 Nash-Harsanyi 方法，第二种方法使用 Rausser 和 Simon (1991 年) 建立的非合作多边谈判模型。两种方法都考虑了水资源系统的独有特性。前一种方法利用了四个基本定理，而后一种方法没有定理。两种方法都承认缺省选择和意见不同的结果，并受相关政治影响和权力的驱动。

传统特性、局中人和水资源系统的风险承担者可以进一步扩展并包括其他基本因素。从设计角度看，这些因素包括道德风险、信息不对称性、交流和人际网，还包括面对水管理者、供水者和需水者的风险管理选择，例如，使用外部或派生方案及传统的财务工具（包括借款和贷款资源）。在实施过程中，本文介绍的方法同样可以解决责权下放、地方化和多重管辖的问题。本文还注意到了风险承担者和他们的代表（参与实际谈判过程）的区别。主要执行机构的框架和不结盟的动机丰富了 Nash-Harsanyi 和 Rausser-Simon 的集体决策和谈判框架。最后需要说明，详细了解责权下放和地方化决策需要参阅作者原著（Aghion 和 Tirole 1997 年）。

参考文献

- Adams, Gregory, Gordon Rausser, and Leo Simon. 1996. "Modeling Multilateral Negotiations: An Application to California Water Policy." *Journal of Economic Behavior & Organization* 30 (1): 97-111.
- Aghion, Philippe, and Jean Tirole. 1997. "Formal and Real Authority in Organization." *Journal of Political Economy* 105 (1): 1-29.
- Anderson, Terry L., and Pamela S. Snyder. 1997. *Priming the Invisible Pump*. Washington, D. C.: Cato Institute.
- Harsanyi, John C. 1962a. "Measurement of Social Power, Opportunity Cost, and the Theory of Two-Person Bargaining Game." *Behavioral Science* 12 (1): 67-80.
- _____. 1962b. "Measurement of Social Power in n-Person

- Cooperative Game." *International Economic Review* 4 (2): 194-220.
- _____. 1977. *Rational Behavior and Bargaining Equilibrium in Games and Social Situations*. Cambridge, U. K.: Cambridge University Press.
- Howitt, Richard. 1997. "Market Based Conflict Resolution." In *Proceedings of the Rosenberg International Forum on Water Policy*. Davis, California: University of California, Water Resources Center.
- Kenski, Henry C. 1990. *Saving the Hidden Treasure: The Evolution of Ground Water Policy*. Ames, Iowa: Iowa state University Press.
- Nash, John F. 1950. "The Bargaining Problem." *Econometrica* 18 (2): 155-162.
- _____. 1953. "Two-Person Cooperative Games." *Econometrica* 21 (1): 128-40.
- Ostrom, Elinor. 1997. "Common-Pool Resources and Institutions: Toward a Revised Theory." In Bruce Gardner and Gordon Rausser, eds., *Handbook of Agricultural Economics*. Amsterdam: Elsevier Science.
- Peters, H. J. M. 1992. *Axiomatic Bargaining Game Theory*. Dordrecht, Holland: Kluwer Academic Publishers.
- Postel, Sandra. 1996. "Forging a Sustainable Water Strategy." In *State of the World 1996*. Worldwatch Institute Report 1996. New York: W. W. Norton.
- Rausser, Gordon C. 1992. "Lessons for Emerging Market Economies in Eastern Europe." In Christopher Clague and Gordon C. Rausser, eds., *The Emergence of Market Economics in Eastern Europe*. Cambridge, Massachusetts: Blackwell Publishers.
- Rausser, Gordon C., and Leo K. Simon. 1991. "A Non-Cooperative Model of Collective Decision Making: A Multi-Lateral Bargaining Approach." Working Paper no. 618. University of California Department of Agricultural and Resource Economics, Berkeley.

- Rausser, Gordon C. , and Pinhas Zusman. Forthcoming. *Political Power and Endogenous Policy Formation*. Cambridge, Massachusetts: Cambridge University Press.
- Rogers, Peter. 1993. *America's Water: Federal Roles and Responsibilities*. Cambridge, Massachusetts: MIT Press.
- Simon, Paul. 1998. *Tapped Out: The Coming World Crisis in Water and What We Can Do about It*. New York: Welcome Rain.
- Varian, Hal R. 1984. *Microeconomic Analysis*, 2nd ed. New York: W. W. Norton.
- Western Governors' Association Water Efficiency Working Group. 1987. *Water Efficiency: Opportunities for Action-Report to the Western Governors*. Denver, Colorado.
- World Bank. 1992. *World Development Report 1992*. New York: Oxford University Press.
- Zilberman, David, Neal MacDougall, and Farhed Shah. 1994. "Changes in Water Allocation Mechanisms for California Agriculture." *Contemporary Economic Policy* 12 (1): 122-33.
- Zusman, Pinhas, and Gordon C. Rausser. 1994. "Intraorganizational Influence Relations and the Optimality of Collective Action." *Journal of Economic Behavior and Organization* 24 (1): 1-17.

4

加利福尼亚 农业水管区 的管理原则 和管理决策

Richard J.
McCann, David
Zilberman

有大量关于提高农业用水效率和采用节水技术的文献 (Dinar 和 Zilberman 1991 年 Green 等 1996 年), 同时大量的证据表明财务激励 (特别是水成本) 影响农业用水和管理。虽然这些文献谈到了在一个州的范围内, 如加利福尼亚, 各地区间和地区内的水成本差异很大, 但没有对成本不同的原因进行广泛调查。一些文献把供水者的行为假定为与利润最大化企业相同, 若不考虑运输成本, 可以解释各地制定不同水价的原因 (Chakravorty、Hochman 和 Zilberman 1995 年)。水权的不同同样会导致水价的差异, 但公共事业机构在水分配决策中的重要性正在被逐渐认识^①。突破典型的公司理论的新古典主义假说限制, 对理解如何建立水市场和其他管理模式是很重要的 (Holburt、Atwater 和 Quinn 1988 年 45 页)。

水管区是加利福尼亚和美国西部其他地区主要的农业供水组织形式。相似的组织在其他地方也很流行。有一些准政府的

最初的研究由加利福尼亚大学水资源中心提供资金。作者感谢 Janis Carey、Ariel Dinar、Tony Fisher、Michael Hanemann、Shi-Ling Hsu、Bart McGuire、Gordon Rausser 和对在世界银行水定价实施的政治经济学研讨会上发表有深刻见解评论的参与者以及 Dan Osgood 对研究工作的帮助。

① 一些观察者相信在加利福尼亚水资源管理改革努力的主要障碍是需要法律批准农业水管区向区外转让水权 (Holbert、Atwater 和 Quinn 1988 年, Smith 和 Vaughan 1988 年, Thompson 1993 年 a, b)。

非盈利组织通过成员投票来制定决策。一些水管区采用直接投票，另外一些采用与土地的估价成比例的加权投票。

本文有两个目的：第一，以不同方案的投票函数得出制定水价的规律，并分析不同的投票原则如何影响技术选择和土地使用；第二，使用加利福尼亚的资料来验证这些影响。

加利福尼亚水管区

加利福尼亚的法律（主要通过 38 种管区总法令）指定了确定有资格的选举人和加权投票选举理事会的一些方法（Bain、Caves 和 Margolis 1966 年；Goodall、Sullivan 和 DeYoung 1978 年）^①。另外从 1994 年起通过了 100 多项专门的管区授权法（加利福尼亚水资源局 1994 年）。理事会的成员可以由符合条件的投票者（管区内的居民或其他财产所有者）或者由县理事会的管理人任命。在选举中，投票可以按一人一票的直接投票体制计算，也可以按所拥有的土地面积或每公顷估价加权计算。然而，直接投票在萨克拉曼多和圣华金河东部的老管区占优势，加权投票模式的应用正在逐步增加。后一种模式在圣华金河的西部和南部地区特别普遍，这些地区由州和联邦新建工程供水，而且联合农场比家庭农场更普遍（Goodall、Sullivan 和 DeYoung 1978 年）。更老的管理区已经改为加权投票方式^②。

对制度进行的有益观察可以比较水管区的运行和理财对合作原则的影响（Bain、Caves 和 Margolis 1966 年，Rosen 和 Sexton 1993 年）。这些管区以非盈利组织的成本提供服务，津贴通常按使用管理资源的比例分配，资金回收限定并通常通过直接的相关活

① 财产资格、直接投票、任命理事会和以英亩数为基础的投票体制也在使用，但不普遍。

② 例如，Glenn-Colusa 灌溉管区 1992 年改为加权投票，Richvale 灌溉管区 1996 年改为加权投票。

动（如销售灌溉作物）获得。成员——用水者管理管区，并与供水和农业生产纵向联合的概念密切配合。这种对投入资源的共同经营管理有几个优点（Sexton 1986年）。资源的联合分配避免了交易成本和与不同交换制度的市场类型相关的风险，如一个团体的后契约机会主义（Alston 和 Gillespie 1989年，Williamson 1973年、1983年）。通过扩展或回避市场的力量，联合管理模式能够通过消除违约的风险促进特定资产关系（Williamson 1983年），同时也提供了在成员之间回避、减少、分散和分担风险的机制（Thompson 和 Wilson 1994年）。分配决策的内生化可以避免政府对交换制度的干预，联邦垦务法对土地亩数的限制就是这种干预的一例子（Wahl 1988年）。

在本文中，我们假定水管区理事会成员（及暗中的作业主管）试图通过找出最影响管区成员的问题来赢得大多数选票，这是 Peltzman（1971年）的中间选民政治经济模型的基础^①。先前对农业管区的几项研究已经注意到了管区决策制定过程如何工作的几个方面（Bain、Caves 和 Margolis 1966年，Coontz 1989年、1991年，Goodall、Sullivan 和 DeYoung 1978年，Moore 1986年）。本文所用的模型以三个采用不同方法解决如何选择管区政策的模型为基础（McDowell 和 Ugone 1982年，Rosen 和 Sexton 1993年，Zusman 和 Rausser 1994年），前两个模型将制度管理的选择定则作为政策决策的焦点，后一个研究了非正式政治影响的重要性。第一个和第三个模型将管区管理者放在决策制定过程的中心，而第二个模型认为决策直接反映了管区成员的希望。后两个模型依靠每个管区样本成员的信息，即他们的农业活动或相关的政治影响。没有一个模型假定管区管理者使成员总的净效益最大，但相反假定联盟是按照以管区内特定群体的效益为目标建立的。

尽管几个模型有所不同，但他们都依据一个共同的假定：成

① 这个模型与 Stackelberg 领导者博弈大致相似，在博弈中，管区管理者由样本农场主在设立管区政策和努力确保他们被再次选举的最大可能性的行为预测采取的行动。

员努力影响管区管理者选择管理政策，在限制条件下使累积效益最大时，按照政治力量的比例分配效益。在行为上表现为合作的管理的目标是使所有成员的净效益最大，但非盈利的限制意味着管区的“租金”必须在它的成员中间接分配，采用的手段可能是改变水费或分配的水量。这种分配是管区内政治力量的函数，政治力量则根据有投票权的份额来衡量。

这种分析是对从某一特定管区形成开始的动态过程的简单描述，人们可能会对多种多样的管区能否符合 Tiebout 的地方政府竞争模型提出疑问 (Kollman、Miller 和 Page 1997 年)。开始的条件影响政治制度的体系，而且这些制度形成了管区的实质特性。调水是资本密集的、需要长达 40 年契约的及与实际使用保持相对不变的付出的。正如 Bain、Caves 和 Margolis (1966 年) 提到的，在历史上，加利福尼亚只出现了几次交易机会由新建和扩建的水工程 (20 世纪 40 年代和 50 年代的中央谷工程及 20 世纪 60 年代的州水工程就是两个例子) 获得地表水供水。这些水市场只开放了很短时间，但提供了长期合同。在短期水市场的演化中，水管区在出售或获得与最初选择不同的供水时，面临着重大的调整和大量的交易成本。另外，现存的政治环境严重限制了这种通过合同或工程来增加供水的任何尝试。本分析没有考虑这些初始条件，但在分析一定时期内的财政政策的同时，掌握这些历史情况有助于深入了解政治体制如何在经济框架内进化的过程。

确定水管区的政治结构

本文的分析集中在由农业水管区基本政治体系产生的决策和管理原则：投票人资格和投票权重。特别地，这个分析考虑：(a) 不同体制下的农场主决策如何变化；(b) 不同水管区在他们的政治结构和管理原则基础上，他们如何管理资源及给他们的成员分配效益是否差异很大；(c) 效益的分配是否反映了根据正式投票原则衡量的每个成员的政治实力。

这个分析反映了加利福尼亚水行业决策制定的分层结构。农场主制定技术选择，并给生长的作物分配水量。水管区选择作为投资成本和自然特性函数的水权和蓄水的组合形式，以满足农场主的需要。水工程供水者通过以他们各自的政府强制的政治限制条件允许的可靠方式输送足够数量的水量，以满足水管管理的要求。

农场主的选择和目标

一个农场主在选择作物、生产水平、投资和用水时要经过几个决策制定阶段。最初的选择是经营的规模，耕种多少和灌溉多少土地的决策依赖很多因素，如如何得到多少土地、可用的资金来源、哪种作物合适、过去使用的资源、土地质量的变化及与市场的距离等。一个农场主一旦制定了这个决策，他就选择在最大的固定资产（土地）上耕种和灌溉到尽可能大的程度。

随后，农场主选择在土地上种植的作物。这个选择驱动着其他因素，特别是水。大多数作物的“有效”用水范围要求相当严格，由当地的蒸散发需求和土地质量因素（如渗透、排水和营养水平）所决定（Caswell 和 Zilberman 1986 年，Green 等 1996 年）。有效水总量 e 是用水总量 a 和灌溉方法的技术效率 h 的乘积。农场主通过调整灌溉技术或用水总量来抵偿其他因素的变化。因此，农场主面临一个两阶段问题：首先选择用水总量或灌溉效率，然后选择已知条件要求有效需水（Caswell、Lichtenberg 和 Zilberman 1990 年）。

尽管水市场的机会在增加，环境管理限制着供水，但农场仍然面临着长期的选择。由于在这个期限内，从水管区资源中得到的用水总量显然将成为选择如何满足有效需水的主要变量，效率则是其次的。因此，我们可以留在第二阶段考虑变量 h 。有效水总量是在耕种土地总量、水价、灌溉技术的价格及其他投入的可用性和价格的期望基础上的结果。

其他投入 x_j 在生长季节前和每个生长季节内的不同时期内

选择。尽管我们希望在用水和灌溉投资变化的同时，看到这些投入间的变化，但为简化问题，用 x 代表所有其他投入的复合指标。这个变量也用来反映水管区政策变化对管区内非农业成员和居民的影响。

水管区基础设施的投资决策

可能建立水管区的最重要的原因是获得可靠的供水。由于总供水和总服务质量的问题具有明显的公共财产的特征，所以必须由集体处理。如果水权是有效相关的，那么增加水库的库容就可能改善水管区内每个人的供水可靠性（Burness 和 Quirk 1980年）。由于定义增加库容的财产权可能破坏水管区合作的天性，因此水管区需要为这些基于一整套原则的变量寻找“最优”的选择。供水能力 S 的选择直接影响到可靠性：蓄水和输水能力越大，水管区在干旱期可由蓄水供水的时间就越长。

水管区不仅要保证向它的消费者供水，而且需要在没有大的输水损失情况下按计划输水并保证足够的质量（如低盐分），所以，水管区有供水时间安排和用水者的限制条件，它可能会整治渠道或安装输水管以减少损失，并采取措施确保在输水过程中不降低水质。所有这些措施都有超过只将贮存的水放入水管区渠道的成本。农场主的成本受一些质量因素影响，如在某些确定时间使用劳力灌溉土地、维护排水、由于水质差造成减产等。

分析现有的体制

供水和农业生产的体制与今天现存的一样分为水权管理和土地权管理两部分。水管区的管理者和投票人管理水权，农场主管理土地所有权。这种体制划分的一个主要问题是它如何影响使用这些资源的效率及体制原则的不同如何影响不同形式的水管区。作为一种合作团体，水管区和农场部分整合，但在两个层次（水管区和农场）的信息交换通过价格和投票表现为外部交换，而且

决策制定也是分散的。农场主的用水总量和方式与用水和其他投入的成本产生收入的效益相平衡，水管区仅为合理用水提供一个价格信号，水管区的管理同样通过选举过程回应农场主的希望。由于很多原因（包括交易成本、价格体系、外部强制的法律要求和合作团体的投票原则等），这种来自双方的回应和信号都是不完善的。Arrow 的不可能定理是指任何数目本来有可能发生的结果，包括非传递的社会偏好或者由单个关键样本控制的决策制定过程。由于这个原因，决策制定过程程序上的细节可以大大影响结果（Ordeshook 1986 年，54 页）。

在现存水管区体系下由水管区理事会和管理者做出的选择

在水管区内，管理者选择供水基础设施的投资水平和应对输水给水管区内每个成员的单位成本。为支付这些支出，管理者会在各种手段中进行选择，这些手段包括，用水计量收费或按公顷收费、财产税、其他企业活动的销售（特别是电力销售）或者向其他实体售水等。

一个重要的限制条件是所谓的非盈利必要条件：支出和收入必须大体上平衡。收入经常限制在与用水直接相连的资源范围内，如价钱、收费或财产税等，而且这样的定价必须是大致的平均成本而不是边际成本。在这种情况下，制定水价不是最有效的信号。水管区的净效益可以有多种分配形式，一些分配形式被农场主扭曲了用水选择。因此，水管区理事会成员倾向于选择允许他们继续掌权的政策。这就意味着充分取悦委托人以获得大多数选票，而增加水管区财产的政策只能使少数水管区成员受益，不能产生足够的政治支持力量。

虽然理事会成员不能确定赢得某个特定投票人的选票，但他们可以影响得到积极投票的可能性。理事会有五个变量需要考虑：确定合格的投票人、每个投票人的状态、水管区的供水成本、供水的可变性和可靠性以及征收必要的收入的方式等。这里我们将集中讨论水管区理事会的目标函数，这个函数是在满足非盈利预

算限制条件下，最大化投票者的数目。

以一个累积概率函数 γ 来指定水管区投票者的样本净效益与投票者支持现任的理事会的可能性之间的关系。函数 γ 可以解释为一个单值的效用函数，函数的输出是对目前水管区管理投赞成或反对票。根据我们的目的，我们只需要研究 γ 随着每一个利益群体内成员的净效益增长的增长情况。

在现有水管区体制下农场主的选择

在现有水管区体制下，农场主在与供水设施能力相关的单一水价下获得供水没有看到真实的供水边际成本。非盈利的限制和征收税金的能力与用水无关形成了多部分定价体系。水管区的管理者可能通过修改水管区的收费和政策来吸引选票。在水管区内农场主的目标是选择考虑成本后净效益最大的总回收率。

租赁的农场主与所有者兼经营者的农场主的目标函数是两种类型。由于租赁与所有特性上的差异，租赁的农场主更有倾向于把风险保险费 ρ 合并到固定的灌溉技术投资中 (Feder 和 Feeney 1993 年; Hartman 和 Doane 1986 年)。租赁者由于不支配土地使用，不能再回收在土地价值上的固定投入，所以冒着不能全部收回他们投资成本的风险。换句话说，他们的投入成本风险相当的高。如果我们假定灌溉效率的改善需要较高的固定投资，则这个风险将明显增加提高灌溉效率的费用 (Pindyck 1991 年)。为支持租赁等实践活动，水管区应该降低水的单位价格以保证用水量高不会引起高成本，而使成本依赖于其他收入来源，如每公顷土地租赁费用、税金或电费等。

另外，财产税对租赁者来说，对土地成本只有影响租金的间接影响。一部分财产税会落在土地所有者身上。对于佃农耕种方式，地主经常需要用赚取的租金来支付输水费用，所以加大了地主承担的财产税。因此，租赁者并不能充分意识到这类税金变化带来的奖励或惩罚。

估价加权投票的水管区

在加利福尼亚，一种流行的水管区组织形式是加利福尼亚水管区 (Davis 1993 年)。在这种管理原则下，只有土地所有者给予选举权，并且一票等于一美元的估价 (加利福尼亚水资源局 1994 年)。根据州法律，这类水管区限定在为主要的农业用水者提供零售服务。一旦水管区达到某一居民和商业服务的阈值，他们必须采用直接投票体系 (Marchini 等 1996 年)。

选择变量可以分为两类，第一类 S 包括影响整个水管区的能力或运行的变量，这些变量必须由集体决策，如供水能力、服务和输水质量 (时间、可变性及输水损失) 等。第二类包括水管区内影响单个农场运行而对其他农场没有直接影响的变量：灌溉的土地英亩数 L_i 、用水量 a_i 及使用的其他投入 x_{ij} ，如劳力、化肥和农机等。尽管直接成本由投资能力 $K(S)$ 和供水变动成本 c 表示^①，但农场主看到的是供水的直接或明显的成本。另外，合作团体可以在水市场上按照现行价格 m 购买或出售部分供水。这个价格可以看作是加利福尼亚水市场短缺窗口敞开时，预测需水的外部契约费率 (Bain、Caves 和 Margolis 1966 年)。成本包括机会成本或租用成本 ry 、土地 L 、用水 a 、灌溉投资 $I(h, L)$ ，与更有效和更多选择的灌溉系统相关的增压成本 $v(h)$ 及其他投入成本 b 。

对最优合作水管区强制的非盈利限制条件是指由合作的成员直接通过价格而不是水管区本身产生合计的边际成本与平均成本的差别。这个过程变成一个两阶段博弈，首先农场主选择他们的最优输出原则，然后水管区建立供水和发电能力的最优水平。我们可以借助这些公式找出水管区对土地 l 、财产税 t 和用水 w 收费的偏好水平。

① 另外，合作团体可能提供水力发电等副产品，可以用合成收入弥补部分系统的足量成本。但有这样选择方案的水管区数目相对较小，在讨论中我们没有考虑这个问题。

具有土地所有者才有选举资格、根据估价加权的投票体制和非盈利收入限制条件的水管区的目标函数为

$$\begin{aligned} \max_{L_i, a_i, x_i, S_i} \text{Votes}_{AVV} &= \sum_{i=1}^N \bar{L}_i y_i \gamma(\pi_F) & (4.1) \\ \text{s. t.} \quad \sum_{i=1}^N (\omega a_i + l + t y_i) L_i &= K \left(\sum_{i=1}^N S_i L_i \right) + \sum_{i=1}^N c a_i L_i \\ &\quad - \sum_{i=1}^N m (\bar{s}_i - a_i) L_i \end{aligned}$$

其中给予选举权的所有者——农场主的利润函数表示为

$$\begin{aligned} \pi_F &= pq(h_i, a_i, x_i) L_i - I(h_i, L_i) - \\ &\quad \{[\nu(h_i) + \omega] a_i + l + (r + t) y_i + b x_i\} L_i \end{aligned}$$

我们假定农场的产量函数 q 具有通常的凹性和可微性 (Berck 和 Helfand 1990 年)^①。我们同样假定用水和灌溉效率函数的偏导数具有一般的可交换性,则可以求出有效用水量对产量的导数。灌溉技术的成本随着灌溉效率的增大而增大是一个正常现象,正如从农场主由漫灌改为畦灌、喷灌再到滴灌系统的过程中所看到的一样 (Caswell、Lichtenberg 和 Zilberman 1990 年)。当灌溉效率接近极限效率 100% 时,投资的边际成本一致增长,增压成本也同样增长,增长率与实际过程一致。对于土地来说,农场灌溉的总投资随着规模而增长,但大规模的经济效益却以一定速度递减。

水管区理事会必须平衡依靠可用收入来源来维持政治支持的相关影响。Lagrangian 乘数的比例因子用于衡量表示政治支持如何随这些收入来源变化而变化的影子价格。政治支持影子价格可以用于评价对比直接投票水管区的影响,改变收入来源的影响。

估价投票的水管区具有一个有趣的特征,随着农场平均规模的增大,土地所有者更加偏好在对土地收费获得运行资金基础上的水销售收入更可靠。蓄水和输水成本表明经济规模,至少对于服务范围的规模而言 (Bain、Caves 和 Margolis 1966 年)。凸性要求边际成本对土地的降低速度比对蓄水快,我们也知道平均出

① 模型的结果和相关证明的详细内容见 McCann 和 Zilberman 1997 年。

水量一定小于最大蓄水量。因此，大规模的经济效益是指偏好的英亩评价费或和从价税率随着每个农场耕地面积增加而减小。

直接投票的水管区

在加利福尼亚另一种熟悉的农业水管区形式是灌溉管区 (Davis 1993 年)。1887 年根据怀特法案形成的 Modesto 和 Turlock 灌溉管区是形成的第一个服务于农业客户的政府实体。他们的管理原则是普遍选举权和一人一票选举 (加利福尼亚水资源局 1994 年)。这些选举原则被其后的那些政府机构所效仿, 但这些原则不一定反映经济效率的目标。

具有普遍选举权、相同权重的选票和非盈利收入限制的水管区管理者的目标函数表示为

$$\begin{aligned} \max_{L_i, a_i, x_i, S_i} \text{Votes}_{PV} &= \sum_{i=1}^{N-T} \gamma(\pi_F) + \sum_{i=1}^B \gamma(\pi_B) \quad (4.2) \\ \text{s. t.} \quad &\sum_{i=1}^N (\omega a_i + l + t y_i) L_i + \sum_{j=1}^B t y_j \bar{L}_j \\ &= K \left(\sum_{i=1}^N S_i L_i \right) + \sum_{i=1}^N c a_i L_i - \sum_{i=1}^N m (\bar{s}_i - a_i) \end{aligned}$$

农场所有者、农场租赁者和投入提供者 (即劳力、零售商和其他) 的利润函数 π_F 、 π_T 、 π_B 分别是

$$\begin{aligned} \pi_F &= pq(h_i a_i, x_i) L_i - I(h_i, L_i) \\ &\quad - \{[\nu(h_i) + w] a_i + l + (r + t) y_i + b x_i\} L_i \\ \pi_T &= pq(h_i a_i, x_i) L_i - \rho I(h_i, L_i) \\ &\quad - \{[\nu(h_i) + w] a_i + l + r(t) y_i + b x_i\} L_i \\ \pi_B &= \sum_{i=1}^N (b - z) \frac{x_i L_i}{B} - (r + t) \bar{L}_j \end{aligned}$$

在估价投票的水管区, 其他投入的边际产品的价格等于这些投入的价格。但在普选水管区, 水管区管理者使用的原则是边际产品的价格 z 等于提供者 (不是农场主) 提供其他投入的机会成本 x 。这种类型的每个水管区 x_i 的边际产品价格的比值是

$$\frac{b}{z} = \frac{\partial q_i / \partial x_{i,AVV}}{\partial q_i / \partial x_{i,PV}} \geq 1$$

如果用于产品 x 的因素连他们的机会成本 z 都不能得到，才会用于其他任何地方。因此，其他投入的使用程度比相似环境的估价加权投票的水管区大。

地方企业偏好两类结果^①，第一类结果是种植作物的大部分投入需要购买，如化肥和机械等。大田作物的每英亩-英尺水量比其他作物产生的就业机会少，是指其他作物的本地投入（如农场机械等）在生产中应用水平较高。第二类结果是经济活动保持相当稳定或持续增长的水平，并且一年又一年持续下去（Pindyck 1991 年）。这就使企业回收投资有了更高的保证。为能够提供这两种结果，水管区倾向于建立不惩罚用水的定价体系，特别是长时期稳固生长植物的用水。此外，这种观点鼓励实行二部制水价制定体系，可以使单位水的收费比固定水价或以财产为基数的水价少。

由于我们得到定价规则 1：在一个直接选举的水管区，管理者设置价格使其所用的其他投入 x_i 大于或等于估价加权投票的水管区。

现在我们比较一下不同形式水管区的政治支持的影子价格。基于财产税由租金 $r(t)$ 支付和租赁者在固定投资中安排风险酬金 ρ 的假定，我们可以分析租赁者对水管区管理者目标函数的额外影响。但是，水管区收费如何影响租赁农场主的偏好是不确定的，因为我们不能完全确定风险酬金数量和财产税额间的相互补偿关系，这些关系可能变化的范围很大，难以根据经验确定。

下面讨论经营和供水者，定价规则 2 是指给直接选举水管区管理者按土地收费的偏好一个严格的正权重，假定这个权重可以突出租赁农场主目标函数（对具有大量非农业选民的水管区是的确存在）的不确定关系，则直接选举的水管区与另一种水管区形式相比，支持按土地收费高，用水收费低。

① 由于加利福尼亚农场的劳动力经常来自低收入的其他国家，不可能有选举权，所以，劳动力雇用在本讨论中不考虑。

定价规则 2 如下：与估价投票的水管区相比，直接选举的水管区，由于租赁农场主和当地供水者及其他经营者对选举的影响，管理者倾向于设置较高的土地收费 ($l^{PV} + yt^{PV}$) 和较低的用水收费 (w^{PV})。

验证水管区管理决策的政治经济学模型

从前面介绍的对理论模型的分析中，我们根据水管区管理者如何对不同的管理原则做出反应的定价规则 1 和 2，建立了两个假定。第一个假定是水管区是否依赖基于选举原则，与土地收费对应的不同用水收费水平；第二个假定是水管区是否倾向于选择偏好某些特定类型作物的政策。

在加利福尼亚，提供输水服务的当地机构叫做专门水管区。这个词是指大量提供那些超出县或城市可能提供的专门的政府服务的水管区，如，防洪、消灭蚊虫和污水收集。服务直接收费的专门水管区（如自来水公司和污水收集）叫做企业水管区。

零售机构是本研究的焦点，这些机构由很多不同的法律和法规所规定，其中绝大多数包含在州水利法规中。其他的出版物介绍了这类水管区的许多内容（如，Bain、Caves 和 Margolis 1966 年，Goodall、Sullivan 和 Deyoung 1978 年，Rosen 192b）。如同加利福尼亚最普通的和专门的水管区政府一样，企业水管区通常依据全体具有选举权一人一票的体系，也被称为居民选举。倾向于采用这种投票体系的管区类型包括地方服务、县供水、灌溉、市政用水、公共事业和水资源保护等。另外，特定的水利机构（Antelope Valley-East Kern and Placer County 水利机构）和加利福尼亚水管区超过 50% 的评价区域为非农业用水，也通常采用这种投票体系^①。对于某些灌溉和县水管区，只有在管区内拥有土地

① 在数据集中，五个加利福尼亚水管区依靠这种类型的投票。

的人才有选举权^①。另一种熟悉的方式是给土地所有者选举权，对分片土地按估价加权他们的投票（通常是一美元价值一票），并允许在管区选举中代理投票。这种类型应用于开垦、蓄水及以农业为主的加利福尼亚水管区，同时在选举权与核心资产所有权相联系的共有的水公司应用也很普遍。1927年的水资源保护区只有土地所有者具有选举权，并按每公顷为单位进行加权。一些县的水主管部门（可大致看作批发机构）任命由会员机构选举的理事会成员^②。

用于经验分析的数据集选自加利福尼亚大学伯克利的农业和资源政策与经济系对128个水管区所做的调查。系的一个工作论文介绍了这个调查的方法和结果综述的一部分（Zilberman等1992年），这个论文中还分析了这些水管区在干旱期如何改变他们的行为（Zilberman、MacDougall和Shah1994年）。这个调查数据集依靠水管区特定信息的三个主要来源：加利福尼亚水利机构协会从属清单中包含的有关农业和市政消费者用水和费用的信息、州管理员办公室拥有的专门水管区的1991~1992财政年度的财务往来资料和加利福尼亚水资源局拥有的水管区的投票体系资料（加利福尼亚水资源局1994年）。

数据集中的水管区分布在加利福尼亚58个县中的29个县和7个地区。大多数水管区和84%的被调查人分布在4个地区：萨克拉曼多、圣华金河、Tulare湖流域和南加利福尼亚，超过60%位于中部谷地。数据集中全部42个土地所有者具有选举权的水管区，除1个之外全部位于中部谷地的3个地区。由于加利福尼亚南部分布广泛的城市活动，以土地所有为基础的选举原则已经难以找到依然存在的法律和政治的实例，所以尽管分布在这一地区的水管区比例相对较高，但在数据集中没有这种水管区。

① 在数据集中，没有这个类型的管区，但在数据收集完成后，Glenn-Colusa Irrigation 管区在1992年转变为这种类型。

② San Diego 县水主管部门是数据集中惟一具有这种特征的机构。

土地所有者选举权类水管区通常有大规模农场^①。这种关系的原因之一可能是较大的土地所有的愿望影响了水管区的政策；原因之二是城市化较高的水管区倾向于经营小规模农场，需要采用直接投票的选举原则；原因之三是单一的地理特征：大型农场多分布在中央谷地，几乎所有土地所有者选举权类水管区都分布在这一地区。

一种评估这种关系可能原因的方法是仅限于分析大多数位于中央谷地和内陆帝国（帝国的和东部河畔诸县）的三个地区的农业管区、灌溉及加利福尼亚水管区。表 4.1 将数据集中所有管区与位于中央谷地和内陆帝国的加利福尼亚灌溉和水管区的平均数和相关系数进行了比较。结果只有很小的差异，表明选举原则与农场平均规模间的关系不随城市化率和位置而变化。这种关系与第一部分基本一致：大的土地所有者偏好他们能够发挥较大直接政治影响的选举体系。

表 4.1 所有管区与中央谷地和内陆帝国的加利福尼亚灌溉和水管区的选举原则与农场平均规模间的相关系数

变 量	平均数		与土地所有者选举的关系	
	所有管区	中央谷地和内陆帝国	所有管区	中央谷地和内陆帝国
观察样本的数目	105	58	105	58
灌溉耕地（英亩）	539.90	668.00	0.38	0.33
农场平均规模	815.50	778.10	0.30	0.33

资料来源：作者。

定价规则 1：管区管理者对作物选择的偏见

按照定价规则 1，如果果园耕作比大田作物需要使用更多的当地投入，如设备、化肥和劳力等，那么管区管理者会倾向于设定鼓励选择这种作物的价格。在这些管区中的这些政策的一个指

① 农场平均规模和每个农场的灌溉公顷数具有 $R^2=0.932$ 的强相关关系。因为灌溉面积资料比实际农场规模的资料条件好，所以用灌溉面积来代表农场规模。

标是当地投入密集型作物占有更大的优势。这与过去调查结果一致：果园作物与大田作物相比每英亩-英尺用水具有更高的就业率 (Mitchell 1993 年)。此外，对萨克拉曼多谷地区经济的分析发现，地区内的水果和坚果的购买比例比饲料谷物高 (Moss 等 1993 年，附录 C)。

两套模型在评估整个数据集和两类水管区（农业管区、灌溉管区和加利福尼亚水管区占多数）的区别。尽管农业活动通常控制两类管区，但加利福尼亚水管区采用估价选举，而灌溉管区采用直接选举的方式^①。第一套模型评价选举原则是否影响一个管区内果园作物的比例。第二套模型评价选举原则是否影响一个管区内的大田作物的比例。由于缺少作物种植结构的资料，样本的规模大幅度减小。

统计分析表明果园作物的比例与灌溉效率的提高密切相关。数据集中与效率正相关的惟一可能的局外变量是从州水工程 (SWP) 得到的地表水供水的比例。合成的普通最小二乘法模型同样包含一个交叉虚设局中人用以反映管区是否采用土地所有者具有选举权的原则 (AVV)。表 4.2 是灌溉管区与加利福尼亚水管区对比，模型 1、所有管区和模型 4 所用的参数和检验统计量。

模型 1 在 2.5% 的水平是显著的，但模型 4 只集中于两种形式的管区，没有得出显著的结果。模型 1 中估计对选举原则影响的参数与定价规则 1 一致，并在 1% 水平统计显著。管区是否为 SWP 的订约人对管区内农场主是否选择果园作物几乎没有影响。

第二套模型评估了对选择作物的影响。统计分析显示农场平均规模与大田作物所占份额间有正相关关系。已知每英亩相对低的收益和价格时，这种关系符合在经济运行中经济规模得到增长的经济理论。如同模型的管区收入来源一样，我们希望这种规模效应随着农场规模减小而减小，因此使用了平均灌溉英亩数的自

① 第二套模型同样排除了目前采用直接选举的加利福尼亚水管区，因为这部分农业用水服务已经下降到开始时的 50% 以下。

然对数 $\text{Log} (AIAF)$ 。合成的最小两乘法模型同样包含一个交叉虚设局中人用以反映管区是否采用土地所有者具有选举权的原则 (AVV)。表 4.3 是灌溉管区与加利福尼亚水管区比较, 模型 3、所有管区和模型 4 所用的参数和检验统计量。

表 4.2 管区内的果园作物比例

变 量	系 数	$Pr > t $	自由度	R^2	F—统计概率
模型 1:					
所有管区			47	0.161	0.023
常数	0.588	0.000			
AVV	0.308	0.004			
SWP 订约人	0.000	0.362			
模型 2:					
加利福尼亚水管区和灌溉管区			34	0.045	0.353
常数	0.414	0.001			
AVV	0.144	0.151			
SWP 订约人	0.000	0.339			

资料来源: 作者。

表 4.3 在管区内大田作物的比例

变 量	系 数	$Pr > t $	自由度	R^2	F—统计概率
模型 3:					
所有管区			51	0.385	0.000
常数	-0.162	0.070			
AVV	0.147	0.061			
$\text{Log} (AIAF)$	0.083	0.001			
模型 4:					
加利福尼亚水管区和灌溉管区			37	0.324	0.000
常数	-0.113	0.205			
AVV	0.119	0.146			
$\text{Log} (AIAF)$	0.084	0.004			

资料来源: 作者。

两套模型都在 0.01% 概率水平显示是显著的，这可能需要引入不只一个虚拟变量作为显著的解释变量。与模型 1 的结果一样，估计选举原则影响的参数与定价规则 1 一致，在模型 3 中，在 10% 水平统计显著，在模型 4 中，在 15% 水平统计显著。正如所期望的，农场规模确实影响用于种植大田作物土地的比例。

定价规则 2：对售水收入的相对信心

根据定价规则 2，检验第一个假定：是否全民具有选举权直接选举 (PV) 的管区比土地所有者具有选举权估价加权 (AVV) 的管区更不依赖于用水费用。叙述这个问题的另一种方法是 PV 管区用经营收入支付他们的总消费的比例比 AVV 管区低吗？这个问题假定用水收费与经营收入之间，以及固定费用与税金和非经营收入之间具有密切的联系。我们的定价规则做了一个简单的检验，比较了用水量与按英亩收费的比值：AVV 管区的用水量与按英亩收入的比值比 PV 管区大。

在这个分析我们假定，与州审计员的报告一样，用水收费与售水和供水相等，于是我们就可以像审计员的报告所反映的^①那样，等效地验证经营收入在管区总收入中占多大比例。这个合成的因变量是经营收入与总支出的比例（经营收入_{*i*}/总支出_{*i*}）。应注意这个因变量与制定水价的区域变化无关，成本高的管区与成本低的管区这一比例相等。这就避免了追踪多个造成定价差异的区域和体制因素的问题^②。

不过，其他几个重要的变量可能会影响这个比例。第一个变量是管区是否提供批发或零售供电。这样的管区可以对供电和供水提供交叉补助 (Chaterjee 1994 年)，并且补助会比可比较的不

① 我们计入了当作等于非经营收入的固定收入来源的净负收入。

② McDowell 和 Ugone (1982 年) 建立了一个类似的模型，但他们估计的是花费在经营支出上美元绝对值，因此不得不考虑美国西南部的地区差异。

供应电力的管区高。管区是否为一个电力工业 (E_i) 作为管区规模占经济规模参数的斜率虚变量。第二个变量是管区经营所固有的经济规模 (Bain、Caves 和 Margolis 1966 年), 较大的管区供给每英亩-英尺的水量应有较低的成本。但是, 由于报酬渐减定律, 我们不希望这是一种线性关系, 同样, 我们希望这种影响的量级随着管区规模的增大而减小。在这种情况下, 总支出的自然对数 $\text{Log}(\text{Size}_i)$ 用于表示管区的经济规模。第三个变量是管区内农场的相对规模。理论模型说明较大农场的经营偏好更加依赖于用水收费。同样, 我们也不希望这种影响是线性的, 并使用了每个农场的平均灌溉面积 (英亩) 的自然对数 $\text{Log}(AIAF_i)$ 。引入了一个斜率虚变量来评价较大规模农场在土地所有者具有选举权、估价加权选举的管区内的影响。最后引入一个虚拟变量来区分采用土地所有者具有选举权、估价加权选举体系 (AVVi) 的管区和采用全体具有选举权、直接选举体系的管区。模型 5 使用样本中可用的资料为大多管区评价了定价规则 2。模型 6 分解了两种特殊管区 (灌溉管区和加利福尼亚水管区) 的影响。模型的结果见表 4.4, 计算采用普通最小二乘法^①。

模型 5 和模型 6 都支持选择原则影响管区如何获得收益的决策。AVV 参数的正向与提出的假说一致, 即土地所有者具有选举权的管区倾向于依靠售水获得更多收入来满足总支出: AVV 管区依靠售水的收入比 PV 管区多 22%。模型 6 计算结果表明选举原则对以农业为主的管区的影响更大: 加利福尼亚水管区获得大约是灌溉管区两倍的售水收入。

在两个模型中, 大的管区倾向于更多依靠经营收入。经济规模虽然允许从供电到供水的交叉补助, 但数量很少。两个模型给出了相反的结果, 但两种情况下的影响都不明显。

① 另外, 每个模型都验证了令斜率参数 $\beta_4 = \beta_5 = 0$ 的联合零假说 (Judge 等 1988 年, 434 页; White 1992 年, 91 页)。模型 1 有 5 个参数, 自由度为 106, F 统计概率值等于 0.0097。模型 2 有 5 个参数, 自由度为 96, F 统计概率值等于 0.0120。

表 4.4 支出比率模型的经营收入

变 量	系数	$Pr > t $	自由度	R^2	F—统计概率
模型 5:					
所有管区			106	0.103	0.028
常数	-0.080	0.438			
AVV	1.218	0.002			
$\text{Log}(\text{Size})$	0.072	0.020			
$E \cdot \text{Log}(\text{Size})$	-0.018	0.066			
$\text{AVV} \cdot \text{Log}(\text{AIAF})$	0.176	0.003			
模型 6:					
加利福尼亚水管区和灌溉管区			73	0.147	0.027
常数	-0.447	0.265			
AVV	2.208	0.001			
$\text{Log}(\text{Size})$	0.094	0.030			
$E \cdot \text{Log}(\text{Size})$	0.021	0.081			
$\text{AVV} \cdot \text{Log}(\text{AIAF})$	0.283	0.003			

资料来源：作者。

最后，与模型预测相反，在土地所有者具有选举权的管区扩大农场规模对管区使用售水收入有抑制作用。但是，这可能是由于数据集中，大部分为中央谷项目订约人管区，所造成的部分假象。与美国垦务局的规则一样，中央谷项目的第一类合同倾向于在管区内减小农场规模，但是这些管区也倾向于采用土地所有者具有选举权的规则。在实践中，已记录的农场规模并没有真实反映，因为那些“纸”上的农场通常是一个更大的管理联合企业的一部分，这些农场被确定规模来适应垦务局的规则，以具有获得用水补助的资格。另一种可能是输水系统的经济规模足够大，以至于代表性地分配给每个用水者的成本下降得比大土地所有者通过水费比按土地收费付费更多的期望还要快。后一种收费方式在有集中供水设施和统一经营的管区所占比例更大。

讨论

水管区内复杂的制度关系包含有关这些管区如何分配资源以

及如何响应管理和市场激励的内容。管区管理者的角色可能不是使管区的总资产最大，而且选举规则还会影响他们的决策。当采用直接选举体系时，管区管理者更有可能会参与促进经济发展，实现公平的目标。这一点可以通过其更加依赖以土地为基础的收入来源，而不是用水收费得以证明。

每个管区的管理选择过程给管区的管理者和成员不同的动机。估价加权选举的机制因为管理过程和用水的利益分配之间的关系更加密切，所以比直接选举体系更有可能在经济模拟中进行原型模拟。农业的属性值影响作物的纯利润和水的使用与土地价值的相关程度，所以选票应该按照水资源的固有所有权和使用情况来分配。向管区外售水可以使土地所有者受益，因为在大多数情况下管理的权利系于土地。因此，我们希望财产加权的管区比采用其他管理结构的管区更容易接受在水市场中销售。管区“所有权”的股份没有必要与由用水获得的附加价值成正比例，这正像私人企业的情况一样，所有权应该根据产出的价格，而不是投入的数量，因为土地价格反映像土壤类型和相对市场的位置等其他因素。

依靠直接选举而不是财产加权选举可能会在使用者和成员之间造成分歧，利益也因非完全建立在使用的基础上而打折扣。这些利益也许会延伸而不仅仅局限于通过输水重新确认有关水权的责任，决定售水是否需经批准从而保护管区内的某些利益，为实现经济目标而不是经济效益制定管区的收费和税赋。通过管区经营来公平地分配利益变得更加重要。我们可能会希望管区的管理者会努力使与水相关的经济活动的价值最大，而忽视这种价值与土地的联系。这些行动包括租赁农场主维护水资源，这些农场主没有土地所有权，但却在农场有相当大的固定投入；考虑当地农场服务性行业对水的需求，（如果这些行业有投票权的话）。租赁农场主需要水来耕种他们的土地；他们也不可能得到土地所有者通过管区进行售水的报酬。当地的商业同样依靠农业活动，而不只是由于售水使收入流向当地的土地所有者。在直接选举体系中，

管区可以既选择限制向区外售水以维持农业活动，又按最大化其他相关经济活动（如，化肥和设备的销售）的方式确定水价。因此，即使超出水管区的范畴，管区的政策形式也能影响作物的选择、水源保护和个体农场主在基础设施上投资的决策。直接选举的管区更有可能抵制需要较多基础设施投资的政策，并鼓励种植需要较多当地投入的作物。

经验模型突出了将理论模型转换为实践应用的复杂性。虽然各种模型的整体说明力量不强，但用于利益估算的参数通常是显著的。如果说明剩余变化的省略变量是不相关的，则参数估计是无偏的。估计过程可以从改进数据的数量和质量以及更多高级的经济计量方法中受益。但前者应在后者之前采用，这就是为什么我们使用普通最小二乘法的原因。

一些问题尚没有回答，例如，在开始时作物的选择可能已经影响到了管区形式的选择，以及合成的政策可能只反映了从最初决策得到的惯性。历史记录对于研究这个问题是必须的。具有直接选举体系的管区可能还被农业土地所有者所控制，使用明确的投票人登记资料可以研究这个问题。补充一个加权选举哑元会有助于经验估计（这个哑元具有一个反映以土地所有者为代表的投票人登记比例的连续变量），可以对土地所有权如何影响管区管理者的选择进行更精确的评价。中央谷项目中农场管理单位的实际规模——承租人管区也需要确定，以更好地评价规模对管区管理者决策的影响。另外，还需要收集更多管区相关作物份额的资料。

结论

管区水管理和利润分配的目的与传统假定的利润最大化有明显的不同。我们可以将这个假说简单地描述为：管区管理者是按照管区成员政治强弱的比例而不是成员经济贡献的比例来分配效益。我们的结果没有集中在偏离最好的解，大体是因为我们避免去判断一种管区形式相对于另一种形式有哪些相关优点。实际上，

仅注目于最大化一个管区净财产的社会效益函数对经济学家来说不是适合使用的模型。相反，经济学家需要理解他们正在研究的制度的政治经济体制，并用真正的目标函数来分析政策选择结果。

参考文献

- Alston, Lee J. , and William Gillespie. 1989. "Resource Coordination and Transaction Costs." *Journal of Economic Behavior and Organization* 11 (1): 191-212.
- Bain, Joe S. , Richard E. Caves, and Julius Margolis. 1966. *Northern California's Water Industry*. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press and Resources for the Future.
- Berck, Peter, and Gloria Helfand. 1990. "Reconciling the von Liebig and Differentiable Crop Production Functions." *American Journal of Agricultural Economics* 72 (4): 985-96.
- Burness, H. Stuart, and James P. Quirk. 1980. "Economic Aspects of Water Rights." *Journal of Environmental Economics and Management* 7 (3): 372-88.
- California Department of Water Resources. 1994. *General Comparison of Water District Acts*. Bulletin 155-94. Sacramento, California: Resources Agency.
- Carlton, Dennis W. , and Jeffery M. Perloff. 1990. *Modern Industrial Organization*. New York: Harper Collins.
- Caswell, Margriet, Erik Lichtenberg, and David Zilberman. 1990. "The Effects of Pricing Policies on Water Conservation and Drainage." *American Journal of Agricultural Economics* 72 (4): 883-90.
- Caswell, Margriet F. , and David Zilberman. 1986. "The Effects of Well Depth and Land Quality on the Choice of Irrigation Technology." *American Journal of Agricultural Economics* 68 (4): 798-811.
- Chakravorty, Ujjayant, Eithan Hochman, and David Zilberman. 1995. "A Spatial Model of Optimal Water Conveyance." *Journal of Environmental Economics and Management* 29 (March): 25-41.

- Chatterjee, Bishu. 1994. "Optimal Provision of Irrigation and Hydropower through Time-Dependent Production in Cooperative Water Supply Organizations." Ph. D. Diss., University of California, Davis.
- Coontz, Norman D. 1989. "Agricultural Drainage Management Organizations in the Drainage Problem Area of the Grasslands Area of the San Joaquin Valley." U. S. Bureau of Reclamation Contract no. 7-CS-20-05200. Prepared for San Joaquin Valley Drainage Program. Sacramento, California; Ebasco Services.
- _____. 1991. "Water Market Reforms for Water Resource Problems: Invisible Hand or Domination in Disguise?" In A. Dinar and D. Zilberman, eds., *The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture*. Boston, Massachusetts: Kluwer Academic Publishers.
- Davis, Gray. 1993. *Annual Report of Financial Transactions Concerning Special Districts of California. Fiscal Year 1991-92*. Sacramento, California: Office of the Controller.
- Dinar, Ariel, and David Zilberman. 1991. "The Economics of Resource-Conservation, Pollution-Reduction Technology Selection: The Case of Irrigation Water." *Resources and Energy* 13: 323-48.
- Feder, Gershon, and David Feeney. 1993. "The Theory of Land Tenure and Property Rights." In K. Hoff, A. Braverman, and J. E. Stiglitz, eds., *The Economics of Rural Organizations: Theory, Practice, and Policy*. New York: Oxford University Press.
- Goodall, Merrill R., John D. Sullivan, and Timothy DeYoung. 1978. *California Water: A New Political Economy*. Montclair, New York: Allanheld, Osmum/Universe Books.
- Green, Gareth, David Sundig, David Zilberman, and Doug Parker. 1996. "Explaining Irrigation Technology Choices: A Microparameter Approach." *American Journal of Agricultural Economics* 78 (4): 1064-72.
- Hartman, Raymond S., and Michael J. Doane. 1986. "Household

Discount Rates Revisited." *Energy Journal* 7 (1): 139-48.

Holburt, Myron B., Richard W. Atwater, and Timothy H. Quinn. 1988. "Water Marketing in Southern California." *American Water Works Association Journal* 80 (3): 38-45.

Judge, George G., R. Carter Hill, William E. Griffiths, Helmut Lutkepohl, and Tsoung-Chao Lee. 1988. *Introduction to the Theory and Practice of Econometrics*, 2nd ed. New York: John Wiley & Sons.

Kollman, Ken, John Miller, and Scott E. Page. 1997. "Political Institutions and Sorting in a Tiebout Model." *American Economic Review* 87 (5): 977-92.

Marchini, Joseph M., Christopher L. Campbell, James Gaulin, Matthew E. Hoffman, and James G. Van Beek. 1996. Brief for the Association of California Water Agencies as *Amicus Curiae*. Before 95-16951 in U. S. Court of Appeals, Ninth Circuit, March 6. San Francisco, California.

McCann, Richard J., and David Zilberman. 1997. *Political Structure and Management Decisions in California's Agricultural Water Districts*. UCAL-WRC-W-845, Technical Completion Report. Davis, California: University of California Water Resources Center.

McDowell, John M., and Keith R. Ugone. 1982. "The Effect of Institutional Setting on Behavior in Public Enterprises: Irrigation Districts in the Western States." *Arizona State Law Journal* 2(2): 453-96.

Mitchell, David. 1993. *Water Marketing in California: Resolving Third-Party Impact Issues*. San Francisco: The Bay Area Economic Forum and the Metropolitan Water District of Southern California.

Moore, Michael R. 1986. "Economic Aspects of Western Surface Water Allocation." Ph. D. Diss., University of Michigan, Ann Arbor.

Moss, Steven J., David Mitchell, Richard McCann, and Tom Bayh.

1993. *The Economic Impacts of Alternatives to Open-Field Burning of Agricultural Residues*. Contract no. A132-121. Prepared for the California Air Resources Board and California Environmental Protection Agency. San Francisco: Foster Associates.
- Ordeshook, Peter C. 1986. *Game Theory and Political Theory*. Cambridge, U. K.: Cambridge University Press.
- Peltzman, Samuel. 1971. "Pricing in Public and Private Enterprises: Electric Utilities in the United States." *Journal of Law and Economics* 14 (1): 109.
- Pindyck, Robert S. 1991. "Irreversibility, Uncertainty, and Investment." *Journal of Economic Literature* 29(3): 1110-48.
- Rosen, Michael D. 1992. "Property Rights and Public Choice in Water Districts: An Application to Water Markets." Ph. D. Diss., University of California, Davis.
- Rosen, Michael D., and Richard J. Sexton. 1993. "Irrigation Districts and Water Markets: An Application of Cooperative Decision-Making Theory." *Land Economics* 69: 39-53.
- Sexton, Richard J. 1986. "The Formation of Cooperatives: A Game-Theoretic Approach with Implications for Cooperative Finance, Decision Making, and Stability." *American Journal of Agricultural Economics* 68 (2): 214-25.
- Smith, Rodney T., and Roger Vaughan. 1988. "Irrigation Districts: Obstacles to Water Marketing." *American Water Works Association Journal* 80 (3): 10.
- Thompson, Barton H. 1993a. "The Future of Water Markets: Emerging Institutions, Shifting Paradigms, and Organizations." Paper read at the Conference on Market Approaches to Environmental Protections, December 4, Stanford University, California.
- _____. 1993b. "Institutional Perspectives on Water Policy and Markets." *California Law Review* 81 (4): 673-762.

- Thompson, Gary D. ,and Paul N. Wilson. 1994. "Common Property as an Institutional Response to Environmental Variability. " *Contemporary Economic Policy* 12 (3): 10-21.
- Wahl, Richard W. 1988. *Markets for Federal Water: Subsidies, Property Rights, and the Bureau of Reclamation*. Washington, D. C. : Resources for the Future.
- White, Kenneth J. 1992. *SHAZAM: The Econometrics Computer Program—User's Reference Manual*, version 7.0 ed. New York: McGraw-Hill.
- Williamson, Oliver E. 1979. "Transaction Cost Economics: The Governance of Contractual Relations. " *Journal of Law and Economics* 22 (2): 233-61.
- _____. 1983. "Credible Commitments: Using Hostages to Support Exchange. " *American Economic Review* 73 (2): 519-540.
- Zilberman, David, Cherryl Brown, Federico Castillo, Ariel Dinar , Madhu Khanna, and Neal MacDougall. 1992. "Lessons from California's Response to the Drought: On Behavior under Uncertainty. " Working Paper. Department of Agricultural and Resource Economics, University of California, Berkeley.
- Zilberman, David, Neal MacDougall, and Farhed Shah. 1994. "Changes in Water Allocation Mechanisms for California Agriculture. " *Contemporary Economic Policy* 12 (2): 122-33.
- Zusman, Pinhas, and Gordon Rausser. 1994. "Intraorganizational Influence Relations and the Optimality of Collective Action. " *Journal of Economic Behavior and Organization* 24 (1): 1-17.

5

通过定价进行水管理： 管理运行费的角色和信息 的不对称性

Yacov Tsur

在涉及定价的典型交易情形中，通过拍卖或其他合同安排在市场上进行交易，某一切实的可观测的商品从卖方到买方易手，并且用等于价格乘以数量的报酬作为回报进行交换。开始时卖方拥有商品（所有权）并可以完全控制它（控制能力），买卖双方可以观察到交易货物的属性（可观察性）。

定义明确的财产权确定卖方。控制能力确保当交易发生时，价格被真正支付。可观察性对买卖双方就代表双方偏好的价格达成一致是必须的。如果这些条件中缺少任何一项，交易会变得更加复杂，成本也会更高，而且也不大可能会出现这样的交易。

涉及水交易的情形经常缺少一些这样的条件。财产权可能不是定义明确的。即使当所有权是确定的，水也可能不在所有者的控制中，如在灌溉的耕地下有国有的地下含水层，河流流过含水层的上方或者水来自所有者的上游的情况。另外，当水不受卖方的控制支配时，卖方不能观察到购买水的数量，灌溉者抽取和引用没有测量的国有水源就是这种情况。这后一种普遍存在的情况引出了信息不对称性问题。

本文讨论交易（或执行）成本和信息不对称性通过定价手段对水管理的影响，指出两者之间的关系错综复杂，并讨论这种错综复杂的关系对制定水价政策的影响。

现有的制定水价方法

一般说来，现有的制定水价方法可以分为定量方法和非定量方法（见 Dinar 和 Subramanian 1997 年；Tsur 和 Dinar 1995、1997 年）。定量方法，如单一费率的、分级的（多级费率的）、二部制水价和以市场为基础的水价，是用某方法根据用水的体积（数量）确定价格，因此需要测水设备。非定量方法不是根据水量而是投入或产出来确定水价，如单位面积水价是根据耕种或灌溉的面积来确定。

评价不同定价方法需要一个度量工具—衡量标准。这样的衡量标准可以建立在效率或收入分配或者两者组合的基础上。效率标准涉及可以产出的总收入，即饼的大小。收入分配标准则涉及如何分配一个尺寸已定的饼。本文只考虑效率标准（收入分配标准可见 Tsur 和 Dinar 1995 年的成果及他们列出的参考文献）。

在没有执行成本的情况下，定量的定价方法可以得到最优分配，即结果使可用水量产生的净效益最大。通常，采用投入或产出定价方法获得的效益最大值比使用定量定价方法可得到的效益小。这是因为强加在其他投入或产出上的水收费会扭曲投入—产出决策。但这样的收费还是选择使社会效益函数最大，尽管这是一个扭曲的函数。因此，本章指出投入—产出定价是第二最有效的（有效是因为它最大化效益，第二最好是因为它能够获得的效益比定量定价方法获得的少）。单位面积定价，作为固定成本，对投入产出决策的影响有限，因此，没有被看作是有效的方法。

但是，一种定价方法的整体表现还必须包括执行成本，而执行成本取决于当时的环境。一个虽然不普遍但仍然存在的可能性是原本效率较低的单位面积定价比定量定价法运行效果好，如果两者执行成本的差别权重高于其所带来的效益差别权重。

信息不对称性是极大地影响不同定价方法表现的另一个因素。在制定水价情况下，信息的不对称性经常表现为两种基本形

式：(a) 私下观察到的个体取水（没有测量的用水）；(b) 未被管理者观察到的，取决于农场主特性的水生产技术。本文将讨论这些不完整的信息形式是如何与交易成本一起影响不同的制定水价方法的可行性和效率。表 5.1 列出了交易成本和信息不对称性可能组合的大体分类。

表 5.1 交易成本和信息不对称性分类

交易成本	完整的信息	没有测量的水量	不完整的水分 —生产函数	没有测量的水量 和不完整的水分 —生产函数
无交易成本	案例 1	案例 3	案例 5	案例 7
正交易成本	案例 2	案例 4	案例 6	案例 8

注 第一和第二行分别对应有无交易成本；列对应管理者可得到的信息。

资料来源：作者。

本文对与水价制定有关的成本和信息结构的一些案例逐一进行分析，如有可能本人将提供分析结果，否则，本人将对进一步研究的内容提出建议。

案例 1：无交易成本而信息完整

这是一个标准的教科书的情形，所以采用了教科书的形式。首先考虑单一用水者的情形。假定响应水量 (q) 的产出 (y) 可以由关系式 $y=f(q)$ 来描述，其中 $f(q)$ 是一个递增的严格凹函数（因此水量越多产出越大，但后续单位水量所产生的增加产出随着水量投入增加而减小）。追求利润的农场主，面对着产出价格 p 和水价 w ，将选择水量投入 $q(w)$ 使利润 $pf(q) - wq$ 最大（利润最大的水投入同样依赖于产出的价格 p ，但为计算方便我们不考虑这个问题）。这个利润最大化计算的结果是由利润最大化的必要条件 $f'[q(w)] = w/p$ 得到的派生需水函数 $q(w) = f'^{-1}(w/p)$ 。见图 5.1 中那条向下倾斜的曲线 $pf'(q)$ （符号表示导数，上标⁻¹表示反函数）。相对应的最优产出水平是 $f[q(w)]$ 。

图 5.1 一个用水者的灌溉用水最优定价
注： $f(q)$ 是水产出函数， $pf(q)$ 是收益函数

已知由一个递增的凸函数 $c(q)$ 给定的供水成本，水规划者希望设定水价来最大化社会效益 $pf[q(w)] - c[q(w)]$ 。注意到水收益 $wq(w)$ 只是从用水者转到供水者，因此可以在计算社会效益时不予考虑，倘若没有导致交易成本，即农场主支付的单位的水收益与管理者收到的单位金额相等。这种情形与出现交易成本时不同，例如，当规划者从单位水收益中抽取某一数量来负担制定水价的工作费用。

规划者在服从农场主的派生需水函数 $q(w) = f'^{-1}(w/p)$ 条件下，寻找使社会效益最大的价格。在没有交易成本的情况下，已经证明最优水价 w^* 是求解 $w = c'[q(w)] \equiv MC[q(w)]$ 的 w 的值，这就是边际成本定价规则。最优产出是 $y^* = f[q(w^*)]$ 。

经济学的解释很简单。用水者需求一直增加至当增加单位水量产生的收益等于水价的水平。增加单位水量产生的收益仅等于边际收益 $pf'(q)$ 。当产生收益 $pf'(q)$ 时，增加单位水量造成的成本 $c'(q) \equiv MC(q)$ 。明显地，从社会角度看，只要 $pf'(q) > MC(q)$ ，就值得增加供给单位水量，反之，若 $pf'(q) < MC(q)$ ，就值得减少供给单位边际水量。因此，最大化社会效益的价格是

边际成本价格 w^* 。

解决多个用水者的问题也没有特殊的困难，每个用水者都有单独的派生需水函数 $pf'_j(q)$, $j = 1, 2, \dots, n$ 。累计的派生需水由单个需求水平相加得到（图 5.2），边际成本价格是累计需水函数与供水边际成本交叉点的价格。在这种理想情况下，边际成本价格是最优的，它可以最大化社会效益（消费者和生产者盈余的总和）。

图 5.2 多个用水者的灌溉用水最优定价

资料来源：作者。

案例 2：有执行成本而且信息完整

与制定水价有关的交易成本随着定价的方式和地点而变化。通常包括固定的内容，例如，安装测量设备及建立管理机构和设施。变动的内容随着水收益的增加而增加，例如，监测和资料收集。当后者与水收益成比例时，单位水收益的一部分会用于制定水价的开支。这部分交易成本对每一种定价方式都是不同的。

让我们首先分析水量定价方式。当水收益中的一部分 λ^v 用于支付定价开支时，水量定价方式的社会效益可由下式求得

$$pf[q(\omega)] - \omega q(\omega) + (1 - \lambda^v)\omega q(\omega) - c[q(\omega)] \\ = pf[q(\omega)] - \lambda^v \omega q(\omega) - c[q(\omega)]$$

公式左边的头两项代表用水者的利润；其余项表示供水者的利润。最优水价 $\omega^*(\lambda^v)$ 现在是 λ^v 的一个函数，而且通常情况下，与没有交易成本情况下得到的边际成本价格 ω^* 不同。

产出的定价方式允许不同的交易成本参数 λ^v 有不同的交易成本构成。考虑如下的定价方式：对应产出水平 y 收取费用 $\omega f^{-1}(y)$ ，其中 $\lambda^v \omega f^{-1}(y)$ 用于支付监测和收集资料费用支出，则社会效益可由下式求得

$$py - \omega f^{-1}(y) + (1 - \lambda^v)\omega f^{-1}(y) - c[f^{-1}(y)] \\ = py - \lambda^v \omega f^{-1}(y) - c[f^{-1}(y)]$$

最优水费水平 $\omega(\lambda^v)$ 现在是交易成本参数的函数，而且相关的社会效益也同样是它的函数。水量定价与产出定价之间的不同也同样是源于交易成本的不同引起的。

表 5.2 交易成本的影响

例子	定价方式	水价	水收益 (美元/ 英亩)	农场主的 利润(美元/ 英亩)	水成本 (美元/英亩 -英寸)	社会效益 (美元/ 英亩)	执行成本 占水收益 的百分比
1	按水量	11.521 ^a	355.102	408.710	354.780	409.030	0.000
2	按水量	5.569 ^a	180.271	596.750	372.590	395.410	0.050
3	按水量	2.069 ^a	68.837	711.650	383.070	392.260	0.075
4	按水量	0.000 ^a	0.000	781.050	389.260	391.790	0.100
5	按水量收 支平衡的	11.510 ^a	354.815	409.030	354.810	391.290	0.050
6	按每英亩	0.000 ^b	0.000	781.050	389.260	391.790	0.000
7	按每英亩 收支平衡的	389.261 ^b	389.261	391.790	289.260	391.790	0.000

a. 美元/英亩-英寸。

b. 美元/英亩。

资料来源：Tsur 和 Dinar (1997 年)。

表 5.2 列出执行成本的可能影响，分析了小麦种植者在水和氮投入上的决策。氮以一固定的价格购买，相反水价则是根据使用的不同定价方式，按最大化社会净福利来设定（见 Tsur 和 Dinar 1997 年）。执行成本是水收益的一部分，因此，它会影响最优水价水平，通常使之背离了边际成本定价。

首先来观察水价对执行成本的敏感性。在表中的例子 1 到 4 中，使用单一水量定价折方式并逐步提高执行成本：例子 1 没有执行成本；例子 2 按 5% 计取执行成本（每一美元水收益中 0.05 美元用于支付相关执行活动的开支）；例子 3 按 7.5% 计取；例子 4 按 10% 计取。水价则从例子 1 的 11.52 美元/英亩-英寸降到例子 2 的 5.57 美元/英亩-英寸^①。当执行成本为 7.5% 时，水价更进一步降低到 2.07 美元/英亩-英寸。当执行成本达到 10% 或更多时，定价活动支出太大使定价变得不受欢迎，由制定水价带来的净效益比免费用水没有执行成本时的净效益还小。

其次观察表中无效率但是简单的方式（如按每英亩定价），当考虑执行成本时，可以胜过可能是有效率的复杂方式。例子 4 和 6 使用不同的定价方式得到同样的结果。例子 4 中使用水量定价方式，例子 6 中使用按每英亩定价的方式。但是，如果水量定价方式还需要付出的如安装水表等固定成本时，最好使用按每英亩定价的方式，可以避免固定成本和保证相关水量定价的执行成本。

在例子 1 至 4 中，我们看到执行成本越高导致水价越低。这也意味着收益较低不足以支付输水成本。

通常水机构需要收支平衡（见 McCann 和 Zilberman，本卷第四章）。考虑例子 5 中水量定价受收支平衡限制对福利的影响，这个例子是在例子 2 中（以 5% 的执行成本）加入了收支平衡限制条件。计算结果是农场主的利润从每英亩 596.75 美元下降到 409.03 美元，而社会效益几乎没有变化，仅从每英亩 395.41 美元

① 1 英亩-英寸等于 12.35m³。

下降到 391.29 美元^①。因此，要求水机构实现收支平衡给农场主造成了沉重的税赋。没有这个限制条件，则需要用纳税人的钱来支付水机构的赤字。假设收支平衡限制条件对福利总额影响较小，则是否选择达到收支平衡就几乎成为一种政治选择，涉及在考虑对各利益群体影响的同时，考虑在农场主和城市居民间的收入分配。

例子 6 和 7 是采用有无收支平衡限制的每英亩定价。当农场主也被要求支付输水成本时，这个成本在例子 7 中以每英亩的费用来支付。从社会角度看，收支平衡限制条件并没有产生差别：在两个例子中社会效益是相同的。有收支平衡限制条件，支付输水费用的负担落在使用者（农场主）身上。没有收支平衡限制条件，它落在更广泛的纳税人群体身上。

案例 3 和 4：无计量用水

从全局的观点看，灌溉水水量定价是例外而不是规则（Bos 和 Walters 1990 年），大多数情况下是因为缺少量水设备而没有采用。不测量水量意味着每个人取多少水是农场主私人的信息。如果用水者负担全部供水成本，则这种信息不对称性是无害的，因为农场主自己会在投入产出决策时考虑水的实际成本。但是，水成本经常是外部因素造成的不是由农场主直接产生的。这些例子包括（a）租金短缺（时间的外部效应），出现在当用水份额正在被使用时，（b）抽水成本的外部经济效应，指现在任何一个农场主抽水会使将来所有农场主抽水成本增加，（c）由水机构产生的部分供水成本。这些外部成本是非常普遍存在的，例如，当很多用水者共用一个含水层或对于一个有许多供水机构的大型灌溉工程。

在这些情况下，需要某种形式的规章。问题是要以一种方式设定一个可以产生不依赖于个人取水的高效用水的水价。当管理

① 1 英亩等于 0.4 公顷。

者既不能控制也不能测量农场主的取水时，即使在具有关于生产技术完整信息的最理想的环境下，水量定价也是复杂的。

很显然，管理者必须在与水投入有关的一些可观测变量的基础制定水价。自然会想到的一个变量就是产出水平 y 。当观测到产出水平 y 后，通过求水响应关系式 $y = f(q)$ 的反函数 $q = f^{-1}(y)$ ，就可以用 y 推导出水投入。那么，当生产的产出 y 可以产生最好的社会效益 $p f(y^*) - c[q(\omega^*)]$ 时，水收费规则要求农场主向水管理机构支付 $\omega^* f^{-1}(y)$ （前面讲到，管理者可以计算 ω^* ，但当没有测量用水时，不能用它来按水量收取水费）^①。

图 5.3 以图形表示了产出定价方式。要得到某一产出水平，比如说 y_1 的水费，先找到用水水平 q_1 ，并用产出响应函数 $f(q)$ （图 5.3 右下角象限）计算出产出。当 $f(q)$ 已知时，可以这样做，就像上面所假设的一样。然后，用这样的用水水平乘以 ω^* （边际成本水价）得到 $\omega^* q_1$ （图 5.3 左下角象限）。另外，应用关于产出函数 $f(q)$ 可以计算出 ω^* ，虽然它不能用来按水量收水费。最后，将水费 $\omega^* q_1$ 通过 45 线转换到竖轴得到水费 z_1 。重复上述过程，对于任何一个产出水平给出作为产出函数 $z(y)$ 的水费定价标准。

在这种情况下，诱导农场主生产最优产出水平 y^* 是可能的^②。很明显，倾向于节水的农场主会使用能够生产 y^* 的最小

① 农场主将选择可以最大化利润 $p y - \omega^* f^{-1}(y)$ 的产出水平。最优产出 y^* 满足一阶条件 $p = \omega^* f^{-1}'(y^*)$ 或者 $1/f^{-1}'(y^*) = \omega^*/p$ 。应用 $1/f^{-1}'(y) = f'[f^{-1}(y)]$ ，我们得到 $1/f^{-1}'(y^*) = f'[f^{-1}(y^*)] = \omega^*/p$ 。但是 $f'(q^*) = \omega^*/p$ ，因此 $f^{-1}(y^*) = f^{-1}(\omega^*/p) = q^*$ ，意即 $y^* = f(q^*) \equiv y^*$ ——边际定价规则下的最优（最好）产出。为确保充分性，将 $f[f^{-1}(y)] = y$ 两边关于 y 求微分，得到 $f'[f^{-1}(y)] f^{-1}'(y) = 1$ ，即 $f'[f^{-1}(y)] = 1/f^{-1}'(y)$ 。二次微分得 $f''[f^{-1}(y)] [f^{-1}(y)]^2 + f'[f^{-1}(y)] f''^{-1}(y) = 0$ ，因此， $f''^{-1}(y) = -f''[f^{-1}(y)] [f^{-1}(y)]^2 / f'[f^{-1}(y)] > 0$ ，因为 $f'' < 0$ 且 $f' > 0$ ，意即最大化的充分条件 $-y f''^{-1}(y) < 0$ 是满足的。

② 其他产出定价产生同样的产出。例如，在产出税定价标准 $t(y) = p - b e^{-y/s}$ 下，其中 b 为任意的标准化系数，利润为 $[p - t(y)]y = b e^{-y/s}$ 且最优产出水平为 y^* 。

水量，也就是，最优水平 $q^* = f^{-1}(y^*)$ 。但产出定价本身并不直接诱导农场主这样做，因为，从农场主的角度，水不是直接标明价格的。因此，若节水涉及的一些努力或固定成本没有考虑，如减少渠道的输水损失或使用特殊的灌溉技术，产出定价不可能得到高效的结果^①。

图 5.3 根据可获得的产出信息对水费进行产出定价的实例

现在考虑案例 4：没有测量用水，完全知道水响应函数和交易成本。这

种情况涉及的内容更多一些，但可以按照案例 3 那样简单的方式解决。假定产出是观测到的，并且设以 $\omega f^{-1}(y)$ 的方式进行产出定价，其中 ω 是政策选择参数， f 是（已知的）产出对水量的响应函数。即在产出水平 y 用水者支付 $\omega f^{-1}(y)$ 作为水费。将 $\omega^*(\lambda)$ 定义为正式的解

$$\{\omega(1 - \lambda) - c'[f^{-1}(\omega/p)]\}f'^{-1}(\omega/p) = \lambda f'^{-1}(\omega/p)$$

则，水费定价标准 $\omega^*(\lambda)f^{-1}(y)$ 是最优的。将左下象限的边际成本价格 ω^* 替换为 $\omega^*(\lambda)$ ，可以用图 5.3 来构建 $\omega^*(\lambda)f^{-1}(y)$ 。

为确保是 $\omega^*(\lambda)f^{-1}(y)$ 最优的，注意当收取水费 $\omega f^{-1}(y)$ 时，农场主选择最大化利润 $py - \omega f^{-1}(y)$ 的产出水平。最优的必要条件是给定 $1/f'^{-1}[y(\omega)] = \omega/p$ 时， $p - \omega f'^{-1} \times [y(\omega)] = 0$ 。应用 $1/f'^{-1}(y) = f'[f^{-1}(y)]$ 及

① 当涉及额外的投入或产出时，产出定价将扭曲这些投入和产出的市场，在这样的情况下，产出定价至多得到次优结果。

$f^{-1}[f(q)] = q$, 对等式两边微分, 代入 $q = f^{-1}(y)$ 整理, 我们得到 $f'\{f^{-1}[y(\omega)]\} = \omega/p$, 因此 $y(\omega) = f[f'^{-1}(\omega/p)]$ 。当交易成本等于 $\lambda\omega f^{-1}(y)$ 时, 社会效益函数为

$$\begin{aligned} B(\omega) &= py(\omega) - \omega f^{-1}[y(\omega)] \\ &\quad + (1 - \lambda)\omega f^{-1}[y(\omega)] - c\{f^{-1}[y(\omega)]\} \\ &= py(\omega) - \lambda\omega f^{-1}[y(\omega)] - c\{f^{-1}[y(\omega)]\} \end{aligned}$$

代入 $y(\omega) = f[f'^{-1}(\omega/p)]$, 得

$$B(\omega) = pf[f'^{-1}(\omega/p)] - \lambda\omega f'^{-1}(\omega/p) - c[f'^{-1}(\omega/p)]$$

且 $\omega^*(\lambda)$ 是最大化 $B(\omega)$ 的 ω 的水平。

现在, 假定取水量是观测到的并使用具有上述同样结构交易成本的水量定价, 派生需水是 $q(\omega) = f'^{-1}(\omega/p)$ 且管理者的目标 (社会效益) 为

$$\begin{aligned} B(W) &= pf[q(\omega)] - \omega q(\omega) + (1 - \lambda)\omega q(\omega) - c[q(\omega)] \\ &= pf[q(\omega)] - \lambda\omega q(\omega) - c[q(\omega)] \end{aligned}$$

代入 $q(\omega) = f'^{-1}(\omega/p)$ 上式变为

$$B(\omega) = pf[f'^{-1}(\omega/p)] - \lambda\omega f'^{-1}(\omega/p) - c[f'^{-1}(\omega/p)]$$

但是, 这是与上述在产出定价下的一样的目标。因此, 当 $\omega = \omega^*(\lambda)$ 时, 它为最大值。因为它服从 $\omega^*(\lambda)$ 获得在有全部信息的水量定价方式下获得结果的条件, 因此它必是最优的。

确实, 已知水响应函数, 水投入可以由产出推导得出, 所以任何由水量定价得到的结果同样通过产出定价也是可以得到的。当然, 前面所述的关于产出定价的限定 (没有节水的动机以及当涉及更多的产出或投入时, 可能会扭曲投入—产出决策) 同样适用。

案例 5 和 6: 有观测 (测量) 取水量资料, 但水响应函数的信息不对称

在有观测的取水量, 但水响应函数的信息不对称的案例中, 水管理者观测个体的取水, 但只知道水响应函数的一个类型参数 θ

(代表如种植者特征和土壤质量等因素)。水的产出响应函数 $y = f(q, \theta)$ 包括这个参数 θ , 这个参数是农场主的私人信息。管理者对 θ 的无知是通过定义在已知支集上的概率分布表现出来。派生需水为 $q(\omega, \theta) = f'^{-1}(\omega/p, \theta)$, 且边际成本定价规则定义的水价应该满足 $\omega = c'[q(\omega, \theta)]$ 。因此, 结果 $\omega^*(\theta)$ 是私下观测到的 θ 的函数。图 5.4 表示了三个不同类型 θ 的派生需水函数。如果不知道哪一种 θ 值是正在使用的, 管理者不能计算出实际的 $\omega^*(\theta)$ 。那么, 这类定价问题就演变为寻找一个使社会效益最大的水量水价定价标准 $\omega(q)$ 。

在没有执行成本的情况下 (案例 5), 由定价标准 $\omega(q) = c(q)/q$ (供水的平均成本) 做这项工作。这是因为在平均成本定价规则下, 农场主的利润 $pf(q, \theta) - [c(q)/q]q$ 与社会目标 $pf(q, \theta) - c(q)$ 是一致的。农场主 (在选择水投入时知道实际 θ 的全部信息) 会采用社会最优的水投入和产出水平。通过将水价确定为供水成本的平均值, 管理者内部化了水分配问题使农场主的自身利益与管理者的一致。

图 5.4 不同农场主类型 θ_1 、 θ_2 和 θ_3 的派生需水函数

注: 函数 $b(q) = \omega^*(\theta_1), \omega^*(\theta_2)$, 或 $\omega^*(\theta_3)$, 当 $q \in [0, q_1], q \in (q_1, q_2)$, 或 $q > q_2$ 时, 是一个有效的总费用定价规则。

另外，若管理者知道实际的 θ 可以在许多可能值中假定一个，则像图 5.4 中的 $b(q)$ 一样总费用定价规则在全部信息情况下（案例 1）可得到最优结果。实际上，信息不对称性为总费用定价提出了理由。

在有执行成本的情况下（案例 6），上述的定价方法不再是最优的，因为交易成本改变了社会目标函数。如前所述，假定水收益的一部分 λ 用于支付定价支出，则社会效益变为 $pf(q, \theta) - \lambda w(q)q - c(q)$ ，它根据水价定价标准 $w(q)$ 的选择而变化。管理者面临的定价问题是在服从个体合理性条件下，确定一个最大化 $pf(q, \theta) - \lambda w(q)q - c(q)$ 的实际 θ （对管理者是未知的）的定价标准 $w(q)$ 。Smith 和 Tsur（1997 年）分析了特殊情况下（具有固定的供水边际成本）的这类问题。但还是提供了一个总账。虽然如此，他们的分析证明了已经大体预见到的信息不对称性与执行成本之间的关系是凸的。

案例 7 和 8：用水无计量且水响应函数不公开

在用水无计量和水响应函数不公开的案例中，信息的不对称性包括生产技术参数 θ 和取水量 q 。管理者可以用观测到的变量来推求水投入。当产出是可以观测到的，完成这项工作的自然候选变量是产出。Smith 和 Tsur（1997 年）建立了一种对于 n 个生产者，当每个生产者都有私人的信息（管理者和其他生产者都是不知道的）时的定价模式。这种方法的结果由水费的征收标准 $t^i(y^i)$ 组成，它只以观测到的农场主 $i, i=1, 2, \dots, n$ ，的产出为依据，这些产出引导农场主在社会最优水平上生产。在没有报告成本的情况下，最优的水费征收标准达到最好的结果（案例 1 得到的结果）。

在一个数值例中，Smith 和 Tsur（1997 年）说明了交易成本对水费征收标准和确保社会效益的强烈影响。他们认为某个单一农场主具有 $y = (1 + \theta)q^{0.5}$ 这种形式的水响应函数，其中参数 θ 均

匀地分布在单位区间 $[0, 1]$ 内。供水成本有由该农场主产生的私有部分（如，从公共渠道到田间的输水成本）和由水机构产生的公共部分（如，在渠道内输水的成本）。公共成本和私有成本的比例是 $1:2$ ，即 $2/3$ 是私有的， $1/3$ 是公共的。作者还计算了没有水价及各种执行成本水平的最优定价的期望效益，结果见表 5.3。

表 5.3 私下观测取水和生产技术下的按产出
定价方式的期望效益

内 容	无管理		有管理	
	执行成本（水收益的百分比）	n. a.	0.00	10.00
期望效益（美元）	29.17	38.89	32.02	15.15

注 n. a. 不适用的。

资料来源：Smith 和 Tsur（1997 年）。

没有水价的期望净效益等于 29.17，对应 0%、10%、30% 执行成本的有水价的期望净效益分别等于 38.89、32.02 和 15.05。当制定水价没有成本时，期望净效益最大为 38.89。当水收益的 10% 支付定价支出时，期望效益降到 32.02。当水收益的 30% 支付定价支出时，只能得到 15.05 的期望效益，比没有管理的效益 29.17（在没有水费和没有发生执行成本的情况下）还要低。因此，在 10% 和 30% 之间的某些执行成本情况下，用产出方式进行制定水价是起反效果的，而且不应该采用。

结论

显而易见，水市场能为管理提供部分补救，但不可能脱离管理。某种形式的行政定价可能会作为管理的基本手段而保留，但是，由于普遍存在不完整的所有权，对用水者的取水缺乏控制（比如，灌溉用水未经测量）而且有关水生产技术的信息不完整，制定水价是相当复杂且成本昂贵的工作。

虽然，水管理文献对信息不对称性和执行成本的作用很少给予关注，但近来信息不对称性已经成为管理理论的核心部分。在机制设计和主要执行者理论中都出现有关内容 (Laffont 和 Tirole 1993 年)，但在水管理中几乎还没有应用 (见 Loehman 和 Dinar 1994 年, Smith 和 Tsur 1997 年)。

在水管理中，信息不对称性会出现在以下情形中：个人取水只有用水者知道；或者当水投入产出关系包含某些种植者知道而管理者不知道的参数。前者在灌溉用水没有测量时，是普遍存在的；而后者也很常见。

如果没有执行成本且信息完整，对水进行有效定价唾手可得。如果未观察到的取水行为单独存在，并不真正构成问题，因为水的投入可以从观察到的产出（或其他投入）推导出来并通过产出间接定价。而单独的由于有关生产信息造成的信息不对称性问题亦可通过量化的水定价标准来解决。执行成本本身也许会改变不同的定价方法的效率排序，但在概念上并未增加其他难度。但是如果这些问题同时存在，则需要使用机制设计理论来确定有效的水分配并得到有效的定价标准。

本文说明了执行成本和信息这两个因素在制定水价中的作用，首先从没有交易成本和信息完整的简单情形（案例 1）开始，进一步分析了一些包括真实交易成本和不完整信息的更符合实际的情形（案例 2~8）。虽然 Smith 和 Tsur（1997 年）的分析是一个好的起点，但全面考虑案例 7~8 还是不现实的。

为突出重点，本文集中讨论了水投入和从其他投入中筛选出影响作物产出的投入。在实际工作中，附加的投入如化肥、机械、劳力和农药也应该包括在内。这些附加投入的价格通常由灌溉行业外的因素来确定。这些投入的利润最大化水平可以追溯到水投入，因此，上述的分析也可以进行扩展来解决附加投入问题。虽然附加投入会使分析复杂化，并且夸大信息不对称性和交易成本的影响，但不会改变这些影响的性质。分析的另一条重要路线是把水机构的建立和运行作为减少交易成本和信息不对称性有害影

响的手段。

参考文献

- Bos, M. G. , and W. Walters. 1990. "Water Charges and Irrigation Efficiencies." *Irrigation and Drainage Systems* 4 (3): 267-78.
- Dinar, A. , and A. Subramanian. 1997. *Water Pricing Experience: An International Perspective*. Technical Paper no. 386. Washington, D. C. : World Bank.
- Laffont, J. J. , and J. Tirole. 1993. *A Theory of Incentives in Procurement and Regulation*. Cambridge, Massachusetts: MIT Press.
- Loehman, E. , and A. Dinar. 1994. "Cooperative Solution of Local Externality Problem: A Case of Mechanism Design Applied to Irrigation." *Journal of Environmental Economics and Management* 26: 235-56.
- Smith, R. B. W. , and Y. Tsur. 1997. "Asymmetric Information and the Pricing of Natural Resources: Understanding the Case of Unmetered Water." *Land Economics* 73 (3): 392-403.
- Tsur, Y. , and A. Dinar. 1995. "Efficiency and Equity Considerations in Pricing and Allocating Irrigation Water." Policy Research Paper no. 1460. World Bank, Washington, D. C.
- _____. 1997. "On the Relative Efficiency of Alternative Methods for Pricing Irrigation Water and Their Implementation." *World Bank Economic Review* 11 (2): 243-62.



第二部分
水价改革政治经济
的经验探讨

6

水价改革的经验总结

Steven Renzetti

饮用水供给是政府最古老的职能之一，可以追溯到几千年前。那时，政府当局认为需水无法控制，政府的主要作用体现在工程方面，即如何用最少的成本供给一定数量的水。但是，近几年来，许多国家的政府官员开始关心用水过度、水质下降、为许多人尤其是很穷的人供水持续不足等问题。因此，通过把用水者偏好、供水紧张与管理规划相结合的方式，不断努力改革水资源配置。

所以，本文第一个目的就是需要了解用水者偏好结构和供水成本结构。本文介绍了需水和供水成本，并利用此信息分析了合理的水价体系。本文第二个目的通过观察发现改革是公共决策的结果。因此，本文分析了制定水价决策的政治环境的经验特征。

供水成本结构

因为在低收入国家供水网络的压力越来越大，并且这些供水网络的管理受到关注，所以亟须了解供水的成本结构。Munasinghe（1992年）和 Biswas（1997年）指出：对于低收入国家的许多大型城市中心来讲，未来可利用水源的单位成本比现在供水平均成本要贵2~4倍。此外，有迹象

感谢 Ariel Dinar、Diane Dupont、Don Tate 及给予的评论。Craig Ireland 提供了宝贵的研究协助。

表明一些供水系统的外部影响正在恶化。例如，Munasinghe（1992年）指出曼谷地面沉降和马尼拉海水入侵与市政供水机构过度开采地下水有关。这类外部影响说明供水的社会成本正在快速增加，比传统会计学建议的成本增加要快得多。

城市供水的成本结构

按惯例，公共机构或管理严格的私人公司建设并管理灌溉系统和市政供水系统。管理者和决策者认为这些系统属于自然垄断，为这种状况辩护。仔细分析这些设施的成本结构，可以说明规模经济是否真的普遍存在，并且说明特殊服务（如维修或计费）的竞争可能会提高效率、改进服务（Easter 和 Feder 1997 年）。

高收入国家城市供水计量经济研究相对较少，低收入国家就更少了。因此，许多关于成本结构、特别是关于规模经济是否存在的重要问题还没有足够的答案。但是，许多研究指出对供水系统规模的回报增加不如曾经认为的那样普遍。如果将供水系统的组成部分分开考虑，只关注贮水和水处理、水分配和输送以及其他面向服务的方面，那么这种现象尤为真实。

Kim（1987年）对城市供水成本多输出模型进行评价，并且发现只要商业服务体现出规模经济特性，那么住宅服务的利润就会下降。Boisvert 和 Schmidt（1997年）近期的工作表明农村小型贮水和集水设施带来的利润增长与自来水公司输水的利润下降相抵消。

这些研究的一个重要结论是扩大供水系统规模不可能提高经营效率。相反，为了改善服务质量，需要改变供水机构的结构和运营（Galal 和 Shirley 1995 年）。这可以通过打破供水垄断，建立小型的当地供水机构来完成。而且，这些当地供水机构可以由私人公司管理或干脆拍卖给私有投标人。Rivera（1996年，第2页）这样总结：“私有部门参与供水和污水处理行业，可能会明显改善管理、提高经营效率。”但是，Rivera 也告诫这些改善依政府管理的充分程度而定。

另外的经济计量学研究关心影响供水边际成本因素和与水价制定有关的因素。Boisvert 和 Schmidt (1997 年)、Renzetti (1992 年 a)、Teeples 和 Glycer (1987 年) 都发现边际成本随距离(供水管网分布的长度)的增加而增加。这可能是因为在较长距离保持恒定水压和氯气含量所造成的。另外, Munasinghe (1992 年, 表 8.3)、Renzetti (1992 年 a)、Russell 和 Shin (1996 年) 发现在需水高峰时期边际成本上升很快。例如, Munasinghe 的结果说明夏季用水高峰月份的边际成本是非高峰时期实测边际成本的两倍。这些较高的边际成本与较高的加压成本有关, 依次来讲, 较高的加压成本是由于电力设备采用高峰电价造成的。虽然所有研究均基于高收入国家公用事业公司的营业情况, 但是低收入国家的情况与高收入国家的情况不会有明显的差别。

供水成本的成本会计学

制定有效水价的一个必要条件是彻底计算供水成本。这种做法有几个挑战。首先, 将会计学信息转换为边际成本预算有困难。这在某种程度上是由于股本的不可分性造成的。Munasinghe (1992 年, 第 8 章)、Russell 和 Shin (1996 年) 提供了从会计学数据推导边际成本的各种近似解法的最优处理办法。这些公式的重要特性是它们都特别依赖于未来供水扩建规划的资金需求信息。

如果存在这些困难, 如何让资源有限的供水机构简化边际成本预算任务? 加拿大环境部开发了一种预算软件(加拿大水与污水协会 1992 年), 就是个很好的范例。这个软件要求公用事业供水公司管理者输入会计资料、需水增长预测和未来供水水源的基本建设费用预算。根据输入数据, 该软件估算了边际成本, 帮助管理者计算各种价格。

在制定水价时, 要单独考虑的一个问题是成本。供水机构在计算自身开支时通常会低估供水经济成本。例如, 美国和加拿大的城市供水机构有时没有计算基本建设费用折旧或土地占用成

本。另外，必须评价与能源消耗、水质下降和地下水开采相关的外部影响。例如，Munasinghe（1992年）预测如果作为马尼拉供水水源的含水层深度保持不变，那么马尼拉的供水长期边际成本将是0.13美元/ m^3 。但是，按目前的抽水率，含水层正在下降，导致供水边际成本上升为0.142美元/ m^3 。

需水结构

供水机构需要了解需水结构以便预测水改革的影响。另外，政府官员可以利用需水信息决定价格制定和供水系统设计。

住宅需水

对住宅需水来说，使用水易受物价和收入等经济因素影响；对商业、工业和农业需水来说，使用水易受物价和产量影响。但是，正如Espey和Shaw（1997年）近期的荟萃分析所表明的那样，还不能确定影响价格及收入-产出弹性的因素。在某种程度上，这种情况由于采用盛行的单一方程的需水模型，这种模型不能将水用于更为通用的用水者偏好模型。

在模拟水价变化的影响时，高收入国家的分析者不必担心供水接驳费用的影响。这正是低收入国家应用这些研究结果的重要障碍，因为低收入国家的家庭更可能在几种供水水源中作出选择，而且更容易受到供水相对成本变化的影响。世界银行需水调查组（1993年）发现公用水龙头的供水接驳的价格弹性范围在-0.1~-0.3之间，私人供水的供水接驳的价格弹性范围在-0.7~-1.5之间。Singh等（1993年）还发现供水接驳的费用和每月的收费标准是否使用公共供水系统的决定有很大的（而且是消极的）影响。这些研究成果表明改革必须同时考虑接驳价格和供水价格。在假定市场规模不变的（一般在高收入国家）前提下，这些改革不能发挥作用。

另一派关于用水者偏好结构的研究表明，居民用户非常愿意

支付改善供水的费用。在高收入国家，通常这些改善被模拟为提高供水水质或加强供水系统的可靠性。例如，Brox、Kumar 和 Stollery (1999 年) 对加拿大家庭愿意支付将市级供水水质标准提高到省级供水水质标准的升级费进行了预测。平均每个家庭每月愿意支付约 7 美元或平均水费的 35%。另外，Howe 和 Smith (1994 年) 发现科罗拉多州的居民用户愿意每年支付约 60 美元将主要供水系统发生故障的可能性减半。

在低收入国家，有迹象表明家庭也愿意支付接驳到可靠公共供水设施的费用。这个支付意愿是社会经济学特征和其他因素的复杂函数 (Ashthana 1997 年, Madanat 和 Humplick 1993 年, Mu、Whittington 和 Briscoe 1990 年, Singh 等 1993 年, 世界银行需水调查组 1993 年)。这些研究有代表性地估算了离散选择模型，这种模型假设家庭在私有管道供水、公共管道供水、售水商、私人或公共水井这些供水选择中进行选择。例如，世界银行需水调查组 (1993 年) 估算 0.5%~10% 的家庭收入可用于支付与私有供水管道接驳的费用。Singh 等 (1993 年) 也发现家庭非常愿意支付与私有供水管道接驳的费用，当采用按月收费方式而不是接驳费用 (可能因为资本市场缺陷) 时这种意愿更加强烈。Ashthana (1997 年) 估算印度农村家庭愿意一次性支付费用，以减少获得安全供水所需的走时 (实现的时间，译者注)，其金额约为非熟练劳动力日工资的一半。

工农业需水

工业企业生产设备和发电厂通常不是最大的用水户，但是最近有迹象表明在一些地区它们成为需水中增长最快的部分 (Biswas 1997 年, Le Moigne 等 1992 年)。水在工业运行和电力生产中的作用还没有进行深入的研究。例如，根据绝大多数国家 1987 年的数据提出的 1996~1997 年各国的行业用水报告 (世界资源所 1997 年)。虽然绝大多数弹性系数相对较小，但是需水和土地分配都受水价影响。另外，Caswell (1991 年) 说明了低收入

国家农场主对各种灌溉技术的选择依赖于土地质量、风险意识、不完善的信用市场和产品市场结构。因此，如果模拟采纳决策和水价改革对灌溉的影响，必须考虑这些特点。低收入国家可以参考对中高收入国家的农业用水广泛分析得出的一些教训（见 Berck、Robinson 和 Goldman 1991 年和本书的其他部分）。

定价规则

在任何部门和国家都能发现无效水价的例子（Dinar 和 Subramanian 1997 年）。Renzetti（1999 年）调查了加拿大市政自来水公司的一个实例，发现为居民供水的边际成本超过边际价格是由三种因素造成的，而为商业部门供水的边际成本超过边际价格是由两种因素造成的。根据低收入国家的经验，世界银行（1993 年，第 30 页）总结为：“最近对世界银行资助的市政供水项目进行检查，发现征收的水价平均只能支付 35% 的供水成本，对许多灌溉系统的收费价格则更低。”此外，还有水价改革产生福利收益的实例。但是，如何恰当地改革水价总的来看还没有达成一致意见（见 Dalhuisen、de Groot 和 Nijkamp 2000 年），因为最优价格取决于供水机构的目的和供水机构获取的信息种类。

边际成本定价

边际成本定价是公共部门定价规则不可分割的部分。尽管如此，水行业几乎没有采用边际成本定价的实例。Renzetti（1992 年 a）研究了加拿大温哥华市住宅水表的安装情况和水价改革。Munasinghe（1992 年）对 São Paulo 的水价制定进行了全面的分析，指出水价是如何偏离边际成本的。

尽管有这些实例，但实施边际成本定价还是遇到了许多障碍。这些障碍包括确定和计算边际成本的困难（包括使用历史会计数据、清算外部成本以及分摊联合成本的困难）、边际成本定价使收益变异性加大的可能性以及对资产价值的忧虑。这些障碍阻止了

供水机构采用边际成本定价。例如，美国水工程协会（1991年，第50页）坚决主张“将这个理论（边际成本定价）应用于制定水价很不实际。”

Feldstein 定价

如果公共机构不关心社会效益分配，那么边际成本定价是有效的。另外，即使规模利润增加，但边际成本定价却会导致赤字。关于后一个问题，普遍接受的解决办法是采用二部制定价体系，这样按水量收费以供水边际成本定价，接驳费用补偿存在的赤字。但是，Feldstein（1972年）指出接驳费用的作用就像递减人头税。如果公共机构对收入不平等有一些反感，那么这种政策可能降低社会效益。Feldstein 推导出最优二部制定价规则，这个规则允许公共机构在制定反映收入不平等价格时满足收支平衡的约束条件。在 Feldstein 定价条件下，按水量收费高于边际成本，以便降低必要的接驳费用。表 6.1 利用美国 and 两个发展中国家的数据说

表 6.1 Feldstein 定价实例

η^a	(p/mc) 美国	(p/mc) 埃及	(p/mc) 肯尼亚
0.00	1.00	1.00	1.00
0.25	1.13	1.38	1.65
0.50	1.30	2.09	9.70
0.55	1.34	2.33	31.80
0.75	1.53	4.04	$<0.00^b$
1.00	1.82	23.81	<0.00

注 计算运用 Feldstein（1972年）的公式 18 和他假定的价格和收入弹性系数。根据世界银行（1996年）的数据计算收入分配参数。

- 参数 η 为收入的社会边际效用弹性系数。 η 值越大表示社会对收入不平等的关注越高。 (p/mc) 项衡量价格与边际成本的社会最优比率。 P 是单价， mc 是边际成本。两者都使用同样单位（美元/ m^3 ），所以该比率是无量纲的。
- 因为肯尼亚的收入极不平等，所以当 η 值大时，最优比率 (p/mc) 的方程得出负值。

资料来源：作者。

明，即使对收入不平等有一点反感，实际上也都会推动价格偏离边际成本，这是因为在阿拉伯埃及共和国和肯尼亚收入极不平等和家庭供水接驳费用的消极影响。这个简单的实例说明了如果水管理者管辖范围内的收入分配很不平等或者要求他们考虑定价决定的分配后果，那么他们不得不控制边际成本定价的欲望。但是，Feldstein 模型一个重要局限是该模型假定改变供水水源用户不承担接驳费用。放宽该假定条件的价格含义在后面进行分析。

非线性价格

水价一般为消费水平的递增或递减函数。经常以用水量越大供水越便宜（在边际条件下）的论断来证明分段递减水价是合理的。相反，分段累进制水价体系作为供水成本上升和鼓励保护水资源的标志，也常常受到支持。

许多文献资料介绍了自来水公司的定价理论模型（Brown 和 Sibley 1986 年）。研究者通常会发现有效的非线性价格定价标准的形式是供水和需水特征的函数。因此，如果分析者将需水结构和需水分布信息与供水成本结合，那么允许用户自己选择价格可能会提高福利。本文列举了低收入国家与水价改革特别有关的两个实例。

第一个实例关于最优二部制价格。这些价格与 Coase 二部制价格类似，不同的是最优二部制价格考虑了关于接驳费用的非零弹性系数（Brown 和 Sibley 1986 年）。在这些价格条件下，接驳费用和恒定的单位水价都偏离了它们各自的边际成本，相反偏离的数值与相关需水弹性有关。例如，如果估算接驳费用的价格弹性大于水价弹性，那么这意味着接驳费用的确定更加接近边际成本，而按水量收费应该相对较大地偏离了供水边际成本。

非线性价格的第二个实例是最优非线性定价。这个定价规则通过允许按水量收费为供水量的非线性函数扩展了分析。这里一个重要结论是有效的定价标准形式是供水边际成本、需水弹性、每个消费层次用户分布的函数。因此，可能出现正斜率或反斜率定

价标准。例如，如果一个自来水公司的固定成本、供水边际成本和需水不变，那么有效的定价标准为反斜率。这个结果是 Ramsey 次优定价的一个实例，自来水公司试图确定一个能够最大限度减少因满足收支平衡条件而造成福利损失的定价标准。直觉上需水量小的用户需水弹性也相对较小。因此，为了最大限度减少因满足收支平衡约束条件而造成的福利损失，自来水公司为了这些用水户必须使边际价格最大限度地背离边际成本（因为消费者承担的责任最小）。随着用水量的增加，需水弹性也增加。依次类推，必须缩小边际价格和边际成本之间的差距，以避免大幅度降低用水造成的福利成本上升。

毫不奇怪，在选择定价标准的复杂程度时要作权衡。更复杂的定价标准可以简化为帕累托占优的更简单的形式，但是需要有关于需水结构和需水分布方面更多的信息。

水价改革的影响

本节讲述研究水价改革影响的有关方法和成果。

水价改革的福利影响

许多作者计算了水价偏低的福利成本。Renzetti (1992 年 b) 估算在加拿大温哥华市进行水价改革将提高 4.5% 的社会效益。Russell 和 Shin (1996 年) 对美国凤凰城进行研究表明，采用不同的方法计算边际成本，用水户的过剩增加 7.7%~11.0%。

注意到高收入国家会在水价改革中获得福利，在低收入国家也可能这样，但几乎肯定被低估了。这是因为这些研究没有强调低收入国家的福利增加来源，如减少污染、改善健康状况、减少非法接驳、检查供水系统的泄漏情况。这些有关福利研究的第二个局限是研究都基于需水与其他消费需求无关的假设。这是因为差不多所有的研究都应用单一方程估算居民需水量，而没有分析水在用水户偏好中的作用等更为普遍的问题。

水价改革的一般均衡效应

水价变化会带来其他部门价格的变化，在这些部门中水占了生产成本的较大份额，水虽然价格较贵，但用户无法找到替代品，或者公司在投入或产出市场都有一定的制定价格的权力。所以，家庭会发现水价改革引起了电价和食品价格的变化。如果要充分评估水价改革的影响，那么需要模拟这些因水价改革引起的价格变化及其对公司和家庭的影响。

例如，Renzetti (1992 年 b) 研究了加拿大温哥华市的水价改革。在该城市，采用边际成本定价意味着居民用户的水价上涨，而非居民用户的水价下降。为什么建议的水价改革产生了正的净利润，主要原因是假设了商业用户以降低家用产品价格的形式分配了由水价下降节约的成本。

Sunding 等 (1997 年) 研究了其他的一般均衡模型，这些模型用于评估限制向加利福尼亚农场主供水的政府政策影响。虽然所有的模型都表明减少供水对农业产量的影响可通过允许水交易来抵消，但是作者们还发现需要在模拟农场主反应的资料详细程度和模型的地理覆盖范围之间进行权衡。

Renzetti 和 Dupont (1999 年) 考虑过采取加拿大安大略省对所有自供水用户收取取水费的做法。因为热电厂是该省最大的用水户，取水收费不仅会提高水价，而且会提高电价。在工业行业中，电价上涨比水的单位成本上涨对这些行业的成本影响更大，因为电价在它们的成本计算中占较大份额。

交叉补贴和相对价格变化

正如前面指出的那样，现行水价很少接近供水边际成本。除了表明水价经济效益较低外，还说明价格与边际成本的差距因用水群体的不同而不同，因此，水市场中用水群体间的交叉补贴很普遍。

这种情况说明实行有效的价格将使不同的用水群体的水价产

生不同幅度的变化，而且有些价格还可能会下降（Hall 和 Hanemann 1996 年，Le Moigne 等 1992 年，Renzetti 1992 年 b），这将决定供水机构管理者和用水户是否接受水价改革。在相对价格变化很大的情况下，价格改革的效率基础与关心不同用水群体水价的增幅是否公平相比变得不太重要。

成本-收益份额的意义

一些迹象表明在世界大多数地方水是低档商品。但是，水费在富人和穷人家庭收入中所占的比例有所差别，低收入国家的差别比高收入国家的差别大得多。Tate 和 Lacelle（1995 年）介绍了加拿大家庭用于从公共供水机构获得供水的开支平均占收入的 0.6%，并且随着家庭收入的增加这个比例缓慢下降。世界银行（1993 年）举例说明发展中国家水成本份额占家庭收入的比例，该比例的变化范围为富人家庭的 1% 至穷人家庭的约 20%。

有两条理由说明水占家庭（和公司）预算份额的重要性。第一，因为水是低档商品，需要注意水价改革引起的对资产净值重要性的关注。Feldstein 价格制定实例阐明了这个问题。第二，在确定水价改革影响时，用水户支付水费占收入的百分比对实际生活水平有影响。

政治问题的经验方面

在有些国家，水价改革是一项重大政治问题。本文最后一节讨论制定水价改革决策的政治环境中的两个经验特征。

交易成本

在灌区内或有自供水公司的情况下，水配置规则改革的一个问题是引入用水权交易的可能性。交易成本的出现和形式是水权交易市场范围的一个重要决定性因素，因为这些水权可以提高用水效率。例如，Zilberman、Chakravorty 和 Shah（1997 年）模拟

了从水伫列体制向基于水权交易体制的转变，并且他们发现如果交易成本过高，那么这个转变实际上会降低总福利。当潜在收益不再属于搜寻成本和议价成本所有时，会出现这种情况。

遗憾的是，在确定交易成本数量和形式或影响交易成本的因素方面没有经验性成果。尽管如此，对现有许可证市场进行调研可以发现一些普遍性规律。

显然许多因素在确定交易成本时起作用。其中有一些因素只针对某个特例。例如，对美国的特殊群体——炼油厂来讲，由于其经营历史较长，在减少铅含量活动中最大程度降低了交易成本（Hahn 和 Hester 1989 年）。

通过对比，有些因素对绝大多数实例是通用的。例如，如果一种交易出现之前要得到政府批准，那么交易成本将会提高。相反，如果政府为市场提供信息或者发挥免费中介的作用，那么交易成本应该降低（Tripp 和 Dudek 1989 年）。

Stavins（1995 年）研究了交易成本函数的类型，并指出边际交易成本和交易数量的关系与许可证市场的效率有关，可惜没有可供指导我们的信息。一方面，一些固定成本（例如法定成本和注册费）可能会与交易相结合，这会降低边际成本。另一方面，搜寻成本的特征可能就是增加的边际成本，因为潜在的交易人首先寻找那些最想交易的人。所幸的是，设计一些试验，用这些试验分析影响交易成本形式和数量的因素并研究这些成本如何影响交易效率是一个有前途的研究领域（Saleth、Braden 和 Eheart 1991 年）。

公共机构的承诺

许多研究者提到在低收入国家许多人已经清醒地认识到供水机构不能完成它们的使命（Singh 等 1993 年；世界银行需水调查组 1993 年），以怀疑态度看待包括有关水价改革的承诺。因此，家庭采取防御措施保护自己不受供水机构故障影响。这些措施有安装家庭式蓄水池和蓄水箱以保证有替代的供水水源。

所以，公共机构的信用主要影响交易成本在水许可证市场的作用。虽然这不能限制水管理机构的行为，但是值得考虑的是这些机构可以采取什么行动以提高他们表明的信用度。公共机构承诺信用度的提高会降低用水户的疑问。依次类推，这样会改善水许可证市场的运作，并且提高用水户支付改善服务费用和参与有关水分配的决策制定的积极性。

供水机构为提高信用可采取的行动包括：①共享有关过去和目前工作业绩信息，例如财务记录、供水系统维修人员数量、水质测定方法、服务中断频率、系统压力读数；②让用水户群体参与决策制定过程；③对树立名声的活动投资，如通过媒体宣传让大众了解事实；④发布履约保证书。供水机构也可以进行机制改革，例如，为了提高信用，授予更大的自主权。

结论

我的结论强调五点。

第一，显然需要进行水价改革。已经充分了解了水价偏低的内涵。经济理论和相关经验为必要的的数据收集、成本核算、参数估算提供指导。但是要更多地了解需水结构和分布、供水边际成本结构和供水外部成本数量。我们要牢记这些，拓宽视野，不要只集中在水价改革，也要考虑总体的供水改革。这意味着要重新考虑公共供水和私人供水适当结合、供水机构的成本核算方法、允许更多用水户参与决策制定等其他途径。同样需要对有关供水能力和定价、污水处理系统进行综合决策（Renzetti 1999年）。

第二，我们不当低估用水户对水价变化的反应和他们愿意支付获得可靠供水的改进措施的费用意愿。低收入国家许多家庭愿意将家庭收入的较大份额用于获取安全供水。

第三，制定有效价格要求收集供水成本结构和用水户偏好结构两方面的信息。只有了解用水户偏好，供水机构才能向用水户提供比现有水价更有效的水价和服务选单。

第四，虽然引入水价改革的方式很重要，但是还不清楚最有效的改革方法。一方面，如果突然引入水价改革，就会令家庭和公司措手不及，没有时间调整它们与水有关的实际资本。另一方面，如果分阶段进行水价改革，以便根据改革分配结果提出反对意见，那么就可能会使供水机构在承诺水价改革时承受压力。

最后，几乎没有对低收入国家的其他水应用的作用和价值的研究成果。我们需要进一步了解这些问题，以便预测水价改革的影响。

参考文献

- American Water Works Association. 1991. *Water Rates Manual*, 4th ed. Denver, Colorado.
- Asthana, Anand. 1997. "Where the Water Is Free but the Buckets Are Empty: Demand Analysis of Drinking Water in Rural India." *Open Economies Review* 8 (2): 137-49.
- Babin, Frank, Cleve Willis, and Peter Allen. 1982. "Estimation of Substitution Possibilities between Water and Other Production Inputs." *American Journal of Agricultural Economics* 64 (1): 148-51.
- Berck, Peter, Sherman Robinson, and George Goldman. 1991. "The Use of Computable General Equilibrium Models to Assess Water Policies." In Ariel Dinar and David Zilberman, eds., *The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture*. Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Biswas, Asit K., ed. 1997. "Water Development and Environment." In *Water Resources: Environmental Planning, Management, and Development*. New York: McGraw-Hill.
- Boisvert, Richard, and Todd Schmidt. 1997. "Tradeoff between Economies of Size in Treatment and Diseconomies of Distribution for Rural Water Systems." *Agricultural and Resource Economics Review* 27 (2): 237-47.

- Brown, Stephen, and David Sibley. 1986. *The Theory of Public Utility Pricing*. Cambridge, U. K. : Cambridge University Press.
- Brox, James, Ramesh Kumar, and Kenneth Stollery. 1999. "Willingness to Pay for Water-Quality Enhancements: Some Canadian Evidence." Paper presented at the 33rd Annual Meeting of the Canadian Economics Association, May 28-30, Toronto.
- Canadian Water and Wastewater Association in cooperation with Environment Canada and the Rawson Academy of Aquatic Science. 1992. *Municipal Water and Wastewater Rate Manual: A New Approach to Rate Setting*. Ottawa.
- Caswell, Margriet. 1991. "Irrigation Technology Adoption Designs: Empirical Evidence." In Ariel Dinar and David Zilberman, eds., *The Economics and Management of Water and Drainage in Agriculture*. Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Dalhuisen, Jasper, Henri L. F. de Groot, and Peter Nijkamp. 2000. "The Economics of Water: A Survey." *International Journal of Development Planning Literature* 15 (1): 1-21.
- Dinar, Ariel, and Ashok Subramanian, eds. 1997. *Water Pricing Experiences: An International Perspective*. World Bank Technical Paper no. 386. Washington, D. C. : World Bank.
- Dupont, Diane, and Steven Renzetti. 1999. "The Role of Water in the Canadian Manufacturing Sector." Paper presented at 33rd Annual Meeting of the Canadian Economics Association, May 28-30, Toronto.
- Easter, K. William, and Gershon Feder. 1997. "Water Institutions, Incentives, and Markets." In Douglas Parker and Yacov Tsur, eds., *Decentralization and Coordination of Water Resource Management*. Boston: Kluwer Academic Publishing.
- Espey, M., J. Espey, and W. D. Shaw. 1997. "Price Elasticity of Residential Demand for Water: A Meta-Analysis." *Water Resources Research* 33 (6): 1369-74.
- Feldstein, Martin. 1972. "Equity and Efficiency in Public Sector

- Pricing: The Optimal Two Part Tariff." *Quarterly Journal of Economics* 86 (2): 175-87.
- Flavin, Christopher, and Nicholas Lenssen. 1994. "Reshaping the Power Industry." In L. R. Brown, ed. , *State of the World*. New York: Norton.
- Galal, Ahmed, and Mary Shirley. 1995. *Bureaucrats in Business: The Economics and Politics of Government Ownership*. World Bank Research Report. Oxford, U. K. : Oxford University Press.
- Hahn, William, and George Hester. 1989. "Marketable Permits: Lessons from Theory and Practice." *Ecological Law Quarterly* 16 (3): 361-406.
- Hall, Darwin, and Michael Hanemann. 1996. "Urban Water Rate Design Based on Marginal Cost." In Darwin Hall, ed. , *Marginal Cost Rate Design and Wholesale Water Markets, Advances in the Economics of Environmental Resources*, Vol. 1. Greenwich, Connecticut: JAI Press.
- Howe, Charles W. , and Mark Griffin Smith. 1994. "The Value of Water Supply Reliability in Urban Water Supply Systems." *Journal of Environmental Economics and Management* 26 (1): 19-30.
- Kim, H. Youn. 1987. "Economics of Scale in Multi-Product Firms: An Empirical Analysis." *Economica* 54 (2): 185-206.
- Le Moigne, Guy, Shawki Barghouti, Gershon Ferder, Lisa Garbus, and X. Mu, eds. 1992. *Country Experiences with Water Resources Management*. Technical Paper no. 175. Washington, D. C. : World Bank.
- Madanat, Samer, and Frannie Humplick. 1993. "A Model of Household Choice of Water Supply Systems in Developing Countries." *Water Resources Research* 29 (5): 1353-58.
- Mody, Jyothsna. 1997. *Industrial Demand for Water in Thailand*. Ph. D. diss. , Boston University, Boston.

- Moore, Michael, Noel Gollehon, and Marc Carey. 1994. "Multicrop Production Decisions in Western Irrigated Agriculture: The Role of Water Price." *American Journal of Agricultural Economics* 76 (4): 859-74.
- Mu, Xinming, David Whittington, and John Briscoe. 1990. "Modeling Village Water Demand Behavior: A Discrete Choice Approach." *Water Resources Research* 26 (4): 521-29.
- Munasinghe, Mohan. 1992. *Water Supply and Environmental Management: Developing World Applications*. Boulder, Colorado: Westview Press.
- Renzetti, Steven. 1992a. "Estimating the Structure of Industrial Water Demands: The Case of Canadian Manufacturing." *Land Economics* 68 (4): 396-404.
- _____. 1992b. "Evaluating the Welfare Effects of Reforming Municipal Water Prices." *Journal of Environmental Economics and Management* 22 (2): 147-63.
- _____. 1993. "Examining the Differences between Self and Publicly Supplied Firms' Water Demands." *Land Economics* 69 (2): 181-188.
- _____. 1999. "Municipal Water Supply and Sewage Treatment: Costs, Prices and Distortions." *Canadian Journal of Economics* 32 (2): 688-704.
- Renzetti, Steven, and Diane Dupont. 1999. "An Assessment of the Impact of a Provincial Water Use Charge." *Canadian Public Policy* 25 (2): 1-19.
- Rivera, Daniel. 1996. *Private Sector Participation in the Water Supply and Wastewater Sector: Lessons from Six Developing Countries*. Washington, D. C. : World Bank.
- Russell, Clifford, and Boo-Shig Shin. 1996. "Public Utility Pricing: Theory and Practical Limitations." In Darwin Hall, ed. , *Marginal Cost Rate Design and Wholesale Water Markets, Advances in the Economics of Environmental Resources*, Vol. 1. Greenwich,

Connecticut: JAI Press.

- Saleth, R. Maria, John Braden, and J. Wayland Eheart. 1991. "Bargaining Rules for a Thin Spot Water Market." *Land Economics* 67 (3): 326-39.
- Singh, Bhanwar, Radhika Ramasubban, Ramesh Bhatia, John Briscoe, Charles Griffin, and Chongchun Kim. 1993. "Rural Water Supply in Kerala, India: How to Emerge from a Low-Level Equilibrium Trap." *Water Resources Research* 29 (7): 1931-42.
- Stavins, Robert N. 1995. "Transaction Costs and Tradeable Permits." *Journal of Environmental Economics and Management* 29 (2): 133-49.
- Stone, John, and Dale Whittington. 1984. "Industrial Water Demands." In Janus Kindler and Clifford Russell, eds., *Modeling Water Demands*. London: Academic Publishers.
- Sunding, David, David Zilberman, Neal MacDougall, Richard Howitt, and Ariel Dinar. 1997. "Modeling the Impacts of Reducing Agricultural Water Supplies: Lessons from California's Bay/Delta Problem." In Douglas Parker and Yacov Tsur, eds., *Decentralization and Coordination of Water Resource Management*. Boston: Kluwer Academic Publishers.
- Tate, Donald, and David Lacelle. 1995. "Municipal Water Rates in Canada: Current Practices and Prices, 1991." Social Sciences Series no. 30, Water and Habitat Conservation Branch. Ottawa: Environment Canada.
- Teeple, Ronald, and David Glycer. 1987. "Cost of Water Delivery Systems: Specification and Ownership Effects." *Review of Economics and Statistics* 69 (3): 399-408.
- Tripp, J. T., and D. J. Dudek. 1989. "Institutional Guidelines for Designing Successful Transferable Rights Programs." *Yale Journal of Regulation* (6): 369-91.
- World Bank. 1993. *Water Resources Management: A World Bank Policy Paper*. Washington, D.C.: World Bank.

_____. 1996. *Development Indicators*. Washington, D.C.

World Bank Water Demand Research Team. 1993. "The Demand for Water in Rural Areas: Determinants and Policy Implications." *The World Bank Research Observer* 8 (1): 47-70.

World Resources Institute. 1997. *World Resources: A Guide to the Global Environment*. New York: Oxford University Press.

Zilberman, David, Ujjayant Chakravorty, and Farhed Shah. 1997. "Efficient Management of Water in Agriculture." In Douglas Parker and Yacov Tsur, eds., *Decentralization and Coordination of Water Resource Management*. Boston: Kluwer Academic Publishers.

7

摩洛哥灌溉农业的水市场和交易改革对不同利益群体的双赢效应

Xinshen Diao,
Terry Roe

在 Krueger (1991 年) 对发展中国家农业价格制定政策政治经济的综述中, 总结出对农业的歧视几乎是公开的。政府越是在意识形态上承诺遵循促进进口替代的工业化政策, 并且农业产品越是出口商品主流, 那么这种歧视越明显。既然采取了歧视出口竞争农作物这种直接干预方式, 那么进口竞争农产品就受到了保护。

从总体上讲, Krueger 的结论是: 通常通过贸易领域和汇率政策体现出的间接歧视农业比直接干预造成的歧视更重要。虽然近几年许多国家的经济已经面向世界市场, 但是改革远未完成 (见 Diao、Roe 和 Yeldan 1999 年就此进行的讨论和土耳其的实例分析)。所以, 当总体上歧视农业的程度有所下降时, 许多国家歧视农业的基本格局依然存在, 相对于出口竞争行业来说, 进口竞争行业更加受到保护, 对其他经济部门的干预, 在总体上保持着对农业的歧视。

这种歧视不利于水资源的有效配置, 特别是在水资源相对短缺、农业消耗相当大比例的可用水源的经济环境中。显然, 保护进口竞争农作物会将农业和经济资源改变为偏好这些农作物的格局。另外, 在灌溉用水价格低于影子价格必须采用行政手段配置灌溉用水的情况下, 不顾贸易的扭曲, 提高水价或建立水市场, 就会进一步加重已经受到贸易政策歧视的农作物的隐性税收。在必须对水资源配置的管理情况

下，虽然其他资源的消耗降低，但通过改革取消对进口竞争农作物生产者的保护，不会使这些生产者改变用水模式。随着贸易改革，尽管目前未受保护农作物比以前的价格更低，但是它们的新的影子水价仍为正值时，就会出现这种情况。

贸易改革的许多其他影响对农业产生间接好处，而且十分重要。这些好处包括鼓励家庭通过节约增加用于投资的家庭收入，随着时间的推移，通过扩大生产提高其他重要资源的回报率。总出口量的增长也会增加外汇收益，以可能低于本国经济的成本进口更多的中间投入。

本文目的

针对经济政策改革还不完善的情况，本文第一个目的是深入分析贸易改革和农业部门联系的相对程度，并且评估贸易改革怎样影响灌溉农业的水资源配置的数量和模式。本文集中分析摩洛哥的情况，特别强调在摩洛哥经济趋向一个新的长期平衡时，废除农业歧视是怎样失败的过程。

第二个目的是确定摩洛哥制定水价制度改革是否也会减少全面的政策改革的阻力。除了贸易改革以外，水资源配置需要行政管理，这个事实使农作物的影子水价发生变化，也引起了这样的问题：各种农作物的生产者和他们的联盟在政治上的影响是否发生变化。此外，如果继续贸易政策改革，那么可能使灌溉农业的水价制定和水权政治经济学变得更有争议。因为和绝大多数国家一样，摩洛哥的行业特定资源在家庭中分布不均，政策改革使租金流向包括水权在内的行业特定资产，差不多总是给某些权利拥有者带来好处。即使在总体上经济获得了净福利收益，但这些好处是以牺牲其他人的权利为代价的。

正如已经注意到的那样，当征收的水价低于水的边际价值时，使用灌溉水的农场主获得了不明确的津贴。这个不明确的津贴通常高于受保护的农作物价值。这个津贴近似等于水的影子价格与

政府征收水价的差额。因为有利于进口竞争行业的政策已经存在了很长时间，种植受旧政策保护农作物的农场主们，在边际上，随着这些农作物的包括用水定额在内的特定资源的利润减少，情况变得越来越糟（至少是在短期内）。农作物其他的特定资源（如农场主对种植甜菜和甘蔗等农作物的技巧和技能的投资、适合种植灌溉谷物而不易在短时间内改种蔬菜的土地、需要几年时间的栽培才有收获的果树）的利润也会下降。除了贸易改革外，如果政府为适应贸易改革，制定农作物种植计划，重新分配用水定额或者提高水价，那么那些种植以前受保护的农作物的农场主的农业资源的利润会进一步下降。这些农场主和代表他们的利益群体有理由反对改革、反对给利润更高的农作物重新分配用水定额。这个冲突来源经常成为整个改革进程的主要障碍。

但是，如果通过一些其他方案至少部分弥补以前受保护农作物的利润下降，那么会减少贸易改革和水价改革的政治阻力。所以，第二个目标是通过经济范围内的贸易改革，评估建立水权市场的潜力，以抵消改革造成的损失，同时实现水资源在农作物中更有效的配置。摩洛哥水权市场的建立潜在地提供了这样的机制。这里调研的方案是水租赁市场，在灌溉行业，农场主之间可以交易水权，而水权以改革前农场主历史上分配到的水量或定额为基础。

摩洛哥的情况概述

摩洛哥位于半干旱区，属中下等收入国家。尽管自 20 世纪 80 年代中期进行了大量的经济改革 (Doukkali 1997 年)，但是它一直通过一系列的关税和非关税壁垒保护其进口竞争行业。1994 年，农业约占国内生产总值的 18.4%，占出口收入的 30%。该国有一半劳动力从事农业生产，农业大概消耗 85% 的该国稀有的水资源。因此，贸易畸形对农业部门经济产生负面效应，特别影响该国的水资源有效配置。Doukkali (1997 年) 从不同来源收集的数据表明，对小麦和工业原料作物进口征收 50% 的关税，而水果和

蔬菜的平均关税小于 7%。另外,农产品贸易还面临各种非关税壁垒。Doukkali 计算了小麦和家畜的相当于关税的费用分别占其进口价值的 160%~270%。有些行业还有价格津贴。1994 年小麦的生产价格补贴率相当于其总价值的 28%,工业原料作物的生产价格补贴率相当于其总价值的 3%。

根据世界银行的研究(1986 年),摩洛哥主要灌溉出口产品如水果和蔬菜的生产具有明显的竞争优势。相对未受保护的农作物如水果和蔬菜来讲,受保护的小麦和工业原料作物部门消耗大量的水,因此可以将水分配给利润更大的农作物,以便进一步提高这些农作物在世界市场的竞争优势。根据该国水资源配置政策和发展计划,改变这些畸形情况至少在短期内有利于减少水资源压力,同时让水资源在农作物中的分配格局更有效。

摩洛哥水资源开发规划是通过修建大中型水坝满足地区需水、实现跨流域调水,从而实现全国的供需平衡。目前,摩洛哥的四十座水坝中,十座最大的水坝调度 90%的总水量。地表水约占可供水总量的 75% (85 亿 m^3) (世界银行 1995 年,第 8 页)。由于农业是消耗水资源的大户,为了提高用水效率,必须进行技术和机制改革(Dinar、Balakrishnam 和 Wambia 1998 年)。但是,这方面的进展缓慢。

在农业与农业发展部农村工程司的监督下,目前有九个地区农业发展局负责水资源管理。向农场主征收的水费一般只够回收运行和维修成本。由于征收的水费低于边际用户愿意支付的价格,就是低于水的边际生产价值,所以必须对水分配进行管理(世界银行 1995 年,第 25 页)。当农场主获得的用水定额低于已知价格的需水量时,存在着隐含的影子水价。根据分配给各种农作物的水的边际产品,这个价格应相应变化,即使政府收取的单方水费相同(Tsur 和 Dinar 1995 年)。Doukkali (1997 年)估计水成本占灌溉行业总产值的 13%~37%,而政府征收的水费只占生产总值的 8%~24% (农业与农业发展部农村工程司 1997 年,第 4 页)。水的影子价格与政府收费之间的差值作为农

场主的补助金进行积累,随着农作物用水程度的不同,种植不同农作物的农场主获得的补助金也不同,估计为行业生产总值的5%~13%。

本文计划和主要成果

Diao 和 Somwaru (2000 年)应用他们开发的跨期一般均衡模型进行分析。Diao、Yeldan 和 Roe (1998 年)、Go (1994 年)、Ho (1989 年)、Mckibbin (1993 年)、Mercenier 和 Sampaio de Souza (1994 年)采用多种方法总结了动态可计算一般均衡模型的最新成果。本文采用该模型模拟贸易改革和水权市场建立在整个经济中的短期和长期的过渡动态影响。该模型是动态的,指公司和家庭可以作出跨期优化决策(他们注重未来情况的发展),所以贸易政策和水价政策的改变将影响模拟的经济行为主体的存款、投资和资本积累活动。模型着重对农业尤其是灌溉农业部门进行了研究。但是,非农业贸易政策的改变也会通过相关价格、资源配置和投资决策的改变影响农业。所以,该模型是一般均衡模型,也就是说,它包括非农行业、用水户和政府消费在内的所有的经济活动。

本文分为四节。下一节简要介绍跨期一般均衡模型,然后讨论数据。接着单独讨论贸易改革的短期和长期影响,着重讨论对农业和灌溉农业部门的影响。发现贸易改革使投资迅猛增长,对水果和蔬菜生产进行了资源的重新分配。有些行业的影子水价上升,而其他行业的影子水价则下降。所以,从政治经济学角度看,影子水价下降的行业的农场主抵制贸易改革是合理的。最后一节分析贸易改革带来了建立水权市场的机会,同时至少要弥补因为改革造成的实际收入下降的农场主的部分损失,否则他们会抵制全面经济领域的和水价政策的改革。允许农场主转让水权,会进一步提高经济效率,甚至可以在全国范围内提高经济效率,同时可以减缓改革以前受保护的农场主在改革以后收入的下降。

方法和数据

该模型基于跨期一般均衡理论，适合多个部门。为了便于研究，摩洛哥经济归纳为 20 个生产部门，其中包括 6 个灌溉农业部门、6 个雨养农业部门、4 个与农业有关的部门和 4 个非农业部门。农业部门生产 6 种商品（见表 7.1）。

表 7.1 模型模拟的部门和商品

部 门	商 品
灌溉的软质小麦	软质小麦
雨养的软质小麦	软质小麦
灌溉的硬质小麦	硬质小麦
雨养的硬质小麦	硬质小麦
灌溉的其他谷物	其他谷物
雨养的其他谷物	其他谷物
灌溉的蔬菜和水果	蔬菜和水果
雨养的蔬菜和水果	蔬菜和水果
灌溉的工业原料作物	工业原料作物
雨养的工业原料作物	工业原料作物
灌区的家畜	家畜
雨养地区的家畜	家畜
林业	树木
食品加工业	加工食品
制糖业	糖和糖制品
农村服务业	农村服务
以出口为主的制造业	以出口为主的产品
进口竞争的制造业	进口竞争产品
服务业	服务
公共管理业	服务

资料来源：作者。

企业与投资

我们假设每个部门典型企业（或农场主）的规模技术的利润是恒定的。在每个时段，典型企业选择一定数量的投入和投资，以最大限度增值。这些投入包括劳动力、资金、土地、水和其他中间产品，而资金投入转化为国内生产的最终商品和进口商品。增值产品函数采用 Cobb-Douglas 形式，而中间产品的强度是固定的。劳动力和资金按农业（包括农村服务业）和非农业划分。当允许生产的其他因素在农业和非农业部门内部而不是在农业和非农业部门之间重新分配时，部门资本随时间推移获得积累。例如，农业劳动力可以在农业生产的各种部门重新分配，但是不允许向非农业部门转移，对于城市劳动力和资本来讲也如此。土地划分为灌溉土地和非灌溉土地。起初政府控制和分配灌溉用水，向灌溉行业的农场主征收水费。由于受数据限制，没有对城市部门的用水进行分析。

假设企业利用利润留成支付投资支出，那么企业的资产净额保持不变。从企业利润最大化的一阶条件得出的非套利条件为

$$wk_{i,t} + \phi_i PI_{i,t} \left(\frac{I_{i,t}}{K_{i,t}} \right)^2 + (1 - \delta_i)q_{i,t} - (1 + r_t)q_{i,t-1} = 0$$

其中， $wk_{i,t}$ 为资本的部门边际产品，Tobin 的 $q_{i,t}$ 为资本的影子价格， $K_{i,t}$ 为部门股金总额， $PI_{i,t}$ 为单位投资商品的价值， $I_{i,t}$ 为部门实物投资的数量， δ 为物质资本的基本折旧率， $r_{i,t}$ 为利率， $\phi_i PI_{i,t} \times (I_{i,t}/K_{i,t})^2$ 为单位资本的安装调试成本。

除了农村服务业和公共管理部门外，每个部门的产品均可在国内消费或出口到国外。

家庭消费与储蓄

家庭表现为永远延续下去的家族，分为农村家庭和城市家庭两类。农村家庭拥有农业劳动力、资金和土地。城市家庭拥有非农业劳动力和资金。典型家庭制定消费和储蓄水平的决策使跨期

效用函数最大。由效用最大值一阶条件推导出的 Euler 方程是指跨两个相临时段的边际效用，方程满足以下条件：

$$\frac{u'_{t+1}(1+\rho)^{-1}}{u'_t} = \frac{Ptc_{t+1}(1+r_{t+1})^{-1}}{Ptc_t} \quad (7.1)$$

其中， u'_t 为瞬时妥适函数 u_t 在 t 时刻对 13 种决定性商品的总消费 Q'_t 的导数； ρ 为正值，表示时间偏好率； Ptc_t 是消费价格指数。公式 7.1 表示在 t 和 $t+1$ 时段内的消费边际价格等于时间 t 和 $t+1$ 的消费比价指数。该公式同时可以得出家庭总消费和总储蓄结果。

国内产品和进口商品满足了对制成品的需求（包括家庭、政府和企业用于中间投入和资金投入的需求），并且在著名的 Armington 假说（Armington 1969 年）前提下，国内产品不能完全替代进口商品。

政府政策

政府应用许多手段干涉经济，这些手段包括税收和补贴、进口关税、生产间接税、家庭税和补贴、生产扶持价格补贴和非关税壁垒。假设政府还是采用水量定价法征收水费，所有政策变化都是由外因造成的。

数据

应用 Doukkali (1997 年) 开发的摩洛哥社会会计矩阵获取有关部门投入与产出、家庭和政府消费、投资、进口与出口、各种税收和补贴数据。这些数据代表摩洛哥 1994 年的经济状况，包括上述各种程度的干预。Doukkali 根据地区灌溉办公室向监督灌溉的农村工程司提供的年报、工程司的估算和农业部其他部门的资料，收集灌区、农作物用水量和其他农业方面的数据。然后将这些估算与其他国际组织或国家对灌溉部门进行研究的数据进行比较 [联合国粮农组织 1982 年、1985 年、1986 年、1987 年；世

界银行 1995 年]①。根据农业与农业发展部农村工程司提供的信息，计算了水费占生产总值的份额。

贸易改革对经济的影响

分析中假设所有方面都进行改革，就是说废除所有重要的关税、非关税壁垒和生产价格扶持政策。该分析还根据历史资料得出了摩洛哥总生产要素的增长率。因为该研究的主要目的不是贸易自由化，所以我们没有模拟改革的过程，例如，研究应该首先改变哪个政策、改革到什么程度。

贸易自由化将在部门生产、资金投入、消费与储蓄及贸易中引起调整。因为模型是动态的，而这些调整需要时间，所以我们可以估算改革的短期和长期影响。在调整过程中，需水和灌溉用水的影子价格也在改变。因此，水问题的政治经济学很可能发展为贸易改革的结果。这样的结果不仅由于生产价格的变化，而且由于哪些改革后用水量不变的部门的定额回报普遍降低。如前所述，当征收的水价低于水的边际产值，使用灌溉水的农场主可得到隐含的补贴。这种补贴近似等于影子水价和政府征收水价的差额。如果政府进一步减小哪些在改革前种植受保护作物的农场主的用水定额，那么改革会进一步伤害这些农场主。

为了了解贸易改革对经济领域和各部门的影响，我们首先根据数据确定不同部门的用水定额，就是说，我们首先忽略对种植不同农作物农场主用水定额进行重新分配可能产生的影响。虽然灌溉土地的主人可以在部门内部分配土地以种植不同的农作物，但是他们不能立即这样做。所以，我们允许灌溉农作物的土地分配有充分的调整时间，大概滞后贸易改革五年。这样的假设是因为有些资源是部门或农作物特有的，如土地、农场主对种植技能的投资、种植特殊农作物的经验等。所以，种植甜菜和甘蔗的农

① Doukkali (1997 年) 作了所有的比较

场主不可能在短时间内改种蔬菜或水果。

贸易改革的经济影响：福利提高与收入增加

结果表明消除畸形贸易和补贴会促进经济的大幅增长。与现状相比，改革后，国家的国内生产总值在短期内增长了 2%，长期增长了 10%（见图 7.1）。

图 7.1 没有水权市场情况下贸易改革对贸易总额和国内生产总值的影响

资料来源：作者。

按等价变量计算的社会效益提高了 4%^①。农村家庭比城市家庭得到的好处多，部分原因是我们假设政府对城市家庭一次性征税，以弥补消除关税造成的收入损失^②。总体上农村家庭的实际收入短期增长了 5%，长期增长了 14%（见表 7.2）。

也许更重要的一点是改革带来的经济增长主要来自两个方面：资源分配给利润更大的产业，从而提高效率；向利润更大的产业投资，使资本积累加快。资本的增长不仅提高了富裕程度，而且提高了土地、水和劳动力等基本资源的租金。

① 这个数字是 Mercenier 和 Yeldan（1997 年）基于家庭跨期效用函数推导出来的。

② 当然，这个假设不影响资源配置。

表 7.2 具有和没有水市场情况下贸易改革对福利和收入的影响
(与现状相比的百分比变化)

影 响	5 年	10 年	15 年	20 年	稳定期
没有水权市场情况下					
农村总收入	5.58	7.50	9.57	10.85	12.49
城市总收入 ^a	-5.25	-2.26	-0.54	0.42	1.59
等价变量 ^b					3.91
具有水权市场情况下					
农村总收入	5.27	8.61	10.84	12.17	13.86
城市总收入 ^a	-5.32	-2.31	-0.59	0.37	1.56
等价变量 ^b					3.92

a. 因为假设政府预算在基准水平上是平衡的，通过对城市家庭征收家庭税以弥补减少的关税收入，所以城市收入下降。

b. 考虑过渡期影响和稳定期（长期）影响，重视目前影响。

资料来源：作者。

有趣的是，改革对城市和农村资本积累的影响不对称（见图 7.2）。改革以后城市投资几乎立即明显增加，而在改革开始的三年内补充折旧资本的农村投资不足，但是在中长期开始增加。从长期来讲，投资增加导致城市和农村部门的实际资本分别比基本

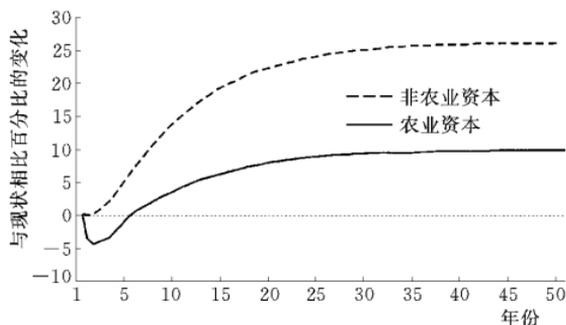


图 7.2 没有水权市场情况下贸易改革后资本存量的变化情况

资料来源：作者。

存量多 26%和 12%。

造成这种格局的主要原因是非农业部门相对农业部门来讲更畸形。对非农业进口竞争商品平均征收 28%的关税，对非农业出口竞争商品平均征收 19.5%的关税。对糖制品和加工产品分别征收 54%和 23%的关税。农业部门的实际资本开始时下降，然后上升反映了土地从保护农作物的生产转向种植其他谷物、水果和蔬菜的滞后，也反映了至少在初期对利润大的非农业部门投资的机会更多。当然，这些投资机会造成家庭在短期内放弃一些消费，从而导致他们对食品和服务的需求下降。

一般来说，改革给农业劳动力和土地所有者带来好处。从长远看，农业实际工资增长 16%，而灌溉土地的利润增长 14%、其他土地的利润增长 9%（见表 7.3）。但是，农业工资的增长仍然低于非农业工资的增长（非农业工资增长了 25%），部分原因是城市资本存量相对增加较大。农村与城市的收入差距拉大，可能会进一步形成农业劳动力转向农村非农业企业和城市企业的动力。在世界市场上，由于非农业部门的劳动力相对缺乏，制约了该部门贸易商品的竞争力。

取消贸易保护刺激了该国进出口贸易的增长。但是，在短期内，出口增长超过进口增长 4%；从长期看，出口增长超过进口增长 8%（见图 7.1）。部门进出口变化的成果见表 7.4“没有水权市场”一栏。

贸易改革的部门影响：有的受益，有的受损

取消关税和非关税壁垒、废除生产价格保护这些贸易改革改变了生产者面对的相对价格。改革后种植受保护农作物的农场主的情况变差，因为他们面临着较低的相对产出价格，并且他们的生产总值下降。其他从改革中收益的部门努力争取农业劳动力、资本和其他中间投入，造成这些投入租金的上涨。这些力量降低了以前受保护部门特种农作物生产的利润。我们的模拟结果（见表 7.3）表明以消费者价格指数为标准在短期和中期内

灌区小麦特别是软质小麦的利润下降，而其他农作物的利润上升。这个结果并不奇怪，因为小麦生产过去受到关税和非关税壁垒的大力保护。

土地利润的变化鼓励农场主调整他们的种植格局。在模拟过程中，我们允许土地在 5 年内进行种植调整。在实际经济中，调整期可能更取决于农作物，有些土地从来没有种植过其他农作物。所以，应当认为模拟提供了土地调整的上限。从最优实例的土地调整看，灌区利润在头 10 年里和长期分别上涨 11% 和 15%。

对部门影子水价的影响：有的上升，有的下降

已知政府的水价制定和分配政策没有变化，改革造成了农场主用水定额利润相对较大的变化，而且变化幅度不等。过量的需水需要由政府的分配政策来控制，因为如前所述，征收的水价低于边际用户愿意支付的价格，所以，影子水价与用水定额有关。影子水价与政府征收的水费之差等于农场主出租用水定额的租金。最初模拟时，贸易自由化造成软质小麦用水定额的影子价格一直下降，这样要求将一部分种植软质小麦的土地改为种植其他农作物，并且硬质小麦用水定额的影子价格在短期内同样下降（见表 7.3 的下面一组数据）。在其他部门，影子水价随部门的变化而上升，蔬菜和水果的影子水价上升幅度最高，为 20%；工业原料作物的影子水价上升幅度最低，小于 10%。5 年调整期以后，各农作物的土地影子价格达到平衡（见表 7.3 的上面一组数据）。

显然，部门影子水价的变化与贸易保护价格有密切关系。数据显示改革前小麦生产受到大力保护，而水果和蔬菜受到的保护较少。一旦消除关税和非关税贸易壁垒、废除生产扶持价格政策，该国在水果和蔬菜生产上有很大优势，可以更充分发挥这种优势。这就增加了这些部门的需水量和买水愿望。然而，因为灌溉小麦和工业原料作物的生产者失去保护，它们的产量下降（见表 7.5 的上面一组数据）。这些商品的生产者根据政府的分配政策得到的水权利润也随之下降。

表 7.3 具有和没有水市场情况下贸易改革对水费、
土地回报和影子水价的影响
(与现状相比的百分比变化, 受消费价格指数影响而压低)

财务影响/农作物	没有水权市场				具有水权市场			
	第 1 年	第 5 年	第 10 年	稳定期	第 1 年	第 5 年	第 10 年	稳定期
农业工资	9.12	8.24	11.56	16.01	9.29	8.49	11.76	16.16
灌溉土地利润:								
种植								
软质小麦	-37.27	-34.75	11.44	14.72	-33.16	-31.64	12.36	15.34
硬质小麦	-1.68	1.40	11.44	14.72	-0.38	2.40	12.36	15.34
其他谷物	9.82	10.95	11.44	14.72	10.36	11.34	12.36	15.34
水果和蔬菜	20.89	20.34	11.44	14.72	22.07	21.45	12.36	15.34
工业原料作物	5.79	6.38	11.44	14.72	4.28	4.99	12.36	15.34
其他土地租金	-1.83	0.53	3.86	8.69	-1.95	0.45	3.79	8.66
影子水价:					11.24	11.58	14.93	18.26
用于								
软质小麦	-37.27	-34.75	-25.36	-22.23	—	—	—	—
硬质小麦	-1.68	1.40	6.44	11.46	—	—	—	—
其他谷物	9.82	10.95	15.79	23.33	—	—	—	—
水果和蔬菜	20.89	20.34	22.95	25.02	—	—	—	—
工业原料作物	5.79	6.38	6.46	8.00	—	—	—	—
非农业工资	16.33	19.63	21.76	24.52	16.27	19.57	21.71	24.50

注 — 为没有适用数据。

资料来源: 作者。

表 7.4 具有和没有水市场情况下贸易改革对部门
进出口的影响
(与现状相比的百分比变化)

农作物	第 1 年	第 5 年	第 10 年	第 15 年	第 20 年	稳定期
没有水权市场						
出口产品:						
小麦	24.06	19.10	3.64	1.28	-0.03	-1.67
其他谷物	34.88	29.51	21.56	17.48	15.22	12.46
工业原料作物	36.24	30.98	20.10	15.60	13.15	10.18
水果和蔬菜	23.95	22.81	22.44	19.08	17.19	14.87
家畜	26.53	23.06	22.17	22.57	22.78	23.01

续表

农作物	第1年	第5年	第10年	第15年	第20年	稳定期
进口产品:						
小麦	116.66	122.74	131.35	135.86	138.40	141.58
其他谷物	22.33	25.58	30.80	34.03	35.87	38.19
工业原料作物	16.82	18.66	22.93	25.48	26.94	28.77
水果和蔬菜	0.35	0.44	3.41	5.10	6.07	7.29
家畜	108.90	113.10	119.53	123.35	125.50	128.20
具有水权市场						
出口产品:						
小麦	15.84	11.77	0.54	-1.17	-2.97	-4.56
其他谷物	34.33	29.07	21.41	17.63	15.54	12.94
工业原料作物	32.36	29.07	13.55	9.04	6.58	3.60
水果和蔬菜	28.47	26.81	26.19	22.52	20.47	17.93
家畜	25.96	22.67	21.98	22.53	22.87	23.22
进口产品:						
小麦	117.18	123.32	131.20	136.34	138.89	142.08
其他谷物	22.34	25.62	30.79	33.96	35.76	38.03
工业原料作物	16.94	18.85	23.31	25.88	27.36	29.20
水果和蔬菜	0.53	0.67	3.62	5.29	6.25	7.46
家畜	108.92	113.19	119.62	123.43	125.58	128.28

资料来源：作者。

一般说来，因为任何政策改革几乎都会对一些人的利益产生负面影响，所以寻求一种可行的方法来补偿受改革影响的利益群体从而减少变革的阻力，这是改革过程中最困难的任务。从这方面看，最初模拟的结果有两个重要的含义。第一，种植改革前受保护农作物的农场主收到双重伤害：产品价格下降和影子水价下降。种植非保护的农作物的农场主则受益，但是如果重新分配用水定额，他们的受益可能更大。如果改革以后政府随着以前受保护的农作物产量的下降而减少他们的用水定额，那么即使水分配更加有效，他们的收入也会降得更低。原则上，从独立角度来看，这些农场主抵制改革是有理由的。第二，贸易改革造成影子水价的变化为水权市场的形成创造了机会。既然是这样，我们想象赋予农场主改革前的水权，也就是他们有权获得出租他们历史用水定额的市场租金。

表 7.5 具有和没有水市场情况下贸易改革对
灌溉农业产量的影响
(与现状相比的百分比变化)

农作物	第 1 年	第 5 年	第 10 年	第 15 年	第 20 年	稳定期
没有水权市场:						
软质小麦	-17.74	-17.30	-26.17	-25.15	-24.59	-23.89
硬质小麦	-3.06	-2.67	-2.77	-1.50	-0.80	0.08
其他谷物	0.43	0.62	2.54	3.67	4.30	5.10
工业原料作物	-1.02	-0.80	-2.81	-3.12	-3.30	-3.53
水果和蔬菜	5.22	5.18	7.83	7.34	7.07	6.75
具有水权市场:						
软质小麦	-33.21	-31.91	-30.18	-29.14	-28.57	-27.85
硬质小麦	-7.81	-6.31	-4.03	-2.64	-1.86	-0.89
其他谷物	0.06	0.55	2.68	4.08	4.87	5.85
工业原料作物	-7.59	-7.03	-7.52	-7.89	-8.11	-8.37
水果和蔬菜	12.27	11.41	10.22	9.54	9.16	8.71

资料来源:作者。

允许改革以后产量下降的农场主出租部分水权主要有两个好处。第一,改革以后农场主的收入受到影响,水权出租可降低他们面对的成本,所以可能减少改革的政治阻力。第二,水权市场的建立也会提高水分配的效率,激励摩洛哥稀缺的水资源用于利润更多的农业活动,从而有利于整个经济。

摩洛哥政府在提高用水效率方面比较滞后,面临着困难。一个原因是政府的供水机构显然不愿意在开发国家水资源方面承担更多的责任而没有额外补偿(Dinar、Balakrishnam 和Wambia1998年)。还有,当水价利润低于机会成本并且该利润被包含在土地价值或其他因素中时,政府征收与水的实际成本或机会成本相当的水费就变成了政治困难。

水权市场的建立短期内不会增加政府税收。可是,有了这样的水市场,农场主在进行水权交易时可以明确水的租用价格,这样最终将水的利润从土地利润中分离出来。因此为水价的进一步改革铺平了道路,例如征收水税有助于支付水流通和分配的公共成本。最终水权市场应当允许水成为普通商品,从而极大地促进

私有代理商投资水行业，并且更好地节约水资源。

建立水权市场的双赢结果

在第二种情况下，除了贸易改革外，允许每个灌溉部门的农场主租入或租出水权。假设根据改革前的种植情况确定农场主的水权。模型规定了租用价格为市场清理影子水价，与模型所有其他内生变量同时求解。当然，在形成水市场时，必须讨论许多法律、技术和实际问题，其中的许多问题 Thobani (1997 年) 都讨论过。虽然模拟忽略了这些非常实际的问题，但是，还是为水市场定价方案可能收益的相对性质提供了经验。

结果清楚地表明了允许农场主出租他们的水权，不仅增加水使用效率，而且部分补偿他们因种植改革前受保护商品而造成的损失。

水权市场利润：平衡改革后的损失

农场主在灌溉范围内交易水权会减少利润相对较低农作物的水量分配。因为农场主现在全额支付水的边际价值，总用水量也会发生变化。模拟结果表明两个部门的用水量增加：小麦以外的谷物以及水果和蔬菜。其他三个部门的用水量下降：软质小麦、硬质小麦和工业原料作物（见表 7.6）。用水量变化与经济改革后的比较优势相一致。

表 7.6 允许水权交易后灌溉农作物用水量的变化
(与现状相比的百分比变化)

农作物	第 1 年	第 5 年	第 10 年	稳定期
软质小麦	-39.21	-37.84	-32.27	-31.51
硬质小麦	-10.44	-8.23	-6.66	-5.19
其他谷物	10.79	-0.22	0.82	3.36
工业原料作物	-6.36	-5.91	-9.34	-10.44
水果和蔬菜	9.74	8.84	7.88	6.42

资料来源：作者。

改革后软质小麦的生产者出租部分水权给种植利润更大农作物的生产者以增加收入。这造成了软质小麦的产量下降（见表 7.5），使得劳动力和其他资源转向利润更大的农作物。但是，即使在开放的经济条件下，以前受保护的农作物产量下降也会导致这些农作物的生产价格上升（见表 7.7 的下面一组数据）。出现这种情况是因为国产小麦不是进口小麦最好的替代品。表 7.7 表明在没有水权市场情况下，与基本周期相比，改革后软质小麦的生产价格在短期和中长期内分别下降了 20% 和 5%。建立水权市场后，与基本周期相比，软质小麦的产量下降使其价格在第 1 年下降了 1%，然后长期上升 1%。工业原料作物的价格也是这样。

当然，国产软质小麦和工业原料作物产量下降使这些商品供不应求，进口小麦部分解决了这个问题。短期和中期的进口软质小麦和工业原料作物说明了这种结果（见表 7.4 的下面一组数据）。从长期看，为了偿还国家外债要求出口值超过了进口值。

表 7.7 具有和没有水权市场情况下贸易改革
对灌溉农业生产价格的影响
(与现状相比的百分比变化)

农作物	第 1 年	第 5 年	第 10 年	第 15 年	第 20 年	稳定期
没有水权市场：						
软质小麦	-22.59	-20.96	-6.43	-6.17	-6.03	-5.85
硬质小麦	-4.55	-2.83	0.71	1.22	1.52	1.89
其他谷物	1.68	2.39	4.54	6.12	7.04	8.19
工业原料作物	-2.15	-2.05	-0.74	-0.16	0.17	0.60
水果和蔬菜	1.15	0.88	0.63	1.34	1.76	2.29
具有水权市场：						
软质小麦	-14.28	-12.96	0.42	0.57	0.66	0.78
硬质小麦	-2.21	-0.96	2.28	2.63	2.83	3.09
其他谷物	2.33	2.74	4.47	5.38	5.92	6.60
工业原料作物	-1.23	-1.22	1.18	1.88	2.30	2.82
水果和蔬菜	0.06	-0.08	-0.25	0.50	0.94	1.50

资料来源：作者。

贸易和水权市场的改革还是造成了小麦和工业原料作物总产值的下降（见表 7.8）。模拟结果显示，在头 5 年里土地的利润下降较少；当建立水权市场后，土地的利润上升（见表 7.3 的右上一组数据）。这个结果说明灌溉土地利润的上升和出租水权的租金收入部分补偿了小麦和工业原料作物生产者的收入损失。对小麦和工业原料作物生产者来讲，主要的补偿直接来自农场主的水权租金收入。

表 7.8 允许水权交易后灌溉农业的总产值变化情况
(与现状相比的百分比变化)

农作物	第 1 年	第 5 年	第 10 年	第 15 年	第 20 年	稳定期
软质小麦	-33.66	-31.83	-29.90	-28.74	-28.09	-27.29
硬质小麦	-6.72	-4.70	-1.84	-0.08	0.92	2.17
其他谷物	2.92	3.70	7.27	9.68	11.07	12.83
工业原料作物	-7.49	-6.88	-6.43	-6.16	-6.00	-5.78
水果和蔬菜	10.86	9.92	9.94	10.08	10.19	10.34

资料来源：作者。

这些值如表 7.9 所示。我们采用水权交易前后的影子水价之差。换言之，我们采用租入和租出单位水量的利润或损失作为隐含的租金价值，乘以交易水量，得出每个部门的总利润或总损失。允许水交易后，交易水量等于根据历史数据给定的部门用水定额减去部门用水量。一些部门的累计程度越高，用水量越大，公布的利润的绝对值会产生误导。因此，销售水量的利润和损失是与贸易改革和水市场建立前的基础数据中的利润相比的。例如，参考下面的一个实例：软质小麦的种植者出租水权获得 19.02% 的利润，这是指与改革前他们获得的用水定额的隐含影子价格的利润相比，他们可以出租部分用水定额给其他农作物生产者以赚取 19% 的额外收入。

三个部门（软质小麦、硬质小麦和工业原料作物生产部门）一直出租它们的水权。表 7.9 的下面一组数据表明软质小麦生产部门出租水权获得的利润较大（13%~19%），而硬质小麦和工业原

料作物生产部门出租水权获得的利润较小（约1%）。即使改革后有些部门的影子水价没有下降，这些部门的生产者仍然直接从租用水权中受益，也就是从向小麦和工业原料作物生产部门的初始水权者支付租金中收益。结果表明只有水果和蔬菜的生产者一直租用水权，而谷物部门的生产者随着资本积累在较长时期内租用一些水权。

为什么水果和蔬菜的生产者愿意支付租用额外水量的费用？原因是改革后这些部门的影子水价大大高于水交易市场确定的水价（见表7.3）。这意味着这些生产者愿意支付较高的水租金以赚取资源更大的利润。因为水果和蔬菜的生产者支付的租金低于改革后用水定额的影子价格，他们仍能通过租用水获利。

注意表7.3的结果，从长期来看，水市场对灌溉土地租金和农村工资有积极的影响，因为水的更高效利用增加了水果和蔬菜部门从业人员的边际产品。这缩小了城乡工资差距，因为水权市场建立后城市工资实际上没有变化，其他非灌溉土地的利润稍微下降。理由是由于水的使用效率提高了，灌溉部门更具竞争力，与非灌溉部门争夺农业劳动力和资本。但是，改革后非灌溉土地的利润仍然远远高于改革前的利润。这个结果表明水市场对非灌溉部门产生的负面影响很小，所以这些部门也没有理由反对改革。

表 7.9 通过水权市场重新分配水量的收益情况
(与现状相比的百分比变化)

农作物	第1年	第5年	第10年	稳定期
没有水权市场的影子水价：				
软质小麦	62.73	65.25	74.64	77.77
硬质小麦	98.42	101.40	106.44	111.45
其他谷物	109.82	110.95	115.79	123.33
工业原料作物	105.79	106.38	106.46	108.00
水果和蔬菜	120.89	120.34	122.95	125.02
具有水权市场的影子水价	111.24	111.58	114.93	118.26

续表

农作物	第1年	第5年	第10年	稳定期
水权市场建立后生产部门的需水情况:				
软质小麦	60.79	62.16	67.73	68.49
硬质小麦	89.56	91.77	93.34	94.81
其他谷物	99.21	99.78	100.82	103.36
工业原料作物	93.64	94.09	90.66	89.57
水果和蔬菜	109.74	108.84	107.88	106.42
水权市场带来的直接利润:				
软质小麦	19.02	17.53	13.00	12.75
硬质小麦	1.34	0.84	0.57	0.35
其他谷物	0.01	0.00	0.01	0.17
工业原料作物	0.35	0.31	0.79	1.07
水果和蔬菜	0.94	0.77	0.63	0.43

资料来源:作者。

因此,贸易改革后在农场主中建立水租用市场是双赢战略,因为几乎所有的农场主和农业劳动力都受益,并且水资源得到有效分配。但是,在实际经济中,建立这样的市场肯定有交易成本,这里没有考虑交易成本。

结论

我们的跨期一般平衡模型发现贸易改革造成投资明显增加,对摩洛哥具有相当优势的水果和蔬菜生产重新分配了资源。相对改革前受保护农作物来讲,贸易改革使得水果和蔬菜的影子水价上涨。改革所造成的部门特殊资产的利润变化可能引起利益群体的矛盾,因为改革挫伤了一些改革前受保护农作物生产者的积极性。相反,贸易改革为水价改革创造了机会,因为改革后遭受损失的农场主可以出租部分水权给其他人而增加收入。另外,水权市场的建立提高了水量分配的效率,所以在总体上有利于经济发展。

因为摩洛哥政府征收的水价远远低于水的实际成本和机会成

本，所以从政治角度看，几乎不可能让政府征收与水的实际边际成本或机会成本相当的水费。由于水价低长期存在，影子水价的价值包含在土地价值或其他生产因素中的情况确实存在。即使建立水权市场也不能在短期增加政府收入，该市场向所有人揭示了水的机会成本，水的利润最终应当从土地利润分离出来。反过来，这样也会促进进一步改革，例如征收水税或农场主水权的财产税，有助于支付政府成本。此外，水权市场应当最终促使水成为一般商品，鼓励投资水行业，更好地节约稀缺的水资源。

参考文献

- Armington, P. 1969. "A Theory of Demand for Products Distinguished by Place of Production." *International Monetary Fund Staff Papers*, Vol. 16: 159-176. Washington, D. C. : IMF.
- Diao, Xinshen ,and Agapi Somwaru. Forthcoming in 2000. "An Inquiry on General Equilibrium Effects of MERCOSUR—An Intertemporal World Model." *Journal of Policy Modeling*.
- Diao, Xinshen, Erinc Yeldan, and Terry Roe. 1998. "A Simply Dynamic Applied General Equilibrium Model of a Small Open Economy: Transitional Dynamics and Trade Policy." *Journal of Economic Development* 23 (1): 77-101.
- Diao, Xinshen, Terry Roe, and Erinc Yeldan. 1999. "How Fiscal Mismanagement May Impede Trade Reform: Lessons from an Intertemporal Multi-Sector General Equilibrium Model for Turkey." *The Developing Economies XXXVII* (1): 59-88.
- Dinar, Ariel, Trichur K. Balakrishnam, and Joseph M. Wambia. 1998. "Political Economy and Political Risk of Institutional Reforms in the Water Sector." Policy Research Working Paper no. 1789, World Bank, Washington, D. C.
- Doukkali, Mohammed R. 1997. "Economic Analysis of Second Stage of Structural Adjustment in Morocco: Gains from First and Second Best Policy Instrument." Ph. D. diss. , University of Minnesota,

St. Paul.

- FAO (Food and Agriculture Organization) . 1982. "Maroc: Projet de Development de la Petite et Moyenne Hydraulique Agricole. Mission de Preparation," Vol. 2. Report no. 21/82 MOR 23. Investment Center, Rome.
- _____. 1985. "Maroc: Projet d'Amelioration de la Grande Irrigation. Rapport de Preparation," Vol. 2. Report no. 36/85 MOR 43. Investment Center, Rome.
- _____. 1986. "Maroc: Development de la Production Fourragere, Rapport de Synthese." Technical Cooperation Program, FAO Project 124/86 TA-MOR 49 TCP/MOR/4402. Rome.
- _____. 1987. "Maroc: Projet de Renovation de l'Irrigation Traditionnelle (PMH II), Rapport de Preparation." Report no. 22/87 MOR 53. Investment Center, Rome.
- Go, Delfin S. 1994. "External Shocks, Adjustment Policies, and Investment in a Developing Economy—Illustrations from a Forward-Looking CGE Model of the Philippines." *Journal of Development Economics* 44 (2): 229-61.
- Ho, Ming Sun. 1989. "The Effects of External Linkages on U.S. Economic Growth: A Dynamic General Equilibrium Analysis." Ph. D. diss., Harvard University, Boston.
- Krueger, Anne. 1991. *The Political Economy of Agricultural Pricing Policy*, Vol. 5, *A Synthesis of the Political Economy in Developing Countries*. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press.
- McKibbin, Warwick J. 1993. "Integrating Macroeconometric and Multi-Sector Computable General Equilibrium Models." Brookings Discussion Papers in International Economics no. 100. Brookings Institute, Washington, D.C.
- Mercenier, Jean, and Maria da C. Sampaio de Souza. 1994. "Structural Adjustment and Growth in a Highly Indebted Market Economy: Brazil." In Jean Mercenier and T. N. Srinivasan, eds., *Applied*

General Equilibrium Analysis and Economic Development. Ann Arbor, Michigan: University of Michigan Press.

Mercenier, Jean, and Erinc Yeldan. 1997. "On Turkey's Trade Policy: Is a Customs Union with EU Enough?" *European Economic Review* 41 (3-5): 871-80.

Ministry of Agriculture and Agricultural Development, Rural Engineering Administration. 1997. *Etude de Tarification de l'Eau d'Irrigation au Maroc: Valorisation de l'Eau en Grande Hydraulique, Royaume du Maroc*. Rabat, Morocco.

Thobani, Mateen. 1997. "Formal Water Markets: Why, When, and How to Introduce Tradable Water Rights." *The World Bank Research Observer* 12 (2): 161-79.

Tsur, Yacor, and Ariel Dinar. 1995. "Efficiency and Equity Considerations in Pricing and Allocating Irrigation Water." Policy Research Working Paper no. 1460. World Bank, Washington, D.C.

World Bank. 1986. *Morocco: Agricultural Prices and Incentives Study*. Report no. 6045-MOR. Washington, D.C.

_____. 1995. *Kingdom of Morocco: Water Sector Review*. Report no. 14750-MOR. Washington, D.C.

8

塞内加尔达喀尔政治条件限制价格制定的结果评价：蒙特卡罗法

Alfredo H.
Cueva, Donald
T. Lauria

世界银行于 1993 年完成了在塞内加尔的第一个供水项目。尽管该项目极大地改善了自来水公司的服务，但是它没有解决自来水公司可持续发展的机制改革问题。因此，塞内加尔政府请求世界银行再次支持达喀尔供水项目和自来水公司改革，以分别解决供水体系的政治限制和部门的体制问题。改革的核心是私有化，并在达喀尔建立一个公众控股公司和一个私有营业公司为开端。据报道包括连接管网和公共水源服务在内的供水系统的私有化管理提高了运营效率和水价、减少了政府补贴，使得该部门成为财务上自负盈亏的部门。不过，收入仍不够回收成本。

促进达喀尔等地的自来水公司的可持续发展是政府和世界银行关心的主要政策问题（世界银行 1993 年）。发展中国家的水成本回收和水价是自来水公司可持续的关键。在过去的十年左右时间里，世界银行和其他国际捐款人倡导了以需定供的计划政策，该政策取决于直接受益者是否愿意支付供水服务的所有成本。对于社区供水，这样的政策看起来是有正当的经济基

作者非常感谢塞内加尔国家水协会、塞内加尔供水公司协会、塞内加尔预报局和世界银行所提供的协助。本研究的资料收集得到了许多人的帮助，作者表示感谢，特别值得提名的是：塞内加尔国家水协会的 Aladi Dieng 和 Bara Diakhate、供水公司协会的 Mayoro Niang、塞内加尔预报局的 Matar Gueye 和世界银行的 Sylvie Debomy、Annie Savina 和 Matar Fall。

础的，因为这种体系的社会利益主要是私有的，一般只有很少是社会的。这些自来水公司除了财务自负盈亏外，水价经常是为了实现附加政策的目标，如经济高效、分配公平、减少贫困和改善健康状况。但是，现行水价政策的主要重点是通过财务自负盈亏以保证供水系统的活力。所以，在达喀尔自来水公司进行改革的情况下，供水公司委托开展了咨询研究，研究建议到 2000 年水费可完全回收成本，到 2003 年财务达到收支平衡。但是由于存在着明确的和不明确的政治约束，水价咨询专家面临着许多限制。

政治限制

最广泛而明确的限制当属商业园林工人使用饮用水灌溉。在 20 世纪 90 年代中期，少量的园林工人用 10% 的饮用水种植在当地市场出售的鲜花。虽然向园林工人征收水费的价格低于其他用户，但是他们经常不缴水费。1994 年政府针对这种情况委托进行了两项研究。结果园林工人和政府之间达成协议：在随后的 10 年里，政府将征收分段累进制水价，到 1998 年园林工人支付的平均水费将由 0.20 美元/m³ 上升为 0.32 美元/m³，然后保持不变直到 2004 年。园林工人的用水量将从 1994 年的 24000m³/天降为 1999 年 14000m³/天，以后一直保持这样的用水量。该协议确定了今后十年水价保持不变，收取固定的水费。

除了这个明确的限制外，水价咨询专家还得在几个隐含的限制条件下工作。例如，1993 年达喀尔政府将大约 2600 个公共水源的经营私有化，约有 25% 的人口靠这些水源供水。政府向受让人收取的转让价格略高于家庭分段水价的最低价格，但是没有限制受让人向消费者征收的水价。水价咨询专家可能不知道转让价格不能有大的变化或者不能限制受让人征收的最高水价。但不管怎样，因为在水价咨询专家开始工作前，政府和受让人已经就这些条件达成协议，所以就限制了水价咨询专家的研究范围。

本章的目的是介绍这些限制的一些政策后果，说明政治障碍是如何损害水价效率、公平、促进健康和支付能力等目标的。达喀尔成千上万的供水系统用户遭受了缺水和高额水费之苦，因为受让人没能管理好大约 1000 座公共水塔，也没有限制几千名农场主低效使用饮用水灌溉。因为达喀尔主要要解决自来水公司的财务自负盈亏，所以本章详细分析了这个目标，说明强加政策是如何威胁该目标的。

传统的水价研究，如达喀尔水价研究，采用了确定性模型，采用集中量数估算用水量、成本和其他相关变量。模型使用者认为利用这种模型可得到收入的平均值或中值和其他价格性能指标，但是实际上这种模型根本没有提供任何有关风险和不确定性的信息。如果没有明确考虑变量之间的关系，确定性方法很可能得不出估算收入的平均值或中值，那么确定性模型得出的水价就不能实现财务自负盈亏和其他计划的目标。决策分析采用概率评估方法，明确地考虑了决策制定的风险和不确定性。本章应用蒙特卡罗模拟（MCS）方法对推荐的水价实现自来水公司财务自负盈亏的概率进行了估算。

在发展中国家应用 MCS 分析和制定水价是种新应用。不管怎样，有报道 MCS 成功地制定了美国洛杉矶市和凤凰城的水价（Chesnutt、McSpadden 和 Christianson 1996 年）。由于目前的研究发现达喀尔采用确定性分析方法进行财务规划和水价制定存在着缺陷，所以我们倾向采用 MCS 分析达喀尔水价咨询专家受政治限制所作建议的结果。例如，对宾夕法尼亚州 243 个自来水公司（Cromwell 等 1997 年）和佐治亚州 442 个自来水公司（Jordan、Carlson 和 Wilson 1997 年）进行的独立调查，发现经营比率（营业收入/营业成本）应该大于 1.2 才能全部回收成本并保持系统的生命力。这些成果表明传统定价的不足是将经营比率为 1.0 作为回收全部成本的基本标准。虽然两者的不一致需要进一步调查，但是它表明了使用传统确定性模型分析水价存在风险。

必须承认本章的分析是单方面的，因为它只着重分析塞内加

尔水政策制定的消极后果。研究这些决策的好处和背后的动力同样重要。可惜的是，我们做不到。取而代之，我们集中精力评价从达喀尔经验中得到的教训。

达喀尔供水服务和水价

在大达喀尔地区，1997年约有201300户家庭分别接驳到管道供水系统。另外有82200户家庭向1200个水塔受让人（他们从供水公司购买水塔）买水。合计约有283500户家庭即230万人从管道系统获得供水，因为达喀尔每个家庭平均约有8.6人。估计在大达喀尔地区有20%~30%的家庭没有管道供水服务。供水公司也卖水给商业园林工人、工业部门和政府部门。

供水公司每两个月向用户提交一次水费账单。1997年接驳私有供水公司的家庭采用三段累进制水价，第三段水价约为第一段的四倍，世界银行估算约等于生产水的长期边际成本（约1美元/ m^3 ）。达喀尔几乎所有的1200个水塔受让人都以高出他们从供水公司购买价格的四倍向用水户卖水。工业部门和政府部门用水支付固定的价格，近似等于世界银行估算的生产水的边际成本。商业园林工人支付的水价也是固定的，但是是所有用户中价格最低的，只有世界银行估算的长期边际成本的1/5。

1995年世界银行评估用于自来水公司的二期贷款，主要目的是帮助供水公司通过财务自负盈亏实现公司的可持续发展。其他目的有支付能力、供水公平、促进健康和改善对穷人的服务（世界银行1995年）。项目涉及供水设施和输水设施改善，包括开发距离达喀尔160公里的新水源、新增34000个私人供水接驳和400座新水塔。新项目聘请了一家国际会计公司，估算现有水价的上涨幅度，以增加收入，回收未来目标的供水成本。

该会计公司充分运用提供的数据，根据对不同类型的用户（见表8.1）的总售水量和在新型私人管理提高效率的前提下的每年成本预算，计算了要求的水价上涨幅度。没有考虑需水价格弹

性或家庭因为水塔数量增加和私人接驳增加而改变目前的供水水源可能产生的影响。

表 8.1 推荐的 1997 年水价、销售预算和收入预算

用户类型	用水量 (m ³ /2 个月)	价格 (美元/m ³)	销售 (10 ⁶ m ³ /年)	收入 (10 ⁶ 美元/年)
达喀尔供水公司				
私人接驳	0-20	0.273	19.22	5.25
私人接驳	20-100	0.925	13.75	12.72
私人接驳	>100	1.062	2.69	2.86
合计：201300 户家庭			35.66	20.83
水塔受让人	>0	0.376	4.79	1.80
合计：住宅用水			40.45	22.63
商业园林工人	>0	0.187	8.15	1.52
工业和其他部门	>0	0.929	26.17	24.31
合计：供水公司			74.77	48.46
水塔受让人				
82200 户家庭	>0	1.500	4.79	7.19

资料来源：Ernst 和 Young (1996 年)。

会计人员对 1997 年进行估算，供水公司年销售收入预算为 4728 万美元，供水的年成本为 4953 万美元，预计亏损 225 万美元。1997 年的财务目标是减少亏损至 107 万美元，供水公司的长期目标即到 2003 年实现财务收支平衡。针对政府与商业园林工人之间的协议：几年内向园林工人征收的水价不涨，会计人员总结从 1997 年到 2003 年对所有用户（除园林工人外）每年全面提价 2.23% 就能实现短期和长期目标。表 8.1 说明了 1997 年水价、收入明细和对不同类型用户的销售情况。

1996 年供水公司聘请本章作者对大达喀尔地区的支付意愿 (WTP) 进行研究 (Lauria、Cueva 和 Kolb 1997 年)。该研究应用条件评估法，尝试估算家庭对改善供水的要求。本研究的重要目标是评估弹性：如果水价上涨，管道供水的家庭用水量减少多少？一些目前与私人供水公司接驳的家庭是否改为公共水源供水或其

他水源？另外一种情况是，如果公共水源的价格上涨，那么公共水源用户是否转向私人供水（假设他们有一条管线与私人供水公司接驳）？除了 WTP 信息外，该研究广泛收集水和卫生习俗的背景数据，包括用水量和开支、社会经济特征（如家庭规模、组成和收入）、住宅用户要求改善供水的偏好。该研究随机调查了达喀尔市不同区域的约 1400 户家庭。使用了 9 套不同的水调查问卷，每张问卷约有 200 个问题。

有关 WTP 的问题分为两部分，一部分用于调查没有供水管线的家庭，另一部分用于调查有供水管线的家庭。向没有供水管线的家庭提出一个公共水源买水的价格，并且询问他们是否支持改善公共水源的供水规划，如果他们要为此承担费用。然后向答题者给出接驳供水网络的价格，告诉他们接驳供水网络后，根据他们的用水量，除支付接驳费外，平均每两个月的用水成本为 γ 。调研使用分割样本调查了 γ 的三种不同价格。答题者可有三种选择：改善公共水源供水、接驳私人供水公司或两种都不选。

约 50% 的答题者倾向接驳私人供水公司，24% 的答题者倾向改善公共水源供水，23% 的答题者倾向没有变化。预测每种选择概率的多项对数分布模型与数据吻合，说明变量包括家庭收入、主人或租户经济状况、家庭规模、对目前供水服务的满意度、家庭位置和用水成本。所有参数都有期望符号，并且模型正确预测了 70% 的回答。

如果家庭继续消费同等数量的水，那么次年这些家庭每两个月的水费将增加 Z 。我们使用分割样本调查了五种不同的 Z 值。家庭可以选择不改变用水量，所以要支付涨价部分的费用，或者是减少用水量。约有 50% 的答题者说他们不会减少用水量。为了验证减少用水量的可能性，我们接着调查了另外 50% 答题者目前的节水措施以及如何进一步减少用水量。以收入、人均用水量、家庭位置和水费账单的边际上涨作为说明变量的二项对数分布模型对回答进行拟合。参数都有期望符号，模型正确预测了 62% 的回答。该模型用于估算需水的价格弹性。

水价的成效

修订达喀尔水价制定政策的最重要目标包括提高供水效率、保证供水平等、促进健康、支付能力、实现供水公司财务自负盈亏。本节研究了价格咨询专家建议的水价是如何实现这些目标的。

需要测量标准来评估是否实现了这些目标。如果水价等于生产水的长期边际成本，那么这个价格是有效的，本实例的有效水价估算约为 1 美元/m³。所以，价格是效率的一个指标。

公平标准比较含糊，但是许多价格分析家坚持美国水工程协会（1972 年）的“公平”原则，即向用户的收费价格与给他们提供服务的平均成本成正比。

因为没有达喀尔不同类型用户的服务成本，本章假设所有自来水公司的用户的平均服务成本相同。因此，用户支付的平均成本就是公平指数。这意味着如果向所有类型的用户征收的单价等于生产水的边际成本，那么水价不仅是有效的，而且是公平的。

促进健康只对住宅用户而言。为研究这个目标，我们选择了人均用水量作为评估标准。本实例中评估支付能力的标准是家庭用水开支占家庭收入的百分比。支付能力是所有类型的用户而不仅是家庭面临的问题，但是遗憾的是没有现成的有关达喀尔商业园林工人、工业部门和政府部门用水开支占收入的百分比数据。

广泛采用净收入评估财务自负盈亏，净收入也就是供水公司收入与成本之差。表 8.2 总结了水价政策的目标和选择的评估标准。

表 8.2 水价政策目标和评估标准

目 标	评 估 标 准	目 标	评 估 标 准
供水效率	水价	支付能力	用水开支占收入的百分比
公平	平均供水成本	财务自负盈亏	净收入
健康	人均用水量		

资料来源：作者。

表 8.1 的数据提供了评估上述除支付能力和财务自负盈亏外的所有目标的基础。表 8.2 说明了供水效率、公平、健康和支付能力的标准,如“供水效率”一栏,评估标准是价格;评估支付能力的数据来自 WTP 研究。表 8.3 说明接驳私人供水的家庭在第二次和第三次水价上涨情况下用水量基本符合评估标准,政府和工业部门的用水量也基本符合评估标准。所以,自来水公司根据表 8.1 的定价标准制定的售水价格有近 60% 是有效的,其余的定价低于边际成本。公共水源受让人征收的水价高于生产水的边际成本。

根据表 8.1 的收入和销售数据,表 8.3 说明了作为不同类型用户的公平评估标准的平均水成本。成本在这样的范围内变动:园林工人用水的最低成本为 0.19 美元/ m^3 ,而公共水源用户的最高成本为 1.50 美元/ m^3 。正如表 8.3 所表示,对不同的用户平均水成本变化很大,水价看来很不公平,因为公共水源用户支付的平均成本是园林工人的近 8 倍,是接驳私人供水公司家庭支付平均成本的 2.5 倍。更加不公平的是公共水源用户需要自己运水到住处,而其他用户则是直接管道供水到户,并且公共水源用户每天的供水时间少于其他类型的用户。为了公平回收所有成本,应至少向所有用户征收 0.66 美元/ m^3 的水价,这是预测成本(4953 万美元)与总销售量(7477 万 m^3)之比率。

表 8.3 1997 年水价成效指标

用水户类型	有效价格 (美元/ m^3)	公平的平均成本 (美元/ m^3)	健康 (lcd)	支付能力(占 收入的百分比)
接驳私人供水公司				
第一段水价	0.27	n. a.	n. a.	n. a.
第二段水价	0.93	n. a.	n. a.	n. a.
第三段水价	1.06	n. a.	n. a.	n. a.
接驳私人供水公司合计	n. a.	0.58	57	4.1
水塔受让人	0.38	0.38	n. a.	n. a.
商业园林工人	0.19	0.19	n. a.	n. a.
工业部门和政府部门等	0.93	0.93	n. a.	n. a.
水塔用户	1.50	1.50	20	8.2

注 n. a. 没有适用数据。

资料来源:作者。

表 8.3 表明接驳私人供水公司的家庭每天人均用水量（健康评估指标）为 57 升，而公共水源用户的每天人均用水量为 20 升。毫无疑问，在这种评估标准下，管道供水的用户面临的健康风险比公共水源用户面临的风险小。表 8.3 最后一栏表明管道供水的用户用水开支平均占家庭收入的 4.1%，而公共水源用户的用水开支平均占家庭收入的 8.2%。根据 WTP 研究数据，管道供水用户收入中值约 180 美元/月，而水塔用户收入中值约 94 美元/月。

评估指标

表 8.3 对比了接驳私人供水公司的家庭与使用公共水源用户的用水情况，两者存在明显差别。在大达喀尔地区，约有 70 万公共水源用户每天靠相当于冲一次或两次抽水马桶的水量维持生活。所以，很明显商业园林工人得到了巨额补贴，这样的供水既无效也不公平。比较不明显的是水塔受让人征收了巨额租金，剥削了穷人，收益大于弥补供水公司的财务亏损。

公共水源受让人以平均价 0.38 美元/ m³（比接驳私人供水公司家庭第一段水价高，但低于后两个分段的水价）从供水公司买水，再以 1.50 美元/ m³ 卖水。公共水源受让人实际上没有投资成本。他们的加价就是劳动力价值。1.12 美元/ m³（= 1.50 ~ 0.38）的象征性租金高于生产水的边际成本，也高于供水公司向任何用户收取的水价。应该对如此高租金的水塔经营进行调查，可能的话应进行管理，主要是修改价格。

表 8.1 说明水塔受让人的年收入为 719 万美元，年成本 180 万美元。所以，达喀尔 1200 座水塔年租金收入为 539 万美元，或者平均每个水塔的年租金收入为 4500 美元。约 95% 的公共水源每天营业不超过 12 小时。假设以每天 4 美元工资雇用 1200 名水塔工作人员，每年的营业成本为 175 万美元。所以，公共水源受让人赚取了约 360 万美元的超额利润，平均每个水塔的利润约 3000 美元。

因为各种目的达喀尔公共水源形成了地区垄断：它们相距太远，以致用户不能从其他水塔取水。虽然达喀尔水塔实现私有化经营，名义上是为了提高供水效率，实际上是剥削用户，因为政府根本没有对此加以控制或管理。也许不是任何一座水塔都赚取超额利润，但是利润总额很大，如果水塔作为供水公司的分支，可以在不涨价的情况下很容易实现财务自负盈亏。如果有可能管理水塔供水价格，以较低水价向贫穷用户收费也可以实现财务自负盈亏。考虑一下供水公司如果以向政府和工业部门征收的价格（该价格大体等于边际成本）向受让人收费，那么水价就是有效的。如果政府规定水塔用户的水价不超过目前的 1.50 美元/ m³，那么受让人每天的平均净收入为 6 美元，是非熟练劳动力工资的 50% 以上。供水公司每年从这部分得到的收入为 440 万美元，这样能实现财务自负盈亏，为目前转让水塔年收入 180 万美元的两倍多。

无论什么原因，政府官员没有选择对水塔进行管理。所以价格咨询专家建议全面提高今后 6 年的水价以实现水价政策目标。允许 1000 座左右的水塔受让人赚取超额利润的后果是所有的用户（除园林工人外）在达到财务自负盈亏前的几年内承担相当高的水价。

水价另一个明显不足是对园林工人的水价，以如此低的水价收费使机会成本很高。WTP 研究发现约 50% 的租水户和 70% 以上没有私人供水管线的户主愿意每月支付相当于 11 美元的费用来与管网供水系统连接。供水公司可以把用于灌溉的高成本饮用水提供给这些未来的住宅用户，很容易实现净收入盈余。

为了让供水公司实现短期和长期的财务目标，价格咨询专家建议水价制定政策。显然他们不得不在许多限制条件下工作，他们要不能改变园林工人的水价，并且对公共水源经营不能作彻底变革。他们选择水价统一上涨的确切原因不是十分清楚。显然，这种方法简化了计算，但是牺牲的代价是水价体系不变。政治决定使得全面提高水价成为很少几种选择之一。毫无疑问，政治条件对达喀尔价格制定限制的负面影响很大。

财务自负盈亏的目标

前面一节研究了制定什么水平的水价才能实现达喀尔供水项目的几个目标，但是没有研究财务自负盈亏目标。正如本章开始指出的那样，价格咨询专家根据以下两点得出价格统一上涨可以实现财务目标的研究结果：(a) 对不同类型的用户的售水总量估算；(b) 对年成本作详尽预测。这种预测净收入的方法没有提供建议价格实现目标的概率信息。所以，本章余下的部分将讨论达喀尔供水项目的最后一个也是有争议的最重要的目标：统一提价将产生预期收入从而回收成本的可能性是多少？

我们利用 MCS 来研究这个问题。虽然 MCS 已广泛应用于不确定情况下决策制定问题的研究，但是它从来没有用于发展中国家建议提价或价格制定的绩效测试。MCS 模型要求输入多组参数值。可以认为每组数据为取自大样本中的单项记录，由研究者生成。每个记录包含从输入参数的概率分布得出的随机值。利用 MCS 模型处理每个记录被称为一次“试验”，处理所有的记录则构成了 MCS。所以，随机模型的输出产生多点估计值，并且这些估计值构成了频率分布，用于分析摘要统计、置信度和假设检验。表 8.4 列举了该分析的输入参数。

表 8.4 水价模型参数

参数 (符号)	单位	平均值	中值	概率函数
家庭收入 (H_{in})	美元/月	194	155	γ 分布
家庭规模 (H_{si})	人/家	8.60	8.00	经验直方图分布
接驳私人供水公司的人均用水量 (I_{co}^c)	lcd	71.31	49.46	对数正态分布
由公共水源获得供水的人均用水量 (I_{co}^f)	lcd	18.27	16.00	对数正态分布
接受供水服务的家庭数量 (N_{hh})	户	283500	283500	均匀分布

续表

参数 (符号)	单位	平均值	中 值	概率函数
未计入的水量 (v)	百分比	26.50	26.50	均匀分布
总固定成本 (FC)	美元/年 (百万)	30.10	30.10	截断式正态分布
平均可变成本 (AVC)	美元/ m^3	0.22	0.22	截断式正态分布
接驳私人供水公司的需水弹性 (ϵ^c)	n. a.	0.32	0.21	对数正态分布
由公共水源获得供水的需水弹性 (ϵ^f)	n. a.	0.12	0.10	对数正态分布
计费效率 (β)	百分比/100	0.91	0.91	三角分布
收费效率 (γ)	百分比/100	0.95	0.95	三角分布
使用公共水源的家庭比例 (ϕf)	n. a.	0.29	0.29	Bernoulli 分布
没有供水管线的家庭接驳私人供水公司的概率 [$Pr(GET - c)$]	n. a.	0.08	0.08	Bernoulli 分布
家庭拥有住房的比例 (ϕ_{orw})	n. a.	0.57	0.57	Bernoulli 分布
商业园林工人的用水量 (Gco)	m^3 /月 (百万)	0.68	0.68	常数
其他用户的用水量 (Oco)	m^3 /月 (百万)	2.18	2.18	常数
售水以外的收入 (OR)	美元/年 (百万)	7.81	7.81	常数
财务成本 (FIC)	美元/年 (百万)	4.02	4.02	常数

注 n. a. 没有适用数据。

资料来源：作者。

本章 MCS 方法的基本步骤如下：

1. 根据表 8.1 中的用户分类和价格，开发确定性模型，估算达喀尔的年净收入。该模型必须能预测需水量、考虑住宅用户的需水弹性以及他们改变供水服务模式的可能性，例如，他们将使用水塔供水变为与私人供水公司连接。

2. 利用条件评估研究 (Lauria、Cueva 和 Kolb 1997 年)、价格咨询专家的财务预测 (Ernst 和 Young 1996 年) 以及其他资源 (包括塞内加尔国家水协会、塞内加尔供水公司和非政府组织) 的数据估算模型参数。有可能的话，该模型应该得出 (在类似假设下) 与价格咨询专家建议达喀尔提价而实现净收入的类似净收入。

3. 利用已有的“滤定”确定性模型作为开发相似 MCS 模型的基础。这两个模型本质上一致。

4. 在公共水源受让人、商业园林工人和工业部门的水价和收益与他们建议的水平相同并保持不变的条件下（如前所述，1996 年与私人供水公司连接的用户平均成本为 0.57 美元/ m³），运行确定性模型（采用参数平均值），确定与私人供水公司连接的住宅用户的平均提价，以保证收益回收 1997 年的成本。

5. 在公共水源受让人、商业园林工人和工业部门的水价和收益与他们建议的水平依然相同并保持不变的条件下，类似地运行 MCS 模型（采用 WTP 研究得出的参数概率分布），确定与私人供水公司连接的住宅用户平均价格，以保证平均净收入盈余。

从这些步骤中可能查明确定性方法（例如价格咨询专家采用的方法或下节介绍的方法）与 MCS 方法（例如本章的 MCS 模型）的基本不同处。不同之处在于：前一种模型得出净收入的单个值，而 MCS 模型能够得出净收入的多个值，据此我们可以估算某种价格产生收入回收成本的概率。

制定价格的确定性模型

本节介绍集中分析居民需水的达喀尔制定价格的确定性模型，商业园林工人、政府和工业部门的需水和收入设定为已知常数。假设所有的家庭要么与私人供水公司连接，要么从公共水源取水（对达喀尔进行的 WTP 研究发现 80% 的家庭用一种水源，20% 的家庭使用两种水源）；如果可行的话，利用公共水源作为水源的家庭可以改为与私人供水公司连接。

利用公共水源作为水源的家庭总用水量 (Hco^f) 等于人均用水量 (Ico^f) 与家庭规模 (Hsi) 的乘积，即：

$$Hco^f = Ico^f Hsi \quad (8.1)$$

如果 P^f 是家庭支付的水价，那么家庭的用水开支 (Hex^f) 为：

$$Hex^f = Hco^f P^f \quad (8.2)$$

但是，因为受让人支付的水价 (p^f) 不同，所以家庭支付给供水公司的有效收益 (Hre^f) 是：

$$Hre^f = Hco^f p^f \quad (8.3)$$

家庭接驳私人供水公司的情况类似。所以直接将等式 8.1 至 8.3 中的上标“ f ”换成“ c ”；但是，接驳私人供水公司的 $P^c = p^c$ 。

假设家庭接受公共水源为水源的供水公司服务比例是 ϕf (达喀尔约为 0.29)， $(1 - \phi f)$ 是接驳私人供水公司的比例。家庭平均用水量 (Hco) 为使用公共水源和私人供水公司作为水源的家庭用水量的加权平均值；家庭平均收入 (Hre) 也类似，即：

$$Hco = -\phi f Hco^f + (1 - \phi f) Hco^c \quad (8.4)$$

$$Hre = -\phi f Hre^f + (1 - \phi f) Hre^c \quad (8.5)$$

如果供水公司服务的家庭总数是 Nhh ，那么家庭用水总量 (Rco) 为：

$$Rco = Hco Nhh \quad (8.6)$$

同样，家庭付给自来水公司的总收入 (Rre) 等于每个家庭支付的费用 (Hre) 与家庭数 (Nhh) 的乘积。但是，不是所有的家庭都收到自来水公司的水费账单，也不是所有收到水费账单的家庭都付款。考虑自来水公司的记费效率 (β) 和收费效率 (γ)，家庭支付给自来水公司的总收入就是：

$$Rre = Hre Nhh \beta \gamma \quad (8.7)$$

把居民用水量 (Rco) 与园林工人用水量 (Gco) 和其他用水量 (Oco) 相加，得到总用水量 (Tco)：

$$Tco = Rco + Gco + Oco \quad (8.8)$$

考虑未计入的水量损失 (v)，为了满足需水要求，供水总量 (Tpr) 是：

$$Tpr = Tco / (1 - v) \quad (8.9)$$

依据供水总量，估算供水公司总经营成本 (TC) 为：

$$Tc = AVC Tpr + FC + FIC \quad (8.10)$$

其中， AVC 是平均可变成本， FC 是固定成本， FIC 是财务成本。因为在下节的随机模型中假设 FC 是不确定的，所以将 FC 从

FIC 中单独分离出来。

采用自来水公司向园林工人 (p^g) 和其他部门 (p^o) 收费的价格标准, 那么自来水公司得到的总收入 (Tre) 是:

$$Tre = Rre + p^g Gco + p^o Oco + OR \quad (8.11)$$

其中, OR 指水销售以外的其他收入, 例如, 接驳费和银行账户利息。净收入 (NR) 等于总收入 (Tre) 减去总成本 (TC):

$$NR = Tre - TC \quad (8.12)$$

随着价格变化, 居民用水量 (和总用水量) 将因需水的价格弹性而发生变化, 通过调节人均用水量把这个问题考虑进去。对于公共水源用户, 采用下列等式:

$$ICO_1^f = Ico_0^f \left[1 + \epsilon^f \left(\frac{P_1^f}{P_0^f} - 1 \right) \right] \quad (8.13)$$

其中, ϵ^f 指公共水源用户需水价格弹性, P 代表家庭支付水费的价格。下标 0 指价格变化前, 下标 1 指价格变化后。用上标 “c” 代替该等式上标 “f”, 则该等式适用于接驳私人供水公司的家庭。

有些家庭可以从公共水源取水改为接驳私人供水公司。使用公共水源家庭的新比例 (ϕf_1) 是:

$$\phi f_1 = \phi f_0 [1 - Pr (GET_c) Pr (YES_c)] \quad (8.14)$$

其中, 下标 0 和 1 分别指价格变化前和变化后; $Pr (GET_c)$ 是参数, 代表目前没有供水管线的家庭将来有供水管线的概率 (一定时期内新的接驳数与使用公共水源的家庭数之比); $Pr (YES_c)$ 是家庭决定改为接驳私人供水公司的概率。这个概率可采用下列 WTP 研究的对数分布模型计算:

$$\begin{aligned} Pr (YES_c) = & \frac{202}{248} \{ 1 + \exp [-1.17 + 6.35 (10^{-1}) \\ & P_1^f + 2.97 (10^{-2}) Hex_1^f \\ & - 0.24 H\omega_1^f + 8.15 (10^{-2}) Hsi \\ & - 3.37 (10^{-3}) Hin - 1.10 \phi ow] \} \end{aligned} \quad (8.15)$$

其中, Hin 是家庭收入, ϕow 指家庭拥有住房的比例。等式 8.15

中所有系数在 10% 的水平统计显著。同样，除了系数 ϕ_{ow} 外，等式 8.15 中所有系数均有期望符号。

本节确定性模型采用表 8.4 的平均参数值和一组私人供水公司用户的 100 种价格(随机选择的价格范围大约为 0.3 美元/ m^3 ~1 美元/ m^3) 求解。图 8.1 中上面一根曲线为净收入曲线。假设若净收入为正数，那么模型预测的价格为 0.62 美元/ m^3 ，这基本与价格咨询专家采用的方法得出的价格 (0.614 美元/ m^3) 一致，所以本节中该模型是有效的。图 8.1 中下面一根曲线是下节介绍的随机对比模型得出的平均净收入曲线。

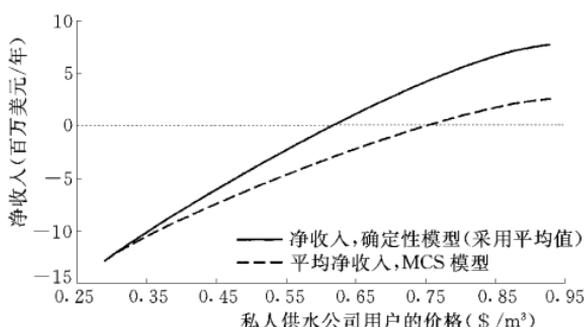


图 8.1 确定性模型得出的净收入与 MCS 模型得出的平均净收入

资料来源：作者。

用于制定价格的蒙特卡罗模拟模型

在等式 8.4 和 8.5 中，均采用加权平均的方法计算家庭用水量 (H_{co}) 和每个家庭支付给自来水公司的收入 (H_{re})。随机模型不要求加权平均，先生成公共水源用户的试验比例 ϕ_f 和私人供水公司用户的试验比例 $(1 - \phi_f)$ 。从数学角度讲，这意味着采用二分随机变量 (Bernoulli)，即如果一个家庭使用公共水源则取 1，如

果一个家庭接驳私人供水公司则取 0。将等式 8.4 和 8.5 中的 ϕf 替换为随机变量 $F \sim \text{Bernoulli}(\phi f)$, 这些等式就适用于随机模型。同样, 在随机模型中, 等式 8.15 采用 $How \sim \text{Bernoulli}(\phi ow)$ 代替 ϕow 。

随机模型的其余等式与确定性模型的等式相同。本节 MCS 模型采用 WTP 研究得出的如表 8.4 所示的经验概率分布求解。我们采用确定性模型每组数值的平均价格做了 100 次模拟。每次模拟有 7500 次试验, 我们记录了平均净收入值、平均标准误差和净收入等于或超过 0 的概率。我们运用拉丁超立方体抽样从 1500 个区间中得到试验值, 即将每个随机输入的概率几率分布分成 1500 份, 每个份的发生概率相同 ($1/1500$)。试验值均匀地分布在每个区间内 ($7500/1500=5$ 次/区间), 并从中随机取值。与普通的随机抽样相比, 拉丁超立方体抽样提高了准确度, 减少了为了得到准确输出值的试验次数。

图 8.1 中下面一根曲线是随机模型得到的平均净收入。图 8.1 的横坐标表示向接驳私人供水公司的用户征收的水价, 纵坐标表示确定性模型得出的净收入和 MCS 模型得出的平均净收入。

确定性模型与 MCS 模型的结果比较

图 8.1 表明确定性模型预测的净收入一般高于 MCS 模型预测的平均净收入。确定性模型建议 1997 年的平均价格为 0.57 美元/ m^3 , 而价格咨询专家建议有供水管线的家庭水价涨至 0.62 美元/ m^3 就可以回收成本。MCS 模型建议价格则要高出 20%, 即 0.76 美元/ m^3 , 这样期望的净收入为 0。为了验证本章确定性模型得出的结果与价格咨询专家模型得出的结果类似, 我们采用他们计算 1997 年能够回收成本的平均价格同样的步骤和数据, 得出结果是 0.621 美元/ m^3 , 与确定性模型预测的结果相同。

MCS 模型发现确定性方法得出的价格 0.62 美元/ m^3 可以回

收成本的概率为 28%。MCS 模型要求的价格 (0.76 美元/ m^3) 回收成本的概率为 42%。所以, 即使提高水价到期望净收入非负的水平, 那么收入可以回收成本的概率仍低于 50%。中间风险水价 (假设该水价的置信度是 50-50) 约为 0.93 美元/ m^3 , 高于确定性模型或价格咨询专家得出水价的 50%。图 8.2 说明虽然当水价超过 0.60 美元/ m^3 净收入为正值时, 但是边际置信收益正在减少, 这就是为什么中间风险水价这么高的原因。所以, 确定性方法得出的统一提价能够产生净收入盈余的可能性小于 1/3。

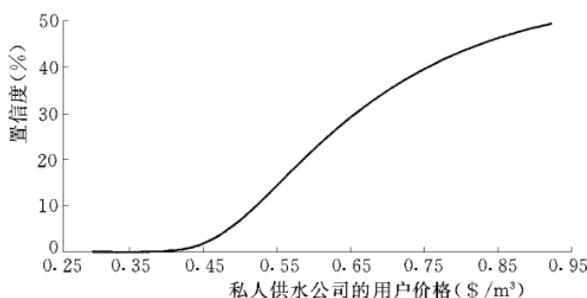


图 8.2 私人供水公司在不同价格情况下产生净收入盈余的概率

资料来源：作者。

价格咨询专家有一个相当谨慎的目标：1997 年将亏损减少到 107 万美元。为了实现这个目标, 图 8.1 说明确定性模型推荐接驳私人供水公司的用户平均价格差不多为 0.58 美元/ m^3 , 几乎与价格咨询专家推荐的平均价格一样。但是, 对于同样的目标和用户群体, MCS 模型建议的平均价格要高出 20%, 即 0.70 美元/ m^3 。所以, 价格咨询专家推荐的价格要实现 1997 年净收入目标的可能性较小。

为了防止误解, 必须作适当说明。首先, MCS 模型只对居民用水量进行了随机处理, 仅占达喀尔总用水量的 54%。假设其他消费群体的用水量按照价格咨询专家模型的水价与之用水量相

同。其次，为了进行全成本回收分析，我们制定的价格高于价格咨询专家建议的接驳私人供水公司的家庭的水价，这在政治限制下不会是不现实的。

结论

达喀尔价格政策改革的政治条件限制看来是实现水项目目标的巨大障碍。在价格效率、公平、支付能力、为穷人服务和促进健康方面，这些政策没有管理水塔受让人或商业园林工人的价格，基本保持了旧价格体系。这些政治限制明显地减少了制定价格的可选择性，使得价格咨询专家为了实现财务自负盈亏只好采用全面统一提价的方法。

达喀尔政治限制对价格政策所有目标中的财务自负盈亏目标的影响最小。但是，由于使用确定性方法制定价格，全面提价并不能像计划的那样收回成本。如果政府采用收回成本的概率为 28% 的提价方法，将是个冒险的决策。MCS 模型则说明为了保证期望的净收入为 0，价格要高出 20% 以上；为了保证回收成本的概率为 50%，价格要提高 50%。

对相对少数的公共水源受让人和园林工人进行管理，可以实现财务自负盈亏目标，并且为保证价格效率作出很大贡献。这样是否比对成千上万消费者全面提价的选择更容易执行并且风险较小呢？这个问题指出了在达喀尔价格改革背后的基本权衡。为了实现财务自负盈亏目标，哪种方法的风险更大？是对少数水塔受让人和园林工人进行管理还是对大多数用户提价？

在达喀尔实例中用于制定价格的确定性方法预测净收入比 MCS 模型的高。是不是价格研究都是这样还是达喀尔实例研究结果特殊呢？MCS 方法估算回收全成本的价格 (0.76 美元/ m³) 比确定性方法估算的价格 (0.62 美元/ m³) 高出 22%。Cromwell 等 (1997 年) 以及 Jordan、Carlson 和 Wilson (1997 年) 对美国 685 家自来水公司进行的研究，发现经营收入必须超过经营成本

20%，才能保证回收全成本和系统的生命力。这些研究结果与本章 MCS 的结论一样是否是巧合，应该作为今后研究的主题。

本章介绍了 MCS 方法在发展中国家制定水价中的应用。但是，在美国已经采用了 MCS 方法制定价格，据报道很成功 (Chesnutt、McSpadden 和 Christianson 1996 年)。因为研究不断发现确定性财务分析和价格制定方法存在缺陷，所以未来可能会越来越多地采用 MCS 进行价格分析和制定。

十多年来，世界银行和其他捐款人要求对他们的许多水项目进行条件评估研究。经济学家应该充分利用这些研究信息。我们使用的制定价格的 MCS 方法比较完整地利用有关数据。

支付意愿研究的主要理由是支持以需水为基础的规划，即在规划过程中让受益人发言。所以，应在价格制定前而不是价格制定后，进行 WTP 研究，我们的分析有助于事后认识。如果在达喀尔采用对制定水价的政治限制条件之前，取得了 WTP 的研究成果，那么预测推论会更加容易。

参考文献

- AWWA (American Water Works Association). 1972. *Water Rates Manual (Manual M1)*. Denver, Colorado.
- Chesnutt, Thomas W., Casey McSpadden, and John Christianson. 1996. "Revenue Instability Induced by Conservation Rates." *American Water Works Association Journal* 88 (1): 53-63.
- Cromwell, John E., Scott J. Rubin, Frederick A. Marrocco, and Mark E. Leevan. 1997. "Business Planning for Small System Capacity Development." *American Water works Association Journal* 89 (1): 47-57.
- Ernst & Young. 1996. "Mise à Jour du Modèle Avec les Données Auditées au 31/12/95: Projections 1995-2021." A report to the Senegal National Water Society, the government of Senegal, and the World Bank, unpublished. Paris.
- Jordan, Jeffrey L., Christopher N. Carlson, and James R. Wilson. 1997. "Financial Indicators Measure Fiscal Health." *American Water*

Works Association Journal 89 (8): 34-40.

- Lauria, Donald T., Alfredo H. Cueva, and Anthony A. Kolb. 1997. "Final Report on Willingness to Pay for Improved Water and Sanitation in Dakar, Senegal." A report to the Senegal National Water Society, the government of Senegal, and the World Bank, unpublished. Chapel Hill, North Carolina.
- World Bank. 1993. *Water Resources Management*. Washington, D. C. : World Bank.
- _____. 1995. "Staff Appraisal Report: Republic of Senegal, Water Sector Project." Report no. 14008-SE. World Bank, Western Africa Department, Infrastructure Operations Division, Washington, D. C.

9

公众选择及 水价制定

Darwin C. Hall

在 20 世纪 70 年代，电器公司将投资成本定价转变为边际成本定价（Hall 和 Hanemann 1996 年）。投资成本定价是将历史（既付）投资成本和经营成本分配给现在用户的一种尝试。投资成本定价有许多随机变量，并不是一种有准确定义的单一费率定价方法。这种方法由工程师和会计师开发，获得了美国水工程协会的批准（1991 年）。但是，它违背了联合成本不可分配的经济学原理（Hall 1973 年；Lau 1978 年）。边际成本定价是根据增加供水的边际成本，而不是根据建设现有集水和输水系统的既付成本。

在 20 世纪 90 年代前，亚利桑那州图森市是惟一的曾经采用边际水成本定价的城市，出现在 1976~1977 年发生了两年旱灾后。采用边际成本定价一年后，因为水价原因整个市议会被罢免。

1986~1991 年连续 6 年干旱后，洛杉矶市长 Tom Bradley 成立了市长水价蓝带委员会（BRC）^①。虽然委员会成员被告知图森市的事例说明按边际成本制定水价在政治上不可行。但是，最终该委员会还是建议按边际成本制定水价（BRC 1992 年），而且市议会通过了采纳该建议的法令，法令中包括其他地方在政治上不可接受的边际成本定价的独特创新。在一些居民对这种定价方法提出反对后，新市长

① 作者由市长 Bradley 任命，后来被聘为重组委员会成员。

Richard Riordan 再次招集该委员会。委员会建议进一步细化该定价方法 (BRC 1994 年), 以提高价格的经济效率和公平性。市议会通过了采用这个建议的第二个法令。为什么会发生这种情况呢? 可能会有其他结果吗? 或者更有可能出现其他结果吗? 如果更可能出现其他结果, 那么洛杉矶市水价的制定过程或情况会有什么不同?

确定价格改革结果的过程从对 BRC 所有成员进行培训开始, 培训的内容是有关分析制定自然垄断价格的标准微观经济基础知识。本章第二节将对此进行讨论, 其中部分内容来自 Hall (1996 年) 的研究, 少量内容来自 Hall 和 Hanemann 的研究 (1996 年)。

第三节内容部分来自 Hall 和 Hanemann 的研究 (1996 年), 叙述了随后的过程和政治权谋, 包括 BRC 形成的决策。该委员会经历了一个学习制定价格、估算边际成本价格和根据边际成本考虑制定其他价格的过程, 并且成立了包括加州大学伯克利分校专家在内的技术咨询分会。市议会通过的两种价格制订方案 (BRC 1992 年和 1994 年) 都具有创新特征, 结果提高了经济效率, 并且让人们感受到了由边际成本定价带来的公正和公平。

第四节采用公众选择模型解释了委员会为什么选择边际成本定价而不是投资成本定价。Peltzman 型模型 (与 Viscusi、Vernon 和 Harrington 1995 年的模型类似, 第 331~333 页) 解释了为什么早期的蓝带委员会在 1977 年时没有建议将投资成本定价改为边际成本定价。该模型还解释了为什么像图森这样的市政府实施边际成本定价会被罢免。Becker 模型 (Viscusi、Vernon 和 Harrington 1995 年, 第 333~337 页) 与在干旱年份转换为边际成本定价的结果一致。这两种模型都预测洛杉矶市在干旱结束后会重新改为投资成本定价, 但是实际没有这样。为什么没有改回投资成本定价呢? Peltzman 方法和 Becker 方法没有解释政府如何才能创新并且使定价更好。

最后一节在一定程度上根据作者在委员会的工作经历, 对公众选择模型没有解释的优惠政策变化进行了推测。

自然垄断价格的制定

如图 9.1 所示，自然垄断定义为一家企业长期平均成本曲线在市场需求相关的产量范围内呈下降趋势。该曲线在投资前就开始下降。一旦发生投资，就有既付资本成本，短期内它们被称为固定成本。自然垄断的特征是固定成本高、变动成本低。

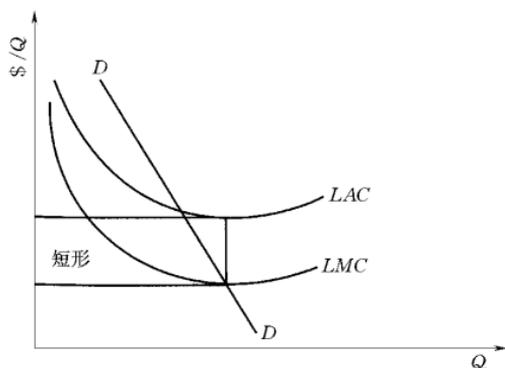


图 9.1 自然垄断确定价格

资料来源：作者。

在竞争产业中，保证市场供求平衡的价格使需求与供给相等，并且当产品价格等于短期边际成本时，企业利润最大。要达到长期收支平衡，价格只要能回收变动成本和重置资本就足够了。价格不偏高也不偏低，所以无法促进生产扩张或收缩（因此，达到平衡）。当产品的长期平均成本最小时出现平衡。这样的产量下，下列所有各项都是相等的：价格、长期边际成本、长期平均成本、短期边际成本和短期平均成本。在自然垄断条件下，如果将保证市场供求平衡的价格设定为长期边际成本，那么总收入低于总成本，差额表示为图 9.1 中的长方形。长期下去，这样的企业要停业。

投资成本定价

解决价格管理垄断的一个办法是二阶段费率：其中固定费用等于固定成本，商品费用等于垄断者的平均变动成本。那么在产量低于或等于系统最大产量的情况下，总收入等于总成本，例如，图 9.2 中平均变动成本是常数。其中，系统最大产量定义为低于可利用水量或系统的输水和处理能力。如果固定费用使固定费用乘以用水人数等于垄断的固定成本，那么商品费用可以定为等于平均变动成本，这样总收入等于总成本。这个解决办法简化地代表了投资成本定价的规则。但净收入的稳定性值得注意：在产量等于或低于系统最大产量时，净收入等于 0。

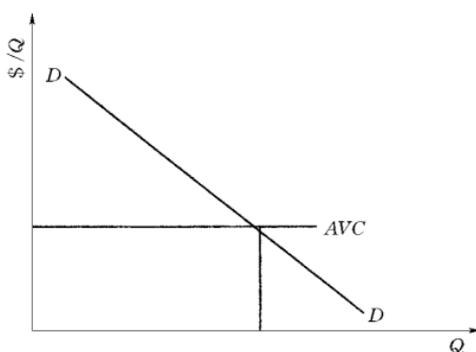


图 9.2 投资成本定价：商品费用

资料来源：作者。

如果获得更多水的短期边际成本随产量的增加而上升，那么平均变动成本也上升。在投资成本定价情况下，商品费用和需水曲线决定用水量。需水的变动将引起用水量增加。用水量增加意味着平均变动成本不再等于制定价格的商品费用，但是在新的价格审批和执行新价格法令前，不能改变价格。解决这个问题的办法是要有一个包括调整过程的价格法令。为了使可变总成本与商

品费用的收益相匹配，应增加或降低商品费用。当产量低于系统的最大产量，净收入仍为 0。

如果需水量超过系统供水能力，或者如果出现干旱减少了可供水量，使之低于规定价格下的需水量，那么就会出现水短缺。在短期内，投资成本定价无法解决这个问题，必须强制或自愿节约用水。从长期看，基于投资成本定价解决这个问题的方法是获得其他的水源、扩大系统的供水能力，或者两者同时实施，这就要求追加资本。在资本扩张前，长期边际成本高于历史长期平均成本，但是这并不意味着在目前产量下理论长期平均成本曲线呈上升趋势。如果整个供水系统从零做起，那么像现有资本结构等都不会建立。假定有效新系统的长期平均成本曲线可能会远远低于目前供水系统最大产量的范围，虽然仍存在自然垄断，但是现有的实际系统也存在纠缠不清的问题。

为了澄清纠缠不清的概念，必须区分假设从零做起的供水系统的理论长期平均成本曲线和现有供水系统的长期平均成本曲线。对实际供水系统而言，在为其他水源或扩大供水能力进行投资前，可由低于系统最大产量的平均变动成本曲线得出长期平均成本曲线，因为现有供水系统的固定成本为既付成本。如图 9.3 所示，更大产量的长期平均成本曲线呈现下降趋势，但是只有扩大新的生产能力图 9.3 才适用。一旦这样，那些成本也成为既付成本。

投资成本定价比前面解释的更为复杂。所有的固定成本不是简单地通过制定价格的固定费用（例如，向消费者收费）来回收的。根据工程师、会计师和律师认为比较公平的原则，在不同的消费阶层分配固定成本。例如，按照他们的理由会这样做。居民用户必须在夏季用水美化自然环境，使需水量产生季节变化。所以，居民用户“使”供水系统设计为在夏天多供水。各季节需水量相同的供水系统成本较低，现有供水系统和假定需水量不变的设计系统的资本费用差额应包括在居民用户支付的价格中。

第二个理由的例子是假设从零做起的供水系统的理论长期成

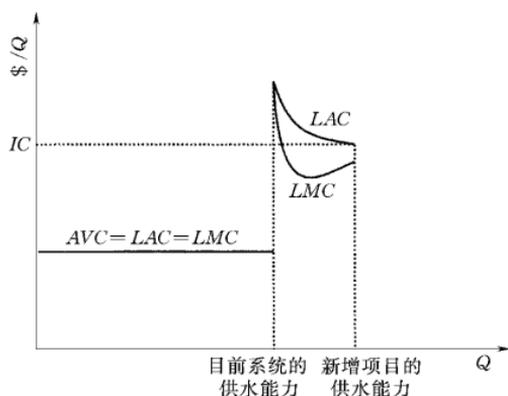


图 9.3 变动投资的增量成本

资料来源：作者。

本曲线呈现下降趋势。所以，大型工业和商业用水户将面临分段递减制商品费用，这将降低他们买水的平均成本。

第三个例子有关用户接驳到供水总水管连接的规模。管道的可供水量代表水价最大时的可能的用水量，应用貌似合理的推论可以认为是潜在需求。为了满足潜在需求，必须设计冗余的系统。所以，制定价格应包括支付潜在需求造成系统增加供水能力的固定费用。该固定费用（被称为负荷费用）随接驳到供水系统规模的不同而不同。这个负荷费用与经济学的需求概念无关。

正如这三个例子所阐明的，投资成本定价可以按经济学家考虑的任意方式来分配联合成本。

边际成本定价

在市场竞争条件下，供给和需求决定价格，并且该价格等于边际成本。对水的客观性和公共商品属性进行概括的重要意义是边际成本定价可以提高经济效率。当提供给消费者的边际价值等于生产的边际成本时体现了经济效率，其他供水量都不能增加社

会净值。如果水价等于边际成本，那么用户的买水量将不超过水价等于用水边际价值的水量。当追加成本等于价格时，水销售商不可能卖出更多的水。

计算边际成本还有许多未解的理论问题(Hall 1996年)。分离的供水水源使成本曲线起伏不定且有间断。需水随时间而变。用户可以在节约用水方面投资，并且当节水投资比开发新的供水水源投资少时，最佳价格信号会促进节水投资。这是有关争论的部分内容，即短期边际成本和长期边际成本哪一个更适合作为制定价格的基础。在成本曲线随时间变化情况下，实际供水系统的边际成本与最优供水系统的边际成本不同。将各种技术和定期需求结合产生最优生产技术组合，并且成本随使用时间变化。供水系统的可靠性是另外一个复杂问题。供水选择有不同的外部影响因素。分别模拟每个问题，产生一个复杂的边际成本微积分方程，但是这些问题还没有被同时解决。

在美国西南部，自来水公司成本和需求关系的许多历史因素发生了变化——与供电公司 25 年前所面对的情况一样。正如图 9.3 所示，随着需水量增加，增加供水的成本也迅速上升。增加供水的长期边际成本近似等于建设和充分运行的最昂贵的水再利用新项目的增量成本。如图 9.3 所示，增量成本实际上是新项目给供水系统增加的长期平均成本。

水的传输、处理、分配和贮存问题使得边际成本计算有些复杂。可以用贮水成本计算因季节而不同的边际成本(Hall1996年)。如图 9.3 所示，估算边际成本的最简单方法就是计算增量成本(IC)。

边际成本定价的最简单方法是只有商品费用，并且设定该费用等于边际成本(MC)。具体讲，就是用图 9.2 的边际成本置换平均变动成本，长方形部分表示可获得的收入。如果收入大于历史总成本，解决办法是分段累进制定价。起始分段的商品费用适用于每个计费周期的起始水量，并且最后分段的商品费用适用于购买的所有超过起始水量的水量。图 9.4 的两个长方形显示了消

费者在一定需水量 D 情况下，支付的总水费。

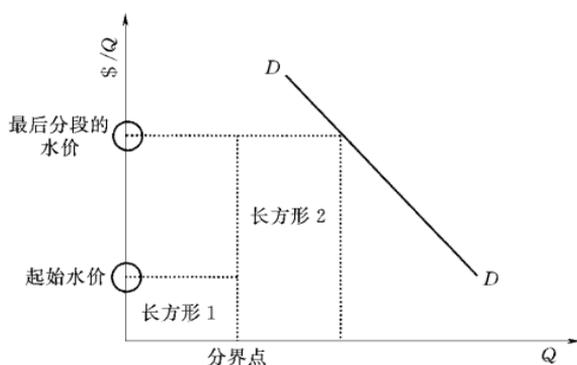


图 9.4 长期边际成本定价：分段累进制水价

资料来源：作者。

许多自来水公司的水增量成本高于水价，因为历史成本低于增量成本。如今，许多自来水公司采用分段累进制定价，但是这些价格制定方法不一定要以边际成本为基础。如果考虑边际成本定价，那么最后分段的价格应该等于边际成本。如果增量成本接近边际成本，那么价格制定应与增量成本相符合，因为图 9.4 的最后分段的价格对应图 9.3 的增量成本。

蓝带委员会的水价制定过程和政治权谋

蓝带委员会 (BRC) 成立前，由于供水成本随需水量增加而增加，水价稳步上升。不仅洛杉矶市的需水量增加了，而且美国西南部的其他城市和州的需水量也增加了，它们都在争夺同一水源用于农业生产、环境保护和城市生活。洛杉矶制定的居民水价是包括用户费用在内的各季节不同的净商品费用的四部制水价。到 1991 年为止，夏季商品费用和冬季商品费用之差约为 25%。

每年 4 月通常是加利福尼亚州雨季结束的时间，到 1991 年 4

月供水机构经历了连续第五个旱年,严重破坏了加州的供水系统,并且南加州城市用户面临着减少供水的问题。洛杉矶水电局(DWP)号召市民自愿减少15%的用水量。市民们积极响应,结果用水量减少了20%以上。供水收入也减少了20%以上,造成了严重的财务问题。DWP不得不要求提高水价。这引起了政治愤怒,因为那些响应DWP紧急号召的市民将接受涨价的惩罚。为了平息愤怒,市长Bradley成立了蓝带委员会,改革水价。

虽然20世纪史无前例的干旱促使成立BRC,但是价格改革可以节约用水提高经济效率,这将使每个人受益。现在环境成本表现为限制DWP从Mono湖(Wegge、Hanemann和Loomis1996年)和Sacramento流域(Fisher、Hanemann和Keeler1991年)取水。亚利桑那州、科罗拉多州和内华达州的需水量不断增加,限制了科罗拉多河向南加州大都会水管区(MWD)供水的份额。MWD是供水批发机构,它从州供水工程买水、从科罗拉多河取水。然后卖水给南加州的其他供水机构,包括DWP。如果改变DWP的成本曲线,MWD预测它的批发水价会迅速上涨。DWP的边际成本来自于按成本增加顺序的水再利用项目,并且最后来自于海水淡化项目,这些边际成本上涨很快。历史平均成本价格较低与边际成本的差额代表价格改革给水价付款人带来的潜在节约费用。边际成本定价会提高经济效率,同时降低用水量增长、供水能力提高和水价上涨的速度。

第一阶段:从投资成本定价到边际成本定价的转变

BRC有16位成员,代表了美国种族和信仰最多的城市之一的全市主要选民。地形地貌的多样性确定了城市的政治条件,加剧了分割,但是也为建立解决包括DWP价格制定在内的所有重大问题的联盟创造了机会。委员会16位成员中有15位是市领导,专业各不相同,都没有自来水公司、水或价格制定方面的专业知识。另一位是本章作者,经济学家,几十年前受雇于加利福尼亚能源委员会(从事电价制定工作),然后受雇于加州水资源局。

BRC 可以用一年的时间和 10 万多美元聘请自己的咨询专家，了解价格制定、自来水公司和 DWP 的详细情况，建议改变水价。所有任命的公众会员都是公正无私的，因为他们不从水行业获取收入或与水行业有财务利害关系。他们还有一个共同特点：致力于使政府更加有效地工作。

BRC 进行了广泛的调研，在 1992 年 6 月公布了一份报告，建议进行一系列的变革，以边际成本为基础建立二段累进制水价体系。1992 年 12 月市议会稍作修改后采纳了该建议，于 1993 年 2 月开始执行，但执行结果令人惊讶。

形成的各种决定产生了这样的结果。首先 BRC 举行的投票表决限制了 16 位公众会员的投票效果，虽然每次 BRC 会议都有 DWP 工作人员和咨询专家、市政府部门的工作人员、市议会成员助手及市长办公室助手参加。所有参加会议的人可以发表意见，举手表决。

第二个决定是延长咨询专家回答征询方案建议书的时间。这个决定改变了预先决定的结果。DWP 高级官员把征询方案建议书送达作为 BRC 咨询专家的权威的水工程公司。任何主要的水工程公司都会操纵美国水工程协会（1991 年）采用投资成本定价。开始时没有经济学家参与，但随着 BRC 给予的时间延长，应征者中包括有经济学家的两家公司。BRC 选择的一家有经济学家的公司是分包商。起初，该（分包商）经济学家在解释选择边际成本定价方面的作用较小。大多数咨询专家的工作都集中于投资成本定价研究。BRC 成员用了 4 个月时间才使经济学家分包商的相对贡献起到控制作用，并且集中解决关键问题：是采用投资成本定价还是采用边际成本定价？

又经过 2 个多月的调研和辩论，BRC 决定采用边际成本定价，利用剩下的时间和咨询资源计算边际成本，并且根据这些成本考虑制定价格的选择方案。BRC 成立了包括加州大学伯克利分校员工在内的技术咨询分会，与 BRC 和 DWP 的咨询专家一起工作。该分会负责解析两家咨询公司有关正确计算边际成本和以此

为基础制定价格方面的关键差别，这个过程很关键。文献资料记录了许多有关“正确”计算边际成本的技术方面的误导性的争论。

事先察看一下随后进行的讨论，BRC 建议的价格制定方法有创新特点，表 9.1 和表 9.2 总结了一部分特点。表 9.1 表明在正常年份，最后分段的价格按边际成本定价，冬季价格和夏季价格不同。设定起始分段的价格，这样收入即图 9.4 的两个长方形之和等于总成本。选择 BRC 认为政治上可行的分界点，以平衡经济的收益和损失。表 9.2 表示不同干旱程度的价格制定。设定最后分段的价格，使得需水量等于可供水量。为了强调价格信号，随干旱程度加重而降低分界点。像后面所做的解释一样，要调整起始分段的价格使得收入等于成本。

表 9.1 正常年份的水价

用户分类	低分段的价格 (美元)	分界点	高分段的价格 (美元)
居民用户			
独立单户住宅	1.71	21 个计费单位 (中值的 175%)	2.92 夏季价 2.27 冬季价
多户住宅	1.71	冬季平均用水量的 125%	2.92 夏季价 1.71 冬季价
商业部门/工业部门	1.78	冬季平均用水量的 125%	2.92 夏季价 1.78 冬季价

注 一个计费单位等于 748 加仑或 100 立方英尺。1 英亩-英尺等于 435 个计费单位。

资料来源：BRC (1992 年)。

表 9.2 缺水年份的水价

水短缺程度	低分段的价格 (美元)	分界点	高分段的价格 (美元)
缺水 10%			
居民用户			
单户独立住宅	1.71	19 个计费单位	3.70
多户住宅	1.71	冬季平均用水量的 115%	3.70
商业部门/工业部门	1.78	冬季平均用水量的 115%	3.70

续表

水短缺程度	低分段的价格 (美元)	分界点	高分段的价格 (美元)
缺水 15%			
居民用户			
单户独立住宅	1.71	18 个计费单位	4.44
多户住宅	1.71	冬季平均用水量的 115%	4.44
商业部门/工业部门	1.78	冬季平均用水量的 115%	4.44
缺水 20%			
居民用户			
独立单户住宅	1.71	17 个计费单位	5.18
多户住宅	1.71	冬季平均用水量的 110%	5.18
商业部门/工业部门	1.78	冬季平均用水量的 110%	5.18
缺水 25%			
居民用户			
独立单户住宅	1.71	16 个计费单位	6.05
多户住宅	1.71	冬季平均用水量的 110%	6.05
商业部门/工业部门	1.78	冬季平均用水量的 110%	6.05

注 一个计费单位等于 748 加仑或 100 立方英尺。1 英亩·英尺等于 435 个计费单位。

资料来源：BRC (1992 年)。

BRC 为了掌握价格制定的基本知识，在几个月内经常召集会议，审查统计报表。有争论说改为边际成本定价是帕累托式的超级手段，即创造收入剩余供市民分享，BRC 受这种说法的影响。预测用水减少对环境有利，也使得委员会举棋不定。现有的价格体系由用户费用和负荷费用组成，相对用水较多、尤其用于景观美化的高收入居民来讲^①，两者都导致低收入居民的平均水费较高。

已知价格制定变化的潜在输家，BRC 在让政治接受边际成本定价方面遇到了严重问题。对 DWP 的管理、大型商业和工业用户和大量的居民用户都会产生负面影响，因此，从大型商业和工业客户那里获得支持或减少他们的反对，变得尤为重要。DWP 的管

① 参见有关价格制定的前一节内容。负荷费用基于连接用户与供水系统的管道直径，与经济学的需求定义（按数量制定价格的标准）无关。

理部门赞成投资成本定价，这有利于广大用户，所以，DWP 有能力帮助广大用户反对边际成本定价。

保证全成本回收的收入决定了公众拥有的垄断债券评级。收入亏空要求批准提价。同样，超额收入对自来水公司管理是政治的不利因素，那么自来水公司要求批准降价。依照 DWP 的观念，如果需水不断增加，并且系统的供水能力不断扩大，避免了供水短缺，那么维持投资成本定价有利于收入更接近跟踪成本。从 DWP 管理角度看，投资成本定价避免了价格批准过程和相关的政治动荡。

针对投资成本定价是否会导致政治动荡，BRC 成员有争议。如前所述，由于用户在供水减少 15% 的年份自愿节约 20% 用水，使他们的用水价格上涨，干旱时强制削减用水和要求公众节水引起了政治愤怒。如表 9.2 所示，BRC 坚决主张在缺水年份实行边际成本价格可以使市场供需平衡，避免政治动荡。

BRC 还建议 DWP 管理部门在推荐边际成本价格时，价格法令包括这样一条条款：为了使收入与成本相匹配，可以调整起始分段的价格，避免反复请求市议会通过改变价格的法令。依照 DWP 的观念，在市议会法令允许对正常和缺水年份水价进行调整的方法成了边际成本定价的价格建议在政治上令人满意的主要特点。

边际成本定价在政治上可行的另一个创新点是区分不同用户类型的成本分配和将最后分段的价格设定为边际成本的原则。通过这种区分，BRC 能够制定对所有用户类型都是收入中性的价格。通过对不同用户类型的起始分段制定不同的用水量，可以使从每种用户得到的收入与事先设定的金额相同。简言之，建立价格认可程序是可能的，这样有关政治力量可以决定从竞争力强的用户征收收入，同时为了保持经济效率，仍然规定最后分段的价格等于边际成本。BRC 建议采用简单平均成本在不同的用户类型间分配成本。这个决定平息了商业和工业用户的愤怒，但是他们还关心一个问题。

价格制定的惟一特点是只适用于商业和工业用户。它们的用水量差异很大。需水量的不同意味着分段累进制定价可能会造成用水量较大的用户支付的平均价格与同类型用水量较少的用户所支付的平均价格相差很大。解决这个问题的办法是根据管道连接尺寸或与供水主管道接驳的用户数量，或者以上两个指标对相同类型的用户进行再分类。如图 9.1 所示，BRC 的方法是如果用户的用水量超过前一年冬季用水量的 25%，那么这是该用户夏季分段价格上涨的分界点。冬季价格就是平均成本价格。

最后，居民用户的需水量也不同。随着居民用户需水量的变化，图 9.4 的需水量曲线只代表一部分用户的需求关系，而低收入用户的需水量曲线则远远偏在该需水量曲线的左侧——为一条与代表起始分段价格的水平虚线相交的曲线，这些用户没有有效的经济价格信号。

居民用户是选举市议会的投票人，但市议会必须批准价格法令。考虑收入的抑制因素，为了最大限度提高经济效率，理想的价格制定是将分界点的设定尽可能靠近 0。在图 9.4 中，分界点可以左移，以保持两个长方形以下的区域为常数，但是必须降低起始分段的价格。分界点最低时，起始分段的价格为 0，长方形 2 内的收入正好回收全部成本。分界点越往左移，用户按边际成本价格买水（至少一部分水）的百分比越高。

价格制定的政治可行性取决于水费上涨的投票人的比例。只要用户以最后分段的价格购买几方水，他们总水费应会等于或少于现有价格体系的水费。如果分界点右移，大部分投票人的水费会下降，但必须权衡经济效率和政治可行性。BRC 总结出如果分界点设定为年用水量中值的 175%（见表 9.1），则所有 4 个城区都将在政治上支持该计划。所有城市用户的水费将平均降至 75.3%，4 个城区用户的水费分别降至 92.4%、87.5%、76.7% 和 66.1%（Hall 和 Hanemann 1996 年）。BRC 在政治上忽略了市议会想在制定价格上作些象征性的修改，以给公众留下良好印象的愿望。此外，市议会以牺牲经济效率为代价鼓励选择政治上可行的定价方法。市议会通过的价格法令将分界点

提高至年用水量中值的 200%。

第二阶段：保持边际成本定价，提高效率，增加公平性

市长 Bradley 在执政几十年后决定不再担任另一轮任期的市长职务。共和党候选人 Richard Riordan 击败了 Bradley 支持的民主党候选人。Riordan 于 1993 年 6 月上任。

根据当地标准，7 月和 8 月是凉爽的月份，但是 9 月是相对较热的月份，许多用户发现他们的水费上涨了，因为他们的用水量进入了以较高分段的价格计价的范围。这对于 San Fernando 山谷的居民来讲更是如此，那里是 DWP 服务区域内比较炎热的地方，也是 Riordan 支持者的大本营。在市民的抗议下，Riordan 重组了 BRC，增加了三名来自 San Fernando 山谷的成员。Riordan 领导下的 BRC 举办全市听政会，进一步分析价格。1994 年 1 月 Northridge 发生地震，毁坏了 DWP 的部分输水系统，也延缓委员会的工作。1994 年 8 月新 BRC 公布了一份报告（BRC1994 年），建议改进价格制定方法，但是保留二段累进制水价。1995 年 3 月市议会略作修改后采纳了该建议，并于 1995 年 4 月开始实施，重申洛杉矶市实行边际成本定价。

其结果也令人意想不到的。San Fernando 山谷的选民为按历史平均成本统一定价进行游说。重组的 BRC 缺少了几位原来影响力较大的成员，并且从 San Fernando 山谷新任命的成员支持按平均成本定价。一位来自山谷地区的市议会议员因赞成原来的价格法令，失去了对制定新价格的发言权。此外，与来自山谷地区的市议会议员意见一致的市长办公室正在筹划一系列的 BRC 听政会，由愤怒的山谷居民参加，他们中的一些人制造死亡威胁，其余人则威胁提起诉讼。

Northridge 地震对价格制定的结果很重要，因为 BRC 需要时间。如果有足够的时间，委员会的老成员可以与新成员和新市长的工作人员一起工作，并教育他们。使他们确信如果所有方面一起努力修改价格，制定更为有效的价格会给不同地区带来好处。需要时

间建立必要的相互尊重和信任,也需要时间倾听所有方面的意见,召开平心静气的定价理由交流会,使结果在金钱上是公正的。

分段累进制水价提高效率的关键是对居民用户进行分组,每组的用水模式与全部居民用户的用水模式相比更相似。设定每组的分界点更接近该组的用水量中值,这在政治上是可行的。与没有分组以前的分段累进制水价相比,分组后按最后分段水价计算的用水量变少了。所以,分享提高经济效率带来好处的用户百分比更大了,因为每个用户实际支付的平均价格更接近所有居民用户的平均价格。此外,分组后的用水量小于最后分段水量的用户数增加了,更多的用户受到边际成本定价的鼓励。分组后,每组的分界点都不一样,这样 BRC 制定的价格效率更高、更加公平。

BRC 按 4 种规模、3 个气温区对居民用户进行划分(见表 9.3)。根据下列标准划分类型和气温区:统一的用水模式、历史规模的划分模式、气温分区和管理实用性。

表 9.3 1994 年 BRC 建议划分气温区和规模的分界点

规模(平方英尺)	夏季平均每日最高温度	以起始分段的低价格记费的单位数	
		冬 季	夏 季
<7500	<75 ⁰	13	16
	75—85 ⁰	13	17
	>85 ⁰	13	17
7500—10999	<75 ⁰	16	23
	75—85 ⁰	16	25
	>85 ⁰	16	26
11000—17499	<75 ⁰	23	36
	75—85 ⁰	24	39
	>85 ⁰	24	40
>17499	<75 ⁰	29	45
	75—85 ⁰	30	48
	>85 ⁰	30	49
1993 年价格制定的分界点 所有规模	所有气温	22	28

注 一个计费单位等于 748 加仑或 100 立方英尺。1 英亩·英尺等于 435 个计费单位。

资料来源: BRC (1994 年)。

因为每组的用水模式更加统一，BRC 1994 年建议的分界点是分组中值的 120%。可以与 1992 年的建议比较，该建议将所有居民用户都被划为一种类型。市议会在 1993 年修改了价格制定建议，分界点定为用水量中值的 120%。1994 年修改的价格制定方法，增加了边际成本定价的用户数量，鼓励节约用水。

比较 BRC 1993 年和 1994 年的价格制定方法，可以分析水费的影响。超过 12% 的山谷用户发现他们的水费降低了 6%。同样的用户因 1993 年制定的价格水费上涨最高。1995 年对价格制定进行修改，降低了边际成本定价对政治影响力较大的用户的影响，所以边际成本定价增加了经济效率，又可以更加公平地分享提高效率带来的好处。

DWP 的监事会改变了 BRC 1994 年建议的定价方法，增设了用水量特别大的用户类型，降低了该类型的水费，并且提高了气温较高区域的分界点水量。监事会成员所作的调整最初是为了较热的 San Fernando 山谷用户的利益，也为了用水量大于 1 英亩-英尺的中高收入和高收入用户的利益。他们的建议得到了来自山谷地区的议员们的支持，但是需要另外投票通过定价法令。

一般情况下，较低收入的家庭规模较大。对于家庭规模，BRC 建议对家庭规模从 6 人增至 13 人时要增加起始分段的用水量。这样 7~8 人的家庭每人每月的分界点增加 2 个计费单位，9~10 人的家庭每人每月的分界点增加 1.5 个计费单位，11~13 人的家庭每人每月的分界点增加 1 个计费单位。用户可以根据家庭规模申请调整起始分段的价格。

市议会要求进一步调整价格，以利于收入较低居民。人口密集地区的大家庭用户的起始分段的户内用水量自然得到增加。利用 1990 年的人口普查数据，BRC 根据邮政编码判别这些地区有 10% 以上的用户可以按大家庭类进行调整 (BRC 1994 年)。根据情况将这些地区的所有用户划为 8 人家庭类，直到供水服务发生变化为止 (即直到他们迁移为止)。估计这些地区 16% 的用户从调整中受益，这些用户很少用水美化景观。

在确定分界点时增加规模、气温区和人口密度这些变量，可以更加均衡地在所有用户间分配价格改革的益处。对居民用户进一步分组，通过降低更多用户的分界点提高分段累进制水价的经济效率，也可以更加公平地分配价格改革的益处。受益者补偿了大量的损失者。此外，二部制价格让政治家关注分界点的确定，他们可以稍作修改而不破坏经济效率的信号。边际成本定价可以满足政治家补偿损失者的愿望。

公众选择模型

公众选择模型有助于解释为什么选择投资成本定价，后来又转为边际成本定价。Peltzman 型模型与长期采用投资成本定价是一致的。Becker 模型与在干旱期间转为边际成本定价是一致的。

Peltzman 型模型

本节解释了为什么水行业选择投资成本定价和为什么洛杉矶市在转为边际成本定价前也选择了投资成本定价。

美国水工程协会有一本投资成本定价的说明书。价格制定引起了行业关注。Viscusi、Vernon 和 Harrington (1995 年, 第 327 ~ 333 页) 将 Peltzman (1976 年) 用公式表达的追逐论归功于 Stigler (1971 年)。该理论模拟为行业利润和垄断价格的权衡。制约因素表明行业利润如何随价格变化。目标函数为一组等政治支持曲线, 政治家的支持随行业利润增加而增加, 随垄断价格上涨而下降。这个模型不能直接用于市政自来水公司。

不允许市政自来水公司盈利。管理部门想避免价格审批程序, 所以要求制定价格实现政治稳定 (如美国水工程协会价格说明书的规定不是收入稳定)。既然收入直接随成本变化, 那么政治稳定要求净收入是稳定的, 并且等于 0。只要供水系统的供水能力满足一定价格下的需水量, 投资成本定价可以实现政治稳定。这意味着即使增加供水的边际成本特别高, 但随着需水量的增加, 市政

供水机构也会努力提高系统的供水能力。这也意味着市政供水机构愿意支持节水补贴。

在这里介绍的 Peltzman 型模型中,商业和工业用户和自来水公司的管理部门可以一起控制价格的制定过程。Peltzman 型模型将用户分为两组:有投票权的居民用户和资助竞选的商业和工业用户。假设每组的需水模式相同,每组都希望制定低水价。分组定价下降导致商业和工业用户的平均水价低,而居民用户的平均水价高。制定投资成本水价的变量改变了分段递减商品费用的内容和相对商品费用的固定费用的规模(负荷费用和用户费用)。每个制定价格的变量都是每组用户平均水价的特定组合。

如果降低一组用户的平均水价不可能不增加其他组用户的平均水价,则这种定价方法定义为政治有效。如图 9.5 所示,产生零净收入的政治有效的定价的选择方案的变量对原点是凸的。随着我们将等净收入曲线从右下方向左上方移动,水价定价方式从固定费用高的分段递减制水价(相对于更平坦的平均成本定价)变为分段累进制水价。该曲线代表确定选择最大政治支持函数的价格制定的制约因素。

其次,将政治支持函数 $S = s(P_r, P_{c/i})$ 定义为居民用户平均

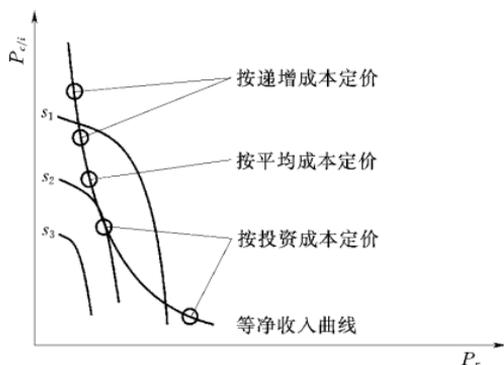


图 9.5 Peltzman 型模型

资料来源:作者。

价格 (P_r) 及商业和工业用户平均价格 (P_{cli}) 的单调下降函数。如图 9.5 所示, 家庭等支持曲线是对于原点凹的, 并且随着该曲线向原点方向移动, 政治支持不断增加。政治支持函数的形状取决于商业和工业用户政治力量与住宅用户政治力量的比值。因为相对无组织的居民用户群体较大, 无本获利的影响也较大, 自来水管公司的管理部门与少数商业和工业用户一起影响选择投资成本定价的偏好。

该模型解释了赢得价格制定的过程, 同时也解释了如果假定居民用户有两类: 用水多的用户政治力量强, 用水少的用户政治力量弱, 那么像图森这样的市议员在选择边际成本定价时, 怎样被投票罢免。该模型没有解释洛杉矶市从投资成本定价转为边际成本定价的原因, 下节将讨论这个主题。

适用于边际成本定价的 Becker 模型

Viscusi、Vernon 和 Harrington (1995 年, 第 333~337 页) 介绍了如图 9.6 所示的 Becker 模型 (1983 年)。该模型强调利益群体之间的竞争。利益群体 1 获得的财富转移等于 $T=I(p_1, p_2)$,

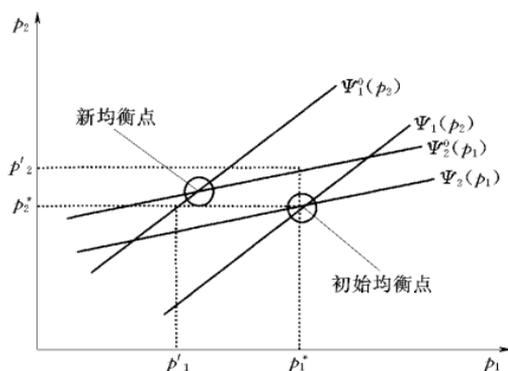


图 9.6 Becker 型模型

资料来源: 作者。

其中 I 为影响函数，它随利益群体 1 的政治压力 p_1 增加而增加，随利益群体 2 的政治压力 p_2 减小而减小。利益群体 2 的损失是 $(1+x) \cdot T$ ，其中 $x \geq 0$ ，且 xT 是福利损失； $x > 0$ 意味着更多的财富损失而不是转移。在该模型中，政府管理导致财富转移。

如图 9.6 所示，在 Becker 模型中，两根曲线的交叉点确定总压力。均衡点由相对压力确定。如果已知每个竞争利益群体的压力总量，那么每个利益群体都努力选择最优压力。利益群体 1 的最优压力依赖于利益群体 2 的压力— $\Psi_1(p_2)$ ，即利益群体 1 的最优反应函数。该函数表明利益群体 2 施加的压力越大，利益群体 1 的最优压力就越大，显示为向上倾斜。政治均衡是一组任何利益群体都不愿意改变的压力，在图 9.6 中用带 * 的 $(p_1^*$ 和 $p_2^*)$ 表示，即 Nash 均衡。请注意无本获利问题现在是相对正在竞争的利益群体而言，没有这么多竞争，这两个利益群体的经济状况都会更好，即存在一个政治压力造成资源浪费的负和游戏。

在 Becker 模型的标准应用中，可测试的假设是 x 越大，管理和财富转移的可能性越小，因为与损失相比付出较小。 x 上升，则 $\Psi_2(p_1)$ 上升，并且 $\Psi_1(p_2)$ 也变化。在新均衡点，影响函数小于初始均衡点的影响函数，并且减少了管理行为。所以，市场失效可能降低无谓的损失，或甚至有盈余 (x 为负数)，为管理创造了更大的机会。

采用该模型制定价格如下所述。实行投资成本定价方法，随着需水量的增加，为了避免供水短缺造成政治动荡，自来水公司的管理部门不断投资扩大水源，在一段时间内导致不断增加的无效经济。干旱突出了无效定价造成的损失。图 9.6 中，群体 1 的用户较多，群体 2 的用户较少。

发生干旱前，少数用户补贴多数用户。干旱会增加边际成本定价的效率收益。相反，干旱会增加补贴的效益损失。对于付给多数用户任意给定水平的补贴，这些用户愿意施加压力 P_1^* 。已知 P_1^* ，则发生干旱前利益群体 2 的最优压力为 P_2^* 。在干旱期间，如果利益群体 1 为了得到同样的补贴继续施加压力 P_1^* ，那么利益群

体 2 的损失会更大。因此,利益群体 2 相应的最优压力增加为 p'_2 , 表示为函数 $\psi_2(p_1)$ 上移至 $\psi_2^0(p_1)$ 。如果利益群体 2 在干旱期间继续施加压力 P_2^* , 维持支付的补贴相同, 那么利益群体 1 因为干旱得到的补贴变少, 所以愿意施加较小的压力 P'_1 , 表示为函数 $\psi_1(p_2)$ 左移至 $\psi_1^0(p_2)$ 。降低多数用户(利益群体 1)施加的压力、提高少数用户(利益群体 2)施加的压力, 达到新的均衡。如前所述, 补贴的总量为 $I(p_1, p_2)$, 其中 I 为影响函数, 它随利益群体 1 的政治压力 p'_1 增加而增加, 随利益群体 2 的政治压力 p'_2 减小而减小。因此, 提高边际成本定价的可能性, 在干旱期间会减少补贴。

结论

Peltzman 型模型模拟结果与洛杉矶市原来的投资成本定价一致, 而 Becker 模型模拟的结果与转变为边际成本定价一致。两个模型都预测洛杉矶市在干旱结束后要改回投资成本定价, 但是没有这样。为什么没有? 有人认为 BRC 在价格制定的创新使得 Becker 模型模拟的结果与采用边际成本定价一致。就是说, BRC 修改价格制定时同样改变了干旱期的 Becker 模型的影响函数。但是, 仍存在问题。为什么 BRC 首先花几个月的时间培训有关价格制定的知识? BRC 的成员为了使整个城市的利益如何学会相互信任, 并在损害推选他们的利益群体的利益时做出妥协?

公众选择模型的新术语包括利益相关者, 指利益群体。一旦我们接受这些模型的基本结构, 我们就相信相互竞争的利益群体的相对力量将决定未来。这样解决问题的惟一办法是召集利益相关者协商一个互相可以接受的结果, 通常包括来自一般公众的补贴。

另外一种观念认为应该让有关利益群体解决社会矛盾。选择蓝带委员会的过程就是一个很好的例子。这里概括的例子要求给予无私的、热心公益的市民足够的资源和时间学习, 从而做出正

确选择。这也是一个很少发生的过程。给我们留下一个问题：为什么是很少发生的？

参考文献

- American Water Works Association. 1991. *Water Rates*, 4th ed. Denver, Colorado. Becker, Gary S. 1983. "A Theory of Competition among Pressure Groups for Political Influence." *Quarterly Journal of Economics* 98: 371-400.
- BRC (Mayor's Blue Ribbon Committee on Water Rates). 1992. *Assuring Our Future Water Supply: A Consensus Approach to Water Rates*. Los Angeles. _____. 1994. *Recommendations for Revisions to Water Rates*. Los Angeles.
- Fisher, Anthony C., W. Michael Hanemann, and Andrew G. Keeler. 1991. "Integrating Fishery and Water Resource Management: A Biological Model of a California Salmon Fishery." *Journal of Environmental Economics and Management* 20 (3): 234-61.
- Hall, Darwin C. 1996. "Calculating Marginal Cost for Water Rates." In Darwin C. Hall, ed., *Advances in the Economics of Environmental Resources: Marginal Cost Rate Design and Wholesale Water Markets*, Vol. 1. Greenwich, Connecticut: JAI Press.
- Hall, Darwin C., and W. Michael Hanemann. 1996. "Urban Water Rate Design Based on Marginal Cost." In Darwin C. Hall, ed., *Advances in the Economics of Environmental Resources: Marginal Cost Rate Design and Wholesale Water Markets*, Vol. 1. Greenwich, Connecticut: JAI Press.
- Hall, Robert. 1973. "The Specification of Technology with Several Kinds of Output." *Journal of Political Economy* 81 (4): 879-92.
- Lau, Lawrence. 1978. "Applications of Profit Functions." In Melvyn Fuss and Daniel McFadden, eds., *Production and Economics: A Dual Approach to Theory and Applications*, Vol. 1. New York: North-Holland.
- Peltzman, Sam. 1976. "Toward a More General Theory of Regulation." *Journal of Law and Economics* 19 (2): 211-40.

- Stigler, George J. 1971. "The Theory of Economic Regulation." *Bell Journal of Economics and Management* 2 (1): 3-21.
- Viscusi, W. Kip, John M. Vernon, and Joseph E. Harrington, Jr. 1995. *Economics of Regulation and Antitrust*, 2nd ed. Cambridge, Massachusetts: MIT Press.
- Wegge, Thomas C., W. Michael Hanemann, and John Loomis. 1996. "Comparing Benefits and Costs of Water Resource Allocation Policies for California's Mono Basin." In Darwin C. Hall, ed., *Advances in the Economics of Environmental Resources: Marginal Cost Rate Design and Wholesale Water Markets*, Vol. 1. Greenwich, Connecticut: JAI Press.



第三部分
城市水价实施的
政治经济学

10

发展中国家 水价制定的 政治经济： 分段累进制 水价同带补 贴的统一水价

John J. Boland,
Dale Whittington

发展中国家现行的水价体系是分段累进制水价 (IBTs)。在发展中国家工作的多边赞助商、国际财政和工程咨询专家以及水问题专家们一般都将分段累进制水价体系作为决定用户月水费的最恰当的方法。最近针对发展中国家的水费研究 (亚洲开发银行 1993 年) 都推荐采用分段累进制水价体系。

像其他分段式水价一样，分段累进制水价将水价分为两段或者多段，每一分段用水量范围内都有一个水价，水价随着分段而增加。一些水价体系最多有 10 个分段，每一分段有一个水价。发展中国家一般采用起始分段水价低于成本 (当然成本可被确定) 的分段累进制水价体系。分段累进制水价的设计者们更关注起始分段的用水量范围和价格。

尽管分段累进制水价是一个好政策的观点被普遍接受，但是这种水价体系值得深入探讨。即便粗略来看，这种一致认为该定价方法很好的观点也似乎有些离奇。尽管分段累进制水价体系首先在工业化国家采用，并通过提供中和收入的交叉补贴来帮助贫困家庭，但在美国等一些发达国家，目前只有少数供水公司采用分段累进

作者感谢 Jennifer Davis, Ariel Dinar, Harvey A. Garn, Sumila Gulyani, W. Michael Hanemann, Julie Hewitt, Kristin Komives, Donald T. Lauria 和 Xun Wu 对本章所做的大量贡献和对本章较早版本的细心审阅。

制水价^①。水的状况和卫生条件的不同虽可以解释为什么分段累进制水价在发展中国家越来越普及，而在工业化国家只扮演次要角色，但这种解释并不明显。在发展中国家的许多城市，很多贫困家庭在供水系统上没有私有的量水设备，分段累进制水价对他们并没有任何帮助。

本章将批评性地分析发展中国家使用分段累进制水价的情况。随后的两节内容将回顾提倡分段累进制水价的普通论点以及目前使用分段累进制水价的城市是如何选择这种水价的。第三节内容将讨论有关水价制定的目标和考虑的因素，并以此为基础判断是否适宜采用分段累进制水价。第四节将分析五个文献中没有充分重视的分段累进制水价的问题和局限性，它们是：

1. 因为政治和其他压力，自来水公司无法限定居民用户的起始分段用水量的大小；
2. 为大多数用户提供适当的经济鼓励的同时，难以避免对其他用户提供不适当的鼓励；
3. 由于对家庭需水量了解有限，通过提高收入难以达到回收财政成本又不明显脱离边际成本定价的目标；
4. 水价体系缺乏透明度，难以对水定价进行管理；
5. 难以阻止安装水表的家庭向没有安装量水设备的邻居和小商贩供水。

第五节将对简单的分段累进制水价体系与统一按水量定价并给予一次性折扣的水价体系进行比较，说明后者具有明显优势。最后，本章将提出对支持分段累进制水价的学术和政治观点的一般

① Ernst 和 Young 从非随机样本的调查（1990年，1992年）中，发现分别有18%和16%的供水公司至少对部分顾客采用分段累进制水价。但美国水务协会（AWWA）做了一个更大的非随机样本（ $n=827$ ）调查，发现有22%的供水公司采用某种形式的分段累进制水价（AWWA1998年）。在过去十年里，一些都市区域的大型自来水公司放弃了分段累进制水价（加利福尼亚的东海湾城市公用事业局和亚利桑纳州的菲尼克斯市），也有一些采用了分段累进制水价（洛杉矶市）。

看法。

背景

一个水费体系是一套程序化的规则用以确定对不同类型用户的服务条件和收费标准。一个用户的月水费可以两方面作为基础：用水量和除用水外的其他一系列因素。从理论上说，两者之一可以是零，而由另一方面单独确定水费。比如，水费可以完全取决于与城市供水网相连接的房地产的价值，而不是用水量的多少。而另一种可能是，水费可以由收费期的用水量乘以单位水量的价格来确定，这表明除用水外的其他因素为零。作为比较，由二部制水价将同时包含上述两个方面，可能由一个固定月费加一个基于用水量多少的单位用水量的水费组成。

分段累进制水价体系是建立在用水量基础上的，它可以同也可以不同除用水外的其他因素组合。一个特定类型的用户（如居民），在一个给定的用水量范围内被征收一个相对较低的单位用水量的水费，这个用水量确定起始分段用水量的上限。一个取用超出这个上限而小于第二段上限的用水户，为额外的用水量支付更高的单位用水量的水费。依此类推，直至达到分段累进制水价的最高分段用水量。在最高分段，用户一般可以根据需要引用尽可能多的水，但是每多引一个单位水量，水费的增加值等于水价体系中的最高值。图 10.1 所示为六个亚洲城市居民用水的实际分段累进制水价体系。

为了制定分段累进制水价体系，管理者必须为每一类型的用水确定三个参数：用水量分段的数量、每一分段的用水量和每一分段的单位水价^①。玻利维亚的拉巴斯市政府在 1997 年采用了分段累进制水价，这个水价体系可作为许多发展中国家采用水费的

① 自来水公司倾向于将居民、商业和工业用户放在不同的种类。一些自来水公司在住房类型和邻居特点的基础上将居民用户更进一步的划分为几类。

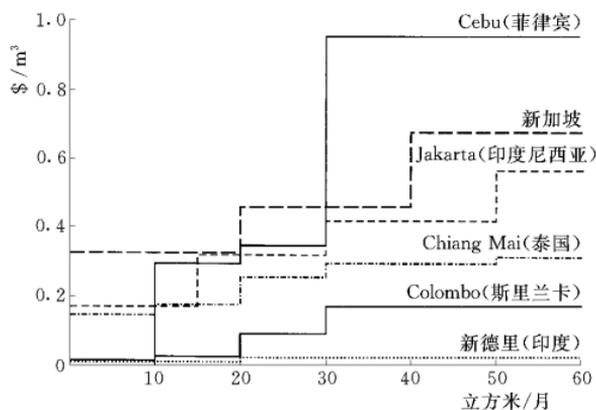


图 10.1 分段累进制水价设计的六个实例

资料来源：亚洲开发银行（1993年）。

典型（见表 10.1）。首先，居民用水者在不同分段间面临着更大的价格差。在拉巴斯，最高分段的水价是最低分段水价的五倍多。其次，水价设计者一般都将注意力放在家庭用水者上，这就是说居民类用水的分段比商业和工业类用水更多。在拉巴斯，居民类用水分为四段，商业类分为两段，工业类只有一段。第三，对工业和商业用水征收的水价远高于相同用水水平下对居民用水征收的水价。

表 10.1 玻利维亚的拉巴斯市

Aguas del Illimani 的分段累进制水价实例

单位体积水价 (美元/m ³)	家庭类用水 (m ³)	商业类用水 (m ³)	工业类用水 (m ³)
0.22	1~30	n. a.	n. a.
0.44	31~150	n. a.	n. a.
0.66	151~300	1~20	n. a.
1.19	301及以上	21及以上	1及以上

注 n. a. 不适用

资料来源：Komives（1998年）。

这种类型的分段累进制水价体系获得广泛应用。在一次对亚洲城市自来水公司的调查中，亚洲开发银行（1993年）发现在他们的样本中，多数采用分段累进制水价体系（32个中的20个）^①。城市供水行业的全面私有化趋势还没有减少分段累进制水价的普遍性，尽管以追求利润为目的的供应商似乎更有理由偏爱其他水价体系。在竞标文件和招标过程中，政府通常要求私有特许经营商使用分段累进制水价。

供水管理者和其他专家倾向于为支持分段累进制水价体系进行辩护。首先，他们中的一些人会说分段累进制水价通过强制富有家庭交叉补贴贫困家庭用水来倡导公平，其理由（假定所有家庭都有各自的水表连在供水系统上）是富有家庭用水比贫困家庭多，因为水是一个正常商品，其使用随收入的增加而增加。例如，高收入家庭消耗更多的水，在某种程度上，因为他们需要护理花园、洗车并拥有其他耗水设备。因为他们的用水量在较高分段的比例更高，所以支付的平均水价也就更高。这就意味着贫穷家庭能够在起始分段内以低价获得足够用水来满足生活的基本需要。

其次，分段累进制水价提倡对工业和商业类用户征收比多数居民更高的水费也是在宣扬公平的主张。这种水价体系能够让自来水公司从大工业公司的收益中交叉补贴贫困的居民用户。

第三，他们坚持说分段累进制水价有助于水源保护和对水的可持续利用，因为在较高用水分段上，水价可以定的很高，从而抑制水的浪费。

第四，一些供水专家指出实施边际成本定价原理需要分段累进制水价。他们的基本理由（假定城市供水的边际成本上涨）是以边际成本确定最昂贵的用水分段的水价实现了边际成本定价（Hall 和 Hanemann 1996年）。这个论点更加详细地描述了分段累进制水价是次优定价的最佳手段方法，即追求经济效益的目标服

① 在没有采用分段累进制水价的12个自来水公司中，8个采用按水量收费。另外的通过房地产税收费。

从成本回收的限制 (Porter 1996 年)。第四个基本理由的另外一种形式是断言分段累进制水价必须与假定的上升的边际成本曲线匹配。这表明由于边际成本期望随着总用水量的增加而增加, 所以水价也应相应地随各家庭用水增加而增加。管理者已经在制定多分段式价格中使用了这个论据, 尤其对那些分段较多的方式。

第五, 基本理由集中在关于大众健康的外在性问题上 (见 Vincent 等 1997 年, 第 242 页)。这种观点是说一个家对自来水的消费对其他家庭有减少社区传染病的风险的外在好处。这种外在好处的存在需要补贴水价使这种外在性“内在化”。然而, 这种论点的反面则是高水价 (也许由于边际成本或成本回收定价) 将减少家庭用水, 从而减少这些大众健康的外部好处。

水价制定

管理者通过不同的方法建立水价标准, 有时, 他们只是简单沿用现存的水价制度。如果水价从未引起争议, 或如果没有外部贷款机构要求改变定价方式, 一般会选择尽量保持现有的体系。在其他情况下, 国家立法程序可以确定水价标准 (如在乌克兰), 或由一个全国性机构管理制定 (如在哥伦比亚)。虽然这些强制措施反映了社会关注水价的公正性, 但管理者一般不会为适应环境变化或成本上升来修改水价。在这种情况下, 至少在短期内, 单独的自来水公司不可能考虑到制定水价所涉及的广泛问题。

当不存在这些强制措施时, 供水机构通常要考虑合理的水价设计。这个过程通常是复杂的, 可能涉及外来的咨询公司、贷款机构、政治领导、用水人口中的各种群体甚至还会包括地区的或全国的立法机关。对不同参与者的利益冲突和考虑更增加了这种复杂性。

目标

水费是一个广泛适用的强有力的管理工具。管理者可以利用

它实现许多目标，尽管他们经常不得不在目标之间进行权衡，如效率和公平。本节描述了一些更一般的目标，但并非所有群体在水费制定上都尽力采用所有的目标，而且一些群体会对目标有不同的定义。

收入充裕 从供水者的角度看，水费的首要目的是回收成本。在开始制定水价前，管理者必须决定水费取得多少收入。因此，水费制定的目标是完成一个特定的收入目标。事实上，在设定价格时，收入目标会比其他任何单一目标都重要。

经济效益 在固定的供水成本条件下，一个有效的水费对确保用户获得最大可能累积效益有促进作用。换句话说，给定从用水获得的累积效益，供水成本将被降到最小。历代经济学家一直强调这一目标的重要性，指出通过设定水价使其与相应的边际成本相等可以实现这一目标。

公平和公正 公平和公正这两个词可以经常相互交换，但它们却有不同意义。公平要求同等的要同等对待，不同等的要不同等对待。在制定公用事业收费时，公平经常指用户支付的费用同他们给公用事业造成的成本成比例。因此，公平在准确定义和验证的条件下，是一个可量化的任务。相反，公正则完全是主观性的，参加水费制定过程的每一个人对公正的含义会有不同的理解。有人认为给工业用水定高水价是公正的，而另外的人也许会反对这种安排。有人认为对所有用户征收同样的水价是公正的（即使是凭服务成本不同的理由也没有必要是公平的），而另外的人则可能相信给一些用户补贴才算公正。一个以边际成本为基础的水费应该是公平的，但却不一定是公正的。

收入的再分配 尽管收入的再分配可被看作是公正目标的一部分，但是管理者经常将其单独列出。简单地说，管理者普遍认为发展中国家的公用事业收费是用来对不同的消费者群体的收入进行再分配。通常采用的分段累进制水价会给起始分段定一个低于平均收益的价格，并在更高分段上设一个或多个高于平均收益的水价，这样可以形成用水大户（他们支付的水费高于平均收

益)对用水小户(他们支付的水费低)的补贴。类似的,如果工业水价高于供水成本并高于居民水价,一般认为收入被从公司重新分配到个人。

资源保护 管理者通常会利用水费达到抑制浪费用水的目的,从而提倡可持续利用。分段累进制水价假定用水大户是最易大量浪费用水的用户,对他们征收高水价以抑制更多的用水。这种方法当然是建立在只有用水大户才浪费水的信念上的,它同时假定这些用户知晓水费制度中不同阈值间的显著差别,并会对此做出相应的反应。

一些考虑

水费制定中还有一些其他因素,尽管它们没有前面列举的那些目标一样的基础性和经久性。这一节将这些因素归为考虑是说明它们的不重要,但应该记住,这些考虑在管理者选择其他水费体系时,仍然起作用。

公众的接受度 成功的水费制定是不会引起争论的,它不会成为公众批评自来水公司的焦点。

政治上的接受度 政治领袖反感的水费制定会失去政治上的帮助,还可能引起政治家干预自来水公司的运行。

简单性和透明性 水费制定必须易于解释和理解,多数用户应该知道他们支付的水价是多少。

净收益的稳定性 当天气或经济影响用水时,收益和成本应该按大致相同的幅度变化。否则,周期性的变化将导致净收益变化无常,使管理部门增加现金流量,并产生财政困难。

易实施性 水费必须易于实现,它不应该因为法律问题、管理复杂、信息需求或征收过程而遇到重大障碍。

前述分段累进制水价观点的再回顾

前面一节曾列举了支持分段累进制水价的六个观点,现在让

我们检查一下这些观点是否满足水费制定中的常规目标和考虑。

首先考虑分段累进制水价通过产生吸引人的交叉补贴来提倡公平的观点。交叉补贴反映的是公正的概念，而不是公平，从而出现了相互矛盾意见。但是，即使在补贴方向（从富有到贫困家庭）相对来说不易引起争议的情况下，牢记水费这种特点的局限性也是重要的。最大可能补贴的数量小：图 10.1 中起始分段最大月补贴是 2.96 美元，多数则更小^①。况且，补贴是随分段减少递减的，这就是说，为了得到全部补贴，一个家庭必须用完起始分段水量来得到全部补贴。随着一个家庭用水量的减少，它获得的补贴也在减少。

其次考虑分段累进制水价让公司补贴个人的观点。因为不同类型的用户一般采用各自的水费，所以利用分段累进制水价将工业水费定得高于居民水费的做法是不必要的。况且，产生这种补贴的吸引人之处是存在疑问的。这种做法同经济高效和公平目标是矛盾的，并给在那些在许多情况下最容易退出供水系统的用户定了最高价。从长远来看，这将使居民用户处于不利局面，因为随着用水大户们选择了退出，自来水公司失掉了引水、处理、输水和配水的经济规模。

分段累进制水价抑制用水浪费的观点又是怎样的呢？假设“浪费”是指以不能产生同供水的资源成本相当的效益的方式用水。但如果将价格定为与边际成本相等，则每个用户必须支付替代单方用水的全成本。经济理论认为这足以防止用水浪费，而且更高的水价只有使效率降低。

这又把我们引入分段累进制水价是否同边际成本定价一致的问题。当价格反映所提供服务的边际效益时，可以促进经济高效。在分段累进制水价的情况下，不同的用户为供水这一相同服务支

① 菲律宾的宿务市第一分段水价是零，第一分段上限为每月 10m^3 ，如果将第二分段水价（ $0.296\text{美元}/\text{m}^3$ ）应用到第一分段，则第一分段的成本将是 2.96 美元。在另一种极端情况下，德里市第一分段的补贴是 0.24 美元。

付不同的水价，最多只有一个用户与边际成本相等，而多数用户则与此水价不同，即高于或低于边际成本。相反，边际成本定价对于相似成本责任（如居民用户）的所有用户使用相同的单一水价，尽管这个价格可以根据使用时间或位置的不同而不同^①。

那些说分段累进制水价应该同增长的边际供水成本匹配的人似乎对成本与价格的本性存在错误认识。即使假定边际成本随用水量的增加而增加（它们也可能保持一个定值或者减少），它们随单个家庭用水的增加也是觉察不到的。水费的作用是征收的水价等于增加用水量的成本，在任何给定时间，这个价格只有一个。如果所有用户超时增加用水，结果边际成本也随时间增长，那么，对所有用户和用水来说，边际成本价格也最终将增长。分段式水费并没有抓住这种关系的主要特征。

最后，考虑分段累进制水价有利于大众健康的观点。在公众健康外部性后隐含的假设是：(a) 如果实施分段累进制水价，没有使用供水系统的家庭更愿意使用管道供水系统；(b) 如果实行分段累进制水价最低收入家庭的用水量要比使用其他水费制定方式的大一些；(c) 由于公众健康的外部性用水量显著增加。

文献中没有支持这些假设中的任何一个的实际证据。当然，当一个家庭从户外水源（如手动水泵或水井）转到管道用水系统时，其用水量会剧增（White, Bradley, 和 White 1972 年），日用水量由每人 20 升增加到 100 升或更多。尽管证据错综复杂，假定用水增长通常会给家庭带来一些健康效益表面上是说得通的（假如增加用水同时不会产生由污水处理带来的对健康不利的外部影响）。然而，没有证据证明增加用水能给更大的社区带来健康效益（Esrey 1996 年；Esrey and others 1989 年）。更进一步说，没有证据说明采用分段累进制水价体系，家庭会更愿意使用供水管道系统，一个家庭是否安装的决定更多地取决于安装费用而不是按水

① 当然，在供水系统中对不同的居民用户的成本不同是可能的，在山丘区供水就是一个例子，在不同高程的用户，为其用水泵抽水的成本有极大的差异。

量计量的水价（Singh 和其他人 1993 年）。

支持分段累进制水价的健康效益的观点甚至更缺少说服力。分段累进制水价的倡导者们认为，作为对分段累进制水价起始分段水价低的回应，已经有量水设备的和安装了私有供水系统的家庭将增加他们的用水量，从而带来显著的和大众健康有利的外部影响。这一观点是指居民会增加他们的人均日用水量，如从 100 到 120 升 或从 75 到 85 升，随之会产生对大众健康有利的外部影响。但是，还没有增加用水可以带来单个家庭的健康效益或对大众健康有利的外部影响的证据存在，也没有任何理由期望得到这种结果。

分段累进制水价在实践中的局限性

因此，通常制定分段累进制水价的理由要么是不完全的（对交叉补贴来说），要么是有缺陷的。不管怎样，调查分段累进制水价在实际应用中产生的问题也许更重要，这一节讨论五个这样的问题。

设定起始分段

你可以想象出一个分段累进制水价体系，将前面所述的概念性问题最小化，即二段式水费，起始分段比边际成本低的价格，第二段水价等于边际成本。起始分段的大小应基本保证没有用户在这一范围内停止用水。补贴的递减将不是一个问题：几乎所有用户将面临边际成本价格，交叉补贴一般只给那些需要它的低收入者。但是，由于政治压力，自来水公司很难限定居民用户起始分段的大小。不管怎么说，许多有影响的居民都想方设法使起始分段尽量大，以维持他们的水价较低。

为了成功给贫困家庭确定定额（假定供水系统中所有家庭都安装了各自的量水设施），分段累进制水价的制定者必须使起始分段水量与家庭的基本用水量相等。一个低收入家庭到底需要多少

水呢？国际基本用水标准一般在人均每天 25~30 升的范围内（Gleick 1996 年；联合国 1993 年；WHO 1997 年）。对一个五人家庭来说，这相当于每家每月 4~5m³。

绝大多数城市的分段累进制水价体系给使用供水系统的家庭提供比最低水价更多的水量。例如，在亚洲开发银行的数据中，使用分段累进制水价体系并有起始分段规模数据的 17 个自来水公司仅有 2 个的起始分段规模小于或等于每月 4~5m³（表 10.2）^①，其他的大多数的起始分段规模大于或等于每月 15m³。

表 10.2 采用分段累进制水价体系的自来水公司的起始分段规模

起始分段规模 (m ³)	自来水公司的数量	供水的百分比
4	1	5.9
5	1	5.9
10	6	35.3
15	4	23.5
20	4	23.5
30	1	5.9
总计	17	100.0

资料来源：亚洲开发银行（1993 年）。

这些数据支持以下通常的观点：因为起始分段大的分段累进制水价不仅仅有利于贫困家庭，而是直接有利于有单独供水系统连接的所有用户，所以政治家和高级公务员并不能轻易限制分段累进制水价起始分段的规模。因为在许多城市的中等和高等收入的家庭拥有多数单独量水设备的供水设施，他们通常得到以补贴价格售出的水中的绝大部分。由于起始分段增大造成一个供水公司收益减少的数量通常是不知道的。容易的处理方式是简单地假定由工业和商业部门补偿任何预算缺口。

再者，一个家庭需要的基本用水量是存在争论的问题。因为

① 第一分段规模等于 4~5m³ 或更少的两个城市是汤加王国的努库阿洛法和老挝的万象。

分段累进制水价并不根据家庭成员的多少而调整起始分段的规模，有人说每月 $4\sim 5\text{m}^3$ 的水不能满足有 10 个成员家庭的基本用水需求。大多数水费制定过程的政治现实是参加这一过程的股东和咨询专家很少注意到增加起始分段规模导致的财政和经济效率的不利后果。

同样的政治现实使限制中间分段的规模同样困难。例如表 10.1 所示的玻利维亚拉巴斯市的分段累进制水价体系允许一个家庭在支付分段累进制水价的最高价之前，可以每月使用 300m^3 的水。这对有 5 个成员的家庭就是全家每天用水 10m^3 或人均每天用水 2m^3 ，这是估计的人均每天 25 升基本用水量的 80 倍。这些数据表明，在实践中至少有一些分段累进制水价体系并没有按它们的倡导者的预期运行。

价格和边际成本的不匹配

图 10.2 显示了利用分段累进制水价来给用户适当经济鼓励的困难。图中给出印度尼西亚 Soe 家庭用水的一个累积概率密度

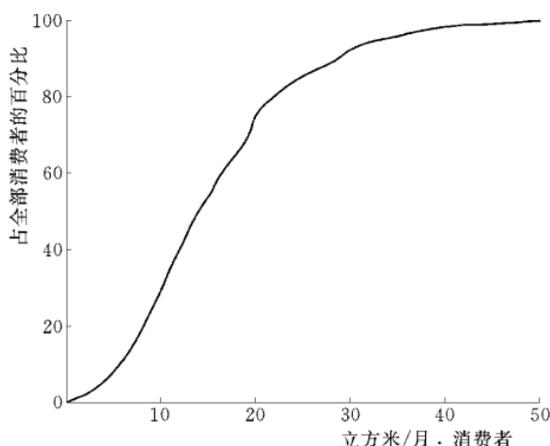


图 10.2 发展中国家居民用水分布

资料来源：作者。

函数，这一函数是以每月 50m^3 作为上限截平的^①。假设策略是制定一个二步分段累进制水价，并使第二分段水价等于边际成本。为了保持适当的经济鼓励，所有的或几乎所有用户必须在到达第二分段内终止用水。如图 10.2 显示，这一目标只需要很小的起始分段，这一数值显然小于每月 5m^3 。然而，如前所述，政治上的和消费者的压力使设定这么小的起始分段变得困难。更典型的起始分段是每月 $10\sim 20\text{m}^3$ ，这将导致 $30\%\sim 75\%$ 的家庭支付人造的起始分段低价。制定第三、第四或第五分段水价接近边际成本的多段水价更加恶化了这个问题。

充足收益和经济效率

所有的水费都有取得收益的功能，即便是那些强调其他目标的水费也不例外。最基本的制定标准是让水费征收产生一个特定从长期的完全运行成本到一个更适度的分担部分变动运行成本之间变动的收益流程。制定一个分段累进制水价体系产生特定的收益流程，出现了以下两大困难：(a) 自来水公司一般都缺少用来预测任何特定分段累进制水价体系收益所需的用户需水量信息；(b) 获取收益与经济效益目标的妥协会歪曲水费的其他功能。

预测一个分段累进制水价产生的收益，即使是估算，需要了解在以前水费下的用水概率分布（与图 10.2 的情况类似，但是却针对所有用户），同样需要一些方法来估计顾客在概率分布不同点的价格弹性。这种信息对发展中国家的城市来说几乎是永远不可能得到的。相反，所能得到的信息是对不同类型用户的一个用水估计，以及对某一类型用户总的价格弹性似乎合理的估计。这种信息足够用来预测单一水费产生的收益，但对多段水费会产生较大误差。

① 由于每月低于 10m^3 没有实测资料，分布概率下面一段是为了示例而外延得到的。

第二个问题属于经常提到的充足收益和经济效益的矛盾。通常认为，当边际成本价格产生过多或过少的收入时，以某种方式调整价格可以满足收入的限制，使不可避免的经济效益损失减少到最小。这种调整通常被称为 Ramsey 定价 (Ramsey 1927 年)。一些作者，如 Porter (1996 年)，更进一步证明分段累进制水价能在两个目标之间达到最佳平衡。Porter 引用他的数学附录来证明：在附加收入必须增加时，一个两段分段累进制水价能获得一个最理想的远离边际成本的价格。

Porter 的结论似乎与直觉上通常假定的用水大户（比如高收入家庭）具有更高的需水价格弹性相反。Ramsey 价格的共同特征是它把最高价用于最无弹性的用户，这对居民用水来说就是小用户，也就意味着是贫困家庭。这与分段累进制水价体系相矛盾，然而，仔细分析 Porter 的推导，发现他所假定的线性需水曲线，实际上让贫困家庭的需水比富有家庭更有弹性，这是极不可能的。因此，他有关分段累进制水价为最优的结论是没有根据的。

无论如何，在 Ramsey 和 Porter 的方法中存在一个更根本的问题。他们都假定所有的收益必须从按用水量的收费中回收。这对于公共自来水公司来说是不真实的 (Ramsey 的工作成果已经被更经常用在农业设施上)。再者，可以采用征收一个固定费用的方法调整获得的收益，这一固定费用在原理上既可以是正的，也可以是负的。正如这一章将要提到的理论问题，这种选择产生的最优解远离边际成本。

简单、透明和实施

分段累进制水价已经在某种程度上获得公众和政治接受，也许是因为管理者们经常按例使用它们。但是它们当然不是简单或透明的。就一个典型的分段累进制水价而言，除了那些最善于分析和有主见的用户外，没有人能够推断出他们实际支付水费的平均值或边际价格。当实际用水从一个分段到另一个时，大多数消费者依赖的这种价格信号（由有意改变用水量引起总用水费用的

变化)会变得混淆与误导。这一点非常重要,因为当消费者觉察不到连贯的价格信号,所以不能像期望的那样做出反应。

分段累进制水价的使用可能也影响对公平的理解。当水费不易理解时,给对这种水价有好感的用户增加了毫无保证裨益的感觉。复杂的水费可能会产生顾客间的关系问题,使自来水公司的代表难于向用户解释清楚账单。分段累进制水价难于实施的另一原因是由于分段规模和分段水价所包含假定的特性,使一个诚实的自来水公司要在未来定期检查水费制定的细节。作为对比,单一水价是简单、透明、公平、富有生命力和容易实施的,这种价格给出的是易于理解和一致的价格信号。

共用供水系统

一些著作(Whittington 1992年)已经提到分段累进制水价的另一个严重问题。正如其倡议者所提倡的,分段累进制水价体系只有当每家(贫或富)拥有单独的有量水设备的供水系统时,才能正常运转。在发展中国家仍然有许多城市不满足这一要求,只有高中等收入家庭才有单独的有量水设备的供水系统;贫困家庭必须从共用供水系统、有单独供水系统的邻居、卖水商或其他途径获得用水。如果几个家庭共用一个有水表的供水系统并且采用分段累进制水价,这一群体的用水会很快超过起始分段,将用水推到较高价位分段。从共用供水系统用水的家庭比有单独供水系统的家庭更可能是贫困家庭这一角度看,分段累进制水价恰恰产生了与非本意相反的作用:贫困家庭支付比富有家庭更高的平均水价。

当拥有单独的、有水表供水系统的家庭把水卖给没有供水系统的邻居或靠卖水给无供水系统家庭的水贩时,这一问题变得更加严重。当一个家庭将水再卖给不仅仅是几个邻居或水贩时,通过这个供水系统付费的水量将被推到一个高水价分段。这一家庭面临同使用共用供水系统的家庭一样的状况:水卖的越多,平均水价越高。在这种情况下,有水表的供水系统的高收入家庭能够

获得起始分段水价的利益，而对邻居或水贩征收分段累进制水价中的最高单位水价和由于卖水不方便引起的附加费用。贫困家庭再一次比富有家庭支付更高的水费。

一个水务公司可通过增加起始分段所卖水量来强调分段累进制水价的局限性，以考虑使用共有供水系统的家庭数量。但这种处理是耗时的，而且容易导致腐败。这需要自来水公司用一种经常是不切实际的方式详细调查家庭的账单，这同有一个透明和容易管理的水费目标相矛盾。

一个实际的选择：含有补贴的统一水价

如果供水的边际成本超过平均成本，这也许是由于未加处理的水增加的机会成本，那么将水价等于边际成本导致自来水公司收益盈余。在这种情况下，水费制定的一个重要政治目标是在得到过多收益的前提下获得经济效益。由于边际成本仅按用户在最高价格分段的最后一个单位用水的成本确定，分段累进制水价看似可以实现上述目标。但是，在家庭账单中的水费基于：(a) 一个等于边际成本的按水量计费；(b) 当采用完全保存边际成本定价时^①，一个可以产生较低收益的固定月补贴（负的固定费用）。这种对带补贴的统一水价（UPR）体系的选择具有比分段累进制水价体系显著的优点。

考虑供水边际成本为 1 美元/ m^3 的情况。表 10.3 比较了两个可选的制定月水费的账单。第一个是有两段的分段累进制水价：起始分段在 $15m^3$ 内，水价为 0.50 美元/ m^3 ，用水大于 $15m^3$ 为 1 美元/ m^3 。第二个是带补贴的统一水价，由等于边际成本的单一按水量计价和 6.69 美元的月补贴组成。为了避免零或负的水费，两种

① 在边际成本小于平均成本时，采用同样的选择有许多相同的好处。在这种情况下，一个统一的按水量计价加固定的月费（而不是补贴）可在采用保存边际成本定价时，补偿可能的赤字。

水费都加入一个最低月收费 2.50 美元。在采用一个类似图 10.2 所示的用水分布时，确定带补贴的统一水价中的补贴使两种水费形式的总收益相等。对账单和用水动机的分析显示出两种水费的不同。

表 10.3 分段累进制水价同基于边际成本的带补贴的统一水价的比较

月用水量 (m^3 /家庭)	带补贴的统一水价体系 ^a	分段累进制水价体系 ^b
0	2.50	2.50
5	2.50	2.50
10	3.31	5.00
15	8.31	7.50
20	13.31	12.50
25	18.31	17.50
30	23.31	22.50
35	28.31	27.50
40	33.31	32.50
45	38.31	37.50

a. 水费 = 1.00 美元/ m^3 减 6.69 美元补贴，最低月水费 2.50 美元。

b. 水费账单 = 0.50 美元/ m^3 ，月用水量 $\leq 15\text{m}^3$ ；1.00 美元/ m^3 ，月用水量 $> 15\text{m}^3$ ，最低月水费 2.50 美元。

资料来源：作者。

对两种水费的制定来说，最低费用的存在使家庭在很低的用水情况下享受零水价：分段累进制水价为小于每月 5m^3 ，而带补贴的统一水价^① 则为小于 9m^3 。然而，采用分段累进制水价，家庭用水超过 15m^3 才支付完全的边际成本。作为对较，只要用水超过 9m^3 ，带补贴的统一水价就对所有用户征收完全供水边际成本的水费，即 1 美元/ m^3 。然而，对小用户来说，采用带补贴的统一水价通常月总水费较少。在图 10.3 所示的影响分析中，说明了这种结果。另外，应用

① 一个评论者指出，尽管声明是统一价格，虚拟的带补贴的统一水价在某种程度上也是一种分段累进制水价。水价在每月用水 9m^3 时从 0 涨到 1 美元。这就是为什么要采用一个最低月费，这一点适用于任何有最低费用的水价制定。

图 10.2 的用水分布,有 48%的家庭采用带补贴的统一水价小于或等于采用分段累进制水价的水费。52%的家庭采用带补贴的统一水价的水费较高,尽管其差别从未超过 0.81 美元。

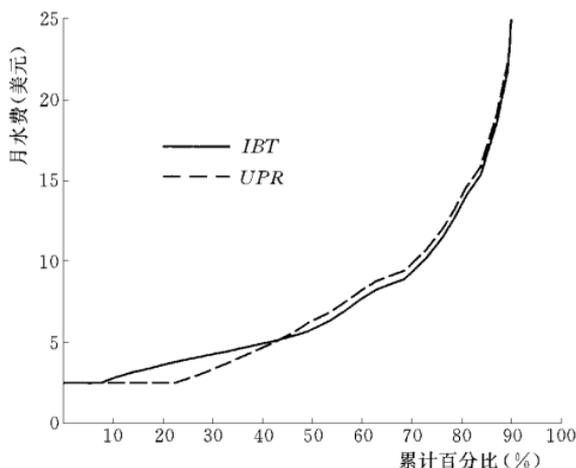


图 10.3 制定分段累进制水价和带补贴的统一水价的对比
资料来源：作者。

在这个简单例子中,大约 10%的家庭采用两种水价体系都将交纳同样的水费;而约 38%的家庭,包括多数的贫困家庭,采用带补贴的统一水价交纳的水费较少,其余 52%的家庭交纳的水费较好。采用带补贴的统一水价,75%的家庭交纳完全边际成本价格,而采用分段累进制水价,只有 46%的家庭。考虑经济效益和收入再分配的目标,带补贴的统一水价对所有用水超过 9m^3 的用户(那些支付水费超过最低费用的用户)是较好的。低于这一水平时,确定哪一种定价方式对用户来说是适合的需要对用水量很低的情形做详细的调查。

调查每月用水在 $5\sim 9\text{m}^3$ 之间的用户是值得的(在这个例子里约有 15%的家庭)。这里的比较是在零水价(带补贴的统一水价)与起始分段低价(对分段累进制水价为 0.50 美元)之间进行的。可以想到对这样低水平的家庭需水,价格几乎是没有任何弹性的。

在这种情况下，对最低水费的实际需求防止两种水费对这些用户征收完全边际成本，在带补贴的统一水价中出现零价格不可能使用水行为比分段累进制水价效率更低^①。

表 10.3 中的数据是假定的。真实世界的情况变化更大，可以使制定水价的决策，如带补贴的统一水价的补贴规模、分段的数量和规模、分段累进制水价体系每一分段收取的水价以及任何最低水费等。实际的分段累进制水价通常比这里建议的效率更低；它们有更多的分段和更大的价格差。相反，更高效的带补贴的统一水价是可能的。本章的例子采用了无目标补贴，它提供给所有人而不考虑需要。你可以增大补贴并只提供给低收入家庭，在总用水中增加按边际成本收费的比例。这将改进水费收入转移和经济效益特性。当然，可靠地确认低收入家庭还存在着问题，但做这件事的社会机构能力是可以利用的，现有的社会机构可以管理补贴，这件事情正在智利进行着。

对这两种水价体系的大多数变化形式进行对比都会得到同样的一般结论。两种体系都将收益盈余返还给家庭，并可能扭曲高效用水的动因。然而，由于家庭需水具有在低水平用水的自然特征，带补贴的统一水价使经济效益低下的概率很小，并可有效地转移收入。此外，在多数情况下，带补贴的统一水价是简单、透明、容易实施、有疑义的公正和公平的。在制定水价和评估收益时，几乎不需要数据。总之，我们相信带补贴的统一水价是一种比普遍提倡的分段累进制水价更优越的水价体系。

结论

本章说明了分段累进制水价带来的低效、不公平、复杂性、缺

① 政治家可能会尽力改变带补贴的统一价格补贴的大小，就像他们对待分段累进制水价的第一分段价格一样。但带补贴的统一水价具有透明的优点。政治干预所导致的补贴增加，那些提供补贴的较大规模、比较富裕的用户是完全看得到的。

乏透明度、不稳定和预测的困难。如前所述，分段累进制水价宣称的每一种优点都可以由一种更简单和更高效的水价——即一种不需要分段的带补贴的统一水价来实现。

如果分段累进制水价有这么多问题，为什么还如此普及？有两种可能的解释：一是决策者们有意不考虑他们行为的所有后果；二是学术界没有能够分析他们的建议给决策者带来后果的工具。当政府采用的政策与学者所建议的不同时，学术界的传统解释是政治家和决策者没有考虑他们行为的间接影响。而我们通常相信决策者在采用一个政策而不是另一个时，已经仔细考虑了政治的和其他的因素，学者们却通常不考虑他们的政策建议中的政治经济因素。在前面的讨论中，我们指出了决策者采用分段累进制水价而不是其他水价体系的政治原因（如缺乏透明度以及自来水公司将表面上为穷人提供的廉价供水提供给中等和高收入的群体）。

不管怎样，在这个例子中，我们感到政治经济论据并没有为分段累进制水价的广泛普及提供足够的解释。基于我们在水行业的专业经验，我们通常只能通过过分简化来得到答案。我们认为许多水行业专业人员的确忽略了分段累进制水价的间接后果和隐藏的成本，特别是对贫困家庭产生的不利影响。

参考文献

- Asian Development Bank. 1993. *Water Utilities Handbook: Asian and Pacific Region*. Manila, Philippines.
- AWWA (American Water Works Association). 1998. "Water: Stats: The Water Utility Database, 1996 Survey." Denver, Colorado: American Water Works Association, <http://www.awwa.org/h2ostats/h2ostats.htm>.
- Ernst and Young. 1990. *1990 National Water and Wastewater Rate Survey*. Charlotte, North Carolina.
- _____. 1992. *1992 National Water and Wastewater Rate Survey*. Charlotte, North Carolina.
- Esrey, Steven. 1996. "Water, Waste, and Well-Being: A Multicountry

- Study." *American Journal of Epidemiology* 43 (6): 608-23.
- Esrey, Steven, Clive Schiff, Leslie Roberts, and James Potash. 1989. *Health Benefits for Improvements in Water Supply and Sanitation : Survey and Analysis of the Literature on Selected Diseases*. Water and Sanitation for Health Project Technical Report no. 66. Washington, D.C. : U.S. Agency for International Development.
- Gleick, P.H. 1996. "Basic Water Requirements for Human Activities: Meeting Human Needs." *Water International* 21 (2): 83-92.
- Hall, Darwin C. , and W. Michael Hanemann. 1996. "Urban Water Rate Design Based on Marginal Cost. " In Darwin C. Hall, ed. , *Advances in the Economics of Environmental Resources: Marginal Cost Rate Desig; and Wholesale Water Markets*, Vol. 1. Greenwich, Connecticut: JAI Press.
- Komives, Kristin. 1998, "Designing Pro-Poor Water and Sewer Concessions: Early Lessons from Bolivia." Policy Research Working Paper no. 2243. World Bank, Private Participation in Infrastructure, Private Sector Development Division, Washington, D.C.
- Porter, Richard C. 1996. *The Economics of Water and Waste: A Case Study of Jakarta, Indonesia*. Aldershot, U.K. : Avebury Publishing.
- Ramsey, F. 1927, "A Contribution to the Theory of Taxation." *Economic Journal* 37: 47-61.
- Singh, Bhanwar, Radhika Ramasubban, Ramesh Bhatia, John Briscoe, Charles Griffin, and C. Kim. 1993. "Rural Water Supply in Kerala, India: How to Emerge from a Low-Level Equilibrium Trap." *Water Resources Research* 29 (7): 1931-42.
- United Nations. 1993. *Agenda 21: The United Nations Programme of Action from Rio*. New York.
- Vincent, Jeffrey R. , Rozali Mohamed Ali, and Associates. 1997. *Environment and Development in a Resource-Rich Economy: Malaysia under the New Economic Policy*. Cambridge, Massachusetts: Harvard Institute for International Development, and Kuala Lumpur, Malaysia: Institute of Strategic and

International Studies.

White, Gilbert, David Bradley, and Anne White. 1972. *Drawers of Water: Domestic Water Use in East Africa*. Chicago: University of Chicago Press.

Whittington, Dale. 1992, "Possible Adverse Effects of Increasing Block Water Tariffs in Developing Countries." *Economic Development and Cultural Change* 41 (1): 75-87.

WHO (World Health Organization) . 1997. *Health and Environment in Sustainable Development: Five Years After the Earth Summit*. Geneva.

11

对洪都拉斯首都特古西加尔巴制定水价的政治经济分析

Jon Strand

本章讨论洪都拉斯首都特古西加尔巴水价政策的一些方面。洪都拉斯是中美洲的一个贫穷小国，大约有六百万人口，人均国内生产总值约为 1000 美元。约有一百万人口生活在特古西加尔巴地区。尽管洪都拉斯是一个资源相对丰富、降水充足的国家，但由于水行业管理存在的问题使可用水使用低效而且不公平。

国家不合理的水价政策是供水低效且不公平的关键问题。政府向家庭征收的自来水价仅约为长期供水边际成本的 20%，由此产生了许多相互作用的不良后果。首先，这种政策会给分配带来不利影响，因为没有自来水的低收入家庭比有自来水的高收入家庭实际支付的水价更高。其次，便宜的水价鼓励那些容易得到供水的人浪费用水。第三，自来水公司没有足够的收益来改善和维护供水系统，使水量损失大、供水服务差，而且没有扩建供水系统给更多家庭供水的愿望。值得注意的是实际水价在过去 20 年已经降低了一半，这显然是从制度上鼓励低水价的后果。

本章将讨论这些存在的问题，并对改进现有体制提出建议。首先研究特古西加

本章的多数工作是基于美洲间发展银行的一个项目，“La Tigra 国家公园的政治和生态研究”（Strand 1998 年）。这里的观点纯属作者本人而非美洲间发展银行。作者感谢 Astrid Mathiassen、世界银行的审阅者们和参加由世界银行资助的水价实施的政治经济学研讨会的人士对本章前一个版本的有益评论。

尔巴在目前水平和 2010 规划水平年的水供需状况,分析盛行的低水价的内涵^①。然后研究低水价的政治和经济后果,包括鼓励供水、用户行为以及总的分配。最后将进行博弈分析,分析各种经济和政治局中人维持和改变水价的动机以及他们在实际中的影响力是怎样的不同。本章将对三种参与者进行分类:来自国外的、在洪都拉斯政府内的和在国内外但在政府内的参与者。

本章最后将讨论成功的水价改革的必要条件。来自世界银行和美洲间发展银行(IADB)的改革压力以及国内多数的选举人群体的政治支持显然是改革的关键。水价的增长一定不能太快,并且必须改进大多数已有供水家庭的服务。较高的边际水价必须能够减少超边际用水,从而可以限制家庭用水开支的增长,以获得价格改革的初步支持。目前,多数居民对供水状况不满意,同时,也对改革持怀疑态度。大多数享受供水服务的有政治力量的居民害怕改革,担心改革只会提高水价,而服务却没有显著的改善。

特古西加尔巴现状的水供给、需求和价格

政府的国家水务局(SANAA)控制着特古西加尔巴的公共供水系统。几乎所有的城市用水来自三个水源:Los Laureles 水库、Concepcion 水库和 La Tigra 国家公园。这个国家公园是一个极有价值的雨带森林保护地,但正遭受砍伐森林的严重威胁,这可能使其作为水源和自然保护区的价值急剧降低。1995 和 1996 年(都是平水年份)的城市总供水约为 5300 万 m^3 ,其中约 27% 为供水系统的损失,即每年的净用水量为 3900 万 m^3 。Concepcion 水库的供水占近一半,Los Laureles 水库超过 30%,国家公园约为 20% (Salgado 1996 年;SANAA 1997 年)。但目前的供水能力更高,因为政府可以加强对输水管道的管理,从而将系统损失率减少到 20% 以下。在正常降水年份,合理估计的净供水能力为 5900 万

① 这部分主要以 Strand (1998 年) 的成果为基础。

m³，国家公园供水约占 32%。

从新水源增加供水的长期边际成本约为 0.40 美元/m³。考虑 20% 的损失率，则相当于到达用户的净供水的长期边际成本为 0.50 美元/m³，或约 6.25 伦皮拉（按 1 美元=12.5 伦皮拉的汇率，以下伦皮拉简称 L）。

需水

表 11.1 为特古西加尔巴三个主要用户群 1995 年的用水量：有自来水的家庭、商业和政府用户以及没有自来水的家庭用户。特古西加尔巴大约 58% 的人口合法地使用国家水务局供水系统，22% 的人口使用私有供水系统或者非法使用国家水务局供水系统（这些数据存在着争议；见 Walker 等 1999 年）。

表 11.1 特古西加尔巴 1995 年主要用户群的需水

用户类型	用户数量	用水量 SANAA (10 ⁶ m ³)	平均用水量 (m ³)	平均水价 (L/m ³)
国家水务局系统供水的家庭	75000	26.2	350~400	1.47
商业和政府	4350	8.8	2023	4.06
其他供水系统供水的家庭	25000~30000	3.0	100~200 (估计)	6~12
无供水系统的家庭	20000~25000	0.7	45	26
总计	n. a.	38.7	n. a.	2.04

注 n. a. 不适用。

资料来源：SANAA (1995 年)。

其余的公众没有家庭供水系统，他们的用水来自公共水龙头、私有水井或向水贩买水。这个群体用水量相对较少，每年可能少于 100 万 m³。因此，有供水系统的 80% 人口用掉了几乎全部的居民用水。每个家庭的用水量是相当大的。有国家水务局供水系统的家庭平均每年使用 350~400 m³。作为对比，挪威奥斯路的相应数据是每年 200 m³。即使考虑到特古西加尔巴的天气更热，假如水价合理和测量准确，这样高的用水也具有节水的

潜力。

很难得到居民通过非法或私有渠道用水的信息。然而，这些居民的用水比国家水务局的正规用户小得多，因为他们的供水设施一般较低级（水压低和供水不稳定）并且多属于低收入群体只能在私有供水和存储上投入很少，需水量也很小。这些居民每年平均户用水量估计为 $100\sim 200\text{m}^3$ 。这比那些根本没有家庭供水系统的家庭用水高很多，Walker and others（1999年）估计这些家庭的年用水量为 45m^3 ，但后者支付很高的平均水费：1994年为 $26\text{L}/\text{m}^3$ ^①。有非法或私有供水系统的居民可能支付比没有家庭供水系统的居民还低的平均水价，但要比那些国家水务局正规用户的水价高，他们的平均水价估计为 $6\text{L}/\text{m}^3\sim 12\text{L}/\text{m}^3$ ^②。

考虑到所讨论的是实现的需水量，但不一定是居民理想的用水量。正如 Walker 和 Ordonez（1995年）提到的，因为水压低而且一天中只有部分时间可以用到水，所以供水服务对所有类型的用户来说通常是低标准的。当被问及哪些公共服务设施需要改善时，大约 40% 的家庭将供水放在第一位，远高于其他任何公共服务设施（与供水密切相关的污水处理以 10% 排在第二位，远低于供水）。在城市高程较高的边缘地带的供水服务更差，那里的水压更低，国家水务局的正规用户一天只有 3~6 小时的供水。在富人区，家庭的供水服务一般较好，每天有 9~12 小时的供水，这意味着水市场的真正平衡所需的价格要比目前实际的水价更高。没有供水服务的人，包括那些依靠公共水井（称为 llaves publicos）供水的人，几乎都住在边缘地带（barrios marginales）。在这些边缘地带，近 50% 的家庭没有供水设施，而

① 这尽管看来像是极端情况，但绝不是惟一的。许多国家都有类似实际供水差价的供水系统。正如 Whittington、Lauria 和 Mu（1991年）所提到的，尼日利亚就是一个例子。

② 那些使用非法供水系统的用户可能是零水价，因为他们从国家水务局系统得到的实际供水不付费。然而，这些家庭很有可能从私有市场购买大量的水，因为他们所用的自来水设施一般很差。因此，我估计这一群体的水价是所有水源的平均价格。

在富人区，这一比率则小于 5%。所有用于水费支出超过收入 5% 的人都住在边缘地带。平均起来，在边缘地带居民中，没有供水设施的家庭用水费用占其收入的 7.2%，有供水设施的为 1.9%。作为对比，在富人区，家庭用水平均费用只占总收入的 1%。

表 11.2 是特古西加尔巴市国家水务局各类用户的水费体系。每行的第一个数据是用水小于或等于 20m^3 的总水费（一次付清）。以后的数据代表用水超过这个最低水平时的单方水的平均水价。大多数家庭支付的水价相对较低，比如，每月用水在 $31\sim 40\text{m}^3$ 的家庭支付 $1.20\text{L}/\text{m}^3$ （约 0.10 美元）的水费，这仅是长期边际成本（ $6.25\text{L}/\text{m}^3$ ）的 20%。对于商业和工业部门（及用水量很大的家庭）来说，水价接近长期边际成本。

表 11.2 特古西加尔巴市 1996~1997 年国家水务局
不同用户的边际水价 (L/m³)

用户类型	用水量分段 (m ³)					
	20 或小于 20	21~30	31~40	41~50	51~60	大于 60
家庭	0.14	1.00	1.20	1.70	1.85	3.95
商业	46.48	2.55	2.75	2.95	3.25	4.70
工业	MC	MC	MC	175.0	3.90	4.70
政府	C	C	C	0.52	2.35	3.90

MC 月用水量 50m^3 的最低水费是 175.0L。

C 月用水量在 50m^3 内时，支付 $1.20\text{L}/\text{m}^3$ 。

注 由于表中数据为所有用水的平均价，所以边际水价在不同用水分段的边界是很高的。比如，从 40m^3 到 41m^3 的水价增长为 $20\text{L}/\text{m}^3$ 。

资料来源：SANAA（1996 年）。

1995 年约有 86.5 万人生活在特古西加尔巴地区，预测人口每年以 5% 的速度增长，到 2010 年人口约为 180 万人。为了与人口增长同步，考虑两种发展新的合法供水管线的方案。在保守方案中，目前的 61% 的供水覆盖率保持不变。有合法供水管线的人口从现在的 53 万增长到 2010 年的 110 万。在乐观方案中，供水覆盖率增长到 85%，这一数字正好是目前洪都拉斯第二大城市

San Pedro Sula 的供水覆盖率。作为结果，有供水管线的人数到 2010 年增长为超过 150 万。

表 11.3 为特古西加尔巴两种情景的总需水量和供水量，这两种情景是在固定水价条件，通过现有水源供水，由目前已知形式的供水服务所实现的每个家庭需水量。这里假设商业需水量（包括政府和工业需水）的年增长率也为 5%。如果供水覆盖率不变，则特古西加尔巴的需水量以 5% 的增长速度与同人口同步增长，估计到 2010 年可以翻一番，每年接近 8000 万 m^3 。但如果覆盖率增加至 85%，则每年的总需水量将超过 1 亿 m^3 ，这意味着到 2010 年，需水和供水差将加大到约为每年 5900 万 m^3 。

表 11.3 特古西加尔巴 2010 年不同供水覆盖率下的
预测需水量和供水量 (10⁶ m^3 /年)

年	家庭需水量	商业需水量	总需水量	现有水源的供水量
1996 年	30.5	9.3	39.8	40.0
2010 年覆盖率 61%	60.4	18.5	78.2	58.6
2010 年覆盖率 85%	83.2	18.5	101.7	58.6

资料来源：作者根据 Strand（1998 年）的成果计算。

因此，以上两种情况下，若采用现行价格，并不增加新水源，需水增长将明显超过供水，除非更加频繁地中断日常供水。这种状况只能靠增加供水或减少需水来解决。

1997~2010 年保证特古西加尔巴市场供求平衡的水价

水量的有效分配通常需要所有用户面对反映系统中水的稀缺价值的水价。若无新增水源，这种稀缺价格可以使需水和供水达到平衡。当这种稀缺价格等于或超过为系统增加新水源的长期边际成本 (6.25L/ m^3) 时，将会增加新水源使市场供求平衡价格保持在这一水平。因此，这一价格至少应与现有价格相同，但不应超过 6.25L/ m^3 。当市场供求平衡价格超过这一水平时，政府应该

增加新的供水能力。

尽管对商业用户征收的水费约为长期边际成本的 65%，但对多数家庭征收的水费仅为长期边际成本的 20%~25%。由于在前述的两种方案中，家庭需水约占总需水的 80%，因此，可以将制定有效水价的讨论集中在家庭家庭需水上^①。

一个关键问题是家庭需水对价格上涨的反应^②。在表 11.1，有自来水的家庭平均月需水量约为 33m³，水费略高于 1L/m³，而没有自来水的家庭月用水量约为 3.7m³，水费约为 26L/m³。如果我们假定这两个家庭群体的需水函数在其他方面是相同的，则会得到同一需水函数的两个点。假定这样的需水函数为线性或对数线性，则当价格上涨到 6.25L/m³ 时，在线性情况下有供水管线的家庭平均月需水量降为 28m³，在对数线性情况下，降为 10m³。在这一范围内，正确的关系可能更接近于线性（Strand 1998 年）。

现假定当增加新水源时，有自来水的家庭群体的供水服务水平保持不变，并且水价不高于 6.25L。假定由供水覆盖率不变、供水覆盖率增大、线性需水和处于线性和对数线性间的需水等组成四种情景，则按市场供需平衡价格增长最快的是由供水覆盖率增大和线性需水组成的情景，而且在 1999 年就可达到长期边际成本；相反，增长最慢的是由供水覆盖率不变和处于线性和对数线性间的需水组成的情景，到 2010 年，其市场供求平衡价格为 4L/m³，没有达到长期边际成本。其他的两种情景分别在 2002 和 2006 年达到了长期边际成本。正如可提出证据加以证明的那样，线性需水更符合现实情况，市场供求平衡价格必然只会在几年内达到长期边际成本。目前受低水压和其他限制困扰的有自来水的家庭，

① 特古西加尔巴的情况并不特殊。1992 年的世界发展报告（World Bank 1992 年）断定在许多发展中国家，水费仅占总边际成本的 20%。Dinar 和 Subramanian（1997 年）同样评价了许多研究，得出的结论是家庭水价有价格明显低于长期边际成本的强烈倾向。

② Humplick、Kudat 和 Madanat（1993 年）提出驱动需水量变化的是供水质量而不是价格。

已经表示愿意为改善服务支付平均每月 50L 的水费，更说明市场供求平衡水价增长迅速的论点。

特古西加尔巴水价低的含义

本节从政治经济角度讨论特古西加尔巴水价低的后果，最终将分析包括经济、政治和社会条件等引起低效率的潜在原因，探索更高效管理体制的路子。本节还将分析有关的体制限制。虽然这并不是不可逾越的障碍，但成功改革常常需要对体制进行根本性的变革。然而，要全面解决这种复杂问题还需要经济动机和经济信息以及政治经济分析^①。特别是消除明显的体制障碍如何依赖于信息和激励限制条件是一个复杂但有价值的研究领域。许多或者说大多数特古西加尔巴的供水管理问题可归结为信息和激励问题，主要为道德危险型。进一步了解道德危险和激励问题可参见 Kreps (1990 年) 和 Laffont (1994 年)。有关在信息限制条件下更广泛的公共管理问题，可参见 Lanffont 和 Tirole (1993 年)^②。

关于国家水务局对特古西加尔巴供水系统管理的讨论

近几年来，国家水务局没有对特古西加尔巴供水系统做过显著改进。家庭供水的覆盖率一直保持在 19 世纪 70 年代以来的 50%~60%。许多家庭受供水时间限制和水压低问题的困扰，供水系统、非法管线和国家水务局用户没有登记的用水损失了超过

① 对发展中国家体制改革问题的一般讨论，见 Israel (1987 年) 和 White (1990 年)。在本书中，为强调管理、理论和政治经济问题，可参见 Savedoff 和 Spiller (1999 年)，特别是第一章和实例中对阿根廷与智利成功实施改革的介绍。

② Lanffont 和 Tirole 认为几乎所有的体制和政治经济问题可以归结为道德危险和不利选择型的机构问题。这些机构问题在几种关系中产生：大众和政治家之间、政治家和国家政府官僚之间、官僚和提供服务的机构之间以及机构同承包商之间。尽管这里没有必要这样极端，但我明确承认，信息限制在这些关系中发挥着重要作用。

一半的水量。

国家水务局的成本构成也同样低效的。在 Walker 和 others (1999 年) 的结论中, 这一机构雇用了必需人数三倍的工人。造成这一结果的部分原因是, 由于国家水务局和工会间明确或隐含的协议, 禁止一名工人从事多项工作。由于缺乏明确执行标准, 使严重官僚化和多层次集权的管理机构得以保留。而且, 国家水务局强大的工会使水费的增加大体上等于工资的增加。虽然国家政府补贴了国家水务局的投资、电力和化学成本, 但其作为一个整体 (尤其是特古西加尔巴的供水系统) 在过去 15 年内一直在财政赤字下运行。简单地说, 国家水务局在财政上不是自负盈亏的。

特古西加尔巴水价的历史

表 11.4 为家庭和其他用户从 1978~1997 年的实际平均水价。可以清楚地看到, 在这段时期内, 家庭的实际水价下降了。为防止国家水务局收益下降, 1995 年政府曾试图增加水费, 但新水价 (如表中的 1997 年水价, 与前表 11.2 中的水价相对应) 仍然仅略微超过 1978 年水价的一半。商业和工业用户的价格相对较高, 基本与 1978 年的价格持平。

表 11.4 特古西加尔巴 1978~1997 年中选择年份的实际水价

(L/m³, 1978 年价)

用户类型	1978	1983	1990	1995	1997
家庭	0.38	0.32	0.25	0.15	0.21
其他 ^a	0.50	0.41	0.37	0.21	0.45
总计	0.42	0.35	0.29	0.17	0.29

a. 商业、工业和政府水价的加权平均。

资料来源: SANAA (1995 年)。

国家水务局对水价没有直接的控制权, 水价由国家公共事业委员会 (CNSSP) 决定。用官方语言讲, 家庭用水的水价低的主要是因为水是家庭基本必需品, 因而必须是买得起的。如果所有

家庭都有供水管线，这样做可能是有效的。但在实际中，这样的观点却不易站得住脚。我们早已经知道在特古西加尔巴约有 20% 的家庭没有自来水，而另外 20%~30% 的家庭由国家水务局以外的系统供水。一般来说，没有供水服务的家庭很可能是属于家庭收入底层的家庭，他们的水价是那些国家水务局用户的 20~30 倍。这意味着国家水务局的水价低使总的收入分配更加不公平，而不是更公平。

水价低的政治和经济后果

水价低对城市供水以及用户和社会机构的行为有很多影响。此外，水价低还对分配、宏观经济和社会产生影响。

特古西加尔巴的当地供水。对国家水务局来说，水价低意味着低收益。如前所述，国家水务局甚至不能通过水费回收其变动成本。其结果是它几乎已经停止了法律直接要求外的一切活动，但没有裁员。因此，洪都拉斯水行业引起了公共基金的削减，其数量约为国内生产总值的 1%~2%。

水价低削弱了国家水务局增加供水覆盖率、扩大新用户群的动力。几乎所有没有供水服务的人都居住在城市的边缘地带，这些地区多数位于特古西加尔巴山丘地，安装供水系统费用很高。将供水设施扩展到这些地区，国家水务局会赔钱，特别是在没有特殊基金支持的情况下。如果国家水务局的 用户支付更高的水价，将促进供水范围扩展从而产生巨大的社会效益。事实上，将供水服务扩展到特古西加尔巴的更多家庭所带来的潜在净效益是目前国家水务局总收益的几倍（Walker 等 1999 年）。

由于水价很低，国家水务局几乎没有收水费的动力。在特古西加尔巴，任一特定年份，都有许多家庭（20%~30%）没有支付水费而不被起诉。这容易导致一种社会平衡，即逃避水费是普遍的及社会可接受的。相似的原因，国家水务局几乎没有确保供水管线合法和阻止通过非法管线从供水系统盗用水的动力。可能有 20% 甚至更多的特古西加尔巴人口使用非法供水管线，但是到

目前为止，水务局没有做任何调查。

目前，国家水务局仅有超过一半的居民用户装有水表。安装和读水表支出大而且在水价低的情况下可能没有利润。从私人渠道获得的信息表明，虽然没有可用的数字资料，但少读用水量现象普遍存在。在水价低和财政缺少独立的情况下，国家水务局几乎没有去调查少读水表的家庭的动力。

水价低还阻碍了维护和改善供水系统以及对顾客的服务。这个问题至少有三个方面：首先，水价低限制了国家水务局的维护数量。其次，水价低造成好维护仅带来低利润。第三，水价低让居民很难抱怨差的供水服务。相反，由于价格因素居民更容易接受这种服务。

这种系统不鼓励政府以现有的水源增加供水。这对 La Tigra 国家公园产生了影响。由于公园的供水收入低，国家水务局几乎没有维护这个公园的动力，仅对从国家公园引水的系统做了最低限度的维护，而不对公园做任何一般性的保护。虽然公园法定的维护者，阿米提格拉基金会 (Fundacion Amitigra, La Tigra 公园的朋友) 帮助保护公园，但缺乏财政来源进行有效的保护。正如 Strand (1998 年) 指出的，确保阿米提格拉基金会运行的财政来源是对公园供水征收附加费。在现有水价水平下，没有政治意愿去实施这样的附加费。家庭的平均水价上涨 (如 $3\text{L}/\text{m}^3$) 就可以为公园保护提供财政支持，这样的价格上涨在政治上是可行的 (公园保护必需的费用约为 $0.5\text{L}/\text{m}^3$)。

水价低意味着几乎没有扩大现有水源或增建新水源的动力。在目前的水价水平下，扩建工程经济无效而且费用昂贵。如果没有对洪都拉斯水行业大量的外部补贴，当地和国家水行业管理部门没有经济实力去搞扩建。

私有代理商的行为。水价低使没有受水压低和其他限制严重影响的用户无效地用水。如果水价上涨到长期边际成本，家庭平均需水量可能会下降三分之一 (每年从 350m^3 到 $200\sim 250\text{m}^3$)。高于这一水平的用水是无效的，因为水的社会价值低于供水成本。

水价低使服务差，如水压低及供水无规律等。用户对此的理性反映是建立私人蓄水池，在有水的时候充满，以备一天中的其他时间使用。当选择全天供水时，这样的投资浪费了社会资源。

许多缺少正规服务的家庭产生的许多动机影响着私有水市场。居民从国家水务局的供水系统取水，然后非法卖水。特别是，为没有自来水家庭的供水是没有效益的。卡车直接将水运送给用户，然后按“以桶计”的高价卖出。这是一种高成本的供水方式，因此，是一种直接的社会浪费。

其他总的经济和社会影响。如前所述，水价低立即会影响收入的再分配。由于拥有正规国家水务局供水管线和良好服务的家庭一般比没有的家庭收入高，收入分配效果趋向于相反或基本上相反。Walker 等（1999 年）指出没有正规供水服务的最贫困家庭可能要在用水上支出占家庭总收入 10%~15%，但获得的用水很少。相反，那些有供水管线的家庭在人口总量中占多数，并在投票或控制其他政治资源方面占压倒性多数。表 11.2 说明当前水价制定体系仍然有一定拉平收入的作用，因为用水很多的家庭（可能是最富的家庭）支付相对较高的水费。

水价低的主要宏观经济后果是使公共部门出现财政赤字。如前所述，洪都拉斯政府在水行业的支出相当于国内生产总值的 1%~2%，进一步加重了国家的债务负担，产生了严重的长期后果。由于长期不能完成政府控制赤字的目标，国际货币基金已经中止了对洪都拉斯贷款。水行业财政赤字使政府更难达到经济目标，这种状况对可能的外国投资商产生了一种不确定的气氛，使得近来洪都拉斯的外国直接投资一直很少。

与国际贷款和资助机构的战略性相互作用，特别是世界银行和美洲间国家发展银行，影响着特古西加尔巴的水价。目前，这些银行承担了洪都拉斯的大部分水行业投资，而且大部分给予了优惠。洪都拉斯水行业（尤其是特古西加尔巴）累积的赤字很大，显然迫切需要这些筹措的资金。在目前的订价体系下，国内对大型新建水利工程进行投资是不太可能的。国际机构近期的理性反

应该是紧急救助洪都拉斯政府，因为显然其他方法根本不起作用。这种紧急救助对政府提高水价并给更多国内投资提供空间产生不利影响。用博弈理论的术语，将洪都拉斯政府看作在博弈中与国际机构（决定水行业的财政）对应的斯坦克尔伯格（Stackelberg）领导者（通过决定水价），洪都拉斯的手段是保持水价低，并以此来吸引银行投资，在后续的博弈中，可以建立一个子博弈的完美平衡。在这样的博弈中，伴随着以前讨论过的作为结果的所有低效率，后来者的行为通过银行扭曲了对国内在设定低水价方向的刺激。为了产生一个高效的供水环境，世界银行和美洲间国家发展银行需要带头采取行动，未来的贷款应以洪都拉斯水价改革为条件。

水价改革可能还有其他效益。特古西加尔巴市政府一直不愿意接管市内的供水系统，很显然是考虑到供水系统将增加地方政府的财政负担（也可能考虑会因目前系统存在的问题受到谴责）。一个不同的定价机制可能会改变这种状况。

得不到流动水会引起公共健康问题是众所周知的，没有流动水的群体得传染病的几率和婴儿死亡率更高。洪都拉斯要将自来水供给这些群体需要进行价格改革。

水价和供水覆盖范围也会影响移民。目前每年有数千的移民来到特古西加尔巴的郊区，多数在城市的边缘地带。供水覆盖率低阻碍了向城市的移民，因为多数新移民被迫在水价昂贵和水质差的地带安家。享受低价自来水对移民有负面影响，改革供水系统对移民产生复合影响。如果改革的主要结果是使供水覆盖率提高，可能会增加移民。许多城市官员和居民则可能不希望有这样的结果。但是移民的整体影响是复杂的（Ray 1998 年），有证据表明，城市化率提高对洪都拉斯这样的国家来说是提高平均生活水平的有效机制。在城市地区比在农村地区，政府提供交通、卫生、电力、供水、电话以及甚至电视广播等基础设施的花费更少，而且，一般来说，劳动生产率会更高。

水价低的一些有利影响。这一节集中讨论了水价低的负面影

响，但是水价低也有正面影响，比如限制水管理中的腐败和基础设施的不必要花费。在特古西加尔巴，供水收益的显著增长将为更多的水管理浪费提供空间，如更高的工资、机构臃肿以及在基建和设备方面支出过大。水费和计量支出上涨也可能增加读表人员接受贿赂低报用水量的动力。如果供水管理在一种盈余而不是赤字情况下运转，上级部门再不会彻底审查财政预算和花费状况，因而增加了水管理腐败的潜在机会。

然而，也存在相反的力量。若水行业的收益对政府的总财政有更多贡献，可以增加政府监督其财政流通状况的动力。同样，高水价增加了向更有效的市政或私有机构转让供水系统的压力。总的来说，净影响是双方面的。

从政治经济角度平衡水价和供水服务

让我们考虑影响确定特古西加尔巴水价的因素和改变现行价格体制的政治可能性。本部分从讨论使用了近十年的价格制定体制开始。然后进行了股东分析，分析了主要的政治和经济参与者的基本利益。最后，权衡了在特古西加尔巴提高水价和在水行业改变体制的实际可能性。

特古西加尔巴的水价确定

如前所述，国家公共事业委员会（CNSSP）从它在1991年建立以来就确定了特古西加尔巴的水价。CNSSP是在洪都拉斯第一次机构调整计划中，作为其中一部分而产生的，当时世界银行和美洲间国家发展银行建议由一个独立的机构管理几个公用部门。由CNSSP直接确定水价的法规与其他法律规定的市政管理者有权利确定当地水费相冲突。在实际操作中，CNSSP已经将自己权利限定为确定国家水务局的水费。

建立CNSSP的基本前提是水费必须以“对每一类用户提供服务的真实经济成本”（法令85~91第一款）为基础。尽管形式

上是自主的，但在实际上却受交通部的制约并且没有独立的经济来源。正如 Walker 等（1999 年，第 10 页）指出的，这个委员会最多只是个“对公共服务费用进行政治谈判的实体，而不是一个致力于决定服务成本和回收成本合理机制的独立的技术实体”。实际上，CNSSP 的表现也许更差，因为价格仅服从于政府的惯例，在很大程度上取决于委员会成员和他们的支持者的政治利益，几乎没有其他的群体或团体可以直接施加压力。因此，这个委员会将水价确定为政治上许可的低价。在通货膨胀环境下，实现这一目标的直接方法是保持名义水价不变而使真实水价相应降低。

将所有降低水价的责任都归咎于国家公共事业委员会（CNSSP）当然是太简单了，因为国家公共事业委员会（CNSSP）最终是由政府任命的，并受到一些经济和政治家们的影响。制定水价的问题已经深深地融合在洪都拉斯水行业改革这个广泛的问题中。而问题在于为什么国家仍未实施水行业改革。

回顾一下，有人可能会对推动建立国家定价委员会的明智性提出疑问。像世界银行和美洲间国家开发银行已经建议的，建立一个技术委员会也许更好，这个委员会将依赖外部专家和咨询者来确定供水的正确、真实的经济成本，从而确定适合的水价。这些银行可能担心技术委员会在政治上是不可接受的，因此，希望一个独立的委员会能够按照鼓励机制确定价格。显然，这个委员会没有这样做。

股东的动机分析

表 11.5 为许多不同政治和经济参与者的股东分析，这个分析描述了他们在水价改革中的利益和迫使政策改变的能力。这些参与者分为以下几种类型：外部的（表中 1~4），内部政治和管理型的（表中 5~10），以及内部其他型的（表中 11~17）。

世界银行和美洲间国家发展银行强烈偏好于行业改革。他们具有潜在的杠杆作用，因为他们可以将已批准的和未来可能的资金扣留，直到洪都拉斯开始其改革进程。其他的外部参与者，如

表 11.5 提倡特古西加尔巴水价改革动机的股东分析

参与者/群体	感兴趣的问题	当前状态	可利用资源
世界银行	提倡行业改革	强烈支持	提供 3000 万美元基本贷款用于结构调整
美洲国家间发展银行	提倡行业改革	强烈支持	行业投资贷款, 提供 3500 万美元资金用于结构调整
国际公司	可能的管理、特许和咨询合同	支持	提供可能的技术援助, 帮助改革
双边贷款国	财政支持条款	分不同情况	财政资源, 技术援助
国家水务局	维护其在水管理中的权利	强烈反对全面改革, 支持价格上涨	技术和信息能力, 政府按惯例的支持
洪都拉斯总统	负责国内事务及与国际贷款国的关系	对此问题没有明显的兴趣	执行权利, 但不能直接阻止国会的决定
洪都拉斯经济内阁	平衡增加报酬和基本建设效率	倾向于支持	影响总统的能力
洪都拉斯各部委	负责行业发展	没有表明	各种政治和管理的影响
国家公用事业委员会 (CNSSP)	现有的水费管理	强烈反对	对建议书提出质疑的能力, 影响总统
洪都拉斯国会	全面的立法和资源利用	没有表明	立法权可以阻止改革
市政府	可能从国家水务局接管管理职能	没有兴趣	有游说的力量, 可能阻止改革
国家水务局工会	可能会失去工作, 受腐败的害	强烈反对	有游说的力量
阿米提格拉基金会	国家公园的维护者	强烈支持	少量的财政和政治资源
国家水务局的公共用户	可能面临更高的水价但能够使服务得到改进	没有明显的公共意见, 但有怀疑	政治和选举权

续表

参与者/群体	感兴趣的问题	当前状态	可利用资源
没有得到国家水务局供水的家庭	需要更好的服务	不发表意见	少量
国内私有工业	害怕水费上涨,但有合同机会	不发表意见	有游说的力量
各政党	支持率升高或降低	没有明确意见	影响国会

注 本表来源于 Walker 等 (1999 年) 的成果, 略作修改。原文对洪都拉斯水行业全面改革的激励因素做了相似的分析。

资料来源: 作者、Walker 等 (1999 年)。

双边援助国和贷款国以及国际公司等, 也倾向于改革, 但是他们对洪都拉斯的政策几乎没有直接的影响。

在政府内部, 利益更趋于多样化。在国家政府的官员几乎没有人支持综合行业的改革, 国家水务局也强烈反对。有一个政府部门 (经济内阁) 出来支持经济改革, 它负责如全面的资源分配和预算结算等总的政策。内阁成员认识到有改革比没有改革更容易获得世界银行和国际货币基金的贷款和资助。在水价上涨这样更具体的问题上, 国家水务局也自然会像经济内阁一样站出来支持改革, 而其他政治参与者要么反对价格上涨, 要么对此保持沉默。在地方上, 正如前面提到的, 特古西加尔巴市政府对接管当地供水系统的可能性持怀疑态度。

在其他国内参与者中, 有供水管线的家庭既不愿意接受改革也不愿接受涨价。我们可以将家庭大概分为收入相对较高并通常有良好服务的家庭 (实际上他们都是国家水务局的用户) 和收入较低而且服务较差的家庭 (包括一些国家水务局的正规用户和许多非法的或非国家水务局的使用私有供水系统的用户)。这两个群体都担心一个独立运转和没有严格控制的供水管理机构只会向他们征收高水价但不改进服务。第一群体的成员已经有了良好的供水服务, 他们会认为他们不能从水价改革中获得多少收获, 反而可能在没有得到改进服务的保证下, 承担两倍或三倍的水价。这

一群体占的比重可能不大，但是相当重要的。它是由最有发言权和政治上最足智多谋的个人组成的，包括所有政治家和高级官员。第二类群体占的比重更大，他们可能会在水行业改革中获得较多收益，因为改进服务的空间很大。但价格上涨可能让他们损失更多，因为他们目前享受比高收入群体更低的水价，他们对价格上涨的承载能力更小。因而，改进服务的不确定因素会让这一群体或至少这一群体中那部分属国家水务局正规的用户对水价改革持消极态度。没有国家水务局供水服务的那部分低收入者对水价改革应该持积极态度，因为他们中的一些早已支付了远比长期边际成本更高的水价。

当前没有供水服务的家庭从改革中获益最多。这一群体较大（至少占人口的20%或更多）但没有组织。许多人没有文化或者是最近移民到特古西加尔巴的。这一群体几乎没有政治影响，因为他们中没有多少活跃的选举人。

总的来说，多数可能的选举人和几乎所有的政治上有发言权和有谋略的人都能得到低价供水。这意味着水价上涨在政治上处于少数支持。因此，水行业改革的建议不大可能赢得总统、国会和政党的支持。

结论

目前，还没有组织试图对特古西加尔巴水行业的定价和管理体制提出质疑。世界银行和美洲国家间发展银行虽然可以发挥关键作用，但目前他们还没有积极推动水价和水行业改革，也许是因为缺乏国内对这种改革的广泛支持^①。

不管怎么说，如果准备进行改革，那么世界银行和其他机构

① 银行在踏入政治敏感区域，并在这些区域内，他们的政策同贷款国政治领导的政策强烈冲突时，必须十分小心。Kreuger（1999年）指出世界银行的一些失败工程使世界银行面临许多批评性的攻击，包括接收贷款的国家。

的直接施压是必要的，但是，这些机构在施加影响时必须谨慎。本章的股东分析说明政策改变受人欢迎的关键是赢得几个国内重要的政治参与者的支持。改革的实施需要广泛的公众认可。这种认可必须在有自来水供水的群体中建立起来，因为他们在经济上和政治上居主导地位。

水行业的价格改革要在政治上可行，必须逐步推进，同时要明显地改善服务，对家庭水价的上涨做出补偿。政府可以每年做出承诺，将水价上涨同期望的改善服务联系起来。供水公司必须在受水价上涨影响的家庭安装水表，这样才能使有效边际定价得以实施，而且不会造成家庭水费的大幅度上涨，或者至少是在开始时造成上涨。官方可以使超边际单位用水的水价低于边际成本，从而在产生一些改革效益（尤其是减少公众浪费用水，增加管理中的水的边际价值）的同时不产生大众对改革的阻力。于是水管理的收益将缓慢增长，可以避免如前所述的收益下降带来的一些问题。假设改革结果对普通用户是有利的，则随着时间的推移，改革的倡导者逐步上涨水价应该能够在政治上获得认同，宣传并使大众相信水价上涨可以改善服务也是至关重要的。类似改革在智利早已成功实施，这一成功实例可作为一个有用的例子（Morande 和 Dona 1999 年）。

然而将大众普遍支持的上涨水价的意见准确地转化为政治行动的政治机制仍然是一个复杂的问题。如前所述，世界银行和美洲国家间发展银行应该更进一步参与到改革进程中来。

参考文献

- Dinar, Ariel, and Ashok Subramanian. 1997. *Water Pricing Experiences—An International Perspective*. Technical Paper No. 386. Washington, D. C. : world Bank.
- Humplick, Frannie, Ayse Kudat, and Samer Madanat. 1993. *Modeling Household Responses to Water Supply: A Service Quality Approach*. Transportation, Water, and Urban Development Department Working Paper no. 4. World Bank, Washington, D. C.

- Israel, Arturo. 1987. *Institutional Development: Incentives to Performance*. Baltimore, Maryland: The Johns Hopkins University Press.
- Kreps, David M. 1990. *A Course in Microeconomic Theory*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Kreuger, Anne O. 1998. "Whither the World Bank and the IMF?" *Journal of Economic Literature* 36 (4): 1983-2020.
- Laffont, Jean-Jacques. 1994. *The Economics of Uncertainty and Information*. Cambridge, Massachusetts: MIT Press.
- Laffont, Jean-Jacques, and Jean Tirole. 1993. *A Theory of Incentives in Procurement and Regulation*. Cambridge, Massachusetts: MIT Press.
- Morandé, Felipe, and Juan E. Doña. 1999. "Governance and Regulation in Chile: Fragmentation of the Public Water Sector." In W. Savedoff and P. Spiller, eds., *Spilled Water: Institutional Commitment in the Provision of Water Services*. Washington, D. C. : Inter-American Development Bank.
- Ray, Debraj. 1998. *Development Economics*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Salgado, Artica, and Leslie Jeaneth. 1996. "Valorización económica del agua para uso urbano, proveniente del Parque Nacional la Tigra, Tegucigalpa, Honduras." Masters thesis, Centro Agronómico Tropical de Investigación Enseñanza, Turrialba, Costa Rica.
- SANAA (Servicio Autónomo Nacional de Acueductos y Alcantarillados or National Water Service) . 1995. *Situación del sistema de agua potable y saneamiento*. Document no. ST-005/95. Tegucigalpa.
- _____. 1997. *Informe anual 1996*. División, metropolitana, departamento de operación (Metropolitan Division, Operations Department) . Tegucigalpa.
- Savedoff, William, and Pablo Spiller. 1999. *Spilled Water: Institutional Commitment in the Provision of water Services*. Washington, D. C. : Inter-American Development Bank.
- Strand, Jon. 1998. "Economic and Ecologic Analyses of Parque Nacional La Tigra." Consultancy report, Prepared for the Inter-American

Development Bank. Oslo, Norway.

- Walker, Ian, and Fidel Ordóñez. 1995. "Encuesta de usuarios de agua en Honduras." Consultancy report, ESA Consultants. Tegucigalpa.
- Walker, Ian, Max Velásquez, Fidel Ordóñez, and Florencia Rodríguez. 1999. "Regulation, Organization, and Incentives: the Political Economy of Potable Water Services. Case Study: Honduras." In William Savedoff and Pablo Spiller, eds., *Spilled Water: Institutional Commitment in the Provision of Water Services*. Washington, D. C. : Inter-American Development Bank.
- White, Louise G. 1990. *Implementing Policy Reforms in LDCs*. London: Lynne Rienner Publishers.
- Whittington, Dale, Donald T. Lauria, and Xinming Mu. 1991. "A Study of Water Vending and Willingness to Pay for Water in Onitsha, Nigeria." *World Development* 19 (2/3): 179-98.
- World Bank. 1992. *World Development Report 1992: Development and the Environment*. New York: Oxford University Press.

12

调查自来水公司选择特定的居民水价体系的原因

Julie A.
Hewitt

水价通常是由管理者决定的，而不是 Walrasian 拍卖商通过市场试误（tâtonnement）得到的。虽然某个重要的学术和政策文献建议市场价格比管理价格更好，但本章将讨论关注市场定价是否掩盖了管理确定的水价并不完全相等的事实。一些管理确定的水价比其他水价更接近市场过程。以下的分析将指出为什么自来水公司对居民用户采用市场模拟水价，因为在供水行业中，居民用户比农业、商业或工业用户更具一致性。

第二节将提供居民水价体系的背景资料，主要是美国的背景材料，但也包括一些拉丁美洲的详细资料。第三节将对有关居民水价的学术文献做出广泛的评述，并提出为什么自来水公司总是选择分段累进制水价的问题。第四节将在差异定价理论的基础上提出一个理论答案。最后一节将为支持这一答案提供经验性的证据。结论将总结主要的调查结果，提出未来的研究方向。

居民的水价体系

从 1954 年起，美国水务协会就出版了水价手册。尽管所有的证据都表明水价是基于服务成本的原理制定的，但最新的版本（AWWA，1991 年）提出了自来水公司用的越来越多的几种可选择的水价体系。其中有两种具有市场模拟的潜力：分段累

进制水价和季节性（高峰）水价。

分段累进制水价体系是一系列边际水价，随用水量的增加价格按分段增长。季节性价格是一种峰谷价格，其中峰值阶段为一个季节，通常为夏季灌溉高峰期。对两种水价来说，在用水高峰期随着需水增加移到水量价格关系空间的右边，水变得更加稀缺，单位边际水价支出随之增加。对分段累进制水价而言，这种情况只发生在一些用户中；而对季节性水价而言，这种情况发生在所有家庭的全部用水量中。这些水价体系比统一或递减水价更有可能模拟一个需求增长做出反应的市场试误 (*tâtonnement*) 过程。而对于统一或递减水价体系，需水的增加没有引起价格变化甚至降低价格，似乎是说明供水要么具有极佳的价格弹性，要么同价格呈反比例关系。尽管学术文献对分段累进制水价体系和季节水价比统一或递减水价更有效率的想法提供了一些支持，但学术界从来没有将居民水价体系作为一个内在的选择过程进行系统研究。

美国水务协会推荐的定价方法

在考虑制定水价之前，我们应先了解一下美国水务协会推荐的定价方法 (AWWA, 1991 年)。美国水务协会的方法在定价期从确定自来水公司的收益要求 (预测的成本或概算) 开始，然后将这一总数按主要的成本分量 (比如用户或账户数量)、基本或平均负荷、超能力的供水成本或高峰期的负荷进行分配。然后，自来水公司的官员将这些成本分量分配给各类用户，如居民、商业和工业用户，根据单位成本 (经济学家的平均成本) 确定每类用户应负担的总收益。最后，制定水价以尽可能收回这些成本。

有人会将这种方法归为基于平均成本定价而不是理论上有所谓的边际成本定价。然而，必须指出的是：首先，只有“预测”期是向后的，结果才是基于历史的平均成本定价。其次，当向前看时，美国水务协会的定价方法与制造商的正常成本定价行为相似，即按照他们最终的产品清单，随时间选择价格、产量和库存以获得最大利润 (Philips, 1983 年)。也就是说，虽然这种方

法与平均成本定价相似，但可以证明正常成本定价是使利润最大的差异定价，其中在时间上边际贴现成本等于销售边际贴现收入，销售的是生产的或库存的产品。

再回到当初的问题：美国水务协会的服务成本方法会产生什么样的定价体系？首先，自来水公司根据与用户相关的成本确定服务费用，比如测量费及收帐费，但不包括按水量计量的水费。然后，自来水公司根据基本负荷和超能力供水能力确定按水量计量的水价。对按水量计量的水价，美国水务局的手册推荐对所有用户采用的单一定价体系。如果自来水公司不能将用户划分成如居民、商业和工业等具有不同用水方式和负担不同成本的类型，那么它应该建立一个统一的以水量计量的水价。在这种情况下，总水价是二阶段费率。

如果自来水公司能够划区用户类型，美国水务协会推荐一个制定分段价格对不同用户征收不同边际价格的方法。为了确定分段的边界，在用水量与价格空间坐标系的水平轴点绘每一个水费征收期的收费用水量，竖轴是用水量的概率，从而在图上给每一个用户类型点绘出一个概率分布函数(pdf)。对于一个相当典型的自来水公司，居民类用户是最左边一个概率分布函数，紧接着是商业类用户，最后是工业类用户。虽然每一类用户的概率分布函数的中间变化趋势不同，但是概率分布函数的尾部则会有某种程度的重合。概率分布函数交叉点的水量定义了分段式累进制水价体系的分段变化点^①。与每一用水范围相关的边际水价是基本负荷的单位成本（所有用户类型都是定值）和同一用水范围内与最有代表性的用户类型相关的超能力供水成本之和。如果各类用户用水大于基本负荷的水量较少，边际水价将随用水量减少，形成含服务费的递减水价。除非用水大户的超能力供水成本大于小用户的超能力供水成本（即，他们的多数用水量发生在用水高峰

① 采用这种方式选择分段的变化点使一类用户按为另一类用户制定的水价交费的用水量最小。

期)，美国水务协会的方法并不形成一个市场模拟水价^①。

水价体系的描述统计

让我们看一下美国水价体系的描述统计。在 20 世纪初发明量测技术之前，在每一个收费周期不管用水量多少，自来水公司都征收单一水价或固定水费。随着量测技术的发展，逐渐采用了按水量计量的水价。美国水务协会推荐制定单一价格标准来分割用户类型一直是主要的水价体系，直到近来，越来越多的自来水公司才开始采用统一或分段累进制以及基于用户类型的水价体系。最近几年，随着更多水价体系的采用，分析家们已经开始收集采用不同水价体系的数据。

在 1994 年对超过 100 个美国大城市自来水公司的一年两次的调查中，Ernst 和 Young (1994 年) 统计有 38% 的自来水公司采用递减水价体系，37% 采用统一水价体系，22% 采用分段累进制水价体系，不到 3% 采用季节性水价^②。在地域上，分段累进制水价在西部和南部最流行，分别有 32% 和 30% 的自来水公司采用。作为对比，中西部有 11%、东北部有 8% 的自来水公司采用分段累进制水价体系。在每个地区，采用递减水价的比例从 1986 到 1994 年有所下降。在西部采用递减水价的比例从 30% 下降到 4% (相对变化最大)，南部由 54% 下降到 36%，中西部由 76% 下降到 71%。除了中西部，不采用递减水价体系的趋势明显，采用

① 美国水务协会的手册介绍了另一种方法，与上述方法类似，只是将成本分量分为用户、商品（总水量）和需求（最高价格）。与基本成本不同，商品成本不包括平均负荷的资金成本；需求成本包括满足高峰需水量的全部资金成本，而超能力供水成本包括高峰需水成本减平均需水成本。如果用户对高峰负荷和平均负荷的贡献是成比例的，这两种方法将制定出相似的水价。如果没有附加信息，很难预测哪一种方法更容易形成市场模拟价格。

② 实际上，许多被划分为统一水价的水价体系实际上是二阶段水价（统一水价加固定费用）。虽然区分这些二阶段水价体系对计量经济分析和收入预测很重要，但是工业上通常将二阶段水价叫做统一水价。几乎所有的自来水公司都收取固定费用。

分段累进制水价体系的趋势较弱。(1986年的调查仅覆盖了82座城市,其中仅有3座城市采用分段累进制水价体系)。

对美国自来水公司最广泛的调查是美国环境保护局(1997年)定期进行的团体水系统调查。在1995年的水系统调查中,环境保护局询问了美国将近5万个自来水公司中的3700个团体水系统,得到了54%的答覆。在这些答覆中,有49%采用统一水价,16%采用递减水价,11%采用分段累进制水价,不到1%采用季节性水价。总体来讲,Ernst和Young与美国环境保护局的调查表明大型自来水公司比小型的更倾向于采用分段累进制水价体系。

在一个研究项目中,我对中美洲和南美洲供水机构进行一个简要评述,结果将有助于证明是否发展中国家的水价体系同美国有很大的不同。虽然这个评述正在进行,但是很明显许多拉丁美洲国家采用分段累进制水价体系。比如波利维亚的拉巴斯、墨西哥城、伯利兹市城区、厄瓜多尔的基多州和埃斯摩拉尔多地区以及乌拉圭全国都采用分段累进制水价体系。这些地区的分段累进制水价体系的分段数从3到13。在这方面,我们必须牢记在发展中国家,国际借贷组织会影响他们投资的基础项目的水价,而美国的用水部门则几乎遇不到制定水价的直接外部压力。

这些统计资料表明分段累进制水价既不是不普遍,也不是居主导地位,它们比季节性水价更为普及。因此去了解为什么一些自来水公司自愿选择分段累进制水价或季节性水价、这些水价是否高效以及若贷款方的政策有影响,其影响多大等都是富有成果的。下一节对学术文献作了广泛的回顾,提出了一系列相互冲突的假设,使人们对为什么一个自来水公司会自愿采用这些类型的水价体系产生疑问。

文献回顾

居民需水的经济文献通常仅限于需水的价格弹性。只有当需水的增长超过供水时,社区水价体系的合理性才会成为一个议题。

水价增加是否会带来节水依赖于需水的价格弹性。

在过去 20 年左右的时间里,自来水公司开始采用其他不同于美国水务协会推荐的水价体系。正当越来越多的自来水公司开始不采用这种推荐的水价体系时,Willig(1978 年)发表了一篇文章,证明人们总可以找到一种比统一水价更具有帕累托优越性的递减水价定价标准。虽然不断有自来水公司转向采用分段累进制水价体系,但是没有关于分段累进制水价可产生最优结果的文献。

许多自来水公司的管理者认为居民需水几乎没有价格弹性,在不久前,经济学家证明了这一观点还是很困难的。这些困难是由于集中研究从采用分段累进制水价的供水系统收集的数据以及分段累进制水价体系中数量对价格的难于区分的影响。按分段累进制水价的定价标准,当用水量超过某一阈值,边际价格也随之上漲,尽管沿需求函数移动,边际支付意愿不断减小。除非在计算需求曲线时仔细考虑定价标准的影响,两种相反作用的组合可能导致计算的价格系数几乎等于零。在找到从需求曲线中分离水价定价标准的影响的方法之前(Hewitt 和 Hanemann 1995 年),自来水公司选择某一水价体系的原因显然不是经济问题。Hewitt 和 Hanemann(1995 年)证明需水对价格是有响应的,尽管他们利用夏季弹性需水所做的价格弹性估计不一定广泛适用于得克萨斯以外地区。他们的结果说明转为分段累进制水价体系,或者价格上涨(不管价格体系是否是分段累进制水价),或者两者兼备,都会导致节水。

许多作者认为夏季需水比冬季需水更具弹性,因而分段累进制水价或季节性水价带来节水。虽然这种假定对他们的研究结果不是至关重要的,但在考虑自来水公司是否自愿选择这些水价体系引起混淆。工业构成的理论基础是追求最大利润的企业对需水没有弹性的顾客高收费(如 Perloff 1999 年,第 485~486 页)。

在售价因人而异和假定夏季需水比冬季需水更有弹性的理论照耀下,自来水公司不断地自愿转向市场模拟水价的事实是令人费解的。

差别定价和水价体系

设想一个更深入的居民需水模型来证明差别定价是分段累进制水价体系的基本原理。Pigou (1932 年) 根据企业划分用户类型的能力确定了三级的差别定价。第一级是完美的差别定价。第二级依托于分段累进制水价, 即用户面对同样的定价标准, 但自主选择包含其边际支付意愿的分段。第三级是根据观察到的、零散的特征将用户分组, 这些特征是指自来水公司应该对其征收的水价。Pigou (1932 年, 第 280~281 页) 建议第一级差别定价是不可能实现的, 因为它需要同每一个用户单独讨价还价, 并基本上排除了第二级差别定价。因此, 他主要研究第三级差别定价^①。

分段累进制水价体系的第二级差别定价的一个特点是通过允许收入低和有固定收入的家庭用水支付比其他家庭更低的水价来体现公平。在分段累进制水价下, 这些家庭必须少用水来获得低水价, 当收入和需水密切相关时, 这种情况最可能发生。为什么一个自来水公司会为体现公平而把分段累进制水价体系作为它选择的水价体系呢? 经济学家们一直存在争议, 认为自来水公司应该采用边际成本定价以提高效率。然而, 对所有单位水量征收边际成本会导致赤字或盈余, 因为平均成本不是高于就是低于边际成本。通常的补救方法是增加一次性的税金或补贴。根据 1895 年的记载, Wicksell (1994 年, 第 104 页) 显然是第一个建议一次性税金没有必要作为普通税收的部分征收, 而应与用水联系起来的人。

不论一次性税金是用来补偿赤字还是返回盈余, 尝试用供水的一次性税金来改善公平状况都会产生一个分段累进制水价体系。即使开始时是以固定边际成本确定的统一水价, 一些单位用

① 一些自来水公司采用第三级差别定价。这种因人而异是通过根据一些因素如地理位置等划分的不同群体采用不同水价或定价标准的形式实现的。这些价格差异不完全等于服务成本的差异。

水也会以非边际成本的价格销售。当用水量超过某一阈值时，支付一个额外费用来补偿赤字；或者当用水量低于某一阈值时，得到补贴以返还盈余。除非需水对价格或收入完全没有反应，以固定边际成本面目出现的公平的分段累进制水价会在某种程度上扭曲用水。但是，水价制定者可能对用效率换取公平感兴趣。

尽管水分析家经常将公平作为分段累进制水价体系的优点，但是人们会问公平本身是否为采用分段累进制水价提供了足够的理由，或者更简单地说，是否与其他采用分段累进制水价的原因一致。由于自来水公司通常不是作为盈利的企业组建的，可能自来水公司的管理者并不关心效率，所以公平本身就可作为一个充足的理由。但是，即使管理者不将效率作为动机，仍然有理由对此表示怀疑：由提供最经济供水获得的任何生产的纯利，管理者都会以非货币利益的形式进行积累。更进一步说，分段累进制水价的公平观点不能解释为什么它在美国的西部和南部更受关注。因此，差别定价的理论进行其他的探讨看来是有道理的。

正如上面建议的，对不同的自来水公司来讲，家庭用户至少与其他用户类型相比是相对一致的。尽管如此，家庭用户至少在广泛存在的户外用水方面肯定是不一致的。因此，我们可以将家庭用户需水分为户内用水和户外用水。假设家庭用户的户内需水是相似的，但他们的户外需水相差大，有可能相差非常大。假设户外需水从零（对于所有价格）到一个增长逐渐变缓的需水量间变化，这个需水量与户内需水量在数量上显著相关，并随着家庭空地的大小及对绿地的爱好而变化。家庭的总需水是这些需水量沿水平方向之和。从而得到总需水量的变化范围，从只有户内需水量到户内需水量加最大户外需水量。如果采用分段累进制水价或季节水价，户外需水量多的家庭就是总需水量多的家庭，也是可能支付更高边际水价的_{家庭}。

如果自来水公司采用有利润的差别定价，管理者遇到的主要困难是确定不同类型家庭的需水弹性。如果家庭可归为几种户外需水类型（若所有家庭的户内用水确实相同，则由观测看，户外

类型与总需水类型相同)中的一种,那么自来水公司可以通过采用几种初始价格、边际价格不同或者两者都不同的二阶段式水价,使用第三级的差别定价。但是,若实际上所有家庭的户内用水不同,则自来水公司永远不能真正确定哪个家庭的户外需水更多,除非户内和户外用水单独安装水表。Leland 和 Meyer (1976 年)假设当垄断者不能直接观测到可区分用户的有意义的特征时,将出现第二级差别定价,采用分段累进制水价促使家庭暴露自来水公司所缺乏的信息(见 Tsur, 本书的第 5 章)。

户内和户外用水真的观测不到吗?以前的研究认识到了户内和户外用水的不同需求动机,普遍假设户内需水量在一年中是稳定的,而户外需水量则只发生在夏季(Howe 和 Linaweaver 1967 年)。如果这样的话,就可以将冬季需水量合理地看作户内需水量,并从夏季需水量中扣除户内需水量而获得户外需水量。这种分解带来的测量误差由户内需水量的年内变化函数引入。户内用水显然与家庭人数和用水设施的使用率有关^①。因此,自来水公司在使用第三级差别定价时,会遇到如何有效对用水少和用水多家庭采用不同价格的困难。注意到季节性水价是一种划分家庭用水收费的第三级差别定价,但是,因为这种差别定价可以产生利润,所以所有家庭(不仅是一些家庭)夏季的需水比冬季需水更没有弹性。这一条件不适用于所有家庭可以解释为什么采用季节性水价用水少。

当然,只有在分段累进制水价最有利时,自来水公司才会自愿选择这种第二级差别定价。为了证明这种水价体系对自来水公司最有利,我们必须假定家庭的边际供水成本。一个合适的假定是边际成本为定值。通常分析家们认为由于边际成本不同,所以分段累进制水价是准确合理的(即,户外、高峰期、超供水能力用水的边际成本比户内、非高峰期、在基本供水能力内的用水的

① 比如,家庭用户可能会在一年中的不同时期度假,个人的洗澡、淋浴和洗衣方式在一年中可能变化,而且,在家居住的人口数量可能随季节变化。

边际成本高),但这种观点被自来水公司不能决定如何用水的事实所削弱。即使有人认为两种需水的维持能力成本不同,但自来水公司没有分别测量户内和户外用水,只能征收一个平均边际价格。根据定义,这个平均边际价格为常数。若边际成本真的增长,则以下的论点得到增强。

图 12.1 是两种家庭需水的函数,其中 $D_A < D_B$ 。这两种函数表示每种家庭需水的总量。同一边际收入函数同每种需水的函数相关,且边际成本为常数。若自来水公司能按第三级差别定价将家庭分成不同需水类型,则通过计算边际成本和边际收入函数的

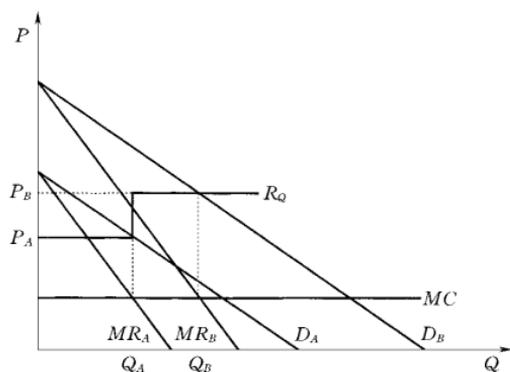


图 12.1 自来水公司对一个分段累进制水价的构建

注 所有词都在文章中定义

资料来源:作者

交点就可到找到最优价格。使用需水曲线确定利润最大的价格,这些价格确定了给各类家庭用户送水的最大利润数量^①。注意利润最大的边际价格随用水量的增加而上涨,或当 $Q_A < Q_B$ 时 $P_A < P_B$ 。

已知自来水公司不能观测某一特定家庭的需水类型,但知道

① 为简单起见,忽略了月服务费,但为不失一般性可以再分析考虑它。

需水属于哪一种类型。 P_A 、 P_B 和 Q_A 的值为确定定价标准的参数，其中 Q 表示家庭用水的选择。自来水公司表示所有采用按水量计量水价体系交纳水费的家庭：

$$R(Q) = \left\{ \begin{array}{ll} P_A Q & \text{如 } 0 \leq Q \leq Q_A \\ P_A Q + P_B(Q - Q_A) & \text{如 } Q_A < Q \end{array} \right\}$$

其中 $R(Q)$ 为与用水量 Q 相关的水费货币值。

$R(Q)$ (与用水量 Q 相关的水费货币值) 对 Q 求导就会产生一个分段累进制水价体系，见图 12.1 中的阶梯函数 R_Q 。注意，若收入的影响可忽略不计，不论采用第二或第三级差别定价，每一个家庭都会选择相同的用水水平 (Q_A 或 Q_B)。

如果自来水公司有零利润限制，即它既不能亏损也不能盈利，这个条件可以改变分段的阈值 (比如说 Q_A')，产生一次付清效果的月服务费可以实现零利润条件。若自来水公司可以这样做，使 $Q_A < Q_A' < Q_B$ ，则用水行为在边际不会改变。

当然，这个例子产生了一个由两类不同的居民需水函数驱动的二分段累进制水价，见图 12.1。更一般地，假定家庭需水量从 D_A 变到 D_B ，其家庭特征用参数 ϕ 表示。最优定价标准依赖于 ϕ 的分布。如果家庭需水量随 ϕ 连续且单调变化，最优的价格变化是数量的一个连续函数。虽然导致一个分段累进制水价的特征不容易概括，但是 ϕ 分布的不连续点或 ϕ 与需水函数的单调关系产生了分段累进制水价体系 (Brown 和 Sibley 1986 年, Goldman、Leland 和 Sibley 1984 年)。

虽然图 12.1 说明了自来水公司的分段累进制水价的构成，但现在将开始讨论哪一类家庭需水更有弹性： A 或 B ^①。令 D_A 的垂向截距 (或保留价格) 为 A ， D_B 的垂向截距为 B ，且 $A < B$ 。家庭用户 D_A 需水的价格弹性是 $-(A+MC) / (A-MC)$ ，而家庭

① 为便于叙述，图中使用了线性需水函数，以下的弹性讨论都建立在需求线性关系基础上。然而这些结果不仅局限于线性需水关系，但是对结果类似的需水形式分类不在本章的范围内。

用户 D_B 需水的价格弹性是 $-(B+MC)/(B-MC)$ 。两个弹性系数的绝对值都大于 1，且 D_A 更有弹性。因此，无弹性的单位需水量的边际价格确实较高，正像在采用差别定价时所出现的情况一样。

这表明分段累进制水价是可以盈利的，但这是否也意味着夏季需水比冬季的弹性更小呢？答案并不十分明显。首先注意到 D_A 和 D_B 是单个家庭的需水量，而不是家庭的合计需水量。线性需水函数最有弹性的部分是左上面一段，一个家庭的用水越多，沿着其需水曲线，它的需水弹性越小。当然需水函数可以采用其他形式，但自来水公司自愿选择分段累进制水价的事实说明，在他们的服务范围内，在其他条件不变情况下，需水越多的家庭需水弹性越小。相反，夏季户外需水弹性小同奢侈品的需求的弹性比必需品的弹性强的常识相矛盾。

概括一下对图 12.1 的讨论，自来水公司选择分段累进制水价的充分条件是自来水公司知道按需水划分的家庭类型（尽管它们不能区分这些类型），并且需水越多的家庭需水弹性也越小（图 12.1 中由 $A < B$ 来保证）。不管美国水务协会强调的以服务成本为基础的价格，但不一定要用边际成本的差异来证明分段累进制水价的合理性。

影响选择分段累进制水价的因素

再回到哪个自来水公司会选择分段累进制水价这个问题上，令 ϕ （见上面）为户外需水的指示参数。若家庭总需水量的不一致主要由户外需水而不是户内需水的变化引起的，则这是 ϕ 的一种有助的描述。更进一步讲，随着 ϕ 的增加，家庭总需水转向户外，在 ϕ 和需水之间存在着一种单调函数关系。因此，我们只要考虑使水价产生不一致的 ϕ 的分布和影响其分布的因素。

什么因素会影响 ϕ 的分布形状呢？显然，气候会影响 ϕ 。因为草地和花园的浇水是一项重要的户外用水，所以应考虑气候对灌溉的影响。不同类型植物的需水具有不同的植物的潜在蒸散发量，

植物的潜在蒸散发是日平均气温、风速、湿度和日照的一个复杂的函数。潜在蒸散发的一部分可以由降水满足。当植物用水量等于潜在蒸散发减去降雨量时，植物才能生长茂盛。如果其他因素不变，生长在夏季有定期降雨地区的植物比生长在夏季时间较长、天气晴朗和气温较热的地区或者没有均匀降雨区的植物需水少。因此天气变量的概率分布影响 ϕ 的分布，如果没有不连续点的话，可能会有多种 ϕ 的分布模式。

影响 ϕ 分布的第二个因素是家庭绿地灌溉的变异性。即，在一个自来水公司供水范围内的家庭的场地大小和植被可能相似，而在另一个自来水公司供水范围内的家庭绿地灌溉则可能相对较大。在干旱地区的自来水公司的植物种类可能比湿润地区更广泛（一些为土生植物，其余为需水量大的植物）。在其他因素不变的情况下，供水范围大的自来水公司具有的植物种类会更多，同样家庭绿地规模的变化也更大。每一个因素都会使 ϕ 分布是多模式的（或多个峰值的）或者是离散的，这些都导致采用分段累进制水价。

减少采用分段累进制水价的因素

最近，在公共事业的管理文献中已经指出分段累进制水价可能会使自来水公司的收入变化更大（Chesnutt、McSpadden 和 Chrisianson 1996 年）。若自来水公司收入多来自边际单位水量价格最高的用水时，这种情况可能会发生（但是要注意在选择分段阈值时，自来水公司会影响其收入的变化程度）。这些结果对自来水公司财务的良性运转会有重要的涵义，因此，在其他条件相同的情况下，越关心财务结果的自来水公司越不倾向于采用分段累进制水价体系。

具有什么特征的自来水公司更注重考虑财务良性运转呢？美国的许多城市从债券市场贷款投资基础设施建设。为保持高质量的债券分级，从而使支付的利息较低，这些自来水公司必须为支付资金支出（即超过运行和维持费那部分收入）创造至少相当于

发行债券年本金和利息 125% 的收入。这一经常在债券计划书中清楚标明的限制条件为自来水公司提供了避免减少收入风险的一个有力的激励^①。

使用贷款支付资金支出的自来水公司会更关心能产生可预测的、最小的稳定收入的水价。为在统一水价和二阶段水价的情况下，可靠地预测收入，自来水公司只要预测总用水量和用户的数量。但要在分段累进制水价下可靠地预测收入，自来水公司必须预测在每一个边际价格下销售了多少水量^②。当然，这需要了解为什么不同的家庭使用不同的水量。然而，如前所述，自来水公司观测不到每个家庭不同类型的用水量。小型自来水公司不太可能有雇员去做这种调查，因此，与统一水价或递减水价的收入分布相比，分段累进制水价的收入分布更加难以确定。

支持因人而异水价原理的经验性证据

如前所述，生长季节时间比较长、阳光比较充足、气温比较热、气候比较干燥的地区的 ϕ 分布，使自来水公司更容易选择分段累进制水价体系。从地区分布来看，前面所述的 Ernst 和 Young (1994 年) 的调查结果很明显地证明了这一点。美国的西部和南部地区的生长季节通常时间比较长、阳光比较充足、气温比较热、比较干旱，这些地区采用分段累进制水价的比例最高。

为在自来水公司水平下验证这一假设，必须将 Ernst 和 Young 与美国天气局（美国国家海洋和大气管理局，1994 年）的资料按城市组合在一起。对采用和未采用分段累进制水价体系的观测资料子集计算各天气变量的均值。表 12.1 为计算结果，这与

① 当然，自来水公司可以通过使用稳定收入基金 (AWWA, 1992 年) 来减少收入变化的风险。然而，自来水公司使用这一选择的程度还不太清楚。

② 当价格已经确定时，很显然，自来水公司有每种水价销售水量的部分信息。试误式水价制定过程是不可接受的，见 Hirshleifer、DeHaven 和 Milliman (1996 年)。

表 12.1 自来水公司采用或不采用分段累进制水价的天气数据

天气条件	不采用分段累进制水价	采用分段累进制水价
阳光充足的天数	101.33	113.21
多云天数	107.70	112.00
阴天数	156.24	139.79
日平均气温 (F°)	56.77	62.38
凉爽天数	1383.52	2072.52
炎热天数	4352.67	2999.83
日平均最高气温	66.73	72.22
日平均最低气温	46.77	52.51
降水量 (英寸)	37.71	36.02
晴天百分比	59.24	62.58
降雨天数	113.40	101.90
观测数目	98	29

资料来源：作者。

按地区分布的结果是一致的。一般情况下，采用分段累进制水价的自来水公司的供水地区具有阳光比较充足、气温比较热、天气比较干燥、生长期比较长。这些因素都会使植物的蒸散发率增大。相反，这些差异在统计上是不显著的。这可能是由于观测样本数目较小、只选择大城市的自来水公司带来的系统偏差、天气的变异性，而且天气是影响自来水公司选择水价体系的惟一因素。这个问题需要一个更完整的模型，这个模型应建立在更多数据的基础上，而不仅依靠 Ernst 和 Young 研究中的可用数据。

更完整的自来水公司行为模型解释了测量水价体系的离散相依变量。这里指的相依变量是三种水价（统一水价、递减水价或分段累进制水价）中的一种。虽然这里的讨论主要集中在分段累进制水价，但是模型同样讨论了递减水价和统一水价之间的差别，因为美国水务协会推荐了制定水价的方法，而且收入变异性影响选择递减水价的偏好。模型采用了美国环境保护局 1995 年进行的社区水系统调查成果，这项调查收集了美国约 2000 个自来水公司的运行和财务信息。这项调查有几个情况应该说明。首先，调查

仅包括了公共和私有的自来水公司，不包括附属系统（供水系统对主要业务来讲也是附属系统，如活动房停泊区）。其次，调查仅包括量测居民用水的自来水公司，因为这项调查集中在是否单位水价随用水量变化。第三，仅调查了采用统一水价、递减水价和分段累进制水价的自来水公司，没有对采用季节性水价的自来水公司进行调查。尽管季节性水价也是市场模拟水价，但季节性水价的采用尚不足以对市场进行有效模拟。最后，调查只包括对居民用户使用单一水价体系的自来水公司。相对而言，很少有自来水公司采用混合水价体系，而且其水价体系很不固定。分析通过缩小标准范围进行了简化，但没有失去一般性。

下面将分析进一步限定在关注供水水源、用户、运行管理人员数量、资本支出中债务所占百分比和债券分级等方面问题的自来水公司。这样选出了 1021 个可用的观测值。相对于统一水价来讲，计算的系数集是用于分段累进制水价和递减水价的。

从收入变异性角度来说，递减水价是分段累进制水价的反面。因此，那些增加收入变异性（或在自来水公司决策中的重要性）的独立变量将增加自来水公司采用递减水价的概率或减少其采用分段累进制水价的概率。这使得这些变量系数的符号相反，而不直接影响收入变异性的独立变量可能是或可能不是相反的符号。表 12.2 为计算结果，每个独立变量的第一行表示对选择递减水价的概率的影响，第二行表示对选择分段累进制水价的概率的影响。

表 12.2 解释水价体系的逻辑分布结果

变 量	逻辑分布估计	标准差	T-值
常量	-1.27744	0.1595	-8.01
	-1.42256	0.1784	-7.98
私有的	0.33910	0.1628	2.08
	-0.14198	0.2054	-0.69
供水人口	-0.00475	0.0055	-0.86
	0.00105	0.0040	0.26

续表

变 量	逻辑分布估计	标准差	T-值
运行管理人员	0.02997	0.0149	2.01
	0.03755	0.0150	2.50
购买的水的百分比	0.21560	0.1838	1.17
	0.07433	0.2193	0.35
地表水供水百分比	0.52482	0.1991	2.64
	-0.42291	0.2640	-1.60
债务除以资本支出	0.55712	0.5859	0.95
	-0.05091	0.7365	-0.07
债券分级	0.16640	0.0547	3.04
	0.20513	0.0618	3.32

注 每个变量的第一行是递减水价系数；第二行是分段累进制水价系数。二者都相对于统一水价。

资料来源：作者。

虽然分段累进制水价的影响不明显，但是私有自来水公司更可能采用递减水价，而几乎不可能采用分段累进制水价。同样，虽然效果不明显，但是，为大量人口供水的自来水公司更可能采用分段累进制水价，而几乎不可能采用递减水价。效果不明显也可能恰恰是因为第二个变量也用于估计自来水公司规模的影响。与统一水价比较，运行管理人员的数量对采用递减水价和分段累进制水价都有显著的正面影响。这与两种水价都比统一水价难于管理的结论是一致的。

下一组变量说明了三种供水水源的相对重要性：购买的水、地表水和地下水，在计算中没有考虑地下水。自来水公司购买水量的百分比在解释水价体系时并不重要，尽管它对递减水价的选择影响较大。自来水公司由地表蓄水供给用户的百分比较大，对采用递减水价有正面影响，而对采用分段累进制水价有负面影响。注意到地表蓄水的基础设施开支通常比购买水或地下水的更大。因此，具有更高基础设施成本的自来水公司，在其他条件相同的情况下，采取分段累进制水价的可能性较小，而采用递减水价的可

能性较大。这与基础设施成本较高通常更多贷款，因而更关心收入变异性的观念是一致的。第二个变量说明了债务占资本支出的百分比。这个变量并不十分重要，尽管其影响效果与上一组变量相似。

最后模型包括了一个表示债券分级的变量，其目的是控制自来水公司财务的良性运行。这个变量十分重要，对分段累进制水价和递减水价的选择都有正面影响。这说明财务良性运行的自来水公司更容易采用不同于统一水价的任何一种水价。但是，在解释这个变量时必须小心，因为自来水公司确定水价的行为会对债券分级有一个反馈影响。然而，这些系数表明债券分级过程不会使自来水公司比分段累进制水价更偏爱递减水价。

这些结果对公共政策具有以下的含义。首先，私有自来水公司更可能回避市场价格，也许因为它们没有随着税收增加收入的资源。这意味着对私有自来水公司进行管理监督是合理的，特别是在供水服务私有化的趋势下。

其次，小型的自来水公司采用市场价格的可能性较小，这意味着实施全国规划来帮助小型的自来水公司制定市场价格可以提高效率。最后，基础设施成本高，借债投资这些成本会妨碍使用市场价格。这意味着作为对贷款机构贷款的回报，强制采用分段累进制水价是可行的政策。虽然不在本章的讨论范围，但是结果表明小型自来水公司的能力建设需要公众参与。这种参与可以采用培训、信誉条款、信息支持和监督管理等形式。

社区供水系统调查数据的一个不幸的限制条件是自来水公司没有标明名称和地点，因此不能同时对气候的影响进行分析。因而我们不能使用这些数据建立模型，使模型能同时抓住自来水公司采用分段累进制水价体系的观点（差别定价和收入稳定性）。这减弱了这些结果的可用性。庆幸的是，很快就会有一套可用的数据来建立一个同时反映气候和收入影响的模型。这套数据是美国水务协会 1996 年对美国 and 加拿大约 1000 家自来水公司调查的“water:\stats”数据。

结论

分析自来水公司选择水价体系的原因很重要，因为不同的水价体系随着它们的市场定位和对经济效益的影响而变化。分段累进制水价提高家庭的边际价格，减轻增加需水造成的水短缺。如果自来水公司位于气候炎热、干燥、晴朗并且生长期较长的地区，他们更可能自愿地选择这种市场模拟价格体系。相反，致力于降低收入差异性以确保可以偿还所有债务的自来水公司通常不会采用市场模拟的分段累进制水价。小型自来水公司也不太可能采用这种价格，因为这些公司缺乏人力资本去建立、跟踪和管理这些水价。

这些结果说明在缺乏政府管理或贷款机构限制的情况下，自来水公司如何选择不同的水价体系，并说明监督管理自来水公司定价是有正当理由的。政治家和公众成员在自来水公司私有化和批准供水转让的过程，通过对水价体系提出质疑证明分段累进制水价是合理的。尽管经验性分析只集中在美国，结果适合用于没有水价管制的各种规模和气候条件下的自来水公司。

参考文献

- AWWA (American Water Works Association). 1991. *Water Rates, Manual M1*, 4th ed. Denver, Colorado.
- _____. 1992. *Alternative Rates, Manual M34*. Denver, Colorado.
- _____. 1998. "Water; \Stats; The Water Utility Database, 1996 Survey." Denver, Colorado: American Water Works Association, <http://www.awwa.org/h20stats/h20stats.htm>.
- Brown, Stephen J., and David S. Sibley. 1986. *The Theory of Public Utility Pricing*. Cambridge, U. K.: Cambridge University Press.
- Chesnutt, Thomas W., Casey McSpadden, and John Christianson. 1996. "Revenue Instability Induced by Conservation Rates." *Journal of*

the American WaterWorks Association 88 (1): 52-63.

- Ernst & Young. 1994. *Ernst Young 1994 National Water and Wastewater Rate Survey*. Washington, D. C.
- Goldman, M. Barry, Hayne E. Leland, and David S. Sibley. 1984. "Optimal Nonuniform Prices." *Review of Economic Studies* 51 (2): 305-19.
- Hewitt, Julie A. , and W. Michael Hanemann. 1995. "A Discrete/Continuous Choice Approach to Residential Water Demand under Block Rate Pricing." *Land Economics* 71 (2): 173-92.
- Hirshleifer, Jack, James C. DeHaven, and Jerome W. Milliman. 1960. *Water Supply: Economics, Technology, and Policy*. Chicago: University of Chicago Press.
- Howe, Charles W. , and F. P. Linaweaver, Jr. 1967. "The Impact of Price on Residential Water Demand and Its Relation to System Design and Price Structure." *Water Resources Research* 3 (1): 13-32.
- Leland, Hayne E. , and Robert A. Meyer. 1976. "Monopoly Pricing Structures with Imperfect Discrimination." *Bell Journal of Economics* 7 (2): 449-62.
- Perloff, Jeffrey M. 1999. *Microeconomics*. Reading, Massachusetts: Addisonwesley.
- Philips, Louis. 1983. *The Economics of Price Discrimination*. Cambridge, U. K. : Cambridge University Press.
- Pigou, A. C. 1932. *The Economics of Welfare*, 4th ed. London: Macmillan Publishing.
- U. S. Environmental Protection Agency. 1997. *Community Water System Survey, Vol. 2, Detailed Survey Result Tables and Methodology Report*. EPA 815-R-001b. Office of Water: Washington, D. C.
- U. S. National Oceanic and Atmospheric Administration. 1994. *U. S. Divisional and Station Climatic Data and Normals, Vol. 1*. TD-9640. Washington, D. C.
- Wicksell, Knut. 1994. "A New Principle of Just Taxation." In Richard

A. Musgrave and Alan T. Peacock, eds., *Classics in the Theory of Public Finance*. New York: St. Martin's Press.

Willig, Robert D. 1978. "Pareto—Superior Nonlinear Outlay Schedules." *Bell Journal of Economics* 9 (1): 56-69.

13

比利时 佛兰德地区 家庭水价 改革的分布 效果

Peter Van
Humbeek

比利时佛兰德地区的家庭每年都交纳饮用水费和污水费，通过向佛兰德政府交纳污水费，为环境计划（Van Humbeek 1997 年）提供资金；通过向佛兰德地区的 24 家私有自来水公司交纳饮用水费，为自来水公司提供饮用水的生产和输送费用。

用社会补贴帮助低收入的和人口多的家庭支付污水费的定价规则一直存在。但是，政府从 1997 年开始采用对生活相对贫困人口免税的方法取代了补贴方式，并且改变了计算饮用水价的规则。目前有供水管线的家庭每人每年免费使用 15m^3 的饮用水。

政府官员认为这项改革比以前的社会补贴更能帮助那些特定的家庭。但却从未做过深入的研究，比较以前的方法和目前的方法的社会福利影响。

本章将分析改革的社会福利影响^①，首先提供一些佛兰德政府在污水收费方面的社会补贴政策的背景材料，并将说明需要对此政策进行经验分析。接下来的部分将描述用于分析改革分布效果的方法，并讨论分析的结果和结论。最后，本章将讨论分析政策的影响。

社会补贴政策 and 污水费用

为确定污水费，政府使用污染转换系

① 本章以佛兰德社会和经济委员会公布的一份报告（SERV 1997 年）为基础。

数^①计算家庭的污染负荷，基本税收公式如下：

$$H = TOCQ \quad (13.1)$$

其中 H 为应付税款， T 为统一税率（1991~1995 年为 600 比利时法郎，1996~1999 年为 900 比利时法郎）， OC 为家庭污水排放系数（0.025）， Q 为以立方米计的用水量^②。

但是，政府总是用社会补贴来修正这个基本公式。1991 年政府免除了每个家庭小于 30m^3 的用水费用。减免的原因是考虑低收入家庭的用水量少，他们从这样减免中获得利益的比例最大。另外，政府对有三个或三个以上小孩的夫妇，从第三个小孩起，每个小孩减少 250 比利时法郎的水费。即，1991 年的税收通过以下公式计算：

$$H = TOC(Q - 30) - 250(k - 2) \quad (13.2)$$

其中 k 为小孩的数量（ $k > 2$ ）。

因为实行这些措施难以管理，所以，政府在 1992 年建立了一套不同的社会补贴方案。这套方案将税款乘以一个补偿因子 K_s ，其值在 0.20~0.95 之间，根据用水量的大小变化。因此在 1996 年以前，税收按下式计算：

$$H = TOCQK_s \quad (13.3)$$

其中 K_s 是用水量的函数， $K_s = K_s(Q)$ ，如表 13.1 所示。

很快就发现这种方案同样难以实行。尽管采用了分段累进制水价，但是最低收入群体支付的税款比较高收入群体支付税款占收入的百分比高。并且，这种计划给较大家庭的比例更高，负担沉重（Decoster 和 Van Dongen 1994 年，SERV 1993 年；Van Humbeeck 1994 年）。虽然之后提出了几个替代方案，但是政府在

① 转换系数表示某一容易测量的参数（对家庭排污量来说是年用水量）与由其产生的污染之间的数量关系。

② 目前 1 比利时法郎 = 0.0246 欧元 = 0.027 美元，1 欧元 = 40.650 比利时法郎，1 美元 = 36.75 比利时法郎。从 1994 年起，政府将污水费用同消费价格指数相联系。在 1998 年的真实价格是 991 比利时法郎。这个公式中的用水量是根据自来水公司的帐单、家庭规模（对于使用从私有集水系统如地下水或雨水的家庭）或这两个变量测算的。

改变政策时显得犹豫不决。

最后，政府在 1997 年废除了 K_S 因子。相反，政府采用了对某些贫困群体免税的措施：领取州最低退休金的年迈纳税人、接收福利金的低收入居民和接受政府补贴的残疾居民给予免税。对不免税的家庭利用与公式 13.1 对应的公式计算污水费。为补偿在污水费计算中废除 K_S 因子的影响，政府通过了一个新的决定：从 1997 年开始，自来水公司对所有家庭用户每人每年免费提供 15m^3 的饮用水。

需要进行经验分析

当采用新方案时，佛兰德环境部长都会将它与以前的体系进行比较。在对已知规模的家庭的低用水、平均用水和高用水方案进行分析的基础上（见表 13.2），部长的结论为（Vlaams Parlement 1996 年，第 19 页）：

为使免费供水数量最小的责任，逻辑上不得不采用使超能力供水的价格有大幅度上涨。每人免费供给 15m^3 用水与超过限量提高边际水价配合将会使理性用户实际支付的水费较少。由于用水量随家庭收入的增加而增长已经是一个事实，可以认定免费供水的效果将产生预期的社会补贴。

表 13.1 社会补贴因子 K_S 与用水的函数关系

Q (m^3)	0~50	51~100	101~150	151~200	201~300	301~400	401~500
K_S	0.20	0.40	0.60	0.70	0.85	0.90	0.95

注 Q 和 K_S 在文中定义。

资料来源：Vlaams Parlement (1992 年)。

这两个假定都被后来的数据所确定。从 1996 到 1998 年，几乎每一个供水公司都提高了边际水价，幅度从 22% 到 122%。在佛兰德，边际水价（包括附加税金，按照每个城市的居民数量加权）平均增加 50%，即，从大约 40 比利时法郎/ m^3 增加到 60 比

利时法朗/ m^3 。另外，根据比利时国家统计局研究院的报告，家庭的平均用水量随家庭的收入和规模增加而增长（NIS 1997 年，另见 Janssens、Van Mol 和 D'hont 1996 年，SERV 1993 年）。但是，这些发现真的意味着改革达到了预期的社会效果吗？

文献明确地强调了从某些家庭类型外推整个趋势的危险性，正如几个研究所指出的一样（Decoster 和 Van Dongen 1994 年，Decoster、Proost 和 Schokaert 1992 年）。比如，在佛兰德可能没有人均用水 20m^3 的 5 人家庭。如果用在分析中使用这种信息会产生误导，正如政府所做的研究一样（见表 13.2）。另外，这种家庭类型的分析只能得到有限的信息。例如，这些分析可能没有检查家庭行为中可能的适应（如更合理的用水），而且这些分析没有解释收入分配的影响。

方法

本章没有使用局部的和直觉的方法，而是从佛兰德人口的一个代表性抽样开始，计算了大量现有家庭的分布效果，结果被外推到全部人口的子集。基本数据来源于比利时国家统计局研究院 1995~1996 年的家庭预算调查^①。这一调查建立了用水与收入和家庭规模等几个家庭特征的关系。

分布效果的评估

一种措施的社会影响或分布效果的分析通常是在两个参数间区分的。第一个参数是纵向公平性。纵向重新分配意味着收入结

① 家庭预算调查是对家庭的收入和支出规模和组成进行的统计调查。比利时国家统计局研究院最近的一次调查是从 1995 年 6 月到 1996 年 5 月，共有 2724 个家庭，其中包括 1231 个佛兰德的家庭。这些可用数据的局限性迫使我们做一些调整以提高调查样本的可靠性。我们认为我们使用的一些假设会使对分布效果估计偏高，其他结果的估计偏低，但是结论不需要调整。有关这些问题和假设的全面叙述，见 SERV（1997 年）。

构的变化：购买力从高收入家庭转到低收入家庭，反之亦然。第二个参数是横向公平性。这反映了在不同生活条件下的收入转换，包括购买力从健康的到有病的、从有工作的到无工作的、从没有孩子到有孩子的人的转换。

表 13.2 以前和现在定价体系的比较

家庭 成员 数量	年用水的费用							
	20 m ³ /人		30 m ³ /人		40 m ³ /人		60 m ³ /人	
	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF	BF
	40/m ³	59/m ³						
	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)	(a)	(b)
1	800	295	1200	885	1600	1475	2400	2655
2	1600	590	2400	1770	3200	2950	4800	5310
3	2400	885	3600	2655	4800	4425	7200	7965
4	3200	1180	4800	3540	6400	5900	9600	10620
5	4000	1475	6000	4425	8000	7375	12000	13275

(a)规定没有免费用水。

(b)规定每人每年免费用水 15 m³。

注 费用不包括预付费用。BF：比利时法郎。

资料来源：Vlaams Parlement (1996 年)。

本章仅分析改革的纵向分布效果。分析将人口按收入划分成十级，每一级正好有佛兰德总人口的 10%，然后研究每一级的效果^①。第一级包括佛兰德最贫穷的 10%人口，第十级包括佛兰德最富有的 10%人口。我们从绝对和相对的角度，计算了以前和现有定价体系对购买力的影响。从相对的角度，这些影响以密耳为单位的支出和收入表示（有关横向效果的分析见 SERV 1997 年）。

政策措施的评估

政策改革措施的评估需要三个步骤：(a) 在推行政策措施之

^① 我们在所有计算中使用了家庭预算调查中单个家庭的资料。利用外推参数，我们将这些统计值转换为每级或每类家庭的平均值。这种分析产生结果比使用每级或每类家庭的平均值计算的分析结果更为准确。

前, 评估基准情况; (b) 评估推行政策措施后的情况, (c) 分析情况的变化 (有关更进一步的方法性研究, 见 Harrison 1994 年)。

基准情况。在基准情况下, 政府继续使用 K_S 因子。既没有对相对贫困人口污水费的豁免, 也没有人均 15m^3 的免费供水。用水、收入、家庭规模、地理位置和饮用水费都保持在 1996 年的水平, 但是污水费用被提高到 1998 年的水平。

新的形势。改革后的形势可以概括为: (a) 污水费中废除了 K_S 因子, (b) 豁免了相对贫困群体的污水费用, (c) 人均免费用水 15m^3 。不管怎么说, 一个重要的变量是更高的用水价格引起了用水的变化^①。

价格改变加大两方面的影响: 收入和替代品。在收入影响方面, 总购买力发生变化。如果价格上涨, 一个家庭不再像以前那样能够用同样名义上的收入购买相同的商品和服务。如果价格降低, 一个家庭在买了同样的商品和服务后, 还节省了收入的一部分。在替代品方面, 相对价格改变了。原先的商品或服务变得更贵或更便宜, 一个家庭用其他商品或服务替代它们。通常来说, 收入的增长导致对产品消费的增长, 而相对产品价格上涨导致消费下降。传统上, 这些结果的影响都用弹性表示。

我们的分析不考虑收入影响。因为在收入对用水的弹性影响较低和短期效果分析的条件下, 价格改变对用于支付水费的那部分收入的影响有限 (平均小于 0.1%), 所以这些影响几乎可以忽略不计 (Janssens、Val Mol 和 D'hont 1996 年, SERV 1993 年)。

相对价格的影响更为重要。边际水价在几乎所有地方都显著上涨, 在用水量不变的前提下, 一些家庭的水费在新的情势下更高, 即平均价格在上涨。另外, 用水量对价格也很敏感, 佛兰德的数据明确表明水价越高用水量越小。

① 政策制定者和分析家期望通过人均免费供应 15m^3 的饮用水会使用水更加合理, 但这种影响没有定量。另外, 其他一些因素也可改变用水量 (Janssens、Van Mol 和 D'hont 1996 年)。本章中, 其他因素为常量。

但是,这也对用户通过数年适应价格体系的过程产生长期影响。从短期影响来看,自来水需水的价格弹性相当小,正如不同的研究成果(Janssens、Val Mol 和 D'hont 1996 年,SERV 1993 年)所证明的。这说明价格上涨对用水量的直接影响不应估计过高。

本章的分析采用了三种家庭饮用水需水量的价格弹性:当用水量小于 30 m^3 时,采用 -0.05 ;当用水量在 $30 \sim 120 \text{ m}^3$ 之间时,采用 -0.3 ;当用水量大于 120 m^3 时,采用 -0.4 。这说明一定的用水量是必需的(饮用和烹饪)。其他一些类型用水的价格弹性则比较高,如洗衣、个人卫生及抽水马桶冲洗,而另外一些用水的弹性更高,如洗车或游泳池用水。这些弹性只有当价格上涨时才适用。换句话说,在我们的模型中,价格降低不会导致用水量增加。另外,敏感性分析计算了另外一些更高或更低的价格弹性^①。

有关分析的最后一个注解是家庭预算调查没有对家庭收入来源提供足够的细节,因此不能对免除污水费用的社会影响做直接的评估^②。因此,不可避免,这样的评估是粗略的。政府估计在佛兰德地区有近 15 万个家庭获得免费的资格。假设所有这些家庭都属于收入的最低级,可以在考虑免费的情况为该级家庭计算一个新的平均税额,将计算的平均税额用于该级的其他家庭。这样就可以评价象征性影响、纵向分布效果和免费的影响。

变化的分析。在分析的最后一步,基准情况同当前情势进行了比较。通过分析两种情况的纵向的和横向的分布效果,就可以决定胜者和负者。

结果

分析结果见表 13.3 和表 13.4。

① 本章没有给出敏感性分析的结果。敏感性分析显示即使用水量大幅度下降(价格弹性 $E = -1$)也不改变我们的一般性结论。更详细的信息见 SERV (1997 年)。

② 这个数字基于佛兰德政府采用免除费用的结果。

表 13.3

纵向分布效果：基准的和

当前的形势

BF = 比利时法郎

分级	税收 (BF)	水费 (BF)	合计 (BF)	税收/ 收入 ^a	税收/ 支出 ^b	合计/ 收入 ^c	合计/ 支出 ^d
(基准情况)							
1	848	2811	3360	1.82	1.65	8.03	7.34
2	953	3208	4161	1.49	1.64	6.48	7.15
3	1088	3377	4465	1.37	1.38	5.60	5.86
4	1415	4061	5476	1.53	1.69	5.93	6.56
5	1630	4475	6105	1.54	1.69	5.79	6.41
6	2112	5052	7164	1.76	2.21	5.97	7.39
7	1936	4850	6786	1.43	1.68	5.01	5.86
8	2067	5305	7372	1.34	1.61	4.78	5.79
9	2361	6123	8485	1.31	1.61	4.71	5.85
10	2201	5432	7633	0.87	1.36	3.08	4.71
(当前情况)							
1	1423	3339	4762	3.11	2.89	10.54	9.76
2	1641	3513	5154	2.54	2.80	8.02	8.86
3	1832	3716	5547	2.29	2.38	6.96	7.35
4	2266	4327	6593	2.45	2.71	7.13	7.89
5	2506	4557	7063	2.38	2.65	6.71	7.43
6	2963	5190	8153	2.47	3.04	6.79	8.43
7	2885	5073	7958	2.13	2.49	5.87	6.83
8	3074	5125	8198	1.99	2.42	5.31	6.46
9	3324	5965	9289	1.84	2.31	5.15	6.40
10	3100	5190	8290	1.25	1.92	3.35	5.14

- a. 税收/收入是一个家庭每年支付的污水税额除以家庭的年收入，乘以 1000。
- b. 税收/支出是一个家庭每年支付的污水税额除以家庭的年支出，乘以 1000。(年支出 = 年收入 - 存款 + 支出)。
- c. 合计/收入是一个家庭每年支付的污水税额加供水费(总的水服务支出)，除以家庭的年收入，乘以 1000。
- d. 合计/支出是一个家庭每年支付的污水税额加供水费(总的水服务支出)，除以家庭的年支出，乘以 1000。(年支出 = 年收入 - 存款 + 支出)。

资料来源：作者。

表 13.4 纵向分布效果比较：基准的和当前的形势

分级	1996 年 税收 (带 K_S)	1998 年 税收 ($E < > 0$)	增加的 (%)	1996 年 用水量	1998 年 用水量 ($E < > 0$)	增加的 (%)	1996 年 合计	1998 年 合计 ($E < > 0$)	增加的 (%)
平均	1661	2501	51	4469	4599	3	6131	7101	16
1	848	1423	68	2811	3339	19	3660	4762	30
2	953	1641	72	3208	3513	10	4160	5154	24
3	1088	1832	68	3377	3716	10	4465	5547	24
4	1415	2266	60	4061	4327	7	5476	6593	20
5	1630	2506	54	4475	4557	2	6105	7063	16
6	2112	2963	40	5052	5190	3	7164	8153	14
7	1936	2885	49	4850	5073	5	6786	7958	17
8	2067	3074	49	5305	5125	-3	7372	8198	11
9	2361	3324	41	6123	5965	-3	8485	9289	9
10	2201	3100	41	5432	5190	-4	7633	8290	9

注 $E < >$ 的意思是每级使用了不同的弹性和用水量。更多的解释见文章内容。

资料来源：作者。

污水费用

政府实施了两种有关污水费用的措施。第一种措施是取消了因子 K_S 。第二种是免除了某些社会收入阶层的税金。

计算结果肯定了以前的调查结果 (Decoster 和 Van Dongen 1994 年, SERV 1993 年)。 K_S 因子 (公式 13.3) 对没有社会补贴的污水费用 (公式 13.1) 的递减率具有某种程度的均化影响, 取消 K_S 因子会使贫困家庭状况相对更糟。从表面上看, 所有家庭的状况都变得更糟, 每个人都比以前支付的更多 (平均来说超过 50%, 如图 13.1 所示)。取消 K_S 因子可以很容易解释这种结果。这个因子在以前都小于 1, 而且用水越少的家庭数值越小。在统计上, 最小值也对应于收入最低的群体。

然而对某些社会阶层家庭的豁免提高了新税制的收缴情况, 在纵向上显然具有正效应。对没有得到任何豁免的家庭, 名义上的购买力效果仍然是明显增加的。因此, 对没有豁免资格的最低

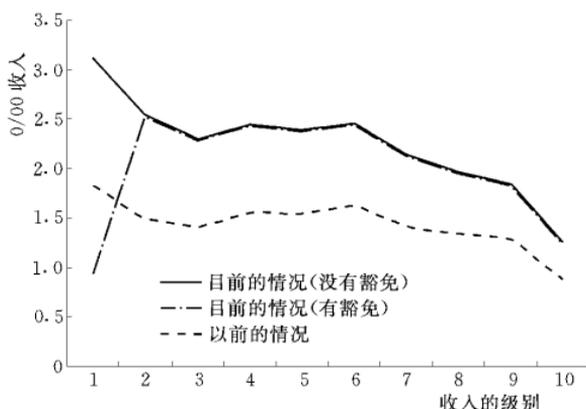


图 13.1 污水费用相对的纵向分布效果

注 0/00 收入在文章中定义。

资料来源：作者。

收入家庭，污水费用支出的负担仍然很重。

实际上，政府已经预计到这些负效应。问题是像政府所采用的人均免费使用 15m^3 的饮用水是否能够足够补偿这些负效应。

饮用水的改革

饮用水的改革已经产生了十分不同的结果。在改革之前，饮用水支出对于不同的收入级别是逆向分布的。在收入最低的两级别的家庭花在用水上的费用占他们收入的比例相当高。

新的饮用水价格体系增加了家庭在饮用水方面的平均支出。如果用水量与基准情况相比保持不变，则短期效果是预算增加 13%。但是，如果水费使用水量减少，则家庭平均预算增加 3%。

平均来讲，预算增加最多的是贫困家庭。总体上，收入级别较低的比基准方案支付的更多，而收入级别最高的支付的比以前稍少。因此，较贫困家庭的相对位置一直在恶化。饮用水价的负

斜率比改革前要大（见图 13.2）。无论用水量不变或者减少，这个结论都成立。

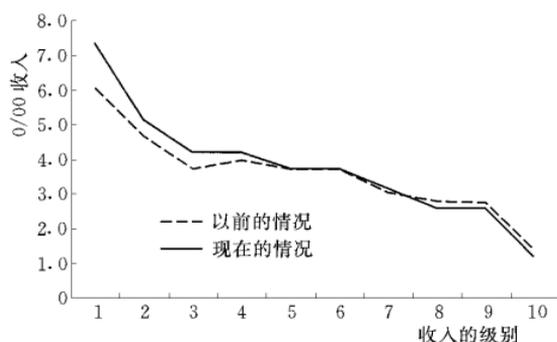


图 13.2 饮水费用的相对纵向分布效果

注 0/00 收入在文章中定义。

资料来源：作者。

事实上，饮用水成本增加的部分原因是改革增加了供水公司额外的管理负担。用水量、家庭规模和家庭收入之间的关系有助于解释改革的消极影响。因为至少在统计上佛兰德家庭越大收入越高，所以人均免费使用 15m^3 水量的优惠更多地分配给了富人^❶。

注意到这些结果都是平均意义上的，实际上在每个收入级别都有胜有负。例如，在收入级别最低的家庭中，有 87% 的家庭比以前支付得多，13% 比以前少。在收入级别最高的家庭中，47% 比以前支付得少，53% 比以前多。

总支出

对基准情况和当前情况的排污和用水总支出的比较，说明佛兰德的居民在改革后平均支付的更多。平均来讲，如果用水量在

❶ 这种状况在其他国家显然是很不同的，正如 Rensetti 在本书文 6 解释的那样。

短期内不减少,每个家庭排污和用水总支出大约增加 1600 比利时法郎;如果用水量减少,则增加 1000 比利时法郎。

另外,在以上两种情况下,越贫困家庭的福利变得越差。平均来讲,通常最贫困家庭的支出增长最大。因此,情况变得更糟(见图 13.3)。即使供水系统没有 K_S 因子或免费供水都会在纵向上产生比当前方案更好的结果。

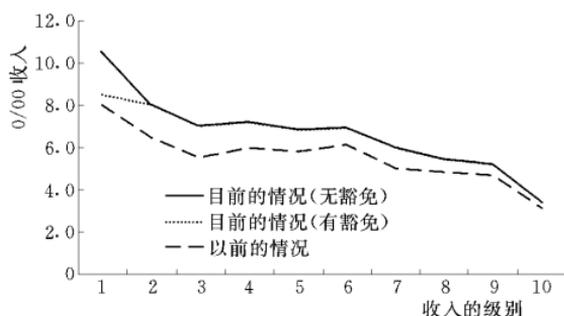


图 13.3 排污和用水总支出的相对纵向分布效果

注 0/00 收入在文章中定义。

资料来源:作者。

税金豁免也不能改变这一结论。豁免污水费用不足以补偿饮用水费用的负斜率。平均来讲,只有收入最低阶层的家庭负面影响相对较小。

虽然分析证明用水量随家庭收入的增加而增加,但是政府设想的低收入家庭的用水费用也会相应减少是错误的。相反,相对来讲,改革后穷人的状况比富人更加恶化。

结论

佛兰德社会和经济委员会在 1997 年底公布了这一研究的结果。虽然佛兰德政府讨论了这一结果,但并没有修订改革方案。这可能有以下几个原因:

一、在社会和经济委员会公布结果后，建议实行改革的部长需要解决如何面对议会和新闻界提出抗议的问题。如果部长承认改革造成了负面影响，那就相当于政治上的自杀。

二、佛兰德政府对改革感到满意，部分原因是新政策帮助政府增加了收入，污水费收入从 3.6 亿比利时法郎增加到超过 5 亿比利时法郎，为政府的环境计划提供了额外的资金。一些政策分析家、学者和政治家相信这是政府改革水价体系的真正目的。

三、在整体上，工业部门对改革表示满意。因为目前家庭的污水处理成本较高，但不再像改革前一样，污水处理在很大程度上依靠工业部门的补贴。

四、一般来说，环境保护群体对改革是满意的，因为增加的边际用水价格可望减少家庭的用水量，从而减少污水排放。

五、自来水公司不愿意改变水价体系。也就是说，虽然最初他们曾反对改革，但是既然新的改革方案已经实施，他们反对进一步的变革。

最后，虽然劳工组织关心平等，但在需要有效的社会保障方面，他们没有其他关键角色和利益群体的支持。

我们的观点认为，从佛兰德改革中得到的最重要的教训是在改革付诸实施之前必须精心准备。因为虽然改革通常难以实施，但是一旦付诸实施，要对改革内容进行修改更难。

参考文献

Decoster, André, and Hilde Van Dongen. 1994. "Verdelingseffecten van Milieueffingen." In Aviel Verbruggen, ed., *Milieu — en natuurrapport Vlaanderen 1994*. Mechelen, Belgium: Flemish Society for the Environment.

Decoster, André, Stef Proost, and Erik Schokkaert. 1992. "Hervorming van Indirecte Belastingen: Winnaars en Verliezers." *Leuvense Economische Standpunten* (63).

Harrison, David M. 1994. *The Distributive Effects of Economic*

Instruments for Environmental Policy. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development.

Janssens, Ilse, M. Van Mol, and Didier D'hont. 1996. "Watervoorziening." In Aviel Verbruggen, ed., *Milieu — en natuurrapport Vlaanderen 1996*. Mechelen, Belgium: Flemish Society for the Environment.

NIS (Nationaal Instituut voor de Statistiek, or National Institute of Statistics). 1997. *Gezinsbudgetetenquête 1995~1996*. Brussels.

SERV (Sociaal-Economische Raad van Vlaanderen, or Social and Economic Council of Flanders). 1993. *Advies over de Sociale Correctie met betrekking tot de Heffing op de Verontreiniging van de Oppervlaktewateren*. Brussels.

_____. 1997. *The Distributive Effects of the New System for the Wastewater Charge and Drinking Water Tariffs*. Brussels.

Van Humbeeck, Peter. 1994. "Naar een nieuwe sociale correctie van de Vlaamse afvalwaterheffing." *Water* 13 (74): 3-9.

_____. 1997. "Environmental Taxation in Flanders." *Environmental Taxation and Accounting* 1 (4): 52-61.

Vlaams Parlement. 1992. *Decreet houdende diverse bepalingen tot begeleiding van de begroting 1992*. Brussels: Belgisch Staatsblad.

_____. 1996. *Decreet houdende bepalingen tot begeleiding van de begroting 1997*. *Stuk 1996 ~ 1997*, 428/18. Brussels: Belgisch Staatsblad.



第二篇
不同国家的
实例研究

14

澳大利亚 水价改革的 政治经济 问题

Warren
Musgrave

澳大利亚政府正在对水政策进行综合改革,特别是对水价进行改革。这反映政府不仅关注以往政策的实施效果,而且注意到澳大利亚人看待经济、环境和社会职责的方式发生根本改变。改革前,政府制定的水价低于供水成本,而且不与用水挂钩。政府补贴的现象普遍存在。改革提高了供水成本的回收水平,取消了许多政府补贴,水市场得到发展。

澳大利亚是一个由6个州和2个区组成的联邦国家。宪法规定,由各州负责管理其区域内的土地和水资源,而联邦政府主要通过税收及财政分配手段影响资源政策的制定(联邦政府收取绝大部分税款并将一般财政收入分配给各州)。

本章将首先回顾分析改革的压力,然后列出两个实例研究。第一个实例是由Hunter水资源委员会(Hunter Water Board)进行的首例城市水价改革。第二个实例是在新南威尔士州由独立定价与监管法庭制定批发水价。本章还讨论水价改革与微观经济改革的联系,并概述澳大利亚各州和区实施水价改革的进展。

改革面临的压力

自1788年欧洲人开始定居澳大利亚

感谢新南威尔士州土地和水资源保护部官员、新南威尔士独立定价与监管法庭官员,特别是Bob Burford、Jim Cox、Robert Marsh、Colin Reid和Pamela Stark等的有益意见和建议。Hunter水务公司(Hunter Water Corporation)的Andrew Amos提供了有价值的建议和有益的帮助,特别是关于纽卡斯尔实例研究,提供了极大的帮助。

后，土地所有权变得越来越集中。大约从 1860 年，政府开始资助对农村的开发措施。这些措施包括允许小土地所有者开发州拥有的土地或政府允许的大面积的私人所有土地（Campbell 和 Dumsday 1990 年）。这些行动反映出澳大利亚人通过土地再分配谋求民族发展，追求公平公正这一普遍愿望。

20 世纪 60 年代，这些政策开始不再得到支持。实际上，这是包括农业在国民经济中重要地位下降在内的经济影响的结果。政府也认识到可以通过有些政策达到更为公平和有效的土地及资源再分配。而且，因为农业技术的进步促使农场规模扩大，所以，国家过去一直提倡的建立密集的居民点已经变得不合时宜（Campbell 和 Dumsday 1990 年）。至于水，正如后面所讨论的，基于不断增加取水的开发理念也逐渐受到质疑。

经济政策也面临根本性改变。当 6 个澳大利亚殖民地于 1901 年建立起一个联邦时，他们通过了一项旨在鼓励移民和发展制造业就业的保护性国家政策。该政策是一项将由农业出口创造的财富再分配给城市工业制造业的措施。由于澳大利亚已经是一个以城市为主的国家，所以，这项政策降低了收入再分配对土地开发的依赖性。然而，这样一项政策的维持依赖于以资源为基础的出口行业的强劲表现。

然而，澳大利亚遭受到贸易额持续下滑的厄运，出口行业以政治上可行的方式支撑该项政策的能力被削弱。在半个多世纪里，随着科学技术的进步、两次世界大战影响、商业的繁荣和国家主要矿产的探明，这种经济变化趋势偏离原来的轨迹或无变化。到 20 世纪 80 年代，1901 年的政策很显然已无法继续持续下去。在改革的压力下迅速形成了强有力的可以排除因改革而利益受损各方的阻挠（Kelly 1992 年）。这些联盟优先进行灌溉改革。

灌溉工业改革的压力

在澳大利亚，由于降水量变化大，不存在雪山融水，夏季蒸

发量又大，致使需要储存相对大量的水资源用于灌溉。在这样的环境里灌溉工程是昂贵的，在 19 世纪末期首次尝试发展灌溉系统的私有行业陷入财政困难。因此，在此之后的 60 多年中，州政府支持灌溉业发展变得很正常，而且几乎没有引起任何争论。然而，20 世纪 60 年代，农业经济学家（Campbell 1964 年；Davidson 1969 年）和后来的其他组织开始对过去灌溉业的发展是否合理和未来投资的需求产生怀疑。

来自经济学家最初的批评集中于灌溉业发展的低效性。这是因为政府制定的水价低于短期运行的供水边际成本，而长期运行条件下，合理的灌溉业投资回收就不能实现。不久，其他的批评接踵而至，包括怀疑灌溉系统的公平公正、财政合理性以及环境依据。批评家们集中于灌溉体制的公平公正和经济问题，由于灌溉成本分摊给纳税人而增加了他们的负担，也引起了经济学家们的争论。影响力日益增强的环境保护运动提高了对因灌溉而出现涝灾（地下水抬升接近地表时会出现）、土壤盐渍化以及河流退化等负面影响的关注。

政府同样注意到了缺水、公共财政状况以及资源退化问题^①。在一篇基础性的论文中，Watson 和 Rose（1980 年）指出了政府的担心，并提及澳大利亚是一个拥有成熟的水经济的国家。这时，他们的意思是供水成本在递增式地增加，用水户面临更大的相互依赖性。尽管这篇论文没有述及政府的政策，但是，这篇文章说明出现明确反对开发者的政治浪潮的时刻已经到来。改革的高潮贯穿了整个 20 世纪 80 年代。到了 20 世纪 90 年代，至少有一些州进行了全面的改革。

本章并不是回顾澳大利亚全部的水政策改革，而是把重点放在重大创新上，如按水量单位进行测量并允许转让，从而取代每

① Langford、Forster 和 Malcolm（1999 年）提及维多利亚州有关灌溉改革不能支撑灌溉行业债务的影响。也许就是为什么维多利亚州走在了有关水改革的最前沿的缘故。

公顷固定多少个单位。两个创新对发展灌溉水市场都是必要的。这些水市场尽管有许多不完整性 (Musgrave 1996 年), 但是, 在水价改革后, 已产生的水价可能会比作为支付批发水价的成本回收价格更好地表达出水的短缺的价值^①。

1990 年前, 大多数州指出, 他们愿意提高水价以收回大部分 (如果不是全部) 供水成本。一些州还制定了收回所有运行和维护成本的目标。但他们取得不同程度的进展。大部分州批准水价可以小幅度而又渐进的提高。维多利亚州取得重大进展, 可以说, 从 1984~1994 年, 灌溉系统运行亏损下降了 80%。该州还取消了集中管理水资源, 而将大批供水的职责下放给区域法定机构, 并要求他们根据商业规则来运作。(维多利亚州有关灌溉全面的回顾可参阅 Langford、Forster 和 Malcolm 1999 年的文献)

城市行业改革的压力

城市水价的制定比灌溉水价争议小。水质和可靠性一般是满意的, 定价政策关切有政治力量的居民。由于来自商业和工业的政府补贴, 居民消费者所付的水价低于输水成本。所有主要城市的供水机构都有足够的税收收入用来支付运行、维护和服务费用, 以及投资回收 (工业委员会 1992 年)。城市水价政策除了在经济效益上存在一些问题之外, 最近还引发了更为尖锐的争议。

城市供水系统典型的政府补贴是通过评估资产来获得的, 即昂贵资产的拥有者要支出更多的费用, 这样资助那些拥有较

^① 据报道, 最近在许多新南威尔士流域永久性转让水的水价在 0.276 和 0.780 美元/ m^3 之间 (1 澳元 = 0.65 美元)。按年计算, 这些价格比可能的成本回收价格高很多。例如, 新南威尔士独立定价与监管法庭 (IPART) 估计在 Murray 河上水的回收成本价格约为 0.00325 美元/ m^3 , 是 0.046 美元资本价格的 7%。在该州的北部 Border 河上水的资本价格是 0.086 美元 (新南威尔士独立定价与监管法庭 1998 年)。

少量资产者。虽然这意味着拥有更多土地者资助更少土地拥有者，但是，到目前为止，一般是绝大部分的补贴来自商业，并分配到各家各户。1992年工业委员会报道，1990~1991年，平均每户每立方米用水付0.51美元，而商业用水则要付7.82美元。

上述所提到的城市水价的问题与灌溉水价所提到的问题时常是相似的。评论家指出，该系统在鼓励有效分配水资源方面是失败的，并引起不公平。另外，1980年后，一些分析家提出关注水资源利用的财政状况。

在大量案例中，大都市地区的发展强化了上述讨论的焦点问题。城市发展需要利用水资源，而那些水资源环保人士认为是需要保护的，同时，农村居民也要依靠其谋生。他们之所以这样想是因为前者大多不从商业角度出发，而后者又是农村“保护区”的组成部分。关于城市水系统的另一个问题是污水处理，它在悉尼表现得尤为突出。这个问题也给改革带来了压力。在悉尼，由于基础设施薄弱，需要大量的投资用于保护水质和公共健康——这一切有助于水价的提高。

面对上述这些压力，首先打破传统的是新南威尔士州的Hunter区水资源委员会（Hunter District Water Board）。

Hunter区的改革

Hunter区水资源委员会负责新南威尔士州的第二大城市纽卡斯特尔的供水。在20世纪70年代，该委员会（本应在1990年变成国有公司——Hunter水务公司（Hunter Water Corporation））考虑建一座新水坝来满足规划对需水的增加。但该计划如果实施将严重加剧委员会的财政紧张。而且，工程选址处在政治敏感区，区内选民非常反对在此建坝。

1982年该委员会通过改革水价体系，从而减少需求和增加税

收度过了进退两难的境地^①。结果，该委员会能够推迟建设新的蓄水工程可能达几十年之久，同时，还提高了财政安全。图 14.1 和 14.2 描述了改革对总用水量和家庭平均用水量的影响。



图 14.1 Hunter 区的总用水量

资料来源：悉尼水务公司和 Hunter 水务公司（1998）

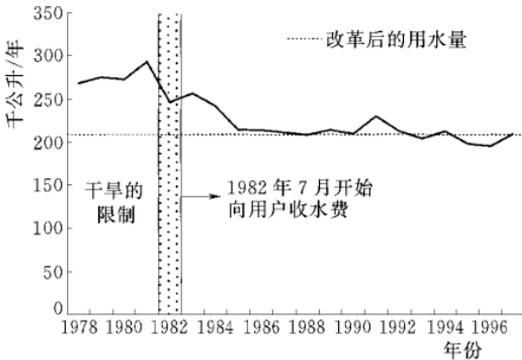


图 14.2 1978~1997 年 Hunter 区平均家庭用水量

资料来源：悉尼水务公司和 Hunter 水务公司（1998 年）

^① 尽管出现进退两难的问题，但是价格改革只是一套创造性改革的一部分。Lloyd、Troy 和 Schreiner 于 1992 年叙述了这些创造性改革和整个改革进程。

改革之前,委员会采用与澳大利亚城市普遍采用的水价体系。用水户根据其拥有的财产的价值支付固定的费用,可免费获得一定基数的水。这一可免费获得的水量基本能够满足用户的需要,所以大多数用户不必再花钱购买用水。用水量超过免费基数的用户按照使用水量的体积付费。

改革取消了可免费使用的基本水量,引进了一种由固定费用和按单位收费组成的二部制水价。(作为相应措施,委员会也开始按照用户排放污水的体积收取排污费。)委员会调整了按照以地价为基础确定的固定费用,从而使它只涵盖固定成本。

委员会的改革很大程度上是由董事长 John Paterson 博士 1982~1984 年率先开始的。州政府有关负责官员支持委员会的建议,批准了这些改革措施。这激起了社区中的一些人的强烈反对。他们认为委员会的改革不过是为了增加财政收入。为了平息矛盾,委员会做了大量的公关工作,目的是让人们了解改革可以减少用水,缓解对提高蓄水能力的需求,降低维护成本,并且降低许多用户的费用 (Lloyd、Troy 和 Schreiner 1992 年,第 286~287 页)。

在进行改革几年后,这些措施得到了修改完善。最突出的一项是委员会逐步停止基于用户财产价值的收费办法。到了 1998 年,改革后的水价体系由五个部分构成:

1. 很低的享受用水服务的固定费用;
2. 数目较大的二部制构成的用水费用。这部分费用为需水管理提供明确的价格信号;
3. 适中的固定排污服务费;
4. 按照用户排放污水量收取的排污费。污水排放量是根据用水量和污水排放系数来确定;
5. 环境改善费。该费用资助滞后的被称作“Hunter 排污计划”的排污项目(悉尼水务公司和 Hunter 水务公司,1998 年,第 38 页)。

改革取得了迅速而巨大的影响。有益于公众的结果不但促进

了微观经济的改革，更推动了城市水价的改革。委员会在1982年开始初步改革，几年之后，绝大多数城市的水管理部门把它作为示范进行了类似的改革。

在新南威尔士州，政府定价法庭（Government Pricing Tribunal）在进一步的城市水务改革中起重要作用，在改革农村批发水价中也正起着很重要的作用，但农村水价改革进展更缓慢。尽管这样的法庭在澳大利亚州属机构中不是惟一的，但它是一个重要的且成功的水价调节者，值得关注。下一节讨论该法庭制定批发水价的实践。

新南威尔士独立定价与监管法庭

新南威尔士于1992年成立政府定价法庭，并于1996年更名为独立定价与监管法庭（IPART）。该法庭制定政府垄断公司能收取的最高价。除了商业秘密之外，该法庭的定价过程对公众公开。所有提议都公布在公共布告栏中，以增加透明度。该法庭即使不依靠证据规则，也已经赢得正直、平等和独立的声誉，并为公众利益服务。政府垄断公司收取的价格可以低于法庭所制定的价格，但不能超过法庭制定的价格。

澳大利亚其他地方政府（除北部区（Northern Territory））亦有对竞争或价格进行调节的机构，而且，其中一些机构仿效新南威尔士通过公开和独立的过程制定批发和城市零售水价。1997年，南澳大利亚州任命了一个调查竞争状况的专员来调查水价。但是，政府并没有接受专员提交的建议。西澳大利亚州有自己的水务监管机构。它负责给水资源部长提供水价制定方面的建议。塔斯马尼亚（Tasmania）州有一个监管机构，政府价格监督委员会（Government Prices Oversight Commission）。1999年，该委员会向三个主要区域水管理机构所提的最高价格的建议被政府接受。澳大利亚首都区（Australian Capital Territory）独立定价与监管委员会为澳大利亚首都区电力水务局制定价格。在维多利亚州，由

于政府非常关注水价问题，所以，1995 年底，成立制定水价的监管总局办公室的计划被提到议事日程上来。在昆士兰州，水价还未由昆士兰竞争管理局来制定。然而，人们要求州内地方当局在制定水价过程中要符合澳大利亚政府委员会 (COAG) 的原则 (本章后面将详细叙述) (澳大利亚竞争与消费者委员会 (Australian Competition and Consumer Commission) 1997 年，第 22 页)。

新南威尔士的批发水价改革

1995 年 11 月，IPART 开始对土地与水资源保护部 (Department of Land and Water Conservation, DLWC) 提供的批发水服务定价。这种批发水服务主要针对灌溉公司或城镇这样的取水者，然后再由取水者将水分配给个体用水户。法庭确定 DLWC 应提供的三项服务：(a) 确保可持续利用和水质；(b) 通过河流系统和人工渠道供给取水者；(c) 实施用户达标和许可制度 (IPART 1996 年，第 iii 页)。

事实证明，要确定 DLWC 提供这些服务的工作以及成本费用是很困难的。DLWC 有许多与不同资源有关的职能。即使 IPART 能够阐明与批发水服务有关的职能，它也很难计算服务的成本，以及把服务按照调节、资源管理或标准制定进行分类。尤其是当一种职能涵盖不止一项服务时，问题就变得更加复杂了。此外，IPART 还经常不得不根据由传统会计方法而不是经济理论得出的数据来计算经济成本。

法庭还要面对一个有争议的任务就是如何分配涵盖不只一项服务的职能的成本。它采用的一个基本原则是这些成本可以由从该项服务中获益的人根据所获利益的比例进行偿付，而且由政府支付对公共利益部分进行的投入。当然，问题的关键在于难以明确界定所有的利益、成本和利益获得者。在明确资源管理的成本和利益的时候，两者经常是混淆在一起，所以很难证实。最后，在确定成本分摊，这一仲裁结论不可或缺的内容的时候，由于法庭的各项工作都是透明的，所以会引发旷日持久的争论。

从时间上看, IPART 进行了三次用水定价。第一次是 1996~1997 年的灌溉季节, 第二次是 1997~1998 年的灌溉季节, 最后一次是 1998~1999 年和 1999~2000 年的灌溉季节。在 1996~1997 年的定价中, 法庭找到使改革卓有成效的原因。然而, 结论是可用的数据是如此不充分, 以致于法庭只是冻结价格并调用更好的数据。同时, 法庭发布了一个中间报告, 公开指导调查的原则, 并总结还需要拿出基本数据的工作 (IPART 1996)。

虽然中间报告完全缺乏确定的数据条件, 但是, 报告产生了足够的回应, 特别是 DLWC 对报告的反响最大, 以致于能够使法庭既提高了价格又改变了价格体系。即使 IPART 指出 DLWC“不能提供实际承受的成本的丰富详细材料, 包括关键的执行标准和效益目标”, 它还是在 1997~1998 年的制定价格中实现这一举措 (IPART 1997, 第 i 页)。法庭也不得不解决成本分摊问题。它建立了二部制水价, 由原来实际的已知成本和年度更新费用的一半组成, 以此来资助未来投资和维护开支。尽管存在不确定性以及对一些用户来说价格提高很多, IPART 还是被说服, 相信“新的水价建议不会导致收益超过用户分摊的有效成本” (IPART 1997 年, 第 i 页)。

到 1998 年, 有关利益、效率和成本分摊等数据已增加到一定程度, 法庭决定提前两个季节制定价格。法庭也进一步提高了价格, 并对价格进行了一些附加的结构调整。设想 DLWC 在未来的两年达到获利 20% 的效益。尽管这样, 还是预期在 1999~2000 年里有 580 万美元的收益亏空。在制定长期价格之前, IPART 现在需要进一步改善成本信息, 并对 DLWC 进行体制改革。

图 14.3 描述了在成本回收方面预期的进步, 以及 IPART 和 DLWC 在成本计算上的差异。法庭认为这种分歧反映了 (a) 法庭对 DLWC 经济收益的估算; (b) DLWC 对一定政策管理成本的估算; (c) 对 DLWC 提交给法庭的成本数目的复核; (d) 对于联合成本的分摊份额的不同意见; (e) DLWC 加入了对现有投资的一定比例的回报。

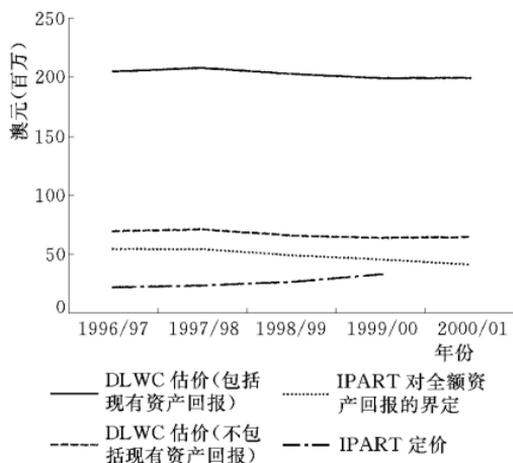


图 14.3 新南威尔士州批发水服务成本回收的进展情况

1996/97~2000/01

注: DLWC 的较高的计算结果包含现有资产 1.3 亿澳元的回报(替代成本回报率为 6%)。DLWC 的计算均以其提出的成本分摊比例为基础, 假定成本提高率在 1997~1998 和 1998~1999 年度为 2.8%, 其中 2.1% 的提高成本由效益目标抵消。IPART 全额成本计算以其提出的成本分摊比例为基础, 假定三年中输水与资源管理成本(2000~2001 年度为 4030 万澳元)的效率目标分别达到 20% (其中 1988~1999 年度为 10%) 及 30% (2000~2001 年度输水与资源管理成本达到 330 万澳元, 其中 1998~1999 年度注册成本效率目标为 20%)。

资料来源: 独立定价和监管法庭 (1998 年)。

对于最后一点, IPART 一直反对根据现有投资的回报率进行偿付。反对的根据包括所涉及的基础设施的机会成本过低。从发展史上看, 本行业并不是按照这一比率进行偿付的; 灌溉方是否具备支付能力。但是, 法庭和 DLWC 都认为新一轮的投资应该具有积极的回报率。

尽管现在就说由 IPART 定价不会引起反对意见并不确切, 但是反对的理由尚不足以说服政府拒绝接受这种办法。无疑, 正如在本章后边将会讨论的, 竞争性政策的回报前景可以鼓励政府官员同意由法庭提出的提价的建议。此外, 有许多组织团结在一

起，支持这项改革。它们当中也包括环保人士。他们认为用水大户的需求是弹性的，因此提高价格可以减少用水，以使更多的水能够留在河流中（IPART 1996 年）。值得注意的是，环保人士在推动农村和城市改革方面发挥着至关重要的作用。

涨价会遭到取水者，尤其是灌溉者的反对这并不奇怪。虽然取水者在政治上通常会发挥一些影响，但是并不能够战胜法庭的力量。这是因为 IPART 的各项程序都是透明的，并与利益相关者进行了仔细的协商。这些相关者包括环保人士、政府机关和灌溉利益群体。此外，取水者的影响力也被一些用户削弱。这些用户告诉法庭他们已经做好准备接受经过精确计算的为有效、必要的服务所付的费用（IPART 1997 年）。毫无疑问，IPART 的定价方法推动了整个体系向成本精确核算方向发展。

澳大利亚政府委员会（COAG）和水行业微观经济改革

建于 1992 年的 COAG 负责制定明确的水政策改革日程。COAG 由联邦首相、州总理、区首席部长、澳大利亚地方政府协会主席等官员组成。它把联邦未来发展的主要政策汇聚在一起，是合作性联邦主义的重要机构。1993 年，它得出结论，进一步的水价改革可以带来显著的经济和环境效益（水资源政策秘书处工作组，1995 年）。这个结论与工业委员会的报告（1992 年）相似。

之后，COAG 建立了水资源政策工作组试图为水行业改革建立一个框架。COAG 几乎不加修改的采纳工作组的建议（水资源政策工作组，1995 年）。COAG 的战略框架被纳入到国家竞争性政策中。而竞争性付费又促进各州进行水行业改革。反过来，COAG 的框架也有助于实现国家有关水行业的竞争性政策的目标。这个框架非常重视生态的可持续性以及提高公众意识和教育。因此，它有助于让公众理解并支持环境保护运动。

COAG 在 1995 年采纳的这个战略框架包括许多涉及水行业系统的改革。首先，它提倡按照基于消费定价的原则进行价格改革，全额成本回报，取消重复补贴。保留补贴应该透明化。第二，

州和区应执行综合性水资源配置和供给体系，环境应作为合法的用水者包括在水资源分配体系内。水资源的产权与土地所有权剥离，所以给予权可以在土地所有者之间进行转换。第三，到1998年，政府应该把水务的功能进行结构性分离，即水服务功能与水资源管理、标准制定和规章制度的实施相分离。第四，城市水系统采用二部制水价体系以及引入水资源配置和供给的交易机制可以提高投资效率。第五，到2001年，农村水费应在透明化补贴的资助下实现全额成本偿付。一旦可行，农村水费的收取就应能真正地偿还登记下的各项资产的替代成本。第六，今后，任何用于新灌溉项目或扩展现有项目的投资必须经过批准以证明这些提议具有良好的经济效益，并且能够确保生态的可持续性。

因为实现这些建议尚需时日，所以委员会同意用五到八年的时间来完成。此外，1997年，有关水行业改革进展中第一阶段竞争性付费得以无条件执行。

水行业改革工作组

1994年2月，委员会建立了水行业改革工作组以帮助各州和区进行COAG的改革。工作组包括联邦和州水管部门的高级官员，而负责人是一名独立的商业界人士。小组制定了改革的统一步骤，树立了示范目的以协助各州和区与基本框架保持一致，帮助澄清问题，为解决矛盾提供指导性意见。1998年，建立了高级水行业改革领导小组。小组由每个辖区的相关部门的领导组成，并接替了工作组的工作。

在工作组存在期间，它报告了改革的进展和农村部门在成本回收上遇到的困难。在政府的商业企业如何满足COAG提出的全额成本回收问题上，工作组为了成功地解决水行业的资产估算作出了显著贡献。虽然本章的篇幅有限不能对此作全面讨论，但是，值得一提的是所有的争论都以十分棘手的问题为重点。例如，如何测算资产消耗，制定适当的回收率，考虑全额经济成本中的外部效应等。工作组全力以赴要解决的难题是如何回避资产价值、回

报率以及由政府控制的、垄断的服务供应商执行的成本—回报率价格形式，这三者之间的循环关系。

工作组还制定并完善了定价导则，并且被国家采用。导则规定了成本回收的上限和下限值。考虑到可行性问题，最少来讲水行业企业必须收回运行、维护和管理费用，外部效应的支出以及纳税或交纳相应的税赋（不含所得税），借款利息，分红（如果有）和为资产的维护与更新提供的资助。为了避免垄断性租赁，最高来讲水行业企业不得收取超过以下项目的费用：运行、维护和管理费用、外部效应支出、纳税或交纳相应税赋、补偿资产损耗以及负担资本的平均成本。红利的确定应反映经营的实际状况和竞争性市场的结果。此外，导则还建议在资产评估中采纳优化的去价值法，在支付红利和完成社区服务中实行全面公开的制度，在使用年度更新费时，也要透明以确保资助是用来投资未来的基础设施建设。

导则指出全额成本回收的最终决定听凭州或区的意见。新南威尔士州政府采取的办法是在估算现有资产时根据预计的现金流进行贴现，所以未来的投资就按照年度更新费每年计算一次（悉尼水务公司和 Hunter 水务公司 1998 年，第 12~21 页）。就批发水价而言，IPART 采用了更为灵活的方法。

澳大利亚的竞争性改革

作为微观经济改革方案的一个组成部分，澳大利亚政府进行了全国性的竞争性政策的一揽子立法工作。这一揽子法规政策包括国家立法和政府部门间的补充协议等。为执行该政策，成立国家竞争委员会，该委员会具有指导和研究职能，为最基本的基础设施的利用提出建议。委员会检查各州对国家竞争性政策的执行情况，对于符合国家要求的州向联邦财政提出给予国家补助金的意见。

国家竞争性政策和相关改革协议建立了联邦向执行约定改革

的州提供财政支持的机制，并且决定哪个州可以获得援助。这个机制能够使得联邦政府利用自己的财政力量吸引各州支持国家的这项政策。竞争性偿付分三个阶段。最后一次付款是在2001年7月。如果一个州不能完成改革政策议程中的主要要求，就会使它成为按付款的不合格者。总的来说，联邦将在1997~1998年和2005~2006年财政年度分配100亿美元给各州。国家竞争委员会裁定具备偿付能力的州。水行业改革工作组，COAG改革框架和国家竞争性政策证明了它们是在各辖区以始终如一的方法成功进行水行业改革的重要手段。通过制定原则、目标、鼓励措施，并且允许各州在充分协商的框架内决定自己执行政策的最佳路线，政府总结出一个非强制性的改革过程。它使得联邦政府在面对澳大利亚联邦的多样性和复杂性时仍能推动改革的进程。

改革进展情况

1999年7月，国家竞争委员会发布了关于水行业改革框架的第二阶段进展评估报告。协议规定，水行业改革进展过程中，第一阶段偿还是无条件的，这是国家竞争政策规定的第一个记分卡。以前，来源的不同造成许多进展报告。总体来讲，改革过程不完整，效果评价只是片面的。表14.1概述了1997年全国水价改革情况。

到1998年，除一个之外，其他所有的州和区都在达到COAG的城市水价改革目标的进程中取得了进步(Stark 1998)。此外，除一个之外，其他所有主要城市的水管当局已引入由接驳水价加使用水价组成的二部制水价，取消基本的津贴补助(Furmage 1998年)。

然而，部分州和区政府官员一直不太情愿将全额成本——回收原则应用于小地方当局。因为当地小型社团的支付能力有限^①。

① Furmage在1998年指出，地方政府一般不直接获得竞争性付费，政策不鼓励地方政府实施改革。然而，昆士兰州同意将竞争性付费分享给地方政府来鼓励他们参与到改革中。

表 14.1 1997 年澳大利亚实施水价改革的司法进展

改革类型	新南威 尔士	维多 利亚	昆士兰	西澳大 利亚	南澳大 利亚	塔斯马 尼亚	澳大利 亚首都 直辖区	北部 地区
城市水行业 (1998)								
二部制水价	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
全额成本回收	□	✓	×	□	□	□	□	✓
减少/废除重复补助	×	□	×	□	□	×	□	✓
保持补助金透明	×	□	×	×	✓	×	□	✓
积极的回报率	✓	✓	□	□	✓	×	✓	✓
农村水行业 (2001)								
基于用水的水价	□	□	□	□	□	□	n. a.	□
全额成本回收	□	□	×	□	□	□	n. a.	□
减少/废除重复补助	□	□	□	□	□	×	n. a.	□
保持补助金透明	□	✓	□	✓	✓	×	n. a.	✓
回报率	□	✓	×	×	□	×	n. a.	□
偿债基金	□	✓	×	×	□	×	n. a.	□

注 n. a. 不适用；✓ 已实施；□ 正在进行；× 几乎未进行，或无进展。

资料来源：生产力委员会（1999 年）。

在这种情况下，COAG 的框架会提倡完整而透明地确定获取的补助金。

农村批发水价改革的进展速度相对较慢。这反映了其他的许多干扰因素，包括灌溉业游说议员的政治力量以及该力量影响批发供水机构的程度。此外，确定供水成本已证实很困难^①。而且，即使在政治支持改革的地方，由于政府关注因价格抬高而对农场和农村社团可能产生的影响，所以，通常采取谨慎的方法措施。因为在农村实际的水价和成本-回收水价之间的差距比城市的大，所以，关注是有道理的。反过来，这反映了农村水设施的落后条件。在许多情况下，基础设施代表了投资决策。而回顾过去，这些投

① Stark 在 1998 年通过 1998 年年中的调查资料来检查改革的进展情况。但是，这项调查还有许多未完成，尤其是在全额成本回收和在农村水服务中合理分摊成本的立法问题需要调查研究。

资决策是不应该做出的。

生产力委员会（1999年）在讨论农村水价改革速度时提及许多利益相关者的关注。这些关注包括强加在水基础设施上的回报率需求，建立偿债基金，以及折旧费用。委员会针对效益和资产净值的争议强调需要有回报率来反映投资资本的机会成本，有效的涵盖资产维修的折旧费，涵盖所期望的资产重新装备和替代成本的偿债基金。然而，委员会认识到，资产净值的争议陷入在偿债基金和政府借款资助资产替代之间选择。委员会还认识到是否让已有用户资助因过去政府忽视而产生的成本费。

一方面整个改革过程的性质需要明确，另一方面改革发挥作用需要时间。这意味着除了 Hunter 水务公司积累的经验之外，澳大利亚水价改革的效果到目前为止还不十分明朗。然而，生产力委员会已收集了一些有启迪作用的信息资料。委员会报道，在 1991~1992 年和 1996~1997 年期间家庭和商业水服务的实际价格在新南威尔士和维多利亚州下降，但在其他辖区抬升。1997 年重复补助金的取消导致悉尼和墨尔本的商业用水户水价下降 40%。对比来看，不得不通过提供明确的社区服务义务来改善农村地区一些城镇潜在的改革的不利影响^①。

有关农村批发水价改革产生的影响的特殊信息资料几乎没有。然而，有报道说，一些地区水价的大幅度提高，造成由种植低附加值农作物向种植高附加值的农作物转变。

国家竞争委员会在 1999 年评论报告中指出，虽然可以肯定许多州对 COAG 的框架能否达成一致的意见存在着一些问题，但是该框架的执行还是取得了实质性进展（国家竞争委员会 1999 年 a）。据报道，在 1992~1993 年和 1997~1998 年期间，水价改革使得维多利亚的水价降低 18%，布里斯班的用水量减少了 20%，

① 如果政府需要企业执行与投入和产出有关的措施时，企业会索取更高的价格，否则，它们就不愿意去做。因此，委员会将其界定为企业的社区服务义务。联邦政府同意这种义务应该是明确而公益性的。

在西澳大利亚州商业实际水价降低近 50% (国家竞争委员会 1999 年 b)。在 1999 年年度报告中委员会指出, 现在澳大利亚的 15 个西部主要乡村的商业用水户支付的水价等级是第三低的, 水务公司正回报增加的红利给政府 (国家竞争委员会, 1999 年 a)。

该评论指出, 澳大利亚首都直辖区 (无灌溉) 和维多利亚州很大程度上已实现了它们的改革义务。Murray-Darling 流域委员会也是如此。Murray-Darling 流域委员会是一个政府间的机构, 沿跨州的 Murray 河批发供水。剩余的辖区, 新南威尔士和西澳大利亚州已取得实质性进展, 但它们还需要改革所有权和水交易市场。委员会评价说, 虽然南澳大利亚州存在许多悬而未决的定价问题, 但是它完成了二期贷款绝大部分义务。据报道, 其他州 (昆士兰州、北部地区和塔斯马尼亚州) 存在非常突出的问题, 包括城市水价改革。在许多情况下, 委员会在完成它的关于偿还第二部分贷款基金的推荐之前, 继续进行着它的评价工作。因为, 1999~2000 年有关许多新的农村计划悬而未定, 它建议中止昆士兰州 25% 的偿还款。

在考虑进行所有权改革的过程中, 政府进一步理解了这些既提高经济效益又促进生态可持续发展的措施。1994 年协议书签定时, 似乎导致这样的改革会比政府所期望的进展慢, 其实不然。2001 年委员会还将第一次评价农村水价的制定。认识到水权和水交易的复杂性, 改革到 2001 年已经延了 3 年。更加严格的义务和履行途径的规范伴随着此项行动 (国家竞争委员会, 1999 年 a)。

结论

澳大利亚水价改革政治经济学在许多方面是有指导意义的。首先, 它进一步证实成功的改革需要有效的政治联盟支持。第二, 它证明供水成本的确定、计量、分摊困难, 特别是在农村。第三, 它提供了这些问题中的一部分的可能答案。第四, 它指出, 咨询、基于激励和透明的过程能推进在一个联邦国家进行的改革。

在两个研究实例中，Hunter 水务公司阐明了改革潜在的显著的积极影响，以及与抗击反对派的团体联系的重点计划的价值。IPART 提供一个通过严格而且公开正当地应用改革原则排除障碍的例证。它还论证价格制定机构的价值。该机构独立于政府之外，并采用透明、咨询和注重实效的方法运用这些原则。

COAG 框架和国家竞争性政策已是改革进程中的重要组成。可以确信，在该框架和政策形成之前，批发水价改革的强制机制已建立起来，而且在批发和城市水务方面的改革已取得巨大进步。然而，框架和政策有助于将原则法制化，将全国的相关规章制度统一化，建立激励机制，解决长期争议的问题。所有这一切都通过咨询以透明的方式进行。

改革并没有完全结束，其中许多的投入与效益问题仍未有定论。但是，改革者已取得了巨大的成绩。这一点在城市里表现得尤为突出。改革的社会投入更多地用于农村，因此，遭到强有力的反对。值得注意的是，由于最近的调查结果显示，选民们明显地对改革感到厌烦，这说明反对者正在赢得支持。尽管如此，仍然有足够的理由相信 COAG 的目标可以实现，至少在新南威尔士州、维多利亚州、澳大利亚首都直辖区、北部地区和南澳大利亚州会是如此。在昆士兰州、西澳大利亚州和塔斯马尼亚州取得的改革成果将值得期待。如果有些州不能在规定期限内完成各项工作，联邦政府会对其做出一些让步。但是，这些让步必须得到其他能够按期完成任务的管辖区的同意。

参考文献

- Australian Competition and Consumer Council. 1997. *Public Utility Regulators Forum*, no. 1. Melbourne.
- Campbell, K. O. 1964. "An Assessment of the Case for Irrigation Development in Australia." In *Water Resource Use and Management*. Melbourne: Melbourne University Press.
- Campbell K. O., and R. G. Dumsday. 1990. "Land Policy." In

D. B. Williams, ed., *Agriculture in the Australian Economy*, 3rd ed. Sydney: Sydney University Press.

Davidson, B. R. 1969. *Australia Wet or Dry*. Melbourne: Melbourne University Press.

Furmage, B. 1998. "Towards an Efficient and Sustainable Water Industry: National Competition Policy and Water Reform." Paper presented at the annual conference of the Victoria Branch of the Economic Society of Australia and New Zealand, July 2, Melbourne.

IPART (Independent Pricing and Regulatory Tribunal of New South Wales) . 1996. *Bulk Water Prices: An Interim Report*. Sydney.

_____. 1997. *Bulk Water Prices from July 1997*. Sydney.

_____. 1998. *Bulk Water Prices for 1998/99 and 1999/2000*. Sydney.

Industry Commission. 1992. *Water Resources and Waste Water Disposal*. Report no. 26. Canberra: Australian Government Publishing Service.

Kelly, P. 1992. *The End of Certainty: The Story of the 1980s*. Sydney: Allen and Unwin.

Langford, K. J., C. L. Forster, and D. M. Malcolm. 1999. *Towards a Financially Sustainable Irrigation System: Lessons from the State of Victoria, Australia, 1984–1994*. Technical Paper no. 413. Washington, D. C. : World Bank.

Lloyd, C., P. Troy, and S. Schreiner. 1992. *For the Public Health: The Hunter District Water Board 1892 – 1992*. Melbourne: Longman Cheshire.

Musgrave, W. F. 1996. "The Irrigation Industry in the Murray Darling Basin and Aspects of Its Reform." In J. J. Pigram, ed., *Security and Sustainability in a Mature Water Economy: A Global Perspective*. Armidale, Australia: University of New England, Centre for Water Policy Research.

- National Competition Council. 1999a. *Annual Report*. Canberra: Australian Government Printing Service.
- _____. 1999b. *Second Tranche Assessment of State and Territory Progress with Implementing National Competition Policy and Related Reform*, Vols. 1, 2, and 3. Canberra: Australian Government Printing Service.
- Productivity Commission. 1999. "Impact of Competition Policy Reforms on Rural and Regional Australia." Draft report. Canberra.
- Stark, P. 1998. "National Progress in Meeting Key Elements of the COAG Water Reform Agenda." *Australian Water* (June): 23—24.
- Sydney Water Corporation and Hunter Water Corporation. 1998. *COAG Stocktake Report: Metropolitan Urban Water Service Providers Compliance with the COAG Strategic Framework for Water Reform* 1994. Sydney and Newcastle.
- Watson, W., and R. Rose. 1980. "Irrigation Issues for the Eighties: Focusing on Efficiency and Equity in the Management of Agricultural Water Supplies." Paper presented at the annual conference of the Australian Agricultural Economics Society, Feb. 12—14, Adelaide, Australia.
- Working Group on Water Resources Policy Secretariat. 1995. "The Council of Australian Governments' Strategic Framework for Water Resource Policy." In *Focus on Policy Developments and Options for Irrigation in the Lower Murray Darling Basin*. Proceedings of an Irrigation Policy Workshop. Armidale and Canberra, Australia: Centre for Water Policy Research and the Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics.

15

巴西实施 批发水定价的政治 进程

Luiz Gabriel
T. de Azevedo,
Musa Asad

随着国会正式批准意义深远的联邦水法的决议，巴西已处在广泛实施包括引入制定批发水价在内的水行业改革的前沿^❶。本章回顾在巴西建立国家水资源管理体系的政治进程，以及从最近的分析工作和实践中汲取的经验教训。然后，为制定水价和分配政策以促进在巴西引入制定批发水价的方法提出建议。

需要注意作为资源的水的价格与提供这种资源给用户的价格之间的区别。尽管巴西有关后者定价的立法、政策和过程的历史很长，但是，国家还要建立前者定价的方法。后者是第二次零售分配，而前者是批量或批发供水。显然，供水涉及服务水平的差异。鉴于大多数定价讨论集中在零售供水和分配，本章将重点讨论制定批发水价问题（如想更多地了解制定零售和批发水价之间的差别，请参见 Asad 和其他人的 1999 年的文献资料）。

巴西的水批发面临着两个问题：第一个问题是如何为所需基础设施的建设和维护提供资金。政府需要决定谁应该为诸如多用途水库和输水设施工程付费，为从自然界中存蓄水量并输送给中间水务公司付费。有多少消费者愿意并能够为整个供水服务中的这部分付费？第二个问题是如何利用价格的作用达到更有效地分配和使用

❶ 联邦水法的英文版本（第 9433 号法律，1997 年 1 月签署）见巴西水资源协会（Brazilian Water Resources Association）主页（<http://www.abrh.org>）。

水。例如，如果有一个系统能无偿提供批量水给工厂、灌区和城市，那么，人们就不会依据价高者得的原则来分配水资源。也就是说，人们不会根据经济效益来决定将水主要是分配给农业、生活还是工业。

此外，如果定价不够高，消费者就不会意识到水的价值，因此，也就没有了有效利用水资源的动机。与此类似，低价会给维修带来问题。如果水务公司提供批量水（许多运用它们自己的水库和批量水分配系统）却又不能从它们的最终用户那里收回成本，这个循环系统的运转情况就会日益恶化。这样的恶化现象在世界上到处可见，尤其是在发展中国家。最后，如果维持净化水的成本未记入水价中，那么，水务公司几乎没有减少水污染的动机。其结果是，供水可能变得日益不安全。

一些经济学家列举理由证明，制定批发水价在理论上的理想解决将会确立经济效益为主要目标，并且根据完全成本回收的标准制定价格。然而，由于政治现实以及管理水系统和传播信息的复杂性，实现该理想通常是不合实际的。忽视这样的问题，或让相应的利益相关者离开改革进程，会极大地阻碍巴西努力实施批发水价的进程。

下面的章节介绍巴西供水定价的历史和现状。最后一节为巴西继续其定价改革的努力提供建议。

地理和组织机构概况

巴西国土面积为 850 万平方公里，人口约 1.6 亿。该国家以显著的地理、水文、文化和经济区域的多样性为特征。这种多样性影响着作为资源的水的价值。巴西全国的年均水量是 25.1 万 m^3/s ，其中亚马逊河流域年均水量为 20.2 万 m^3/s （Azevedo 和 Simpson, 1995 年）。但是，包括东北部和圣弗兰西斯科流域在内的大部分国土属于半干旱气候。这种气候限制了巴西的社会经济

发展。南部和东南部为经济较为发达的湿润地区，这里有大型工业和城市中心，用水量巨大，面临着严重的污染问题。在这些比较发达的地区，水资源短缺与水质有关。

从地理上看，巴西可划分为以下几个地区。每个区的水资源特征都各不相同（Azevedo Simpson, 1995 年）：

1. 亚马逊流域（位于国家的北部和中西部地区）占有 80% 的淡水资源和 63% 的国土面积，但是，只有 5% 的人口；
2. 东南部地区，拥有 60% 的人口，但是，只有 10% 的国土面积和 12% 的淡水资源；
3. 东北部地区，拥有 35% 的人口和 13% 的国土面积。但仅有 4% 的淡水资源，正面临着最严重的缺水问题。

无论从法律上还是文化上，巴西人均认为水是属于国家或州政府的公共商品。根据 1988 年的宪法，虽然管理水资源的权力分配给巴西利亚和 26 个州，但是，联邦政府有责任开发国家水资源管理系统。国家控制或属于联邦控制的水资源是指流经一个州以上，或州与州之间的边界或巴西与邻国之间的边界。州属水资源存在于单个州的管辖区内。

在过去的十年里，水资源管理者已更加关注与过度用水、污染和生态系统退化相关的严重问题。宪法中有关国家水资源管理系统的条款为建立统一、综合的水资源管理系统的行政和法律框架提供了依据。1998 年宪法正式通过后不久，各州开始建立各自水资源管理系统。联邦政府在拟定有关处理联邦水资源问题的建议方面行动比较缓慢。国会花了 6 年时间才通过了新的国家水法。虽然这些发展似乎缓慢，协调性差，权力分散，但是，该进程对其他国家的水资源管理系统具有重大的教育意义。相异的州解决问题的方法也能够使联邦政府完善国家法律。国家法律合并州法律中的共同部分。换言之，改革成功地将自上而下和自下而上的政治进程结合在一起。

历史背景和法律框架

巴西有关水资源管理的立法可追溯到1850年。当时还处在西班牙统治下的葡萄牙签署了菲利皮纳斯法案（Filipinas Ordinance）。这个法案对西班牙版图内的一系列问题进行了法律规范，其中也包括水资源的使用问题。在当时水资源的问题之所以如此重要是因为葡萄牙和西班牙所在的伊比利亚半岛上水非常匮乏。这个法案为明确公共用水权奠定了基础，同时也规定水资源按行业分配而不是综合分配。

第二次重大的发展发生在80年后。紧接20世纪30年代的革命，政府立法委员会建立了一个专门委员会为制定国家水法规而工作。此项工作推动通过了1934年的水法。该水法是规范水资源管理的第一个重大立法。虽然该法主要的目的是推动重大水电的开发和后来的工业繁荣，但这是向综合的水资源管理系统迈出的第一步。大约50年后，伴随着1988年宪法的正式通过和最近现行的水法，综合的水资源管理系统终于建立起来了。现行的水法更进一步推动了国家统一的水资源管理系统（Kelman, 1997年）。

1988年，巴西国会在新的宪法里规定，联邦政府负责建立国家水资源管理系统。该系统包括规划和监管水资源利用，保护和恢复国家水资源。新宪法还规定联邦政府和各州共同负责有关森林、渔业、环境保护、水土保持和污染控制的立法。

1991年，总统向国会提交了第一个处理国家水资源政策的正式法律草案。大约在同一时间，圣保罗（São Paulo）州通过了该州的水资源管理法案。这是全国第一个州水法。1992年，Ceará的东北部州通过了该州自己的水资源管理系统。在接下来的三年里，其他的5个州通过了各自的水法。这些州在制定水法的同时，制定批发水价问题激起热烈的讨论，并成为主要的政治问题。首先，许多社会团体担心制定批发水价可能增加产品的成本，严重地影响巴西农业，有导致全国食品价格上涨的危险。寻求技术指导的

政府求助于巴西水资源协会 (the Brazilian Water Resources Association)。该协会由水管理者、学者、政策制定者和其他人员组成。此外,政府求助于大学,并接受世界银行的援助。结果是,重要的政治团体认识到制定批发水价对于改进供水系统基础设施和提高水的利用率是必要的。制定批发水价成为一个合理水资源管理的基本工具变得清晰了。

目光短浅的政治反对者担心,增加水的成本和价格将得罪选民。此外,许多根基稳固的政治团体担心,实现透明和共同参与的水管理系统会削弱他们对水资源分配的权力。特别是在干旱的东北部就是这样。这里,“干旱工业”(耗资巨大的行业)拥有长期支持的地方政治靠山。在南部和东南部地区,那些得益于资助或免费用水的工业和其他用水团体煽动反对政治势力。

然而,一些最重要的政治家起来反击上述观点。他们主要的改革目的是(a)取消不必要的水资源补贴;(b)为联邦和州水力设施提供适当的运行和维护基金;(c)为建设新的或许不是目前急需的项目提供合理的技术和经济标准。其他主要的改革动机包括提高用水效率、减小环境影响、改进对贫困人口的服务。

1995年 Fernando Henrique Cardoso 总统的政府在水资源、环境和亚马逊立法部内建立了水资源秘书处(SRH)。因为SRH极大地改变了水资源分配权力的长期平衡,所以它的建立带来高昂的政治成本。从20世纪60~80年代的约30年间,巴西的电力行业主导着水资源管理,并强调水力发电作为水资源利用的首选。SRH的建立不仅将水资源的支配权从电力行业转移过来,而且,也预示减少或取消该行业从多功能水资源项目收取数以百万美元水费的授权。在SRH建立后的前两年中,发生在新建立的还处在弱小期的SRH与根基稳定有能力的电力行业之间的权力斗争支配着SRH的议程,极大地影响着秘书处有效建立国家水资源管理系统的能力。

在1996年和1997年,电力行业的私有化和国家能源监管机构的建立使电力行业成为被关注的焦点。这样能够使总统赢得国

会通过水法的胜利。该水法授权 SRH 征收联邦水域的批发水费。

在 1996 年后期，众议院和参议院通过了国家水资源管理法案。1997 年 1 月 8 日在国会接受最初的建案 6 年之后，Cardoro 总统签署了该法案。最初的提案中的有关原则，诸如，地方分权、统一管理、流域管理（反对根据政治和行政边界管水）和水的经济价值等，保留在了该水法的主要指导原则中。

巴西当前的实践

在巴西一般灌溉或供水不需要支付批发水价。在水力发电行业，能源公司根据他们征收的费用的百分比向其水力发电设施所在州或市付特许权使用费（Seroa da Motta, 1998 年）。城市用水者要付水的处理和供水及排污费用，公共灌溉工程中的农民要付工程运行和维护费。根据当前的实际情况，用水者所付的水费是水资源工程运行和维护的主要资金来源。

如前所述，建立批发水费制度是巴西主要的定价改革之一。许多州正执行批量供水付费制度。下面的章节列了一些代表性实例。

州立法中的水费

自 20 世纪 90 年代早期，一些州已经颁布了水资源管理法规^①。不管怎样，这些法律述及到如下问题：(a) 在流域一级进行水资源管理；(b) 为决策者提供政策和投资决策指导的州水资源管理计划；(c) 个体用水者的权力，(d) 基于量和质的水价制定。

表 15.1 显示，在这样的法律中所提的水费是基于环境质量、水的可用性、水文特征和使用类别。像 Minas Gerais、Bahia 和 Rio Grande do Norte 这样一些州包括附加标准，如空间位置的改变、区域优先序和社会经济条件。至少在 7 个州内，从某一流域内容纳的水费用来充实该流域的水管理基金。此外，水管理基金的一

① 该节主要引自 Seroa da Motta (1998 年)。

部分也会分配给其他流域。

表 15.1 有关水费的州法律规定的标准

州	使用外流域的收益	用于水管理基金的收益	达到更高的环保标准	改变空间位置	环境质量（适应性）	水的可用性 & 特征	使用类别	用水者的社会经济条件	区域经济目标
São Paulo (1991 年)	×	×	n. a.	n. a.	×	×	×	n. a.	n. a.
Ceará (1992 年)	×	×	n. a.	n. a.	×	×	×	n. a.	n. a.
Distrito Federal (1993 年)	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	×	×	×	n. a.	n. a.
Minas Gerais (1994 年)	n. a.	n. a.			×	×	×	×	×
Paraná (1995 年)	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	×	×	×	n. a.	n. a.
Santa Catarina (1994 年)	×	×	n. a.	n. a.	×	×	×	n. a.	n. a.
Sergipe (1995 年)	×	×	n. a.	n. a.	×	×	×	n. a.	n. a.
Rio Grande do Sul (1995 年)	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	×	×	×	n. a.	n. a.
Bahia (1995 年)	×	n. a.	×	×	×	×	×	×	×
Rio Grande do Norte (1996 年)	×	×	n. a.	n. a.	×	×	×	×	n. a.
Paraíba (1996 年)	×	×	n. a.	n. a.	×	×	×	n. a.	n. a.

续表

州	使用外流域的收益	用于水管理基金的收益	达到更高的环保标准	改变空间位置	环境质量（适应性）	水的可用性及特征	使用类别	用水者的社会经济条件	区域经济目标
Pernambuco (1997年)	×	×	n. a.	n. a.	×	×	×	n. a.	n. a.
Rio de Janeiro (1999年)	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.	×	×	×	n. a.	n. a.

注 n. a. 不适用。

资料来源：Asad 等人（1999年）。

一般地，更详尽的制定水价计算放在监管阶段。然而，没有一个州的法律清晰地定义确定水价的过程。相反地，大多数法律仅仅指出，州水资源委员会将批准由用水者委员会建议的水价。如果有详细的条款对水费作出规定，该过程将会更加透明。同时，应该有相应的规定明确允许州水资源委员会干涉的程度、在这样的委员会中水资源机构的作用以及如何确定收费。

Rio Grande do Sul 州根据预先建立的标准，在立法中第一个确定了最小收费。用水者委员会可根据预先确定的标准提高该费用。这与法国的系统相似。如本节中所叙述的，圣保罗州水资源委员会正采取类似的做法，而且似乎其他州将效法这种作法^①。

圣保罗州的建议

1997年10月，圣保罗州水资源委员会提出确定包括灌溉、娱乐和航运（内陆航运）在内所有用水类别的特殊水费的建议。建议提出依据基本单价（*PUB*）、最大单位价格（*PUM*）和平均年

① 圣保罗州的实例是一个好的例证。这个例子说明达成水费一致意见是困难的。该州自1991年就已考虑这个问题，直到现在才开始形成最后的官方意见。

生产成本来确定水费。

PUB 被用于估算水的汲取、使用以及生物化学需氧量 (BOD)、化学需氧量 (COD)、悬浮固体 (SS) 和无机污染物负荷的费用。

用水者为流域 i 内用水类别 j 所付总水费 ($CT_{j,i}$) 等于 PUB_j 与取水量、用水量、污染物量 ($Q_{j,i}$) 的乘积再乘以相应的系数 ($X_{j,i}$)，即：

$$CT_{j,i} = Q_{j,i}PUB_jX_{j,i}$$

式中， $X_{j,i}$ 为生态因子矢量。其值由流域委员会决定，但 $PUB_jX_{j,i}$ 不能超过 PUM_j 。

每个用水者的 $CT_{j,i}$ 的总和不能超过其年平均生产成本的特定比例（或账单的相等百分比）。换言之，标准是基于用水者的支付能力。然而，这些界限值的确定似乎是任意的，也不是基于任何明确的公平公正的标准。

法国体系被用作确定 PUB 值、分配提供和扩大供水投资以及分配控制污染的投资的参考（依据估算的污染物负荷和用水类别及用水者）。为了分配目的，耗水被认为最破坏环境，而引水被认为对环境的破坏最小。这是因为引水只是改变河道而不产生污染。由于其他所有形式的取水减少河流流量和对污染物的稀释能力，所以不管水的使用程度如何都会产生一些污染。在排污情况下，只可以获得有限的的数据，投资只是根据为估算出的排放污水中生物化学需氧量负荷所支付的费用来分配。

表 15.2 显示了为圣保罗州建议的水价。取水的价格与法国类似。然而，圣保罗州建议的污染处理费却远远低于法国。法国的污染处理费又比荷兰和德国的低（Asad 等，1999 年）。

关于 $X_{j,i}$ 值，建议指出应根据下面的时间表逐步地引入各种影响因素：

- 1.1~3 年：用水类别，如城市和工业用水；^①

① 1997 年国家水资源委员会决定到 2004 年才征收农民的水费。

表 15.2 圣保罗州建议的基本用水单价

项 目	单 位	基本单价 (R \$) ^a
取水量	m ³	0.01
用水量	m ³	0.02
排污量		
<i>BOD</i> ^b	kg	0.10
<i>COD</i> ^b	kg	0.05
<i>SS</i> ^b	L	0.01
无机污染物负荷	kg	1.00

a. US \$ = R \$ 1.19 (2000 年 2 月, US \$ = R \$ 1.80)。

b. 项目在文中已给出定义。

资料来源: Asad 等 (1999 年)。

2. 4~6 年: 就以下变量, 如可利用量、环境质量和补给区等确定的河流级别;

3. 7~9 年: 水资源的季节性特征, 如峰值期和洪水期, 或地下水超采区;

4. 10 年及 10 年以后: 附加的差别因子。

虽然所建议的递增方法还难以计算不同用水类型的水价, 但在巴西该方法已被广泛采用。

考虑到不同用水类型的用水费用, 圣保罗州议会建议工业水价相对高, 城市居民用水水价中等, 灌溉或农民用水的水价低。但灌溉用水应比城市用水支付更高的水质费用。该方法不是基于经济有效的定价, 而似乎是基于投资回收的目标。经济理论认为对某一资源的定价应与该资源的价格需求弹性成反比, 而让灌溉行业支付更高的水质价格似乎与经济理论相悖。灌溉行业的价格弹性系数一般比工业和城市用水高。而且, 因为水行业中的价格弹性系数随用水类型而变化, 所以, 即使投资回收目标也可能难以达到。这意味着实际的水价比预计的低得多。

至于河流, 环境质量越高, 其系数就越大。这意味着为了阻

止环境最敏感的河流水质恶化，而给它定更高的价格。这一点与法国相同。

政府估计，这些基本单位水价将产生大约 R \$ 5 亿的年收入，其中，约 50% 来自城市用水，30% 来自灌溉，20% 来自工业。但是，该估算是假设价格弹性系数为零。如前所述，这种情况一般不存在。实际上，用水者一旦面临更高的水费，他们将可能减少其用水量，从而，减少了实际的收入。

Rio Grande do Sul

Lanna, Pereira 和 De Lucca (1997 年) 提出支持制定最小价格 (类似圣保罗州的 PUB) 的非官方建议。该州将把最小价格定为污染费。该污染费随不同类型的用水者而变化。该研究用 Rio dos Sinos 流域做了一个模型。

该研究考虑 3 个指标：减轻污染、收入征收和处理每种水源的费用。污染指标类似于圣保罗州的环境质量因子。如圣保罗州提出的流域系数的建议，该州将征收更高的水费以鼓励更好地保护环境。第二、第三个指标类似于圣保罗州建议使用的计算基本单位价格。然而，Rio Grande do Sul 州的研究也有不同之处，该研究利用了优化模型来确定基本单位价格。该模型可优化有关水源分布区的污染控制投资和污染程度的所收费用的分配。该研究得出一些模拟结果，并在三种重复补贴情景中，分析与工业运行成本有关的费用的影响 (表 15.3)。情景 1，没有重复补贴，模型计算出的价格完全被应用。情景 2，工业承担 40% 的用于分散农村水源的投资。情景 3，工业承担全部的用于分散农村水源的投资，也就是说，农村水源应收取的费用全部由工业来资助。

有人会看到，在不同的情景中，对工业运行投资的影响变化很小，变化为 1.40%~1.45%。因此，不考虑农村行业将不危及 Rio Grande do Sul 模型的目标和实例研究。而且，如其他国家所经历的，将农村部门纳入其中的政治成本很高。如 Lanna、Pereira 和 De Lucca (1997 年) 所指出的，研究结果建议在系统实施阶段

避免向农村用水者收费。

表 15.3 Rio Grande do Sul 州 Rio dos Sinos 流域水费
对工业部门污染情况的影响（运行成本的百分比）

行 业	情景 1	情景 2	情景 3
皮革/皮毛/类似物	0.2000	0.2000	0.2100
饮料/酒精	0.0200	0.0200	0.0200
纺 织	1.6100	1.6300	1.6600
食 品	1.4000	1.4200	1.4500
化学制品	0.0000	0.0000	0.0000
金 属	0.0002	0.0002	0.0002
纤维/纸/纸板	0.0003	0.0003	0.0003
公共事业	1.4000	1.4200	1.4500

资料来源：Lanna、Pereira 和 De Lucca（1997 年）。

但是，请注意此计算未考虑用水者为响应新的污染费而做的任何调整。而且，从社会经济的观点看，模型计算出的价格没有反映出达到最小费用或最高满意度的最优价格指标。因此不能保证模型计算出的价格是具有成本效益的或包括社会成本的^①。

Bahia

Bahia 州的实例研究 (Fernandez 1996 年) 集中于该州最重要的两个流域：Alto Paraguacu 流域和 Itapicuru 流域。该研究评估了灌溉、城市和发电供水的费用以及对因铬矿开采引起的重金属污染收取的费用。

该研究对每个流域中供水服务的支付愿望进行了估算。支付费用支撑灌溉、城市用水和发电。该估计基于涵盖供水系统的所

① 因为模型搜索到一个更平衡的水费分配，所以，Lanna、Pereira 和 De Lucca (1997 年) 提及该解作为有成本效益之一。在文中，该研究未定义有成本效益为最小社会成本。

有费用，包括投资、行政管理、运行和维护费用。然后，该研究运用公共价格优化模型，确定每个流域中每类用水的特定水费。此优化模型的设计为价格的确定与不同类型用水的价格弹性需求成反比。

该研究首先集中在投资回收，所以，依据收入情况而不是纯粹的经济或社会效益来分析价格的变化。这样，对于污染，水价就未考虑客观外部条件，而只考虑投入资金，而且，只是一种污染类型和用水者。表 15.4 列出了估算出的费用和 5 种情景。

表 15.4 Bahia 州各流域水费估算 (US \$ /m³)

用 水	Alto Paraguacu 流域		Itapicuru 流域		
	CE ^a	SE ^b	IT ^a	IR ^c	AP ^d
灌 溉	8.00×10^{-4}	8.00×10^{-4}	9.91×10^{-3}	2.17×10^{-3}	9.86×10^{-3}
城 市	2.76×10^{-4}	3.13×10^{-1}	1.08×10^{-3}	8.80×10^{-4}	1.08×10^{-3}
发 电	8.40×10^{-4}	n. a.	n. a.	n. a.	n. a.
污 染	n. a.	n. a.	1.52×10^{-2}	2.32×10^{-3}	1.80×10^{-1}

注 n. a. 不适用。

- 所有用水均收取全额成本费用。
- 除发电用水外的其他所有用水的全额成本费用。
- 行政管理、运行、维护的全额成本费用，以及 25% 投资成本费。
- 全额成本费用，且对污染收取较高的费用。

资料来源：Fernandez (1996 年)。

尽管本节已集中在水价变化及其对收入的影响，但是，这些情况的比较显示出不同的经济因素对各种用水的优化价格所起的影响作用。尽管强调成本回收，人们会在表 15.4 中发现水价变化与需求弹性有关。例如，在 SE 情景中，发电用水者不付费，而城市用水付费则不断提高。这是因为，在 Alto Paraguacu 流域城市用水的弹性系数 (0.04) 比灌溉的 (0.39) 低得多。

在 Itapicuru 流域，当考虑所有的投资时，估算出的灌溉用水水价比用水者愿意支付的高。因此，在 IR 情景中，只包括了 25% 的投资成本费，而减少了 75% 的投资成本费，结果是计算出的水

价降低。但是，结果显示灌溉水价的降低远远低于城市用水水价的降低，这是因为与 Alto Paraguacu 流域不同，本流域内灌溉水价的弹性系数（0.58）低于城市用水水价的弹性系数（0.99）。

也应注意，在 Itapicuru 流域中包含污染费用的情况下，采矿业投资仅增长 0.1%，控制当前生产水平的边际成本仅增长 10%。这样，因为在价格制定过程中没有环境污染约束，所以，基于收入最优化准则的污染价格不能形成任何强有力的动力来激励采矿公司加强环境控制措施。

类似地，如果我们对比一下表 15.4 中的 IT 和 AP 的结果——与完全成本费用相对的污染费增加，发现尽管污染费有相当大的增加，但灌溉和城市用水费用几乎没有差异。这一结果令人惊奇地认识到，污染价格是相对弹性的（0.57）。如果污染价格提高，人们可期望产生污染的用水者充分地减少他们的用水量。这样用水者将减少对水的需求，结果是降低水费。IT 和 AP 的结果并不显示费用有差异的事实可通过与直接用水相比该流域内产生的污染量小来解释。该观察结果强调在制定水费，特别是如果重复补贴是必要的话，有必要考虑外部的客观性和间接用水（如水力发电）。

Ceará

Ceará 州已经建立起批发水价系统（见 Asad 等 1999 年，Kemper 1998 年，World Bank 1998 年）。这已能够使 Ceará 批发供水公司，Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH)，建立一个适当的水价体系、初始水价水平，以及逐渐达到运行和维护费用及新蓄水和输水设施投资的合理成本回收的时间表。

Ceará 州是巴西最穷的州之一，人均收入约 2500 美元（世界银行对巴西 2000 年财政进行估算，人均收入约 4600 美元）。据 1997 年的财政报告，COGERH 从 85 座水库每年征收的收入已经超过 200 万美元。虽然，COGERH 最终要以价格措施调节需求并

逐渐向所有用户灌输水资源的短缺价值，但是，初步的水价政策基于支付能力，并且主要征收对象是工业和城市用水者。

当前有关监管框架的建议

议会通过《联邦水法》3年后，政府官员贯彻实施水法的监管框架仍有很大争议。根据巴西法律，该框架已由SRH准备并提交给总统。总统可将其以总统令予以颁布。总体来看，最有争议的问题是：(a) 水权优惠；(b) 流域委员会和水管机构；(c) 制定批发水价。有关制定批发水价的有效实施的争议变得如此激烈，以至于巴西政府起初考虑提交给总统的框架没有定价方面的推荐意见，以推迟对有关争议问题的决策。然而，不久问题变得显而易见，国家水资源管理系统的落实几乎全部依靠水费收入。因此，SRH在广泛咨询技术机构、私有和公共行业团体和公共听证会的意见之后，建议确定批发水费的准则。

最近，SRH起草了一个监管框架将批发水价极大地向前推进了一步。该框架包括五个原则。第一，该框架指出，所有水是具有经济价值的公共商品，应该对其恰当定价。第二，该框架提倡保障、明确所有合法用水者的用水权，包括居民饮用和排放污水、水力发电、灌溉和航运，而且保护环境。第三，在缺水期，居民供水优先。其他用水者依据其支付能力获得分配的水，出价最高的用水者首先获得分配的水。第四，依据相应的流域管理计划制定的污染防治导则，向水体中排放污水的权力应该基于稀释排放污水所需要的水量。最后，州和流域管理机构要拥有调整水资源管理各个方面的灵活性。这些方面包括规划、制定水价、收入征收和投资决策。

随着巴西大选年1998年的到来，政府面临财政和行政管理改革，可能需要额外的时间才能看到监管框架被正式批准。

然而，政治战略的改变导致巴西政府向议会建议（1999年9月—法律建议书1617/99）建立独立国家水管理机构（National Water Agency, ANA）。该机构负责监管水资源的使用和保护。同

时,总统向议会提交了一个法案(1999年9月—法律建议书1616/99)以补充《国家水法》(National Water Law)。该法案包括落实制定批发水价的监管手段。ANA的建立已经获得大众和政治支持,而且,ANA法案已经由下院通过,现在上院讨论。然而,该补充法案和联合监管框架的通过更加复杂。该建议书正等待开始接受下院的评价和最终批准通过。

虽然在巴西利亚这些拖延可以让水改革的整个进程延缓,但是,它们不会阻止单个州更快地进展。如果联邦政府继续拖延下去,人们可以期望像Bahia、Paraná、Rio Grande do Norte和圣保罗州一样的州在其各自的州内能够决定实施批发水价计划。在最小程度上,它们可能会在特殊项目中开始制定水价计划。这些项目包括一些世界银行资助的项目。同时,Ceará已经实施批发水价计划。该计划已经获得世界银行的支持。虽然各州的实践经验是有限的,但经验突出了水资源管理的改善,包括提高批发供水服务的效益和成本回收。这种改善能够在相对短的时期内实现。

结论

巴西已经认识到需要利用制定水价促进水资源系统的持续性、有效利用和配置。该国已经快速推进所有主要用水者的水价建立。然而,进程缓慢,而且没有国家综合性的框架来明确指导制定特定州或市政水价。本章中述及的独立努力是孤立的。

一些经济学者已争论过制定批发水价理想的理论解是建立经济效益作为主要的目标,并根据完全成本回收准则制定水价。然而,该目标因一些原因而不切合实际。

第一,它部分地依赖于令人畏缩的任务,计算不同用水的机会成本。即使在最好的情况下,做这样的计算也是复杂难解而且昂贵的过程,而最坏的情况是产生令人误解的数据。逐渐地,国际专家正趋向于这样的结论,允许市场确定机会成本价格是更明智的选择。这就要求建立水市场发展的条件。

第二，行政管理问题。事实上，如果水管理机构能够收回批量供水服务的运行和维护成本以及部分投资成本，他们中大多数可以良性运行。然而，更典型的情况是，这些服务部分或全部由公共机构补贴。这主要是历史和文化问题：在大多数国家用水者习惯于支付很少或不支付批发供水费用。由于该原因，政治领导者一般因担心疏远强有力的用水者利益团体和单个用水者而勉强采纳批发水价定价改革。

因此，至少初期撇开经济效益这一焦点而重点放在将成本回收作为主要的批发供水定价目标是更可取的。同样，不管批发供水定价改革的实施是以前的事还是渐进之事，在该进程中包括所有利益分摊者是关键。这包括在制定定价计划时考虑中上游、在实施计划时考虑中下游，以及相关收入征收和分配的考虑。

考虑到上述情况，巴西将能够避免丧失现有推动其批发供水定价改革的动力，其措施是（a）对国家和州监管框架排优先序；（b）依据经济效益追求的成本回收，建立清晰的定价目标；（c）证明透明的补贴是合理的，并建立这样的补贴，补贴局限于支持公共的目标水资源开发项目；（d）创造水市场发展的条件。

此外，政治权力机构必须克服这样一个一般性公共观念，即水资源使用费代表另一种政府税。因为巴西通常在经济和政治上存在不确定性，这造成批准通过监管框架的困难的政治障碍。当前在东北出现的干旱为该争论增加了压力，人们怀疑他们如何为他们不可能拥有的或使用的东西付费。对改革者的挑战是确保用水者得到的供水更可靠。其手段包括确立批发供水水价，以及安全水权的分配、在流域层次上的参与和分权管理、建立适当的监管和行政管理框架。Cardoso 政府以及许多州政府似乎理解支撑和扩展从开始到现在进行的水行业改革的重要性。希望领导阶层将能够使巴西有效地迎接所有的挑战。

参考文献

- D. Simpson. 1999. *Management of Water Resources: Bulk Water Pricing in Brazil*. Technical Paper no. 432. Washington, D. C. : World Bank.
- Azevedo, Luiz Gabriel T. , and Larry D. Simpson. 1995. "Brazil—Management of Water Resources" Economic Notes no. 4. Country Department 1. Washington, D. C. : World Bank.
- Fernandez, J. C. 1996. "Projeto de Implantação da Cobrança pelo Uso e Poluição da Água dos Mananciais do Alto Paraguaçu e Itapicuru." World Bank-financed consultancy report submitted to secretariat, Bahia State Water Resources Agency. Salvador, Brazil.
- Kelman, Jerson. 1997. "Integrated Water Resources Management in Brazil." Unpublished.
- Kemper, Karin E. 1998. "Institutions for Water Resource Management." In *Brazil: Managing Pollution Problems—the Brown Environmental Agenda*. Report no. 16635-BR, Vol. II: Annexes. Washington, D. C. : World Bank.
- Lanna, A. E. , J. S. Pereira, and S. J. De Lucca. 1997. "Simulação de uma Proposta de Gerenciamento de Recursos Hídricos na Bacia do Rio dos Sinos—RS." Working paper, University of Rio Grande do Sul.
- Seroa da Motta, R. 1998. "Utilização de Critérios Econômicos para a Valorização da Água no Brasil." Unpublished discussion text no. 556, Institute of Applied Economic Research, Rio de Janeiro.
- World Bank. 1998. "Brazil Water and Sanitation Sector Strategy Note." Washington, D. C.

16

制定水价： 墨西哥和 巴西 Ceará 的体制动 态变化

Karin E.
Kemper，
Douglas Olson

最近几年，世界银行的许多项目的构思中将体制作为重要的组成部分，这些组成部分的目的是通过需求管理来补充供应经济学政策管理。典型的内容包括水权的定义、分配和行政管理以及水量的监测和水价的确定，目的是反映作为一种经济资源的水的价值。其他的主要部分涉及将决策权分散到流域，并且建立和加强用水者协会和流域委员会。因为典型的工程项目期一般为五年，所以这些项目也按五年的期限来进行设计。本文将介绍这些具有创新性的设计与与政治、社会、经济进程相联系的机构设置的变化，从而体现了为了实现此类项目的目标，建立更长期的框架的必要性。

本章将分析两个案例：墨西哥和巴西东北部的 Ceará 州。从行政体制经济学的角度，探讨实施水资源管理政策和方案的经验。本章阐述三个问题：(a) 新水资源管理政策的基本原理；(b) 政策的主要特点；(c) 项目成功实施的水平及取得成功的原因。最后，本章建议通过开发性项目推动水资源管理的体制变革。

墨西哥及 Ceará 的体制和自然情况

Ceará 是联邦制国家的一个州，而墨西哥则是一个大联邦国家。但是，我们仍然可以对两者的水政策实践进行比较，这是因为 Ceará 的水资源立法是自治性的。

这两个案例还有一个共同之处就是：都是在 20 世纪 80 年代末，由水资源部门开始进行改革，并因此在体制变革方面走在了发展中国家的前面，从而为评估体制变革的作用提供了少有的例证。

Ceará 有 700 万人口，面积约为 148817km²。属于半干旱气候，年降水量约为 600~800mm，特点是降水的季节分配不均，有周期性干旱。Ceará 的大部分供水为蓄集的地表水，并且由水库调控水资源的分配。地下水的使用很有限，原因是绝大部分的土地是结晶岩质构造，所以地下水的供应短缺，而且矿物质含量高。

墨西哥约有 9800 万人口，面积为 200 万 km²。气候从热带湿润气候到半干旱，再到干旱气候，类型多样，年平均降水量为 780mm。与 Ceará 类似，墨西哥的干旱和半干旱地区也会遭受周期性的干旱。但是，墨西哥的地下水资源丰富，70% 的城市与工业用水来自地下水。

在两个案例中，水都用于灌溉。墨西哥的灌溉农田约 500 万公顷（其中 200 万公顷为地下水灌溉），占总用水量的 80% 以上。在 Ceará 灌溉用水约占总量的 45%。

Ceará 几乎都属半干旱气候，而 76% 的墨西哥人也是生活在国家北部和中部的半干旱和干旱地区。与此相应的是 70% 的工业和 90% 的灌溉集中在这里，但可利用的水资源却只占总量的 20%。

在这两个地方，传统的水资源管理办法是强调增加供水。在 Ceará，过去的 100 年里，共修建了 8000 多座水库。其中，有 85 座重要水库属大、中型水库。这些水库的总库容都超过 1000 万 m³，属多年调节，全州 90% 的供水由它们供给。水库能够确保在每年 7 月至 12 月的干旱季节向季节性河流送水，否则它们就会干涸。水库负责为主要的灌溉项目和城市中心供水，特别是要保证拥有 200 万居民的，处于发展中的州首府 Fortaleza 的供水。

墨西哥有 4000 多座大坝，坝高超过 3m 或者蓄水能力超过 50 万 m³。其中，有 640 座大坝的高度超过 15m，因此根据国际大坝委员会的标准，可以被列为是大型大坝。墨西哥有 650 个含水层，

其中有 100 个被过度开采，有的问题已经相当严重。

与此同时，基础设施修建的越多，人们用水的效率就越低。在灌溉部门，利用率有时还不到 30%。在城市地区，水的浪费和无效用水占总用水量的 60%。灌溉水费很低，甚至根本不必付费，城市生活用水的水费也一直很低。工业用水的水费要高一些，但是相比较而言，它并不是用水大户。

Ceará 的案例

在 20 世纪 80 年代中期，Ceará 的新一届政府开始执政。这届政府把合理地使用水资源提到议事日程上。1986 年，州政府建立了 Ceará 水资源部（与州的部级单位平级）。水资源部首先开展的一个活动就是制定了州水资源规划。作为活动的后续工作成果，在 1992 年，Ceará 州通过了水资源法。该法律将现代水资源管理的绝大部分的特征具体化，例如：水的使用权、定价和流域层次上的管理问题。

变革的原因

这个时期，州政府官员们开始接受世界银行对新建基础设施的经济援助。尤其是在 vazios hidricos 新建了很多水库，这里的城市中心总是要遭受周期性干旱的困扰。这项建议还提出要修建管道把水库与该水库准备供水的目标城市连接起来。在此之前，这些水库从未与那些城市中心相连。

世界银行同意资助基础设施的兴建，但条件是 Ceará 州执行和使用新颁布的水资源法概括的法律文件。这些法律文件包括通过先行建立用水者协会的办法改革流域的管理，以及对灌溉等所有的用水收费。世界银行坚持要建立水资源管理公司，这项提议最初并未列入新水资源管理体系的设计中。世界银行的官员认为，如果没有这样一个执行部门，政府就要承担推进改革的巨大压力，因为这些改革不仅要改进监测、预报和水库运行，还要在系统运

行与用户参与、水权实施、水费制定和征收之间建立联系。最后，世界银行在项目设计中，决定建立一个试点性水市场。这个市场的建立属于一个与此项目无关的新灌溉项目。如果试点性水市场获得成功，就在接下来的项目中，建立类似的市场。

成果和挑战

总的来说，Ceará 的改革取得了许多成果。在 1994 年，建立了一个官方水资源管理公司——Ceará 水资源管理公司 (COGERH)。与此同时，公司开始着手负责兴建新基础设施。公司现有 20 名正式职工，负责包括联邦修建的、全州所有的主要水库的运行。这些水库既有老水库，也有该项目修建的 14 座新水库，这些水库的库容约占 Ceará 州水库总库容的 90%。

COGERH 还负责将水资源管理的权力分散到流域。政府帮助三大流域——Jaguaribe、Curu 和 Metropolitana 建立流域委员会。涌现出大批用水者协会，并很快成为成熟的组织。自 1994 年，由 COGERH 资助的地方分权项目约有 400 项，涉及的各种类型风险承担者约为 1.1 万人，包括渔民、主要的灌溉农场主、灌区参与者和工业领导。

Ceará 是巴西第一个把批发水价引入工业用水和环境卫生行业的州，而后者又把这部分开支转移给居民和商业用户。截至目前，州政府认为几乎不可能向农业用水者征收水费。现在，政府计划通过象征性地收取水费的办法，进行制定灌溉水价的尝试。

试点性水市场也尚未真正建立。其中一个原因是，Ceará 的水资源法认为用水者的水权不可交易，所以不允许建立水市场。对此，世界银行坚持认为政府和用水者要改变观念，而且法律也要修改，但是这对于 Ceará 来说确实需要时间。

总之，Ceará 已经取得了显著的成功，虽然不如政府和世界银行最初预期的那么大。接下来的几节要分析改革过程中的各种风险承担者以及他们的得与失。这有助于解释改革的成绩和

失败。

实施中的变革

伴随着相应的价格和权力地位的变化,体制的变革也开始了。体制被认为是“游戏的规则”(North 1990年)^①。无论何时,只要内部或外部事件改变了这个规则,一个新的体制框架就会建立起来。

如前所述,1985年,Ceará 的政府发生了改变。一个面向企业家的新政府代替了长期执政的主要由大地主控制的原政府。这些大地主从工业化程度低、农业补贴高、包括在他们的土地上修建水库在内的大项目和低廉的水费中获利。

现在,面向企业家的政府已经连任到第三届。它强调通过发展工业、旅游业和农业贸易来增加就业。为了获得成功,这项战略需要水资源保障。如果不能保证供水,工业就不会发展,农业贸易(经常与高质量的灌溉挂钩)就不会得到投资。而如果旅游者无法得到安全的用水,旅游业就不会兴旺。但是,政府很快就意识到为了扩大供水持续投资会太昂贵,并且可能影响水资源的有效利用。从这个意义上说,经济发展的目标就是水资源发展的目标^②。

出于上述考虑,在1992年,出台了水资源法。该法结合了例如巴西水资源协会等专业实体和在国际上已得到广泛证实的《都柏林报告》(ICWE 1992年)所推荐的所有特征。一年后,世界银行出版了自己的关于水资源政策的论文(世界银行1993年)。

这部法律的颁布标志着改革取得了重要的进展,但是需要注

① 作为衡量标准的行政体制经济学日益被用于对自然资源管理的分析。该经济学通常把“体制”定义为“游戏的规则”——影响风险承担者行为的法律、规范(正式和非正式的)、规章和政策。

② 例如,在全国性报纸,*Gazeta Mercantil*上发表的文章提到,Ceará 与 Fortaleza 的近100家新工厂签订了合同。如果这些项目全部付诸实施,Ceará 会得到5.8亿美元的投资,新增就业机会超过16,000个(*Gazeta Mercantil*1998年)。

意的是不能使它成为巴西语中的 *a lei no pegou*, 即一纸空文。在巴西的其他地方, 许多法律几乎没有发挥什么作用。在 Ceará 的案例中, 水资源法在州、水管理官员, 以及现在已积极投身水资源管理的风险承担者的共同努力下, 正被认真地付诸实施。

为了更好地了解目前的情况, 我们有必要了解各种风险承担者。在州政府, 这些风险承担者包括州水资源部和 COGERH, 后者是直接对水资源部负责的全州最大的水资源管理公司。其他的涉及者包括联邦抗旱部 (DNOCS)、州水务和环境卫生公司 (CAGECE) 以及各类用水者。一个需要考虑的重要问题是: 什么原因使这些风险承担者支持或反对变革, 抑或是保持中立。关键是: 他们得到了什么, 又失去了什么?

就水资源部而言, 动机很明显。它作为政府的一个组成部分, 有保证改革方案成功实施的强大动机。但是它不能采取损害重要政治团体利益的行动, 例如强行提出过高的农业水费等手段, 原因是这会影晌政府的立场。这也是为什么很难在农业行业制定较高水价的政治原因之一。

COGERH 的情况更为复杂。因为它的任务是管理州的水资源, 所以它必须在谁将赢得基础设施和体制改变的控制权上下注。对基础设施控制权的争夺在 DNOCS 和 CAGECE 之间展开。

DNOCS 的动机。作为州立公司, COGERH 只能管理州的资产。但是, 在 Ceará 修建的水库, 有许多是联邦修建的, 所以应该归联邦 (DNOCS) 管理。因为 COGERH 能够有效地管理州的水资源, 所以它希望联邦政府可以把水库移交给州。DNOCS, 可想而知是不会轻易让步的, 因为它不希望自己的权力基础被动摇。自 20 世纪 70 年代以来, DNOCS 的影响已经在减弱, 它的员工从顶峰时期的 1.4 万人降至 1998 年的不足 3000 人。此外, 该部门的总部设在 Ceará 的首府 Fortaleza, 而且它管理的绝大部分基础设施都在 Ceará。如果失去了这些资产, DNOCS 就等于形同虚设。毫无疑问, 它用 3 年的时间与 COGERH 谈判, 移交了部分的管理责

任。自 1997 年，两个实体一直在共同管理联邦的水库。因为世界银行援助的新水库是州承建的，所以就自然归 COGERH 管理了。

用水者的动机。随着 COGERH 逐渐把蓄水系统转为自己的控制之下，它开始希望能够获得一些收益。如前所述，官员们计划在 Curu 谷引入试验性定价。但是，随着时间的推移，可以肯定的是 Curu 谷的供水几乎全部用于低经济价值的农业，所以用水者甚至既不愿意也没能力支付水费，以弥补 COGERH 在运行维护该地区供水上的开支。实际上，有人会说为了说服农民和渔民付费的交易成本也非常的高（关于 Curu 用水的详尽分析，参见 Kemper 1996 年的资料）。

COGERH 没有完全按照世界银行的要求办事，因为它没有考虑当地的实际情况，而是沿用自己的战略。COGERH 建立了用水者协会，在 1998 年，按照州的法律，把它们联合在一起，建立起用水者委员会。在 1998~1999 年的干旱期间，委员会自愿采取措施减少会员的用水。此外，COGERH 还为委员会所在的城市与水有关的小型项目提供资金支持。这部分价值 100 万美元的基金有两个目标。首先，它们赋予委员会一些实权。因为无法征收水费，所以这笔钱对于委员会来说非常重要。这极大地激发了当地风险承担者参加委员会的积极性。第二，支付修建水井或管道等投资的成本。但是，全流域有超过 12 个城市和其他的风险承担者，所以 100 万美元并不算多。从这个意义上讲，这笔资金有一种教育作用：它们体现了政府管理水系统是投资行为，不是用水者一直认为的是天经地义的。下一步 COGERH 将引入水资源定价。现在，正在更大的 Jaguaribe 流域开展类似的活动。本质上，该流域的特点与 Curu 流域完全一致，只不过这里的农业经济价值要高一些。

在征收农业用水水费方面，COGERH 采取了逐步推进的方法。1998 年 7 月，它与 Fortaleza 附近的独立的灌溉者协会签订协议，为它们供水。协议确定的价格是 R \$ 0.004/m³（相当于 0.002

美元)。根据 COGERH 官员的观点，灌溉者之所以签协议，是因为它们与邻近的乡镇共用一个水库，担心不签协议，会失去水源。随着水权在全州的逐步确定，灌溉者认为城镇和相关工业会占据优势，因为它们可以支付自己无法支付的水费。签了协议，灌溉者在供水分配方面，就可以与其他的用水者平起平坐了。

这个例子说明水权的引入会给所有的用水者带来影响，而且只有提高保障，才能提高用水者付费的意愿。但是，渐进性的谈判方式意味着 COGERH 将不得不支付高额的交易成本，而且也不能预计全州所有的独立的灌溉者都会被说服。当然，协议的签订是推进改革的重要的第一步，它表明小规模灌溉部门既有支付水费的愿望，也有付费的能力。

CAGECE 的动机。COGERH 被设计为一个合资的公司，但预计在 5 年内，实现经济独立。为了获得收益，它找到了州里一个可以立即支付批发水费的流域——包括 Fortaleza 及其工业的 Metropolitana 流域。自从与 CAGECE 运行的州水务和环境卫生系统挂钩后，工业就开始支付批发水费了。尽管他们付费的意愿给 COGERH 提供了机遇，但是，COGERH 面临的问题是：CAGECE 不愿意放弃自己的资金来源。此外，官员们还不得不应付广泛的协商。虽然达成了临时的协议，但是要想取得令人满意的结果还需时日。

CAGECE 一直为所有的客户，如工业和居民，提供经过处理的水，并对此收费。但是，有些公司，例如酿酒商和软饮料生产商，不需要这种水，因为经过处理的水含有氯。实际上，它们还不得不为清除氯气而额外花费一笔钱。1997 年，工业的水费是 R \$ 1.20/m³，按照国际标准，价格较高。当 COGERH 接管了 Metropolitana 供水系统后，开始对未经处理的水收取 R \$ 0.60/m³ 的水费。因此，工业用户就从供水者的改革中获得了好处。但是，作为安排的一个部分，州水务和环境卫生公司仍然负责 Fortaleza 工业区的和 Maranguape 的分配系统。COGERH 把水送至工业区的入口，然后由 CAGECE 负责在工业区进行分配。因

此, CAGECE 仍然按照 R \$ 0.60 的价格收费, 并把其中的一半交给 COGERH^①。

1998~1999 年的干旱使局面更复杂。当 COGERH 接管 Metropolitana 供水系统后, CAGECE 同意付给它 R \$ 0.01/m³。COGERH 的官员们认为这笔水费, 再加上工业水费就可以收回公司的运行维护成本, 而且剩余的收入还可以作为州的基金, 用于未来的投资。显而易见, CAGECE 工业用水的收入是生活和城市用水者水费的 60 倍, 所以重复补贴的程度很高。目前, 工业水费占 COGERH 收入的 65%, 但是用水量只占约 5%。表 16.1 总结了当前不同的用水者团体的批发水费。

表 16.1 1998~1999 年 Ceará 不同的用水者团体的水费 (US \$ /m³)

用水者的类别	水费 (US \$ /m ³) 按输水点的水量测量 ^a
工业	0.3300
CAGECE (市级)	0.0100
农业 ^b	0.0020

a. 按照 1999 年的汇率率 (R \$ 1.8=US \$ 1)。

b. 绝大多数农业用水者不支付水费。

资料来源: 作者与 Ceará 各部门的个人之间交流 (1998~1999 年)。

不幸的是, 官员们没有考虑一旦干旱, 就要抽水到 Fortaleza。1998~1999 年的干旱期间, 抽水成本达到每月 27 万美元。在正常情况下, COGERH 的成本才能勉强收回, 这种额外的开支足以使它破产。CAGECE 拒绝支付额外的成本, 并坚持认为有必要维持官方的水价调节体系。但是 CAGECE 不能提高自己的价格, 因为水资源法规定只有州才有权这么做。

当时, 州政府处于大选前夕, 这也是为什么它不太愿意提高

① 1997 年的汇率率约为 R \$ 1=US \$ 1。此后, 里亚尔开始贬值, 比率约是 R \$ 1.8=US \$ 1。文中引用的价格单位都为里亚尔表示的不变价, 但是低于美元的价值。

水价的原因。作为一个短期的解决办法，它承担了 COGERH 的电费，而且要开展关于水价的研究，探讨应对这种局面的体制等问题。但是，州政府通过州水资源部来处理这些问题，的确是一个积极的进步。根据目前的安排，COGERH 把能源账单交给水资源部，并因此保持了自己的私营公司的性质，也就是说，它并不是总靠补贴来支付运行成本，而是自己支付除电费外的开支。

COGERH 面临的三种不同的困难局面可以说明通过需求管理体制来完善水资源管理的复杂性。新管理体制并不是真空的，每个国家和地区都有自己的体制框架。它经常包括长期存在的部门（尽管被削弱了）和风险承担者，其动机与改革者设想的非常不同。正如在本章开始就指出的，在项目设计阶段，这些问题经常被忽视。规划者总是把项目看成是可预见的工程任务，没有充分评估体制进程。

尽管面对这些障碍，Ceará 还是在确定工业、灌溉和居民的批发水价体系、在流域建立的具有组织功能的用水者委员会以及为供水系统提供专业的运行管理等方面取得了成功。作为成果的一部分，Fortaleza 是在 1998~1999 年的干旱期间，巴西东北部惟一没有实行定量配给的首府。2000 年 1 月，世界银行援助的新项目得到了批准，这会巩固所取得的成果，进一步强调需求管理，推动公众教育，从而使水的使用更有效，部门之间的配置政策变得更灵活。

墨西哥的案例

1975 年，世界银行和联合国开发署帮助墨西哥制定了第一个全国水规则。尽管这项规则准备细致，内容全面，但是它关注的焦点却非常传统，就是强调明确潜在的项目以增加供水，目的是满足持续增长的需求。

作为实现经济现代化的一个组成部分，墨西哥政府，与 Ceará 州政府一样，面临着水资源日益匮乏的问题。此外，它还要应对

全国要求保护国家自然资源的普遍要求。为了解决问题,1992年,国会批准了《国家水法》,并在1994年,开始实施水法。水法广泛涉及了与水资源管理有关的规划和政策的改进与实施等内容。

《国家水法》的实施

实施水法的责任落在了国家水行业的权威机构,国家水资源委员会(CNA)的肩上。建于1989年的CNA是一个相对来讲,较为年轻的机构。它接管的是亟待进行现代化改革的供水系统和行政体制。水基础设施的维修相当薄弱。接受供水系统服务的个体已经对从墨西哥城到各地方,自上而下的中央集权制政府的政策丧失了信心。CNA在其短短的任职期间,在改善和彻底解决这些基本方面,取得了重大的进展。通过建立自己的用水者组织,CNA把灌区的运行和维护进行了中央分权。世界银行通过资助的几个项目,帮助实现运行维护责任向用水者组织的移交。墨西哥的方法可以成为其他发展中国家效仿的例子,从中能够了解怎样才能成功地完成移交的过程。

由于有了水法和后续的规章,官员们可以在一个框架中处理匮乏的水资源的管理问题。水法提出的目标是“规范国家水资源的开发、使用、分配和控制,并且保护水量和水质,从而实现综合性、可持续发展。”为了保证可持续发展和水资源的使用,水法强调了水资源管理的重要性,并授权CNA来履行这些职能。

允许用水者尽可能地参与水管理。水法还特别授权建立流域委员会以协调行动,让CAN、其他联邦部门、州和市政部门,以及用水者代表就流域水管理有关事务签署协议。现在,CNA以州为单位,建立了自己的区域机构。墨西哥政府现在认识到,CNA的区域机构根据流域边界确定有13个。因为各流域分属于一个地理范畴,所以这些区域机构可以有效地履行自己的水管理的职责。

根据水法的规定,流域委员会在流域规划和管理方面将发挥核心作用。它们负责解决(a)明确和评价问题与需要;(b)统一

各种政府实体、用水者和其他利益相关方之间的意见；(c) 提出行动建议；(d) 争取执行行动的承诺；(e) 确保继续参与，和与最初达成的意见保持一致。与许多中央集权制政府机构运行的项目不同，流域委员会只负责总体把握规划的动态过程、参加者和结果的方向，并不只是简单地参与行动。

目前，有一个建于 1993 年的流域委员会 Lerma-Chapala，已经开始发挥作用。此外，约有 20 多个流域委员会正处于不同的发展阶段。实践证明，建立职能型流域委员会既困难又需要时间。把各类型的用水者组织起来，再从中挑选代表参加流域委员会，与用水者和政府官员保持充分的沟通，要比官员们设想的难得多。实践还表明在水资源严重匮乏，并且管理问题严重的流域，建立流域委员会要容易一些。

《国家水法》也同意建立含水层委员会。这个委员会类似于流域委员会，但它只负责地下水资源的管理。现在，已经建立了 15 个含水层委员会，正在着手解决严重的过度开采问题。世界银行通过资助墨西哥水资源管理试验项目，帮助 CNA 开展这些活动。该项目包括了全国过度开采最严重的含水层中的 5 个。

政府和 CNA 启动了一个关于墨西哥水管理的长期计划。在接下来的 10~20 年里，流域委员会将给各流域公司提供核心力量，使其可以与流域一道共同担负起水资源管理的运行和财政职责。这些公司有自己的技术和管理资源，在财政和运行上保持独立。CNA 将回复成为国家水权威机构，负责总体把握水权的行政管理，以及确保水管理能够与水法和规章保持一致。

墨西哥的用水定价改革

为了提高墨西哥的水资源管理的总体水平，明确了一个包括排水许可在内的完整的水权体系。《联邦权力法案》为联邦政府收取引水和使用水，以及当排放入水体的水质超过事先确定的参数的费用，提供了法律框架和机制。在执行过程中，墨西哥通过技术手段，把这些法律规定与引进经济型制定水价和市场机制相

结合。

现在，政府通过 CNA，正提供优先权注册全国用水者，并使其合法化。1995 年和 1996 年，总统特别颁布命令，取消与水权注册及合法化有关的费用和罚款。该命令的有效期至 1998 年 12 月 31 日。任何人在此之后都要交纳注册费，而且如果在没有水权的情况下，用水将受到法律的制裁。

墨西哥的制定水价包括三个主要部分：税、费和市场。

水税。用水税的收取直接与使用的水利基础设施挂钩。它是用来偿付系统的运行、维护和更新的成本，从而保证系统的可持续性。在交接灌溉的时候，用水者组织负责征收这部分税，并因此可以直接履行自己的职责。批发水的税是用来偿付大坝等大型基础设施的成本，它不归用水者组织收取。自 1992 年，墨西哥大规模地开展了灌溉系统的更新，以及把它们向用水者组织移交的项目。在这个项目前，收缴的水税只能偿付运行、维护和更新的成本的 20%。现在，水税可以偿付成本的 80% 以上。

水费。水费是政府收取的使用国家水资源的费用。水费至少应能够与政府履行水资源管理职能的支出持平。这些职能包括水资源的监测、水量和水质的评价、流域规划、水权的行政管理，以及解决由用水或污染造成的环境问题等。水费每年在《联邦权力法案》(Ley Federal de Derechos) 中确定，工业和城市用水者的水费比率不同。农业用水者免除支付这些费用。市水务公司经常不支付水费，一直欠债。1995 年和 1996 年的总统令宣布免除以往拖欠的水费，但强制性条件是城市用水者必须从此开始付费。目前，这项收费工作正在非常缓慢地启动。工业用水者支付的水费非常高。墨西哥一些政策制定者意识到了向所有用水者收费，并使水费更统一的重要性。当然，这在政治上很难通过，因为势必会遭到农业和城市用水者的反对。表 16.2 显示了目前的水费情况。

政府的首要任务是注册和合法化所有的用水者，然后再逐步寻找办法使水费的征收标准更加统一。一旦水权和水费系统开始

发挥作用，政府就会开始另一个任务，由产生费用的用水确定的流域直接负责征收和提取水税收的一部分。这样做的目的是对水管理进行中央分权。

表 16.2 1998~1999 年墨西哥不同的用水者团体的水费标准

用水者的类别	税 (US\$ /m ³) 按输水点的水量测量 ^a
工业	0.073 至 0.93
公用事业 ^b	0.000073 至 0.00093
农业	免

a. 根据水法界定的地理上水匮乏区收费。

b. 公用事业费是工业费的 1/1000。

资料来源：CNA (1998 年)。

水市场。一旦水权体系建立，水资源匮乏地区的水市场就会明确水的市场价值，反映水的机会成本。政府现在正在制定和执行的水权行政管理步骤就是要支持水市场的恰当功能的发挥。自 1995 年，集体开始认真地努力，推广水权注册，CNA 批准了 517 项水权转让，年转让的水权总量约为 1.6 亿 m³。因为墨西哥年用水总量估计超过 2000 亿 m³，所以目前批准的转让量还是不多。但是，当通过水市场，水可以更好地满足需要的时候，就可以有效地减少耗资巨大的面向供水的基础设施，从而实现更合理、更经济的水资源配置。

建立功能型水市场是一个挑战。水市场需要一个强有力的体制支撑，而且市场必须能够保障水权配置和功能型水权注册（现已在墨西哥建立）。此外，市场还必须能保证可靠且可利用的水量、用水监测，以及低廉的交换机制的交易费用（例如，参见 Marino & Kemper 1999 年关于巴西、西班牙和美国的水市场的实际执行情况的讨论）。本章篇幅无法详细叙述有关向墨西哥引入水市场所面临的挑战的讨论。但是，值得注意的是要使水市场发挥作用，并正确反映水的机会成本，水权转让的机制就必须没有阻碍，而且

就财务和所需时间而言的交易费一定要低廉。如果用水者很难转让自己的水权，那么水的使用就不可能像预期的那样从低价值向高价值转变。

墨西哥和 Ceará 案例的比较

除了提到的相同点外，墨西哥和 Ceará 在某种程度上，还存在许多不同。墨西哥进行的是全国性的改变，而 Ceará 则是完善一个州系统。关于联邦层次的水资源管理的完善在巴西已经讨论了很长时期，而且在 1997 年 1 月，总统签署了国家水资源法（见本书文 15，Azevedo 和 Asad 的介绍）。但是正如前边所提到的，位于半干旱地区的 Ceará 的新政府认为有必要立即开始行动，来解决问题。根据巴西法律，州有权绝对负责完全在自己境内的河流，但是河流事务要服从联邦法律规定。Ceará 境内有一条不大的联邦河流，因此它有权根据法律负责河流的水务。州政府官员有权通过政令，对立法进行改变。新的水资源法通过建立所有州都必须服从的框架改变了这种法律局势。现在，建立了遍布巴西的用水者委员会，负责制定水价、用水权和流域的管理。

尽管本章把墨西哥，这个国家的经验与 Ceará 的作了比较，但是还是可以显而易见地发现两者的走的共同的道路。在这两个案例中，仿佛是政府首先承诺改变，并将其提到水管理的经济日程。在墨西哥和 Ceará，政府官员看起来把缺水而不是污染作为主要的问题。官员们遵从国际建议，采取步骤来完善水资源管理。这些步骤包括水权的定义和配置。制定水价，以及在建立用水者组织的同时，将权力下放给流域。

在两个案例中，政府都决定建立中央集权制的实体——墨西哥的 CNA 和 Ceará 的 COGERH——来执行这项改革。随着时间的推移，两个实体都预计把自己的很大一部分职能移交给低一级的自治政府，并且正在鼓励建立这些低一级的实体。尽管进度比

预期的缓慢，但是整个工程看起来还是相当成功的。^①

毫无疑问，主要的挑战来自于水价的制定。如前边提到的，供水公司、工业和灌溉者的牢固树立的利益使得 CNA 和 COGERH 很难坚持定价。在 Ceará 和墨西哥，传统上，工业为使用的地表水付费。但是，墨西哥的工业用水在很大程度上要依靠地下水。一直以来，政府没有收取地下水水费，原因是用水者更为自主，而且用量也不容易控制。

在 Ceará，政府面临的主要挑战是制定更加合理的税估算，使其能够支持州基础设施的可持续的运行、维护和更新，并且相应地调整工业、居民和商业客户的税标准。此外，官员们还需要完善解决农业用户问题的战略。

目前，这两个地方的官员们的当务之急是用水者的界定和水权的配置。这象征着水资源管理的总体框架和制定水价的改变之间的联系。在墨西哥和 Ceará，官员们相信他们必须首先定义和配置水权，并且在说服用水者付费之前，把决策权下放给他们。

未来几年的风险是越来越多的用水者可能会意识到配置水权的成本。但是，用水者也有很多收益。最初他们只是被告知总体的水资源配置、新系统会给予他们对运行的发言权和更多的供应保障。对于许多用水者，尤其是工业和灌溉者来说，即使水价较高，收益也会高于成本，例如，最近进行的关于 Michoacán 的墨西哥州钢铁工业的模拟研究显示，目前 US \$ 0.032/m³ 的水税如果增加十倍，也不会严重影响工业的利润水平。^② 最后，损失最大

① 值得注意的是 Ceará 采用的是建立中央集权制的实体，这与巴西其他的州，尤其是南部和东南部的州，采用的方法不同，这些州计划让流域委员会拥有它们自己的运行力量。这个办法在这些州是可行的，原因是这里的人均收入很高，是 Ceará 的两倍。这意味着用水者能够资助这些部门。

② 假定价格弹性为 -2.55。在 7 个工业行业（制糖、造纸、化学、粮食、饮料、钢铁和纺织）开展的研究显示必须强调不同工业的水税标准也应该不同。因为不同工业的替代过程的可能性也不相同。据此得出结论，征收税可以在不影响工业的创利润能力的情况下，实现节约用水（IMTA 1998 年）。

的实体是那些长期建立的州或联邦部门,原因是在新的安排下,它们掌握的权力被削弱了。

如前所述,Ceará 的州水资源法可以被称为是相当完备的,而且官员们执行的热情也很高。Ceará 的水立法几乎可以解决州里,与缺水有关的问题。它考虑了:(a)用水者的类型;(b)引入水监测、水权、水税的必要性,以实现水资源重新配置和使用的有效性;(c)建立负责批发水供应和行政管理部门的必要性。在这方面,Ceará 的方法适应了州解决水利和社会经济的最佳方案。这也反映出应该建立一个负责整个州的部门,而不是一个流域建一个。如前边所讨论的,巴西其他的州已经建立,或计划在每一个流域建立一个部门。这种办法不适用于 Ceará,原因是州里更加偏远的流域的经济活动十分有限。

水市场仍是一个悬而未决的问题。1992年,巴西的总体讨论不赞成建立水市场,所以 Ceará 在其州法律中定义的水权是不能交易的。现在,正在进行关于交易水权的新一轮的讨论。表面上,更有效率的水权的重新配置和建立水市场无疑是首选的最佳解决方案。但是,必须注意 Ceará 的特点是许多的大面积土地所有者并没有充分利用自己的土地,此外,更多的是只有很少,甚至是没有土地的人。这带来一个问题:交易水权真的能够提高水的利用效率吗?还是,水不过是被那些没有充分利用自己土地的大面积土地所有者积累起来了?假如后者是事实,水的重新配置就不会带来更能提高生产的水的有效利用。有人会建议向未创造利益的用水征收水税,以防止水权的聚积,但是 Ceará 的行政部门手中的权力太小,难以有效地执行这种政策。因为这个缘故,政府的政策看起来更适用于首先在各流域建立的用水者委员会。这有助于提高用水者对水的价值的认识,为最终实现交易水权奠定基础。^①

在墨西哥的案例中,某种程度上,现有的政治和体制结构倾

① 关于在 Ceará 的不对称信息局面中的水市场和各种风险承担者之间的权力关系的更广泛的讨论参见 Kemper (1996年,第十章)。

向于迅速改变旧的水资源管理模式。《墨西哥国家水法》结合了国际专家们的建议的所有特点，目的是提高本国的水资源管理水平。同样是大力建立水市场，但是墨西哥政府在理论和实践中都认为这是解决问题的最佳方案，因此走在了 Ceará 政府的前边。这得益于十年前，墨西哥就给予所有的会团以自由的举措。

显而易见，人们可能向评价 Ceará 水市场的适用性一样，来考虑墨西哥水市场的适用性。在立法之前，两者的水市场已经存在着一些不同。在墨西哥东北部，水权似乎流向具有高价值的农业，所以增加了国家的收入，并且创造了新的就业机会。主要的挑战是获得水权注册，以顺利地履行职能，从而确保它的维护，并且给用水者提供适当地保障、水权的价值和非官僚化的、花费低廉的交易。目前，这项工作正在进行当中，时间会证明它是否会如期望的那样。

CNA 也面临着把决策权下放给地方的挑战。尽管决策者表达了要建立新部门，实行水资源管理的中央分权，但是它不过是相当中央集权化的水资源部的后来者。正如公共选择理论告诉我们的所有的官僚机构都希望永远维护自己的统治，所以它们非常不愿意削弱手中的权力。这也说明了 CNA 的中央分权的过程进展的相当缓慢，并不令人惊讶。要想成功地实现中央分权，用水者必须抓住法律赋予的机遇，开始尝试，而这已经在巴西南部的许多流域开始了。

结论

在过去的 12 年里，墨西哥和 Ceará 的官员们进行了相当大的改革，改革的努力无疑是值得的。但是，也应当注意这两个案例体现的就时间和金钱而言高额的交易成本。这个问题必须在项目设计、预期成果和执行中，得到充分重视。

很多时候，国际组织给客户国带来了它未曾想过的改变。在这种案例中，体制改革的速度要比本文提到的两个案例缓慢的多。这两个地方都采纳了当地和国际专家的建议，把体制改革视为是

最佳方案。一个普遍的教训是必须设计好一个恰当地成功的水准基点。这意味着可以降低水准基点，例如第二最佳方案，或考虑花更长的时间建立框架。没有任何理由批评客户们没有完成它们根本无法完成的工作。

参考文献

- Asad, Musa, Luiz Gabriel T. de Azevedo, Karin E. Kemper, and Larry D. Simpson. 1999. *Management of Water Resources: Bulk Water Pricing in Brazil*. Technical Paper no. 432. Washington, D. C. : World Bank.
- Azevedo, Luiz Gabriel T. , and Larry D. Simpson. 1995. "Brazil—Management of Water Resources" Economic Notes no. 4. Country Department 1. Washington, D. C. : World Bank.
- Fernandez, J. C. 1996. "Projeto de Implantação da Cobrança pelo Uso e Poluição da Água dos Mananciais do Alto Paraguacu e Itapicuru." World Bankfinanced consultancy report submitted to secretariat, Bahia State Water Resources Agency. Salvador, Brazil.
- Kelman, Jerson. 1997. "Integrated Water Resources Management in Brazil." Unpublished.
- Kemper, Karin E. 1998. "Institutions for Water Resource Management." In *Brazil: Managing Pollution Problems—the Brown Environmental Agenda*. Report no. 16635-BR, Vol. II : Annexes. Washington, D. C. : World Bank.
- Lanna, A. E. , J. S. Pereira, and S. J. De Lucca. 1997. "Simulação de uma Proposta de Gerenciamento de Recursos Hídricos na Bacia do Rio dos Sinos—RS." Working paper, University of Rio Grande do Sol.
- Seroa da Motta, R. 1998. "Utilização de Critérios Econômicos para a Valorização da Água no Brasil." Unpublished discussion text no. 556, Institute of Applied Economic Research, Rio de Janeiro.
- World Bank. 1998. "Brazil Water and Sanitation Sector Strategy Note." Washington, D. C.

17

巴基斯坦水资源体制改革中的政治经济问题

Joseph Makwata
Wambia

本文的目的是通过分析巴基斯坦目前正在进行的水行业的体制改革，来演示在体制复杂的环境中，开展大范围的改革所遇到的困难。在这种条件下，很难实现最佳的经济效益。为了解决问题，本文建议采用以获得协商性第三佳改革成果为目的的改革办法，以代替现有的措施。

在现实生活的政治领域到处都是竞争性的利益、差异很大的观念、不平等的权力分配以及不完善的信息系统，所以政治家认为只有支持者与反对者做出理性的互动，才能决定改革是否可以执行。与此相反，经济学家则倾向于透过狭义的市场经济模型来分析政策和体制改革，以任务的性质、详表、对可替代措施的评价和最佳行动方案的拟定为基础，提出各项建议。

理性运用的市场经济模式在像巴基斯坦这样的现实情况下，也许过于简单了。在发展中国家，无论是水行业的改革还是其他绝大多数经济部门的改革面临的情况基本如此。但是，正如在前文提到的，并不能单纯从经济角度出发，解释好的政策为什么会夭折，甚至根本就无法执行。本章通过一个政治社会或利益集团的模型，以此来剖析所有改革方案的实质，并阐述出现在经济理论和政治利益之间的分歧。

尽管政治进程与改革建议的准确性都是改革可以最终获得成功的必不可少的条件，但是本文却试图证明前者是更为重要的决定性因素。通过分析巴基斯坦的水资

源改革，本文指出了各利益团体间（国有和私营）的互动、一同承担的问题的共性、关于议价措施的成熟或初始的尝试、信息系统的操作控制、各竞争集团对自己的信念和团体的忠诚程度——所有这些因素在改革过程中的重要性。

在这个利益集团模型的框架里，私营部门与国有部门之间的矛盾非常尖锐。这个模型可以用来解释改革的结果。在下一节，将简要介绍巴基斯坦的经济背景。再接下来的几节将讨论巴基斯坦的灌溉系统、必须进行大规模机制改革的原因以及提出的改革方案。第五节在提出一个政治利益集团模型的同时，对改革过程进行政治经济学分析。当然，本文也涉及了改革所面临的风险。

经济背景

从 1985~1995 年，巴基斯坦的年平均经济增长率约为 5.5%。但是，1996~1997 年间的增长率降至约 3%。在过去的 20 年里，人均实际收入增加了 70%，达到 1996 年的 490 美元。生活在贫困线以下的居民从 20 世纪 80 年代中期的占总人口的近一半降至 90 年代初的约 1/3。然而，近年来的巴基斯坦经济却一直面临政府干预不利、经济结构不完善和宏观经济失调等问题的困扰。

在巴基斯坦，农业产值占国内生产总值的比例超过 25%，占就业总人数的比例超过 50%，占（直接或间接）出口税收收入的 70%。由于农业生产是自然资源的主要使用者，并且农村地区是贫困人口集中的地方，所以农业对于贫困和环境问题的解决具有极其重要的意义。农业与其他各行业的关系都十分紧密，而且它是整个经济增长的主要推动力。巴基斯坦的农业离不开灌溉。全国 2080 万公顷（合 5100 万亩）耕地中有 79% 是灌溉耕地。迄今为止，灌溉农业仍是国家的主要用水者，98% 的直接流量和大量的返回流量都用于灌溉。

印度河流域的灌溉系统

巴基斯坦境内的印度河流域的灌溉系统是世界上最大、最完整的灌溉网络。灌溉水源来自印度河及其支流。1947年，主要在世界银行的资助下，巴基斯坦进行了印度河流域更新工程，建立了目前的灌溉系统。这项工程给3954万英亩的农田带来了灌溉水源。

系统概述

整个灌溉系统的最主要的组成部分是三大水库：印度河上的Tarbela、Chashma和Jhelum河上的Mangla。此外，这个系统还包括19个拦河坝、12个连接各河的运河，43个独立的运河灌溉大区和10.7万条小运河。与它们相配套的还有一个地表排水系统。^①运河的总长为61000公里，农田沟渠的总长为160万公里。典型的小运河大区面积为80~320公顷。印度河的水源主要来自喜马拉雅山麓的冰雪和印度平原外的降雨。拦河坝将水送入运河，大运河再把水送入分运河、支流或小一些的运河。小运河的水源补给来自灌溉渠。

水按时间分配，也叫做warabandi，即每个农场占有水的时间是规定好的。农场的规模越大，占有水的时间越长。整个系统每年的平均灌溉水量为1.06亿英亩-英尺（acre-feet）地表水，再加上约4300万英亩-英尺地下水。农场可利用的水的平均深度是3.07英尺每英亩。大约有300万个平均面积为12英亩的农场要依靠这个灌溉系统。表17.1总结了平均入水量和用水量。

① “大区”（command）指的是通过大的运河供水和称为“支流”的小排水渠来进行灌溉的大面积的地区。巴基斯坦的运河大区平均面积为300000英亩，但是规模却从几千英亩到270万英亩不等。“小运河”（Watercourse）指的是将水输入农田的小运河。

表 17.1 20 世纪 80 年代印度河流域的
平均入河水量和用水量

入河水/用水	量 (十亿 m ³)	占入河水量的百分比
进入系统的水	181.37	100
泄流至运河	131.16	72
入海	39.58	22
系统流失	10.63	6

资料来源：巴基斯坦政府（1993 年）。

实际上，由于整个灌溉网络不是呈直线分布，所以运河、小运河的渗漏是水资源流失的主要原因。除了河流分流，每年还要通过 13500 个国有和 40 万个私有管井抽取 480 亿 m³ 的地下水。这部分水大多是从系统中渗入淡水层，又被重新抽取的水。但是，渗入咸水层的水就完全不能用于灌溉了。

每年非农业用水者从系统中抽取 53 亿 m³ 的水，虽然水质下降，但其中 80% 会返回该系统。在未来的 25 年里，非农业用水者的用水量预计将从占用于灌溉的地表水的 4% 增加至占 10% 至 15%。这部分用水大多会返回系统，但是水质将会下降。这将导致印度河中、下游的水质恶化，从而给该地区依赖该系统进行灌溉和供水的许多地方造成威胁。水质的恶化将最终威胁卡拉奇 (Karachi)，一个有 100 多万人口，毗邻印度河河口的城市的供水。此外，还会影响印度河流域被誉为是世界级保护区的 25 个湿地中的大部分。

体制框架

三个联邦部委负责监督水资源的管理：粮食、农业和畜牧业部、环境和城市事务部，以及水利和能源部。最后一个部是最重要的。该部管理包括印度河系统管理局在内的三个部门。管理局负责按照《1991 水协议》的配给比例，向各省分配水资源 (WAPDA 1998 年)。

行政系统十分复杂 (Dina, Balakrishnan, and Wambia 1998 年), 由军方、政府部门和委员会共同管理。巴基斯坦水利和能源发展局 (WAPDA) 源自水利和能源部的电力司, 负责建筑大坝、连接运河、修建排水基础设施, 以及监测水位和沉积情况。它会同印度河系统管理局, 共同监管省际的运河。环境和城市事务部通过巴基斯坦环境保护局和巴基斯坦环境保护委员会进行环境监测和规章颁布。粮食、农业和畜牧业部通过联邦水管理基层组织负责水渠的建设, 但是在制定和执行国家级的水资源开发的总体政策时, 仍然是水利和能源部发挥主导作用。联邦防洪抗汛委员会, 作为水利和能源部的一部分, 负责防洪和灾后重建等事务。

在使用灌溉系统的四个省, 行政体制几乎也是如此, 只是工作人员更多一些。省级农业部门效仿粮食、农业和畜牧业部, 建立了自己的农场水管理理事会; 省级环保部门效仿的是联邦环境保护局; 1997 年, 效仿水利和能源部建立了省级灌溉和能源部门。

水质危机的严重性

水涝和盐碱化是巴基斯坦灌溉农业可持续发展的主要威胁。约有 37.6% 的灌溉地区被水涝困扰。到了 1989 年, 15% 的灌溉地区水涝严重, 这意味着地下水位太高以至于很难发展灌溉农业, 或者只能在边边角角的地方进行灌溉。^① 此外, 14% 的地表水含盐量高 (导电率为 8~15ECe), 其中, 又有 6% 属于含盐量很高 (其导电率高于 15ECe)。^② 水涝和盐碱化, 这两个相辅相成的问题在位于低印度平原的 Sindh 省表现的尤为突出。在这里, 一半的地区遭受水涝和盐碱化的影响。

1900 年, 印度平原的地下水埋深超过了 90 英尺, 但是, 在几

① 水涝地区指的是地下水位距离地表不到 10 英尺。地下水位开始影响农田生产力的关键临界点是距离地表约 8 英尺。在水涝严重的地区, 地下水位距离地表不到 5 英尺。灌溉农业只能在周边范围进行, 尤其是当地下水位过度盐碱化的时候, 更是如此。

② ECe, 土壤导电率, 是测量土壤盐碱化的一种方法。

乎整个 20 世纪，由于灌溉，地下水位一直持续稳定上升。然而，1988~1995 年，地下水位从距离地表 11.7 英尺下降到 23.3 英尺，在淡水层地区，下降达 5 英尺。这种情况的出现是管井网络的扩展和政府干预的结果。但是，在一些咸地下水地区，地下水位还在上升(Ahmad 和 Kutcher 1992, pp. 52-53; 1992 年在 Umali 引用的 Smedema)。

水涝和盐碱化的危害

地下咸水水位上升到接近地表，结果导致土壤的盐碱化，这已成为最突出的环境问题。政府和许多专家都指出在 SGW 地区，巴基斯坦的主要粮食作物减产了 25%，原因就是土壤的盐碱化。在 Sindh 省的咸地下水分布区，粮食减产了 40%~60%。从造成水涝和盐碱化的关键极限点开始，各种粮食作物的产量开始遭受不同程度的影响，但是对棉花、甘蔗和小麦的影响尤为严重。对稻米的影响则不那么严重。与盐碱化一样，水涝也会严重影响产量，这是因为地下水位过高会阻碍植物的根部的生长。当地下水位上升到距离地表不到 5 英尺的时候，所有主要粮食作物的产量都开始迅速下降。例如，一旦地下水位埋深从 0~0.8 英尺，棉花产量就下降了 2%，甘蔗下降 9%，小麦下降 21%(Umali 1992, 表 3.7)。

产生危机的根源和巴基斯坦的排水选择方案

产生水涝和盐碱化的主要原因是只灌溉不排水、过度灌溉以及灌溉系统和排水系统的输水效率低（从运河源头只有 35%~40% 的水可以被输送到农田）。未加规范的地下水抽取使盐在地下水含水层溶化，从而加剧了盐碱化的状况，只有对排水进行恰当的处理才能解决问题。在巴基斯坦进行的广泛的调查显示，到目前为止，印度河流域灌溉系统缺乏一个有效的排水系统是影响该地区农业的可持续性的首要原因。分析结果表明必须提高灌溉系统的效率，才能有效解决水涝和盐碱化的问题。

政府一直考虑三种各自独立的方案解决水涝和盐碱化。第一种方

案是把水排放到灌溉系统外。第二种方案是通过稀释、再利用或者把溶化的盐集中或分离,再处理等办法改变水的化学性质,使水的排放最小化。第三种是通过控制源头的办法,减少水涝和盐碱化。

建议的体制改革

进行体制改革的动因是世界银行的行业战略报告(世界银行1994年)。在1995年8月,政府批准了这些改革措施。

改革后的新体制——省灌溉和排水局(PIDAs)及地区水务会和农民管理的灌溉系统——有望通过采用中央分权制的灌溉管理模式提高灌溉供水的利用率,并且通过抽干印度河流域的咸水提高效率等办法,减少水涝和盐碱化。

从巴基斯坦的试点项目和其他项目总结的经验证明参与性中央分权制的灌溉管理模式可以带来更有效率的灌溉水定价和排水服务,加快成本回收,减少水浪费。WAPDA对全流域的监管可以帮助联邦和各省管理部门提早获得必要的警报信息以制定相应的法规、采取激励措施(尤其是价格方面)、进行投资和酝酿新要求。改变现有的农民无权选举代表参与水管理决策的制度,使农民可以通过自己的代表在新形成的体制下,在水务会里发表意见,发挥更加积极的作用。

改革要经过10年才能完成。第一阶段是全国排水方案项目。它涉及四个省的PIDA法案(1997年完成),在每个省建立试点区的水务会(1999年完成),建立农民组织以管理灌溉系统(预计在2000年完成)。此外,WAPDA正在成为专门进行流域管理的联邦部门。

巴基斯坦政府与世界银行合作制定了应对危机的战略措施(世界银行1994年)。这个战略采用各种方法对流域进行全面管理。其中包括资助广泛的科研和监测项目,目的是减少省在灌溉和排水服务,尤其是农场排水方面对联邦的财政依赖。

战略措施包括:(a)重建从政府部门到省灌溉部门,把它变成半自治的PIADs。通过整个机构对运河大区和拦河坝网络进行全

面管理；(b) 进一步分化四大部门的权力，将其分给 40 个或更多的地区水务会；(c) 把灌溉系统从主管部门和水务会的手中转交给支流沿岸组织起来的农民管理的灌溉系统网络，对灌溉系统进行私有化；(d) 强化联邦部门，尤其是巴基斯坦水利和能源发展局的水利分支机构，使它们可以更有效地履行联邦的职责；(e) 建立水市场，明确个人的水的拥有权。1997 年，国际发展联合会、日本国际合作银行和亚洲开发银行提供了 5.25 亿美元的软贷款，其中，国际发展联合会提供了 2.85 亿美元。

省级水资源管理体制改革方案

巴基斯坦和世界银行共同制定的战略无疑是理性的。实行政府中央分权，支流或小运河地区的农民可以更积极地参与系统的管理。因为这种组织的数量会很庞大，所以，要找到建立地区水务会和农民组织的示范方法。

政府认为最终的结构应该是：

1. 精简了的、自治性的 PIDAs 会全面负责拦河坝的建筑、运行和维护；
2. 建立适用于中央分权制的灌溉和排水分部门监管和裁决系统；
3. 在 PIDAs 下边，建立中央分权制的半自治性的地区水务会，由其负责每个运河大区的原先由省灌溉部门的监管工程师们负责的那部分基础设施；
4. 在地区水务会下边，在支流区，建立进一步中央分权制的充分自治性的农民组织，由其配合地区水务会全面管理省补贴、小额资本赞助、培训和技术援助。

全部由农民所有和控制的农民组织将会与非政府组织合作以强化支流地区的管理和灌溉系统的环境保护。由这些农民组织负责灌溉和排水基础设施部分，现在被称为分区。

总之，PIDAs 和排水管理部门会代表省灌溉部门承担管理拦河坝的责任。同样，地区水务会负责地区内的水务，农民组织负

责分区。用水者协会(WUAs)会在小运河继续实行按时间分配水的制度。

这个计划鼓励省灌溉部门继续控制政策和规章的制定。它们会推动公共利益和PIDAs、地区水务会、支流地区的灌溉亚区的农民组织的长期的机构利益。最终,将由自治性灌溉委员会履行调控职能。

WAPDA 的水利分支机构体制改革

巴基斯坦政府 WAPDA 的水利分支机构的体制改革包括战略性重新定位,聚焦联邦职能;精简和重建机构以提高利用能力、运行效率和效力以及包括公众参与和培训在内的建设能力。对工作方案进行战略性重新定位目的是让水利分支机构重新定义自己的作用,更加强调具有重要战略意义的联邦型职责。此外,这项战略阐述了水利分支机构的有关下列因素的职能:(a)流域水资源的综合发展、管理和调控;(b)监测土地和水的质量,以及环境的变化;(c)规划、建设、运行和维护省际灌溉和排水的基础设施。同时,水利分支机构将弱化对省际建设的介入,而由省级部门、农民或私人组织承担。为了实现灌溉系统的长期的可持续性,政府为水利分支机构提供资源以帮助其顺利实现职能的调整。

WAPDA 的任务是通过一系列过程给以下主要问题制定一个战略规划。它建议政府通过让 WAPDA 负责或与PIDAs、地区水务会、甚至农民组织合作建设的办法,继续提供省际灌溉和排水服务。WAPDA 的水利分支机构将会负责省际灌溉和排水的基础设施的运行与维护。政府也决定由其负责建议的省际排水设施网络的运行与维护。除此之外,还要负责对环境有较大影响的水排放设施的运行与维护,例如蒸发池、在印度河右岸的 Manchar 和 Hamal 的湖里对排放的水进行临时性蓄水等。

水利分支机构处理PIDAs在设计节点排放的水流,把它从印度河流域,通过省际排水网,如左岸的河口排水口、跨流域的河口排水口的点排排水口、右岸河口排水口的主要的 Nara 谷排水

口，以及建成后会投入使用的全国地表排水系统等，抽放到阿拉伯海。如果这个全国性地表排水系统建成，WAPDA 的水利分支机构会继续负责大量的蒸发池的运行、监管工作。当向印度河系统排放的水流不恰当时，PIDAs 和地区水务会将把水排放进这些蒸发池。

就灌溉而言，水利分支机构会继续通过自己的大坝、水库经由自己管理的运河或印度河及其支流向拦河坝送水。水利分支机构也会代表政府继续与省际防洪和灾后重建部门保持联系，也会继续负责监管全流域的地表水和地下水的条件。假如巴基斯坦政府要在庞大的运河和排水网上建设一个航行系统，这也要由水利分支机构负责，因为政府已授权由 WAPDA 处理此类事务。尽管目前各省并没有给水利分支机构提供的服务直接付费，但是从长远来看，付费是势在必行的。另外一项重要的改革是重新调整水利分支机构的定位，使其面向流域的管理和调控工作。为了提高整体的运行效率，对机构的人员进行了精简。

对改革执行情况的政治经济分析

水利和能源部是联邦制定和协调国家水利政策的主要部门。但是，出于包括保护各省参与联邦水务管理积极性等政治原因，它一直避免过于突出自己的作用，逐步减少对各省开发水资源采取的严厉的制裁措施。实际上，在 1995 年进行改革之前，在全国就已经出现了政策解放和规范的真空状态。这是一种矛盾的局面，因为自 1947 年巴基斯坦独立后，就是由联邦而不是各省来管理国家，^①也就是说，所有的重大决策首先要由联邦的水资源部门而不

① 突出的例子包括《印巴印度河条约》、《印度河流域计划》、《1991 水合约》、《农场水管理方案》、《水管理控制方案》、《水行业投资方案》、第一和第二个《灌溉系统重建方案》、《抗盐碱化和重建方案》、《左岸河口排水口、排水环境评估和全国排水方案》。

是省水资源部门做出。导致这种局面的原因有以下几个。首先，联邦政府通过控制自己掌握的资源 and 各省获得外部援助的权力，实际上控制了各省的整个投资预算。第二，与各省短视和开发的观点不同，联邦政府希望用长远的眼光来处理水问题。第三，各省之间的关系更多的是竞争而不是合作，所以彼此间的猜忌由来已久。第四，至少就投资目的而言，联邦政府对排水问题表现出更多的兴趣，而且这恰好是宪法赋予联邦的责任。因为与灌溉相比，排水的投资规模更大，介入的外界力量更多，还款周期也更长，所以巴基斯坦已经把它定为由联邦负责。

改革的设计、进度和连续性

尽管政府、省和国际发展联合会就改革的总体大纲达成一致，但是对中央分权和管理转移的进程还存在分歧。包括巴基斯坦和国际研究人员、记者在内的许多观察者和一些农民组织批评世界银行强迫有些地方加快改革，同时却允许另一些地方的改革速度特别慢。批评者更希望看到的是事先制定好的细致的蓝图，而不是现有的政府的这种在改革过程中，出现了问题，问题升级，再解决的阶段性执行的方式。但是，世界银行仍然坚持目前测量出的改革进度，目的是最终由省水委员会、联邦和省官员管理的自治性公共组织来代替现存的省灌溉部门，不要突变，要的是体制的较大的改变。联邦政府以前也有类似经验，它把前水利和能源部分为执行政策的 WAPDA 和制定政策、负责规范和总体管理 WAPDA 执行情况的规模小很多的水利和能源部。

效仿 WAPDA 把自己的发电单位转变成地区电务会，作为全面私有化的先锋，联邦政府和各省也把省级灌溉主管部门的单位进行中央分权，使之变成半自治性的地区水务会。因此，省级灌溉部门会就地转变成自治性 PIDAs，接下来 PIDAs 又会首先在试点区，迅速分散成为大量的半自治性的地区水务会。

此外，联邦和省没有直接通过充分的中央分权把灌溉和排水系统转交给独立的农民组织，相反，他们放慢了这个层次上的中

央分权的进度,先建立大量的农民组织来评估中央分权的作用,如果成功了,就再建立更多的类似的农民组织。改革的设计并不是面面俱到、十分重视细节的,强调的是通过确定改革过程的方法,开展改革。但是,设计中细化了整个过程,而且都有配套的立法。具体的执行情况就要看吸取了哪些经验教训了。

正在各省进行的改革若想取得成功要依靠许多因素。首先也是最重要的是联邦政府和省必须始终承诺执行中央分权和管理转移的过程。第二是各省执行中央分权过程的能力。第三是相关的农村人口,尤其是有影响力的地主认同机制改革的程度。最后,改革的是否成功还要看省灌溉部门认同机制改革的程度。

部门合作

各种联邦和省部门之间,甚至是各部门内部从未在总体管理巴基斯坦的灌溉与排水服务方面进行过合作。相反,到处都是部门间的竞争。这种竞争关系在 WAPDA 和省灌溉部门之间表现得尤为突出。

巴基斯坦一直没有建立把灌溉和农业在联邦和省的各部门之间紧密联系起来的灌溉农业的观念 (John Mellor Associates 1994)。此外,联邦和省的环境部门也不重视与灌溉和排水有关的环境问题。在联邦和省的环境和灌溉或排水部门之间,在环境问题上,缺乏互动。现在,水涝和盐碱化成为巴基斯坦的首要环境问题的事实被普遍认为是政府的失职 (巴基斯坦政府和 IUCN 1989 年)。

改革后的体制结构建议为了明确所有联邦和省各部门的作用,不但要减少繁冗的职能,还要建立促进合作的体制。巴基斯坦的灌溉和排水结构的另一个突出特点是政府几乎控制了淡水层管井和小运河区运行之外的所有事务。

为了加强灌溉和农业之间的协调,《1997 PIDA 法案》在新的省机制结构的所有层面赋予农民以代表权。农民负责农民管理的灌溉系统,在 PIDAs 的事务和地区水务会中发挥一些次要作用。

根据设计，省农业部门和农场的水管理理事会的官员在正常情况下会成为 PIDAs 和地区水务会的成员。

为富余人员和损毁的基础设施提供补贴

省级，尤其是区级的灌溉部门的人员严重过剩，应该将其转化到农民组织。出于政治原因，PIDAs、地区水务会和农民组织还不能按照优化方案裁减人员或通过运行进行机制改革或实行私有化，来提高效率。因此，省里新建的部门就被迫负责给这些效益不高的投资进行财政补贴。

同样，新部门有可能接管的是那些不是由它们的过失造成的亟待修缮的基础设施，而其他部门（如西北边疆省的 PIDA 和 Sindh 省奈良运河的地区水务会）却会得到状况非常好的基础设施。在新系统里，新部门要估算与冗员和损毁的基础设施有关的花费，并要求省里的资助。这部分成本不可以从 PIDAs 为地区水务会或者地区水务会委托农民管理的灌溉系统提供的服务中回收。这些成本要根据前一年的财政审计报告进行计算和协商，列入商业和财政计划，但是该计划只体现包括人员和设备更新在内的必要的开支。

为了补偿成本，各省会按照省和各新实体之间达成的过度计划，把补贴发给 PIDAs、地区水务会和农民组织。这些新实体承诺通过退休、重新布置任务、实现自治、对外承包运行等手段，逐步结束多余的开支。这项试验将包括对新实体的运行效率和成本的评估。

省里会继续负责临时性的资金服务，例如为防洪和减灾，以及与人员过剩有关的无效益的开支提供补助。当新实体接管了毁损的基础设施、设备、或者严重盐碱化和水涝的地区的时候，省里也继续负责提供财政补助。这些成本不会被转嫁到农民身上。将尽力使省里可以采取透明的手段来补贴各项成本。

改革规范

当《PIDA 法案》颁布的时候，把政策制定功能和规范功能在前省灌溉部门和新建的 PIDAs 之间进行分离的尝试并不成功。最初的设计是在每个省都建立省规范委员会，任务是规范新建的中央分权制的灌溉和排水部门。

政策制定和监管仍属于省灌溉和能源部 (IPD) 部长的权限范围。原因是保证恰当的政治敏感性以在司法部的正常的司法管辖范围外，建立一个半司法性质的机构，是关注另外一个科层制部门的建立，以及对于把 PIDAs 的运行职责与政策制定和规范相分离的必要性的不理解。^①

因为省灌溉部门的主要领导把改革仅仅理解为自己的部门从国家职能结构转变为民用服务部门，所以他们视与 PIDAs 分权为削弱自己这种新建实体的权力。《PIDA 法案》颁布后，世界银行同意省政府的建议，让省灌溉部的部长担任 PIDAs 的管理局长，任命为终身制。

这种情况再加上改革要取得积极的成果尚需时日，是否有必要把 PIDAs 的运行职责和权力与规范职能相分离，这个权力还在 IPD 部长们的手里。在《全国排水方案》里，世界银行同意提供技术援助以提高 IPD 部长们制定政策和在新体制机构中，水市场升级条件下进行管理的能力。

现在，越来越多的水行业的经理和用户开始意识到应该分离出一个部门规范 PIDAs 和其他新实体的表现。尤其是，调整后的 IPD 要最大限度的确保新实体的发展空间。这包括解决各实体之间的纠纷、遏制垄断势力的攻击（例如把无效益的成本分配给灌溉和排水链中势力较弱的实体，或者不合情理地否定在新机制分配格局中处于较低梯队的较小部门的服务）；调控排入运河和排水

① 当官员们起草《PIDA 法案》的时候，政府的联邦、司法和行政部门之间出现了严重分歧。在分权的时候，在联邦和省之间也产生了分歧。

口的水流；规范地下水的开采，以及强化《PIDA 法案》提出的合作责任。

尽管在剩余的省灌溉部和 PIDAs 之间实现了分权，但是地区水务会和农民组织可能要到 2001 年才能进行分权。因为法案现在赋予 PIDAs 制定政策和进行规范的责任，所以《PIDA 法案》的修正案将正式明确权力和责任的分割。预计将在一至两年内，在各省开始正式实施《PIDA 法案》的修正案。

水权和水市场的规范

迄今为止，在巴基斯坦还没有对水市场和水权的存在有明确的认识，原因是对这种市场和权力的规范要么是不够，要么是尚处于起步阶段。但是在准备建立地区水务会和农民组织的过程中，政府开始在水务会和农民组织的试点区，在试运行阶段，认真计划建立水权，作为水市场运营的第一步。同样，正在全巴基斯坦的淡水地下水管井地区进行明确水权的过度，特别是 Punjab 省，在世界银行援助的地下水私有化项目中，水权的确立走在全国的前面。

类似的私有化尝试已经开始启动。随着水务会和农民组织的建立，水权也会在相应的层次上确立。在农民组织的层面上，水权会进一步分配给 WUAs，并且在小运河地区，还会分配给 WUAs 的单独的成员。因此，预计再过十年，水权会在巴基斯坦的灌溉系统中的绝大部分地方确立，接着农民就可以进行水权交易。中期目标是剩余的 IPD 的调控分支部门将会负责水权贸易的注册和规范。

排水

在巴基斯坦的水行业中，没有专门的负责排水问题的机构。在这个强调灌溉的国家，公众根本不重视排水问题。所有人都通过开垦沙漠或扩大灌溉面积的办法以尽可能多地增加灌溉。农民总是希望增加灌溉，除非自己的地临近自然的水路，易发洪水，或

者因为水涝和盐碱化的缘故失去了主要的生产力。

因此,在巴基斯坦,公众对排水问题的忽视在 Sindh 省表现的最为严重,西北边疆省也很突出。实际上,在讨论排水的时候,西北边疆省的官员经常与政府、其他省和赞助者争论,坚持认为当地根本不存在这个问题。Balochistan 对排水问题的兴趣很大程度上只局限在希望通过 Sindh 省境内的印度河右岸,排放 Pat Feeder、Lasbela 和 Kirthar 运河大区的水。Balochistan 的官员极力拥护提出的右岸河口排水项目。该项目计划移走 Balochistan 的水流。因为 Punjab 省的盐碱化问题十分严重,所以该省的官员对排水问题也很关注。最近,Punjab 省表达了对提出的跨流域河口排水方案的兴趣。该方案会把(大部分是 Punjab 省的)水流从印度河流域经由向北延长的左岸河口的点排排水口移至阿拉伯海。但是,西北边疆省、Balochistan 和 Punjab 省更重视的是发展自己的灌溉基础设施。Sindh 省的官员对排水问题几乎没有什么热情。该省一直没有参与右岸或跨流域河口排水的建设。实际上,1999 年,Sindh 省拒绝让 WAPDA 继续负责竣工的左岸河口排水的排水基础设施的运行维护,尽管同意这个提议可以给该省带来优厚的财政利益。^①

排水的运行和维护

但是,所有省的灌溉部门都有排水组织,负责运行和维护,只不过灌溉部门将其负责排水的职能最小化了。典型的例子就是,用于排水的运行维护的资金远远低于灌溉的。因此,各省的地表排水系统大多处于无人管理的状态,接着就在无人注意的情况下盐碱化。其实,有时新建排水系统要比恢复一个现有的容易得多。

地下咸水管井的运行维护资金短缺导致抽水时间的大幅度减少。省灌溉部门不采纳 WAPDA、赞助者和排水设备生产商的建

① 巴基斯坦政府和 Sindh 省政府本应各自承担竣工的左岸河口排水运行费用的 50%。

议,对排水设施几乎不作任何维护,结果它们经常在开始运行后的五年,甚至不到五年就被迫放弃使用了。《PIDA 法案》,首先就强调排水,之所以这么做是因为意识到了排水和灌溉的重要性。尽管法案会削弱对重视排水的反对态度,但是要想使排水具有与灌溉相同的地位还需时日。

省际排水基础设施的运行和维护

1995年,联邦政府授权 WAPDA 负责竣工的省际排水工程的运行和维护。运行维护所需的资金在各省间平均分配。之所以这么决定,是因为认识到各省的生产资料有限,无法承担高额的排水运行维护成本,也因为认识到从长远的角度看,排水有为相邻省份谋福利的潜力。这个决定最直接的动因是建设左岸河口排水系统的昂贵成本,按 1992 年的价格,估计需要 6.7 亿卢比,等于各省全部现有排水系统的运行维护费用的总和。

另一个推动因素是有必要由政府建立一个机制,通过 WAPDA 负责竣工排水基础设施的运行和测评,以确保这些设施在被移交给各省之前的运行状况良好。这么做有助于解决长期以来各省总是投诉,说 WAPDA 交给它们的是未完成的或功能差的排水基础设施,而且这些设施根本不能给省里带来许诺的效益,只能是增加沉重的财政负担。

一个最终的动因是因为左岸河口的点排排水系统能够为全国谋福利,所以必须由一个联邦部门出面确定省际或联邦对排水基础设施的运行维护责任。世界银行支持政府在 1996 年做出的这个决定主要是因为这个原因。当时,巴基斯坦的首相来自 Sindh 省,这就是为什么该省同意接受新的政策。WAPDA 赞同这项决定的原因有很多。其中之一是 WAPDA 希望参与由自己建设的排水结构的运行维护,以获得和建立后续的设计、建设、运行和维护的利益和共生的关系。但是,WAPDA 之所以如此期待发挥运行维护的作用还因为它希望可以借此安置剩余的员工。在过去的十年里,WAPDA 的建设任务一直呈下降的趋势。

最后，WAPDA 的动机无疑还因为对各省不愿意接管自己的竣工的排水工程，而且一旦接收，就对这些基础设施几乎不管不问的态度感到沮丧。

改革的风险

当巴基斯坦的联邦、省官员、WAPDA 的主席和世界银行的官员共同提出改革的时候，他们已经充分认识到了风险的存在。其中之一是改革给已有的巴基斯坦农村，尤其是地主和灌溉者的利益模式，带来了风险和机遇。

尤其是，改革使封建地主失去了水和权力，威胁了他们的利益。封建地主控制着联邦和省的立法机构。在财政上与封建地主联系密切的灌溉官僚也担心丧失自己的影响力，甚至是工作。同样，机制改革也试图改变 WAPDA 的水利分支机构的作用，从负责大规模的建设到领导以基于知识的流域管理，有些官员认为这种转变就是在缩减部门。

改革的反对者散布错误信息、游说政治候选人，采用官僚式的拖延策略，时刻准备着削弱改革。

改革的支持者采取以下措施，作为应对。首先，一届又一届联邦和省政府在巴基斯坦历史上的这段动荡时期，团结一致。改革方案最初在 1995 年 8 月 19 日，由联邦和省的最高层确定。面对包括大土地所有者、封建地主、WAPDA 的官员和一些省的灌溉部门的员工在内的有组织的、强有力的反对者，连续三届政府在类似的论坛上重新确定了改革方案。政府和世界银行与各方风险承担者进行了广泛的协商，例如有组织的农民团体、农业议院和省里的部门，目的是给改革方案赢得舆论支持。过渡政府首先批准了《PIDA 法案》，所有与改革有关的四个省的议会在普选后，都重申了改革的方案。

对改革的战略、大范围的协商、和关于改革的宣传教育的广泛的辩论有力地帮助平息了担心改革会带来风险的不安。四个省

参加改革试点项目的地区水务会和农民组织得到国际灌溉管理协会的技术援助，开始执行改革措施，取得了成果，这也降低了那些预见到的风险。

为了进一步评估风险，Dinar、Balakrishnan 和 Wambia 在 1998 年对改革的执行过程进行了一次定量分析。分析包括：(a) 评估潜在的改革的受益者和受损者；(b) 界定潜在的改革结果；(c) 界定各方能够影响各项改革成绩档次的方法；(d) 界定各方影响改革成绩档次所需的成本和努力。

分析采用了 Delphi 法评估每一项改革成功的档次的概率。结果指出工作表现的档次因改革内容的不同而不同。分析指出在省灌溉部门进行的机制改革，把第三级系统的管理责任移交给农民组织，重新定义各种水资源部门的运行管辖范围，由私营部门承包运行维护等改革最有可能的是完成大纲提出的中等结果，即取得部分成果。但是，分析还表明在确立水权方面可能不会有很好的结果。

结论

在许多改革中，政策制定者经常缺少各方利益团体的政治参数方面的信息，所以很难评价政策的结果。巴基斯坦的情况尤为复杂，这是因为，正如文中提到的，改革是由几个方案组成的，其中一些是关于特定的利益团体的有争议任务。执行过程必须考虑到这些因素，以及主要团体之间的复杂的政治关系。

此外，改革的实质使得每一项独立的改革措施，只要被执行，就可以创造收益。因此，即使在各项改革之间都有联系，但是如果必要，就应该开始阶段性的实行。随后的改革可以考虑相关的社会成本和成功的可能性。例如，根据首先进行的研究和试点项目的总结，成功几率高的改革项目，可以先行开展，几率低的，可以以后开展。

本文提出的方法是通过测量执行时间或无休止的讨论所需的

交易成本,以尽可能地降低社会成本。因为改革涉及的面很广,而且巴基斯坦的社会结构非常复杂,所以根据本文提出的方法将会取得第三佳的解决方案,但是反对认为一切必要信息都已掌握,交易成本可以忽略不计的最佳解决方案。

参考文献

- Ahmad, Masood, and Gary Kutcher. 1992. *Irrigation Planning with Environmental Considerations*. Technical Paper no. 166. Washington, D. C. : World Bank.
- Dinar, Ariel, Trichur Balakrishnan, and Joseph Wambia. 1998. "Institutional Reforms in the Water Sector in Pakistan—Political Economy and Political Risk." Working Paper no. 1789. World Bank, Washington, D. C.
- Government of Pakistan. 1993. *Drainage Sector Environmental Assessment*. Lahore, Pakistan.
- Government of Pakistan and IUCN (International Union of Nature Conservationists) . 1989. *Pakistan National Conservation Strategy*. Lahore, Pakistan.
- John Mellor Associates. 1994. "Institutional Reforms to Accelerate Irrigated Agriculture." Unpublished consultant report, World Bank, Washington, D. C.
- Umali, Dina. 1992. *Irrigation Induced Salinity*. Technical Paper no. 215. Washington, D. C. : World Bank.
- WAPDA (Water and Power Development Authority) . 1998. *Integrated Water Resources Management Programme for Pakistan—Institutional and Legal Matters*. Lahore, Pakistan.
- World Bank. 1994. *Pakistan Irrigation and Drainage: Issues and Options*. Report no. 11884-PAK. Washington, D. C.

18

也门灌溉水 定价的政治 经济因素

Christopher Ward

也门一直注意使灌溉水的价格在国家、农民、政治力量和捐助者之间保持平衡。最初，政府把灌溉水价定得较低，但是现在已经将其提高。尽管政府的干预不多，但是 20 年来，它一直对地下水和地表水灌溉进行补贴。在政策的扶持下，也门的水资源管理取得了迅速的进展，并使政府能够有能力提高农民的收入，而且与许多重要的利益集团建立巩固的联盟。但是，与此同时，公共政策使传统的集水和雨养系统处于不利的地位。

目前，两个相辅相成的问题改变了这个框架。首先，自 20 世纪 90 年代初以来，政府遇到了严峻的经济和财政问题。第二，地下水超采，使自然资源被过度开发。现在，对于绝大多数农民来说，最应该做的是保护地下水资源而不是继续扩大开采，否则只会使地下水进一步匮乏。结构的调整提高了投入的价格，使得从前的地下水使用变得便宜，并引发了关于地表水灌溉的参与成本与责任的讨论，此外，在传统的雨养系统中也开始强调可持续性。但是，如果灌溉者想保持自己的收入水平，那么就必须进行有效的改善。因为水价上升，政府逐渐不再对有影响力的选民提供资助，由此引发政治危机。

也门的经验在以下几个方面颇具启发意义。首先，如果把宏观经济手段与赠与资本相结合，即使在一个公共部门执行能力很弱的贫困国家，也会迅速发展灌溉系

统。第二，把外部的经济因素与内部的经济、环境和政治因素相结合，可以使政府能够大刀阔斧地进行水价改革。最后，虽然灌溉水价的提高也许会影响农村经济，但是这种改变可以促使农民采用投资效率更高的技术。从长远的角度看，这会带来收入的增加。

传统的水管理及其变革

也门的水资源一直都很匮乏，只是它的高地在每年可以有 300~1200mm 的降雨。从古代的 Sheba 文明开始，也门通过技术手段和限制畜牧业的方法以充分有效地利用匮乏的水资源。它们的梯田、精制的集水结构以及对泉水和洪水恰当的管理，使国家能够承担起庞大的人口，甚至有时还能通过出口价值高的产品，如乳香、没药、靛蓝和咖啡致富。因此，也门有“被赐福的阿拉伯”和“绿色阿拉伯”的美誉。

在几乎整个 20 世纪，也门的北部地区的经济和文化变化不大。60 年代的水管理与中世纪历法书中描写的几乎完全一样。由地方通过完善的权利和义务系统对于泉、洪水和流域进行管理^①。用水者根据传统的法律，解决纷争。他们经常引用宗教法律，由当地的司法官 (*qadis*) 负责解释，也可能求助其他穆斯林地方的法律教授。只是在偶尔的时候，纷争要通过伊玛姆，国家的统治者来干预关于用水需求的纠纷，这种纠纷反映了各部落之间更广泛的权力斗争。从 1837~1967 年，在南也门的英国统治者和亚丁的殖民政府的影响下，也门开始了改变。经济、技术和社会政治

感谢 Tony Allan、Rozgar Bahan、Ariel Dinar、Naji Abu Hatem、Andrew Macoun 和 Marcus Moench 的建议和意见，Ashok Subramanian 的意见及其在世界银行主办的有关水价定价执行的政治经济问题研讨会上所做的发言，感谢 Matthias Schlund 在争论中所做的一些分析工作。

① 洪水指的是 *wadis* (河床) 中被输入农田，用于灌溉的洪水。

发展步入现代化进程。首先，在亚丁的经济中心出现了经销现代化产品的市场，出现了对劳动力的需求，以及流往也门其他地方的汇款。因此，人们第一次有钱可花了。第二，随着气泵、拖拉机的引进，以及移民工人的回归，现代技术和实际知识被介绍到也门。最后，在亚丁和海外工作的也门人带回了与伊玛姆希望保持的不一样的管理思想和组织模式。

在 20 世纪 60 年代初，随着伊玛姆的被废除和北部共和国的建立，这些影响变得更大。社会和政治的变革也变得更加容易。石油热使近 100 万也门人在石油出口国附近找到了工作，而且通过汇款回国，给也门带来了第二次经济热。资本和设备的流入孕育了新技术和投资。收入迅速增加，从 1964 年的人均 62 美元上升到 1982 年的人均 528 美元^①。

地下水开发和定价

灌溉的发展变化推动了地下水资源的迅速发展。由于采用了管井和抽水等新技术，有汇款的、富有的个体在全国投资建设各种水井。根据惯例，开发水井的人有对水的使用权，虽然宪法规定水资源属国家财产，但是政府官员由于缺少技术资源、法律手段和政治意愿，因此几乎无法规范水井的开发和地下水的开采。实际上，政府通过包括提供低息贷款和廉价燃油等办法在内的一系列宏观经济政策，以及资助关于地下水灌溉的公共研究和延展系统等方式鼓励开采地下水。

结果，在过去的 20 多年里，地下水的定价远远低于其经济成本。直到 1995 年，作为地下水开采主要的运行成本的燃油，价格是 0.02 美元/升，而同等燃油的出口价是 0.15~0.20 美元/升。政府为农村提供的信贷利息是 9%~11%，但是假如信贷部门没有

① 后来的经济危机阻止了该繁荣。人均 GDP 估计现在只有 331 美元（1997 年价值）。

得到任何补贴，利息率应该是 50%~60%。农民按照 0.02~0.04 美元/m³ 的价格相互出售水，但是仅收回开采和送水的经济成本就需要 0.05~0.10 美元/m³ (Moench 1998 年；Schlund 1998 年)。此外，政府没有对地下水的开采征收资源费。而且，政府禁止进口水果和蔬菜，进一步促进了地下水的开发，因为它使水果和蔬菜的生产变得更加有利可图。

最后，政府对生产和使用 Qat 的这种默许的，甚至是支持的态度，进一步促进了地下水的开发。Qat 是也门人现在经常咀嚼的一种软性药。在过去的 30 年里，最初源于传说中伊斯兰长生不老药的 Qat，从只有一部分人消费，到随着经济和社会的发展而需求迅速增加。据估计，Qat 收入占国内生产总值的 20%，消耗灌溉水量的 30%。政府官员对此持鼓励的态度，他们没有规范 Qat 的生产或对其征税，而且还禁止 Qat 的进口（埃塞俄比亚的 Qat 要更便宜）。农民对种植 Qat 很有热情，吸引力主要来自高额的利润和用水回报，以及组织有序的、以现金交易为基础的市场等因素的共同影响。

低廉的地下水水价和规范的欠缺促进了用井水灌溉的农业的发展。表 18.1 显示了井水灌溉地区从 1970 年的 3.7 万公顷增加到 1996 年的 36.8 万公顷，占耕地的 32%。高价值农作物的生产发展迅速，而且按产值计算，地下水灌溉现在已达到农业产值的 2/3。

表 18.1 1970 年和 1996 年也门农业的变化

类 别	1970 年	1996 年
农业占 GDP 的份额 (%)	45	15
耕作所占份额：谷类作物 (%)	85	61
经济作物 (%)	3	14
总种植面积	1266000	1155000
雨养 (公顷)	1056000	579000
井灌面积 (公顷)	37000	368000

资料来源：也门政府（1970 年，1996 年）；世界银行（1999 年）。

与此同时，地下水的开采已经远远超越了可持续的限制（见表 18.2）。全国的含水层正在被疏干，并被不断地加深，成本也持续提高，但是产量和质量却在恶化。有些地方，有部分个人通过特权获得信贷和补贴，从而占有了不和比例的地下水。

表 18.2 也门：1994 年可更新的水资源及其使用（百万 m^3 ）

地 区	可更新资源	使 用	平衡（差值）
山间平原	100	500	(400)
Tehama 沿海平原	741	1000	(259)
东部悬崖	315	540	(225)
Hadramawt	161	281	(120)
其他地区	783	466	317
全国合计	2100	2787	(687)

资料来源：世界银行（1997 年）。

地下水使用的热潮经常会破坏传统的泉水灌溉系统。由于水位下降，山泉过早的枯竭。其结果是收入从一部分人口转移到另一部分人口，通常是从穷人手中移交给富人。在农场，低廉的地下水水价造成了使用上的浪费。因为水主要是经由非管道渠道传送的，所以传输效率很低（平均不到 50%）。没有多少农民愿意投资于水资源保持的分配系统，或者担心畜牧业生产会影响水资源的回归。

大水漫灌的发展和定价问题

漫灌是另一个同等重要的问题。20 世纪 50 年代初，在也门的南部，由英国人首先进行了试验，工程技术人员完善了更好的防洪技术，而且使更多的水可以进入农田，创造效益。试验方案的规模（达到 3 万公顷）使得试验更有利于公共行业而不是私营部

门。30年前，也门有两个州与国际发展机构合作，着手进行大量大规模，公共行业的大水漫灌项目。政府和国际赠款资助了项目中未能通过受益者获得成本回报的部分。大水漫灌系统的生产力提高很大，所以也门人希望在有“也门面包篮子”之称的 Tehama 地区大规模地开展类似项目。

政府部门负责这些项目中直到二级运河的运行和维护。政府官员们计划了各种系统来补偿运行和维护的成本，但是这些系统的运行状况不好，所以目前农民还是没有支付任何费用。现在，大水漫灌公共项目中，在二级运河层面上，农民是免费享受服务的。但是，在最近几年，由于公共部门的财政危机，政府资助运行和维护，系统的完善的能力已经被削弱了。此外，农场里，农民中免费用水，以及因此引发的组织和责任心的薄弱，使得优化生产难以实现。

与开采地下水一样，大水漫灌的发展也引发了公平的问题。在绝大部分方案中，对洪水的更充分的利用，意味着上游用水者的利益是以损害下游用水者的利益为代价的。

传统的水控制系统

除了地下水和大水漫灌，也门还有许多其他类型庞杂的传统水控制系统。这些系统包括泉水灌溉系统、梯田农业、集水系统和流域管理系统。政府的政策一直忽视这些系统，甚至是持歧视的态度。传统系统，特别是梯田和集水系统，对谷物的生产具有重要的作用。但是，在过去的20年里，也门政府执行的是廉价谷物政策，即通过进口商业性，或捐助性的粮食，按照补贴价格对其进行分配（见表 18.3）1995年，补贴达到进口价格的81%。低廉的价格损害了国内生产者的积极性，造成生产的滑坡。用于谷物生产的农田面积从1970年的100多万公顷减少到1996年的70.4万公顷。而且，因为这些系统主要是供低收入农民使用，所以上述现象又造成了新的不平等。

表 18.3 1991~1997 年小麦的进口价格和官方价格

类 别	1991 年	1992 年	1993 年	1994 年	1995 年	1996 年	1997 年
进口价格 (YRIs/kg)	3.74	6.07	9.11	13.94	27.89	37.87	25.57
政府批发价 (YRIs/kg)	3.20	3.02	3.02	3.02	5.20	12.80	14.80
批发占进口价的 百分比 (百分比)	86	50	33	22	19	34	58

注 据也门中央银行 (1991~1997 年) 的统计, 里亚尔 (YRIs) 与美元的兑换比率是 25 (1991), 33 (1992), 49 (1993), 8 (1994), 121 (1995), 128 (1996) 和 128 (1997)。

资料来源: ADE (1998 年)。

政府的政策导致了环境恶化, 原因是鼓励流域和梯田保持的经济上的激励措施被削弱了。

灌溉水定价政策的政治经济问题

灌溉水定价的政治经济问题反映了也门的政治系统。为了分析这个问题, 需要考察直到 1990 年, 实现统一的前北也门的政治系统。自此以后, 统一的共和国基本上保留了前北也门的系统模式。

在 20 世纪 60 年代, 共和国成立之前, 北也门的政治系统在本质上不过是伊玛姆与各部落之间的契约关系——伊玛姆给予部落以自治, 而部落则效忠伊玛姆, 并提供军事支持。在北部共和国建立后, 共和体系向新老政治精英敞开, 他们是为数不多, 却动态变化的群体, 包括部落首领、军队官员、富裕商人和其他处于社会高层的人士。继承这种契约性质的依赖关系使政府的调遣权受到限制。政府的统治薄弱, 而且经常还要服从维护统治地位的需要。民主还处于启蒙阶段, 总的说来, 政治事务并不遵从民主的机制。在统一后, 与中央集权制的, 且政治文化有时会是动荡的南部的结合, 带来了诸多的问题。总体上的统一的共和国的政治依然保持着寡头政治的特征, 政府的观点也局限在建立短期

的，以强制统治为基础的体系。

自从在北部建立了现代国家，政府主要聚焦的是三个任务：(a) 通过具体的改良，在也门公民和国际伙伴中获得合法地位；(b) 尽可能的使更多的家庭实现富裕；(c) 通过确保有影响的团体有权获得财富和威望，来巩固国家的权力。由于前边提到的原因，分析家们通常认为也门政府是软弱的。这意味着除非与权力集团达成协议，否则政府几乎什么也办不到。但是，在发展灌溉系统方面，“软弱”的政府却实现了自己的目标。

推动地下水灌溉迅速发展的因素包括获得了充沛的私人资本，并且引进了适合的管井技术。政府通过调整宏观经济杠杆，确实做到了控制——燃油定价、信贷定价和配置、规范水果和蔬菜的进口——补贴地下水灌溉，并因此使地下水灌溉在农业人口中的重要部分得以迅速普及。通过调整宏观经济杠杆，特别是信贷机制，政府把很大一部分利益分成提供给对自己的权力基础起重要作用的主要的团体：*shaykhs*（部落首领），尤其是边疆地区，部落是否对国家忠诚，不仅关系到政府的存亡，而且也会影响大土地所有者和军队、商业领袖，因为这些人希望通过投机农业获得利润。国际借贷组织通过建立农业信贷银行等办法来支持这些发展。

在大水漫灌方面，政府在执行项目时，很大程度上依赖捐赠资金和国际专家。漫灌的发展增加了绝大多数用水者的收入，尤其是土地集中在上游的那些有势力的家庭，因为他们享有用水的优先权。无需太多资本，且可以获得周期性的回报，这与免费用水一样，成为控制冲突，并从普通农民和上游的大土地所有者中赢得支持的重要因素。

是一种突出的制约因素导致了对传统水控制系统的忽视：由于缺乏一系列便利的技术，所以很容易就会导致出现新的生产方式和吸引私人，或公共的投资。政府对提高粮食生产者的收入束手无策，甚至无法通过价格体制来进行调节。显而易见，政府并没有想增加零星的谷物生产者的收入，相反，是给那些更明显的

和更有影响的消费者团体提供粮食补贴。

昔日的成功和新的方向

从国际上看，也门的含蓄的灌溉发展战略是成功的。一个被认为是“软弱”的政府推动了农业行业的发展和现代化，使国家在水果、蔬菜等高价值的农业作物生产上实现了自给。改革带来的收入的增加使农民中很大一部分人获得了收益。重要的利益团体得到不合比例的利益，这有助于巩固政府的权威。捐助者乐于成为这种项目的合作伙伴，见证确实而富有创造性的发展，并分享成功。

粮食保障不是问题。政府可以进口廉价的谷物，并在市场上进行有效的分配。现在，也门只生产自己所需的 1/4 的谷物，其余全部依靠进口。这使政府能够推动制定水价政策和高附加值的生产，而不是发展低附加值的基本商品的生产。谷物进口的数量和政府对其的控制被简化为政府对谷物补贴的管理。因此，政府的制定水价政策符合国家总体的粮食生产战略，以及农业发展和政治任务。

但是，在下调灌溉水价 20 年后，政府现在开始提高水价。由于燃油价格在 1996~1999 年，从 0.02 美元每升上调 0.10 美元每升，到 2001 年，更升至 0.16 美元每升，受其影响，地下水水价也出现浮动。低息的信贷缩减，利息率上升。官员们放宽了对水果和蔬菜进口的控制。所有这一切使地下水的价格开始接近它的经济成本。现在，甚至已经讨论关于地下水的开发和抽取得规范问题。

在大水漫灌地区，政府通过法律，对水费收税。政府此举希望用水者团体可以介入运行和维护，并最终彻底接过这些任务。这将会有效地促进用水者全额偿付大水灌溉的周期性成本。

此外，政府开始对传统的水控制系统给予更多的重视。研究人员试图寻找办法，以完善传统的技术和控制试点项目，以检验

革新技术。政府也正在逐步取消谷物补贴。1997年，谷物补贴从1995年，顶峰时期的81%降到42%。

提高水价的政治经济问题

20年来，在捐助者的帮助下，政府通过低水价，或免费用水，能够完成重要的任务，并满足重要的利益集团的需要。那么，改变了什么？

首先，自20世纪90年代以来，也门一直遭受经济危机。从1995年开始，政府启动了一系列的巩固和调整措施，目的是取消那些，特别是对财政产生影响的扭曲了的政策。因此，给地下水的燃油和信贷补贴、给大水漫灌的运行和维护的补贴，以及不利于传统灌溉系统的对谷物的补贴，这一切都被取消了。最后，在财政命令下，水价提升了。

第二，政府被削弱了。它已经无法担负大水漫灌管理的管理和财政责任了。相反，官员们试图与用水者团体分担管理责任和成本，并最终将大水灌溉水系统移交给用水者。这个过程包括呼吁减少政府在总体经济活动中的作用的结构的调整。

第三，政府官员们开始越来越重视环境的恶化，尤其是水资源的疏干，及其对流域和梯田系统的破坏。可持续发展已经变得与增加收入同等重要。在这方面，值得一提的是有些作物对国内资源的消耗更多。见表18.4。

第四，曾经支持旧政策的捐助者们，现在对鼓励政府进行政策变革发挥着重要的作用。除了积极支持结构调整方案，捐助者们还鼓励实现可持续发展、削弱政府在经济中的作用，以及更多地参与社区层次的活动。如前所述，他们还鼓励使用价格体制，以满足水管理的需要。

第五，政府自己也开始改变对发展的步骤，和谁应该参与政策决策等问题的看法。政府官员们越来越强调社区的发展，以及非政府组织的参与。

表 18.4 国内资源成本

沿海地区	高地	东部高原
国内资源成本低于 0.5 的精选作物(国内资源的高效率使用者)		
棉花(灌溉)	咖啡(雨养)	番茄(灌溉)
柑橘(灌溉)	葡萄(灌溉)	
海枣(灌溉)		
番木瓜(灌溉)		
国内资源成本在 0.5~1.0 的精选作物(国内资源的较高效率使用者)		
番茄(灌溉)	苜蓿(灌溉)	苜蓿(灌溉)
元葱(灌溉)	番茄(灌溉)	番茄(灌溉)
芝麻(补充灌溉)	马铃薯(灌溉)	马铃薯(灌溉)
高粱(补充灌溉)	元葱(灌溉)	元葱(灌溉)
小米(雨养)	Qat(灌溉)	
	某些谷物	
	(雨养和灌溉)	

注 关于国内资源成本的计算是按照生产某一商品的国内资源与该商品的国外价格的比率来测度的。比率低于 1.0 意味着这个国家在生产该类型商品中, 具有优势。

资料来源: 世界银行(1997年)。

通过改变灌溉水定价政策, 政府开始积极应对变化中的经济环境和捐赠者的要求。但是, 是否能够同时实现发展的长期目标、增加收入, 并巩固权力基础还是一个未知数。

关于发展, 基本上, 政府正在竭尽全力地开发灌溉资源。国家的地下水和地表水资源被充分利用, 在很多地方, 甚至属于过度开采。政府官员们意识到现在的主要任务是完善对现有项目的管理。通过谨慎的管理和对资源保护及灌溉效率的投资, 绝大多数农民可以得到比仅减少现有用水者的水, 这个额外发展更多的收益。因此, 政府开始追求实现可持续发展和提高效率的第二代目标。

但是, 执行这些改变的过程对政府来说并不容易。经济的扩展属完全合法的行为。相反, 在管理阶段(历史学家, Albert

Hourani 曾在演讲中将其描述为企业家时代之后的会计时代) 涉及到真实而不受欢迎的改变, 例如涨价和规范。此外, 权力向用水者团体转移意味着政府失去了对于公共水资源的合法利益。更为严重的是, 这也许会强化地区的权力基础, 从而造成也门历史上曾出现过的分离的倾向。^①

帮助政府, 致力于创造繁荣的新政策的影响也存在一些问题。就地下水而言, 政府提高了农民用水的成本, 并努力把地下水的使用减至可持续的限制内。就大水漫灌而言, 农民被迫第一次为此而缴费。如果没有其他的变化, 那么依靠地下水或大水漫灌的农民的收入会下降。在最近的一次研究中 (Schlund 1998 年), 统计模型显示在采用所有这些调整措施后, 三种主要农产品的平均收入下降了 13% (见表 18.5)。除非投资, 或技术转移能够给生产带来补偿, 负责农场的收入很难保持稳定。

表 18.5 取消燃油补贴和进口限制后的
精选农作物的总利润的减少 (百分比)

产 品	地 区	目前的生产实践	改良农业
元 葱	东部高原	8~15	7~15
番 茄	高 地	10~20	7~15
马铃薯	高 地	11~23	8~17

注 总利润指的是扣除各种成本后的农作物的收入。研究显示三种主要农作物的总利润下降的百分比证明: (a) 农民们仍然继续着当前的生产实践; (b) 农民采用了改良了的生产实践。

资料来源: Schlund (1998 年)。

也门普遍存在的贫困现象使政府希望实现繁荣的努力变得更具挑战性。也门的年人口增长为 3.7%, 而且经济收入主要依靠原油, 这部分收入占国内生产总值的约 1/3。此外, 提高水价和实现需求管理结束了原来政策提供的保护性福利。

现在, 政府陷入了两难的局面。如果涨价, 就难以保证国家

① 我个人认为 Marcus Moench 对此有深刻的认识。

的合法性，提高额外的农场收入，以及为有影响力的团体谋利。1993年，议会否决了总局的希望提高燃油价格的第一份议案。1995年，政府决定将燃油的价格提高三倍，由此引发了声势浩大的示威游行，并造成20人死亡。最后，总统宣布在某种程度上减少价格增长，燃油的价格涨了两倍。1996年，燃油价格的进一步上涨，带来了新一轮的冲突，结果政府设立了一项基金以提高灌溉效率。1998年的最新一次的涨价又再次导致了流血冲突，而且政治上的反对者开始指责某些捐赠者是在干扰也门的经济。

结论

政府并没有采取缓慢地推动调整，逐步减少社会成本的过程，那么它的选择是什么呢？最突出的一项选择就是通过研究、扩展和投资，来提高灌溉效率。水价的提升会带来节约用水的需求，农民会因此而更乐于采用可以有效用水的技术。更有效率的灌溉系统会减少对地下水资源和储水的压力，甚至会增加农场的收入。无疑，当农民们逐步接管对大水漫灌系统的管理职责的时候，他们必须面对成本的问题。但是，中央分权制的政策使农民获得了对大水漫灌系统的所有权，所以他们愿意提高灌溉效率和实现可持续发展。同样，新政策恢复了对传统水控制系统的支持，而这些系统具有推动贫困农民的生产，并提高其收入的潜力。相比较而言，也门在许多农作物的生产中都具有一定的优势。改良的畜牧业技术的使用有助于在不影响现有激励框架的情况下，充分发挥国家在农业生产中的潜力。

如果捐赠者们能够支持这项关于完善灌溉的水保护和利用效率的项目，那么就会给也门的灌溉水水价向经济定价过渡提供最有效的帮助。此外，政府也可以重新调整国家的公共事业投资和补贴，使其从强调水资源开发转向水资源保护，来进一步推动整个项目的执行。

参考文献

- ADE (Aide à la Décision Économique) . 1998. *Yemen: A Food Security Strategy*. Final Report, vol. 1, Main Report. Louvein-la-Neuve, Belgium: ADE/European Union.
- Central Bank of Yemen. 1991-1997. *Statistical Bulletin*. Sana'a, Yemen: Government of Yemen.
- Government of Yemen, Ministry of Agriculture and Irrigation. 1970. *Agricultural Statistics Yearbook*. Sana'a, Yemen.
- _____. 1996. *Agricultural Statistics Yearbook*. Sana'a, Yemen.
- Moench, Marcus. 1998. "Water Markets." In Christopher Ward, Marcus Moench, and Chris Handley, eds., *Yemen: Local Water Management in Rural Areas*. Sana'a, Yemen: World Bank.
- Schlund, Matthias. 1998. "Basic Facts—Economics of Crop Production in Yemen." Yemen Agricultural Policy Review Working Paper no. 1. World Bank, Washington, D. C.
- World Bank. 1997. *Yemen: Towards a Water Strategy*. Report no. 15718-YEM. Washington, D. C.
- _____. 1999. *Yemen: Agricultural Strategy Note*. Report no. 17973-YEM. Washington, D. C.